

5. BIOLOGISCHE ABWASSERREINIGUNG

5.1 Mikrobielle Grundlagen zur biologischen Abwasserbehandlung

5.1.1 Abbau biologisch verwertbarer Stoffe des Abwassers durch Selbstreinigung

Abwasser aus Haushalt und Industrie enthält in der Regel große Mengen an organischen Stoffen. Werden die Abwässer direkt in Flüsse und Seen geleitet, so drohen (abgesehen von Belastungen mit Giftstoffen) besonders zwei Gefahren: Ausgelöst durch das beste organische und anorganische Nährstoffangebot kommt es erstens zu einer explosionsartigen Entwicklung von Mikroorganismen, von denen aller gelöster Sauerstoff aufgezehrt und damit die Vernichtung des tierischen Lebens im Wasser eingeleitet wird; zweitens überdauern viele Krankheitskeime mehr oder weniger lange im Abwasser, so daß Trink- und Badewasser verseucht werden und Epidemien ausbrechen können. Abwasser sollte daher, besonders wenn es in großen Mengen anfällt, vor der Einleitung in natürliche Gewässer in Kläranlagen weitgehend biologisch gereinigt werden.

Ist die Abwasserbelastung nicht zu hoch, tritt eine Selbstreinigung der Gewässer in verhältnismäßig kurzer Zeit ein (Abb. 5.1). Am Abbau der belastenden organischen Stoffe sind viele Organismengruppen beteiligt. Die entscheidende Rolle spielen aber Bakterien und Pilze, die im günstigsten Fall die meisten organischen Substanzen vollständig mineralisieren, d.h. zu anorganischen Stoffen abbauen. In einem ml Abwasser leben viele Millionen Bakterien wie Pseudomonaden, *Proteus*, Bazillen, aber auch Vertreter fast aller anderen physiologischen Bakteriengruppen. So sind ebenfalls schwefeloxidierende Bakterien, Eisenbakterien sowie Nitrifizierer in großer Zahl vertreten.

Ein zu hoher Gehalt an Schmutzstoffen führt durch Sauerstoffzehrung zu Störungen in der Selbstreinigung. Es entstehen anaerobe Zonen, in denen durch Fäulnis und Sulfatreduktion große Mengen an Schwefelwasserstoff anfallen. Der Sauerstoffmangel und der toxische Schwefelwasserstoff bewirken, daß im Wasser fast alle höheren Lebewesen und auch viele Mikroorganismen abgetötet werden. Durch die ungünstigen Umweltbedingungen und die dezimierte Population an Mikroorganismen wird in der Regel das organische Material nicht mehr vollständig abgebaut. Der durch Eisensulfide schwarz gefärbte Faulschlamm bringt das Leben höherer Organismen am Boden zum Absterben. Der schwefelwasserstoffhaltige Bodenschlamm der Seen kann auch ein umfangreiches Fischsterben verursachen, wenn er durch Stürme plötzlich an die Oberfläche gelangt.

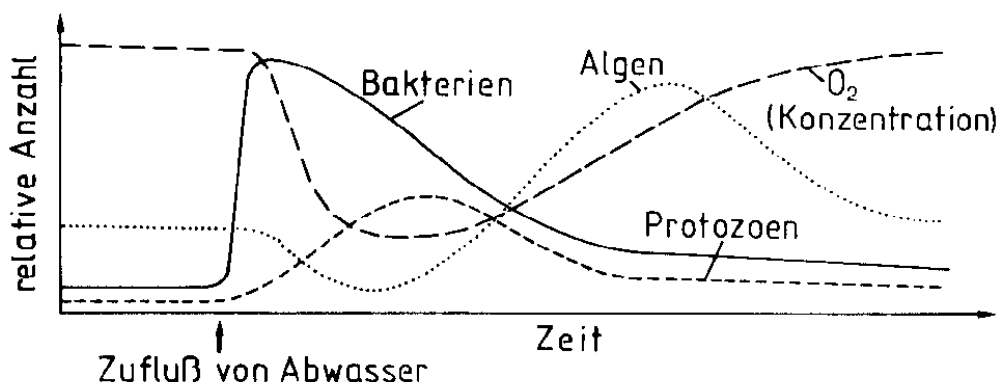


Abb. 5.1: Verteilung von Bakterien, Algen und Protozoen sowie Gehalt an gelöstem Sauerstoff nach Einleiten von Abwasser in einem Fluß

Mit den Abwässern und Abfällen von Industriebetrieben fließen oft Giftstoffe in die Gewässer, die nicht nur Fische, sondern auch die Mikroflora schwer schädigen. Gefährlich sind Schwerme-

tallverbindungen, Cyanide, organische Giftstoffe und zu starke pH-Änderungen beim Ablassen von konzentrierten Säuren oder Basen.

Mit den häuslichen Abwässern gelangen auch menschenpathogene Mikroorganismen in die Gewässer. Obwohl sie sich in der Regel nicht vermehren und mit der Zeit zugrunde gehen, können sie doch einige Tage bis viele Wochen überleben und ihre Infektionsfähigkeit behalten. Als Krankheitserreger für Menschen treten hauptsächlich pathogene Darmbakterien auf, Typhuserreger (*Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi*), seltener bakterielle Ruhrerreger (Shigellen). In tropischen Ländern mit unzureichend gereinigtem Trinkwasser können auch noch heute Choleraepidemien (durch *Vibrio cholerae*) auftreten. In Deutschland war die letzte Choleraepidemie 1892 in Hamburg. Gefährlich sind roh genossene Muscheln und Austern aus abwasserbelasteten Gewässern. Sie filtern nämlich das Wasser und reichern pathogene Bakterien an. Der Genuß hat öfter zu Typhus- und Choleraepidemien geführt.

Ein großes Problem sind die zahlreichen menschenpathogenen Viren, die ihre Virulenz auch außerhalb des Menschen für einige Zeit erhalten. Viröse Darmerkrankungen, Sommergrippe und Hepatitis (Gelbsucht) können durch verschmutztes Wasser übertragen werden. Möglicherweise kann es auch zu Infektionen mit Kinderlähmungsviren (Polio) kommen, die oft im Abwasser großer Städte nachweisbar sind. Abwasser enthält auch hohe Zahlen an tier- und pflanzenpathogenen Mikroorganismen.

Ein Zusammenbruch der Selbstreinigung natürlicher Gewässer und die Infektionsgefahr lassen sich bei den heutigen riesigen Abwassermengen nur durch eine Reinigung der Schmutzwässer in Kläranlagen erreichen, in denen die natürliche, biologische Selbstreinigung beschleunigt und erhöht wird (s. Kap. 3). Neben der organischen Belastung mit Kohlenstoffverbindungen enthält das städtische Abwasser viele anorganische und organische Stickstoffverbindungen (z.B. Fäkalien, Urin, Ammonium, Phosphat). Die Verminderung des organischen Materials in häuslichen und kommunalen Abwässern wird in den Kläranlagen meist durch eine aerobe und anaerobe biologische Zersetzung erreicht. Vom einfließenden Abwasser fängt man die groben Bestandteile (z.B. Holz, Kunststoff), Fette und den Sand ab (mechanische Reinigung). Das Abwasser gelangt in ein Vorklär- oder Absetzbecken, wo sich größere organische Partikel absetzen. Im Rohabwasser beginnt schon ein langsamer aerober Abbau, im Schlamm eine geringe anaerobe Zersetzung der organischen Substanzen. Nach einer mechanischen Abtrennung von Grob- und Feinstoffen wird das vorgereinigte Abwasser anschließend einer intensiven biologischen Reinigung unterworfen.

In der biologischen Abwasserreinigung werden heute verschiedene Reinigungsleistungen verlangt. Die wichtigsten Aufgaben sind:

1. Die möglichst vollständige Entfernung gelöster organischer Schmutzstoffe.
2. Die Beseitigung von Stickstoff durch Nitrifikation und anschließender Denitrifikation.
3. Eine weitergehende Phosphorelimination, die auch biologisch durch die Biomasse anstelle oder zusammen mit einer chemischen Phosphatfällung ablaufen kann.

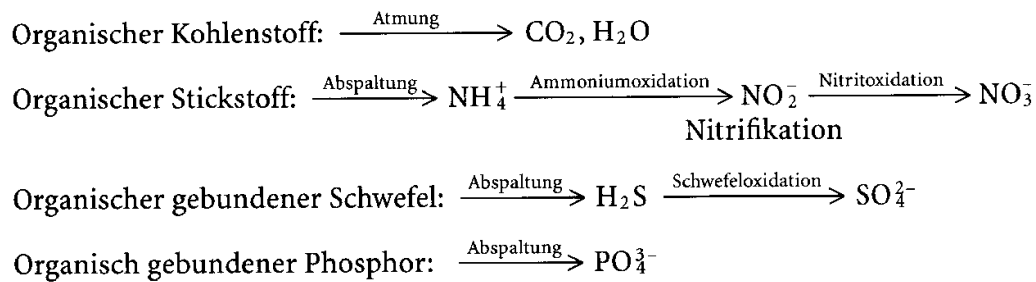
Während der aeroben Behandlung des Abwassers werden die organischen Schmutzstoffe durch einen Abbau zu anorganischen Verbindungen (CO_2 , H_2O , NH_4 = Mineralisation) stark vermindert und zum Teil in die Biomasse eingebaut (Tabelle 5.1).

Der Zuwachs an Biomasse wird als Überschussschlamm aus der Kläranlage entfernt, oft erst nach einer Schlammstabilisierung mit weiterem Um- und Abbau organischer Schmutzstoffe unter anaeroben Bedingungen im Faulturm.

Unter aeroben Bedingungen kann auch eine Oxidation von Ammonium zu Nitrat durch nitrifizierende Bakterien erfolgen. Zur Beseitigung des Nitrats aus dem Abwasser muß sich unter anoxischen (Sauerstoff-freien) Bedingungen eine Reduktion des Nitrats zu gasförmigem Stickstoff (N_2) durch denitrifizierende Bakterien anschließen. N_2 wird bei erneuter Belüftung ausge-

gast. Die biologische Phosphorelimination läßt sich durch Anreicherung bestimmter Bakterien erhalten, die Phosphat als Polyphosphat speichern. Die Entfernung des in der Biomasse festgelegten Phosphors erfolgt in den meisten Verfahren gleichfalls beim Abzug des Überschussschlammes.

Tabelle 5.1. Mineralisation organischer und Oxidation anorganischer Schmutzstoffe unter aeroben Bedingungen (z.B. im Belebungsbecken)



5.1.2 Energiestoffwechsel von Mikroorganismen

Für die verschiedenen Anforderungen an die Reinigungsleistung sind stoffwechselphysiologisch unterschiedliche Mikroorganismen verantwortlich, die z.T. unterschiedliche Ansprüche an die Umweltbedingungen stellen. Die Organismen in der mikrobiellen Lebensgemeinschaft (Biozönose) in der „*Biologie*“ der Kläranlage unterstützen sich meist gegenseitig im Stoffwechsel. So ist eine weitergehende N-Entfernung durch eine Denitrifikation nur möglich, wenn vorher in der Nitrifikation die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat erfolgte.

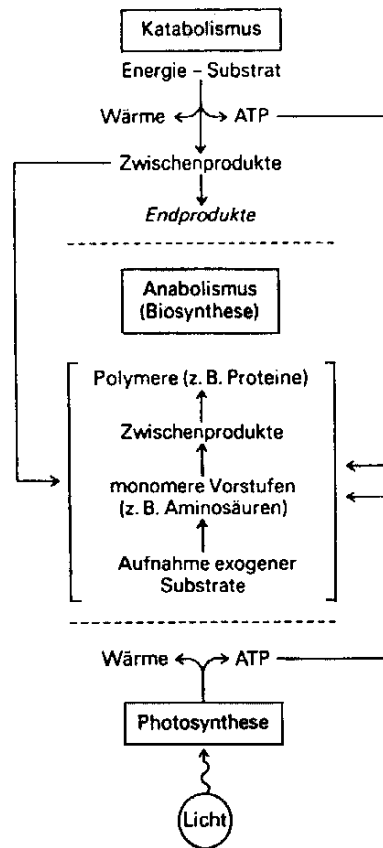
Auch im anaeroben Faulturm läuft eine mehrstufige „Nahrungskette“ ab, ehe polymere organische Stoffe (z.B. Cellulose, Eiweiße, Fette) zu Methan und CO_2 abgebaut werden. Es kann dabei zu einer Konkurrenz um bestimmte Nährstoffe kommen, die die Zusammensetzung der Abwasserflora verändert. Allgemein hat der Stoffwechsel (Metabolismus) der Zellen zwei Hauptfunktionen:

1. Neue Zellbestandteile für Wachstum und Vermehrung aufzubauen und
2. Energie für diese Syntheseleistungen und andere energieabhängige Prozesse bereitzustellen (Abb. 5.2).

Im Baustoffwechsel, auch *Anabolismus* oder *Biosynthese* genannt, werden niedermolekulare und makromolekulare Bestandteile der Zelle synthetisiert. Die Mechanismen der Biosynthesen sind bei allen Organismen ähnlich. Der Gewinn von freier, verwertbarer Energie im Energiestoffwechsel, die zur Erhaltung der komplexen Zellstrukturen (Erhaltungsstoffwechsel), der Ausführung mechanischer Arbeit (z.B. zellulärer Bewegung), dem aktiven Transport von Molekülen und Ionen sowie für die Synthesen der Zell-Biomoleküle aufgewendet werden muß, kann dagegen auf zwei völlig unterschiedlichen Wegen erfolgen: durch den *chemotrophen Energiestoffwechsel* und den *phototrophen Energiestoffwechsel*.

Abb. 6.2: Stoffwechsel bei Bakterien: Energie-(ATP)-gewinn durch Oxidation anorganischer bzw. Abbau organische Stoffe.

Aufbau von Zellkomponenten (Anabolismus) aus organischen Substraten oder CO₂.

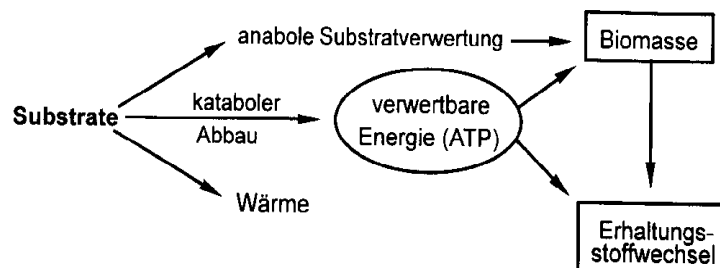


5.2.1 Energiestoffwechsel

Energiestoffwechsel

Im chemotrophen Energiestoffwechsel (Katabolismus) wird beim Abbau von organischen oder der Oxidation anorganischer Substrate ein Teil der frei werdenden chemischen Energie von den Zellen verwertet (Abb. 5.3). Im phototrophen Stoffwechsel (Photosynthese) erfolgt der Energiegewinn durch Umwandlung von Lichtenergie in chemische Energie. Universeller Überträger dieser biologisch verwertbaren Energie aus beiden Stoffwechselwegen zu energieverbrauchenden Reaktionen ist meist Adenosintriphosphat (ATP, Abb. 5.3).

Abb. 6.3: Chemotropher Energiestoffwechsel: Verbrauch von Substrat und Energiegewinn für Wachstum und Erhaltung



Die meisten Mikroorganismen gewinnen ihre Energie in chemischen Reaktionen durch eine Oxidation (Dehydrogenierung) von organischen Substraten (z.B. Glucose); sie haben einen chemo-organotrophen Stoffwechsel, wie alle Tiere. Eine kleine Gruppe von Bakterien verwertet anstelle von organischen Verbindungen reduzierte anorganische Substrate (z.B. H₂, NH₃, NO₂⁻, H₂S) zum Energiegewinn. Dieser Energiestoffwechsel heißt chemo-lithotroph (griech.: lithos = Stein).

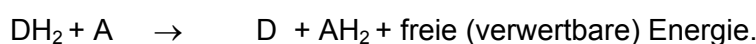
Phototrophe Bakterien nutzen (ähnlich wie die grünen Pflanzen) die Sonnenenergie als Energiequelle aus. Sie oxidieren aber auch chemische Verbindungen zur Bildung von „Reduktionskraft“, die für Syntheseleistungen notwendig ist. Man unterscheidet somit auch photolithotrophe und photoorganotrophe Bakterien, je nachdem, ob der Wasserstoff für die Bildung der Reduktionskraft von anorganischen Verbindungen (z.B. H₂O, H₂, H₂S), oder organischen Verbindungen (z.B. Succinat, Malat) verwendet wird.

Der Stoffwechsel der Mikroorganismen wird auch durch die Kohlenstoffquelle charakterisiert. Wird der Kohlenstoff zur Synthese der Zellsubstanzen aus Kohlendioxid (CO₂) gewonnen, sind die Zellen C-autotroph; werden organische Substrate für die Neusynthesen benötigt, sind sie C-heterotroph. Nach der Art des Energiegewinns, der Substrate für den katabolen Stoffwechsel oder für die „Reduktionskraft“ sowie der Kohlenstoffquelle werden Bakterien in physiologische Gruppen eingeteilt (Tabelle 5.2). Bevor wir die einzelnen für die Kläranlage wichtigen Stoffwechselltypen etwas genauer beschreiben, soll kurz auf einige Grundbegriffen des Energiegewinns eingegangen werden.

Art des Energiegewinns (Energiequelle)	Elektronendonator (bzw. H-Donor) zum Energiegewinn und/oder für Reduktionen	Kohlenstoffquelle	Bezeichnung des Gesamtstoffwechsels
<i>photo-</i>	<i>lithotroph</i>	<i>C-autotroph</i>	<i>photolithoautotroph</i>
Umwandlung von Strahlungsenergie (Licht) [Phototrophie]	anorganische Substrate [H ₂ , H ₂ O, H ₂ S, S ⁰ , S ₂ O ₃ ²⁻ u.a.]	Kohlendioxid (CO ₂)	(= photoautotroph) [Photolithotrophie]: grüne Pflanzen, Cynobakterien, phototrophe Bakterien (teilweise)
	organotroph organische Substrate [Säuren, Alkohole, Zucker u.a.]	C-heterotroph organische Substrate [Säuren, Alkohole, Zucker u.a.]	photoorganoheterotroph (= photoheterotroph) [Photoorganotrophie]: viele phototrophe Bakterien
chemo- chemische REDOX-Reaktionen (anorganische oder organische Substrate)	lithotroph anorganische Substrate [H ₂ , NH ₃ , NO ₂ ⁻ , H ₂ S, S ₂ O ₃ ²⁻ , Fe ²⁺ u.a.]	C-autotroph Kohlendioxid (CO ₂) [CO ₂ u. CO]	chemolithoautotroph (= chemoautotroph) [Chemolithotrophie]: einige Bakteriengruppen
	organotroph organische Substrate [alle biosynthetischen Verbindungen]	C-heterotroph organische Substrate [alle biosynthetischen Verbindungen]	chemoorganoheterotroph (= chemoheterotroph) [Chemoorganotrophie]: Tiere; die meisten Mikroorganismen (Protozoen, Pilze, Bakterien), grüne Pflanzen im Dunkeln

Chemotropher Energiegewinn

Im chemotrophen Energiestoffwechsel werden organische oder anorganische Substrate in Redoxreaktionen ab- bzw. umgebaut und dabei im Stoffwechsel verwertbare Energie gewonnen:



Das reduzierte Substrat DH₂ [Wasserstoffdonor] wird zu D oxidiert, Substrat A [Wasserstoffakzeptor] wird dabei zu AH₂ reduziert; die dabei frei werdende Energie wird im Stoffwechsel

verwertet und z.T. als Wärme frei.

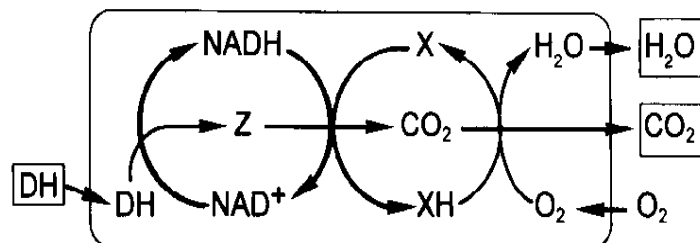
Im einfachsten Fall, wenn die Elektronendonoren (DH_2) und Elektronenakzeptoren (A) organische Verbindungen sind und kein Sauerstoff an der Umsetzung beteiligt ist, spricht man von *Gärungen* oder *Fermentationen*. Der Elektronenakzeptor ist normalerweise ein oxidiertes Zwischenprodukt des teilweise abgebauten Gärsubstrats. Aufgrund der dabei entstehenden reduzierten organischen Hauptendprodukte unterscheidet man z.B.:

- Alkoholische (Ethanol) Gärung,
- Propionsäuregärung,
- Essigsäuregärung,
- Methangärung,
- Milchsäuregärung,
- Buttersäuregärung und
- Ameisensäuregärung.

Historisch werden alle Abbauprozesse unter Sauerstoffabschluß (anaerob) nach L. Pasteur (1857) als Fermentationen oder Gärungen bezeichnet. Stoffwechselvorgänge, bei denen der Abbau der Substrate unter O_2 -Beteiligung abläuft, nennt man dagegen *Atmungen*.

Heute wird dagegen meist - zumindest in der allgemeinen Mikrobiologie - der chemotrophe Energiestoffwechsel nicht nach der Verwertung von Sauerstoff als Elektronenakzeptor, sondern nach der Art des Energiegewinns unterschieden. „Echte“ Gärer sind danach Organismen, die bei Verwertung organischer Substrate die biochemische Energieform (ATP) direkt am Abbau energiereicher organischer Zwischenverbindungen gewinnen.

Abb. 6.4. **Aerobe Atmung**
mit organischem Substrat:
Abbau des Substrats (Energie- u. Kohlenstoffquelle) und Übertragung der Reduktionsäquivalente [H] bzw. Elektronen auf O_2 .
 z = Zwischenprodukte, x = Redoxkomponenten der Atmungskette



Im Atmungsstoffwechsel dienen dagegen (im Gegensatz zu den Gärungen) anorganische Verbindungen oder *extrazellulär* vorliegende organische Verbindungen als Elektronenakzeptoren. Die Zellen gewinnen freie (im Stoffwechsel verwertbare) Energie bei einer Übertragung der Elektronen von organischen oder einigen anorganischen Substraten auf eine Reihe verschiedener membrangebundener Elektronen- bzw. Wasserstoffüberträgern (Redoxkomponenten), die in einer Atmungskette zusammenwirken.

In speziellen Stoffwechselwegen kann unter anaeroben Bedingungen (d.h. unter Luftabschluß) aber auch anstelle von O_2 eine andere oxidierte anorganische Verbindung (z.B. Nitrat, Sulfat, Carbonat) oder Fumarat, in einigen Fällen auch Trimethylaminoxid (TMAO) und Dimethylsulfoxid (DSMO) die Elektronen aufnehmen. Man spricht dann von einer *anaeroben* Atmung, da die energieliefernden Reaktionen denen des aeroben Atmungsstoffwechsels entsprechen.

Nach der Art des Elektronenakzeptors unterscheidet man z.B.:

- O₂-Atmung,
- Schwefelatmung,
- Arsenatmung,
- Nitratatmung,
- Pumaratmung,
- Manganatmung,
- Sulfatmung,
- Carbonatmung,
- Selenatmung und
- Eisenatmung.

In der Biotechnologie hat die Bezeichnung „Fermentation“ mehrfache Bedeutung: es werden darunter nicht nur Gärungen verstanden, sondern alle Herstellungsprozesse, die durch Mikroorganismen, Teilen von Mikroorganismenzellen oder Enzymreaktionen ablaufen, unabhängig davon, ob O₂ dafür benötigt wird oder nicht beteiligt ist.

Organische Substrate als Energiequelle

Gärungen. Im Gärungsstoffwechsel werden hauptsächlich Kohlenhydrate als Energiequellen genutzt. Glucose ist eines der wichtigsten Substrate, da viele Hüll- und Speicherstoffe der Pflanzen aus Polyglucose bestehen. Der am weitesten verbreitete Weg des Zuckerabbaus ist die Glykolyse. Betrachten wir den Energiegewinn im Verlauf der Glykolyse, so haben wir einen Gewinn von 2 ATP pro C₃-Verbindung, das entspricht 4 ATP pro abgebauter Glucose. Da 2 ATP in den einleitenden Reaktionen verbraucht werden, beträgt der Nettogewinn nur 2 Mole ATP pro Mol Glucose. Das in der Gärung bei der Substratdehydrogenierung entstehende NADH (=Nicotinamid-Adenindinucleotid = Wasserstoffüberträger) muß re-oxidiert werden, um beim weiteren Abbau von Glucose für die Dehydrogenierungsreaktionen zur Verfügung zu stehen (Abb. 5.5). Eine Möglichkeit zur Regeneration von NAD (der oxidierten Stufe von NADH) besteht darin, den Wasserstoff (Protonen + Elektronen) von NADH auf Pyruvat zu übertragen; dabei entsteht Lactat (bzw. Milchsäure = Milchsäuregärung).

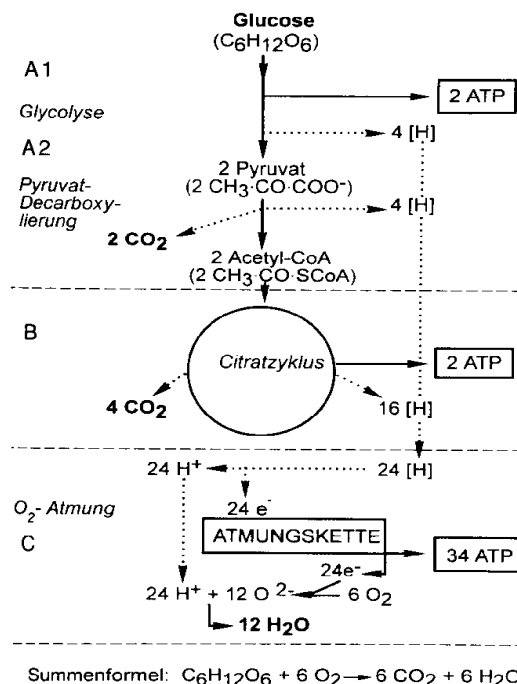


Abb. 6.5. Schema des vollständigen Abbaus von Glucose in der O₂-Atmung.

Atmungsstoffwechsel O₂-Atmung. Während im Gärungsstoffwechsel reduzierte organische Verbindungen als Endprodukte des Energiestoffwechsels auftreten, werden im Atmungsstoffwechsel die organischen Substrate meist vollständig zu Wasser und CO₂ abgebaut (minerali-

siert), dabei ist der Citratcyclus beteiligt. In ihm wird das im Katabolismus als Zwischenprodukt auftretende Acetat zu H₂O und CO₂ abgebaut.

Anaerobe Atmung mit oxidierten Stickstoff- oder Schwefelverbindungen als Wasserstoffakzeptoren. Der Energiegewinn in der Atmung mit Sauerstoff unter Beteiligung einer Atmungskette ergibt eine bedeutend höhere ATP-Ausbeute als im Gärungsstoffwechsel. Einige Bakteriengruppen haben Mechanismen ausgebildet, die dazu führen, daß auch unter Luftabschluß eine vollständige oder verkürzte Atmungskette funktionsfähig ist. Anstelle des Sauerstoffs dienen meist oxidierte anorganische Verbindungen, z.B. Nitrat, Schwefel oder Sulfat, als Elektronenakzeptoren. Diese Verbindungen werden dabei reduziert. Dadurch kann auch ohne molekularen Sauerstoff das Substrat in vielen Fällen weitgehend oxidiert werden. Die ATP-Ausbeute ist bei diesen Atmungsvorgängen oft deutlich höher als bei einer reinen Gärung. Außerdem können von den meisten anaeroben Atmern auch Gärprodukt als Substrat (Elektronendonator) genutzt werden.

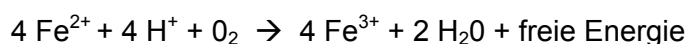
Durch die Aufnahme von Elektronen wird die Wertigkeit des Stickstoff- oder Schwefelatoms geändert, und es entsteht Wasser wie bei der Sauerstoffatmung. Nitrat kann dabei bis zum molekularen Stickstoff oder zum Ammoniak, Sulfat bis zum Schwefelwasserstoff reduziert werden. Diese Art des Energiegewinns wird als *Nitrat-* bzw. *Sulfatatmung* bezeichnet. Man nennt diese Reduktionen auch *dissimilatorische Nitrat-* bzw. *dissimilatorische Sulfatreduktion* im Unterschied zur *assimilatorischen Nitrat-* und *Sulfatreduktion*, die für Synthesen stickstoff- bzw. schwefelhaltiger Verbindungen in den Zellen stattfinden. Die Nitratatmung findet man bei einer Reihe sonst aerober Bakterien, die Sulfatatmung bei einigen obligat anaeroben Bakterien. Beide Bakteriengruppen spielen im Naturhaushalt eine bedeutende Rolle. Neben Nitrat und Sulfat können eine Reihe weiterer Verbindungen als anaerobe Elektronenakzeptoren dienen.

Anorganische Substrate als Energiequelle. Die Oxidation anorganischer Verbindungen im chemolithotrophen Energiegewinn ist auf einige spezialisierte Bakteriengruppen beschränkt, aber alle sind im Stoffkreislauf der Natur und einige auch in Kläranlagen von sehr großer Bedeutung. Die H-Donoren werden entweder von anderen Organismen gebildet, z.B. beim Abbau von Proteinen, oder sind geochemischen Ursprungs. Verwertbare Verbindungen sind H₂, NH₃, NO₂⁻, Fe²⁺, CO und reduzierte Schwefelverbindungen (H₂S, S⁰ u.a.). ATP wird meist unter aeroben Bedingungen im Atmungsstoffwechsel gewonnen. Einige Formen können bei Fehlen von O₂ die Elektronen auch auf Nitrat bzw. Nitrit übertragen. Als Kohlenstoffquelle dient den meisten chemolithotrophen Bakterien CO₂, das sie wie die grünen Pflanzen autotroph assimilieren.

Nitrifikation. Die chemolithotrophen nitrifizierenden Bakterien oxidieren Ammonium (bzw. Ammoniak) über Nitrit bis zum Nitrat und gehören damit zu den wichtigsten Organismen im Stickstoff-Kreislauf der Natur. Sie kommen überall im Boden und im Wasser vor, wo NH₃ (bzw. NO₂⁻) zur Verfügung steht, O₂ vorhanden ist und neutrale bis alkalische pH-Werte vorherrschen.

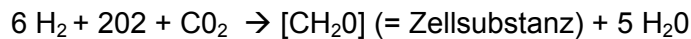
Schwefeloxidation. Reduzierte Schwefelverbindungen werden von sehr unterschiedlichen Bakteriengruppen zum Energiegewinn genutzt werden (Oxidation bis zum Sulfat).

Eisenoxidation und Eisenbakterien. In sauren Gewässern finden sich Bakterien, die außer Schwefel auch Eisen-II-Verbindungen als Elektronendonator verwerten können:

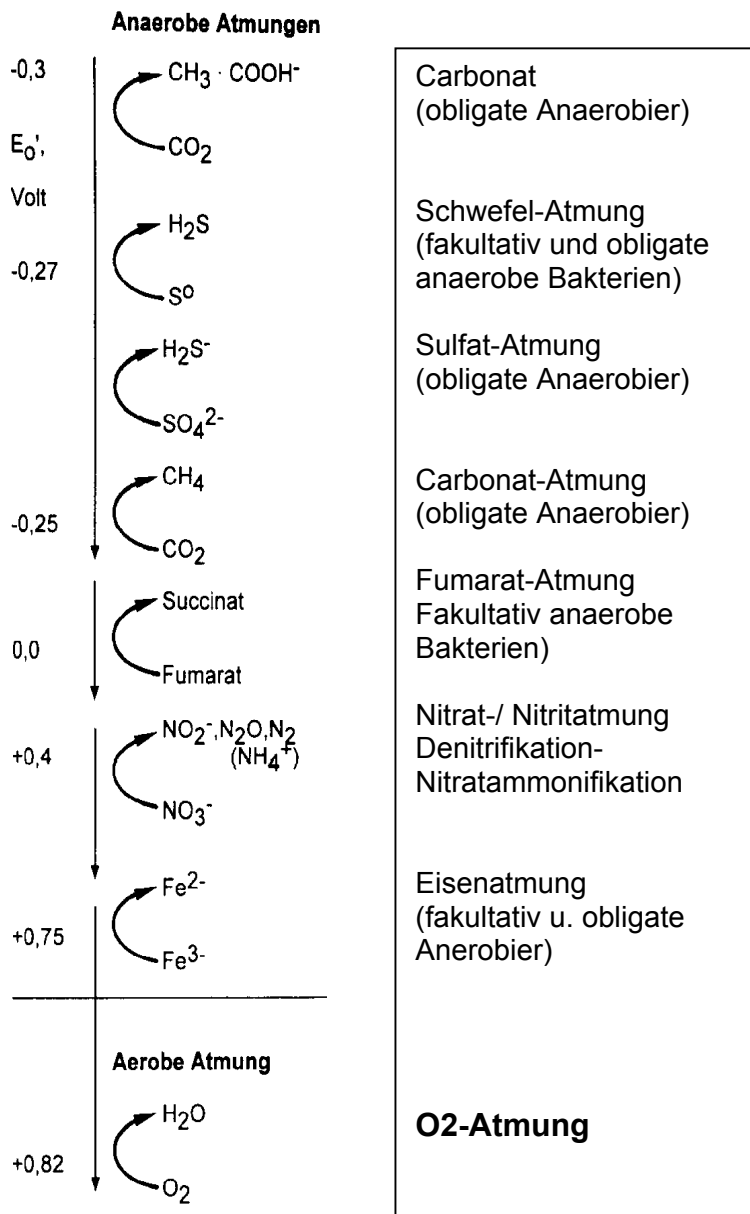


Oxidation von molekularem Wasserstoff Die wasserstoffoxidierenden Bakterien (Knallgasbakterien) sind üblicherweise alle fakultativ chemolithotroph. Sie können mit H₂, O₂ und CO₂

chemolithoautotroph wachsen, aber (bis auf eine Ausnahme) genauso gut eine Reihe organischer Substrate (z.B. Fructose) als Kohlenstoff- und Energiequelle nutzen.



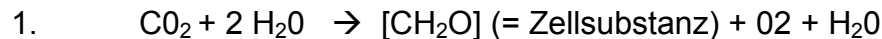
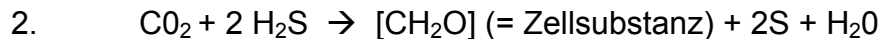
Der Energiegewinn erfolgt an einer Atmungskette. Die Knallgasbakterien gehören sehr unterschiedlichen Bakteriengruppen an.



Phototropher Energiegewinn. Im phototrophen Energiestoffwechsel wird von den Organismen Licht (Strahlungs)-Energie in Stoffwechselenergie umgewandelt. Es muß dabei zwischen zwei Formen der Photosynthese unterschieden werden:

1. der oxygenen Photosynthese, in der O_2 freigesetzt wird und
2. der anoxygenen Photosynthese, bei der kein O_2 entsteht.

Formal kann der phototrophe Stoffwechsel durch folgende Gleichungen beschrieben werden:

Licht**Licht**

Sauerstoff entsteht aus Wasser bei der Photosynthese von Algen, höherer grüner Pflanzen und auch bei Cyanobakterien. Der Wasserstoff [H] aus dem Wasser wird zur Bildung von Reduktionsäquivalenten für die Reduktion von CO_2 für Zellsubstanzen genutzt.

Diese bakterielle Photosynthese findet nur unter *anaeroben* Bedingungen im Licht statt, hat daher für die technische Abwasserklärung keine Bedeutung, obwohl sich fakultativ phototrophe Purpurbakterien auch aus Belebtschlamm isolieren lassen. Die oxygene Photosynthese ist dagegen bei der Nachbehandlung von geklärtem Abwasser in Teichen als O_2 -Lieferant (am Tage) wichtig.

5.1.3 Wachstum

Wachstum ist die geordnete Zunahme aller chemischen Komponenten der Zelle, die zu einer Vergrößerung und Teilung der Zelle führt. Bei Bakterien ist mit dem Wachstum in der Regel eine Vermehrung verbunden. Die Bedingungen für Wachstum und Vermehrung von Mikroorganismen sind außerordentlich vielfältig. Wie alle Organismen benötigen auch Mikroorganismen eine Reihe von Nährstoffen, die sie aus der Umwelt aufnehmen. Neben der organischen oder anorganischen Energie- und Kohlenstoffquelle, der Stickstoffquelle und Phosphat, ist noch eine Reihe von Metallionen (z.B. Fe-, Cu-, Ca- \rightarrow Mg-Ionen) notwendig, die in kommunalen Kläranlagen in der Regel in ausreichender Menge vorhanden sind. Weitere Umweltfaktoren, die den Stoffwechsel und das Wachstum stark beeinflussen, sind die Wasserstoffionenkonzentration (pH-Wert), die Temperatur, der Sauerstoffgehalt und das Redoxpotential.

Bakterien vermehren sich überwiegend durch Zweiteilung. Bei ungestörtem Wachstum steigt die Zellzahl exponentiell; man spricht dann von einem exponentiellen oder auch logarithmischen Wachstum. Die Zellzahl (N) in einem bestimmten Volumen beträgt dann nach n Teilungen, wenn N_0 die Anfangskonzentration an Zellen war, $N = N_0 \cdot 2^n$

Die Generationszeit (= Zeit für einen Teilungszyklus):

$$G = t / n = 1 / v$$

Die Größenordnung der Generationszeiten kann von wenigen Minuten bis zu Stunden oder Tagen reichen. Prinzipiell lassen sich zwei Arten der Mikroorganismenkultur unterscheiden:

1. Das Wachstum in geschlossenen Systemen (= statische Kultur) und
2. das Wachstum in offenen Systemen (= kontinuierliche Kultur).

Statische Kultur

Werden Mikroorganismen in ein Nährmedium eingepflegt und während des Wachstums weder frische Nährlösung zugeführt noch Stoffwechselprodukte entfernt, so spricht man von einer statischen Kultur. Im allgemeinen laufen in diesem „geschlossenen Lebensraum“ vier Wachstumsphasen ab (Abb. 5.7):

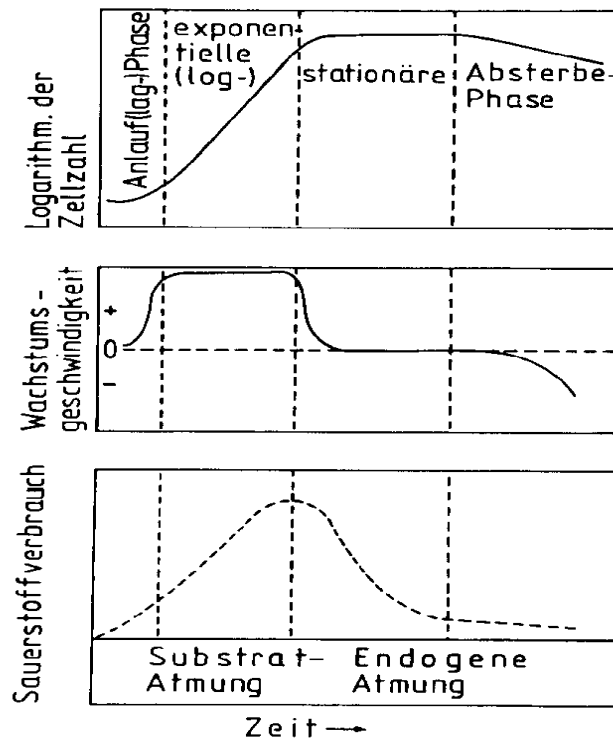


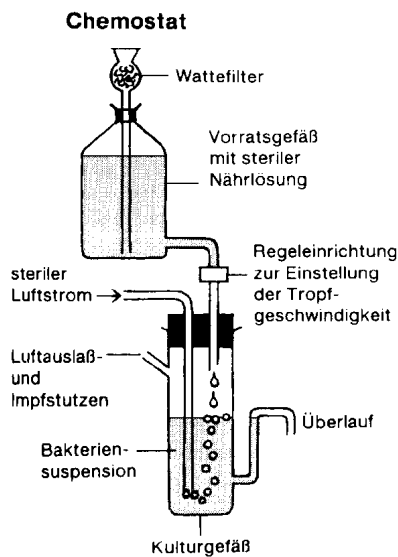
Abb. 5.7: Wachstumskurve einer statischen Bakterienkultur;
Zellzahl
Wachstumsgeschw.
O₂-Verbrauch

Die Anlauf- oder Lag-Phase, die exponentielle oder Log-Phase, die stationäre Phase und die Absterbephase. In der Anlaufphase stellen sich die Zellen auf die neuen Wachstumsbedingungen ein. Die Dauer dieser Phase ist besonders vom Alter und der Vorkultur der Zellen abhängig. In der Log-Phase erfolgt das Wachstum exponentiell mit konstanter Teilungsrates. Jede Bakterienart hat abhängig von den äußeren Wachstumsbedingungen eine spezifische Teilungsrates. Am Ende der Log-Phase erfolgt ein allmählicher Übergang in die stationäre Phase, in der die Zellzahl nicht mehr zunimmt. Eine Verminderung des Wachstums setzt bereits vor Substraterschöpfung ein. Auslösende Faktoren könnten z.B. zu hohe Bakteriendichte, begrenzte O₂-Versorgung, limitierendes Nährstoffangebot oder eine Anhäufung von hemmenden Stoffwechselprodukten sein. In der Absterbephase nimmt die Lebendzellzahl wieder ab. Die Abtötung kann durch im Stoffwechsel gebildete Säuren erfolgen, möglicherweise tritt auch eine Selbstauflösung (Autolyse) durch zelleigene Enzyme ein.

Kontinuierliche Kultur

In kontinuierlicher Kultur wachsen die Mikroorganismen in einem »offenen Lebensraum«, in dem fortlaufend frisches Nährmedium zufließt und verbrauchtes Medium (mit Mikroorganismen) aus dem Fermenter (Reaktor) abgezogen wird. Im Idealfall, wenn eine wachstumslimitierende Menge an Nährmedium zufließt, stellt sich eine konstante (selbstregulierende) Zelldichte ein (= Chemostat, Abb. 5.8).

Abb. 5.8. **Chemostat:** Im Chemostaten wird kontinuierlich eine konstante wachstumslimitierende Menge an Nährlösung dem Kulturgefäß zugeführt. Nach einer Anpassungsphase bleibt die Bakteriendichte auch nahezu konstant (selbstregulierend). Der Bakterienzuwachs ist dabei genau so groß wie die Anzahl der Bakterien, die abgezogen werden



Das Wachstum im Chemostaten läßt sich folgendermaßen beschreiben:

Der Fluß des Mediums durch das System wird durch das Volumen des Bioreaktors (ideal durchmischt) und die Durchflußgeschwindigkeit definiert: „ c_B “ sei die Biomassekonzentration

$$V \frac{dc_B}{dt} = \mu * V * c_B - q * c_B$$

Hier ist μ [1/h] die Generationsrate des Biomassewachstums. Im stationären Zustand ist die linke Seite der Gleichung 0 und es gilt:

$$\mu * V * c_B = q * c_B \quad \text{oder}$$

$$\mu = q / V = 1 / \tau$$

mit τ als der Verweilzeit des Wassers im Bioreaktor ($1/\tau$ wird bisweilen auch als Verdünnungsrate D bezeichnet- siehe Grafik).

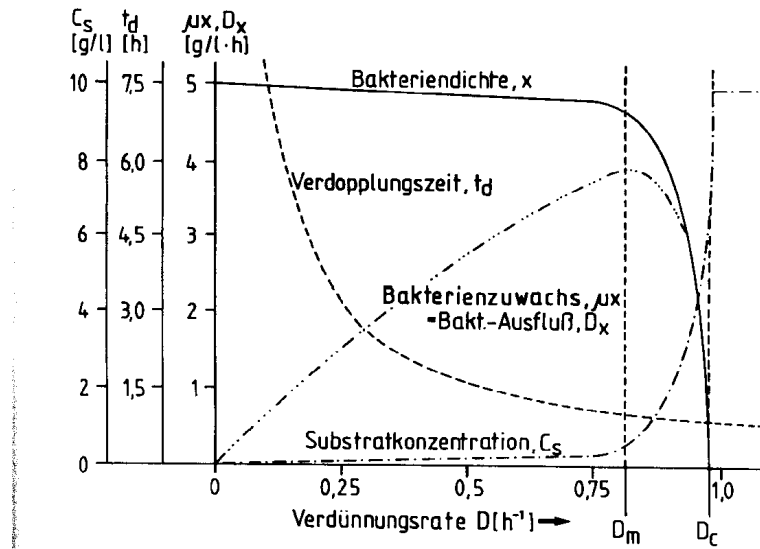
Unter diesen Bedingungen, wenn der Zuwachs an Bakterien und der Auswaschverlust gleich sind, bleibt die Bakteriendichte im Fermenter ungefähr konstant (chemostabil); obige Gleichung macht auch deutlich, daß die spezifische Wachstumsrate eines Chemostaten während des Gleichgewichtszustandes durch die Durchflußgeschwindigkeit oder die Verweilzeit des Mediums bestimmt wird und damit durch Einstellen der Zuflußrate geregelt werden kann. Eine Selbstregulation kann aber nur solange stattfinden, bis die Wachstumsrate bei Erhöhung der Durchflußrate (=Substraterhöhung) auch noch zunehmen kann. Die spezifische Wachstumsrate im Fermenter muß daher unterhalb der maximalen Wachstumsrate der Zellen liegen, d.h. das Wachstum muß substratlimitiert sein, z.B. durch einen C-, N-, P-, O_2 -Mangel. Der Zusammenhang zwischen Wachstumsrate und Substratkonzentration und dem Mechanismus, der dem Kontrolleffekt der Verdünnungsgeschwindigkeit zugrunde liegt, läßt sich an aus der Monod-Gleichung für das Wachstum ableiten (s.u., Abb. 5.10).

Im Bereich unterhalb der maximalen Wachstumsrate stellt sich im Fermenter bei verschiedenen Durchflußraten ein Gleichgewicht ein (Abb. 5.9): Über einen weiten Bereich, von Verdünnungsrate gegen Null bis nahe an die Auswaschrage, vermindert sich die Generationszeit und der Bakterienenertrag nimmt zu. Da die Auswaschrage etwa im gleichen Maße ansteigt, bleibt die Bakteriendichte nahezu gleich. Zu beachten ist, daß bei geringem Substratzufluß die Substratkonzentration im Chemostatengefäß gegen Null geht, mit steigendem Substratzufluß sich aber

erhöht, d.h. von den Zelle während des Durchflusses nicht mehr vollständig umgesetzt werden kann.

Abb. 5.9. Chemostat.

Theoretische Zusammenhänge von Verdünnungsrate $D_x (=1/\tau)$, der Bakterienkonzentration (x), der Substratkonzentration im Reaktionsgefäß, dem Verdopplungswert der Bakterien (t_d) und dem Bakterienzuwachs (μx), der der ausfließenden Bakterieninasse (Dx) entspricht. D_m = Verdünnungsrate mit maximalen Bakterienenertrag, D_c Auswaschpunkt. $\mu_{max} = 1,0 \text{ h}^{-1}$, Ertragskoeffizient (γ) = 0,5; $K_s = 0,2 \text{ g/l}$, Substratkonzentration im Zufluß 10 g/l



Hauptunterschied zwischen einer statischen Kultur und dem kontinuierlichen Wachstum im Chemostaten sind:

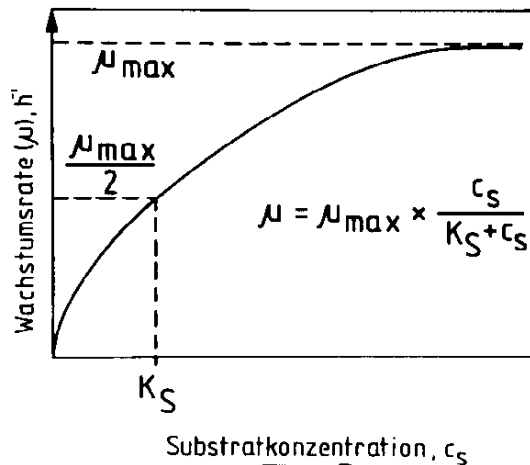
Der Chemostat ist ein offenes System, in dem sich ein Gleichgewichtszustand in der Kultur einstellt; die Wachstumsbedingungen bleiben konstant. Die Substratkonzentration muß aber wachstumslimitierend sein, so daß die Wachstumsrate unterhalb der maximalen Wachstumsrate (μ_{max}) bleibt.

Die statische Kultur ist ein geschlossenes System, in der während der Log-Phase ein Überschuß aller Nährstoffe vorliegt. Abhängig von den weiteren Umweltbedingungen kann das Wachstum mit maximaler Rate ablaufen. Zu jedem Zeitpunkt liegen andere Wachstumsbedingungen vor, so daß verschiedene Wachstumsphasen auftreten.

Das Wachstum von Mikroorganismen wird durch enzymatische Reaktionen gesteuert und läßt sich (nach Monod, 1942) daher summarisch wie eine Enzymreaktion beschreiben (Michaelis-Menten-Gleichung).

Abb. 5.10. Graphische Darstellung der Monod-Gleichung über die Abhängigkeit der Wachstumsrate (μ) von der Substratkonzentration (c_s).

K_s = Substratkonzentration bei halb-maximaler Wachstumsrate



Die Wachstumsrate (μ) ist dabei ein Maß für die Geschwindigkeit des Zellwachstums (pro Stunde bzw. Tag) und läßt sich während der exponentiellen Wachstumsphase nach folgender Formel berechnen:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{C_s}{K_s + C_s} \quad (= \text{Monod Kinetik})$$

C_s = Substratkonzentration (mg/l);

K_s = Substratkonzentration, bei der die spezifische Wachstumsrate μ ihren halben maximalen Wert erreicht .

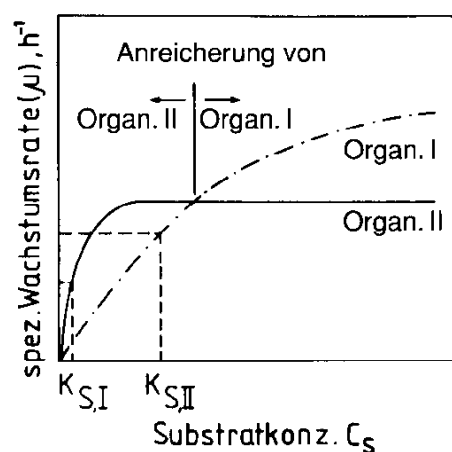
Die spezifische Wachstumsrate (Wachstumskonstante) eines Mikroorganismus ist vom wachstumslimitierenden Substrat abhängig. Trägt man sie gegen die Substratkonzentration auf, so erhält man eine Sättigungskurve (Abb. 5.10): mit steigender Substratkonzentration erhöht sich die Wachstumsrate bis ein Maximalwert erreicht ist. Durch eine weitere Erhöhung der Substratkonzentration läßt sich die Wachstumsrate nicht mehr steigern.

Die Wachstumskinetik eines bestimmten Mikroorganismus ist von seiner spezifischen Wachstumsrate und der Substratkonzentration, aber auch von der Substratart sowie weiteren Umweltfaktoren (z.B. Temperatur, O_2 -Gehalt) abhängig. Sowohl die Erhöhung der spezifischen Wachstumsrate (μ) mit zunehmender Substratkonzentration als auch die maximale Wachstumsrate können sich bei verschiedenen Bakterienarten sehr stark unterscheiden. Es kann dadurch bei einer Änderung der Wachstumsbedingungen zu entscheidender Verschiebung in der Zusammensetzung der Abwasserflora kommen, wenn sich z.B. das Nährstoffangebot im Zufluß oder die BSB_5 -Schlammbelastung (Menge Substrat bezogen auf Biomasse) ändern. Eine graphische Darstellung der Wachstumsrate bei verschiedenen Substratkonzentrationen und sonst konstanten Umweltbedingungen von zwei Organismen, die unterschiedliche Wachstumskonstanten besitzen, ist in Abb. 5.11 aufgetragen. Organismus I zeigt bei geringer Substratkonzentration eine langsamere Vermehrung als Organismus II. Bei höherer

Abb. 5.11. Unterschiedliche spezifische Wachstumsraten zweier Organismen in Abhängigkeit von der Substratkonzentration (nach Chudoba et al., 1973).

Organismus I z.B. ein stäbchenförmiger Flokkenbildner;

Organismus II , z.B. ein fädiger Blähschlamm bildner



Substratkonzentration erreicht Organismus I aber eine höhere maximale Wachstumsrate. Dieses unterschiedliche Wachstumsverhalten bedeutet, daß sich Organismen vom Typ II bei geringen Substratkonzentrationen und Typ 1 bei hohen Substratkonzentrationen anreichern. In Mischkultur wird sich somit bei den entsprechenden Substratkonzentrationen jeweils ein Typ durchsetzen und den anderen Wachstumstyp weitgehend verdrängen.

5.1.4 Adaptation an wechselnde Umweltbedingungen

Die Zusammensetzung einer Biozönose und die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen bilden ein dynamisches System, das an die auf sie einwirkenden Umweltfaktoren angepaßt ist. Es kann dabei zwischen abiotischen Faktoren, chemischen und physikalischen Faktoren, die stark von der Verfahrens- und Betriebsweise abhängig sind, und den biotischen Faktoren, z.B. Nahrungskonkurrenten oder symbiontische Partner, unterschieden werden. Bei einer Änderung der Abwasserzusammensetzung kann sich die bereits in der Kläranlage vorhandene Mikroflora in ihrer Abbauleistung anpassen, da viele Bakterien ein breites Spektrum an Substraten verwerten und bei unterschiedlichen Konzentrationen mit hoher Rate wachsen können. Größere Veränderungen, z.B. ein Wechsel der Betriebsbedingungen oder eine stoßweise Belastung mit besonderen Schmutzstoffen aus der Industrie, setzen eine Anpassung an die neuen Milieubedingungen voraus, ehe wieder ein Gleichgewicht in der Zusammensetzung der Mikroorganismen und der Abbauleistung eintritt. Es kann daher zwischen zwei Formen der Adaptation unterschieden werden:

- Eine Adaptation des Enzymsystems der bereits vorhandenen Flora (enzymatische Adaptation), die in Minuten oder innerhalb weniger Stunden erfolgen kann.
- Eine Veränderung des Artenspektrums der Organismen im Belebtschlamm, die erst nach Tagen oder Wochen abgeschlossen ist.

Im zweiten Fall findet eine Verschiebung in der Populationsdichte verschiedener Bakteriengruppen durch sich verändernde Wachstumsraten statt. So können vorher in geringer Anzahl vorliegende Bakterien zur dominierenden Flora werden, wenn ihre Wachstumsrate sich durch den Zufluß eines besonderen Substrats gegenüber der der anderen Mikroorganismen erhöht. Beim Einleiten von Kohlenhydraten aus der Nahrungsmittelindustrie wird beispielsweise die Entwicklung einiger fadenförmiger Bakterien gefördert. Ein Zufluß schwefelwasserstoffhaltigen Abwassers kann wiederum die Populationsdichte von schwefeloxidierenden Bakterien stark erhöhen. Neben den bereits vorhandenen Mikroorganismen können sich auch zufällig eingebrachte Arten durch neue Umweltbedingungen in der Kläranlage anreichern. In Kläranlagen mit unterschiedlicher Substratkonzentration im Belebungsbecken, z.B. einer Kaskadenunterteilung, scheint besonders die Entwicklung von Bakterien gefördert zu werden, die Reservestoffe speichern können.

Für die Ansiedlung von bestimmten Mikroorganismen mit hoher Populationsdichte sind neben der Abwasserzusammensetzung auch die Verfahrensweise und die Betriebsbedingungen wichtig. Es ist daher notwendig, gezielt Maßnahmen zu ergreifen, durch die sich die Lebensgemeinschaft der Mikroorganismen in der Abwasserklärung so zusammensetzt, daß die erwünschten Bakterien Wachstumsvorteile gegenüber den unerwünschten Formen erhalten. Neben den stoffwechselphysiologischen Eigenschaften zur optimalen Reinigung des Abwassers sind auch morphologische Voraussetzungen notwendig, in Belebungsanlagen z.B. die Fähigkeit zur Flockenbildung, die für eine gute Trennung von geklärtem Abwasser und Bakterien Schlamm notwendig ist, oder in Tropfkörperverfahren eine intensive Schleimbildung, durch die eine feste Anheftung des Biofilms erfolgt. Die betriebliche Steuerung der Artenzusammensetzung bzw. die gewünschten Reinigungsanforderungen (entsprechend dem stoffwechselphysiologischen Verhalten) lassen sich über den O_2 -Gehalt, einen periodischen Wechsel zwischen belüfteten und unbelüfteten Phasen, die Verfügbarkeit von Substrat, die Verweilzeit der Organismen im System (Schlammalter) und die Durchflußzeit im Belebungsbecken oder auch die Kontaktzeit in einer anaeroben Mischzone von Abwasserzufluß und Rücklaufschlamm einzustellen. Läßt sich durch eine ungünstige Abwasserzusammensetzung trotzdem keine ausreichende Klärung erreichen, kann letztere oft durch Zusatz von Nährstoffen verbessert werden.

5.1.5 Aerobe Abwasserbehandlung

In der biologischen, aeroben Abwasserklärung soll vor allem der Anteil gelöster organischer Schmutzstoffe durch einen Abbau im Atmungsstoffwechsel und Einbau in die Biomasse möglichst vollständig entfernt werden. Da in den technischen Verfahren eine schnelle Mineralisation des relativ hoch belasteten Abwassers erforderlich ist, muß die Umsetzung in diesem Reinigungsprozeß, im Vergleich zur Selbstreinigung in natürlichen Gewässern, stark erhöht werden. Eine Beschleunigung des Abbaus wird dadurch erreicht, daß:

- die Biomassekonzentration erhöht und die O_2 -Versorgung verbessert wird.

Außerdem muß ein guter Kontakt von Schmutzstoffen und Biomasse stattfinden sowie der Zufluß toxischer Stoffe, die den Stoffwechsel der Abwasserorganismen hemmen können, möglichst verhindert werden. Diese Voraussetzungen lassen sich auf relativ kleinem Raum prinzipiell durch zwei Verfahren erreichen:

- a) Durch *Festbettreaktoren*, in denen die Biomasse durch einen Aufwuchs der Mikroorganismen als Biofilm auf einem Festbett konzentriert wird, und
- b) im *Belebungsverfahren*, in dem die Mikroorganismen frei im Abwasser, aber in großen Flocken zusammengehalten, aktiv sind. Die Flockenbildung ist notwendig, damit im Nachklärbecken eine Sedimentation der Biomasse eintritt und es so zu einer guten Trennung von gereinigtem Abwasser und Belebtschlamm kommt.

Die Bestimmung der Abwasserbelastung mit organischen Stoffen erfolgt meist mit Hilfe von zwei Methoden: Dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) oder dem TOC, durch den der gesamte Gehalt organischer Stoffe gemessen wird, und dem biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB), der den biologisch abbaubaren Anteil angibt.

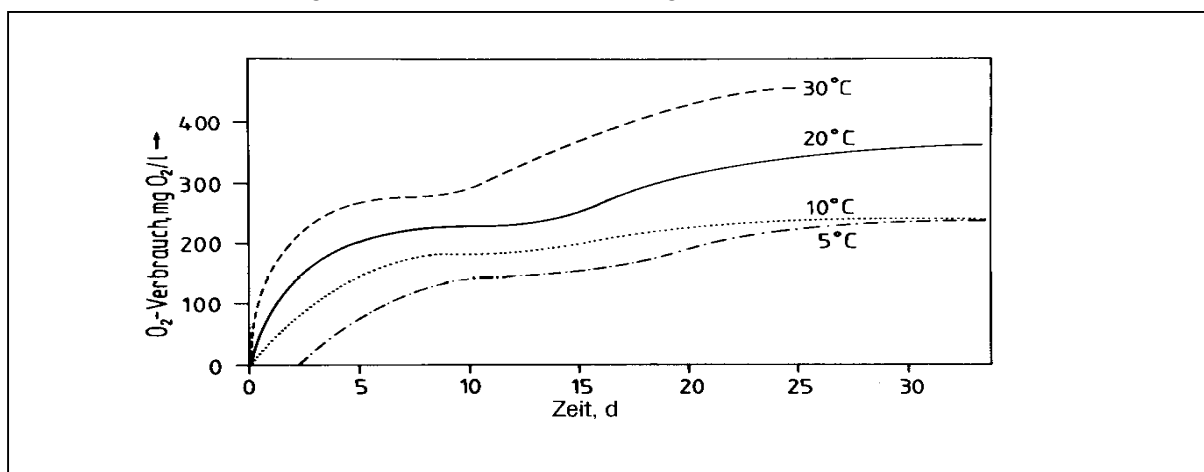


Abb. 5.12. Sauerstoffzehrung in einem verdünnten Abwasser bei verschiedenen Temperaturen; Der zweite Anstieg des O_2 -Verbrauchs ist i.d.R. durch Nitrifikation verursacht;

Die meisten Mikroorganismen haben bei der Veratmung von organischen Substraten einen Zellertrag von ca. 0,4 g Zelltrokensubstanz pro 1,0 g CSB [25]. 1,0g Zelltrokensubstanz enthält ca. 0,5g C, bei dessen Oxidation ein CSB von 1,33 benötigt wird. Daraus ergibt sich, daß 1,0 g Kohlenhydrat-Substrat ~ 0,53 g Biomasse-CSB entspricht (= 0,4 g Zelltrokengewicht * 1,33 CSB). Somit wird etwa die Hälfte des organischen Substrats in der Biomasse festgelegt.

Zum Wachstum der Biomasse ist außer Kohlenstoff noch Stickstoff und Phosphat in höherer Konzentration notwendig. Die Trockenmasse von Bakterien enthält C:N:P etwa im Verhältnis

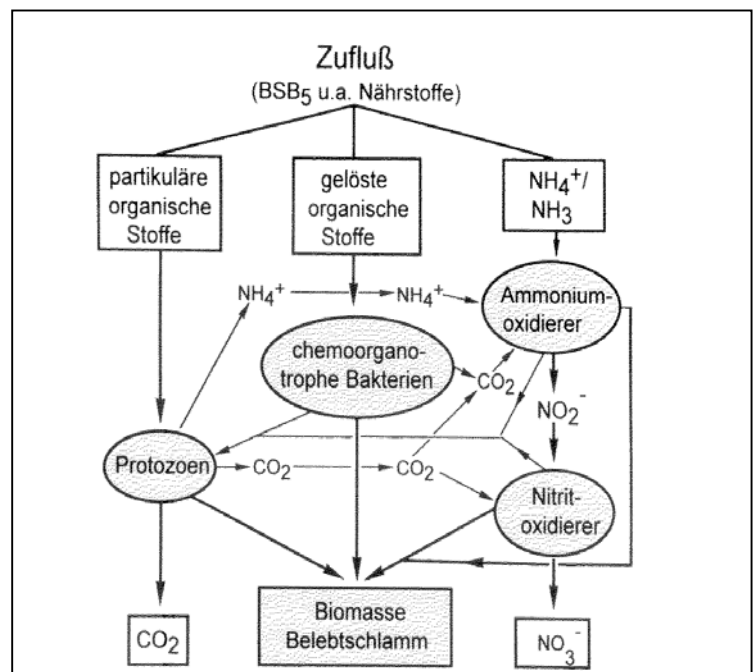
50:14:3. Da etwa 50% der organischen Substrate bei der Synthese veratmet werden, muß ein ausgewogenes Verhältnis von C:N:P theoretisch 100:14:3 betragen. Im vorgeklärten häuslichen und kommunalen Abwasser ist das Verhältnis von C:N:P etwa 60:12:3. Das bedeutet, daß der Kohlenstoffgehalt wachstumslimitierend ist und die N-Verbindungen und Phosphor (im Verhältnis zur C-Konzentration) in deutlich höherem Maße vorhanden sind als für die Biosynthesen notwendig. Diese Nährstoffe lassen sich daher nicht allein durch Einbau in die Biomasse festlegen. Für eine weitergehende Entfernung von N und P müssen deswegen besondere Betriebsweisen angewandt werden.

Belebungsverfahren

Im Belebungsverfahren kann neben der Mineralisation der gelösten organischen Schmutzstoffe auch eine weitergehende N- und P-Entfernung ablaufen. Im belüfteten Becken wird eine gute Sauerstoffversorgung und gleichzeitig eine gute Durchmischung meist durch Einblasen von Luft erhalten. Im Belebungsbecken finden dabei eine Reihe von Wechselwirkungen zwischen chemoorganotrophen und chemolithotrophen Bakterien sowie Protozoen statt (Abb. 5.13). Die Anreicherung der Biomasse erfolgt durch Rückführung eines Teils des Schlammes aus der Nachklärung. Um eine ausreichende Biomassekonzentration zu erhalten, ist auch dafür eine möglichst gute Sedimentation des Schlammes im Nachklärbecken notwendig. Ist der Biomassezuwachs höher als der benötigte Rücklaufschlamm, wird er als Überschussschlamm abgezogen und kann zur Entsorgung oder weiteren Behandlung (z.B. Ausfäulung in anaerober Stufe) zugeführt werden.

Durch die relativ kurze Verweilzeit ($t_{R, BB}$) des belebten Schlammes in der aeroben Belebung (4-8 Stunden, in besonderen Verfahren auch länger) werden hauptsächlich leicht abbaubare

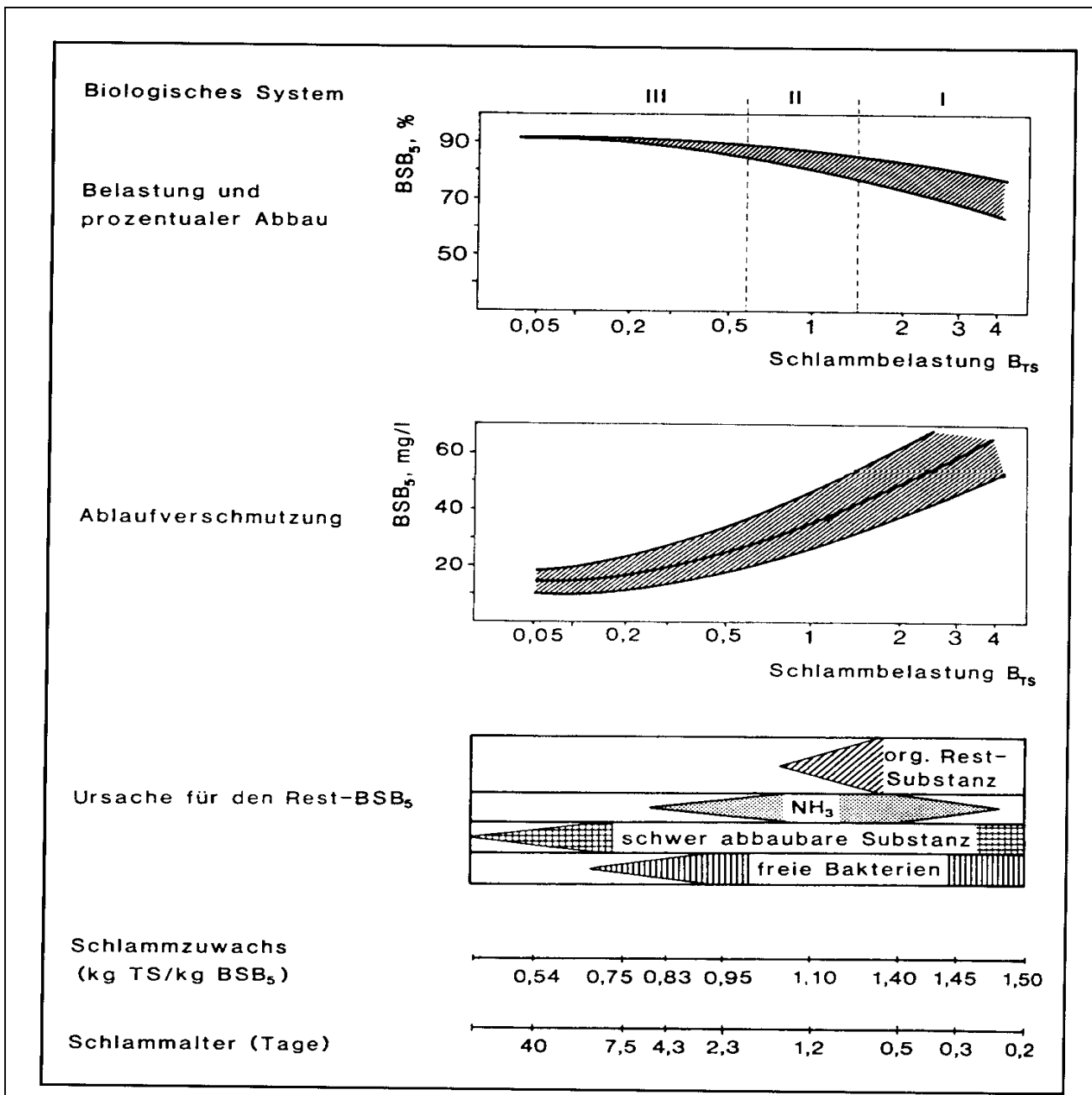
Abb 5.13. Wechselwirkung zwischen chemotrophen Bakterien, Nitrifizierern und Protozoen im Belebungsbecken;



organische Schmutzstoffe mineralisiert. Unter *leicht abbaubaren Stoffen* sind Substrate zu verstehen (z.B. Zucker, kurzkettige Säuren, Alkohole), für deren Mineralisation die erforderlichen Enzyme bereits in ausreichender Menge in der Biomasse vorhanden sind oder schnell aktiviert werden können. *Schwer abbaubare Stoffe* sind oft polymere oder andere organische Substanzen, für deren Verwertung die Kontaktzeit in der Belebung nicht ausreicht, weil die erforderlichen Enzyme nicht in ausreichender Konzentration vorhanden sind, der Abbau allgemein sehr langsam erfolgt oder auch eine Hemmung der Enzymaktivität vorliegt, solange leicht verwertbare Substrate vorhanden sind.

Die Rate des Abbaus wird von verschiedenen Umweltfaktoren wie Temperatur und Säure (pH)-

Wert beeinflusst. Die Abbauleistung und damit die BSB₅-Ablaufwerte sind auch wesentlich von der Schlammbelastung ($B_{TS} = \text{kg BSB}_5/\text{kg TS d}$) abhängig (Abb. 5.14). Die Schlammbelastung ist direkt mit dem O₂-Bedarf korreliert, so daß bei höherer Belastung auch die Belüftung erhöht werden muß.



Das Belebungsbecken kann als Bioreaktor mit Biomasserückführung angesehen werden. Es ist ein kontinuierliches Verfahren, doch handelt es sich hierbei nicht um eine 'echte' kontinuierliche Kultur (Chemostat) - auch wenn das Substratangebot i.d.R. in wachstumslimitierender Konzentration vorliegt - da die Wachstumsbedingungen für die Biomasse im Schlammumlauf (aerobe Belebung, Nachklärung, anoxische Zone) nicht konstant bleiben.

Die Wachstumsrate der Biomasse in Becken mit voller Durchmischung läßt sich nach der Monod-Gleichung für das Wachstum unter substratlimitierten Bedingungen berechnen. Es ist aber zu beachten, daß nicht nur das organische Substrat (Energie- und Kohlenstoffquelle) sondern auch andere Nährstoffe, z.B. die N-Quelle, der P-Gehalt oder der gelöste Sauerstoff in wach-

tumslimitierender Konzentration vorliegen können. Außerdem kann sich der Stoffwechsel der Mikroorganismen bei einer Veränderung des Verhältnisses von C:N:P im Abwasser umstellen. So läßt sich bei N-limitiertem Wachstum oft eine verstärkte Reservestoffbildung durch die Zellen beobachten. Es ist aber auch zu bedenken, daß Mikroorganismen in vielen Fällen bei einer sehr geringen Konzentration eines Nährstoffes mit einer Änderung des Aufnahmesystems reagieren, z.B. für Phosphat, so daß es zu einer Anpassung der Zellen an die veränderte Nährstoffkonzentration durch eine höhere Affinität (niedrigerer K_s -Wert) des Enzymsystems für sein Substrat kommt.

In den neueren Verfahren mit 2 Stufen oder einer anderen Kaskaden-Unterteilung haben die Mikroorganismen in einem Umlauf stark wechselnde Wachstumsbedingungen, so daß sich ihre Wachstumskinetik mit den üblichen Formeln noch nicht befriedigend beschreiben läßt. In diesen Fällen ist auch die Definition der Massenbilanzen (z.B. Schlammbelastung, Schlammalter) sehr kompliziert und üblicherweise unübersichtlich.

Im Gegensatz zu den meisten anderen biotechnologischen Verfahren steht in der Abwasserklärung nicht ein hoher Biomassezuwachs, sondern ein möglichst schneller Substratumsatz im Vordergrund. Ein geringer Zellzuwachs wird durch die Rückführung hoher Biomassekonzentration (als Rücklaufschlamm) aus der Nachklärung in das Belebungsbecken erreicht; dadurch bleibt die Schlammbelastung mit organischen Schmutzstoffen relativ gering, so daß sich der Substratabbau für den Erhaltungsstoffwechsel im Verhältnis zum Wachstum erhöht. Durch diese Substratlimitierung verlängern sich die Generationszeiten auf mehrere Tage (4-20 d). Andererseits bewirkt die hohe Biomassekonzentration einen schnellen Substratabbau, so daß die Verweilzeit ($t_{R, BB}$) im Belebungsbecken relativ kurz gewählt werden kann. Die Biomassekonzentration darf aber auch nicht zu hoch sein, da die Bakterien sonst einem zu langen Hungerzustand ausgesetzt sind und sich ihre Aktivität stark verringern kann.

Mikrobielle Oxidation und Reduktion von Stickstoffverbindungen

Städtische Abwässer enthalten zum großen Teil Stoffwechselprodukte, die abbaubare organische Stickstoffverbindungen (z.B. Harnstoff) enthalten. In normalen häuslichen Abwässern beträgt die Konzentration reduzierter N-Verbindungen 30-50 mg-N/l, die als Ammonium oder in organisch gebundener Form vorliegen (Tabelle 5.3). Aus den organischen N-Verbindungen (z.B. Eiweißen) wird bereits im Kanalnetz ein Teil des Ammoniums freigesetzt.

Tabelle 5.3. Typische Zusammensetzung von häuslichem Abwasser

Parameter	Belastung (mg/l)		
	Stark	mittelschwach	
BSB ₅	400	220	110
CSB	1000	500	250
Organ. 14	135	15	8
N H ₄ -N	50	25	12
Gesamt-N	85	40	20
Gesamt-P	15	8	4
Gesamtfeststoff	1200	720	35
Suspendierte Feststoffe	350	220	100

Biofilm und Flockenbildung

Mikroorganismen, die den gleichen oder unterschiedlichen Stoffwechseltypen angehören können, leben oft in enger Lebensgemeinschaft zusammen, in der die einzelnen Zellen, auch verschiedener Arten, durch schleimartige Substanzen zusammengehalten werden. In Kläranlagen finden sich diese Bakterienaggregate als makroskopisch sichtbare Flocken (Belebtschlammflocken) im Abwasser suspendiert oder als Biofilm auf anorganischen Trägermaterialien (z.B.

Füllmaterial in Tropfkörpern). Die Schleimmatrix, die von den Mikro-Organismen ausgeschieden wird, besteht meist aus Polysacchariden; es werden aber auch Exopolymere aus Proteinen gefunden. Bei der Vermehrung bleiben die Zellen in den Schleimhüllen gebunden. In diese Schleimmatrix können sich aber auch Mikroorganismen einlagern, die selbst zu keiner intensiven Schleimausscheidung befähigt sind. Die Flocken werden durch Einträge von Energie (Umwälzung, Belüftung) in Schwebelage gehalten. Hört die Durchmischung auf (z.B. in der Nachklärung) vernetzen sich die Flocken zu größeren Aggregaten, in die auch noch anorganische Feststoffe aus dem Abwasser sorbiert werden. In Belebungsanlagen ist die Flockenbildung durch die Bakterien eine wichtige Voraussetzung für eine effektive Abwasserklärung, da in der Nachklärung eine Sedimentation der flockigen Biomasse aus dem geklärten Abwasser erfolgen muß.

Die Flocken im Belebungsbecken enthalten neben der Mikroorganismen-Biomasse auch organische und anorganische Verbindungen (z.B. Metallhydroxide, Phosphate, Carbonate). Der Anteil der Biomasse in dieser komplexen Flockenstruktur hängt von der Betriebsweise der Anlage ab. Der gesamte organische Anteil, Biomasse und organische Feststoffe, kann durch

Anlage relativ schnell verändern. Schwach belastete Anlagen haben meist kompakte Flocken, die einen dunkleren Kernbereich und eine hellere Randzone aufweisen (Abb. 5.15).

Ausglühen der getrockneten Flocken bestimmt werden; dieser „Glühverlust“ (organische Trockensubstanz = oTS) beträgt 35%-85%, normalerweise um 70%. Der Anteil der lebenden Biomasse läßt sich grob über den Stickstoffanteil (der hauptsächlich aus den Eiweißen stammt) feststellen; er beträgt 6-8%.

Die Zusammensetzung der Biomasse in der Flocke, der Anteil anorganischer Bestandteile und die physikalischen Eigenschaften werden durch die Abwasserzusammensetzung und das Reinigungsverfahren beeinflusst. Die Flockenstruktur, Zusammensetzung, sowie Form und Konsistenz, kann daher von Anlage zu Anlage sehr unterschiedlich sein und sich auch in derselben



Abb. 5.15: Schlammflocke

Der Kern enthält überwiegend mineralische Komponenten (z.B. Si-, Al-, Eisenhydroxide, Ca-Phosphat u.a. Metallsalze). In den Randzonen sind die aktive Biomasse und sorbierte Schmutzstoffe aus dem Abwasser konzentriert. Die Flockengröße kann sehr unterschiedlich sein. Meist beträgt sie 125 - 350 µm, aber auch ca. 1 mm. In vielen Fällen lassen sich in den Flocken auch fädige Bakterien beobachten, die sich unter bestimmten Bedingungen in Massen entwickeln, so daß es zu Störungen der Reinigungsleistung kommen kann.

Als Maß für die Größe oder genauer die Absetzbarkeit der Schlammflocken wird üblicherweise der Schlammvolumenindex (SVI) bestimmt. Die verschiedenen Bakterienarten in den Flocken sind nur zum Teil bekannt, da viele Arten sich nicht auf den üblichen Nährböden kultivieren lassen. Es wird aber geschätzt, daß mehrere hundert verschiedene Arten bzw. Stämme im Belebtschlamm vorkommen können.

Die Flocken sind keine abgeschlossenen Klümpchen aus Biomasse, sondern schwammig, von vielen Poren durchzogen, so daß Flüssigkeit und Gasbläschen durch die Flocken strömen können. Wahrscheinlich dient die Ausbildung von Bioflocken während eines substratlimitierten Wachstums dazu, die Substratadsorption und -aufnahme zu verbessern. Die Zusammenballung

der Biomasse gibt auch einen teilweisen Schutz vor räuberischen (höheren) Mikroorganismen, z.B. Protozoen. Die in Flocken lebenden Mikroorganismen werden zusätzlich durch die Selektion im Nachklärbecken angereichert, da sie im Gegensatz zu den frei schwimmenden Bakterien nicht mit dem Überstandswasser aus der Nachklärung in den Vorfluter abfließen.

Mikroorganismen im Belebungsbecken

Der Belebtschlamm wird in der Klärtechnik meist lediglich durch Summenparameter wie Trockengewicht oder Glühverlust beschrieben. Doch kann bei gleichem organischen Anteil oder gleicher Biomassekonzentration die Zusammensetzung der Abwassermikroorganismen und die Populationsdichte der verschiedenen Arten sehr unterschiedlich sein. Neben Bakterien, die hauptsächlich für den Abbau der Schmutzstoffe verantwortlich sind, können auch Pilze, Protozoen, Rotatorien und Nematoden auftreten.

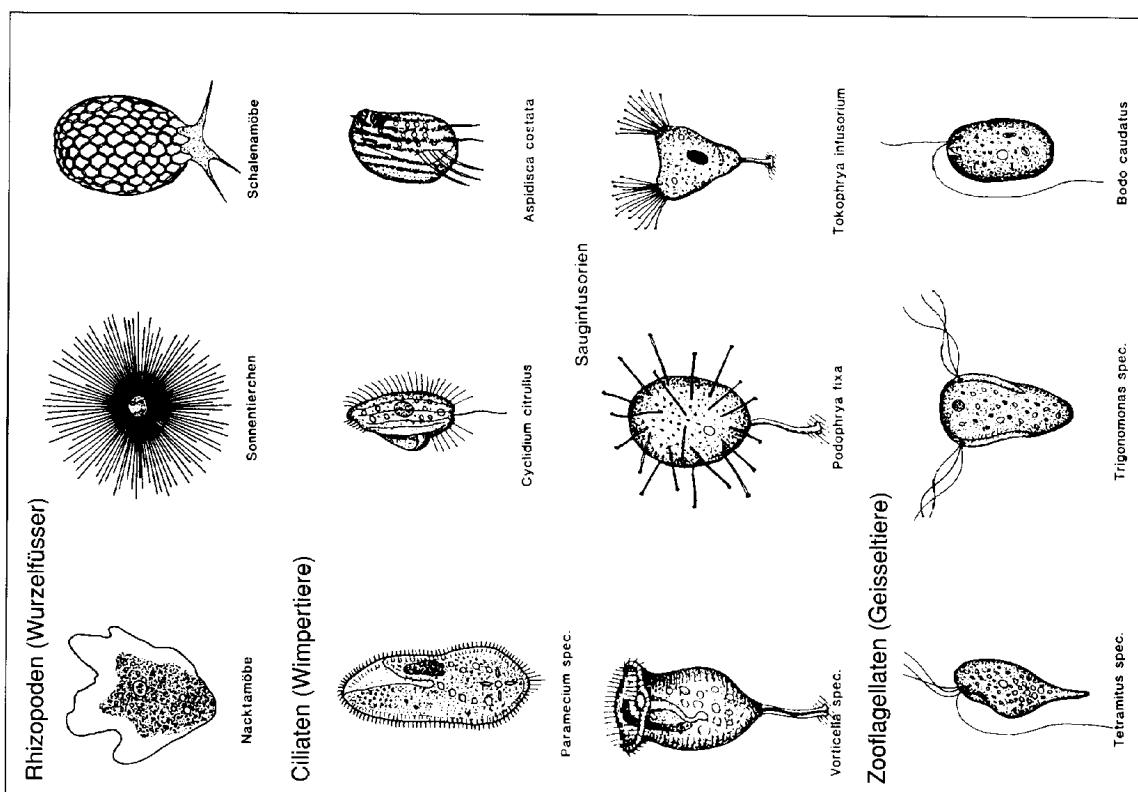
Obwohl eine hohe Anzahl verschiedener Bakterienarten aus dem Abwasser bereits bekannt ist, gibt es Schätzungen, daß bisher nur ca. 10% der Abwasserbakterien in Reinkultur isoliert und damit taxonomisch bestimmt werden konnten.

Eine Reihe von Protozoen stellen besondere Ansprüche an Wachstumsbedingungen im Abwasser oder vertragen höhere Konzentrationen an toxischen Substanzen (z.B. H₂S). So kann das Vorkommen oder Fehlen bestimmter Formen als Indikator für den Zustand des Belebtschlammes oder der Wassergüte genutzt werden.

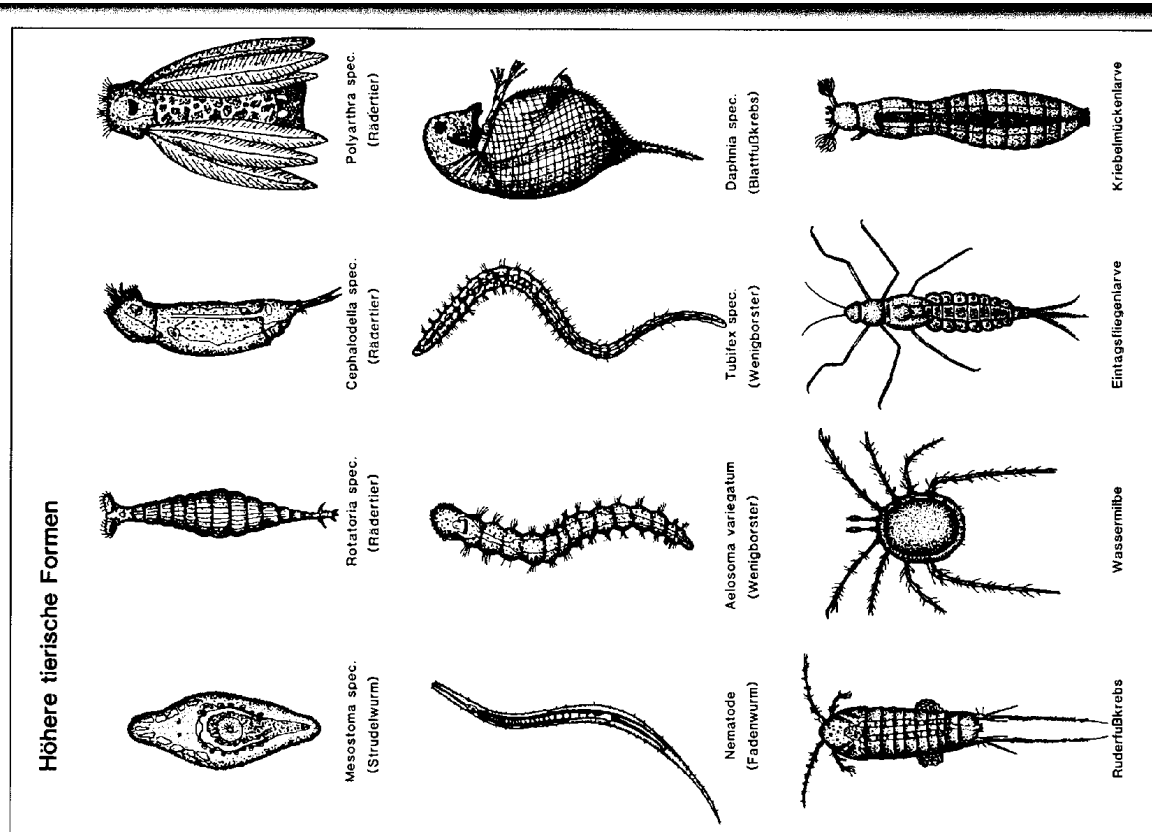
Wichtige Vertreter der Protozoen sind:

- Flagellaten (Geißeltierchen)
- Amöben (Wechseltierchen; Rhizopoda [Wurzelfüßer])
- Ciliaten (Wimpertierchen), z.B. Colpidium campylum, Paramecium caudatum, Aspidisca costata, Epistylis-Arten, Vorticella-Arten (Glockentierchen).

Neben den einzelligen Protozoen kommen im Belebtschlamm die mehrzelligen Rotatorien (Rädertierchen) und Nematoden (Fadenwürmer) vor, die sich von suspendierten Schmutzteilchen, Bakterien und Protozoen ernähren (Abb. Nächste Seite).



Häufige Protozoen im Belebtschlamm



Höhere Lebewesen im Belebtschlamm

Aufgrund der Beschaffenheit der Schlammflocken, dem Vorkommen bestimmter tierischer Mikroorganismen (besonders Ciliaten) und ihre Anzahl läßt sich die Belastung von Kläranlagen abschätzen.

Bläh- und Schwimmschlammbildner

Für eine effektive Reinigung in Belebungsanlagen ist die Abtrennung und Verdichtung der Biomasse durch eine Sedimentation im Nachklärbecken notwendig. In einigen Fällen setzt sich der Schlamm jedoch nur sehr langsam oder gar nicht ab, so daß sich keine klare Überstandszone ausbildet.

Der Grund für diese Störung liegt meist in der Massenentwicklung von fädigen Abwasserbakterien, die zu einer Oberflächenvergrößerung der Belebtschlammflocken führen.

Bei starker Blähschlammbildung können die Flockenaggregate noch durch fadenförmige Formen vernetzt sein. Der Schlamm wird dadurch voluminöser. Setzt sich der Schlamm in der Nachklärung nicht mehr richtig ab, spricht man von Blähschlamm, steigt er an die Wasseroberfläche, wird er als Schwimmschlamm bezeichnet. Das Absetzverhalten des Belebtschlammes wird meist durch den Schlammvolumenindex (SVI) bestimmt. Fädige Abwasserbakterien können in sehr vielen Kläranlagen beobachtet werden. Als Grenzwert gilt ein Schlammvolumenindex (SVI) von 150 ml/g, bei dessen Überschreitung Belebtschlamm definitionsgemäß Blähschlamm genannt wird. Die relative Anzahl der fädigen Bakterien läßt sich auch mikroskopisch nach der Fädigkeitskategorie (Eikelboom u. Buijsen) bestimmen. Für die Blähschlammbildung sind eine Reihe verschiedener fadenförmiger Mikroorganismen verantwortlich (Abb. 5.16). Es sind über 30 morphologische Formen bekannt, von denen bisher nur einige in Reinkultur gezüchtet wurden.

