

Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren*)

Arbeitsbericht der ATV/BDE/VKS-Arbeitsgruppe 3.1.1 „Stabilisierungskennwerte, Energie- und Emissionsbilanzen“ im ATV/BDE/VKS-Fachauschuß 3.1 „Allgemeine Fragen (Statistik, Analytik, F+E-Programme)“

Mitglieder der Arbeitsgruppe sind:

- Dr.-Ing. Bahrs, Braunschweig
- Dr.-Ing. Dichtl, Bochum
- Dipl.-Ing. Englmann, München
- Dr.-Ing. Kapp, Stuttgart (Sprecher)
- Prof. Dr. Köhlhoff, Frankfurt/Main
- Dr.-Ing. Siekmann, Mendig

Im vorliegenden Arbeitsbericht werden die derzeit wichtigsten Stabilisierungsverfahren zur Behandlung von kommunalen Klärschlämmen systematisiert und beschrieben. Die Einflußgrößen, die für den Umfang und den Verlauf des Abbaus der organischen Trockenmasse von Bedeutung sind, werden erörtert. Eine vergleichende Bewertung der verschiedenen Verfahren (z. B. hinsichtlich Leistungsfähigkeit) wird vermieden. Gleichzeitig werden aber konkret gemessene und dokumentierte Abbauleistungen den jeweiligen Verfahren zugeordnet, um schließlich typische Kennwerte für die einzelnen Stabilisierungsverfahren zur Beurteilung deren Leistungsfähigkeit anzugeben. Ganz bewußt wird die Anzahl der Kennwerte auf wenige praxisbedeutsame Parameter beschränkt. Der Bericht macht auch deutlich, daß explizite entsorgungsspezifische Stabilisierungsvorgaben gegenwärtig nicht existieren.

1. Definition „Schlammstabilisierung“

Anforderungen an Art und Umfang der Schlammbehandlung werden maßgebend durch Vorgaben der Schlamm Entsorgung bestimmt. Insofern muß die Behandlungsstufe Stabilisierung des Schlammes im Zusammenhang mit dem Entsorgungspfad sowie den vorangehenden und nachgeschalteten Behandlungsschritten gesehen werden. Die Prozeßziele der Stabilisierung und somit der Grad der Stabilisierung sind auf die jeweils nachgeschaltete Verfahrenskette bzw. auf den jeweiligen Entsorgungspfad auszurichten. Aus diesen Randbedingungen leiten sich auch die Zielvorstellungen für die Stabilisierung ab.

Nach DIN 4045 ist die Schlammstabilisation ein „Verfahren der Schlammbehandlung besonders zur weitergehenden Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen und der organischen Schlammfeststoffe. Erwünschte Nebenziele sind die Verbesserung der Entwässerbarkeit und die Verminderung der Krankheitserreger.“

Stabilisierter Schlamm ist „Schlamm, der so behandelt wurde, daß mindestens eines der beiden Hauptziele der Schlammstabilisierung erreicht wird. Man unterscheidet: Aerob stabilisierten Schlamm, anaerob stabilisierten Schlamm (Faulschlamm), chemisch stabilisierten Schlamm und thermisch stabilisierten Schlamm.“

Bei der Stabilisierung steht somit die Minimierung der Geruchsemissionen eindeutig im Vordergrund. Der Klärschlamm sollte zukünftig jedoch nicht „nur“ stabilisiert werden. Der Klärschlamm dient als Energielieferant und ist folglich als Wertstoff zu betrachten. Im „lästigen“ Nebenprodukt der Abwasserreinigung ist Energie festgelegt, die an Ort und Stelle mit den geringsten energetischen Verlusten verwertet werden kann. Der Gasprodukt-

*) Anregungen zum nachfolgenden Arbeitsbericht sind erwünscht. Richten Sie diese bitte an die ATV-Hauptgeschäftsstelle, Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef

tion sollte beim Einsatz der anaeroben Stabilisierung daher in Zukunft ein hoher Stellenwert eingeräumt werden.

In den folgenden Ausführungen werden die biologischen Stabilisierungsverfahren bei kommunalen Kläranlagen behandelt.

2. Strukturierung und Beschreibung der biologischen Verfahren zur Klärschlammstabilisierung

Eine schematische Untergliederung der biologischen Stabilisierungsverfahren ist in Bild 1 dargestellt.

Betriebstemperatur		AEROBE VERFAHREN			ANAEROBE VERFAHREN		
		psychrophil	mesophil	thermophil	psychrophil	mesophil	thermophil
Bauliche Ausführung	mit der Abwasserreinigung	simultan im Belebungsbecken	—	—	baulich vereint mit Absetzbecken (Emscherbrunnen) u.ä.	—	—
	getrennt von der Abwasserreinigung	Behälter ohne Wärmeisolation	wärmeisolierter Behälter		offene oder geschlossene Behälter	geschlossener, beheizter Behälter	

Abb. 1: Schematische Untergliederung biologischer Stabilisierungsverfahren (Riegler, 1981)

- Die simultane aerobe Stabilisierung findet bei Anlagen unter 15 000 EW die größte Verbreitung. Mit steigender Anschlußgröße nimmt ihre Bedeutung ab.
- Getrennte aerob thermophil (mesophil) betriebene Stabilisierungsanlagen weisen lediglich unter 20 000 EW eine, wenn auch geringe, Verbreitung auf. Die getrennte aerob-psychrophile Stabilisierung ist heute praktisch ohne Bedeutung.
- Emscherbrunnen findet man heute noch im Anschlußgrößenbereich zwischen 1 000 und 2 000 EW vor. In der Regel stehen diese Anlagen jedoch zur Sanierung an.
- Unbeheizte Faulräume, u. a. auch Erdbecken, gehören immer mehr der Vergangenheit an.
- Ab einer Anschlußgröße von ca. 15 000 EW stellt die mesophile Faulung das Verfahren mit der größten Bedeutung dar.

Zur Optimierung der Stabilisierungsleistung sowie bei der Erweiterung bestehender Anlagen werden auch mehrstufige Verfahren eingesetzt. Aus der Vielzahl vorhandener biologischer Verfahrenskombinationen werden in der Praxis folgende Varianten realisiert:

- | | |
|--------------------|--------------------|
| 1. Stufe | 2. Stufe |
| aerob thermophil | — anaerob mesophil |
| anaerob thermophil | — anaerob mesophil |

Langjährige Betriebsverfahren stehen bislang jedoch aus.

Zur Beurteilung der Stabilisierungsleistung ist der Ablauf des letzten Reaktors einer mehrstufigen Verfahrenskette maßgebend. Gesonderte Stabilisierungskennwerte für Verfahrenskombinationen sind infolgedessen nicht erforderlich.

2.1 Einfluß der Milieubedingungen

Die an der biologischen Schlammstabilisierung beteiligten Mikroorganismen lassen sich bezüglich des Verhältnisses zum Sauerstoff nach Schlegel (1981) in mindestens drei Gruppen einteilen:

1. Obligat aerobe Organismen vermögen Energie nur durch Atmung zu gewinnen und sind auf O₂ angewiesen.
2. Obligat anaerobe Organismen wachsen nur in einem sauerstofffreien Milieu, da für sie Sauerstoff toxisch ist.
3. Fakultativ anaerobe Organismen wachsen sowohl in Gegenwart als auch in Abwesenheit von O₂. Unter ihnen muß man 2 Arten unterscheiden: Milchsäurebakterien vermögen zwar in

Gegenwart von O₂ zu wachsen, können ihn aber nicht nutzen, sondern gewinnen Energie nur durch Gärung; sie sind aerotolerant. Andere fakultativ anaerobe Bakterien (z. B. Enterobacteriaceae) und viele Hefen können zur Energiegewinnung von Atmung (in O₂-Gegenwart) auf Gärung (bei O₂-Abwesenheit) umschalten.

Tab. 1 zeigt eine Gegenüberstellung der wesentlichen Unterschiede zwischen dem aeroben und anaeroben Abbauprozess.

Parameter	Aerober Abbauprozess	Anaerober Abbauprozess
Abbauvorgang	Abbau der organischen Schlamminhaltsstoffe i. a. durch einen Organismus zu CO ₂ , H ₂ O, NO ₃ , P ₂ O ₅ , SO ₄ und Biomasse	stufenweiser Abbau der organischen Schlamminhaltsstoffe durch mehrere Organismen zu CO ₂ , CH ₄ , NH ₃ und Biomasse
Organismenwachstum	sehr schnelles Wachstum, geringe Generationszeiten (i. M. ca. 2h); dadurch hohe Biomassenproduktion	langsames Wachstum (besonders der methanogenen Bakterien), hohe Generationszeiten (0,5-15 d); dadurch geringe Biomassenproduktion
Millieuanforderungen	große Artenvielfalt mit breitem Abbauspektrum; wenig spezialisiert	mehrere Organismengruppen mit symbiotischen Abhängigkeiten
Betriebsverhalten	kurze Einarbeitungszeit, auch nach Störungen	lange Einarbeitungszeit
Energiebedarf	als Wasserstoff-Acceptor wird O ₂ benötigt, dadurch hoher Bedarf an Fremdenergie	als Wasserstoff-Acceptor wird kein O ₂ benötigt, dadurch geringer Bedarf an Fremdenergie
Energiegewinn	große Energiedifferenz zwischen Anfangs- und Endprodukten, Selbstwärmerung durch exotherme Stoffwechselprozesse	geringe Energiedifferenz zwischen Anfangs- und Endprodukten, keine wesentliche Selbstwärmerung; hochwertiges Endprodukt in Form von Faulgas

Tabelle 1: Gegenüberstellung der wesentlichen Unterschiede zwischen dem aeroben und dem anaeroben Abbauprozess (Siekman, 1986)

2.2 Einfluß der Prozeßtemperatur

Die den Abbau vollziehenden Mikroorganismen lassen sich in drei Temperaturbereiche einteilen:

	Temperaturbereich	Temperatur größter Aktivität
Psychrophile Mikroorganismen:	-30 °C	15-20 °C
Mesophile Mikroorganismen:	25-45 °C	30-38 °C
Thermophile Mikroorganismen:	45-80 °C	50-55 °C

Innerhalb jedes Temperaturbereichs gibt es optimale Temperaturen, bei denen die Bakterien die höchste Stoffwechselaktivität zeigen.

Im allgemeinen nimmt mit steigender Temperatur die Geschwindigkeit der Stoffwechselprozesse zu. Da der Energiestoffwechsel stärker zunimmt als der Baustoffwechsel, vermindert sich die spezifische Überschusschlammproduktion.

Das Gesetz von Van 't Hoff, nach dem sich die Reaktionsgeschwindigkeit eines chemischen Prozesses bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C verdoppelt, gilt für biologische Abläufe nur bedingt, da die Zusammensetzung der Biozönose auch selbst von der Temperatur abhängig ist.

Im allgemeinen hat die Temperatur im mesophilen und thermophilen Bereich den in Bild 2 dargestellten Einfluß auf die Größe des relativen Reaktionskoeffizienten.

Die Abnahme der Reaktionsgeschwindigkeit im Bereich zwischen 40 und 50 °C ist auf eine Veränderung der Bakterienzusammensetzung zurückzuführen. Hier findet der Übergang zwischen den mesophilen Mikroorganismen, die ihre optimale Temperatur bei ca. 30-38 °C haben, und den thermophilen Mikroorganismen, deren optimale Temperatur bei 50-55 °C liegt, statt. Bei der Wahl der Prozeßtemperatur ist also auf das Optimum der jeweiligen Bakterien zu achten, da anderenfalls die Reaktionsgeschwindigkeit und damit auch die Gasausbeute bei der anaeroben Stabilisierung abnehmen würden.

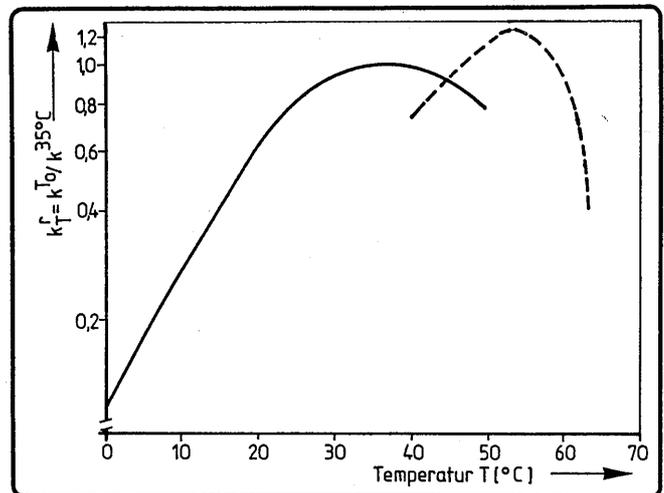


Abb. 2: Einfluß der Temperatur auf die Größe des relativen Reaktionskoeffizienten bei anaeroben Abbauprozessen (In den, 1977)

3. Beschreibung der Prozesse beim oTR-Abbau

Beim anaeroben Abbau werden hochmolekulare Stoffe, wie Eiweißverbindungen, Fette und Kohlenhydrate, zunächst zu kleineren Bruchstücken hydrolysiert (z. B. Aminosäuren, Zucker). In der acidogenen Phase erfolgt dann die Versäuerung dieser Zwischenprodukte u. a. zu Carbonsäuren (Essig-, Butter-, Propion-, Valeriansäure). Daneben entsteht Wasserstoff und Kohlendioxid. Acetogene Bakterien bewirken einen weiteren Abbau längererkettiger Carbonsäuren zu Essigsäure, ehe schließlich Methanbakterien in der dritten Stufe den Restabbau zu Kohlendioxid und Methan besorgen.

Der anaerobe Prozeß bewirkt bei dem Substrat Klärschlamm einen Abbau insbesondere partikulärer Substanz zu gasförmigen (CH₄, CO₂) und wasserlöslichen Abbauprodukten (z. B. HCO₃⁻, NH₄⁺). Letztere sind beim Trocknungsprozeß des Schlammes für die Feststoffbestimmung praktisch vollständig flüchtig. Demzufolge verringert sich der Feststoffgehalt während des Faulvorgangs um ein Maß, das vom Feststoffgehalt des Rohschlammes (TR_{zu}), von der Größe des Anteils der organischen Substanz an der Gesamtsubstanz (GV_{zu}) und vom Abbaugrad η_{oTR} der organischen Substanz abhängig ist gemäß:

$$\frac{TR_{ab}}{TR_{zu}} = 1 - \eta_{oTR} \cdot \frac{GV_{zu}}{100} \text{ mit}$$

- TR_{ab}: Feststoffgehalt im Faulschlamm in g/l
- TR_{zu}: Feststoffgehalt im Rohschlamm in g/l
- η_{oTR} : Abbaugrad der organischen Substanz in %/100
- GV_{zu}: Glühverlust im Rohschlamm in %

Der organische Anteil der Schlammfeststoffe, d. h. der prozentuale Glühverlust, verringert sich während der anaeroben Behandlung und ergibt sich in Abhängigkeit des Glühverlustes im Rohschlamm GV_{zu} (in %) und des Abbaugrades η_{oTR} zu:

$$GV_{ab} = 100 \cdot \left(1 - \frac{100 - GV_{zu}}{100 - GV_{zu} \cdot \eta_{OTR}}\right) \text{ (in \%)}$$

Bei der simultanen aeroben Stabilisierung gelten hinsichtlich des erreichbaren GV_{ab} -Wertes prinzipiell die gleichen o. g. Zusammenhänge, jedoch kann der Abbaugrad nicht entsprechend wie beim Anaerobprozess bestimmt werden, weil im Belebungsbecken nur das Endergebnis des Stabilisierungsprozesses, also GV_{ab} , gemessen werden kann.

Die aerobe Veratmung organischer Verbindungen zu CO_2 und Wasser erfordert die Bereitstellung von Sauerstoff. Die notwendige Sauerstoffmenge für die Oxidation der C-Verbindungen hängt davon ab, in welcher Oxidationsstufe sich diese befinden. Der auf 1 Gramm Kohlenstoff bezogene spezifische chemische Sauerstoffbedarf CSB^* ergibt sich zu

$$CSB^* = 8/3 - 2/3 \cdot Ox.st.C \text{ in } gO_2/gC \text{ (Gl. 1)}$$

Für $CSB^* = 3,0$ bei kommunalem Abwasser ergibt sich eine mittlere Oxidationsstufe aller C-Verbindungen von $-0,5$ (Bild 3). Je höher CSB^* ist, um so höher ist der spezifische Energieinhalt der organischen Verbindungen. Während bei Methan ($Ox.st.C = -4$) von $74,7 \text{ kJ/g C}$ auszugehen ist, wird bei der organischen Substanz im Klärschlamm ($C = -0,5$) ein Energieinhalt von knapp 42 kJ/g C zu erwarten sein. Letztere Relation ergibt mit $3 \text{ g } O_2/g C$ einen Energieinhalt bezogen auf den CSB von $13,96 \text{ kJ/g CSB}$. Unter anaeroben Bedingungen (Faulung) läßt sich dieser Sachverhalt am Methananteil (CH_4) im Faulgas ablesen gemäß:

$$CH_4 = 12,5 \cdot Ox.st.C + 50 \text{ in Vol\%} \text{ (Gl. 2)}$$

Unter Berücksichtigung des Stickstoffgehaltes der anaerob abgebauten C-Verbindungen wird wegen $[NH_4^+] = [HCO_3^-]$ der tatsächlich meßbare CH_4 -Anteil zu

$$CH_4 = \frac{-12,5 \cdot Ox.st.C + 50}{1 - (6N/7C)} \text{ in Vol\%} \text{ (Gl. 3)}$$

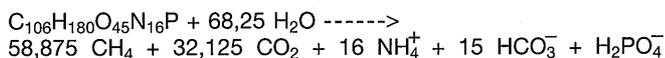
Bei kommunalem Klärschlamm wird mit 70 mg N/g oTS und 510 mg C/g oTS , sowie mit der Annahme $Ox.st.C = -0,5$ der Methananteil im Faulgas zu $63,8 \text{ Vol\%}$, also ein durchaus üblicher Wert.

Dies bedeutet, daß die Abschätzung von $-0,5$ als mittlere Oxidationsstufe des Kohlenstoffs aller abgebauten organischen Verbindungen plausibel ist, wobei sich aufgrund der mittleren chemischen Zusammensetzung der Stoffgruppen die jeweilige mittlere Oxidationsstufe nach Tabelle 2 wie folgt ergibt:

	CH_4 -Anteil im Faulgas in Vol %	Mittlere Oxidationsstufe des Kohlenstoffs	Bemerkungen
Kohlenhydrate	50	0	
Fette	68	-1,4	
Eiweißverbindungen	71	-0,1	N/C = 0,324

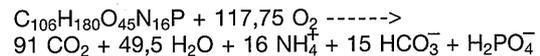
Tabelle 2: Mittlere Oxidationsstufe aufgrund erwartetem Methananteil im Faulgas bzw. chemischer Zusammensetzung

Auch bei der anaeroben Umwandlung von Zellsubstanz mit der mittleren Zusammensetzung $C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P$ [4] ergibt sich bei einer mittleren Oxidationsstufe der C-Verbindungen von $-0,44$ ein CH_4 -Anteil im Faulgas von ca. 64 Vol\% gemäß



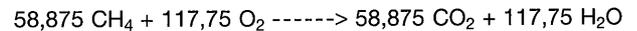
Pro 1 kg Abbau des Ausgangsstoffes ergibt sich ein Wasserbedarf von $0,51 \text{ kg}$ und ein Übergang des Kohlenstoffes zu 86% in das Faulgas und zu 14% als Hydrogencarbonat in das Faulwasser sowie ein spezifisches Gasvolumen von $0,84 \text{ Nm}^3$ pro kg organischer Substanz.

Bei der aeroben Veratmung der Zellmasse gemäß

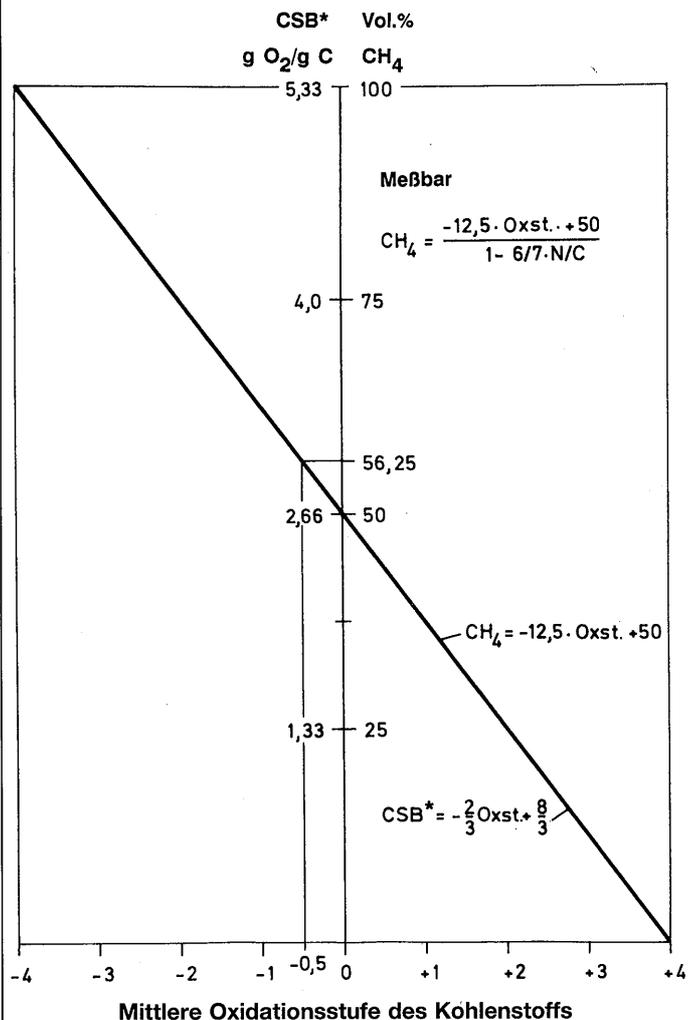


werden statt der anaerob produzierten $58,875 \text{ mol } CH_4$ eine gleich große Menge CO_2 gebildet, während die restlichen Abbauprodukte denen beim anaeroben Abbau entsprechen.

Bei der Verbrennung des Methans nach



werden wieder die entsprechenden Mol CO_2 und Mol H_2O gebildet, so daß die Endprodukte nach der Oxidation des CH_4 in beiden Fällen gleich sind.



$$CSB^* = CSB/TOC$$

Abb. 3: Spezifischer Sauerstoffbedarf CSB^* und Methananteil im Faulgas (ohne Einfluß der N-Verbindungen) in Abhängigkeit von der Oxidationsstufe des Kohlenstoffs (Kapp, 1991)

4. Verlauf der Abbauprozesse für oTR

4.1 Anaerober Abbau (mesophil)

Der Abbaugrad η_{OTR} ist insbesondere von der Aufenthaltszeit t und dem „Vorabbau“ des der Faulung zugeführten Schlammes abhängig. Bei der üblichen Betriebsweise der Anlagen ohne Schlammwasserabzug entspricht diese Aufenthaltszeit t dem Schlammalter τ_{TS} . Während biologischer Überschussschlamm mit einer BSB_5 -Schlammbelastung von $0,15 \text{ kg/(kg \cdot d)}$ im Bereich $15 \text{ d} \leq t \leq 30 \text{ d}$ einen Abbaugrad von etwa 32 bis 40% aufweist,

erfolgt der Abbau der organischen Substanz beim Primärschlamm zu rund 55 bis 60%.

Pfeiffer (1989) trug Versuchungsergebnisse verschiedener Autoren zusammen, die den η_{OTR} -Abbaugrad in Abhängigkeit von der Faulzeit untersucht hatten. In Bild 4 sind Ergebnisse von Dichtl (1984), Kapp (1984), O'Rourke (1968), Temper (1983), Siekmann (1986) und Wechs (1985) dargestellt.

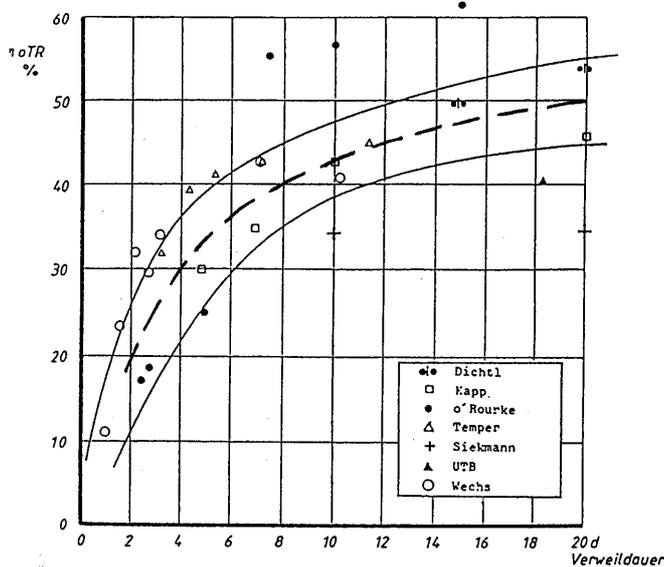


Abb. 4: Abbaugrad η_{OTR} in Abhängigkeit von der Faulzeit (Pfeiffer, 1989)

Nach Bild 4 liegt bei Faulzeiten $t > 10$ d der Abbaugrad η_{OTR} von kommunalen Mischschlamm zwischen ca. 40 und 50 Prozent, bei $t \leq 8-10$ d sinkt η_{OTR} jedoch stärker ab.

4.2 Aerober thermophiler Abbau

Die Untersuchungen erfolgten allgemein nur bis zu einer mittleren Verweilzeit der Schlammfeststoffe im Aerobreaktor von ca. 10 d (Bau 1986, Breitenbücher 1983, Demharter 1986, Dichtl 1984, Keller und Berninger 1984, Siekmann 1986). Bis zu diesem Bereich ist der Abbau der organischen Trockenmasse nur geringfügig kleiner als im Falle der anaeroben Schlammfäulung. Bei einer mittleren Verweilzeit von 5 d bis 10 d kann durchschnittlich von einem Abbaugrad η_{OTR} von ca. 25 bis 35 Prozent ausgegangen werden (Bild 5).

4.3 Simultane aerobe Schlammstabilisierung

Nach Untersuchungen von Koers/Mavinic (1977) über die getrennte aerobe Stabilisierung bei niedrigen Temperaturen bis zu 20 °C sinkt der Abbaugrad der organischen Substanz unterhalb eines Wertes von ca. 300 als Produkt von Temperatur (°C) und Schlammalter (d) rapide ab (Bild 6).

Da die Untersuchungen mit einem belebten Schlamm mit $t_{TS} = 5$ d erfolgten, ist o. g. Produkt von 300 bei 20 °C ein erforderliches Schlammalter bei der simultanen aeroben Stabilisierung von $t_{TS} = 20$ d zuzuordnen. Sinkt die Abwassertemperatur im Winter auf 10 °C, so ist bei gleichen Bedingungen ein erheblich kleinerer Abbaugrad der organischen Substanz zu erwarten. Um den gleichen Abbaugrad wie bei sommerlichen Temperaturen zu erreichen, müßte das Schlammalter auf rund 35 d erhöht werden.

5. Kennwerte für die Stabilisierung

Nachfolgend werden für die aerobe und anaerobe Stabilisierung „typische Werte“ der aussagekräftigsten Stabilisierungsparame-

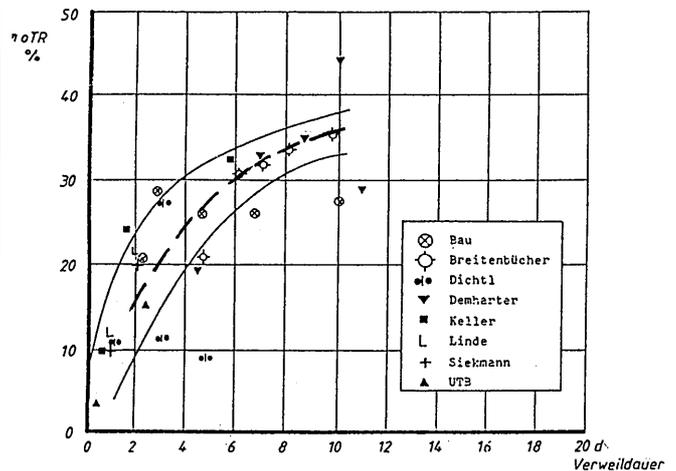


Abb. 5: Abbaugrad η_{OTR} in Abhängigkeit von der Verweilzeit (Pfeiffer, 1989)

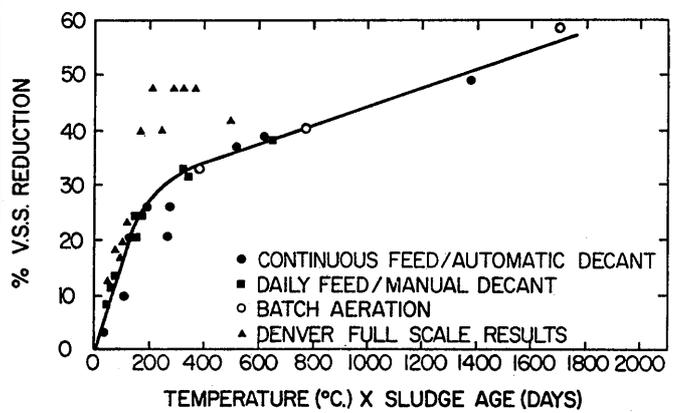


Abb. 6: Erreichbare Glühverlustabnahme in Abhängigkeit vom Produkt Temperatur x Schlammalter (Koers/Mavinic, 1977)

ter benannt, die hilfsweise zur Beurteilung des Stabilisierungsgrades des jeweiligen Schlammes bzw. als Prozeßkontrollparameter für die vorausgegangene Behandlung herangezogen werden können.

Es ist anzumerken, daß die wiedergegebenen Werte aus dem Betrieb von Anlagen zur Behandlung „normaler“ Schlämme überwiegend kommunaler Herkunft abgeleitet sind, wobei nicht nur die zugrundegelegte Zusammensetzung, sondern auch die Vorbehandlung (z. B. Voreindickung) im Rahmen der üblichen Verfahrenstechniken vorausgesetzt wird. Bei zwei- oder mehrstufigen Verfahren zur Schlammstabilisierung hat die Beurteilung entsprechend dem biologischen Milieu der letzten Behandlungsstufe zu erfolgen. Für die erforderliche Analytik einzelner genannter Parameter sind die Rohschlämme und stabilisierten Schlämme in originärer Form unmittelbar vor bzw. nach der Stabilisierung zu verwenden.

5.1 Kennwerte für die getrennte aerobe Stabilisierung

Vorgenannte Werte beziehen sich auf den in der Schlammbehandlung üblichen Behandlungsschritt der Vollstabilisierung; sie gelten nicht für aerob meso- oder thermophile Vorbehandlungsstufen. Der Einfluß der Prozeßtemperatur ist im Hinblick auf die erforderliche Stabilisierungszeit deutlich gegeben, jedoch nicht auf die Ausprägung der o. g. wertemäßigen Beurteilung.

Abweichungen von den o. g. Werten sind insbesondere dann zu erwarten, wenn die Zusammensetzung des Rohschlammes (Primärschlamm bzw. Sekundärschlammanteil oder Inhaltsstoffe)

wesentlich von normalen kommunalen Misch-Rohschlamm abweicht.

Parameter	Dimension	typischer Wert
oTR-Abbau	%	30
BSB ₅ /CSB	-	0,15

5.2 Kennwerte für die simultane aerobe Stabilisierung

Die simultane aerobe Schlammstabilisierung findet, wie die Verfahrensbezeichnung ausdrückt, zeitlich und räumlich zusammen mit den Prozessen der Abwasserreinigung statt. Dadurch bedingt ist eine Trennung und somit eine getrennte Beurteilung des zu stabilisierenden Schlammes vom stabilisierten Schlamm nicht möglich. Ersatzweise kann zur Beurteilung das rechnerische mittlere Schlammalter herangezogen werden.

Parameter	Dimension	typischer Wert
Schlammalter	d	25

In den Wintermonaten ist ggf. ein höheres Schlammalter für die Stabilisierung erforderlich. Erfahrungen liegen bei diesem Verfahren im wesentlichen für kleine und mittlere Ausbaugrößen vor, wo bekanntermaßen gewerbliche und industrielle Einflüsse auf Abwasser und Schlamm von untergeordneter Bedeutung sind.

5.3 Kennwerte für die anaerobe mesophile Stabilisierung (Schlammfäulung)

Für das gebräuchlichste Stabilisierungsverfahren, die Schlammfäulung, sind die nachfolgend genannten Kriterien zur Beurteilung von Stabilisierungsgrad und -prozeß heranzuziehen. Es sind Werte angegeben, wie sie sich bei der Behandlung üblicher kommunaler Misch-Rohschlamm ergeben, wobei Abweichungen insbesondere durch hohe industrielle Abwasseranteile auftreten können. Ebenso sind kurzzeitige Abweichungen nicht außergewöhnlich.

Parameter	Dimension	typischer Wert
oTR-Abbau	%	45
flüchtige org.Säuren	mg/l	500
spez. Gasausbeute	NI/kg oTR _{zu}	400

Der Abbau der organischen Trockenmasse in der Schlammfäulung ist in seiner Ausprägung wesentlich durch die Schlammzusammensetzung und -genese bestimmt. Während der organische Trockenmassenanteil im Primärschlamm durch den üblichen Faulprozeß um 55 bis 60 % reduziert wird, kann bei der Ausfäulung von reinen Überschussschlamm nur noch mit einem Abbau von 25 bis 35 % gerechnet werden. Der Einfluß der Abwasserreinigung (Kohlenstoff- bzw. Stickstoffelimination) ist somit gegeben.

Der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren im Faulschlamm als Maß für die weitgehende Umsetzung des im Rohschlamm enthaltenen organischen Materials setzt voraus, daß die vorausgegangene Hydrolyse und Versäuerung der organischen Schlamm-inhaltsstoffe weitestgehend erfolgt ist, was in der Regel angenommen werden kann. Bei üblichen Aufenthaltszeiten von 20 bis 30 Tagen in der Schlammfäulung und Feststoffgehalten zwischen ca. 3 und 4,5 % TR sowie geregelten Betriebsbedingungen (Beschickung, Beheizung, Umwälzung) sind in der Praxis auch deutlich niedrigere Werte als die o. g. zu erwarten (z. B. 200 bis 300 mg/l).

Bei hohen Feststoffgehalten im Roh- bzw. Faulschlamm (z. B. 8 % nach maschineller Voreindickung) sind den Abbaurandbedingungen und -prozessen folgend andere Werte (i. d. R. zwischen 300 und 1 000 mg/l) zu erwarten und als „normal“ zu bezeichnen.

Die spezifische Gasausbeute ist ähnlich dem Abbau der organischen Trockenmasse in hohem Maße von der Zusammensetzung des Misch-Rohschlammes aus Primär- und Überschussschlamm sowie von der Genese und somit Beschaffenheit des Überschussschlammes abhängig. Während bei der alleinigen Ausfäulung von Primärschlamm eine spezifische Gasausbeute von 500 bis 600 Normalliter je kg oTR (zugeführt) erwartet werden kann, ist der korrespondierende Wert für die Ausfäulung von Überschussschlamm im Bereich von 200 bis 300 NI/kg oTR_{zu} angesiedelt. Bei zweistufigen anaeroben Anlagen ist die Summe der spezifischen Gasausbeuten der Einzelstufen der spezifischen Gasausbeute einer einstufigen Anlage gleichzusetzen. Für Schlammfäulungsanlagen mit aerober (besonders aerob-thermophiler) Vorstufe ist die spezifische Gasausbeute um das Maß des aeroben Vorabbaus reduziert.

5.4 Ausblick

Die vorgenannten Parameter für die Beurteilung des Stabilisierungsgrades von Klärschlamm bzw. der Stabilisierungsprozesse basieren in der Höhe der genannten Zahlenwerte auf heute verfügbaren Erfahrungen von großtechnischen Anlagen. Sie sind (jeder einzeln für sich) relativ weit definiert und lassen eine sichere Einhaltung in der Praxis erwarten. Sie sollten, soweit möglich, jedoch nicht einzeln und isoliert, sondern, soweit vorhanden, gemeinsam mit anderen Parametern sowie mit zusätzlichen Informationen über die Abwasserreinigungs- und Schlammbehandlungsanlage zur Beurteilung Verwendung finden.

6. Entsorgungswege

Entsprechend Bild 7 kommen für die Klärschlamm Entsorgung im wesentlichen folgende Wege in Frage:

- Stoffliche Verwertung von Schlamm (insbesondere in der Landwirtschaft) in
 - flüssigem
 - entwässertem
 - getrocknetem Zustand
- Deponierung von
 - maschinell entwässertem Schlamm (ohne/mit Verfestigung)
 - getrocknetem Schlamm
 - Reststoffen aus der Schlammverbrennung
- Industrielle Verwertung

6.1 Hauptentsorgungswege und resultierende Zielvorgaben für die Stabilisierung

Mit den einzelnen Entsorgungspfaden sind entsprechende Anforderungen an den Schlamm und damit an vorausgehende Behandlungsstufen verbunden. In Abhängigkeit von der Art der Entsorgung können sich auch Zielvorgaben für die Stabilisierung ergeben.

6.1.1 Stoffliche Verwertung, insbesondere in der Landwirtschaft

Rechtliche Grundlage für die Verwertung bildet die Klärschlammverordnung vom 15. April 1992. Sie gilt für die Aufbringung von Klärschlamm als auch von mit Klärschlamm hergestellten Gemischen (z. B. Kompost) auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden.

Danach ist das Aufbringen von Rohschlamm verboten. Somit kann nur behandelter Schlamm ausgebracht werden. Darunter ist in diesem Zusammenhang stabilisierter Schlamm zu verstehen. Die Klärschlammverordnung stellt an das Stabilisierungsverfahren aber keine quantifizierbaren Anforderungen. Die Stabilisierung sollte allerdings so weitgehend sein, daß ein nennenswerter Abbau von organischer Trockenmasse nicht mehr stattfindet und

daß keine Geruchsbelästigungen auftreten. Als Anhalt sind die Angaben im Abschnitt 5 heranzuziehen.

Im einzelnen gilt:

- Bei biologisch (anaerob/aerob) stabilisierten Schlämmen gibt es keine konkreten Anforderungen an den Stabilisierungsgrad. Eine weitgehende Stabilisierung ist jedoch anzustreben.
- Für die chemische Stabilisierung kommt in der Regel nur Kalk in Frage. Konkrete Anforderungen an den Stabilisierungsgrad sind nicht definiert. Der pH-Wert kann als Beurteilungskriterium herangezogen werden. Es empfiehlt sich, einen pH-Wert von mindestens 12 anzustreben.

Die Verwertung kann erfolgen in Form von

- entwässertem Schlamm
- getrocknetem Schlamm
- Klärschlammkompost

6.1.2 Deponierung

Derzeit gelangen maschinell entwässerte, thermisch getrocknete Schlämme oder die Rückstände aus der Schlammverbrennung zur Ablagerung. Mit Inkrafttreten der TA Siedlungsabfall am 01. 06. 93 gelten unter Berücksichtigung von Übergangsfristen neue Anforderungen.

- Innerhalb der Übergangsfrist der TA Siedlungsabfall (bis 1. Juni 2005)

Sofern Klärschlamm ohne vorangehende Verbrennung abgelagert wird, ist eine Stabilisierung des Schlammes mit weitgehender Reduzierung des organischen Anteils des Trockenrückstandes (bestimmt als Glüverlustr GV) anzustreben; konkrete Zielwerte sind keine vorgegeben.

- Anforderungen TA Siedlungsabfall

Deponieklasse I	≤ 2 % GV
Deponieklasse II	≤ 5 % GV

Mit biologischen und chemischen Behandlungsverfahren können diese Anforderungen nicht erreicht werden. In der Regel ist eine Verbrennung erforderlich.

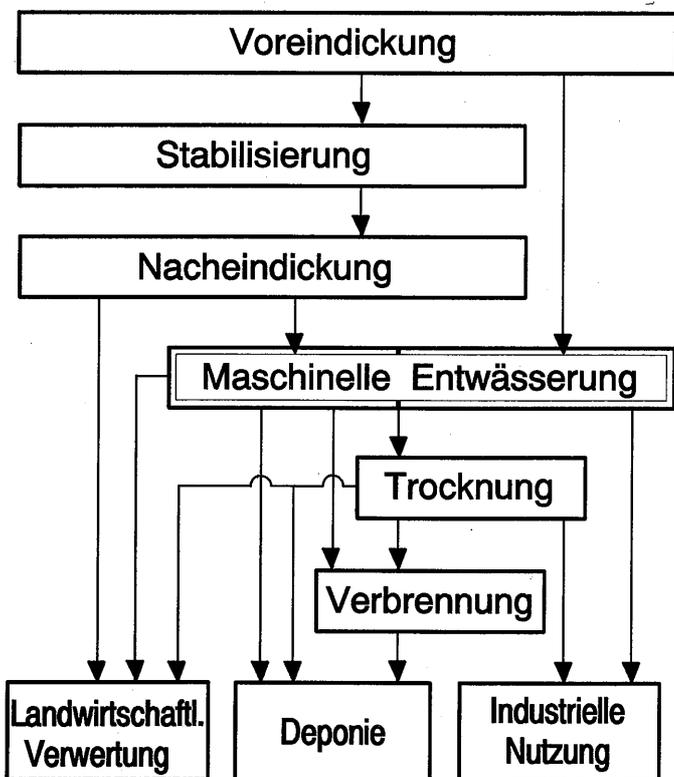


Abb. 7: Wichtigste Entsorgungswege für kommunalen Klärschlamm

6.1.3 Industrielle Verwertung

Der industriellen Verwertung werden in aller Regel getrocknete Schlämme zugeführt. Eine vorangehende Stabilisierung ist nicht zwingend erforderlich, aber schon aus betrieblichen Gründen zu erwägen.

6.2 Zuordnung von Stabilisierungskennwerten

Die angegebenen Stabilisierungskennwerte sind in erster Linie im Zusammenhang mit Stabilisierungsverfahren und den damit verbundenen Änderungen der Stoffeigenschaften des Schlammes entwickelt worden. Sie eignen sich demzufolge insbesondere für die Beurteilung der Leistungsfähigkeit der jeweiligen Stabilisierungsverfahren.

Eine Zuordnung der Stabilisierungskennwerte zu den einzelnen Entsorgungspfaden ist im Hinblick auf die aktuelle Gesetzeslage nicht erforderlich.

Literatur

Bau, K.:
Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlammvorentwässerung. Dissertation TH Darmstadt (1986)

Breitenbücher, K.:
Aerob-thermophile Stabilisierung von Abwasserschlämmen. Hohenheimer Arbeiten, Band 125 (1983)

Demharter, W.:
Zur aeroben Abwasser- und Schlammbehandlung bei meso- und thermophilen Temperaturen. Dissertation TU München (1986)

Dichtl, N.:
Die Stabilisation von Klärschlämmen unter besonderer Berücksichtigung einer zweistufigen aeroben/anaeroben Prozeßführung. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 5 (1984)

Inden, P. P.:
Mikrobielle Methanferzeugung aus Biomasse durch anaerobe Fermentation im technischen Maßstab. Dissertation Aachen (1977)

Kapp, H.:
Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 86 (1984)

Kapp, H.:
Beitrag der Abwasserbehandlung zur CO₂-Belastung der Umwelt. In: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 114 (1991)

Keller, U. Berninger, I.:
Aerob-thermophile Schlammfermentation mit anschließender Fäulung — vergleichende Pilotversuche in der ARA Altenrhein. Gesamtbericht für das BUS (1984)

Koers, D. A. u. Mavinic, D. S.:
Anaerobic Digestion of waste activated sludge at low temperatures. JWPCF 49 (1977), p. 460

O'Rourke, J. T.:
Kinetics of anaerobic treatment at reduced temperatures. Dissertation Stanford Univ. (1968)

Pfeiffer, W.:
Verfahrensvarianten der Fäulung und Entseuchung — Leistungsvergleich. Dissertation TU München (1989)

Riegler, G.:
Eine Verfahrensgegenüberstellung von Varianten zur Klärschlammstabilisierung. Schriftenreihe WAR, Darmstadt, Band 7 (1981)

Schlegel, H. G.:
Allgemeine Mikrobiologie 5. Auflage, Thieme-Verlag (1981)

Siekman, K.:
Leistungsfähigkeit des zweistufigen Schlammstabilisierungsverfahrens nach dem System Sauerstoffbegasung mit anschließender Fäulung im Vergleich zur einstufigen Fäulung. GWA Aachen, Band 89 (1986)

Temper, U.:
Methanergärung von Klärschlamm und anderen komplexen Substraten bei mesophilen und thermophilen Temperaturen. Dissertation TU München (1983)

Wechs, F.:
Ein Beitrag zur zweistufigen anaeroben Klärschlammstabilisierung. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen TU München (1985)