

Karl-Heinz Rosenwinkel · Helmut Kroiss  
Norbert Dichtl · Carl-Franz Seyfried  
Peter Weiland *Hrsg.*

# Anaerobtechnik

Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung,  
Biogasgewinnung

*3. Auflage*



# Anaerobtechnik

---

Karl-Heinz Rosenwinkel • Helmut Kroiss  
Norbert Dichtl • Carl-Franz Seyfried  
Peter Weiland  
(Hrsg.)

# Anaerobtechnik

Abwasser-, Schlamm- und  
Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung

3., neu bearbeitete Auflage

*Herausgeber*

Karl-Heinz Rosenwinkel  
Institut für Siedlungswasserwirtschaft  
und Abfalltechnik  
Leibniz Universität Hannover  
Hannover  
Deutschland

Carl-Franz Seyfried  
Institut für Siedlungswasserwirtschaft  
und Abfalltechnik  
Leibniz Universität Hannover  
Hannover  
Deutschland

Helmut Kroiss  
Institut für Wassergüte, Ressourcen-  
management und Abfallwirtschaft  
Technische Universität Wien  
Wien  
Österreich

Peter Weiland  
Thünen-Institut  
Braunschweig  
Deutschland

Norbert Dichtl  
Institut für Siedlungswasserwirtschaft  
Technische Universität Braunschweig  
Braunschweig  
Deutschland

Die Bearbeitung des Werkes wurde mit Mitteln der Oswald-Schulze-Stiftung unterstützt.

Schriftleitung: Linda Hinken, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Leibniz Universität Hannover

ISBN 978-3-642-24894-8

ISBN 978-3-642-24895-5 (eBook)

DOI 10.1007/978-3-642-24895-5

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Springer Vieweg

© Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995, 2005, 2015

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung, die nicht ausdrücklich vom Urheberrechtsgesetz zugelassen ist, bedarf der vorherigen Zustimmung des Verlags. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Bearbeitungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Handelsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, dass solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutz-Gesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürften.

Gedruckt auf säurefreiem und chlorfrei gebleichtem Papier

Springer Vieweg ist eine Marke von Springer DE. Springer DE ist Teil der Fachverlagsgruppe Springer Science+Business Media  
[www.springer-vieweg.de](http://www.springer-vieweg.de)

---

## Vorwort zur 3. Auflage

Das 1993 erstmalig und 2005 in einer 2. vollständig überarbeiteten Auflage erschienene Buch „Anaerobtechnik. Handbuch der anaeroben Behandlung von Abwasser und Schlamm“ stellt im deutschsprachigen Raum das umfangreichste und wichtigste Handbuch für diesen Bereich dar. Seit dem Erscheinen der 2. Auflage hat sich eine Vielzahl von Entwicklungen und Änderungen im Bereich der Anaerobtechnik ergeben, die in die nun vorliegende Neuauflage eingeflossen ist. Neben einer Aktualisierung der einzelnen Kapitel wurde das neue Handbuch insbesondere um die folgenden Punkte erweitert:

- Das Grundlagenkapitel wurde um einen separaten Abschnitt zu den chemischen Grundlagen erweitert (Abschn. 2.2).
- Als wesentliche Ergänzung wird den Verfahren der Biogasfermentation ein höherer Stellenwert eingeräumt (Kap. 8).
- Neu aufgenommen werden zudem Grundlagen und Beispiele anaerober Verfahren zur Stickstoffelimination (Denitrifikation) (Kap. 9).

Durch die stärkere Berücksichtigung der anaeroben Behandlung von nachwachsenden Rohstoffen und industriellen Reststoffen, ist für die vorliegende Neuauflage auch der Titel in „Anaerobtechnik. Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung“ geändert worden. Der bewährte Aufbau des Werkes ist dabei in der Beschreibung der Grundlagen und Einflussfaktoren (Kap. 2 und 3), der Anwendungen sowie der umfangreichen Beispiele der anaeroben Verfahrenstechnik erhalten geblieben.

Verfahren zur anaeroben Umsetzung organischer Stoffe werden in verschiedenen Bereichen der Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik mit unterschiedlichen Zielsetzungen eingesetzt und haben in den vergangenen Jahren immer mehr an Bedeutung gewonnen:

- In der Bundesrepublik Deutschland werden ca. 3/4 aller **kommunalen Schlämme** aus der Abwasserreinigung anaerob behandelt. Neben einer Reduzierung der organischen Inhaltstoffe dient die anaerobe Behandlung auch der Verringerung der pathogenen Keime und der Verbesserung der Entwässerungseigenschaften (Kap. 4).

- Die anaerobe **Industrieabwasserbehandlung** wird etwa seit Mitte der 1970er-Jahre für Abwässer mit einer hohen organischen Belastung (z. B. Lebensmittel- und Papierindustrie) als Vorbehandlungsstufe zur Reduzierung der CSB-Konzentration eingesetzt. Die Anzahl der Anlagen in Deutschland steigt seitdem stetig und beträgt etwa 258 (Stand 2012), von denen noch etwa 211 betrieben werden. Mit der Weiterentwicklung der anaeroben Reaktortechnologie erschließen sich immer mehr Anwendungsfelder; auch die anaerobe **Kommunalabwasserbehandlung** gewinnt in tropischen und subtropischen Ländern an Bedeutung (Kap. 5, 6 und 7).
- Die Anzahl **landwirtschaftlicher Anaerobanlagen** zur Vergärung von landwirtschaftlichen Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen ist in den vergangenen Jahren weiter stark angestiegen. Während 1990 die installierte Leistung in diesem Bereich bei etwa 1 MW<sub>el</sub> lag, betrug sie 2010 2.370 MW<sub>el</sub>. Ebenso ist auch die produzierte Strommenge von 0,3 GWh (1990) auf 14.454 GWh (2010) deutlich angestiegen (BMU 2012) (Kap. 8.1 und 8.2).
- Auch hinsichtlich der **Vergärung organischer Reststoffe** bestehen erhebliche Biogaspotenziale, insbesondere im Bereich der Lebensmittelindustrie (z. B. Schlempen, Trester). Die Potenziale industrieller Reststoffe können für Deutschland mit bis zu 4.000 GWh/a abgeschätzt werden; zusätzliche Potenziale entstehen auch bei der anaeroben Umsetzung der organischen Fraktion des Biomülls (Abschn. 8.3).
- Wesentlich beim Einsatz anaerober Verfahren ist die **Biogas- bzw. Faulgasverwertung** – mögliche Verfahren und Potenziale sind daher in Abschn. 9.1., die Anforderungen an die Sicherheit in Abschn. 9.2. dargestellt.

Aufgrund der unterschiedlichen Entwicklungsgeschichte des Einsatzes anaerober Verfahren variieren z. T. die eingesetzten Bezeichnungen und Begriffe:

- Das beim anaeroben Prozess entstehende Gas, das sich hauptsächlich aus Methan und Kohlenstoffdioxid sowie ggf. weiteren Gasen (z. B. H<sub>2</sub>S) zusammensetzt, wird bei der Schlammstabilisierung als Faulgas (DIN 4045) und bei der Vergärung nachwachsender Rohstoffe sowie im Rahmen der Abwasserbehandlung als Biogas bezeichnet. Das EEG unterscheidet dagegen zwischen Klärgas (Gas, das bei der Schlammfäulung und anaeroben Abwasserbehandlung entsteht), Deponiegas und Biogas (Gas, das durch anaerobe Vergärung von Biomasse gewonnen wird). In den folgenden Kapiteln werden die unterschiedlichen Begriffe beibehalten, so wird im Rahmen der Schlammstabilisierung i. d. R. der Begriff Faulgas, für die anderen Bereiche die Bezeichnung Biogas verwendet.
- Bei den Reaktoren werden ebenfalls unterschiedliche Bezeichnungen mit Faulbehälter (Schlammstabilisierung), Anaerobreaktor (Abwasserbehandlung) und Fermenter (Biogasanlagen) verwendet.
- Ebenso wird im eher landwirtschaftlich geprägten Biogasbereich die Beschickung bzw. Substratzugabe auch als „Fütterung“ bezeichnet, was im wissenschaftlichen Sinn der Substratzufuhr entspricht.

Da die Autoren das für ihren Bereich gebräuchliche Vokabular verwenden, ist beim Lesen zu berücksichtigen, dass unterschiedliche Bezeichnungen für den gleichen Begriff auftreten können. Eine Vereinheitlichung dieser Begriffe ist für die Zukunft wünschenswert, kann jedoch durch dieses Buch nicht geleistet werden.

Insgesamt haben etwa 40 Autoren an der Aktualisierung und Überarbeitung mitgewirkt, bei denen wir uns herzlich für ihre Arbeit bedanken. Wir freuen uns, Ihnen hiermit ein „Anaerobhandbuch“ auf dem neuesten Stand präsentieren zu können, das Ihnen als Grundlage und Nachschlagewerk für Ihre Arbeit dienen und dazu beitragen soll, dass die Anaerobtechnik auch in Zukunft als sichere und ökologisch sinnvolle Technologie vermehrt Anwendung findet.

Wir danken der Oswald-Schulze-Stiftung für die finanzielle Unterstützung des Projektes.

Das Herausgaberteam  
und Schriftleitung  
Rosenwinkel, Kroiss, Dichtl, Seyfried, Weiland, Hinken

---

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Geschichte der Anaerobtechnik</b> .....	1
	Carl-Franz Seyfried	
1.1	Historische Entwicklung .....	1
1.2	Weitere Entwicklungen der anaeroben Schlammstabilisierung .....	4
1.3	Anaerobe Abwasserbehandlung .....	7
	Literatur .....	16
<b>2</b>	<b>Grundlagen anaerober Prozesse</b> .....	19
	Claudia Gallert, Josef Winter und Karl Svardal	
2.1	Mikrobielle Grundlagen der Methangärung .....	20
2.2	Chemische Grundlagen anaerober Prozesse .....	53
	Literatur .....	77
<b>3</b>	<b>Einflussfaktoren auf die anaeroben biologischen Abbauvorgänge</b> .....	81
	Helmut Kroiss und Karl Svardal	
3.1	Einfluss der Temperatur .....	82
3.2	Einfluss des pH-Wertes und der Säurekapazität .....	84
3.3	Einfluss der Durchmischung .....	87
3.4	Einfluss der Substratzusammensetzung .....	89
3.5	Einfluss hemmender und toxischer Stoffe .....	94
3.6	Spurenelemente .....	109
	Literatur .....	110
<b>4</b>	<b>Verfahrenstechniken zur Behandlung von Klärschlamm</b> .....	113
	Norbert Dichtl und Karl-Georg Schmelz	
4.1	Klärschlammengen und -beschaffenheit .....	114
4.2	Behandlung kommunaler Schlämme .....	125
4.3	Beispiele zur Co-Vergärung auf Kläranlagen .....	248
	Literatur .....	274



<b>5 Anaerobe Abwasserbehandlung zur Kohlenstoffelimination</b> .....	283
Linda Hinken, Ute Austermann-Haun, Hartmut Meyer und Ingo Urban	
5.1 Vor- und Nachteile der anaeroben Behandlung von Abwässern gegenüber aeroben Verfahren .....	284
5.2 Verfahrenstechniken zur Behandlung von Abwässern .....	288
5.3 Anaerobe Kommunalabwasserbehandlung .....	335
Literatur .....	351
<b>6 Anwendung in der Lebensmittelindustrie</b> .....	357
Roland Lange, Ute Austermann-Haun, Karl-Heinz Rosenwinkel, Ulrike Abeling, Peter Hartwig, Matthias Barjenbruch, Manja Steinke, Michael Saake, Friedrich Althoff, Martin Lebek, Matthias Krüger, Hans-Joachim Jördening, Helmut Kroiss, Karl Svardal, Ludz Wilkening, Axel Borchmann, Reinhard Finke, Linda Hinken, Niklas Trautmann, Dieter Kraushaar, Alvaro Carozzi und Robert Ristow	
6.1 Fruchtsaftindustrie .....	361
6.2 Erfrischungsgetränke-Industrie .....	375
6.3 Brauereien .....	381
6.4 Schlacht- sowie Fleisch- und Fischverarbeitungsbetriebe .....	396
6.5 Stärke-Herstellung .....	409
6.6 Kartoffelveredelungsindustrie .....	430
6.7 Pektinfabriken .....	438
6.8 Zuckerindustrie .....	448
6.9 Ethanolherstellung .....	481
6.10 Hefeindustrie .....	496
6.11 Süßwarenindustrie .....	505
6.12 Molkereien .....	521
Literatur .....	531
<b>7 Anwendung für organisch und anorganisch belastete Abwässer anderer Industriebereiche</b> .....	541
Christian H. Möbius, Ingrid Demel, Andreas Schmid, Uwe Temper, Alvaro Carozzi, Cees Buisman, Jan Weijma, Huub H. M. Rijnaarts, Tim Hendrickx und Martin Brockmann	
7.1 Zellstoff- und Papierfabriken .....	543
7.2 Verarbeitungsbetriebe tierischer Nebenprodukte .....	557
7.3 Anlagen mit anorganischen Abwässern .....	571
7.4 Chemische und pharmazeutische Industrie .....	579
Literatur .....	597

---

<b>8 Anlagen zur Erzeugung von Bioenergie</b> .....	603
Peter Weiland, Klaus Fricke, Christof Heußner, Axel Hüttner und Thomas Turk	
8.1 Landwirtschaftliche Vergärungsanlagen .....	605
8.2 Beispiele landwirtschaftlicher Vergärungsanlagen .....	635
8.3 Vergärung von Bio- und Grünabfällen sowie Restabfällen .....	645
Literatur .....	735
<b>9 Sicherheit und Umwelrelevanz</b> .....	741
Jürgen Oles, Frank Büßelberg und Martin Brockmann	
9.1 Einrichtungen zur Nutzung und Verwertung von Faulgas .....	742
9.2 Sicherheitsaspekte beim Umgang mit Faulgas .....	778
9.3 Ziele und Methodiken in der Betrachtung der CO <sub>2</sub> -Emissionen oder des Carbon Footprint .....	788
Literatur .....	797
<b>10 Verfahren der biologischen Stickstoffelimination unter Berücksichtigung der anaeroben Ammoniumoxidation</b> .....	801
Maike Beier und Yvonne Schneider	
10.1 Einführung .....	802
10.2 Biologische Umsetzungsprozesse .....	804
10.3 Verfahrenstechnische Umsetzung .....	808
10.4 Wichtige Prozessgrößen und besondere Aspekte .....	818
10.5 Beispielanlagen „Deammonifikation“ .....	822
Literatur .....	829
<b>Sachverzeichnis</b> .....	833

---

# Abkürzungsverzeichnis

---

## Abkürzungen und Symbole

$\eta$	Wirkungsgrad
$\eta_{\text{therm}}, \eta_{\text{elek}}$	thermischer/elektrischer Wirkungsgrad
$\mu$	Wachstumsrate
$\mu_{\text{max}}$	maximale Wachstumsrate
A	Grundfläche [z. B. m <sup>2</sup> ]
ADM1	Anaerobic Digestion Model No. 1
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AGW	Arbeitsplatzgrenzwert
Anammox	anaerobe Ammoniumoxidation
AOB	ammoniumoxidierende Bakterien
AOP	Advanced Oxidation Processes
AOX	adsorbierbare organisch gebundene Halogene
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BB	Belebungsbecken
$B_d$	Fracht [kg/d]
BHKW	Blockheizkraftwerk
$B_{\text{oTR}}$	Schlammbelastung [kg CSB/(kg oTR · d)]
$B_R$	Raumbelastung
BSB5	Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 d
c	Spezifische Wärmekapazität; Wasser c = 4,187 KJ/(kg · K)
CF	Carbon Footprint
CIP	Cleaning in Place (ortsgebundene Reinigung)
CO <sub>2</sub> eq	CO <sub>2</sub> -Äquivalent
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
CSB <sub>hom</sub>	chemischer Sauerstoffbedarf hom – homogenisiert
CSB <sub>fil</sub>	chemischer Sauerstoffbedarf fil/filtr/mf – (membran-)filtriert
CSB <sub>elim</sub>	chemischer Sauerstoffbedarf elim – eliminiert
CST	Capillary Suction Time – kapillaren Fließzeit

---

DDGS	Dried Distillers Grains with Solubles – Trockenschlempe, Futtermittel
DWW	Druckwasserwäsche
E	Einwohner
EAK	Europäische Abfallkennzahl
EGSB-Reaktor	Expanded Granular Sludge Bed-Reaktor
EPS	Extrapolymerische Substanz
EW	Einwohnerwert
FB	Faulbehälter
FM	Feuchtmasse
GE	Geruchseinheiten
GPS	Ganzpflanzensilage
GV	Glühverlust
GWP	Global warming potential (Treibhausemissionen)
hl	Hektoliter
HRT	hydraulic retention time (hydraulische Aufenthaltszeit)
IBM	innerbetriebliche Maßnahmen
IC-Reaktor	Internal Circulation – Reaktor
IC50	mittlere Hemmkonzentration; Konzentration, bei der eine 50 %-ige Hemmung auftritt
IR	Infrarot
KA	Kläranlage
KN	Kjeldahl-Stickstoff
$K_s$	Halbsättigungskonzentration, d. h. die Substratkonzentration, bei der $\mu_{\max} = \frac{1}{2}$ ist
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
M + A-Becken, MAB	Misch- und Ausgleichsbecken
MAK	maximale Arbeitsplatzkonzentration
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat
MBA	mechanisch-biologische Anlage
MBS	mechanisch-biologische Stabilisierung
MID	magnetisch-induktiver Durchflussmesser
MPS	mechanisch-physikalische Stabilisierung
MSR	Messen, Steuern, Regeln
MÜSE	Mechanische Überschussschlammwässerung
MVA	Müllverbrennungsanlagen
MW	Mittelwert
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
Ne-Metall	Nichteisen-Metall
NKB	Nachklärbecken
NOB	nitritoxidierende Bakterien
OEG	obere Explosionsgrenze

ORC	Organic Rankine Cycle
OS	Oxidationsstufe
OVC	Sauerstoffbedarf für die C-Elimination
oTM	Gehalt an organischer Trockenmasse
oTR	organischer Trockenrückstand
oTS	organischer Trockensubstanzgehalt
p	Druck
PAK	Pulver-Aktivkohle
PhACs	Pharmaceutically Active Compounds
PPA	Parallelplattenabscheider
PS	Primärschlamm
PSA	Pressure swing adsorption (Druckwechsel-Adsorption)
PWB	Prozesswasserbehandlung
Q	Durchfluss [z. B. m <sup>3</sup> /h]
q <sub>a</sub>	Aufstromgeschwindigkeit [z. B. m/h], Querschnittsflächenbelastung
R	allgemeine Gaskonstante, 8,31 J mol <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup>
RS	Rohschlamm
SAK	spektraler Absorptionskoeffizient
SBR	Sequencing-Batch-Reaktor
SK	Säurekapazität
SMA	spezifische Methanaktivität
SRT	sludge retention time (Schlammalter)
SW	Schmutzwasser
T	Temperatur [K, °C]
TBA	Tierkörperbeseitigungsanstalten
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmassegehalt
TNb	Total Nitrogen bound (gesamter gebundener Stickstoff)
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
t <sub>R</sub>	hydraulische Aufenthaltszeit
TR	Trockenrückstand
TS	Trockensubstanz
t <sub>TS</sub>	Schlammalter
TVA	Tierkörperverwertungsanstalten
UAF	Upflow Anaerobic Filter
UASB-Reaktor	Upflow Anaerobic Sludge Blanket-Reaktor
UEG	Untere Explosionsgrenze
ÜS/ÜSS	Überschussschlamm
v, v <sub>Aufstrom</sub>	Geschwindigkeit, Aufstromgeschwindigkeit [z. B. m/h]
V	Volumen [z. B. m <sup>3</sup> , L]
VTN	Verarbeitungsbetriebe für tierische Nebenprodukte

VV	Vorversäuerung
WT	Wärmetauscher
$\rho$	Dichte

## Gesetze/Verordnungen/Vorschriften

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AbwAG	Abwasserabgabegesetz
AbwV	Abwasserverordnung
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutzverordnung
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BiomasseV	Biomasseverordnung
BioStoffV	Biostoffverordnung
DepV	Deponieverordnung
DüG	Düngegesetz
DüMG	Düngemittelgesetz
DüMV	Düngemittelverordnung
DüV	Düngeverordnung
EEG	Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz)
LWG	Landeswassergesetze
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TierNebG	Tierische Nebenprodukte Beseitigungsgesetz
TRBS	Technische Regeln für Betriebssicherheit
TRGS	Technische Regeln für Gefahrstoffe
TrinkV	Trinkwasserverordnung
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
WHG	Wasserhaushaltsgesetz

---

## Verbände/Institutionen

BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall
FAO	Food and agriculture organisation of the united nations
FNR	Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe
IPCC	International Panel of Climate Change
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
WHO	World Health Organisation

Carl-Franz Seyfried

## Inhaltsverzeichnis

1.1 Historische Entwicklung .....	1
1.2 Weitere Entwicklungen der anaeroben Schlammstabilisierung .....	4
1.3 Anaerobe Abwasserbehandlung .....	7
Literatur .....	16

---

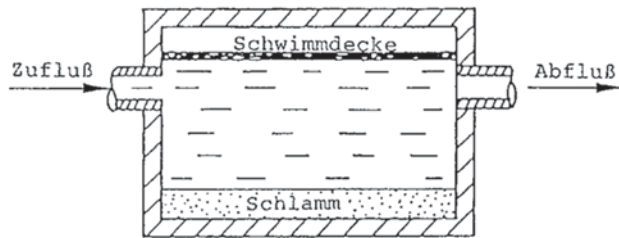
Carl-Franz Seyfried (✉)  
Leibniz Universität Hannover,  
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Hannover, Deutschland

---

## 1.1 Historische Entwicklung

Die Anaerobtechnik nutzt biologische Prozesse unter Abwesenheit von Sauerstoff, wobei organische Stoffe letztlich zu Methan und zu anorganischen Stoffen wie Kohlenstoffdioxid und Ammonium zersetzt werden. Erdgeschichtlich gehören Methanbakterien zu den ältesten Lebewesen, die bereits existierten, als die Erde noch nicht die heutige sauerstoffhaltige Atmosphäre hatte. Die „anaerobe Zersetzung“ als natürlicher Vorgang wird von der Menschheit erst in neuerer Zeit gezielt eingesetzt. Erste Vorläufer einer anaeroben Abwasserreinigung waren die Faulschächte in den Städten des Indus-Kulturkreises. So berichtet Erhard (1954), dass etwa 6.500 v. Chr. in den Städten Mohenjodaro und Harappa vor den Häusern in den Anschlussleitungen an die damals schon vorhandene Kanalisation Schächte angeordnet waren, die vom Abwasser durchflossen wurden und in denen die Schwerstoffe sich absetzten und ausfaulen konnten. Zweifelsohne wollte man damals den Gestank in den im Rechteckprofil gebauten Kanälen durch Ablagerungen vermeiden. Im sog. klassischen Altertum sind solche „Hauskläranlagen“ nicht zu verzeichnen.

**Abb. 1.1** Septic Tank.  
(McCarthy 1957)



Erst im Mittelalter wird von sog. Eh-Gruben (Faulgruben) berichtet, in die man Abwässer hineinlaufen ließ, weniger um sie zu reinigen als um sie loszuwerden. In den Schlössern und Burgen wurden oftmals Kellereien oder unterirdische Gewölbe als Eh-Gruben genutzt. Wenn sie voll waren, wurden sie einfach zugemauert, was oftmals lange Zeit später gar manchen Schatzsucher verbitterte. Dass diese Methode „anaerober Abwasserreinigung“ den Bauwerken nicht gut bekam, zeigt ein Unglück, welches 1183 beim Reichstag in Erfurt unter Kaiser Friedrich I. geschah: Hier brach der angefaulte Boden des Festsaaes, welcher sich über einer solchen Eh-Grube befand, ein und drei Fürsten, fünf Grafen, viele Edle und mehr als hundert Ritter kamen in der Eh-Grube um (Erhard 1954). Als ein Wunder wurde es angesehen, dass kein Kirchenfürst zu Schaden kam. Heute lässt sich dieses „Wunder“ leicht physikalisch erklären: Das spezifische Gewicht einer Ritterrüstung und das eines dicken Bauches sind eben unterschiedlich groß.

Ende des 18. Jahrhunderts waren nach Strell (1913) und Hösel (1987) in der deutschen Stadt Bunzlau in Schlesien teilweise „Senkgruben“ der damals bereits weitgehend ausgebauten Kanalisation vorgeschaltet. In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde in Frankreich der erste wichtige Beitrag zu einer gezielten anaeroben Abwasserbehandlung geleistet.

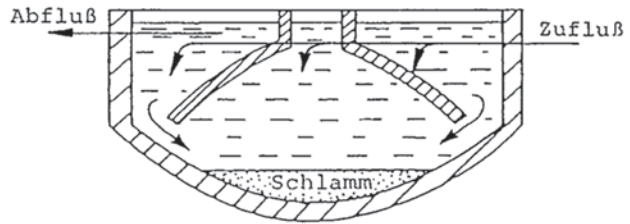
Der Franzose Mouras vergrößerte die Faulgruben und schloss sie luftdicht ab, sodass eine Ausfäulung des Abwassers und seiner Feststoffe erfolgte. Über die sog. Mouras' Automatic Scavenger und die „Verflüssigung“ der organischen Feststoffe im Abwasser berichtet Moigna (1982). Er bezeichnet die Erfindung als die „einfachste, schönste und sicherlich großartigste aller modernen Erfindungen“ (McCarty 1982). In England wurde um 1890/1891 eine Faulkammer entwickelt, die über einem größeren Leervolumen eine Steinschicht aufwies, durch die das gefaulte Abwasser von unten nach oben floss; zweifelsohne das erste anaerobe Biofilm-Verfahren (anaerobes Festbett).

1895 entwickelte Cameron in Exeter, England, ein großes geschlossenes Becken ähnlich dem „Mouras Automatic Scavenger“, welches er als „Septic Tank“ patentiert bekam (Abb. 1.1).

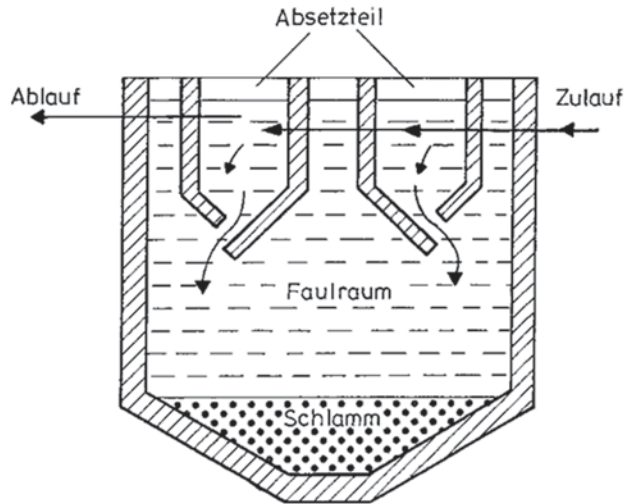
Diese „Septic Tanks“ wurden für die Vorbehandlung von Mischabwasser hinter Rechen in einer Größenordnung von bis zu ca. 20.000 m<sup>3</sup>/d eingesetzt (McCarty 1982). In den USA wurden durch Talbot die Septic Tanks zusätzlich mit Tauchwänden ausgerüstet, die bis zu 0,6–1,0 m in die Wasseroberfläche eintauchten. Cameron erkannte schon frühzeitig den Wert des Faulgases, welches in den Tanks entstand. So wurde das entstehende Faulgas in Exeter für die Beleuchtung und Heizung eingesetzt. Der Abfluss der Septic Tanks



**Abb. 1.2** Travis Tank.  
(McCarthy 1957). Das  
Abwasser fließt durch alle  
drei Kammern



**Abb. 1.3** Emscher Brunnen  
(Emscherbecken, Imhoff-Tank)



war jedoch häufig schwarz und stark sauerstoffzehrend. Auch verstopften auftreibende Schlammflocken oftmals nachgeschaltete aerobe Filterbetten. 1899 erkannte Clark in Lawrence, Massachusetts, als erster dieses Problem und ließ den abgesetzten Schlamm dann in getrennten Becken ausfaulen (McCarthy 1982). Der englische Gesundheitsingenieur William O. Travis entwickelte 1904 das nach ihm benannte Travis-Becken (Abb. 1.2), welches als 2-stöckiges Becken einen getrennten Faulraum für den absinkenden Schlamm aufwies (McCarthy 1957). Von Nachteil war allerdings, dass etwa 10–20 % des Abwassers durch den Schlammteil geleitet wurden, wodurch das Abwasser anfaulte und stank (Imhoff 1925).

Den entscheidenden Fortschritt brachte Imhoff mit der Erfindung des Emscher Brunnen (Emscher-Becken, Imhoff Tank), bei dem der Faulraum so abgetrennt wurde, dass er nicht mehr vom Abwasser durchflossen wurde (Abb. 1.3). Das Patent stammt von 1906; im gleichen Jahr wurde auch die erste Emscherbrunnenanlage in Essen-Recklinghausen gebaut (Imhoff 1910, 1925).

Die Erfindung des Emscherbrunnens und die sich daran anschließenden Untersuchungen und Weiterentwicklungen haben die gesamte Anaerobotechnik entscheidend beeinflusst.

Schon frühzeitig erkannte man den Einfluss der Temperatur auf die Faulgeschwindigkeit. So hat bereits Kessener (1912) genaue Empfehlungen für die Durchflusszeit in Abhängigkeit der Temperatur und damit die Größe von Faulräumen zur Behandlung von Strohnappe-Abwässern angegeben.

Bei Temperaturen	< 20 °C	$t_R = 14$ d Durchflusszeit
	20 – 25 °C	$t_R = 13$ d Durchflusszeit
	20 – 30 °C	$t_R = 12$ d Durchflusszeit
	> 30 °C	$t_R = 11$ d Durchflusszeit

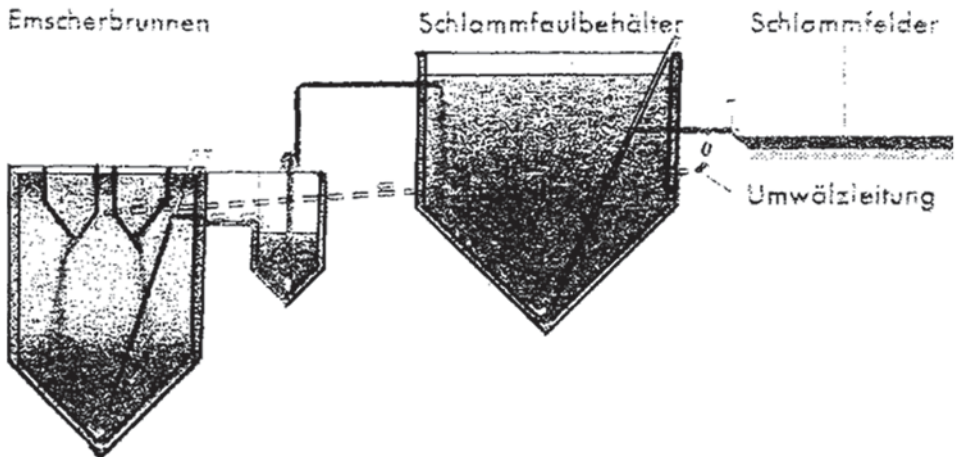
Die Abhängigkeit des Gasertrages von der Temperatur wurde systematisch von Rudolfs (1927) untersucht; bei gleicher Schlammmenge stieg die kurzzeitige Gasproduktion mit der Temperatur an, wenn zwar der gesamte Gasertrag bis zur Faulgrenze gleich blieb. Die Beheizung von Faulbehältern für hochkonzentrierte Abwässer oder für Schlamm wurde in den verschiedensten Ländern entwickelt. Erste Versuche wurden bereits 1914 bei der Emschergenossenschaft und beim Ruhrverband durchgeführt. Im gleichen Jahr (1914) wurde Imhoff und Blunk das erste Patent zur Beheizung von getrennten Faulräumen erteilt. Der Ruhrverband speiste in Essen-Recklinghausen 1927 das überschüssige Gas in das städtische Gasnetz ein. Ein weiteres Patent zur Beheizung von Schlammfaulräumen bei Emscherbrunnen wurde Imhoff und Blunk (1921) erteilt. Die Beheizung wurde durch Warmwasser vorgenommen, welches durch das gewonnene Faulgas erwärmt worden war. Während beim Emscherbrunnen der Schlammfaulraum automatisch vom Abwasser im darüber liegenden Absetzteil temperiert wurde, fehlte diese „Warmhaltung“ bei getrennten Schlammfaulbehältern. Deshalb wurde damals der Vorschlag gemacht, getrennte Schlammfaulbehälter Wand an Wand neben Absetzbecken zu bauen, um die Abwasserwärme zu nutzen. Als Kuriosum ist das Patent zu erwähnen, Schlammfaulbehälter in Kraftwerkshallen aufzustellen, um die dort herrschende Wärme zu nutzen.

Die Kombination von Emscherbrunnen mit in den Absetzteil eingebauten aeroben Tauchkörpern wurde in Langendreer und in Kettwig angewendet, wobei die über Pressluft belüfteten Tauchkörper mit ca. 75 % Wirkungsgrad die besten Ergebnisse brachten (Imhoff 1926).

---

## 1.2 Weitere Entwicklungen der anaeroben Schlammstabilisierung

Nachdem die vom Abwasser getrennte Schlammfäulung im Emscherbrunnen vor und nach dem Ersten Weltkrieg die Abwassertechnik revolutioniert hatte, ging man mehr und mehr dazu über, getrennte Faulbehälter zu bauen, da mittlerweile wichtige Einflussfaktoren, wie Heizung, Durchmischung und Gasgewinnung, richtig erkannt und angewendet wurden. Die einfachen offenen Erdbecken um 1900 waren wegen ihres Gestanks in Misskredit gekommen, da man wichtige Bedingungen, wie mehr als 100-tägige Faulzeit, dichte und dicke, d. h. ungestörte Schwimmdecke und – sehr schonende Durchmischung



**Abb. 1.4** Zweistufige Schlammfaulung. (Imhoff und Blunk 1913)

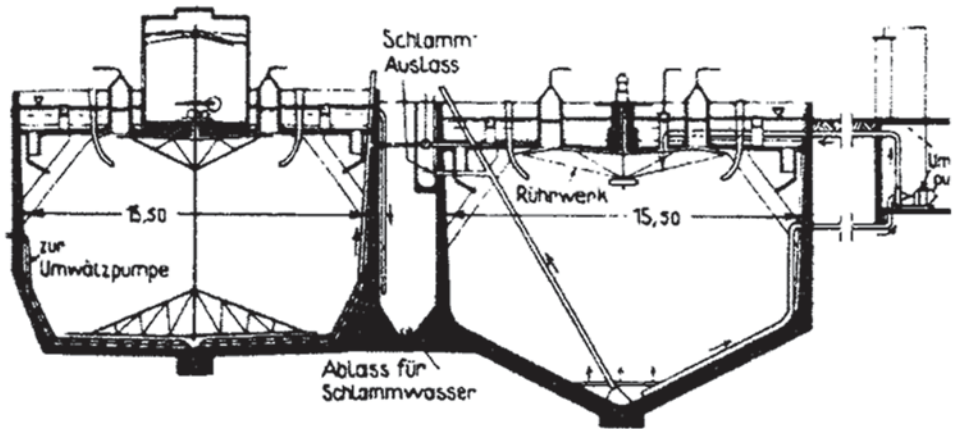
unter der Schwimmdecke nicht einhielt. Als Nachfaulbehälter hinter dem Faulraum eines Emscherbrunnens wurden getrennte Faulbehälter allerdings schon frühzeitig seit 1912 eingesetzt (Imhoff 1925; Wiegmann 1957) und von Imhoff und Blunk (1913) patentiert (Abb. 1.4).

Mit den Nutzungsmöglichkeiten des Faulgases stieg natürlich das Interesse an einer hohen spezifischen Gasproduktion und damit an einer Intensivierung der Faulung mit immer kürzeren Durchflusszeiten, was in den 80er-Jahren zur Propagierung von unsinnig kurzen Faulzeiten führte. Dabei wurde vergessen, dass der Schlammfaulbehälter biologisch gesehen ein Ausschwemmreaktor ist, dessen Durchflusszeit nicht kürzer als die Wachstumsrate der am langsamsten wachsenden Organismen sein darf; in der Schlammfaulung sind das die Acetatbakterien.

Die Durchmischung von getrennten Faulräumen wurde in ihrer Bedeutung schon frühzeitig erkannt. Bereits 1912 wurde Imhoff und Blunk ein Patent zum „Schlammischenen im getrennten Faulraum“ erteilt. Die Art der Durchmischung hatte auch Einfluss auf die Konfiguration des Faulbehälters. So wurden unter Einfluss von Imhoff auf der Kläranlage Essen-Rellinghausen vom Ruhrverband zwei unterschiedliche Faulbehälter gebaut und in Betrieb genommen (Fries 1931). Der eine hatte eine kegelförmige Sohle und ein Rührwerk an der Oberfläche, der andere hatte eine flache Sohle mit einem von oben angetriebenen Krählwerk und einer Umwälzpumpe (Abb. 1.5).

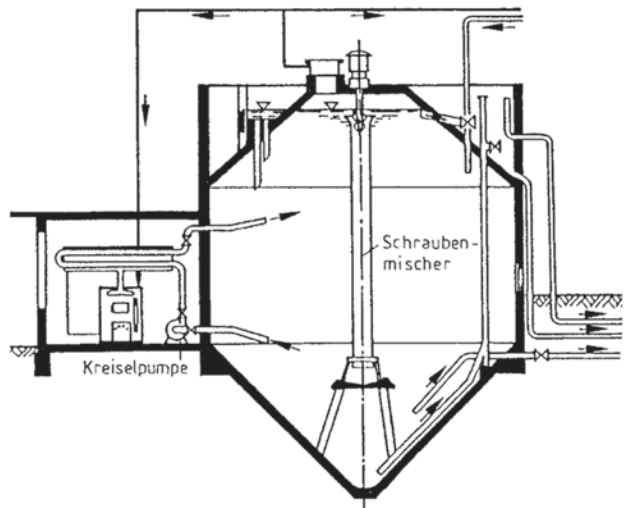
Erstaunlich war, dass das Krählwerk mit unten liegendem Lager im Faulbehälter über 30 Jahre ohne nennenswerte Störungen lief. Er war allerdings, wie sich der Autor seinerseits beim Ausbau persönlich überzeugen konnte, nach dem alten, leider heute historischen Grundsatz des Schiffbaus konstruiert: Man glaubt kaum, was Eisen alles aushält, wenn man viel davon nimmt.

Die Umwälzung von Faulbehältern wurde 1926 nach einem Vorschlag von Prüss erheblich durch den Einsatz von Schraubenschauflern verbessert, die erstmalig von der Emschergenossenschaft auf Kläranlagen in Essen-Frohnhausen und in Oberhausen in den



**Abb. 1.5** Faulbehälter der Kläranlagen Essen-Rellinghausen mit je 1.400 m<sup>3</sup> Inhalt. (Fries 1931)

**Abb. 1.6** Faulbehälter mit Schraubenschaufler, außen liegendem Wärmetauscher und „Trübwasser“-Abzug. (Bischofsberger 1993)



Faulbehältern eingesetzt wurden. Die später nach dem Zweiten Weltkrieg in Deutschland beliebte Umwälzung mit außen liegenden Umwälzpumpen hat einen schlechten Wirkungsgrad, wie eigene Tracervermessungen des Autors ergeben haben. Die schrittweise im Laufe der Jahrzehnte entwickelte Umwälzung mit Faulgas wird im Ausland gerne angewendet und lässt auch Faulbehälter mit flacher Sohle zu. Eine Fehlentwicklung war hingegen, Faulbehälter mit einem „Trübwasser“-Abzug auszurüsten. Ein intensiv genutzter Faulbehälter hat als biologischer Reaktor schon durch das entstehende Faulgas eine ständige Durchmischung, sodass statt Schlammwasser (Trübwasser) nur dünner Schlamm abgezogen wird, wodurch die eigentliche Kläranlage eine unnötige Belastung erfährt. In Abb. 1.6 ist ein solcher Faulbehälter abgebildet (Bischofsberger 1993).

Bei der Faulbehälterheizung haben sich heute allgemein außen liegende Wärmetauscher durchgesetzt. Innen liegende Doppelmantelheizkörper (z. B. System Oswald Schulze) werden kaum noch angewendet.

---

### 1.3 Anaerobe Abwasserbehandlung

Die Nutzung des Faulgases zur Stromerzeugung, wobei die Abwärme hier in Gasmotoren zur Heizung benutzt wird, die geringe Überschussschlammproduktion und der auch sonst geringe Energiebedarf machten die anaerobe Abwasserbehandlung für die Industrieabwasserbehandlung interessant. Buswell (1930a, b) stellte in seinen Untersuchungen die Vorteile der zweistufigen anaeroben Behandlung von Brennereiabwässern (Schlempen, Lutterwasser) heraus. In dem „Vorfaulraum“ wird das sauer ankommende Abwasser durch den faulenden alkalischen Inhalt des Faulbehälters neutralisiert. Er empfiehlt, wie auch andere Autoren, die regelmäßige Zugabe von Faulschlamm aus städtischen Faulbehältern. 1950 veröffentlichte Buswell einen Überblick über fünf amerikanische Anaerobanlagen. Mit Brennerei-Abwasser wurde bei Raumbelastungen von 4,4–14,1 kg organischer Substanz pro  $\text{m}^3 \cdot \text{d}$  ein Abbau von 75–90 % erzielt. Der Gasertrag lag bei bis zu  $3 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  Faulrauminhalt, bzw. 270–580 L/kg organische Substanz. Man darf sich nicht darüber täuschen, dass die zweistufige Faulung damals nur eine unterteilte Methangärung war und noch nicht eine gezielte Trennung in eine Hydrolyse- und Versäuerungsstufe einerseits und eine Acetat- und Methanstufe andererseits bedeutete. Diese biologische Trennung wurde in ersten Ansätzen jedoch von Nolte (1928) ausgeführt. Die günstigen Ergebnisse bei Brennerei- und Zuckerfabrikabwässern und auch bei anderen hochkonzentrierten organischen Abwässern mit der regelmäßigen Zugabe von kommunalem Faulschlamm dürften einerseits auf die Impfung mit anaeroben Bakterien zurückzuführen sein; andererseits ist aber auch die damit erfolgte Zugabe eventuell fehlender Nährsalze und Spurenelemente von Bedeutung, wie Seyfried et al. (1984) bei der anaeroben Reinigung von Pektinabwässern feststellen konnten. Dass statt kommunalen Faulschlammes sich auch Kuhdung als vorzügliches Impfmaterialeignet, stellten Sen und Bhaskaran (1962) in Untersuchungen zur Reinigung von Abwässern einer Melassebrennerei fest.

Da geschlossene Anaerobbehälter relativ teuer sind, wurden vielfach Faulteiche eingesetzt, die auch heute noch in Entwicklungsländern eine preiswerte Möglichkeit zur Reinigung organischer Industrieabwässer bieten. Die biologischen Vorgänge sind die gleichen wie bei geschlossenen Behältern; die Verfahrenstechnik unterscheidet sich nur wenig:

Bei Teichanlagen wird das Abwasser in der Regel nicht zusätzlich aufgeheizt. Die große offene Oberfläche lässt einerseits unangenehme Gerüche austreten, und andererseits wird die Faulung hemmender Sauerstoff eingetragen. Die bei geschlossenen Behältern gefürchtete Schwimmdecke ist bei Teichanlagen ein willkommener Abschluss. Etliche Autoren weisen darauf hin, dass bei offenen Faulanlagen die Schwimmdecke nicht zerstört werden sollte. Eine früher oft in Deutschland angewendete Verfahrenstechnik ist das von Nolte

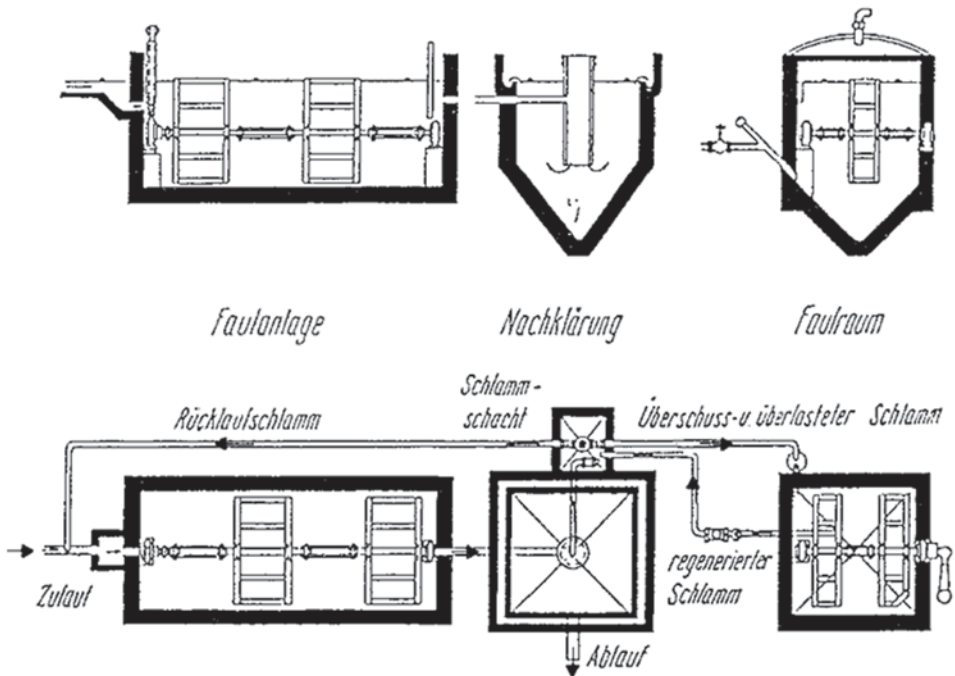
(1928) entwickelte Gärfaulverfahren, auch Salzwedeler Verfahren genannt, bei dem mehrere Teiche in Kaskaden hintereinander geschaltet werden.

Unter Gärung verstand Nolte die Versäuerungsstufe und unter Faulung die Methanstufe. Diese Teich-Verfahrenstechnik wurde – manchmal mit kleinen Abweichungen, die in der stark ausgeprägten Individualität von Zuckerfabrikdirektoren begründet sind – bis in die 60er-Jahre in der Zuckerindustrie häufig angewendet.

Da der Wirkungsgrad von anaeroben-aeroben Teichanlagen begrenzt ist, die Teiche relativ viel Platz brauchen und die Geruchsbelästigungen oftmals nicht gering waren, erfolgte die Entwicklung der Anaerobtechnik nach dem Zweiten Weltkrieg in Richtung der geschlossenen Anaerob-Reaktoren.

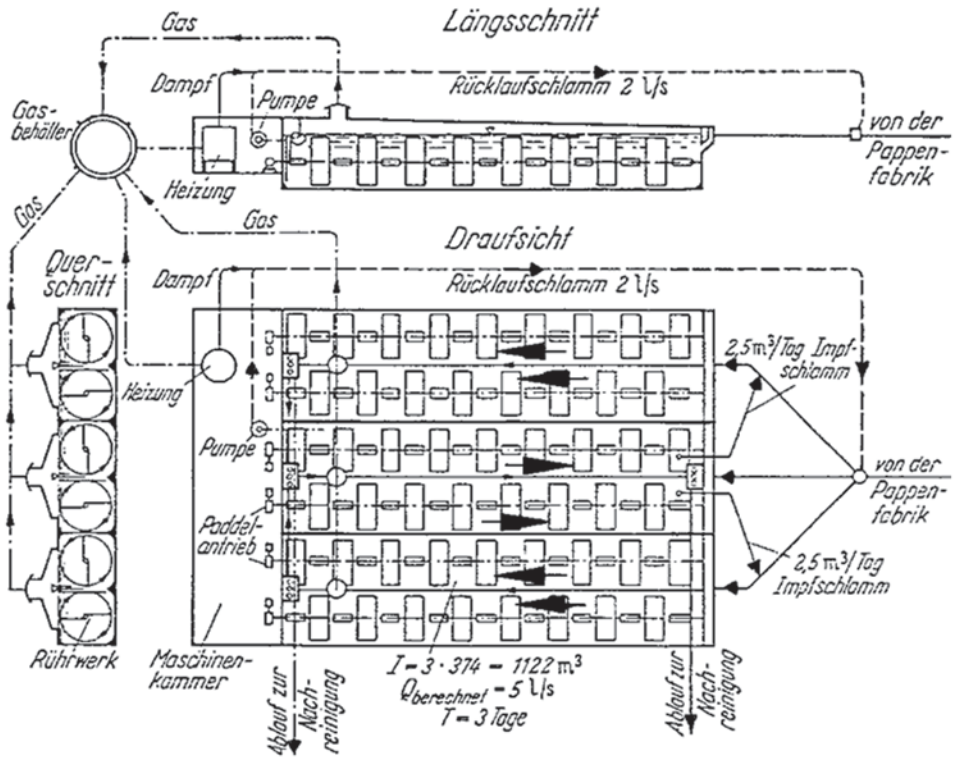
Die Erkenntnis, dass der Schlammgehalt im Reaktor den Wirkungsgrad erheblich beeinflusst, führte zu der wohl wichtigsten Entwicklung in der Anaerob-Technik: weg vom Ausschwemmreaktor, hin zum anaeroben Belebungsverfahren (Kontaktverfahren). In der Literatur wird Schroepfer et al. (1955) die Erfindung des anaeroben Belebungsverfahrens (Kontaktverfahrens) zugeschrieben. Das ist falsch. Die erste halbtechnische Versuchsanlage wurde in den 40er-Jahren von Jung bei einer im Niersverband gelegenen Strohpapierfabrik betrieben; die Ergebnisse wurden 1949 veröffentlicht (Jung 1949). Die erste großtechnische anaerobe Belebungsanlage wurde in den Jahren 1951/1952 vom Ruhrverband in Nuttlar an der oberen Ruhr für eine Hefefabrik und Brennerei in Betrieb genommen (Rohde 1951, 1960; Sierp 1953). Schroepfer hatte die Ergebnisse mit seiner kleineren halbtechnischen Versuchsanlage bei einer Fleischwarenfabrik 1955 veröffentlicht, wobei davon auszugehen ist, dass er von der bereits großtechnisch betriebenen deutschen Anlage nichts wusste. Etwa zeitlich parallel zu Jung führte Stander (1950) in Südafrika ebenfalls Versuche in einer kleinen Labor-Versuchsanlage mit Abwässern der Gärungsindustrie nach dem anaeroben Belebungsverfahren durch und stellte die Überlegenheit dieser neuen Verfahrenstechnik fest: Die Durchflusszeit konnte im Anaerob-Reaktor auf unter zwei Tage gesenkt werden. Die erste großtechnische Anlage wurde in Südafrika Ende der 50er-Jahre für eine Winzerei gebaut. Hier setzte man den neu entwickelten „Clarigester“ der Firma Dorr ein (Abb. 1.7), welcher das Nachklärbecken in den Faulbehälter integrierte.

Jung nannte das von ihm entwickelte Verfahren „Schnellfaulung“. In Abb. 1.7 ist die halbtechnische Versuchsanlage schematisch dargestellt. Der zunächst offene Faulbehälter wurde mit einem Paddelwerk umgerührt. Die Nachklärung bestand aus einem Dortmundbrunnen. Ein daneben angeordneter Schlammfaulbehälter für den Überschussschlamm wurde auf ca. 30°C beheizt. Der Anaerob-Reaktor war unbeheizt und hatte eine relativ niedrige Temperatur von 12–14°C. Trotz der niedrigen Temperatur gelang es, den  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch von ca. 5.000 mg/L auf unter 2.500 mg/L und den  $\text{BSB}_5$  von rd. 2.500 mg/L auf unter 1.500 mg/l zu senken bei einer Durchflusszeit von 24 h. Nach einigen Wochen zeigte der Anaerobschlamm Überlastungserscheinungen, offensichtlich durch gespeicherte Kolloide. Es wurde deshalb ein kleiner Teilstrom des Rücklaufschlammes durch den beheizten Faulbehälter und wieder zurück in den Prozess geführt. Dies führte zu einer Verbesserung und Stabilisierung des anaeroben Abbaues. Es war die erste Anwendung eines „anaeroben Biosorptionsverfahrens“.



**Abb. 1.7** Erstes anaerobes Belevungsverfahren (Kontaktverfahren), Versuchsanlage für Strohpapfabrikabwasser. (Jung 1949)

Ende der 40er-Jahre wurde vom Ruhrverband auf der Kläranlage Fröndenberg eine Anaerobanlage für die Abwässer einer Strohpapfabrik bis zur Stilllegung der Produktion Anfang der 60er-Jahre betrieben. Sie stellt eine Vorstufe zum anaeroben Belevungsverfahren dar und arbeitete außerordentlich stabil. Wie in Abb. 1.8 dargestellt, wurde die Anlage als Zweier-Kaskade und annähernd als Rohrreaktor ausgeführt. Paddelwerke sorgten für eine gute Querdurchmischung. Die Reaktoren hatten ein Gesamtvolumen von  $1.122 \text{ m}^3$ ; bei einem mittleren Zufluss von  $5 \text{ L/s}$  betrug die Durchflusszeit 3 Tage. Die  $\text{BSB}_5$ -Raumbelastung lag mit einer mittleren Konzentration von  $5.400 \text{ mg/L}$  bei rd.  $1,8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ; der  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch im Zulauf betrug rd.  $15.000 \text{ mg/L}$ , die Raumbelastung an organischen Feststoffen rd.  $2,6 \text{ kg oTS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ . Mit dem entstandenen Faulgas ( $1,25 \text{ m}^3/\text{m}^3$  bzw.  $150 \text{ L/kg oTS}$ ) wurde ein Rücklauf, welcher am Ende der zweiten Kaskade „Impfschlamm“ in den Zulauf brachte und etwa 40 % vom Zulauf betrug, aufgeheizt, sodass eine Temperatur von  $27\text{--}30^\circ\text{C}$  eingehalten werden konnte. Der Wirkungsgrad der Anaerobanlage lag auf den  $\text{BSB}$  bezogen bei über 77 %. Der relativ hohe pH-Wert von 9–11 im Zulauf wurde durch die anaerobe Behandlung auf 6,5–7 gesenkt. Der hohe Gehalt an Schwefelwasserstoff im Ablauf konnte durch die Zugabe von Eisensalzen weitgehend zu Eisensulfid umgesetzt werden.

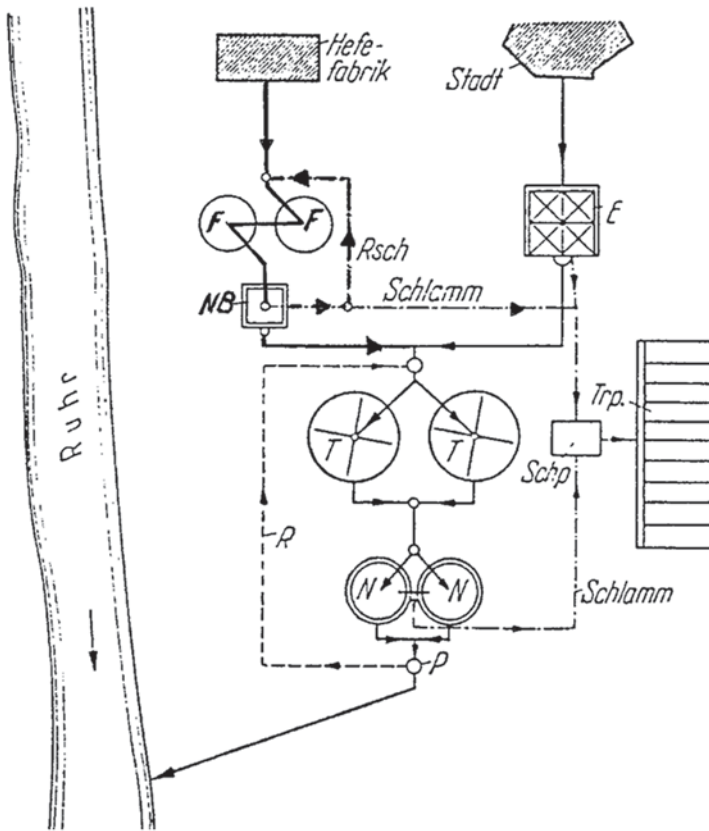


**Abb. 1.8** Großtechnischer Vorläufer des anaeroben Belevungsverfahrens für eine Strohpappfabrik in Fröndenberg. (Rührverband, Rohde 1951)

Die bereits erwähnte, erste großtechnische anaerobe Belevungsanlage (Kontaktverfahren) ist in ihrer Einbindung in die kommunale Ruhrverbandskläranlage in Abb. 1.9 dargestellt. Die beiden Faulbehälter (F) wurden hintereinander betrieben; der Anaerobschlamm wird im Nachklärbecken (Dortmundbrunnen, NB) abgeschieden und als Rücklaufschlamm (Rsch) wieder vor die Anaerobreaktoren zurückgepumpt. Die Installation war noch stark durch die typische Schlammfaulbehälter-Installation der Firma Oswald Schulze beeinflusst. Die Durchflusszeit betrug 90 h (3,75 d), die Temperatur 32–33 °C. Die Gasproduktion erreichte 460 L/kg oTS bzw. 280 L/kg BSB<sub>5</sub> abgebaut. Wegen einer starken H<sub>2</sub>S-Hemmung lag der Wirkungsgrad bei Parallelbetrieb um 45 %, in Serie jedoch bei 87 % auf KMnO<sub>4</sub>-Verbrauch bezogen. Wie Messungen ergaben, wurde das H<sub>2</sub>S überwiegend in den ersten Behältern produziert und mit dem Faulgas ausgetrieben, sodass im zweiten Behälter die Methangärung nur noch wenig gehemmt wurde. Die Zulaufkonzentrationen lagen durchschnittlich bei 10.800 mg/L BSB<sub>5</sub> und 9.600 mg/L KMnO<sub>4</sub>-Verbrauch. Bis zur Einstellung der Hefeproduktion durch die Brennerei arbeitete die Anlage ohne nennenswerte Probleme.

Seit der Erkenntnis, dass der Rückhalt der Biomasse einen entscheidenden Einfluss auf den Wirkungsgrad hat, und seit den hierzu erfolgten Entwicklungen, die geprägt wurden



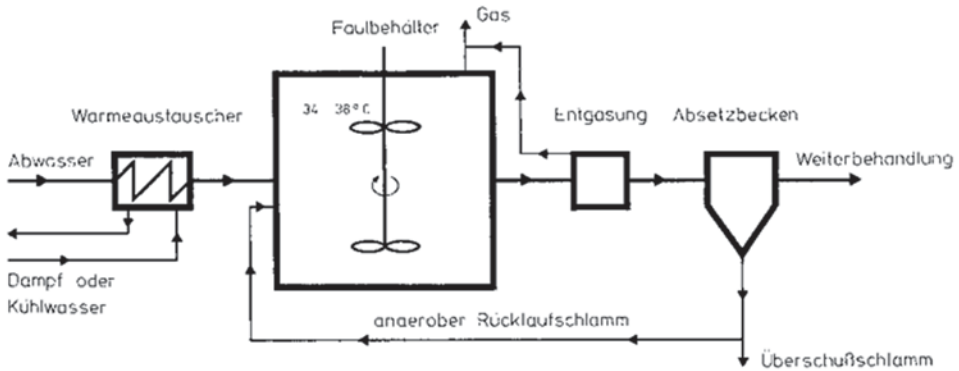


**Abb. 1.9** Erstes großtechnisches anaerobes Belevungsverfahren (Kontaktverfahren) für Hefeabwasser; Lageplan. (Ruhrverband 1951)

durch Jung (1949), den Ruhrverband (Sierp 1953; Rohde 1951, 1960), Stander (1950) und Schroefer et al. (1955), hat sich die Technik des Rückhalts in vier Richtungen entwickelt:

- Externer Rückhalt durch Schwerkraft (Absetzbecken, Parallelplattenabscheider oder Schrägklärer, Flotation)
- Rückhalt, integriert im Anaerob-Reaktor (Clarigester, eingebaute Abscheider, z. B. Schrägklärer, Schwammkugelfilter etc.) Sonderform: UASB-Reaktor bzw. Schlammbettreaktor
- Rückhalt im Reaktor durch Biofilm-Verfahren (Festbett, Schwebebett, Wirbelbett)
- Rückhalt durch Membrane (Mikrofiltration, Ultrafiltration)

Der externe Rückhalt als Sedimentation wird entscheidend unterstützt durch eine Entgasung, die als Turmvakuumentgasung (Seyfried et al. 1984) oder als flache Beckenentgasung (Kanow und Kirchheim 1984) ausgeführt werden kann. Schrägklärer (Parallelabscheider), wie z. B. von Hasenböhler (1982) eingesetzt wurden, haben sich nur bedingt



**Abb. 1.10** Einstufiges anaerobes Belevungsverfahren mit Schlamm-entgasung

bewährt. Flotationsanlagen haben sicherheitstechnische Probleme und sind in der Regel unwirtschaftlich.

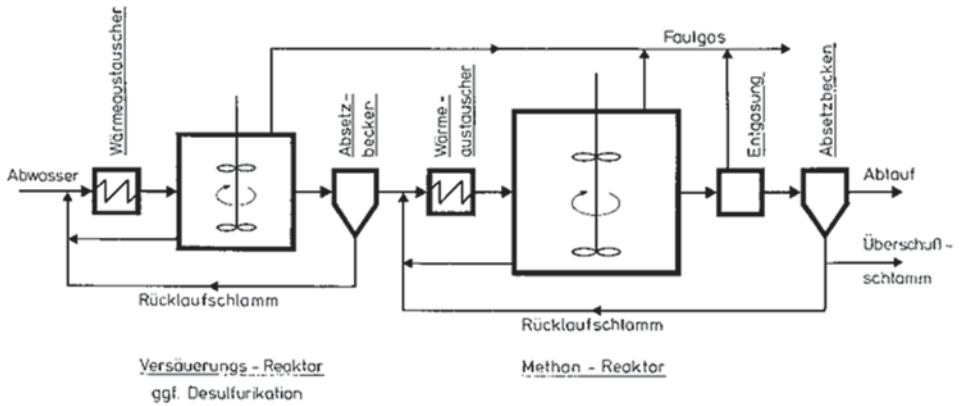
Die Lösung des Problems der  $H_2S$ -Hemmung kann nicht nur durch die Zugabe von Eisensalzen (Kiby 1934; Jung 1949; Sierp 1953), sondern auch durch die Zugabe von Eisenstaub, ein Abfallprodukt der Hüttenindustrie, erfolgen (Seyfried 1975), wodurch eine korrosionsfördernde Aufsatzung vermieden wird. Nitrate im Zulauf, die den Anaerobprozess stören, können durch eine Hochleistungsdenitrifikation im mesophilen Bereich reduziert werden (Bode 1985; Seyfried et al. 1984).

Auf dem biologischen Sektor waren zwei neue Erkenntnisse von Bedeutung:

1. Bei kohlenhydrathaltigen oder fetthaltigen Abwässern ist die Trennung der Versäuerung von der Methanstufe vorteilhaft.
2. Die Entdeckung von Bryant et al. (1967), dass die Methanstufe einen Zwischenabbauschritt, nämlich die Acetatstufe, beinhaltet. Die Acetatabakterien leben in enger Symbiose mit den Methanbakterien (interspecies transfer), die den erforderlichen niedrigen Wasserstoffpartikeldruck gewährleisten. Wird diese Symbiose gestört, z. B. durch hochtourige Pumpen, geht die Umsatzleistung zurück (Seyfried 1975).

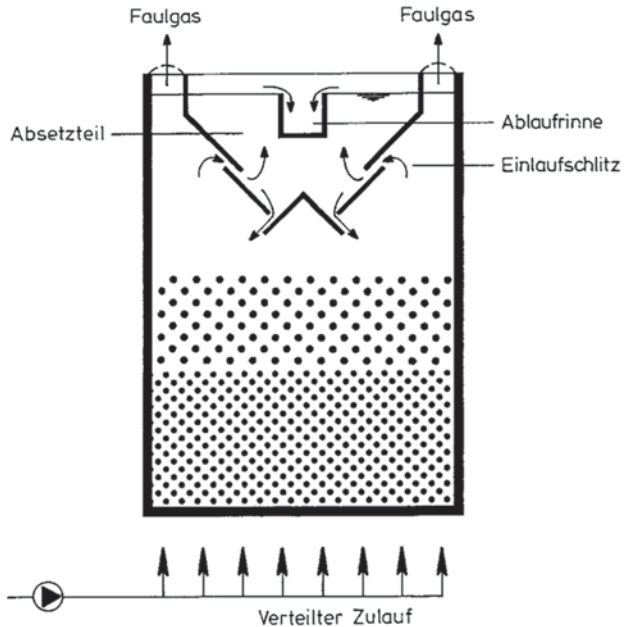
Die genauere Kenntnis der Abbauege hat die 1-stufige Anaerobtechnik (Abb. 1.10) in vielen Fällen durch die 2-stufige Technik (Abb. 1.11) verdrängt.

Es war zwar schon bekannt, dass Anaerobier unter Stressbedingungen kleine Agglomerationen, sog. Pellets, bilden können, jedoch Lettinga et al. (1979) nutzen diese Eigenschaft als erste aus und entwickelten den Schlammbedtreaktor, oder allgemein UASB-Reaktor (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) genannt. Dieser Reaktor ist als Prinzipskizze in Abb. 1.12 dargestellt. Der Vorteil dieser Verfahrenstechnik ist, dass sich im Schlammbedt eine sehr hohe Dichte an Biomasse befindet, bei gleicher Schlammbelastung entsprechend hohe Raumbelastungen zulässt, und dass sich die Pellets gegenüber Schlammflocken leichter zurückhalten lassen. International sind etliche Hundert UASB-Reaktoren in Betrieb.



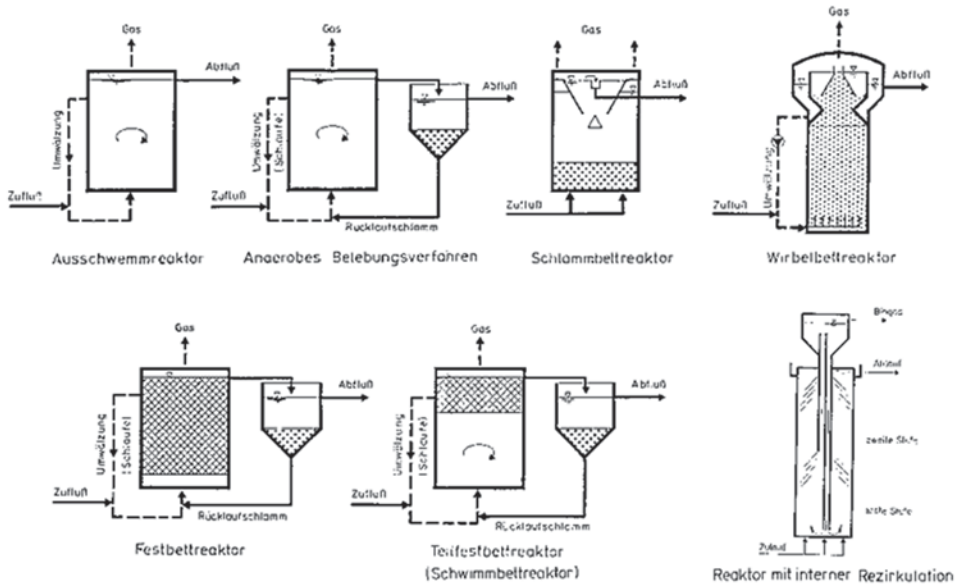
**Abb. 1.11** Zweistufiges anaerobes Belebungsverfahren (getrennte Versäuerung und Methanstufe)

**Abb. 1.12** Schlammbettverfahren (UASB-Reaktor). (Lettinga et al. 1979)



Eine Weiterentwicklung des UASB-Reaktors stellen die EGSB-Reaktoren (Expanded Granular Sludge Bed) dar, bei denen es gelingt, durch eine Modifikation und Optimierung der Dreiphasentrennung in einem hohen, schlanken Reaktor deutlich höhere Biomassegehalte zu erreichen als in den UASB-Reaktoren. Durch die höhere Raum-Zeit-Ausbeute sind EGSB-Reaktoren wirtschaftlicher als UASB-Reaktoren und finden deshalb heute eine breite Anwendung (siehe Kap. 5).

Es lag nahe, die Biomasse in Form eines Biofilmes in einem Anaerobreaktor zu binden. Schon frühzeitig wurde versucht, durch Steinschüttungen ähnlich dem Tropfkörper den anaeroben Umsatz zu verbessern (Taylor und Burm 1972; Young und McCarty 1969). Das

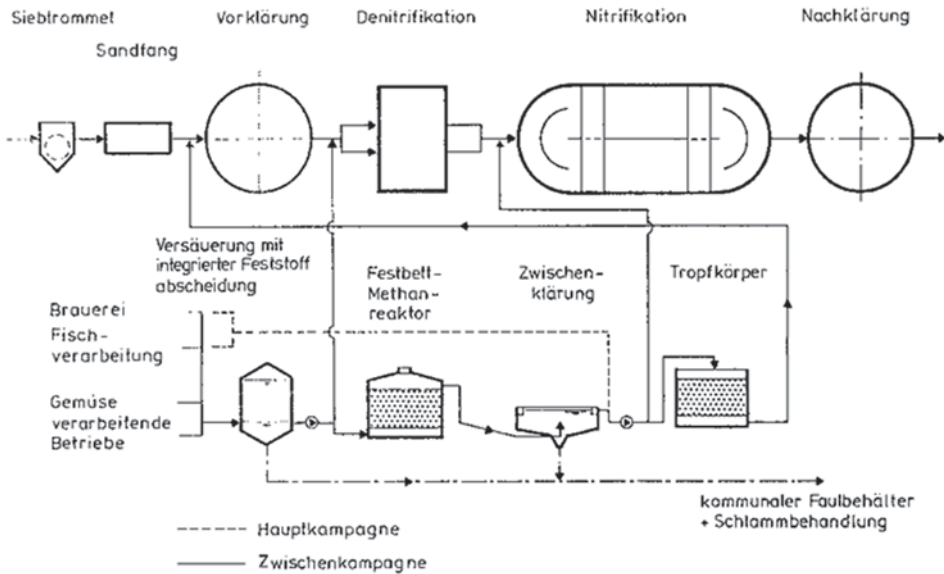


**Abb. 1.13** Prozessschema verschiedener Reaktortypen. (Seyfried und Saake 1986)

Problem war jedoch, dass solche Schüttungen leicht verstopften, wie auch ein jüngeres Beispiel einer norddeutschen Kartoffelstärkefabrik gezeigt hat. Erst der Einsatz moderner Kunststoff-Füllelemente brachte gute Ergebnisse (Seyfried und Austermann-Haun 1990). Der Einsatz von kleinen beweglichen Materialien (z. B. Schwebelbett-Verfahren, „Moving Bed“) brachte einen höheren Biomassengehalt ohne Verstopfungsprobleme (Switzenbaum und Jewell 1980). Eine weitere Entwicklung war das Wirbelbett-Verfahren (Fluidised Bed), welches sich jedoch nicht so gut bewährte. Einen umfangreichen Report über die Entwicklung von Biofilmreaktoren bringen Henze und Harremoës (1983). Eine Übersicht über einige moderne Reaktoren ist in Abb. 1.13 dargestellt.

Eine besondere 2-stufige Verfahrenstechnik wurde erstmals in Marne eingesetzt (Austermann-Haun und Seyfried 1994). Die hochkonzentrierten Abwässer verschiedener Lebensmittelbetriebe werden vorversäuert, wobei durch einen tangentialen Zulauf eine zyklonartige Strömung erzeugt wird. Die nicht hydrolysierten Feststoffe können so aus der Mitte der Sohle abgezogen werden und in den kommunalen Schlammfaulbehälter gegeben werden. Das versäuerte und nicht mehr mit größeren Feststoffen belastete Abwasser wird in einem Festbettreaktor mit schwimmendem Bewuchsmaterial ausgefaut und in der kommunalen Kläranlage aerob gereinigt. Der BSB-Wirkungsgrad beträgt in der Anaerob-Stufe über 80%. Abbildung 1.14 zeigt ein Betriebssystem.

Die jüngste Entwicklung in der Anaerob-Technik ist der Einsatz von Ultrafiltrationsmembranen zum Rückhalt der Biomasse. Choate et al. (1982) berichten von den Problemen mit dem Einsatz einer Ultrafiltration hinter einem UASB-Reaktor. Die Fluxleistung sank nach kurzer Zeit von 25 auf 14 L/(m<sup>2</sup>·h) und konnte nur durch regelmäßige Rei-

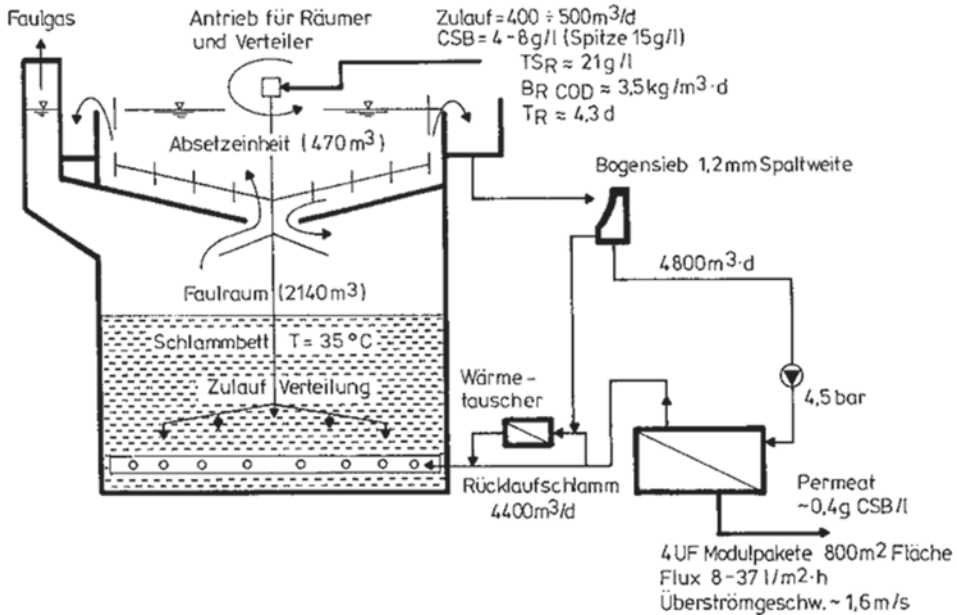


**Abb. 1.14** Anaerobe Vorbehandlung des Industrieabwassers auf der Kläranlage Marne; Vorversäuerung mit integrierter Abscheidung der nicht hydrolysierten Feststoffe; Festbettmethanreaktor. (Seyfried und Austermann-Haun 1990)

nigung mit Ätznatron und Hypochlorid wiederhergestellt werden. Außerdem durfte die Membrananlage jeweils nur 8 h/d betrieben werden.

Wesentlich erfolgreicher war der Einsatz von Ultrafiltrationsmembranen bei einer Maisstärkefabrik in Südafrika (Ross et al. 1992). Hinter einem mit Pelletschlamm betriebenen Clarigester wurden die aus der Nachklärung abtreibenden Pellets über ein Bogensieb zurückgehalten. Der feststoffarme Ablauf wurde dann in der Ultrafiltrations-Membrananlage gefiltert; das Konzentrat lief wieder zurück in den Anaerobreaktor. Das Betriebssystem und die wesentlichen Betriebsdaten sind in Abb. 1.15 aufgeführt. Bei dieser Membrananlage wird geschickt ein Problem umgangen, welches von Brockmann (1998) näher untersucht wurde. Durch die erforderlichen Druckerhöhungspumpen bei der Ultrafiltration wird der Anaerobschlamm auf die Dauer so gestresst, dass die Leistungsfähigkeit deutlich nachlässt. Bei der südafrikanischen Anlage wird jedoch der Anaerobschlamm bereits vorher abgeschieden und zurückgeführt. Aus den vorgenannten Problemen dürfte sich in Zukunft eher die Mikrofiltration durchsetzen, bei der eine Druckerhöhung nicht erforderlich ist.

Die Geschichte der Anaerobtechnik ist gekennzeichnet durch zwei große Technologiesprünge in den Jahren von 1906–1920 und von 1950–1980. Seitdem sind nur noch kleinere Schritte zu verzeichnen. Bei einem Vergleich der Schlammbelastungen stellt sich heraus, dass die meisten Hochleistungsreaktoren für die Abwasserbehandlung im gleichen Bereich liegen; nur der jeweilige Schlammgehalt ist unterschiedlich. Viele Reaktoren, die in jüngerer Zeit entwickelt wurden (Böhnke et al. 1993), sind mittlerweile Geschichte, da sie sich am Markt nicht behaupten konnten.



**Abb. 1.15** Anaerobanlage mit Ultrafiltration zur Behandlung von Abwässern einer Maisstärkeproduktion. (Ross et al. 1992)

## Literatur

- Austermann-Haun U, Seyfried CF (1994) Experiences in the operation of anaerobic treatment plants in Germany. Seventh International Symposium on Anaerobic Digestion, Cape Town
- Bischofsberger W (1993) Übersicht über anaerobe Verfahrenstechniken. In: Anaerobtechnik. Springer-Verlag, Berlin
- Bode H (1985) Beitrag zur Anaerob-Aerob-Behandlung von Industrieabwässern. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, 64
- Böhnke B, Bischofsberger W, Seyfried CF (1993) Anaerobtechnik. Springer, Berlin
- Brockmann M (1998) Beitrag zur membranunterstützten biologischen Abwasserreinigung. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, 98, 213 S.
- Bryant MP, Wolin EA, Wolin MJ, Wolfe RS (1967) *Methanobacillus omelianskii*, a symbiotic association of two species of bacteria. Arch. Mikrobiol. 59, 20–31
- Buswell AM, Hatfield WD (1930a) Studies on two-stage sludge digestion 1928–1929. Bulletin No. 29, State Water Survey, State of Illinois, Urbana III (zitiert in McCarty (1982))
- Buswell AM, Neave SL (1930b) Laboratory studies of sludge digestion. Bulletin No. 30, State Water Survey, State of Illinois, Urbana III (zitiert in McCarty (1982))
- Buswell AM (1950) Operation of anaerobic fermentation plants. Ind Eng Chem 42:605
- Choate WT, Houldsworth D, Butler GA (1982) Membrane-enhanced anaerobic digesters. In: Proceedings of the 35th Industrial Waste Conference May 1982, Purdue University Lafayette, Indiana, S 661