

BEMESSUNGSGRUNDLAGEN UND GRUNDLAGEN DER BEMESSUNG FÜR ANLAGEN ZUR STICKSTOFFENTFERNUNG

H. Kroiss

1. Einführung

Die Bemessung von Abwasserreinigungsanlagen für Stickstoffentfernung ist trotz großer Fortschritte in den letzten Jahrzehnten noch immer eine sehr schwierige und dementsprechend reizvolle Aufgabe. Bei der Bemessung von Kläranlagen kann man vier Problembereiche unterscheiden:

- Wirkungszusammenhänge zwischen Abwasserinhaltsstoffen, Mikroorganismen und allenfalls chemischen Fällungsreaktionen (Grundlagen der Bemessung)
- Festlegung bzw. Erarbeitung von Bemessungsdaten (Wassermengen, Schmutzfrachten etc.) inklusive der Abschätzung der künftigen Entwicklung. (Bemessungsgrundlagen).
- Formalisierter Bemessungsvorgang
- Auswahl von Bauwerksformen und maschineller Ausrüstung samt Meß- und Regelstrategie.

Thema dieses Vortrages sind die ersten zwei Problembereiche. International besteht relativ große Übereinstimmung in der Beurteilung der Grundlagen der Bemessung für die Nitrifikation und die Simultanfällung. Bei der Denitrifikation wird zwar der Vorgang prinzipiell gut verstanden, aber im Detail, insbesondere in den zahlenmäßigen Festlegungen, gibt es international durchaus unterschiedliche Ansätze (KAYSER, 1992). Für das Verständnis der Bemessungsalgorithmen und der darin enthaltenen Parameter und Beiwerte ist ein gutes Verständnis der dahinter liegenden, grundsätzlichen Zusammenhänge erforderlich, weil sonst die Gefahr besteht, daß Rechenvorschriften unkritisch benützt und Rechenergebnisse nicht richtig interpretiert werden.

Die Bemessungsgrundlagen entstehen letztlich durch einen Entschluß des

planenden Ingenieurs auf der Basis des vorhandenen Datenmaterials und der Abschätzung der zukünftigen Entwicklung. Bemessungsgrundlagen sind statistische Größen, die in engem Zusammenhang mit einem gewählten formalisierten Bemessungsgang stehen. Letzterer hat wiederum zum Ziel, eine statistisch formulierte Sicherheit des Unterschreitens gewisser Grenzwerte im gereinigten Abwasser einzuhalten. Die Zuordnung von Bemessungsgrundlagen, Bemessungsformalismus und Ablaufqualität ist nur für wenige einfache Fälle durch Erfahrung einigermaßen abgesichert, wenn man als Zielvorstellung die 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft heranzieht (ATV-Arbeitsblatt A 131). Für viele Verfahren, vor allem die mehrstufigen, muß sowohl das Bemessungsverfahren wie die zugehörigen Bemessungsgrundlagen (Datensätze) durch Langzeiterfahrung an Großanlagen ermittelt werden. Die Grundlagen der Bemessung sind aber auch hier gültig, es fehlen meist nur die Erfahrungswerte für verschiedene Parameter oder Beiwerte in entsprechenden Bemessungsverfahren.

In die Frage der Sicherheit des Einhaltens gewisser Ablaufgrenzwerte geht selbstverständlich auch die Zuverlässigkeit, Reparatur- und Wartungsfreundlichkeit der maschinellen Ausrüstung sowie der Meß- und Regeltechnik ein. Diese Zusammenhänge sind Gegenstand eines eigenen Vortrages (STUMWÖHRER, 1993).

Der folgende Beitrag beschränkt sich auf die Bemessung und den Betrieb von Belebungsanlagen, obwohl viele grundlegende Zusammenhänge genauso für Festbettreaktoren (Tropfkörper) gelten.

2. Ziele der klärtechnischen Bemessung

Die Ziele der Bemessung sind seit langer Zeit die gleichen geblieben, und zwar müssen folgende Größen ermittelt werden:

- Größe der Volumina (Belebungsbecken, Nachklärbecken)
- Überschußschlammanfall
- erforderliche Sauerstoffzufuhrkapazität

Neben diesen Hauptgrößen sind noch eine Reihe von anderen Bestimmungsstücken für die Planung erforderlich wie z.B.

- Rücklaufschlammförderung (Rücklaufverhältnis)
- Rückführungsverhältnis, interne Rezirkulation
- Nachweis ausreichender Alkalität
- Bedarf an Fällungsmitteln für die P-Elimination

Die meisten der genannten Größen stehen miteinander in Beziehung, sodaß eine Bemessung in der Regel die Lösung einer komplexen Aufgabe ist, in der planerische und betriebliche Aspekte gleichrangig zu beachten sind.

Zum besseren Verständnis werden zuerst jene Grundlagen dargestellt, auf denen jedes moderne Bemessungsverfahren aufbauen muß, auch wenn dann im Einzelfall starke Vereinfachungen getroffen werden können. Nachdem sich Menge und Beschaffenheit des Abwassers ununterbrochen ändern, ist es von großer Bedeutung das kurz- und mittelfristige Verhalten der Mikroorganismen unter solchen Bedingungen zu verstehen (MATSCHE, 1990).

3. Grundlagen der Bemessung

3.1 Allgemeines

Für das Verständnis der Vorgänge bei der biologischen Abwasserreinigung (Belebungsverfahren) sind zumindest drei Zusammenhänge von Bedeutung, die zwar immer gekoppelt sind aber dennoch vorerst getrennt betrachtet werden:

- Massenbilanz
- Kinetik
- Mischungsverhältnisse

Das international anerkannte mathematische Modell zur Simulation des dynamischen Verhaltens von Belebungsanlagen (GUJER, 1986) baut auf diesen Zusammenhängen auf. Es ist kein Bemessungsverfahren sondern eben ein Simulationsmodell, also nur ein Hilfsmittel für den Planer und allenfalls für den Betreiber einer Kläranlage.

3.2 Massenbilanz

Nach dem ersten Hauptsatz der Wärmelehre kann weder Masse noch Energie "verloren" gehen. Unabhängig von den biologischen Vorgängen muß gelten, daß

die Summe der Stoffe im Zulauf sich als Summe der Stoffe im Ablauf, im Überschussschlamm und in der Abluft wiederfinden muß. Die Massenbilanz ist eine gute Methode, um die Stoffumsetzungen, ihre Grenzen und gegenseitigen Abhängigkeiten über längere Zeiträume zu überprüfen. Sie eignet sich auch gut für die Unterscheidung von Bemessungs- und Betriebsgrößen. In den Bemessungsgrößen müssen Sicherheiten enthalten sein, in der Massenbilanz ist definitionsgemäß keine "Sicherheit" enthalten. Damit ist sie z.B. gut für die Überprüfung von Betriebsdaten geeignet.

Im Einzelnen kann man Bilanzen für den Gesamt- Kohlenstoff (TC), den CSB, sowie für Stickstoff (N) und Phosphor (P) erstellen. Eine Stoffbilanz muß auch für inerte Feststoffe (z.B. mineralische Abwasserinhaltsstoffe) gelten, die überwiegend im Überschussschlamm landen. Eine Bilanz ist nicht für die Parameter TOC und BSB₅ möglich. Letzterer ist von einer Reihe willkürlicher Festlegungen abhängig (5 Tage, 20 °C) und kann daher nicht Anspruch auf Bilanzierungsfähigkeit erheben.

Kohlenstoffverbindungen

Von der Analytik vor allem bei Rohabwasser erscheint zur Zeit der CSB als die geeignetste Größe für die Bilanzierung. Für das Verständnis vieler Vorgänge bei der Abwasserreinigung ist die Bilanzierung nur über längere Zeiträume (Woche(n)) angebracht, weil dann alle kurzfristigen Speicheränderungen in der Anlage praktisch keinen Einfluß haben. Die CSB-Bilanz über längere Betriebszeiträume mit quasi stationären Bedingungen stellt sich wie folgt dar:

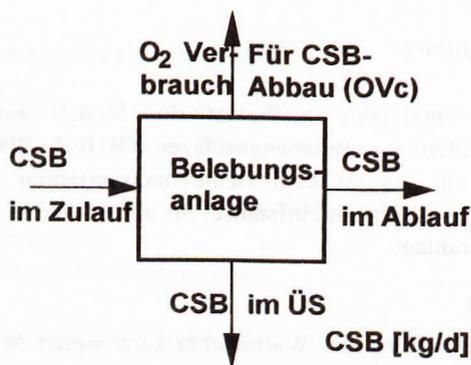


Abb. 1: CSB-Bilanz

Für normales häusliches Abwasser kann diese CSB-Bilanz in Abhängigkeit des Schlammalters dargestellt werden, wobei die abgebaute CSB-Fracht auf der Ordinate mit 100 % aufgetragen wird (Abb.1). Man sieht, daß durch eine Vorklärung der relative Anteil des Sauerstoffbedarfs am CSB-Abbau um ca. 10% steigt. Absolut sinkt jedoch der gesamte Sauerstoffbedarf um $\geq 10\%$ gegenüber Anlagen ohne Vorklärung. Der Verzicht auf die Vorklärung verbessert daher die Voraussetzungen für die Denitrifikation, weil durch die Vorklärung relativ mehr Kohlenstoff- als Stickstoffverbindungen abgeschieden werden. Weiters erkennt man, daß sich ab einem Schlammalter von 10 - 15 Tagen das Verhältnis OVC/ÜS nur mehr wenig ändert.

OVC/ η CSB

T-BB = 15° C

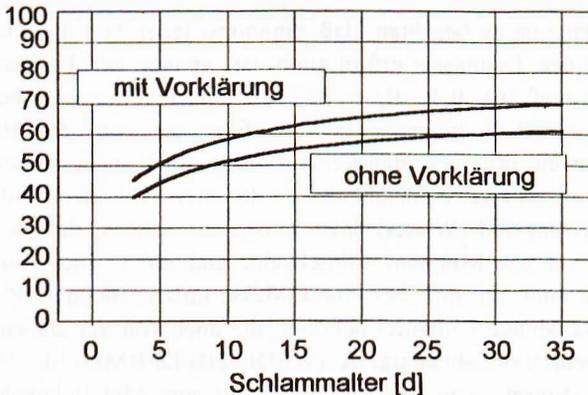


Abb.2: CSB-Bilanz in Abhängigkeit des Schlammalters für häusl. Abwasser mit und ohne Vorklärung (nach NOWAK/SVARDAL; 1990 und 1992)

Nachdem beim Überschussschlamm 1 g Trockensubstanz etwa 1 g CSB entspricht, kann man aus der Bilanz sehr einfach den mittleren Überschussschlammfall (kg/d) abschätzen, der im Wesentlichen von der organischen Verunreinigung (CSB, BSB₅) und dem Feststoffgehalt des Abwassers abhängt.

Phosphor

Auch für Phosphor kann eine Massenbilanz erstellt werden. Die Phosphorfracht des Zulaufes muß als Summe der P-Fracht im Ablauf und jener im Überschussschlamm wiedergefunden werden. Sie eignet sich daher recht gut zur

Überprüfung des gemessenen Überschussschlammanfalles, wenn die P-Konzentrationen im Zulauf, Ablauf und im Schlamm bekannt sind.

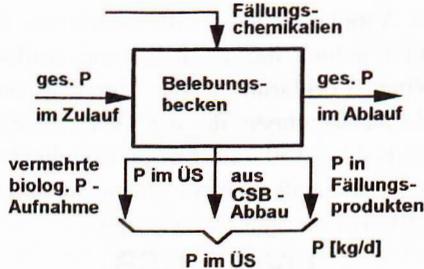


Abb.3: Phosphorbilanz

In einer P-Bilanz ist zu beachten, daß zumindest jener Teil des Phosphors, der zum Aufbau der Biomasse erforderlich ist, immer im Überschussschlamm enthalten sein muß (ca. 0,4 - 0,6 g P/(E.d)), und nur der Rest gefällt werden muß. Bei vermehrter biologischer P-Entfernung kann der P-Gehalt des Schlammes soweit ansteigen, daß keine Fällungsmittel mehr eingesetzt werden müssen um die Grenzwerte einzuhalten. In den meisten Fällen wird man jedoch für den Bemessungsfall (Winter) davon ausgehen müssen, daß die biologische P-Entfernung auf das Minimum zurückgeht, und die verbleibende Restfracht gefällt werden muß. Für eine bestimmte Masse an zu fällendem Phosphor wird eine bestimmte Menge Fällmittel benötigt, die auch von der angestrebten PO_4 -P-Ablaufkonzentration abhängig ist (WEDI, NIEDERMEYER 1992). Leider werden beim Einsatz von Metallsalzen nicht nur Metallphosphate sondern immer auch Metallhydroxide als Fällungsprodukte gebildet. Die Berechnung des Fällungsschlammes ist daher meist nicht ganz exakt, aber für die Bemessungszwecke ausreichend genau.

Stickstoff

Die Massenbilanz für die Stickstoffkomponenten ist etwas komplexer als für die Kohlenstoffverbindungen und den Phosphor, weil bei der Denitrifikation eine Koppelung mit dem C-Abbau gegeben ist. Im Normalfall kann man davon ausgehen, daß im Zulauf nur vernachlässigbare Konzentrationen an oxidierten N-Verbindungen (NO_x) vorhanden sind, und daher die Analyse des TKN dem Gesamtstickstoffgehalt entspricht. Die Stickstofffracht des Zulaufes muß sich als Summe von drei Teilfrachten wiederfinden:

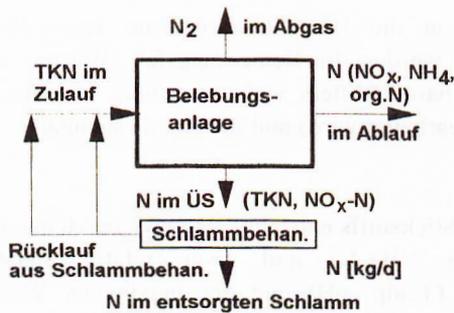


Abb.4: Stickstoffbilanz

Bei der Vorklärung werden nur ca. 10 % des TKN abgeschieden. Ein Teil des Stickstoffs im Vorklärschlamm gelangt in gelöster Form über die Schlammbehandlung in die biologische Stufe. Insgesamt werden über den entsorgten Schlamm bei häuslichem Abwasser je nach Schlammbehandlung ca. 10 - 20 % der N-Fracht des Zulaufes entfernt (NOWAK, 1993).

Denitrifikation

Für die Denitrifikation gibt es einen Zusammenhang zwischen der CSB- und der N-Bilanz. Erstens kann nur soviel Nitrat entfernt werden, als Sauerstoffbedarf in der Denitrifikationszone auftritt. Zweitens kann nur jene $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht denitrifiziert werden, die in die Denitrifikationszone gelangt, was vor allem bei der vorgeschalteten Denitrifikation von Bedeutung ist (Rückführverhältnis), aber auch bei nur teilweiser Nitrifikation.

Je 1 kg CSB-Abbau können bei häuslichem Abwasser (ohne Vorklärung) maximal ca. 0,35 kg Sauerstoffverbrauch für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen im Denitrifikationsvolumen genutzt werden. Der restliche Sauerstoffbedarf für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen (ca. 0,3 kg) tritt im Nitrifikationsvolumen auf. Je 1 kg Nitratstickstoff, der denitrifiziert wird, muß ein Sauerstoffbedarf von 2,9 kg auftreten. Das heißt, je kg 1 CSB im Zulauf können (bei 95 % CSB-Abbau) maximal $0,95 \cdot 0,35 / 2,9 = 0,11$ kg N die Anlage als N_2 -Gas verlassen (Annahme: 60 % des OVC werden in der Denitrifikationszone verbraucht, etwa $V_D/V = 0,65$, $T = 15^\circ\text{C}$). Auf den BSB_5 bezogen bedeutet dies einen Wert von ca. $0,11 \cdot 1,8 = 0,20$. Im praktischen Betrieb mit den unterschiedlichen Schwankungen von BSB_5 und $\text{NH}_4\text{-N}$ sowie

O₂- Verlagerungen in die Denitrifikationszone kann dieser Wert nur in Sonderfällen erreicht werden. Im Bemessungsfall (Winter) ist dieser Wert mit wirtschaftlich vertretbaren Mitteln nicht erreichbar (solange nicht mit Zugabe von z.B. Methanol gearbeitet wird) und daher unbrauchbar.

Nitrifikation

Je 1 kg nitrifizierten Stickstoffs entsteht eine gewisse Menge an Nitrifikanten ($Y = 0,17 \text{ kg TS/kg NH}_4\text{-N}$) und zwar relativ unabhängig von den Umweltbedingungen (Temp. pH) und der maximalen Wachstumsrate dieser Bakterien. Die in einem Belebungsbecken vorhandene Anzahl an Nitrifikanten ist in erster Näherung proportional zu der Stickstofffracht, die während des Zeitraumes von einem Schlammalter nitrifiziert worden ist. Während der Zuwachs an Nitrifikanten von der nitrifizierten N-Fracht und dem Schlammalter abhängt, ist der Verlust an Nitrifikanten durch Absterbevorgänge nur vom Schlammalter abhängig. Mit steigendem Schlammalter nimmt der Einfluß der Absterbevorgänge zu, sodaß mit steigendem Schlammalter der Gewinn an zusätzlicher Nitrifikationskapazität abnimmt. Die Absterberate der Nitrifikanten ist temperaturabhängig, liegt zwischen 0,04 und 0,1 1/d im aeroben Bereich, unter anoxischen Bedingungen ist sie deutlich niedriger, die genauen Zusammenhänge sind noch Gegenstand der Forschung (SVARDAL, 1993).

Von der Gesamtmasse an Nitrifikanten im Belebtschlamm nehmen immer nur jene an der Nitrifikation teil, die sich in einem aeroben Milieu befinden (Nitrifikationszonen). Durch Vergrößerung und Verkleinerung des aeroben Volumens V_N sollte man sich daher dem jeweiligen Bedarf an Nitrifikationskapazität anpassen können. Nicht belüftbare Denitrifikationszonen bewirken im Falle eines Verlustes der Nitrifikation durch Auswaschen (z.B. bei zu tiefen Temperaturen) eine Verzögerung des Vorganges. Beim Wiedereinsetzen der Nitrifikation nach so einem Ereignis wird der Anstieg der Kapazität gebremst, weil auch die Denitrifikationszonen mit Nitrifikanten versorgt werden müssen.

Alkalität

Die Alkalität spielt bei Kläranlagen mit Nitrifikation und Phosphorentfernung eine bedeutende Rolle. Mangelnde Alkalität (weiches Trinkwasser) kann unter gewissen Bedingungen dazu führen, daß der pH-Wert im Belebungsbecken soweit absinkt ($< 6,8$), daß eine Hemmung der Nitrifikanten eintritt. Für die

Alkalität kann eine Bilanz nur näherungsweise erstellt werden, was für Bemessungszwecke aber ausreichend ist.

Die Alkalität des Rohabwassers setzt sich aus drei Hauptquellen zusammen:

- Härte des Trink- bzw. Abwassers
- Ammoniumgehalt des Abwassers
- Sonstige Abwasserinhaltsstoffe (z.B. aus Waschmitteln, etc.)

Bei der Abwasserreinigung wird Alkalität "verbraucht" für:

- Nitrifikation
- Simultanfällung mit sauren Salzen (Chloride, Sulfate)
- Kohlensäure durch den biologischen Abbau in Abhängigkeit von der Sauerstoffausnutzung des Belüftungssystems (NOWAK, SVARDAL, 1990)

Der "Verbrauch" kann durch folgende Maßnahmen vermindert bzw. die Alkalität erhöht werden durch:

- Denitrifikation
- Fällung mit alkalischen Fällmitteln
- Einsatz von Belüftungssystemen mit geringer O₂-Ausnutzung (Oberflächenbelüfter, geringe Beckentiefe bei Druckluft)
- Neutralisationsmittelzugabe

Die Alkalität im Belebungsbecken sinkt proportional zum Anstieg des Nitratgehaltes und des Einsatzes saurer Fällungsmittel. Gerade bei den niedrigsten Temperaturen treten die ungünstigsten Bedingungen für die Denitrifikation und für die vermehrte biologische P-Entfernung (MATSCHE, 1990, 1993) auf, was ein Maximum an Alkalitätsverlust bedeutet. Während dieser Zeit ist auch jede Hemmung der Nitrifikation durch zu niedrige pH-Werte am gefährlichsten. Daher kommt bei der Bemessung dem Problem der ausreichenden Alkalität besonders in Gebieten mit geringer Trinkwasserhärte große Bedeutung zu (Ermittlung des ungünstigsten Betriebsfalles für die Erhaltung der Nitrifikation im Winter).

Die Massenbilanz ist nicht nur für das Verständnis der Vorgänge bei der

Abwasserreinigung wertvoll, sie ist ein gutes Werkzeug zur Beurteilung von Betriebsergebnissen, die meist nur auf Tagesmittelwerten beruhen. Der Vergleich verschiedener Anlagenkonzepte an Hand großtechnischer Betriebserfahrungen sollte immer über Massenbilanzen bzw. Stoffflußanalysen für CSB, N und P überprüfbar gemacht werden. Auf diese Weise können systematische Fehler bei Probenahme, chemischer Analyse und Mengemessung erkannt und ausgemerzt werden. Außerdem gehen die Bilanzen nur dann auf, wenn die internen Rückflüsse aus der Schlammbehandlung berücksichtigt werden. Besonders wichtig sind diese Bilanzen bei Pilotversuchen, die zur besseren Absicherung einer Kläranlagenplanung durchgeführt werden.

Für die Bemessung ist es erforderlich gewisse "Sicherheiten" vorzusehen, die die stochastische Natur der Belastungssituationen einer Kläranlage berücksichtigen. So sind in den Berechnungsansätzen des ATV-Arbeitsblattes A 131 sowohl beim Überschußschlammfall als auch beim Sauerstoffbedarf gewisse "Sicherheiten" enthalten. Für die nach dieser Vorschrift berechneten Bemessungsgrößen gilt $CSB_{\text{ÜS}} + OV_C > \eta_{CSB}$. Wenn man jedoch den so berechneten Sauerstoffbedarf für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen OV_C zur Grundlage des Denitrifikationspotentials macht, liegt man auf der unsicheren Seite, daher wird im Arbeitsblatt A 131 ein entsprechender Abminderungsfaktor (0,8) für die Berechnung der Denitrifikationsleistung vorgesehen.

3.3 Kinetik

Das Verhalten der Mikroorganismen gegenüber der stark schwankenden Abwasserzusammensetzung und -menge kann am besten an Hand der kinetischen Zusammenhänge zwischen Substratkonzentration S (CSB , BSB_5 , N) und Wachstumsrate μ der Bakterien verständlich gemacht werden.

Eine bestimmte Monod-Beziehung gilt immer nur für ein Substrat (abbaubarer Abwasserinhaltsstoff) und eine sich davon ernährende Bakterienart. Die Beziehung ist durch zwei Bestimmungsstücke definiert, die genetisch fixiert sind:

- maximale Wachstumsrate μ_{max} (1/d)
- K_S -Wert (mg/l)

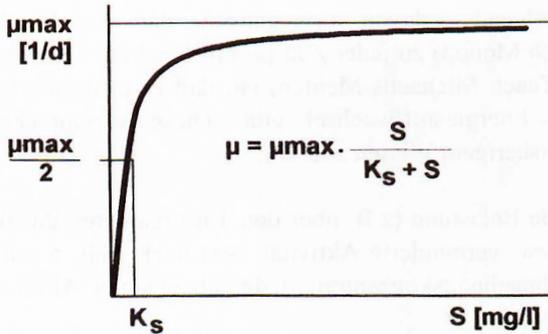


Abb. 5: Beziehung zwischen Wachstumsrate μ und Substratkonzentration S ,
Abbaukinetik nach Monod

Die maximalen Wachstumsraten (μ_{\max}) sind von der Temperatur abhängig (Erhöhung um 7 bis 10 % je $^{\circ}\text{C}$ Temperaturerhöhung). Sie treten nur auf, wenn das jeweilige Substrat und alle anderen lebenswichtigen Stoffe (z.B. Sauerstoff, Stickstoff, Phosphor, etc.) im Überschuß vorhanden sind. Der K_S -Wert gibt jene Konzentration an, bei der die halbe maximale Wachstumsrate auftritt. Die K_S -Werte liegen vermutlich für die meisten Stoffe in der Größenordnung von 1 bis 10 mg/l oder auch deutlich darunter. Die maßgebende Konzentration S eines abbaubaren Abwasserinhaltsstoffes ist jene im Belebungsbecken. Bei Anlagen mit einem volldurchmischten Belebungsbecken ist das gleich die Ablaufkonzentration. Die mittlere Wachstumsrate (μ) ist näherungsweise gleich dem Kehrwert der mittleren Verweilzeit der Bakterien im Belebungsbecken, die mittlere Verweilzeit wiederum gleich dem Schlammalter (t_s). Das Schlammalter ist nach Gleichung (1) definiert. Es muß dazu das Volumen des Belebungsbeckens V_{BB} (m^3), die Schlamm Trockensubstanz im Belebungsbecken TS_R (kg/m^3) und die mittlere tägliche Überschussschlammproduktion ÜS-F (kg/d) bekannt sein (Gleichung 1):

$$t_s[\text{d}] = \frac{V_{\text{BB}} \cdot \text{TS}_R \quad [\text{t}] \quad \text{Trockensubstanz im Belebungsbecken}}{\text{ÜS-F} \quad [\text{t}/\text{d}] \quad \text{mittl. tägl. ÜS-Anfall}}$$

Dem Schlammalter t_s entspricht eine mittlere Zuwachsrate aller Bakterien im System, die maßgeblich am Abbau der Verschmutzung teilnehmen. Nachdem Bakterien auch sterben, muß die Wachstumsrate in der Praxis höher sein als $1/t_s$.

Es wird im Folgenden davon ausgegangen, daß die Wachstumsrate der Bakterien μ (nach Monod) zu jeder Zeit proportional zur Abbaugeschwindigkeit (Umsatzrate) v (nach Michaelis-Menten) ist, daß es also eine feste Koppelung von Bau- und Energiestoffwechsel gibt. Diese vereinfachende Annahme erscheint nach bisherigem Wissen zulässig.

Auf schwankende Belastung (z.B. über den Tag) reagieren die Bakterien sofort durch erhöhte bzw. verminderte Aktivität, was nach Abb. 5 mit einer Zu- und Abnahme der Umgebungskonzentration der abgebauten Abwasserinhaltsstoffe (Substrat) S verbunden ist.

In Abb.6 sind in ein Diagramm beispielhaft 3 verschiedene Monod-Beziehungen für drei unterschiedliche Substrate und Bakterienarten dargestellt und dazu eine mittlere Wachstumsrate μ ($= 1/t_S$) eingezeichnet:

- Kurve (1) für eine leicht abbaubare C-Verbindung (BSB₅)
- Kurve (2) für Ammonium (Nitrifikation)
- Kurve (3) für eine schwer abbaubare C-Verbindung (die nur im CSB erfaßt wird, nicht aber im BSB₅)

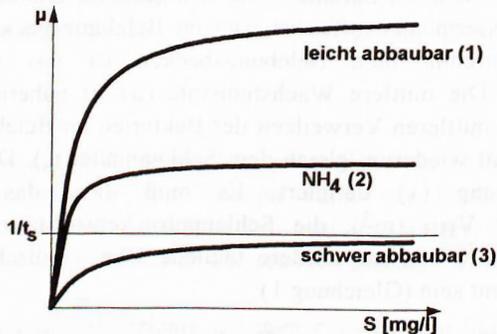


Abb. 6: Monod-Beziehungen für drei verschiedene Substrate

Nach Abbildung 6 würde bei einem Schlammalter von t_S' ($1/t_S' = \mu'$) der BSB₅ weitgehend abgebaut, und auch starke Schwankungen der Belastung führen zu keiner starken Änderung der BSB₅ Ablauf-Konzentration (Kurve 1). Die Ablaufkonzentration für Ammoniumstickstoff (Kurve 2) NH₄-N läge im Mittel

bei z.B. 1-2 mg/l, bei starken Spitzenbelastungen (z.B. dreifacher Wert der mittleren Belastung) müßte mit Werten » 5 mg/l gerechnet werden, wenn nicht in den Betrieb der Kläranlage entsprechend eingegriffen wird. Für die schwer abbaubare Verbindung (Kurve 3) zeigt sich, daß kein nennenswerter Abbau stattfinden kann, weil die maximale Wachstumsrate der diese Verbindungen abbauenden Bakterien kleiner ist als die mittlere Wachstumsrate ($1/t_S$). Damit kann es zu keiner nennenswerten Vermehrung dieser Bakteriengattung kommen.

Aus Abb.6 kann der Schluß gezogen werden, daß das Schlammalter entscheidet, welche Stoffe wie weit abgebaut werden und wie weit Schwankungen im Zulauf sich auf den Ablauf auswirken. Je weiter die mittlere Wachstumsrate ($\mu = 1/t_S$) von der maximalen (μ_{max}) entfernt ist, desto besser und stabiler muß das Reinigungsergebnis sein. Die modernen Bemessungsverfahren für Anlagen mit Nitrifikation sind daher auf dem Schlammalter gegründet.

Das erforderliche Schlammalter muß bei der Bemessung so groß gewählt werden, daß bei der Bemessungstemperatur und dem ungünstigsten Lastfall die Wachstumsrate der maßgebenden Bakterien (Nitrifikanten) mit Sicherheit unter ihrer maximalen Wachstumsrate bleibt, und damit der geforderte Grenzwert der Ammoniumkonzentration im Ablauf eingehalten werden kann.

Temperatur

Nachdem die maximale Wachstumsrate stark temperaturabhängig ist, bei den Nitrifikanten ca. 10 %/°C, ändert sich bei gleichbleibendem Schlammalter t_S die Reinigungskapazität sehr stark zwischen Sommer und Winter. Um den starken Temperatureinfluß auf das Verhältnis zwischen Ablaufkonzentration und Schlammalter zu eliminieren, kann man ein sogenanntes "Vergleichsschlammalter $t_{S,T}$ " definieren, das auf eine festgelegte Temperatur z.B. 10 °C ($t_{S,10}$) bezogen ist. Die Umrechnung vom tatsächlichen auf das Vergleichsschlammalter erfolgt entsprechend der Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate:

$$t_{S,10} = t_S \cdot f_T (T - 10)$$

$$f_T = 1,1 \text{ für Nitrifikanten und } 1,07 \text{ für C-abbauende Bakterien.}$$

Eine Anlage besitzt z.B. bei einer Temperatur von 10°C und einem Schlammalter von 20 d ($t_{S,10} = 20$ d) die gleiche Nitrifikationskapazität wie bei

einer Temperatur von $17\text{ }^{\circ}\text{C}$ mit einem Schlammalter von 10 Tagen ($t_{S,10} = 10 \cdot 1,1^{(17-10)} = 20\text{ d}$). Wie und wie weit diese Kapazität auch genützt wird, hängt dann immer noch vom richtigen Betrieb ab, zum Beispiel davon, wie die Sauerstoffzufuhr gesteuert und wie groß das aerobe Volumen V_N gewählt wurde.

Wenn man nur die Nitrifikation beurteilen will, muß man das Gesamtschlammalter t_S noch mit dem Anteil des aeroben Volumens am Gesamtvolumen (V_N/V) multiplizieren um zum maßgebenden Schlammalter zu gelangen, weil nur im aeroben Teil nitrifiziert werden kann ("aerobes" Schlammalter $t_{SA} = t_S \cdot V_N/V$).

Immer wenn die mittlere Zuwachsrate ($\approx 1/t_{SA}$) in die Nähe der maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten gelangt, muß nach der Monod-Kurve die Ablaufkonzentration stark ansteigen. Als Folge davon wird deutlich weniger Ammonium nitrifiziert, und damit wachsen auch entsprechend weniger Bakterien nach (siehe 2.2). Das wiederum führt zu einem Rückgang der Anzahl der Nitrifikanten im Belebungsbecken. Dieser Teufelskreis führt in der Folge relativ rasch zu einem Erliegen der Nitrifikation. Es gibt daher nur zwei stabile Zustände bezüglich der Nitrifikation. Entweder ist sie fast vollständig ($\text{NH}_4\text{-N} < 1\text{ mg/l}$) oder es wird nicht nennenswert nitrifiziert (Abb.7).

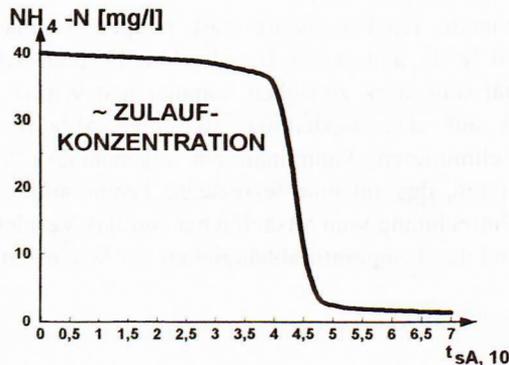


Abb.7: Ammoniumablaufkonzentration in Abhängigkeit des "aeroben" Vergleichsschlammalters $t_{SA,10}$

Tabelle für $f_{T,N}$ (Nitrifikation):

T	°C	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
$f_{T,N}$	-	0,62	0,68	0,75	0,83	0,91	1,00	1,10	1,21	1,33	1,46	1,61

T	°C	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
$f_{T,N}$	-	1,77	1,95	2,14	2,36	2,59	2,85	3,14	3,45	3,80	4,18	4,60

Für die Bemessung ist es ganz wichtig, daß beim maßgebenden Lastfall ein entsprechender Sicherheitsabstand von der in Abb.7 dargestellten Unstetigkeit vorhanden ist. In allen Bemessungsvorschriften muß dieser Sicherheitsabstand ersichtlich sein.

Wenn man auf der Abszisse das tatsächliche Schlammalter aufträgt, muß man für jede Temperatur eine eigene Kurve angeben. Trägt man jedoch das "Vergleichsschlammalter $t_{s,A,10}$ " auf, reicht eine Kurve aus, eben jene für 10°C. Für den Betreiber einer Anlage kann die Abbildung 7 dazu verwendet werden, diesen Sicherheitsabstand (vor allem bei sinkenden Temperaturen) laufend zu überprüfen, und die Betriebsergebnisse richtig zu interpretieren. Es ist dazu lediglich erforderlich, das jeweils vorhandene aerobe Schlammalter $t_{s,A}$ mit dem Temperaturfaktor der obigen Tabelle auf die Vergleichstemperatur umzurechnen (zu multiplizieren).

Sauerstoff

Auch Sauerstoff ist für alle aeroben Bakterien ein wichtiger Nährstoff, besonders für die strikt aeroben Nitrifikanten.

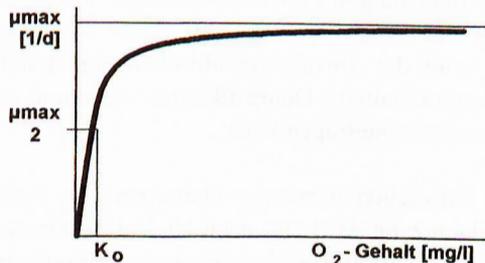


Abb. 8: Abhängigkeit der Wachstumsrate der Nitrifikanten vom O_2 -Gehalt (keine sonstige Nährstofflimitierung)

Abb.8 zeigt, daß bei einem O_2 -Gehalt von 0 mg/l kein Ammonium mehr nitrifiziert wird, bei etwa 2 - 2,5 mg/l haben die Nitrifikanten etwa ihre maximale Leistungsfähigkeit erreicht. Aus diesem Zusammenhang können zwei wichtige Schlüsse gezogen werden:

- es kann die Sauerstoffzufuhr über den Ammoniumgehalt geregelt werden, solange genügend Reservekapazität der Nitrifikanten vorhanden ist (z.B. Sollwert 1 mg NH_4-N). Es wird damit das Minimum an Sauerstoff zugeführt, das zur Verhinderung von Ammoniumspitzen erforderlich ist (Maximierung der Denitrifikation) (SVARDAL, 1993).
- Wenn bei einem O_2 -Gehalt von ≥ 2 mg/l die Ammoniumkonzentrationen ansteigen, ist eine Erhöhung der Nitrifikationsleistung nur durch Vergrößerung des belüfteten (aeroben) Volumens möglich (z.B. Belüftung der Denitrifikationszonen bei tiefen Temperaturen). Die Gefahr des Verlustes der Nitrifikation ist bei tiefen Temperaturen am größten, wo auch die Wiedergewinnung der vollen Nitrifikation am längsten dauert. Schon bei der Planung aber auch beim Betrieb ist daher die Erhaltung der Nitrifikation während Kälteperioden ein wichtiger Gesichtspunkt.

Kohlenstoffabbau

Bei der Kinetik des Kohlenstoffabbaues muß man zwischen 2 Arten von Abwasserinhaltsstoffen unterscheiden, einem leicht (rasch) abbaubaren, überwiegend gelösten Anteil und einem deutlich langsamer abbaubaren, überwiegend ungelösten Anteil.

Eine Änderung der Belastung mit leicht abbaubaren Stoffen führt unmittelbar zu einer Veränderung der Wachstumsrate und damit des Sauerstoffbedarfs der Bakterien. Dieser Anteil der Abwasserinhaltsstoffe eignet sich besonders gut als Substrat für die (vorgeschaltete) Denitrifikation, die damit auch zur Dämpfung der O_2 -Verbrauchsspitzen beitragen kann.

Der zweite, beim häuslichen Abwasser überwiegende, Anteil (ca. 80 %) der organischen Verschmutzung wird erst nach Hydrolyse für den Stoffwechsel der Bakterien verfügbar. Die Hydrolyse ist ein vergleichsweise träger Vorgang und führt indirekt zu einer deutlichen Vergleichmäßigung des Sauerstoffbedarfs über den Tag, dabei spielen auch Adsorptions- und Speichervorgänge eine Rolle

(KROISS, 1991) wie sie beim Ammonium (Nitrifikation) nicht auftreten. Je höher der Feststoffgehalt im Zulauf zum Belebungsbecken (z.B. keine Vorklärung) ist, desto gleichmäßiger wird der Sauerstoffbedarf für den Abbau der C-Verbindungen, was wiederum günstig für eine weitgehende Denitrifikation ist.

Denitrifikation

Die Denitrifikation selbst ist nichts anderes als ein Abbau von Kohlenstoffverbindungen unter Verwendung von Nitrat unter anoxischen Bedingungen. Die "Sauerstoffverbrauchsrate" im anoxischen Milieu, auch Nitratatmung genannt, liegt bei 50 % bis 80 % des Wertes, der unter sonst gleichen Bedingungen im aeroben Milieu (O_2 -Gehalt = 2 mg/l) auftritt. Die Hauptursache der verminderten Umsatzgeschwindigkeit im anoxischen Milieu dürfte die verminderte Hydrolysegeschwindigkeit sein.

Die Denitrifikationskapazität einer Anlage kann also durch drei Faktoren begrenzt sein:

Begrenzung	Ursache
Angebot an abbaub. CSB, BSB ₅	Abwasserbeschaffenheit, (N/BSB ₅ Verhältnis), Vorreinigung (Vorklärung, 1. Belebungsstufe)
Angebot an NO ₃ -N	Rückführung (bei vorgeschalteter Denitrifikation), unvollständige Nitrifikation, vollständige Denitrifikation
Nitratatmung (Kinetik)	Volumen der Denitrifikationszone, Art des Substrates (gelöst, ungelöst)

Die richtige Bemessung und Betriebseinstellung hängt sowohl von der Massenbilanz (die ersten beiden Begrenzungen) als auch von der Kinetik (letzte Begrenzung) ab. Im Betrieb erfordert eine optimale Denitrifikation stark schwankende Größen der Denitrifikationszonen und sehr gut regelbare

Belüftungseinrichtungen (FREY, 1990, 1993). Aus der Kinetik für den Kohlenstoffabbau kann man ableiten, daß nur relativ kleine vorgeschaltete Denitrifikationsbecken mit geringem Rücklaufverhältnis ($\geq 100\%$) zu nennenswert höherer Nitratatmungsgeschwindigkeit und damit zu Volumeneinsparungen führen, die vorwiegend auf die optimale Nutzung des leicht abbaubaren Anteils des CSB zurückzuführen sind. Es gibt Hinweise, daß die Hydrolyse, die den größeren Anteil des O_2 -Verbrauches für den C-Abbau bestimmt, unter strikt anoxischen Bedingungen langsamer verläuft als unter kurzfristig zwischen aerob und anoxisch wechselnden. Dies könnte einer der Gründe für die guten Denitrifikationsergebnisse von Anlagen mit simultaner Nitrifikation - Denitrifikation sein. In jedem Fall haben Abwasserbeschaffenheit und angestrebter N-Entfernungsgrad starken Einfluß auf die Verfahrenswahl (DORNHOFER, 1993). Der angestrebte N-Entfernungsgrad alleine hat starken Einfluß auf das Meß- und Regelungskonzept für die Sauerstoffzufuhr (SVARDAL, 1993).

Phosphorentfernung

Die Kinetik der Phosphorentfernung spielt nur eine untergeordnete Rolle. Bakterien haben immer eine gewisse Speicherkapazität für Phosphor, sodaß kurzfristige Schwankungen des P-Gehaltes im Zulauf die biologischen Vorgänge nur wenig beeinflussen. Im Hinblick auf die vermehrte biologische P-Entfernung (MATSCHE, 1990) ist bezüglich des Zusammenhanges zwischen der Schwankung der P-Belastung und der Kinetik der P-Aufnahme und -Rücklösung in der Praxis noch wenig bekannt. Wichtig erscheint dagegen der Zusammenhang mit der Denitrifikation, die in einem Konkurrenzverhältnis um die leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen steht.

Bei der Simultanfällung kann ein gewisser Metall-Vorrat im Belebtschlamm vorgehalten werden, der auch bei konstanter oder nur zeitweiser (z.B. 1-2 mal täglich) Dosierung des Fällmittels die Schwankungen der P-Belastung abpuffert. Anders ist dies bei der Vor- oder Nachfällung (MATSCHE, 1993).

Hemmstoffe

Bei intensiverer Untersuchung mehrerer nitrifizierender Belebungsanlagen konnten vermehrt Hemmungen der Nitrifikanten festgestellt werden, die durch die Einleitung industrieller oder gewerblicher Abwässer oder Abfallstoffe in das Kanalnetz verursacht waren. Ihre Herkunft war oft nicht feststellbar. Die

häufigste Form der Hemmung wirkt sich dahingehend aus, daß die Abbaukapazität der Bakterien deutlich vermindert wird (KROISS et al., 1992).

An Hand der Abbildung 9 können zwei Fälle beispielhaft herausgegriffen werden. Die Kurven (1) und (2) stellen die Monod-Beziehung für die Nitrifikanten vor (1) und nach (2) Einwirkung eines Hemmstoffes dar. Wird eine Anlage mit dem (aeroben) Schlammalter $t_s' \cdot (V_N/V)$ betrieben, wird es zu einem Durchschlagen des Ammoniums in den Ablauf, bei längerer Dauer der Hemmung zu einem Zusammenbruch der Nitrifikation kommen. In jedem Fall könnte nur durch rasche Vergrößerung des aeroben Belebungsbeckenvolumens (nicht der O_2 -Zufuhr) ein Anstieg der Ammoniumkonzentration im Ablauf vermieden werden. Im zweiten Fall, mit dem größeren (aeroben) Schlammalter $t_s'' \cdot (V_N/V)$, wird die Ammoniumkonzentration im Ablauf u.U. nur unwesentlich ansteigen, und die Hemmung gar nicht erkannt werden.

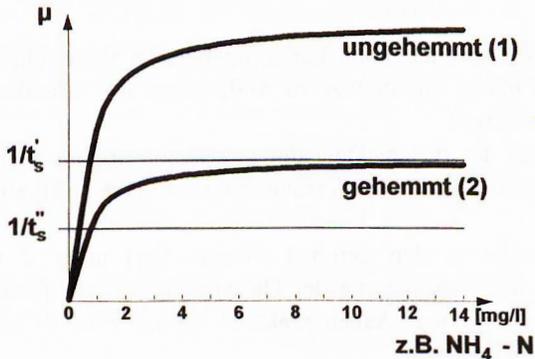


Abb.9: Einfluß einer "nicht-kompetitiven" Hemmung auf die Kinetik des Abbaues (Monod-Beziehung)

Glücklicherweise sind die Hemmungen der Nitrifikanten oft nur kurzfristig und reversibel, d.h. wenn die Hemmstoffe aus der Anlage ausgewaschen sind, stellt sich wieder der ungehemmte Zustand ein. Leider gilt das nicht für alle Fälle, allenfalls muß man sogar eine gewisse Hemmung bei der Bemessung berücksichtigen (Vergrößerung des Nitrifikationsvolumens V_N).

3.4. Folgerungen aus Massenbilanz und Kinetik

Aus den bisherigen Betrachtungen können folgende wichtige Schlüsse gezogen werden:

- Das Schlammalter wird bei gegebenem Belebungsbeckenvolumen V_{BB} und konstanter Belebtschlammkonzentration T_{SR} im Wesentlichen von der mittleren täglichen CSB (BSB₅)-Fracht und dem P- Fällschlammfall (t/d) über ca. 1 Woche bestimmt. Voraussetzung ist ein relativ gleichmäßiger Überschußschlammabzug.
- Das Schlammalter ändert sich daher bei richtigem Betrieb nur langsam (Woche). Es ist zusammen mit der Temperatur (Vergleichsschlammalter) das wichtigste Maß für die Beurteilung der Reinigungskapazität und der Stabilität der Nitrifikation. Daraus ergibt sich z.B., daß alle Untersuchungen, bei denen das Schlammalter eine Rolle spielt, mindestens 3 Schlammalter dauern müssen (stationärer Betrieb) um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten.
- Schwankungen der leicht abbaubaren organischen Verunreinigungen und des Ammoniums führen unmittelbar zu Änderungen des Sauerstoffbedarfes der Bakterien (Minuten).
- Schwankungen der Beschickung mit ungelösten organischen Verbindungen führen nur gedämpft zu einer Veränderung des Sauerstoffbedarfes (Stunden, Tag).
- Sauerstoffgehalte in den aeroben Zonen (V_N) unter 2 mg/l bewirken unmittelbar eine Verringerung der Umsatzrate der Nitrifikanten (Minuten). O₂-Gehalte über 2 mg/l haben praktisch keinen Einfluß auf die Aktivität aller aeroben Bakterien.
- Wenn trotz eines O₂-Gehaltes ≥ 2 mg/l die Ammoniumkonzentration im Belebungsbecken ansteigt, kann, wenn dies technisch möglich ist, nur durch Vergrößerung des aeroben Volumens V_N (Nitrifikationsvolumen) rasch Abhilfe geschaffen werden.
- Temperaturänderungen im Belebungsbecken erfolgen zwar meist langsam, bewirken aber immer eine unmittelbare Veränderung der Abbaukinetik der Bakterien, besonders jener der Nitrifikanten. Der Einfluß auf die CSB-Bilanz (OVC und Überschußschlammfall in kg/d) ist bei nitrifizierenden Anlagen gering und träge.
- Eine Erhöhung der Belastung führt zu einer Erhöhung der Wachstumsrate

der Bakterien. Diese ist immer mit einer erhöhten Konzentration der abbaubaren Stoffe im Belebungsbecken verbunden. Der Effekt ist umso geringer, je weiter die Wachstumsrate μ von der maximalen (μ_{\max}) entfernt ist (= je größer das Schlammalter ist).

3.5 Mischungsverhältnisse im Belebungsbecken

Belebungsbecken können verschiedenartig ausgebildet werden, was die Mischungsverhältnisse anbelangt:

- als vollständiges Mischbecken
- als Kaskade von vollständigen Mischbecken
- als Umlaufgräben
- als Becken mit weitgehender Pfropfenströmung (Rohrreaktor)

Alle Formen können bezüglich der Mischungsverhältnisse durch eine Anzahl hintereinander durchflossener Mischbecken (Rührkesselkaskade) beschrieben werden, wobei die Anzahl der Kaskaden von 1 bis (theoretisch) unendlich geht. Nachdem es beim Belebungsverfahren immer eine Rückvermischung mit dem Ablauf (Rücklaufschlamm, interne Rückführung) gibt, kann es eine ideale Pfropfenströmung nicht geben. Je größer das Rückführverhältnis ist, desto mehr nähert sich jede Belebungsbeckenausbildung dem vollständigen Mischbecken.

Wenn wir das Belebungsbecken in mehrere hintereinander durchflossene Kaskaden unterteilen, dann wird sich das Angebot an Nahrung zufolge der Tätigkeit der Bakterien von Becken zu Becken vermindern. Ist nur eine Kaskade (vollständiges Mischbecken) vorhanden, so muß sich dort die Ablaufkonzentration einstellen. Bei guter Reinigung heißt das, daß alle Bakterien weit unter ihrer maximalen Aktivität (μ_{\max}) arbeiten (Monod-Beziehung). Diese Beschränkung ist zwar eine notwendige Voraussetzung für eine gute Reinigungswirkung, aber sie muß eigentlich nur in der letzten von mehreren Kaskaden auftreten, in allen anderen können höhere Umgebungskonzentrationen und damit höhere Umsatzraten der Bakterien zugelassen werden. Wenn man sich z.B. ein Belebungsbecken vorstellt, das in 5 gleich große hintereinander durchflossene Teilbecken unterteilt ist, so kann bei einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastungsspitze die maximale Abbaugeschwindigkeit der Nitrifikanten (μ_{\max}) in den ersten 4 Kaskaden ausgenützt werden, und nur in

der letzten Kaskade muß das Wachstum zufolge der gewünschten niedrigen Ablaufkonzentration) stark verringert sein. Vor allem im Hinblick auf den Einfluß von Spitzenbelastungen wirkt sich eine Kaskadenausführung des Belebungsbeckens günstig aus. Die vorgeschaltete Denitrifikation nützt ebenfalls diese Überlegung aus. Nur bei Stößen von toxischen oder hemmenden Substanzen im Abwasser muß befürchtet werden, daß deren Wirkung wegen der höheren Konzentrationen in den Kaskaden größer ist.

Die Steuerung der Belüftung und des aeroben Volumenanteils sind bei Kaskadenbecken anspruchsvoller. Einen sehr guten Kompromiß stellen die Umlaufgräben dar, die sich vor allem sehr gut für die simultane Nitrifikation-Denitrifikation eignen. Im Bereich des Rohabwasserzulaufes kann man sogar die Vorteile der vorgeschalteten Denitrifikation weitgehend nutzen und insgesamt das Verhältnis aerobes zu anoxischem Volumen in einfacher Weise praktisch stufenlos in sehr weiten Grenzen verändern.

Nachdem die Kaskadenausbildung auf das Schlammalter kaum Auswirkungen hat, ist ihr Einfluß auf die Bemessung gering und findet daher z.B. im ATV-Arbeitsblatt A-131 keine Berücksichtigung.

Neben dem positiven Einfluß der Mischungsverhältnisse auf die Kinetik der Bakterien, kann das Belebungsbeckenvolumen alleine als Speicher für "Substrat" bei Spitzenbelastungen wirken. Multipliziert man das Volumen des Belebungsbeckens mit einer zulässigen Konzentrationserhöhung so ergibt sich eine gewisse Fracht an "Verschmutzung", die dort vorübergehend zwischengespeichert werden kann. Zuzufolge der niedrigen Ablaufgrenzwerte für z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$ (5 mg/l) sind die Frachten, die bei kurzzeitigen Spitzenbelastungen (z.B. Morgenspitze) durch Konzentrationserhöhung im Belebungsbecken (= Ablauf) zwischengespeichert werden können, vergleichsweise sehr klein (Größenordnung der Zulauffracht für eine Stunde). Um diesen Speicher zu nutzen, muß man voraussetzen, daß vor der Spitzenbelastung die Konzentration sehr niedrig war (z.B. < 1 mg/l). Für die Bemessungssituation hat dies daher keine Bedeutung. Große Volumina, wie sie sich bei den einstufigen Verfahren ergeben, stellen aber im Routinebetrieb eine zusätzliche Sicherheit gegen Konzentrationsspitzen im Ablauf dar.

4. Bemessungsverfahren

Das einzige Bemessungsverfahren, das auf Grund seiner Entstehung als anerkannte Regel der Technik zur Bemessung von Belebungsanlagen mit gesicherter weitgehender Nitrifikation bei Temperaturen ≥ 12 °C und Denitrifikation bezeichnet werden kann, ist (zumindest im deutschen Sprachraum) das ATV-Arbeitsblatt A 131. Es gilt nur für einstufige Belebungsanlagen mit einer Anschlußgröße ab 5.000 Einwohnerwerten. Es muß hier darauf hingewiesen werden, daß in diesem Arbeitsblatt eine Reihe von Bedingungen aufgezählt sind, die seine Anwendung einschränken. Weiters ist dort klar aufgeführt, welches Datenmaterial in welcher Qualität in den Berechnungsgang eingeführt werden muß, damit die ebenfalls angeführten Erwartungen bezüglich Ablaufqualität erfüllt werden. Es erscheint zulässig, den Bemessungsvorgang nach diesem Arbeitsblatt auch für die Erzielung der Ablaufgrenzwerte nach der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser zu empfehlen, aber auch mit den dort angeführten Einschränkungen. Hinsichtlich der Nachklärbeckenbemessung sind in jüngster Zeit Korrekturen erfolgt (ATV, 1993; RESCH, 1993).

Speziell für große Anlagen wird es, wie im Arbeitsblatt angeführt, sinnvoll sein, durch Pilotversuche das beste Verfahren und die tatsächlich minimal nötigen Volumina, sowie das Meß- und Regelschema zu ermitteln. Solche Versuche sind nicht billig und müssen sehr sorgfältig durchgeführt werden, sonst sind sie schlechter als keine. Die Umsetzung der Versuchsergebnisse in Bemessungsansätze erfordert dann immer noch ein hohes Maß an Verständnis der Zusammenhänge, viel Vorstellungsgabe und Erfahrung. Gerade für solche Fälle ist die Anwendung der mathematischen Simulationsmodelle (GUJER, 1986) sowohl für die Interpretation der Versuchsergebnisse, als auch für die Simulation von Belastungszuständen sehr wertvoll. Unter Anwendung der mathematischen Simulation kann auch der Informationsgewinn durch "richtige" Versuchsführung verbessert werden.

Es sind heute eine Reihe von Bemessungsverfahren in Form von Computerprogrammen auf dem Markt, die damit auch sehr bedienungsfreundlich sind. In jedem Falle bekommt man letztlich ein Ergebnis, das - auf sauberes Papier gedruckt - den Eindruck einer exakten Berechnung hinterläßt. Ein gutes Bemessungsverfahren muß zumindest folgende Bedingungen erfüllen:

- Es muß definiert sein, welche Qualität (z.B. 85-Perzentil aller Werktagsfrachten) die Eingangsgrößen aufweisen müssen, und unter welchen Voraussetzungen das Bemessungsverfahren angewendet werden kann;
- es muß auf den zuvor beschriebenen Zusammenhängen zwischen Abwasserzusammensetzung, Massenbilanz und Kinetik beruhen;
- es muß der Zusammenhang mit der Nachklärbeckenbemessung ersichtlich sein (Festlegung von TS_R);
- es muß erkennbar sein, für welche Zielvorstellung bezüglich der Reinigungsleistung (z.B. 4 von 5 Regel für die Tagesmischprobe, Jahresmittelwerte, etc.) es entwickelt wurde.

Ob eine Kläranlage, die mit einem derartigen Verfahren bemessen wurde, die geforderte Reinigungsleistung bei den besonderen örtlichen Bedingungen auch tatsächlich zu erbringen im Stande sein kann, ist vergleichsweise schwieriger zu beurteilen. Besonders problematisch ist es, verschiedene Verfahren (vor allem mehrstufige), oder Kombinationen von Belebungsanlagen mit Festbettreaktoren (Tropfkörper, Sandfilter) miteinander zu vergleichen und damit zu bewerten. Damit dies überhaupt möglich ist, muß man vorher ein Bewertungsschema erarbeiten, das ebenfalls auf die spezifische örtliche Situation Rücksicht nimmt (Größe, Vorfluter, Personal, vorhandene Bausubstanz, etc.). Bei so einem Vergleich ist die Bemessung nur ein Teilaspekt einer Planung, die es zu beurteilen gilt. Eine richtige Bemessung alleine ist noch lange keine Garantie für eine gut geplante und funktionierende Kläranlage, aber sie ist eine wichtige Voraussetzung dafür.

Bei jeder Bemessung müssen in der Regel eine ganz Reihe von Belastungsfällen durchgerechnet werden, was bei einem Computerprogramm meist auch nicht sehr aufwendig ist. Zumindest aber müssen vier Lastfälle untersucht werden:

- maximale Belastung zur Zeit der niedrigsten Temperaturen (mit Hilfe der Jahrestemperaturganglinie zu ermitteln)
- maximale Belastung zur Zeit der höchsten Temperaturen (Sauerstoffbedarf)
- Nitrifikation bei der minimalen Temperatur, wenn sie z.B. $< 10^\circ\text{C}$ ist und keine Denitrifikation mehr erforderlich ist (O_2 -Zufuhr, Alkalität)
- Revisionsfälle (planmäßige Außerbetriebnahme von Belebungsbecken, Nachklärbecken).

Abschließend sei noch darauf verwiesen, daß vor allem für die Betriebskostenrechnung und Energiebilanz nicht mit Bemessungswerten sondern mit mittleren Belastungen gerechnet werden muß. Auch spielen die Ausbauzustände (Anschlußgrad, künftige Entwicklung) eine ganz wichtige Rolle. Gerade bei diesen Problemen eignet sich die CSB-, N- und P-Bilanz gut für realistische Abschätzungen.

5. Bemessungsgrundlage

Im ATV-Arbeitsblatt A 131 sind klare Aussagen darüber enthalten, welche Information man braucht, um eine Kläranlage zur Stickstoffentfernung zu bemessen. Das Thema Bemessungsgrundlagen wurde auch bereits sehr ausführlich behandelt (KROISS, 1990). Es ist also nicht notwendig, hier noch einmal ins Detail zu gehen.

Bevor man als Planer einen unstillbaren Hunger nach Daten entwickelt, sollte man versuchen, zuerst alle verfügbaren zu sammeln und auf Plausibilität zu prüfen (MOSER, 1993). An Hand der Besonderheiten des Kanalnetzes, Ermittlung der wichtigen Indirekteinleiter sowie der Struktur des Siedlungsgebietes kann man bereits eine Reihe von Rückschlüssen auf die Abwasserzusammensetzung und auf allenfalls noch notwendige Information ziehen. Es gibt freilich ein gewisses Minimum an gesicherten Daten, ohne das man keine gesicherte Bemessung durchführen kann. Dieses Minimum kann für normale kommunale Siedlungsgebiete wie folgt bestimmt werden:

- Fracht an abbaubaren Kohlenstoffverbindungen (CSB, BSB₅) über ein Schlammalter zur Zeit der niedrigsten Temperatur
- eine typische Ganglinie des TKN über zwei Wochentage zur Zeit der höchsten Belastung (meist im Winter)
- Phosphor und TKN Fracht (Tageswerte) Ganglinie über eine Woche zur Zeit der höchsten Belastung (meist im Winter)
- Jahresganglinie der Temperatur des Abwassers (im Belebungsbecken, wenn es sich um eine Erweiterungsplanung handelt)
- Härte des Trinkwassers, Alkalität des Abwassers über eine Woche zur Zeit der minimalen Temperatur (parallel zur TKN- Ganglinie)
- Feststoffgehalte des Abwassers (parallel zu CSB-Frachten)
- Ganglinie des Abwasseranfalles und der BSB₅ oder CSB Fracht, möglichst über das ganze Jahr (auch wenn nicht lückenlos).

Wenige, aber vollständige und richtige Daten sind mehr wert, als viele unvollständige und unzuverlässige. Nachdem jede Abwassererhebung mit Kosten verbunden ist, soll man sich den unumgänglich notwendigen Aufwand gründlich überlegen. Auf der anderen Seite sind diese Kosten doch sehr klein im Vergleich zu dem Risiko, das man bei der Planung und Errichtung der Kläranlage eingeht, wenn die Datenbasis falsch oder unzureichend ist. Man sollte also nicht am falschen Platz sparen.

Bei kommunalen Anlagen mit Besonderheiten (Fremdenverkehr, große Indirekteinleiter, Weinbau, Regenwasserbehandlung, etc.) wird man mit dem oben angeführten Minimum an Untersuchungen meist nicht auskommen. Doch können hierfür keine allgemein gültigen Aussagen über die unbedingt notwendigen Daten getroffen werden. Man muß sich nur immer vor Augen halten, wofür man sie braucht:

- Verfahrenswahl (DORNHOFER, 1993)
- Massenbilanz, Schlammfall, Berechnung des Schlammalters
- Berechnung der Schwankungsbreite des Sauerstoffverbrauches
- Absicherung gegenüber dem Durchbruch von Ammoniumspitzen
- Absicherung gegenüber Verlust der Nitrifikation (im Winter)
- Beurteilung der Denitrifikationsmöglichkeiten
- Fällungsmittelbedarf (P-Entfernung, Schlammfall)
- Absicherung gegenüber pH Abfall (Alkalität)
- Beurteilung der vermehrten biologischen P-Entfernung
- Nachklärbeckenoberfläche und -volumen (RESCH, 1993)
- Meß- und Regelstrategie für die Sauerstoffzufuhr

7. Zusammenfassung

Bei der Planung von Kläranlagen hat die Bemessung immer eine entscheidende Rolle gespielt. Seit der Forderung nach gesicherter ganzjähriger Nitrifikation sowie Stickstoff- und Phosphorentfernung ist die Bemessung zweifellos erheblich schwieriger geworden. Gleichzeitig hat sich die Palette der Verfahrensvarianten deutlich erhöht, unter anderem auch aus der Aufgabenstellung der Erweiterung bestehender Anlagen. Im Gegensatz zu Anlagen, die im wesentlichen nur zur BSB₅-Entfernung geplant wurden, spielt der richtige Betrieb, und damit die richtige Steuerung der Sauerstoffzufuhr und des

anoxischen Volumens eine genauso wichtige Rolle wie die richtige Bemessung und Ausbildung der Bauwerke sowie der maschinellen Ausrüstung.

Die vielleicht schwierigste Aufgabe für Planer von Kläranlagen ist die Erfüllung der Forderung nach der hohen Betriebssicherheit, die in der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 bzw. den entsprechenden Emissionsverordnungen rechtlich verankert wurde (4 von 5 Regel). Um dieser Forderung gerecht zu werden, ist das Verständnis der maßgebenden Zusammenhänge beim Betrieb der biologischen Abwasserreinigung (Stoffbilanz, Kinetik) unbedingt erforderlich, die Beherrschung der Bemessung alleine reicht dazu bei weitem nicht aus. Aber selbst für die Bemessung gilt, daß nicht die Kompliziertheit des Rechenganges die Schwierigkeiten ausmacht, sondern die Ermittlung der "richtigen" Bemessungsgrundlagen, jener Zahlenwerte, die in das Rechenverfahren eingehen und das Herausfinden der kritischen Belastungszustände, für die der Nachweis der Einhaltung der Ablaufgrenzwerte erbracht werden muß, um den hohen Anforderungen an die Sicherheit der Einhaltung der Ablaufqualität zu entsprechen.

Bei aller Wertschätzung der Abwasserreinigung für den Gewässerschutz darf eine Tugend der planenden Ingenieure und auch der Behörden nicht verloren gehen. Sie besteht in der Forderung, nach jener Lösung zu suchen, die das gesteckte Ziel mit einem Minimum an Kosten erreicht. Auch in der Wassergütwirtschaft kann man auf eine Kosten-Nutzen-Überlegung nicht verzichten. Durch Festlegung der hohen Anforderungen an die Abwasserreinigung hat man im Bereich der Ziele bewußt einen sehr engen Spielraum verankert, den gilt es in einem Rechtsstaat zu respektieren. Dennoch bleibt ein erheblicher Kostenspielraum zur Disposition aller Beteiligten. Nicht der billigsten, sondern der kostengünstigsten Lösung ist der Vorrang zu geben, das erfordert funktionellen und zeitlichen Weitblick sowie Genauigkeit im Detail.

Literatur

ATV-Arbeitsblatt A 131:

Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten. ATV, St. Augustin BRD (1991)

ATV-Fachausschuß 2.5.

"Absetzverfahren": Anwendungshinweise zum ATV-Arbeitsblatt A 131 - Teil Nachklärbecken von Belebungsanlagen. *Korr. Abw.* 40, H. 2, S 224-225, (1993)

DORNHOFER K.:

Der Einfluß der Abwasserzusammensetzung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. Wiener Mitt. Bd.110, TU-Wien, (1993)

FREY W.:

Sauerstoffzufuhr (Messen, Regeln, Steuern). Wiener Mitt. Bd.81, 2.Auflage, Hsg.H.Kroiss, TU-Wien (1990)

FREY W.:

Anforderungen an Belüftungssysteme. Wiener Mitt. Bd.110, TU-Wien, (1993)

GUJER W.:

Nitrifikation in Belebungsanlagen, VSA Verbandsbericht Nr.310, (1986)

KAYSER R.(Hsg.):

Vergleich verschiedener Bemessungsansätze zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftungseinrichtungen. Berichte des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TU-Braunschweig. Heft 50, (1992)

KROISS H.:

Beurteilung des Abwassers für Planung und Optimierung von Kläranlagen. Wiener Mitt. Bd.81, 2.Auflage, J 1-24, Hsg.H.Kroiss, TU-Wien (1990)

KROISS H.:

Einstufige Belebungsanlagen zur Denitrifikation mit Selektoren. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd.126, Hsg. B.Böhnke, RWTH-Aachen, (1991)

KROISS H.(Hsg):

Fortbildungskurs "Biologische Abwasserreinigung" Wiener Mitteilungen Bd.81, 2.Aufl., Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien. (1990)

KROISS H., SCHWEIGHOFER P., FREY W., MATSCHÉ N.:

Nitrification inhibition- a source identification method for combined municipal and/or industrial waste water treatment plants. Wat.Sci.Tech. Vol.26,Nr.5-6 pp.1135-1146, (1992)

MATSCHÉ N.:

Mikrobiologie beim Belebungsverfahren. Wiener Mitt. Bd.81, 2.Auflage, F 1-39, TU-Wien (1990)

MATSCHÉ N.:

Phosphorentfernung. Wiener Mitt. Bd.81, 2.Auflage, H 1-40, TU-Wien (1990)

MATSCHÉ N.(Hsg.):

Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz. Wiener Mitt. Bd. 108, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien (1992)

MATSCHÉ N.:

Wechselwirkung zwischen Stickstoff - und Phosphorentfernung. Wiener Mitt. Bd.110, TU-Wien, (1993)

MOSER D.:

Interpretation von chemischen Analysendaten und ihre Überprüfung auf Plausibilität. Wiener Mitt. Bd.110, (1993)

NOWAK O., SVARDAL K.:

Nitrifikation - Denitrifikation. Wiener Mitt. Bd.81, 2.Auflage, G 1-55, Hsg.H.Kroiss, TU-Wien (1990)

NOWAK O.:

Der Einfluß der Klärschlammbehandlung und Entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. Wiener Mitt. Bd.110, (1993)

RESCH H.:

Bemessung und Gestaltung von Nachklärbecken. Wiener Mitt. Bd.110, (1993)

STUMWÖHRER K.:

Störfallmanagement und planmäßige Außerbetriebnahme. Wiener Mitt. Bd.110, (1993)

SVARDAL K.:

Meß-, Regel- und Steuerungsstrategien. Wiener Mitt. Bd.110 (1993)

WEDI D., NIEDERMEYER R.:

Berechnungsvorschlag zur Phosphatfällung aus kommunalen Abwässern mit sauren Metallsalzen. gwf, 133.Jhrg. Nr.11, S 557- 566 (1992)

o.Prof.Dr. Helmut Kroiss
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13
A-1040 WIEN