

Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen für den Betrieb von Belebungsanlagen

K. Svardal

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft; TU-Wien

Kurzfassung: Die Atmungsmessung ist eine Methode zur Bestimmung von Umsatzgeschwindigkeiten aerober Mikroorganismen. Je nach Meßbedingungen können verschiedene Parameter oder Raten ermittelt werden. Besonders für die mathematische Modellierung von Belebtschlammssystemen hat sich die Atmungs- oft auch Respirationmessung genannt als sehr brauchbares Werkzeug zur Abschätzung vieler benötigter Parameter erwiesen. Da mit der Atmungsmessung immer eine Summe von mikrobiologischen Umsetzungen erfaßt wird, muß durch die richtige Wahl der Meßbedingungen jener Zustand geschaffen werden, der es erlaubt, die gewünschten Größen zu ermitteln. Es werden verschiedene Methoden der Atmungsmessung gezeigt. Anwendungsmöglichkeiten der Atmungsmessung werden dargestellt und diskutiert.

Key words: Atmungsmessung, Respiration, Sauerstoffverbrauch von Belebtschlamm, CSB-Bilanz, Nitrifikation, kinetische Parameter, schnell abbaubarer CSB

1 Einleitung

Die Messung des Sauerstoffverbrauchs von Belebtschlamm - kurz auch Atmungsmessung genannt - stellt ein einfaches und zugleich aber zuverlässiges Werkzeug sowohl zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Belebungsanlagen bzw. Belebtschlamm als auch zur Charakterisierung von Abwasser dar. In aeroben Systemen sind die Umsatzraten der verschiedensten Substrate sehr eng mit dem Verbrauch von Sauerstoff verbunden. Der große Vorteil der Atmungsmessung besteht darin, daß bei dieser Methodik Umsatzraten mit Hilfe einer Sauerstoffelektrode, also ohne chemische Analytik ermittelt werden können.

Die Entwicklung der Atmungsmessung ging parallel mit der Entwicklung der elektrochemischen Sauerstoffsonden. Die ersten Berichte über die Messung des Sauerstoffverbrauchs mittels Sauerstoffsonden gehen auf das Jahr 1958 zurück (V.D. EMDE, 1959). Darin wird über die Abhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs von der zugegebenen Abwassermenge berichtet. Als Meßgerät fungierte das von TÖDT entwickelte Biometer bei dem die O₂-Messung auf elektrochemischen Weg mittels einer Goldamalgam und einer Zinkelektrode erfolgte. Diese damals vorgestellte Meßanordnung zur Atmungsmessung findet, geringfügig modifiziert und mit verbesserten Sauerstoffelektroden, auch heute noch Anwendung.

Mit der Entwicklung der dynamischen Simulation von Belebungsanlagen hat die Atmungsmessung neue Bedeutung erlangt, weil zur Modellierung viele biokinetische Parameter benötigt werden, die mittels Atmungsmessungen sehr einfach und schnell mit ausreichender Genauigkeit abgeschätzt werden können.

Der Sauerstoffverbrauch von Belebtschlamm resultiert aus vielen verschiedenen Umsätzen. Er ist einerseits abhängig von der Belebtschlammzusammensetzung, andererseits von der Qualität des Substrats (Abwasser). Bestimmte Komponenten des Abwassers werden direkt von den Bakterien aufgenommen und umgebaut, führen also zu einem spontanen Sauerstoffverbrauch, andere Komponenten müssen zuerst in zellwanddurchlässiges Material umgeformt (hydrolysiert) werden und führen erst in der Folge zu einem Sauerstoffverbrauch. Hinzu kommt bei nitrifizierendem Belebtschlamm die mikrobiologische Oxidation von Ammonium. Es ist daher besonders wichtig sich genau darüber im klaren zu sein welche Information erhalten werden soll. Je nach gewünschter Information müssen gewisse Umsätze „forciert“ bzw. gehemmt werden.

2 Definitionen

Kohlenstoffgrundatmung OVC_g: Sauerstoffverbrauch, der aus dem Abbau von gespeichertem CSB und zerfallenden Bakterien resultiert. Wird auch als "endogene" Atmung der Bakterien bezeichnet.

Kohlenstoffsubstratatmung OVC_s: Sauerstoffverbrauch für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen, der der mittleren Belastung der Kläranlage entspricht.

Kohlenstoffmaximalatmung OVC_m: Sauerstoffverbrauch für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen, der bei Substratüberschuß auftritt. Die Kohlenstoffmaximalatmung ist ein Maß für die Anzahl und Aktivität der heterotrophen Bakterien im Belebtschlamm.

Ammoniummaximalatmung OV-NH₄_m: Sauerstoffverbrauch, der für die biochemische Oxidation von Ammonium-Stickstoff zu Nitrit-Stickstoff maximal auftreten kann. Die Ammoniummaximalatmung ist ein Maß für die Anzahl und Aktivität der Bakterien im Belebtschlamm, die Ammonium zu Nitrit nitrifizieren können (z.B. *Nitrosomonas*).

Nitritmaximalatmung OV-NO₂_m: Sauerstoffverbrauch, der für die biochemische Oxidation von Nitrit-Stickstoff maximal auftreten kann. Die Nitritmaximalatmung ist ein Maß für die Anzahl und Aktivität der Bakterien im Belebtschlamm, die Nitrit zu Nitrat nitrifizieren können (z.B. *Nitrobacter*).

Stickstoffmaximalatmung OVN_m: Sauerstoffverbrauch, der für die biochemische Oxidation von anorg. Stickstoffverbindungen maximal auftreten kann. Sie ist gleich der Summe aus Ammoniummaximalatmung OV-NH₄_m und Nitritmaximalatmung OV-NO₂_m.

3 Methodik

3.1 Messung der Atmung ohne Belüftung bei abnehmendem Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffverbrauch von Belebtschlamm kann am einfachsten in einer Meßanordnung, wie in Abbildung 1 gezeigt, ermittelt werden. Es wird Belebtschlamm aus dem Belebungsbecken im Bereich des Beckenablaufs entnommen. Sollen sowohl Kohlenstoffatmung als auch Stickstoffatmung bestimmt werden, so wird der Schlamm auf zwei Behälter (z.B. 1l Probeflaschen) aufgeteilt und darin belüftet. In einem Behälter wird der Schlamm zur Hemmung der Nitrifikanten mit Allylthioharnstoff (ATH) versetzt, die Konzentration an ATH sollte ca. 10 mg/l betragen. Der Schlamm im anderen Behälter wird mit Ammonium versetzt. Die NH₄-N-Konzentration soll 15 mg/l betragen.

Beide Probebehälter sind ausreichend zu belüften. Etwa 10 Minuten nach Chemikaliengabe kann mit der Messung begonnen werden. Eine Veränderung der Temperatur der Probe um mehr als $\pm 2^\circ\text{C}$ muß verhindert werden (ev. isolierten Behälter verwenden, Messung in thermostatisiertem Wasserbad durchführen).

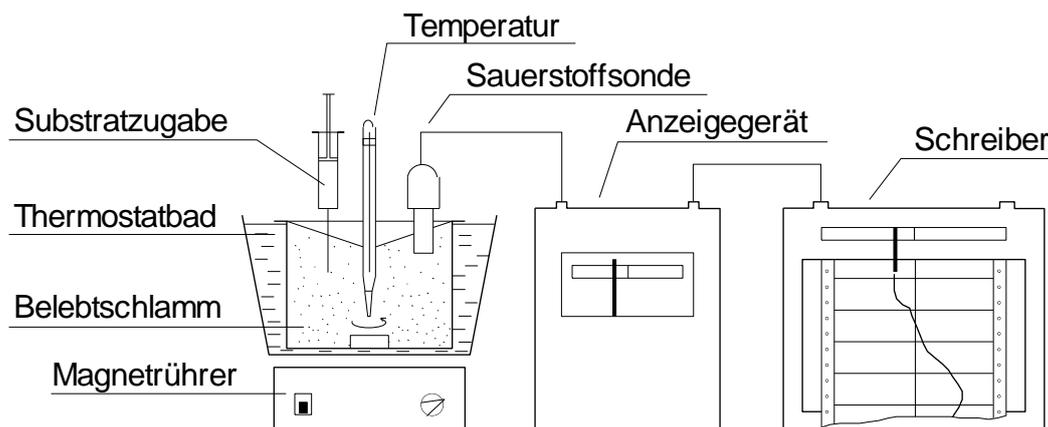


Abbildung 1: Meßanordnung zur Atmungsmessung

Messung von $\text{OVC}_g + \text{OV-NH}_4\text{m} + \text{OV-NO}_2\text{m}$ (=OV1)

Im Probebehälter, dem $\text{NH}_4\text{-N}$ zugegeben wurde, wird vor der Messung der pH-Wert kontrolliert, er sollte zwischen 7 und 8,5 liegen, anderenfalls ist er durch Säure- oder Laugenzugabe vorsichtig zu korrigieren. Danach wird kräftig geschüttelt und der Schlamm in das Atmungsgefäß gefüllt. Die Einheit wird luftblasenfrei verschlossen und mit der Sauerstoffsonde versehen. Dann wird mit der Aufzeichnung der O_2 -Konzentration begonnen. Nachdem die O_2 -Konzentration um ca. 3 mg/l gesunken ist, wird der Schlamm in der Atmungseinheit um 5 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ aufgestockt. Dazu wird durch das Loch im Deckel der Atmungseinheit mit Hilfe einer Injektionspritze eine entsprechende Menge Nitritstammlösung zugegeben.

Die Messung kann bei Erreichen einer O_2 -Konzentration von ca. 1,5 mg/l bzw. nach 15 min abgebrochen werden. Der auswertbare (gerade) Bereich der Schreiberaufzeichnung soll zumindest 5 min überspannen.

Die Atmung wird für beide Abschnitte (vor und nach Nitritzugabe) aus dem O_2 -Verbrauch pro Zeiteinheit ($\Delta\text{O}_2/\Delta t$) berechnet.

Die Abnahme der O₂-Konzentration wird in der Regel nach Nitritzugabe etwas zunehmen, weil die nitritoxidierenden Bakterien zuvor substratlimitiert waren. Ändert sich die Abnahme der O₂-Konzentration nicht, so produzieren die NH₄-oxidierenden Bakterien mehr als von den nitritoxidierenden Bakterien oxidiert werden kann. Wird die Abnahme der O₂-Konzentration geringer so deutet dies auf eine Hemmung durch Nitrit hin. Dies ist unbedingt anzumerken.

Die höhere der beiden berechneten Atmungen wird in weiterer Folge als OV1 bezeichnet.

Der Schlamm im Behälter der zuvor mit Ammonium versetzt wurde, wird nun mit Allylthioharnstoff (ATH) versetzt, die Konzentration an ATH sollte ca. 10 mg/l betragen (Zugabe von 2 ml der Stammlösung mit 1 g/l zu 11 Belebtschlamm). Der Probebehälter ist weiterhin ausreichend zu belüften.

Messung von OVCg, OVCs und OVCm

Die Atmungseinheit wird entleert und mit dem Schlamm des anderen (mit ATH versetzten) Behälters gefüllt und luftblasenfrei verschlossen. Die O₂-Konzentration wird am Schreiber aufgezeichnet. Ab dem Erreichen eines konstanten Abfalls der O₂-Konzentration soll die O₂-Konzentration ca. 5 min aufgezeichnet werden. Dieser O₂-Verbrauch pro Zeiteinheit entspricht der Kohlenstoffgrundatmung (OVCg)

Danach wird durch ein Loch im Deckel der Atmungseinheit mit Hilfe einer Injektionsspritze Abwasser im gleichen Verhältnis wie es der mittleren Belastung der Kläranlage entspricht einmal pro Minute zugegeben.

$$\text{Zugabemenge [ml/min]} = \frac{Q[\text{m}^3/\text{d}]}{V_{\text{BB}}[\text{m}^3]} \cdot \frac{V(\text{Atm.Einh.})[\text{ml}]}{24 \cdot 60}$$

Die Zugabe kann auch in geringerem zeitlichen Abstand (z.B. alle 30 Sekunden) bei entsprechend verringerter Zugabemenge erfolgen. Auf dem Schreiberstreifen sind die Zugabezeitpunkte zu kennzeichnen und die entsprechenden Mengen anzugeben. Die Zugabe wird sooft wiederholt bis die Schreiberaufzeichnung eindeutig auswertbar ist. Der O₂-Verbrauch pro Zeiteinheit entspricht der Kohlenstoffsubstratatmung (OVCs).

Beträgt die O₂-Konzentration danach noch mehr als 4 mg/l so kann sofort durch Zugabe von 1 ml Substratlösung (z.B. Nährlösung nach DIN 38414 Teil 6) die Kohlenstoffmaximalatmung (OVC_m) gemessen werden. Bei geringerer O₂-Konzentration wird die Atmungseinheit neu mit dem mit ATH versetzten Schlamm befüllt und danach 1 ml Substratlösung injiziert.

Messung von OVC_g + OV-NO₂m (=OV₂)

Dazu wird der Schlamm aus dem Behälter der mit Ammonium und danach mit ATH versetzt wurde verwendet. Die Einwirkzeit von ATH muß zumindest 10 Minuten betragen. Die Atmungseinheit wird mit diesem Schlamm gefüllt und luftblasenfrei verschlossen. Die O₂-Konzentration wird am Schreiber aufgezeichnet. Nachdem ein für die Auswertung ausreichend langer konstanter Abfall der O₂-Konzentration aufgezeichnet wurde, wird durch das Loch im Deckel der Atmungseinheit mit Hilfe einer Injektionsspritze eine NitritstammLösung zugegeben (z.B.: bei einem Volumen des Atmungsgefäßes von 300 ml: 1,5 ml einer Lösung mit 1 g/l NO₂-N.)

Die Messung kann bei Erreichen einer O₂-Konzentration von ca. 2 mg/l bzw. nach 15 min abgebrochen werden. Der auswertbare (gerade) Bereich der Schreiberaufzeichnung soll zumindest 5 min überspannen.

Die Atmung wird für beide Abschnitte (vor und nach Nitritzugabe) aus dem O₂-Verbrauch pro Zeiteinheit ($\Delta O_2/\Delta t$) berechnet.

Für die Unterschiede der Atmungen der beiden Abschnitte (vor und nach Nitritzugabe) gilt das unter 3.1 angeführte.

Die höhere der beiden berechneten Atmungen wird in weiterer Folge als OV₂ bezeichnet.

Berechnung der Atmungen

Schreiberaufzeichnungen dürfen nur bis zu einem Mindestsauerstoffgehalt von 2 mg/l ausgewertet werden. Es ist stets Datum, Probebezeichnung und die Temperatur am Anfang und Ende der Messung am Schreiberstreifen zu notieren.

Die Kohlenstoffatmungen können direkt durch Berechnung von $\Delta O_2/\Delta t$ der entsprechenden Abschnitte ermittelt werden.

Für die Ammoniummaximalatmung (OV-NH₄m) gilt:

$$OV-NH_4m = OV1 - OV2$$

Für die Nitritmaximalatmung (OV-NO₂m) gilt:

$$OV-NO_2m = OV2 - OVCg$$

Für die Stickstoffmaximalatmung (OVNm) gilt:

$$OVNm = OV1 - OVCg$$

oder:

$$OVNm = OV-NH_4m + OV-NO_2m$$

Der Vorteil dieser Methodik besteht vor allen Dingen darin, daß die Meßanordnung sehr leicht transportiert, und die Messung direkt auf der Anlage durchgeführt werden kann. Damit kann der Zeitraum zwischen Schlamm-entnahme und Messung sehr kurz gehalten werden, wodurch Veränderungen der biokinetischen Eigenschaften des Belebtschlammes, die bei längerem Transport durchaus auftreten können, vermieden werden. Während der kurzen Meßzeit ist es zumeist problemlos möglich, die Temperatur konstant entsprechend der im Belebungsbecken zu halten.

Der Nachteil dieser Methodik ist, daß die Atmung immer nur für einen kurzen Zeitraum, bis die O₂-Konzentration auf ca. 2 mg/l abgefallen ist gemessen werden kann. Danach muß die Atmungseinheit entleert und frisch mit aufgelüftetem Schlamm gefüllt werden. Soll die Atmung über einen längeren Zeitraum verfolgt werden, empfiehlt sich die Verwendung einer Atmungseinheit in der der Schlamm wieder aufgelüftet werden kann oder eine Messung mit kontinuierlicher Belüftung.

3.2 Kontinuierliche Messung der Atmung

Die einfachste Möglichkeit, die Atmung über einen längeren Zeitraum zu verfolgen kann dadurch erhalten werden, daß der Schlamm in der Atmungseinheit nach Absinken der O₂-Konzentration auf ca. 2 mg/l wieder belüftet werden kann. Eine dafür geeignete Anordnung ist in Abbildung 2 dargestellt.

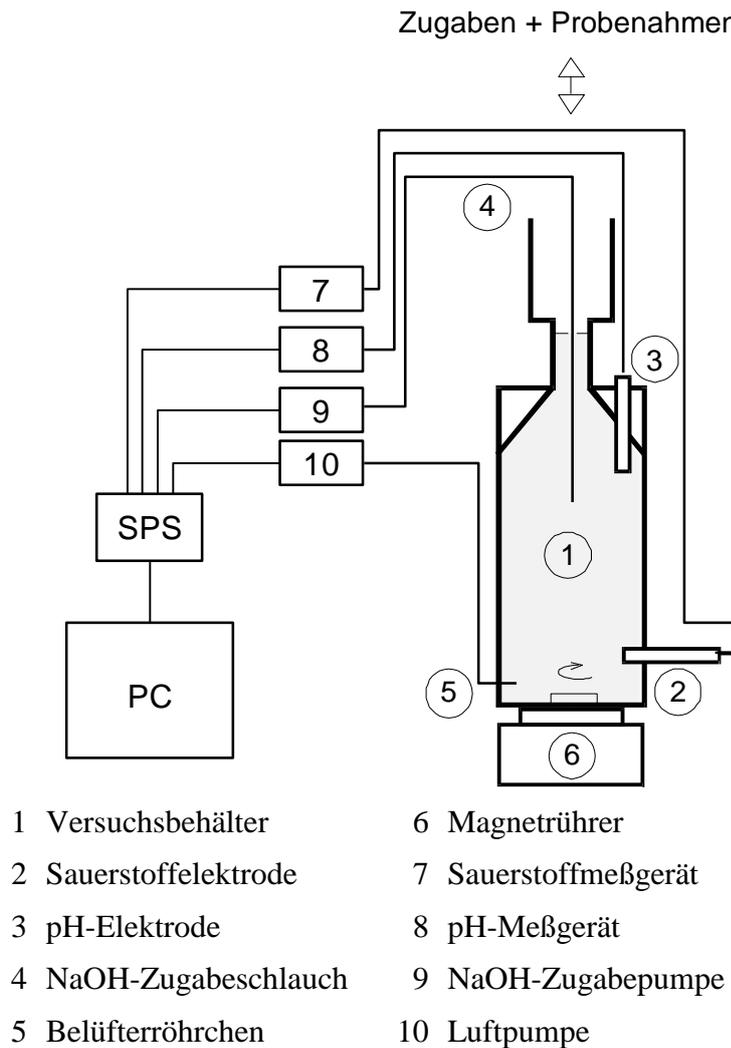


Abbildung 2: Meßanordnung zur kontinuierlichen Atmungsmessung

Die Öffnung, bei der die zum Auflüften eingeblasene Luft entweicht, soll möglichst klein sein, damit während der Messung der O₂-Eintrag über die Oberfläche vernachlässigbar gering ist. Bei entsprechend intensiver Belüftung dauert die Auflüftphase, während der keine Atmung gemessen werden kann, weniger als eine Minute. Die gesamte Atmungsmessung wird somit nur kurz während der Belüftungsphase unterbrochen. Es ist besonders darauf zu achten, daß die

Temperatur des Schlammes konstant bleibt, wofür in den meisten Fällen eine Thermostatisiereinrichtung notwendig wird (thermostatisiertes Wasserbad). Bei dieser Art der Messung ist eine Aufzeichnung der O₂-Konzentration auf einem Schreiber und eine „händische“ Auswertung, wie bei der vorhin beschriebenen Methode - auch ohne PC - leicht möglich.

Eine weitere Möglichkeit ist die Messung der Atmung bei konstanter Belüftung. Dafür kann ebenfalls die in Abbildung 2 dargestellte Messanordnung verwendet werden. Grundlage für die Berechnung der aktuellen Atmung ist folgende Beziehung:

$$\frac{dc}{dt} = k_L a \cdot (c_s - c(t)) - OV(t)$$

OV(t) aktueller Sauerstoffverbrauch [mg/l/h]

k_La Belüftungskoeffizient [h⁻¹]

c_s O₂-Sättigungskonz. [mg/l]

c(t) aktuelle O₂-Konzentration [mg/l]

$\frac{dc}{dt}$ Änderung der Sauerstoffkonzentration [mg/l/h]

Nach Umformung dieser Gleichung läßt sich die Atmung aus der gemessenen O₂-Konzentration (c(t)) und der numerisch berechneten Änderung der O₂-Konzentration mit der Zeit (dc/dt) ermitteln:

$$OV(t) = k_L a \cdot (c_s - c(t)) - \frac{dc}{dt}$$

Die Auswertung kann eigentlich nur mehr rechnergestützt erfolgen. Die Zeit und die O₂-Konzentration wird in kurzen Intervallen (etwa 5 Sekunden) aufgezeichnet, mittels linearer Regression wird von einer bestimmte Anzahl von Wertepaaren (abhängig vom Signalrauschen) der Anstieg bestimmt, der näherungsweise der Ableitung (dc/dt) entspricht. Damit kann die Atmung nahezu kontinuierlich aufgezeichnet und Änderungen, z.B. aufgrund der Änderung der Substratkonzentration verfolgt werden.

Voraussetzung für diese Art der Atmungsmessung ist ein konstanter Belüftungskoeffizient, der auch im richtigen Bereich liegen muß. Er muß einerseits so hoch gewählt werden, daß der O₂-Gehalt nicht unter 2 mg/l

absinkt. Andererseits darf er nicht zu hoch sein, weil damit die Sättigungsdifferenz ($c_s - c$) sehr klein wird und die Meßgenauigkeit stark abnimmt.

Es hat sich in der Praxis gezeigt, daß der k_{La} -Wert nur sehr schwer über einen längeren Zeitraum konstant zu halten ist. Geringfügige Ausfällungen (z.B. von CaCO_3) am Belüfter oder auch kleine Änderungen der Rührgeschwindigkeiten führen zu einer deutlichen Veränderung des k_{La} -Werts. Er muß daher regelmäßig bestimmt werden. Dies kann auf ähnliche Weise erfolgen wie bei O_2 -Eintragungsmessungen unter Betriebsbedingungen. Ist nach Abschalten der Belüftung ($k_{La}=0$) der O_2 -Gehalt im Atmungsgefäß auf 2 mg/l abgesunken wird die Belüftung wieder eingeschaltet. Aus der erhaltenen Belüftungskurve kann nach der von den O_2 -Zufuhrversuchen bekannten Methode der k_{La} -Wert berechnet werden. Es wurde allerdings beobachtet, daß der Sauerstoffeintrag nach Einschalten der Belüftung für kurze Zeit erhöht ist, bis sich eine stabile Blasensäule im Atmungsgefäß gebildet hat. Für die k_{La} -Wert-Berechnung ist aber genau diese Anfangsphase, bei der sich der Sauerstoffgehalt stark ändert entscheidend, wodurch leicht Fehlmessungen resultieren können.

Am besten hat sich folgende Vorgangsweise bewährt (ADAMI, 1997): Bei einem wie in Abbildung 2 dargestellten Atmungsgefäß kann der Sauerstoffeintrag über die Oberfläche vernachlässigt werden. Während einer Belüftungspause gilt also $k_{La} = 0$, daher kann die Atmung aus dem Abfall der O_2 -Konzentration berechnet werden. Dieser Wert wird dann mit der zuvor, unter Belüftung gemessenen Atmung verglichen und der k_{La} gegebenenfalls korrigiert. Voraussetzung dafür ist natürlich, daß die Atmung für den betrachteten Zeitabschnitt konstant sein muß. Dies ist aber auch für die vorhin beschriebenen k_{La} -Bestimmungsmethode Voraussetzung.

Von SOLLFRANK (1988) wurde eine Methode vorgestellt, bei der der Sauerstoffverbrauch unabhängig vom k_{La} kontinuierlich gemessen werden kann. Die Meßanordnung ist jedoch deutlich aufwendiger, es werden 2 Sauerstoffsonden und eine Pumpe mit genauem Durchfluß benötigt, sodaß hier neue Fehlermöglichkeiten auftreten.

3.3 Messung der Ammoniumoxidation der Nitrifikanten aufgrund deren Säureproduktion

Der Stickstoffumsatz von Belebtschlamm kann mittels der Sauerstoffverbrauchs- messung immer nur aus der Differenz der Gesamatmung (N+C) und der Kohlenstoffatmung berechnet werden. Eine Hemmung der im Belebtschlamm immer vorhanden Kohlenstoffatmung, ohne Beeinflussung der Stickstoffatmung ist nicht möglich. In manchen Fällen wäre es aber sehr wünschenswert, den Stickstoffumsatz des Belebtschlammes direkt und unabhängig von der Kohlenstoffatmung zu ermitteln.

Von RAMADORI et al. (1980) und MANSONI et al. (1996) werden Meßmethoden vorgestellt, die auf der Säureproduktion im Zuge der mikrobiologischen Ammoniumoxidation beruhen:



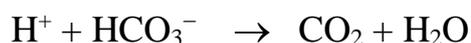
Die gebildeten Protonen bewirken ein Absinken des pH-Wertes. Wird der pH-Wert in der Meßanordnung (z.B. nach Abbildung 2) gemessen und durch Zugabe von Lauge konstant gehalten, so kann der Ammoniumumsatz anhand des Laugenbedarfs ermittelt werden.

Leider ist die Nitrifikation im Belebtschlamm nicht der einzige pH-Wert beeinflussende Umsatz. Es können hier nur kurz die, bei dieser Messung auftretenden Schwierigkeiten aufgezeigt werden. Eingehende Untersuchungen wurden von ADAMI (1997) durchgeführt.

Im Belebtschlamm wird der pH-Wert im Wesentlichen durch das chemische Gleichgewicht der Kohlensäure bestimmt (NOWAK et al., 1990). Es gilt daher:

$$\text{pH} = \text{pK} + \lg \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_2]}$$

Der pH-Wert wird also vom Verhältnis der Konzentration von Hydrogenkarbonat (=Säurekapazität) und der Konzentration an gelöstem CO_2 bestimmt. Werden bei Umsätzen Protonen (H^+) produziert, so reagieren diese mit Hydrogenkarbonat, die Säurekapazität wird vermindert wodurch der pH-Wert sinkt.



Die Konzentration an gelöstem CO₂ resultiert aus einem dynamischen Gleichgewicht zwischen dem (durch mikrobiologische Reaktionen) produziertem CO₂ und dem, durch die Belüftung ausgetragenen. Es gilt daher analog zur Sauerstoffzufuhr:

$$\frac{d[\text{CO}_2]}{dt} = k_{\text{L}} a \cdot ([\text{CO}_2]_{\text{s}} - [\text{CO}_2]) + \text{CO}_2\text{Prod.}$$

CO₂Prod aktuelle CO₂ Produktion

k_La Belüftungskoeffizient für CO₂

[CO₂]_s CO₂-Sättigungskonz.

[CO₂]..... aktuelle CO₂-Konzentration

$\frac{d[\text{CO}_2]}{dt}$ Änderung der CO₂-Konzentration

Die CO₂-Konzentration ist also nur konstant, wenn der Belüftungskoeffizient und die CO₂-Produktion konstant gehalten wird. Ändert sich etwa die Kohlenstoffatmung, so steigt die CO₂-Produktion und damit ist eine Auswirkung auf den pH-Wert gegeben. Es gibt verschiedene Möglichkeiten diesen Einfluß sehr gering zu halten. So kann etwa durch Belüftung mit CO₂-angereicherter Luft der Gehalt an gelösten CO₂ soweit angehoben werden, daß die CO₂-Produktion nur mehr eine untergeordnete Rolle spielt. Dadurch steigt allerdings der Aufwand für die Messung erheblich.

Nicht übersehen werden darf, daß bei der Aufnahme von Ammonium für die Biomasseproduktion durch heterotrophe Bakterien ebenfalls H⁺ frei wird (Umwandlung von Ammonium in org. gebundenen Stickstoff).



Die Methode ist zwar wissenschaftlich sehr interessant und entwicklungsfähig, für den praktischen Einsatz kann sie jedoch zur Zeit nicht empfohlen werden.

4 Anwendung und Interpretation von Atmungsmessungen

Es kann hier nur ein Überblick über die Anwendbarkeit der Atmungsmessung gegeben werden. Dabei soll vor allen Dingen auf verschiedene Fehlermöglichkeiten hingewiesen werden, die zu falschen Schlüssen führen können. Aufgrund der vielfältigen Anwendungsbereiche ist es besonders wichtig, sich genau zu überlegen, welche Randbedingungen für das Ergebnis eine entscheidende Bedeutung haben und daher genau eingehalten werden müssen, und welche nur einen untergeordneten Einfluß haben.

4.1 Bilanzierung

Betrachtet man den CSB eines Abwassers als maximal möglichen Sauerstoffverbrauch, so kann dieser nur durch Oxidation der Inhaltsstoffe entfernt werden. Der restliche CSB muß die Anlage über den Ablauf bzw. den Überschussschlammabzug wieder verlassen, bzw. in der Anlage gespeichert werden (Veränderung der Trockensubstanz im Belebungsbecken).

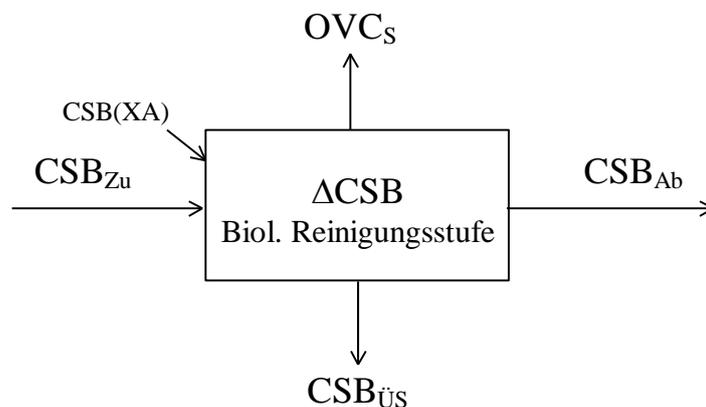


Abbildung 3: CSB-Bilanz für eine biologische Reinigungsstufe

Die zu- und ablaufenden CSB-Frachten und auch die CSB-Fracht des Überschussschlammes, lassen sich analytisch ermitteln. Der CSB-Eintrag durch das autotrophe Wachstum der Nitrifikanten kann mit $0,24 \text{ g/g}$ nitrifiziertem N angenommen werden. Durch Messung des Sauerstoffbedarfs für die Kohlenstoffatmung läßt sich der Bilanzkreislauf schließen. Damit ist eine Überprüfung der Stoffflüsse möglich.

Bei der Messung der Atmung ist zu berücksichtigen, daß hier die Kohlenstoffsubstratatmung (OVCs) erfaßt werden muß. Die Nitrifikation muß durch ATH gehemmt werden. Der Schlamm muß entsprechend der Belastung der Anlage mit Substrat versorgt werden. Die hinzuzugebende Substratmenge entspricht dem Verhältnis aus mittlerem Zulauf und Gesamtbeckenvolumen (einschließlich Denitrifikationsvolumen). Die Konzentration des Substrates sollte ebenfalls dem (Tages-) Mittel entsprechen. Bei variablen Belastungen und wechselndem gespeicherten CSB in der Anlage, wie bei nahezu allen Abwasserreinigungsanlagen, ist zu beachten, daß Bilanzen immer nur über einen längeren Bilanzzeitraum aufgestellt werden dürfen. Als Richtlinie gilt, daß ein Bilanzzeitraum zumindest einem Schlammalter entsprechen sollte.

Aus dem Verhältnis der veratmeten CSB-Fracht (OV-Fracht) und der CSB-Fracht des Überschussschlammes kann sowohl auf die Abwasserqualität geschlossen werden, als auch auf den Betrieb der Anlage. Grundsätzlich wird mit höherem Schlammalter der veratmete Anteil höher. Ein hohes Verhältnis $OVC-F/CSB_{\text{ÜS}}-F$ deutet auf einen geringen Anteil an partikulärem langsam abbaubarem Material im Zulauf der Kläranlage hin. Ein niederes Verhältnis kann entweder auf einen hohen Anteil an langsam abbaubarem partikulärem Material im Zulauf hindeuten aber auch auf einen sehr hohen anoxischen Anteil in der Belebungsanlage.

4.2 Nitrifikation

Die heutigen Anforderungen an Abwasserreinigungsanlagen bedingen eine weitestgehende Nitrifikation von Ammonium. Da Ammonium ein Substrat ist, das nicht gespeichert werden kann, muß die Nitrifikationskapazität also die Menge der im System enthaltenen Nitrifikanten so groß sein, daß die der Anlage zugeführte Fracht sofort nitrifiziert werden kann.

Die Konzentration an Ammonium im Ablauf gibt keine Information über die Nitrifikationskapazität der Anlage. Die Nitrifikationskapazität muß immer deutlich größer sein, als die zu nitrifizierende Stickstofffracht. Wird Ammonium im Ablauf einer Anlage festgestellt, was auf ein Erreichen der Nitrifikationskapazität hinweist, ist die Gefahr einer Grenzwertüberschreitung bereits sehr groß. Durch Messung der maximalen Stickstoffatmung des Belebtschlammes ist jederzeit die Reserve an Nitrifikanten (Nitrifikationskapazität) feststellbar. Dafür ist die gemessene maximale Stickstoffatmung mit dem (belüftbaren)

Becken volumen zu multiplizieren und mit der zu nitrifizierenden Stickstofffracht zu vergleichen. Ein Bezug der maximalen Stickstoffatmung auf die Schlamm-trockensubstanz bzw. org. Trockensubstanz ist nicht aussagekräftig, da der Anteil der Nitrifikanten im Belebtschlamm neben dem Schlammalter wesentlich vom N/CSB-Verhältnis des Abwassers bestimmt wird und kein Kriterium für die Leistungsfähigkeit der entsprechenden Anlage ist.

Unter Annahme eines gekoppelten Wachstum, d.h. daß der Biomassezuwachs proportional dem Substratumsatz ist gilt:

$$\text{OVN}_m = \frac{4,57 - Y_A}{Y_A} \cdot \mu_{A,\max} \cdot X_A \quad (\text{Gl. 4.2.1})$$

$\mu_{A,\max}$ maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten [d^{-1}]

OVN_m Stickstoffmaximalatmung [$\text{g O}_2/\text{l/d}$]

Y_A Zellertrag der Nitrifikanten [0,24 g CSB/g prod. $\text{NO}_3\text{-N}$]

X_A Konzentration an nitrifizierender Biomasse [g CSB/l]

Bei einer bestimmten maximalen Wachstumsrate (in Abhängigkeit von der Temperatur) und einem konstanten Zellertrag ist also die maximale Stickstoffatmung der nitrifizierende Biomasse proportional.

Für die nitrifizierende Biomasse in einem Belebtschlammssystem muß aber auch gelten, daß der Zuwachs der Nitrifikanten proportional der nitrifizierten Stickstofffracht ist. Die Abnahme der Nitrifikanten resultiert aus der Zerfallsrate und dem Überschussschlammabzug. Es muß daher folgende Massenbilanz gelten:

$$\frac{dX_A}{dt} = Y_A \cdot N_{\text{OX}} - (b_A + D_X) \cdot X_A \quad (\text{Gl. 4.2.2})$$

N_{OX} oxidierte Stickstofffracht [kg/d]

Y_A Zellertrag der Nitrifikanten [0,24 g CSB/g prod. $\text{NO}_3\text{-N}$]

b_A Zerfallsrate der Nitrifikanten [d^{-1}]

D_X Überschussschlammabzugsrate [d^{-1}]

$$\left(= \frac{\text{Überschussschlammabzug [kg / d]}}{\text{Belebtschlammmasse im System [kg]}} \right)$$

Durch Kombination der Gleichungen 4.2.1 und 4.2.2 läßt sich, bei regelmäßiger Messung der max. Stickstoffatmung und bei Kenntnis der Stickstoffbelastung einer Anlage die aktuelle max. Wachstumsrate der Nitrifikanten ermitteln. Die Berechnungen sind vor allen Dingen dann interessant, wenn Probleme mit Nitrifikationshemmung, wie sie auf vielen Anlagen (z.T. unerkannt) auftreten, zu befürchten sind. Es ergibt sich daraus die Möglichkeit, das aktuelle Ausmaß der Nitrifikationshemmung abzuschätzen. Es soll hier nicht näher auf die mathematische Ableitung eingegangen werden. Die Auswertung wurde von NOWAK (1996) ausführlich beschrieben.

Für stationäre Verhältnisse ($dX/dt = 0$) gilt:

$$\hat{\mu}_A = \frac{OVN_m}{4,57 - Y_A} \cdot V_{BB} \cdot \frac{b_A + D_x}{N_{OX}}$$

Für nichtstationäre Zustände muß zur Ermittlung der Nitrifikantenmasse aus Gleichung (4.2.2) das Integral über einen Bilanzzeitraum gebildet werden. Auf nähere Details soll hier nicht näher eingegangen werden (siehe NOWAK et al., 1994; NOWAK, 1996).

Mit dieser Methodik können Hemmungen der Nitrifikation erkannt werden, auch wenn sie noch zu keiner Beeinträchtigung der Ablaufqualität führen, und es kann rechtzeitig den Ursachen für diese Hemmung nachgegangen werden.

4.3 Kinetische Parameter

Für die dynamische Simulation von Belebtschlammssystemen ist die Kenntnis vieler biokinetischer Parameter wichtig. Eine große Anzahl dieser Parameter läßt sich direkt oder indirekt mit Hilfe von Atmungsmessungen abschätzen.

Sättigungsbeiwerte:

Besonders die Abhängigkeit der einzelnen Umsatzraten von der Substratkonzentration, die allgemein mit Hilfe von Monodfunktionen beschrieben werden, lassen sich mit Atmungsmessungen sehr leicht ermitteln. Die meisten biologischen Umsatzgeschwindigkeiten sind näherungsweise durch folgende Gleichung zu beschreiben:

$$v = v_{\max} \cdot \frac{S_1}{S_1 + K_1} \cdot \frac{S_2}{S_2 + K_2} \cdot \frac{S_3}{S_3 + K_3} \dots\dots$$

v aktuelle Umsatzgeschwindigkeit

v_{\max} maximale Umsatzgeschwindigkeit

S_1, S_2, S_3 Substratkonzentrationen

K_1, K_2, K_3 Sättigungsbeiwerte

Darin sind alle, den Umsatz beeinflussenden Größen in Form von Sättigungstermen enthalten. Liegen alle Substratkonzentrationen im Überschuß vor, erreicht die gemessene Umsatzgeschwindigkeit den Maximalwert. Ist der betrachtete Umsatz mit Sauerstoffverbrauch verbunden, so ist die Atmung der Umsatzgeschwindigkeit proportional. Wird die Konzentration eines Substrates nun soweit reduziert, daß es zur Limitierung kommt, so läßt sich aus der Abnahme der Atmung der Sättigungsbeiwert K für dieses Substrat berechnen. Dabei ist natürlich zu berücksichtigen, daß die Konzentration dieses Substrats im Zuge der Reaktion ständig verbraucht wird. Die Atmung wird also nicht konstant bleiben, sondern mit abnehmender Substratkonzentration absinken. Es bietet sich daher eine kontinuierliche Methode zur Atmungsmessung besonders an. Wird einer bestimmten Schlammmenge eine genaue Substratmenge zugegeben, so läßt sich aus der Atmungskurve nicht nur der K -Wert, sondern auch der spezifische Sauerstoffverbrauch für dieses Substrat ermittelt werden.

Als Beispiel ist in Abbildung 4 die Bestimmung des K_N Wertes der Nitrifikanten dargestellt. Zu Beginn der Messung liegt im Schlamm kein Ammonium vor. Nach Zugabe einer bestimmten Ammoniummenge steigt die Atmung an. Durch die Oxidation von Ammonium und der damit verbundenen Abnahme der Konzentration sinkt die Atmung ab, bis sie den Ausgangswert wieder erreicht. Die Atmung setzt sich aus der Kohlenstoffgrundatmung und der Stickstoffatmung zusammen. Bei nitrifizierenden, also relativ schwach belasteten Schlämmen, kann angenommen werden, daß die Kohlenstoffgrundatmung für den Meßzeitraum konstant ist oder linear abnimmt. Es kann daher die Stickstoffatmung aus der Differenz des aktuellen Wertes und der zuvor bzw. danach gemessenen Kohlenstoffgrundatmung berechnet werden. Die Fläche dieser Stickstoffatmung muß dem Sauerstoffverbrauch für die zugegebene Stickstoffmenge entsprechen. Es

läßt sich daher aus der Atmungskurve auch die zu jedem Zeitpunkt vorliegende Ammoniumkonzentration berechnen.

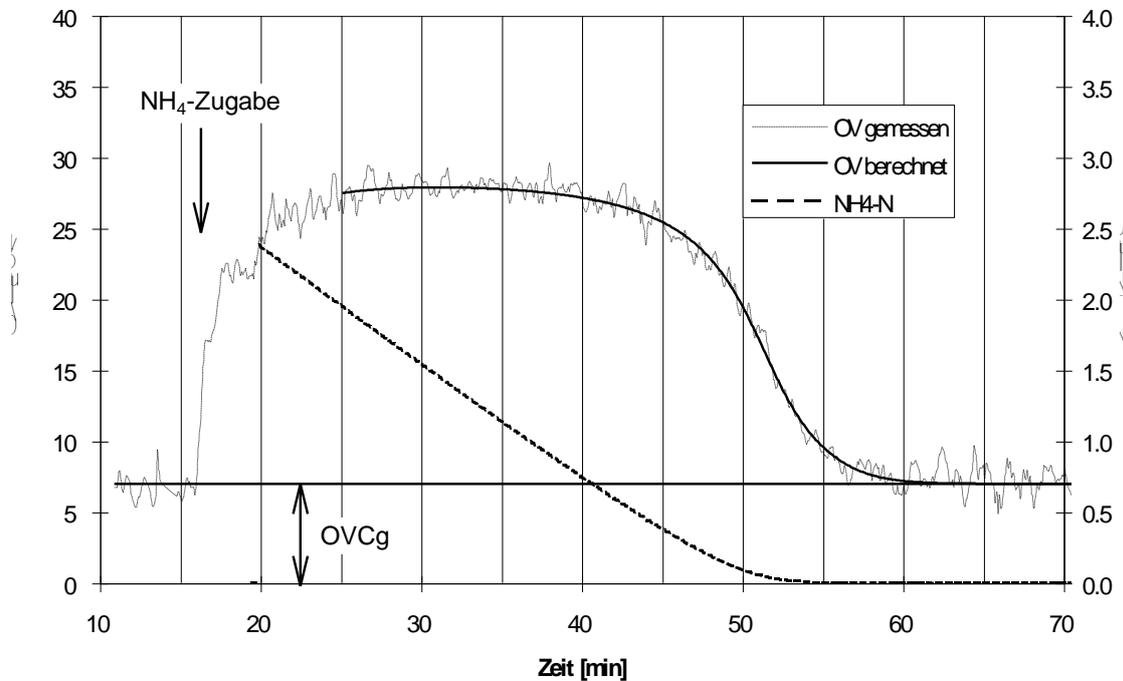


Abbildung 4: Atmungsverlauf bei der Bestimmung des K_N -Werts der Nitrifikanten

Bei dieser Messung muß man sich bewußt sein, daß für eine 2-stufige Reaktion, nämlich der Oxidation von Ammonium zu Nitrit und der Oxidation von Nitrit zu Nitrat ein Sättigungsbeiwert für die Gesamtreaktion bestimmt wurde. Dies ist nur dann zulässig, wenn die Geschwindigkeit der Nitritoxidation wesentlich höher ist, als die der Ammoniumoxidation, wodurch die Nitritkonzentration vernachlässigbar gering bleibt. Dies ist bei kommunalen Belebtschlammern meist der Fall. Auch bei der Modellierung nach dem Activated sludge model No. 1 (HENZE et al., 1986) wird die biologische Oxidation von Ammonium zu Nitrat als einstufige Reaktion behandelt.

Es ist natürlich auch möglich für beide Reaktionen den jeweiligen Sättigungsbeiwert zu messen. Dies ist in Abbildung 5 dargestellt. Hier wurde zuerst Nitrit zugegeben und danach (nach Erreichen einer gleichbleibenden Atmung) Ammonium. Zu beachten ist, daß Nitrit bereits in geringen Konzentrationen hemmend wirken kann, vor allem auch auf heterotrophe Organismen,

wodurch die Kohlenstoffgrundatmung nicht konstant bleibt. Dies ist aus der Atmungskurve nicht zu erkennen, sondern muß getrennt untersucht werden.

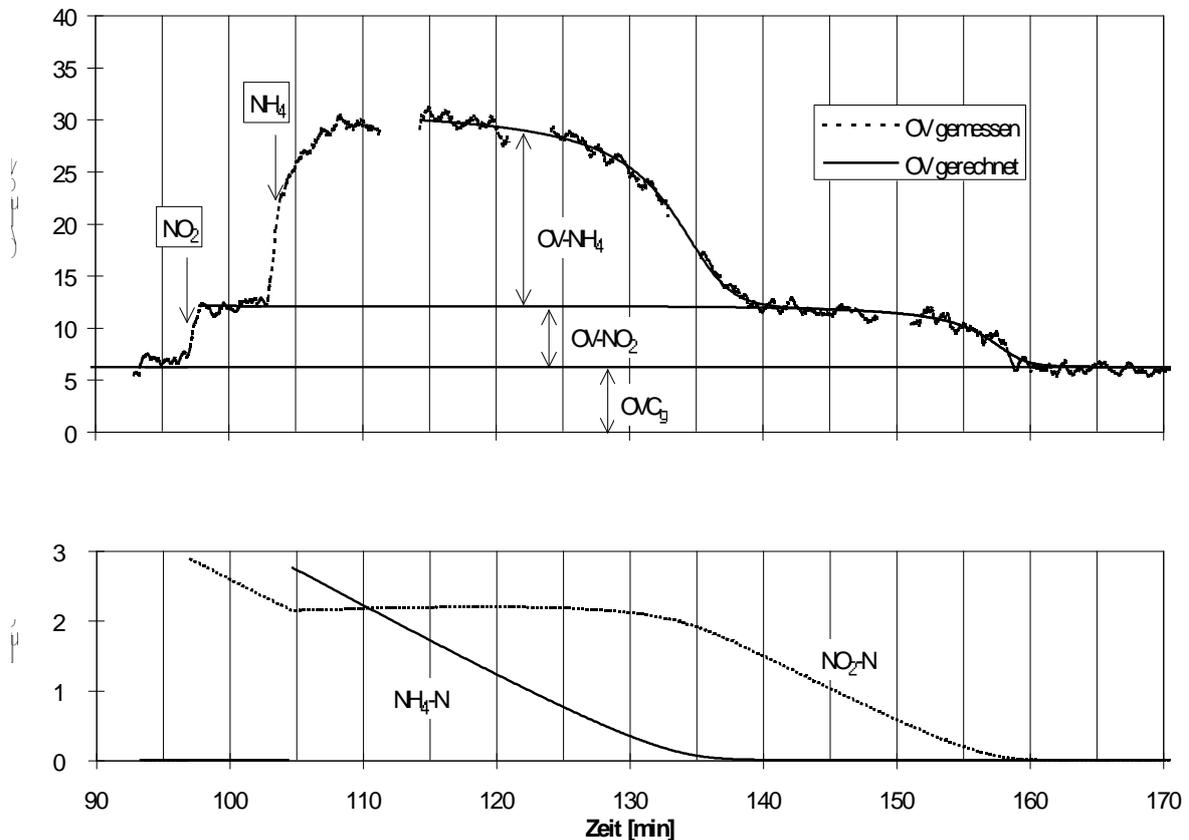


Abbildung 5: Atmungsverlauf bei der Bestimmung von K_{NH_4} und K_{NO_2} für *Nitrosomonas* bzw. *Nitrobacter*

Aus Abbildung 4 und Abbildung 5 ist auch deutlich zu erkennen, daß es eine Zeit dauert, bis die maximale Stickstoffatmung nach Zugabe von Ammonium erreicht wird. Dieses Phänomen tritt verstärkt dann auf, wenn der Belebtschlamm längere Zeit (mehrere Stunden) nicht mit Ammonium beschickt wurde. Dies ist besonders bei Batch-Messungen zu bedenken.

Bei der Bestimmung dieser biokinetischen Parameter darf nie vergessen werden, daß diese weder spezifische noch konstante Größen sind. Sie resultieren immer aus einer Summe von vielerlei biochemischer (und physikalischer) Zusammenhängen. Es ist z.B. durchaus möglich, daß sich ein Sättigungsbeiwert bei einer Anlage durch nicht meßbare Änderungen der Zulaufzusammensetzung oder auch durch die Milieubedingungen in der Anlage ändert. Soll ein Parameter für einen konkreten Zustand ermittelt werden, so ist

es besonders wichtig, die Messung schnell durchzuführen. Wird der Schlamm vor der Messung längere Zeit belüftet, um eine möglichst konstante Grundatmung zu erhalten, so könnte z.B. ein abbaubarer Hemmstoff, der eine Veränderung des K_N -Wertes bewirkt hat, bereits abgebaut sein. Bei der dann durchgeführten Messung ist keine Veränderung des K_N -Wertes mehr festzustellen.

Maximale Wachstumsraten:

Grundsätzlich läßt sich auch die max. Wachstumsrate der Nitrifikanten aus der Zunahme der Stickstoffatmung bestimmen. Wird Ammonium im Überschuß zugegeben, so läßt sich aus der Zunahme des Sauerstoffverbrauchs die max. Wachstumsrate ausrechnen. Dabei ist jedoch zu bedenken, daß für diese Messung ein längerer Versuchszeitraum notwendig ist, um eine auswertbare Zunahme der Stickstoffatmung zu erreichen. Da bei der Messung sicher andere Bedingungen herrschen als im Belebungsbecken, kann es während der Versuchsdauer bereits zu einer nennenswerten Beeinflussung des Parameters kommen. Der gemessene Wert kann mehr oder weniger vom Wert im Belebungsbecken abweichen.

Zerfallsraten:

Die Maximalatmung stellt immer einen proportionalen Wert zur Menge der Mikroorganismen, die das entsprechende Substrat abbauen dar. Wird Belebtschlamm ohne Substrat belüftet und in regelmäßigen Abständen von einer Schlammprobe die Maximalatmung bestimmt, kann man die Abnahme der aktiven Bakterien beobachten und daraus die Zerfallsrate bestimmen nach:

$$\frac{dX}{dt} = -b \cdot X \quad b \dots \text{Zerfallsrate}$$

Bei dieser Bestimmung muß man aber bedenken, daß der Schlamm lange Zeit untypischen Zuständen (kein Substrat) ausgesetzt ist, wodurch es zu Änderungen der biokinetischen Parameter kommt. Es muß auch berücksichtigt werden, daß auch ohne Abwasserzugabe geringe Mengen an Substrat durch Hydrolyse gebildet werden. Es kann hier nicht näher auf die Problematik eingegangen werden (siehe dazu SALZER, 1992; NOWAK, 1996).

4.4 Charakterisierung von Abwasser

Mit Hilfe der Atmungsmessung läßt sich Abwasser im Bezug auf das Abbauverhalten charakterisieren. Die Atmungsmessung ist grundsätzlich nicht dazu geeignet die Abbaubarkeit der Abwasserinhaltsstoffe zu beschreiben, da es sich bei dieser Messung letztlich immer um eine Kurzzeitmethode handelt. Es läßt sich aber der Anteil an sehr schnell abbaubaren und weniger schnell abbaubaren Abwasserinhaltsstoffen ermitteln. Die Messung wurde schon seit langem, besonders im Hinblick auf die Blähschlammgefahr durch gewisse Abwässer angewandt. Ein hoher Anteil an schnell abbaubaren Abwasserinhaltsstoffen kann leicht zur Entwicklung von Blähschlamm führen. Erst durch die Abschätzung des leicht abbaubaren CSB-Anteils ist es möglich, die Größe eines Selektors zur Blähschlammbekämpfung zu ermitteln (PRENDL, 1996). Mit der Entwicklung und Verbreitung von Simulationsmodellen für Belebungsanlagen erlangte auch die Bestimmung des schnell abbaubaren CSBs (S_S) eine größere Verbreitung. Bei den heute in Verwendung befindlichen Modellen (Activated sludge modell No. 1 und No.2, HENZE et al., 1986; GUJER et al., 1995) wird für den CSB-Abbau der abbaubare CSB in 2 Fraktionen, den schnell (S_S) und den langsam abbaubaren (X_S) aufgeteilt. Obwohl natürlich der Übergang von schnell zu langsam abbaubaren CSB ein fließender ist, ist diese Unterscheidung in 2 Fraktionen für die modellmäßige Beschreibung in vielen Fällen ausreichend.

Bei der Bestimmung des schnell abbaubaren CSBs wird so vorgegangen, daß Belebtschlamm zuerst mit ATH versetzt wird, um die Stickstoffatmung zu hemmen, danach wird Substrat (Abwasser) im Überschuß zugegeben und die Atmung über einen längeren Zeitraum (1 -2 Std.) verfolgt. In Abbildung 6 ist ein Beispiel für den dabei erhaltenen Verlauf des Sauerstoffverbrauchs dargestellt.

Nach Abwasserzugabe steigt die Atmung in der Regel auf die maximale Kohlenstoffatmung an und bleibt eine gewisse Zeit in dieser Größenordnung bzw. sinkt nur geringfügig ab. Ist das schnell abbaubare Substrat aufgebraucht, sinkt die Atmung zumeist rasch ab und erreicht näherungsweise wieder die "Grundatmung". Aus der Fläche zwischen der gemessenen Atmung und der "Grundatmung" läßt sich der Sauerstoffverbrauch für den schnell abbaubaren CSB in der zugegebenen Substrat- (Abwasser-) menge ermitteln. Unter Vorgabe eines Zellertrags Y_H läßt sich die Konzentration an schnell abbaubaren CSB berechnen:

$$S_s = \frac{1}{1 - Y_H} \cdot \sum OV_s \cdot \frac{(V_{BS} + V_{Abw})}{V_{Abw}}$$

S_s leicht abbaubares Substrat (mg/l)

Y_H Ausbeutekoeffizient (-)

$\sum OV_s$ Summe des Sauerstoffverbrauchs für den Abbau des leicht abbaubaren Substrates (mg/l)

V_{BS} gewählte Belebtschlammmenge (l)

V_{Abw} gewählte Substrat(Abwasser)menge (l)

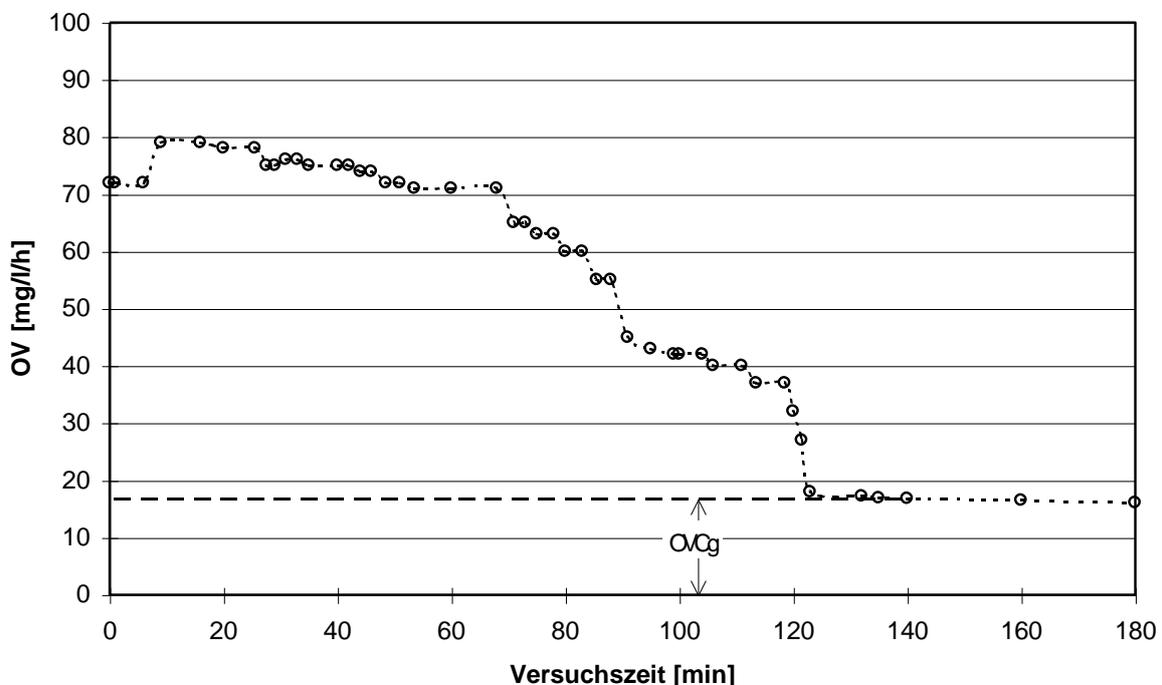


Abbildung 6: Atmungskurve bei der Bestimmung des schnell abbaubaren CSB

Bei dieser Bestimmung sind jedoch folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Zur Ermittlung des schnell abbaubaren CSB muß immer Schlamm verwendet werden, der an dieses Abwasser adaptiert ist. Wird Schlamm verwendet, der das Abwasser nicht kennt, kann es vorkommen, daß an sich schnell abbaubare Verbindungen nicht schnell abgebaut werden, weil die entsprechenden Mikroorganismen fehlen. Der schnell abbaubare CSB (S_s) ist eigentlich keine Abwassereigenschaft, sondern immer als eine Reaktion eines Belebtschlammes (der heterotrophen Biomasse) auf die

Abwasserinhaltsstoffe zu sehen. Werden z.B. zwei Anlagen mit dem gleichen Abwasser beschickt, aber mit unterschiedlichem Schlammalter betrieben, so können bei der Bestimmung des schnell abbaubaren CSB, abhängig vom verwendeten Belebtschlamm unterschiedliche Werte erhalten werden, obwohl beide Schlämme an das Abwasser adaptiert sind.

- Es muß beachtet werden, daß die Substratkonzentration nicht außergewöhnlich hoch ist. Für die Messung wäre es an sich günstiger eine geringe Schlammkonzentration, dafür aber eine hohe Abwasserkonzentration vorzulegen, da dadurch die Maximalatmung (die im Wesentlichen von der Schlammkonzentration bestimmt wird) gering ist, aber dafür länger andauert. Bei dieser Vorgangsweise kann es allerdings dazu kommen, daß der Schlamm (die Bakterien), aufgrund des übergroßen Substratangebotes einen erheblichen Teil des schnell abbaubaren CSB einlagern und in Speicherstoffe umwandeln. Dabei tritt kein oder nur ein verschwindend geringerer Sauerstoffverbrauch auf. Die erhaltenen Werte sind dadurch wesentlich kleiner als die der Realität entsprechenden.
- Die Konzentration bzw. der Anteil an schnell abbaubaren CSB kann sich speziell bei kommunalen Anlagen im Tagesverlauf sehr stark ändern. Gerade der schnell abbaubare CSB ist jener, der sich in einer Probe bei nicht sachgemäßer Lagerung sehr schnell ändert. Die Bestimmung des schnell abbaubaren CSBs aus einer Mischprobe ist wenig sinnvoll, da gerade der schnell abbaubare CSB zu einer spontanen Reaktion der Anlage führt und kaum längerfristige Auswirkungen hat. Gerade bei der Ermittlung des schnell abbaubaren CSBs ist es daher weniger wichtig "genaue Werte" zu erhalten, vielmehr ist es sinnvoll möglichst viele Meßdaten zu ermitteln um ein Bild über das dynamische Verhalten zu erstellen.

4.5 Steuerung von Belebungsanlagen

Bei Anlagen, die die Anforderungen bezüglich N-Elimination erfüllen sollen (Schlammalter zumeist deutlich über 12 Tagen), kann angenommen werden, daß die Kohlenstoffatmung im belüftbaren Becken kaum tageszeitlichen Schwankungen unterliegt. Der Anteil an schnell abbaubarem Substrat sollte tunlichst für die Denitrifikation genutzt werden. Die Änderung der Atmung im Belebungsbecken wird im Wesentlichen durch die Nitrifikanten bestimmt. Steigt die Stickstofffracht, steigt kurze Zeit später die Konzentration von

Ammonium im Belebungsbecken. Bei K_N -Werten in der Größenordnung von 0.5 mg/l für Ammonium, bewirkt ein Anstieg auf 1 - 2 mg/l NH_4-N bereits eine deutliche Erhöhung des Sauerstoffverbrauchs. Durch kontinuierliche Messung des Sauerstoffverbrauchs kann also indirekt eine steigende Ammoniumkonzentration erkannt werden. Die regelungstechnische Reaktion auf die Erhöhung der Atmung ist prinzipiell die gleiche wie bei einer Regelung nach dem Ammoniumgehalt.

Die Regelung wird seit vielen Jahren auf der Kläranlage Wien-Blumental, der ersten Großkläranlage mit simultaner Nitrifikation/Denitrifikation erfolgreich eingesetzt. Dort wird in ein getrenntes Simulationsbecken mit konstanter Sauerstoffzufuhr ein konstanter Belebtschlammstrom gepumpt, der aktuelle Sauerstoffverbrauch wird anhand der Sauerstoffkonzentration ermittelt.

Steigt oder fällt der Sauerstoffverbrauch in diesem Becken, so wird jeweils ein Rotor nach einer vorgegebenen Reihenfolge zu- oder abgeschaltet (USRAEL, 1977; MATSCHÉ, SPATZIERER, 1977).

Bei einem Gesamtschlammalter von ca. 9 Tagen konnte mit Hilfe der Steuerung nach dem Sauerstoffverbrauch eine Stickstoffelimination von über 80 %, bei Ammoniumablaufwerten < 2 mg NH_4-N/l erreicht werden (MATSCHÉ, 1977 u. 1980).

Die Messung des Sauerstoffverbrauchs kann je nach Anlagentyp auch anders erfolgen. Bei Anlagen mit intermittierender Belüftung kann nach Abschalten der Belüftung der Abfall der Sauerstoffkonzentration zur Berechnung der Pausenzeit (Denitrifikationszeit) herangezogen werden. Diese Art der Messung und der darauf basierenden Sauerstoffzufuhrregelung wurde auf vielen, speziell kleineren Anlagen in Oberösterreich realisiert und führt zu sehr guten Ergebnissen (MAYR, 1987).

Als Meßwertaufnehmer sind dafür nur Sauerstoffsonden notwendig, die auf jeder Kläranlage in der Regel installiert sind. Die Messung von gelöstem Sauerstoff kann heute als eine der zuverlässigsten auf Kläranlagen angesehen werden. Der Preis dieser Meßfühler ist relativ gering, sodaß die Anbringung mehrerer Sonden an einer Stelle durchaus zu rechtfertigen ist.

GERNAEY (1997) gibt einen guten Überblick über die Anwendung der Atmungsmessung und der unter 3.3 beschriebenen Methode für die online-Überwachung von nitrifizierenden Belebungsanlagen.

Die Möglichkeit des Einsatzes der Atmungsmessung zur Steuerung von Belebungsanlagen hat, obwohl seit langen bekannt, noch keine weite Verbreitung gefunden. Der Grund dürfte darin liegen, daß der bei dieser Messung erhaltene Wert, im Gegensatz zu On-line Analysatoren, keine direkte Information über Emissionsparameter ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) liefert (SVARDAL, 1995). Natürlich kann auch mit dieser Steuerung kein Belebungsbeckenvolumen eingespart werden, es kann nur bestmöglich unter Minimierung der Betriebsmittel genutzt werden.

5 Zusammenfassung

Atmungsmessungen können viele Informationen über das Verhalten von Belebungsanlagen liefern, einerseits zur Beschreibung von biokinetischen Eigenschaften des Belebtschlammes, andererseits zur Beschreibung des Abwassers. Die Atmungsmessung besticht weniger durch ihre Genauigkeit, als vielmehr durch die Einfachheit, die es ermöglicht sehr schnell Informationen über verschiedene Umsatzgeschwindigkeiten zu erhalten.

Besonders die maximale Stickstoffatmung und die daraus abgeleitete Nitrifikationskapazität einer Belebungsanlage, ist eine sehr wichtige Information über die Sicherheit in Bezug auf die Einhaltung der Ammoniumkonzentration im Ablauf. Diese Messung sollte daher unbedingt bei der Betriebsüberwachung von Belebungsanlagen eine größere Verbreitung finden.

Für die mathematische Modellierung hat sich die Atmungsmessung als sehr brauchbares Werkzeug zur Abschätzung der verschiedenen Raten und Sättigungsbeiwerte erwiesen. Es ist zu beachten, daß Belebtschlamm, sobald er aus dem System entnommen wurde, seine biokinetischen Eigenschaften schnell ändert. Eine lange Vorbereitungszeit kann zu falschen Resultaten führen.

Die kontinuierliche Atmungsmessung kann auch für die Steuerung von Belebungsanlagen und zur Zulaufüberwachung (Toxizität) eingesetzt werden. Bis jetzt hat diese Methode noch keine weite Verbreitung gefunden. Hier sind jedoch sicher noch Entwicklungen zu erwarten.

6 Literatur

- ADAMI R. (1997): Untersuchung einer Methode zur gleichzeitigen Bestimmung von Gesamtatmung und Ammoniumumsatzrate der Nitrifikation im Batch-Versuch. Diplomarbeit, TU-Wien
- GERNAEY K. (1997): Development of sensors for on-line monitoring of nitrification in activated sludge. Dissertation (Ph.D.) University Gent.
- GUJER W., HENZE M., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C., MARAIS G.V.R. (1995): The Activated sludge model No.2: Biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Technol.*, 31(2), 1 - 11
- HENZE M., GRADY C.P.L.JR., GUJER W., MARAIS G.V.R. AND MATSUO T. (1986): "Activated sludge model No.1", *Scientific and Technical Reports No.1*, IAWPRC, London
- MATSCHÉ N., SPATZIERER G. (1977): Investigation Towards a Control of Simultaneous Nitrogen Elimination in the Treatment Plant Vienna-Blumental. *Prog.Wat.Tech.* 8, No.6, 501-508
- MATSCHÉ N. (1977): Removal of Nitrogen by Simultaneous Nitrification - Denitrification in an Activated Sludge Plant with Mammoth Rotor Aeration. *Prog.Wat.Tech.* 8, No.4/5, 625-637
- MATSCHÉ N. (1980): Influencing Parameters on the Nitrification-Denitrification Performance of a Single Stage Activated Sludge Plant. *Prog.Wat.Tech.* 12, No.5, 551-563
- MAYR E. (1987): Nitrifikation - Denitrifikation Betriebserfahrungen in Oberösterreich. Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 69, 55-69
- NOWAK O., SVARDAL K. (1990): Nitrifikation - Denitrifikation. Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 81, 2.Aufl.
- NOWAK O. (1996): Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß. Wiener Mitteilungen - Band 135
- NOWAK O., SCHWEIGHOFER P., SVARDAL K. (1994): Nitrification inhibition - A method for the estimation of actual maximum autotrophic growth rates in activated sludge systems. *Wat.Sci.Technol.* 30(6), 9-19 .
- PRENDL L. (1996): Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung. Dissertation, TU-Wien.

RAMADORI R., ROZZI A., TANDOI V. (1980): An automated system for monitoring the kinetics of biological oxidation of ammonia. *Wat. Res.* 14, 1555-1557

SALZER R. (1992): Ein Beitrag zur Bestimmung kinetischer Parameter für die Nitrifikation in Belebungsanlagen zur Industrieabwasserreinigung, Diplomarbeit, TU-Wien

SOLFRANK U. (1988): Bedeutung organischer Fraktionen in kommunalem Abwasser in Hinblick auf die mathematische Modellierung von Belebtschlammssystemen. Dissertation an der ETH Zürich.

SVARDAL K.(1993): Mess-, Regel- und Steuerungsstrategien. Wiener Mitteilungen - Band 110 .

USRAEL G. (1977): Control of Aeration at the Treatment Plant Vienna-Blumental. *Pro.Wat.Tech.* 8, No.6, 245-249

VON DER EMDE W. (1959): Grundlagen des Belebungsverfahrens. Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung, Heft 10

Dipl.Ing. Dr.techn. Karl SVARDAL
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13
A-1040 Wien

Tel.: 0222 58801 3142
Fax: 0222 504 21 57
E-mail: svardal@iwag.tuwien.ac.at