

Welche Möglichkeiten zur Nährstoffentfernung aus dem Abwasser gibt es?

Dipl.-Ing. Harald Späth

Ingenieurbüro Schlegel
München

1 Einleitung

Das Ziel der Kläranlagen ist, einfach formuliert, die im Abwasser mitgeführten Schmutzfrachten weitestgehend zu eliminieren. Zu diesen Schmutzfrachten zählen, neben den aus einer Vielfalt von organischen und anorganischen Verbindungen bestehenden Partikeln, gelöste Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, die nur über weitergehende Abwasserbehandlungsverfahren entfernt werden können. Diese gelösten Verbindungen stellen im Wesentlichen die Nährstoffgrundlage für die bei der biologischen Abwasserreinigung unersetzlichen Mikroorganismen dar.

Im Jahr 2007 wurden in Deutschland 10 Milliarden Kubikmeter Abwasser in den ca. 10.200 öffentlichen Kläranlagen, mit einer Gesamtausbaugröße von 151 Millionen Einwohnerwerten, behandelt. Ein gesteigertes Umweltbewusstsein und daraus resultierend, schärfere Grenzwerte für das Einleiten gereinigter Abwässer in Vorfluter führten dazu, dass die Frachten im Ablauf der Kläranlagen in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich sanken und auch weiterhin sinken. Man hat erkannt, dass die Eutrophierung der Gewässer ein erhebliches Problem darstellt und Maßnahmen ergriffen, um dem entgegenzuwirken. Lag die mittlere CSB-Konzentration Ende der 80er Jahre noch bei 50 mg/l, so sind heute, fast 20 Jahre später, mittlere CSB-Konzentrationen von 28 mg/l zu verzeichnen. Bei den anderen „Nährstoffen“ kam es, zwischen 1990 und 2007, zu einer Reduktion der mittleren Konzentration in den Kläranlagenabläufen von 34 mg/l auf 9,2 mg/l beim Stickstoff und von 1,9 mg/l auf 0,75 mg/l beim Phosphor. Im Mittel konnten somit Abbaugrade des CSB von 95 %, des BSB₅ von 99 %, des Gesamtstickstoffs von 81 % und des Phosphors von 90 % erreicht werden. [1]

Die bei der weitergehenden Abwasserbehandlung genutzten Prozesse und die darauf aufbauenden Verfahren zur Nährstoffentfernung, die sich in der Praxis bewährt haben, werden im Folgenden dargestellt.

2 Grundlagen

Die grundlegenden Prozesse der weitergehenden Abwasserreinigung sind biochemischer und chemisch-physikalischer Natur. Mikroorganismen, die auf biochemischer Ebene arbeiten, beziehen ihren Nährstoff- und Energiebedarf aus den ihnen zur Verfügung gestellten organischen- und anorganischen Verbindungen, wobei Biomasse aufgebaut und energiearme mineralische Produkte produziert werden.

Unter Sauerstoffverbrauch setzen aerobe Mikroorganismen auf diese Weise beliebige organische Substrate primär in Wasser und Kohlendioxid sowie Biomasse um. Der Energiegewinn bei dieser Reaktion ist hoch. Über diesen Abbauweg sind somit hohe Reinigungsleistungen bezüglich CSB und BSB₅ möglich.

Die Energieausbeute für Mikroorganismen beim anaeroben Abbauweg unter Ausschluss von molekularem Sauerstoff ist hingegen geringer, da die Mikroorganismen über diesen Weg nur organische Produkte bilden können. Diese

Produkte stellen zudem immer noch eine Belastung bezüglich CSB und BSB₅ dar, wodurch nur eine, im Vergleich zum aeroben Abbauweg, geringe Reinigungsleistung bezüglich CSB und BSB₅ erreicht wird. Für die Stickstoff- und Phosphorelimination ist das Ablaufen anaerober Prozesse zwingend erforderlich.

2.1 Prozesse der Stickstoffelimination

Stickstoff im Abwasser liegt meist reduziert, d. h. in Form von organisch gebundenem Stickstoff oder Ammonium NH_4^+ vor. Der Abbau dieser Form des Stickstoffs ist stark sauerstoffzehrend, so dass eine ungenügende Stickstoffelimination zu einer starken Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Vorfluter kommen kann, wodurch die Biozönose gestört wird. Aus der Vergangenheit sind das Auftreten von Fischsterben und das verstärkte Algenwachstum noch bekannt.

Für die Elimination von Stickstoff in einer Kläranlage ist es somit erforderlich, den organisch gebundenen und den als Ammonium vorliegenden Stickstoff zu oxidieren. Dieser Prozess wird als Nitrifikation bezeichnet, wobei nitrifizierende Bakterien Nitrit NO_2^- (*Nitrosomas*) und aus dem Nitrit Nitrat NO_3^- (*Nitrobacter*) produzieren. Dennoch besitzen auch diese Formen gebundenen Stickstoffs immer noch das Potential der Eutrophierung, da Stickstoff von Algen als Nährstoff verwendet wird. Zudem kommt es regional zum Konzentrationsanstieg im Grundwasser, wodurch die Gewinnung qualitativ hochwertigen Trinkwassers nachteilig beeinträchtigt wird.

Die eigentliche Elimination aus dem Abwasser stellt erst der Schritt der Denitrifikation, bei der Nitrit und Nitrat in molekularen Stickstoff umgewandelt werden, der in die Atmosphäre entweichen kann. Die Denitrifikation kann jedoch nur unter anoxischen Bedingungen ablaufen, damit die Denitrifikanten Nitrit und Nitrat als Elektronenakzeptor nutzen.

2.2 Prozesse der Phosphorelimination

Auch zu hohe Konzentrationen an Phosphor führen in Gewässern zu vermehrtem Algenwachstum, deren Absterben und die anschließende Zersetzung unter Sauerstoffzehrung zu einer weitreichenden Störung der Biozönose bis hin zum Fischsterben führt. Ebenso ist, wie bei Nitrit und Nitrat, die Trinkwassergewinnung regional beeinträchtigt. Eine weitestgehende Entfernung des Phosphors aus dem Abwasser ist somit unerlässlich.

2.2.1 Biochemische Phosphorelimination

Infolge des Abbaus organischer Kohlenstoffverbindungen wird neben Stickstoff auch Phosphor für den Aufbau von Biomasse benötigt. Dieser Prozess wird Inkorporation genannt, wobei bei einem Abbau von 100 mg/l BSB₅ bis zu 1 mg/l Phosphor in die Biomasse eingebaut wird. Der Phosphorgehalt in der Zelltrockenmasse beträgt dann ca. 3 %, womit bei kommunalen Abwässern eine biologische Phosphor-Eliminationsrate von 20 bis 30 % möglich wird. [3]

Neben der „normalen“ Inkorporation kann eine weitergehende Phosphorassimilation und Speicherung in Form von Polyphosphat auftreten. Diese Art der Aufnahme ist von verschiedenen Umweltfaktoren, wie der Substratverfügbarkeit, der Konzentration an Metallsalzen und den Milieubedingungen Sauerstoffgehalt, pH-Wert und

Temperatur, abhängig. Die vermehrte Speicherung tritt dabei entweder als eine Art Polyphosphat-Überkompensation oder einer Luxusaufnahme (luxury uptake) auf. Erstere wird durch wechselnden Phosphatmangel und Phosphatüberangebot verursacht, wobei die Bakterien sich auf diese Bedingungen mit einer Speicherung an Phosphat reagieren um sich einen Wachstumsvorteil zu verschaffen. Diese Aufnahme geschieht dabei vorwiegend bei aeroben Bedingungen. Anaerobe Bedingung führen zur Rücklösung von Phosphat. Auch bei der Luxusaufnahme geht es letztendlich um den Wachstumsvorteil bei ungünstigeren Bedingungen. Die hohe Phosphatspeicherung ist bis zu einem Anteil von 10 % an Phosphat in der Zelltrockenmasse möglich. In der Praxis werden jedoch eher 5 % Phosphorgehalt im Schlamm erreicht, was jedoch, bei gut funktionierenden Anlagen, einem Eliminationsgrad von 90 % entspricht. [2, 3]

2.2.2 Chemische Phosphorelimination

Chemischer bzw. chemisch-physikalischer Natur sind Fällungsprozesse, die durch den Einsatz von Fällmitteln zu chemischen Reaktionen mit anschließender Produktfällung und daraus resultierenden Adsorptionsprozessen (Flockung) führen. Durch das Fällmittel (z. B. Eisen- oder Aluminiumsalze) wird somit das Phosphat in eine unlösliche Form überführt, wobei durch die Aggregation der entstandenen Feststoffe auch weitere Phosphorverbindungen in die absetzbaren Flocken überführt werden. Da auch die Fällreaktion einer Kinetik unterliegt, muss zur Kompensation kinetischer Schwierigkeiten das Fällmittel in überstöchiometrischen Mengen zugegeben werden. Zudem ist es unerlässlich, den pH-Wert zu regeln, da sich sonst zu viele Nebenreaktionen negativ auf die gewünschten Effekte auswirken. [2, 3]

3 Verfahren der Nährstoffelimination

Die Umsetzung der beschriebenen Prozesse gestaltet sich teilweise als sehr aufwendig, da ohne eine ständige Regelung prozessrelevanter Parameter die Reinigungsleistung stark absinkt. Mit den Entwicklungen in der Mikroelektronik und den daraus resultierenden Möglichkeiten der Prozesssteuerung konnte vor allem in den letzten 20 Jahren eine Vielzahl von Verfahrensweisen optimiert und durch neue Verfahren ergänzt werden. Diese mittlerweile praxisbewährten Verfahren werden im Folgenden näher erläutert.

3.1 Verfahren zur Stickstoffelimination

3.1.1 Verfahren der Nitrifikation

Wie schon erwähnt wurde, ist der erste Schritt zur Stickstoffelimination die sauerstoffzehrende Nitrifikation. Unter der Vielzahl an Verfahrensweisen wird an dieser Stelle das vor allem auf Kläranlagen größer 1.000 EW gängigste Verfahren, namentlich das Belebungsverfahren, vorgestellt.

In Belebungsanlagen wird der in Gewässern ablaufende natürliche Reinigungsprozess technisch umgesetzt. Hierbei wird das Abwasser mit belebtem Schlamm durchmischt und belüftet. Entsprechend den Abwasserinhaltsstoffen bildet sich eine heterogene Biozönose, die sich auf die jeweiligen Nährstoffbedingungen adaptiert.

In dem Verfahrensschritt Stickstoffoxidation wandeln aerobe Nitrifizierer den organisch gebundenen und den in Ammonium enthaltenen Stickstoff in Nitrit und Nitrat um. Neben der Sauerstoffkonzentration ist es für eine hohe Umsatzrate notwendig, dass die Nährstoffe möglichst unverdünnt vorliegen und eine ständige Durchmischung stattfindet.

Der Reinigungsverlauf von Belebungsanlagen hängt dabei von verschiedenen Faktoren ab, die alle die Leistung des Reinigungsträgers Belebtschlamm beeinflussen und von denen die wichtigsten der Feststoffgehalt im Belebungsbecken TS_{BB} , die Belüftungszeit t_B , das Schlammalter t_{TS} , und die Schlammbelastung B_{TS} sind. Der Feststoffgehalt ist dabei ein Maß für die Größe der zum Abbau zur Verfügung stehenden Population. Maßgebend für die erforderliche Reinigungsleistung ist das Schlammalter, das der mittleren Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Belebungsbecken entspricht. Je nach Anlagengröße ist ein Schlammalter von 8 bis 10 Tagen notwendig.

3.1.2 Vorgeschaltete Denitrifikation

Hohe Stoffumsatzraten sind mit einem dem Belebungsbecken vorgeschalteten anoxischen Becken möglich, in dem Denitrifikation stattfindet. Entsprechend Abbildung 1 wird der gesamte Rohabwasserstrom mit Rücklaufschlamm aus der Nitrifikationsstufe durch das Denitrifikationsbecken geleitet.

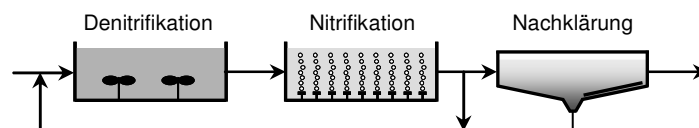


Abbildung 1: Verfahrensschema der vorgeschalteten Denitrifikation

Das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation hat sich vielfach bewährt. Eine ausreichende Reduktion des Nitrats ist hierbei jedoch nur über ein entsprechend hohes Rücklaufverhältnis möglich. Dadurch erhöht sich jedoch auch die hydraulische Beschickung des Denitrifikationsbeckens und verringert gleichzeitig die tatsächliche Kontaktzeit. Dem gegenüber steht der wesentliche Vorteil dieses Verfahrens, dass durch die Ausnutzung der Oxidationswirkung des Nitrat-Stickstoffes bereits an der Stelle des Denitrifikationsbeckens biologischer Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen und damit eine Verringerung der CSB- und BSB₅-Konzentrationen stattfindet. [3]

3.1.3 Simultane Denitrifikation

Bei der simultanen Denitrifikation erfolgen Nitrifikation und Denitrifikation im selben Becken in denen im Wechsel sauerstoffreiche und -arme Zonen geschaffen werden (Abbildung 2). Das bei der Nitrifikation gebildete Nitrat wird durch Umwälzvorgänge in sauerstoffarme Zonen zur Denitrifikation transportiert. Als Bauform werden dabei oft auch Umlaufbecken eingesetzt, in denen das Abwasser während der Aufenthaltszeit rund 150 Umläufe aufweist. Hierbei ergibt sich eine hohe Pufferwirkung, aber auch langsamer ablaufende Reaktionsprozesse durch die geringen Substratkonzentrationen im System.

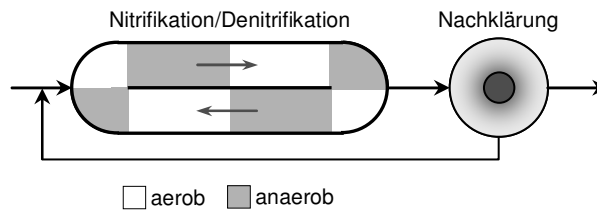


Abbildung 2: Verfahrensschema der simultanen Denitrifikation

Um eine stabile Population an langsam wachsenden Denitrifizierern zu gewährleisten, muss ein Teil des in der Nachklärung anfallenden Schlammes in den Zulauf des Beckens zurückgeführt werden. Über das Rückführungsverhältnis kann jedoch das Gesamtsystem, in gewissem Umfang, an schwankende Nährstofffrachten angepasst werden. Eine hohe Variabilität der simultanen Denitrifikation ergibt sich insbesondere dann, wenn Sauerstoffzuführung und Umwälzung getrennt voneinander gesteuert werden können. [3, 4]

3.1.4 Nachgeschaltete Denitrifikation

Bei diesem Verfahren wird dem zur Nitrifikation eingesetzten Becken, dem hierbei auch die Kohlenstoffoxidation zufällt, ein zusätzlicher Reaktor nachgeschaltet. Dabei wird in der Regel auf ein Bioreaktorsystem in Form von Festbett- oder Fließbettreaktoren zurückgegriffen, die neben einer kompakteren Bauweise gegenüber nachgeschalteten Belebungsbecken den Vorteil einer besseren Regelbarkeit der ablaufenden Prozesse besitzen. Ein weit verbreitetes Prinzip ist der Sandfilter, der häufig hinter der Nachklärung angeordnet ist (Abbildung 3).

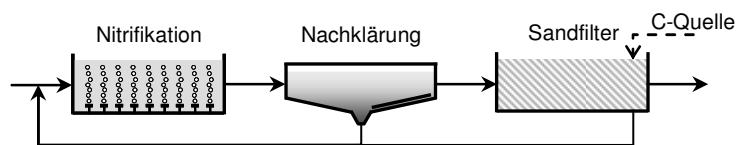


Abbildung 3: Verfahrensschema der nachgeschalteten Denitrifikation

Die Kohlenstoffoxidation im Nitrifikationsbecken ist notwendig, um ein Überwuchern heterotropher Bakterien im Bioreaktor zu vermeiden. Für eine genaue Regelung der Reinigungsleistung des Bioreaktors bezüglich Nitrat, ist die Zugabe externer Kohlenstoffquellen (z. B. Methanol) notwendig, was weitere Kosten verursacht. Der Hauptvorteil des Verfahrens ist jedoch eine hohe Betriebs- und Leistungssicherheit. [2]

3.1.5 SBR-Verfahren

Eine Variation des konventionellen Belebungsverfahrens ist das SBR-Verfahren (Sequencing Batch Reactor). Der SBR stellt einen vollständig durchmischten Rührreaktor dar, der diskontinuierlich befüllt und entleert wird und in dem das zu behandelnde Abwasser verschiedene Phasen durchläuft. Die Füllphase ist dabei durch anaerobe oder anoxische Bedingungen begleitet und wird von der eigentlichen Abbauphase, in der das System belüftet wird, gefolgt. In der sich anschließenden Sedimentationsphase setzt sich der Schlamm ab und es bildet sich eine Zone mit Klarwasser aus, das in der Dekantierphase separat abgezogen wird. Nach einer betriebsbedingten Ruhephase beginnt der Zyklus erneut. Je nach Reinigungsziel können weitere Phasen zwischengeschaltet werden, womit das Verfahren sehr gut an jeweilige Schmutzfrachten angepasst werden kann. Um eine kontinuierliche Rohwasserabnahme zu gewährleisten sind dabei mindestens zwei Reaktoren

erforderlich. Neben dem Einsatz als biologische Stufe im Vollstrom wird dieses Verfahren auch oft zur Behandlung von Prozesswässern (z. B. Dekantat) angewandt, um die eigentliche biologische Stufe zu entlasten. [5]

3.1.6 Sonstige Verfahren

Neben den bereits beschriebenen Verfahren der Denitrifikation gibt es noch weitere Verfahren, wie beispielsweise die intermittierende Denitrifikation, die Kaskadendenitrifikation, die alternierende Denitrifikation, die sukzedane Denitrifikation oder die Denitrifikation in Hochleistungsreaktoren (z. B. Membran-Schlauch-Modulreaktor).

3.2 Verfahren zur Phosphorelimination

3.2.1 Chemische Phosphorelimination

Verfahren, die auf der chemischen Phosphorelimination beruhen, können entsprechend der Dosierstellen für das Fällmittel und weiterer Prozessstufen in Verfahren der Vorfällung, der Simultanfällung und der Nachfällung unterteilt werden. Die Fällmittel, die dabei zum Einsatz kommen, werden in sauer reagierende (Eisen(II)-Sulfat, Eisen(III)-Choridsulfat, Eisen(III)-Chlorid, Aluminiumsulfat, Aluminiumchlorid) und alkalisch reagierende Fällmittel (Natriumaluminat, Kalkmilch) unterschieden [3].

Bei der Vorfällung erfolgt die Fällmittelzugabe vor dem Vorklärbecken. Die entstehenden Fällungsschlämme können somit mit dem Primärschlamm entfernt werden. Vorteil dieses Verfahrens ist eine wesentliche Entlastung der biologischen Stufe und die einfache Realisierung des Verfahrens in jeder Kläranlage mit Vorklärbecken. Nachteile entstehen durch den in dieser Stufe erhöhten Fällmittelbedarf mit daraus resultierendem erhöhtem Gesamtschlammanfall. Zudem muss darauf geachtet werden, dass nicht zu viele leicht abbaubare organische Verbindungen in den Fällungsschlamm mit übergehen, die dann für die biologische Phosphorelimination und insbesondere für die Denitrifikation fehlen würden. In der Vorfällung wird i. d. R. Kalk eingesetzt. Der Einsatz von Eisensalzen geschieht nur in Verbindung mit einem belüfteten Sandfang. [3, 4]

Die Simultanfällung wird insbesondere beim Belebungsverfahren und in Tauchkörperanlagen verwendet und ist damit das am häufigsten angewandte Fällungsverfahren. Hierbei wird das Fällmittel direkt in die biologische Stufe, vor dem Nachklärbecken oder in die Leitung des Rücklaufschlammes zudosiert. Vor allem bei Belebungsanlagen erfolgt aufgrund der Rückführung des Rücklaufschlammes erfolgt eine sehr gute Ausnutzung des Fällmittels. Auch die Erhöhung des anorganischen Anteils im Schlamm führt zu einer Verhinderung der Blähschlammproduktion. Der Einsatz von sauren Metallsalzen kann jedoch zu einer pH-Wert-Absenkung führen, wodurch die Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe sinkt. [4]

Die Phosphoreliminationsrate bei der Vor- und Simultanfällung kann über die Flockungsfiltration, d. h. der nochmaligen Fällmittel- und eventuellen Flockungsmittelzugabe in einer weiteren Stufe und dem anschließenden abfiltrieren weiter gesteigert werden, wobei Ablaufkonzentrationen von kleiner 0,1 mg/l möglich sind. Dieses Verfahren ist aufgrund der hohen Kosten und des gesteigerten Energieaufwandes nur für die Einleitung des Abwassers in empfindliche Vorfluter (z. B. eutrophiegefährdete Gewässer) sinnvoll.

Die Nachfällung geschieht grundsätzlich in einer getrennten Stufe nach der Nachklärung. Die Abscheidung der entstehenden Flocken erfolgt dabei in einem Absetzbecken, in Lamellenabscheidern oder bei leichteren Flocken durch Flotation [4]. Der wesentlichste Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die Zudosierung des Fällmittels unabhängig von den biologischen Reinigungsstufen erfolgen kann. Der Phosphatschlamm fällt zudem gesondert an und kann somit wirtschaftlich verwertet oder zur Konditionierung anderer anfallender Schlämme eingesetzt werden. Dem gegenüber sind die hohen Investitions- und Betriebskosten nachteilig. [3]

Eine beliebige Kombination dieser Verfahren, z. B. Vorfällung mit Kalk und Simultanfällung mit Eisen oder Simultanfällung und Nachfällung, wird Zweipunktfällung genannt, wodurch das Beherrschen der Ablaufqualität besser gewährleistet wird. Für eine wirtschaftliche Verfahrensweise ist in allen Fällen eine möglichst homogene Durchmischung zwingend erforderlich.

3.2.2 Biologische Phosphorelimination

Seit den 1960er Jahren wurden durch gezielte Untersuchungen verschiedene Verfahren der biologischen Phosphorelimination entwickelt, die grundsätzlich in Haupt- und Nebenstromverfahren eingeteilt werden können. Bei den Hauptstromverfahren befindet sich das Anaerobbecken im Hauptstrom des Abwassers und die Phosphorentfernung erfolgt durch die Entnahme des Überschussschlammes. Befindet sich das Anaerobbecken in einem Nebenstrom, in dem die Phosphorentfernung durch chemische Fällung realisiert wird, so spricht man von einem Nebenstromverfahren.

Fast alle Hauptstromverfahren haben gemeinsam, dass das erste Becken ein anaerobes oder anoxisches und das letzte ein aerobes Becken ist. Verschiedene aerobe, anoxische und anaerobe Zwischenstufen mit unterschiedlichen Rückführungspunkten kennzeichnen die einzelnen Verfahren (Abbildung 4).

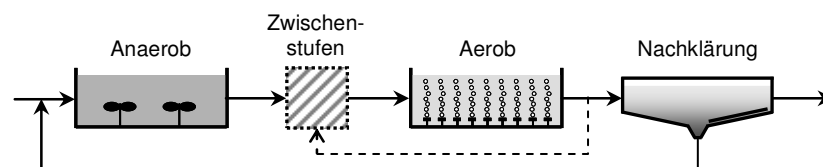


Abbildung 4: allgemeines Fließschema der Hauptstromverfahren

Eine einfache Rückführung des Schlammes vor das Anaerobbecken, ohne weitere Zwischenbecken, entspricht beispielsweise dem AO-Verfahren. Dieses Verfahren ist jedoch nur auf den Kohlenstoffabbau mit Phosphatakkumulation ausgerichtet. Für eine gezielte Nitrifikation/Denitrifikation sind Zwischenstufen notwendig, wobei neben der Nitrifikation das Ziel einer vollständigen Denitrifikation dazu führt, dass kein Nitrit oder Nitrat mit dem Rücklaufschlamm in das erste Becken gelangt. Dieses Verfahren wird Phoredox-Verfahren oder modifiziertes Bardenpho-Verfahren (Barnard denitrification phosphor elimination) genannt.

Ein sich durch Einfachheit auszeichnendes Verfahren mit einer etwas anderen Verfahrensführung, als die der bereits beschriebenen, ist das EASC-Verfahren (Extended Anaerobic Sludge Contact). Entsprechend Abbildung 5 wird Rohabwasser mit Rücklaufschlamm zusammengebracht und in ein Absetzbecken geleitet, in dem der Schlamm sedimentiert. Hierbei ergeben sich Schlammaufenthaltszeiten von bis

zu 15 Stunden, die unter anaeroben Bedingungen dazu führen, dass eine saure Gärung einsetzt, wobei organische Säuren freigesetzt werden. Der Kontakt der organischen Säuren mit dem älteren Rücklaufschlamm führt unter anaeroben Bedingungen wiederum zu einer Beschleunigung der Phosphat-Rücklösung. Zudem erfolgt hierbei eine Denitrifikation des Nitrits und Nitrats aus dem Rücklaufschlamm in den oberen Zonen des Absetzbeckens, was nicht zu einer Beeinträchtigung der Phosphat-Rücklösung führt, die hauptsächlich in den tieferen Zonen des Absetzbeckens stattfindet. [2, 3]

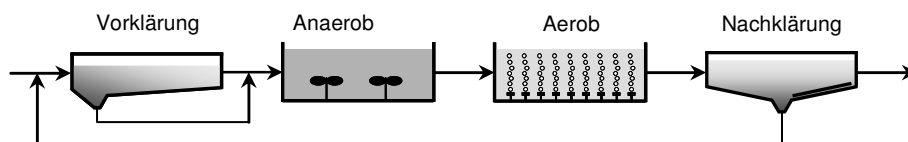


Abbildung 5: Fließschema des EASC-Verfahrens

Bei grundsätzlich verhältnismäßig hohen Stickstofffrachten im Rohabwasser lässt sich das EASC-Verfahren problemlos mit einer weiteren Stickstoffeliminationsstufe kombinieren.

Nebenstromverfahren stellen hingegen eine Kombination aus biologischer Phosphorelimination und chemischer Phosphatfällung dar. Bei dem weitverbreiteten Phostrip-Verfahren, das schematisch in Abbildung 6 dargestellt ist, wird ein Teil des Rücklaufschlammes in ein Absetzbecken geleitet, das als P-Stripper bezeichnet wird.

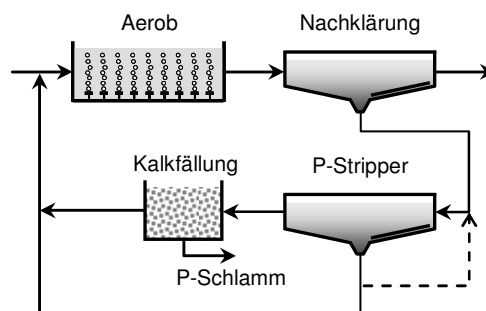


Abbildung 6: Fließschema des Phostrip-Verfahrens

Aufgrund der im P-Stripper vorhandenen anaeroben Milieubedingungen kommt es innerhalb der bis zu 24-stündigen Aufenthaltszeit zu einer Phosphor-Rücklösung. Dabei entsteht ein phosphorreicher Überstand, der zur Kalkfällung abgezogen wird. Bei diesem Verfahren kann durch das Teilstromprinzip gegenüber den Vollstromprinzipien Fällmittel eingespart werden. Vorteilhaft ist auch die Rückgewinnungsmöglichkeit, die sich aus einem derart konzentrierten Phosphatschlamm ergibt. Problematisch ist hingegen, dass das Verfahren auf nicht nitrifizierende, hochbelastete Belebungsanlagen beschränkt ist. Für eine gleichzeitig ablaufende Stickstoff- und Phosphorelimination müssen daher weitere Maßnahmen ergriffen werden.

4 Anlagenbeispiele

Einige Anlagenbeispiele zu den verschiedenen Verfahrensweisen der Nährstoffelimination, die durch das Ingenieurbüro Schlegel geplant wurden, werden im Folgenden vorgestellt.

4.1 Kläranlage Oberammergau

Mit der Erweiterung der Kläranlage Oberammergau (Abbildung 7) auf eine Ausbaugröße von 15.500 EW, die 2007 abgeschlossen wurde, wurde eine fast durchgehende zweistraßige Anlage mit jeweils zwei Vorklärbecken, anaerobe Mischbecken (Bio-P-Becken), Belebungsbecken und Nachklärbecken und somit eine hohe Verfügbarkeit und Betriebssicherheit für Stör- und Wartungsfälle geschaffen. Bei dieser Kläranlage findet eine Simultanfällung mit dreiwertigen Eisensalzen im Ablauf der Biologie statt.



Abbildung 7: Kläranlage Oberammergau

Bei dem Umbau wurde ein Teil der Vorklärung für die Phosphatelimination und wahlweise auch für die Denitrifikation umgerüstet. Die Belebung wurde als Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation mit variablem Denitrifikationsanteil von 25 % bzw. 50 % realisiert.

Im Jahr 2007 fiel ein mittlerer Abwasserzufluss von 4.196 m³/d mit durchschnittlichen Zulaufkonzentrationen an Stickstoff von 40,1 mg/l und an Phosphor von 6,5 mg/l. Im Ablauf der Kläranlage wurden durchschnittliche Konzentrationen an Stickstoff von 11,0 mg/l und an Phosphor von 0,44 mg/l erreicht. Das entspricht Reinigungsleistungen von 83,8 % bzw. 93,2 %.

4.2 Klärwerk Friedrichshafen

Fortgeschriebene Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees und neue Auflagen aus dem Abwasserabgabengesetz führten zu einer grundlegenden Neukonzeption des Klärwerks Friedrichshafen (Abbildung 8) Anfang der 1990er Jahre, die das Ziel einer weitergehenden Stickstoffelimination und einem verbesserten Phosphorrückhalt aus dem Abwasser hatte. Das Klärwerk Friedrichshafen besitzt eine Ausbaugröße von 87.500 EW.

Aufgrund des geringeren baulichen Aufwandes, wurde auch in Friedrichshafen eine vorgeschaltete Denitrifikation gewählt. Zudem wurde ein Mehrschicht-Sandfilter errichtet, der hauptsächlich als Flockungsfilter zur weitergehenden Phosphorelimination dient, darüber hinaus jedoch auch die Ablaufwerte, bezüglich der abfiltrierbaren Stoffe, positiv beeinflusst und wahlweise, durch Zudosierung von Methanol, als nachgeschaltete Denitrifikation genutzt wird. Die schon vor der Erweiterung realisierte simultane Eisenfällung in der Belebungsstufe, mit Zudosierung von Kalkhydrat zur Stabilisierung der Säurekapazität, blieb bestehen. Für die Behandlung des Zentrats aus der Schlammmentwässerung wird das SBR-Verfahren angewandt.



Abbildung 8: Kläranlage Friedrichshafen

Bei einem mittleren Zufluss von 25.770 m³/d und durchschnittlichen Konzentrationen an Stickstoff von 41,1 mg/l und an Phosphor von 5,9 mg/l werden über die erwähnten Maßnahmen Reinigungsleistungen von 76,6 % bzw. 96,8 %, d. h. Ablaufwerte von 9,6 mg/l Stickstoff und 0,19 mg/l Phosphor erreicht.

4.3 Klärwerk Gut Marienhof

Die Münchener Stadtentwässerung betreibt nördlich der Stadtgrenze das Klärwerk Gut Marienhof, das eine Ausbaugröße von 1.000.000 EW besitzt. In diesem Klärwerk wurde die bestehende zweistufige Biologie, die ursprünglich für eine vollständige Stickstoffoxidation in den 80er Jahren konzipiert wurde, für die gezielte Stickstoffelimination umgebaut und erweitert. Hierfür wurde zum einen die 1. Biologische Stufe optimiert und ein Teil des vorhandenen Beckenvolumens zur vorgeschalteten Denitrifikation umgerüstet. Des Weiteren wurde über ein Rückpasspumpwerk der Ablauf aus der Nachklärung in die 1. Biologische Stufe zurück geführt. Zusätzlich wurde die bereits vorhandene Sandfiltrationsanlage für die nachgeschaltete Denitrifikation auf Basis von halbtechnischen Versuchen ausgebaut. Durch die Zugabe von Methanol, als externe Kohlenstoffquelle, können sehr niedrige Stickstoffablaufwerte erzielt werden.



Abbildung 9: Klärwerk Gut Marienhof

Bei einem mittleren Abwasseranfall von 176.855 m³/d und durchschnittlichen Zulaufkonzentrationen an Stickstoff von 51,0 mg/l und an Phosphor von 9,2 mg/l werden über die Verfahren der Nährstoffelimination Ablaufwerte von 11,0 mg/l bzw. 0,74 mg/l erreicht. Durch die Restdenitrifikation im Sandfilter kann der geforderte Stickstoffablaufwert betriebsstabil, unabhängig von der vorgeschalteten Denitrifikation, eingehalten werden.

5 Ausblick

Neben den praxisbewährten Verfahren wurde eine Reihe von Verfahren entwickelt, die erst in letzter Zeit verstärkt in der Praxis eingesetzt werden oder sich noch in der Erprobungsphase befinden.

Eine in der Abwasserreinigung neuartige, aber schon in vielen Bereichen erprobte Technologie, ist die Membrantechnik, über die unterschiedliche Fragen der Abwasserreinigung gleichzeitig gelöst werden können, woraus eine deutlich bessere Ablaufqualität resultiert, als es mit klassischen Verfahren der Abwasserreinigung möglich ist. Somit eignet sich diese Technologie besonders bei zusätzlichen Anforderungen an die Ablaufqualität, insbesondere wenn toxische Stoffe entfernt werden sollen und eine hygienisch einwandfreie Abwasserqualität angestrebt wird. Ein weiterer Vorteil ist der geringe Platzbedarf, so dass bestehende Kläranlagen problemlos mit der Membrantechnik erweitert werden können. Einzig wesentlicher Nachteil dieser Technologie ist ein erhöhter Energiebedarf der Membrananlage, wobei durch weitere Optimierungen der Verfahrensweise eine weitere Reduzierung des Energiebedarfs in den nächsten Jahren realisiert werden wird. [6]

Das Verfahren der anaeroben Ammoniak-Oxidation ist unter dem Begriff Anammox bekannt geworden und beschreibt eine in den 1980er Jahren entdeckte Möglichkeit der biologischen Stickstoffelimination. Hierbei setzen bestimmte Bakterienspezies Ammonium mit Nitrit unter anaeroben Bedingungen direkt zu molekularem Stickstoff um. Inzwischen existieren bereits mehrere Patente für den Bereich der Abwasserreinigung. Interessant ist das Verfahren für den Einsatz auf Kläranlagen vor allem aus Kostengründen, aufgrund der nicht notwendigen Belüftung verringern sich die Kosten auf etwa 10 % der herkömmlichen Verfahrensweise der Nitrifikation/Denitrifikation. Da die Organismen autotroph sind und damit Kohlendioxid als Kohlenstoffquelle zum Biomassewachstum nutzen, reduziert sich auch der Ausstoß des treibhausrelevanten Gases Kohlendioxid um etwa 88 % [7]. Es gibt inzwischen einige großtechnische Anlagen (z. B. Hattingen, Gelsenkirchen, Rotterdam), in denen verschiedene der zahlreichen, auf dem Markt verfügbaren Verfahrenssysteme realisiert wurden. Hier wird sich in den kommenden Jahre zeigen, wie wirtschaftlich und vor allem wie stabil der Betrieb des Anammox-Prozesses in der Abwasserreinigung umgesetzt werden kann.

Auch Biofilmverfahren stellen eine viel versprechende Alternative zu klassischen Belebtschlammverfahren dar. Neben den weithin bekannten Vorteilen dieser Verfahren insbesondere was den geringen Platzbedarf und die hohen Raumumsatzleistungen betrifft [8], ist für die Fragestellung der Stickstoffelimination ein recht neues Verfahrensbeispiel viel versprechend, bei dem biologisch abbaubare Biofilmträgerpartikel eingesetzt werden. Hier wird durch die bereitgestellte, zusätzliche Kohlenstoffquelle der Aufwuchsträger auch bei Abwässern mit geringen Kohlenstoffgehalten aber hohen Stickstoffkonzentrationen eine simultane Nitrifikation/Denitrifikation unter aeroben Bedingungen in einem einzigen Reaktionssystem ermöglicht [9].

6 Literatur

- [1] DWA (2008): *DWA-Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen*. Korrespondenz Abwasser Abfall 10/2008, S. 1068-1072.
- [2] Bever, J. und Teichmann, H. (1989): *Weitergehende Abwasserreinigung – Stickstoff- und Phosphorelimination, Sedimentation und Filtration – Lehrbriefsammlung*. R. Oldenbourg Verlag, München.
- [3] DWA (2006): *Abwasserbehandlung – Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren, Biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, Kleinkläranlagen*. Rombach Druck- und Verlagshaus, Freiburg/Br.
- [4] WASSER-WISSEN (2008): *Abwasserlexikon*. <http://wasserwissen.de/abwasserlexikon>.
- [5] WIKIPEDIA (2008): *SBR-Verfahren*. <http://de.wikipedia.org/wiki/SBR-Verfahren>.
- [6] PINNEKAMP, J. und FRIEDRICH, H. (2006): *Membrantechnik für die Abwasserreinigung*. Band 1, 2. aktualisierte Auflage, FiW Verlag, Aachen.
- [7] WIKIPEDIA (2008): *Anammox*. <http://de.wikipedia.org/wiki/Anammox>.
- [8] Nicolella, C.; van Loosdrecht, M.C.M. und Heijnen, J.J. (2000): Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology* 80, 1-33.
- [9] Hille, A.; He, M.; Ochmann, C.; Neu, T. R. und Horn, H. (2008): *Application of two component biodegradable carriers in a particle fixed biofilm airlift reactor – development and structure of biofilm*. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, DOI: 10.1007/s00449-008-0217-5 online verfügbar.

