

A07h

120/2001

Instytut Badań Systemowych PAN

Raport IBS PAN/PMKiI/03/2001

**Modelowanie matematyczne, symulacja komputerowa i
identyfikacja miejskiej oczyszczalni ścieków**

Pod redakcją Jana Studzińskiego i Lucyny Bogdan

Warszawa 2001

Instytut Badań Systemowych PAN

Raport IBS PAN/PMKiI/03/2001

**Modelowanie matematyczne, symulacja komputerowa i
identyfikacja miejskiej oczyszczalni ścieków**

Pod redakcją Jana Studzińskiego i Lucyny Bogdan

Warszawa 2001



W Raporcie przedstawiono trzy artykuły zawierające wyniki badań w zakresie modelowania, symulacji komputerowej, identyfikacji i sterowania procesów technicznych i technologicznych zachodzących w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków. Badania były prowadzone w ramach projektu badawczego KBN pn. Optymalizacja i sterowanie procesu technologicznego w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków na podstawie modeli matematycznych. Artykuły te, opublikowane w 2001 r., są następujące:

1. *Modellierung oekologischer Prozesse in Kläranlagen (autorstwa J. Studzińskiego i J. Łomotowskiego), opublikowany w książce pt. Systemtheorie und Modellierung von Oekosystemen, w serii Umweltwissenschaften, wydanej przez Physica-Verlag w Heidelbergu pod redakcją A. Gnaucka*
2. *Komputerowe wspomaganie zarządzania komunalną oczyszczalnią ścieków (autorstwa J. Studzińskiego), prezentowany na konferencji pn. Komputerowe Systemy Wielodostępne KSW'2001, w Ciechocinku w br., opublikowany w książce pt. Rozwój i Zastosowania Technologii i Systemów Informatycznych, wydanej przez IBS PAN pod redakcją J. Studzińskiego, L. Drelichowskiego i O. Hryniewiczza*
3. *Mathematical and neural network modelling of a wastewater treatment plant (autorstwa L. Bogdan, J. Łomotowskiego, Z. Nahorskiego, J. Studzińskiego i R. Szeteli), opublikowany w piśmie Archives of Control Sciences.*

Spis treści

1.	Modellierung oekologischer Prozesse in Kläranlagen (<i>J. Studziński, J. Łomotowski</i>).....	1
2.	Komputerowe wspomaganie zarządzania komunalną oczyszczalnią ścieków (<i>J. Studziński</i>).....	14
3.	Mathematical and neural network modelling of a wastewater treatment plant (<i>L. Bogdan, J. Łomotowski, Z. Nahorski, J. Studziński, R. Szetela</i>).....	27

Albrecht Gnauck (Herausgeber)

Systemtheorie und Modellierung von Ökosystemen

Mit 72 Abbildungen und 22 Tabellen



Physica-Verlag

Ein Unternehmen
des Springer-Verlags

Professor Dr. Albrecht Gnauck
Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl Ökosysteme und Umweltinformatik
Postfach 10 13 44
03013 Cottbus
umweltinformatik@tu-cottbus.de

ISSN 1616-4458
ISBN 3-7908-1441-5 Physica-Verlag Heidelberg

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme
Systemtheorie und Modellierung von Kosystemen / Hrsg.: Albrecht Gnauck. – Heidelberg: Physica-Verl., 2002
(Umweltwissenschaften)
ISBN 3-7908-1441-5

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrags, der Entnahme von Abbildungen und Tabellen, der Funksendung, der Mikroverfilmung oder der Vervielfältigung auf anderen Wegen und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der jeweils geltenden Fassung zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

Physica-Verlag Heidelberg
ein Unternehmen der BertelsmannSpringer Science+Business Media GmbH

© Physica-Verlag Heidelberg 2002
Printed in Germany

Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Handelsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, dass solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutz-Gesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürften.

Umschlaggestaltung: Erich Kirchner, Heidelberg

SPIN 10852289

88/2202-5 4 3 2 1 0 – Gedruckt auf säurefreiem Papier

Modellierung ökologischer Prozesse in Kläranlagen

Jan Studzinski¹ und Janusz Lomotowski²

¹Polnische Akademie der Wissenschaften, Institut für Systemforschung,
Newelska 6, PL 01-447 Warschau

²Landwirtschaftliche Akademie Wroclaw, Institut für Ingenieurwesen in der Landwirtschaft,
Dicksteina 3, PL 51-617 Wroclaw

Zusammenfassung. Die Arbeit enthält eine Beschreibung der mathematischen Standardmodelle, die zur Analyse der Belebtschlammwirkung bei der Reduzierung der Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen im Abwasser angewendet werden. Unter Berücksichtigung von Untersuchungen zur Ökologie des Belebtschlammes werden Resultate der mathematischen Modellierung und computergestützten Simulation einer Kläranlage angegeben. Es wird gezeigt, daß die gegenwärtig angewendeten Modelle nur Aussagen im Mittel liefern. Die Komplexität der im Belebtschlamm ablaufenden biologischen Prozesse wird dagegen nur ungenügend berücksichtigt. Die Modelle sind insbesondere in dieser Hinsicht weiterzuentwickeln.

Schlüsselwörter. Kläranlage, Modell, Belebtschlamm, Simulation, Klärwerkstechnologie

1 Einleitung

Seit Anfang der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts wuchs das Interesse für die mathematische Modellierung physikalischer und biologischer Prozesse der Abwasserreinigung. Die wesentlichen Ursachen dafür sind:

- eine rasche Entwicklung neuer Technologien zur Eliminierung von Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus dem Abwasser,
- die Einführung komplexer Computersystemen zur Überwachung und Steuerung von Kläranlagen,
- die Minimierung steigender Planungs- und Betriebskosten von Kläranlagen.

Moderne Kläranlagen bestehen üblicherweise aus vielen Reaktoren und Rezirkulationssystemen. Diese dienen zur Durchführung unterschiedlicher Klärprozesse sowie zur Rückführung des Belebtschlammes bzw. des Abwassers. Die verschiedenen Aufgaben einzelner Reaktoren können auch nur in einem Becken durchgeführt werden, in dem dann der technologische Prozeß der Abwasserreinigung zy-

klisch erfolgt. Die Abwasserreinigungseffekte hängen im allgemeinen von folgenden Einflußfaktoren ab:

- zeitliche Änderung der Schmutzstofflast im Rohabwasser,
- Konzentrationen von Hauptkomponenten im Rohabwasser (Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen),
- chemische Spezies der Hauptkomponenten im Rohabwasser,
- Sauerstoffverhältnisse in den einzelnen Reaktionsbecken,
- Sedimentationseigenschaften und biochemische Aktivität des Belebtschlammes,
- biomorphologische Zusammensetzung des Belebtschlammes,
- Aufenthaltszeiten des Abwassers und des Belebtschlammes in einzelnen Reaktoren,
- zugegebene Mengen chemischer Reagenten.

Der Betrieb einer modernen Kläranlage erfordert eine ständige Überwachung und Regelung der Arbeitsbedingungen einzelner technologischer Objekte. Diese Forderung kann nur mit Hilfe automatischer Meß- und Steuerungssysteme erfüllt werden. Eine mathematische Modellierung bestimmter Reaktoren bzw. kompletter Kläranlagen ist bei der Lösung von Steuerungsaufgaben hilfreich.

2 Mathematische Modellierung der Abwasserreinigung

Ein mathematisches Modell einer Kläranlage wird üblicherweise als eine Aneinanderreihung und/oder parallele Darstellung der für die einzelnen Prozeßstufen entwickelten Submodelle dargestellt. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über Modelle von Reaktoren bzw. Prozessen für die Reinigung kommunaler und industrieller Abwässer.

Grundlage für die Modellbeschreibungen des Belebtschlammverhaltens sind Massenbilanzen unter Berücksichtigung der Erhaltungsgleichungen. Dies betrifft sowohl chemische Komponenten, organische und anorganische Substanzen, wie auch elektrische Ladungen (Elektronen und Protonen), die an den Reaktionen beteiligt sind. Für jede biochemisch reagierende Substanz j kann ein Konzentrationskoeffizient einer beliebige Verunreinigungskomponente i (stöchiometrischer Koeffizient ξ_j^i der Substanzkonzentration) statistisch bestimmt werden. Man kann z. B. die Durchschnittskonzentrationen des CSB (chemischer Sauerstoffbedarf), von Stickstoff und Phosphor in der Biomasse, von Wasserstoffionen in den organischen Säuren, wie auch die mittlere Wachstumsrate einer Bakterienpopulation statistisch festlegen.

Sei K die Substanzanzahl und N die Komponentenzahl im Abwasser. Dann sind die stöchiometrischen Koeffizienten der Substanzkonzentrationen in Matrixform wie folgt beschreibbar:

$$I = \begin{bmatrix} i_1^1 & \dots & i_i^1 & \dots & i_N^1 \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ i_1^j & \dots & i_i^j & \dots & i_N^j \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ i_1^K & \dots & i_i^K & \dots & i_N^K \end{bmatrix}$$

Tabelle 1. Modelle technologischer Objekte oder Abwasserreinigungsprozesse

Art des Objektes bzw. des Prozesses	Art der Modellierung
<i>mechanische Klärung</i> Gitter, Siebe, Sandfangbecken	nicht modelliert
Becken zur Homogenisierung	physikalische Modelle der Vorklärung
Sedimentation bzw. Flotation	physikalische Modelle der Vorklärung
<i>biologische Klärung</i> anaerobe Prozesse (für konzentriertes Abwasser) bzw. Methan-Fermentation	Wachstumsmodelle für Fermentations- und Methanbakterien, Modelle für Belebungsbecken
Kohlenstoffelimination	Wachstumsmodelle für heterotrophe Bakterien, Modelle für Belebungs- und Nachklärbecken
Kohlenstoff- und Stickstoffelimination	Wachstumsmodelle für Nitrifikanten und heterotrophe Bakterien; Modelle für Belebungs- und Nachklärbecken
Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorelimination	Wachstumsmodelle für Nitrifikanten, Fermentationsbakterien und heterotrophe Bakterien; Modelle für Belebungs- und Nachklärbecken
<i>chemische Klärung</i> Koagulationsprozesse	Koagulations- und Sedimentationsmodelle
Oxidationsprozesse	Modelle chemischer Reaktionen
Neutralisierungsprozesse	Modelle chemischer Reaktionen

Sei M die Anzahl biochemischer Prozesse unter Beteiligung chemischer Substanzen und Komponenten. Die jeweiligen Prozessgeschwindigkeiten P lassen sich in folgender Matrix darstellen:

$$P = \begin{bmatrix} \rho_1 \\ \vdots \\ \rho_m \\ \vdots \\ \rho_M \end{bmatrix}$$

Während des Verlaufs biochemischer Prozesse werden in der Kläranlage die sich verändernden Konzentrationswerte bestimmter Verunreinigungs-komponenten überwacht und kontrolliert. Aufgrund von satzweisen Messungen kann die Matrix der Änderungsgeschwindigkeiten der Komponenten R aufgestellt werden:

$$R = \begin{bmatrix} r_{v1} \\ \vdots \\ r_{vi} \\ \vdots \\ r_{vN} \end{bmatrix}$$

Für R und P gilt die Beziehung:

$$R = V^T P \quad (1)$$

wobei V die Matrix stöchiometrischer Koeffizienten der im Prozeß enthaltenen Komponenten ist:

$$V = \begin{bmatrix} v_1^1 & \dots & v_i^1 & \dots & v_N^1 \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ v_1^m & \dots & v_i^m & \dots & v_N^m \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ v_1^M & \dots & v_i^M & \dots & v_N^M \end{bmatrix}$$

Diese Matrix kann aus der Gleichung

$$V * I^T = 0 \quad (2)$$

bestimmt werden, die aufgrund des Massenerhaltungssatzes gilt. Die P -Matrix läßt sich dann aus Gl. (1) bestimmen.

Üblicherweise wird zur Modellierung des Belebtschlammverhaltens ein Standardmodell benutzt, das in der Literatur als „Activated Sludge Model No. 1“ bekannt ist (Henze et al. 1987, Szetela 1990). In diesem Modell sind folgende Belastungskomponenten berücksichtigt:

1. leicht abbaubare gelöste organische Verbindungen (g CSB/m³),
2. schwer abbaubare gelöste organische Verbindungen (g CSB/m³),
3. nichtabbaubare gelöste organische Verbindungen (g CSB/m³),
4. nichtabbaubare partikuläre organische Verbindungen (g CSB/m³),
5. nichtabbaubare partikuläre organische Detritusverbindungen (g CSB/m³),
6. heterotrophe Biomasse (g CSB/m³),
7. autotrophe Biomasse (g CSB/m³),

8. Ammonium (g N/m^3),
9. gelöster organischer Stickstoff (g N/m^3),
10. partikulärer organischer Stickstoff (g N/m^3),
11. Nitrat (g N/m^3),
12. mineralische Suspension (g/m^3),
13. Alkalinität ($\text{mol CaCO}_3/\text{m}^3$),
14. gelöster Sauerstoff ($\text{g O}_2/\text{m}^3$).

Das Modell Nr. 1 berücksichtigt die Längsdispersion im Belebungsbecken durch eine Unterteilung des zu modellierenden Beckens aus mehreren Kammern, die reihenweise verbunden sind. Dadurch werden auch Veränderungen der dynamischen Eigenschaften des Belebungsbeckens durch Ausbildung interner Rezirkulationsprozesse bzw. durch externe Rückführung des Belebtschlammes erfaßt. Das Modell gestattet eine gute Prozeßbeschreibung bezüglich der Elimination organischer Substanzen und Stickstoffverbindungen aus dem Abwasser. In den letzten Jahren wurden intensive Forschungsarbeiten durchgeführt, um das Belebtschlamm-Modell Nr. 1 hinsichtlich der Elimination von Phosphorverbindungen zu erweitern. Sie führten zur Entwicklung des „Activated Sludge Model No. 2“ (Henze et al. 1995).

3 Zur Biozönose des Belebtschlammes

Der Belebtschlamm ist eine aus Flocken bestehende Aufschwemmung, deren biologische Zusammensetzung von vielen biotischen und abiotischen Faktoren abhängig ist (Wanner und Grau 1989). Die wichtigsten Einflußfaktoren sind:

- BSB-Konzentration im ungereinigten Abwasser,
- Schlammalter,
- Sauerstoffverhältnisse im Belebungsbecken,
- Verhältnis zwischen der Futtersubstratmenge und der Belebtschlammbiomasse im Abwasser,
- Sulfidgehalt im Abwasser,
- C/N-Verhältnis.

Bei der Belebtschlammentwicklung sind drei unterschiedliche Phasen zu unterscheiden. In der *Anfangsphase* der Schlammmentstehung erfolgen biologische Prozesse hauptsächlich unter der Wirkung heterotropher Bakterien, die sich auf den im Rohabwasser entstehenden Suspensionskolloiden sammeln. Hier sind auch mehrere, für das Rohabwasser typische Einzeller wie Protozoen vertreten. Bei der Belüftung schäumt das Abwasser sehr stark, was durch die Eiweißsubstanzen verursacht wird, die in Verbindung mit dem Abwasser kolloidale Verbindungen erzeugen. Das geklärte Abwasser wird in dieser Phase durch hohe Konzentrationen organischer und biogener Verbindungen, wie auch durch eine hohe Trübung und intensive Färbung gekennzeichnet.

In der *Mittelpfase* verändern sich infolge der fortgesetzten Belüftung die im Abwasser auftretenden Mikrobenarten. Es bilden sich die Belebtschlammflocken.

Zuerst treten Geißeltierchen auf. Bei der Erhöhung der Belebtschlamm-Konzentration im Vergleich zur Menge des geklärten Abwassers verschwinden die *Mastigota*-Einzeller, und es treten frei schwimmende Ciliaten auf, die sich hauptsächlich von den einzelnen, sich im Abwasser außerhalb der Belebtschlammflocken befindenden Bakterien ernähren. Infolgedessen verbessert sich die Durchsichtigkeit des geklärten Abwassers. Große Mengen von frei schwimmenden Geißeltierchen und Ciliaten im Abwasser bedeuten eine unvollständige biologische Abwasserreinigung.

In der letzten, *stabilen Phase* der Belebtschlammaktivität fressen die an den Schlammflocken kriechenden bzw. sesshaften Ciliaten frei schwimmende Bakterien und kleinere Schlammflocken, wodurch sich die Durchsichtigkeit des Abwassers stark erhöht. Der durch die Mikroben ausgeschiedene Schleim verbessert die Sedimentationseigenschaften des Belebtschlammes. Rotatorien verbessern die Wirkung des Belebtschlammes.

Die biologische Zusammensetzung der Belebtschlammflora ist von entscheidender Bedeutung für den Wirkungsgrad der Abwasserreinigung. Aus technologischer Sicht ist es sehr wichtig, daß nur solche Mikroorganismen im Belebtschlamm auftreten, die die Prozesse der Oxidation organischer Substanzen, der Nitrifikation und Denitrifikation sowie der Phosphorkumulation in Form von Polyphosphaten durchführen können. Außerdem soll der Belebtschlamm gute Lagerungseigenschaften aufweisen, damit eine weitergehende Klärung des Abwassers in den Nachklärbecken erfolgen kann. Das Auftreten bestimmter Mikroben im Belebtschlamm hängt von der durch die Umweltverhältnisse bedingten Wachstumsgeschwindigkeit der Bakterien sowie von der Geschwindigkeit der Belebtschlammauswaschung aus dem Belebungsbecken ab. Die Verweilzeit des Belebtschlammes im Belebungsbecken wird durch das Schlammalter eingeschätzt. Es kann nach der Gleichung $BA = BK/BW$ berechnet werden. dabei ist BA - Schlammalter, BK - Belebtschlammkonzentration im Belebungsbecken, BW - Belebtschlammwachstum/Tag. Eine vollständige *biologische Abwasserreinigung ohne Nitrifikation* erfolgt unter Wirkung des Belebtschlammes bei einem Schlammalter von 3 bis 5 Tagen. Die Zerlegung organischer Substanzen wird durch heterotrophe Bakterien durchgeführt.

Die *Nitrifikation* ist das Resultat der Wirkung autotropher Bakterien. Der Nitrifikationsprozess erfolgt zweistufig. In der ersten Stufe führen die *Nitrosomonas*-Bakterien die Oxidation von Ammonium zu Nitrit durch. In der zweiten Stufe oxidieren die *Nitrobacter*-Bakterien Nitrit zu Nitrat. Zur Entwicklung der Nitrifikationsbakterien im Belebtschlamm sollte das Schlammalter 20 Tage bei der Abwassertemperatur von 2°C, 10 Tage bei der Abwassertemperatur von 10°C und 5 Tage bei der Abwassertemperatur von 15°C betragen. Die Nitrifikationsbakterien reagieren auf zeitweise anoxische Bedingungen unempfindlich.

Die *Denitrifikation* besteht in Umwandlung von Nitrat in freien Stickstoff unter Wirkung heterotropher Bakterien, die sich in anoxischen Verhältnissen befinden. Fast 70 % aller heterotrophen Bakterien besitzen die Fähigkeit zur Denitrifikation.

Sie benötigen dazu biologisch rasch abbaubare organische Verbindungen. Die Nitrifikation ist bezüglich der Sauerstoffkonzentration in der Biomasse sehr empfindlich. Übersteigt die Sauerstoffkonzentration den Grenzwert von $0,5 \text{ g O}_2 / \text{m}^3$, so wird die Nitrifikation unterbrochen. Die Abwassertemperatur spielt hier ebenfalls eine entscheidende Rolle. Sinkt sie unter 5°C , dann wird die unter Ausnutzung interner Kohlenstoffquellen erfolgende Denitrifikation völlig gehemmt. Die Ausnutzung externer Kohlenstoffquellen hat dagegen bei einer Abwassertemperatur von 5°C nur noch einen Wirkungsgrad von ca. 20 % des bei der Abwassertemperatur von 20°C erzielten Wirkungsgrades. Ein optimaler pH-Bereich für die Nitrifikation liegt zwischen 6,5 und 7,5. Der Nitrifikationsprozeß wird unterbrochen, wenn die pH-Werte des Abwassers unter 6,0 absinken bzw. 8,0 übersteigen.

Zur Schaffung optimaler Bedingungen zur Denitrifikation sind anoxische Zonen in den Belebungsbecken einzubauen. Der Einbau anoxischer Zonen erfordert auch die Verlängerung des Schlammalters. Das notwendige Volumen der Denitrifikationszonen hängt von der biologischen Zusammensetzung des Abwassers, vom Verhältnis des Stickstoffgehaltes zum CSB-Gehalt im Rohabwasser, von der Nitrat-Konzentration im geklärten Abwasser und von der Abwassertemperatur ab. Üblicherweise machen die anoxischen Kammern 20 % bis 40 % des Gesamtvolumens des Belebungsbeckens aus.

Viele Bakterienarten sind fähig, in ihren Zellen die Phosphorsäure in Form von Polyphosphatkernen zu akkumulieren. Von größter Bedeutung für die Abwasserklärung sind aber die *Acinetobacter*-Bakterien, die imstande sind, bis zu 35 % ihrer Zellenmasse betragende Polyphosphatmengen aufzunehmen. Zur Entwicklung der *Acinetobacter*-Bakterien sind die folgenden Bedingungen zu erfüllen:

- wechselweiser Aufenthalt des Belebtschlammes in aeroben und anoxischen Verhältnissen,
- kein Auftreten von Nitraten und Nitriten unter anoxischen Bedingungen.

Die Phosphor speichernden Bakterien nehmen unter anoxischen Bedingungen organische Substrate aus dem Abwasser auf. Dafür nutzen sie die in den Polyphosphatketten enthaltene Energie. Die Polyphosphate werden in Orthophosphate zerlegt, die dann ins Abwasser gelangen. Unter oxischen Bedingungen werden die aufgenommenen organischen Substrate oxidiert und die freigesetzte Energie wird in Polyphosphatketten gespeichert. Unter diesen Bedingungen erfolgt eine schnelle Entfernung mineralischer Phosphorverbindungen aus dem Abwasser. Große Mengen flüchtiger organischer Säuren beeinflussen vorteilhaft die Dynamik des Oxidationsprozesses. Die Prozeßgeschwindigkeit verringert sich, wenn Nitrate in der anaeroben Zone im Abwasser auftreten. Dann ist die Energiegewinnung infolge der Denitrifikation leistungsfähiger. Die Phosphorakkumulation in Form von Polyphosphaten gebremst.

Die Sedimentationseigenschaften des Belebtschlammes sind vor allem vom Verhältnis der Anzahl aller die Biomasse bildenden Bakterien und der Anzahl und Gesamtlänge der fadenartigen Bakterien abhängig. Gut sedimentierende Beleb-

schlammflocken enthalten kleine Kolonien dieser Bakterien, die die Flockenstruktur gestalten. Eine optimale Gesamtlänge der fadenartigen Bakterien im Belebtschlamm liegt zwischen 10^6 und 10^7 $\mu\text{m}/\text{cm}^3$ (Bitton 1994). Sowohl bei einer Vergrößerung, als auch bei einer Verkleinerung der Gesamtlänge der Bakterien in den Flocken verschlechtern sich die Ablagerungseigenschaften des Belebtschlammes. Eine zu kleine Anzahl fadenartiger Bakterien hat zur Folge, daß die Flockenstruktur instabil wird, und die Flocken rasch zerfallen. Dies führt zur Blähschlamm-Bildung in den Nachklärbecken. Der durch Überschuß an fadenartigen Bakterien gekennzeichnete Blähschlamm weist nicht nur schlechte Sedimentationseigenschaften auf, er beeinflusst auch nachteilig die im Belebungsbecken stattfindende Denitrifikation und Phosphorelimination.

Bislang wurden 25 fadenartige Bakterienarten differenziert, die gut sedimentierende Belebtschlammflocken bilden (Traczewska 1997). Diese Bakterienarten finden die zur ihrer Entwicklung günstigen Bedingungen im Abwasser, wenn das C/N/P-Verhältnis größer als 100/5/1 ist (Henze et al. 1987). Die am häufigsten in den Belebtschlammflocken auftretenden fadenartigen Bakterien sind:

- *Sphaerotilus natans*, *Heliscomenobacter hydrossis*: Diese Bakterien entwickeln sich im Abwasser, in dem der Sauerstoff- und Stickstoffgehalt niedrig und der Polysaccharidanteil hoch sind.
- *Microthrix parvicella*, *Nocardia spec.*, *Heliscomenobacter hydrossis*: Diese Bakterien entwickeln sich in Monosacchariden und flüchtige organische Säuren enthaltenden häuslichen Abwässer. Es treten geringe Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen auf. Die Belebtschlammbelastung ist niedriger als 0,3 g BSB₅/g.
- *Thirotrix spec.*, *Beggiatoa spec.*: Diese Bakterien entwickeln sich in sulfidreichem Abwasser.

Ursachen schlechter Sedimentationseigenschaften des Belebtschlammes sind:

- ein längere Zeit andauerndes Sauerstoffdefizit. Dies führt zur Vermehrung freischwimmender Bakterien und zur Bildung von Blähschlamm,
- eine durch Schwermetalle bzw. organische Stoffe verursachte Vergiftung des Belebtschlammes,
- eine zu starke Belüftung des Belebtschlammes, was zur Bildung von Flocken mit fadenartiger Struktur führt,
- Schaumbildung in der Biomasse, verursacht durch folgende Einflußgrößen: Detergentien im Abwasser, zu langer Aufenthalt des Belebtschlammes im Nachklärbecken, Entwicklung fadenartiger Bakterien, zu niedrige pH-Werte.

4 Resultate der Modellierung einer Kläranlage

Die modellierte mechanisch-biologische Kläranlage hat eine Leistungskapazität von ca. 35.000 m³/Tag. Die Anlage besteht aus 2 Vorklärbecken, 3 Belebungsbecken und 2 Nachklärbecken, wobei in den Vor- und Nachklärbecken die mechanische Klärung und in den Belebungsbecken die biologische Klärung des Abwas-

sers erfolgt (Abb. 1). Die Belebungsbecken werden gleichmäßig belüftet. Sie bilden eine aerobe Belebtschlammzone, in der der Nitrifikationsprozeß abläuft. Der Belebtschlamm wird aus den Nachklärbecken mittels eines Pumpensystems zur Außenzirkulation in die Belebungsbecken teilweise rückgeführt.

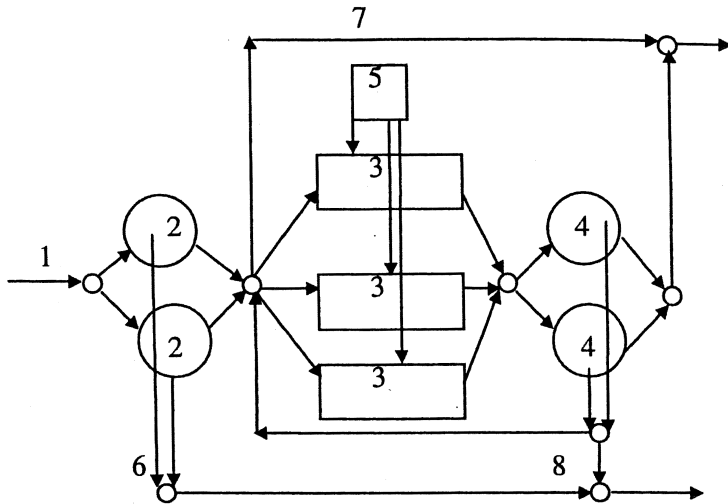


Abb. 1. Kläranlagendarstellung; 1 - Abwasserzufluß; 2 - zwei Vorklärbecken; 3 - drei Belebungsbecken; 4 - zwei Nachklärbecken; 5 - Abwasserbelüftungssystem; 6 - Außenrezirkulationssystem; 7 - Abfluß des geklärten Abwassers; 8 - Abfluß des Rohschlammes und des überschüssigen Belebtschlammes.

Für die Kläranlage wurde ein mathematisches Modell entwickelt, das aus einzelnen Bausteinen besteht. Im Modell sind 6 Bausteine enthalten, die folgende Objekte abbilden (Szetela et al. 1997): Einlaufbecken, Vorklärbecken, Belebungsbecken, Nachklärbecken, Abwasserbelüftungssystem, Rezirkulationssystem. Das Modell wurde anhand der gemessenen Daten kalibriert, das heißt, durch eine gezielte Änderung bestimmter Parameter an die Kläranlage angepaßt (Bogdan et al. 1997). Die Resultate der Kalibration sind in Tabelle 2 dargestellt. Die beste Anpassung wurde für das Belebungsbeckenmodell erreicht. Bei der Modellierung der Vorklär- und Nachklärbecken sind die Resultate schlechter.

Inbesondere bei der Berechnung der Gehalte für die mineralische Suspension in den Vorklär- und Nachklärbecken sowie für BSB und CSB in den Nachklärbecken liegen die Modellierungsfehler über 20 %. Der Grund dafür ist unklar. Es ist möglich, daß die Fehler durch gestörte Daten verursacht worden sind. Trotzdem taugt das Gesamtmodell in erster Näherung zur Simulation der untersuchten Kläranlage. Es wird zum Testen der an der Kläranlage vorgesehenen konstruktiven Veränderungen, wie auch zur Entwicklung von Steuerungsalgorithmen angewendet.

Tabelle 2. Kalibrationsresultate des Kläranlagenmodells

Parameter	Maßeinheit	Meßwert	Rechenwert	Fehler (%)
<i>Vorklärbecken</i>				
totale Suspension	g/m ³	163	162	0,6
mineralische Suspension	g/m ³	60	47	22
COD	g O ₂ /m ³	448	451	0,7
BOD	g O ₂ /m ³	186	188	1
Gesamtstickstoff	g N/m ³	39,3	32,0	19
Ammonium	g N/m ³	29,3	26,3	10
Alkalinität	val/m ³	8,3	7,9	5
<i>Belebungsbecken</i>				
Biomasse	g/m ³	3815	3890	2
mineralische Suspension	g/m ³	30	34	13
Schlammalter	Tag	10,2	10,0	2
COD	g O ₂ /m ³	53	53,6	1
BOD	g O ₂ /m ³	18	18,3	2
Gesamtstickstoff	g N/m ³	32,1	26,1	12
Ammonium	g N/m ³	26,3	24,2	8
Alkalinität	val/m ³	7,9	7,7	3
<i>Nachklärbecken</i>				
totale Suspension	g/m ³	19	19	0
mineralische Suspension	g/m ³	14	7	50
COD	g O ₂ /m ³	55	81	47
BOD	g O ₂ /m ³	19	23	21
Gesamtstickstoff	g N/m ³	28,1	26,9	4
Ammonium	g N/m ³	24,9	24,2	3
Alkalinität	val/ m ³	8,1	7,7	5
rezirkulierter Belebtschlamm	g /m ³	5719	6090	6

5 Schlußbemerkungen

Es wurde versucht, die hohe Komplexität der in einer Kläranlage ablaufenden biologischen Prozesse mathematisch darzustellen. Dabei stellte sich heraus, daß einige Prozesse wie Kohlenstoff- und Stickstoffelimination genau bekannt sind. Andere Prozesse wie die Phosphorelimination sind ungenügend bekannt. Keinesfalls ist aber die Komplexität der Modelle mit der Komplexität der Prozesse vergleichbar. Trotz dieser Schwäche können die Modelle zur Simulation von Kläranlagen eingesetzt werden. Dabei kann durch intensives Prozeßstudium die Anwendbarkeit der Modelle künftig verbessert werden.

Literatur

- Bitton, G. (1994); *Wastewater Microbiology*. Wiley, New York.
- Bogdan, L., Lomotowski, J., Nahorski, Z., Studzinski, J., Szetela, R. (1997): Modelling of Municipal Wastewater Treatment Plant in Rzeszow. Proceedings of 4th International Symposium on Methods and Models in Automation and Robotics, 26 - 29 August, Miedzyzdroje (Poland).
- Henze, M., Grady Jr., C.P.L., Marais, G.R., Matsuo, T. (1987): Activated Sludge Model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1, IAWPRC London.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C., Marais, G.R. (1995): Activated Sludge Model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Reports No. 3, IAWQ London.
- Szetela, R. (1990): Ein dynamisches Modell der mit Belebtschlamm betriebenen Kläranlage. Prace Naukowe Instytutu Ochrony Srodowiska Politechniki Wroclawskiej nr. 64, Seria: Monografie nr. 32, Wydawnictwo Politechniki Wroclawskiej, Wroclaw (in Polnisch).
- Szetela, R., Studzinski, J., Lomotowski, J. (1997): Computer Simulation of Sewage Purification Plants for Control and Design. Proceedings of ESS97, 19 - 22 Oct., Passau.
- Traczewska, T.M. (1997): Biotische und abiotische Bedingungen der Blähschlamm-bildung. *Ochrona Srodowiska* 2, 29 - 32 (in Polnisch).
- Wanner, J. and Grau, P. (1989): Identification of filamentous microorganisms from activated sludge: compromise between wishes and possibilities. *Water Research* 4, 1541 - 1546.



