

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER

Universitätsbibliothek der
Technischen Universität Wien

ENTLEHNBAR

G. USRAEL

FAKTOREN, DIE DIE INAKTIVIERUNG
VON VIREN BEIM BELEBUNGSVER-
FAHREN BEEINFLUSSEN

BAND 35 – WIEN 1980

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER

BAND 35

[erhalten]
G. USRAEL
✓

FAKTOREN, DIE DIE INAKTIVIERUNG VON VIREN BEIM BELEBUNGSVER- FAHREN BEEINFLUSSEN

HERAUSGEBER:
PROF. DR.-ING. W.v.d. EMDE
TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN
INSTITUT FÜR WASSERGÜTE UND
LANDSCHAFTSWASSERBAU

~~116.813 E~~
35

822.421 I

V O R W O R T

Im häuslichen Abwasser sind neben organischen und anorganischen Inhaltsstoffen auch Krankheitserreger des Menschen enthalten. Als Krankheitserreger spielen in diesem Falle Bakterien und Viren eine entscheidende Rolle und können durch den Kreislauf Abwasser-Grundwasser bzw. Oberflächenwasser wieder auf den Menschen übertragen werden. Im Gegensatz zu den Bakterien ist die Nachweismethodik für Viren im Abwasser sehr aufwendig und es ist daher über das Verhalten von Viren bei der Abwasserreinigung noch relativ wenig bekannt.

Die vorliegende Arbeit von Herrn Dipl.Ing.Dr.G. Usrael zeigt die Ergebnisse des Forschungsvorhabens, das vom Institut für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz gemeinsam mit dem Hygieneinstitut der Universität Wien durchgeführt wurde. Die Durchführung der Versuche und deren Auswertung lag in den Händen von Herrn Dr. Usrael, während die umfangreichen mikrobiologischen Untersuchungen unter der Leitung von Frau Prof.Dr.G. Weber am Hygieneinstitut durchgeführt wurden. Unter Verwendung eines Virusmodelles (Staphylokokkenphage 3C) wurden im Labormaßstab quantitative Studien über das Verhalten der Modellviren bei der biologischen Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren ausgeführt. Die Ergebnisse der Standversuche konnten durch ein mathematisches Modell beschrieben werden. Bei allen Versuchen zeigte sich, daß insbesondere die Schlammbelastung der Kläranlage hohen Einfluß auf die Phagenreduktion besitzt. Bei niedriger Schlammbelastung konnte nicht nur in Hinblick auf abwassertechnische Parameter sondern auch auf hygienische Parameter die höchsten Reduktionsraten erreicht werden.

o.Prof.Dr.-Ing.v.d.Emde
Technische Universität Wien

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Kurzauszug	ii
Vorwort	iii
Inhaltsverzeichnis	iv
Verzeichnis der Abbildungen	vi
Verzeichnis der Tabellen	vii
Verzeichnis der Tabellen im Anhang	ix
Bezeichnungen	x
1. Einleitung und Problemstellung	1
2. Aufbau, Vermehrung und Nachweis der Viren	4
2.1 Aufbau der Viren	4
2.2 Vermehrung der Viren	6
2.3 Nachweis von Viren	7
3. Verfahren der Abwasserreinigung und deren Wirksamkeit bei der Eliminierung von Viren	10
3.1 Allgemeines	10
3.2 Mechanische Abwasserreinigung	11
3.3 Virusreduktion bei der mechanischen Abwasserreinigung	11
3.4 Biologische Reinigung	12
3.5 Virusreduktion bei der biologischen Reinigung	14
3.5.1 Tropfkörperverfahren	14
3.5.2 Belebungsverfahren	15
3.5.3 Oxidationsteiche	16
3.6 Schlammbehandlung	17
3.7 Virusreduktion bei der Schlammbehandlung.	18
3.8 Weitergehende Abwasserreinigung	18
3.9 Virusreduktion bei der weitergehenden Abwasserreinigung	19
3.9.1 Chemische Flockung und Fällung	19
3.9.2 Filtration	19
3.9.3 Behandlung mit Aktivkohle	20
3.9.4 Behandlung mit Chlor	20
3.10 Zusammenfassung der Virusreduktion bei der Abwasserreinigung	23
4. Eigene Untersuchungen	24
4.1 Allgemeines	24
4.2 Verwendetes Virusmodell	24
4.3 Standversuche	25
4.3.1 Versuchsanordnung	25
4.3.2 Versuchsprogramm der Standversuche	25

II

	Seite	
4.3.3	Versuchsdurchführung und Auswertung	26
4.3.3.1	Belüftung von Phagen in Leitungswasser (Versuch S 1)	26
4.3.3.2	Belüftung von Phagen in Belebtschlamm mit Luft bzw. Stickstoff (Versuch S 2)	27
4.3.3.3	Belüftung von Phagen in Belebtschlamm mit Luft bzw. abwechselnd Luft - Stick- stoff - Luft (Versuch S 3)	33
4.3.3.4	Belüftung von Phagen im Belebtschlamm bei zweimaliger Phagenzugabe (Versuch S 4)	36
4.3.3.5	Belüftung von Phagen in Belebtschlämmen mit verschiedener Schlammrockensubstanz (Versuch S 5)	38
4.3.3.6	Belüftung von Phagen in Belebtschlämmen von Anlagen unterschiedlicher Schlamm- belastung (Versuch S 6 bis S 9)	44
4.3.4	Zusammenfassung und Diskussion der Ver- suchsergebnisse der Standversuche	52
4.3.4.1	Zusammenfassung	52
4.3.4.2	Diskussion der Versuchsergebnisse	55
4.4	Durchlaufversuche	63
4.4.1	Allgemeines	63
4.4.2	Versuchsordnung	63
4.4.3	Probenahmestellen zur Ermittlung der Phagenkonzentration	66
4.4.4	Abwassertechnische Untersuchungen	66
4.4.5	Versuchsprogramm	68
4.4.6	Versuchsdurchführung der Durchlauf- versuche	68
4.4.6.1	Durchlaufversuch D 1	68
4.4.6.2	Durchlaufversuch D 2 und D 3	69
4.4.6.3	Durchlaufversuche D 4, D 5 und D 6	75
4.4.6.4	Durchlaufversuche D 7, D 8 und D 9	78
4.4.7	Zusammenfassung und Diskussion der Ver- suchsergebnisse der Durchlaufversuche	80
4.4.7.1	Zusammenfassung	80
4.4.7.2	Diskussion der Versuchsergebnisse der Durchlaufversuche	88
5.	Zusammenfassung	95
6.	Anhang	100
	Versuchsergebnisse, Versuchsauswertung	
	Literaturverzeichnis	129

III

Verzeichnis der Abbildungen

	Seite
Abb. 1 Form und Größe von Viren	5
Abb. 2 Standversuch S 1 Belüftung in Leitungswasser	27
Abb. 3 Standversuch S 2 Belüftung mit Luft bzw. Stickstoff	28
Abb. 4 Auswertung Standversuch S 2	28
Abb. 5 Standversuch S 3 Belüftung mit Luft bzw. Luft-Stickstoff- Luft	34
Abb. 6 Auswertung Standversuch S 3	34
Abb. 7 Standversuch S 4 Zweimalige Phageneinsaat	37
Abb. 8 Auswertung Standversuch S 4	37
Abb. 9 Standversuch S 5 Unterschiedliche Trockensubstanz	39
Abb. 10 Auswertung Standversuch S 5	39
Abb. 11 Standversuch S 5 Auswertung nach Lineweaver-Burk	42
Abb. 12 Standversuch S 5 log PhC über TS_R	42
Abb. 13 Standversuch S 5 Phagenendkonzentration über TS_R	43
Abb. 14 Standversuch S 6 Kläranlage Wien-Blumental	47
Abb. 15 Auswertung Standversuch S 6	47
Abb. 16 Standversuch S 7 Kläranlage Baden	48
Abb. 17 Auswertung Standversuch S 7	48
Abb. 18 Standversuch S 8 Kläranlage Leopoldsdorf	49
Abb. 19 Auswertung Standversuch S 8	49
Abb. 20 Standversuch S 9 Kläranlage Gaaden	51
Abb. 21 Auswertung Standversuch S 9	51
Abb. 22 Standversuche S 6 - S 9 Auswertung nach Lineweaver-Burk	53
Abb. 23 Standversuche S 6 - S 9 log PhC über $1/B_{TS}$	53

IV

Seite

Abb. 24	Phagen in Schlamm und Filtrat	57
Abb. 25	Auswertung Versuche MALINA	59
Abb. 26	Standversuch S 5 Auswertung nach Freundlich	61
Abb. 27	Modellanlage für Durchlaufversuche D 1 - D 6	64
Abb. 28	Modellanlage für Durchlaufversuche D 7 - D 9	65
Abb. 29	Meßeinrichtung zur Bestimmung des Sauerstoffverbrauches der Mikro- organismen im Belebungsbecken	67
Abb. 30	Durchlaufversuch D 1	70
Abb. 31	Durchlaufversuch D 2	73
Abb. 32	Durchlaufversuch D 3	74
Abb. 33	Durchlaufversuche D 4, D 5, D 6	76
Abb. 34	Durchlaufversuch D 7	81
Abb. 35	Durchlaufversuch D 8	82
Abb. 36	Durchlaufversuch D 9	83
Abb. 37	Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen bei Durchlaufversuchen D 1 - D 9 (rechnerisch und gemessen)	87
Abb. 38	BSB ₅ -Ablauf bei Durchlaufversuchen D 1 - D 9	87
Abb. 39	Durchlaufversuche D 1 - D 9 Auswertung nach Freundlich	89
Abb. 40	Durchlaufversuche D 1 - D 9 Auswertung nach Lineweaver-Burk	91
Abb. 41	Durchlaufversuche D 1 - D 9 log PhC _D über 1/B _{TS}	91
Abb. 42	Restphagengehalt über B _{TS}	93
Abb. 43	Restphagengehalt über Phagenbeschickung	94

Verzeichnis der Tabellen

	Seite
Tab. 1 Übersicht über wichtige Virusgruppen	6
Tab. 2 Virusreduktion bei mechanischer Abwasserreinigung	12
Tab. 3 Virusreduktion beim Tropfkörperverfahren	14
Tab. 4 Virusreduktion beim Belebungsverfahren	15
Tab. 5 Virusreduktion bei Oxidationsteichen	17
Tab. 6 Virusreduktion bei Behandlung mit Chlor	22
Tab. 7 Standversuch S 5	40
Tab. 8 Standversuche S 6 - S 9 Untersuchte Kläranlagen	46
Tab. 9 Standversuche S 6 - S 9 Versuchsergebnisse	50
Tab. 10 Ergebnisse Standversuche S 1 - S 9	56
Tab. 11 Versuch 1 (MALINA)	58
Tab. 12 Versuch 2 (MALINA)	58
Tab. 13 Durchlaufversuch D 1	69
Tab. 14 Durchlaufversuche D 2, D 3	72
Tab. 15 Durchlaufversuche D 4, D 5, D 6	77
Tab. 16 Durchlaufversuche D 7, D 8, D 9	79
Tab. 17 Ergebnisse Durchlaufversuche D 1 - D 9	85
Tab. 18 Sauerstoffverbrauch OV für Durchlaufversuche D 1 - D 9	86
Tab. 19 Wirkungsgrad Phagenreduktion bei Durchlaufversuchen	92

VI

Verzeichnis der Tabellen im AnhangVersuchsergebnisse
Versuchsauswertung

Tab.		Seite
A-1	Standversuch S 1	101
A-2	Standversuch S 2	102
A-3	Standversuch S 3	103
A-4	Standversuch S 4	104
A-5	Standversuch S 5	105
A-6	Standversuch S 5	106
A-7	Standversuch S 5	107
A-8	Standversuch S 6	108
A-9	Standversuch S 7	109
A-10	Standversuch S 8	110
A-11	Standversuch S 9	111
A-12	Standversuche S 6 - S 9	112
A-13	Durchlaufversuch D 1	113
A-14	Durchlaufversuche D 2 und D 3	114
A-15	Durchlaufversuche D 2 und D 3	116
A-16	Durchlaufversuch D 4	117
A-17	Durchlaufversuch D 5	118
A-18	Durchlaufversuch D 6	119
A-19	Durchlaufversuch D 7	120
A-20	Durchlaufversuch D 8	123
A-21	Durchlaufversuch D 9	126

VII

Bezeichnungen

c_t	Phagenkonzentration zur Zeit t	Ph/ml
c_o	Phagenkonzentration zur Zeit $t=0$	Ph/ml
c_e	Phagengleichgewichtskonzentration zur Zeit $t=\infty$	Ph/ml
Z_t	$\log c_t$	
Z_o	$\log c_o$	
Z_e	$\log c_e$	
k_{Ph}	Inaktivierungskonstante	h^{-1}
η_{Ph}	Wirkungsgrad der Phagenreduktion	%
$100-\eta_{Ph}$	Restphagengehalt im Ablauf	%
PhC	Phagenreduktionsvermögen Standvers.	Ph/ml.h
PhC _D	Phagenreduktionsvermögen Durchlaufversuch	Ph/ml.h
X/M	adsorbierte Phagenanzahl pro mg Trockensubstanz	Ph/mg
$k, 1/n$	Konstante nach Freundlich	
TS _R	Schlamm Trockensubstanz	g/l
B _R	BSB-Raubelastung	kg BSB ₅ /m ³ .d
B _{TS}	BSB-Schlammbelastung	kg BSB ₅ /kg.d
BSB ₅	Biochem. Sauerstoffbedarf	mg/l
COD	Chem. Sauerstoffbedarf	mg/l
TOC	gesamt.organ. Kohlenstoff	mg/l
q _R	Raubeschickung	l Abw./l Becken.d
q _{R, Ph}	Phagenraumbeschickung	Ph/l Becken.d
OV _S	Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen	mg O ₂ /l.h

1. Einleitung und Problemstellung

Durch den steigenden Wasserbedarf, der durch die Zusammenballung der Bevölkerung in den Städten und die Erfüllung zivilisatorischer Bedürfnisse entsteht, nimmt der Abwasseranfall ständig zu und beeinträchtigt die Wassergüte in Flüssen und Seen in erheblichem Ausmaß. Da heute die Bereitstellung ausreichender Wassermengen für Trink- und Nutzzwecke aus dem Grund- und Quellwasser allein nicht mehr möglich ist, müssen immer häufiger Uferfiltrat und auch Oberflächenwasser nach Aufbereitung zur Deckung des Wasserbedarfes, insbesondere in ariden Gebieten, herangezogen werden.

Da jedoch häusliches Abwasser neben mineralischen, organischen und anorganischen Inhaltsstoffen meist auch Krankheitserreger vom Menschen enthält, steigt die Gefahr einer Übertragung pathogener Mikroorganismen auf dem Wasserwege. Auch Wassersport, insbesondere Schwimmen in verunreinigtem Oberflächenwasser, kann zur Infektion und Erkrankung von Menschen führen.

Für Trinkwasserepidemien ist ihr explosionsartiges Auftreten charakteristisch, weil zu gleicher Zeit verseuchtes Wasser von vielen Personen getrunken wird und die Erkrankungen innerhalb der Schwankungen der Inkubationszeit gleichzeitig auftreten. Solche Seuchen entstehen dadurch, daß die Krankheitserreger oral aufgenommen werden und in den Magen-Darm-Trakt des Menschen gelangen. Sie vermehren sich im Darm und werden mit dem Stuhl ins Abwasser abgegeben. Gelangen diese Krankheitserreger über Abwasser - Grundwasser oder auch Oberflächenwasser wieder ins Trinkwasser, so ist der Infektionszyklus geschlossen. Krankheitserreger können jedoch nicht nur von Erkrankten ausgeschieden werden. Auch gesunde Menschen

können unter besonderen Umständen Krankheitserreger ausscheiden.

In unseren Breiten spielen Bakterien und Viren als Erreger der "water borne diseases" eine wichtige Rolle. Parasiten (Protozoen und Würmer) sind dagegen von untergeordneter Bedeutung; Erkrankungen durch diese Erreger treten bei uns meist in Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Abwasser-
verwertung auf, wenn die hygienischen Forderungen nicht gewahrt sind.

Zu den Erregern der bakteriellen Erkrankungen zählen in erster Linie die Bakterien der Salmonella-Gruppe, zu deren wichtigsten Vertretern die Erreger von Typhus und Paratyphus gehören. Auf Typhus-Bakterien ist eine große Anzahl von Epidemien in Europa und Amerika im 19. und 20. Jahrhundert zurückzuführen. Mit einer Verbesserung der hygienischen Verhältnisse sind diese Seuchen jedoch fast vollständig verdrängt worden.

Während wir über die Krankheitserreger bakterieller Natur schon sehr genau informiert sind, ist unsere Kenntnis über das Vorhandensein und das Verhalten der Viren im Abwasser relativ gering, da die erforderlichen Arbeitsmethoden noch nicht so lange entwickelt sind. Im Gegensatz zu Bakterien können sich Viren im Abwasser nicht vermehren, so daß sie, außer in Epidemiezeiten oder während Impfperioden, meist nicht in großer Zahl vorhanden sind. Bei den Viren genügen jedoch im Gegensatz zu den Bakterien bereits einige wenige infektiöse Einheiten, um eine Erkrankung auszulösen.

In fäkal kontaminierten Oberflächenwässern kann man häufig Enteroviren nachweisen, vor allem zu Epidemiezeiten. Die bekanntesten sind die Erreger der Kinderlähmung. Von den Enteroviren sind noch Cocksackie- und Echo-Viren hervorzu-

heben, die ebenso wie Reo- und Rota-Viren u.a. zu Erkrankungen des Darmtraktes führen können.

Seit dem zweiten Weltkrieg gewinnt vor allem die Hepatitis empdemica, die infektiöse Leberentzündung, immer mehr an Bedeutung. Diese Erkrankung ist sehr tückisch, da neben sehr leichten Krankheitsbildern klinisch sehr schwere Fälle auftreten, die zu lebenslangem Siechtum und zum Tod führen können. Der Erreger wird nicht nur von Kranken mit dem Stuhl ausgeschieden, sondern es gibt offenbar auch hier weitverbreitet gesunde Virusträger, die eine besondere Gefahrenquelle darstellen. Eines der bekanntesten Beispiele ist die Hepatitis-Epidemie von New Delhi im Jahre 1955, wo über 500.000 Menschen durch fäkal verseuchtes Trinkwasser erkrankten.

Es ist bekannt, daß der Virusgehalt des Abwassers bei der mechanisch-biologischen Reinigung reduziert wird. Experimentelle quantitative Studien über das Verhalten von Viren in Kläranlagen, insbesondere bei Anlagen die nach dem Belebungsverfahren arbeiten, liegen aber nur in geringem Umfang vor. Im Rahmen dieser Arbeit wurde daher versucht, die maßgebenden Faktoren, die für die Eliminierung von Viren beim Belebungsverfahren von Bedeutung sind, zu erfassen.

2. Aufbau, Vermehrung und Nachweis der Viren

2.1 Aufbau der Viren

Die Bezeichnung Virus (Gift) ist ursprünglich für die wenig bekannten krankheitserregenden Agenzien gebraucht worden. Schließlich wurde dieser Begriff für die von IWANOVSKI 1892 entdeckte Erregergruppe verwendet, deren Angehörige Bakterienfilter zu passieren vermochten, im Lichtmikroskop unsichtbar und auf Nährböden nicht züchtbar waren.

Diese drei Attribute stimmen auch heute noch. Durch die Entwicklung des Elektronenmikroskopes könne jedoch heute Viren optisch dargestellt werden. Es wurden auch Ultrafilter entwickelt, die Viren zurückhalten können. Die meisten Viren können entweder im Versuchstier, in embryonierten Hühneriern oder in Zellkulturen vermehrt werden.

Die Viren weisen folgende Grundeigenschaften auf:

- 1) Viren können nur in lebenden Zellen vermehrt werden; die Beziehung zwischen Virus und Wirtszelle ist eine spezifische.
- 2) Viren enthalten nur einen Typ von Nucleinsäure, entweder Desoxyribonucleinsäure (DNS) oder Ribonucleinsäure (RNS).
- 3) Das infektiöse Agens ist die Nucleinsäure.

Ein Virus-Teilchen, auch Virion genannt, besteht aus dem genetischen Material (RNS oder DNS), das von ein oder zwei Hüllprotein-Schichten umgeben ist. Dieses Hüllprotein bezeichnet man als Capsid und seine Untereinheiten als Capsomere. Das Capsid besteht meist aus identischen Untereinheiten.

Form und Größe der Viren schwanken in weiten Grenzen. Die kleinsten Viren sind rund und nur 8 nm im Durchmesser, sie liegen in der Größenordnung der großen Eiweißmoleküle. Die größten Viren messen 300 nm in ihrer größten Ausdehnung und sind quaderförmig. Dazwischen liegen viele Größen und Formen (kugelige, fadenförmige, ovale, geschwänzte) der übrigen Viren. Form und Größe einiger Virusteilchen zeigt Abbildung 1.

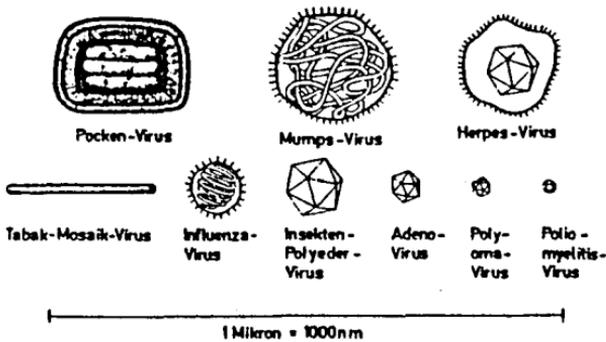


Abb. 1: Form und Größe von Viren (nach SCHLEGEL, 1969)

Zur Unterscheidung und Einteilung werden u.a. folgende Eigenschaften herangezogen:

- 1) Art der Nucleinsäure (RNS oder DNS)
- 2) Größe
- 3) Gestalt und Untereinheiten
- 4) Mikrostruktur des Capsids und der Hülle
- 5) Anzahl der Capsomeren
- 6) Wirtsspezifische Eigenschaften
- 7) Immunologische Eigenschaften und Symptome
- 8) Empfindlichkeit gegenüber inaktivierenden Agenzien

Eine Übersicht über die wichtigsten Virusgruppen gibt
Tabelle 1:

Tab. 1: Übersicht über wichtige Virusgruppen

DNS			RNS		
Größe in nm	Virus- gruppe	Virus oder Symptom	Größe in nm	Virus- gruppe	Virus oder Symptom
300x250	Pocken-	Variola Vaccinia Molluscum contag.	80-200	Myxo-	Influenza, Para- influenza Mumps, Masern
100-150	Herpes-	Herpes simplex Varicella/Zoster	20-60	Arbo-	Gelbfieber Pappataci
130		Insektenviren	60-75	Reo-	Reo
70-95	Adeno-	Adenoviren	17-30	Picorn-	Poliomyelitis Coxsackie, ECHO, MKS
40-55	Papova-	Papillom (Warzen) Polyoma (Tumore)			
25x45	Bacterio-	kubische Phagen	40-80		Insektenviren
25x200	Bacterio-	T-Phagen	18x300	Pflanzen-	Tabakmosaik

2.2 Vermehrung der Viren

Um verstehen zu können, wie Viren Krankheiten verursachen, muß man über ihren Vermehrungsmechanismus Bescheid wissen. Auch für den Nachweis der Viren ist die Art der Vermehrung wichtig.

Viren brauchen zu ihrer Vermehrung eine lebende Wirtszelle. Je nach der Art der benötigten Wirtszelle unterscheidet man:

- 1) Pflanzenviren (einschließlich der Bakteriophagen)
- 2) Tier- und Mensch-pathogene Viren

Nachdem das Virusteilchen mit der Zelle zufällig in Kontakt gekommen ist, kann eine Adsorption an der Zelloberfläche stattfinden. Jedoch nicht jedes Virus kann wegen der Wirtsspezifität an jeder Zelle adsorbiert werden. Diese Spezifität läßt sich auf die in der Zellwand vorhandenen Rezeptor-

substanzen zurückführen. Das Fehlen dieser Rezeptorsubstanz ist wahrscheinlich die Ursache der Resistenz einer Zelle. Nach erfolgter Adsorption dringt das ganze Virus oder auch nur die Nucleinsäure in die Wirtszelle ein. Die Protein-hülle der Viren bleibt dabei außerhalb der Wirtszelle. Je komplizierter und fester die Hülle eines Virus, desto mehr Zeit und Aufwand ist nötig, um seine Nucleinsäure freizusetzen. So beträgt die Zeit für diese Phase bei den einfachen Picorna-Viren nur etwa 2 Stunden, für die komplizierten Pockenviren jedoch 10 - 12 Stunden.

Die Virus-Nucleinsäure führt durch eine völlige Umstellung des Zellstoffwechsels zur Vermehrung der Viren. Die Wirtszelle wird durch die Virusvermehrung meist schwer geschädigt oder sie geht überhaupt zugrunde. Die Dauer eines Vermehrungszyklus schwankt je nach Virusart innerhalb weiter Grenzen. Nicht jede Virusinfektion muß sofort zu einer Erkrankung des Wirtes führen. Als Beispiel seien die Bakteriophagen angeführt, die in Form des Prophagen in eine Zelle gelangen. Sie werden in das Zellgenom aufgenommen und mit diesem vermehrt. Eine Bakterienzelle, die einen Prophagen enthält, nennt man Iysogen. Bei Infektion mit einem virulenten Phagen wird sie nicht aufgelöst, unter besonderen Bedingungen kann der Prophage virulent werden und die Wirtszelle lösen.

2.3 Nachweis von Viren

Ein Nachweis von Tier- und Mensch-pathogenen Viren ist im Labor nur an Hand von lebenden Zellen möglich. Für die quantitative Bestimmung der Tier- und Mensch-pathogenen Viren wird heute meist die Gewebe- oder Zellkultur angewendet. Hierzu können Zellen verwendet werden, die von Tieren oder Menschen stammen. Diese Zellen lassen sich in besonderen Kulturmedien weiterzüchten. Die lebenden Zellen werden durch

besondere Techniken in ein-zelldicken Schichten aufgebracht, die auf Infektion durch spezifische Viren mit Schädigung oder dem Tod der Zelle (zytopathischer Effekt) reagieren. Diese degenerativen Änderungen der Zellschichte werden als plaques (Löcher) bezeichnet. Da meist jedes Loch von einem Virus herrührt, kann bei bekannter plaques-Anzahl und bei bekannter Verdünnung der zur Zellkultur zugegebenen Virus-suspension auf die tatsächliche Anzahl von Viren in der Originalprobe geschlossen werden. Diese Virusanzahl in der Probe wird in PFU (plaque-forming-units) angegeben. Neben der Angabe der Viruskonzentration in PFU kann auch jener Faktor angegeben werden, bis zu dem die Originalprobe verdünnt werden muß, um bei 50 % der mit Viren infizierten Proben eine Beeinflussung durch Viren (z.B. zytopath. Effekt) zu zeigen.

Diese Grenzdosis wird mit $TCID_{50}$ (tissue culture infections dose) bei Verwendung von Gewebekulturen und mit LD_{50} (lethal dose) bei der Verwendung lebender Tiere bezeichnet. Die so erhaltenen Werte geben ein Maß für die Virus-Konzentration in der Originalprobe.

Das Prinzip des Nachweises der Bakterienviren ist gleich, die Technik jedoch einfacher. Die quantitative Bestimmung der Bakteriophagen wird wie folgt durchgeführt. Auf einer erstarrten Agarplatte wird ein Gemisch aus spezifischen Bakterien und Phagen aufgebracht und gleichmäßig auf der Oberfläche verteilt. Nach der Bebrütung erscheinen die Stellen, an denen Phagen anwesend sind, dann als nicht von Bakterien bewachsene klare Höfe (plaques). Die Anzahl der Plaques ist ein direktes Maß für die Menge der virulenten Phagen und wird in PFU (plaque-forming-units) angegeben.

Da Bakteriophagen bedeutend einfacher als Tier- und Mensch-pathogene Viren nachgewiesen werden können, werden diese häufig bei der virologischen Grundlagenforschung eingesetzt.

3. Verfahren der Abwasserreinigung und deren Wirksamkeit bei der Eliminierung von Viren

3.1 Allgemeines

Die verschiedenen Verfahren der Abwasserreinigung werden in erster Linie vom Standpunkt des Gewässerschutzes über ihre Auswirkungen auf den Vorfluter beurteilt. Neben diesen Aspekten muß in zunehmendem Maß auch die hygienische Seite von Abwassereinleitungen in Betracht gezogen werden. Die einzelnen Abwasserreinigungsverfahren - mechanische, biologische und weitergehende Abwasserreinigung - unterscheiden sich nicht nur in verschiedener Ablaufqualität der physikalischen und chemischen Parameter, sondern weisen auch in der Entfernung von Viren unterschiedliche Ergebnisse auf.

Die Viruskonzentration im Rohabwasser ist von Land zu Land unterschiedlich und hängt von vielen Faktoren ab, wie der augenblicklichen Seuchenlage, der Immunisierung der Bevölkerung, der Jahreszeit usw. Während der kalten Jahreszeit wurden in den USA Viruskonzentrationen von 200 PFU/l gefunden, die in den warmen Monaten bis auf 7.000 PFU/l anstiegen (CLARKE u.and., 1964; KELLY, 1960). Im Vergleich dazu betrug die Viruskonzentration von Rohabwasser in Südafrika über 100.000 PFU/l (NUPEN u.and., 1974).

Diese angegebenen Werte müssen jedoch mit Vorsicht beurteilt werden. Es gibt kein einheitliches Verfahren für den Nachweis von Viren. Jede Methode hängt davon ab, welche Verfahren zur Aufkonzentrierung der Viren und welche Wirtszellen herangezogen werden. Bei einigen Nachweismethoden werden die Schwebestoffe in der Abwasserprobe durch Filtration oder Zentrifugieren vor der eigentlichen Bestimmung der Viruskonzentration entfernt. Da die Viren jedoch teilweise mit Schwebestoffen in Verbindung sind (MOORE u.and., 1975) und auch in menschliche Ausscheidungen eingebettet sein können, erfolgt durch die Abtrennung der Feststoffe im Abwasser auch eine entsprechende Virusreduktion. Die so ermittelte Konzentration stimmt mit den tatsächlichen Verhältnissen somit nicht überein.

Auf jeden Fall kann jedoch festgestellt werden, daß sich im Zulauf zu einer Kläranlage eine große Anzahl von Viren befindet. Die Persistenz von Viren während der Abwasserbehandlung wurde sowohl im Großmaßstab als auch im Labormaßstab untersucht. Im folgenden soll versucht werden, einen Überblick über die Wirksamkeit verschiedener Reinigungsverfahren in bezug auf Virusreduktion zu geben.

3.2 Mechanische Abwasserreinigung

Bei der mechanischen Abwasserreinigung werden Grobstoffe durch Rechen, körnige Stoffe wie Asche, Geschiebe und Sand durch Sandfänge und absetzbare Stoffe und Schwimmstoffe in Absetzbecken zur Abscheidung gebracht. Beim Absetzvorgang durchfließt das Abwasser langsam ein Becken, wobei sich die schweren, absetzbaren Stoffe an der Beckensohle abscheiden und durch eine Räumvorrichtung in einen Schlammtrichter geschoben werden. Der hier anfallende Schlamm, der sogenannte Primärschlamm, muß anschließend einer geeigneten Behandlung unterworfen werden.

3.3 Virusreduktion bei der mechanischen Abwasserreinigung-----

Von SHERMAN (1975) wurden auf zwei Kläranlagen Versuche mit Bakteriophagen durchgeführt. In der mechanischen Reinigungsstufe der ersten Kläranlage schwankte die Phagenreduktion zwischen 27,8 - 54,2 % und betrug im Mittel 37,1 %; bei der zweiten untersuchten Kläranlage wurde durch die mechanische Reinigung eine Phagenverminderung zwischen 13,4 - 69,4 % mit einem Mittelwert von 32,2 % erreicht.

Über einen Zeitraum von zwei Jahren wurden auf der Kläranlage Dadar, Indien, Untersuchungen von RAO u. and. (1977) gemacht. Dabei zeigte sich, daß die Viruskonzentration im Ablauf der Vorklärbecken zwischen 29,3 und 65,2 % im Ver-

gleich zur Zulaufkonzentration abgenommen hatte. Der schlechte Abbau von 29,3 % trat während der Monsunzeit auf und ist auf die Störung des Absetzvorganges durch starke Regenfälle zurückzuführen.

Untersuchungen von WEBER (1965) mit Staphylokokkenphagen zeigten eine Phagenreduktion beim Passieren des Emscherbrunnens von 22 %.

Eine Zusammenstellung der Virusreduktion bei der mechanischen Abwasserreinigung zeigt die folgende Tabelle 2:

Tab. 2: Virusreduktion bei mechan. Abwasserreinigung

Modellvirus	Reduktion	Literatur
Bakteriophage F2	32,2 - 37,1 %	SHERMAN, 1975
Verschiedene Viren	29,3 - 65,2 %	RAO u.and., 1977
Staphylokokkenphagen	22 %	WEBER, 1965
Polio 1	26 - 55 %	CLARKE u.and., 1964
Polio 1, 2, 3	0 - 12 %	ENGLAND u.and., 1967

3.4 Biologische Reinigung

Durch die biologische Abwasserreinigung soll das Abwasser fäulnisunfähig gemacht und die im Abwasser vorhandenen Schwebestoffe, Kolloide und gelösten organischen Stoffe entfernt werden. Bei der biologischen Reinigung werden die Vorgänge der natürlichen Selbstreinigung in einem Gewässer nachgeahmt. Die fäulnisfähigen Stoffe im Abwasser dienen Mikroorganismen, besonders Bakterien als Nahrung. Durch die Stoffwechselfvorgänge der Bakterien werden die im Abwasser vorhandenen Stoffe in anorganische Endprodukte - Wasser und Kohlendioxid - und in neue Bakterienmasse übergeführt. Diese gebildeten Bakterien können durch Absetzen aus dem gereinigten Abwasser entfernt werden. Bei der biologischen Abwasserreinigung kann man folgende Verfahren unterscheiden:

großräumige Verfahren

kleinräumige Verfahren

Zu den großräumigen Verfahren zählen die Verrieselung und Verregnung des Abwassers und das Abwasserteichverfahren. Bei diesen Prozessen erfolgt keine oder nur eine geringfügige Einflußnahme auf die natürliche Selbstreinigung. Es erfolgt keine gezielte Züchtung der Mikroorganismen oder deren Führung im Kreislauf. Da die großräumigen Verfahren einen großen Platzbedarf aufweisen, gelangen für größere Abwassermengen in erster Linie die kleinräumigen Verfahren wie

Tropfkörperverfahren und
Belebungsverfahren

zur Anwendung.

Beim Tropfkörperverfahren siedeln die die Abwasserreinigung durchführenden Mikroorganismen an der Oberfläche des Füllmaterials. Diese Schicht wird als "Biologischer Rasen" bezeichnet. Beim Durchtropfen des Abwassers durch den Tropfkörper wird ein inniger Kontakt zwischen Bakterien und Abwasser hergestellt. Der von den Mikroorganismen benötigte Sauerstoff wird durch die Luftbewegung im Tropfkörper erreicht. Die überschüssige Bakterienmasse wird als Teil des Tropfkörperperrasens vom Füllmaterial abgespült und in einem anschließenden Nachklärbecken durch Absetzen zurückgehalten.

Im Gegensatz zum Tropfkörper, bei dem die Mikroorganismen an festen Flächen sitzen, bilden sie beim Belebungsverfahren frei schwimmende Flocken, den Belebtschlamm. Die im Belebungsbecken gebildeten Bakterienflocken schließen sich im Nachklärbecken zu größeren Flocken zusammen, sinken zur Beckensohle ab, werden durch eine Räumvorrichtung in einen Trichter geschoben und wieder in das Belebungsbecken zurückgefördert. Der belebte Schlamm, der vom Nachklärbecken zum

Belebungsbecken zurückgepumpt wird, heißt Rücklaufschlamm. Belebungsbecken, Nachklärbecken und Rücklaufschlammförderung bilden beim Belebungsverfahren eine Verfahreenseinheit. Der Zuwachs an Mikroorganismen wird in Form von Überschußschlamm aus dem Prozeß entfernt. Der für die biologischen Vorgänge benötigte Sauerstoff muß durch entsprechende Belüftungssysteme künstlich zugeführt werden.

3.5 Virusreduktion bei der biologischen Reinigung

3.5.1 Tropfkörperverfahren

Eine Zusammenstellung der Virusreduktion beim Tropfkörperverfahren zeigt Tabelle 3. Untersuchungen von SHERMAN (1975) zeigten eine Virusentfernung beim Tropfkörper zwischen 6,3 bis 40,4 %, im Mittel 18,9 %. Unter Berücksichtigung des anschließenden Nachklärbeckens stieg die Virusentfernung auf 26,2 bis 91,5 % und betrug im Mittel 49 %.

Studien mit Staphylokokkenphagen von WEBER (1965) brachten eine Virusreduktion im Tropfkörper von 9 %; unter Berücksichtigung der Vorgänge im Nachklärbecken stieg die Elimination auf 12 % an.

Modellversuche an Tropfkörpern die von CLARKE u. and. durchgeführt wurden, zeigten eine Virusreduktion zwischen 59 und 81 %. In später durchgeführten Untersuchungen von CLARKE und CHANG konnten diese Ergebnisse bestätigt werden.

Tab. 3: Virusreduktion beim Tropfkörperverfahren

Modellvirus	Reduktion	Literatur
Bakteriophage F2	18,9 %	SHERMAN, 1975
Staphylokokkenphagen	9 %	WEBER, 1965
Poliovirus 1	59 %	CLARKE u. and., 1961
Echovirus 12	63 %	CLARKE u. and., 1961
Coxsackie A9	81 %	CLARKE u. and., 1961
Poliovirus 1	85 %	CLARKE, CHANG, 1975
Echovirus 12	83 %	CLARKE, CHANG, 1975
Coxsackie A9	94 %	CLARKE, CHANG, 1975

3.5.2_Belebungsverfahren

Das Belebungsverfahren hat sich bei der Inaktivierung von Viren als sehr wirksam erwiesen (Tabelle 4).

Tab. 4: Virusreduktion beim Belebungsverfahren

Modellvirus	Reduktion	Literatur
Poliovirus 1	98,7 - 99,6 %	RANGANATHAN u.and. (1974)
Bakteriophage F2	90,1 - 98,9 %	SAFFERMAN u.and. (1975)
Verschied.Viren	90,0 - 99,1 %	RAO u.and. (1977)
Bakteriophage T2	99,1 %	KELLY u.and. (1961)
Coxsackie A9	96 - 99,4 %	CLARKE u.and. (1961)
Poliovirus 1	79 - 94 %	CLARKE u.and. (1961)
Poliovirus 1, 2, 3	76 - 90 %	ENGLAND u.and. (1967)
Enteroviren	77,8 %	BLOOM u.and. (1959)

Von RANGANATHAN u.and. (1974) wurden Modellversuche im Labormaßstab durchgeführt (Belebungsbecken 7 l, Nachklärbecken 3 l). Es wurden drei Modellanlagen mit unterschiedlicher Schlammbelastung parallel betrieben. Bei einer Versuchsdauer von 8 Tagen betrug die Virenaktivierung bei einer Schlammbelastung von 0,23 kg BSB₅/kg TS.d im Mittel 99,6 %. Bei einer Schlammbelastung von 0,35 bzw. 0,51 kg BSB₅/kg TS.d sank der Abbau auf 99,4 bzw. 98,7 %. Vergleichende Untersuchungen zwischen Rein-Sauerstoffbegasung und Luftbegasung brachten keinen Unterschied. Während bei der Rein-Sauerstoffbegasung eine Elimination zwischen 97,1 und 99,3 % beobachtet wurde, betrug diese bei Luftbegasung 97,5 - 98,7 %. Dieses Versuchsergebnis ist sehr bemerkenswert, da sehr unterschiedliche Schlammstrukturen vorlagen. Während der Schlamm aus der Anlage mit Luftbegasung normale Flockenstruktur aufwies, war der Schlamm aus der Anlage mit Rein-Sauerstoffbegasung extrem feinflockig. Diese Tatsache deutet darauf hin, daß die Adsorption für die Viruselimination nicht der einzig bestimmende Faktor ist, sondern daß Stoffwechselprodukte oder andere

biologische Eigenschaften des Schlammes die Virusinaktivierung beeinflussen.

MALINA u. and. (1975) impften Belebtschlamm mit Poliovirus an und verfolgten die Abnahme der Viruskonzentration im Filtrat in Abhängigkeit von der Zeit. Diese Versuche zeigten, daß zu Versuchsbeginn eine sehr rasche Adsorption der Viren an die Schlammflocken stattfindet. Nach einer Kontaktzeit von 10 Minuten waren etwa 95 % der Viren an die Belebtschlammflocke gebunden. Nach einer Stunde setzte eine neuerliche Virusabnahme ein, die von Malina durch das Entstehen neuer Schlammkontaktflächen durch die Belüftung und mikrobiologischen Vorgänge erklärt wurde.

Eine Mehrstufenanlage mit hochbelasteter Belebungsstufe, Nitrifikation und Denitrifikation mit einer Durchsatzmenge von $200 \text{ m}^3/\text{d}$ wurde von SAFFERMAN u. and. (1975) betrieben. Die Belebungsstufe erzielte eine Virusreduktion zwischen 90,1 und 98,9 %, im Mittel 95,5 %, während in der anschließenden Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsstufe eine Eliminierung von im Mittel 69,9 bzw. 96,9 % beobachtet wurde. Durch Kombination der beiden Verfahrenseinheiten konnte eine Verringerung der Viruskonzentration im Ablauf der Kläranlage um 99,98 % erzielt werden.

RAO u. and. (1977) erreichten mit dem Belebungsverfahren eine Reduktion der Viren von 90,0 bis 99,1 %, im Mittel 96,5 %.

3.5.3 Oxidationsteiche

Einige Untersuchungsergebnisse über Virusreduktion bei Oxidationsteichen zeigt Tabelle 5.

Tab. 5: Virusreduktion bei Oxidationsteichen

Modellvirus	Reduktion	Literatur
Poliovirus 1	99 %	RANGANATHAN u.and. (1974)
Reovirus	95 %	NUPEN u.and.(1974)
Poliovirus 1	92 %	MALINA u.and. (1975)
Poliovirus 1	99 %	MALINA und MELBARD (1974)

Die Aufstellung zeigt, daß die Virusreduktion durch Oxidationsteiche etwa in gleicher Größenordnung wie beim Belebungsverfahren ist.

3.6 Schlammbehandlung

Der bei der mechanischen Abwasserreinigung im Absetzbecken anfallende Primärschlamm und der Überschussschlamm, der bei der biologischen Reinigung nach dem Tropfkörper- oder Belebungsverfahren anfällt, müssen durch weitere Behandlung weitgehend fäulnisunfähig gemacht werden. Hierzu dienen die Verfahren der

- aeroben und
- anaeroben Schlammbehandlung.

Die anaerobe Schlammfäulung wird in getrennten beheizten Faulbehältern bei einer Temperatur zwischen 32 - 35° C durchgeführt. Durch die Einwirkung von Säure- und Methanbakterien im Faulbehälter entsteht letztlich ein weitgehend fäulnisunfähiges Endprodukt. Das bei der Fäulung entstehende Methangas kann für Heizzwecke verwendet werden.

Bei der aeroben Schlammbehandlung handelt es sich um eine Fortführung des aeroben biologischen Umbaus, der mit den vorhandenen aeroben Bakterien durchgeführt wird. Auch hier ist das Endprodukt, der aerob stabilisierte Schlamm weitgehend fäulnisunfähig und kann ohne Geruchsbelästigung für die Umwelt abgelagert werden.

3.7 Virusreduktion bei der Schlammbehandlung

Ein Teil der im Abwasser vorhandenen Viren wird durch Adsorption an die Schlammflocke gebunden und in Form von Überschussschlamm aus dem Prozeß entfernt. Dieser Schlamm enthält somit eine hohe Konzentration an Viren.

LUND (1970) konnte nachweisen, daß selbst bei einer Faulzeit von 50 - 60 Tagen bei 50° C Viren nachgewiesen werden konnten. So haben sich besonders Polioviren im Gegensatz zu anderen Enteroviren als äußerst hitzeresistent erwiesen. Nach den Untersuchungen von PALFI (1972) wurde bei der anaeroben Faulung in einer Anlage mit 21 Tagen Aufenthaltszeit bei 30° C eine Virusreduktion von 62 % festgestellt. Bei später durchgeführten Versuchen wurde eine 3-stufige Faulanlage mit 40 Tagen Aufenthaltszeit bei 33° C verwendet. Bei dieser Versuchsanordnung stieg der Prozentsatz der eliminierten Viren auf 85 % an.

Standversuche mit Faulschlamm die von BERTUCCI u. and. (1977) mit einmaliger Viruseinsaat durchgeführt wurden, brachten mit Bakteriophagen nach 24 Stunden eine Reduktion von 89,3 % und nach 48 Stunden eine Reduktion von 99,4 %. Versuche mit Poliovirus 1 und Coxsackievirus A9 bzw. B4 brachten ähnliche Ergebnisse. Nur für Echovirus 11 betrug die Elimination nach 24 Stunden nur 54,5 % und nach 48 Stunden 92,5 %.

3.8 Weitergehende Abwasserreinigung

Um biologisch gereinigtes Abwasser einer Wiederverwertung zuführen zu können, bedarf es vorher weiterer Behandlungsverfahren, die unter dem Begriff weitergehende Abwasserreinigung zusammengefaßt werden.

Zu diesen Verfahren zählen die chemische Flockung und Fällung, Filtration, Aktivkohlebehandlung und Chlorung.

3.9 Virusreduktion bei der weitergehenden Abwasserreinigung

Da sich die vorliegende Arbeit in erster Linie mit der Virusinaktivierung bei der biologischen Abwasserreinigung beschäftigt, werden der Vollständigkeit halber kurz einige Ergebnisse der Virusreduktion bei der weitergehenden Abwasserreinigung dargestellt.

3.9.1 Chemische Flockung und Fällung

Aluminiumsulfat und Eisenchlorid haben sich bei der physikalisch-chemischen Abwasserbehandlung gut bewährt und liefern auch bei der Viruselimination gute Ergebnisse. Bei einer Aluminiumzugabe von 20 bis 24 mg/l bzw. 50 mg/l Eisenchlorid konnte eine Virusreduktion von 99 % erreicht werden (YORK und DREWY, 1974).

WOLF u.and. (1974) berichten über Fällungsversuche mit Aluminium und anschließender Sedimentation mit einem Wirkungsgrad von 99,845 %.

Auch hohe pH-Werte ($\text{pH} > 11,0$) haben auf die Virusreduktion günstigen Einfluß. So berichten WOLF u.and. (1974), daß bei einer Anlage mit Kalkbehandlung keine Viren im Ablauf nachgewiesen werden konnten. Auch NUPEN u.and. (1974) beobachteten eine Reduktion von Poliovirus Typ 2 bei pH-Werten zwischen 11,3 und 11,5 und einer Aufenthaltszeit von 60 Minuten zwischen vier bis fünf Zehnerpotenzen.

3.9.2 Filtration

Filterung durch Sand, Anthrazit oder einer Kombination beider Materialien wird meist in Anschluß an eine Fällung verwendet, um Schwebestoffe zurückzuhalten.

ROBECK u.and. (1962) berichten, daß bei Filtration durch 40 cm Anthrazit auf einer 20 cm Sandschichte bei $5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ eine Virusreduktion von über 98 % erreicht wurde.

GILCREAS und KELLY (1955) beobachteten eine Virusreduktion bei der Sandfiltration von 99 %.

3.9.3 Behandlung mit Aktivkohle

Die Behandlung mit Aktivkohle wird in erster Linie zur Beseitigung von Geruchs- und Geschmacksstoffen aus dem Wasser verwendet. Auch Viren werden von Aktivkohle adsorbiert. GERBA (1974) konnte die Adsorption von Polioviren in Abhängigkeit vom pH-Wert finden. Die maximale Entfernung betrug 90 % bei pH = 4,5. SPROUL (1968) berichtet, daß die Adsorption von Bakteriophagen von der Type der Aktivkohle abhängt und zwischen 29 und 75 % schwankt.

3.9.4 Behandlung mit Chlor

Chlor stellt das gebräuchlichste und preiswerteste, in der Abwassertechnik praktisch das ausschließlich geeignete chemische Entkeimungsmittel dar. Zusätzlich dient es zur Oxidation unerwünschter Stoffe im Abwasser. Verwendet werden elementares Chlor oder oxidierend wirkende Chlorverbindungen. Die Verwendung von Chlor zur Abwasserdesinfektion bietet eine Reihe von Vorteilen:

- 1) geringe Anschaffungs- und Betriebskosten
- 2) Desinfektion beliebiger Abwassermengen möglich
- 3) Geräte in Aufbau und Bedienung einfach
- 4) Desinfektion kann schwankendem Abwasseranfall angepaßt werden
- 5) rasch einsetzbar, z.B. während Badesaison oder einer Epidemie
- 6) zusätzlicher oxidativer Abbau von organischen Schmutzstoffen.

Der Erfolg der Desinfektion hängt von der Art der Mikroorganismen, der Art und Konzentration des Chlorungsmittels, der Beschaffenheit und Temperatur des Abwassers und von der Einwirkungszeit ab. Niedrige pH-Werte beschleunigen, niedrige Temperaturen verzögern und die Gegenwart von organischen Stoffen verringert die Entkeimungswirkung. Das Chlor wird

durch manche anorganische (Ammonium, Schwefelwasserstoff, Sulfide) und eine Vielzahl organischer Stoffe im Abwasser verbraucht, ohne daß eine Desinfektion erreicht wird. Wegen dieser Chlorzehrung muß die Chlorzugabe so bemessen sein, daß nach einer Einwirkungszeit von 15 - 30 Minuten im gechlorten Abwasser ein für die Desinfektion ausreichender Restchlorgehalt nachweisbar ist, der wegen des Gehaltes an organischen Substanzen wesentlich höher als bei der Trinkwasserchlorung liegen muß. Am sichersten ist somit die Chlorung aerob-biologisch gereinigten Abwassers.

Nur wenige Untersuchungsergebnisse liegen über jene Mechanismen vor, durch welche die biologische Funktion der Viren bei der Behandlung mit Chlor zerstört wird. BAKER (1926) fand, daß Chlor mit dem Protein der Zellwände von Bakterien reagiert und diese so zerstört. GREEN und STUMPF (1946) führen die bakterizide Wirkung von Chlor auf die Hemmung der bakteriellen Enzyme zurück. Neben einer Reaktion mit Proteinen ist Chlor auch zu einer Reaktion mit Nucleinsäuren befähigt. OLIVIERI u. and. (1975) zeigten, daß die bloße Ribonucleinsäure gegen Chlor bedeutend empfindlicher war, als ein vollkommenes Virusteilchen. Bei Untersuchungen mit Bakteriophagen F2 als Virusmodell ergaben bei Untersuchungen von DENNIS u. and. (1979), daß die Inaktivierung der Modellviren mit fallendem pH-Wert zunahm. Die rascheste Abnahme wurde bei pH 5,6 beobachtet. Bei diesem pH-Wert waren 87 % des Chlors in der Ribonucleinsäure und nur 13 % im Proteinhülle der Modellviren gebunden. Nach diesen Untersuchungen dürfte die Inaktivierung der F2 Modellviren in erster Linie auf eine Inkorporation von Chlor in die Ribonucleinsäure zurückzuführen sein.

Alle Autoren, die über die Inaktivierung von Viren bei der Behandlung mit Chlor berichten, bestätigen den hohen Wirkungsgrad dieser Behandlungsmethode. Bei Versuchen von KOTT u. and. (1975) wurde bei Polioviren bei einer Chlorkonzentration von 0,4 mg/l und einem pH-Wert von 6 innerhalb von

28 Sekunden eine Abnahme der Viruskonzentration von 99 % beobachtet. Bei einem pH von 10 waren dazu 107 Sekunden erforderlich. Bei Erhöhung der Chlorkonzentration auf 0,8 mg/l wurde eine 99 %-ige Abnahme im gleichen System bei pH 6 bzw. pH 10 innerhalb von 16 bzw. 42 Sekunden erreicht.

Im gechlorten Ablauf der Anlage von South Lake Tahoe, in der Abwasser bis zur Wiederverwendung aufbereitet wird, wurden während einer Untersuchungszeit von vier Monaten keine Viren nachgewiesen.

Bei gleicher Chlormenge wird mit Chlorgas eine bessere Desinfektion erreicht als mit Chlor in wässriger Lösung (LONGLEY u.and., 1974). Bei Versuchen mit F2 Modellviren (WATER SEWAGE WORKS, 1975) wurde bei einem pH 3 und Zugabe von Chlorgas innerhalb von 100 Sekunden eine Virusreduktion von 99,9 % festgestellt. Bei Verwendung von Chlor in wässriger Lösung wurden bei 100 Sekunden Kontaktzeit nur mehr 99 % der F2-Viren inaktiviert.

Eine Zusammenfassung der Virusreduktion bei der Behandlung mit Chlor zeigt die folgende Tabelle 6.

Tab. 6: Virusreduktion bei Behandlung mit Chlor

Modellvirus	Reduktion	Literatur
Bakteriophage F2	99 %	LONGLEY u.and., 1974
Bakteriophage F2	99 - 99,9 %	WATER SEWAGE WORKS, 1975
Polioviren	99 %	KOTT u.and., 1975

3.10. Zusammenfassung der Virusreduktion -----bei der Abwasserreinigung-----

Die verschiedenen Verfahren der Abwasserreinigung wiesen in bezug auf Virus-Elimination folgende Eigenschaften auf:

1) Mechanische Reinigung	20 - 65 %	Elimination
2) Biologische Reinigung		
2.1) Tropfkörperverfahren	9 - 94 %	Elimination
2.2) Belebungsverfahren	76 - 99,6 %	Elimination
2.3) Oxidationsteiche	92 - 99 %	Elimination
3) Anaerobe Schlammbehandlung	62 - 85 %	Elimination
4) Weitergehende Abwasserreinigung		
4.1) Chem.-physikal.Behandlung	99 %	Elimination
4.2) Filtration	99 %	Elimination
4.3) Aktivkohle	29 - 90 %	Elimination
4.4) Chlorung	99 - 99,9 %	Elimination

Die vorangehende Aufstellung zeigt, daß nach den derzeit vorliegenden Untersuchungsergebnissen die höchste Virus-Elimination durch das Belebungsverfahren und die Verfahren zur weitergehenden Abwasserreinigung erreicht wird. Da die weitergehende Abwasserreinigung nur in Ausnahmefällen eingesetzt wird und einen hohen Aufwand an Betriebskosten erfordert, bietet sich das Belebungsverfahren als das zur Virus-Elimination günstigste Verfahren an. Neben diesem Vorteil besitzt das Belebungsverfahren eine Reihe anderer günstiger Eigenschaften wie z.B. große Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen in Abwassermenge und Verschmutzung und gute Reinigungsergebnisse bei der Behandlung industrieller Abwässer. Diese Vorteile haben dazu geführt, daß das Belebungsverfahren heute das am meisten verwendete Verfahren zur biologischen Abwasserreinigung darstellt.

Neben diesen Vorteilen aus abwassertechnischer Sicht ist somit auch eine weitgehende Elimination von Krankheitserregern zu erwarten.

4. Eigene Untersuchungen

4.1 Allgemeines

An Hand von Modellviren wurden quantitative Studien über das Verhalten von Viren bei der biologischen Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren durchgeführt.

Die Versuche gliederten sich in folgende zwei Gruppen:

1. Standversuche
2. Durchlaufversuche

Im Rahmen der Standversuche, die sich jeweils über einen Arbeitstag erstreckten, wurde systematisch jeweils ein bestimmter Parameter der aller Voraussicht nach die Inaktivierung von Modellviren beim Belebungsverfahren beeinflussen könnte, variiert.

Auf Grund der in den Standversuchen gewonnenen Erkenntnisse wurden im Anschluß daran Durchlaufversuche durchgeführt, bei denen die in einer Kläranlage tatsächlich auftretenden Verhältnisse simuliert wurden.

4.2 Verwendetes Virusmodell

Da bei Versuchen mit Tier- und Mensch-pathogenen Viren ein beträchtlicher Aufwand zum Nachweis der Viren erforderlich ist und zusätzlich eine Gefährdung der belebten Umwelt nicht ausgeschlossen werden kann, wurden für die vorliegenden Untersuchungen Bakteriophagen verwendet.

Bei der Auswahl der Phagen schieden Coli- und Salmonella-Phagen aus, weil damit gerechnet werden muß, daß Propagationsstämme für die Phagenvermehrung im Abwasser bereits vorhanden sind. Als Virusmodell wurde schließlich der Staphylokokkenphage 3 C ausgewählt, weil Vorversuche (WEBER) ergeben hatten, daß weder der Phage noch sein Propagationsstamm im Abwasser nachweisbar waren. Methodisch wurde im einzelnen entsprechend den Standardmethoden zur Staphylokokkentypisierung vorgegangen.

4.3 Standversuche

4.3.1 Versuchsanordnung

Im Rahmen der Standversuche wurde ein 10 Liter fassender Plexiglaszylinder mit Belebtschlamm aus einer in Betrieb befindlichen Kläranlage gefüllt und die Bakteriophagen in genau bekannter Konzentration zu Versuchsbeginn einmalig eingesät. Für die Sauerstoffzufuhr im Belebtschlamm wurde ein Aquarienbelüfter mit feinblasiger Belüftung verwendet. Das Leistungsvermögen des Belüfters reichte aus, sowohl eine entsprechende Sauerstoffversorgung als auch eine ausreichende Turbulenz im Versuchsbecken zu gewährleisten. In bestimmten, genau definierten Zeitabständen wurden nach kräftiger Mischung des Versuchsbeckeninhaltes Proben gezogen. Durch Filtration der Belebtschlammprobe durch ein Faltenfilter wurde der Belebtschlamm vom biologisch gereinigten Abwasser getrennt. Dadurch sollte jener Vorgang, der bei Großkläranlagen im Nachklärbecken durch Sedimentation des Schlammes erreicht wird, simuliert werden. In der so filtrierte Probe wurde die Phagenkonzentration, angegeben in "plaques forming units per ml (Ph/ml)", bestimmt. Die so ermittelte Phagenkonzentration ist hiermit ident mit jener Konzentration, die im Ablauf biologischer Großkläranlagen zu finden ist.

4.3.2 Versuchsprogramm der Standversuche

Insgesamt wurden 9 Standversuchsreihen durchgeführt, wobei der Einfluß der im folgenden angeführten Parameter auf die Phageninaktivierung beim Belebtschlammverfahren untersucht werden sollte:

1. Einfluß der Belüftung (Stripp-Effekt).

Belüftung von Phagen in Leitungswasser (Versuch S 1)

2. Einfluß der Aktivität der Mikroorganismen.

Belüftung von Phagen in Belebtschlamm mit Luft oder Stickstoff (Versuch S 2) oder abwechselnd mit Luft und Stickstoff (Versuch S 3)

3. Einfluß wiederholter Phagenzugabe.

Belüftung von Phagen im Belebtschlamm bei zweimaliger Phagenzugabe in zeitlichem Abstand (Versuch S 4)

4. Einfluß der Schlammkonzentration des Belebtschlammes.

Belüftung von Phagen in Belebtschlämmen mit verschiedener Konzentration (Versuch S 5)

5. Einfluß der biologischen Belastung von Belebtschlamm.

Belüftung von Phagen in Belebtschlämmen aus vier unterschiedlich belasteten Kläranlagen (Versuche S 6, S 7, S 8, S 9)

4.3.3 Versuchsdurchführung und Auswertung

4.3.3.1 Belüftung von Phagen in Leitungswasser (Versuch S 1)

Bei diesem Versuch wurden zwei 10 l-Behälter mit sterilem Leitungswasser gefüllt und zu Versuchsbeginn mit Phagen angeimpft. Während in einem Versuchsbehälter eine Druckluftbelüftung installiert war, wurde in dem anderen Becken nur ein Magnetrührer zur Erzielung ausreichender Strömungsverhältnisse verwendet. Diese Versuchsanordnung sollte eine Antwort auf die Frage geben, ob eine bei der biologischen Abwasserreinigung erforderliche Belüftungseinrichtung eine signifikante Phagenreduktion bewirkt. Die Versuchsergebnisse sind in Abbildung 2 graphisch dargestellt.

Man erkennt, daß die Phagenkonzentration im unbelüfteten System praktisch konstant blieb und im belüfteten System nur geringfügig von $7,0 \cdot 10^5$ auf $3,3 \cdot 10^5$ abnahm. Da bei der biologischen Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren normalerweise eine Virusinaktivierung zwischen einer und drei Zehnerpotenzen beobachtet werden kann, ist die im Standversuch des belüfteten Systems erreichte Reduktion unbedeutend. Die erreichte Abnahme der Phagenkonzentration im belüfteten Leitungswasser kann unter Umständen auf einen Stripp-Effekt zurückzuführen sein, bei dem die Phagen durch

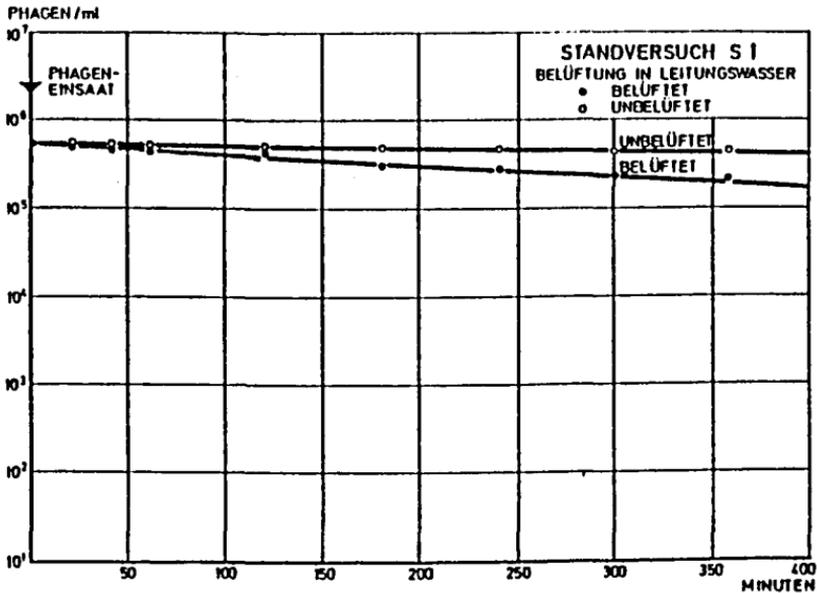


Abb. 2: Standversuch S 1
Belüftung in Leitungswasser

Desorption in die eingeblasene Luft übergehen und damit aus dem System entfernt werden.

4.3.3.2 Belüftung von Phagen in Belebtschlamm mit Luft bzw. Stickstoff (Versuch S 2)

Belebtschlamm von der Kläranlage Wien-Blumental mit einer Trockensubstanz TS_R von 4,5 g/l wurde nach erfolgter Phagen-ein-saat einmal mit Luft und parallel dazu in einem getrennten Behälter mit Stickstoff begast. In beiden Behältern herrschten gleiche hydraulische Verhältnisse. Eine graphische Darstellung der Versuchsergebnisse (Abbildung 3) zeigt, daß sich in der mit Stickstoff begasten Anlage nach Austreiben des im Schlamm noch vorhandenen Sauerstoffes ein gleichbleibender Wert für die Phagenkonzentration einstellte, der

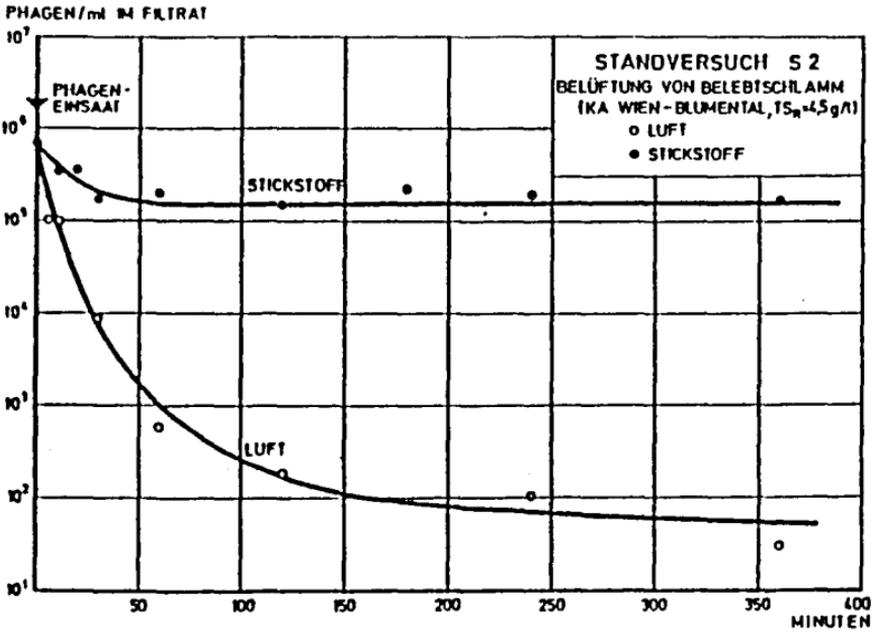


Abb. 3: Standversuch S 2
 Belüftung mit Luft bzw. Stickstoff

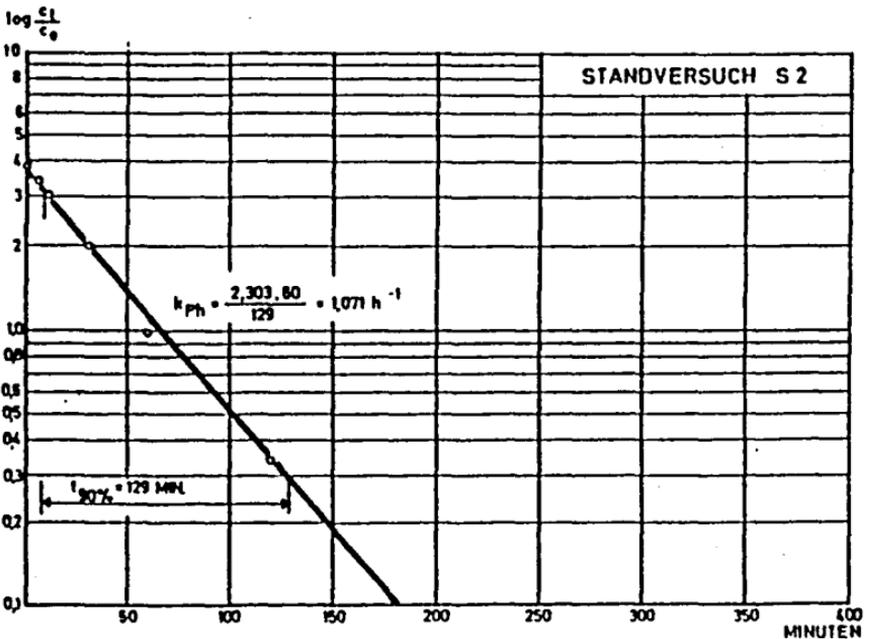
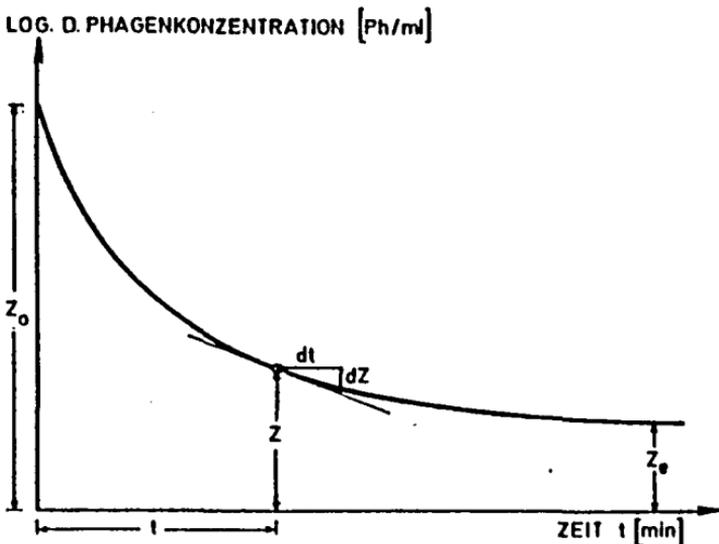


Abb. 4: Auswertung Standversuch S 2

etwa eine halbe Zehnerpotenz unter der Einsaat lag. Im Gegensatz dazu konnte bei der mit Luft begasten Versuchsanlage eine Phagenreduktion von vier Zehnerpotenzen festgestellt werden. In der halblogarithmischen Darstellung (Zeit linear, Phagenkonzentration logarithmisch) nimmt die Phagenkonzentration zu Versuchsbeginn stärker ab und nähert sich nach einer gewissen Zeit asymptotisch einem gewissen Endwert, bei dem sich ein Gleichgewichtszustand einstellt. Die sich ergebende Kurve ist ähnlich der Zunahme der Sauerstoffkonzentration von sauerstofffreiem Wasser bei Belüftung mit konstanter Belüftungsintensität. Auch hier steigt die Sauerstoffkonzentration zu Versuchsbeginn stärker an und nähert sich zu Versuchsende asymptotisch einem Sättigungswert. Es handelt sich hierbei um eine Reaktion erster Ordnung, bei der die Änderung der Sauerstoffzunahme dem Sättigungsdefizit proportional ist. Für alle durchgeführten Standversuche wurde die im folgenden beschriebene Auswertung vorgenommen, die der Auswertung von Sauerstoffzufuhrversuchen nach V.D.EMDE und KAYSER (1965) ähnlich ist. Die Einzelergebnisse aller Versuche sind im Anhang zusammengefaßt. Die Abnahme der Phagenkonzentration (im log. Maßstab) in Abhängigkeit von der Zeit kann durch folgende Kurve dargestellt werden:



c Phagenkonzentration [Ph/ml]

$$Z = \log c$$

Z₀ Log. d. Phagenkonzentration zu Versuchsbeginn

Z Log. d. Phagenkonzentration zur Zeit t

Z_e Log. d. Phagenkonzentration zu Versuchsende (t = ∞)

Ähnlich wie bei der Reaktionsgleichung für Sauerstoffzufuhrversuche wird nun angenommen, daß die Änderung des Logarithmus der jeweiligen Phagenkonzentration dem Gleichgewichtsdefizit (Log. der Phagenkonzentration im betrachteten Zeitpunkt minus Log. der Phagenendkonzentration) proportional ist (Inaktivierungskonstante k_{Ph}):

$$\frac{dZ}{dt} = -k_{Ph} (Z - Z_e) \quad (Gl. 1)$$

$$\frac{dZ}{Z - Z_e} = -k_{Ph} \cdot dt$$

$$\ln (Z - Z_e) = -k_{Ph} \cdot t + \text{Konst.}$$

$$\text{für } t = 0 : Z = Z_0 \rightarrow \text{Konst.} = \ln (Z_0 - Z_e)$$

$$\ln (Z - Z_e) = -k_{Ph} \cdot t + \ln (Z_0 - Z_e) \quad (Gl. 2)$$

Bei halblogarithmischer Auftragung von (Z-Z_e) über der Zeit ergibt sich eine Gerade, deren Neigung "k_{Ph}" beträgt. Da für die Versuchsauswertung der Endwert der Phagenkonzentration (c_e bzw. Z_e) bekannt sein muß, dieser theoretisch jedoch erst nach unendlich langer Versuchszeit eintritt, wurde für die Auswertung ein Computerprogramm herangezogen. Mit Hilfe dieses Programmes war es möglich, durch schrittweise Änderung des Endwertes Z_e jenen Endwert zu ermitteln, für den die Abstandskquadrate von der Ausgleichsgeraden ein Minimum sind. Die so erhaltenen Linearisierungsgeraden wurden ebenfalls in den Bericht aufgenommen. Die im Anhang für jeden Versuch ausgewiesenen Korrelationskoeffizienten "r"

liegen praktisch alle über 0,99 und zeigen, daß die für die Versuchsauswertung getroffenen Annahmen zutreffen. Zur Kontrolle der rechnerischen Auswertung wurde noch die graphische Auswertung durchgeführt, die normalerweise bei Sauerstoffzufuhrversuchen angewandt wird. Ausgehend von Gleichung 2 ergibt sich:

$$\ln \frac{Z - Z_e}{Z_0 - Z_e} = -k_{Ph} t$$

bzw.

$$\frac{Z - Z_e}{Z_0 - Z_e} = e^{-k_{Ph} \cdot t}$$

In dekadischen Logarithmen erhält man die Inaktivierungskonstante k_{Ph} wie folgt:

$$k_{Ph} = 2,303 \frac{\log (Z_0 - Z_e) - \log (Z - Z_e)}{t_2 - t_1} \quad (\text{Gl. 3})$$

Wählt man das Zeitintervall $(t_2 - t_1)$ so, daß sich $\log (Z_0 - Z_e)$ zu $\log (Z - Z_e)$ wie 10 : 1 verhalten, das Gleichgewichtsdefizit in dieser Zeit also um 90 % abnimmt ($t_{90\%}$), kann k_{Ph} folgendermaßen berechnet werden:

$$k_{Ph} = \frac{2,303 \cdot 60}{t_{90\%}} \quad [\text{h}^{-1}] \quad (\text{Gl. 4})$$

$t_{90\%}$... Zeit, in der Log. d. Gleichgewichtsdefizit um 90 % abnimmt [min]

Die Abnahme des Log. der Phagenkonzentration kann somit durch die Gleichung

$$Z = Z_e + (Z_0 - Z_e) e^{-k_{Ph} \cdot t} \quad (\text{Gl. 5})$$

beschrieben werden. Setzt man für $Z = \log c$, ergibt sich:

$$\log c = \log c_e + \left(\log \frac{c_0}{c_e}\right) e^{-k_{Ph} \cdot t} \quad (\text{Gl. 6})$$

Bezeichnet man ähnlich dem Sauerstoffzufuhrversuch, bei dem der Anstieg der Kurve zur Zeit $t = 0$ das Sauerstoffzufuhrvermögen des Belüfters ($g O_2/m^3 \cdot h$) bedeutet, den Anstieg der Kurve zu Beginn als Phagenreduktionsvermögen (PhC) erhält man:

$$\log \text{PhC} = k_{\text{Ph}} (Z_o - Z_e)$$

$$\text{bzw. } \log \text{PhC} = k_{\text{Ph}} \cdot \log \frac{c_o}{c_e} \quad [\text{Ph/ml} \cdot \text{h}] \quad (\text{Gl. 7})$$

Der Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens PhC gibt an, um wie viele Zehnerpotenzen die Phagenkonzentration in einer Stunde abnehmen würde, wenn die Phagenreduktion gleichmäßig mit der zu Versuchsbeginn ($t = 0$) auftretenden Geschwindigkeit stattfinden würde.

Der Wirkungsgrad der Phagenreduktion errechnet sich dann wie folgt:

$$\eta_{\text{Ph}} = \frac{c_o - c_e}{c_o} \cdot 100 \quad [\%] \quad (\text{Gl. 8})$$

c_o ... Phagenkonzentration zu Versuchsbeginn

c_e ... Phagenkonzentration zu Versuchsende ($t = \infty$)

Für den Standversuch S 2 mit Luftbegasung ergibt die Auswertung (Abbildung 4) bei einer Anfangskonzentration von $7,0 \cdot 10^5$ Ph/ml eine Inaktivierungskonstante k_{Ph} von $1,071 \text{ h}^{-1}$ und eine rechnerische Gleichgewichtskonzentration am Ende des Versuches von $8,8 \cdot 10^1$ Ph/ml; der Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens beträgt 4,18. In der graphischen Auswertung ergibt sich die Zeit t_{90} mit 129 Minuten.

Dieser Standversuch zeigt, daß für die Reduktion der Phagen in Filtrat des Belebtschlammes biologische Vorgänge in der Belebtschlammflocke von ausschlaggebender Bedeutung sind. Wären in erster Linie Adsorptionsvorgänge für die Phagenreduktion verantwortlich, dann dürfte sich bei den mit Luft

bzw. Stickstoff begasten Anlagen kein Unterschied ergeben. Da die Mikroorganismen des Belebtschlammes zur Aufrechterhaltung ihrer Lebenstätigkeit Sauerstoff benötigen und Sauerstoff in der mit Stickstoff begasten Versuchsanlage nicht zur Verfügung stand, mußten sie ihre Tätigkeit einstellen. Aktivität der Mikroorganismen und Phagenreduktion stehen damit in engem Zusammenhang.

In diesem Zusammenhang sei auf die Ergebnisse verwiesen, die vom Metropolitan Water Board (London) veröffentlicht wurden. So wurde bei gereinigtem und mit Chlor sterilisiertem Sand in Langsamfiltern keine Virusreduktion festgestellt. Erst nach erfolgter Einarbeitung des Filters (Sandschicht 0,6 m, Filtrationsgeschwindigkeit 0,2 m/h) konnte eine Reduktion von 99,999 % erreicht werden. Die Einarbeitungsphase nahm ca. 2 Monate in Anspruch. Da bekannt ist, daß bei der Langsamsandfiltration neben rein mechanischen auch biologische Vorgänge auftreten unterstreicht dieses Ergebnis die Vermutung, daß die biologische Aktivität der Mikroorganismen maßgeblich an der Virusreduktion beteiligt ist.

4.3.3.3 Belüftung von Phagen in Belebtschlamm mit Luft bzw. abwechselnd Luft - Stickstoff - Luft (Versuch S 3)

Ähnlich wie bei der vorhin beschriebenen Versuchsanordnung wurden zwei gleiche Versuchsbecken mit Belebtschlamm von der Kläranlage Wien-Blumental gefüllt. Die Trockensubstanz des Belebtschlammes betrug 4,5 g/l. Eine der beiden Versuchsanlagen wurde fünf Minuten lang mit Luft begast, anschließend wurde die Begasung auf Stickstoff umgestellt und nach weiteren 55 Minuten erfolgte abermalige Begasung mit Luft. Zu Vergleichszwecken wurde die zweite Versuchsanlage während der gesamten Versuchsdauer mit Luft begast (Abbildung 5, 6). Während sich in der mit Luft begasten Versuchsanlage die im Versuch S 2 gefundene Phagenreduktion

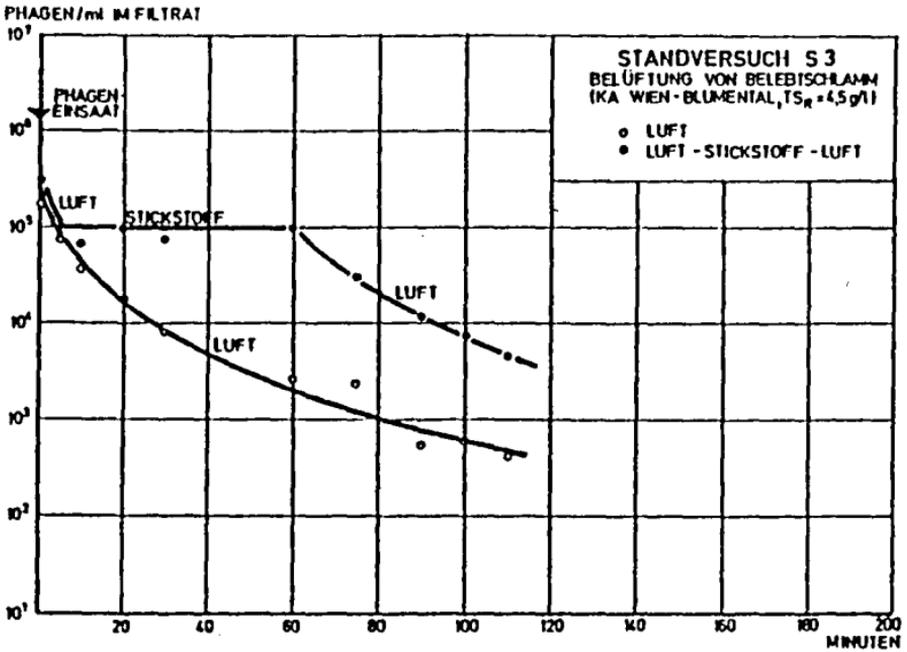


Abb. 5: Standversuch S 3
Belüftung mit Luft- bzw. Luft - Stickstoff - Luft

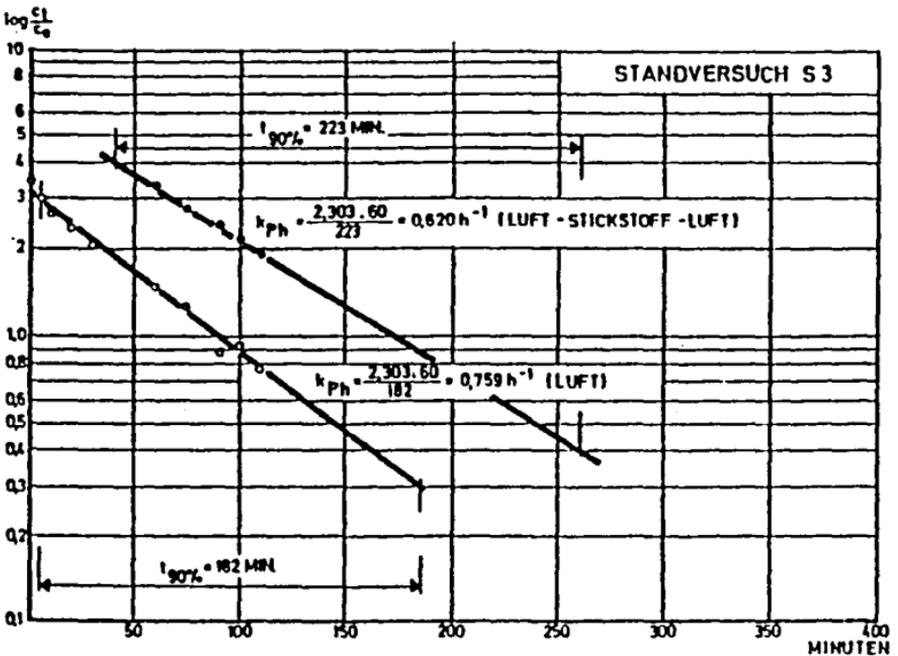


Abb. 6: Auswertung Standversuch S 3

einstellte, wurde in der parallel betriebenen Anlage nach Umstellung von Luft- auf Stickstoffbegasung ein Aufhören der Phagenreduktion beobachtet. Nachdem in dieser Anlage von Stickstoff- auf Luftbegasung umgestellt wurde, setzte auch in dieser Anlage eine neuerliche Phagenreduktion ein, d.h. nach 55-minütiger Unterbrechung der Arbeitsfähigkeit des Belebtschlammes infolge Sauerstoffmangel konnte durch Sauerstoffzufuhr und damit neuerlich einsetzender Tätigkeit der Mikroorganismen neuerlich eine Phagenreduktion provoziert werden. Auch die rechnerische Auswertung ergibt eine ganz gute Übereinstimmung, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, daß für die Auswertung des Luft - Stickstoff - Luft-Versuches nur wenige Punkte von der Versuchszeit von 60 Minuten ab Versuchsbeginn zur Verfügung standen. Während sich in der mit Luft begasten Anlage ein Phagenreduktionsvermögen PhC von 2,58 Zehnerpotenzen und eine Gleichgewichtskonzentration c_e von $7,2 \cdot 10^1$ Ph/ml ergab, wurde in der mit Luft - Stickstoff - Luft begasten Anlage für den Versuchszeitraum mit Luftzufuhr ein Phagenreduktionsvermögen von 2,05 Zehnerpotenzen und eine Gleichgewichtskonzentration von $5,0 \cdot 10^1$ Ph/ml ermittelt. Die Versuchsergebnisse sind somit praktisch ident.

Dieser Versuch zeigte, daß eine einstündige Stickstoffbegasung des Belebtschlammes bzw. Nichtversorgung mit Sauerstoff ohne Schaden für die Mikroorganismen des Schlammes bleibt und daß bei Einsetzen der Belüftung mit sofortiger Wiederaufnahme der Tätigkeit der Mikroorganismen und damit verbundener Phagenreduktion gerechnet werden kann. Mehrstündige Pausen in der Sauerstoffversorgung des Belebtschlammes treten beim Belebungsverfahren während der Absatzphase im Nachklärbecken auf. Auch hier nehmen die Mikroorganismen beim Wiedereintritt in das Belebungsbecken ihre Aktivität sofort wieder auf.

4.3.3.4 Belüftung von Phagen im Belebtschlamm bei zweimaliger Phagenzugabe (Versuch S 4)

In der Praxis des Kläranlagenbetriebes werden wir es nur in den seltensten Fällen mit einer einmaligen Stoßbelastung durch Krankheitserreger zu tun haben. In der Regel wird der Zulauf zur Kläranlage eine dauernde Kontamination durch Krankheitserreger aufweisen, deren Konzentration gewissen Schwankungen unterworfen ist.

Im Rahmen dieses Standversuches sollte geklärt werden, wie Belebtschlamm auf eine zweimalige Phageneinsaat reagiert. Für diesen Versuch wurde Belebtschlamm von einer Kleinkläranlage aus Gaaden mit einer Trockensubstanz von 2,5 g/l verwendet. Nach der zu Versuchsbeginn üblichen Phagenzugabe wurden nach 60 Minuten Belüftungszeit neuerlich Phagen eingesät (Abbildung 7, 8). Der erste Phagenstoß mit einer Ausgangskonzentration von $2 \cdot 10^6$ Ph/ml konnte innerhalb einer Stunde um zwei Zehnerpotenzen auf $2 \cdot 10^4$ Ph/ml reduziert werden. Durch die neuerliche Phagenzugabe wurde die Phagenkonzentration wieder auf $1,6 \cdot 10^6$ Ph/ml angehoben, was etwa der Konzentration zu Versuchsbeginn entspricht. Auch nach der zweiten Phageneinsaat stellte sich wieder eine Phagenreduktion ein. Die Kurven der Phagenreduktion nach der ersten bzw. zweiten Phageneinsaat sind nahezu identisch. Während sich für die erste Einsaat ein Phagenreduktionsvermögen von 2,68 Zehnerpotenzen und eine Endkonzentration von $6,3 \cdot 10^1$ Ph/ml ergibt, erhält man für die zweite Einsaat ein Phagenreduktionsvermögen von 2,57 Zehnerpotenzen und eine Gleichgewichtskonzentration von $5,1 \cdot 10^1$ Ph/ml. Durch intermittierende Phageneinsaat können somit identische Reduktionskurven für die Phagenkonzentration erhalten werden. Die sich im Filtrat des Belebtschlammes einstellende Phagenkonzentration ist von der Höhe und dem zeitlichen Abstand der Phageneinsaaten abhängig. Dieser Standversuch kann als Vorversuch für einen Durchlaufversuch gewertet werden, wenn man sich die kontinuierliche Phagendosierung des Durchlaufversuches durch einzelne intermittierende Phageneinsaaten ersetzt denkt. Man kann daher für den Durchlaufversuch bei

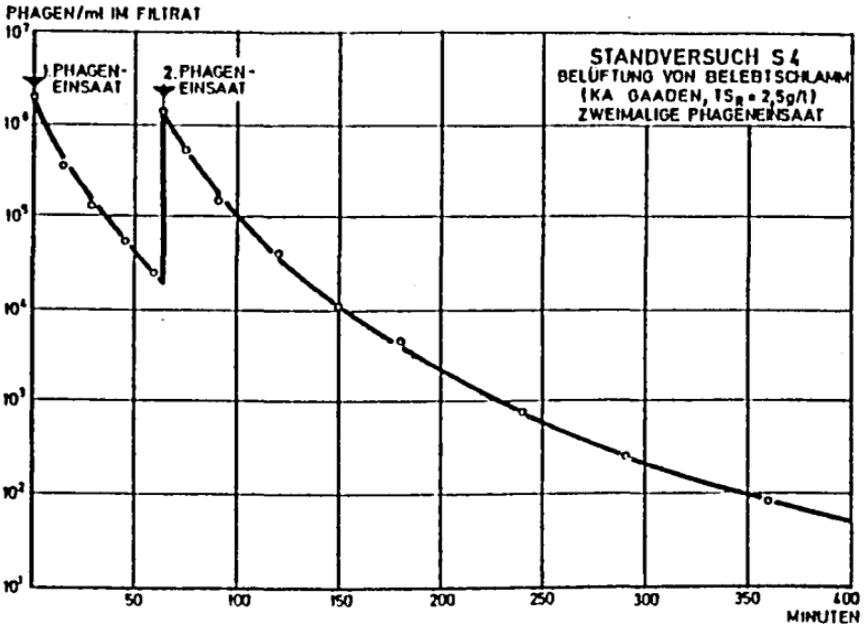


Abb. 7: Standversuch S 4
Zweimalige Phageneinsaat

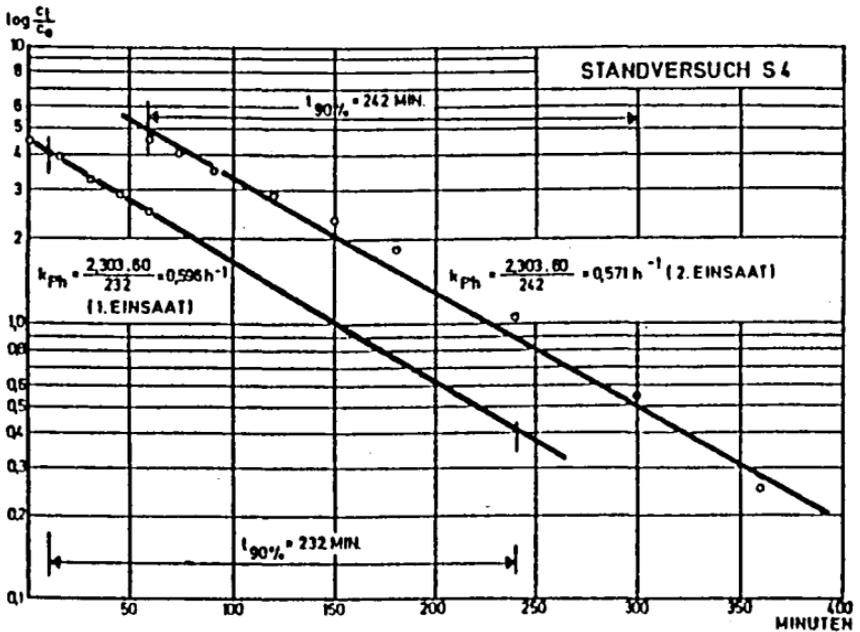


Abb. 8: Auswertung Standversuch S 4

konstanter Phagenkonzentration im Zulauf eine ebenfalls konstante, aber entsprechend kleinere Phagenkonzentration im Ablauf erwarten.

4.3.3.5 Belüftung von Phagen in Belebtschlämmen mit verschiedener Schlamm Trockensubstanz (Versuch S 5)

In Abhängigkeit von den Schlammabsetzeigenschaften kann die Trockensubstanz des Belebtschlammes zwischen 3 und 6 g/l liegen. Im Rahmen dieses Standversuches sollte der Einfluß der Schlammkonzentration auf die Phagenreduktion untersucht werden.

Von Belebtschlamm der Kläranlage Wien-Blumental mit einer Trockensubstanz von 4,6 g/l wurden durch Verdünnung mit sterilem Leitungswasser Schlämme mit folgenden Trockensubstanzen hergestellt:

Originalschlamm	4,6 g/l
1 + 1 verdünnt	2,3 g/l
1 + 3 verdünnt	1,2 g/l
1 + 7 verdünnt	0,6 g/l

Nachdem alle vier Versuchsanlagen mit der gleichen Phagen-einsaat beimpft waren, wurde die Abnahme der Phagenkonzentration über einen Zeitraum von 6 Stunden verfolgt (Abbildung 9, 10). Bei einer Ausgangskonzentration von 10^6 Ph/ml für alle vier untersuchten Schlämme betrug die Phagenkonzentration im Filtrat des unverdünnten Schlammes nach 60 Minuten Belüftungszeit 10^3 Ph/ml. Für den 1 + 1 verdünnten Schlamm lag dieser Wert bei 10^4 Ph/ml. Die Phagenkonzentration für die 1 + 3 bzw. 1 + 7 verdünnten Schlämme betrug zum gleichen Zeitpunkt $2 \cdot 10^4$ bzw. $7,2 \cdot 10^4$ Ph/ml. Nach sechsständiger Belüftungszeit schwankten die Phagenkonzentrationen im Filtrat der einzelnen Verdünnungen zwischen $3 \cdot 10^1$ und $6 \cdot 10^2$ Ph/ml. Auch hier wurde beim unverdünnten Schlamm die größte Phagenreduktion und somit die kleinste Phagenkonzentration im Filtrat erreicht.

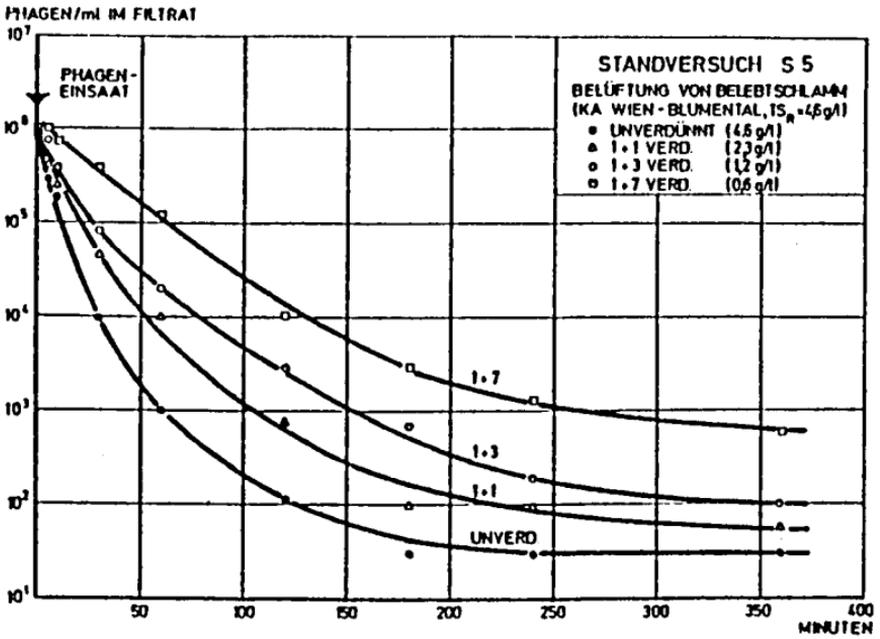


Abb. 9: Standversuch S 5
 Unterschiedliche Trockensubstanz

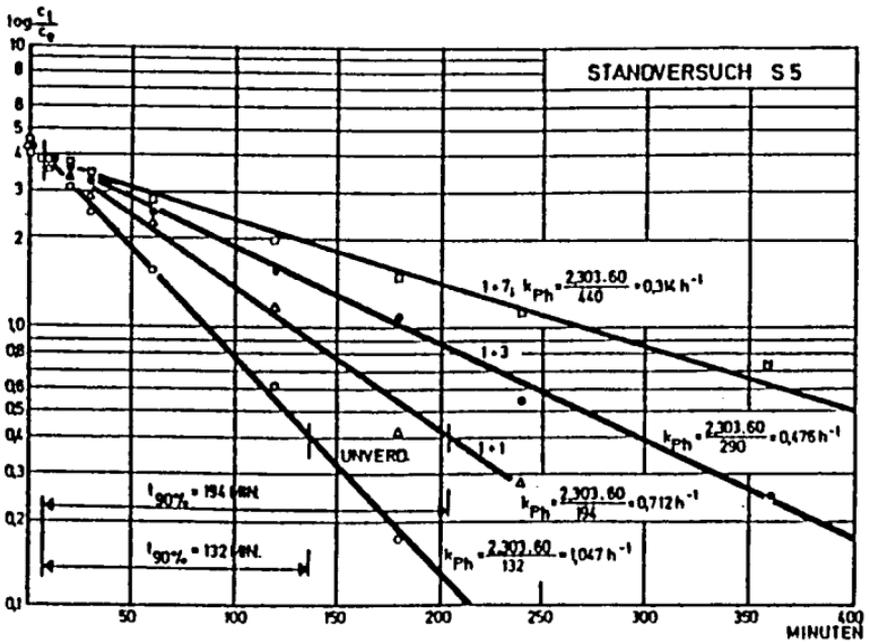


Abb. 10: Auswertung Standversuch S 5

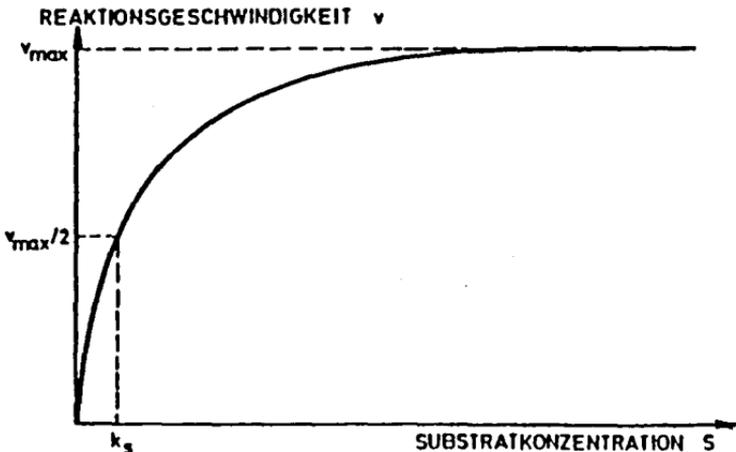
Die Versuchsauswertung brachte folgende Ergebnisse:

Tab. 7: Standversuch S 5

	TS_R [g/l]	c_o [Ph/ml]	c_e [Ph/ml]	log PhC	η_{Ph} [%]
S 5/1	4,6	$1,0 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^1$	4,82	99,998
5/2	2,3	$9,0 \cdot 10^5$	$4,7 \cdot 10^1$	3,05	99,995
5/3	1,2	$1,0 \cdot 10^6$	$5,6 \cdot 10^1$	2,02	99,994
5/4	0,6	$1,2 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^2$	1,27	99,991

Während sich die Schlamm Trockensubstanzen TS_R wie $8 : 4 : 2 : 1$ bzw. $2^3 : 2^2 : 2^1 : 2^0$ verhalten, stellt sich für die Logarithmen der Phagenreduktionsvermögen PhC ein Verhältnis von $3,8 : 2,4 : 1,6 : 1$ bzw. $2^{1,92} : 2^{1,26} : 2^{0,68} : 2^{0,00}$. Dies bedeutet, daß mit zunehmender Trockensubstanz eine immer geringer werdende Zunahme des Phagenreduktionsvermögens auftritt.

Reaktionen ähnlicher Art werden in der Mikrobiologie durch die Gleichung von Michaelis-Menten dargestellt. So kann die Reaktionsgeschwindigkeit biologischer Vorgänge in Abhängigkeit von der Substratkonzentration durch folgende Beziehung dargestellt werden:



$$v = v_{\max} \frac{S}{S + k_s} \quad (\text{Gl. 9})$$

v Reaktionsgeschwindigkeit

S Substratkonzentration

v_{\max} , k_s ... Konstante

Für die Bestimmung der Konstanten v_{\max} und k_s wird der Reziprokwert von Gleichung 9 bestimmt

$$\frac{1}{v} = \frac{k_s}{v_{\max}} \left(\frac{1}{S}\right) + \frac{1}{v_{\max}} \quad (\text{Gl. 10})$$

Trägt man nun $1/v$ über $1/S$ auf, so erhält man eine Gerade mit der Neigung k_s/v_{\max} und dem Abschnitt auf der Ordinate mit $1/v_{\max}$. Diese Art der Auftragung ist unter der Bezeichnung Linearisierung nach Lineweaver-Burk bekannt.

Ersetzt man für den Standversuch S 5 die Substratkonzentration S durch die Trockensubstanz TS_R und die Reaktionsgeschwindigkeit v durch den Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens ($\log \text{PhC}$), ergibt sich allgemein folgende Beziehung:

$$\log \text{PhC} = \log \text{PhC}_{\max} \frac{TS_R}{TS_R + k_s} \quad (\text{Gl. 11})$$

Mit den in Abbildung 11 gefundenen Werten für $\log \text{PhC}_{\max}$ mit 6,85 und k_s von 2,69 ergibt sich:

$$\log \text{PhC} = 6,85 \frac{TS_R}{TS_R + 2,69} \quad (\text{Gl. 12})$$

Eine graphische Darstellung dieser Beziehung zeigt Abbildung 12. Man erkennt, daß die Versuchsergebnisse der Gleichung nach Michaelis-Menten gut zugeordnet werden können.

Vergleicht man die sich zur Zeit $t = \infty$ einstellenden Phagenendkonzentrationen c_e so zeigt sich, daß mit steigender Trockensubstanz die Phagenendkonzentrationen abnehmen (Abbildung 13).

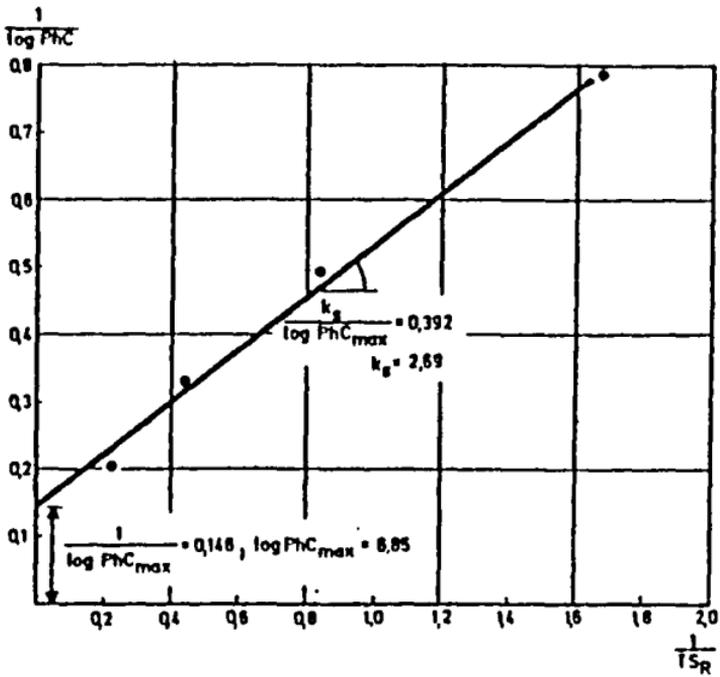


Abb. 11: Standversuch S 5
Auswertung nach Lineweaver-Burk

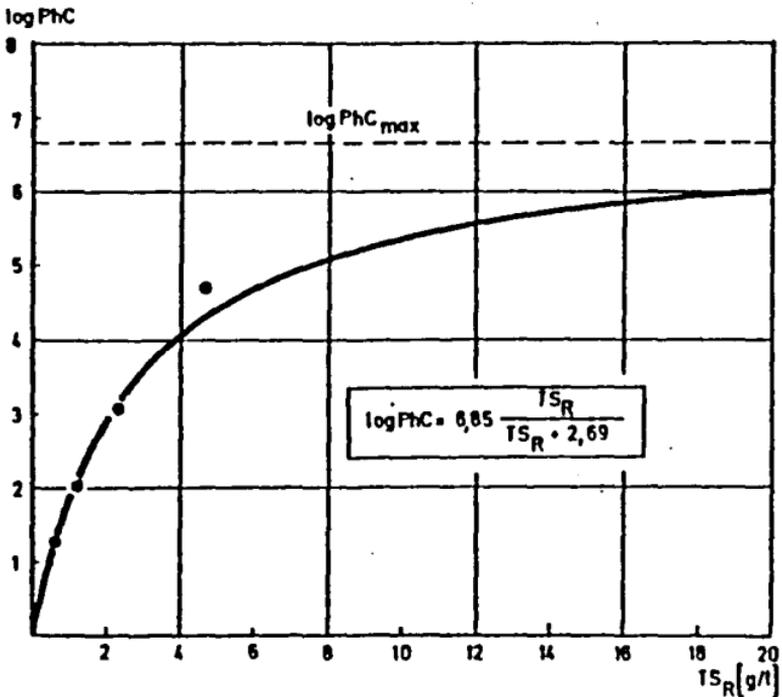


Abb. 12: Standversuch S 5
Trockensubstanz - Phagenreduktions-
vermögen

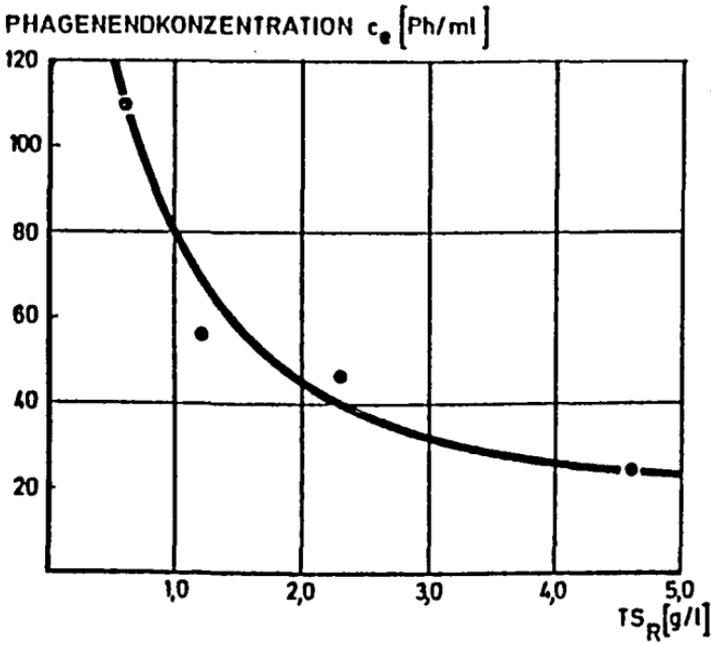


Abb. 13: Standversuch S 5
Trockensubstanz - Phagenendkonzentration

Die dargestellte Kurve nähert sich sowohl der Abszisse als auch der Ordinate asymptotisch.

Diese Versuchsreihe zeigte, daß die Schlammkonzentration von hohem Einfluß auf die Phagenreduktion ist. Dies trifft sowohl auf die Geschwindigkeit der Phagenreduktion als auch auf die Phagenendkonzentration zu. Während beim unverdünnten Schlamm eine Abnahme der Phagenkonzentration von 10^6 Ph/ml um drei Zehnerpotenzen auf 10^3 Ph/ml bereits nach 60 Minuten erreicht wird, dauert dieser Vorgang bei den 1 + 1, 1 + 3 bzw. 1 + 7 verdünnten Belebtschlämmen 100, 150 bzw. 250 Minuten. Bedingt durch die geringere Anzahl von Mikroorganismen bei Belebtschlämmen mit geringerer Trockensubstanz ist demnach eine längere Zeit erforderlich,

um gleichen Abbau wie bei höher konzentrierten Schlamm zu erreichen. Die Unterschiede in den sich einstellenden Endkonzentrationen schwanken nur relativ wenig und liegen zwischen 25 und 110 Ph/ml.

4.3.3.6 Belüftung von Phagen in Belebtschlämmen von Anlagen unterschiedlicher Schlammbelastung (Versuche S 6 bis S 9)

Der angestrebte Grad der Abwasserreinigung ist für die Bemessung einer Kläranlage von ausschlaggebender Bedeutung. Bei Anlagen die nach dem Belebungsverfahren arbeiten ist das Nutzvolumen des Belebungsbeckens für die Ablaufqualität maßgebend. Als Bemessungsparameter dient hierzu die Schlammbelastung B_{TS} [kg BSB₅/kg TS.d] in Abhängigkeit vom gewünschten Wirkungsgrad der Anlage. Die Schlammbelastung B_{TS} gibt jene organische Belastung an, ausgedrückt in kg BSB₅/d, die auf ein kg Schlamm Trockensubstanz im Belebungsbecken entfällt. Die Schlammbelastung gibt somit ein Verhältnis zwischen Nahrungsangebot und Masse der Mikroorganismen an. Bei geringer Schlammbelastung wird eine sehr weitgehende Abwasserreinigung erreicht, während bei hoher Schlammbelastung nur die leicht abbaubaren Stoffe aus dem Abwasser entfernt werden. Die derzeit verwendeten Bemessungsparameter können folgendermaßen dargestellt werden:

	B_{TS} [kg BSB ₅ /kg TS.d]
Vollreinigung, gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung	0,05
Vollreinigung, Oxidation der Stickstoffverb.; BSB ₅ -Ablauf 15 mg/l	0,15
Vollreinigung; BSB ₅ -Ablauf 20 mg/l	0,30

Nach Festlegung der erforderlichen Reinigungswirkung und nach Wahl eines Wertes für die Trockensubstanz TS_R im Belebungsbecken (meist zwischen 3 und 6 kg TS/m³) kann das Volumen des Belebungsbeckens ermittelt werden.

Bei niedriger Schlammbelastung reichern sich andere Bakterien im Belebtschlamm an als bei hoher Belastung, d.h. es bilden sich Biozönosen mit unterschiedlichen Stoffwechselspezialisten aus. Zu diesen "Spezialisten" zählen z.B. die Nitrifikanten und Denitrifikanten die für den Um- bzw. Abbau der Stickstoffverbindungen verantwortlich sind.

Ziel dieser Versuchsreihe war es nun festzustellen, ob auch die Inaktivierung von Modellviren von der Schlammbelastung einer Belebungsanlage abhängig ist.

Die folgenden vier Kläranlagen im Raume Wien mit möglichst weit gestreuter Schlammbelastung wurden für die Untersuchungen herangezogen:

Wien-Blumental

Baden

Leopoldsdorf

Gaaden

Die Kläranlage Wien-Blumental ist in der ersten Ausbaustufe für 150.000 Einwohnergleichwerte (EGW) ausgelegt und arbeitet ohne Vorklärung; die Belüftung erfolgt durch Stabwalzen.

Die Kläranlage Baden bei Wien behandelt die Abwässer von 30.000 EGW und ist eine konventionelle Anlage mit Vorklärbecken, Belebungsbecken und Nachklärbecken. Die Sauerstoffzufuhr erfolgt durch feinblasige Druckbelüftung.

Die Kläranlage der Gemeinde Leopoldsdorf arbeitet nach dem Prinzip des Oxidationsgrabens und besitzt eine Kapazität für 1.500 EGW.

An die Kleinkläranlage in Gaaden schließlich sind 200 Einwohner angeschlossen; diese Anlage arbeitet mit Vorklärung nach dem System Putox.

Die Belastungswerte der vier untersuchten Kläranlagen lauteten wie folgt:

Tab. 8 Standversuche S 6 bis S 9, Untersuchte Kläranlagen

	B_R [kg BSB ₅ /m ³ .d]	TS_{R3} [kg/m ³]	B_{TS} [kg BSB ₅ /kg.d]
Wien-Blumental	1,10	7,5	0,15
Baden	2,00	2,5	0,80
Leopoldsdorf	0,25	5,0	0,05
Gaaden	0,50	2,3	0,22

Bei allen vier Kläranlagen wurde Belebtschlamm entnommen und wie bei den früher durchgeführten Standversuchen in 10 Liter-Behältern belüftet. Nach einmaliger Phageneinsaat wurde die Phagenkonzentration im Filtrat des Belebtschlammes über einen Zeitraum von 6 Stunden bestimmt. Um Zufallsergebnisse nach Möglichkeit auszuschalten, wurde jeder Versuch eine Woche später unter gleichen Bedingungen wiederholt.

Die Versuche mit Schlamm der Kläranlage Wien-Blumental (Versuch S 6) ist auf den Abbildungen 14 und 15 dargestellt. Während beim 1. Versuch die Trockensubstanz des Belebtschlammes 8,0 g/l betrug, war sie beim 2. Versuch 7,0 g/l. Bei einer Ausgangskonzentration von $6,0 \cdot 10^5$ bzw. $8,0 \cdot 10^5$ Ph/ml wurde eine Endkonzentration von $1,5 \cdot 10^2$ und $7,1 \cdot 10^2$ Ph/ml ermittelt. Der Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens ergibt sich zu 3,14 und 2,16.

Den Abbauersuch mit Schlamm von der Kläranlage Baden (Schlammtrockengewicht $TS_R = 2,5$ g/l; Versuch S 7) zeigen die Abbildungen 16 und 17. Bei einer Ausgangskonzentration von i.M. $9,6 \cdot 10^5$ Ph/ml zu Versuchsbeginn betrug die Gleichgewichtskonzentration i.M. $4 \cdot 10^3$ Ph/ml. Der Mittelwert des Log. des Phagenreduktionsvermögens ergab sich i.M. zu 1,22.

Im Filtrat des Schlammes der Kläranlage Leopoldsdorf ($TS_R = 5,0$ g/l; Versuch S 8, Abbildung 18, 19) erfolgte eine Phagenreduktion von $9 \cdot 10^5$ Ph/ml zu Versuchsbeginn auf $5,7 \cdot 10^0$ Ph/ml als Gleichgewichtskonzentration. Der Log. des Phagenreduktionsvermögens ergibt sich zu 3,08.

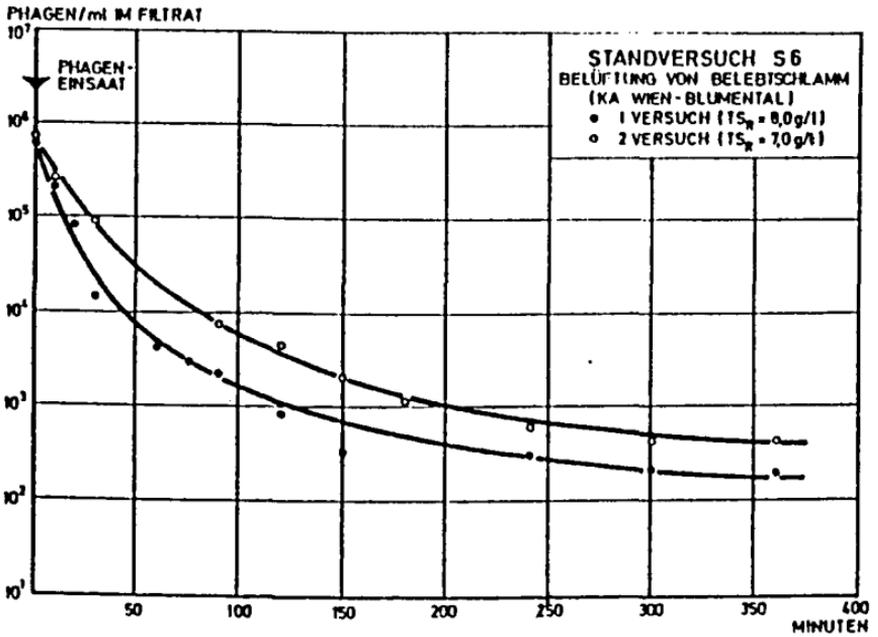


Abb. 14: Standversuch S 6
Kläranlage Wien-Blumental

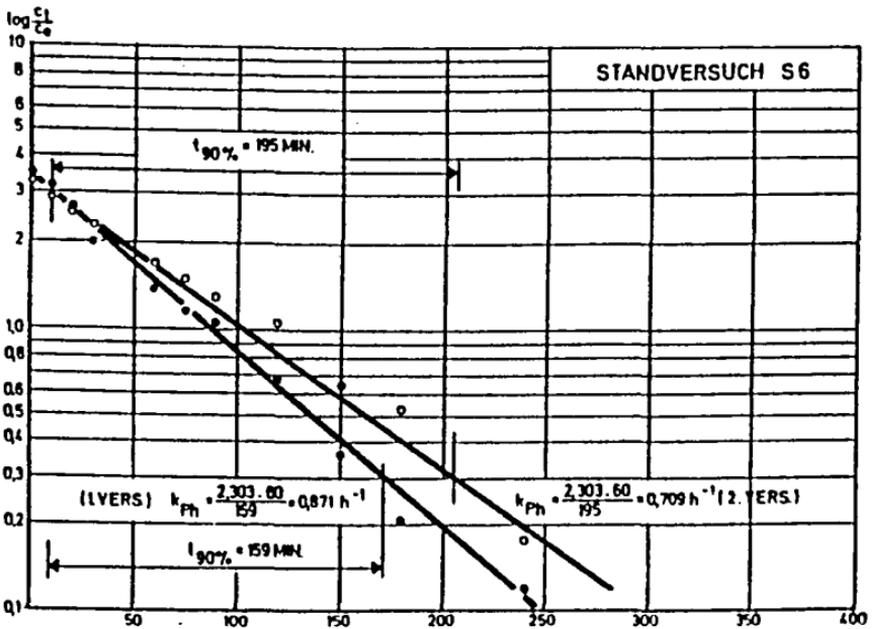


Abb. 15: Auswertung Standversuch S 6

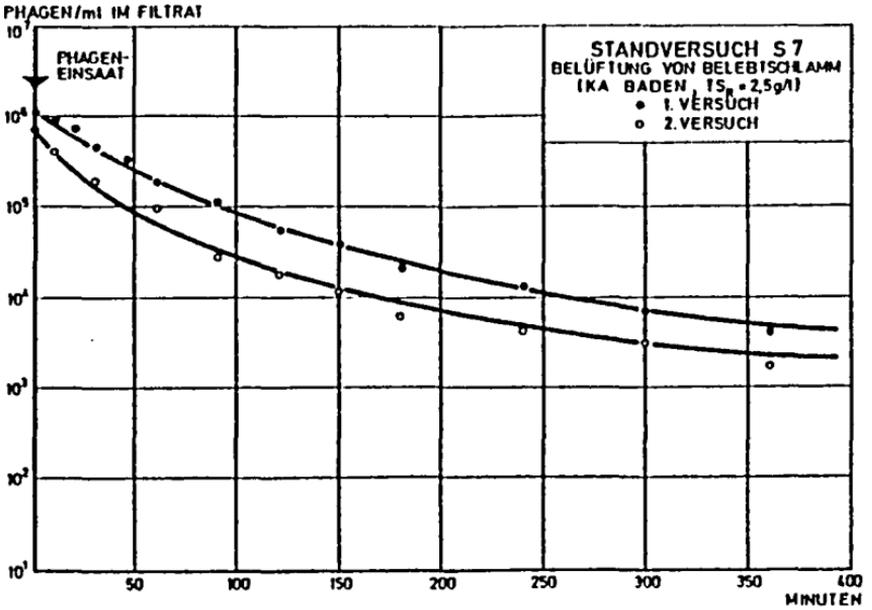


Abb. 16: Standversuch S 7
Kläranlage Baden

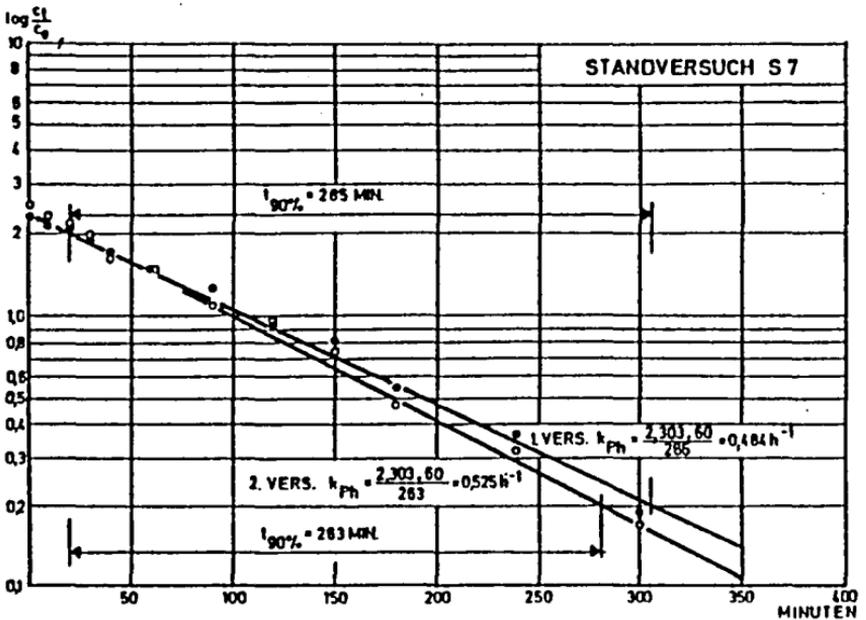


Abb. 17: Auswertung Standversuch S 7

PHAGEN/ml IM FILTRAT

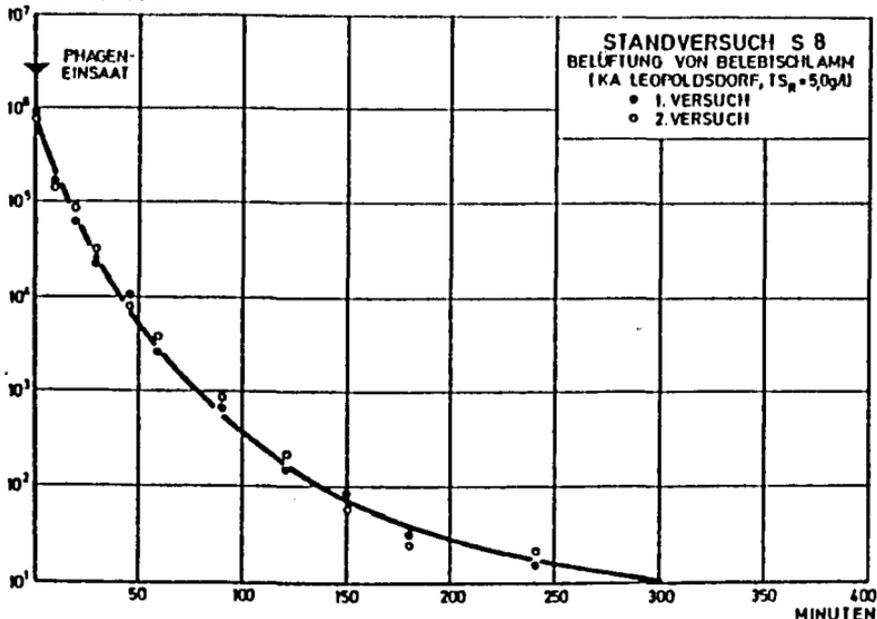


Abb. 18: Standversuch S 8
Kläranlage Leopoldsdorf

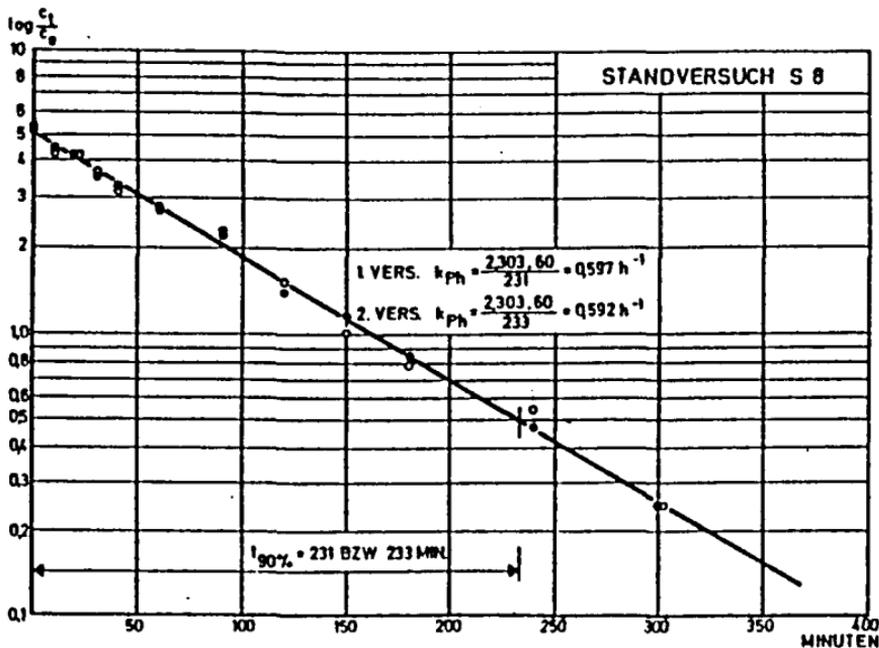


Abb. 19: Auswertung Standversuch S 8

Der Versuch mit Belebtschlamm an der Kläranlage Gaaden ($TS_R = 2,3 \text{ g/l}$; Versuch S 9, Abbildung 20, 21) resultierte in einer Phagenreduktion von $1,2 \cdot 10^6$ auf $3,0 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$. Der Mittelwert des Log. des Phagenreduktionsvermögens ergibt sich zu 2,99.

Zusammenfassend ergeben sich für die vier untersuchten Kläranlagen mit unterschiedlicher Schlammbelastung folgende Werte:

Tab. 9: Standversuche S 6 bis S 9, Versuchsergebnisse

Versuch	Kläranlage	c_o [Ph/ml]	c_e [Ph/ml]	log PhC	B_{TS} [kg/kg.d]	$1/B_{TS}$ [kg.d/kg]
S 6/1	Blumental	$6,0 \cdot 10^5$	$1,5 \cdot 10^2$	3,14	0,14	7,14
S 6/2	Blumental	$8,0 \cdot 10^5$	$7,1 \cdot 10^2$	2,16	0,16	6,25
S 7/1	Baden	$1,2 \cdot 10^6$	$6,0 \cdot 10^3$	1,11	0,80	1,25
S 7/2	Baden	$7,2 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^3$	1,33	0,80	1,25
S 8/1	Leopoldsdorf	$9,0 \cdot 10^5$	$5,7 \cdot 10^0$	3,10	0,05	20,00
S 8/2	Leopoldsdorf	$8,0 \cdot 10^5$	$5,7 \cdot 10^0$	3,05	0,05	20,00
S 9/1	Gaaden	$1,2 \cdot 10^6$	$3,4 \cdot 10^1$	2,94	0,22	4,55
S 9/2	Gaaden	$1,2 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^1$	3,03	0,22	4,55

Vergleicht man in der Tabelle die Gleichgewichtskonzentrationen c_e untereinander, so erkennt man, daß bei etwa gleichen Ausgangskonzentrationen (i.M. $9,3 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$) der Schlamm der Kläranlage Leopoldsdorf die geringste Endkonzentration ($5,7 \cdot 10^0 \text{ Ph/ml}$) aufwies, gefolgt von Gaaden ($3,0 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$) und Blumental ($4,3 \cdot 10^2 \text{ Ph/ml}$). Die höchste Endkonzentration wurde beim Schlamm der Kläranlage Baden gefunden ($4,0 \cdot 10^3 \text{ Ph/ml}$). Auch beim Phagenreduktionsvermögen wird die gleiche Reihenfolge eingehalten.

Bezieht man die Schlammbelastung mit in die Überlegungen ein, so zeigt sich, daß die geringste Phagenendkonzentration bei der Kläranlage mit der niedrigsten Schlammbelastung (Klär-

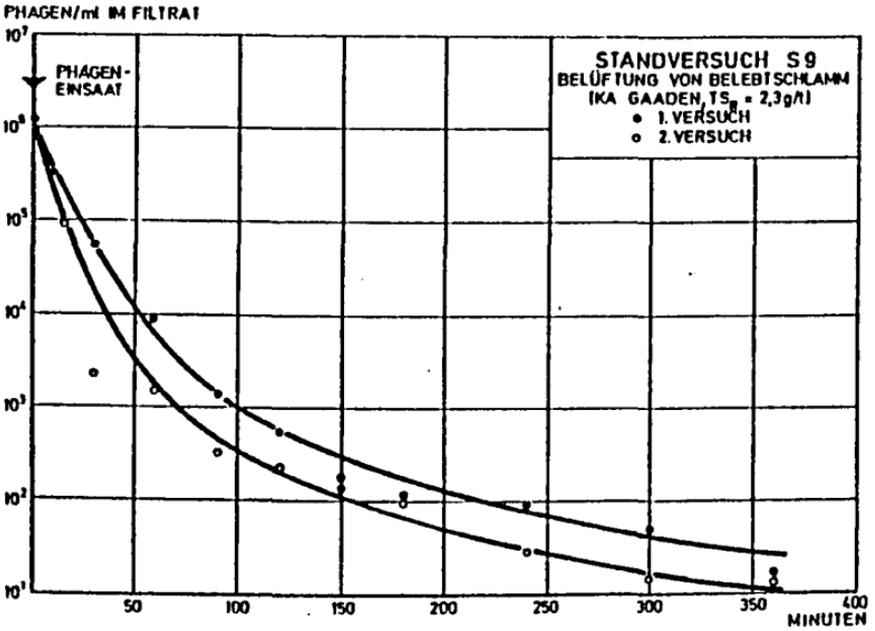


Abb. 20: Standversuch S 9
Kläranlage Gaaden

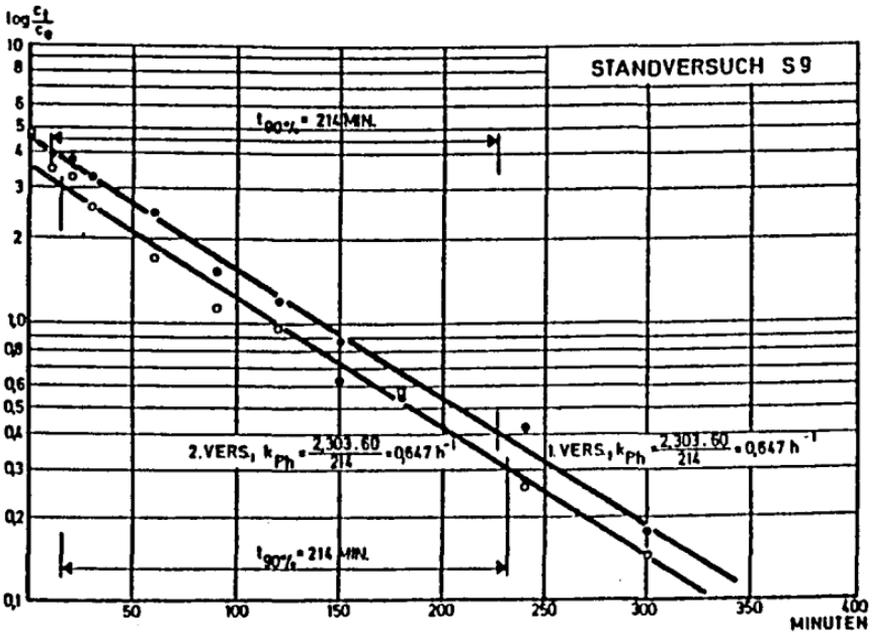


Abb. 21: Auswertung Standversuch S 9

anlage Leopoldsdorf, $B_{TS} = 0,05 \text{ kg/kg.d}$) und die höchste Phagenkonzentration bei der Kläranlage mit der höchsten Schlammbelastung (Kläranlage Baden, $B_{TS} = 0,80 \text{ kg/kg.d}$) auftritt.

Trägt man das Phagenreduktionsvermögen über der reziproken Schlammbelastung ($1/B_{TS}$) auf, erkennt man, daß die sich ergebende Kurve wieder durch die Beziehung von Michaelis-Menten dargestellt werden kann. Die Linearisierung nach Lineweaver-Burk zeigt Abbildung 22. Man erhält $k_s = 2,71$ bzw. $\log \text{PhC}_{\max} = 3,89$. Die Abhängigkeit der Schlammbelastung vom Phagenreduktionsvermögen kann durch folgende Gleichung dargestellt werden (Abbildung 23):

$$\log \text{PhC} = 3,89 \frac{1/B_{TS}}{1/B_{TS} + 2,71} \quad (\text{Gl. 13})$$

Als wichtigstes Ergebnis dieser Versuchsreihe muß die Tatsache gewertet werden, daß mit niedriger Schlammbelastung betriebene Kläranlagen nicht nur bessere Ablaufergebnisse hinsichtlich abwasserchemischer Parameter liefern, sondern auch hinsichtlich der Phagenreduktion von Vorteil sind. Im Rahmen der später durchgeführten Durchlaufversuche wurde ebenfalls die Abhängigkeit der Phagenreduktion von der Schlammbelastung untersucht.

4.3.4 Zusammenfassung und Diskussion der -----Versuchsergebnisse der Standversuche

4.3.4.1 Zusammenfassung

Die wichtigsten Faktoren, die die Inaktivierung von Modellviren beim Belebungsverfahren beeinflussen, können auf Grund der Erkenntnisse aus den Standversuchen wie folgt zusammengefaßt werden:

- 1) Die feinblasige Belüftung bewirkt nur eine unbedeutende Inaktivierung der Modellviren.
- 2) Für eine Reduktion der Modellviren beim Belebungsverfahren ist unbedingt eine aktive, mit Sauerstoff versorgte

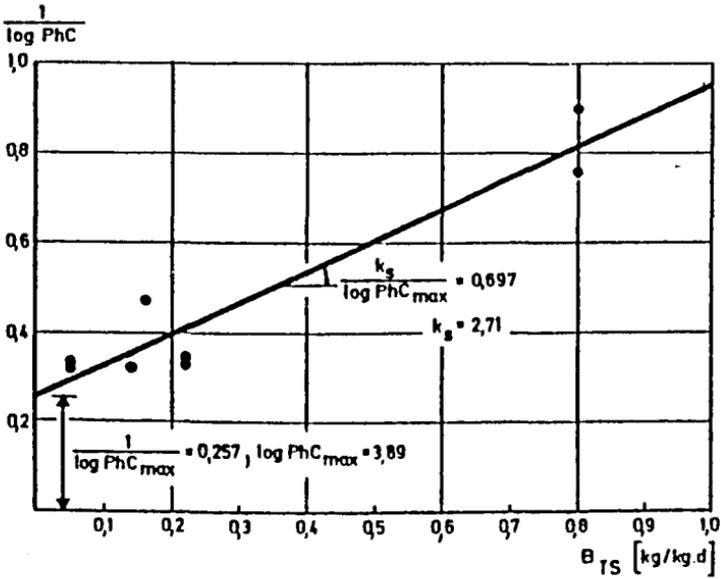


Abb. 22: Standversuche S 6 - S 9
Auswertung nach Lineweaver-Burk

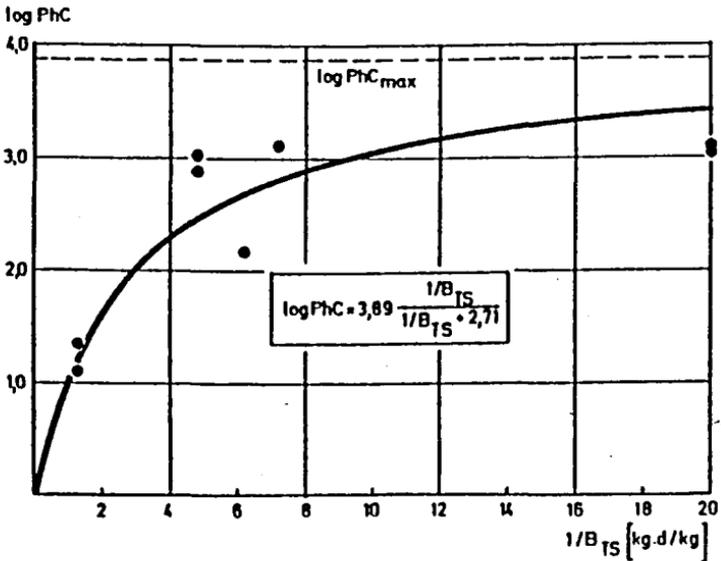


Abb. 23: Standversuche S 6 - S 9
Rezipr. Schlammbelastung - Phagenreduktions-
vermögen

Belebtschlammflocke erforderlich. Wird kein Sauerstoff zugeführt, erfolgt auch keine Phagenreduktion. Beim Wiedereinsetzen der Belüftung erfolgt auch eine neuerliche Phagenreduktion.

- 3) Mehrmalige stoßweise Zugabe von Modellviren führt zu keiner Überlastung der Mikroorganismen. Die Phagenreduktion erfolgt immer nach der gleichen Funktion.
- 4) Die Abnahme des Logarithmus der Phagenkonzentration während der Versuchszeit kann durch eine Reaktion erster Ordnung, ähnlich wie bei Sauerstoffzufuhrversuchen, beschrieben werden. Dadurch kann auch die sich erst nach unendlich langer Zeit einstellende Gleichgewichtskonzentration der Phagen im Filtrat des Belebtschlammes berechnet werden.
- 5) Die Schlammkonzentration hat wesentlichen Einfluß auf die Zeit, die zur Erzielung einer bestimmten Phagenreduktion erforderlich ist. Bei hoher Schlammkonzentration geht dieser Vorgang bedeutend rascher vor sich, als bei niedriger Schlammkonzentration. Der Zusammenhang zwischen Schlammrockensubstanz und Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens kann durch die Gleichung von Michaelis-Menten beschrieben werden.
Die Schlammrockensubstanz ist auch auf die sich einstellende Phagenendkonzentration von Bedeutung. Eine Abnahme der Schlammrockensubstanz bewirkt eine Zunahme der Phagenendkonzentration.
- 6) Das Phagenreduktionsvermögen ist von der Schlammbelastung der Kläranlage abhängig. Bei Belebtschlamm aus einer Kläranlage mit niedriger Schlammbelastung wird ein höheres Phagenreduktionsvermögen beobachtet als bei Belebtschlämmen aus höher belasteten Anlagen. Die Beziehung zwischen der reziproken Schlammbelastung und dem Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens kann wieder durch die Gleichung von Michaelis-Menten dargestellt werden. Die Phagenendkonzentration steigt mit zunehmender Schlammbelastung ebenfalls an.

Eine Zusammenstellung der Versuchsergebnisse der Standversuche zeigt Tabelle 10.

4.3.4.2 Diskussion der Versuchsergebnisse

Die Reduktion der Modellviren beim Belebungsverfahren läßt sich nur durch ein Zusammenwirken zwischen reinen Adsorptionsvorgängen, chemischen Reaktionen und biologischen Vorgängen erklären. Eine Trennung der einzelnen Vorgänge ist praktisch nicht möglich. Die Summe dieser Reaktionen der Biomasse mit den Modellviren kann durch den Oberbegriff Biosorption zusammengefaßt werden. Diese Biosorption kann nur zur Wirkung kommen, wenn die Mikroorganismen in ihrer Tätigkeit nicht behindert werden. Wurde bei den Versuchen die Stoffwechselfähigkeit der Mikroorganismen des Belebtschlammes durch Belüftung mit Stickstoff an Stelle von Luft gestört, kam auch der gesamte Prozeß der Biosorption zum Stillstand und es erfolgte keinerlei Phagenreduktion. Erst nach Wiedereintreten optimaler Bedingungen für die Mikroorganismen konnte eine Reduktion der Modellviren beobachtet werden.

Der Adsorption der Modellviren an den Schlammflocken dürfte erst zu einem späteren Zeitpunkt die Inaktivierung der adsorbierten Modellviren folgen. So wurde bei einigen Standversuchen nicht nur die Phagenkonzentration im Filtrat des Belebtschlammes sondern auch im Belebtschlamm selbst bestimmt. Einen typischen Kurvenverlauf für die Phagenkonzentration in Schlamm und Filtrat des Belebtschlammes beim Standversuch S 8 zeigt die folgende Abbildung 24.

Man erkennt, daß die Phagenkonzentration im Schlamm immer nur ca. zwei Zehnerpotenzen über jener im Filtrat liegt. Diese Tatsache wurde auch von MALINA, RANGANATHAN, MOORE und SAGIK (1974) bei Versuchen mit Polioviren in Beleb-

Tab. 10: Ergebnisse Standversuche

Versuch			TS _R [g/l]	B _{TS} [kg/kg.d]	c _o [Ph/ml]	c _e [Ph/ml]	k [h ⁻¹]	logPhC	η _{Ph} [%]
S 1	Leitungswasser	Luft	-		-	-	-		
S 2/1	Schlamm Blumental	Luft	4,5	0,25	7,0 · 10 ⁵	8,8 · 10 ¹	1,071	4,18	99,987
2/2	Schlamm Blumental	Stickstoff	4,5	0,25	-	-	-	-	-
S 3/1	Schlamm Blumental	Luft	4,5	0,25	1,8 · 10 ⁵	7,2 · 10 ¹	0,759	2,58	99,96
3/2	Schlamm Blumental	Luft-N-Luft	4,5	0,25	1,0 · 10 ⁵	5,0 · 10 ¹	0,620	2,05	99,95
S 4/1	Schlamm Gaaden	Luft	2,5	0,20	2,0 · 10 ⁶	6,3 · 10 ¹	0,596	2,68	99,997
4/2	Schlamm Gaaden	Luft	2,5	0,20	1,6 · 10 ⁶	5,1 · 10 ¹	0,571	2,57	99,997
S 5/1	Schlamm Blumental	Luft	4,6	0,24	1,0 · 10 ⁶	2,5 · 10 ¹	1,047	4,82	99,998
5/2	Schlamm Blumental	Luft	2,3	-	9,0 · 10 ⁵	4,7 · 10 ¹	0,712	3,05	99,995
5/3	Schlamm Blumental	Luft	1,2	-	1,0 · 10 ⁶	5,6 · 10 ¹	0,476	2,02	99,994
5/4	Schlamm Blumental	Luft	0,6	-	1,2 · 10 ⁶	1,1 · 10 ²	0,314	1,27	99,991
S 6/1	Schlamm Blumental	Luft	8,0	0,14	6,0 · 10 ⁵	1,5 · 10 ²	0,871	3,14	99,975
6/2	Schlamm Blumental	Luft	7,0	0,16	8,0 · 10 ⁵	7,1 · 10 ²	0,709	2,16	99,911
S 7/1	Schlamm Baden	Luft	2,5	0,80	1,2 · 10 ⁶	6,0 · 10 ³	0,484	1,11	99,500
7/2	Schlamm Baden	Luft	2,5	0,80	7,2 · 10 ⁵	2,1 · 10 ³	0,525	1,33	99,708
S 8/1	Schlamm Leopoldsd.	Luft	5,0	0,05	9,0 · 10 ⁵	5,7 · 10 ⁰	0,597	3,10	99,999
8/2	Schlamm Leopoldsd.	Luft	5,0	0,05	8,0 · 10 ⁵	5,7 · 10 ⁰	0,592	3,05	99,999
S 9/1	Schlamm Gaaden	Luft	2,3	0,22	1,2 · 10 ⁶	3,4 · 10 ¹	0,647	2,94	99,997
9/2	Schlamm Gaaden	Luft	2,3	0,22	1,2 · 10 ⁶	2,5 · 10 ¹	0,647	3,03	99,998

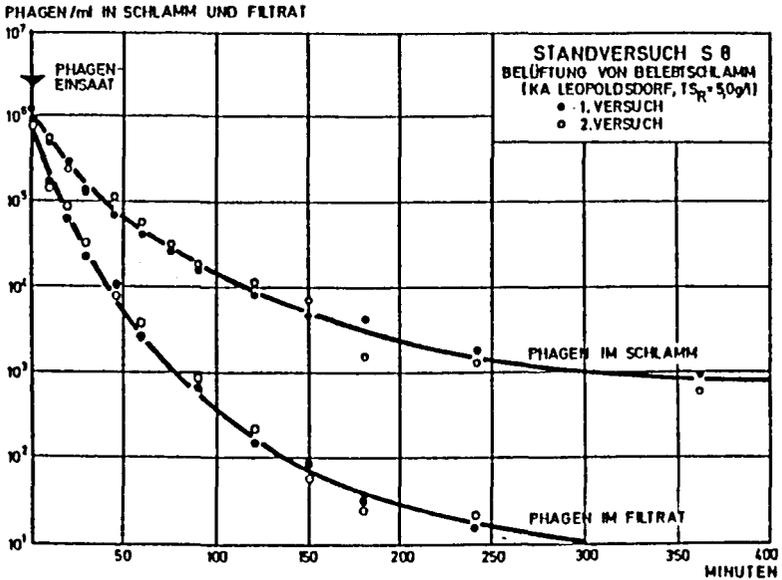


Abb. 24: Phagen in Schlamm und Filtrat
(Standversuch S 8)

schlamm gefunden. Auch hier lag die Konzentration an Polioviren im Belebtschlamm um ca. zwei Zehnerpotenzen höher als im Filtrat des Belebtschlammes. Dieser Tatsache kommt bei einer weiteren Schlammbehandlung oder -verwertung entsprechende Bedeutung zu.

Im folgenden wird eine Auswertung der vorhin erwähnten Versuche von MALINA, RANGANATHAN, MOORE und SAGIK (1974) mit Polioviren nach der in dieser Arbeit verwendeten Auswertemethode - Reaktion erster Ordnung der Logarithmen der Viruskonzentrationsdefizite in Abhängigkeit von der Zeit - vorgenommen.

Tab. 11: Versuch 1 (MALINA)

($TS_R = 1,59 \text{ g/l}$)

t [h]	PFU im Filtr.	log PFU	log $\frac{PFU}{PFU_e}$
0	$7,1 \cdot 10^{10}$	10,85	5,90
1	$4,3 \cdot 10^{10}$	10,62	5,67
8	$3,5 \cdot 10^8$	8,54	3,59
17	$2,8 \cdot 10^7$	7,45	2,50
24	$3,5 \cdot 10^6$	6,55	1,60
∞	$8,9 \cdot 10^4$	4,95	-

$$PFU_o = 7,1 \cdot 10^{10}$$

$$PFU_e = 8,9 \cdot 10^4$$

$$k_v = 0,054 \text{ h}^{-1}$$

$$\log VC = 0,32$$

Tab. 12: Versuch 2 (MALINA)

($TS_R = 3,14 \text{ g/l}$)

t [h]	PFU im Filtr.	log PFU	log $\frac{PFU}{PFU_e}$
0	$3,2 \cdot 10^{10}$	10,50	5,45
1	$1,1 \cdot 10^{10}$	10,04	4,99
8	$3,0 \cdot 10^8$	8,48	3,43
17	$2,6 \cdot 10^7$	7,41	2,36
24	$6,4 \cdot 10^6$	6,80	1,75
∞	$1,1 \cdot 10^5$	5,05	-

$$PFU_o = 3,2 \cdot 10^{10}$$

$$PFU_e = 1,1 \cdot 10^5$$

$$k_v = 0,047 \text{ h}^{-1}$$

$$\log VC = 0,26$$

Die graphische Darstellung dieser Versuche zeigt Abbildung 25.

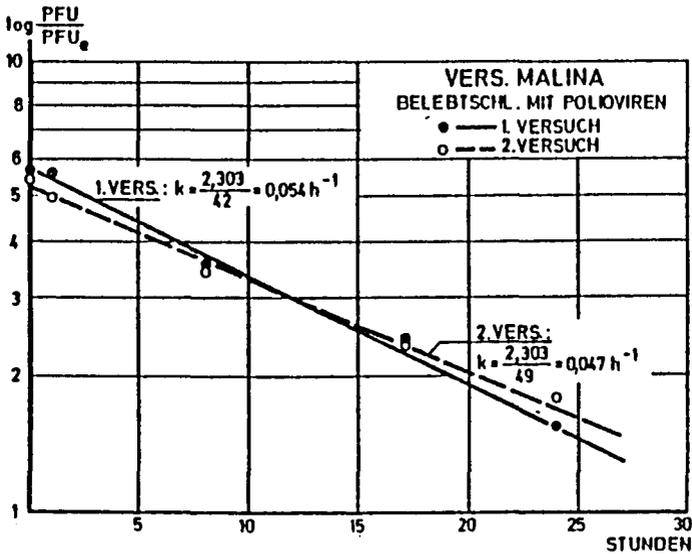


Abb. 25: Auswertung Versuche MALINA

Man erkennt, daß eine Auswertung nach dieser Methode ziel-führend ist. Der Logarithmus des Virusreduktionsvermögens (log VC) bei den untersuchten Belebtschlämmen beträgt 0,32 bzw. 0,26, d.h. die Viruskonzentration nimmt in einer Stunde um 0,32 bzw. 0,26 Zehnerpotenzen ab. Im Vergleich dazu lag der Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens bei den in den Standversuchen untersuchten Schlämmen bei 1,11 bis 4,82, d.h. um etwa eine Zehnerpotenz höher. Diese unterschiedlichen Ergebnisse haben viele Ursachen, die im spezifischen Verhalten der verschiedenen Viren be-gründet sind; einer der Gründe ist aber sicher auch die bessere Nachweismethodik für Bakteriophagen.

Als wesentliches Ergebnis der Standversuche ergibt sich die Tatsache, daß das Phagenreduktionsvermögen mit zunehmender Schlammbelastung abnimmt. Dieses Phänomen kann wahrscheinlich durch den Umstand erklärt werden, daß die von den Bakterien zur Zerlegung von Makromolekülen, wie Eiweißstoffe und Polysaccharide, erforderlichen Stoffe erst am Ende einer Wachstumsphase und bei Erschöpfung des Nährmediums gebildet werden. Zu diesem Zeitpunkt sind die leicht assimilierbaren Stoffe bereits aus dem Nährmedium verschwunden und die Bakterienzelle muß zur Aufrechterhaltung ihres Stoffwechsels zur Nutzung schwer angreifbarer Nährsubstrate übergehen. Durch diesen Umstand kann auch der Abbau biologisch schwer abbaubarer Stoffe bei geringer Schlammbelastung erklärt werden. Im Rahmen der Nutzung schwer abbaubarer organischer Substanzen werden aller Wahrscheinlichkeit nach auch die Viren angegriffen.

Zur Interpretation und Beschreibung von Adsorptionsvorgängen - der Anreicherung von Substanzen an Phasengrenzflächen, insbesondere Grenzflächen fester Substanzen in Kontakt zu Gasen und Flüssigkeiten - bedient man sich der bekannten Ansätze zur mathematischen Beschreibung dieser Vorgänge von Langmuir, Freundlich u.a. Es ist nun fraglich, ob die Adsorptionsvorgänge an den Schlammflocken, die keine starren, sondern ständig veränderliche Grenzflächen besitzen, mit den gleichen mathematischen Ansätzen beschrieben werden können.

Da die Flockenstruktur des Schlammes (Durchmesser der Schlammpartikelchen) von der hydraulischen Belastung der Kläranlage und dem Grad der Stabilisierung (LAUBENBERGER, 1970) abhängig ist und sich damit auch die pro Gramm Trockensubstanz zur Adsorption vorhandene Oberfläche ändert, erscheint eine Anwendung bestehender Adsorptionstheorien nur für ein- und dieselbe Schlammart sinnvoll. Es wurde daher nur jener Versuch zur Auswertung herangezogen, bei dem die Modellvireneliminierung bei Schlamm der Kläranlage Wien-

Blumental in verschiedenen Verdünnungen untersucht wurde (Versuch S 5).

Eine Auswertung nach der Adsorptionstheorie von Freundlich

$$\frac{X}{M} = k \cdot c_e^{1/n} \quad (G1.14)$$

$\frac{X}{M}$ adsorbierte Menge pro mg Trockensubstanz

c_e Endkonzentration

k, n ... Konstante

bzw. $\log \frac{X}{M} = \log k + \frac{1}{n} \log c_e$ (G1.15)

brachte den auf Abbildung 26 dargestellten Zusammenhang.

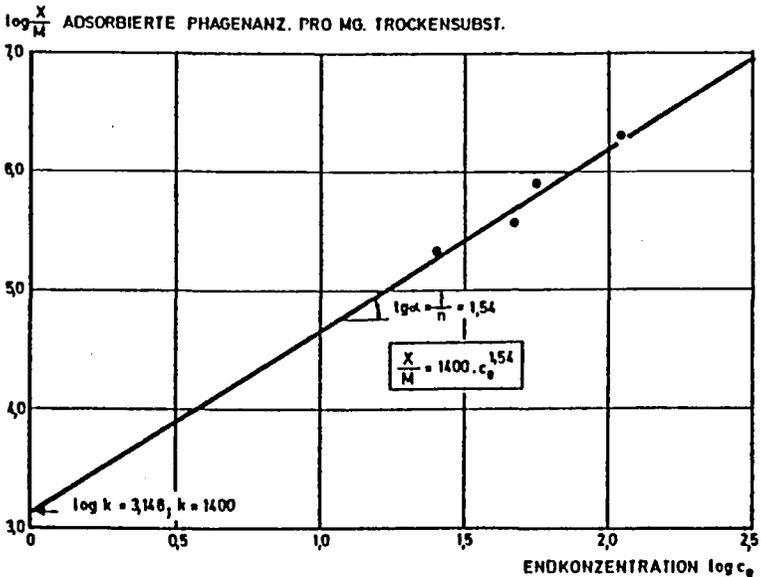


Abb. 26: Standversuch S 5
Auswertung nach Freundlich

Der Gleichgewichtszustand zwischen adsorbierten Phagen und der Phagenkonzentration im Filtrat kann demnach durch folgende Beziehung ausgedrückt werden:

$$\frac{X}{M} = 1400 \cdot c_e^{1,54} \quad (Gl.16)$$

Eine Auswertung dieses Versuches nach Langmuir brachte keine brauchbaren Ergebnisse.

4.4_Durchlaufversuche

4.4.1_Allgemeines

Im Rahmen der Standversuche konnten verschiedene Parameter erarbeitet werden, die die Eliminierung von Modellviren beeinflussen. Bedingt durch die nur einmalige Zugabe von Modellviren zu Belebtschlämmen verschiedener Kläranlagen können auf Grund der Standversuche jedoch keine Aussagen darüber gemacht werden, wie sich eine Kläranlage hinsichtlich der Vireninaktivierung verhält, wenn mit dem Abwasser laufend Viren der Anlage zugeführt werden. Durch die im Modellmaßstab durchgeführten Durchlaufversuche sollten die tatsächlichen Zustände, wie sie beim Betrieb einer Kläranlage auftreten, simuliert werden. Die Untersuchungen wurden als Modellversuche gefahren, weil einerseits der Materialaufwand bei direkter Beschickung der Kläranlagen mit Phagen den finanziellen Rahmen gesprengt hätte und andererseits auch im Labor gewisse Parameter wie z.B. Temperatur und Abwasserbeschaffenheit leichter konstant gehalten werden konnten als in einer Großkläranlage.

Als Virusmodell wurde wieder der Staphylokokkenphage 3C verwendet, der sich bei den Standversuchen als sehr brauchbar erwiesen hatte.

4.4.2_Versuchsordnung

Insgesamt wurden neun Durchlaufversuche ausgeführt, deren Dauer sich jeweils über einen Zeitraum von 2 bis maximal 16 Tage erstreckte.

Für die Durchführung der Durchlaufversuche standen zwei Typen von Modellanlagen, die nach dem Belebungsverfahren arbeiten, zur Verfügung. Um die Versuchsanlage direkt mit frischem Abwasser beschicken zu können, wurden diese, mit Ausnahme der beiden zu Ende der Versuchsreihe ausgeführten Versuche, direkt auf bestehenden Kläranlagen aufgestellt. Die für die erste Versuchsreihe (D 1 bis D 6) verwendete Modellanlage zeigt Abbildung 27.

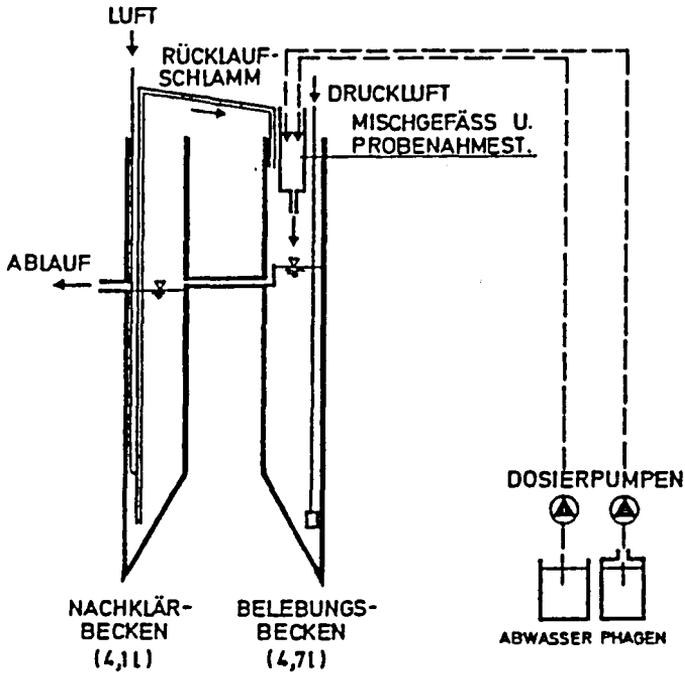


Abb. 27: Modellanlage für Durchlaufversuche D 1 - D 6

Die Anlage besteht im wesentlichen aus einem Belebungsbecken mit 4,7 Liter Inhalt, einem Nachklärbecken von 4,1 Liter und einem Druckluftheber zur Rücklaufschlammförderung. Für die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen und zur Aufrechterhaltung ausreichender Turbulenz im Belebungsbecken war ein Aquarienbelüfter mit feinblasiger Belüftung installiert. Die Zugabe von Abwasser und Phagen erfolgte getrennt über zwei Pumpen von zwei Vorratsbehältern in ein Mischgefäß, aus dem das Abwasser-Virus-Gemisch direkt dem Belebungsbecken zugegeben wurde. In dem an das Belebungsbecken anschließenden Nachklärbecken erfolgte die Trennung des biologisch gereinigten Abwassers vom belebten Schlamm, der wieder dem Belebungsbecken zugeführt wurde.

Für die Durchlaufversuche D 7 bis D 9 wurde die auf Abbildung 28 dargestellte Versuchsanlage verwendet.

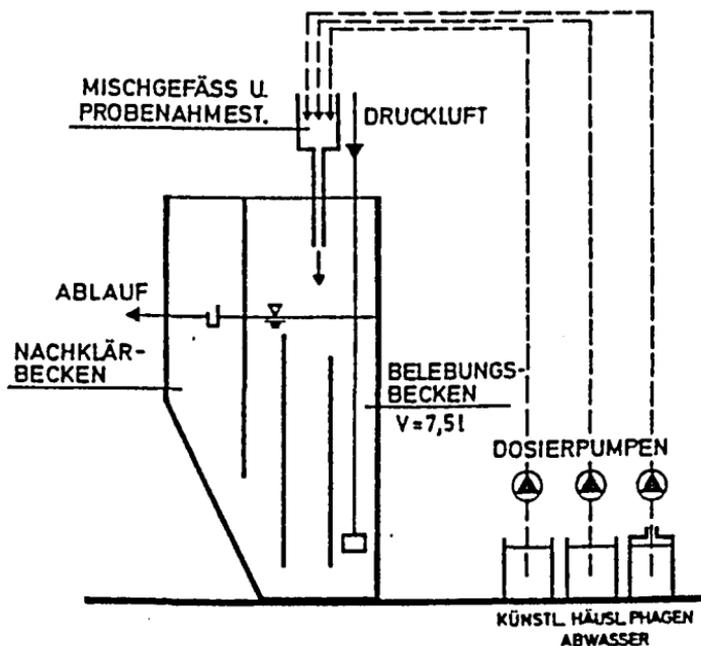


Abb. 28: Modellanlage für Durchlaufversuche D 7 - D 9

Durch die Anordnung des Belebungsbeckens mit 7,5 Liter Inhalt und des Nachklärbeckens von 2,5 Liter Inhalt in einer gemeinsamen Einheit konnte auf eine getrennte Rücklaufschlammförderung verzichtet werden, da der Schlamm über die schräge Wand des Nachklärbeckens selbsttätig wieder dem Belebungsbecken zugeführt wurde.

Die Dosierung von Abwasser und Phagen erfolgte wieder über getrennte Leitungen in ein Mischgefäß, von wo das Abwasser-Virus-Gemisch ins Belebungsbecken gelangte.

Um lange Transportwege zwischen Labor und den Modellanlagen auf den Kläranlagen zu vermeiden, wurden die mikrobiologischen Untersuchungen direkt am Ort der Versuchsanlagen durchgeführt.

4.4.3 Probenahmestellen zur Ermittlung -----der Phagenkonzentration-----

Um die Virusreduktion bei den verschiedenen Durchlaufversuchen bestimmen zu können, wurden jeweils die Phagenkonzentrationen im Zulauf und Ablauf der Modellanlage bestimmt. Als Probenahmestelle für die Phagenkonzentration im Zulauf wurde das Mischgefäß gewählt, in dem Abwasser und Phagen direkt vor der Zugabe in das Belebungsbecken miteinander gemischt wurden. Zusätzlich wurde zur Kontrolle die Phagenkonzentration im Vorratsbehälter vor den Dosierpumpen bestimmt. Zur Ermittlung der Phagenkonzentration im Ablauf der Modellanlage wurde vom Ablauf des Nachklärbeckens eine Probe gezogen.

4.4.4 Abwassertechnische Untersuchungen

Um zu überprüfen, ob die abwassertechnischen Parameter der Modellanlage mit den in Großanlagen gemessenen Werten übereinstimmen, wurden folgende Analysen bzw. Untersuchungen durchgeführt:

- 1) Verschmutzung Zu- und Ablauf, gemessen am biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB_5), chemischen Sauerstoffbedarf (COD) und gesamt. organischen Kohlenstoff (TOC).
- 2) Durchgesetzte Abwassermenge
- 3) Schlammrockensubstanz im Belebungsbecken
- 4) Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen im Belebungsbecken. Die hierzu verwendete Einrichtung ist auf Abbildung 29 zu sehen.

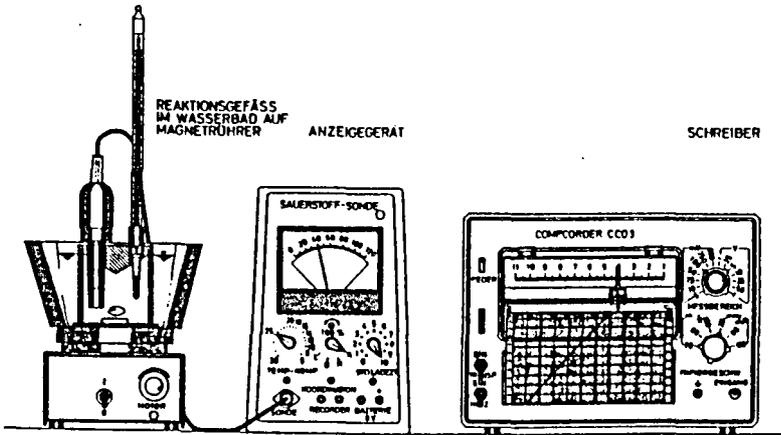


Abb. 29: Meßeinrichtung zur Bestimmung des Sauerstoffverbrauches der Mikroorganismen im Belebungsbecken

In einem abgeschlossenen Reaktionsgefäß wurde die Abnahme der Sauerstoffkonzentration in Abhängigkeit von der Zeit verfolgt. Über eine Injektionsnadel wurde Abwasser entsprechend den Zulaufverhältnissen in der Modellanlage zugegeben. Die so erhaltene Substratatumung (OV_5) kann als Maß für die Aktivität der Bakterien im Belebtschlamm herangezogen werden.

5) Mit den unter Pkt. 1) bis 3) gemessenen Parametern können rechnerisch bestimmt werden:

BSB ₅ -Raumbelastung	B_R [kg BSB ₅ /m ³ .d]
Schlammbelastung	B_{TS} [kg BSB ₅ /kg.d]
Raumbeschickung	q_R [l/l.d]
Aufenthaltszeit	T [h]

Wirkungsgrad der biologischen Reinigung bezogen

auf BSB ₅	η_{BSB_5} [%]
COD	η_{COD} [%]
TOC	η_{TOC} [%]

Alle Modellanlagen wurden bereits 10 bis 14 Tage vor den eigentlichen Untersuchungen in Betrieb genommen und mit Belebtschlamm aus Großanlagen angeimpft. Durch diese Einarbeitungsperiode konnte für die Periode der Phagenzudosierung stabile Verhältnisse in der Modellanlage geschaffen werden.

4.4.5 Versuchsprogramm

Die insgesamt neun durchgeführten Durchlaufversuche gliederten sich in folgende Gruppen auf:

1) Orientierender Vorversuch (Versuch D 1)

Im Rahmen dieses Versuches sollten in erster Linie Aussagen über die erforderliche Anzahl der zu untersuchenden Proben und die Größenordnung der Phagenkonzentration im Ablauf gewonnen werden.

2) Zwei Parallelversuche mit gleicher Phagenkonzentration im Zulauf, jedoch unterschiedlicher Schlammbelastung der beiden Modellanlagen (Versuche D 2, D 3).

3) Drei aufeinander folgende Versuche, bei denen bei konstant gehaltener Schlammbelastung die Phagenkonzentration im Zulauf um jeweils eine Zehnerpotenz gesteigert wurde (Versuche D 4, D 5, D 6).

4) Drei Parallelversuche mit drei Versuchsanlagen bei verschiedener Schlammbelastung jedoch mit gleicher Phagenfracht beschickt (Versuche D 7, D 8, D 9).

4.4.6 Versuchsdurchführung der Durchlaufversuche

4.4.6.1 Durchlaufversuch D 1

Der erste orientierende Durchlaufversuch wurde auf der ehemaligen, nunmehr stillgelegten Kläranlage Wien-Gelbe Heide durchgeführt. Die Modellanlage wurde mit mechanisch gereinigtem Abwasser beschickt (Ablauf Emscherbrunnen).

Das relativ dünne Abwasser wies einen BSB_5 zwischen 50 und 100 mg/l, im Mittel 71 mg/l auf. Der BSB_5 im Ablauf lag bei 11 mg/l, so daß sich ein BSB_5 -Abbau von 84,5 % ergibt. Bei einer Raumbelastung von 0,85 kg $BSB_5/m^3.d$, einem Schlamm-trockengewicht von 4,0 kg/ m^3 betrug die Schlammbelastung 0,21 kg/kg.d. Die Aufenthaltszeit im Belebungsbecken er-rechnet sich mit 2,0 h.

Die Phagenkonzentration betrug im Mittel des 32-Stunden-Versuches $4,24 \cdot 10^6$ Ph/ml im Zulauf und $1,19 \cdot 10^5$ Ph/ml im Ablauf. Abbildung 30 und Tabelle A-13 im Anhang zeigen die Versuchsergebnisse in graphischer und tabellarischer Form. Man erkennt, daß bereits nach einer kurzen Einarbei-tungszeit von einer Stunde eine gleichmäßige Phagenreduktion von 1 1/2 Zehnerpotenzen, bzw. 97,2 % nachweisbar war.

Tab. 13: Durchlaufversuch D 1

B_R [kg $BSB_5/m^3.d$]	0,85
TS_R [kg/ m^3]	4,00
B_{TS} [kg $BSB_5/kg.d$]	0,21
BSB_5 -Zulauf [mg/l]	71
BSB_5 -Ablauf [mg/l]	11
Phagenkonz. Zulauf [Ph/ml]	$4,24 \cdot 10^6$
Phagenkonz. Ablauf [Ph/ml]	$1,19 \cdot 10^5$
Phagenreduktion [%]	97,19
Phagenbeschickung $q_{R,Ph}$ [Ph/l.d]	$5,1 \cdot 10^{10}$

4.4.6.2 Durchlaufversuche D 2 und D 3

Diese beiden Versuche wurden auf der Kläranlage Wien-Blumental durchgeführt, die ein konzentriertes Abwasser als die Klär-anlage Wien-Gelbe Heide aufweist. Es wurden parallel zwei Versuchsanlagen betrieben, die mit dem gleichen Abwasser beschickt wurden. Durch unterschiedliche Abwasserdosierung

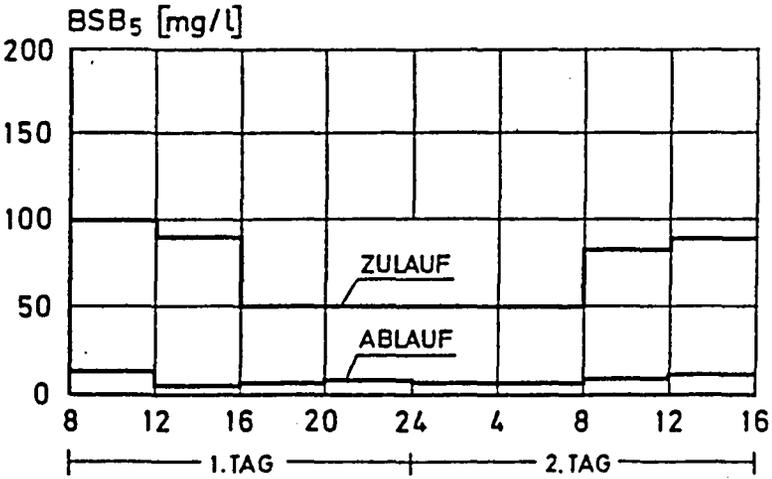
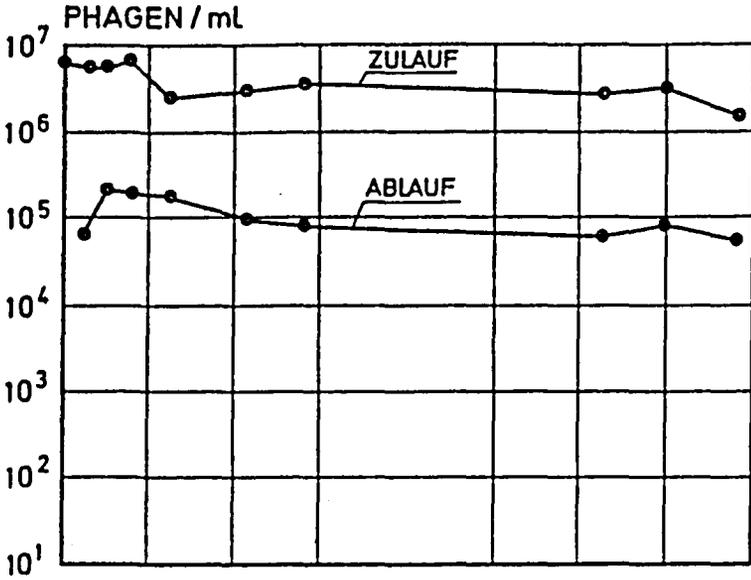


Abb. 30: Durchlaufversuch D 1

sollte eine schwach und eine mittel belastete Kläranlage simuliert werden. Die Phagenkonzentration pro ml im Zulauf wurde gleich groß gewählt. Durch diese Versuchsanordnung sollte überprüft werden, ob die bei den Standversuchen gewonnene Erkenntnis, daß schwach belastete Anlagen eine höhere Phagenreduktion erreichen, auch auf Durchlaufversuche zutrifft.

Die Zulaufkonzentrationen betragen bei den chemischen Parametern für beide Anlagen über den Versuchszeitraum von drei Tagen im Mittel 198 mg BSB₅/l bzw. 351 mg COD/l. Bei einer Abwasserbeschickung von 36,8 l/d für den Versuch D 2 bzw. 7,35 l/d für den Versuch D 3 und einer Schlamm Trockensubstanz von 2,2 bzw. 3,9 g/l ergab sich eine Schlammbelastung von 0,71 kg BSB₅/kg.d für den Versuch D 2 bzw. von 0,08 kg BSB₅/kg.d für den Versuch D 3. Die unterschiedliche Schlammbelastung äußerte sich auch in der Reinigungswirkung. So wurden im Versuch D 2 eine BSB₅- bzw. COD-Konzentration im Ablauf von 19 bzw. 36 mg/l erreicht, währenddessen bei der schwächer belasteten Anlage 12 bzw. 27 mg/l erzielt wurden. Auch der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen im Belebungsbecken war bei der schwächer belasteten Anlage D 3 mit 22 mg O₂/l.h bedeutend geringer als bei der höher belasteten Anlage D 2 mit 33 mg O₂/l.h.

Die Phagenkonzentration im Zulauf konnte bei beiden Anlagen in der gleichen Größenordnung gehalten werden. Sie lag bei Versuch D 2 im Mittel bei $1,42 \cdot 10^5$ Ph/ml und bei Versuch D 3 im Mittel bei $1,14 \cdot 10^5$ Ph/ml. Im Ablauf der beiden Modellanlagen ergaben sich bei der Phagenkonzentration jedoch sehr erhebliche Unterschiede. Während die höher belastete Anlage eine Phagenkonzentration von $3,33 \cdot 10^3$ Ph/ml im Ablauf erreichte, konnte bei der schwach belasteten Anlage eine Phagenkonzentration von nur noch $1,60 \cdot 10^2$ Ph/ml ermittelt werden. Die höher belastete Anlage erreichte ca. 1 1/2 Zehnerpotenzen Phagenreduktion (97,7 %), während die schwach be-

lastete Anlage fast 3 Zehnerpotenzen (99,9 %) erzielte. Die graphische Darstellung ist auf den Abbildungen 31 und 32, die tabellarische Zusammenstellung aller Versuchsergebnisse auf den Tabellen A-14 und A-15 zu ersehen.

Tab. 14: Durchlaufversuch D 2, D 3

	Versuch D 2	Versuch D 3
B_R [kg BSB ₅ /m ³ .d]	1,55	0,31
TS_R [kg/m ³]	2,22	3,88
B_{TS} [kg BSB ₅ /kg TS.d]	0,71	0,08
BSB ₅ -Zulauf [mg/l]	198	198
BSB ₅ -Ablauf [mg/l]	19	12
COD-Zulauf [mg/l]	351	351
COD-Ablauf [mg/l]	36	27
Phagenkonz. Zulauf [Ph/ml]	$1,42 \cdot 10^5$	$1,14 \cdot 10^5$
Phagenkonz. Ablauf [Ph/ml]	$3,33 \cdot 10^3$	$1,60 \cdot 10^2$
Phagenreduktion [%]	97,65	99,86
Phagenbeschickung $q_{R,Ph}$ [Ph/l.d]	$1,1 \cdot 10^9$	$1,8 \cdot 10^8$

Diese Versuchsreihe bestätigt die in den Standversuchen gewonnene Erkenntnis, daß bei schwach belasteten Kläranlagen (Versuch D 3) eine höhere Phagenreduktion als in hoch belasteten Kläranlagen erzielt wird. Bei der Interpretation der Versuchsergebnisse dieser Reihe muß jedoch berücksichtigt werden, daß infolge der größeren Abwasserdosierung die höher belastete Anlage pro Zeiteinheit auch mit mehr Phagen beaufschlagt wurde. So betrug die Phagenbeschickung, ausgedrückt in Ph/l_{BB.d} beim Versuch D 2 $1,1 \cdot 10^9$ Ph/l_{BB.d} und beim Versuch D 3 $1,8 \cdot 10^8$ Ph/l_{BB.d}. Dies bedeutet, daß bei der höher belasteten Anlage D 2 die absolute Anzahl der eliminierten Phagen um ca. eine Zehnerpotenz höher war im Vergleich zur niedrig belasteten Anlage D 3.

Im Rahmen der später durchgeführten Versuche D 7 bis D 9 sollte experimentell ermittelt werden, welche Ablaufqualität in bezug auf die Viruskonzentration bei gleicher Phagenbe-

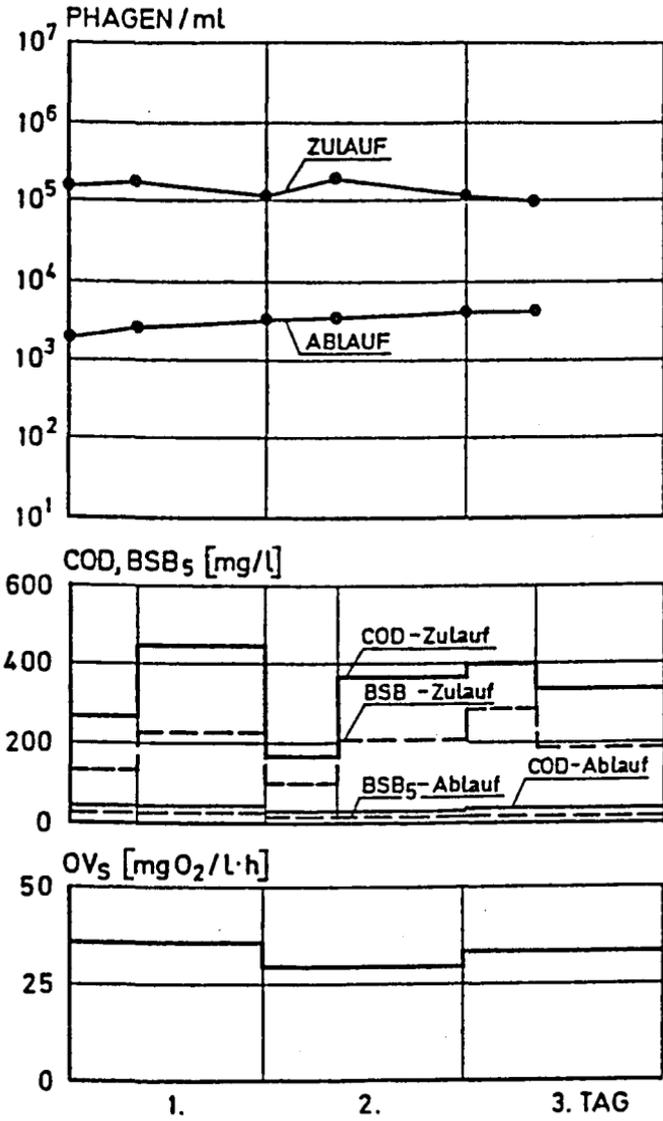


Abb. 31: Durchlaufversuch D 2

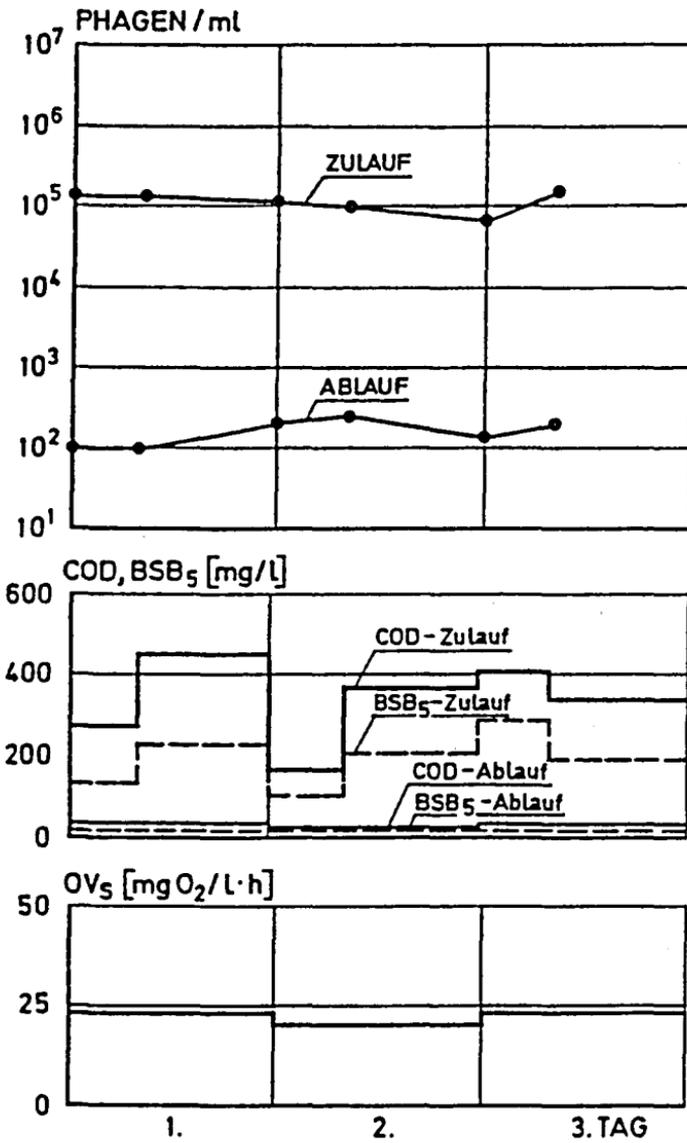


Abb. 32: Durchlaufversuch D 3

schickung in unterschiedlich belasteten Kläranlagen erreicht werden kann.

4.4.6.3 Durchlaufversuche D 4, D 5 und D 6

Diese drei Versuche, die sich insgesamt über acht Tage erstreckten, wurden wieder auf der Kläranlage Wien-Blumental durchgeführt. Die Modellanlage wurde mit dem Zulauf der Groß-Kläranlage beschickt. Die durchgesetzte Abwassermenge wurde während der gesamten Versuchszeit konstant gehalten. Variiert wurde nur die Phagenkonzentration im Zulauf zur Modellanlage. Nach zwei bzw. drei Versuchstagen wurde die Einsaatmenge jeweils um ca. eine Zehnerpotenz erhöht. Damit sollte die Auswirkung verschieden hoher Konzentrationen an Modellviren im Zulauf auf die Eliminationsvorgänge während der Belebtschlammbehandlung untersucht werden.

Die abwassertechnischen Parameter konnten während des gesamten Versuchszeitraumes nahezu konstant gehalten werden. Es ergibt sich eine mittlere Raumbelastung von $1,70 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, eine Trockensubstanz von $2,0 \text{ kg}/\text{m}^3$ und eine Schlammbelastung von $0,86 \text{ kg BSB}_5/\text{kg} \cdot \text{d}$. Bei einer mittleren BSB_5 - bzw. COD-Konzentration von $223 \text{ mg}/\text{l}$ bzw. $388 \text{ mg}/\text{l}$ im Zulauf ergab sich eine Ablaufkonzentration von $23 \text{ mg BSB}_5/\text{l}$ bzw. $54 \text{ mg COD}/\text{l}$.

Die Versuchsergebnisse sind auf Abbildung 33 graphisch dargestellt, die tabellarische Zusammenstellung aller Versuchswerte erfolgt auf den Tabellen A-16 bis A-18.

Hinsichtlich der Phagenkonzentrationen im Ablauf der Modellanlagen konnte bei den drei Versuchen differenziert werden. Bereits nach relativ kurzer Zeit stellte sich eine für die jeweilige Belastung charakteristische Abbaurates ein. Konnte im ersten Versuch bei einer Einsaat von $1,4 \cdot 10^4 \text{ Ph}/\text{ml}$ eine Reduktion von fast zwei Zehnerpotenzen auf $2,9 \cdot 10^2$ erreicht werden, was einer Eliminierung von 97,9 % entspricht, so betrug im nächsten Versuch die Abbaurates bei einer Einsaat

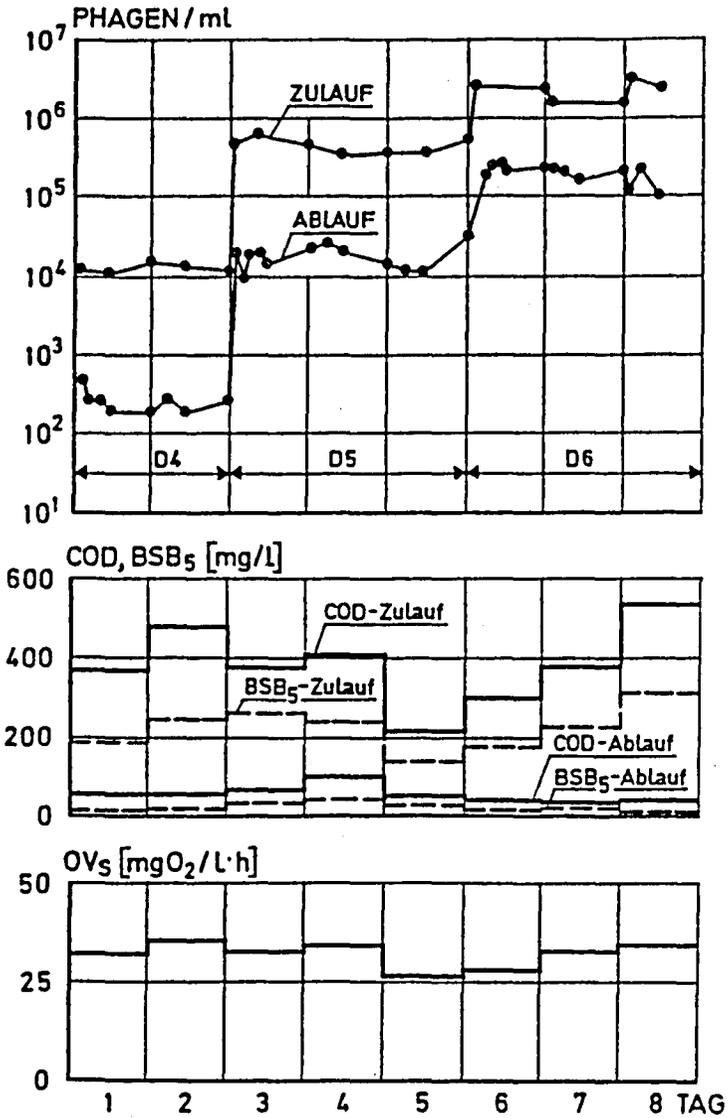


Abb. 33: Durchlaufversuche D 4, D 5, D 6

von $4,7 \cdot 10^5$ Ph/ml und einer Phagenkonzentration von $1,9 \cdot 10^4$ Ph/ml im Ablauf nur mehr 95,9 %. Eine nochmalige Erhöhung der Phagenkonzentration auf $2,3 \cdot 10^6$ Ph/ml brachte eine Phagenreduktion von 90,6 % bzw. auf $2,2 \cdot 10^5$ Ph/ml im Ablauf.

Der größte absolute Reduktionseffekt wurde jedoch bei der höchsten Phagenkonzentration im Zulauf erreicht. Während beim Durchlaufversuch D 4 eine Phageninaktivierung von $1,08 \cdot 10^8$ Ph/l.d erreicht wurde, betragen die vergleichbaren Werte für die Versuche D 5 bzw. D 6 $3,45 \cdot 10^9$ bzw. $1,63 \cdot 10^{10}$ Ph/l.d.

Tab. 15: Durchlaufversuche D 4, D 5, D 6

	Versuch D 4 (1.,2.Tag)	Versuch D 5 (3.,4.,5.Tag)	Versuch D 6 (6.,7.,8.Tag)
B_R [kg BSB ₅ /m ³ .d]	1,67	1,63	1,82
TS_R [kg/m ³]	2,00	1,93	2,05
B_{TS} [kg BSB ₅ /kg.d]	0,84	0,84	0,89
BSB ₅ -Zulauf [mg/l]	218	213	238
BSB ₅ -Ablauf [mg/l]	16	32	20
COD-Zulauf [mg/l]	425	333	407
COD-Ablauf [mg/l]	55	70	38
Phagenkonz. Zulauf [Ph/ml]	$1,42 \cdot 10^4$	$4,76 \cdot 10^5$	$2,32 \cdot 10^6$
Phagenkonz. Ablauf [Ph/ml]	$2,88 \cdot 10^2$	$1,94 \cdot 10^4$	$2,18 \cdot 10^5$
Phagenreduktion [%]	97,97 %	95,92 %	90,60 %
Phagenbeschick.q _{R,Ph} [Ph/l.d]	$1,10 \cdot 10^8$	$3,6 \cdot 10^9$	$1,8 \cdot 10^{10}$

Zusammenfassend kann festgestellt werden:

Bei gleichbleibender Schlammbelastung der Versuchsanlage sank der Wirkungsgrad der Phagenreduktion bei Erhöhung der Einsaat um 2 Zehnerpotenzen um ca. 7 % ab. Die Versuchsergebnisse dieser Versuchsreihe stimmen mit früheren Resultaten etwa überein. So ist der früher durchgeführte Versuch D 2 mit einer Schlammbelastung von 0,69 kg/kg.d und einer Phagenbeschickung von $1,1 \cdot 10^9$ Ph/l.d ähnlich dem Versuch D 5

($B_{TS} = 0,84$; $q_{R,Ph} = 3,6 \cdot 10^9$ Ph/l.d). Während im Versuch D 2 eine Phagenreduktion von 97,6 % erreicht wurde, beträgt die Phagenreduktion für den Versuch D 5 ca. 95,9 %, d.h. diese beiden Werte liegen nahe beisammen.

4.4.6.4 Durchlaufversuche D 7, D 8 und D 9

Diese letzte Versuchsreihe, bei der drei Versuchsanlagen parallel betrieben wurden, erstreckte sich über einen Zeitraum von 16 Tagen. Ziel dieser drei Durchlaufversuche war es, das Eliminierungsverhalten von Belebungsanlagen in bezug auf Modellviren bei verschiedener Schlammbelastung, jedoch gleicher Phagenbeschickung $q_{R,Ph}$ zu untersuchen.

Bedingt durch die lange Untersuchungszeit war es nicht mehr möglich, die mikrobiologischen Untersuchungen direkt auf der Kläranlage durchzuführen. Auch Probenahme, Probentransport ins Labor und Überwachung der Laboranlagen wäre bei einer Trennung von Versuchsdurchführung und Probenaufarbeitung zu kompliziert gewesen.

Man entschloß sich daher, die Modellanlagen am Ort der Probenaufbereitung zu betreiben und mit synthetischem Abwasser zu beschicken. Um ein Entarten des Belebtschlammes durch das synthetische Abwasser zu verhindern, wurden ca. 10 % der Tages-BSB₅-Fracht in Form von häuslichem Abwasser (Zulauf der Kläranlage Wien-Blumental), den Modellanlagen zugegeben.

Das synthetische Abwasser wurde wie folgt hergestellt:

- Lösung I: 186 g Pepton auf 1 l H₂O
Lösung II: 85 g Fleischextrakt auf 0,5 l H₂O
Lösung III: 30 g Glukose auf 0,25 l H₂O
Lösung IV: 20 g KH₂PO₄
5 g NaCl
2 g MgSO₄ auf 0,25 l H₂O
1 g FeSO₄

Die Mischung der Lösungen I bis IV liefert eine Lösung von 2 l Inhalt und einen Gesamt-BSB₅ von ~ 240 000 mg BSB₅, so daß die BSB₅-Konzentration der Stammlösung 120 000 mg BSB₅/l beträgt.

Durch entsprechende Verdünnung der Stammlösung des synthetischen Abwassers und durch geeignete Wahl der Zulaufmengen zu den drei Modellanlagen wurden drei verschiedene Belastungen eingestellt.

Tab. 16: Durchlaufversuche D 7, D 8, D 9

	Versuch D 7	Versuch D 8	Versuch D 9
B _R [kg/m ³ .d]	1,84	0,92	0,22
TS _R [kg/m ³]	3,17	2,93	3,24
B _{TS} [kg/kg.d]	0,58	0,31	0,07
BSB ₅ -Zulauf [mg/l]	1380	918	291
BSB ₅ -Ablauf [mg/l]	28	18	10
COD-Zulauf [mg/l]	1610	1063	415
COD-Ablauf [mg/l]	58	38	27
Raumbeschickung q _R [l/l.d]	1,3	1,0	0,75
Aufenthaltszeit T [h]	18,0	24,0	32,0
Phagenkonz.Zulauf [Ph/ml]	4,64.10 ⁶	5,40.10 ⁶	6,03.10 ⁶
Phagenkonz.Ablauf [Ph/ml]	1,91.10 ⁵	1,52.10 ⁵	6,98.10 ³
Abbau [%]	95,88	97,19	99,88
Phagenbeschick.q _{R,Ph} [Ph/l.d]	6,2.10 ⁹	5,4.10 ⁹	4,5.10 ⁹

Durch den gewählten Versuchsaufbau konnten die Belastungen der drei Modellanlagen über einen sehr weiten Bereich variiert werden. So verhalten sich die Schlammbelastungen der am niedrigst belasteten Anlage (B_{TS} = 0,07 kg/kg.d) zur mittel (B_{TS} = 0,31 kg/kg.d) und am höchsten belasteten Anlage (B_{TS} = 0,58 kg/kg.d) etwa so wie 1 : 4 : 8. Die Trockensubstanz wurde in allen drei Modellanlagen nahezu in der gleichen Größe von ca. 3,1 g/l gehalten. Versuchsanlage D 7 erreichte bei 1380 mg BSB₅/l bzw. 1610 mg COD/l eine Ablaufkonzentration von 28 bzw. 58 mg/l. Bei der etwa halb so hoch

belasteten Anlage D 8 sank die BSB_5 -Konzentration von 918 mg/l im Zulauf auf 38 mg/l im Ablauf; die entsprechenden Werte für den COD liegen bei 1063 und 38 mg/l. Die am schwächsten belastete Anlage D 9 brachte absolut die besten Ablaufwerte; bei 291 mg BSB_5 /l bzw. 415 mg COD/l im Zulauf betragen die Ablaufwerte 10 bzw. 27 mg/l.

Die graphische Darstellung der Versuchsergebnisse zeigen die Abbildung 34 bis 36. Die Einzelanalysenwerte sind auf den Tabellen A-19 bis A-21 angeführt.

Die Aufstellung zeigt, daß die Phagenbeschickung über den gesamten Versuchszeitraum für alle Versuchsanlagen nahezu konstant war ($4,5 \cdot 10^9$ bis $6,2 \cdot 10^9$ Ph/l.d). Trotz dieser gleich hohen Phagenbeschickung waren die Abbauergebnisse unterschiedlich. Während die am höchsten belastete Anlage (D 7) nur eine Reduktion von 95,9 % erreichte, betrug die Reduktion bei der Anlage mit mittlerer Belastung 97,2 % (D 8) und bei der Anlage mit der niedrigsten Schlammbelastung (D 9) sogar 99,9 %. Durch diese drei Parallelversuche wurde somit neuerlich bestätigt, daß in Belebtschlammanlagen mit niedriger Belastung die höchste prozentuale Eliminierungsrate an Modellviren erzielt wird.

4.4.7 Zusammenfassung und Diskussion der Versuchsergebnisse der Durchlaufversuche

4.4.7.1 Zusammenfassung

Bei den im Labormaßstab durchgeführten Modellversuchen zur Eliminierung von Modellviren durch das Belebungsverfahren konnten folgende wichtige Faktoren gefunden werden:

- 1) Beim Einsetzen einer Virusbelastung im Zulauf der Kläranlage stellt sich innerhalb eines Zeitraumes von ca. einer Stunde ein Gleichgewichtszustand zwischen der Viruskonzentration im Zu- bzw. Ablauf ein.

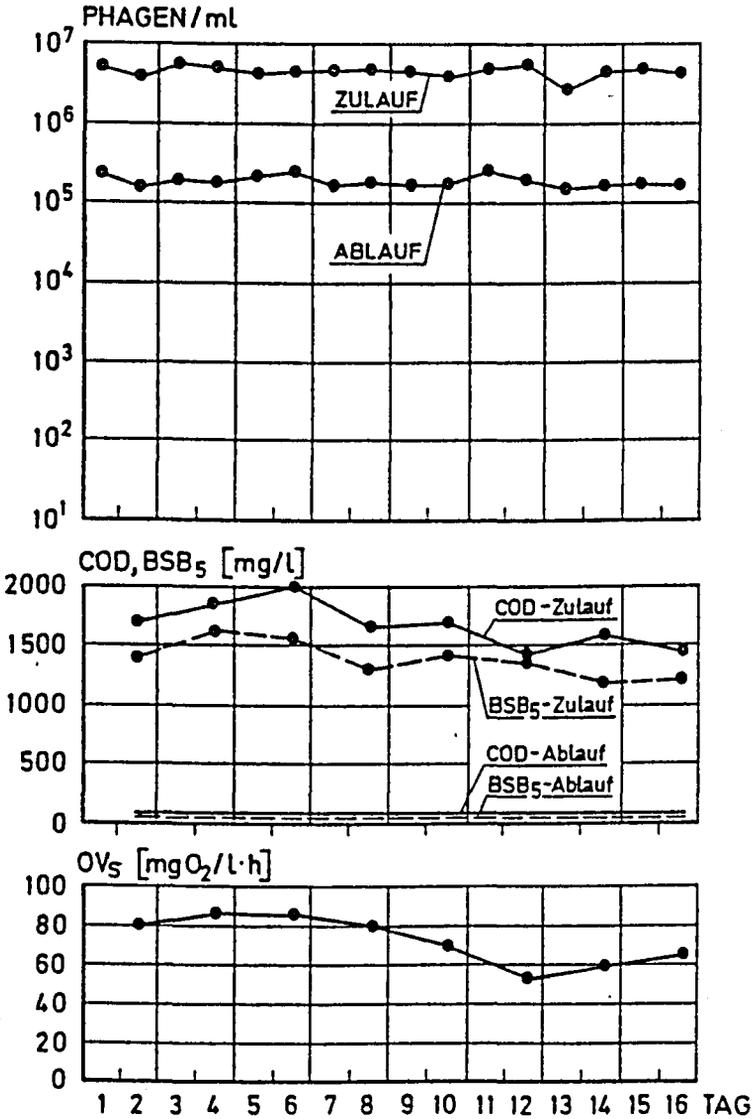


Abb. 34: Durchlaufversuch D 7

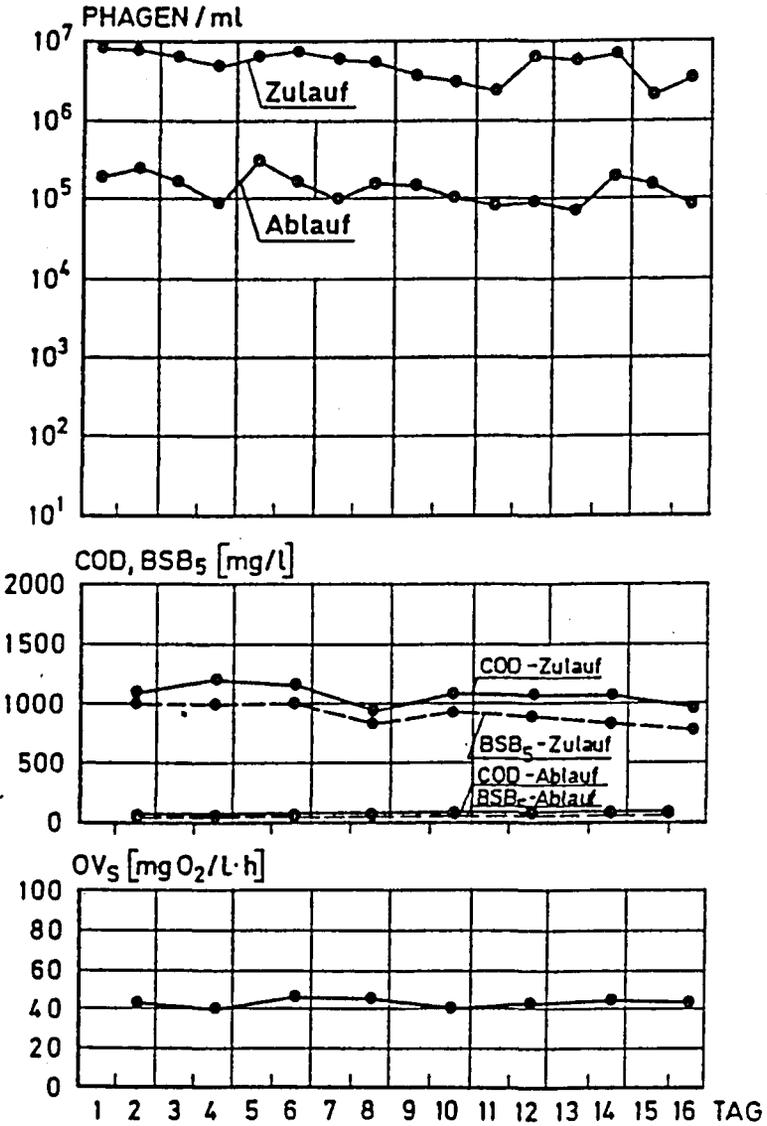


Abb. 35: Durchlaufversuch D 8

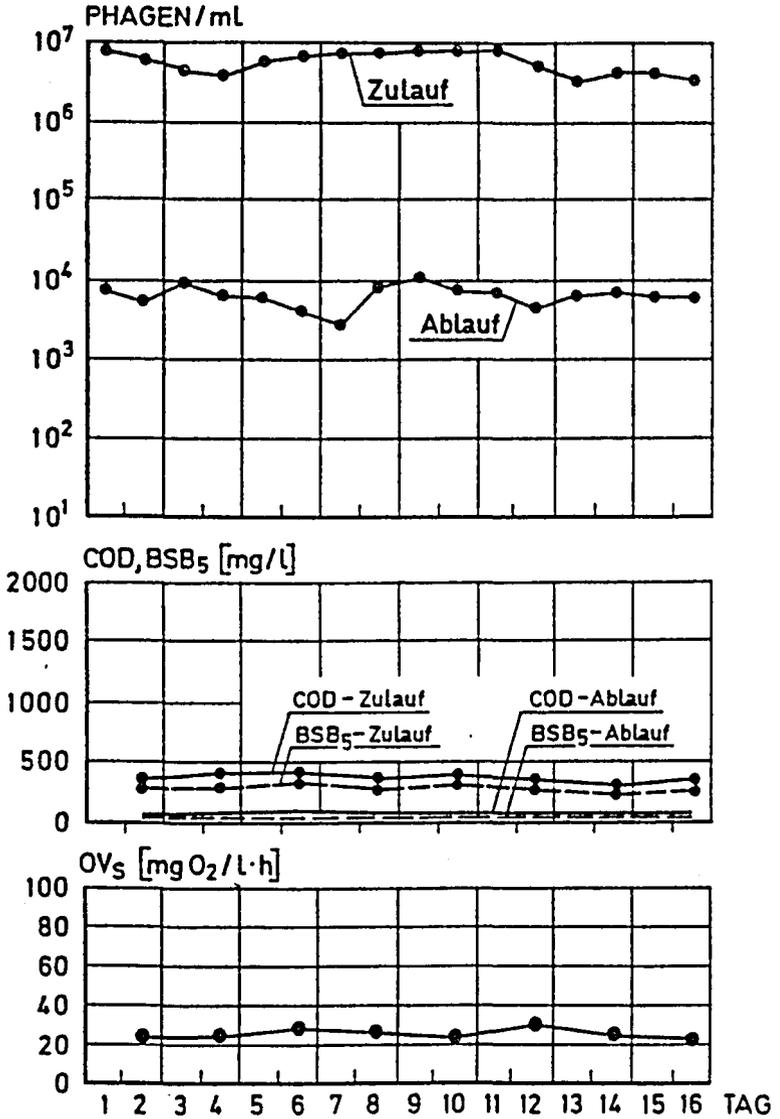


Abb. 36: Durchlaufversuch D 9

- 2) Eine Erhöhung der Viruskonzentration im Zulauf bewirkt auch eine Erhöhung der Viruskonzentration im Ablauf.
- 3) Kläranlagen mit niedriger Schlammbelastung haben nicht nur bei gleicher Viruskonzentration im Zulauf sondern auch bei gleicher Virenbeschickung den höheren Wirkungsgrad bei der Virenreduktion.

Eine Zusammenstellung der Versuchsergebnisse zeigt Tabelle 17.

Vor einer weiteren Auswertung der Durchlaufversuche soll an Hand der während der Durchlaufversuche gemessenen abwassertechnischen Parameter nachgewiesen werden, daß die in den Modellanlagen herrschenden Verhältnisse jenen auf Großanlagen entsprechen und somit die Versuchsergebnisse der Phagenreduktion auch auf Großanlagen übertragen werden dürfen. Zuerst soll der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen des Belebtschlammes untersucht werden. Wie bereits unter Pkt. 4.4.4 erwähnt, erfolgte für jeden Versuch eine mehrmalige Messung des Sauerstoffverbrauches.

Der Sauerstoffverbrauch OV_R [$\text{kg O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{d}$] ist abhängig von der Substratatmung ($0,5 \cdot n \cdot B_R$) und der endogenen Atmung ($0,24 \cdot x \cdot TS_R \cdot F$) und jenem Sauerstoffverbrauch, der für die Oxidation der Stickstoffverbindungen ($q_R(4,6 \text{ NO}_3 - N_A + 1,7 \text{ N}_2 - N_D)$) erforderlich ist (v.d.EMDE, 1978). Zusammenfassend erhält man:

$$OV_R = 0,5 \cdot n \cdot B_R + 0,24 \cdot x \cdot TS_R \cdot F + q_R (4,6 \cdot \text{NO}_3 - N_A + 1,7 \text{ N}_2 - N_D)$$

OV_R	Sauerstoffzufuhr [$\text{kg O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{d}$]
n	Wirkungsgrad, bez. auf BSB_5
B_R	BSB_5 -Raumbelastung [$\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$]
$x \cdot TS_R$	aktive Trockensubstanz [kg/m^3]
q_R	Raumbeschickung [$\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$]
$\text{NO}_3 - N_A$	Nitrat im Ablauf [kg/m^3]
$\text{N}_2 - N_D$	Denitrifizierter Stickstoff [kg/m^3]
F	Temperaturkorrektur

Da Analysen über Stickstoffverbindungen bei den Durchlaufversuchen nicht vorliegen, wurde der zur Oxidation dieser

Tab. 17: Zusammenstellung Durchlaufversuche D 1 - D 9

	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9
BSB ₅ -Raumbelastung B _R [kg/m ³ .d]	0,85	1,55	0,31	1,67	1,63	1,82	1,84	0,92	0,22
Trockengewicht TS _R [kg/m ³]	4,00	2,22	3,88	2,00	1,93	2,05	3,17	2,93	3,24
Schlammbelastung B _{TS} [kg/kg.d]	0,21	0,69	0,08	0,84	0,84	0,89	0,58	0,31	0,07
Abwassermenge Q [l/d]	56,4	36,8	7,35	36,0	36,0	36,0	10,0	7,5	5,63
Raumbeschickung q _R [l/l.d]	12,0	7,8	1,6	7,7	7,7	7,7	1,3	1,0	0,75
Aufenthaltszeit T [h]	2,0	3,1	15,3	3,1	3,1	3,1	18,0	24,0	32,0
Vol. BB [l]	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7	4,7	7,5	7,5	7,5
BSB ₅ -Zulauf [mg/l]	71	198	198	218	213	238	1380	918	291
BSB ₅ -Ablauf [mg/l]	11	19	12	16	32	20	28	18	10
COD-Zulauf [mg/l]		351	351	425	333	407	1610	1063	415
COD-Ablauf [mg/l]		36	27	55	70	38	58	38	27
TOC-Zulauf [mg/l]							815	478	158
TOC-Ablauf [mg/l]							36	31	16
η _{BSB₅} [%]	84,5	90,4	93,9	92,7	85,0	91,6	98,0	98,0	96,6
η _{COD} [%]		89,7	92,3	87,1	79,0	90,7	96,4	96,4	93,5
η _{TOC} [%]							95,1	93,5	89,9
O ₂ -Verbrauch OV _S [mg O ₂ /l.h]		33	22	34	31	32	73	43	27
Phagenkonz. Zulauf c _o [Ph/ml]	4,24.10 ⁶	1,42.10 ⁵	1,14.10 ⁵	1,42.10 ⁴	4,76.10 ⁵	2,32.10 ⁶	4,64.10 ⁶	5,4.10 ⁶	6,03.10 ⁶
Phagenkonz. Ablauf c _e [Ph/ml]	1,19.10 ⁵	3,33.10 ³	1,60.10 ²	2,88.10 ²	1,94.10 ⁴	2,18.10 ⁵	1,91.10 ⁵	1,52.10 ⁵	6,98.10 ³
Phagenreduktion η _{Ph} [%]	97,19	97,65	99,86	97,97	95,92	90,60	95,88	97,19	99,88
Restl. Phagengehalt 100-η _{Ph} [%]	2,81	2,35	0,14	2,03	4,08	9,40	4,12	2,81	0,12
Phagendosierung [l/d]	56,4	36,8	7,35	36,0	36,0	36,0	10,0	7,5	5,63
Phagenbeschickung q _{R,Ph} [Ph/l.d]	5,1.10 ¹⁰	1,1.10 ⁹	1,8.10 ⁸	1,1.10 ⁸	3,6.10 ¹⁰	1,8.10 ⁹	6,2.10 ⁹	5,4.10 ⁹	4,5.10 ⁹

Verbindungen erforderliche Sauerstoffbedarf vernachlässigt.
Eine Auswertung aller Versuche ergibt:

Tab. 18 Sauerstoffverbrauch OV für Durchlaufversuche

	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9
B_R [kg/m ³ .d]	0,85	1,55	0,31	1,67	1,63	1,82	1,84	0,92	0,22
n_{BSB_5} [%]	84,5	90,4	93,9	92,7	85,0	91,6	98,0	98,0	96,6
TS_R [kg/m ³]	4,00	2,22	3,88	2,00	1,93	2,05	3,17	2,93	3,24
T [°C]	18	19	19	21	21	21	20	20	20
F	1,23	1,32	1,32	1,52	1,52	1,52	1,42	1,42	1,42
X [%]	0,36	0,42	0,26	0,43	0,43	0,43	0,42	0,38	0,23
OV_R [kg O ₂ /m ³ .d]	0,78	0,99	0,47	1,09	0,99	1,16	1,36	0,83	0,36
rechn.OV [mg O ₂ /l ⁵ .h]	32,5	41,2	19,6	45,4	41,2	48,3	56,7	34,5	15
gemessen OV_S	30	33	22	34	31	32	73	43	27
B_{TS} [kg/kg.d]	0,21	0,69	0,08	0,84	0,84	0,89	0,57	0,31	0,07
BSB_5 -Abl. [mg/l]	11	19	12	16	32	20	28	18	10

Eine Gegenüberstellung des rechnerisch ermittelten Sauerstoffverbrauches (rechn. OV_S) mit den tatsächlich gemessenen Werten zeigt recht gute Übereinstimmung (Abbildung 37).

Die größeren Abweichungen bei den Versuchen D 7, D 8 und D 9 sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß hier vorwiegend mit künstlichem Abwasser gearbeitet wurde und die Beiwerte bei der rechnerischen Ermittlung des Sauerstoffverbrauches in erster Linie für häusliches Abwasser gelten.

Zwischen der Schlammbelastung B_{TS} und der beim Belebungsverfahren erreichbaren BSB_5 -Ablauf-Qualität besteht ein Zusammenhang. Nach den Bemessungsvorschlägen des ATV-Arbeitsausschusses "Aerobe biologische Reinigungsverfahren" wird beim Vorhandensein von Vorklärbecken für eine mittlere Ablaufqualität von 15 bzw. 20 mg BSB_5 /l eine Schlammbelastung von 0,15 bzw. 0,30 kg BSB_5 /kg TS.d gefordert. Trägt man die

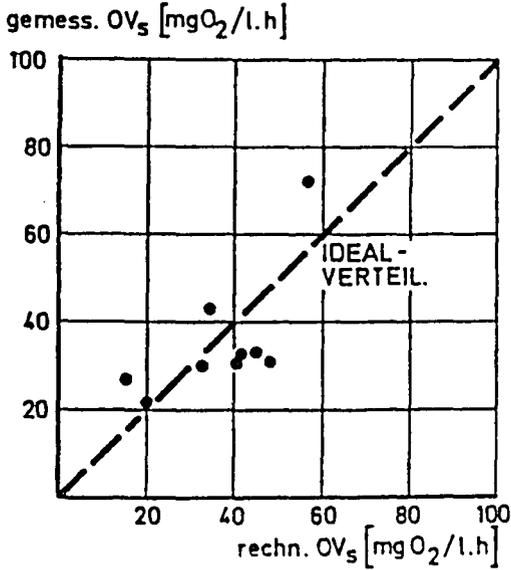


Abb. 37: Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen bei Durchlaufversuchen D 1 bis D 9 (rechnerisch und gemessen)

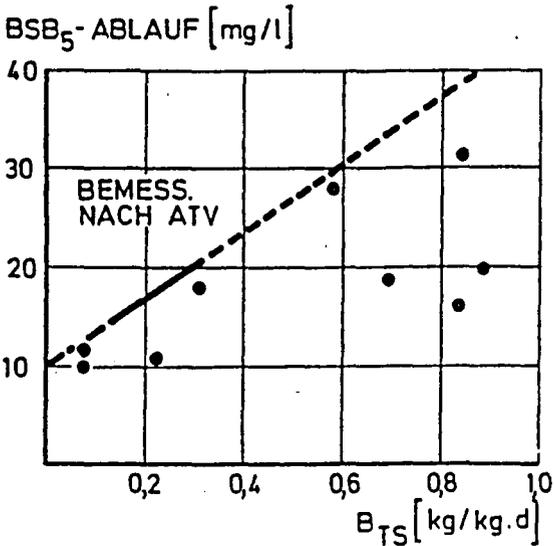


Abb. 38: BSB₅-Ablauf bei Durchlaufversuchen D 1 bis D 9

ATV-Richtwerte gemeinsam mit den in den Versuchen erhaltenen Meßwerten auf (Abbildung 38), so erkennt man, daß alle BSB₅-Ablaufwerte der Durchlaufversuche unter jenen von der ATV angegebenen Werten liegen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Sauerstoffverbrauchswerte und die Ablaufkonzentrationen, gemessen am BSB₅, mit den Richtwerten für Bemessung und Betrieb von Belebungsanlagen in etwa übereinstimmen. Die in den Modellversuchen gewonnenen Ergebnisse dürfen daher auch auf Großanlagen übertragen werden.

4.4.7.2 Diskussion der Versuchsergebnisse der Durchlaufversuche

Bei der Auswertung der Standversuche konnte bei der Verdünnung eines bestimmten Schlammes (Standversuch S 5) die im Filtrat sich einstellende Phagengleichgewichtskonzentration durch die Adsorptionstheorie von Freundlich bestätigt werden. Führt man für die Durchlaufversuche eine ähnliche Auswertung durch, so ergibt die Auswertung nach Freundlich den in Abbildung 39 dargestellten Zusammenhang.

Die Adsorptionsgleichung nach Freundlich nimmt somit folgende Form an:

$$\frac{X}{M} = 1135 \cdot c_e^{0,556} \quad (Gl.17)$$

$\frac{X}{M}$ Adsorbierte bzw. inaktive Phagenanzahl pro mg Trockensubstanz

c_e Gleichgewichtskonzentration im Filtrat

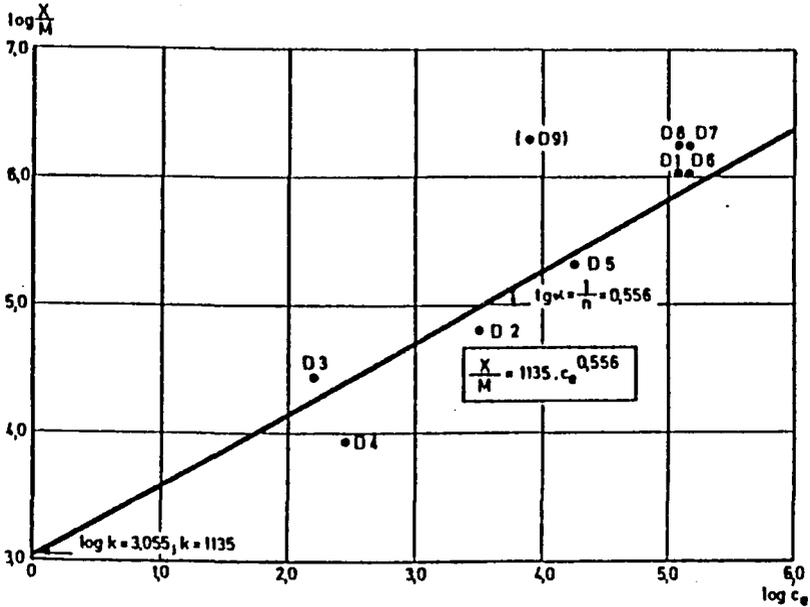


Abb. 39: Durchlaufversuche D 1 bis D 9
Auswertung nach Freundlich

Betrachtet man die zu den jeweiligen Versuchen gehörigen Punkte in Abb. 39 so erkennt man, daß die Versuche mit niedriger Schlammbelastung (D 3, D 8, D 9) über der Ausgleichsgeraden liegen, während die Versuche mit hoher Schlammbelastung (D 2, D 4, D 5) unter der Ausgleichsgeraden liegen. Dies bedeutet jedoch, daß in schwach belasteten Belebungsanlagen eine höhere Anzahl von Modellviren adsorbiert werden kann als in hoch belasteten Anlagen. Damit konnte die in den Standversuchen beobachtete Tendenz durch die Durchlaufversuche bestätigt werden.

Definiert man ähnlich wie bei den Standversuchen ein Phagenreduktionsvermögen PhC_D für die Durchlaufversuche, so erhält man:

$$\log \text{PhC}_D = \log \frac{F_o}{F_e} \quad [\text{Ph/ml.h}] \quad (\text{Gl.18})$$

F_o Phagenbeschickung im Zulauf [Ph/ml.h]

F_e Phagenbeschickung im Ablauf [Ph/ml.h]

bzw.

$$\log \text{PhC}_D = \log \frac{c_o}{c_e} \quad (\text{Gl.19})$$

c_o Phagenkonzentration im Zulauf [Ph/ml]

c_e Phagenkonzentration im Ablauf [Ph/ml]

Der Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens gibt an, um wie viele Zehnerpotenzen die Phagenkonzentration im Ablauf geringer ist im Vergleich zur Zulaufkonzentration.

Da das Phagenreduktionsvermögen auch bei den Durchlaufversuchen von der Schlammbelastung abhängig ist, wird die Gleichung von Michaelis-Menten

$$\log \text{PhC}_D = \log \text{PhC}_{D,\max} \frac{1/B_{TS}}{1/B_{TS} + k_s} \quad (\text{Gl.20})$$

nach Lineweaver-Burk linearisiert (Abbildung 40). Man erhält folgenden Zusammenhang zwischen reziproker Schlammbelastung und Phagenreduktionsvermögen:

$$\log \text{PhC}_D = 2,94 \frac{1/B_{TS}}{1/B_{TS} + 1,69} \quad (\text{Gl.21})$$

Während bei hohen Schlammbelastungen von ca. 0,5 kg/kg.d eine Phagenreduktion von etwa 1,5 Zehnerpotenzen eintritt, erfolgt bei niedrigen Schlammbelastungen von 0,05 kg/kg.d eine Phagenreduktion von 2,7 Zehnerpotenzen (Abbildung 41).

Für den Wirkungsgrad einer Kläranlage in hygienischer Hinsicht ist in erster Linie die Restkonzentration an Phagen im Kläranlagenablauf von entscheidender Bedeutung.

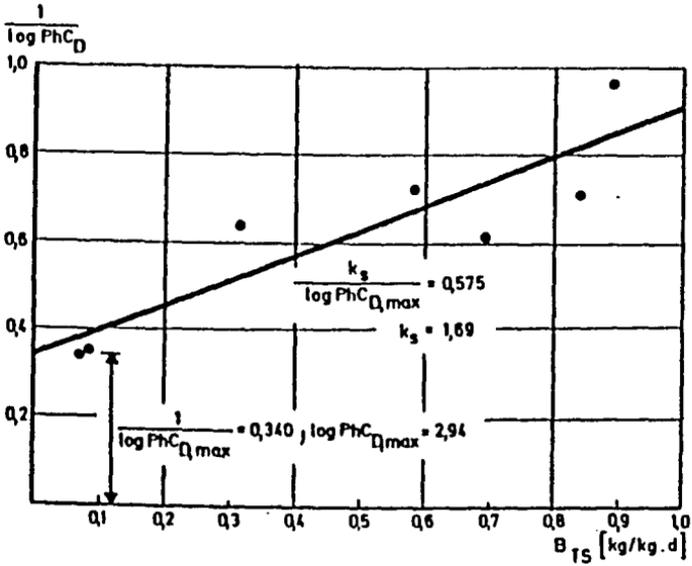


Abb. 40: Durchlaufversuche D 1 bis D 9
Auswertung nach Lineweaver-Burk

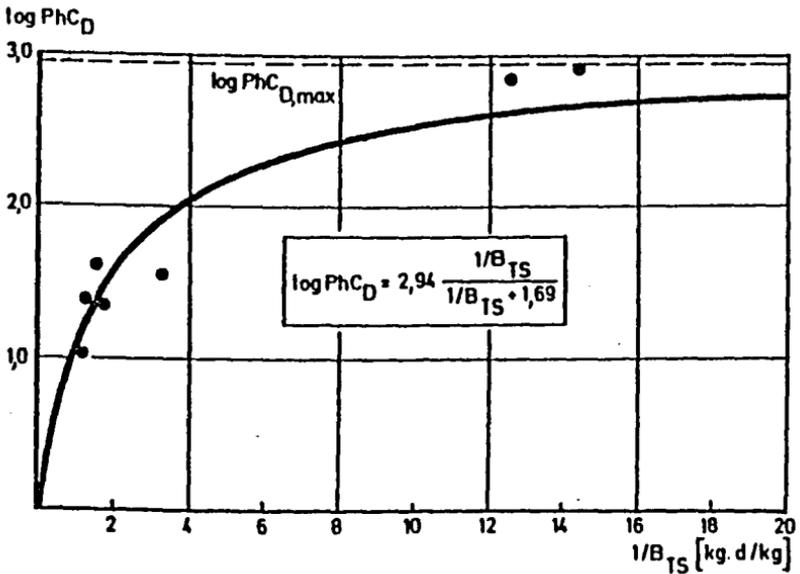


Abb. 41: Durchlaufversuche D 1 bis D 9
Rezipr. Schlammbelastung -
- Phagenreduktionsvermögen

Die Wirkungsgrade der Phagenreduktion (η_{Ph}) bzw. der restliche Phagengehalt im Ablauf bei den einzelnen Durchlaufversuchen lauten:

Tab. 19: Wirkungsgrad Phagenreduktion bei Durchlaufversuchen

Versuch	Phagenkonz.		η_{Ph} [%]	$100-\eta_{Ph}$ [%]	B_{TS} [kg/kg.d]	$q_{R,Ph}$ [Ph/l.d]	log PhC _D
	Zulauf [Ph/ml]	Ablauf [Ph/ml]					
D 1	$4,24 \cdot 10^6$	$1,19 \cdot 10^5$	97,19	2,81	0,21	$5,1 \cdot 10^{10}$	1,55
D 2	$1,42 \cdot 10^5$	$3,33 \cdot 10^3$	97,65	2,35	0,69	$1,1 \cdot 10^9$	1,62
D 3	$1,14 \cdot 10^5$	$1,60 \cdot 10^2$	99,86	0,14	0,08	$1,8 \cdot 10^8$	2,85
D 4	$1,42 \cdot 10^4$	$2,88 \cdot 10^2$	97,97	2,03	0,84	$1,1 \cdot 10^8$	1,69
D 5	$4,76 \cdot 10^5$	$1,94 \cdot 10^4$	95,92	4,08	0,84	$3,6 \cdot 10^9$	1,39
D 6	$2,32 \cdot 10^6$	$2,18 \cdot 10^5$	90,60	9,40	0,89	$1,8 \cdot 10^{10}$	1,03
D 7	$4,64 \cdot 10^6$	$1,91 \cdot 10^5$	95,88	4,12	0,58	$6,2 \cdot 10^9$	1,38
D 8	$5,40 \cdot 10^6$	$1,52 \cdot 10^5$	97,19	2,81	0,31	$5,4 \cdot 10^9$	1,55
D 9	$6,03 \cdot 10^6$	$6,98 \cdot 10^3$	99,88	0,12	0,07	$4,5 \cdot 10^9$	2,93

Trägt man den Restphagengehalt im Ablauf ($100-\eta_{Ph}$) über der Schlammbelastung B_{TS} auf (Abbildung 42), so erkennt man, daß alle Versuchsergebnisse innerhalb der schraffierten Fläche liegen.

Kennzeichnet man jeden Versuchspunkt mit der entsprechenden Phagenbeschickung $q_{R,Ph}$ [Ph/l.d] zeigt sich, daß die Punkte mit niedriger Phagenbeschickung im Bereich niedriger Restphagengehalte im Ablauf liegen und Punkte mit hoher Phagenbeschickung im Bereich hoher Restphagengehalte liegen. Durch entsprechende Geraden wurde versucht, eine Phagenbeschickung von 10^{10} , 10^9 und 10^8 Ph/l.d einzuzeichnen. Auf Grund dieser Abbildung ergibt sich, daß z.B. bei einer Phagenbeschickung von 10^{10} Ph/l.d und einer Schlammbelastung B_{TS} von 1 kg/kg.d mit einem Restphagengehalt von 10 %, bei B_{TS} von 0,5 nur mit 5 % Restphagengehalt im Ablauf zu rechnen ist. Bei niedrigeren Phagenbeschickungen ist auch der zu erwartende Restphagengehalt kleiner als bei hohen Phagenbeschickungen.

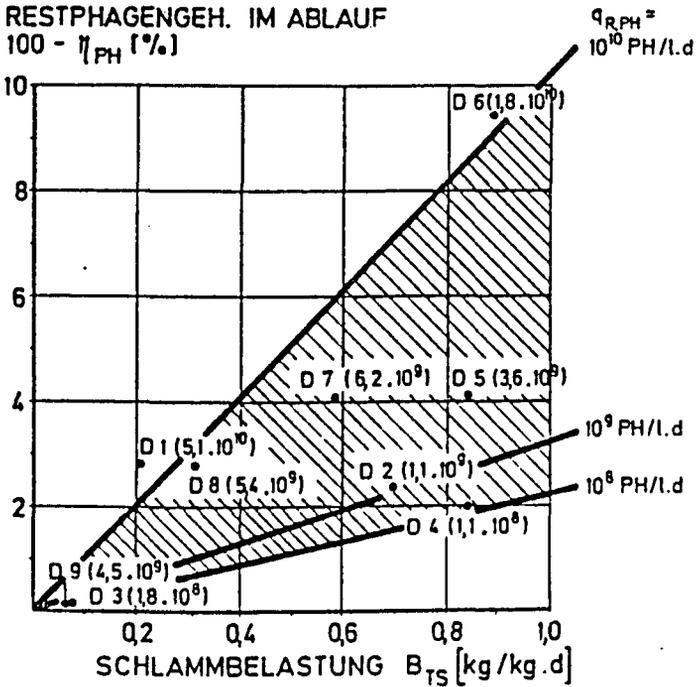


Abb. 42: Schlammbelastung - Restphagengehalt

Eine andere Darstellung der Meßergebnisse zeigt Abbildung 43. Hier ist der Restphagengehalt im Ablauf ($100 - \eta_{PH}$) in Abhängigkeit von der Phagenbeschickung ($q_{R,PH}$) aufgetragen.

Auch hier erkennt man deutlich, daß bei gleicher Phagenbeschickung der Restphagengehalt im Ablauf der Kläranlage mit steigender Schlammbelastung zunimmt.

So wie bei den Standversuchen konnte auch bei den Durchlaufversuchen festgestellt werden, daß die Schlammbelastung einen Parameter darstellt, der die Inaktivierung von Modellviren entscheidend beeinflusst.

PHAGENBESCHICKUNG $q_{R,PH}$ [PH/l.d]

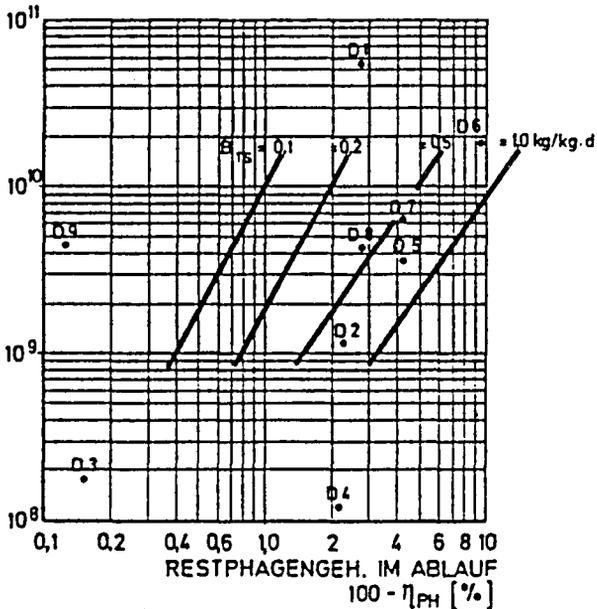


Abb. 43: Restphagengehalt - Phagenbeschickung

Kläranlagen, die mit niedriger Schlammbelastung arbeiten, bieten somit nicht nur den Vorteil guter Reinigungswirkung und großer Unempfindlichkeit gegenüber starken Schwankungen in Abwassermenge und Abwasserverschmutzung, sondern sie liefern auch in hygienischer Hinsicht bessere Klärabläufe.

5. Zusammenfassung

Im häuslichen Abwasser sind neben organischen und anorganischen Inhaltsstoffen auch meist oral infizierende Krankheitserreger des Menschen enthalten. Werden solche Krankheitserreger vom Menschen mit dem Trinkwasser aber auch beim Wassersport, insbesondere beim Baden in verunreinigtem Oberflächenwasser, aufgenommen, kann sich der Mensch infizieren.

In unseren Breiten spielen Bakterien und Viren als Erreger von Krankheiten, die durch das Wasser übertragen werden, eine entscheidende Rolle. Während über Krankheitserreger bakterieller Natur genaue Informationen vorliegen, sind die Kenntnisse über das Vorhandensein und das Verhalten von Viren im Abwasser noch relativ gering. Dies liegt daran, daß die für den Nachweis von Viren erforderlichen Arbeitsmethoden sehr kompliziert und noch nicht sehr lange bekannt sind. Viren sind im Abwasser meist in geringerer Zahl als Bakterien vorhanden. Bei den Viren liegt die Infektionsdosis jedoch meist tiefer.

Im Zuge der Abwasserreinigung erfolgt neben einer Verminderung der organischen und anorganischen Inhaltsstoffe auch eine Reduktion von Viren, die im Rohabwasser vorhanden sind. Während bei der mechanischen Abwasserreinigung eine Virusreduktion zwischen 20 und 65 % beobachtet wurde, erreicht die biologische Reinigung nach dem Belebungsverfahren einen Wirkungsgrad bis zu 99 % in bezug auf Viruselimination. Eine höhere und vor allem raschere Reduktion von Viren kann durch die Anwendung von Chlor erreicht werden. Da die Chlorung von Abwasser jedoch nur in Ausnahmefällen angewendet wird, stellt die biologische Reinigung in Belebungsanlagen jenes Verfahren dar, das die höchste Virusreduktion

erreicht. Daneben besitzt das Belebungsverfahren eine Reihe anderer Vorteile wie z.B. große Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen in Abwassermenge und Verschmutzung und gute Reinigungsergebnisse bei der Behandlung industrieller Abwässer.

Im Rahmen dieser Arbeit sollte nun untersucht werden, welche Parameter des Belebungsverfahrens Einfluß auf die Virusreduktion haben. Da bei Verwendung von Tier- und Mensch-pathogenen Viren für die Untersuchungen ein beträchtlicher Aufwand zum Nachweis der Viren erforderlich ist und zusätzlich eine Gefährdung der belebten Umwelt nicht ausgeschlossen werden kann, wurden für die vorliegenden Untersuchungen Bakteriophagen verwendet. Als Virusmodell wurde der Staphylokokkenphage 3C ausgewählt, der sich bereits in früheren Versuchen als sehr brauchbar erwiesen hatte.

Die im Labormaßstab durchgeführten Untersuchungen wurden in Standversuchen und daran anschließend durchgeführte Durchlaufversuche eingeteilt.

Im Rahmen der Standversuche wurde Belebtschlamm aus einer in Betrieb befindlichen Kläranlage im Raum Wien mit Bakteriophagen in genau bekannter Konzentration zu Versuchsbeginn einmalig angeimpft. Über einen Zeitraum von sechs Stunden wurde die Phagenkonzentration im Filtrat des Belebtschlammes bestimmt. Die Phagenkonzentration im Filtrat des Belebtschlammes entspricht bei Kläranlagen der Phagenkonzentration im Ablauf des Nachklärbeckens.

Die wichtigsten Schlußfolgerungen aus den Standversuchen können wie folgt dargestellt werden:

- 1) Für eine Phagenreduktion ist eine aktive, mit Sauerstoff versorgte Belebtschlammflocke erforderlich. Stellen die Mikroorganismen ihre Tätigkeit ein, so erfolgt praktisch keine Reduktion der Modellviren. Der Stripp-Effekt ist nur äußerst gering.

2) Bei einmaliger Phagenzugabe erfolgt zu Versuchsbeginn eine rasche Abnahme der Phagenkonzentration. Im weiteren Verlauf des Versuches geht die Abnahme der Phagenkonzentration immer mehr zurück, bis sich eine Gleichgewichtsendkonzentration einstellt.

Die Beziehung zwischen dem Logarithmus der Phagenkonzentration im Filtrat des Belebtschlammes in Abhängigkeit von der Zeit kann durch eine Reaktion erster Ordnung dargestellt werden. Ähnlich wie bei den Sauerstoffzufuhrversuchen kann durch entsprechende Auswertung im halb-logarithmischen Netz eine Linearisierung dieser Beziehung erreicht werden.

Dadurch ist es einerseits möglich, die sich erst nach unendlich langer Zeit einstellende Phagenendkonzentration und das Phagenreduktionsvermögen rechnerisch zu bestimmen. Der Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens gibt hierbei an, um wie viele Zehnerpotenzen die Phagenkonzentration pro Stunde abnehmen würde, wenn die Phagenreduktion mit gleicher Geschwindigkeit wie zu Versuchsbeginn abläuft.

- 3) Der Zusammenhang zwischen Trockensubstanz des Belebtschlammes und Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens kann durch eine Gleichung nach Michaelis-Menten beschrieben werden.
- 4) Mit zunehmender Schlammbelastung geht das Phagenreduktionsvermögen zurück. Die Beziehung zwischen reziproker Schlammbelastung und Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens kann wieder durch die Beziehung von Michaelis-Menten dargestellt werden.
- 5) Der Adsorption der Modellviren an der Belebtschlammflocke folgt erst zu einem späteren Zeitpunkt deren Inaktivierung.

Im Anschluß an die Standversuche wurden Durchlaufversuche im Labormaßstab durchgeführt. Im wesentlichen konnten die bei

Standversuchen gewonnenen Erkenntnisse bestätigt werden. Zusammenfassend ergibt sich:

- 1) Im Ablauf der Kläranlage stellt sich eine konstante Phagenkonzentration ein, die von der Phagenkonzentration im Zulauf abhängig ist. Eine Erhöhung der Zulaufkonzentration bewirkt auch eine höhere Konzentration im Ablauf.
- 2) Bei gleicher Phagenkonzentration im Zulauf erreichen Kläranlagen mit niedriger Schlammbelastung geringere Phagenkonzentrationen im Ablauf als Kläranlagen mit hoher Schlammbelastung. Während bei einer Schlammbelastung B_{rs} von 1 kg $BSB_r/KgTS.d$ bei einer Phagenbeschickung von $10^{10} Ph/l.d.$ mit einem Restphagengehalt von 10 % im Ablauf zu rechnen ist, beträgt dieser bei einer Schlammbelastung von 0,5 kg $BSB_r/kg TS.d$ nur mehr 5 %. Bei entsprechend geringerer Phagenbeschickung geht auch der Restphagengehalt im Ablauf zurück. Der Zusammenhang zwischen reziproker Schlammbelastung und dem Logarithmus des Phagenreduktionsvermögens kann wieder durch die Gleichung nach Michaelis-Menten dargestellt werden.

Als Schlußfolgerung der durchgeführten Untersuchungen ergibt sich die Forderung, daß für eine weitgehende Reduktion von Viren bei der Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren die Schlammbelastung der Kläranlage möglichst klein gewählt werden sollte. Bei Kläranlagen, die mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung bei einer Schlammbelastung von 0,05 kg/kg.d betrieben werden, sind bei der Ablaufqualität in Hinsicht auf abwassertechnische und hygienische Parameter gute Ergebnisse zu erwarten. Der hohe Einfluß der Schlammbelastung kann durch den Umstand erklärt werden, daß die Mikroorganismen des Belebtschlammes bei geringer Schlamm-

belastung zur Aufrechterhaltung ihrer Stoffwechselfähigkeit auch schwer angreifbare Nährsubstrate nutzen können. Im Rahmen der Nutzung schwer abbaubarer Substrate dürften auch Viren angegriffen werden.

Trotz des hohen Wirkungsgrades von 90 bis 99,9 % der Virusreduktion beim Belebungsverfahren darf nicht außer Acht gelassen werden, daß noch immer eine gewisse Viruskonzentration im Ablauf der Kläranlage zu finden ist. Da jedoch schon wenige Virusteilchen eine Infektion hervorrufen können, wird man bei Einleitung von gereinigtem Abwässern in Oberflächenwasser, die für Freizeit Zwecke genutzt wird, eine zusätzliche Entkeimung z.B. mit Chlor, vorsehen. Erst dann kann eine Gefährdung von Menschen vermieden werden.

A N H A N G

Versuchsergebnisse

Versuchsauswertung

Tab. A-1: Standversuch S 1
(Leitungswasser)

	belüftet	unbelüftet
t [min]	C_t [Ph/ml]	C_t [Ph/ml]
0	$7,0 \cdot 10^5$	$7,0 \cdot 10^5$
20	$6,6 \cdot 10^5$	$6,8 \cdot 10^5$
40	$5,6 \cdot 10^5$	$7,2 \cdot 10^5$
60	$5,1 \cdot 10^5$	$7,3 \cdot 10^5$
120	$4,9 \cdot 10^5$	$6,4 \cdot 10^5$
180	$4,9 \cdot 10^5$	$6,4 \cdot 10^5$
240	$4,7 \cdot 10^5$	$6,5 \cdot 10^5$
300	$4,2 \cdot 10^5$	$6,1 \cdot 10^5$
360	$3,3 \cdot 10^5$	$5,8 \cdot 10^5$

Tab. A-2: Standversuch S 2

Belebtschlamm KA Blumental, $TS_R = 4,5 \text{ g/l}$

t [min]	C_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$7,0 \cdot 10^5$	5,845	3,900
5	$2,5 \cdot 10^5$	5,398	3,453
10	$1,0 \cdot 10^5$	5,000	3,055
30	$9,0 \cdot 10^3$	3,954	2,009
60	$8,5 \cdot 10^2$	2,929	0,984
120	$1,9 \cdot 10^2$	2,279	0,334
240	$1,0 \cdot 10^2$	2,000	0,055
360	$3,0 \cdot 10^1$	-	-
-	$8,8 \cdot 10^1$	1,945	-

$$c_o = 7,0 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 8,8 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 1,071 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} = 129 \text{ min}$$

$$\log PhC = 4,18$$

$$r = 0,993$$

Tab. A-3: Standversuch S 3

Belebtschlamm KA Blumental, $TS_R = 4,5 \text{ g/l}$

S 3/1 (Luft)				S 3/2 (Luft-Stickstoff-Luft)			
t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$	t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$1,8 \cdot 10^5$	5,255	3,400	60	$1,0 \cdot 10^5$	5,000	3,300
5	$7,5 \cdot 10^4$	4,875	3,020	75	$3,1 \cdot 10^4$	4,491	2,791
10	$3,8 \cdot 10^4$	4,580	2,725	90	$1,2 \cdot 10^4$	4,079	2,379
20	$1,9 \cdot 10^4$	4,279	2,423	100	$7,3 \cdot 10^3$	3,863	2,163
30	$7,8 \cdot 10^3$	3,892	2,037	110	$4,7 \cdot 10^3$	3,672	1,972
60	$2,7 \cdot 10^3$	3,431	1,576				
75	$1,7 \cdot 10^3$	3,230	1,375	∞	$5,0 \cdot 10^1$	1,700	-
90	$5,4 \cdot 10^2$	2,732	0,877				
100	$6,2 \cdot 10^2$	2,792	0,937				
110	$4,3 \cdot 10^2$	2,633	0,778				
∞	$7,2 \cdot 10^1$	1,855	-				

$$c_o = 1,8 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 7,2 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,759 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \text{ \textcircled{f}} = 182 \text{ min}$$

$$\log PhC = 2,58$$

$$r = 0,9851$$

$$c_o = 1,0 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 5,0 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,620 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \text{ \textcircled{f}} = 223 \text{ min}$$

$$\log PhC = 2,05$$

$$r = 0,9992$$

Tab. A-4: Standversuch S 4

Belebtschlamm KA Gaaden, $TS_R = 2,5 \text{ g/l}$

S 4/1 (1. Phageneinsaat)				S 4/2 (2. Phageneinsaat)			
t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$	t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$2,0 \cdot 10^6$	6,301	4,500	60	$1,6 \cdot 10^6$	6,204	4,500
15	$6,0 \cdot 10^5$	5,778	3,977	75	$6,0 \cdot 10^5$	5,778	4,074
30	$1,3 \cdot 10^5$	5,114	3,313	90	$1,5 \cdot 10^5$	5,176	3,472
45	$5,1 \cdot 10^4$	4,708	2,907	120	$4,2 \cdot 10^4$	4,623	2,919
60	$2,0 \cdot 10^4$	4,301	2,500	150	$1,2 \cdot 10^4$	4,079	2,375
				180	$3,5 \cdot 10^3$	3,544	1,840
∞	$6,3 \cdot 10^1$	1,801	-	240	$6,0 \cdot 10^2$	2,778	1,074
				300	$1,7 \cdot 10^2$	2,230	0,526
				360	$9,0 \cdot 10^1$	1,954	0,250
				∞	$5,1 \cdot 10^1$	1,704	-

$$c_o = 2,0 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 6,3 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,596 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \% = 232 \text{ min}$$

$$\log PhC = 2,68$$

$$r = 0,9986$$

$$c_o = 1,6 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 5,1 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,571 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \% = 242 \text{ min}$$

$$\log PhC = 2,57$$

$$r = 0,9932$$

Tab. A-5: Standversuch S 5

Belebtschlamm KA Blumental, $T_{SR} = 4,6 \text{ g/l}$

S 5/1 (unverdünnt)				S 5/2 (1 + 1 verdünnt)			
t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$	t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$1,0 \cdot 10^6$	6,000	4,600	0	$9,0 \cdot 10^5$	5,954	4,280
10	$1,8 \cdot 10^5$	5,255	3,855	10	$2,5 \cdot 10^5$	5,398	3,724
20	$3,0 \cdot 10^4$	4,477	3,077	20	$1,0 \cdot 10^5$	5,000	3,326
30	$9,5 \cdot 10^3$	3,978	2,578	30	$4,0 \cdot 10^4$	4,602	2,918
60	$1,0 \cdot 10^3$	3,000	1,600	60	$1,0 \cdot 10^4$	4,000	2,326
120	$1,0 \cdot 10^2$	2,000	0,600	120	$7,5 \cdot 10^2$	2,875	1,201
180	$3,8 \cdot 10^1$	1,580	0,180	180	$1,2 \cdot 10^2$	2,079	0,405
240	$3,0 \cdot 10^1$	1,477	0,077	240	$9,0 \cdot 10^1$	1,954	0,280
∞	$2,5 \cdot 10^1$	1,400	-	∞	$4,7 \cdot 10^1$	1,674	-

$$c_o = 1,0 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 2,5 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 1,047 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \% = 132 \text{ min}$$

$$\log PhC = 4,82$$

$$r = 0,9956$$

$$c_o = 9,0 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 4,7 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,712 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \% = 194 \text{ min}$$

$$\log PhC = 3,05$$

$$r = 0,9914$$

Tab. A-6: Standversuch S 5

Belebtschlamm KA Blumental, $TS_R = 4,6 \text{ g/l}$

S 5/3 (1 + 3 verdünnt)				S 5/4 (1+7 verdünnt)			
t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$	t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$1,0 \cdot 10^6$	6,000	4,250	0	$1,2 \cdot 10^6$	6,079	4,029
10	$3,9 \cdot 10^5$	5,591	3,841	10	$7,9 \cdot 10^5$	5,898	3,848
20	$1,8 \cdot 10^5$	5,255	3,505	20	$5,5 \cdot 10^5$	5,740	3,690
30	$8,5 \cdot 10^4$	4,929	3,179	30	$2,2 \cdot 10^5$	5,342	3,292
60	$2,0 \cdot 10^4$	4,301	2,551	60	$7,2 \cdot 10^4$	4,857	2,807
120	$3,1 \cdot 10^3$	3,491	1,741	120	$1,1 \cdot 10^4$	4,041	1,991
180	$6,8 \cdot 10^2$	2,833	1,083	180	$3,2 \cdot 10^3$	3,505	1,455
240	$2,0 \cdot 10^2$	2,301	0,551	240	$1,3 \cdot 10^3$	3,114	1,064
360	$1,0 \cdot 10^2$	2,000	0,250	360	$6,0 \cdot 10^2$	2,778	0,728
∞	$5,6 \cdot 10^1$	1,750		∞	$1,1 \cdot 10^2$	2,050	

$$c_o = 1,0 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 5,6 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,476 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90 \frac{1}{2}} = 290 \text{ min}$$

$$\log PhC = 2,02$$

$$r = 0,9973$$

$$c_o = 1,2 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 1,1 \cdot 10^2 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,315 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90 \frac{1}{2}} = 440 \text{ min}$$

$$\log PhC = 1,27$$

$$r = 0,9940$$

Tab. A-7: Standversuch S 5

Auswertung nach Lineweaver-Burk

	TS_R [g/l]	log PhC	$1/TS_R$	$1/\log \text{PhC}$
S 5/1	4,6	4,82	0,217	0,207
S 5/2	2,3	3,05	0,435	0,328
S 5/3	1,2	2,02	0,833	0,495
S 5/4	0,6	1,27	1,667	0,787

Auswertung nach Freundlich

	M [g/l]	c_o [Ph/ml]	c_e [Ph/ml]	$\log \frac{X}{M}$ [Ph/mg]	$\log c_e$ [Ph/ml]
S 5/1	4,6	$1,0 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^1$	5,337	1,398
S 5/2	2,3	$9,0 \cdot 10^5$	$4,7 \cdot 10^1$	5,592	1,672
S 5/3	1,2	$1,0 \cdot 10^6$	$5,6 \cdot 10^1$	5,920	1,748
S 5/4	0,6	$1,2 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^2$	6,300	2,041

$$\text{tg } \alpha = \frac{1}{n} = 1,54; r = 0,976$$

$$\log k = 3,146$$

$$k = 1400$$

$$\frac{X}{M} = 1400 \cdot c^{1,54}$$

Tab. A-8: Standversuch S 6
 Relechtschlamm KA Blumental

S 6/1 (1. Versuch; $TS_R=8,0$ g/l)				S 6/2 (2. Versuch; $TS_R=7,0$ g/l)			
t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$	t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$6,0 \cdot 10^5$	5,778	3,600	0	$8,0 \cdot 10^5$	5,903	3,320
10	$2,1 \cdot 10^5$	5,322	3,144	10	$3,0 \cdot 10^5$	5,477	2,894
20	$8,5 \cdot 10^4$	4,929	2,751	20	$2,0 \cdot 10^5$	5,301	2,718
30	$1,4 \cdot 10^4$	4,146	1,968	30	$9,0 \cdot 10^4$	4,954	2,371
60	$4,0 \cdot 10^3$	3,602	1,424	60	$2,8 \cdot 10^4$	4,447	1,864
75	$3,0 \cdot 10^3$	3,477	1,299	75	$1,1 \cdot 10^4$	4,041	1,458
90	$2,2 \cdot 10^3$	3,342	1,164	90	$7,8 \cdot 10^3$	3,892	1,309
120	$7,5 \cdot 10^2$	2,875	0,697	120	$4,9 \cdot 10^3$	3,690	1,107
150	$3,5 \cdot 10^2$	2,544	0,366	150	$1,7 \cdot 10^3$	3,230	0,647
180	$2,4 \cdot 10^2$	2,380	0,202	180	$1,3 \cdot 10^3$	3,114	0,531
240	$2,0 \cdot 10^2$	2,301	0,123	240	$5,7 \cdot 10^2$	2,756	0,173
300	$1,7 \cdot 10^2$	2,230	0,052	300	$4,6 \cdot 10^2$	2,663	0,080
∞	$1,5 \cdot 10^2$	2,178	-	∞	$7,1 \cdot 10^2$	2,583	-

$c_0 = 6,0 \cdot 10^5$ Ph/ml
 $c_e = 1,5 \cdot 10^2$ Ph/ml
 $k_{Ph} = 0,871 \text{ h}^{-1}$
 $t_{90} \text{ \textcircled{g}} = 159 \text{ min}$
 $\log PhC = 3,14$
 $r = 0,9918$

$c_0 = 8,0 \cdot 10^5$ Ph/ml
 $c_e = 7,1 \cdot 10^2$ Ph/ml
 $k_{Ph} = 0,709 \text{ h}^{-1}$
 $t_{90} \text{ \textcircled{g}} = 195 \text{ min}$
 $\log PhC = 2,16$
 $r = 0,9983$

Tab. A-9: Standversuch S 7

Belebtschlamm KA Baden, $TS_R = 2,5 \text{ g/l}$

S 7/1 (1. Versuch)				S 7/2 (2. Versuch)			
t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$	t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$1,2 \cdot 10^6$	6,079	2,300	0	$7,2 \cdot 10^5$	5,857	2,530
10	$9,5 \cdot 10^5$	5,978	2,199	10	$4,1 \cdot 10^5$	5,613	2,286
20	$7,8 \cdot 10^5$	5,892	2,113	20	$3,0 \cdot 10^5$	5,477	2,150
30	$5,0 \cdot 10^5$	5,699	1,920	30	$2,0 \cdot 10^5$	5,301	1,974
40	$3,4 \cdot 10^5$	5,531	1,752	40	$1,0 \cdot 10^5$	5,000	1,673
60	$2,0 \cdot 10^5$	5,301	1,522	60	$7,0 \cdot 10^4$	4,845	1,518
90	$1,2 \cdot 10^5$	5,079	1,300	90	$3,1 \cdot 10^4$	4,491	1,164
120	$5,0 \cdot 10^4$	4,699	0,919	120	$1,9 \cdot 10^4$	4,279	0,952
150	$4,0 \cdot 10^4$	4,602	0,823	150	$1,2 \cdot 10^4$	4,079	0,752
180	$2,2 \cdot 10^4$	4,342	0,563	180	$6,5 \cdot 10^3$	3,813	0,486
240	$1,4 \cdot 10^4$	4,146	0,367	240	$4,4 \cdot 10^3$	3,643	0,316
300	$9,4 \cdot 10^3$	3,973	0,194	300	$3,2 \cdot 10^3$	3,505	0,178
∞	$6,0 \cdot 10^3$	3,779	-	∞	$2,1 \cdot 10^3$	3,327	-

$c_o = 1,2 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$

$c_e = 6,0 \cdot 10^3 \text{ Ph/ml}$

$k_{Ph} = 0,484 \text{ h}^{-1}$

$t_{90} \% = 285 \text{ min}$

$\log PhC = 1,11$

$r = 0,9971$

$c_o = 7,2 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$

$c_e = 2,1 \cdot 10^3 \text{ Ph/ml}$

$k_{Ph} = 0,525 \text{ h}^{-1}$

$t_{90} \% = 263 \text{ min}$

$\log PhC = 1,33$

$r = 0,9983$

Tab. A-10: Standversuch S 8

Belebtschlamm KA Leopoldsdorf, $TS_R = 5,0 \text{ g/l}$

S 8/1 (1. Versuch)				S 8/2 (2. Versuch)			
t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$	t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$9,0 \cdot 10^5$	5,954	5,200	0	$8,0 \cdot 10^5$	5,903	5,150
10	$1,6 \cdot 10^5$	5,204	4,450	10	$1,4 \cdot 10^5$	5,146	4,393
20	$9,0 \cdot 10^4$	4,954	4,200	20	$9,0 \cdot 10^4$	4,954	4,201
30	$2,5 \cdot 10^4$	4,398	3,644	30	$3,5 \cdot 10^4$	4,544	3,791
40	$1,1 \cdot 10^4$	4,041	3,287	40	$8,0 \cdot 10^3$	3,903	3,150
60	$3,1 \cdot 10^3$	3,491	2,737	60	$4,0 \cdot 10^3$	3,602	2,849
90	$8,2 \cdot 10^2$	2,914	2,160	90	$9,0 \cdot 10^2$	3,954	2,201
120	$1,7 \cdot 10^2$	2,230	1,476	120	$2,2 \cdot 10^2$	2,342	1,589
150	$9,0 \cdot 10^1$	1,954	1,200	150	$5,8 \cdot 10^1$	1,763	1,010
180	$3,9 \cdot 10^1$	1,591	0,837	180	$3,4 \cdot 10^1$	1,531	0,778
240	$1,7 \cdot 10^1$	1,230	0,476	240	$2,0 \cdot 10^1$	1,301	0,548
300	$1,0 \cdot 10^1$	1,000	0,246	300	$1,0 \cdot 10^1$	1,000	0,247
∞	$5,7 \cdot 10^0$	0,754	-	∞	$5,7 \cdot 10^0$	0,753	-

$$c_o = 9,0 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 5,7 \cdot 10^0 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,597 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \% = 231 \text{ min}$$

$$\log PhC = 3,10$$

$$r = 0,9994$$

$$c_o = 8,0 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 5,7 \cdot 10^0 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,592 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \% = 233 \text{ min}$$

$$\log PhC = 3,05$$

$$r = 0,9969$$

Tab. A-11: Standversuch S 9

Belebtschlamm KA Gaaden, $TS_R = 2,3 \text{ g/l}$

S 9/1 (1. Versuch)				S 9/2 (2. Versuch)			
t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$	t [min]	c_t [Ph/ml]	$\log c_t$	$\log \frac{c_t}{c_e}$
0	$1,2 \cdot 10^6$	6,079	4,550	0	$1,2 \cdot 10^6$	6,079	4,680
10	$3,3 \cdot 10^5$	5,519	3,989	10	$9,5 \cdot 10^4$	4,978	3,579
20	$2,1 \cdot 10^5$	5,322	3,793	20	$4,2 \cdot 10^4$	4,623	3,224
30	$5,8 \cdot 10^4$	4,763	3,234	30	$1,2 \cdot 10^4$	4,079	2,680
60	$9,0 \cdot 10^3$	3,954	2,425	60	$1,6 \cdot 10^3$	3,204	1,805
90	$1,4 \cdot 10^3$	3,146	1,617	90	$3,6 \cdot 10^2$	2,556	1,157
120	$5,6 \cdot 10^2$	2,748	1,219	120	$2,4 \cdot 10^2$	2,380	0,981
150	$1,4 \cdot 10^2$	2,146	0,617	150	$1,9 \cdot 10^2$	2,279	0,880
180	$1,2 \cdot 10^2$	2,079	0,550	180	$9,6 \cdot 10^1$	1,982	0,583
240	$9,0 \cdot 10^1$	1,954	0,425	240	$4,6 \cdot 10^1$	1,663	0,263
300	$5,1 \cdot 10^1$	1,708	0,178	300	$3,5 \cdot 10^1$	1,544	0,145
∞	$3,4 \cdot 10^1$	1,529	-	∞	$2,5 \cdot 10^1$	1,399	-

$$c_o = 1,2 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 3,4 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,647 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \% = 214 \text{ min}$$

$$\log PhC = 2,94$$

$$r = 0,9909$$

$$c_o = 1,2 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$$

$$c_e = 2,5 \cdot 10^1 \text{ Ph/ml}$$

$$k_{Ph} = 0,647 \text{ h}^{-1}$$

$$t_{90} \% = 214 \text{ min}$$

$$\log PhC = 3,03$$

$$r = 0,9902$$

Tab. A-12: Standversuche S 6 - S 9

Auswertung nach Lineweaver-Burk

	$1/B_{TS}$	$\log \text{PhC}$	B_{TS}	$1/\log \text{PhC}$
S 6/1	7,14	3,14	0,14	0,318
S 6/2	6,25	2,16	0,16	0,463
S 7/1	1,25	1,11	0,80	0,901
S 7/2	1,25	1,33	0,80	0,752
S 8/1	20,00	3,10	0,05	0,323
S 8/2	20,00	3,05	0,05	0,328
S 9/1	4,55	2,94	0,22	0,340
S 9/2	4,55	3,03	0,22	0,330

$$k_s / \log \text{PhC}_{\max} = 0,697$$

$$k_s = 2,71$$

$$1/\log \text{PhC}_{\max} = 0,257$$

$$\log \text{PhC}_{\max} = 3,89$$

$$r = 0,951$$

$$\log \text{PhC} = 3,89 \frac{1/B_{TS}}{1/B_{TS} + 2,71}$$

Tab. A-13: Durchlaufversuch D1

	Zeit	Zul.	Dos.	Abl.	TS_R [g/l]	Probe- nahme Zeit	Phagenkonz.		
		BSB_5 [mg/l]	[l/d]	BSB_5 [mg/l]			Zul. [Ph/ml]	Abl. [Ph/ml]	
1.Tag	8-12	100	54,6	15	4,0	8 ¹⁰	6,5.10 ⁶		1.Tag
	12-16	90		8		9 ¹⁰	6,1.10 ⁶	6,0.10 ⁴	
	16-20	50		10		10 ¹⁰	5,9.10 ⁶	2,2.10 ⁵	
	20-24	50		10		11 ¹⁰	6,6.10 ⁶	1,9.10 ⁵	
2.Tag	0-4	50		10	4,0	13 ¹⁰	2,4.10 ⁶	1,7.10 ⁵	2.Tag
	4-8	50		10		16 ³⁰	2,9.10 ⁶	1,0.10 ⁵	
	8-12	85		12		19 ⁰⁰	3,6.10 ⁶	8,7.10 ⁴	
	12-16	90	56,4	14		9 ⁰⁰	2,9.10 ⁶	6,9.10 ⁴	
						12 ⁰⁰	3,4.10 ⁶	9,4.10 ⁴	
						15 ⁰⁰	2,1.10 ⁶	7,9.10 ⁴	
Mittelwert		71		11			4,24.10 ⁶	1,19.10 ⁵	
Stand. Abw.		+22		+2			+1,81.10 ⁶	+0,58.10 ⁵	

Mittelwerte: $B_R = 0,85 \text{ kg } BSB_5/m^3 \cdot d$ (+ 22 %)

$TS_R = 4,0 \text{ kg/m}^3$

$B_{TS} = 0,213 \text{ kg } BSB_5/kg \cdot TS \cdot d$

Phagenkonz. Zulauf: $4,24 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml}$ (+ 43 %)

Phagenkonz. Ablauf: $1,19 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml}$ (+ 48 %)

$\eta_{Ph} = 97,19 \%$

BSB_5 -Zulauf: 71 mg/l (+ 22 %)

BSB_5 -Ablauf: 11 mg/l (+ 18 %)

$\eta_{BSB_5} = 84,5 \%$

Tab. A-14: DURCHLAUFVERSUCHE D2 und D3

Vers. Tag	DOS. [1/d]			KONZ.	ZUL.	KONZ.-ABL.		BSB ₅ -Fr. [g/d]	TS _R [g/l]	B _R [kg/m ³ .d]	B _{TS} [kg/kg.d]	OY _S [mg /1.h]
		BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]							
D2	1.	36,8	8 ⁰⁰ -16 ⁰⁰	130	270	24	40	7,24	2,35	1,54	0,66	36
			16 ⁰⁰ - 8 ⁰⁰	230	450							
	2.		8 ⁰⁰ -16 ⁰⁰	100	165			6,38	2,30	1,36	0,59	30
		16 ⁰⁰ - 8 ⁰⁰	210	370	14	32						
3.	36,8	8 ⁰⁰ -16 ⁰⁰	290	405	19	36	8,22	2,00	1,75	0,87	33	
		16 ⁰⁰ - 8 ⁰⁰	190	340								
Mittelwert Stand-abw.				198	351	19	36	7,28	2,22	1,55	0,71	33
				± 25	± 45	± 5	± 4	± 0,92	± 0,19	± 0,20	± 0,14	± 3
D3	1.	7,35	8 ⁰⁰ -16 ⁰⁰	130	270	12	30	1,45	4,05	0,31	0,076	23
			16 ⁰⁰ - 8 ⁰⁰	230	450							
	2.		8 ⁰⁰ -16 ⁰⁰	100	165	12	21	1,27	3,95	0,27	0,069	20
		16 ⁰⁰ - 8 ⁰⁰	210	370								
3.	7,35	8 ⁰⁰ -16 ⁰⁰	290	405	11	31	1,64	3,65	0,35	0,096	23	
		16 ⁰⁰ - 8 ⁰⁰	190	340								
Mittelwert Stand-abw.				198	351	12	27	1,45	3,88	0,31	0,080	22
				± 25	± 45	± 1	± 6	± 0,19	± 0,21	± 0,04	± 0,014	± 2

Tab. A-14 : DURCHLAUFVERSUCHE D2 und D3 Fortsetzung 1

Vers.	Tag	Zeit Probe- nahme	PHAGENKONZ.	
			ZUL. [Ph/ml]	ABL. [Ph/ml]
D2	1.	8 ⁰⁰	1,3.10 ⁵	2,0.10 ³
		16 ⁰⁰	1,9.10 ⁵	2,7.10 ³
	2.	8 ⁰⁰	1,1.10 ⁵	3,2.10 ³
		16 ⁰⁰	2,0.10 ⁵	3,6.10 ³
3.	8 ⁰⁰	1,2.10 ⁵	4,2.10 ³	
	16 ⁰⁰	1,0.10 ⁵	4,3.10 ³	
Mittelwert Stand- abw.			1,42.10 ⁵ + 0,43.10 ⁵	3,33.10 ³ + 0,89.10 ³
D3	1.	8 ⁰⁰	1,3.10 ⁵	1,0.10 ²
		16 ⁰⁰	1,3.10 ⁵	1,0.10 ²
	2.	8 ⁰⁰	1,1.10 ⁵	2,0.10 ²
		16 ⁰⁰	1,0.10 ⁵	2,4.10 ²
3.	8 ⁰⁰	6,5.10 ⁴	1,2.10 ²	
	16 ⁰⁰	1,5.10 ⁵	2,0.10 ²	
Mittelwert Stand- abw.			1,14.10 ⁵ + 0,30.10 ⁵	1,60.10 ² + 0,61.10 ²

Tab. A-15: Mittelwerte Durchlaufversuche
D2 und D3

Mittelwerte Versuch D2

$$B_R = 1,55 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d} \quad (\pm 13 \%)$$

$$TS_R = 2,22 \text{ kg}/\text{m}^3 \quad (\pm 9 \%)$$

$$B_{TS} = 0,69 \text{ kg BSB}_5/\text{kg} \cdot \text{d} \quad (\pm 20 \%)$$

$$OV_s = 33 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h} \quad (\pm 9 \%)$$

$$\text{Phagenkonz. Zulauf: } 1,42 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml} \quad (\pm 30 \%)$$

$$\text{Phagenkonz. Ablauf: } 3,33 \cdot 10^3 \text{ Ph/ml} \quad (\pm 27 \%)$$

$$\eta_{Ph}: 97,65 \%$$

$$\text{BSB}_5\text{-Zulauf: } 198 \text{ mg/l} \quad (\pm 13 \%)$$

$$\text{BSB}_5\text{-Ablauf: } 19 \text{ mg/l} \quad (\pm 26 \%)$$

$$\eta_{BSB_5}: 90,4 \%$$

$$\text{COD-Zulauf: } 351 \text{ mg/l} \quad (\pm 13 \%)$$

$$\text{COD-Ablauf: } 36 \text{ mg/l} \quad (\pm 11 \%)$$

$$\eta_{COD}: 89,7 \%$$

Mittelwert Versuch D3

$$B_R = 0,31 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d} \quad (\pm 13 \%)$$

$$TS_R = 3,88 \text{ kg}/\text{m}^3 \quad (\pm 5 \%)$$

$$B_{TS} = 0,08 \text{ kg BSB}_5/\text{kg} \cdot \text{d} \quad (\pm 18 \%)$$

$$OV_s = 22 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h} \quad (\pm 9 \%)$$

$$\text{Phagenkonz. Zulauf: } 1,14 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml} \quad (\pm 26 \%)$$

$$\text{Phagenkonz. Ablauf: } 1,60 \cdot 10^2 \text{ Ph/ml} \quad (\pm 38 \%)$$

$$\eta_{Ph}: 99,86 \%$$

$$\text{BSB}_5\text{-Zulauf: } 198 \text{ mg/l} \quad (\pm 13 \%)$$

$$\text{BSB}_5\text{-Ablauf: } 12 \text{ mg/l} \quad (\pm 8 \%)$$

$$\eta_{BSB_5}: 93,9 \%$$

$$\text{COD-Zulauf: } 351 \text{ mg/l} \quad (\pm 13 \%)$$

$$\text{COD-Ablauf: } 27 \text{ mg/l} \quad (\pm 22 \%)$$

$$\eta_{COD}: 92,3 \%$$

Tab.A-16 : DURCHLAUFVERSUCH D4

Tag	DOS. [1/d]	KONZ.ZUL.		KONZ.ABL.		BSB ₅ -Fr. [g/d]	TS _R [g/l]	B _R [kg/m ³ .d]	BT _S [kg/kg.d]	OV _S [mg/l.h]	Zeit Probe- nahme	Phagenkonz.		
		BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]							Zul. [Ph/ml]	Abl. [Ph/ml]	
1.	36,0 36,0	190	370	15	55	6,84	2,05	1,46	0,71	32	10,00	1,3.10 ⁴	5.10 ²	
											10,30			3.10 ²
											13,00			
											16,00			
											19,00	1,2.10 ⁴	2.10 ²	
2.	36,0 36,0	245	480	17	55	8,82	1,94	1,88	0,97	35	8,00	1,8.10 ⁴	2.10 ²	
											13,00			3.10 ²
											7,30			
											1,2.10 ⁴	3.10 ²		
Mittelwert		218	425	16	55	7,83	2,00	1,67	0,84	34		1,42.10 ⁴	2,88.10 ²	
Stand Abw.		+39	+78	+1	0	+1,40	+0,08	+0,30	+0,18	+2		+0,27.10 ⁴	+0,39.10 ²	

Mittelwerte: B_R = 1,67 kg BSB₅/m³.d (± 18%)
 TS_R = 2,00 kg/m³ (± 4%)
 B_{TS} = 0,84 kg BSB₅/kg.d (± 21%)
 OV_S = 34 g O₂/m³.h (± 6%)
 Plagenkonz.Zul. : 1,42.10⁴P/ml (± 19%)
 Plagenkonz.Abl. : 2,88.10²P/ml (± 34%)
 η_{PH} = 97,97 %

BSB₅-Zul. : 218 mg/l (± 18%)
 BSB₅-Abl. : 16 mg/l (± 6%)
 η BSB₅ : 92,7%
 COD-Zul. : 425 mg/l (± 18%)
 COD-Abl. : 55 mg/l (± 0%)
 η_{COD} : 87,1%

Tab. A-17 : DURCHLAUFVERSUCH D5

Tag	DOS. [1/d]	KONZ.ZUL.		KONZ.ABL.		BSB ₅ -Fr. [g/d]	TS _R [g/l]	B _R [kg/m ³ .d]	BT _S [kg/kg.d]	OV _S [mgO ₂ /l.h]	Zeit Probe- nahme	Phagenkonz.	
		BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]							Zul. [Ph/ml]	Abl. [Ph/ml]
3.	36,0	260	375	30	65	9,36	1,90	1,99	1,05	32	9 ⁰⁰ 10 ⁰⁰ 12 ⁰⁰ 14 ⁰⁰ 16 ⁰⁰ 18 ³⁰	4,7.10 ⁵	2,0.10 ⁴ 1,0.10 ⁴ 2,0.10 ⁴ 2,1.10 ⁴ 1,6.10 ⁴
4.		240	410	40	95	8,64	2,03	1,84	0,91	34	8 ³⁰ 13 ⁰⁰ 18 ³⁰	4,8.10 ⁵	2,3.10 ⁴ 2,9.10 ⁴ 2,1.10 ⁴
5.	36,0	140	215	25	50	5,04	1,85	1,07	0,58	26	8 ³⁰ 13 ⁰⁰ 18 ⁴⁵ 8 ⁰⁰	4,0.10 ⁵	1,5.10 ⁴ 1,3.10 ⁴ 1,2.10 ⁴ 3,3.10 ⁴
Mittelwert		213	333	32	70	7,68	1,93	1,63	0,84	31		4,76.10 ⁵	1,94.10 ⁴
Stand Abw.		+64	+104	+8	+23	+2,31	+0,09	+0,49	+0,23	+ 4		+ 1,02.10 ⁵	+ 0,68.10 ⁴

Mittelwerte: B_R = 1,63 kg BSB₅/m³.d (± 30%) Phagenkonz.Zul.: 4,76.10⁵ Ph/ml (± 21%) BSB₅-Abl. : 32 mg/l (± 25%)
 TS_R = 1,93 kg/m³ (± 5%) Phagenkonz.Abl.: 1,94.10⁴ Ph/ml (± 35%) ⁿBSB₅ = 85,0%
 B_{TS} = 0,84 kg BSB₅/kg.d (± 27%) ⁿPh = 95,92% COD-Zul. : 333 mg/l (± 31%)
 OV_S = 31 g O₂/m³.h (± 13%) BSB₅-Zul. : 213 mg/l (± 30%) COD-Abl. : 70 mg/l (± 33%)
ⁿCOD : 79,0 %

Tab.A-18 : DURCHLAUFVERSUCH D6

Tag	DOS.	KONZ.ZUL.		KONZ.ABL.		BSB ₅ -Fr.	TS _R	B _R	BT _S	OV _S	Zeit Probe- nahme	Phagenkonz.	
	[1/d]	BSB ₅	COD	BSB ₅	COD							[g/d]	[g/l]
		[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]							[Ph/ml]	[Ph/ml]
6.	360	180	300	15	40	6,48	1,95	1,38	0,71	28	10 ¹⁵ 13 ¹⁵ 15 ¹⁵ 17 ¹⁵ 19 ⁰⁰	2,7.10 ⁶	2,10 ⁵ 2,7.10 ⁵ 2,9.10 ⁵ 2,5.10 ⁵
7.		225	380	20	35	8,10	2,15	1,72	0,80	33	8 ⁰⁰ 10 ⁰⁰ 13 ⁰⁰ 18 ¹⁵	2,4.10 ⁶ 1,6.10 ⁶	2,5.10 ⁵ 2,6.10 ⁵ 2,2.10 ⁵ 1,8.10 ⁵
8.	35,0	310	540	25	40	11,16	2,04	2,37	1,16	35	8 ⁰⁰ 9 ³⁰ 13 ⁰⁰ 17 ³⁰	1,6.10 ⁶ 3,1.10 ⁶	2,3.10 ⁵ 1,2.10 ⁵ 2,4.10 ⁵ 1,0.10 ⁵
Mittelwert		238	407	20	38	8,53	2,05	1,82	0,89	32		2,32.10 ⁶	2.18.10 ⁵
Stand. Abw.		+66	+122	+5	+3	+1,86	+0,10	+0,50	+0,24	+4		+0,60.10 ⁶	+0,59.10 ⁵

Mittelwerte: B_R = 1,82 kg BSB₅/m³.d (± 27%) Phagenkonz.Abl.: 2,18.10⁵ Ph/ml (± 27%) COD-Zul.: 407 mg/l (± 30%)
 TS_R = 2,05 kg/m³ (± 5%) nPh : 90,60% COD-Abl.: 38 mg/l (± 9%)
 B_{TS} = 0,89 kg BSB₅/kg.d (± 27%) BSB₅-Zul. : 238 mg/l (± 27%) nCOD : 90,7%
 OV_S = 32 g O₂/m³.h (± 13%) BSB₅-Abl. : 20 mg/l (± 25%)
 Phagenkonz.Zul.: 2,32.10⁶ Ph/ml (± 26%) nBSB₅ : 91,6%

Tab.A-19 : DURCHLAUFVERSUCH D7

Tag	KÜNSTL. ABW., ZUL.				HÄUSL. ABW., ZUL.				FRACHTEN ZUL.			KONZENTR. ZULAUF			TS _R	B _R	B _{TS}
	DOS. [l/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD. [mg/l]	TOC. [mg/l]	DOS. [l/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD. [mg/l]	TOC. [mg/l]	BSB ₅ [g/d]	COD. [g/d]	TOC. [g/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD. [mg/l]	TOC. [mg/l]			
1.	5,0				5,0										3,50		
2		2600	3000	1500		200	370	130	14,0	16,85	8,15	1400	1685	815	3,13	1,37	0,50
3.															3,20		
4.		3000	3290	1480		210	400	160	16,05	19,45	8,20	1605	1845	820	3,45	2,14	0,52
5.															2,94		
6.		2840	3570	1900		270	500	180	15,55	20,35	10,40	1555	2035	1040	3,20	2,07	0,65
7.															3,20		
8.		2400	2950	1500		190	330	140	12,95	16,40	8,20	1295	1640	820	2,80	1,73	0,62
9.															3,83		
10.		2600	2750	1500		240	410	150	14,20	15,80	8,25	1420	1580	825	3,27	1,89	0,58
11.															3,20		
12.		2400	2150	1600		290	500	190	13,45	13,25	8,95	1345	1325	895	2,70	1,79	0,66
13.															2,65		
14.		2200	2850	1250		180	300	120	11,90	15,75	6,85	1190	1575	685	2,94	1,59	0,54
15.															3,05		
16.	5,0	2150	1900	1050	5,0	300	510	190	12,25	12,05	6,20	1225	1205	620	3,63	1,63	0,45
Mittelwert		2524	2808	1473		235	415	158	13,79	16,11	8,15	1379	1611	815	3,17	1,84	0,58
Stand.Abw.		+ 296	552	248		47	81	27	1,47	2,64	1,27+	147	+265	+127	+0,33	+0,20	+0,07

-120-

Tab.A-19: DURCHLAUFVERSUCH D7 Fortsetzung 1

Tag	O ₂ - VERBRAUCH			KONZ. ABLAUF			PHAGENKONZ. ABL.	
	OV _G [mg/l.h]	OV _S [mg/l.h]	OV _{max.} [mg/l.h]	BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]	TOC [mg/l]	ZUL. [Ph/ml]	ABL. [Ph/ml]
1.							5,2.10 ⁶	2,3.10 ⁵
2.	57	80	160	30	70	50	4,0.10 ⁶	1,6.10 ⁵
3.							5,8.10 ⁶	2,0.10 ⁵
4.	55	85	170	30	60	40	5,2.10 ⁶	1,9.10 ⁵
5.							4,1.10 ⁶	2,1.10 ⁵
6.	70	85	170	25	60	35	4,6.10 ⁶	2,3.10 ⁵
7.							4,7.10 ⁶	1,8.10 ⁵
8.	65	80	125	25	50	40	4,9.10 ⁶	1,9.10 ⁵
9.							4,3.10 ⁶	1,7.10 ⁵
10.	60	70	130	35	70	40	4,0.10 ⁶	1,3.10 ⁵
11.							4,8.10 ⁶	2,4.10 ⁵
12.	45	55	110	30	60	15	5,3.10 ⁶	2,0.10 ⁵
13.							2,7.10 ⁶	1,5.10 ⁵
14.	40	60	125	25	50	40	4,8.10 ⁶	1,7.10 ⁵
15.							5,0.10 ⁶	1,8.10 ⁵
16.	48	67	122	20	40	30	4,8.10 ⁶	1,7.10 ⁵
Mittelwert	55	73	139	28	58	36	4,64.10 ⁶	1,91.10 ⁵
Stand.Abw.	+10	+11	+24	+5	+ 10	+10	+0,72.10 ⁶	+0,26.10 ⁵

Tab.A-19 : DURCHLAUFVERSUCH D7 Fortsetzung 2

Mittelwerte D7 :	$B_R = 1,84 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d} (\pm 11\%)$	$\text{BSB}_5\text{-Zul.} : 1380 \text{ mg/l} (\pm 11\%)$	
	$\text{TS}_R = 3,17 \text{ kg/m}^3 (\pm 10\%)$	$\text{BSB}_5\text{-Abl.} : 28 \text{ mg/l} (\pm 18\%)$	$\eta\text{BSB}_5 = 98,0\%$
	$B_{\text{TS}} = 0,58 \text{ kg BSB}_5/\text{kg.d} (\pm 12\%)$	$\text{COD-Zul.} : 1610 \text{ mg/l} (\pm 16\%)$	
	$\text{OV}_S = 73 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h} (\pm 15\%)$	$\text{COD-Abl.} : 58 \text{ mg/l} (\pm 17\%)$	$\eta\text{COD} = 96,4\%$
	$\text{Phagenkonz.Zul.} : 4,64 \cdot 10^6 \text{ Ph/ml} (\pm 15\%)$	$\text{TOC-Zul.} : 815 \text{ mg/l} (\pm 16\%)$	
	$\text{Phagenkonz.Abl.} : 1,91 \cdot 10^5 \text{ Ph/ml} (\pm 14\%)$	$\text{TOC-Abl.} : 36 \text{ mg/l} (\pm 28\%)$	$\eta\text{TOC} = 95,6\%$
	$\eta\text{PH} : 95,88\%$		

=====

Tab.A-20: DURCHLAUFVERSUCH D8

Tag	KÜNSTL. ABW., ZUL.				HÄUSL. ABW., ZUL.				FRACHTEN ZUL.			KONZENTR. ZULAUF			TS _R [g/l]	B _R [kg BSB/m ³ .d]	B _{TS} [kg/kg.d]
	DOS. [1/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD. [mg/l]	TOC. [mg/l]	DOS. [1/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD. [mg/l]	TOC. [mg/l]	BSB ₅ [g/d]	COD. [g/d]	TOC. [g/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD. [mg/l]	TOC. [mg/l]			
1.	5,0				2,5										3,10		
2.		1450	1400	600		200	370	130	7,75	7,93	3,33	1033	1057	443	2,93	1,03	0,35
3.															2,80		
4.		1400	1600	580		210	400	160	7,53	9,00	3,30	1003	1200	440	3,40	1,00	0,30
5.															3,20		
6.		1380	1500	480		270	500	180	7,58	8,75	2,85	1010	1167	380	3,10	1,01	0,33
7.															2,26		
8.		1200	1250	680		190	330	140	6,48	7,08	3,75	864	943	500	2,90	0,86	0,30
9.															2,70		
10.		1300	1400	750		240	410	150	7,10	8,03	4,13	947	1070	550	2,86	0,95	0,33
11.															3,10		
12.		1200	1300	670		290	500	190	6,73	7,75	3,83	897	1033	510	2,90	0,90	0,31
13.															3,20		
14.		1150	1450	650		180	300	120	6,20	8,00	3,55	827	1067	473	2,70	0,83	0,31
15.															2,89		
16.	5,0	1000	1200	700	2,5	300	510	190	5,75	7,28	3,98	767	970	530	2,90	0,77	0,26
Mittelwert		1260	1387	638		235	415	158	6,89	7,98	3,59	918	1063	478	2,93	0,92	0,31
Stand.Abw.		+151	133	84		47	81	27	0,72	0,65	0,42	+96	+ 88	+56	+0,26	+0,09	+0,03

Tab.A-20: DURCHLAUFVERSUCH D8 Fortsetzung 1

Tag	O ₂ - VERBRAUCH			KONZ. ABL.			PHAGENKONZ.	
	OV _G [mg/l.h]	OV _S [mg/l.h]	OV _{max.} [mg/l.h]	BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]	TOC [mg/l]	ZUL. [Ph/ml]	ABL. [Ph/ml]
1.							9,0.10 ⁶	2,0.10 ⁵
2.	36	43	98	18	35	30	8,2.10 ⁶	2,8.10 ⁵
3.							6,8.10 ⁶	1,8.10 ⁵
4.	35	40	100	21	46	34	5,0.10 ⁶	9,5.10 ⁴
5.							6,6.10 ⁶	3,2.10 ⁵
6.	35	45	105	20	45	30	7,1.10 ⁶	1,8.10 ⁵
7.							6,0.10 ⁶	1,0.10 ⁵
8.	40	45	100	15	35	30	5,5.10 ⁶	1,7.10 ⁵
9.							3,5.10 ⁶	1,5.10 ⁵
10.	35	40	105	15	40	25	3,0.10 ⁶	1,0.10 ⁵
11.							2,2.10 ⁶	1,0.10 ⁵
12.	40	42	95	18	35	30	6,2.10 ⁶	9,2.10 ⁴
13.							5,7.10 ⁶	7,0.10 ⁴
14.	35	45	110	20	40	35	6,4.10 ⁶	2,0.10 ⁵
15.							2,0.10 ⁶	1,3.10 ⁵
16.	40	43	95	15	30	35	3,2.10 ⁶	8,4.10 ⁴
Mittelwert	37	43	101	18	38	31	5,40.10 ⁶	1,52.10 ⁵
Stand.Abw.	+3	+2	+ 5	+3	+5	+3	+2,1.10 ⁶	+0,73.10 ⁵

Tab.A-2o : DURCHLAUFVERSUCH D8 Fortsetzung 2

Mittelwerte D8 : B_R	= 0,92 kg BSB ₅ /m ³ .d (+ 8%)	BSB ₅ - Zul.	: 918 mg/l (+ 10%)	
TG_R	= 2,33 kg/m ³ (+ 9%)	BSB ₅ - Abl.	: 18 mg/l (+ 17%)	η BSB ₅ = 98,0%
B_{TS}	= 0,31 kg BSB ₅ /kg.d (+ 10%)	COD - Zul.	: 1063 mg/l (+ 8%)	
OV_S	= 43 gO ₂ /m ³ .h (+ 5%)	COD - Abl.	: 38 mg/l (+ 13%)	η COD = 96,4%
Phagenkonz.Zul.:	$5,4 \cdot 10^6$ Ph/ml (+ 39%)	TOC - Zul.	: 478 mg/l (+ 12%)	
Phagenkonz.Abl.:	$1,52 \cdot 10^5$ Ph/ml (+ 48%)	TOC - Abl.	: 31 mg/l (+ 10%)	η TOC = 93,5%
	η PH : 97,13%			

=====

Tab.A-21 : DURCHLAUFVERSUCH D9

Tag	KÜNSTL. ABW., ZUL.				HÄUSL. ABW., ZUL.				FRACHTEN ZUL.			KONZENTR. ZULAUF			TS _R	B _R	B _{TS}
	DOS. [l/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD, [mg/l]	TOC. [mg/l]	DOS. [l/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD. [mg/l]	TOC. [mg/l]	BSB ₅ [g/d]	COD. [g/d]	TOC. [g/d]	BSB ₅ [mg/l]	COD. [mg/l]	TOC. [mg/l]	[g/l]	[kg BSB/m ³ .d]	[kg/kg.d]
1.	5,0				0,53										2,93		
2.		310	340	170		200	370	130	1,68	1,93	0,93	298	343	165	3,35	0,22	0,067
3.															3,30		
4.		290	400	170		210	400	160	1,58	2,25	0,95	281	400	169	3,34	0,21	0,063
5.															2,95		
6.		320	350	180		270	500	180	1,77	2,07	1,01	314	367	180	3,50	0,24	0,067
7.															3,24		
8.		290	370	160		190	330	140	1,57	2,06	0,89	279	366	158	3,40	0,21	0,062
9.															3,15		
10.		330	360	190		240	410	150	1,80	2,06	1,04	319	366	186	2,86	0,24	0,084
11.															3,32		
12.		310	300	170		290	500	190	1,73	1,82	0,97	307	322	172	3,65	0,23	0,063
13.															3,30		
14.		270	300	150		180	300	120	1,46	1,69	0,83	259	300	147	3,40	0,20	0,057
15.															3,04		
16.	5,0	270	320	150	0,63	300	510	190	1,54	1,92	0,87	273	341	155	3,20	0,21	0,064
Mittelwert		299	342	168		235	415	158	1,64	1,98	0,94	291	350	167	3,24	0,22	0,069
Stand.Abw.		+22	+ 35	+14		+47	+81	+27	+0,12	+0,17	+0,07	+21	+31	+13	+0,22	+0,02	+0,008

Tab.A-21 : DURCHLAUFVERSUCH D9 Fortsetzung 1

Tag	O ₂ - VERBRAUCH			KONZ. ABLAUF			PHAGENKONZ.	
	OV _G [mg/1.h]	OV _S [mg/1.h]	OV _{max.} [mg/1.h]	BSB ₅ [mg/l]	COD [mg/l]	TOC [mg/l]	ZUI. [Ph/ml]	ABL. [Ph/ml]
1.							8,3.10 ⁶	7,2.10 ³
2.	22	25	75	10	20	15	6,1.10 ⁶	5,5.10 ³
3.							4,5.10 ⁶	1,0.10 ⁴
4.	25	25	80	15	30	20	3,9.10 ⁶	7,2.10 ³
5.							6,0.10 ⁶	6,5.10 ³
6.	28	30	85	10	30	20	6,8.10 ⁶	4,2.10 ³
7.							7,2.10 ⁶	3,0.10 ³
8.	25	27	92	12	25	15	7,5.10 ⁶	8,8.10 ³
9.							8,2.10 ⁶	1,1.10 ⁴
10.	23	25	80	10	30	15	7,3.10 ⁶	8,0.10 ³
11.							8,9.10 ⁶	7,6.10 ³
12.	27	30	85	8	28	12	5,8.10 ⁶	5,0.10 ³
13.							3,5.10 ⁶	5,9.10 ³
14.	25	27	85	5	26	14	4,7.10 ⁶	7,5.10 ³
15.							4,2.10 ⁶	6,8.10 ³
16.	24	24	75	12	30	20	3,6.10 ⁶	5,5.10 ³
Mittelwert	25	27	82	10	27	16	6,03.10 ⁶	6,98.10 ³
Stand.Abw.	<u>+2</u>	<u>+2</u>	<u>+6</u>	<u>+3</u>	<u>+4</u>	<u>+3</u>	<u>+1,79.10⁶</u>	<u>+2,00.10³</u>

Tab.A-21 : DURCHLAUFVERSUCH D9 Fortsetzung 2

Mittelwerte D9 : $B_R = 0,22 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ ($\pm 9\%$)	B_{SB_5} - Zul.	: 291 mg/l ($\pm 7\%$)	
$TS_R = 3,24 \text{ kg}/\text{m}^3$ ($\pm 7\%$)	B_{SB_5} - Abl.	: 10 mg/l ($\pm 30\%$)	$\eta_{BSB_5} = 96,6 \%$
$B_{TS} = 0,07 \text{ kg BSB}_5/\text{kg} \cdot \text{d}$ ($\pm 12\%$)	COD - Zul.	: 415 mg/l ($\pm 20\%$)	$\eta_{COD} = 93,5 \%$
$OV_S = 27 \text{ gO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ ($\pm 7\%$)	COD - Abl.	: 27 mg/l ($\pm 15\%$)	$\eta_{COD} = 89,9 \%$
Phagenkonz.Zul.: $6,03 \cdot 10^6$ Ph/ml ($\pm 30\%$)	TOC - Zul.	: 158 mg/l ($\pm 17\%$)	$\eta_{TOC} = 89,9 \%$
Phagenkonz.Abl.: $6,98 \cdot 10^3$ Ph/ml ($\pm 29\%$)	TOC - Abl.	: 16 mg/l ($\pm 19\%$)	
$\eta_{PH} : 99,88\%$			

=====

Literaturverzeichnis

BAKER R.W.P. (1947)

Studies on the Reaction between Sodium
hypochlorite and proteins
Biochem.Journal 41 (1947)

BAKER J.C. (1959)

Chlorine in Sewage and Waste Disposal
Can.Engr. 50 (1959)

BERTUCCI J.J., LUE-HING, C., ZENZ D., SEDITTA I. (1977)

Inactivation of Viruses during Anaerobic Sludge Digestion
Journal WPCF 49 (1977)

BLOOM H.H., MACK W.N., KRUEGER B.I., MALL MAN W.L. (1959)

Identification of Enteroviruses in Sewage
J.Inf.Dis. 105 (1959)

CLARKE N., BERG G., KABLER P.W., CHANG S.L. (1964)

Human Enteric Viruses in Water: Source, Survival and
Removability Advances in Water Pollution Research, Proceedings
International Conference, London (Pergamon Press, 1964)

CLARKE N., CHANG S. (1975)

Removal of Enteroviruses from Sewage by Bench-Scale
Rotary-Tube Trickling Filters
Appl. Microbiol. 30 (1975)

CLARKE N., STEVENSON R.E., CHANG S.L., KABLER P.W. (1961)

Removal of enteric Viruses from Sewage by Activated Sludge
Am.I.Public Health 51 (1961)

DENNIS W.H., OLIVIERI V.P., KRUSÉ C.W. (1979)

Mechanism of Desinfection: Incorporation of Cl-36 into
F 2 Virus
Water Research 13 (1979)

V.D.EMDE W., (1978)

Langzeitbelüftung und aerobe Stabilisation
Fortbildungskurs A/4 d. ATV, Laasphe (1978)

V.D.EMDE W., KAYSER R. (1965)

Beitrag zur Praxis von Sauerstoffzufuhrversuchen
GWf 106 (1965)

ENGLAND B., LEACH R.E., ADAMS B., SHIOSAK R. (1967)

Virologie Assessment of Sewage Treatment at Santee California
Transmission of Viruses by the Water Route (New York:
Wiley-Interscience)

- GEPBA C. (1974)
Enhancement of Poliovirus Adsorption in Wastewater onto Activated Carbon
aus: Virus survival in Water and Wastewater Systems,
Herausgeb.: MALINA J.F., SAGIK B.P., Center for Research in Water Resources, The University of Texas, Austin, Texas (1974)
- GILCREAS F., KELLY S. (1955)
Relation of Coliform Organism Test of Enteric Virus Pollution
Journal Am.Water Works Assoc. 47 (1955)
- GREEN D.E., STUMPF P.K. (1946)
The Mode of Action of Chlorine
Journal Am.Water Works Assoc. 38 (1946)
- KELLY S.M., SANDERSON W.W., NEIDL C. (1961)
Removal of Enteroviruses from Sewage by Activated Sludge
Journal WPCF 33 (1961)
- KOTT Y., NUPEN E.M., ROSS W.R., (1975)
The Effect of pH on the Efficiency of Chlorine Desinfection and Virus Enumeration
Water Research 9 (1975)
- LAUBENBERGER G. (197o)
Struktur und physikalisches Verhalten der Belebtschlammflocken
Karlsruher Berichte zur Ingenieurbiologie, Heft 3 (197o)
- LEHP- UND HANDBUCH DER ABWASSERTECHNIK,
Herausgeber: Abwassertechnische Vereinigung e.V. in Bonn (1975)
- LONGLEY K.E., OLIVIERI V.P., KRUSE C.W., KAWATA K. (1974)
Enhancement of Terminal Disinfection of a Wastewater System
aus: Virus Survival in Water and Wastewater Systems,
Center for Research in Water Resources, The University of Texas, Austin, Texas (1974)
- LUND E. (197o)
Observations on the Virus Binding Capacity of Sludge
Proc. 5th Int.Wat.Pollut.Res.Conf. 1-24
- LUND E., HEDSTRÖM C.E., JANTZEN N. (1969)
Occurrence of Enteric Viruses in Waste Water after Activated Sludge Treatment
Journal WPCF 41 (1969)
- MALINA J.F., MELBARD A. (1974)
Inactivation of Virus in Bench-Scale-Oxygenated Waste Stabilization Ponds
Technical Report CRWR-1o9, EHE 74-o2, The University of Texas, Austin, Texas (1974)

- MALINA J.F., RANGANATHAN K., SAGIK B.F., MOORE B.E. (1975)
Poliovirus Inactivation by Activated Sludge
Journal WPCF 47 (1975)
- MOORE B.E., SAGIK B.P., MALINA J.F. (1975)
Viral Association with Suspended Solids
Water Research 9 (1975)
- NUPEN E.M., BATEMENT B.W., Mc.KINNEY N.C. (1974)
The Reduction of Virus by the Various Unit Processes
Used in the Reclamation of Sewage to Potable Waters.
aus: Virus Survival in Water and Wastewater Systems
Herausgeb.: MALINA I.F., SAGIK B.P., Center for Research
in Water Resources, The University of Texas, Austin, Texas (1974)
- OLIVIER V.P. (1974)
The Mode of Action of Chlorine on F2 Bacterial Virus
Doctorol Thesis, The Johns Hopkins University
- PALFI A. (1972)
Survival of Enteroviruses during Anaerobic Sludge Digestion
Advances in Water Pollution Research
Proceedings of the 6th International Conference held in
Jerusalem 1972
- RANGANATHAN K., MALINA J.F., SAGIK B.P. (1975)
Inactivation of Enteric Virus During Biological Wastewater
Treatment
Progress in Water Technology 7 (London, Pergamon Press, 1975)
- RAO V.C., LAKHE S.B., WAGHMARE S.V., DUBE P. (1977)
Virus Removal in Activated Sludge Sewage Treatment
Progress Water Technology 9 (1977)
- ROBECK G., CLARKE N.A., DOSTAL K.A. (1962)
Effectiveness of Water Treatment Processes in Virus Removal
Journal Am. Water Works Assoc. 54 (1962)
- SAFFERMAN R., MORRIS M. (1976)
Assessment of Virus Removal by a Multi-Stage Activated
Sludge Process
Water Research 10 (1976)
- SCHLEGEL H.G. (1969)
Allgemeine Mikrobiologie
Georg Thieme Verlag, Stuttgart (1969)
- SHERMAN V. (1975)
Virus Removal in Trickling Filter Plants
Water Sew. Works, R-36

SPROUL O.J. (1968)

Virus Removal by Adsorption in Treatment Processes
Water Research 2 (1968)

WATER SEWAGE WORKS (1975)

New Chlorine Application Improves Viral Kills
Water Sewage Works, R-68 (1975)

WEBER G. (1966)

Experimentelle Studien mit Bakteriophagen in Abwasser-
kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung hygienischer
Belange

Zentralblatt f. Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektions-
krankheiten und Hygiene (1966)

WOLF, H.W., SAFFERMAN R.S., MIXSON A.R. (1974)

Virus Inactivation during Tertiary Treatment
aus: Virus Survival in Water and Wastewater Systems,
Herausgeb.: MALINA J.F., SAGIK B.P., Center for
Research in Water Resources, The University of Texas,
Austin, Texas (1974)

YORK D., DREWRY W. (1974)

Virus Removal by Chemical Coagulation
Journal Am. Water Works Assoc. 66 (1974)

W I E N E R M I T T E I L U N G E N
W A S S E R - A B W A S S E R - - G E W Ä S S E R

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität in Wien und dem Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien, herausgegebene Schriftenreihe.

Verzeichnis und Preise der bisher erschienenen Titel. Stand Juli 1980

		Preis (öS)
Band 1:	Kresser, W.: Das Wasser (1968)	100.-
Band 2:	Breiner, H.: Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmungen durch gleichförmig rotierende zylindrische Röhre (1968)	200.-
Band 3:	von der Emde, W.: Abwasserreinigung-Grundkurs (1969)	vergriffen
Band 4:	4. Seminar ÖWWV, Raach 1969 Abwasserreinigungsanlagen Entwurf - Bau - Betrieb (1969)	vergriffen
Band 5:	5. Seminar ÖWWV, Raach 1970 Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)	vergriffen
Band 6:	6. Seminar ÖWWV, Raach 1971 Industrieabwässer (1971)	vergriffen
Band 7:	7. Seminar ÖWWV, Raach 1972 Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)	vergriffen
Band 8:	Schmidt, F.: Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)	250.-
Band 9:	Doleisch, M.: Über die Auswertung von Abflußmessungen auf elektronischen Rechenanlagen Pruzsinsky, W.: Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)	250.-
Band 10:	1. Hydrologie-Fortbildungskurs Hochschule für Bodenkultur (1972)	vergriffen
Band 11:	Gutknecht, D.: Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von Hochwasserabflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)	vergriffen
Band 12:	8. Seminar ÖWWV, Raach 1973 Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)	270.-

Preis (öS)

Band 13:	von der Emde, W., Fleckseder, H., Huber, L., und Viehl, K.: Zellstoffabwässer - Anfall und Reinigung (1973)	vergriffen
Band 14:	2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973 Hochschule für Bodenkultur (1973)	vergriffen
Band 15:	9. Seminar ÖWWV, Raach 1974 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1974)	300.-
Band 16:	von der Emde, W.: Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)	250.-
Band 17:	Behr, O.: Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trend- analyse (1974)	250.-
Band 18:	3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975 Universität für Bodenkultur (1975)	180.-
Band 19:	1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976 Universität für Bodenkultur (1976)	180.-
Band 20:	11. Seminar ÖWWV, Raach 1976 Abfall- und Schlammbehandlung aus wasser- wirtschaftlicher Sicht (1976)	320.-
Band 21:	2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977 Technische Universität Wien (1977)	300.-
Band 22:	12. Seminar ÖWWV, Raach 1977 Abwasserreinigung in kleineren Verhält- nissen (1977)	350.-
Band 23:	Baron, W., Heindl, W., Behr, O., Reitinger, J.: Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1978)	200.-
Band 24:	Begert, A.: Ein Beitrag zur Reinigung der Abwässer eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Kokerei (1978)	vergriffen
Band 25:	Kroiß, H.: Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabriks- abwasser (1978)	vergriffen
Band 26:	Gutknecht, D.: Methoden der hydrologischen Kurzfristvorher- sage (1978)	300.-
Band 27:	13. Seminar ÖWWV, Raach 1978 Wasserversorgung - Gewässerschutz	350.-
Band 28:	14. Seminar ÖWWV, Raach 1979 Industrieabwasserbehandlung - Neue Ent- wicklungen (1979)	400.-

- Band 29: Frischherz, H.:
Probleme der Uferfiltration und Grundwasser-
anreicherung mit besonderer Berücksichtigung
des Wiener Raumes 350.-
- Band 30: Beiträge zu Hydraulik, Gewässerkunde und
wasserwirtschaft: o.Univ.Prof.DDr.Werner Kresser
zum 60. Geburtstag 350.-
- Band 31: Schügerl, W.:
Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizon-
talfilterrohrbrunnen 200.-
- Band 32: 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980
Institut für Wasserwirtschaft, Univ. für
Bodenkultur (1980) 350.-
- Band 33: Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1)
(1980) 350.-
- Band 34: 15. Seminar ÖWWV, Raach 1980
Behandlung und Beseitigung kommunaler und
industrieller Schlämme (1980) 350.-
- Band 35: Usrael, G.:
Faktoren, die die Inaktivierung von Viren
beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) 250.-
- Band 36: Flögl, W.:
Vergleichende Kostenuntersuchungen über das
Belebungsverfahren (1980) 350.-
- Band 37: Ruider, E.:
Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfrei-
machung aus Tierkörperverwertungsanstalten
(1980) 350.-

Zu beziehen durch:

Band 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und
Wasserwirtschaft, Technische Universität Wien
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band 12, 15, 16, 24, 25, 28, 35, 36, 37

Institut für Wasserversorgung, Abwasserreini-
gung und Gewässerschutz, Technische Universität
Wien, Karlsplatz 13, 1040 Wien

Band 20, 34

Institut für Gewässerregulierung, landwirtschaft-
lichen Wasserbau und Abfallwirtschaft, Technische
Universität Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band 18, 19, 22, 27, 29, 32, 33

Institut für Wasserwirtschaft
Universität für Bodenkultur, Wien
Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

