

Neuerungen in der Klärtechnik

J. MUSKAT

Berichtet wird über zwei Neuerungen, die in der letzten Zeit viel diskutiert werden, nämlich Probleme der getrennten, aeroben Stabilisierung von Schlämmen und die biologische Abwasserreinigung auf Teichen.

Stabilisierung von Schlämmen

Bei ihr wird das die Abwasserreinigung besorgende Belebungsbecken auf die geforderte Reinigungsleistung hin dimensioniert, wodurch sich niedrigere Beckenvolumen ergeben als bei der simultanen Schlammstabilisierung, zum Beispiel in Oxydationsgräben, die viel niedriger belastet werden und deswegen großräumig sind.

Der Überschussschlamm ist bei höherer Belastung normal faulfähig und muß gesondert behandelt werden. Das geschieht in einer nachgeschalteten, vom übrigen Prozeß getrennten, aeroben Stabilisierungsstufe.

Dabei nehmen während der Belüftung zunächst die extrazellulären Nährstoffe ab, später die intrazellulär gespeicherten Reservestoffe und schließlich wird durch eine Hungeratmung und durch Stoffwechselprodukte die Zelle mehr oder weniger geschädigt, so daß der verbleibende Detritus beim Ablagern nahezu keine biologische Aktivität mehr besitzt, insbesondere kaum mehr fäulnisfähig ist, deshalb auch nicht stinkt.

Biologisch und verfahrenstechnisch interessant ist, daß die Aerobiose bis zum Endprodukt konsequent fortgeführt wird, und daß keine neue, anaerobe Organismengruppe, wie bei der Faulung, auftritt.

Beurteilungsverfahren

Es werden dabei eine Reihe eigener Probleme aufgeworfen, weil diese Technik erst am Anfang ihrer Entwicklung steht. Da ist zunächst die Frage nach der Kenngröße des erreichten Stabilisierungsgrades.

Von der Fäulung herkommend, die ja auch einen stabilisierten Schlamm liefert, verwendet man die Fähigkeit, auch von aerob stabilisiertem Schlamm noch Restgasmengen zu entwickeln. RAWN und BANDT (1) geben dazu eine Formel an, die nach KEMPA (2) sehr gute Werte auch für aerob stabilisierten Schlamm liefert.

Viel mehr verbreitet ist die Kennzeichnung nach dem organischen Anteil im Restschlamm, wobei 40 bis 50% als Richtzahl gelten.

Ein weiteres Maß ist die Atmungsaktivität, die bei fortschreitender Belüftung im Standversuch auf den Grundatmungsbetrag von weniger als 0,1 kg O₂/kg org. TS und Tag sinkt. RÜFFER (3) hat vorgeschlagen, den Lipidgehalt als Kennzeichen zu benutzen, und so gibt es noch eine Reihe von Methoden, die vor allem die Abnahme einer charakteristischen Substanz verfolgen.

Reaktionsordnungen

Nur vereinzelt finden sich Ansätze reaktionskinetischer Art, zum Beispiel bei REYNOLDS (4) und bei KEMPA. Die REYNOLDSschen Schlämme einer hochbelasteten Biosorptionsanlage gehorchen einer Reaktion erster Ordnung mit einer Geschwindigkeitskonstanten

$$k_1 = \frac{2,303}{t} \times \log \frac{c_0}{c_t} \left(\frac{1}{t} \right) \quad (1).$$

Anschaulicher als k ist die Halbwertszeit, die vom radioaktiven Zerfall her bekannt ist, welcher derselben Gleichung gehorcht:

$$\tau_1 = \frac{\ln 2}{k_1} = \frac{0,693}{k_1} \quad (2).$$

Die Halbwertszeit ist die Zeit, in der die Hälfte der Substanz umgewandelt ist.

Die k -Werte von REYNOLDS ergeben Halbwertszeiten von 0,8 bis 1,3 Tage, also hohe Abbauraten. Man kann aus der Gleichung (2) erkennen, daß τ von der Substratkonzentration völlig unabhängig ist.

KEMPA hat seine Schlämme länger belüftet als REYNOLDS und findet am achten Tag eine plötzliche Verlangsamung des Abbaues von Kohlenstoff und Wasserstoff (Bild 1). Für die Kurve berechnet er k_1 zu 0,2, was der Halbwertszeit von 3,5 Tagen entspricht, ein langsamerer Abbau als bei REYNOLDS mit rund einem Tag.

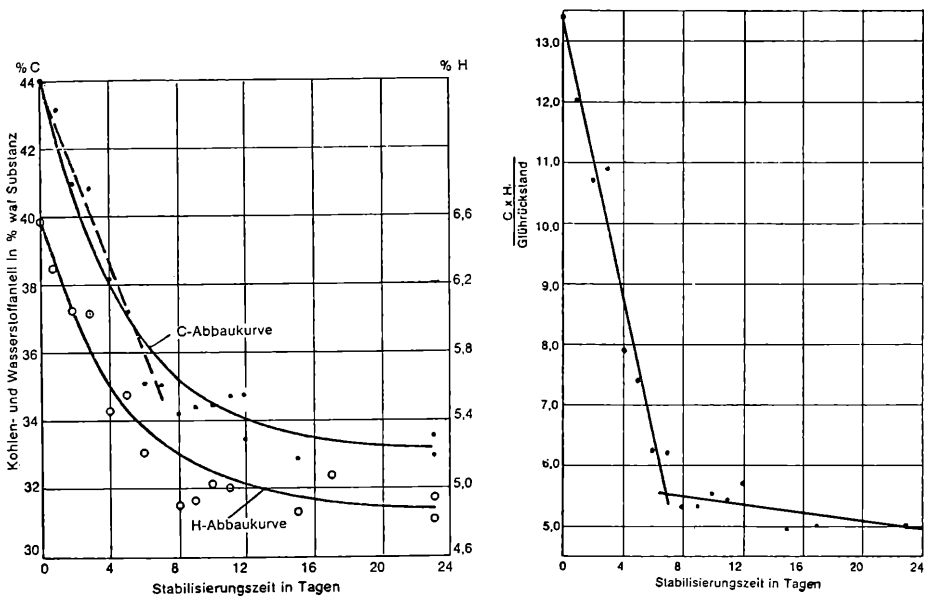


Abbildung 1

Abbau von C und H bei der Stabilisierung aus KEMPA (2), Abbildung 3 und 4

Der Knick läßt die Frage nach dem Mechanismus an dieser Stelle auftauchen. Zur Klärung eignen sich auch Literaturangaben von RÜFFER und BÖHNKE (5) (Bild 2).

Rechnet man gleich τ_1 aus, ergibt sich das Bild 3.

τ_1 und damit eine Reaktion erster Ordnung tritt in beiden Fällen erst nach Ablauf einer höheren Reaktionsordnung auf, der zweiter Ordnung, für die ebenfalls τ_2 berechnet ist nach

$$\tau_2 = \frac{1}{k_2 \cdot c_0} \quad (3).$$

wobei

$$k_2 = \frac{c_0 - c_t}{c_0 \cdot c_t \cdot t} \left(\frac{1}{t \cdot c} \right).$$

Vor der k_1 -Reaktion bei RÜFFER liegt eine die Geschwindigkeit bestimmende achttägige Reaktion zweiter Ordnung, bei BÖHNKE eine von 24 Tagen, bevor bei RÜFFER eine Verlangsamung eintritt, aber eine Beschleunigung bei

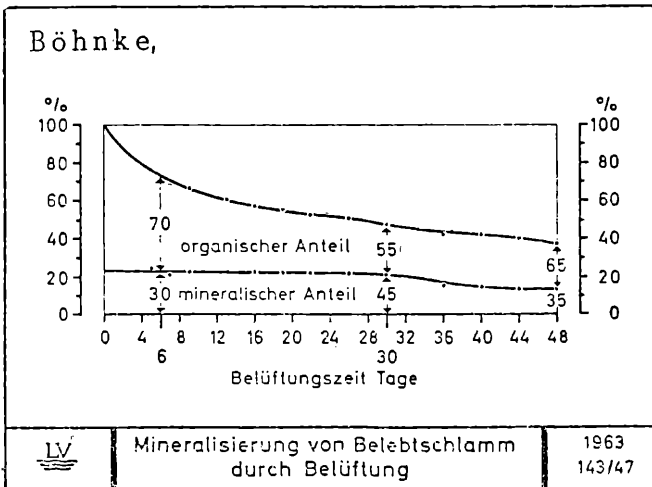
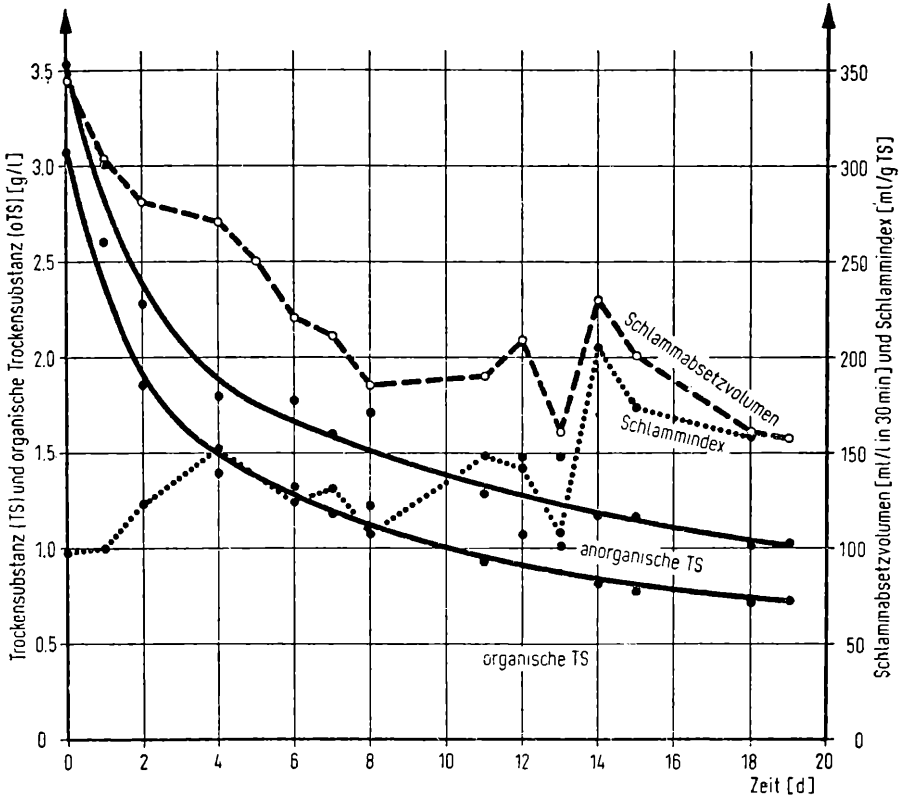


Abbildung 2

Änderungen der Trockensubstanz bei der Stabilisierung; oben aus RÜFFER (3),
Abbildung 5, unten aus BÖHNKE (5), Abbildung 7

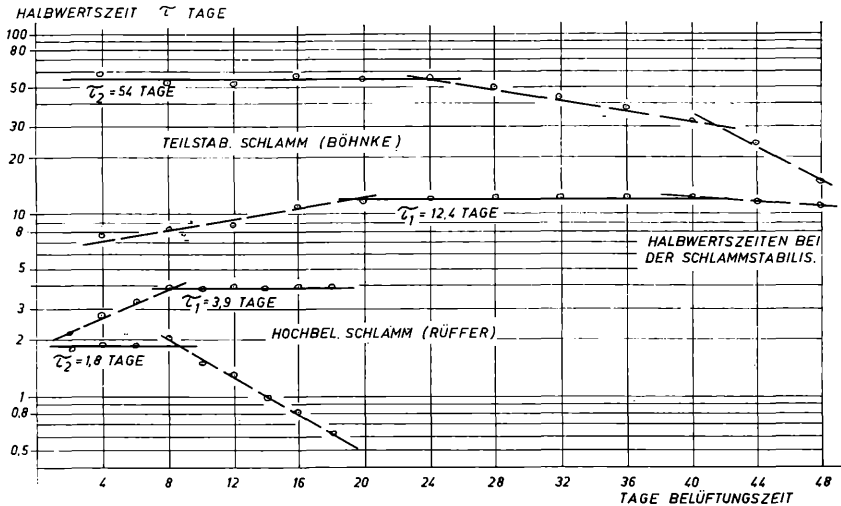


Abbildung 3
Halbwertszeiten bei der Schlammstabilisierung

BÖHNKE. Diese Beschleunigung weist auf das Auftreten schneller abbaubarer Substanzen hin, vielleicht aus einer Autolyse des Schlammes. Eher ist mit fortschreitender Zeit ja eine Verlangsamung des Abbaues zu erwarten.

Der Knick zum langsameren Verlauf bei KEMPA am achten Tag dürfte demnach auch ein Wechsel der Reaktionsordnung sein, wahrscheinlich von k_2 zu k_1 , wie bei RÜFFER.

Der Vorgang bei RÜFFER und KEMPA wäre demnach eine Stabilisierung nach acht Tagen Belüftungszeit, der bei BÖHNKE aber eine Destabilisierung.

Die Formel für τ_2 zeigt, daß die Abbaugeschwindigkeit beschleunigt werden kann, wenn die Ausgangskonzentration größer wird. Größeres c_0 ergibt kleinere Halbwertszeiten.

Die Folgerung ist, daß man zum Zweck einer aeroben Stabilisierung mit möglichst hohen Schlammgehalten arbeiten soll. So lief der Abbau einer Mischung aus Frisch- und Überschussschlamm nach RÜFFER mit 48 g TS/l nach einer Reaktion zweiter Ordnung über 35 Tage ab, was einer Halbwertszeit τ_2 von nur 2,45 Tagen entspricht.

Es scheint so, daß hochbelastete Schlämme mit hohen organischen Anteilen einer Reaktion erster Ordnung folgen; so bei REYNOLDS, bei STALMANN (6) und anderen Schlämmen bei RÜFFER, daß insbesondere aber

schon teilstabilisierte, ältere Schlämme zuerst nach höheren Reaktionsordnungen abgebaut werden.

Vielleicht kann man einen Schlamm als stabilisiert bezeichnen, wenn sein τ_1 -Wert 5 bis 10 Tage beträgt und, falls eine höhere Reaktionsordnung vorausgeht, sein τ_2 -Wert zwischen 10 und 100 Tagen liegt.

Um die Brauchbarkeit solcher reaktionskinetischen Betrachtungen zu erhärten, wird es nötig sein, mehr als die hier ausgewählten Beispiele nachträglich zu untersuchen. Die Halbwertszeit der Abnahme einer Substanz scheint aber für die Praxis ein einleuchtendes, brauchbares Maß zu sein, wenngleich man sich hüten muß, sie mit der Belüftungszeit zu identifizieren. Wo es allerdings genügt, die Hälfte der organischen Substanz abzubauen, wird die Behandlungszeit gleich der Halbwertszeit.

Weitere Fragen dieser Technik

Wie erreicht man maximale Schlammkonzentrationen? Naheliegend ist, diskontinuierlich zu arbeiten, das heißt nach Absetzenlassen und Aufkonzentration nur Wasserüberstand abzuziehen, bevor dieselbe Menge frischen Überschußschlammes hinzukommt. Das geht eine Zeit, bis sich nichts mehr absetzt. Es stellt sich dabei eine Konzentration ein, die etwas höher ist als die Zulaufkonzentration. Dickt man vorher einen Tag ein, wird man etwas höher kommen, gleichgültig ob man noch eine Nachklärung hinzunimmt oder nicht, weil es ja auf die Absetzfähigkeit des stabilisierten Schlammes ankommt.

Diese Frage ist von Bedeutung für das Stabilisierungsvolumen, weil man bis jetzt nach Tagen Verweilzeit auslegt. Dabei ist beachtenswert, daß alle Autoren ihren Schlamm als stabilisiert bezeichnet haben, obgleich Belüftungszeiten zwischen 5 und 40 Tagen vorkommen. Diese unterschiedliche Anschauung kommt vielleicht von der Unkenntnis der vorgekommenen Reaktionsordnungen. Der heute geübte Modus ist 8 Tage.

Sauerstoff und Energie

Für die ausführende Technik von Belang ist die Frage nach dem Sauerstoff- und Energiebedarf. Man weiß, daß im stabilisierten Zustand ein Sauerstoffbedarf von etwa 0,1 kg O₂/kg org. TS auftritt. Der neu hinzukommende Schlamm, 10 bis 12 %, hat einen vier- bis fünfmal höheren Bedarf. In der Mischung führt dies zu dem von 0,13 bis 0,14 kg O₂/kg org. TS am Tag. In

acht Tagen wird rund $1,1 \text{ kg O}_2$ zum Stabilisieren von 1 kg org. TS verbraucht. Dafür ist die Energie von $0,6 \text{ kWh}$ erforderlich (eine Ökonomie der Belüftung von $1,8$ eingesetzt). Auf das Belüftungsvolumen kommen dabei 55 bis 60 W/m^3 , je nach Schlammkonzentration, die aber nicht ausreichen, hier angenommene $30 \text{ kg Feststoffe/m}^3$ in Schwebe zu halten.

Deshalb scheint es zweckmäßig, Belüftung und Umwälzung voneinander zu trennen, damit nicht die zusätzlich erforderliche Umwälzenergie von der Belüftung her gewonnen werden muß. Ein kreisringförmiges Becken mit Bodenräumschild oder mit umlaufender Druckluftbelüftung bietet sich dabei an, weil man es um die Nachklärung der eigentlichen Belebung herumlegen kann und dort sowieso ein Rundräumer benötigt wird. Die Belüftung des bestrichenen Kreisringes erfolgt von dieser umlaufenden Brücke aus; vorteilhaft ist eine Belüftungswalze, genauso sind Kreisel oder Druckluft möglich.

Wesentlich erscheint, daß man die Belüftung nicht wegen der Aufwirbelung des Schlammes überbemessen muß.

Bild 4 zeigt einen Belüftungsräumer, Bild 5 seinen Einsatz.

Mehrere derartige Anlagen sind im Bau, und es wird Gelegenheit sein, die eine oder andere der noch offenen Fragen von diesen Anlagen beantworten zu lassen.

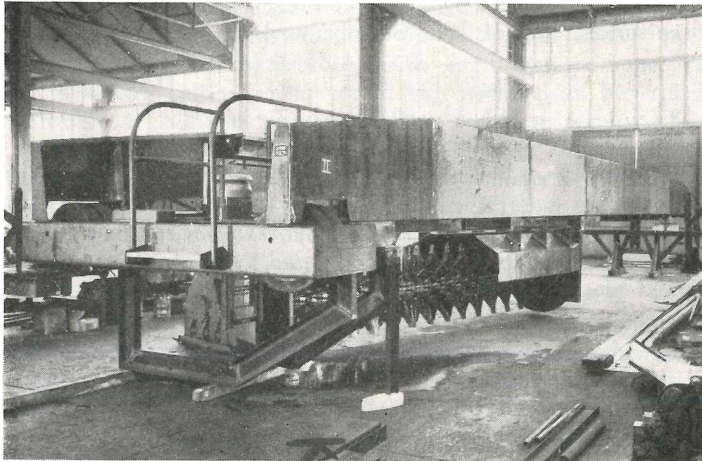


Abbildung 4

Belüftungsräumer zur Schlammstabilisierung

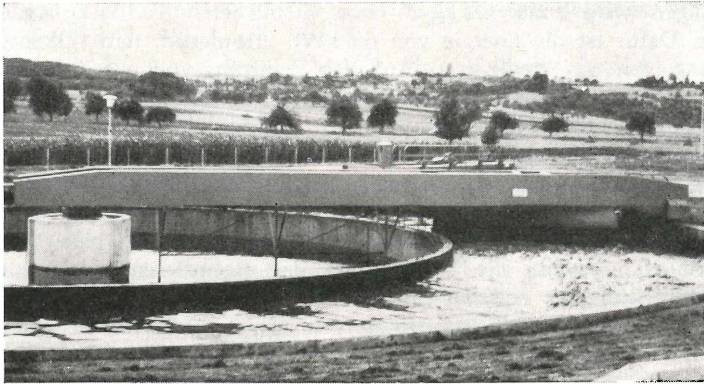


Abbildung 5
Belüftungsräumer in Betrieb; Belüftungsring um Nachklärbecken gelegt

Abwasserreinigung auf Teichen

Sie wird in Amerika in großem Maßstab schon seit Jahren geübt, ist bei uns aber noch verhältnismäßig wenig verbreitet, weil es nicht unserer Gründlichkeit entspricht, einmal kein Betonbauwerk zu errichten.

Natürlicher Teich

Ein unbelüfteter Abwasserteich wird so bemessen, daß seine BSB₅-Belastung von der natürlichen O₂-Diffusion von der Teichfläche her gedeckt werden kann. Solchen Teichen sind in der Wassertiefe natürliche Grenzen gesetzt. 10 bis 20 g BSB₅ je m² Oberfläche und Tag entsprechen bei 1 m Teichtiefe zugleich der Raumbelastung pro m³ und Tag (Abb. 6).

Angenommen, es lägen 100 mg Bakterien/l als belebte Suspension vor, ist die Schlammbelastung immerhin 100 bis 200 g/g TS d; die Sauerstoffzehrung liegt dabei vorwiegend auf der Seite der Schlammatmung, weniger auf der Substratseite. Der O₂-Verbrauch ist aber pro m³ so gering, daß das Umgebungsreservoir immer mit O₂ aufgefüllt bleibt. Die Folge ist eine völlige Stabilisierung des dünnen Schlammes, der auf den Teichboden absinkt. Auch dort treten kaum anaerobe Bedingungen ein. Der Schlamm wird auch im Liegen weiterstabilisiert. Versucht man die Energie zu berechnen, die dafür

nötig ist, muß man die Annahme treffen, der nötige O_2 sei künstlich mit einem Belüfter einzutragen; dabei ergibt sich der Betrag von weniger als $0,5 \text{ W/m}^3$. Das ist der eine Ansatzpunkt der Betrachtung.

Durchlaufgraben

Der andere ist ein Oxydationsgraben für drei Tage Aufenthaltszeit des Abwassers, bei dem kein Schlamm zurückgehalten wird. Von solchen Anlagen wissen wir, daß sich etwa 1000 mg belebter Schlamm bilden, weil die BSB-Raumbelastung entsprechend hoch ist. Die Schlammbelastung ist dabei $180 \text{ g BSB}_5/\text{kg TS} \cdot \text{d}$. Wegen des gewählten OC/load-Wertes von 2 ist noch genug freier Sauerstoff vorhanden, um den Schlamm wenigstens anzustabilisieren, wenn dieser Ausdruck erlaubt ist, wenngleich er noch faulfähig ist. Der Energieeinsatz beträgt dabei 8 bis 9 W/m^3 , mit denen man gerade die 1000 mg Feststoffe erzeugen und in Schwebelage halten kann. Dabei überwiegt jetzt schon die Substratatmung (Bild 6).

Belüfteter Teich

Zwischen diesen beiden Ansatzpunkten wird die Technik des künstlich belüfteten Abwasserteiches liegen sollen, vor allem aus einem praktischen Gesichtspunkt heraus: Den natürlichen Teich kann man ja höher belasten, wenn man zusätzlich belüftet; man schafft sich aber bei zu hoher Belastung auch das Problem des höheren Schlammgehaltes, der dann irgendwie beherrscht werden muß. Höhere Belastung heißt mehr Belüftung, heißt mehr Energieeinsatz, mehr Turbulenz und damit mehr suspendierte Feststoffe. 400 bis 500 mg/l kann man sich in einem ruhigen Teichteil absetzen lassen, mehrere Gramm pro Liter nicht mehr ohne Aufschwimmen und andere Belästigungen an dieser Stelle. Und mehrere Gramm entstehen sofort, wenn genug Turbulenz vorhanden ist.

Somit scheint das Problem auch hier zu liegen: Bremst man den biologischen Prozeß durch Depression des Schlammes mittels nicht ausreichender Energie pro m^3 Teichinhalt, ist das ein Vorteil, wenn dabei der Nachteil aus der hohen Schlammbelastung durch die Zeit ausgeglichen wird. Ein Zuviel an Energie ruft spontan viel Schlamm hervor, der den technischen Teil des Prozesses stört.

Geht man etwa in die Mitte der beiden beschriebenen Belastungsfälle, zum Beispiel auf $80 \text{ g BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ (Bild 6), kann man für den spezifischen

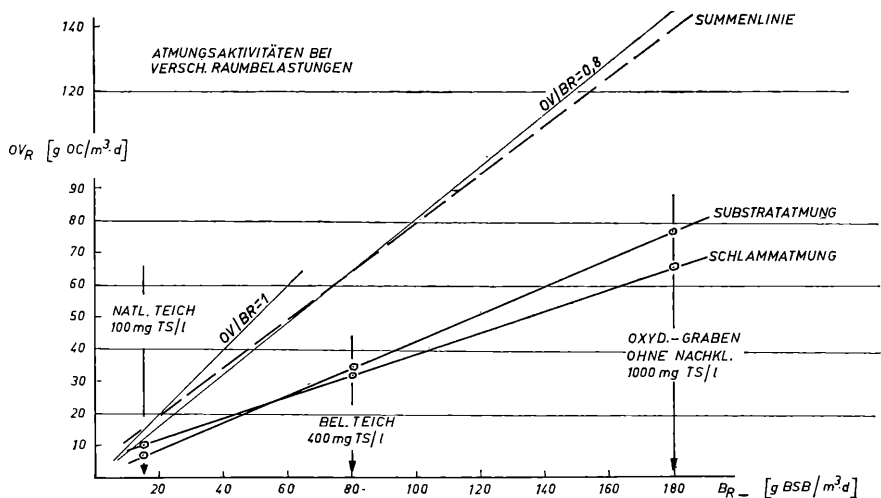


Abbildung 6

Atmungsaktivitäten bei verschiedenen Raumbelastungen

O_2 -Verbrauch die Zahl von zunächst 0,8 berechnen; wird dabei die Schlamm-atmung ihrem Betrag nach gleich der Substrat-atmung gesetzt, führt dies zu 350 bis 400 mg TS/l. Berücksichtigt man noch den erforderlichen freien Sauerstoffgehalt, erhält man schließlich den OC/load von 1,3. Die pro m³ zur Verfügung stehende Energie beträgt 2,5 W, fünfmal mehr als beim natürlichen Teich, ein Drittel vom vorhin erwähnten Durchlaufgraben. Eine lineare Abhängigkeit des aufgewirbelten Schlammes vom Energieeinsatz wenigstens in diesem Bereich angenommen, ergeben sich fünfmal die 100 mg/l oder ein Drittel von 1000, ein mittlerer Wert um 400 mg/l Feststoffe. Das ergibt eine Schlammbelastung von 200 g/kg TS, ein zunächst recht hoher Wert für die notwendige Stabilisierung. Auch befindet sich der Schlammzuwachs nicht im Gleichgewicht mit der Ernährung, wie schon beim Durchlaufgraben, sondern es gibt Überschusschlamm. Er wird sich absetzen, aber doch nicht faulen, weil wieder genug freier O_2 vorhanden ist und genug Teichbodenfläche für eine nur ganz dünne Schlamm-schicht, die noch gut mit Sauerstoff versorgt wird. Außerdem steht wieder die erforderliche lange Zeit zur Verfügung. Die Gleichgewichtseinstellung erfolgt wie beim natürlichen Teich wiederum nicht im Schwebezustand des Schlammes, sondern vorwiegend im Liegen. Ein

so betriebener Teich bei einer Zuckerfabrik ergab Schlammgehalte um 15 ml/l mit 600 mg Feststoffen, was dem Index von 25 ml/g entspricht, ein Index, der vom Kalkgehalt des Abwassers mit beeinflußt wird.

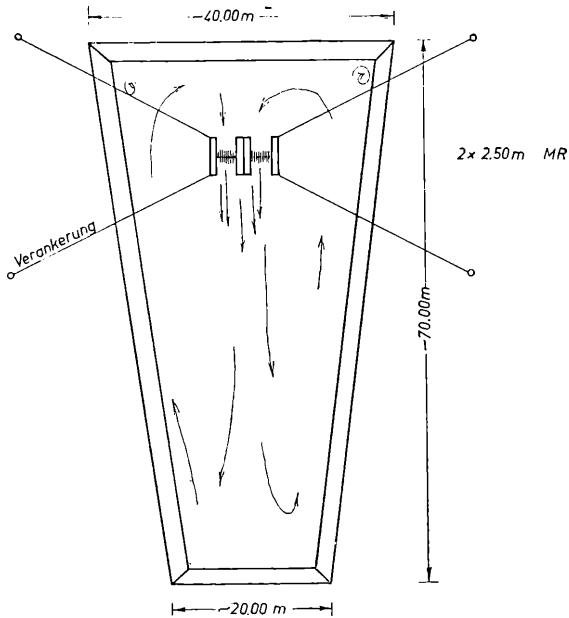
Technische Mittel

Am bekanntesten bis jetzt sind schwimmende Kreisel für die Belüftung. Die Energie wird punktförmig eingesetzt und nimmt nach außen wohl mit der zweiten bis dritten Potenz der Entfernung ab. Das heißt, in der unmittelbaren Umgebung des Kreisels ist sie höher als eigentlich nötig, am Teichrand dann zu niedrig, wenn der Teich auf eine mittlere Energie hin dimensioniert ist. Man muß ihn deswegen kleiner halten, um auch am Rand noch ein paar Watt/m³ Energieinhalt übrig zu haben. Ein solcher Teich weist innere konzentrische Zonen mit dauernd nur suspendiertem Schlamm auf und außen solche mit vorwiegend Ablagerungen. Besser wäre sicher ein gewisses Gleichgewicht zwischen Suspension, Ablagerung und Sauerstoffversorgung zu haben, Ablagerungen hie und da wieder aufzuwirbeln, um neuen Sauerstoff zuzuführen und um anaerob gewordene Nester zu zerstören.

Neue Technik

Ein vorübergehend höherer Energieeinsatz auch an entfernten Teichteilen käme dieser Vorstellung entgegen, und es gibt eine Lösung dafür. Setzt man auf einen Teich eine schwimmende Bürstenwalze, Käfigwalze, Mammutrotor, erhält man ein kräftig strömendes Band, das sich mit der Entfernung vom Rotor verbreitert und fast alle Energie und auch Sauerstoff enthält. Nach den bisherigen Erfahrungen auf dem Teich einer anderen Zuckerfabrik reicht es wenigstens 50 m weit (Bild 7). Führt man den Rotor, wie im Bild 8 gezeigt, außerdem noch um einen festen Punkt in der Teichmitte herum, überstreicht der erzeugte Strahl nacheinander alle Teichteile bis in die äußeren Ecken, wirbelt dort mit seiner gerichteten, kräftigen Strömung den inzwischen abgesetzten Schlamm erneut auf, hinterläßt eine langsam abklingende Mischenergie, bis ein neuer Impuls zugeführt wird (Bilder 9 und 10).

Diese Technik hat eine Reihe interessanter Aspekte. Man hat es in der Hand, alle 5 Minuten oder alle 30 einen neuen Impuls zuzuführen, je nachdem, wie rasch sich der Schlamm wieder absetzt oder den mitgeteilten Sauerstoff verbraucht. Man erhält je nach Winkelanstellung des Rotors zum Radius des Fahrkreises eine größere oder kleinere Fahrgeschwindigkeit für das ganze Aggregat. Die Rotation des Rotors erzeugt eine nach rückwärts



$$N \quad 2 \times 7,5 \text{ kW}$$

$$N_R = 5 \text{ W} / \text{m}^3$$

$$F \quad 2000 \text{ m}^2$$

$$WT \quad 1,5 \text{ m}$$

$$V \quad 3000 \text{ m}^3$$

Abbildung 7
Abwasserteich mit schwimmenden Mammutrotoren

gerichtete Reaktionskraft, die den Rotor ohne Hilfsaggregat um den festen Ankerpunkt fahren läßt. Je nach Drehrichtung des Rotors überstreicht der Wasserstrom entweder die vom Fahrweg eingeschlossene Fläche oder nur die außerhalb liegenden Teichteile. Mit der Variation des Fahrkreis-Durchmessers und der Belüftungseinrichtung kann man sich weitgehend allen möglichen Teichformen anpassen. Denkbar, aber noch nicht erprobt, ist die Belüftung auch schmalen, langer Teiche durch Führung des schwimmenden Rotors an einem Seil, ähnlich einer Fähre.

Bei einer Kreisführung genügt schon eine Winkelabweichung von der Tangente an den Kreis von 5 bis 6°, um die Fahrgeschwindigkeit von 15 cm/sek zu erhalten. Damit bleibt die Wasserförderung fast radial. Mit einem Mammutrotor von 4,5 m Länge war ein Teich von 50 × 25 m, von

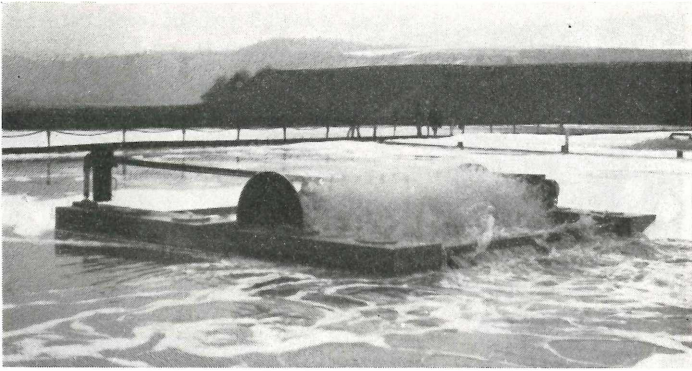


Abbildung 8
Schwimmender Mammutrotor von 4,5 m Länge

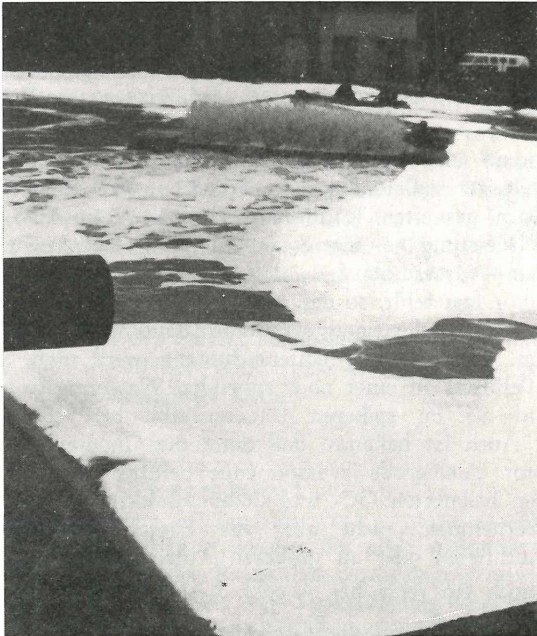


Abbildung 9
Schwimmender Mammutrotor für einen Abwasserteich

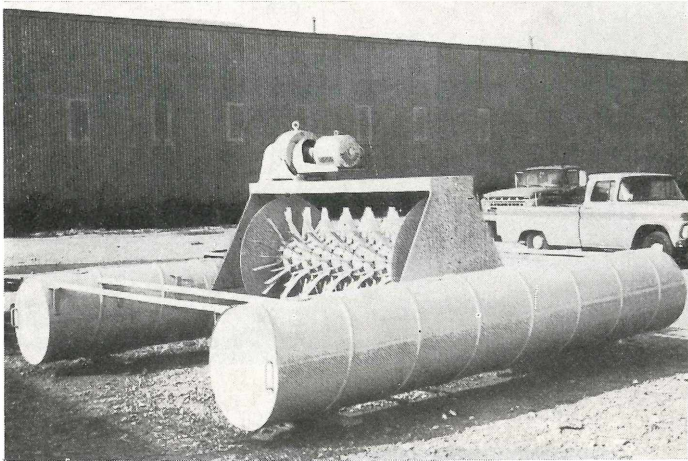


Abbildung 10

Schwimmender Mammutrotor von 2,15 m Länge auf spiralgeschweißten Rohren als Schwimmer (Beloit-Passavant, USA, „lagoon master“)

der Fläche 1200 m^2 und vom Volumen 3000 m^3 bei 2,5 m Wassertiefe mit 10 kW Energieeinsatz vollständig zu mischen; 10 kW entsprechen $3,3 \text{ W/m}^3$, umgelegt auf den gesamten Teichinhalt, aber 30 W im Wasserstrom selbst. Von der Antriebsleistung her interessant ist – im Gegensatz zu einer Anlage mit horizontalem Wasserumlauf –, daß auf einem Teich der Zustrom von Wasser zum Rotor fast fehlt, so daß immer von $v = 0$ auf v_{max} beschleunigt werden muß; damit ist der Energieverbrauch dauernd 35 % höher als in dem anderen System. Von anderen Untersuchungen weiß man, daß beim Einschalten eines Belüfters in einer noch ruhenden Wassermasse ein höherer OC beobachtet wird als im späteren Dauerzustand bei schon beschleunigten Wassermassen. Auch ist bekannt, daß dann die Ökonomie besser ist, wenn pro Meter Rotor eine große Wassermenge belüftet wird. Man darf daher die von Rotoren bekannten OC- und Ökonomiewerte für die Teichbelüftung mindestens übernehmen, nicht aber die Energiewerte; sie zwingen zu kleineren Eintauchtiefen oder zu größeren Antrieben.

Schließlich noch ein reizvoller Aspekt dieser Technik:

Meist werden schwimmende Belüfter auf Teichen ohne ausgesprochenen Nachklärteil betrieben. Man überläßt es einer ruhigen Ecke, daß sich dort der Schlamm absetzt. Errichtet man eine Nachklärung, muß man den Schlamm

zurückführen, oder so niedrig belasten, daß man ihn in einem zweiten Absetzteich sich selbst überlassen kann.

Man kann aber einen Teich auch dadurch höher belasten, daß man in den Raum, der von dem kreisenden Rotor umfahren wird, einen Stahlblechzylinder schwimmend als Umgrenzung eines Nachklärbeckens einhängt. Unten bleibt ein Ringspalt offen, so daß der Teichzufluß von unten her eintreten kann. Der abgesetzte Schlamm wird während der Drehung mit einem Bodenschild nach außen in den Bereich einer Saugwand unter dem Rotor geräumt. Die Ablaufrinne wird als Auftriebskörper kastenförmig ausgebildet. Der Zylinder ist mit dem Rotor fest verbunden und dreht sich mit. Notwendig ist eine zentrale Ankersäule für die Stromzufuhr und die Abfuhr des geklärten Wassers. Sie ist zugleich Drehpunkt. Bei sehr großen Teichen kann man den Drehpunkt auch außerhalb der ganzen Einrichtung anordnen und auf die übrige Teichfläche weitere Rotoren verteilen.

Die Anordnung mit Klärzylinder kann in jeden beliebig geformten Teich eingefahren werden, der damit ohne jegliches eigenes Bauwerk zur kompletten biologischen Kläranlage wird. Der Vorteil liegt darin, daß das Gesamtvolumen von Belüftung und Nachklärung zusammen billig erstellt werden kann, auch als regelmäßiger Teich mit schrägen Böschungen, zum Beispiel für Kommunen.

Eine Rechnung für 25.000 EGW gibt für die maschinelle Kombination nur DM 1.80/EGW (12 öS) und für das Volumen DM 8.50/EGW (55 öS), zusammen nur etwas über DM 10.— (67 öS); mit doppelten Baukosten kommt man auf DM 18.— (117 öS/EGW). Mit den Zusatzkosten für Gelände, Zaun, Wege, Planung usw. müßte man unter DM 25.— bleiben können (unter 160 öS/EGW), für manche Industrien, die schon Teiche oder Weiher haben, weit unter 65 öS oder DM 10.—.

Eigene Erfahrung mit der zuletzt beschriebenen Nachklärtechnik liegt noch nicht vor, aber auch die übrige Teichtechnik ist interessant genug, daß man sie häufiger als bisher anwenden sollte.

Z u s a m m e n f a s s u n g

Bei der aeroben Stabilisierung werden die noch vorhandenen organischen Stoffe soweit abgebaut, daß der Restschlamm abgelagert werden kann, ohne technische Probleme aufzuwerfen. Der Mechanismus der Substanzabnahme läuft zeitweise nach höheren Reaktionsordnungen ab als die Abwasserreinigung selbst. Folgerung ist, mit möglichst hohen Schlammgehalten zu arbeiten. Eine für diese Aufgabenstellung geeignete Technik wird beschrieben.

Grundprinzip dabei ist, den für Umwälzung und Belüftung unterschiedlichen Energieaufwand voneinander getrennt zur Verfügung zu stellen.

Bei der Teichbelüftung wird eine so geringe Belastung des Teichvolumens gewählt, daß auch die O₂-Zehrungsgeschwindigkeit des Schlammes nur sehr langsam ist. Die auch hier angestrebte Stabilisierung des Schlammes findet hauptsächlich im Ruhezustand des Schlammes, nicht in seinem Schwebzustand statt. Den bekannten Mitteln der Teichbelüftung wird die neue Technik der Belüftung mittels gerichtetem Strahl gegenübergestellt, die sich beim Einsatz von schwimmenden Bürstenwalzen ergibt. Sie bildet den Vorteil der besseren Energieverteilung auf das Teichvolumen.

LITERATUR

- (1) RAWN, BANDT, zit. bei KEMPA (2).
- (2) KEMPA, E. S. (1968): Zur Bestimmung der Stabilisierungsgrenze in aerob behandelten Klärschlämmen. — Wasser, Luft und Betrieb, 12, 472–475.
- (3) RÜFFER, H. (1966): Untersuchungen zur Charakterisierung aerob-biologisch stabili-sierter Schlämme. — Jahrbuch „Vom Wasser“, Bd. 33, 254–282.
- (4) REYNOLDS, T. D. (1967): Aerobic Digestion of Waste Activated Sludge. — Water and Sewage Works, 37–42.
- (5) BÖHNKE, B. (1963): Der Hochlastgraben. — Industrieabwässer.
- (6) STALMANN, V. (1967): Versuche zur Mineralisierung von biologischem Schlamm. — Wasser, Luft und Betrieb, 11, 411–415.

Anschrift des Verfassers: Dr. Josef MUSKAT, Leiter der Forschungsabteilung der Passavant-Werke, Michelbacherhütte, D-6209 Michelbach (Nassau).

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wasser und Abwasser](#)

Jahr/Year: 1969

Band/Volume: [1969](#)

Autor(en)/Author(s): Muskat J.

Artikel/Article: [Neuerungen in der Klärtechnik 151-166](#)