

Neuere Entwicklungen in der Abwassertechnik

Von Wilhelm von der E m d e, Wien

Vortrag, gehalten am 10. Mai 1978

Unsere Gewässer werden heute durch eine Vielzahl von Abwassereinleitungen belastet. Welche Stoffe sind es nun, die hauptsächlich im Abwasser vorhanden sind?

Im wesentlichen handelt es sich um vielfältige Verbindungen von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor. Von besonderer Bedeutung sind dabei die organischen Kohlenstoffverbindungen. Zur Entfernung dieser Stoffe bedienen wir uns in der Abwassertechnik biologischer, chemischer und physikalischer Reinigungsverfahren. Die größte Bedeutung kommt dabei heute den biologischen Verfahren zu.

In allen Industrieländern können wir heute die gleiche Tendenz der steigenden Anforderungen an die Abwasserreinigung feststellen. Dies bedeutet, daß wir auf biologischem Wege soweit es geht, organischen Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor aus dem

Abwasser zu entfernen haben. Diese Forderung ist daher die Leitlinie der neueren Entwicklungen in der biologischen Abwasserreinigung.

Die biologische Reinigung von Abwasser kann unter aeroben Bedingungen, also in sauerstoffhaltigem Milieu oder unter anaeroben Bedingungen im sauerstofffreien Milieu erfolgen. Im aeroben Bereich wird der organische Kohlenstoff der Verunreinigungen bei unbegrenztem Nährstoffangebot durch Mikroorganismen vorwiegend in neue Zellsubstanz umgebaut. Er dient also zur Vermehrung der Mikroorganismen. Nur ein geringerer Teil des organischen Kohlenstoffes wird zum Energiestoffwechsel benötigt, wird also mit Sauerstoff zu Kohlendioxyd veratmet. Für diese Prozesse muß Sauerstoff zugeführt werden.

Anders im anaeroben Bereich. Hier wird nur ein geringerer Teil des organischen Kohlenstoffes bei unbegrenztem Nährstoffangebot in Zellsubstanz umgebaut. Der überwiegende Teil wird in Methan und Kohlendioxyd umgewandelt. Für den Ablauf der anaeroben biologischen Reinigung braucht kein Sauerstoff zugeführt werden. Es wird also keine Energie verbraucht, im Gegenteil mit dem Methangas wird eine zusätzliche Energiequelle erschlossen.

An sich wäre die anaerobe Reinigung das ideale Verfahren. Der Anfall an überschüssiger Biomasse, der Fachmann spricht von Überschußschlamm, ist ganz gering. Auch ist dieser Schlamm bereits stabilisiert, also nicht mehr faulfähig. Damit dürften kaum

Kosten für die Schlammabeseitigung auftreten. Anstatt Aufwendungen für die Belüftung entsteht in Form des Methangases ein zusätzlicher Energiegewinn.

Leider hat die anaerobe Reinigung erhebliche Nachteile. So bedingt die geringe Wachstumsrate der Mikroorganismen eine lange Behandlungszeit. Die anaeroben Mikroorganismen sind empfindlicher und störanfälliger als aerobe und durch die erforderlichen geschlossenen Behälter entstehen höhere Baukosten. Für uns aber am wichtigsten ist, daß auf anaerobem Wege nur eine Teilreinigung des Abwassers erreicht werden kann. Eine volle Entfernung von organischem Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor ist auf anaerobem Wege nicht möglich.

Im Regelfall wird daher die biologische Reinigung heute nur unter aeroben Bedingungen durchgeführt. Nur bei kleinsten Abwassermengen, z. B. bei Einzelhäusern, wird aus betrieblichen oder bei konzentrierten Industrieabwässern aus Gründen der Energieeinsparung eine anaerobe erste Stufe einer aeroben zweiten Stufe vorgeschaltet werden.

Der anaerobe biologische Prozeß wird jedoch heute und sicherlich auch in fernerer Zukunft vor allem bei größeren Anlagen zur Ausfäulung des bei der Abwasserreinigung anfallenden Schlammes angewandt. Der in dem Vorklärbecken eingedickte Schlamm wird in geschlossene Behälter gepumpt, dort auf etwa 35 °C erwärmt und innerhalb von 15–30 Tagen ausgefault. Dabei wird etwa 50% des

organischen Kohlenstoffs des Schlammes in Methan-
gas und Kohlendioxyd umgewandelt.

Das anfallende Gas kann nun zur Energieerzeugung verwendet werden, wobei etwa 80% des Energiebedarfs der gesamten Abwasserreinigungsanlage mit dem Klärgas gedeckt werden können.

Eine Kombination von aerober und anaerober Reinigung ist der unbelüftete Abwasserteich. Die tieferen Zonen des Teiches sind sauerstofffrei, hier erfolgt der biologische Umbau anaerob, während in den oberen Teichschichten bei Tageslicht durch die Tätigkeit von Algen genügend Sauerstoff zugeführt wird, um die Prozesse aerob ablaufen zu lassen. Ein Beispiel dafür sind die großen Abwasserteiche, die für die Reinigung des Abwassers von Tel Aviv angelegt wurden. Nachteilig bei den Abwasserteichen sind der große Flächenbedarf und die zeitweilige Geruchsentwicklung. Auch ist eine weitgehende Entfernung von organischem Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor nicht möglich.

Um Geruchsentwicklungen auszuschließen, hat man schwimmende Belüfter eingebaut und kommt so zum aeroben Abwasserteich. In der Praxis wird heute der belüftete aerobe Teich vorwiegend zur Reinigung von Industrieabwässern eingesetzt, die eine lange Behandlungszeit benötigen.

Gern werden auch belüftete Abwasserteiche als letzte Stufe einer biologischen Reinigungsanlage verwendet.

Der Nachteil des belüfteten aeroben Abwasserteichs liegt darin, daß die bei den biologischen Prozessen gebildeten Mikroorganismen in der Schwebel bleiben und mit dem gereinigten Abwasser abfließen. Die Menge an Mikroorganismen während des Reinigungsvorganges ist daher begrenzt, sie kann nicht größer werden, als es der neugebildeten Zellsubstanz entspricht. Fließt z. B. ein Abwasser mit einem mittleren organischen Kohlenstoffgehalt von 100 mg/l zu, so bildet sich etwa 100 mg/l Trockengewicht an Mikroorganismen (Abb. 1).

Anders beim Belebungsverfahren. Im Belebungsbecken laufen die gleichen biologischen Prozesse ab wie im belüfteten aeroben Abwasserteich. Nur werden die im Belebungsbecken gebildeten Mikroorga-

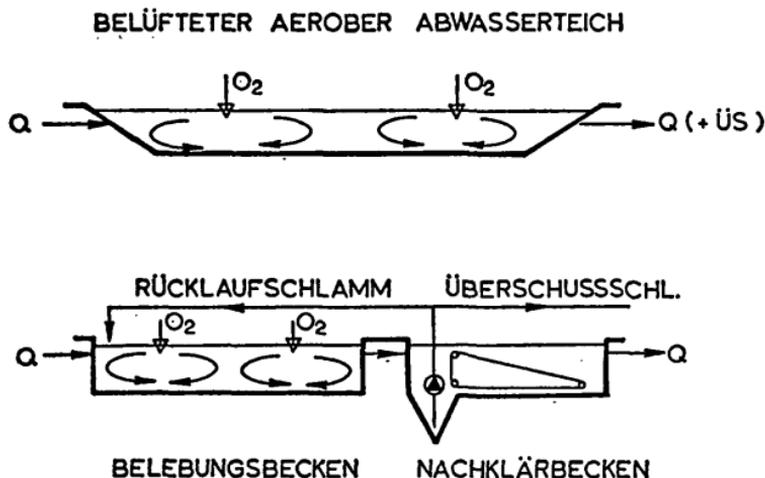


Abb. 1

Abwasserreinigung im belüfteten aeroben Abwasserteich und beim Belebungsverfahren

nismen in einem zweiten Becken, dem Nachklärbecken, zum Absetzen gebracht und wieder in das Belebungsbecken zurückgepumpt. Durch die Kreislaufführung kann die Menge an Mikroorganismen im Belebungsbecken wesentlich erhöht werden. So kann z. B. bei einem Zulauf an organischem Kohlenstoff von 100 mg/l mit einem Trockengewicht an Mikroorganismen von 4000 mg/l gearbeitet werden. Bei einem gleichen Verhältnis Nährstoffe : Mikroorganismen, also organischem Kohlenstoff : Trockengewicht, muß der Abwasserteich im Verhältnis 4000 : 100, also etwa 40mal so groß sein wie das Belebungsbecken.

Die sich im Nachklärbecken absetzenden Mikroorganismen werden belebter Schlamm und die zurückgeführten Mikroorganismen Rücklaufschlamm genannt. Ist die angestrebte Menge an Mikroorganismen erreicht, so wird der weitere Zuwachs als Überschussschlamm beseitigt.

Eine moderne Abwasserreinigungsanlage besteht aus der Vorbehandlung, z. B. Vorklärbecken, zur Entfernung der absetzbaren Stoffe, der biologischen Stufe, also Belebungsbecken und Nachklärbecken zur Entfernung von feinen Schwebestoffen und gelösten Stoffen sowie der Schlammbehandlung, wie Schlammfaulbehälter und Schlammmentwässerung.

Das anfallende Faulgas wird im Kraftwerk zur Energieerzeugung ausgenutzt. Der ausgefaulte Schlamm kann in flüssiger Form oder entwässert landwirtschaftlich verwertet werden. Die Sauerstoff-

zufuhr kann von der Wasseroberfläche her mit Hilfe von Kreiseln wie in Oxford, oder durch eingeblassene Druckluft wie z. B. auf der Kläranlage Washington, durchgeführt werden.

Bei kleinen Anlagen kann man auf Vorklärbecken und Faulbehälter verzichten und den belebten Schlamm solange im Kreislauf behalten, bis er aerob stabilisiert, also fäulnisunfähig wird. Die gelöste organische Substanz des Abwassers wird jetzt weitgehend im Betriebsstoffwechsel veratmet.

Die Verweilzeit des Schlammes im System darf nicht mit der Belüftungszeit des Abwassers verwechselt werden. So kann z. B. die Belüftungszeit 5 Stunden und die Verweilzeit des Schlammes — kurz Schlammalter — 10 Tage betragen. Das Schlammalter errechnet sich aus der Schlammmenge im Belebungsbecken geteilt durch die täglich abgezogene Überschussschlammmenge.

In den letzten Jahren hat man nun erkannt, daß dem Schlammalter eine besondere Bedeutung beim Belebungsverfahren zukommt. So werden manche organische Kohlenstoffverbindungen und Stickstoffverbindungen nur von langsam wachsenden Mikroorganismen entfernt. Damit die langsam wachsenden Mikroorganismen im System gehalten werden können, ist ein hohes Schlammalter erforderlich. Ein Ausschuß der Abwassertechnischen Vereinigung in der Bundesrepublik hat 1966 für die Bemessung von Belebungsanlagen ein Schlammalter von 2 Tagen, 1972 von

4 Tagen und 1977 von 8 Tagen vorgeschlagen. Dies bedeutet allerdings, daß die Belebungsbecken zukünftig viermal so groß ausgelegt werden müssen, als man es noch vor 12 Jahren für erforderlich hielt.

Mit dem hohen Schlammalter sind jedoch eine Reihe von Vorteilen verbunden. So ist die Wahrscheinlichkeit sehr groß, daß auch langsam abbaubare organische Kohlenstoffverbindungen entfernt werden. Durch ein hohes Schlammalter wird eine vollständige Oxidation der Stickstoffverbindungen, also Nitrifikation, erreicht. Je nach Temperatur benötigen die Nitrifikanten ein Schlammalter zwischen 4 und 10 Tagen. Der große Nutzinhalt des Belebungsbeckens fördert eine gleichmäßige Ablaufbeschaffenheit und gewährleistet ein gutes Abpuffern gegenüber Belastungsstößen. In der Praxis hat sich gezeigt, daß bei einem hohen Schlammalter der belebte Schlamm meist gute Flockungs- und Absetzeigenschaften aufweist. Die Flockungs- und Absetzeigenschaften werden mit dem Schlammindex erfaßt. Hiermit ist auch eine hohe Sinkgeschwindigkeit des belebten Schlammes in den Nachklärbecken verbunden. Sollte der belebte Schlamm künstlich entwässert werden, so verfügt er auf Grund seiner günstigen Eindickeigenschaften auch über gute Schlammentwässerungseigenschaften. In Amerika wurde festgestellt, daß die Stoffe, die durch eine Belebungsanlage mit hohem Schlammalter nicht entfernt werden können, gut durch eine physikalische Nachbehandlung mit Hilfe

von Aktivkohleadsorption zurückgehalten werden können.

Die hohe Reinigungswirkung gegenüber biologisch langsam abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen, die gleichmäßige Ablaufbeschaffenheit und die Sicherheit gegenüber Belastungsstößen von Anlagen mit einem hohen Schlammalter wurde durch die Betriebsergebnisse der Kläranlage Wien-Blumental bestätigt. Mit Hilfe eines schreibenden Meßgerätes wird der organische Kohlenstoff des Zulaufes der Anlage erfaßt.

Während der Zulauf in den Tagesstunden zwischen 100 und 200 mg/l organischer Kohlenstoff schwankt, liegt der Ablaufwert konstant bei etwa 10 mg/l. Nur eine ganz geringe Erhöhung ist in den Tagesstunden festzustellen. Während der biochemische Sauerstoffbedarf um 95–97% vermindert wird, wird der organische Kohlenstoffgehalt und auch die chemische Oxidierbarkeit um etwa 93% verringert. Eine weitere Herabsetzung des organischen Kohlenstoffgehaltes des Ablaufes ist auf biologischem Wege kaum möglich.

Nun zur Stickstoffoxidation. Im Vordergrund der biologischen Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren stand in Europa und in USA zunächst die Entfernung der organischen Kohlenstoffverbindungen. Dabei wurde der organische Kohlenstoff in Bakterienmasse und in CO₂ umgewandelt. Der Ammoniumstickstoff des Zulaufes wurde in der Anlage praktisch nicht verändert. In neuerer Zeit wird jedoch

an vielen Stellen bereits eine Oxidation der Stickstoffverbindungen gefordert. Neben der Entfernung des organischen Kohlenstoffs wird der Ammonstickstoff des Zulaufs zu Nitratstickstoff oxidiert. Für diese Oxidationsprozesse ist allerdings eine größere Sauerstoffzufuhr erforderlich.

Die Stickstoffoxidation kann nun in einer einstufigen oder in einer zweistufigen Belebungsanlage durchgeführt werden. In einer einstufigen Anlage laufen Entfernung der organischen Stoffe und die Oxidation des Ammonstickstoffes gleichzeitig ab. Im belebten Schlamm sind kohlenstoff- und stickstoffumbauende Bakterien vorhanden. Bedingt durch den größeren Anfall an Kohlenstoffverbindungen überwiegen die kohlenstoffumbauenden Bakterien, die auch das Schlammalter bestimmen. Beim zweistufigen Belebungsverfahren werden in dem ersten Belebungsbecken die schnell abbaubaren Kohlenstoffverbindungen bei einem kurzen Schlammalter und im zweiten Belebungsbecken die langsam abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen entfernt und die Stickstoffverbindungen oxidiert. In der zweiten Stufe ist der Schlammzuwachs gering und es kann deshalb bei einem geringeren Beckenvolumen ein entsprechend hohes Schlammalter eingehalten werden. Betrieblich einfacher, aber auch für häusliches Abwasser wirtschaftlicher dürften einstufige Belebungsanlagen sein. So sind die englischen Anlagen, die meist schon seit Jahrzehnten eine vollständige Nitrifikation anstreben, als einstufige Belebungsanlagen ausgebildet (Abb. 2).

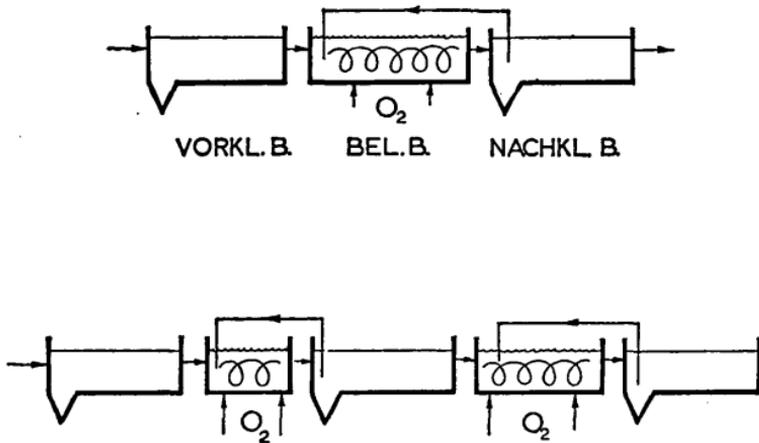


Abb. 2

Abwasserreinigung in einstufigen und zweistufigen Belebungsanlagen

In jüngster Zeit hat man nun erkannt, daß es zweckmäßig ist, nicht nur die Nitrifikation durchzuführen, sondern die Stickstoffverbindungen weitgehend aus dem Abwasser zu entfernen. Für eine biologische Denitrifikation sprechen nicht nur Gründe des Gewässerschutzes sondern auch betriebliche Gründe. So hat es sich gezeigt, daß bei Sauerstoffmangel im Nachklärbecken Denitrifikationsvorgänge auftreten. Im Nachklärbecken wird ja bekanntlich kein Sauerstoff zugeführt, die Mikroorganismen möchten aber weiterhin Sauerstoff verbrauchen und es wird daher dem Nitratmolekül Sauerstoff entzogen, gasförmiger Stickstoff wird frei und kann nun zu einem Aufschwimmen des belebten Schlammes im Nachklärbecken führen. Es ist daher zweckmäßig,

die Denitrifikationsvorgänge bereits im Belebungsbecken gezielt durchzuführen. Es entweicht jetzt der gasförmige Stickstoff im Belebungsbecken. Da im Ablauf kaum Nitrat vorhanden ist, braucht auch entsprechend weniger Sauerstoff für den biologischen Prozeß zugeführt werden. Zur biologischen Entfernung von Stickstoff sind ebenfalls einstufige und mehrstufige Verfahren vorgeschlagen worden. In Amerika wird z. B. empfohlen, drei voneinander getrennte Stufen zu verwenden. In der ersten Stufe soll der organische Kohlenstoff beseitigt, in der zweiten Stufe Ammoniak und organischer Stickstoff des zufließenden Abwassers in Nitrat umgewandelt und in der dritten Stufe Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert werden. Es sind in diesem Fall also drei Belebungsbecken und drei Nachklärbecken mit drei getrennten Schlammkreisläufen erforderlich. Da die Nitrate vollständig reduziert werden sollen, muß in der dritten Stufe erneut Kohlenstoff in Form von leicht abbaubarem Methanol zugesetzt werden. Ohne diese Kohlenstoffzugabe würde sich kein belebter Schlamm bilden und es würde auch kein Sauerstoffverbrauch eintreten können, wodurch das Nitratmolekül reduziert wird (Abb. 3).

Die Steuerung dieses Prozesses, einschließlich der Methanolzugabe, ist nicht ganz einfach. Dieses System wurde vor der Ölkrise entwickelt. Inzwischen sind die Preise für Methanol aber kräftig angestiegen, sodaß heute dieses Verfahren ausgesprochen unwirtschaftlich ist. In einer Stufe, aber in zwei aufeinander-

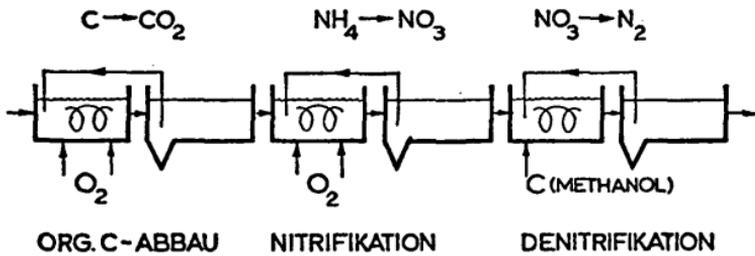


Abb. 3

Dreistufige Belebungsanlage zur Entfernung von
Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen

folgenden Prozessen, schlägt WUHRMANN die biologische Denitrifikation vor. Im ersten Becken erfolgt die biologische Reinigung des Abwassers, Entfernung der organischen Kohlenstoffverbindungen und Oxidation der Stickstoffverbindungen. In einem zweiten Becken wird der belebte Schlamm nicht mehr belüftet, sondern mit Hilfe von Rührwerken in der Schwebe gehalten. Da der belebte Schlamm auch ohne weitere Nährstoffe atmet, also Sauerstoff verbraucht, wird jetzt der erforderliche Sauerstoff dem Nitrat entzogen. Der Sauerstoffverbrauch der endogenen Atmung ist jedoch relativ gering, sodaß eine längere Durchflußzeit in dem Denitrifikationsbecken erforderlich wird (Abb. 4).

Nach einem südafrikanischen Vorschlag wird innerhalb des Belebungsbeckens ein innerer Kreislauf eingerichtet. Der nitrathaltige belebte Schlamm am Ende des Belüftungsbeckens wird in großer Menge wieder dem Zulauf zugeführt und die organischen Nährstoffe des zulaufenden Abwassers bewirken einen

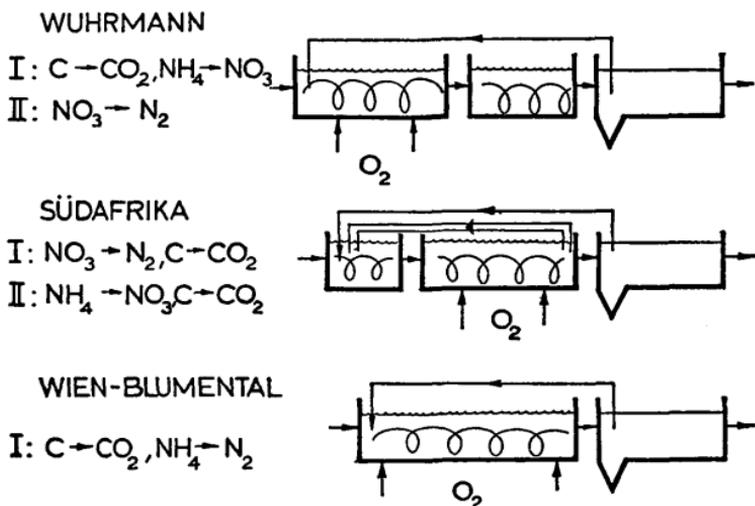


Abb. 4

Einstufige Belebungsanlagen zur Entfernung von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen

intensiven Sauerstoffverbrauch. So ist der maximale Sauerstoffverbrauch nach Abwasserzugabe etwa 3mal so hoch wie der Sauerstoffverbrauch am Ende des Belebungsbeckens. Es kann daher mit einem entsprechend kleineren Denitrifikationsbecken gearbeitet werden. Auch hier wird im Denitrifikationsteil ohne Belüftung gearbeitet, sodaß also für den Sauerstoffverbrauch zunächst die Nitrate herangezogen werden. Es ist nur wichtig, daß für den inneren Kreislauf ein möglichst großes Rücklaufverhältnis, z. B. größer als 3 : 1, eingestellt wird.

Nach dem Beispiel der Kläranlage Wien-Blumental können aber auch Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen gleichzeitig, also ohne Trennung in verschie-

dene Abschnitte, entfernt werden. Das Abwasser wird ohne Vorklärung direkt der Belebungsstufe zugeführt. Es sind zwei Belebungsbecken von je 6000 m³ vorhanden, die hintereinandergeschaltet sind. Hier erfolgt die biologische Klärung des Abwassers; anschließend werden belebter Schlamm und gereinigtes Abwasser in den beiden Nachklärbecken voneinander getrennt. Das gereinigte Abwasser fließt in die Liesing, der belebte Schlamm wird als Rücklaufschlamm wieder dem Zulauf zugeführt (Abb. 5).

Die Sauerstoffzufuhr erfolgt durch sechs Stabwalzenbelüfter in jedem Becken. Die Belüftung läßt sich nun so steuern, daß gleichzeitig sauerstoffhaltige und sauerstofffreie Zonen vorhanden sind. Im Bereich der sauerstoffhaltigen Zonen erfolgt die Nitrifikation und in den sauerstofffreien Zonen wird denitrifiziert. Dabei überwiegt z. B. im ersten Becken, wo das Abwasser zufließt, die sauerstofffreie Zone, während im zweiten Becken die sauerstoffhaltigen Zonen überwiegen. Im ersten Becken wird daher vorwiegend nitrifiziert und denitrifiziert, während im zweiten Becken der belebte Schlamm stabilisiert wird. Die Betriebsergebnisse der Kläranlage Blumental zeigen, daß eine Stickstoffentfernung von 80–90% im Dauerbetrieb auf relativ einfache Weise möglich ist. Der Grad der Stickstoffentfernung ist dabei davon abhängig, wieviel Belüfter in Betrieb genommen werden. Werden zu wenig Belüfter eingesetzt, steigt der Ammonstickstoffgehalt des Ablaufes, bei zuviel Belüftern überwiegt die Nitrifikation und

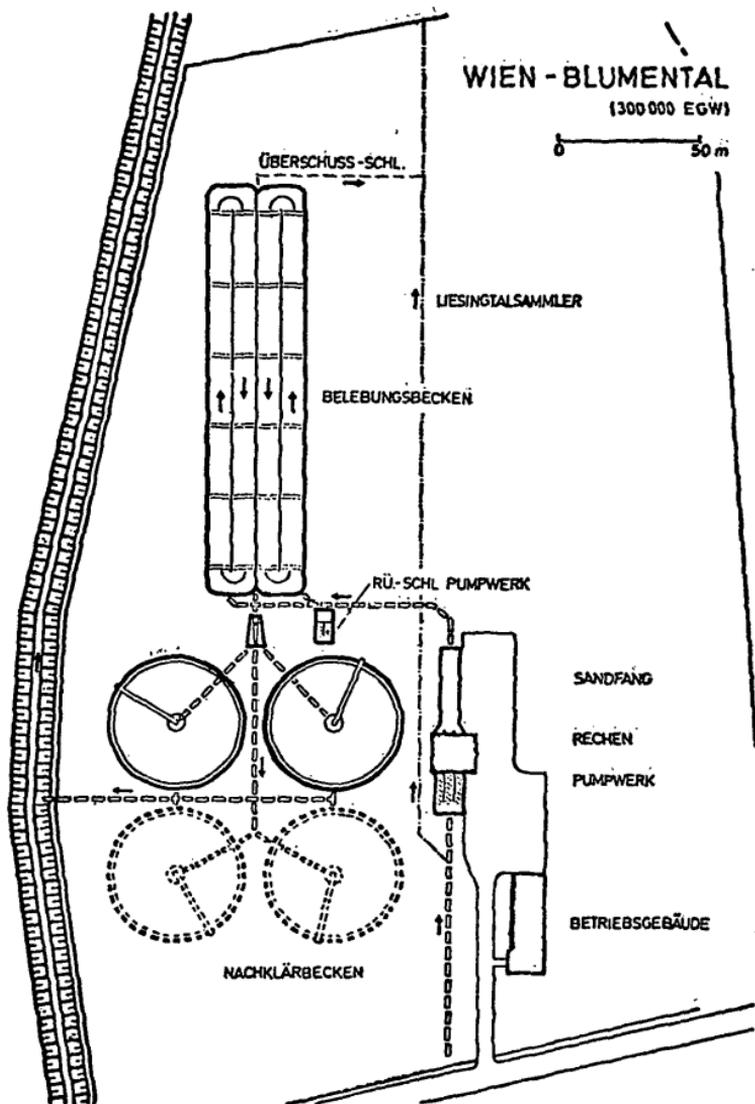


Abb. 5
Lageplan der Abwasserreinigungsanlage
Wien-Blumental

es steigt der Nitratgehalt des Ablaufes. Um die Sauerstoffzufuhr dem veränderlichen Sauerstoffverbrauch anzupassen, wurde inzwischen eine automatische Steuerung auf Grund einer kontinuierlichen Messung des Sauerstoffverbrauchs in einem kleinen Parallelbecken eingerichtet. Dadurch konnte der Energieverbrauch der Anlage bei gleichem Reinigungsergebnis um etwa 20% vermindert werden.

Auch bei einer Belebungsanlage mit Kreislaufbelüftung läßt sich eine gezielte Denitrifikation im Belebungsbecken durchführen. Vor zwei Jahren wurde die Kläranlage Zell am See in Betrieb genommen. Sie besteht aus vier Einzelbecken, die hintereinander durchfließen werden und zwei Nachklärbecken (Abb. 6). Die Kreisel im ersten und vierten Becken sind mit polumschaltbaren Motoren ausgerüstet, können also mit zwei Drehzahlen betrieben werden. Die Sauerstoffzufuhr läßt sich dadurch um etwa 50%

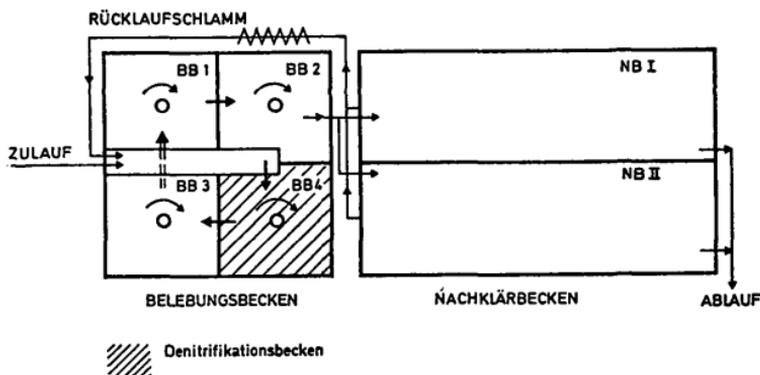


Abb. 6

Lageplan Klärwerk Zellerbecken; Betriebsweise mit vorgeschaltetem Denitrifikationsbecken

bei gleicher Eintauchtiefe des Kreisels vermindern. Die Anlage wurde nun so betrieben, daß im letzten Becken ein Sauerstoffgehalt von 1,5 mg/l in den Tagesstunden eingehalten wird. Im ersten Becken, wo der Sauerstoffverbrauch am höchsten ist, wird mit kleiner Drehzahl gearbeitet, sodaß hier gleichzeitig nitrifiziert und denitrifiziert wird. Die Rücklaufschlammmenge ist etwa doppelt so groß wie der Zulauf, sodaß Nitrate im Rücklaufschlamm ebenfalls im ersten Becken, wo kein Sauerstoff vorhanden ist, reduziert werden. Ebenso wie auf der Kläranlage Blumental hat es sich gezeigt, daß es wichtig ist, mit einem möglichst hohen Schlammgehalt im Belebungsbecken zu arbeiten. Mit Hilfe dieser Betriebsweise konnte ebenfalls eine Stickstoffentfernung bis zu 90% erreicht werden. Auch hier wurde eine über 97%ige Entfernung des BSB₅ und eine 90- bis 95%ige Entfernung des organischen Kohlenstoffs, bzw. der chemischen Oxidierbarkeit, gemessen. Durch die gezielte Denitrifikation ist im Vergleich zur vollen Nitrifikation eine Energieersparnis von etwa 20–25% erreicht worden. Der hohe Reinigungseffekt der Kläranlage Zell am See, was die Verminderung der Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen betrifft, ist sicher auf das hohe Schlammalter von meist über 15 Tagen zurückzuführen. Es gilt also auch hier: je höher das Schlammalter, umso weitgehender und betriebssicherer verläuft die Stickstoffentfernung.

Nach Untersuchungen in Südafrika und in Israel läßt sich mit einer weitgehenden Denitrifikation auch

eine weitgehende biologische Phosphorentfernung verbinden. Vermutlich werden in der vorgeschalteten sauerstofffreien Zone die Phosphorverbindungen in eine derartige Form überführt, daß sie in der folgenden sauerstoffhaltigen Zone leicht von dem belebten Schlamm aufgenommen werden können. Um eine 90%ige Phosphorentfernung zu erreichen, sollte allerdings die sauerstofffreie Zone genauso groß sein, wie die sauerstoffhaltige Zone. Wie weit die günstigen Phosphorentfernungsergebnisse auf die höhere Abwassertemperatur in Südafrika und Israel zurückzuführen sind, müßte noch untersucht werden. Bei unseren Versuchen in Zell am See konnten wir bei etwa 90%iger Stickstoffentfernung eine Phosphorentfernung von etwa 75% erreichen. Allerdings streuten die Ergebnisse ziemlich. In der Kläranlage Wien-Blumental beträgt die Phosphorentfernung 30–50%. Nachteilig bei der biologischen Phosphorentfernung ist, daß die Bindung des Phosphors recht labil ist. Sowie wieder anaerobe Verhältnisse eintreten, z. B. in einem Schlammeyndicker oder in einem Faulbehälter, würde der Phosphor wieder in Lösung gehen. Der Überschussschlamm müßte daher mit Hilfe eines Flotationsverfahrens eingedickt und möglichst schnell entwässert bzw. landwirtschaftlich verwertet werden.

Im allgemeinen werden heute in Europa vorwiegend Chemikalien zur Phosphorentfernung verwendet. Die zugegebenen Chemikalien gehen mit dem Phosphor eine unlösliche Verbindung ein und können

dann als Schlamm aus dem Abwasser abgeschieden werden. Dabei ist es von Vorteil, daß diese unlösliche Verbindung auch unter anaeroben Verhältnissen, also auch im Faulbehälter, erhalten bleibt. Je nach der Zugabe der Chemikalien können wir zwischen Vorfällung, Simultanfällung und Nachfällung unterscheiden. Bei der Vorfällung werden die Chemikalien vor der biologischen Stufe, z. B. vor der Vorklärung, zugegeben und die Phosphorverbindungen werden gemeinsam mit den absetzbaren Stoffen des Rohabwassers abgeschieden. Bei der Nachfällung wird dem Nachklärbecken ein Flockungs- und Absetzbecken nachgeschaltet. Hier werden also Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in einer Stufe und Phosphorverbindungen in einer zweiten Stufe entfernt (Abb. 7).

Bei der Simultanfällung werden die Chemikalien direkt der biologischen Stufe zugegeben. Es erfolgt also eine biologische Reinigung, Entfernung der Kohlenstoff- und gegebenenfalls auch der Stickstoffverbindungen, gleichzeitig mit der Entfernung des Phosphors durch chemische Fällung. Bei der Vorfällung und bei der Nachfällung müssen fällungsaktive dreiwertige Metallsalze, z. B. Eisenchlorid oder Aluminiumsulfat, verwendet werden. Hier handelt es sich also um ein getrenntes chemisches Abwasserreinigungsverfahren. Bei der Simultanfällung kann das wesentlich billigere Abfallprodukt, das zweiwertige Eisensulfat, eingesetzt werden. Durch Zugabe in das Belebungsbecken wird es von der

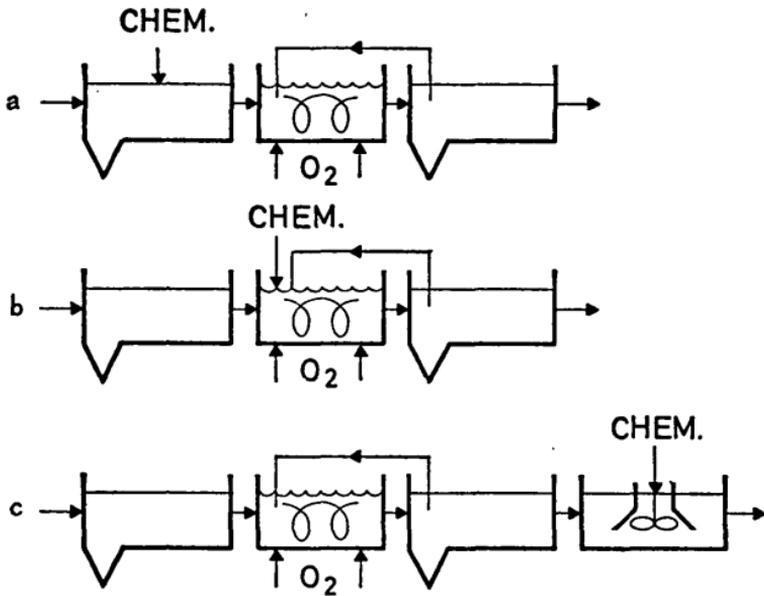


Abb. 7

Verfahrensvarianten zur Phosphorentfernung mit dem Belebungsverfahren:

a) Vorfällung; b) Simultanfällung; c) Nachfällung

zweiwertigen Form in die dreiwertige fällungsaktive Eisenhydroxid-Form umgewandelt. Die Simultanfällung entspricht damit einem chemisch-biologischen Verfahren.

Der Vorteil der Simultanfällung gegenüber der Nachfällung liegt in den geringen Baukosten, denn es wird ja kein zusätzliches Bauwerk erforderlich. Auch ist der Betrieb wesentlich einfacher als bei der Vorfällung und bei der Nachfällung. Trotz gleichem Chemikalieneinsatz bei den drei verschiedenen Varianten ist die anfallende Schlammmenge bei der

Simultanfällung am geringsten. Durch die Zugabe von Eisen wird der belebte Schlamm beschwert und damit die Überschußschlammmenge trotz insgesamt höheren Gewichts vermindert.

In vielen Anlagen tritt oft als Betriebsproblem sogenannter Blähschlamm auf. Der normale belebte Schlamm besteht aus kompakten Bakterienflocken, die sich im Nachklärbecken schnell absetzen. Der belebte Schlamm kann aber auch entarten, d. h. es tritt ein übermäßiges Wachstum von fadenförmigen Organismen ein. Die fadenförmigen Belebtschlammflocken behindern sich gegenseitig am Absetzen und Eindicken, sodaß die Sinkgeschwindigkeit soweit vermindert wird, daß sie im Nachklärbecken nicht mehr die Beckensohle erreichen und mit dem gereinigten Abwasser abfließen. Der Blähschlamm ist daher das gefürchtetste Betriebsproblem einer Belebungsanlage. Durch die Zugabe von Eisensulfat zum Belebungsbecken konnte in den meisten Fällen der Blähschlamm erfolgreich bekämpft werden.

Genau wie die Stickstoffentfernung hilft also auch die Phosphorentfernung mittels Simultanfällung, Betriebsprobleme von Belebungsanlagen auszuschalten.

Verschiedentlich wird als Vorteil der Nachfällung hervorgehoben, daß der End-Phosphorgehalt niedriger liegt als bei der Simultanfällung. Unsere Versuche in Zell am See, wo vorübergehend Eisensulfat zugegeben wurde, haben aber gezeigt, daß mit der Simultanfällung der gleiche niedrige End-Phosphorgehalt erreicht werden kann wie mit der Nach-

fällung. So liegen die Phosphorwerte des Ablaufes noch unter 0,5 mg/l. Entscheidend für den End-Phosphor-Gehalt ist die zugegebene Eisensulfatmenge. Je größer das Verhältnis Eisen : Phosphor ist, desto

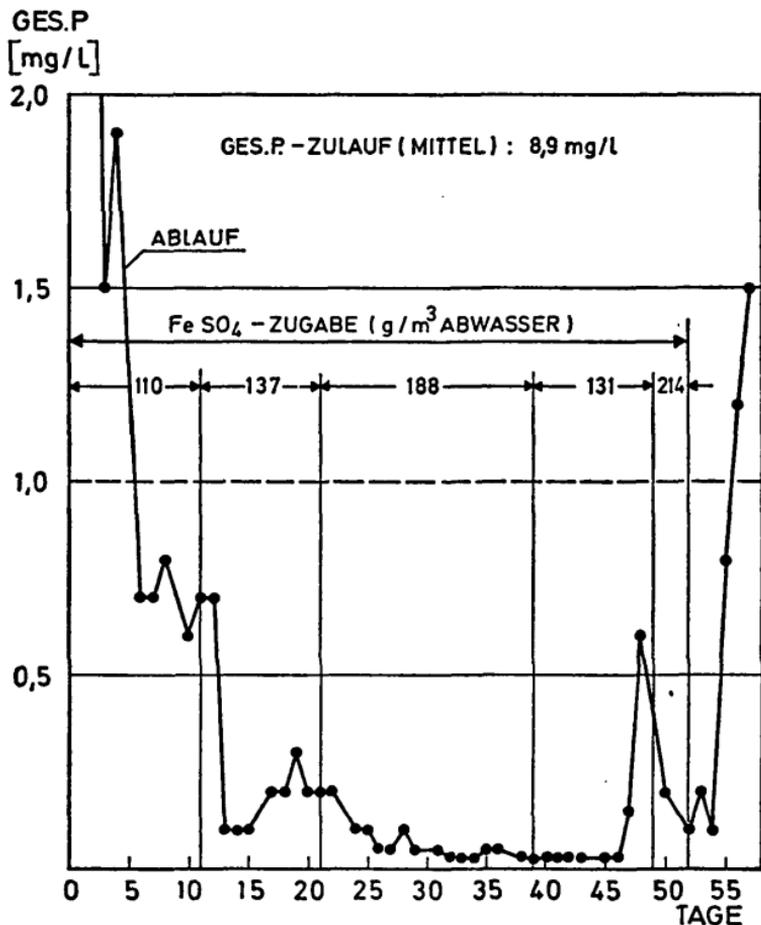


Abb. 8

Gesamt-P-Konzentration im Ablauf bei unterschiedlicher Fällmitteldosierung (Simultanfällung mit FeII-Sulfat); Klärbecken Zellerbecken, 1976

geringer ist die Phosphorkonzentration im Ablauf (Abb. 8).

Ein besonderer Vorteil der Simultanfällung liegt in der großen Pufferkapazität des Eisen-Belebtschlammes. Erst zwei Tage nach Abstellen der Eisensulfatzugabe steigt der Phosphorgehalt des Ablaufes wieder an. Plötzliche Phosphorstöße werden daher gut aufgefangen. Dies ist besonders wichtig für kleinere Abwasserreinigungsanlagen, wo eine Eisendosierung entsprechend der Phosphorzulaufracht nicht möglich ist. Auch hier gilt wiederum: je höher das Schlammalter, desto größer die Pufferkapazität des Eisenschlammes. Überdosierungen an Eisensalzen führten bei der Simultanfällung zu keiner nachteiligen Beeinflussung des Prozesses. Durch die Simultanfällung werden die Baukosten einer Abwasserreinigungsanlage kaum erhöht. Allerdings entstehen laufende Betriebskosten für das Eisensalz, die in der Größenordnung von 10–20 g/m³ Abwasser liegen. In der Bundesrepublik kostet Eisensulfat ab Werk S 40,—/t, dagegen belaufen sich die Transportkosten auf zum Teil S 400,—/t. Bisher wird die Phosphorentfernung nur im Einzugsbereich des Bodensees von der Internationalen Bodenseekommission gefordert. Daneben wird sie bereits am Mondsee und bei größeren Anlagen im Bereich des Neusiedler Sees durchgeführt. Da zukünftig aber alle unsere Fließgewässer gestaut werden, werden wir damit rechnen müssen, daß in absehbarer Zeit in allen unseren Abwasserreinigungsanlagen eine Phosphatentfernung gefordert

werden wird. Bis dahin dürfte es gelingen, den Phosphorzusatz in den Waschmitteln, der bereits heute etwa 50% des Gesamt-Phosphors im Abwasser ausmacht, wesentlich zu senken. Dann dürften auch geringere Betriebskosten bei der Phosphorentfernung entstehen.

Neben der biologischen und chemischen Reinigung des Abwassers können auch noch physikalische Verfahren eingesetzt werden. Bei der Wasseraufbereitung ist der Einsatz von Aktivkohlefiltern seit langem bekannt. Ebenfalls wurden Aktivkohlefilter bei Abwasserreinigungsanlagen in Amerika und in Südafrika eingesetzt. Wichtig ist hier eine möglichst gute Vorreinigung des Abwassers durch biologische und chemische Verfahren, anschließend eine Entfernung von verbleibenden Schwebestoffen durch Schnellfilter, bevor das Abwasser über Aktivkohlefilter gepumpt wird.

Der organische Kohlenstoffgehalt des Abwassers, der nach einer biologisch-chemischen Reinigung noch zwischen 5 und 10 mg/l liegt, kann dann auf 1–2 mg/l vermindert werden. Eine sehr weitgehende Reinigung des Abwassers in biologischen, chemischen und physikalischen Stufen erfolgt am Lake Tahoe in USA. Hier erfolgt die Stickstoffentfernung nicht auf biologischem Wege, sondern durch Austreiben, nachdem das Abwasser vorher mit Kalk behandelt wurde. Als letzte Stufe wiederum eine Aktivkohleadsorption. Die höchsten Kosten von den verschiedenen Stufen erfordert die Aktivkohlefiltration. Sie liegt etwa

doppelt so hoch wie die mechanisch-biologische Reinigung des Abwassers. Insgesamt liegen die Kosten über S 2,—/m³ Abwasser. Allerdings ist dabei zu berücksichtigen, daß es sich um eine größere Abwassermenge handelt, während bei kleineren Abwassermengen, wie sie bei uns allgemein vorliegen, die Kosten wesentlich ansteigen werden. Auch ist hier eine Regeneration der Aktivkohle mit inbegriffen. Ohne Regeneration der Aktivkohle würden die Kosten wesentlich höher liegen. In kleineren Anlagen ist eine derartige Regeneration aus betriebswirtschaftlichen Gründen praktisch nicht durchzuführen.

Unser Ziel für die nächste Zukunft sollte daher sein, die biologische Reinigung möglichst so zu intensivieren, daß eine nahezu vollständige Entfernung aller biologisch abbaubaren Stoffe — vor allem auch der langsam abbaubaren Stoffe — erreicht wird. Durch Ausnutzung eines hohen Schlammalters sollte eine möglichst große Betriebssicherheit und eine gleichmäßig gute Ablaufbeschaffenheit erreicht werden. Neben der Reinigung der häuslichen Abwässer liegt noch ein weites Feld mit der Behandlung der verschiedensten Industrieabwässer vor uns. Aber auch hier hat sich gezeigt, daß mit Hilfe des Belebungsverfahrens mit hohem Schlammalter eine weitgehende Entfernung von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen gelingt. Die Mikroorganismen des belebten Schlammes sind in der Lage, sich den verschiedenartigsten Verunreinigungen anzupassen und sie durch ihre Lebenstätigkeit aus dem Abwasser zu

entfernen. So werden z. B. bei den großen Chemiekonzernen am Rhein nach gewissen Prozeßumstellungen vorwiegend biologische Verfahren zur Abwasserreinigung eingesetzt. Zahlreiche Belebungsanlagen sind für die Lebensmittelindustrie, die Petrochemie, Papier- und Pappefabriken eingesetzt. Nur muß darauf geachtet werden, daß die Geschwindigkeit des biologischen Abbaus bei den einzelnen Abwässern unterschiedlich ist. Um Enttäuschungen zu vermeiden, sind daher besonders bei Industrieabwasser eingehende Voruntersuchungen erforderlich.

L i t e r a t u r

- BARTH, E. F.: Design of Treatment Facilities for the Control of Nitrogenous Material. — *Water Research* 6, 481 (1972).
- v. d. EMDE, W.: Die Kläranlage Wien-Blumental. — *Österr. Wasserwirtschaft* 23, 11 (1971).
- v. d. EMDE, W.: Die Kläranlage Wien-Blumental, Betriebsergebnisse einer Belebungsanlage ohne Vorklärung zur weitgehenden Entfernung von Kohlenstoff und Stickstoffverbindungen. — *Österr. Abwasserrundschau, Jubiläumsausgabe 1975*, 73 (1975).
- v. d. EMDE, W., SPATZIERER, G.: Das Klärwerk Zellerbecken. — *Österr. Wasserwirtschaft* 30, 85 (1978).
- MATSCHÉ, N.: The Elimination of Nitrogen in the Treatment Plant of Vienna-Blumental. — *Water Research* 6, 485 (1972).
- MATSCHÉ, N., SPATZIERER, G.: Austrian Plant Knocks Out Nitrogen. — *Water and Waste Engineering* 12/1, 18 (1975).

MATSCHÉ, N.: Removal of Nitrogen by Simultaneous Nitrification — Denitrification. — Progress in Water Technology **8**, 415, 625 (1977).

MATSCHÉ, N., SPATZIERER, G.: Investigations towards a Control of Simultaneous Nitrogen Elimination in the Treatment Plant Vienna-Blumental. — Progress in Water Technology **8**, 6, 501 (1977).

PASVEER, A.: Über den Oxidationsgraben. — Schweiz. Zeitschr. f. Hydrologie **26**, 466 (1964).

SCHOPPER, U.: Ein Beitrag zur Erfassung des Sauerstoffverbrauches. — Dissertation, TU Wien (1975).

USRAEL, G.: Control of Aeration in the Treatment Plant Vienna-Blumental. — Progress in Water Technology **8**, 6, 245 (1977).

WUHRMANN, K.: Stickstoff- und Phosphorelimination, Ergebnisse von Versuchen im technischen Maßstab. — Schweiz. Zeitschr. f. Hydrologie **26**, 520 (1964).

LEHR- UND HANDBUCH DER ABWASSERTECHNIK,
2. Aufl. — Herausgegeben von der ATV, Verlag Wilhelm Ernst und Sohn, Berlin—München—Düsseldorf (1975).

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Schriften des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse Wien](#)

Jahr/Year: 1978

Band/Volume: [117_118](#)

Autor(en)/Author(s): Emde Wilhelm von der

Artikel/Article: [Neuere Entwicklungen in der Abwassertechnik. 177-204](#)