

## BAKTERIOLOGISCHE UND CHEMISCHE CHARAKTERISIERUNG VERSCHIEDENER BELÜFTETER ABWASSERTEICHE IM LÄNDLICHEN RAUM

Hans-Joachim Lorch und Johannes C.G. Ottow

### ABSTRACT

Aerated sewage ponds are widely used particularly in rural regions. However, the need of protecting surface waters from eutrophication requires an increased efficiency of these ponds with respect to the removal of nitrogen. For the present study a simple aerated pond (Hatzbachtal), an aerated pond in connection with a trickling filter (Anzefahr), and an aerated pond equipped with a rotating disc (Reddehausen) were selected. Beginning March 1988, chemical and bacteriological investigations were regularly carried out, in various compartments. Organic load and mineralization rates were different in all compartments of the ponds. However, the density of saprophytic bacteria showed little differences and reached only about  $10^6$  counts/ml. Throughout the study high nitrification rates were found, both in the trickling filter (Anzefahr) and in the rotating disc (Reddehausen). Enhanced denitrification was achieved after recirculating the nitrified water to the ponds. In the aerated sewage pond Hatzbachtal nitrogen turnover was neglectable. Especially nitrification and denitrification needs to be significantly increased. Before aerated sewage ponds will meet the requirements of an advanced waste water purification in the future.

keywords: *aerated sewage ponds, saprophytic bacteria, trickling filter, rotating disc, nitrogen removal, nitrification, denitrification*

### 1. EINLEITUNG

Zur Zeit werden in der Bundesrepublik Deutschland die Abwässer von ca. 85 % der Bevölkerung mechanisch und biologisch gereinigt. In Ballungsräumen beträgt der Anteil nahezu 100 %. Im ländlichen Raum dagegen muß die Abwasserentsorgung weiterhin intensiviert werden. Aufgrund der meist hohen Kanalisationskosten kommen in ländlichen Gebieten bevorzugt dezentrale Abwasserreinigungsanlagen zum Einsatz. Insbesondere naturnahe Verfahren, wie belüftete Abwasserteiche, werden in Bayern, Hessen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein in großer Anzahl betrieben (KAYSER und FRÖSE 1986; SCHLEYPEN 1986). Belüftete Abwasserteiche sind 1.) kostengünstig und wartungsarm, haben 2.) ein relativ großes Pufferungsvermögen und sind somit unempfindlich gegenüber Belastungsschwankungen sowie Stoßbelastungen, und weisen 3.) eine einfache Schlammbehandlung auf. Diesen Vorteilen steht als Nachteil die geringe Nitrifikationsleistung gegenüber (ATV 1986). Infolgedessen gelangt das im Rohabwasser enthaltene und bei der Mineralisierung organischer Stickstoffverbindungen freiwerdende Ammonium in die Vorfluter, was zu einer zusätzlichen Sauerstoffzehrung (Nitrifikation) in unseren Gewässern führen kann. Auch gelten Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Nitrit) als Störstoffe, welche die Vitalität besonders sensibler Organismen beeinträchtigen und in hohen Konzentrationen fischtoxisch wirken können. Darüber hinaus trägt Stickstoff mit Phosphat zur Eutrophierung der Gewässer bei. Da es Ziel des Gewässerschutzes ist, die Gewässergüteklasse II unterhalb der Einleitungsstellen von Kläranlagen einzuhalten, müssen die Anforderungen an Abwasserteiche gesteigert werden. Bei leistungsschwachen Vorflutern wird die N-Reduzierung zum Zwangspunkt der Abwasserbehandlung (MIETHE 1986). Dies betrifft besonders Abwasserteiche, da diese Anlagen ihre Abwässer vorwiegend in kleine

Fließgewässer (Oberläufe; Bäche) einleiten. Vor diesem Hintergrund stehen die Überlegungen, belüftete Abwasserteiche mit zusätzlichen Festbettreaktoren auszustatten, um die erforderliche Reinigungsleistung zu erhalten (WOLF 1983, 1984). Über Stoffumsatz und ökologische Bedingungen in den einzelnen Kompartimenten von belüfteten Teichanlagen ist bis heute jedoch kaum etwas bekannt.

## 2. MATERIAL UND METHODEN

### 2.1 Beschreibung der Anlagen

Als Objekte wurden die belüfteten Abwasserteichanlagen Hatzbachtal, Anzefahr und Reddehausen im Raum Marburg-Kirchhain (Hessen) gewählt. Bei den genannten Anlagen handelt es sich um mehrstufige Teichanlagen, die sich aus ein oder mehreren hintereinander geschalteten belüfteten Teichen und Festbettreaktoren (PVC-Folie, Tropfkörper oder Scheibentauchkörper) zusammensetzen. In Tab. 1 sind die Bemessungsdaten der Anlagen dargestellt. In der Teichanlage Hatzbachtal wird das zufließende Rohabwasser durch eine Schneckenpumpe angehoben und auf zwei Parallelteiche (1. Teichstufe) verteilt. In der dritten Reinigungsstufe (Teich 3) ist ein Festbettreaktor aus PVC-Folien installiert. Sowohl in Anzefahr als auch in Reddehausen sind den belüfteten Teichen technische Stufen (Tropfkörper bzw. Scheibentauchkörper) nachgeschaltet, von denen die Rückführung eines Teilstroms des Wassers in den Zulauf (Reddehausen) bzw. ersten Teich (Anzefahr) erfolgt.

**Tab. 1:** Bemessungsdaten der untersuchten Abwasserteichanlagen

	Hatzbachtal	Anzefahr	Reddehausen
Ausbaugröße (EGW)	2600	1300	500
BSB <sub>5</sub> -Fracht (kg/d)	76 (30-176)	82 (39-172)	16 (2-47)
Zufluß (m <sup>3</sup> /d)	1070 (381-3125)	312 (129-1023)	113 (17-346)
Klärsystem	4 belüftete Teiche Festbett (PVC-Folie) Nachklärteich	1 belüfteter Teich Tropfkörper Nachklärteich	2 belüftete Teiche Scheibentauchkörper Nachklärteich
Oberfläche, ges. (m <sup>2</sup> )	4956	11720	2480
belüftete Teiche	3854	720	806
Festbettreaktoren	1102	11000	1674
BSB <sub>5</sub> -Flächenbelastung (g/m <sup>2</sup> x d)	15,3	7,0	6,5

### 2.2 Proben

Stichproben wurden in vierwöchigen (Hatzbachtal, n = 14) und zwei- bis dreimonatigen (Reddehausen und Anzefahr, n = 8) Abständen jeweils vormittags am Zulauf und den Abläufen der einzelnen Reinigungsstufen entnommen. Die Wasserproben wurden mittels Kühlflaschen ins Labor transportiert und dort auf ihren Gehalt an leicht mineralisierbarer organischer Substanz (KMnO<sub>4</sub>-Verbrauch, unfiltrierte Probe), Ammonium, Nitrit, Nitrat und ortho-Phosphat analysiert (DEV 1975, MERCK). Die Populationsdichten an saprophytischen Bakterien wurden in Flüssigmedien mit Hilfe der "most probable number"-Methode (MPN/ml) bestimmt (LORCH, OTTOW 1987). Die Messung der Wassertemperatur, des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes erfolgte vor Ort in den Teichen oder jeweiligen Abläufen.

### 3. ERGEBNISSE

#### 3.1 Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt

Die Wassertemperatur in den Abwasserteichanlagen wies einen jahreszeitlich geprägten Rhythmus auf. Ihr Verlauf schwankte je nach Standort und Lage der einzelnen Teiche zwischen 4,0 und 17,5 °C (Hatzbachtal), 3,1 und 23,2 °C (Reddehausen) sowie 3,9 und 20,8 °C (Anzefahr). Die pH-Werte (Tab. 2) lagen in allen Anlagen meist über dem Neutralpunkt. Hierbei wiesen die Zuläufe jeweils höhere pH-Werte als die nachfolgenden Reinigungsstufen auf. Der hohe Wert im Nachklärteich von Reddehausen (pH = 9,3) im April 1989 ist wahrscheinlich auf eine Massenentwicklung von Algen zurückzuführen. Trotz Belüftung traten in den ersten Teichen im Sommer hohe Sauerstoffdefizite auf (Tab. 3). Im dritten Teich bzw. in den technischen Stufen waren die Sauerstoffverhältnisse günstiger und sanken ganzjährig nie unter 2 mg O<sub>2</sub>/l. Hierbei fällt insbesondere der ausgeglichene Sauerstoffgehalt im Tropfkörper von Anzefahr auf. Die Nachklärteiche waren wiederum durch extreme Schwankungen geprägt, da ihr Sauerstoffhaushalt nur durch den natürlichen Eintrag und/oder die massenhafte Entwicklung phototropher Organismen (z.B. Reddehausen) bestimmt wurde.

**Tab. 2:** pH-Werte im Zulauf und in den einzelnen Reinigungsstufen der Abwasserteichanlagen Hatzbachtal (März 1988 - März 1989), Anzefahr und Reddehausen (März 1988 - Juni 1989)

	Hatzbachtal	Anzefahr	Reddehausen
Zulauf	7,4 (7,0 - 7,6)*	8,2 (6,4 - 8,9)	7,6 (7,6 - 8,6)
Belüfteter Teich 1	7,3 (6,6 - 7,8)	7,3 (6,4 - 8,0)	7,2 (6,8 - 7,5)
Belüfteter Teich 2	7,5 (6,9 - 7,9)		7,3 (6,8 - 7,5)
Belüfteter Teich 3/ Technische Stufe	7,5 (7,0 - 8,0)	7,5** (6,5 - 8,4)	7,0*** (6,8 - 7,3)
Nachklärteich	7,4 (7,0 - 7,8)	7,2 (6,6 - 8,0)	7,6 (6,8 - 9,3)

\* Extremwerte; \*\* Tropfkörper; \*\*\* Scheibentauchkörper

**Tab. 3:** Sauerstoffgehalt (mg O<sub>2</sub>/l) in den Reinigungsstufen der Abwasserteichanlagen Hatzbachtal (März 1988 - März 1989), Anzefahr und Reddehausen (März 1988 - Juni 1989)

	Hatzbachtal	Anzefahr	Reddehausen
Belüfteter Teich 1	5,0 (0,5 - 10,0)*	4,0 (0,6 - 8,2)	2,0 (0,2 - 6,9)
Belüfteter Teich 2	5,7 (2,9 - 9,2)		3,0 (0,1 - 7,1)
Belüfteter Teich 3/ Technische Stufe	6,1 (2,9 - 10,3)	8,8** (8,1 - 9,7)	5,3*** (2,9 - 8,7)
Nachklärteich	3,2 (0,2 - 6,7)	1,9 (0,0 - 7,9)	4,2 (0,7 - 15,5)

\* Extremwerte; \*\* Tropfkörper; \*\*\* Scheibentauchkörper

### 3.2 Leicht mineralisierbare organische Substanz

Die unterschiedliche Zufuhr und der Abbau der leicht mineralisierbaren organischen Substanz ist in Tab. 4 dargestellt. Aufgrund des hohen Anteils an Fremdwasser konnten in der Teichanlage Hatzbachtal sowohl die niedrigsten Zulauf- als auch Ablaufkonzentrationen nachgewiesen werden. Dennoch betrug der durchschnittliche Abbaugrad der organischen Substanz hier nur 55 %. Die Anlagen Reddehausen und Anzefahr waren weitaus stärker belastet. Trotz erheblicher Unterschiede in den Zulaufkonzentrationen wurde die organische Substanz bei beiden Anlagen bereits im ersten Teich durch Sedimentation (mechanische Reinigung) und biologischen Abbau auf etwa gleiche Werte reduziert. Die nachfolgenden Reinigungsstufen, sowohl Teiche als auch technische Stufen, erbrachten jeweils nur noch geringere Abbauleistungen. In Reddehausen lag der durchschnittliche Abbaugrad bei 66 %, obwohl diese Anlage während der Untersuchungsperiode durch unerlaubte Einleitung von Jauche zeitweise einer starken Belastung ausgesetzt war. Der höchste Abbaugrad mit 74 % wurde in der Teichanlage Anzefahr erreicht. Dennoch sind hier die CSB-KMnO<sub>4</sub> Ablaufkonzentrationen mit maximal 122 mg/l als bedenklich hoch zu bewerten.

**Tab. 4:** Konzentrationen der leicht mineralisierbaren organischen Substanz (CSB-KMnO<sub>4</sub> mg/l, unfiltrierte Probe) im Zulauf und in den einzelnen Reinigungsstufen der Abwasserteichanlagen Hatzbachtal (März 1988 - März 1989), Anzefahr und Reddehausen (März 1988 - Juni 1989)

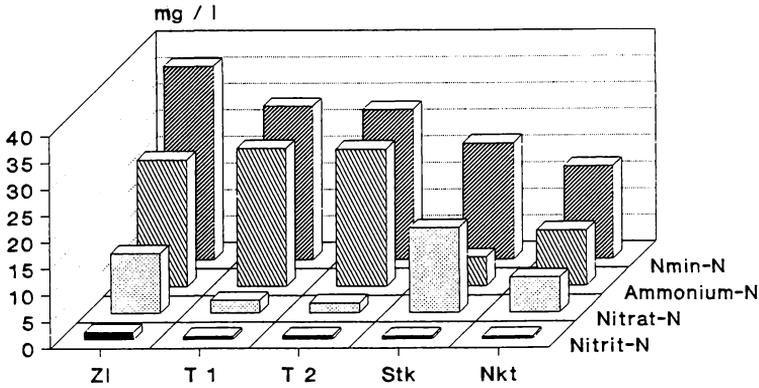
	Hatzbachtal	Anzefahr	Reddehausen
Zulauf	77 (26 - 146)*	400 (115 - 697)	189 (116 - 347)
Belüfteter Teich 1	49 (31 - 85)	137 (55 - 191)	131 (50 - 292)
Belüfteter Teich 2	41 (30 - 53)		91 (39 - 126)
Belüfteter Teich 3/ Technische Stufe	31 (25 - 38)	108 (62 - 179)**	80 (34 - 112)***
Nachklärteich	28 (24 - 34)	85 (54 - 122)	60 (28 - 64)

\* Extremwerte; \*\* Tropfkörper; \*\*\* Scheibentauchkörper

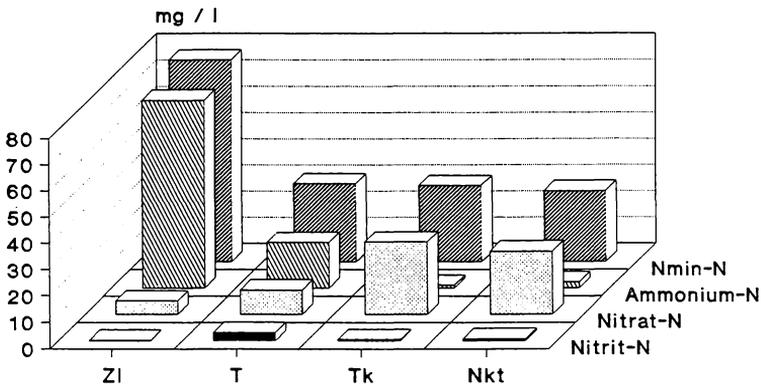
### 3.3 Anorganischer Stickstoff und ortho-Phosphat

Deutliche Stickstoffumsetzungen wurden in den Abwasserteichanlagen Reddehausen (Abb.1) und Anzefahr (Abb. 2) festgestellt. Im Scheibentauchkörper bzw. im Tropfkörper kam es zu einer effektiven Oxidation des Ammoniums zu Nitrat, sodaß im Ablauf dieser technischen Reinigungsstufen im Mittel 5,4 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/l (Reddehausen) und 1,1 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/l (Anzefahr) erreicht wurden. Nur in den Wintermonaten verringerte sich die Nitrifikationsleistung geringfügig. Korrespondierend mit der Ammoniumabnahme erfolgte ein Anstieg der Nitratkonzentration. Durch Teilrückführung des nitratreichen Wassers zum Zulauf bzw. Teich erhöhte sich dort der Nitratgehalt. Auffallend ist ebenfalls, daß im Ablauf des Nachklärteiches von Reddehausen wieder höhere Ammoniumkonzentrationen gemessen wurden als im Ablauf des Scheibentauchkörpers. Die gleichzeitige Verringerung der Nitratkonzentration könnte auf eine Nitratammonifikation im Nachklärteich zurückzuführen sein. Im Gegensatz zu den Abwasserteichanlagen Reddehausen und Anzefahr konnten in Hatzbachtal nur geringe Stickstoffumsetzungen festgestellt werden (Abb. 3). Hier wiesen die Ablaufkonzentrationen von Ammonium und oxidiertem Stickstoff im Vergleich zum Zulauf nur geringfügige Veränderungen auf. Eine Verminderung der Phosphatkonzentration erfolgte in allen Teichanlagen fast aus-

schließlich in der ersten Reinigungsstufe (Abb. 4). Wahrscheinlich wird ein geringer Anteil des Phosphats durch anabolische Vorgänge in die Biomasse eingebaut, während der größere Teil durch Ausflockung (Bildung von schwerlöslichem  $\text{FePO}_4$ ) dem Wasser entzogen und im Sediment festgelegt wird. In den nachfolgenden Stufen war die Phosphatreduktion nur noch unerheblich. In der Teichanlage Hatzbachtal dürfte die starke Verdünnung des Rohabwassers von größerer Bedeutung sein als eine wirkliche Elimination in den Teichen, so daß hier Ablaufkonzentrationen von 1,3 bis 3,2 mg/l nachgewiesen wurden. Höher lag der Phosphatgehalt in den beiden anderen Teichanlagen. Hier erreichte er Werte von 3,1 bis 6,3 mg/l (Reddehausen) bzw. 2,8 bis 7,5 mg/l (Anzefahr).



**Abb. 1:** Mittelwerte der anorganischen Stickstoffkonzentrationen in der Abwasserteichanlage Reddehausen, März 1988 - Juni 1989, n = 8 (ZI = Zulauf, T1 und T2 = belüftete Teiche, Stk = Scheibentauchkörper, Nkt = Nachklärteich)



**Abb. 2:** Mittelwerte der anorganischen Stickstoffkonzentrationen in der Abwasserteichanlage Anzefahr, März '88 - Juni '89, n = 8 (ZI = Zulauf, T = belüfteter Teich, Tk = Tropfkörper, Nkt = Nachklärteich)

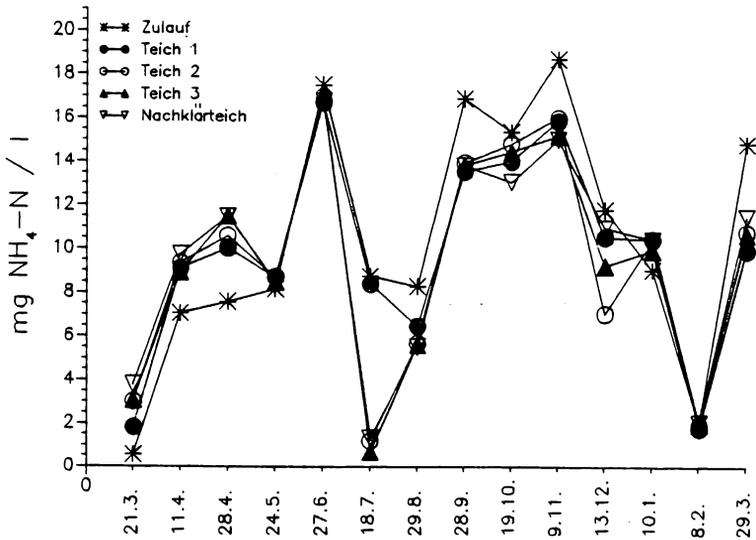


Abb. 3: Verlauf der Ammoniumkonzentration in der Abwasserteichanlage Hatzbachtal - belüfteter Teich 3 mit Festbett aus PVC-Folien -, März 1988 - März 1989, n = 14

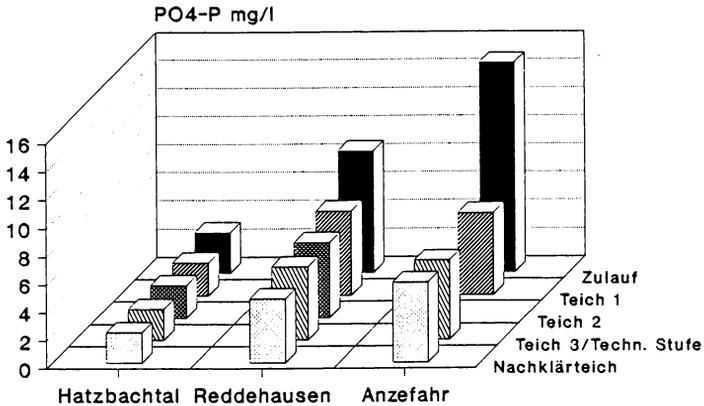


Abb. 4: Mittelwerte der ortho-Phosphatkonzentrationen in den Abwasserteichanlagen Hatzbachtal (n = 14), Reddehausen (n = 8) und Anzefahr (n = 8)

### 3.4 Saprophytische Bakterien und coliforme Keime

Die Populationsdichten an saprophytischen Bakterien (Abb. 5) wiesen in den drei Teichanlagen nur geringe Unterschiede auf. Die höchsten Keimzahlen (zwischen  $10^6$  und  $10^7$  Keime/ml) wurden jeweils im Rohabwasser (Zulauf) festgestellt. In den ersten belüfteten Teichen waren nur noch  $10^5$  bis  $10^6$  Keime/ml nachweisbar. In den nachfolgenden Reinigungsstufen ver-

ringerte sich die Zahl der saprophytischen Bakterien weiter und erreichte Werte von  $10^4$  bis  $10^5$  Keime/ml in den Abläufen der Nachklärteiche. Eine Beziehung der Keimzahl zur Konzentration an leicht mineralisierbarer organischer Substanz besteht offenbar nicht. Ebenso wenig scheint der Verlauf der Populationsdichten jahreszeitlich geprägt zu sein. Als Indikator des hygienischen Gewässerzustandes wird die Dichte der coliformen Keimen herangezogen. Je nach Anlage enthielten die Zuläufe zwischen  $10^4$  (Hatzbachtal) und  $10^5$  (Anzefahr) Keime/ml (Abb. 6). In allen Teichanlagen konnten jedoch bereits im Ablauf des ersten Teiches nur noch  $10^3$  Keime/ml nachgewiesen werden. Im nachfolgenden Reinigungsprozeß und insbesondere in den Nachklärteichen kam es zu einer weiteren Reduktion der Coliformen, sodaß im Ablauf von Reddehausen und Hatzbachtal im Durchschnitt weniger als 100 Keime/ml festgestellt wurden. Dagegen war der Ablauf von Anzefahr noch übermäßig stark kontaminiert, was aus hygienischer Sicht als bedenklich zu bezeichnen ist.

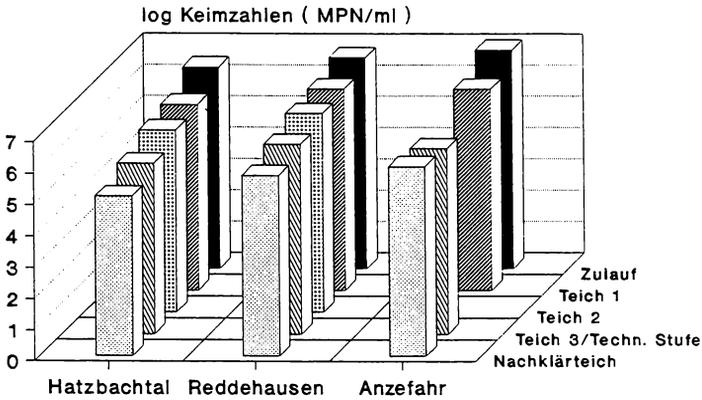


Abb. 5: Mittelwerte der log-Keimzahlen an saprophytischen Bakterien in den Abwasserteichanlagen Hatzbachtal (n = 14), Reddehausen (n = 8) und Anzefahr (n = 8)

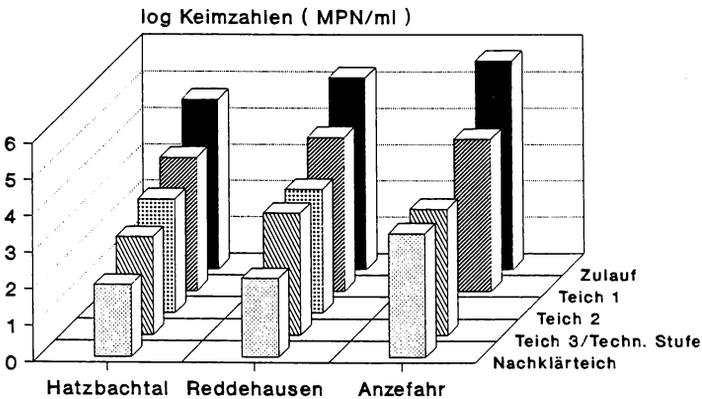


Abb. 6: Mittelwerte der log-Keimzahlen coliformer Bakterien in den Abwasserteichanlagen Hatzbachtal (n = 14), Reddehausen (n = 8) und Anzefahr (n = 8)

#### 4. DISKUSSION

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse scheint es kaum zur Anreicherung einer bakteriellen Biomasse in den einzelnen Teichstufen der untersuchten Anlagen zu kommen. Vielmehr lassen die Gesamtkeimzahlen an Bakterien in den sehr unterschiedlich belasteten Anlagen keine signifikanten Unterschiede erkennen. Auch von SCHWARZ, SCHMIDT (1975) werden für das Stabilisierungsteichsystem Warnitz Gesamtkeimzahlen in etwa der gleichen Größenordnung angegeben. Im Vergleich zu Belebungsanlagen liegt die Bakteriendichte sogar ein bis zwei Zehnerpotenzen niedriger und entspricht somit eher der Konzentration an Keimen, wie sie für polysaprobe Fließgewässer kennzeichnend sind (SLADECEK 1973). Unter diesem Gesichtspunkt lassen sich belüftete Abwasserteiche besser als "Ausschwemmreaktoren" bezeichnen, deren Reinigungsleistung primär vom Schlammalter bzw. von der Aufenthaltszeit des Wassers in den einzelnen Teichstufen bestimmt wird (SPIES, MUSKAT 1985). Diese Verfahrensweise ist allenfalls für den Kohlenstoffabbau ausreichend, doch für die Forderungen der weitergehenden Abwasserreinigung hinsichtlich der Nitrifikation stellen Anlagen dieser Art künftig ein entscheidendes Problem dar (FESEL 1986). Infolgedessen besteht die Gefahr, daß die zahlreichen Teichanlagen in Zukunft zu Sanierungsfällen werden, wenn die erhöhten Anforderungen der Abwasserreinigung auch auf kleinere Anlagen ausgedehnt werden. Zu schnelle Durchlaufzeiten und nur geringe Aufwuchsflächen lassen auch bei günstigen Randbedingungen (pH-Wert, Temperatur u.a.) eine intensive Entwicklung der langsam wachsenden, bevorzugt sessilen Nitrifikanten (*Nitrosomonas* spp. und *Nitrobacter* spp.) nicht zu. Folglich findet in den belüfteten Teichen von Hatzbachtal, Reddehausen und Anzefahr keine bzw. nur eine unzureichende Ammoniumoxidation statt. Auch der Einbau von kleinen Festbetten - wie in der Abwasserteichanlage Hatzbachtal (Teich 3) und versuchsweise auch in anderen belüfteten Teichanlagen vorgenommen (FREUND 1986) - führt nicht zu einer wesentlichen Steigerung der Nitrifikationsleistung, wahrscheinlich aufgrund einer zu hohen Flächenbelastung mit organischen Schmutzstoffen (vgl. Tab. 1). Erfahrungswerte haben gezeigt, daß erst bei einer BSB<sub>5</sub>-Flächenbelastung von < 10 g/(m<sup>2</sup>\*d) mit einer weitgehenden Nitrifikation zu rechnen wäre (ATV 1986; POPEL 1986). Diese Bedingungen werden aber nur mit den kostenintensiven technischen Stufen (Scheibentauchkörper bzw. Tropfkörper) in Reddehausen und Anzefahr erreicht. Die Nitrifikation stellt jedoch die entscheidende Voraussetzung für eine weitergehende Elimination des Stickstoffs (z.B. über Denitrifikation) dar. Der Denitrifikationsprozeß setzt aber das zeitliche und/oder lokale Zusammentreffen von Nitrat, leicht mineralisierbarer organischer Substanz und intensiver O<sub>2</sub>-Zehrung voraus, damit denitrifizierende Bakterien Nitrat als alternativen Elektronenakzeptor verwenden können (OTTOW, FABIG 1984). Die Abnahme der Stickstoffkonzentration vom Rohabwasser (Zulauf) zum Ablauf des ersten Teichs - insbesondere in Anzefahr (vgl. Abb. 2) - könnte darauf hindeuten, daß in diesem Kompartiment eine intensive Denitrifikation zur Elimination des Stickstoffs (gasförmiges Entweichen von N<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O) geführt hat. Die Stickstoffeliminationsleistungen in den Abwasserteichanlagen Anzefahr und Reddehausen werden jedoch durch die Teilrückführung des Wassers begrenzt, sodaß die Ablaufkonzentrationen der Nachklärteiche immer noch durchschnittlich 15 bis 20 mg N<sub>min</sub>/l betragen. Weitergehende Untersuchungen zur Quantifizierung der Stickstoffumsetzungen und -eliminationsraten in unterschiedlich betriebenen Abwasserteichen sind dringend notwendig, um praktikable Lösungen für die Erweiterung (Sanierung) von belüfteten Abwasserteichanlagen aufzeigen zu können.

#### Danksagung

Unser Dank gilt Frau Rita Geißler-Plaum - Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - und Herrn Dr.-Ing. Kurt-H. Gerhards - Abwasserzweckverband Marburg-Kirchhain, 6300 Gießen - für die Unterstützung bei diesen Untersuchungen.

#### LITERATUR

- ATV, 1986: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser. - Abwassertechnische Vereinigung, Arbeitsblatt A 201.  
DEV, 1975: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. - Verl. Chemie, Weinheim.

- FESEL U., 1986: Reinigungsleistung kommunaler Kläranlagen in Hessen 1981-1985. - Schriftenr. Umweltplanung und Umweltschutz H. 43, Hess. Landesanst. für Umwelt, Wiesbaden.
- FREUND E., 1986: Stickstoffumsatz in belüfteten Abwasserteichen - Erfahrungen in Hessen. - Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenr. Fachgeb. Siedlungswasserwirtschaft Univ.-GHS Kassel 1/1986: 328-340.
- KAYSER R., FRÖSE G., 1986: Erfahrungen mit kommunalen Abwasserteichen in Norddeutschland. - Schriftenr. Inst. für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt, WAR 26: 187-211.
- LORCH H.-J., OTTOW J.C.G., 1987: Bakterien in der fließenden Welle als Anzeiger der Gewässergüte unterschiedlich belasteter Zonen eines Fließgewässers. - VDLUFA-Schriftenr. 23: 967-982.
- MERCK E., o.J.: Die Untersuchung von Wasser. - Fa. E. Merck, Darmstadt.
- MIETHE H.-W., 1986: Weitergehende Anforderung an die Abwasserreinigungsverfahren im Hinblick auf Nitrifikation und Nährstoffreduzierung. - Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenr. Fachgeb. Siedlungswasserwirtschaft Univ.-GHS Kassel 1/1986: 316-327.
- OTTOW J.C.G., FABIG W., 1984: Einfluß der Sauerstoffbegasung auf die Denitrifikationsintensität (aerobe Denitrifikation) und das Redoxniveau unterschiedlicher Bakterien. - Landwirtsch. Forsch. 37: 453-470.
- PÖPEL H.J., 1986: Stickstoffoxidation und Nährstoffelimination der naturnahen Verfahren - Bilanz des 9. Wassertechnischen Seminars der TH Darmstadt. - Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenr. Fachgeb. Siedlungswasserwirtschaft Univ.-GHS Kassel 1/1986: 341-357.
- SCHLEYPEN P., 1986: Bemessung, Reinigungsleistung und Kosten von Abwasserteichen in Bayern. - Schriftenr. Inst. für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt, WAR 26: 163-186.
- SCHWARZ S., SCHMIDT G.P., 1975: Biologische und bakteriologische Aspekte der Abwasserreinigung im Stabilisierungsteichsystem Warnitz. - Acta hydrochim. hydrobiol. 3: 173-178.
- SLADECEK V., 1973: System of water quality from the biological point of view. - Arch. Hydrobiol. Beih. 7: 1-218.
- SPIES P., MUSKAT J., 1986: Erfahrungen mit belüfteten Abwasserteichen. - Korrespondenz Abwasser 2: 142-146.
- WOLF P., 1983: Erfahrungen mit der Abwasserreinigung in belüfteten Teichen und Teichen mit zwischengeschalteten Tropfkörpern oder Scheibentauchkörpern. - gwf-wasser/abwasser 124: 115-118.
- WOLF P., 1984: Nitrifikation und Denitrifikation in Abwasserteichen - Erfahrungen aus Bayern. - Wasser und Boden 11: 543-544.

#### ADRESSE

Dr. H.-J. Lorch  
 Prof. Dr. J.C.G. Ottow  
 Institut für Mikrobiologie und Landeskultur  
 Justus-Liebig-Universität  
 Senckenbergstr. 3  
 D-W-6300 Gießen

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: [19\\_2\\_1990](#)

Autor(en)/Author(s): Ottow Johannes C.G., Lorch Hans-Joachim

Artikel/Article: [Bakteriologische und chemische Charakterisierung verschiedener belüfteter Abwasserteiche im ländlichen Raum 652-660](#)