

Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen

Schlussbericht

Karl-Ulrich Rudolph und Tim Fuhrmann

**Institut für Umwelttechnik und Management
an der Universität Witten/Herdecke gGmbH**



Schlussbericht

Zuwendungsempfänger (ZE): Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH (IEEM), Witten	Förderkennzeichen: 02WA0543
Vorhabensbezeichnung: Verbundprojekt "Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser", Kernprojekt A „Abwasserbehandlung“, Teilprojekt A 5 „Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen in Abhängigkeit von den länderspezifischen Einflussfaktoren“	
Laufzeit des Vorhabens: 01.01.2005 - 31.12.2009	Berichtszeitraum: 01.01.2005 - 31.12.2009

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WA0543 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.



Institut für Umwelttechnik und Management
an der Universität Witten/Herdecke gGmbH (IEEM)
Alfred-Herrhausen-Straße 44, 58455 Witten
<http://www.uni-wh-utm.de>
Tel.: 02302-91401-0, Fax: 02302-91401-11
E-Mail: mail@uni-wh-utm.de

Projektleitung: Prof. Dr.-Ing. Dr. rer.pol. Karl-Ulrich Rudolph
Berichtserstellung: Dipl.-Ing. Tim Fuhrmann

Witten, Juni 2010

Foto Deckblatt: Teilanlage in Juli, Peru, ca. 3.810 m über N.N., Fotograf: K.-U. Rudolph

Kurzfassung

Weltweit stellen Teichanlagen einen sehr großen Anteil aller Abwasserreinigungsanlagen in Entwicklungs- und Transformationsländern dar. Insbesondere in ländlichen Räumen, wo die Stromversorgung unsicher ist, große Flächen vorhanden und Erdarbeiten preisgünstig sind, – und nicht zuletzt wegen der vergleichsweise geringen Anforderungen an den laufenden Betrieb – sind Abwasserteiche oftmals die sinnvollste Möglichkeit für eine nachhaltig funktionierende Abwasserentsorgung. Aber auch in den entwickelten Ländern sind Teichanlagen ein wichtiger Baustein dezentraler Konzepte. Mit weiter entwickelten Teichverfahren und Kombinationslösungen stehen Lösungen auch für erhöhte Reinigungsanforderungen und effizienten Betrieb zur Verfügung.

In Deutschland ist die wissenschaftlich fundierte Weiterentwicklung der Abwasserteichtechnologie in den letzten Jahrzehnten fast vollständig zum Erliegen gekommen. Auch in Schwellenländern gibt es die Tendenz, bestehende Abwasserteichanlagen durch konventionelle Verfahren (insbesondere Belebungsanlagen) zu ersetzen, weil Geruchsemissionen oder Funktionsmängel von Abwasserteichanlagen, die laut Ergebnissen des vorliegenden Vorhabens häufig auf Fehler in Bemessung und Betrieb zurückzuführen sind, vermeintlich als grundsätzliche Nachteile der Teichtechnologie angesehen werden.

Anhand von internationalen Recherchen und Vor-Ort-Erhebungen wurden daher im Rahmen des Projektes für Abwasserteichsysteme relevante Verfahrens- und Bemessungsansätze sowie Betriebserfahrungen unter länderspezifischen Randbedingungen (Klima, Abwassermengen, Ablaufgrenzwerte, Wasserwiederverwendung etc.) erhoben und Empfehlungen für den Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen in anderen Ländern abgeleitet. Neben technischen Aspekten wurden dabei auch Fragen zu Einsatzgrenzen, zur Wirtschaftlichkeit etc. behandelt.

Die natürliche Abwasserdesinfektion in Teichanlagen wird erläutert und mittels praktischer Versuche die Wirksamkeit von nachgeschalteten Ablaufbehandlungen mit UV-Bestrahlung für unterschiedliche Abwasserqualitäten nachgewiesen.

Getrieben von neuen Erkenntnissen und wirtschaftlichen Vorteilen, die Abwasserteichtechnologien insbesondere in Kombination mit anderen Verfahren und zusätzliche Nutzenfunktionen (z. B. Biogasgewinnung) und im Hinblick auf die natürliche Reduktion mikrobiologischer Belastungen im Zusammenhang mit Wasserwiederverwendung wie auch bei der Gewinnung von Biomaterial bieten, wird ein neuer Aufschwung dieser Technologie vor allem in tropischen Ländern erwartet.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung.....	3
Inhaltsverzeichnis.....	4
Abkürzungsverzeichnis	8
1 Aufgabenstellung	10
2 Projektabwicklung.....	11
2.1 Voraussetzungen und Ablauf des Vorhabens	11
2.2 Ermittlung des Stands von Wissenschaft und Technik.....	13
2.2.1 Recherche zu Abwasserteichen	13
2.2.2 Recherche zu Abwasserdesinfektion mittels UV-Bestrahlung	14
2.2.3 Ergebnisse von Dritten während der Durchführung des Vorhabens.....	15
2.3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen	15
2.3.1 Einbindung in das BMBF-Verbundprojekt	15
2.3.2 Zusammenarbeit mit der DWA	15
2.3.3 Zusammenarbeit mit BMBF-Projekt zur Rohabwasserverwertung	16
2.4 Wesentliche Ausgabenpositionen des Projektes.....	16
2.5 Notwendigkeit und Angemessenheit der Arbeit.....	17
3 Abwasserteiche.....	19
3.1 Relevanz	19
3.2 Charakteristika von Abwasserteichen.....	20
3.2.1 Grundlegende Merkmale	20
3.2.2 Teichtypen.....	21
3.2.3 Typische Teichcharakteristika	24
3.3 Einsatzgrenzen.....	26
3.3.1 Teiche im Vergleich mit anderen Verfahren	26
3.3.2 Wasserverluste durch Verdunstung und Versickerung	29
3.3.3 Einsatz in kaltem Klima.....	31
3.4 Verfahrenskombinationen und Weiterentwicklungen	32
3.4.1 Kombination mit anderen Behandlungsverfahren	32
3.4.2 Weiterentwickelte Systeme.....	33
3.5 Bemessung	38
3.5.1 Grundsätzliches	38
3.5.2 Hydraulische Modelle	39
3.5.3 Bemessungsansätze in Deutschland	40
3.5.4 Internationale Bemessungsansätze	42
3.5.5 Mikrobiologische Parameter	47
3.5.6 Modellierung und Simulation von Teichanlagen.....	50
3.6 Gestaltung.....	51
3.6.1 Allgemeine Anforderungen	51

3.6.2	Vor- und Nachbehandlung.....	53
3.6.3	Teichgeometrie	53
3.6.4	Hydraulik	54
3.6.5	Rezirkulation	56
3.6.6	Belüftung	56
3.6.7	Automatisierung	57
3.6.8	Betriebliche Infrastruktur und Anlagenanordnung	57
3.7	Betrieb und Wartung	58
3.7.1	Der Betrieb als Engpassfaktor	58
3.7.2	Grundlegende Anforderungen	59
3.7.3	Typische Betriebsprobleme und -lösungen	60
3.7.4	Schlammanfall und -räumung.....	63
3.8	Abgeleitete Optimierungsansätze für Teichkläranlagen.....	65
3.9	Abwasserdesinfektion in Teichkläranlagen.....	66
3.10	Zusatznutzen bei Teichverfahren.....	66
3.10.1	Wassernutzung	66
3.10.2	Biogasgewinnung.....	67
3.10.3	Biomaterialproduktion	68
3.10.4	Weitere Nutzungen	68
3.11	Kosten und Finanzierung	69
3.11.1	Baukosten	69
3.11.2	Betriebskosten	69
3.11.3	Kostenbewertung und Finanzierungsinstrumente	71
3.12	Nachhaltigkeit von Teichkläranlagen	73
3.13	Chancen und Anpassungsbedarf deutscher Exportansätze	74
3.14	Weiterer Forschungsbedarf.....	76
4	Desinfektion von Abwasser	78
4.1	Einleitung.....	78
4.2	Hygienische Anforderungen an Abwasser.....	78
4.2.1	Zielstellung	78
4.2.2	Vorhandene mikrobielle Belastung im Rohabwasser.....	79
4.2.3	Indikatororganismen	80
4.2.4	Anforderungen zur Abwasserdesinfektion in Deutschland.....	82
4.2.5	Internationale Anforderungen an Abwasser zur Wiederverwendung.....	84
4.3	Natürliche Reduktion der Keimbelastung in technischen Kläranlagen.....	86
4.4	Natürliche Reduktion der Keimbelastung in Teichkläranlagen.....	87
4.4.1	Desinfektionswirkung in Abwasserteichen	87
4.4.2	Wirkungsmechanismen	88
4.4.3	Gezielte Erhöhung der Desinfektionswirkung in Teichen.....	92
4.4.4	Grenzen der Desinfektionswirkung in Teichen.....	93
4.5	Technische Desinfektionsverfahren für Abwasser	93
4.5.1	Überblick	93
4.5.2	Verfahrensvergleich.....	94
5	Desinfektion von Teichabläufen mittels UV-Bestrahlung	98

5.1	Einleitung.....	98
5.2	Erläuterung der UV-Desinfektion	99
5.2.1	Erläuterung von Begriffen zur UV-Bestrahlung	99
5.2.2	Wirkungsmechanismen bei der Desinfektion mit UV-Bestrahlung.....	99
5.2.3	Unterscheidung von UV-Strahlern.....	102
5.2.4	Erforderliche UV-Bestrahlung zur Abwasserdesinfektion	103
5.2.5	Einfluss der Wasserqualität auf die Bestrahlungseffizienz.....	105
5.3	Praktische Versuche zur UV-Bestrahlung von Abwasser	106
5.3.1	Methoden	106
5.3.2	Wahl der relevanten mikrobiologischen Parameter.....	107
5.3.3	Vorbereitende Untersuchungen.....	109
5.3.4	UV-Bestrahlungsversuche mit Teichabläufen	111
5.3.5	Zusammenfassung	113
5.4	Entfernung von Helmintheneiern	114
5.5	Reaktivierung von Keimen	115
5.6	Betriebsaspekte von UV-Desinfektionsanlagen	117
5.7	Kosten der Abwasserdesinfektion mit UV-Bestrahlung.....	118
5.8	Weiterer Forschungsbedarf.....	122
6	Verwertung der Projektergebnisse	124
6.1	Wissenschaftliche Ergebnisverwertung	124
6.2	Wirtschaftliche Erfolgsaussichten	124
6.3	Veröffentlichungen	126
7	Zusammenfassung und Ausblick.....	127
7.1	Gestaltung, Bemessung und Betrieb von Abwasserteichen	127
7.2	Nachgeschaltete UV-Desinfektion	129
7.3	Ausblick.....	130
	Danksagung	131
	Literatur und Quellen.....	132
	Literatur	132
	Technisches Regelwerk und Normen (soweit im Text benannt).....	140
	Rechtsnormen (soweit im Text benannt).....	141

Im separaten Anlagenband:

Anlage 1: Erläuterungen von Begriffen zur UV-Bestrahlung

Anlage 2: Angaben zur Versuchsdurchführung zur Desinfektion von Abwasser mittels UV-Bestrahlung

Anlage 3: Ergebnisdaten zu den UV-Bestrahlungsversuchen

Anlage 4: Angaben zu den für die UV-Bestrahlungsversuche beprobten Abwasserteichanlagen

Anlage 5: Daten zu UV-Sensitivität und Mindestbestrahlungen für relevante Mikroorganismen

Anlage 6: Dokumente zu Auslandsreisen

Auf separater CD-ROM:

Digitale Fassungen dieses Schlussberichts und der Anlagen

Fotodokumentationen zu den Auslandsdienstreisen

Abkürzungsverzeichnis

Technische Abkürzungen

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AIWPS	Advanced Integrated Wastewater Pond System
APS	Advanced Pond System
BOD	Biochemical oxygen demand
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
cfu	Colony forming units (dtsch.: KBE, koloniebildende Einheiten)
CDM	Clean Development Mechanism
COD	(Total) chemical oxygen demand
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
E. coli	Escherichia coli
EW	Einwohnerwert
FC	F(a)ecal coliforms, fäkalcoliforme Bakterien
FS	Fäkalstreptokokken, Streptococcus faecalis
FuE	Forschung und Entwicklung
GC	gesamtcloiforme Bakterien
GKZ	Gesamtkeimzahl
HRP	High-rate ponds
HRAP	High-rate algal ponds
KBE	koloniebildende Einheiten
MPN	Most probable number (dtsch.: wahrscheinlichste Zahl)
NTU	Nephelometric turbidity units
PETRO	Pond Enhanced Treatment and Operation
SSK	Spektraler Schwächungskoeffizient
TS	Total solids (TS = TSS + TDS)
TSS	Total suspended solids
TDS	Total dissolved solids
TOC	Total organic carbon
UASB	Upstream Anaerobic Sludge Blanket
UV	Ultraviolett (-Licht/-Bestrahlung), Ultraviolet (light or irradiation)
UVT	UV transmittance
VSS	Volatile suspended solids
WSP	Waste stabilisation ponds

Weitere Abkürzungen siehe Anlage 1 mit Erläuterungen von Begriffen zur UV-Bestrahlung.

Abkürzungen von Institutionen

BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
GTZ	Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit GmbH
IEEM	Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH
IWA	International Water Association
KfW	KfW Entwicklungsbank bzw. KfW Bankengruppe
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization

1 Aufgabenstellung

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsverbundprojekts „Exportorientierte FuE auf dem Gebiet Abwasser“, Kernprojekt A „Abwasserbehandlung“ befasst sich das vorliegende Teilprojekt A 5 „Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen in Abhängigkeit von den länderspezifischen Einflussfaktoren“ (FKZ: 02WA0543) schwerpunktmäßig mit der Gestaltung und dem Betrieb von Abwasserteichanlagen im internationalen Kontext sowie mit der Abwasserdesinfektion, insbesondere der nachgeschalteten Desinfektion mittels UV-Bestrahlung.

Mittels internationaler Recherchen und Vor-Ort-Erhebungen in verschiedenen Zielländern des Verbundvorhabens sollten die für Abwasserteichsysteme relevanten Verfahrens- und Bemessungsansätze sowie die Betriebserfahrungen in Abhängigkeit von länderspezifischen Randbedingungen (Klima, Abwassermengen, Ablaufgrenzwerte, Wasserwiederverwendung etc.) erhoben und aufbereitet werden. Neben technischen Aspekten waren dazu auch Fragen zu Wirtschaftlichkeit, Ausbildungsstandards etc. zu bearbeiten. Die Untersuchungsergebnisse sollten für den im Rahmen des Verbundprojektes erstellten exportorientierten Leitfaden zu Abwassertechnologien in anderen Ländern (RUB, 2010) strukturiert und verdichtet werden.

Da gerade im zukunftssträchtigen Bereich der Abwasserwiederverwendung die Reduktion mikrobiologischer Belastungen eine maßgebende Rolle spielt, sollten die Effekte der Abwasserdesinfektion in Teichanlagen eingehender dargestellt und Möglichkeiten für eine weitergehende, nachgeschaltete Desinfektion untersucht werden. In Zusammenarbeit mit dem Industriepartner WEDECO AG / ITT Water & Wastewater Herford AG¹ waren dazu praktische Versuche zur UV-Bestrahlung von Teichabläufen mit dem Ziel der Erfassung der Wirksamkeit einer nachgeschalteten Ablaufbehandlung mit UV-Licht für unterschiedliche Abwasserqualitäten durchzuführen.

Allgemeine Angaben zur Zielsetzung des Gesamtverbundprojekts können dem o. g. Leitfaden und dem Gesamtschlussbericht entnommen werden.

¹ Das zum Projektstart als WEDECO AG Water Technology firmierende Unternehmen wurde im Rahmen der Übernahme durch den ITT-Konzern 2009 in die ITT Water & Wastewater Herford AG überführt; WEDECO wird heute als Produktmarke unter dem Dach der ITT Water & Wastewater geführt.

2 Projektentwicklung

2.1 Voraussetzungen und Ablauf des Vorhabens

Das vorliegende Vorhaben baut als Teilprojekt in des BMBF-Forschungsverbundprojekts u. a. auf früheren Untersuchungen des Zuwendungsempfängers zur UV-Desinfektion von nur teilvorbehandeltem Abwasser (siehe Kapitel 2.2.2) und Länderstudien zu verschiedenen Zielländern des Verbundvorhabens (Rudolph, 2005b) auf.

Für das Vorhaben lassen sich zwei Hauptschwerpunkte ausmachen:

- **Gestaltung, Bemessung und Betrieb von Abwasserteichen:**

In Ergänzung zu den stärker maschinentechnischen orientierten Abwasserreinigungsverfahren der Teilprojekte A1 bis A4 mit praktischen Versuchen lag der Schwerpunkt dieses Vorhabens im empirischen Bereich, mit umfangreichen Recherchen empirischer Daten und Literatur sowie der Erhebung von internationalen Betriebserfahrungen durch eigene Auslandsreisen.

- **Abwasserdesinfektion, insbesondere nachgeschaltete UV-Desinfektion:**

Aufbauend auf Recherchen zur Abwasserdesinfektion in Teich- und anderen Abwasseranlagen wurden eigene Laborversuchen zur Desinfektion von teilvorbehandeltem Abwasser und Teichabläufen mittels UV-Bestrahlung durchgeführt.

Anhand der im Projektantrag, Kapitel 4.4, Pos. a) - h) benannten Arbeitsplanung wird nachfolgend kurz der methodische Ablauf des Vorhabens dargestellt. Detailliertere Angaben zu den einzelnen Aspekten und den Ergebnissen der Projektbearbeitung sind in den Kapiteln 3 (Abwasserteiche), 4 (Abwasserdesinfektion) und 5 (UV-Bestrahlung) zusammengestellt.

- 1) **Recherche angewandter Bemessungsregeln und Betriebserfahrungen:**

Bei Literatur- und Internetrecherchen, Expertenbefragungen und Erhebungen auf Auslandsreisen sind umfangreiche Informationen zum aktuellen Stand der beiden Themenschwerpunkte Abwasserteiche und UV-Desinfektion ausgewertet worden. Dies betrifft beispielsweise die Auslegung von Abwasserteichanlagen, die zahlreichen internationalen Verfahrensvarianten von Abwasserteichsystemen, Betriebserfahrungen und -optimierung von Teichanlagen für verschiedene klimatische und abwassertechnische Randbedingungen, Anforderungen bzgl. hygienischer Parameter und den Einsatz der UV-Technik in der Abwasserbehandlung.

2a) **Grobuntersuchung existierender Abwasserteichanlagen:**

Im Projektverlauf wurden im Rahmen von Auslandsdienstreisen in Australien, Brasilien, Neuseeland, Peru, Südafrika, Thailand und Vietnam zu diversen Teichanlagen Grobuntersuchungen durchgeführt; zu einer Vielzahl weiterer Anlagen in den genannten Ländern sowie Russland und USA liegen weniger detaillierte Angaben vor. Grundsätzlich stellte sich die Erhebung von belastbarem Datenmaterial als sehr schwierig dar, da der Datenumfang oftmals sehr begrenzt und unvollständig ist (meist sind nur Zulaufmengen und wenige Qualitätsparameter wie BSB_x, CSB, E. coli verfügbar) bzw. die Daten aufgrund der örtlichen Analysequalität nicht immer belastbar erscheinen. Die Datenerhebung ist in der Regel zudem nur nach persönlicher Kontaktaufnahme vor Ort möglich (wie die Erfahrung aus anderen Projekten und auch der Partner im Verbundprojekt immer wieder bestätigen). Insofern hat sich der gewählte Projektansatz mit Durchführung von eigenen Reisen in die Zielländer als einzig sinnvoller Weg voll bestätigt und unverzichtbare Erkenntnisse für das Projekt erbracht.

Ergebnisauswertungen der Reisen, sowie einige Daten und Fotos sind in den Reisedokumentationen beschrieben worden, die dem Projektträger nach den Reisen übermittelt wurden. Auszugsweise sind in Anlage 6 weitere Datendokumente beigefügt.

2b) **Auswahl von Referenzprojekten mit Detailuntersuchungen:**

Da sich die die Erhebung von Detaildaten zu Abwasserparametern auf den untersuchten Teichanlagen wegen der sehr begrenzten Datenlage und teilweise kaum belastbar auswertbaren Angaben als begrenzt zielführend herausgestellt hat (siehe Pkt. 2a), wurde der ursprüngliche Projektansatz mit Durchführung weitergehender Detailerhebungen zu sechs Referenzanlagen in den Zielländern zugunsten weiterer allgemeiner Bemessungs- und Betriebserhebungen sowie Expertengesprächen nicht weiterverfolgt. Unbeschadet davon wurden von Partnerprojekten gewünschten Daten einzelfallbezogen weiter erhoben, z. B. für das Simulations-Teilprojekt C 1.1.

3) **Klassifizierung von Typen der Abwasserteichbemessung und -betrieb:**

Mit den laufenden Recherchen erfolgte eine begleitende Informationsauswertung unter verschiedenen Gesichtspunkten (Verfahrenstypen, Konstruktion, Betrieb, Sonderverfahren etc.), siehe detaillierte Angaben in Kapitel 3.

4) **Kommunikation über angewandte Bemessungsregeln und Betriebserfahrungen:**

Eine ausführliche Kommunikation erfolgte im Rahmen der Auslandsdienstreisen und auf diversen Fachveranstaltungen, auch in Form von Vorträgen (vgl. Pub-

likationsliste in Kapitel 6.3). Die Projektbearbeiter sind zudem in DWA- und IWA-Arbeitsgruppen eingebunden.

5) **Begleitung von Simulationsrechnungen im Kernprojekt C:**

Neben dem fachlichen Austausch zum Thema Teichsimulation mit den Simulationsvorhaben zum Thema Teichmodellierung wurden für Simulationsanwendungen im Kernprojekt C gezielt Daten zu Teichanlagen recherchiert.

6) **Zusammenstellung von Betriebserfahrungen, –parametern und –empfehlungen für Abwasserteichanlagen:**

Die Ergebnisse aus den oben genannten Arbeitsschritten wurden laufend für Publikationen, Berichte, den im Verbundvorhaben erstellten Leitfaden (Rudolph und Fuhrmann, 2010) etc. ausgewertet und verdichtet. Detaillierte Angaben siehe Kapitel 3.

7) **Sichtung von Anforderungen und Erkenntnissen zur Abwasserdesinfektion:**

Die Ergebnisse der Recherchen zur Abwasserdesinfektion in Teich- und anderen Abwasserbehandlungsanlagen sowie internationalen Anforderungen bzgl. Hygieneaspekten wurden als Grundlage für eigene Untersuchungen zu UV-Desinfektion ausgewertet. Dies erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem BMBF-Vorhaben „Dezentrale Verwertung von Rohabwasser aus der Kanalisation zur Grünflächenentwicklung in ariden Stadtgebieten“ (FKZ 02WD0757). Detaillierte Angaben zum siehe Kapitel 4.

8) **Versuche zur Abwasserdesinfektion mit UV-Bestrahlung:**

Aufbauen auf Untersuchungen zur Abwasserdesinfektion in Teichanlagen sind Laborversuche zur nachgeschalteter UV-Bestrahlung beim Industriepartner WEDECO AG / ITT Water & Wastewater Herford AG durchgeführt worden. Die Untersuchungen haben die Möglichkeit zum Einsatz der UV-Desinfektion auch bei nur teilweise vorbehandeltem Abwasser bestätigt. Detaillierte Angaben siehe Kapitel 5.

2.2 Ermittlung des Stands von Wissenschaft und Technik

2.2.1 Recherche zu Abwasserteichen

Abwasserteichanlagen sind ein seit langem und weltweit in der Abwasserreinigung etabliertes Verfahren; daher kann auf umfangreiche internationale Literatur zum Thema zurückgegriffen werden. Der Stand der Technik in Deutschland ist u. a. in

einem DWA-Arbeitsblatt und diversen Fachpublikationen niedergelegt, jedoch ist die Ausrichtung fast ausschließlich deutschlandbezogen. Internationale Ansätze und Innovationen im Bereich der Teichtechnologien werden in Deutschland nur von einem sehr kleinen Kreis von international tätigen Experten, insbesondere aus dem Bereich der Entwicklungszusammenarbeit (GTZ, KfW, DED), verfolgt. Im Rahmen des vorliegenden Vorhabens wurden daher eigene Recherchen vor Ort in verschiedenen Ländern durchgeführt. Außerdem wurde Kontakt zur IWA Specialist Group on Waste Stabilization Ponds² hergestellt und an zwei ihrer Konferenzen während der Laufzeit teilgenommen.

Die Ergebnisse der Recherchen und der aktuelle Stand der internationalen Teichtechnologie ist ausführlich in Kapitel 3 dargelegt.

2.2.2 Recherche zu Abwasserdesinfektion mittels UV-Bestrahlung

Die Desinfektion von Abwasser an sich ist ein etabliertes Verfahren und Stand der Technik. Der diesem Vorhaben zugrunde liegende neue Ansatz, das man nur teilweise vorgereinigtes Abwasser und Teichabläufe ohne weitere Vorbehandlung mittels UV-Bestrahlung zu desinfizieren versucht, ist in Deutschland bisher kaum gezielt untersucht bzw. publiziert worden. Die Recherchen zeigten, dass bisher jeweils nur Einzelaspekte der Thematik betrachtet wurden. Beispielsweise können genannt werden:

- Vorarbeiten und zwei Dissertationen an der Universität Witten/Herdecke (Rudolph et. al., 1992; Rudolph et. al., 1994a; Rudolph et. al., 1994b; Nelle, 1994; Oberg, 1995; Pommepuy und Rudolph, 1999; Rudolph und Staffel, 1998; Rudolph, 1999);
- Untersuchungen und eine Dissertation zum Einfluss der suspendierten Stoffe auf die UV-Desinfektion von Kläranlagenabläufen an der Universität Stuttgart (Schöler, 2004);
- Untersuchungen am Hygieneinstitut der Universität Bonn, J. Gebel, in Zusammenarbeit mit der WEDECO AG, Herford;
- Arbeiten im Rahmen eines BMBF-geförderten Projekts des IEEM (FKZ: 02WD0417 und 02WD0757) mit dezentraler Aufbereitung von Abwasser mittels UV-Bestrahlung nach mechanischer Vorbehandlung (Rudolph et al., 2007);
- Einzelne Untersuchungen zur UV-Desinfektion von Teichabläufen, z. B. im Hinblick auf partikelgebundene Keime an der University of California (Nelson, 2000) und in Neuseeland (Shilton, 2005);

² http://www.iwahq.org/Home/Networks/Specialist_groups/List_of_groups/Waste_Stabilisation_Ponds/

- Untersuchungen an der University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasilien, zur UV-Bestrahlung des Ablaufs einer Pilotanlage mit UASB-Reaktor und nachgeschaltetem Fakultativteich in Brasilien (Alves, Chernicharo, 2010, bisher unveröffentlicht).

Der aktuelle Stand zur Abwasserdesinfektion mittels UV-Bestrahlung ist ausführlich in den Kapitel 4 und 5 dargestellt.

2.2.3 Ergebnisse von Dritten während der Durchführung des Vorhabens

Mit den durchgeführten Recherchen wurde der aktuelle Stand von Wissenschaft und Technik kontinuierlich über die gesamte Projektlaufzeit erhoben. Informationen und Ergebnisse von anderen Stellen sind durch Quellenangaben gekennzeichnet. Besonders hervorzuhebende Einzelergebnisse von anderen Akteuren können nicht benannt werden. Dies gilt auch für die Ergebnisse aus den Parallelprojekten des Verbundprojektes.

2.3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

2.3.1 Einbindung in das BMBF-Verbundprojekt

Im Rahmen der verschiedenen Projekttreffen fand ein regelmäßiger Austausch mit anderen Teilprojekten des Verbundprojekts zu Projektabwicklung und fachlichen Einzelfragen statt. Aktive bi- und multilaterale Abstimmungen ergaben sich zu Teilprojekten mit inhaltlichen Überschneidungen; beispielsweise wurden Randbedingungen für mikrobiologische Untersuchungen zwischen allen relevanten Teilprojekten und in Zusammenarbeit mit externen Expertinnen abgestimmt und mit Partnern aus dem Kernprojekt B (z. B. Teilprojekt B 1 der Ruhr-Universität Bochum und Kernprojekt-B-Koordinator TU Darmstadt) gab es fachlichen Austausch über Abwasserdesinfektion und den Einsatz der UV-Bestrahlung.

Die im Rahmen der Auslandsreisen gesammelten Informationen und Daten standen auch den anderen Teilprojekten innerhalb des Verbundprojekts zur Verfügung, beispielsweise wurden umfangreiche Teichdaten für die Simulationsanwendungen im Kernprojekt C zur Verfügung gestellt.

2.3.2 Zusammenarbeit mit der DWA

Laut Zuwendungsbescheid und von den Gutachtern auf dem Verbundprojekttreffen 2007 in Frankfurt eingefordert, fand im Rahmen des vorliegenden Vorhabens eine Zusammenarbeit mit relevanten DWA-Gremien statt:

- In dem für das DWA-Arbeitsblatt 201 "Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen" zuständigen Fachausschuss KA-10 "Abwasserbehandlung im ländlichen Raum" wurden am 25.09.2008 die Projektergebnisse präsentiert. Die ausführliche Diskussion fokussierte vor allem auf den Vergleich des empirischen DWA-Bemessungsansatzes mit verschiedenen internationalen Ansätzen, die eine Überbemessung bei warmen Temperaturen zeigt.
- Der Zuwendungsempfänger war in der Arbeitsgruppe BIZ-11.4 "Wasserwiederverwendung" aktiv an der Erarbeitung eines Themenbandes zu verschiedenen Abwasseraufbereitungsverfahren für die Wiederverwendung, einschließlich Abwasserteichen und UV-Desinfektion, beteiligt.
- Zum Thema Abwasserdesinfektion wurde vom Zuwendungsempfänger mit dem Kernprojekt B eine koordinierte Zusammenarbeit mit dem DWA-Fachausschuss KA-8 "Weitergehende Abwasserreinigung" angeregt, der die Überarbeitung des Merkblattes 205 "Desinfektion von Abwasser" verantwortet. Der Ansatz wurde jedoch aus personellen Gründen nicht weiterverfolgt.

2.3.3 Zusammenarbeit mit BMBF-Projekt zur Rohabwasserverwertung

Mit dem BMBF-Verbundprojekt „Dezentrale Verwertung von Rohabwasser aus der Kanalisation zur Grünflächenentwicklung in ariden Stadtgebieten“ (FKZ: 02WD0757 ff.) bestand reger fachlicher Austausch im Bereich Abwasserdesinfektion. Unter anderem wurden gemeinsame UV-Versuche durchgeführt. Die gewonnenen Ergebnisse stehen dadurch auch dem vorliegenden Projekt zur Verfügung. Aufgrund der Zusammenarbeit im vorliegenden Projekt stellte der Industriepartner WEDECO AG / ITT Water & Wastewater Herford AG eine UV-Anlage für das zweite Vorhaben zur Verfügung.

2.4 Wesentliche Ausgabenpositionen des Projektes

Neben den Personalausgaben für wissenschaftliches Personal und Hilfskräfte resultieren die Ausgaben für das Vorhaben vor allem aus den durchgeführten Auslandsdienstreisen, den Unteraufträgen für externe Experten und den praktischen Versuchen zur Abwasserdesinfektion mittels UV-Bestrahlung:

- Auslandsdienstreisen:

Es wurden für das Vorhaben Recherchmissionen nach Australien, Brasilien, Neuseeland, Peru, Südafrika, Thailand, USA und Vietnam durchgeführt. Ein erster zusammenfassender Bericht mit Auswertung der bis dahin erfolgten Auslandsdienstreisen wurde dem Projektträger im März 2007 übergeben. Die

umfangreichen Ergebnisse und Fotodokumentationen sind zudem in den jeweiligen Reiseberichten beschrieben worden und in Kapitel 3 eingeflossen. Eine Auswahl gewonnener Daten ist in Anlage 1 zusammengestellt.

- UV-Bestrahlungsversuche:

Da die internationalen Recherchen zeigten, dass zur nachgeschalteten UV-Bestrahlung bei Teichanlagen weltweit kaum verallgemeinerbare Erkenntnisse vorliegen, sind im Arbeitsprogramm praktische Experimente u.a. in Zusammenarbeit mit dem Industriepartner WEDECO AG / ITT Water & Wastewater Herford AG durchgeführt worden (Erläuterungen dazu siehe Abschnitt 5.3). Der Industriepartner hat große Teile der Kosten für die im Herforder Labor von WEDECO durchgeführten Bestrahlungsversuche getragen; die Kosten für zusätzliche Ausrüstung und für die extern durchgeführten mikrobiologischen Analysen wurden vom IEEM getragen.

- Unteraufträge an externe Experten:

Zur effektiven Vorbereitung der Auslandsdienstreisen und für ergänzende Recherchen vor Ort musste teilweise auf lokale Experten zurückgegriffen werden, die die erforderlichen sprachlichen Voraussetzungen und Verbindungen aufwiesen und bei der Planung des Reiseprogramm unterstützt haben. Dies gilt insbesondere für Peru und Vietnam. Für Russland wurde nach Erhebungen durch eine russische Expertin auf eine eigene Reise verzichtet.

2.5 Notwendigkeit und Angemessenheit der Arbeit

Das gesamte Verbundvorhaben „Exportorientierte FuE auf dem Gebiet Abwasser“ ist in Übereinstimmung mit den Zielen des BMBF-Rahmenprogramms "Forschung für die Nachhaltigkeit" (FONA) konzipiert worden.

Als Bestandteil des Verbundvorhabens leistete das vorliegende Teilprojekt zudem einen Beitrag zur Umsetzung des vom BMBF ausgegebenen förderpolitischen Aktionskonzepts „Nachhaltige und wettbewerbsfähige deutsche Wasserwirtschaft“. Das Ziel des Aktionskonzepts ist es, eine nachhaltige Wasserver- und -entsorgung insbesondere in Wachstums- und Entwicklungszonen der Welt zu konzipieren. Aufbauend auf den Zielen des Konzeptes wurde das übergeordnete Forschungsverbundprojekt „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung“ erarbeitet. Das vorliegende Vorhaben unterstützt als Bestandteil des Forschungsverbundprojekts die internationale Positionierung der deutschen Wasserwirtschaft sowie die exportorientierte Anpassung der in der Bundesrepublik Deutschland eingesetzten siedlungswasserwirtschaftlichen Ver-

fahrenstechnik zur nachhaltigen Verbesserung der wasserwirtschaftlichen Situation in anderen Ländern.

Die internationale Ausrichtung des vorliegenden Vorhabens machte die umfangreichen Recherchen und vorgenommenen Auslandsdienstreisen notwendig, da anderes der tatsächliche Stand der Teichtechnologien in diversen Ländern nicht zu erheben wäre. Die Vorgehensweise wurde durch die umfangreichen Ergebnisse voll bestätigt.

Für den Bereich der UV-Desinfektion wurden eigene praktische Versuche zur Gewinnung neuer Erkenntnis notwendig, da internationale Recherchen einen nur geringen Kenntnisstand für den UV-Einsatz bei lediglich teilvorbehandelten Abwasser aufgezeigt haben. Die Angemessenheit der Untersuchungen wurde durch die Ergebnisse bestätigt, die lange gehegte pauschale Vorbehalte gegen einen solchen Einsatz teilweise widerlegen konnten und damit zu einer Weiterentwicklung im Bereich der zukunftssträchtigen UV-Technologie beigetragen haben.

3 Abwasserteiche

3.1 Relevanz

Weltweit stellen Teichanlagen zahlenmäßig einen sehr großen Anteil aller Abwasserreinigungsanlagen dar, vor allem in Entwicklungs- und Transformationsländern. Insbesondere in ländlichen Räumen, wo die Stromversorgung unsicher ist, große Flächen vorhanden und Erdarbeiten preisgünstig sind – und nicht zuletzt wegen der vergleichsweise geringen Anforderungen an den laufenden Betrieb – sind Abwasserteiche oftmals die sinnvollste Möglichkeit für eine nachhaltig funktionierende Abwasserentsorgung (ADB, 2006: „Thanks to their rudimentary maintenance needs, the only purification stations that work sustainably in Sub-Saharan Africa are the artificial lagoons for the purification of wastes.“).

Auch in den meisten Industrieländern finden sich Teichkläranlagen. Eine der weltweit größten Anlagen liegt in Australien, das Western Treatment Plant bei Werribee nahe Melbourne, das auf über 11.000 ha Fläche pro Tag rund 485.000 m³ Abwasser von 1,6 Mio. Einwohnern behandelt (Bild 3.1).



Bild 3.1: Western Treatment Plant bei Werribee, Australien; im Vordergrund abgedeckte Teichfläche zur Biogasgewinnung (Foto: Rudolph)

In Deutschland sind noch rund 3.000 Abwasserteiche in Betrieb, vor allem in ländlichen Regionen in Süddeutschland. Sie beschränken sich aber fast ausschließlich auf die Größenklassen 1 und 2 und betreffen daher in Summe lediglich ca. 0,5 % aller angeschlossenen Einwohnerwerte. Die Zahl nimmt ab, seitdem auch kleinere Kläranlagen Stickstoff reduzieren müssen (obwohl auch Nitrifikation/Denitrifikation in Abwasserteichen möglich ist). Nicht zuletzt aus diesem Grund ist die wissenschaftlich fundierte Weiterentwicklung der Abwasserteichtechnologie in Deutschland in den letzten Jahrzehnten fast vollständig zum Erliegen gekommen.

Auch in Schwellenländern gibt es die Tendenz, bestehende Abwasserteichanlagen durch konventionelle Verfahren (insbesondere Belebungsanlagen) zu ersetzen. Oft geht es um die Flächen, die frei werden, wenn man flächenintensive Teiche durch Kompaktanlagen ersetzt oder man hat vor Ort schlechte Erfahrungen z. B. mit Geruchsemissionen oder Funktionsmängeln gemacht (die aber, wie das Vorhaben gezeigt hat, eher auf Fehler in Bemessung und Betrieb zurückzuführen sind, als auf grundsätzliche Nachteile der Teichtechnologie). Auch in Schwellenländern, wie etwa Südafrika, die in der Vergangenheit bei der Entwicklung leistungsfähiger Abwasserteichtechnologien führend waren (PETRO-System, Algenteiche usw.), ist deshalb ebenfalls eine Stagnation der technologischen Entwicklung eingetreten.

Gerade in Deutschland wird das unverändert hohe Potential der Abwasserteichtechnologie unterschätzt. Man geht fälschlicherweise davon aus, dass Abwasserteiche nur für kleine Anlagen ohne technische Ansprüche geeignet seien und dass die technologische Leistungsfähigkeit grundsätzlich schlechter sei als beispielsweise von Belebungs- oder Tropfkörperanlagen.

Auf Grundlage von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und wirtschaftlichen Vorteilen, die Abwasserteichtechnologien in Kombination mit anderen Verfahren, im Hinblick auf die natürliche Reduktion mikrobiologischer Belastung im Zusammenhang mit Wasserwiederverwendung sowie bei der Gewinnung von Biogas und Biomasse bieten, zeichnen sich jedoch neue Einsatzbereiche dieser Technologie vor allem in tropischen Ländern ab.

3.2 Charakteristika von Abwasserteichen

3.2.1 Grundlegende Merkmale

Oftmals fällt die Abgrenzung von Abwasserteichsystemen zu anderen Abwasserbehandlungsverfahren schwierig. In Bei Abwasserteichsystemen handelt es sich in der Regel um Anlagen in Erdbeckenbauweise, wengleich auch Beton oder Stahl zum Einsatz kommen können, und um eine Konfiguration ohne Rezirkulation, wengleich Rücklaufströme bei bestimmten Prozesstechnologien eingesetzt werden (beispielsweise zur Geruchsverhinderung, Sicherstellung einer sauerstoffreichen Wasserschicht in vorgeschalteten anaeroben/anoxischen Abwasserteichen durch Rücklauf aus dem Oxidationsteich).

In Tabelle 3.1 sind wesentliche technische Merkmale zusammengestellt, nach denen eine Abwasserbehandlungsanlage als „Abwasserteich“ definiert werden kann.

Bei Abwasserteichsystemen handelt es sich in der Regel um Anlagen in Erdbeckenbauweise, wenngleich auch Beton oder Stahl zum Einsatz kommen können, und um eine Konfiguration ohne Rezirkulation, wenngleich Rücklaufströme bei bestimmten Prozesstechnologien eingesetzt werden (beispielsweise zur Geruchsverhinderung, Sicherstellung einer sauerstoffreichen Wasserschicht in vorgeschalteten anaeroben/anoxischen Abwasserteichen durch Rücklauf aus dem Oxidationsteich).

Tabelle 3.1: Grundlegende Merkmale von Abwasserteichanlagen (Rudolph et al., 2009)

Nr.	Merkmal	Typische Ausprägung bei Abwasserteichanlagen
1	Bauweise	Erdbeckenbauweise (abgesehen von teilweiser Befestigung von Sohle und Böschungen)
2	Hydraulik	Durchlaufreaktor (abgesehen von Algen- und Sauerstoffrückführungen bei Sonderkonstruktionen)
3	Biologischer Prozess	Bakterien- und Algenbiologie, meistens suspendiert (zusätzlich tlw. Aufnahme durch Pflanzen und Fische)
Hinweis: Hybrid- und Kombinationsverfahren, die u. a. auch Eigenschaften von Belebtschlammverfahren und Biofiltern nutzen, sind international weit verbreitet, wie Teich-SBR, PETRO-Systeme, Versickerungsfilter etc.		

Prozesstechnisch hervorragendes Merkmal ist die Tatsache, dass Abwasserteiche einen wesentlichen Teil der Stoffumsetzung über Algen bewerkstelligen (d. h. mit Solarenergie), woraus sich ableiten lässt, dass Abwasserteiche insbesondere dort attraktiv sind, wo eine hohe Solarstrahlung existiert.

3.2.2 Teichtypen

Abwasserteichanlagen setzen sich in der Regel aus mehreren Einzelteichen zusammen, die nach der prozesstechnischen Funktion im jeweiligen Einzelteich (Sedimentation, anaerober, anoxischer oder oxidativer Abbau) bzw. der eingesetzten Bauweise oder Ausrüstung (belüftete/unbelüftete Teiche, Pfropfenströmung vs. Durchmischung, besondere Verfahren wie Nitri-/Denitri-Teiche durch intermittierende oder wandernde Belüftung, Algenteiche u. v. a. m.) unterschieden werden. Im internationalen Kontext kommen zudem diverse Kombinationen mit anderen Behandlungsverfahren zum Einsatz.

Das deutsche DWA-Regelwerk (DWA-A 201, 2005) unterscheidet für die Einzelteiche einer Abwasserteichanlage je nach Betriebsweise die in Tabelle 3.2 beschriebenen Teichtypen:

Tabelle 3.2: Teichtypen nach DWA-A 201 (2005)

Teichtyp	Beschreibung
Absetzteiche (<i>Settlement lagoons, settlement ponds</i>)	Absetzteiche sind als Vorstufe vor einer weiteren Behandlung zur gezielten Sammlung und Faulung von Schlamm gedacht. Sie werden auf ein spezifisches Volumen $\geq 0,5 \text{ m}^3/\text{E}$ bemessen. Darin ist ein Schlammraum von $0,15 \text{ m}^3/\text{E}$ enthalten.
Unbelüftete Abwasserteiche (<i>Oxidation ponds, waste stabilization ponds, facultative ponds</i>)	Sie werden auf Grund ihres geringen technischen Aufwandes vornehmlich in kleinen Ortschaften mit ausreichendem Platzangebot eingesetzt. Wegen des großen Flächenbedarfs ist ihr Anwendungsbereich in der Regel auf 1.000 E beschränkt. ein Bemessungskriterium ist die Flächenbelastung: es wird eine spezifische Oberfläche von $\geq 10 \text{ m}^2/\text{E}$ angesetzt. Die Teiche sind mit einer Tiefe von 1,0 m anzulegen.
Belüftete Abwasserteiche (<i>Aerated lagoons</i>)	Im Vergleich zu unbelüfteten Teichen kann der Flächenbedarf durch den Einsatz von Belüftungsaggregaten reduziert werden. Damit ist gleichzeitig eine Steigerung der Reinigungsleistung verbunden. Belüftete Teiche werden bei Anschlusswerten bis zu 5.000 E eingesetzt und eignen sich auf Grund ihrer Pufferkapazität besonders für den Saisonbetrieb in Feriengebieten. Zur Bemessung wird eine Raubebelastung von $25 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ angesetzt. Der Sauerstoffverbrauch muss mit $1,5 \text{ kg}/\text{kg BSB}_5$ eingeplant werden. Die Wassertiefe sollte zwischen 1,5 und 2,5 m liegen. Für die Reinigungsleistung sind in erster Linie die Kontaktzone Wasser/ Bodenschlamm mit dem dort biologisch wirksamen Biofilm und in zweiter Linie die frei schwimmenden Bakterien und Mikroorganismen von Bedeutung. Zur Abscheidung der Schwebstoffe ist eine Beruhigungszone oder ein nachgeschalteter Teich erforderlich.
Nachklärteiche	Diese werden belüfteten Teichen oder Biofilmreaktoren in Kombinationsanlagen nachgeschaltet, um die Schwebstoffe abzutrennen. Das erforderliche Teichvolumen errechnet sich aus der Mindestdurchflusszeit von einem Tag, bezogen auf den maximalen Zufluss und aus dem Volumenanteil für die notwendige Schlamm-speicherung bis zur Räumung.
Abwasserteiche in Kombination mit Biofilmanlagen	Kombinationslösungen werden vor allem dann gewählt, wenn das Platzangebot für eine großflächige Anlage zu niedrig ist. Sie kommen bei Ausbaugrößen von mehreren Hundert EW und 3.000 EW vor. Meistens bestehen die Anlagen aus zwei Absetzteichen, einem Tropf-/Rotationstauchkörper, einem getauchten Festbett oder einem bewachsenen Bodenkörper sowie einem Nachklärteich.
Schönungsteiche (<i>Maturation ponds</i>)	Sie werden zur Dämpfung und zum Ausgleich von Abflussspitzen und zur weiteren Reinigung bei leistungsschwachen Gewässern eingesetzt. Im Allgemeinen werden sie mit einer Wassertiefe von 1 bis 2 m und einer Durchflusszeit bei Trockenwetter von einem bis zwei Tagen konzipiert.

Hinweis: Die in Tabelle 3.2 genannten Bemessungsgrößen reflektieren die klimatischen und siedlungswasserwirtschaftlichen Bedingungen in Deutschland. Wie in späteren Kapiteln gezeigt wird, weichen die Bemessungsgrößen in anderen Ländern teilweise erheblich davon ab.

In der Regel bestehen einfache Abwasserteichanlagen (engl.: Waste Stabilisation Ponds, WSP) mindestens aus einem unbelüfteten Teich, in der Regel gefolgt von einem oder mehreren nachgeschalteten Schönungsteichen (siehe Bild 3.2). Diese Anordnung ist die weltweit am meisten verbreitete Teichkonfiguration.

In unbelüfteten Teichen bildet sich eine Schichtung aus: die obere Schicht weist in der Regel aufgrund von Sauerstoffeinträgen über die Wasseroberfläche oder durch Algen ein aerobes Milieu auf. In tieferen Zonen und an der Sohle können sich dagegen (zumindest zeitweise) anaerobe Zonen ausbilden. Solche Teiche werden daher auch als „fakultativ anaerobe“ Teiche oder „Fakultativteiche“ (engl. Facultative Ponds) bezeichnet.

Grundsätzlich erfolgt in unbelüfteten Teichen erfolgt im Wesentlichen Kohlenstoffabbau. In Sommermonaten kann sich teilweise auch Nitrifikation und Denitrifikation einstellen. Durch CO₂-Bindung der autotrophen Mikroorganismen kommt es zusätzlich zu einer Verringerung der Phosphorkonzentration (Nowak und Heise, 2007).

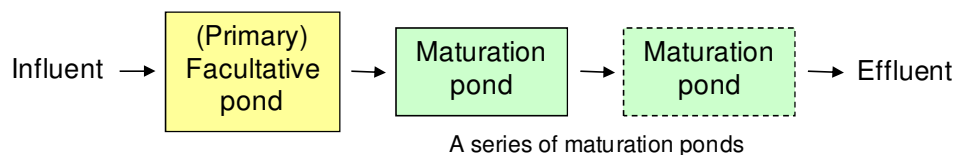


Bild 3.2: Die „Standard-Konfiguration“ von Abwasserteichanlagen (nicht maßstäblich)

Bei hoher organischer Zulaufbelastung kommen auch Anaerobteiche (engl.: Anaerobic Ponds) als erste Teichstufe zu Anwendung (siehe Bild 3.3). Sie weisen normalerweise kaum gelösten Sauerstoff und keine nennenswerten Mengen an Algen auf. Besonders effektiv sind sie (wie alle Anaerobverfahren) bei höheren Temperaturen, sprich in warmem Klima. Bei nur wenigen Tagen Aufenthaltszeit (3 – 6 d) kann in Abhängigkeit der Temperatur ein Abbau der organischen Fracht um 40 – 70 % erzielt werden.

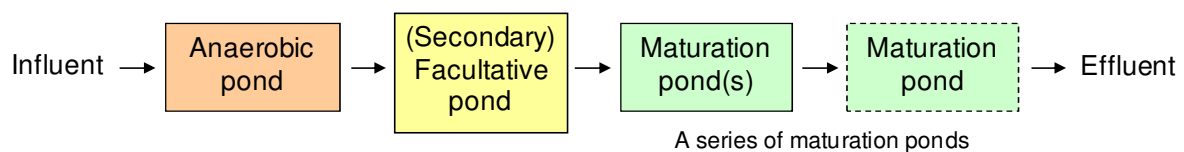


Bild 3.3: Die „Standard-Konfiguration“ von Abwasserteichanlagen mit Anaerobstufe (nicht maßstäblich)

3.2.3 Typische Teichcharakteristika

In Tabelle 3.3 sind grundlegende Eigenschaften der wichtigsten Teichkonfigurationen zusammengestellt.

Tabelle 3.3: Eigenschaften der wichtigsten Teichkonfigurationen (von Sperling, 2007)

General item	Specific item	System of ponds				
		Facultative	Anaerobic-facultative	Facultative aerated	Compl.-mix aerated – sedim.	Anaerobic – facultative – maturation
Removal Efficiency (%)	BOD	75-85	75-85	75-85	75-85	80-85
	COD	65-80	65-80	65-80	65-80	70-83
	SS	70-80	70-80	70-80	80-87	73-83
	Ammonia	< 50	< 50	< 30	< 30	50-65
	Nitrogen	< 60	< 60	< 30	< 30	50-65
	Phosphorus	< 35	< 35	< 35	< 35	> 50
	Coliforms	90-99	90-99	90-99	90-99	99.9-99.9999
Requirements	Area (m ² /inhab.)	2.0-4.0	1.2-3.0	0.25-0.5	0.2-0.4	3.0-5.0
	Power (W/inhab.)	≈ 0	≈ 0	1.2-2.0	1.8-2.5	≈ 0
Costs (US\$/inhab.)	Construction	15-30	12-30	20-35	20-35	20-40
	O & M	0.8-1.5	0.8-1.5	2.0-3.5	2.0-3.5	1.0-2.0

Note: costs based on Brazilian experience.

Aus der Tabelle werden neben den vergleichsweise geringen spezifischen Kosten (hier am Beispiel Brasiliens) auch die guten Abbauleistungen für organische Fracht und Coliforme (stellvertretend für mikrobiologische Belastungen) deutlich. Schlechter schneiden die Teiche beim Nährstoffabbau ab, für den technische Kläranlagen mit Nitrifikations- und Denitrifikationszonen deutlich bessere Abbauraten aufweisen.

Ein in der Tabelle nicht beziffertes aber vermutlich am häufigsten genanntes Charakteristikum von Abwasserteichanlagen ist der hohe Flächenbedarf, der aus dem für den natürlichen Reinigungsprozess resultierenden hohen Aufenthaltszeiten mit entsprechenden Teichvolumina resultiert. Daneben weisen Teichsysteme aber zahlreiche weitere spezifische Charakteristika im Vergleich zu anderen Verfahren auf:

- Hohe Prozessstabilität die hauptsächlich durch das große Puffervolumen erreicht wird, allerdings auch geringe Steuerbarkeit des Prozesses.
- Natürliche Desinfektionswirkung aufgrund der hohen Aufenthaltszeiten; adressiert damit die auch steigende Relevanz von Wasserwiederverwendung.
- Einfache und Kosten sparende Bauweise möglich, niedriger Energiebedarf, geringer maschineller Aufwand.

- Wegen geringem Technisierungsgrad hoher „Local Content“ beim Bau von Teichsystemen, d. h. auch bei begrenzten finanziellen Ressourcen durch örtliche Kräfte erstellbar.
- Aufgrund der vorgenannten Punkte ist ein Einsatz auch und gerade in Entwicklungs- und Schwellenländern mit geringen finanziellen Ressourcen und betriebstechnischem Know-how möglich.
- Höherer spezifischer Flächenbedarf als alle anderen Abwasserreinigungsverfahren, was in ariden Regionen zu Problemen mit Verdunstung führen kann.
- Abhängigkeit der Reinigungsleistung von jahreszeitlichen und witterungsbedingten Randbedingungen aufgrund der großen Oberfläche.
- Gelegentlich starke Algenentwicklung und unerwünschtes Algenabtreiben möglich, wenn keine Gegenmaßnahmen vorgesehen wurden.
- Hohe Toleranz gegen hydraulische und frachtmäßige Zulaufschwankungen mit Pufferung und Ausgleich des Abwasserzuflusses, eine Regenwassermitbehandlung ist durch Aufstau möglich. Damit bieten sie sich auch zur Abwasserbehandlung im Mischverfahren entwässerter, kleiner Ortschaften an (DWA-A 201, 2005).
- Teiche sind auch einsetzbar bei stark verdünntem Abwasser aufgrund von hohen Infiltrationsraten (z. B. in Teilen Vietnams mit hohem Grundwasserstand), das bei anderen Reinigungsverfahren wegen Unterlastbetrieb oftmals zu betriebstechnischen Problemen führt.
- Kombination mit zahlreichen anderen Verfahren und Nutzungen möglich (z. B. Biogasgewinnung, Biomaterialerzeugung, Aquakultur).
- Einsatzoptionen auch im Rahmen des Megatrends zu dezentralen Konzepten und als „Öko“-Nischenanwendung in industrialisierten Ländern. Allerdings erfüllen einfache Teichanlagen nicht den weltweiten Drang zu stärker technisierten (High-tech-)Lösungen auch in der Abwasserentsorgung.

Aufgrund ihres Flächenbedarfs finden Abwasserteichanlagen verstärkt in ländlichen Gebieten mit größeren und kostengünstigeren Flächenreserven Anwendung. In den ländlich strukturierten Gebieten unterliegt die Abwasserentsorgung anderen Rahmenbedingungen als in urbanen Gebieten. Dies gilt sowohl für Industrieländer als auch Entwicklungs- und Transformationsländer. Neben infrastrukturellen, technischen, ökologischen und ökonomischen Aspekten betrifft dies im Vergleich zu größeren Kommunen und Ballungsgebieten auch geringere fachliche und administrative Ressourcen für die Betreuung von Abwasseranlagen. Siedlungswasserwirtschaftlich ist der ländliche Raum vielfach durch kleine, weit auseinander liegende Ortschaften, geringe Siedlungsdichte, wenig befestigte Flächen mit in der Regel wenig Industrie

und Gewerbebesatz, kleinere Kanalnetze und oftmals leistungsschwache Gewässer sowie nicht selten auch saisonalen Abwasseranfall gekennzeichnet (ATV-A 200, 1997). Hier stellen Abwasserteiche als robustes Verfahren mit hohen Retentionsvolumen und mit vergleichsweise geringen betriebstechnischen Anforderungen auch in Industrieländern häufig eine wirtschaftlich sinnvolle Alternative zu konventionellen Kläranlagen oder Abwassertransport über lange Strecken dar. Werden die angeschlossenen Flächen im Mischverfahren entwässert, bieten Teichanlagen oftmals auch noch die Möglichkeit, auf zusätzliche Bauwerke zur Mischwasserentlastung und Regenwasserbehandlung zu verzichten (DWA-A, 201).

Die vor allem in Industrieländern geprägte Präferenz auf ländliche Räume darf allerdings nicht den Blick verschränken, dass es weltweit zahlreiche Anwendungen von Teichanlagen in urbanen Räumen gibt (siehe Beispiel aus Ho Chi Minh City in Bild 3.4). Hier übernehmen die Teiche teilweise auch zusätzlich eine Freiflächenfunktion in der bebauten Umgebung.



Bild 3.4: Abwasserteichanlage Bin Hung Hoa in Ho Chi Minh City, Vietnam (30.000 m³/d)

3.3 Einsatzgrenzen

3.3.1 Teiche im Vergleich mit anderen Verfahren

Dort, wo wenig Fläche verfügbar ist, und wo man auch keine Reserveflächen für spätere Technologieumstellungen verfügbar machen möchte (so genanntes "Land Banking", bei dem beispielsweise in einer ersten Ausbauphase ein Abwasserteich angelegt und das Gelände später für eine konventionelle Anlage weit größerer Kapazität verwendet werden kann), sind Abwasserteiche schlechter einsetzbar als platzsparende Technologien. Ein Veto-Kriterium stellt die Außentemperatur dar: Wo Nitrifika-

tion oder hohe Abbauraten gefordert werden, darf die Abwassertemperatur über längere Zeiträume nicht unter beispielsweise 12 °C absinken. Abwasserteiche werden in kalten Regionen deshalb nur dort eingesetzt, wo Nitrifikation nicht gefordert wird und ggf. während des Winters nur geringere Abwassermengen anfallen (z. B. Gebiete mit Sommertourismus in Kanada oder Teichanlagen in Russland und Tschechien, die im Rahmen des Vorhabens untersucht wurden). Grundlegende Auswahlkriterien für den Einsatz von Teichanlagen im Vergleich zu anderen Verfahren sind in Tabelle 3.4 zusammengestellt.

Tabelle 3.4: Grundlegende Auswahlkriterien für Abwasserteiche im Vergleich zum Belebungsverfahren (Rudolph et al., 2009)

Nr.	Kriterium		Erläuterung
1	Flächenbedarf	-	Hinweis: Bis zu 40 % des Flächenbedarfs von Kläranlagen fallen für Infrastruktur an, nicht für die Prozessreaktoren.
2	Winterbetrieb	-	N-Abbau kommt praktisch zum Erliegen unter 5 °C.
3	Speicher-/ Pufferkapazität	+	Für Wasserwiederverwendung, Regenwasser, Spitzenausgleich etc. relevant.
4	Betriebliche Anforderungen	+	Anforderungen für Teichanlagen sind gering, aber nicht vernachlässigbar!
5	Investitionskosten	+	Aufwendige Maßnahmen für Mehrfachdichtungen können zusätzliche Kosten bei Teichen verursachen.
6	Verdunstungs- verluste	[-]	Verluste aufgrund der großen Oberfläche; aber: die intensive Belüftung bei Belebungsverfahren verursacht ebenfalls hohe spezifische Verdunstungsverluste pro m ² .
+ = Vorteil			() = abhängig von der Prozesstechnologie
- = Nachteil			und den örtlichen Bedingungen
			[] = Annahme; hier besteht noch Forschungsbedarf
Hinweis: Die Angaben gelten für kommunale Abwasserteichanlagen unter „normalen“ Bedingungen.			

Alle anderen technischen Vergleichskriterien (Bewertungskriterien in Tabelle 3.5 und übergeordnete Aspekte in Tabelle 3.6) sind relativ zu bewerten und stellen keine "Ausgrenzungskriterien" mit Veto-Charakter dar. Sie zeigen aber deutlich, dass für einen fairen Vergleich der Teichtechnologien auch spezifische nichtmonitäre Aspekte wie Robustheit, Bedienbarkeit und Freiflächenfunktion in Betracht gezogen werden müssen. Dies gilt beispielsweise dann, wenn mit der Abwasserteichanlage gleichzeitig eine Flächenreserve realisiert werden soll, wenn Wert auf die naturnahe Gestaltung der Abwasserbehandlung gelegt wird (ggf. auch mit Erholungsfunktion als „Gewässerlandschaft“), wenn mit der Kläranlage große Retentionsvolumina zum Hochwasserschutz oder zur Abwasserspeicherung zur Überbrückung von Trockenperioden erwünscht werden oder (und das ist in Entwicklungsländern heute noch von überragender Bedeutung) wenn ein Abwasserbehandlungsverfahren gewählt werden muss, welches auch gänzlich ohne elektrischen Strom auskommt oder zumindest in der Lage ist, Stromausfälle über 24 Stunden oder mehrere Tage zu überstehen, ohne dass die Klärwerksfunktion zusammenbricht.

Tabelle 3.5: Bewertungskriterien für Abwasserteiche im Vergleich zum Belebungsverfahren (Rudolph et al., 2009)

Nr.	Kriterium		Erläuterung
a	Ablaufwerte, organ. Belastung	(+/-)	Für eine weitergehende Verringerung von CSB-, BSB-, SS-Werten können zusätzliche Behandlungsstufen erforderlich sein, sowohl für Abwasserteich- als auch Belebungsanlagen.
	Ablaufwerte, Nährstoffe	(+/-)	Effektive Behandlungsverfahren sind sowohl für Abwasserteich- als auch Belebungsanlagen verfügbar.
	Ablaufwerte, mikrobiologische Belastung	(+/-)	Belebungsanlagen erfordern tlw. zusätzliche Desinfektion; bei Teichen wird dies tlw. ebenfalls nötig, zumindest im Fall von Ablaufgarantien. In der Gesamtsicht schneiden Teichanlagen etwas besser ab, z. B. bei der Virus-Reduktion.
	Ablaufwerte, Algen	(-)	Algen müssen ggf. durch spezifische Maßnahmen vom Teichablauf entfernt werden.
	Ablaufwerte, Biozönose	(+)	Nachbehandlung kann erforderlich werden zur Vermeidung eines biozönotischen Schocks.
b	Energieverbrauch	(+)	Unbelüftete Teichanlagen haben nahezu keinen Energieverbrauch, lediglich für Pumpen, Rechen etc. Biogas-Gewinnung ist bei Teich- wie bei Belebungsanlagen optional möglich.
	Empfindlichkeit in Bezug auf die Energieversorgung	(+)	Im Falle von Unterbrechungen der Stromversorgung können Teichanlagen ihre Funktion für einige Tage aufrecht erhalten, wohingegen Belebungsanlagen sofort ausfallen und evtl. eine aufwändigere Wiederaufnahme des Betriebs erfordern.
c	CO ₂ -Bilanz	(+)	Emissionen sind ungefähr proportional zur BSB-Reduktion; Belebungsanlagen können einfacher abgedeckt werden, aber weisen einen höheren Energieverbrauch auf.
	Klimarelevante Emissionen	[-/+]	Nicht abgedeckte Teiche mit unzureichenden Betriebsbedingungen können CH ₄ und NO _x freisetzen. Bei Lebenszyklusbetrachtungen und unter Berücksichtigung des Energieverbrauchs setzen gut betriebene Teichanlagen vermutlich weniger klimarelevante Gase frei als Belebungsanlagen.
d	Geruchsbelastung (und VOC)	(+/-)	Die Geruchsintensität von gut betriebenen Teichen ist signifikant geringer als die von Belebungsanlagen. Abdeckung und Gasfassung sind bei Belebungsanlagen einfacher auszuführen.
e	Moskitos, Ungeziefer, Ratten etc.	(-)	Belästigungen können durch geeignete Ausführung und ordnungsgemäßen Betrieb der Teiche begrenzt werden.
f	Feststoffanfall	(+)	Die Schlammproduktion in Teichanlagen ist geringer als in Belebungsanlagen, insbesondere bei hochbelasteten Anlagen. Keine Unterscheide bei der mechanischen Vorbehandlung (die bei beiden Verfahren vorhanden sein sollte).

Erläuterungen siehe Tabelle 3.4.

Tabelle 3.6: Übergeordnete Kriterien für Abwasserteiche im Vergleich zum Belebungsverfahren (Rudolph et al., 2009)

Nr.	Kriterium		Erläuterung
α	Finanzielle Anreize	(-)	Finanzielle Anreize für Consultants und Ausrüster sind bei Belebungsanlagen tlw. höher, was die Entscheidung zu Ungunsten von Teichanlagen beeinflussen kann.
β	Technische Steuerbarkeit	(-)	Die Veränderung und Steuerung von Hydraulik und Reinigungsprozess in Teichanlagen bedingt höhere Anforderungen als Änderungen an Aggregaten und Reaktoren von Belebungsanlagen.
γ	Flexibilität bzgl. Zuflussbedingungen / Pufferkapazität und in Bezug auf Upgrade / Erweiterung	(+)	Teichanlagen weisen große Pufferkapazität und Aufenthaltszeiten auf. Sie können stufenweise erweitert und mit konventionellen wie auch Hightech-Behandlungsverfahren aller Art kombiniert werden.
δ	Aquakultur	[+]	Insbesondere Algen und Wasserpflanzen können für Biogaserzeugung, Nährstoffnutzung, Herstellung von natürlichen Fasern und pharmazeutischen Produkten genutzt werden.

Erläuterungen siehe Tabelle 3.4.

3.3.2 Wasserverluste durch Verdunstung und Versickerung

Insbesondere in Regionen, in denen hohe Luft- und Wassertemperaturen mit Wassermangel einhergehen, spielt die Verdunstung aus Teichen eine wichtige Rolle.

Bei aridem Klima mit einer hohen Differenz zwischen Höhe der Niederschläge und Höhe der Evaporation aus der freien Wasserfläche, weisen Teichanlagen aufgrund der großen spezifischen Oberfläche höhere Verdunstungsverluste auf als etwa Belebungsanlagen oder Tropfkörper³. Der Mengenverlust und die Aufkonzentrierung von Salzen können insbesondere bei einer geplanten Wassernutzung oder der Sicherstellung von Mindestabflüssen einen gewichtigen Nachteil darstellen. Gleiches gilt, wenn sich (wie etwa in Südafrika) die Einleitungsbedingungen in den Vorfluter nicht in Konzentrations- und Frachtgrenzwerten erschöpfen, sondern auch die Begrenzung der Verbrauchsverluste beinhalten (beispielsweise wird in einigen Flusseinzugsgebieten Südafrikas verlangt, dass mindestens 90 % der entnommenen Rohwassermenge wieder in das Gewässer zurückgeleitet werden müssen).

Zählt man zu den Verdunstungsverlusten noch Sickerverluste durch die Teichsohle hinzu können selbst in nicht-ariden Gebieten nennenswerte Wassermengen verloren gehen. Ein Beispiel aus Neuseeland zeigt anschaulich den Einfluss der Wasserverluste auf den Einsatz von Teichen (NZWWA, 2005). Dort haben Messungen an verschiedenen Teichen während der Sommermonate Sicker- und Verdunstungsverluste

³ Zu berücksichtigen ist allerdings, dass bei technischen Verfahren zwar eine kleinere spezifische Oberfläche (m^2/EW) vorhanden ist, die spezifischen Verdunstungsraten (l/m^2) aufgrund von höherem Gasaustausch z. B. bei der Belüftung in Belebungsanlagen und in Tropfkörpern jedoch höher sind.

in einer Größenordnung von 100-150 m³/ha·d gezeigt. Damit lässt sich für die spezifisch neuseeländischen Verhältnisse folgende Beispielrechnung aufmachen:

Abwasserteichfläche ausgelegt für eine Bemessungsgröße von 5.000 EW
 $= 5.000 \text{ EW} / 1.200 \text{ EW/ha} = 4.2 \text{ ha}$.

Abwasserzulauf aus aktuell angeschlossener Bevölkerung von 4.000 EW
(bei 250 l/EW·d) = 1.000 m³/d.

Sicker- und Verdunstungsverluste = 4,2 ha x 150 m³/ha/d = 630 m³/d.

Das bedeutet, dass im Sommer über die Hälfte des Zulaufs durch Sicker- und Verdunstungsverluste verloren geht. Würde zusätzlich eine größere dritte Teichstufe mit 20 d Aufenthaltszeit in die Anlage integriert werden, wären weitere rund 2 ha Teichfläche vorhanden sein. Die Verluste würden sich dann summieren zu:

$6.2 \text{ ha} \times 150 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{d} = 930 \text{ m}^3/\text{d}$.

In diesem Fall würde der größte Teil des Zuflusses verloren gehen und die Anlage würde in sehr trockenen Sommern fast einen „Null-Abfluss“ aufweisen.

In Neuseeland beträgt die Evaporation von offenen Wasserflächen in den für Abwasserteichanlagen relevanten Gebieten im Schnitt 650 – 800 mm und allein im Monat Januar bei 100 – 225 mm (Finklestein, 1973), was im Schnitt 33 – 75 m³/ha·d entspricht. D. h., dass zwar im vorgenannten Beispiel der größere Teil der Wasserverluste durch die Sohle aus dem Teich verschwindet, der Verdunstungseffekt bei trockenerem bzw. wärmerem Klima mit höheren Verdunstungsraten deutlich in Kalkül zu ziehen ist.

Für Gebiete, in denen das Wasserdefizit aus Verdunstungs- minus Niederschlagshöhe Größenordnungen von über 75 cm erreicht, weisen Middelbrooks et al. (2005) bei ausreichender Flächenverfügbarkeit auf die Möglichkeit einer Abwasserentsorgung durch vollständige Verdunstung hin (Complete-Retention Pond).

Bezüglich der Frage, ob man die Verdunstungsverluste bei Teichanlagen durch Bewuchs der Wasseroberfläche mit Schwimmpflanzen verringern kann, ist noch nicht allgemeingültig geklärt (in diesem Fall würde die Evaporation aus der freien Wasseroberfläche verringert, allerdings zugunsten einer zusätzlichen Evapotranspiration durch die Wasserpflanzen).

Grundsätzlich besteht für den Bereich der Verdunstung aus Teich- und anderen Abwasseranlagen noch wissenschaftlicher Nachholbedarf. Zwar gibt es vereinzelte Ansätze, allerdings ist die Datengrundlage für einen umfassenden Vergleich verschiedener Verfahren unter unterschiedlichen klimatischen Bedingungen (Flächenwerte, Lufttemperatur, Sonnenscheindauer, Globalstrahlung, Luftfeuchtigkeit, Windverhältnisse, Niederschlagshöhen etc.) schwierig zu ermitteln. Zu berücksichtigen ist z. B.

auch, dass bei technischen Verfahren zwar eine kleinere spezifische Oberfläche (m^2/EW) vorhanden ist als bei Teichanlagen, die spezifische Verdunstung (mm oder l/m^2) aufgrund von höherem Gasaustausch, z. B. bei der Belüftung in Belebungsanlagen und in Tropfkörpern, jedoch höher sind.

3.3.3 Einsatz in kaltem Klima

Aufgrund ihrer großen Oberflächen und langen Aufenthaltszeiten sind Abwasserteichanlagen stärker von klimatischen Bedingungen abhängig als kompaktere, technische Anlagen. Im Winter geht durch Absenkung der biologischen Aktivität infolge niedriger Temperaturen und geringem O_2 -Eintrag bei Eis- und Schneebedeckung die Reinigungsleistung zurück. Eine Vergrößerung der spezifischen Teichfläche würde in diesem Fall keine wesentliche Verbesserung bewirken (DWA-A 201, 2005) bzw. müsste sehr umfänglich ausfallen.

Untersuchungen zum Winterbetrieb von Abwasserteichen an 8 Anlagen in Tschechien (Felberova, 2007; Baudisova and Mlejnska, 2007) haben allerdings gezeigt, dass die Performance im Winter nicht durchgängig schlechter ist als im Sommer, sondern stark anlagen- und parameterspezifisch ist:

- Der Abbau der organischen Fracht in den untersuchten Teichen war im Winter im Schnitt nicht schlechter als während der Sommermonate. Dies wurde vor allem auf die geringere hydraulische Zulaufbelastung der angeschlossenen Mischsystemen zurückgeführt, wenn Niederschläge in Form von Schnee zunächst nicht zum Abfluss kommen. Dies führt zwar zu höheren Konzentrationen im Zulauf, aber auch längeren hydraulischen Aufenthaltszeiten in den Teichen. Teilweise wurde sogar besserer CSB-Abbau festgestellt, was jedoch auf anlagenspezifische Effekte wie Algenblüte während der Sommermonate zurückzuführen ist und sicherlich nicht verallgemeinerbar ist.
- Starke Einbrüche waren erwartungsgemäß bei der Stickstoff-Elimination zu verzeichnen, da die Umsatzraten der Nitrifikanten bei geringen Temperaturen stark reduziert werden, mit der Folge steigender Ammonium- und Gesamtstickwerte.
- Die Phosphor-Elimination war im Sommer nur geringfügig niedriger als im Winter. Die bessere Reduzierung im Sommer wurde nicht zuletzt auf höhere pH-Werte aufgrund der höheren Photosynthese-Aktivität der Algen zurückzuführen.
- Untersuchungen zu Indikatorbakterien zeigten eine bessere Eliminationswirkung während der Sommermonate, allerdings wiesen die Werte große Schwankungsbreiten auf.

Frostperioden mit geschlossenen Eisdecken können vereinzelt auch zu anaeroben Verhältnissen in Teichen führen. Probleme bringt der Winterbetrieb vor allem bei be-

lüfteten Teichen, da der Oberflächenbelüfter durch Eis- und Schnee teilweise blockiert werden. (Felberova, 2007)

Anderes als in anderen Klimazonen werden Teichanlagen in sehr kaltem Klima häufig für intermittierenden Abfluss konzipiert. In den Teichen wird das zulaufende Wasser über längere Zeiträume gesammelt wird, um der verringerten Abbauleistung, der geringen Leistungsfähigkeit der Vorfluter und der Abflussverhinderung durch Eisschichten während der Winterphase Rechnung zu getragen. (Heaven et al., 2003)

Insofern kann die Außentemperatur ein Veto-Kriterium für den Einsatz von teichanlagen darstellen: Wo Nitrifikation oder hohe Abbauraten gefordert werden, darf die Abwassertemperatur über längere Zeiträume nicht unter beispielsweise 12 °C absinken. Abwasserteiche werden in kalten Regionen deshalb nur dort eingesetzt, wo Nitrifikation nicht gefordert wird und ggf. während des Winters nur geringere Abwassermengen anfallen (z. B. Gebiete mit Sommertourismus in Kanada oder Teichanlagen in Russland und Tschechien, die im Rahmen des Vorhabens untersucht wurden).

3.4 Verfahrenskombinationen und Weiterentwicklungen

3.4.1 Kombination mit anderen Behandlungsverfahren

Bei beengten Platzverhältnissen oder höheren Anforderungen an die Reinigungsleistung, wie z. B. Nitrifikation, können unter Ausnutzung der Vorteile von Abwasserteichen diese mit anderen Verfahren kombiniert werden. Auch bei der Erweiterung oder Verbesserung der Reinigungsleistung bestehender Abwasserteichanlagen und für die Anpassung an große saisonale Schwankungen eignen sich Kombinationslösungen. (DWA-A 201, 2005)

In Deutschland beschränken sich die Kombinationen überwiegend auf die Zwischenschaltung von Biofilmverfahren wie Tropf- oder Tauchkörper. In den letzten Jahrzehnten gab es nur vereinzelte innovative Ansätze, wie z. B. das Lagoon-MEMB-Projekt mit einer nachgeschalteten Membranbelebungsanlage (Ante, 2007). Im internationalen Umfeld gibt es zahlreiche weitere Kombinationslösungen mit vor- zwischen und nachgeschaltete Behandlungsstufen:

- Mechanische Vorbehandlungsstufe, z. B. Grobstoffrückhalt durch Rechen, kann optische und Geruchsprobleme verhindern;
- UASB als Vorbehandlungsstufe zum C-Abbau (Cavalcanti, 2003); problematisch allerdings unter dem Gesichtspunkt, dass gelöstes CH₄ wird in den Teichen freigesetzt wird;

- Integration von Lamellenseparatoren in die Teichanlage (Rudolph, 2005a);
- Kombinationen mit Algenteichen, bis hin zu HRAP und APS, siehe nachfolgendes Kapitel;
- Integration von Steinschüttungsfiltren oder ähnlichem in den Ablaufbereich zur Ablaufverbesserung, siehe Kapitel 3.6.2;
- Nachgeschaltete Pflanzenkläranlage als weitere naturnahe Behandlungsstufe;
- Nachgeschaltete (bewachsene) Bodenfilter;
- Nachgeschaltete Verrieselung;
- Nachgeschaltete Desinfektionsstufe, bei erhöhten mikrobiologischen Anforderungen an die Ablaufqualität, siehe Kapitel 4;
- Kombination mit Abwasserspeicherung.

Bei Ergänzung von Teichsystemen um andere Verfahrensstufen ist zu berücksichtigen, dass ggf. weitere Komponenten nötig werden. So sollte beispielsweise für den sicheren Betrieb von Biofilmreaktoren die Anordnung eines Rechens im Zulauf erwogen werden. (DWA-A 201, 2005)

3.4.2 Weiterentwickelte Systeme

Aufbauend auf dem klassischen Teichverfahren und den im vorstehenden Kapitel aufgeführten Verfahrenskombinationen gibt es weltweit zahlreiche Weiterentwicklungen im Bereich der Teichtechnologie. Unter anderen werden gezielt die Eigenschaften der Algenbiologie ausgenutzt oder über bestimmte Gestaltungen zusätzliche Funktionalitäten erschlossen. Mit dem Einsatz von Rezirkulationen in Teichsystemen ergibt sich ein teilweise fließender Übergang zu Belebungsanlagen.

Nachfolgend sind einige Beispiele von Teichvarianten und Weiterentwicklungen der Teichtechnologie dargestellt, die einen ersten Einblick in die zahllosen Anwendungen geben; für tiefergehende Erläuterungen wird auf weiterführende Literatur verwiesen.

- High-Rate Ponds (HRP) bzw. High-Rate Algal Ponds (HRAP)

Schon 1957 wurden HRP von Oswald für eine Kombination aus Abwasserbehandlung und Nährstoffgewinnung aus Algenbiomasse entwickelt. Auf Grundlage der Algenbiologie haben Weiterentwicklungen betrieben weltweit zu zahlreichen Anwendungen geführt haben (Craggs, 2005). HRAP werden flacher (0,2 – 0,8 m) als gewöhnliche unbelüftete Teiche, für kürzere Aufenthaltszeiten bis zu einer Woche ausgelegt und mittels Paddelwalzen umgewälzt (Shilton, 2005).

- Advanced Facultative Pond

Bei Advanced Facultative Ponds wird unter Ausnutzung der Schichtung in unbelüfteten Teichen in die Sohle eines 3 – 4 m tiefen Teichs eine zusätzliche Vertiefung (Fermentation Pit) für die gezielte Herstellung anaerober Verhältnisse integriert. Der Zulauf erfolgt in den Fermentation Pit. Gegenüber konventionellen unbelüfteten Teichen kann eine deutlich effizientere Methanerzeugung erzielt werden die eine Biogasgewinnung ermöglichen soll. (Oswald et al. 1994; Craggs, 2005)

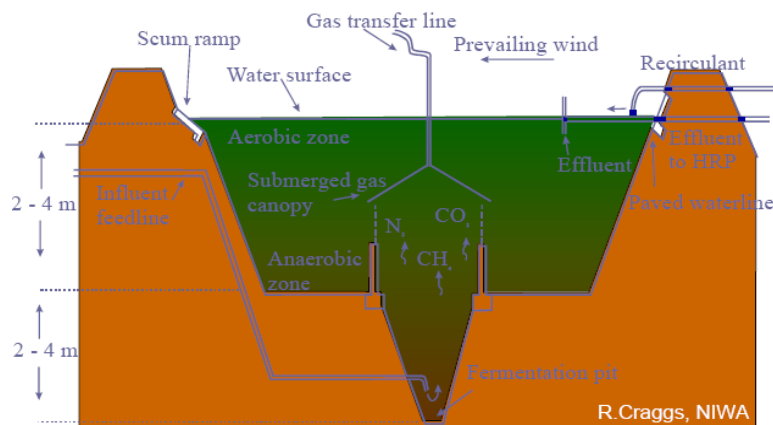


Bild 3.5: Advanced Facultative Pond (Craggs, 2005)

- Gezielter Einsatz von Algenteichen als Behandlungskomponente, u.a. zur Abwasserdesinfektion

Abgesehen von Anaerobteichen basiert die Abwasserreinigung in Teichsystemen auf einer Kombination aus Algen- und Bakterienbiologie. Insbesondere in unbelüfteten Teichen und Schönungsteichen findet sich eine Vielzahl von Algenspezies, siehe Tabelle 3.7.

Tabelle 3.7: Algal species commonly found in facultative and maturation ponds (Mara, 2006a)

Alga	Facultative ponds	Maturation ponds
<i>Euglenophyta:</i>		
<i>Euglena</i> ^{*,E}	+	+
<i>Phacus</i> ^{*,E}	+	+
<i>Chlorophyta:</i>		
<i>Chlamydomonas</i> ^{*,E}	+	+
<i>Chlorogonium</i> [*]	+	+
<i>Eudorina</i>	+	+
<i>Pandorina</i> [*]	+	+
<i>Pyrobotrys</i> [*]	+	+
<i>Ankistrodesmus</i>	-	+
<i>Chlorella</i> ^E	+	+
<i>Micratinium</i>	-	+
<i>Scenedesmus</i> ^E	-	+

<i>Selenastrum</i>	–	+
<i>Carteria</i> *	+	+
<i>Coelastrum</i>	–	+
<i>Dictyosphaerum</i>	–	+
<i>Oocystis</i>	–	+
<i>Volvox</i> *	+	–

Notes: * motile; ^E alga found by Abis (2002) in primary fac. ponds at Esholt, Bradford; + present; – absent.

Während Algen in Deutschland ausschließlich als Betriebsproblem wahrgenommen werden, gibt es weltweit verschiedene Ansätze für eine gezielte Nutzung der Wirkungen der Algenbiozönose. Dadurch dass Algen pathogene Mikroorganismen inkorporieren und im Milieu eines Algenteiches mit hohen pH-Werten (teilweise > 9) pathogene Mikroorganismen nur schwer überleben können, eignen sie sich insbesondere auch zur gezielten Abwasserdesinfektion. Die praktische Handhabbarkeit von Algenteichen galt jedoch sich lange Zeit als kaum beherrschbar, weil sich die Separation der Algen vom Abwasserablauf als technisch schwierig erwiesen hatte (Sedimentation so gut wie unmöglich; Flotation aufwendig; Filtration schwierig, wegen Verstopfung der Filter usw.). FuE-Ansätze u. a. in Südafrika und Neuseeland zeigen jedoch, dass durch gezielte Maßnahmen im Algenteich praxisrelevante Anwendungen möglich sind:

- durch geringe wirksame Wassertiefen von 10 - 60 cm, bei denen schlechter separationsfähige Algen teilweise in geringerem Maße auftreten;
- durch schonende Behandlung der Algen, wie langsam laufende Umwälzsysteme anstelle schneller Rühraggregate, durch welche die Algenflocken zerstört werden;
- durch gezielte Anreicherung separationsfähige Algen indem (angelehnt an das Belebungsverfahren) hinter den Algenteich ein Absetzbecken geschaltet wird, in dem sedimentationsfähige Algen gesammelt und in den Algenteich zurückgefördert werden und so für die Anreicherung sedimentationsfähiger Algen im Algenteich sorgen (alternativ wäre auch die Anreicherung flotierbarer Algen durch Flotation denkbar).

Dies ermöglicht den Einsatz von Teichen mit hohen Algenpopulationen für diverse Zwecke, wie auch die gezielte Ausnutzung der Desinfektionswirkung.

- Pond Enhanced Treatment and Operation (PETRO) System:

Der in Südafrika entwickelte PETRO-Prozess beruht auf der Kombination von Teichen und anderen Behandlungsverfahren (Tropfkörpern oder Belebungsanlage) und zusätzlicher Rezirkulation (Shipin et al., 1998; Shipin und Meiring, 2002, 2005).

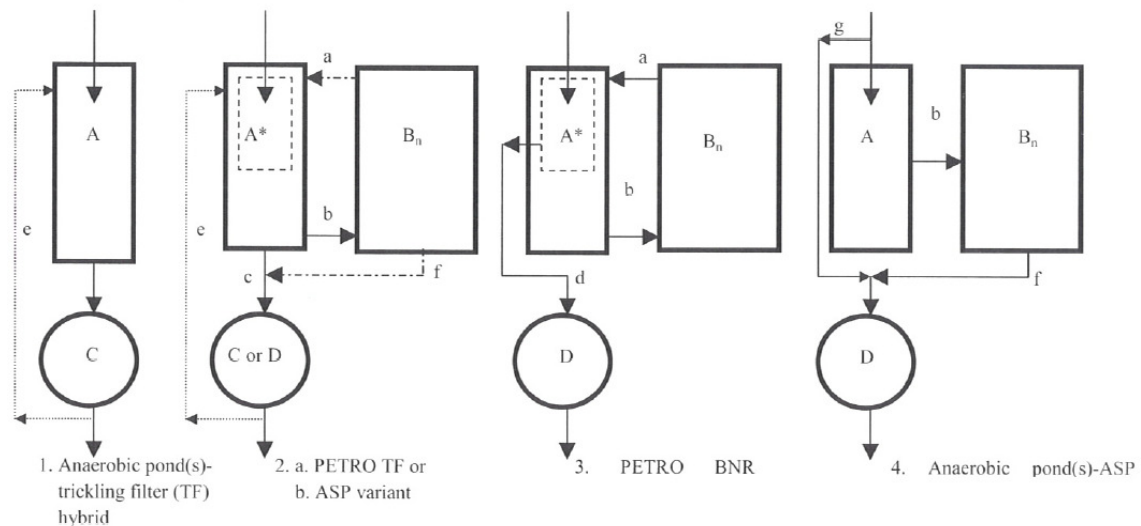


Bild 3.6: Teichanalgen integriert mit Tropfkörpern und Belebungsbecken (Shipin und Meiring, 2005)

In einem vorgeschalteten Anaerob-Teich, oft mit einer zusätzlichen Vertiefung in der Sohle versehen, durch die auch die Abwasserzuführung läuft, sollen bereits bis zu 70 % der CSB entfernen. Das C:N-Verhältnis wird durch Rückführung von Algen- und stickstoffreichem Wasser auf prozessrelevantem Niveau gehalten. Es gibt zahlreiche Varianten des Verfahrens, das insbesondere zum Upgrade bestehender Anlagen angewendet wird.

- Advanced Integrated Wastewater Pond System (AIWPS) oder Advanced Pond System (APS):

AIWPS-Verfahren, wie dem in Neuseeland angewendeten APS-Verfahren, wurden mit dem Ziel entwickelt, die Abwassereinigungseigenschaften der Teichtechnologie mit deren Potentialen für zusätzliche die Ressourcengewinnung wie Biogas als Energiequelle und Algen als Biomasse zu verbinden (Oswald, 1991; Craggs et al., 2003). Dies erfolgt durch eine abgestimmte Kombination von vier Teichkomponenten, siehe Bild 3.7:

- einem Advanced Facultative Pond (siehe oben) mit integriertem Anaerobbereich (Fermentation Pit),
- einem High Rate Pond mit hohem Algenbesatz und schonender Umwälzung,
- ein bis zwei Algenabsetzteichen (Algae Settling Ponds), mit Entfernung von 50 – 80 % des Algen-TS und einer Rückführung in den Facultative Pond,
- einem oder mehreren Schönungsteichen (Maturation ponds).

In Neuseeland sind mehre solche Anlagen in Betrieb, teilweise noch im Versuchsstadium.

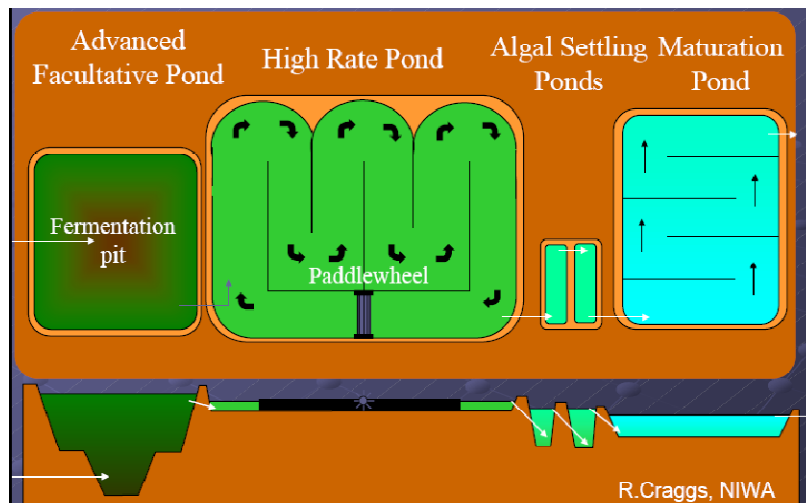


Bild 3.7: Advanced (integrated wastewater) pond system (Craggs, 2005)

- Teiche zur Behandlung industrieller Abwässer
 In Südafrika gibt es verschiedene Anlagen zur Behandlung von salzhaltigem Abwasser, z. B. aus Mienen, die im Wesentlichen auf speziell adaptierten Algenspezies beruhen (Rose, 2002).
- Constant Waterlevel Sequencing Batch Reaktor (CWSBR):
 Mit diesem modifizierten SBR-Verfahren können bestehende Teichkläranlagen mittels spezieller Hydrosegel zu einer SBR-Anlage weiterentwickelt werden. Das Verfahren beruht auf einer flexiblen Nutzung der Teichvolumina ohne Änderung des Wasserspiegels. (Ruck et al., 2002; Dederichs, 2007). Anzumerken ist allerdings, dass diese Verfahren faktisch die Aufgabe der spezifischen Teichcharakteristika zugunsten eines üblichen Belebtschlammverfahrens (hier in Form des SBR-Verfahrens) hat und damit eigentlich nicht mehr zu den Teichverfahren zu zählen ist.
- Mehrzweckteichsysteme
 Die gezielte Kombination der Reinigungsfunktion in Teichen mit zusätzlichen Nutzenfunktionen wie der Gewinnung von Biogas, -material und -masse (Multi-purpose ponds) soll zukünftig neue Einsatzfelder und Finanzierungskonzepte für Teichtechnologien erschließen. Siehe weitere Angaben in Kapitel 3.10 und 3.14.
- Stufenausbaukonzepte:
 In verschiedenen Einsatzfällen ist eine stufenweise Realisierung von Abwasserreinigungskonzepten sinnvoll oder erforderlich. Dies gilt beispielsweise in Ländern mit hohem Bevölkerungswachstum, in denen die Infrastruktur einschließlich der Abwasserreinigung mit den Verhältnissen mitwachsen muss oder wenn die Leistungsfähigkeit von Betreibern in Entwicklungs- und Transformationsländern etap-

penweise verbessert werden soll. Aufgrund ihrer Flexibilität in der Kombination mit anderen Behandlungsverfahrensstufen eignen sich Abwasserteiche gut als eine Basiskomponente für die Anwendung von Stufenausbaukonzepten für solche Zwecke.

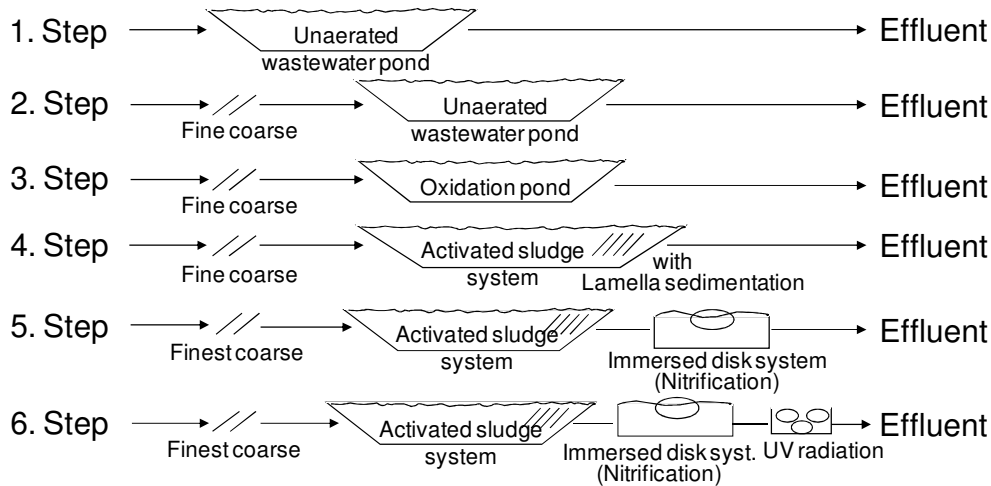


Bild 3.8: Beispiel für ein fiktives Stufenausbaukonzept mit Teichanlage (Rudolph, 2005)

Ausführliche Angaben zu Stufenausbaukonzepten mit und ohne Abwasserteichen finden sich im Schlussbericht zum Teilprojekt C2 (02WA0736) innerhalb des vorliegenden Verbundvorhabens.

3.5 Bemessung

3.5.1 Grundsätzliches

Für jeden Teichtyp (Fakultativteich, Anaerobteich, Schönungsteich etc.) sind eigene Bemessungsansätze zu berücksichtigen.

Die Wahl der passenden Bemessungsansätze hängt dabei stark von den klimatischen Bedingungen ab, unter denen Teiche betrieben werden. Stärker als bei kompakten, technische Abwasserreinigungsverfahren spielen bei Teichen neben der Luft- und Wassertemperatur auch weitere äußere Einflüsse, wie Sonneneinstrahlung, Wind und bauliche Gestaltung eine wichtige Rolle für die Reinigungsleistung und sind bei Bemessung sowie Konstruktion zu berücksichtigen.

Bevor man sich mit der Bemessung beschäftigt, sind zunächst jedoch die wesentlichen planerischen Rahmenbedingungen zu klären:

- Was ist das **Behandlungsziel**: die umweltverträgliche Entsorgung (Primärziel in Deutschland) oder die Wiederverwertung des abgeleiteten Abwassers (Primärziel in vielen ariden Regionen weltweit)? Bei Letzterem spielt der Nährstoff- und Al-

gengehalt eine untergeordnete Rolle, die Behandlungsziele sehen vor allem eine Reduktion der hygienischen Risiken und Vermeidung von Problemen durch Gerüche und Partikel vor. Bei der alleinigen Entsorgung stehen Zielparameter wie etwa BSB und der Gehalt an Schwebstoffen im Vordergrund, auch Algen können sehr störend sein, insbesondere wenn das Abwasser in stehende Gewässer eingeleitet wird.

- Wie viel **Fläche** steht zur Verfügung? Besonders in Regionen mit ausreichendem Flächenpotential und niedrigen Baukosten können Reserven sinnvoll sein, wenn sie mit nur geringen Mehrkosten verbunden sind.
- Was ist der **maßgebende Lastfall**, unter den regionalen und örtlichen Bedingungen (z. B. Monsun, 48-Stunden-Unterbrechung der Stromversorgung o. Ä.) und wie ist dieser maßgebende Lastfall sinnvoll bei der Bemessung zu berücksichtigen (z. B. durch Nutzung der Pufferwirkung der Teiche)?

Gerade der erste Punkt hat großen Einfluss auf die Wahl der relevanten Bemessungsparameter. In vielen Ländern spielt die Reduktion der mikrobiologischen Belastung vor dem Hintergrund einer Wasserwiederverwendung aus dem Teichablauf eine entscheidende Rolle, was beispielsweise im Deutschen Regelwerk nur implizit berücksichtigt wird.

3.5.2 Hydraulische Modelle

Bemessungsansätzen für Abwasserteiche liegen entweder empirische Bemessungsansätze, basierend auf Erfahrungswerten bestehender Teichanlagen (maßgebender Parameter: Flächen- bzw. Raumbelastung, wie sie sich auch im deutschen Regelwerk finden), oder kinetische Ansätze (maßgebender Parameter: hydraulische Aufenthaltszeit) zugrunde.

Mit kinetischen Bemessungsansätzen sollen die biochemischen Reaktionen mathematisch abgebildet werden. Die biologischen Abbauprozesse, wie beispielsweise der Substratabbau, werden dabei vereinfacht als Reaktionen 1. Ordnung beschrieben. Grundlage für die Berechnung bilden verschiedene hydraulische Modelle, wie das Modell einer Pfropfenströmung (Rohrreaktormodell), einer vollständigen Durchmischung (Rührreaktormodell bzw. Rührkesselkaskade) und das Modell einer Dispersionsströmung, siehe auch Bild 3.9. Das Modell der Dispersionsströmung vereinigt die beiden anderen Modelle in Abhängigkeit von der Dispersionszahl. Ist die Dispersionszahl gleich Null liegt eine Pfropfenströmung vor, konvergiert sie gegen unendlich, dann handelt es sich um einen vollständig durchmischten Reaktor. Mit einer Pfropfenströmung würden rechnerisch die besten Reinigungsleistungen erzielt, jedoch wird sie in der Praxis nicht erreicht. Eine Annäherung wird durch die serielle Anordnung erreicht. Die Abbauleistung wird so bei gleichem Gesamtvolumen um ein Viel-

faches erhöht. Ausführliche Darlegungen zur Reaktorkinetik sowie Bestimmungen und Vergleiche von BSB₅-Eliminationsleistung der verschiedenen Modelle finden sich beispielsweise bei von Sperling 1999) bzw. von Sperling und Chernicharo (2005). Mit den kinetischen Modellen erfolgt die Bemessung der Teichvolumina über die Bestimmung der Verweilzeit des Abwassers im Teichsystem dann in den folgenden Schritten: Vorgabe der Eliminationsleistung – Bestimmung der gleichungsspezifischen Parameter – Berechnung der benötigten Verweilzeit – Berechnung des Volumens. (Haber, 2007)

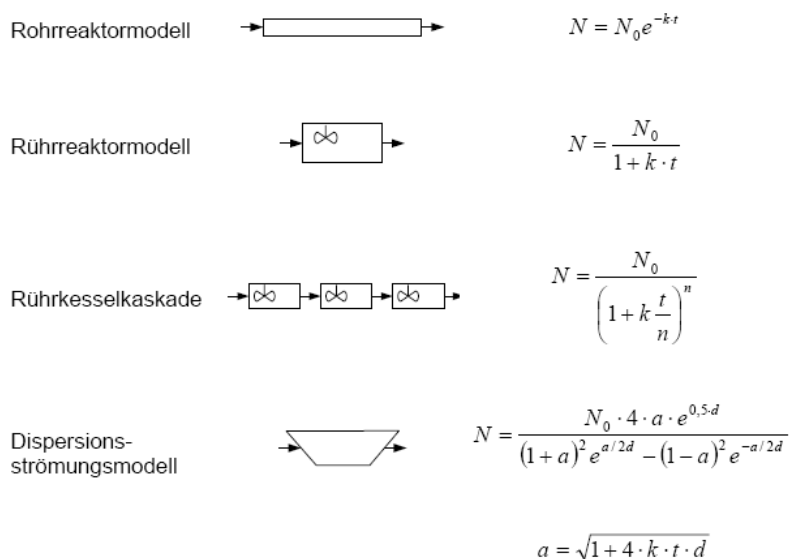


Bild 3.9: Hydraulische Modelle zur Beschreibung der Eliminationsleistung (von Sperling, 1999)

3.5.3 Bemessungsansätze in Deutschland

In Deutschland sind die Dimensionierung und Konstruktion von Abwasserteichanlagen im DWA-Arbeitsblatt 201 (2005)⁴ und der DIN 12255-5 (1999) geregelt. Zusätzliche Hinweise in Form eines Regelwerkskommentars geben Nowak und Heise (2007).

Dem DWA-A 201 liegt ein einfacher empirischer Bemessungsansatz über Flächen- und Raumbelastung zu Grunde, z. B. pauschal 10 m²/EW bei unbelüfteten Teichen. In Tabelle 3.8 sind die wesentlichen Bemessungswerte für die einzelnen Teichtypen gemäß DWA-A 201 (2005) zusammengestellt.

⁴ Die Erarbeitung der DWA-A 201 erfolgte durch den DWA-Fachausschuss KA-10 „Abwasserbehandlung im ländlichen Raum“, eine eigene Arbeitsgruppe zu Abwasserteichen besteht bei der DWA nicht.

Tabelle 3.8: Zusammenstellung der Bemessungswerte gemäß DWA-A 201 (2005)

Kenngröße	Einheit	Absetzteiche	unbelüftete Teiche	belüftete Teiche	Nachklärteiche	Schönungsteiche
spezifisches Volumen V_{EW}	m^3/E	$\geq 0,5$				
spezifische Oberfläche A_{EW}						
• ohne vorgeschalteten Absetzteich	m^2/E		≥ 10			
• mit vorgeschaltetem Absetzteich	m^2/E		≥ 8			
• bei Mitbehandlung von Regenwasser $A_{EW,MI}$	m^2/E		Zuschlag 5			
• für teilweise nitrifizierten Ablauf	m^2/E		≥ 15			
Mindestgröße	m^2				20	
Raumbelastung $B_{R,BSB}$	$g/(m^3 \cdot d)$			≤ 25		
oder						
Flächenbelastung $B_{A,BSB}$	$g/(m^2 \cdot d)$			$B_A = B_R \cdot h$		
für nitrifizierten Ablauf				zusätzl. Festbetteinrichtungen		
Wassertiefe h	m	$\geq 1,5$	$\sim 1,0$	1,5 bis 3,5	$\geq 1,2$	1 bis 2
Sauerstoffverbrauch $OV_{C,BSB5}$	kg/kg			$\geq 1,5$		
Leistungsdichte P_R	W/m^3			1 bis 3		
Durchflusszeit t_R						
• bei Trockenwetter	d	≥ 1		≥ 5		1 bis 2
• bei Maximaldurchfluss	d				≥ 1	
Schlammanfall						
• mit vorgeschaltetem Absetzteich	$l/(E \cdot a)$	130	70	70		5
• ohne vorgeschaltet. Absetzteich	$l/(E \cdot a)$		200	200		5

Die Ansätze zielen auf Baugrößen bis max. 5.000 EW und sind spezifisch auf die deutschen klimatischen Verhältnisse abgestimmt.

In Deutschland liegt die Ausbaugröße von Abwasserbehandlungsanlagen im ländlichen Raum in der Regel unter 5.000 EW (sog. „kleine Kläranlagen“) und damit im Geltungsbereich der Größenklassen 1 und 2 des Anhangs 1 der Abwasserverordnung (AbwV, 2004) nach § 7a WHG. Bei diesen Größenklassen gelten nur Mindestanforderungen für die organischen Schmutzparameter BSB_5 und CSB , keine für die Nährstoffparameter Stickstoff und Phosphor.

Somit markiert die Kläranlagengröße von 5.000 EW auch aus bemessungs- und verfahrenstechnischer Sicht eine Abgrenzung, die sich in den Arbeitsblättern des DWA-Regelwerkes widerspiegelt. Damit setzt die DWA voraus, dass sich Abwasserteiche in erster Linie für die Entwässerung kleiner Ortschaften anbieten, was für Deutschland in der Praxis auch zutrifft, sich jedoch nur begrenzt auf die Situation in anderen Ländern übertragen lässt.

3.5.4 Internationale Bemessungsansätze

International gibt es keine einheitlichen bzw. allgemein anerkannten Standard-Bemessungsansätze für Teichverfahren. Die in Deutschland bewährten, empirisch begründeten Ansätze zur Bemessung von Teichen sind insbesondere für tropische Regionen oder Regionen mit höherer Solarstrahlung als in Deutschland nur nicht ohne Weiteres übertragbar und können bestenfalls bei moderaten Temperaturen als erste Orientierung dienen. Für einen genaueren Ansatz bei der Bemessung ist auf die internationale Fachliteratur zurückzugreifen (siehe beispielsweise Shilton, 2005; von Sperling, 2007; NZWWA, 2005; Shilton und Harrison, 2003). In Tabelle 3.9 sind als erster Anhalt für Planungen in wärmeren Klimazonen wesentlichen Bemessungsparametern zusammengestellt.

Tabelle 3.9: Typische Bemessungsparameter für Abwasserteiche (von Sperling, 2007)

Design parameter	Anaerobic	Facultative	Facultative aerated	Completely mixed aerated	Sedimentation	Maturation
Detention time t (d)	3 – 6	15 – 45	5 – 10	2 – 4	≈ 2	(*)
Surface loading rate L_s (kgBOD ₅ /ha·d)	–	100 – 350	–	–	–	–
Volumetric loading rate L_v (kgBOD ₅ /m ³ ·d)	0.10 – 0.35	–	–	–	–	–
Depth H (m)	3.0 – 5.0	1.5 – 2.0	2.5 – 4.0	2.5 – 4.0	3.0 – 4.0	0.8 – 1.2
L/B ratio (length/breadth)	1 to 3	2 to 4	2 to 4	1 to 2	–	(**)
BOD removal coef. k (complete mix; 20 °C) (d ⁻¹)	–	0.25 – 0.40	0.6 – 0.8	1.0 – 1.5	–	–
Temperature coefficient θ (complete mix)	–	1.05 – 1.085	1.035	1.035	–	–
BOD removal coef. k (dis- persed flow; 20 °C) (d ⁻¹)	–	0.13 – 0.17	–	–	–	–
Temperature coefficient Θ (dispersed flow)	–	1.035	–	–	–	–
Dispersion number d (L/B = 1)	–	0.4 – 1.3	–	–	–	0.4 – 1.1
Dispersion number d (L/B = 2 to 4)	–	0.1 – 0.7	–	–	–	0.1 – 0.5
Dispersion number d (L/B ≥ 5)	–	0.02 – 0.3	–	–	–	0.03 – 0.23
Effluent particulate BOD (mgBOD ₅ /gSS)	–	0.3 – 0.4	0.3 – 0.4	0.3 – 0.6	–	–
Average O ₂ requirements (kgO ₂ /kgBOD ₅ removed)	–	–	0.8 – 1.2	1.1 – 1.4	–	–
Power level (W/m ³)	–	–	< 2.0	≥ 3.0	–	–
Coliform die-off coef. K_b (complete mix; 20 °C) (d ⁻¹)	–	0.4 – 0.5	–	–	–	0.6 – 1.2 (***)
Temperature coefficient θ (complete mix)	–	1.07	–	–	–	1.07
Coliform die-off coef. K_b (dispersed flow; 20 °C) (d ⁻¹)	–	0.2 – 0.3	–	–	–	0.4 – 0.7

Temperature coefficient θ (dispersed flow)	–	1.07	–	–	–	1.07
--	---	------	---	---	---	------

L = length (m); B = breadth (m);

- (*) The detention in a maturation pond is a function of pond shape and the required coliform removal efficiency.
- (**) L/B ratio including baffles in a single pond > 10;
L/B ratio in each pond of a series of more than 3 ponds: 1– 5.
- (***) Coefficient K_b (complete mix) for maturation pond: values given are for pond in series (baffled ponds are not well represented by the complete-mix model).

Für die genauere Bemessung von Teichanlagen sind im internationalen Umfeld eine Vielzahl verschiedener Bemessungsansätze entwickelt und publiziert worden, in der der Temperatureinfluss über Temperatur-Terme u. a. mit der Arrhenius-Konstante oder empirisch ermittelten Faktoren eingeht. Dabei werden die bei höheren Temperaturen oft stärkere Sonneneinstrahlung und der Einfluss der Algen-Biologie meist implizit berücksichtigt.

Im Folgenden werden am Beispiel von unbelüfteten Fakultativteichen (quasi der Basistyp jeder Teichanlage) die Bemessung erläutert und verschiedene internationale Ansätze verglichen. Die Ausführungen greifen auch auf Ergebnisse einer im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens angefertigten Diplomarbeit von Haber (2007) zurück.

Die praktische Bemessung von Fakultativteichen erfolgt in der Regel zunächst über die zulässige BSB_5 -Flächenbelastung auf Grundlage empirischer Ansätze (so wie dies mit einem Pauschalwert ja auch im deutschen DWA-A 201 (2005) vorgesehen ist vgl. Tabelle 3.8). Mit den kinetischen Ansätzen kann dann anschließend die Reinigungsleistung überprüft werden.

Die zulässige BSB_5 -Flächenbelastung ergibt sich unter Berücksichtigung der klimatischen Verhältnisse als Funktion der Luft- oder Wassertemperatur des kältesten Monats. In Tabelle 3.10 sind verschiedene Bestimmungsgleichungen mit Schwerpunkt auf warmen und tropischen Regionen zusammengestellt.

Tabelle 3.10: Ansätze für die Berechnung der BSB_5 -Flächenbelastung B_{F,BSB_5} (kg/ha·d) von fakultativen Abwasserteichen, in Abhängigkeit von Lufttemperatur T_L (°C) bzw. Wassertemperatur T_w (°C)

Autor	Bemessungsansatz
Mc Garry und Pescod (1970)	$B_{F,BSB_5} = 60 \cdot 1,099^{T_L}$
Mara (1976)	$B_{F,BSB_5} = 20 \cdot T_L - 120$
Mara (1987 ff.)	$B_{F,BSB_5} = 350 \cdot (1,107 - 0,002 \cdot T_L)^{(T_L - 25)}$
Arthur (1983)	$B_{F,BSB_5} = 20 \cdot T_L - 60$
Yanez (2000)	$B_{F,BSB_5} = 357,4 \cdot 1,085^{(T_w - 29)}$

Mc Garry und Pescod (1970) setzten als erste die Flächenbelastung zur Temperatur in Beziehung. Die Formel beinhaltete jedoch keine Sicherheiten und führte in der Praxis teilweise zu anaeroben Verhältnissen. In der weiteren Entwicklung von Bemessungsansätzen für Fakultativteiche hatten u. a. anderem Arbeiten von Mara (1987 ff.) maßgeblichen Einfluss. Insbesondere die Formel von 1987 zählt zu den meistzitierten Ansätzen (Shilton, 2005; von Sperling, 2007). Nach Cemaref sollte für Temperaturen $\leq 8 \text{ }^\circ\text{C}$ eine untere Grenze von 80 (kg/ha·d) angesetzt werden.

Die Gleichung von Yanez (2000) basiert auf der Wassertemperatur im Teich. Laut von Sperling (2007) kann die Wassertemperatur T_W nach Yanez (1993) und Brito (2000) aus der Lufttemperatur T_L nach folgender Gleichung bestimmt werden:

$$T_W = 12,7 + 0,54 \cdot T_L$$

Die erforderliche Teichfläche ergibt sich dann mit der Zulaufkonzentration S_{0,BSB_5} und dem Zulaufvolumenstrom Q_0 zu (Mara, 2005):

$$A = 10 \cdot S_{0,BSB_5} \cdot \frac{Q_0}{B_{F,BSB_5}}$$

Mit der Teichtiefe von D (m) und einem durchschnittlichen Zufluss $Q_{\text{average}} = 0,5 \cdot (Q_0 + Q_e)$ (m^3/d) erhält man die die Aufenthaltszeit t (d), die mindestens 4 d betragen sollte (Mara, 1987; Mara 2005):

$$t = \frac{A \cdot D}{0,5 \cdot (Q_0 + Q_e)}$$

Bei Vernachlässigung von Versickerungseffekten ergibt sich der Abfluss Q_e (m^3/d) zu:

$$Q_e = Q_0 - 0,001 \cdot e_v \cdot A$$

mit e_v (mm/d) aus der Differenz zwischen Evaporation und Niederschlag.

Für die im nächsten Schritt folgende Überprüfung der Reinigungsleistung wird meistens das Modell einer vollständigen Durchmischung verwendet, da die Gleichungen für dieses Modell einfacher zu bestimmen sind und eine aufwendige Bestimmung der Dispersionszahl entfällt:

$$S_{e,BSB_5} = \frac{S_{0,BSB_5}}{(1 + k_{1,BSB_5} \cdot t)}$$

Die Reaktionskonstante für den BSB_5 -Abbau k_{1,BSB_5} (d^{-1}) wird mit der Gleichung

$$k_{1,BSB_5}(T) = k_{1,BSB_5}(20) \cdot \Theta^{(T-20)}$$

oder nach Uhlmann et al. (1980) ermittelt. Verschiedene Referenzabbauwerte für Primär- und Sekundärteiche und Temperaturkonstanten sind in Tabelle 3.11 aufgeführt. (Haber, 2007)

Tabelle 3.11: BSB₅-Referenzabbaurate $k_{1,BSB5}$ (d⁻¹) und Arrhenius-Temperaturkonstante Θ (-) zu verschiedenen Ansätzen mit volldurchmischten Reaktoren (Haber, 2007)

Quelle	$k_{1,BSB5(20)}$	Θ	Teichtyp
EPA (1983)	0,35	1,085	Primärteich
Salta (1999)	0,41	1,17	Primärteich
Mara (2003, 2005)	0,3	1,05	Primärteich
Sperling (2007)	0,3 – 0,4	1,05	Primärteich
Mara (2003, 2005)	0,1	1,05	Sekundärteich
von Sperling (2007)	0,25 – 0,32	1,05	Sekundärteich

Wenn die Festlegung des BSB₅-Grenzwertes für algenfreien Proben erfolgt, ist nach eine Umrechnung der mit obigen Gleichungen berechneten Ablaufkonzentration $S_{e,BSB5}$ nötig. Unter der Annahme, das 70 - 90 % des BSB₅ im Ablauf eines Teiches aus Algen herrührt, kann der gefilterte Ablauf auf der sicheren Seite abgeschätzt werden mit (Mara 2005):

$$S_{e,gef.} = 0,3 \cdot S_{e,BSB5}$$

Die BSB₅-Flächenbelastung wird bei in Tabelle 3.10 zusammengestellten Ansätze als Funktion der Temperatur bestimmt. Gleiches gilt für die Reaktionskonstanten (Abbauwerte) in Tabelle 3.11, die über den Arrhenius-Term ebenfalls in Abhängigkeit der stehen. Um die zusammengestellten Ansätze zu vergleichen, sind die zulässigen BSB₅-Flächenbelastungen aus Tabelle 3.10 in Bild 3.10 über einen weiten Temperaturbereich grafisch aufgetragen worden. Zur besseren Anschaulichkeit wurden die Werte in Bild 3.11 zusätzlich für einen normierten Flächenbedarf von einem Einwohner dargestellt.

Aus der Grafik wird deutlich, dass die Flächendifferenz zwischen den meisten Ansätzen bei kühlen Temperaturen unter 15 °C stark zunimmt. Bei dieser Temperatur ist die nach Mara (1976) ermittelte Fläche fast 2,3-mal größer als die nach Yanez (2000) und 1,5-mal größer als bei Arthur (1983). Letztgenannte Ansätze liegen allerdings bereits außerhalb ihres eigentlichen Temperaturintervalls. Die Werte der verschiedenen Ansätze gleichen sich bei Temperaturen größer 20 °C aneinander an, was nicht wundert, da sie ihre Bezugstemperatur bei 20 und 25 °C haben. Da für die Bemessung die mittlere Temperatur des kältesten Monats angenommen wird, liegt bei den genannten Ansätzen nur ein schmales Werteband für wärmere Klimazonen

vor, in dem der Flächenbedarf mit großer Sicherheit abgegriffen werden kann. (Harber, 2007)

Es ist auch deutlich zu erkennen, dass der konstante empirische Bemessungsansatz des DWA-A 201 in Umgebungen mit hohen Temperaturen zu einer signifikanten Überbemessung führen würde, bei 20 °C beispielsweise um den Faktor 4 gegenüber Mara (1987). Die Anwendung der DWA-A 201 ist daher für warme Klimaregionen ungeeignet. Ein weiteres Manko besteht darin, dass eine Bestimmung verschiedener Teichtypen in Serie nicht möglich ist.

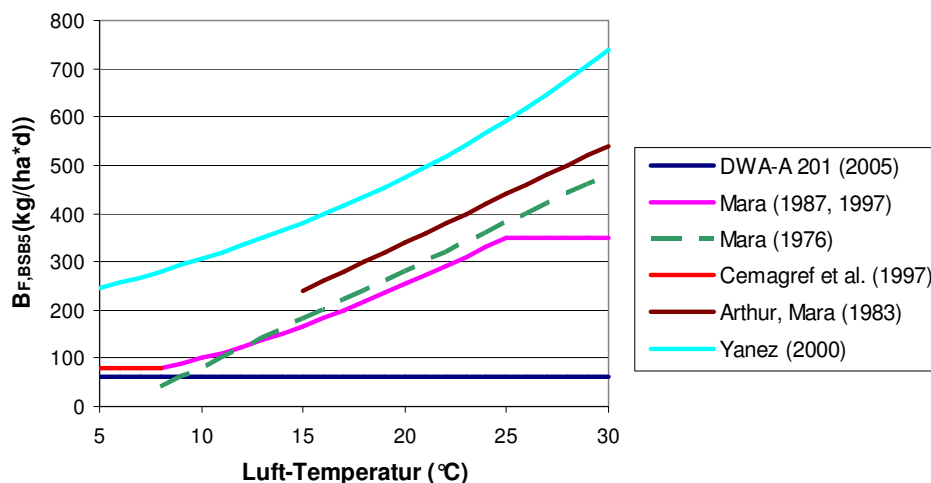


Bild 3.10: Beispielhafter Vergleich der BSB₅-Flächenbelastung in Abhängigkeit der Temperatur für verschiedene Bemessungsansätze für Fakultativteiche

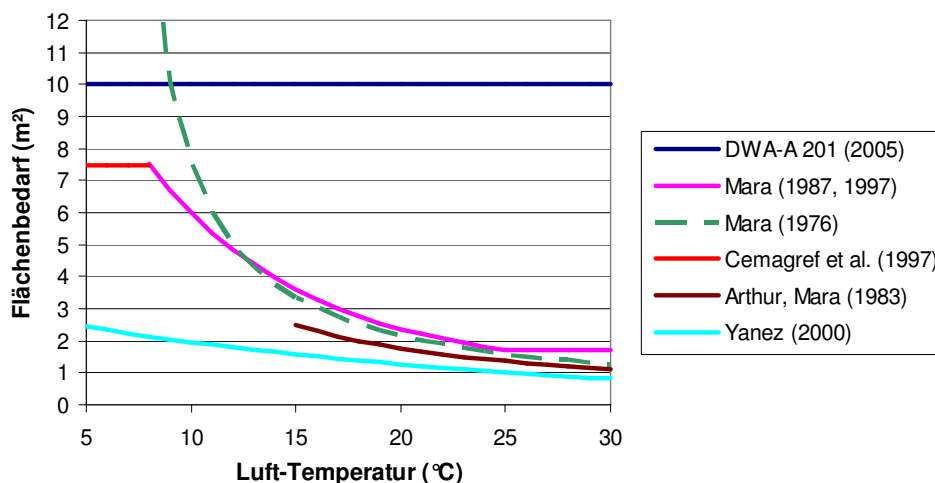


Bild 3.11: Beispielhafter Vergleich von Ergebnissen verschiedener Bemessungsansätze für Fakultativteiche, bezogen auf einen normierten Flächenbedarf (spez. BSB₅ = 60 g/(E·d))

Für Teichanlagen in sehr kaltem Klima fällt die theoretische Aufarbeitung der Bemessungsgrundlagen weniger breit aus als für andere Anlagenarten und Klimazonen. Ein Vergleich von Bemessungsansätzen in den USA, Canada, Nordeuropa und der früheren Sowjetunion findet sich bei Heaven et al. (2003). Unterschiede zu Anlagen in anderen Klimazonen liegen vor allem im intermittierenden Betrieb mit teilweise nur 1 – 2 Abläsen pro Jahr und entsprechend hoher Aufenthaltsdauer sowie in konstruktiven Unterschieden wie zusätzlichem Volumen für Eis (so berichten Heaven et al. (2003) von rund einem halben Meter Eis in Bergregionen in den USA bis zu Eisdicken auf Teichen von 1,2 m in Nordschweden und bis 2 m in Nord-Kanada).

3.5.5 Mikrobiologische Parameter

Anderes als in Deutschland spielt im internationalen Kontext häufig der Abbau bzw. die Verringerung mikrobiologischer Belastungen (Bakterien, Viren, Helminthen etc.) Belastung vor dem Hintergrund einer Wasserwiederverwendung aus dem Teichablauf eine wichtige Rolle. Der wesentliche Auslegungsparameter für dieses Behandlungsziel ist die hydraulische Aufenthalts- bzw. Durchflusszeit (Hydraulic Retention Time) in den Teichen. In Kapitel 4.4 werden die Wirkungsmechanismen erläutert.

Für die bakterielle Belastung stellen die **fäkalkoliformen Bakterien** eine der wichtigsten Indikatorbakteriengruppe für die Beschreibung der Eliminationsraten in Teichanlagen dar. Zur Berechnung der Anzahl fäkalkoliformer Keime N_e (FC/100 ml) im Ablauf eines Teiches hat Marais (1974) basierend auf dem Modell der vollständigen Durchmischung für eine Kombination aus Anaerob- und Fakultativteich folgende Gleichung aufgestellt:

$$N_e = \frac{N_i}{(1 + k_{1,FC} \cdot t_a) \cdot (1 + k_{1,FC} \cdot t_f)}$$

Die Reaktionskonstante für fäkalkoliforme Bakterien $k_{1,BSB5}$ (d^{-1}) kann in Abhängigkeit von der Temperatur T ($^{\circ}C$) mit der Gleichung

$$k_{1,FC(T)} = k_{1,FC(20)} \cdot \Theta^{(T-20)}$$

berechnet werden. Einige Referenzabbauraten und Temperaturkonstanten verschiedener Autoren sind am Beispiel von Fakultativteichen in Tabelle 3.12 zusammengestellt.

Tabelle 3.12: Referenzabbaurate $k_{1,FC(20)}$ (d^{-1}) für fäkalkoliforme Bakterien und Arrhenius-Temperaturkonstante Θ (-) zu verschiedenen Ansätzen mit volldurchmischten Reaktoren (Haber, 2007)

Quelle	$k_{1,FC(20)}$	Θ	Teichtyp
Marais (1974)	2,6	1,19	Fakultativteich
Yanez (2000)	2,6	1,07	Fakultativteich
Mara et al. (2001)	2,6	1,15	Fakultativteich
von Sperling (2005)	0,4 - 1,6	1,05	Fakultativteich mit $t = 10 - 20$ d
von Sperling (2005)	1,6 - 5,0	1,07	Fakultativteich mit $t = 20 - 40$ d

In Bild 3.12 und Bild 3.13 sind von Haber (2007) auf Basis der verschiedenen Ansätze aus Tabelle 3.12 für ein Berechnungsbeispiel (Zulaufkonzentration: 5×10^7 FC/100 ml, Aufenthaltsdauer: 12d) in Abhängigkeit der Temperatur die Anzahl fäkalkoliformer Keime im Ablauf eines fiktiven Fakultativteichs dargestellt worden. Es wird deutlich, dass die Wahl des Abbauwertes für fäkalkoliforme Keime einen erheblichen Einfluss auf die Dimensionierung eines Teiches haben kann: Nach Mara (2003) sollte die Anzahl fäkalkoliformer Keime im Ablauf eines Fakultativteichs $< 10^5$ FC/100 ml betragen, während von Sperling (2005) von einer möglich erreichbaren Anzahl von $10^6 - 10^7$ FC/100 ml ausgeht. Wird die erreichbare Ablaufkonzentration in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit betrachtet, siehe Bild 3.13, wird deutlich, dass abgesehen von den Ansätzen von von Sperling (2005), eine Ablaufkonzentration von $10^5 - 10^6$ FC/100 ml bei einer Aufenthaltszeit von 10 - 15 Tagen erreicht wird. Bei von Sperling (2005) wird erst bei einer Aufenthaltszeit von 25 Tagen eine Ablaufkonzentration von 10^6 FC/100 ml erreicht. Daraus resultiert, dass die Aufenthaltszeit und somit die erforderliche Teichfläche um ca. das 1,7-fache höher liegen würde.

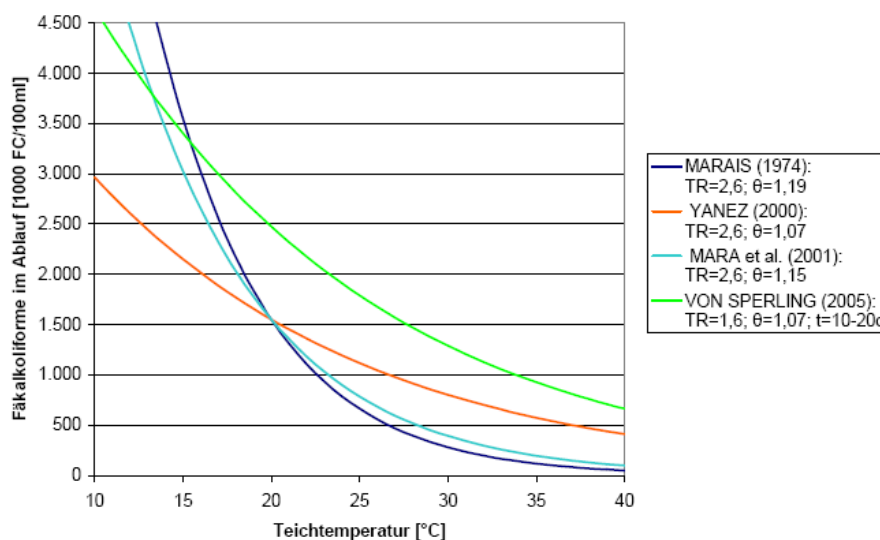


Bild 3.12: Anzahl fäkalkoliformer Keime im Ablauf eines volldurchmischten Fakultativteichs bei einer Aufenthaltszeit von 12 d (Haber, 2007)

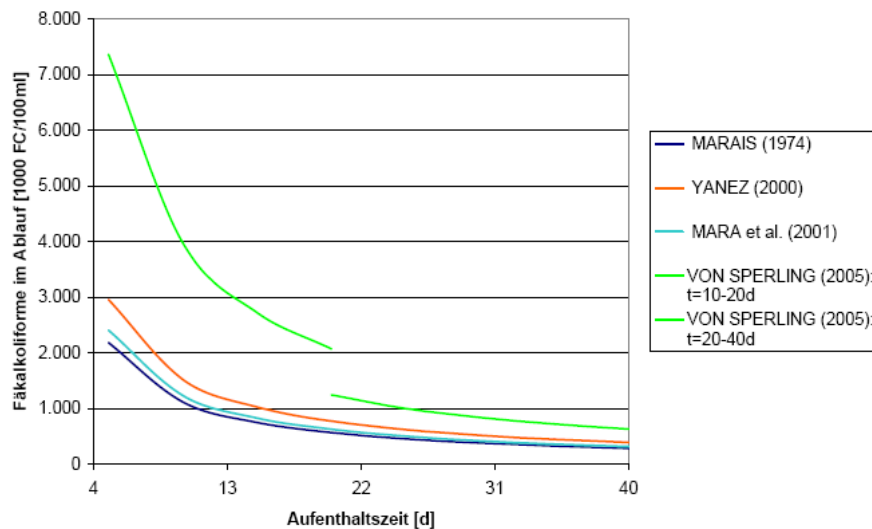


Bild 3.13: Anzahl fäkalkoliformer Keime im Ablauf eines volldurchmischten Fakultativteichs in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit bei einer Temperatur von 23 °C (Haber, 2007)

Ergänzend zu den Bakterien wendet sich die Forschung zunehmend auch den **Viren** zu, deren Bestimmung aber deutlich aufwändiger ist. Über dieses Thema gibt es aktuell Untersuchungen in Neuseeland (Weaver et al., 2010), zu denen im Rahmen des vorliegenden Verbundvorhabens Kontakte geknüpft worden, die in einem vom IB des BMBF-finanzierten Vorprojekts (NZL 09/006) vertieft werden sollen.

Anders als bei Bakterien und Viren erfolgt die Entfernung von **Wurmeiern (Helminth Eggs)** aus dem Abwasser nicht über biologische Prozesse sondern physikalisch über Sedimentation auf den Teichgrund. Ausschlaggebender Parameter ist somit die hydraulische Aufenthaltsdauer in den Teichen (Maynard et al., 1999).

Die WHO (1989) empfiehlt beispielsweise die Anordnung von mehreren seriellen Teichen mit einer Gesamtaufenthaltsdauer von 8 – 10 Tagen, um einen Zielwert von durchschnittlich weniger als 1 Ei/Liter einzuhalten.

Alternativ wird auch eine Zielrate für die Elimination von Wurmeiern in der Größenordnung von 90 - 99 % angegeben. Nach Stott et al. (1994) lässt sich die prozentuale Entfernung R (%) von Wurmeiern in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit t (d) wie folgt ermitteln:

$$R = 100 \cdot \left(1 - 0,41 \cdot e^{(-0,49 \cdot t + 0,0085 \cdot t^2)} \right)$$

Cavacanti (2003) hat von verschiedenen Autoren angegebene Mindestaufenthaltszeiten für einen vollständig Wurmei-freien Ablauf aus verschiedenen Teichsystemen

zusammengestellt, siehe Tabelle 3.13. Die Werte liegen teilweise deutlich über den genannten WHO-Zahlen. Kritisch anzumerken ist, dass die Werte eine sehr große Bandbreite aufweisen, die möglicherweise auch auf die unterschiedlichen Zählmethoden zurück geführt werden kann.

Bei den in Teichanlagen üblichen, hohen Aufenthaltszeiten von z. B. 15 – 45 d bei Fakultativteichen (vgl. Tabelle 3.9) ergeben sich in der Regel für Teiche Eliminationsraten für Wurmeier von annähernd 100 %.

Tabelle 3.13: Required retention time R_h for complete removal of Helminth eggs (HE) in ponds (single or series) according to several researchers (Cavacanti, 2003)

Time for HE removal (d)	Scale and type	Count method	Place	Reference
2	AnP+FP (pilot scale)	Bailenger, modified by Ayres and Mara (1996)	Campina Grande-Pb, Brazil	Pearson et al. (1996)
8	UASB+PP (pilot scale)	Bailenger, modified by Ayres and Mara (1996)	Itabira-MG, Brazil	América, et al. (2000)
11	AnP+FP+MP (pilot scale)	not described	Campina Grande-Pb, Brazil	Mara and Silva (1986)
12.3	AnP+FP	Extrabes ⁽¹⁾	Campina Grande-Pb, Brazil	Silva et al. (1996)
12.4	FP+MP (real scale)	“A” ⁽²⁾	Dandora, Kenya	Grimason et al. (1996)
26.2	AnP+FP+MP+MP (real scale)	“A” ⁽²⁾	Eldoret	Grimason et al. (1996)
17.8	AnP+FP+MP (real scale)	“A” ⁽²⁾	Nakura, Kenya	Grimason et al. (1996)
34	AnP+FP	NE ⁽³⁾	Jordan	Saqqar and Pescod (1991)

3.5.6 Modellierung und Simulation von Teichanlagen

Auch wenn Abwasserteichverfahren als ein einfach zu handhabend gelten, konnte die modelltechnische Abbildung und dynamische Simulation der Prozesse in den verschiedenen Teichtypen bis heute nur ansatzweise und nur für spezielle Anwendungsfälle realisiert werden. Man kann grundsätzlich festhalten, dass die Berechnung von Abwasserteichanlagen schwieriger ist als besser kalkulierbare und dimensionierbare Technologien, die unter kontrollierten Randbedingungen arbeiten (z. B. Belebungsanlagen). Wegen des Zusammenwirkens von unterschiedlichen Biozönosen mit und ohne Lichteinfluss, von Sedimentationseffekten und komplexen Austauschinflüssen in großen Wasserkörpern mit Schichtungseffekten, sind die auf reaktionskinetischen Kalkulationen beruhenden Modelle für Abwasserteiche bisher nur in Einzelfällen einsetzbar. Ein wesentliches Problem liegt in der Verfügbarkeit der maßgebenden Input-Daten für die Validierung der Modelle.

Da die vorhandenen Modell-Reaktoren auf dem Prinzip voll durchmischter Behälter basieren, muss bei der Modellierung von Abwasserteichen die typische Schichtung in den Teichen z. B. durch Wahl parallel angeordneter Reaktoren mit zusätzlichen Verknüpfungen zur Darstellung von Austausch- und Absetzprozessen dargestellt werden. Die Herausforderung dabei besteht darin, dass man die Prozesse in den einzelnen Schichten bzw. Zonen (aerob, fakultativ, etc.) gut modellieren kann, aber das Zusammenführen zu einem Gesamtergebnis und das Isolieren der wesentlichen Einfluss gebenden Parameter aufwendig ist. Bisher vorliegende, unterschiedliche Ansätze weisen teilweise erhebliche Abweichungen auf. Bei hohen Temperaturen ab ca. 30 °C sind zudem größere Anpassungen der Modelle notwendig.

Insbesondere im Bereich der dynamischen Teichsimulation besteht noch deutlicher Entwicklungsbedarf. Weder in der Literatur noch in der weit verbreiteten und auch im Rahmen des vorliegenden Verbundvorhabens eingesetzten Software SIMBA sind Module für die dynamische Simulation von Abwasserteichanlagen oder Schönungsteiche verfügbar.

Im Rahmen der Simulationsvorhaben innerhalb des BMBF-Verbundvorhabens, hier Teilprojekt C 1.1 (02WA0577) der TU München, wurden daher Untersuchungen zur Simulation auch von Teichanlagen durchgeführt, für das auch Daten aus dem vorliegenden Vorhaben für die Validierung der Modelle eingeflossen sind. Für einen Fakultativteich wurde eine Modellierung schichtweise mit ASM-Algen-Modell, ASM3 und ADM1 mit Kopplung über Konverter erarbeitet (Gehring et al., 2010). Die verschiedenen Schichten ließen sich dadurch gut abbilden, Algenbildung und Lichteinfluss konnten berücksichtigt werden (das Licht hatte im Übrigen den größten Einfluss auf die Simulationsergebnisse). Die Verallgemeinerung eines solchen Teich-Modells stellt sich allerdings als sehr schwierig da, weil neben den biologischen Prozessen auch die hydraulischen Verhältnisse (Austausch zwischen den Schichten) je nach Teichkonstruktion (Länge/Breite-Verhältnis, Anordnung Zu- und Ablauf, Einbau Leitwände im Teich etc.) individuell anzupassen und zu kalibrieren sind.

3.6 Gestaltung

3.6.1 Allgemeine Anforderungen

Auch wenn naturnahe Verfahren wie Abwasserteiche sich durch verfahrenstechnische Einfachheit auszeichnen, sind für deren Planung, Bau und Betrieb fundierte Fachkenntnisse erforderlich.

Eine äußerst wichtige Rolle spielt die richtige hydraulische Bemessung und Einschätzung der später im Betrieb vorhandenen Verhältnisse. Vielfach sind Fehlfunkti-

onen, die im Rahmen des Vorhabens vor Ort in unterschiedlichen Ländern analysiert wurden, nicht auf organische Überlastung bzw. mangelnde Kapazität der Anlage zurückzuführen gewesen, sondern auf unkontrollierte hydraulische Kurzschlüsse, mangelhafte Verteilung über die mit atmosphärischem Sauerstoff versorgte Oberfläche o. Ä. Dies kann durch eine geeignete Gestaltung der Zulauf- und Ablaufsituation, die Reihenschaltung von Teichen, Einbau von Leitwällen etc. sehr effektiv verhindert werden.

Bei der Gestaltung von Teichanlagen ist daher allgemein zu beachten,

- dass die gewünschten Prozesse in den verschiedenen Teichen durch passende Wassertiefe und Konstruktion gewährleistet werden (z. B. Anaerobteich: $T \geq 3$ m, Algenteich: $T \leq 0,4$ m), wobei Leitwälle und Filterdämme (von Wasser durchflossene Wälle aus Steinschüttungen oder ähnlichem Material) in der Praxis bewährt sind;
- dass sich betriebliche Maßnahmen (Schlammräumung in der Regel in mehrjährigen Abständen; regelmäßige Reinigung der Oberfläche von übermäßigem Pflanzenbewuchs usw.) gut durchführen lassen; diesbezüglich könnte beispielsweise Mehrstraßigkeit sinnvoll sein.
- dass die Zufuhr von störenden Partikeln vermieden wird (deshalb wird grundsätzlich eine gut funktionierende Rechen- bzw. Siebanlage empfohlen);
- dass der Betrieb der Teiche ohne Gerüche und Begünstigung der Bildung von Ungeziefer möglich ist (z. B. durch krautfreie Ufergestaltung).

Bezüglich Querschnittsgebung und Konstruktion sind im internationalen Kontext deutliche Abweichungen von typischen deutschen Anlagen zu beachten; beispielsweise ist die in Deutschland bevorzugte naturnahe Ausgestaltung in Ländern mit Moskitoproblemen wenig hilfreich.

Zur Unterstützung bei der praktischen Gestaltung und Planung von Abwasserteichen sind finden sich viele gute Planungshilfen in der internationalen Literatur. Beispielhaft sind zu nennen das IWA-Buch zu „Pond Treatment Technology“ für den vertieften Überblick, editiert von A. Shilton (2005), mit Beiträgen von internationalen Teichexperten wie D. Mara, R. Craggs u. a., die praxisorientierten Publikationen von M. von Sperling (2007) und N. P. van der Steen (2003), die neuseeländischen Leitfäden zu Abwasserteichen von der NZWWA (2005) und zu Teichhydraulik von Shilton und Harrison (2003) sowie der auf betriebliche Aspekte abzielende spanisch sprachige Leitfaden der GTZ aus Peru (2001).

Im Folgenden werden exemplarisch einige Punkte aufgegriffen, die im Rahmen der Auslandsrecherchen immer wieder von Relevanz waren.

3.6.2 Vor- und Nachbehandlung

Eine wichtige Erkenntnis aus den Auslandsreisen war die Tatsache, dass in vielen Fällen die Vorschaltung einer mechanischen Vorbehandlung, z. B. in Form eines Feinrechs und einer Tauchwand, sinnvoll sein kann, um Grob- und Schwimmstoffe vom Teichkörper fern zu halten, wo sie zu optischen und Geruchsbelastungen führen können.

Der Ablauf aus Teichanlagen erfolgt in der Regel über eine Ablaufschwelle, die Algen nur unzureichend zurückhält. Bei hohen Algenkonzentrationen oder einem empfindlichen Vorfluter sollten daher vor dem Ablauf aus dem Schönungsteich ein Filterdamm aus Steinschüttungen (engl.: Rock Filter) vorgesehen werden. Mara (2006b) schlägt sogar vor, Rock Filter generell als integralen Bestandteil von Abwasserteichanlagen zu betrachten, genauso wie die Nachklärung bei Belebungsanlagen, da beide dem selben Zweck dienen, dem Rückhalt der beim biologischen Prozess erzeugten Biomasse.



Bild 3.14: Filterdamm (Rock Filter) vor dem Ablauf eines Fakultativteichs in Großbritannien (Mara, 2006a)

3.6.3 Teichgeometrie

Da die Tiefe eines Teichs maßgeblichen Einfluss auf die in ihm ablaufenden Prozesse hat (z. B. anaerobe Umsetzung in oberflächenfernen Bereichen), ist die Tiefe in Abhängigkeit der gewünschten Funktion zu wählen. Ebenso hat das Länge-zu-Breite-Verhältnis maßgebenden Einfluss auf die hydraulischen Zustände im Teich (Vermeidung von hydraulischen Kurzschlüssen und Totzonen). Für die einzelnen Teichtypen werden in der Literatur Anhaltswerte gegeben, siehe z. B. in Tabelle 3.8 für deutsche Verhältnisse (DWA-A 201, 2005) und in Tabelle 3.9 für wärmere Klimazonen (von Sperling, 2007). Die Werte fallen u. a. aufgrund von klimatischen Randbedingungen (Frostwirkungen, Sonneneinstrahlung etc.) im Detail etwas unterschiedlich aus.

3.6.4 Hydraulik

Die Teichhydraulik stellt einen wesentlichen Einflussfaktor auf die Teichperformance dar. Die richtige hydraulische Auslegung und Einschätzung der später im Betrieb vorhandenen Verhältnisse spielt daher eine maßgebende Rolle bei der Planung von Teichanlagen. Die Gestaltung muss dabei vor allem die Verhinderung von hydraulischen Kurzschlüssen zum Ziel haben, z. B. durch geeignete Gestaltung der Zulauf- und Ablaufsituation, Reihenschaltung von Teichen, Einbau von Leit- bzw. Ablenkwäl- len etc.:

- Gestaltung des Zulaufs

Die Gestaltung des Zulaufes hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Leistungsfähigkeit von Abwasserteichen. Im Hinblick auf eine bedeutsame Effektivitätssteigerung reichen vergrößerte Zuläufe für eine Verringerung des Zuflussimpulses und damit z. B. einer Verlangsamung der Zirkulation im Teich sowie einer Verzögerung von hydraulischen Kurzschlüssen alleine noch nicht aus. Nach Shilton und Harrison (2003) führt die Anordnung des Zuflussstroms entlang der Teichkante zu einer Verbesserung der Durchmischung (Bild 3.15). So wirkt die Teichbegrenzung wie ein Leitwall (Baffle) und kann – in Verbindung mit anderen Maßnahmen, wie z. B. einem Ablenkwall auf der gegenüberliegenden Seite - zu einer spürbaren Leistungssteigerung führen.

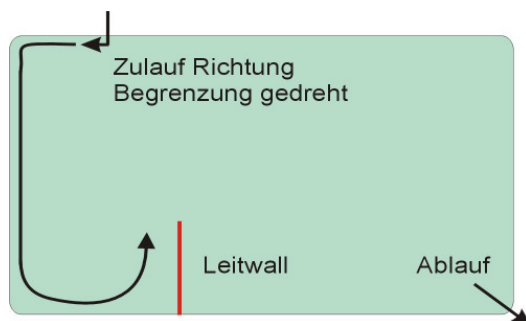


Bild 3.15: Teich mit angepasstem Zulauf und kurzem Leitwall (Shilton und Harrison, 2003)

Für Teiche mit vorbehandeltem Wasser kommen alternativ auch wie diffuse oder vertikale Zuflüsse infrage, deren Effektivität in Verbindung mit einer Einfassung durch kurze Leitwälle gesteigert werden kann, siehe Bild 3.16. Hierbei muss aber eine mögliche Beeinflussung durch Winde berücksichtigt werden.

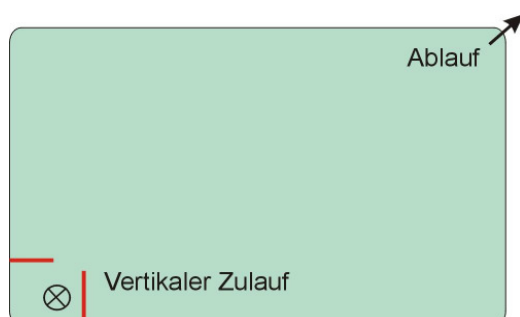


Bild 3.16: Vertikaler Zulauf mit Leitwällen (Shilton und Harrison, 2003)

Diffuse Zuläufe durch Aufteilung in mehrere Einzelzuflüsse können in manchen Fällen zu einer Reduzierung der Kurzschluss-Anfälligkeit führen, sind aber vergleichsweise kostenintensiv. Zu beachten ist zudem, dass zwar aus hydraulischer Sicht eine Verringerung der Zuflussgeschwindigkeit eigentlich von Nutzen ist, dass sich mit der auf diese Art verlorengelassenen Eigendynamik aber auch die rasche Verteilung von organischer Ladung und Feststoffen in den Hauptteil des Teiches verringert (dies gilt vor allem für Primärteiche, wo die Zulauffracht noch am höchsten ist).

- Gestaltung des Ablaufs

Nach Mara und Pearson (1998) sollten Abflüsse in anaeroben Teichen in 30 cm bzw. in fakultativen Teichen 60 cm Tiefe und außerhalb des Fließweges des einlaufenden Schmutzwassers angebracht werden. Die Position des Ablaufs ist in Abhängigkeit von Typ und Position des Zuflusses sowie möglichen Leitwällen festzulegen. Mehrere, verteilte Abflüsse sind aus kosten- und betrieblichen Gründen meist nicht zu empfehlen. Um den Abfluss können zur Abhaltung des Hauptstroms im Teich Wälle bzw. Begrenzungen angebracht werden (Bild 3.17).

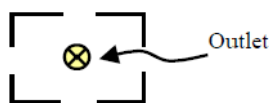


Bild 3.17: Abfluss begrenzt durch Leitwälle (Shilton und Harrison, 2003)

- Reihenschaltung, Kaskadierung:

Wenn die Möglichkeit besteht, bietet sich immer eine Kaskadierung bzw. Reihenschaltung mehrerer Klärteiche an. Sie sind u.a. wegen der Vermeidung hydraulischer Kurzschlüsse hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit günstiger als ein einzelner Teich mit gleich großer Oberfläche.

- Anordnung von Leitwällen:

Leitwälle (engl.: Buffels) können nicht nur die Situation von Zu- und Abfluss verbessern, sondern auch die gesamte Leistungsfähigkeit eines Teiches steigern. Versuche von Watters et al. (1973) zeigen, dass lange, horizontale Leitwälle in gleichen Abständen die Effektivität eines Teiches verbessern. Wälle mit 70% Länge des Teiches sind dabei leistungsfähiger im Vergleich zu Wällen mit 50% oder 90% Länge. Vertikal angebrachte Leitdämme sind im Vergleich zu horizontalen weniger effektiv. Außerdem sind in Längsrichtung angebrachte Ablenkdamme effektiver als quer ausgerichtete.

Shilton und Harrison (2003) kamen zum Ergebnis, dass mindestens zwei Ablenkdamme für eine signifikante Effektivitätssteigerung zu empfehlen sind. Wie in Bild

3.18 gezeigt, wurde bei der Verwendung von vier Wällen eine weitere Steigerung erreicht. Eine weitere Steigerung der Reinigungsleistung durch zusätzliche Wälle ist zwar möglich, aber unter Kostengesichtspunkten abzuwägen.

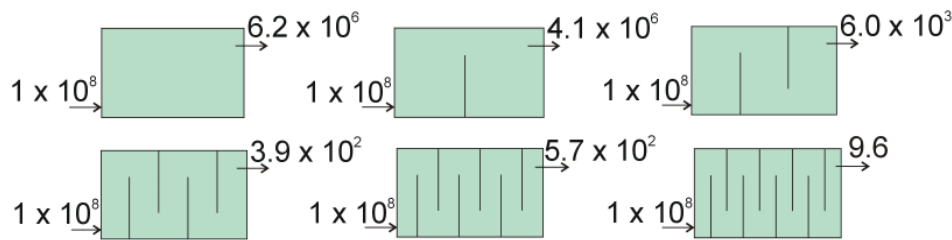


Bild 3.18: Einfluss der hydraulischen Verhältnisse auf die Coliform-Reduktion in einem Teich mit verschiedener Anordnung von Leitwällen (Shilton und Harrison, 2003)

3.6.5 Rezirkulation

Bei einigen weiterentwickelten Teichsystemen wie APS und PETRO (siehe Abschnitt 3.4.2) sind angelehnt an das Belebungsverfahren Abwasserrückführungen vorgesehen, um z. B. die Menge an suspendierter Algenmasse und leicht abbaubares Substrat im System zu halten oder das C:N-Verhältnis durch Rückführung von Algen- und stickstoffreicherem Wasser auf prozessrelevantem Niveau einzustellen. Auch im Fall eines Upgrade oder einer Sanierungen von Teichanlagen könnten solche Ansätze vereinzelt zur Erhöhung der Reinigungsleistung zum Einsatz kommen.

3.6.6 Belüftung

Oberflächensysteme stellen die am weitesten verbreitetste Art der Belüftung bei Teichanlagen dar, da eine Befestigung von druckbelüfteten Systemen auf der Teichsohle konstruktiv aufwändig ist. Neben der Belüftung haben die Systeme auch die Funktion der Durchmischung des Teichkörpers. Zu Vor- und Nachteilen von unterschiedlichen Belüftungssystemen gibt es zahlreiche Publikationen und Herstellerangaben; zurzeit wird beispielsweise der Einsatz schwimmender Unterwasserbelüfter mit Injektorsystemen oder von solarbetriebenen Anlagen diskutiert.

Zu beachten ist neben einer sicheren Verankerung der Systeme, dass für den Winterbetrieb ggf. ein Einfrieren der Teichoberfläche zum Schutz der eingebauten Technik zu verhindern ist.

Es wird an dieser Stelle auf weitergehende Publikationen des im Teilprojekt A2 des BMBF-Verbundvorhabens eingebundenen Projektpartners TU Darmstadt verwiesen.

3.6.7 Automatisierung



Bild 3.19: Beispiel für eine Fernüberwachungsanlage in Searchlike, USA (Foto: Rudolph)

Die Kombination des Lowtech-Verfahrens Abwasserteich mit automatisierter Fernüberwachung bietet Möglichkeiten zur Optimierung von Abwasserteichanlagen durch Zentralisierung der Überwachungsfunktionen, insbesondere bei abgelegenen Anlagen und hohen Personalkosten (Systemskizze in Bild 3.20). Die Tatsache, dass der Betrieb von Teichanlagen selten aktives Eingreifen durch Betriebspersonal erfordert, bietet eine gute Voraussetzung für den Einsatz der Fernüberwachung.

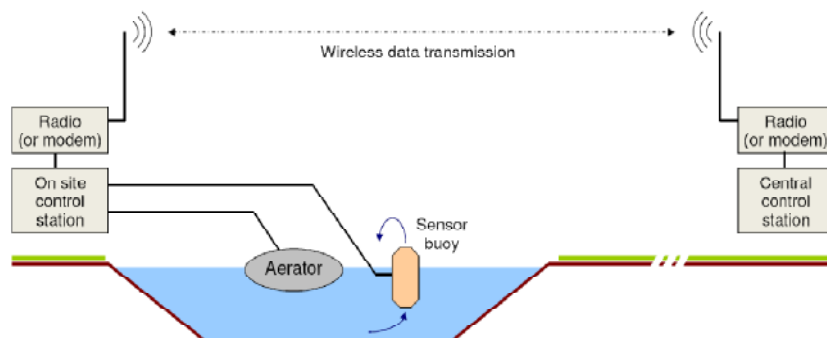


Bild 3.20: Überwachung einer Teichanlage per Datenfernübertragung

3.6.8 Betriebliche Infrastruktur und Anlagenanordnung

Je nach vorgesehenem Teichverfahren ist die Zugänglichkeit zu und auch in die Teiche nicht zuletzt für die spätere Schlammräumung schon bei der Planung der Teiche zu berücksichtigen.

Bei der Anordnung von Betriebsgebäuden sollten z. B. auch mögliche Geruchsbelästigungen aus Anaerobteichen berücksichtigt werden, sofern vorhanden.

Unbelüftete Teiche sollten nicht durch Baumbestand beschattet werden (Verringerung der Photosynthese und zusätzliche Belastung durch Laub) und so angeordnet werden, dass ein ausreichender Windeinfall gewährleistet ist (Nowak und Heise, 2007).

3.7 Betrieb und Wartung

3.7.1 Der Betrieb als Engpassfaktor

Die Auslandsrecherchen für das vorliegende Vorhaben haben eindeutig gezeigt, dass die Sicherstellung eines bestimmungsgerechten und nachhaltigen Anlagenbetriebs insbesondere in nichtindustrialisierten Ländern der wesentliche Engpassfaktor für die erfolgreiche Abwasserreinigung mittels Teichsystemen ist.

Gerade weil Abwasserteiche als vergleichsweise einfaches und robustes Abwasserbehandlungsverfahren gelten, das geringere betriebliche Anforderungen als viele andere Reinigungsverfahren stellt, wird der Betrieb der Anlagen sehr oft so stark vernachlässigt, dass sich früher oder später Fehlfunktionen ergeben. Diese werden in der Praxis dann dem Abwasserteichverfahren als Verfahrensprinzip angelastet, obwohl eine vergleichsweise kleinere betriebliche Vernachlässigung etwa bei Belebungsanlagen oder Tropfkörperanlagen viel früher zum kompletten Funktionsausfall führen würden. Es ist deshalb sehr wichtig, solche betrieblichen Defizite zu beseitigen, anstatt durch hohe Neuinvestitionen (oftmals aus der Entwicklungshilfe) vorhandene Abwasserteiche durch Belebungsanlagen o. Ä. zu ersetzen, die später dann ebenfalls nicht funktionieren.

Leider ist das Betriebsproblem insbesondere in Entwicklungs- und Schwellenländern zu beobachten, die gerade wegen der geringeren betrieblichen Anforderung von Abwasserteichen deren Haupteinsatzgebiete sind (bei vorhandenem geringen Ausbildungsniveau des verfügbaren Betriebspersonals würden andere Verfahren oft gar nicht einsetzbar sein und Teiche stellen wegen ihrer Robustheit dann das einzig sinnvolle Verfahren dar, um ein Mindestniveau an Abwasserbehandlung zu realisieren). Es darf dabei aber nicht unterschätzt werden, dass auch bei Teichanlagen ein Mindestmaß an Schulung und Kontrolle erforderlich ist.

Die betriebstechnischen Mängel haben ihre Ursache oft auch in einer unzureichenden Disposition der verfügbaren, begrenzten Finanzmittel. Diese werden für die Investitionen verausgabt, während Wartung und Betrieb (oft zumindest ansatzweise noch eingeplant, insbesondere dort, wo von den Geberinstitutionen gefordert) dann als erstes für Ausgabenkürzungen herhalten müssen.

Als Folge betrieblicher Mängel wurden im Rahmen des Vorhabens häufig folgende Probleme festgestellt:

- Geruchsbildung und Schwimmstoffanfall tritt auf, weil beispielsweise keine ausreichende mechanische Vorbehandlung vorgesehen oder der vorhandene Rechen außer Betrieb ist. Feststoffe werden in den Abwasserteich eingetragen, sammeln sich an der Oberfläche, faulen dort, sorgen für Geruch und erhebliche

Insektenbildung. Gleichzeitig kommt es zur übermäßigen Bildung von Blaualgen, die den Abwasserreinigungsprozess stören.

- Die Uferzonen der Teiche werden nicht gepflegt. In der Folge kommt es Ansammlung von Unrat mit optischen Nachteilen und vorgenannten Geruchs- und Ungezieferproblemen oder es entstehen bei nachgeschalteten Schönungsteichen unbewegte Zonen im Wasserkörper mit relativ sauberem Wasser, die als Brutstätte für Moskitos dienen können (die malariaübertragenden Anophelesmücken meiden ansonsten verschmutztes Wasser, weshalb sie in üblichen Abwasserteichanlagen nur bedingt geeignetes Milieu finden).
- An sich sachgerecht eingebrachte Leitwände aus z. B. Bongossi-Holz sind teilweise entfernt worden, weil das Holz an anderer Stelle benötigt wurde oder verfault ist. Die veränderte Teichhydraulik führt zur Verschlechterung der Reinigungsleistung.
- Durch starke Pflanzenbildung (beispielsweise Schwimmbewuchs) verkrautet der Abwasserteich. Der Eintritt von Sauerstoff über die Oberfläche wird reduziert und in Folge treten unkontrollierte anaerobe Zustände auf. Diese verändern sich immer schneller, weil die Verkrautung progressiv zunimmt. In tropischen Regionen können sich dann zusätzlich Wasserschlangen etc. einfinden, was erforderliche Wartungsarbeiten erschwert.

In Anlage zu diesem Zwischenbericht sind auf CD-ROM Fotodokumentationen zu den einzelnen Auslandsreisen beigefügt, aus denen die genannten Punkte auch bildlich deutlich werden.

Die genannten Beispiele zeigen, dass die Situation in vielen Ländern, vor allem in Schellen- und Entwicklungsländern, im Hinblick auf einen geordneten und nachhaltigen Betrieb deutliche Unterschiede zu den in der Regel geordneten und regulierten Verhältnissen auf deutschen Teichanlagen aufweist.

3.7.2 Grundlegende Anforderungen

Der Betrieb von Abwasserteichanlagen zeichnet sich im Allgemeinen durch einen geringen Wartungsaufwand aus. Die laufenden Betriebsaufgaben beschränken sich bei unbelüfteten Teichanlagen überwiegend auf die auf die Pflege des Grundstücks, die Durchführung regelmäßiger Messungen zu Abwasserqualität und Schlammspiegeln sowie die Beseitigung von Schäden. In Deutschland gelten Abwasserteiche diesbezüglich gerade im Bereich bis 1.000 EW als am unproblematischsten und kostengünstigsten zu betreiben (Kuba, 1998).

Die Führung eines Betriebstagebuchs zur Erfassung von Störungen (Beginn/Ende und Art) und Messergebnissen sollte Pflicht für jede Anlage sein, wird in vielen Ländern aber vernachlässigt.

3.7.3 Typische Betriebsprobleme und -lösungen

Da sich bei den Auslandsrecherchen vor Ort immer wieder zeigte, dass die Ursache von Betriebsproblemen vor allem in ungenügender Qualität des Betriebs lag, lassen sich für viele der gefundenen Probleme Lösungen durch verbesserte Betriebsführung und kleine technische Korrekturen (Structural Maintenance) beheben. Nachfolgend werden beispielhaft einige Ansätze skizziert:

- Starke Verschlammung bzw. Verschmutzung der Teichoberfläche:
 - Mechanische Vorbehandlung des zufließenden Abwassers ist notwendig, beispielsweise können Schwimmstoffe gezielt durch eine Tauchwand im Zulaufbereich zurückzuhalten werden.
 - Anordnung von Schlammfängen im Zulaufbereich des ersten Teichs (nach deutschem Regelwerk wird sogar die Anordnung von Absetzteichen angeraten).
- Geruch:
 - Ursache liegt in der Regel in anaeroben Abbauprozessen, deren Ursachen entsprechend abgestellt werden müssen. Sofern keine prinzipielle frachtmäßige Überlastung des Teiches vorliegt, kann beispielsweise eine mechanische Vorbehandlung des zufließenden Abwassers vorgesehen werden.
 - Regelmäßige Reinigung der Uferzonen von Ablagerungen.
- Wachstum von Wasserpflanzen:
 - Verkrautungen der Uferzonen können Ansammlung von Schmutzstoffen und Insektenbefall fördern und sind regelmäßig zu entfernen.
 - Zu moderatem Befall mit schwimmenden Wasserpflanzen (Wasserlinsen, Wasserhyazinthen, etc.) gibt es in der Literatur und bei Praktikern sehr unterschiedliche Auffassungen: Zum einen kann die Sauerstoffversorgung bei unbelüfteten Teichen durch Eintritt über die Teichoberfläche und Photosynthese der Algen aufgrund des Besatzes auf der Wasseroberfläche eingeschränkt werden und zu ungewollten anaeroben Zuständen führen; andererseits wird aber auch von ausbleibenden Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Teiche oder sogar Verbesserungen berichtet. In jedem Fall ist die Situation anlagenspezifisch zu betrachten. Patentrezepte gibt es nicht, und bei Maßnahmen wie der oft angeratenen Erzeugung einer bewegten Oberfläche durch Umwälzung sind die Folgekosten ins Kalkül zu ziehen.
 - Starkes Wachstum von Schwimmpflanzen aufgrund der Klimabedingungen kann insbesondere in tropischen Regionen ein Problem darstellen, wenn große Mengen an abgestorbenem Pflanzenmaterial auf den Teichgrund sinken und zur Sauerstoffzehrung beitragen. Hier kommt häufig manuelles Entfernen

der Pflanzen zur Anwendung. Unter Umständen kann dies auch als Chance für eine gezielte Nutzung des abgeernteten Pflanzenmaterials genutzt werden, siehe dazu Abschnitt 3.10.3.

- Algenabtrieb aus Teichablauf:
 - Anordnung eines Filterdamms im Ablauf.
 - Von verschiedenen Herstellern werden Lösungen angeboten mittels Ultraschall, Belüftungstechnik, biologischer oder chemischer Hilfsstoffe, u. A. Farbstoffen oder spezielle Bakterien. Die Wirkung ist allerdings unter Umständen nur begrenzt verallgemeinerbar und in jedem Fall anlagenspezifisch zu testen.
- Insektenbefall:
 - In Teichen mit geringer Wasserbewegung kann es zu Mücken- bzw. Moskitobefall kommen. Wichtig ist die Verhinderung hydraulischer Totzonen durch Gestaltung der Teichanlage, z. B. durch Entfernung von evtl. vorhandenem Bewuchs oder den Einbau von Leitwällen und Umwälzeinrichtungen.
 - Abhilfe kann auch durch befestigte Uferböschungen wie Betoneinfassung erzielt werden.
 - Zu berücksichtigen ist, dass abwassergespeiste Teiche Brutstätten für einige Moskitos sind (beispielsweise kann sich *Culex pipens*, die die sog. Elefantenußkrankheit überträgt, darin vermehren), aber insbesondere die malariaübertragende *Anopheles*- und die *Aedes*-Mücken weniger verschmutztes Wasser bevorzugen und deshalb in Abwasserteichen eher selten zu finden sind.
- Ausfall der gerätetechnischen Ausstattung:
 - Erarbeitung eines Wartungsplans mit Inhalt, welche Ausrüstung wann, wie und von wem gewartet werden.
 - Sicherstellung ausreichender Ausbildung des Bedienpersonals.
 - Sicherstellung nachhaltiger Finanzierung des Betriebs (beispielsweise um die Stromkosten für Belüfter tragen zu können); dies ist bereits vor der Projektrealisierung zu berücksichtigen.
 - Im Winterbetrieb ist bei belüfteten Abwasserteichen ein Einfrieren der Teichoberfläche zum Schutz der eingebauten Technik zu verhindern (Kuba, 1998).
- Verschlammung:
 - Eine regelmäßige Entschlammung der Teiche ist unumgänglich, siehe dazu Abschnitt 3.7.4.



Bild 3.21: Beispiel von Teich mit Belüftern außer Betrieb und Ansammlungen von schwimmenden Abfällen, die nicht geräumt werden (links, Foto: Rudolph) sowie manuelle Wasserlinsenräumung in Peru (rechts, Foto: Skoddow)

Zur Einschätzung des Zustand der Teichanlage kann über die Farbe des der Teichkörpers oft schon ein einfacher Blick gute Hinweise geben, wie in Tabelle 3.14 zusammengestellt ist.

Tabelle 3.14: Connection between pond colour and operational characteristics (von Sperling, 2007, Tab. 2.1), based on Arceivala (1981) und CETESB (1989)

Pond colour	Interpretation
Dark green and partially transparent	<ul style="list-style-type: none"> • Unimportant presence of other microorganisms in the effluent • High pH and DO values • Pond in good conditions
Yellow green or excessively clear	<ul style="list-style-type: none"> • Growth of rotifers, protozoa or crustaceans, which feed on the algae and can cause their destruction in few days • If the conditions persist, there will be a decrease in DO and an occasional bad smell
Greyish	<ul style="list-style-type: none"> • Overload of organic matter and/or short detention time • Incomplete fermentation in sludge layer • The pond should be put out of operation
Milky green	<ul style="list-style-type: none"> • The pond is in a self-flocculation process as a result of high pH and temperature • Precipitation of manganese and calcium hydroxides, sweeping the algae and other microorganisms
Blue greenish	<ul style="list-style-type: none"> • Excessive proliferation of Cyanobacteria • The bloom of certain species forms a scum that decomposes easily, leading to the release of bad smells, reduction of light penetration and, as a consequence, reduction of oxygen production
Brownish red	<ul style="list-style-type: none"> • Overload of organic matter • Presence of photosynthetic sulphide-oxidising bacteria (they require light and sulphides, use CO₂ as an electron acceptor, do not produce oxygen and do not help in BOD removal)

3.7.4 Schlammfall und -räumung

Wie bei allen biologischen Abwasserreinigungsverfahren fällt auch in Teichanlagen Schlamm an. Unbelüftete Teiche sollten spätestens geräumt werden, wenn die Schlammhöhe ein Viertel der ursprünglichen Wassertiefe erreicht hat (DWA-A 201, 2005), da ansonsten die Aufenthaltszeit signifikant reduziert wird. Bei anderen Teichtypen (Absatz-, Anaerob oder belüftete Teiche) hängt die maximal zulässige Schlammhöhe von den spezifischen funktionalen Erfordernissen ab. Schlammräumungen werden in der Regel allerdings nur in langjährigen Abständen erforderlich (siehe z. B. Removal Intervalls in Tabelle 3.16).

Nach deutschem Regelwerk (DWA-A 201, 2005, Kap. 7) geht man für hiesige Verhältnissen von einem **Schlammfall** gemäß Tabelle 3.15 aus. Bei Anordnung eines Absatzteiches wird für dessen Bemessung ein Schlammraum von $0,15 \text{ m}^3/\text{EW}$ angesetzt; dem liegt eine auf den Einwohnerwert bezogene Menge an ausgefaultem Schlamm von $0,3 \text{ l/d}$ (entspricht 500 Tagen Aufenthaltszeit) zugrunde. Infolge langer Lagerzeiten ist der Schlamm durch Kaltfaulung anaerob stabilisiert. Bei langjähriger Lagerung werden geringe oTR-Gehalte erreicht. Die anfallenden spezifischen Trockensubstanzmengen verringern laut DWA-A 201 auf $18 - 30 \text{ kg}/(\text{E}\cdot\text{a})$.

Tabelle 3.15: Schlammfall in Abwasserteichen nach DWA-A 201 (2005)

Schlammfall	Einheit	Absatzteiche	unbelüftete Teiche	belüftete Teiche	Schönungsteiche
mit vorgeschaltetem Absatzteich	$\text{l}/(\text{E}\cdot\text{a})$	130	70	70	5
ohne vorgeschalteten Absatzteich	$\text{l}/(\text{E}\cdot\text{a})$		200	200	5

Mit stärker internationaler Sichtweise gibt von Sperling (2007) für unbelüftete Teiche die in Tabelle 3.16 zusammengestellten Werte an. Für belüftete Teiche wird in gleicher Quelle ein Schlammfall von $0,03 - 0,08 \text{ m}^3/\text{E}\cdot\text{a}$ nach Arceivala (1981) benannt. Grundsätzlich gilt, dass sich in kaltem Klima mehr Schlamm anfällt als in warmen Klima, da bei kühleren Temperaturen der am Teichboden angesammelte Schlamm einen geringeren anaeroben Abbau aufweist. Dies erklärt möglicherweise auch die deutlich höheren Ansätze nach DWA-M 201.

Tabelle 3.16: Schlammdaten für unbelüftete Teiche nach von Sperling (2007)

Item	Anaerobic	Primary facultative	Secondary facultative	Maturation
Sludge accumulation rate (m ³ /inhab. • year)	0.02 - 0.10	0.03 - 0.09	0.03 - 0.05	-
Removal interval (years)	< 7	> 15	> 20	> 20
Total solids concentration in the sludge (% TS)	> 10 % (a)	> 10 % (a)	> 10 % (c)	-
VS/TS ratio	< 50 %	< 50 %	< 50 %	-
Coliform concentration in the sludge (FC/g TS)	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴
Helminth eggs concentration in the sludge (eggs/g TS)	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³
Additional treatment required	Dewat., (b)	Dewat., (b)	Dewat., (b)	-
Usual disposal routes	(c)	(c)	(c)	-

Obs: prior grit removal is essential

(a) When removed by pumping, the concentration can decrease to values of 5 – 7 %

(b) Disinfection (usually lime treatment) in the case of agricultural use of the sludge

(c) Final disposal routes similar to those used for the other wastewater treatment processes (agriculture, reuse, landfill, others)

In vielen Ländern ist bei der Entsorgung und Verwertung des Schlammes zu beachten, dass er teilweise Wurmeier in beträchtlicher Zahl enthält (bis zu mehreren 100 Eiern/g TS). Dies verwundert nicht, da der Hauptentfernungswege von Wurmeiern aus dem Abwasser über die Sedimentation erfolgt. Parasitäre (Oo-)Zysten und Eier können über lange Zeiträume im Schlamm des Teiches überleben. Die Lebensfähigkeit der Wurmeier hängt von der Dauer der Lagerzeit und dem Teichtyp ab. Gonçalves (1999) und von Sperling (2007) berichten beispielsweise von Überlebensraten von 1 – 10 % bei Anaerobteichen und bis zu 50 – 99 % bei Schönungsteichen mit kurzen Betriebszeiten von unter einem Jahr. Bei jeder Störung des Schlammes im Teich mit einer Reaktivierung der Pathogene zu rechnen (Maynard et al., 1999).

Bezüglich der **Schlammräumung** hat sich weltweit noch kein Patentrezept durchsetzen können. Eine umfangreiche Gegenüberstellung zahlreicher Verfahren mit ihren Vor- und Nachteilen findet sich bei von Sperling (2007). In Tabelle 3.17 ist ein Vergleich wesentlicher Vergleichsfaktoren zusammengestellt. In jedem Fall sind eine gute Zugänglichkeit zu den Teichen und eine Begrenzung der Ausmaße der einzelnen Teiche schon bei der Planung zu berücksichtigen, um die spätere Entschlammung nicht zusätzlich zu erschweren.

Tabelle 3.17: Vergleich verschiedener Teichentschlammungsverfahren (von Sperling, 2007)

Technique	Performance	Ease of operation	Execution time	Sludge volume	Cost
Manual removal	****	**	****	*	**
Mechanical removal (by tractors)	****	***	***	*	**
Mechanised scraping and pumping	***	**	***	**	**
Vacuum system from a septic tank cleaning truck	*	***	**	****	***
Hydraulic discharge pipe	*	****	**	***	*
Dredging	***	**	**	***	***
Pumping from raft	**	**	**	***	**
Robotic system	****	*	**	**	****

Scale: * = Smaller to **** = Larger

3.8 Abgeleitete Optimierungsansätze für Teichkläranlagen

Bei der Gestaltung von Teichanlagen im internationalen Kontext sind die besonderen Randbedingungen in den Anwendungsregionen zu beachten. Wie die vorstehenden Kapitel gezeigt haben, sind deutsche Ansätze und Erfahrungen allerdings nicht ohne Weiteres auf die Verhältnisse in Schwellen- und Entwicklungsländern und anderen klimatischen Regionen übertragbar.

Disfunktionen von Teichanlagen sind überwiegend in schlechter Konzeption oder Betriebsführung begründet. Oftmals kann durch betriebliche Optimierung und auch durch nachträgliche, konstruktive Eingriffe die Reinigungsleistung von Teichanlagen nachhaltig verbessert werden, ohne dass eine bauliche Erweiterung (Erweiterung von Teichfläche und –volumen) notwendig wird. In den Kapiteln 3.5 bis 3.7 wurden dazu viele Hinweise gegeben.

Beispielhaft können z.B. folgende Maßnahmen genannt werden:

- gute mechanische Vorbehandlung im Zulauf mit Feinrechen;
- Änderung der Zu- und Ablaufanordnung;
- hydraulische Sanierung durch Einbau von Leitdämmen;
- Verbesserung der Ablaufqualität (insbesondere bei Algenabtrieb) durch Anordnung eines Filterdamms (Rock Filter) vor dem Ablauf;
- Einbau von Umwälz- und Belüftungseinrichtungen in bisher unbelüftete Fakultativteiche;
- Integration einer Rezirkulation in das Teichsystem.

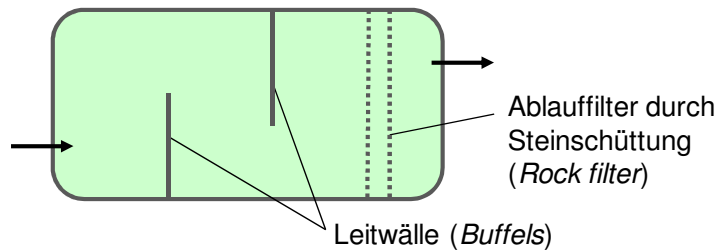


Bild 3.22: Beispiel für einfachen Sanierungsansatz mit nachträglichem Einbau von Leitdämmen in den Teichkörper und einen Filterdamm vor dem Ablauf

3.9 Abwasserdesinfektion in Teichkläranlagen

Durch Sedimentation, solare Einstrahlung und teilweise hohe pH-Werte kommt es in Teichanlagen zu signifikanten Minderungen von mikrobiologischen Belastungen. Ausführlichere Informationen zur Desinfektionswirkung in Teichanlagen sich im Kapitel 4.4.

Bei der Nutzung von Teichabläufen für Zwecke der Wiederverwendung (z. B. als Bewässerungswasser in der Landwirtschaft) sind in der Regel weitergehende Desinfektionsverfahren notwendig, die auch eine kontinuierliche Keimreduktion unabhängig von saisonalen Schwankungen sicherstellen. In Kapitel 4.5 werden dazu verschiedene Verfahren verglichen und in Kapitel 5 die Desinfektion mittels UV-Bestrahlung vertieft betrachtet.

3.10 Zusatznutzen bei Teichverfahren

3.10.1 Wassernutzung

Bei der Verfahrensauswahl und Planung in Deutschland orientiert man sich an den jeweils geltenden Grenzwerten für die organische Belastung und Nährstoffe. Hinzu kommen regional als Behandlungsziel die Abwasserdesinfektion (z. B. bei Einleitung in Badegewässer) und in zunehmendem Maße bei dezentralen Systemen auch die Wassernutzung (z. B. Brauchwassernutzung). In Entwicklungs- und Schwellenländern ist dies zumeist anders: gerade in ariden Ländern steht die Wassernutzung im Vordergrund, und deshalb zu allererst die Reduktion der hygienischen Risiken durch Abwasserdesinfektion (siehe Kapitel 3). Bei der organischen Belastung, und insbesondere bei den Nährstoffen, wird eine Reduzierung eher nachteilig sein, weil beispielsweise der Düngewert von Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung damit verringert wird. Abwasserteichsysteme bekommen in diesem Kontext einen

anderen Stellenwert, weil sie auch ohne nachgeschaltete Verfahren der weitergehenden Reinigung (Sandfiltration) oder ohne den Einsatz technologisch anspruchsvoller Verfahren (Membrantechnologie) eine signifikante Reduktion der mikrobiologischen Belastung erreichen, insbesondere auch die Reduktion von Viren und Helminthen-Eiern bis zu 100 %, Indikatorbakterien wie *E. coli* um 3-4 Log-Stufen.

Bei einer Direktnutzung des Ablaufwassers machen saisonale Schwankungen der Ablaufqualität jedoch häufig eine zusätzlich nachgeschaltete Desinfektion notwendig. Dafür gibt es verschiedene Optionen (von Perkolationsfiltern, eventuell bewachsenen Schüttgutfiltern, bis hin zur UV-Bestrahlung). Rohwerte an suspendiertem Material, insbesondere an Algen, erschweren den Einsatz der UV-Desinfektion, machen ihn jedoch nicht unmöglich und auch nicht wirtschaftlich sinnlos (bei einer vervielfachten UV-Bestrahlungsdosis oder mehrfachem Rücklauf liegen die Gesamtkosten noch deutlich unter denen vergleichbarer konventioneller Technologien).

3.10.2 Biogasgewinnung

In den letzten Jahrzehnten hat sich die Bedeutung der Energiegewinnung auch bei Abwasserteichverfahren erhöht. Es gibt viele kostengünstige und betrieblich handhabbare Möglichkeiten, die Sammlung von Biogas über anaeroben Teichen vorzunehmen. Bild 3.23 zeigt die schwimmende Abdeckung über Anaerobteichen einer Anlage in Peru und eine Tragluftmembran in den USA. Bei einer der weltgrößten Abwasserteichanlagen, dem Western Wastewater Treatment Plant in Melbourne, Australien (Bild 3.1 auf S. 19), werden beispielsweise auf 12 ha Anaerobteichen rund 3,7 MW elektrische Energie erzeugt, die rund 60 % des Energieverbrauchs der Gesamtanlage decken.

Ein Problem für eine wirtschaftliche Energiegewinnung liegt in der Dezentralität vieler Teichanlagen. Durch zunehmend effizientere Kleinanlagen zur Energiegewinnung (z. B. Entwicklungen im Bereich von Mikrogasturbinen) kann sich langfristig der Einsatz aber auch für einzelne mittelgroße Anlagen lohnen.

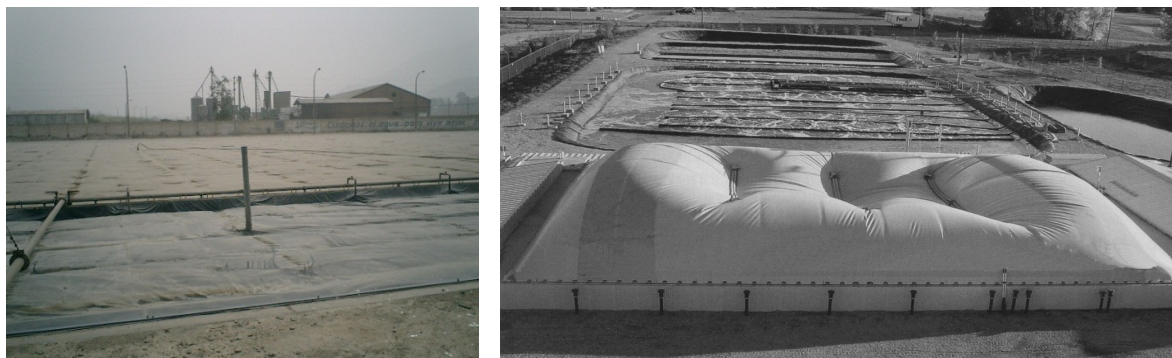


Bild 3.23: Biogasfassung aus Anaerobteichen mit schwimmender Flachabdeckung, (Peru, links; Foto: Rudolph) und Tragluftmembran (USA, rechts)

3.10.3 Biomaterialproduktion

Starkes Wachstum von Wasserpflanzen und Algen aufgrund der Klimabedingungen kann insbesondere in tropischen Regionen ein Problem darstellen – oder aber als Chance für eine gezielte Nutzung des abgeernteten Pflanzenmaterials genutzt werden. Insbesondere in tropischen Regionen spielt die Gewinnung von Biomaterial aus Abwasserteichen (Bild 3.24) bereits heute eine Rolle und kann die Betriebskosten von Abwasserteichen ganz oder teilweise decken. Das Biomaterial wird für Biogas-erzeugung, Nährstoffnutzung, Herstellung von natürlichen Fasern und pharmazeutischen Produkten genutzt. Forschergruppen beispielsweise in Neuseeland und in Kalifornien befassen sich intensiv mit solchen Themen. Es ist davon auszugehen, dass insbesondere in Regionen mit tropischem Klima bzw. hoher Solarstrahlung und Biomasseproduktion entsprechende Teichtechnologien zukünftig stärker zum Einsatz kommen werden.



Bild 3.24: Ernte von Wasserhyazinthen aus einem Abwasserteich in Vietnam (links) und von Wasserschnecken in Thailand (rechts) (Fotos: Rudolph)

Ein besonderes Augenmerk bei der Erzeugung von Biomasse zur Energiegewinnung („Bioharvesting“) wird auf Algen gerichtet, die eine höhere Produktivität als Landpflanzen aufweisen und Öle enthalten, die sich für eine Umwandlung zur Biokraftstoff-Gewinnung eignen. Allerdings sind solche Ansätze im Gegensatz zu Aussagen in verschiedenen Medienkampagnen noch im Versuchsstadium und unter ökonomischen Gesichtspunkten weitgehend Zukunftsmusik.

3.10.4 Weitere Nutzungen

Neben der Pflanzenproduktion können Teiche auch gezielt zur Aquakultur genutzt werden (Bild 3.24). In Deutschland waren Fischteichverfahren für kommunales Abwasser vor den zweiten Weltkrieg ein gängiges Verfahren, man denke z. B. an die 230 ha große Anlage Gut Marienhof bei München. Aquakultur wird noch heute in vie-

len Ländern praktiziert, jedoch sind im Hinblick auf den Verzehr der Produkte Belastungen insbesondere in hygienischer Hinsicht sehr kritisch zu beachten.

Im Gegensatz zu technischen Kläranlagen bieten Abwasserteichanlagen aufgrund ihrer Größe noch weitere Nutzenfunktionen, die im Einzelfall zum Tragen kommen können, wie die gezielte Nutzung des Teichvolumens als Puffer bzw. Reservoir oder die optische Nutzung der Wasserfläche im Bereich von Naherholungszonen.

Einige Zukunftsoptionen für Zusatznutzungen von Abwasserteichen knüpfen an die Biomasseproduktion durch Algen an: Da tagsüber die Assimilation von CO₂ durch Algen größer ist als der Eintrag durch biologischen Abbau der organischen Fracht bzw. durch Eintrag aus der Atmosphäre, gibt es Forschungsansätze für die gezielte Einleitung von CO₂ in den Wasserkörper zur Steigerung der Biomasseproduktion, zur Reinigung von Biogas („CO₂ Scrubbing“) und als gezielte Senke mit Blick auf den CO₂-Emissionshandel („Carbon Management“). Für diese Aspekte besteht allerdings weiterer FuE-Bedarf. (Benemann, 2003; Shilton et. al, 2008)

3.11 Kosten und Finanzierung

3.11.1 Baukosten

Abwasserteiche zeichnen sich in Vergleich zu technisierten Abwasserreinigungsverfahren durch die Möglichkeit zu einfacher und kostensparender Bauweise sowie geringen maschinellen Aufwand aus. Den niedrigen Investitionskosten stehen aber Kosten für höheren Flächenbedarf (Grundstückskosten) gegenüber, was im Haupteinsatzgebiet von Teichanlagen, dem ländlichen Raum, jedoch oftmals eine untergeordnete Rolle spielt.

Wegen des geringen Technisierungsgrads ist ein hoher „Local Content“ beim Bau von Teichsystemen möglich, was die Systeme auch für Schwellen- und Entwicklungsländer mit begrenzten finanziellen Ressourcen realisierbar macht.

Kostenfunktionen im Vergleich mit anderen Verfahren sind in Kap. 4.2.2 des im vorliegenden Verbundvorhaben erstellten Leitfadens (RUB, 2010) anschaulich dargestellt.

3.11.2 Betriebskosten

Die Betriebskosten für Abwasserteichanlagen werden im Wesentlichen bestimmt durch die Personal- und Energiekosten sowie die Unterhaltungskosten einschließlich der Schlammräumung und -entsorgung (ATV, 1997).

- Personalkosten

Aufgrund der einfachen Betriebsweise der Personalaufwand für Wartung und Eigenüberwachung im Vergleich zu anderen Abwasserreinigungsverfahren gering. Für deutsche Verhältnisse geht man je nach Anlagentyp von einem Zeitbedarf von etwa 4 h/Wo. (unbelüftete Teiche) bis 15 h/Wo. (Anlagen mit technischen Einrichtungen wie Belüftung oder zusätzliche Behandlungsstufen) aus (ATV, 1997). Diese Zahlen erscheinen auch für andere Länder nicht unrealistisch.

- **Energiekosten**

Der Energieverbrauch von Abwasserteichanlagen wird zu wesentlichen Teilen durch die Belüftung dominiert. Bei einfachen Teichanlagen ohne Belüftung ist der Einsatz von Fremdenergie minimal; ansonsten schlägt neben dem Grundverbrauch für übliche elektrische Einrichtungen, wie Messgeräte und Beleuchtung sowie die Beheizung oder Kühlung des Betriebsgebäudes, vor allem der Stromverbrauch für Pumpen, Umwälzung und Belüftung zu Buche, soweit diese vorhanden sind. In Tabelle 3.18 sind einige Anhaltswerte zusammengestellt.

Tabelle 3.18: Energieverbrauch von Abwasserteichanlagen (nach ATV, 1997)

Verbraucher	Stromverbrauch	Bemerkungen
Grundverbrauch	500 - 1.000 kWh/Mon.	Unabhängig von Auslastung (Messgeräte, Heizung, etc.)
Umwälzung	1 - 3 W/m ³ Teichvolumen	für Mindestumwälzung (wenn nicht Belüftung maßgebend ist)
Belüftung	1 - 2 kWh/kg BSB ₅	Sauerstoffeintrag bezogen auf die BSB ₅ -Fracht
	3,3 kWh/(E·Mon.)	grober Anhaltswert bei gering ausgelasteten Anlagen ¹⁾
	0,95 kWh/(m ³ ·Mon.)	Anhaltswert bei gering ausgelasteten Anlagen ¹⁾
Zwischengeschaltete Tropfkörper	1,0 - 2,5 kWh/(EW·Mon.)	für Ausbaugröße um 1.000 EW ¹⁾
	0,6 - 1,2 kWh/(EW·Mon.)	für Ausbaugröße um 5.000 EW ¹⁾
Zwischengeschaltete Tauchkörper	2,0 - 3,5 kWh/(EW·Mon.)	inkl. Grundverbrauch
	0,13 - 0,26 kWh/(m ² ·Mon.)	bezogen auf Größe des Tauchkörpers, zzgl. Grundverbrauch
	0,65 - 1,15 kWh/(EW·Mon.)	bezogen auf BSB ₅ -Bemessung von 8 g/m ² ·d und Vollauslastung, zzgl. Grundverbrauch

1) Gemäß Auswertung von Teichanlagen in Bayern mit Auslastung von i. M. 55 %

- **Schlammräumung und -entsorgung**

Bei Teichen ohne Belüftung und sonstigen laufenden Kosten stellen Schlammräumung und -entsorgung neben den Personalkosten den größten Ausgabenposten dar. Allerdings fällt die Entschlammung in der Regel nur in Abständen von mehreren Jahren an. Die Kosten hängen dann auch vom Entsorgungs-

pfad ab. Bei kommunalem Abwasserzufluss ist meist eine landwirtschaftliche bzw. landbauliche Verwertung des Schlammes möglich.

Nähere Angaben zu Schlammanfall und -räumung siehe Abschnitt 3.7.4.

- Sonstige Betriebs- und Instandhaltungskosten

Die laufenden Instandhaltungskosten bei Teichen sind gering und beschränken sich meist auf kleinere Reparaturen an den Böschungen.

3.11.3 Kostenbewertung und Finanzierungsinstrumente

Gerade in ländlich strukturierten Gebieten können Abwasseranlagen nicht nach gleichen Grundsätzen und Anforderungen wie in städtischen Gebieten geplant, gebaut und betrieben werden, da ansonsten die spezifischen Kosten (€/EW) unverhältnismäßig hoch werden (ATV-A 200, 1997). Gerade für dieses Einsatzgebiet bieten Abwasserteichanlagen kostengünstige Lösungen.

Dort, wo ausreichende Flächen zur Verfügung stehen und gegenüber den sonstigen Investitionskosten keine große Rolle spielen, sind Abwasserteichverfahren im Vergleich zu stärker technisierten Alternativen mit deutlich geringeren Investitions- und Betriebskosten realisierbar, siehe dazu die Kostenfunktionen und –vergleiche verschiedener Verfahren in Kap. 4.2.2 des im vorliegenden Verbundvorhaben erstellten Leitfadens (RUB, 2010). Auch Tabelle 3.19 zeigt anschaulich, dass sich mit Teichanlagen vergleichbare Abbauraten zu günstigeren Kosten erzielen lassen, sofern die notwendigen Flächen kostengünstig zur Verfügung stehen.

Tabelle 3.19: Abwasserbehandlungsmethoden zum Abbau von organischer und Nährstoffbelastung (UNEP, 1999, Tab. 1.1, auszugsweise)

Method	Treatment goal	Efficiency with good practice (%)	Costs (year 2000) (\$/100m ³)
Mechanical treatment	BOD ₅ reduction	20 – 35	3 – 8
Biological treatment	BOD ₅ reduction	70 – 90	25 – 40
Flocculation	Phosphorus removal	30 – 60	6 – 9
	BOD ₅ reduction	40 – 60	
Chemical precipitation Al ₂ (SO ₄) ₃ or FeCl ₃	Phosphorus removal	65 – 95	10 – 18
	BOD ₅ reduction	50 – 65	
Nitrification	Ammonium ⇒ nitrate	80 – 95	20 – 30
Denitrification	Nitrogen removal	70 – 90	15 – 25
Waste stabilisation ponds	Reduction of BOD ₅	70 – 90	2 – 8
	Nitrogen removal	50 – 70	
Constructed wetland	Reduction of BOD ₅	20 – 50*	5 – 15
	Nitrogen removal	70 – 90	
	Phosphorus removal	0 – 80**	

* Presumes a pre-treatment (BOD₅ < 75 mg/l)

** The removal is dependent on the adsorption capacity of the soil applied and whether harvest of the plants is foreseen

Die Betriebskosten für einfache Abwasserteichanlagen ohne Belüftung beschränken sich im Wesentlichen auf Personal- und Unterhaltungskosten einschließlich der Schlammräumung und –entsorgung im Abstand von mehreren Jahren, die im Vergleich zu technischen Verfahren deutlich geringer liegen. Nennenswerte Energiekosten fallen nur bei belüfteten Anlagen oder Systemen mit Abwasserförderung an.

Der Kostenvorteil von Teichanlagen gegenüber technischen Verfahren steigt, wenn sich die Ablaufgrenzwerte auch auf mikrobiologische Parameter beziehen (insbesondere Viren und Wurmeier) und technisierte Verfahren dafür zusätzliche Verfahrensstufen benötigen. Umgekehrt ist der Kostenvorteil geringer und die technische Einsatzfähigkeit von Abwasserteichverfahren möglicherweise beeinträchtigt oder gar nicht gegeben, wenn Nährstoffelimination auch in kalten Jahreszeiten verlangt wird.

Weitere nichtmonitäre Aspekte, die bei Verfahrensvergleichen mit berücksichtigt werden sollten, sind in Abschnitt 3.3.1 zusammengestellt.

Ein nachhaltiger Betrieb von Teichanlagen setzt eine nachhaltige Finanzierung voraus. Leider musste bei den Auslandsrecherchen in den Schwellen- und Entwicklungsländern immer wieder festgestellt werden, dass notwendige Wartungsarbeiten auf Abwasseranlagen aus Mangel an finanziellen Ressourcen unterblieben oder Anlagenteile außer Betrieb waren, weil die Betreiber z. B. die Stromversorgungskosten für Belüfter nicht decken konnten. Bei vielen Anlagen wurden zwar die Investitionskosten über Geberinstitutionen finanziert, im folgenden Betrieb fehlten dann aber die notwendigen Einnahmen zur Deckung der laufenden Kosten. Hier bieten Teichanlagen aufgrund ihres geringen Betriebs- und Wartungsaufwandes gegenüber stärker technisierten Lösungen zwar deutliche Vorteile, aber die Reinigungsleistung wird auch hier bei Vernachlässigung einer ordnungsgemäßen Betriebsführung zwangsläufig nachlassen (durch Verschlammung, Schwimmstoffansammlungen, Verkrautung etc.).

Um die Einnahmeseite zu verbessern, kann versucht werden, auf Teichanlagen zusätzliche Nutzenfunktionen zu aktivieren (z. B. Wasserwiederverwendung, Wasserpflanzenernte, Biogasgewinnung), Angaben dazu siehe Kapitel 3.10.

Eine weitere, in den letzten Jahren auch für Abwasserteichanlagen diskutierte Möglichkeit, besteht theoretisch in der Akquirierung von CDM-Mitteln („Carbon Finance“), also der Finanzierung über die Einsparung von klimarelevanten Emissionen. Ansatzpunkt dafür ist bei Teichanlagen die gezielte Fassung und Verwertung von Methan aus anaeroben Teichen, das ansonsten frei in die Atmosphäre emittiert. Wiewohl solche Projekte bereits realisiert wurden (siehe Bild 3.25 von einem Weltbank-Projekt

in Bolivien), bestehen in der praktischen Umsetzung erhebliche Hemmnisse wegen der meist deutlich zu geringen Größe von Abwasserteichprojekten, da für eine Bearbeitung durch spezialisierte Agenturen ein Mindestumsatz erforderlich ist. Hier böte ggf. die Bündelung verschiedener Einzelprojekte einen Lösungsansatz.

3.12 Nachhaltigkeit von Teichkläranlagen

Teichverfahren, zumindest wenn es sich dabei um die weit verbreiteten unbelüfteten Fakultativteiche handelt, bieten als naturnahes Verfahren quasi implizit auch ein hohes Niveau an ökologischer Nachhaltigkeit im Vergleich zu den stärker technisierten, konventionellen Kläranlagen. U. a. weisen sie einen minimalen Energie- und Hilfsstoffbedarf auf. Die Frage der Nachhaltigkeit von Abwasserteichanlagen im Vergleich mit anderen Verfahren der Abwasserreinigung wird vor allem im Hinblick auf die Klimarelevanz aufgrund von Emissionen aus Abwasserteichen geführt.

Bei allen Abwasserreinigungsverfahren wird beim Abbau der Kohlenstofffracht im Abwasser Kohlendioxid (CO_2) freigesetzt. Die anfallende Menge ist frachtäquivalent und damit bei Teichen nicht höher als bei anderen Abwasserbehandlungsverfahren. Teiche bieten allerdings den Vorteil, dass ein Teil des anfallenden CO_2 bei der Photosynthese durch die in den Teichen enthaltenen Algen wieder abgebaut wird.

Sofern keine technische Belüftung vorgesehen ist, weisen Teiche einen minimalen bis gar keinen Energieverbrauch für den laufenden Betrieb auf. Damit entfallen bei Teichen gegenüber allen stärker technisierten Reinigungsverfahren die bei der Energieproduktion für Pumpen, Rührwerke, Belüfter etc. anfallenden CO_2 -Emissionen.

In Summe haben einfache Teichanlagen damit einen deutlich günstigeren „Carbon Footprint“ als konventionelle Kläranlagen (Shilton et al., 2008).

Problematischer stellt sich die Situation bei Anaerobteichen dar, bei denen prozessbedingt Methan (CH_4) anfällt, das über die Teichoberfläche in die Atmosphäre gelangt, sofern die Teiche über keine Abdeckung mit Gasfassung verfügen (vgl. Bild 3.23). Zu CH_4 -Emissionen kommt es ebenfalls, wenn Teiche einer Anaerobstufe nachgeschaltet werden (z. B. nach UASB-Reaktoren, wie man es in tropischen Ländern wie Brasilien antrifft) und das im Ablauf der Anaerobstufe enthaltene CH_4 dann in den Teichen ausgast. Sinnvolle Abhilfe kann nur durch eine gezielte Abdeckung der Teichanlage mit angeschlossener Biogasverwertung erzielt werden. Bei großen Anaerobteichen kann in bestimmten Fällen eventuell sogar ein Finanzierungsansatz mit CDM-Mitteln („Carbon Finance“) vorgesehen werden (siehe Beispiel in Bild 3.25).

3.13 Chancen und Anpassungsbedarf deutscher Exportansätze

Erfolgversprechende Ansatzpunkte im Hinblick auf Exportmöglichkeiten deutscher Technologieunternehmen zeigen sich vor allem im Bereich robuster und ausgereifter Behandlungskomponenten für die mechanische Vorbehandlung von Teichzuläufen und die Nachbehandlung von Abläufen bei erhöhten Ablaufanforderungen (z. B. mittels UV-Bestrahlungsanlagen) sowie bei der intelligenten Erschließung zusätzlicher Nutzenpotentiale (z. B. Biomasse- und Biogasnutzung).

Durch intelligenten Einsatz von Teichtechnologie insbesondere in Kombination mit anderen Behandlungsverfahren oder mit zusätzlichen Nutzenfunktionen (z. B. Biogas- oder Biomassegewinnung) können sich funktionale und wirtschaftliche Vorteile gegenüber Konkurrenzlösungen wie stärker technisierten Anlagen bieten. Damit ergeben sich Potentiale für deutsche Consultants, insbesondere im EZ-Bereich, aber auch für Komponentenlieferanten am Standort Deutschland (Letzteres zeigte sich z. B. bei einem Industriekläwerk in Vietnam, bei dem auf Grundlage von Erkenntnissen aus dem vorliegenden Vorhaben durch eine Kombination von Teichen mit Tropfkörper- und UASB-Systemen eine an die örtlichen Verhältnisse angepasste, kostengünstige und konkurrenzfähige Lösung dargestellt werden konnte, die zu Lieferaufträgen für deutsche Ausrüster führte).

Das Stichwort „angepasst“ spielt eine wesentliche Rolle im Zusammenhang mit Exportpotentialen im Bereich der Teichtechnologie. Die deutsche Wasserwirtschaft kann auf ein enormes Maß an Know-how in der Abwasserbehandlung zurückgreifen, aber die Erfahrungen aus Deutschland sind nicht immer direkt übertragbar, insbesondere bei anderen klimatischen, ausbildungstechnischen und finanziellen Verhältnissen, hier besteht entsprechender Anpassungsbedarf:

- Prozess- und betriebstechnische Anpassungen

Neben der planerischen und konstruktiven Anpassung an die klimatischen Verhältnisse (z. B. Tropentauglichkeit der Ausrüstung) ist aufgrund des in vielen Entwicklungs- und Schwellenländern geringen Ausbildungsniveaus des Bedienpersonals, oftmals weniger konsequent durchgeführter Wartung und teilweise unzuverlässiger Energieversorgung eine robuste Auslegung aller Komponenten notwendig. Für deutsche Hightech-Lösungen besteht ggf. entsprechender Anpassungsbedarf.

- Nachhaltige Finanzierung

Anlagenbesichtigungen in Schwellen- und Entwicklungsländern u. a. im Rahmen dieses Vorhabens zeigen immer wieder, dass bestehende technische Anlagen außer Betrieb sind, weil die finanziellen Mittel für Wartung, Reparaturen und Stromversorgung nicht vorhanden sind. Teichanlagen (sofern nicht technisch belüftet)

bieten hier wegen ihrer vergleichsweise geringen laufenden Kosten ohnehin schon Vorteile. Bei der Auslegung können in Einzelfällen jedoch auch zusätzliche Finanzierungsquelle geprüft werden, beispielsweise die gezielte Nutzung von Biogas bei Anaerobteichen ggf. sogar in Kombination mit „Carbon Finance“ im Rahmen von CDM-Projekten, die beispielsweise bei Upgrades von bestehenden Anlagen in Entwicklungs- und Schwellenländern zur Anwendung kommen können.



Bild 3.25: Beispiel für Anwendung von „Carbon Finance“ bei Abwasserteichen: Santa Cruz Lagoons, Bolivien (Peterson et al., 2007)

- Ergänzung des deutschen Regelwerks

Das in Deutschland maßgebliche Regelwerk der DWA hebt alleine auf hiesige Verhältnisse ab. Wie in Kap. 3.5 gezeigt, lassen sich deutsche Bemessungsansätze nur begrenzt auf andere Länder übertragen, zum Einen wegen der nötigen Temperaturanpassung bei anderen Klimasituationen und zum Anderen aufgrund von anderen ortsspezifischen Reinigungszielen (z. B. bei Wasserwiederverwendung statt der in Deutschland üblichen reinen Abwasserentsorgung, mit Schwerpunkt auf mikrobiologischen Anforderungen statt alleine auf Kohlenstoff- und Nährstoffabbau). Im Sinne einer für die exportorientierte deutsche Wasserwirtschaft verbesserten Ausgangssituation wären hier Erweiterungen des Regelwerks über die rein deutschen Randbedingungen hinaus wünschenswert, wie sie ansatzweise im vorliegenden Forschungsverbundvorhaben angegangen worden sind. Entsprechende fremdsprachliche Verfügbarkeit vorausgesetzt, könnten über den Umweg eines „Exports“ deutscher Regelwerksansätze (vor Allem über die deutsche technische und finanzielle Entwicklungszusammenarbeit) Start- und Imagevorteile für deutsche Consultants und Exporteure insbesondere in Schwellen- und Entwicklungsländern erzeugt werden.

3.14 Weiterer Forschungsbedarf

Abwasserteiche sind auf den ersten Blick ein weltweit etabliertes und ausgereiftes Reinigungsverfahren, wie in den vorstehenden Abschnitten gezeigt, gibt es jedoch viele Ansätze für einen zukunftsgerichtete (und exportrelevante) Weiterentwicklung der Teichtechnologie. Beispielhaft seien folgende Aspekte genannt:

- Optimierung der Reinigungsfunktion von Teichen

Durch Verbesserung der Hydraulik, ein besseres Verständnis der Algen-Bakterien-Biozönose, gezielte Steigerung der Desinfektionswirkungen, angepasste Ablaufnachbehandlung und Effizienzsteigerungen im Bereich der Belüftung ließen sich weitere Optimierungspotentiale für eine Verbesserung der Reinigungsleistung und damit weitere Einsatzbereiche von Abwasserteichen aktivieren.

- Algenteiche als Nachbehandlungsstufe zur naturnahem Abwasserdesinfektion

Der Einsatz so genannter Algenteiche, in denen die Wirkungen der Algenbiozönose zur Abwasserdesinfektion dadurch gezielt genutzt werden, dass Algen pathogene Mikroorganismen absorbieren, inkorporieren und im Milieu (hoher pH-Wert) eines Algenteiches pathogene Mikroorganismen nur schwer überleben können. Algenteiche als nachgeschaltete oder hauptsächliche Behandlungsstufe sind viele Jahrzehnte lang als wünschenswert aber kaum realisierbar eingestuft worden, weil sich die Separation der Algen vom Abwasserablauf als technisch äußerst schwierig erwiesen hatte (Sedimentation so gut wie unmöglich; Flotation aufwendig; Filtration schwierig, wegen Verstopfung der Filter usw.). Wie in Kapitel 3.4.2 ausgeführt, haben FuE-Ansätze u. a. in Südafrika und Neuseeland jedoch gezeigt, dass durch gezielte Maßnahmen im Algenteich praxisrelevante Anwendungen möglich sind. Hier besteht allerdings noch weiterer Forschungsbedarf in vielen Detailbereichen für die Entwicklung anwendungstauglicher Lösungen. Optimierungsansätze bestünden beispielweise für eine gezielte Steuerung der pH-Wert-Anhebung, die während der Wachstumsphase der Algen natürlicherweise eintritt, u. a. durch CO₂-Bindung.

- Zusatzfunktionen / Mehrzweckteichanlagen

Durch Einsatz von Teichtechnologie in gezielter Kombination mit anderen Behandlungsverfahren und vor allem mit zusätzlichen Nutzenfunktionen (insbesondere der Gewinnung von Biogas oder die Erzeugung von Biomasse in Form von Algen oder Wasserpflanzen einschließlich gezielter CO₂-Bindung) zeichnen sich neue Einsatzfelder und Finanzierungsquellen für Teichtechnologien ab; es besteht in vielen Einzelbereichen jedoch noch hoher FuE-Bedarf auf dem Weg zu praxisrelevante Lösungen.

- Modellierung und Simulation von Teichanlagen

Aus dem Austausch mit den Simulationsprojekten im vorliegenden Verbundprojekt hat sich gezeigt, dass die dynamische Modellierung von Abwasserteichen in aktuellen Softwarelösungen (z. B. SIMBA) bisher nicht standardmäßig vorgesehen ist. Hier besteht noch FuE-Bedarf zur Entwicklung von entsprechenden allgemeingültigen Simulationsmodulen für die verschiedenen Teicharten.

Derzeit gibt es FuE-Aktivitäten zur Modellierung von Massenalgenkulturen, was wiederum Verknüpfungsmöglichkeiten zu FuE-Ansätzen im Bereich Algenteiche und Abwasserdesinfektion ermöglicht (beispielsweise soll die Modellierung des auch für die Abwasserdesinfektion relevanten pH-Werts Bestandteil der dynamischen Simulationsansätze für Algenkulturen werden).

4 Desinfektion von Abwasser

4.1 Einleitung

Wenn man von Desinfektion bei der Abwasserreinigung spricht wird der Begriff **Desinfektion** nicht im streng medizinischen Sinn als "Abtötung oder Inaktivierung aller pathogenen Mikroorganismen" verwendet, sondern als „Behandlung von Abwasser oder Schlamm zum Vermindern der Aktivität von Krankheitserregern unter einen vorgegebenen Wert“ (DIN EN 1085, 2007). Die Reduzierung kann dabei auch durch Rückhaltung bewirkt werden. **Sterilisation** bedeutet die „Abtötung bzw. Abtrennung aller Mikroorganismen einschließlich ihrer Dauerformen“ (thermische oder Filtrations-Verfahren). Die Begriffe **Entkeimung** und **Hygienisierung** sind unspezifisch und sollten laut DWA-Regelwerk nicht mehr verwendet werden. (ATV-M 205, 1998)

In Deutschland spielt die Desinfektion von Abwasser nur eine untergeordnete praktische Bedeutung. Es gibt nur wenige Anlagen, die eine Desinfektionsstufe zur Behandlung des Ablaufwassers betreiben, meist bei Einleitung in sensible oder für Erholungszwecke genutzte Gewässer (wie beispielsweise die obere Isar bei München).

Weltweit spielt die Abwasserdesinfektion dagegen eine gewichtige Rolle, da Abwasser vielfach (geregelt oder ungeregelt) zur Wiederverwendung genutzt wird, insbesondere für Bewässerungszwecke in der Landwirtschaft.

4.2 Hygienische Anforderungen an Abwasser

4.2.1 Zielstellung

Kommunales Abwasser enthält – auch nach biologischer und weitgehender Reinigung – noch eine große Anzahl von Mikroorganismen, einschließlich Krankheitserregern (vor allem Bakterien, Viren und Parasiten, in vielen Ländern Wurmeier). Die überwiegende Zahl der Krankheitserreger stammt aus dem Verdauungstrakt von Menschen und Tieren (ATV-M 205, 1998). Die Desinfektion von Abwasser hat die Aufgabe, die Krankheitserreger durch Entfernung, Abtötung oder Inaktivierung soweit zu reduzieren, dass eine Gesundheitsgefährdung durch die Nutzung des Wassers oder die Einleitungen in ein Gewässer nicht zu befürchten ist.

4.2.2 Vorhandene mikrobielle Belastung im Rohabwasser

Durch Abwasser können Infektionskrankheiten verbreitet werden, insbesondere durch Krankheitserreger, die aus der Darmflora von Wirbeltieren stammen und in unbelasteten Gewässern in der Regel nicht nachweisbar sind. Tabelle 4.1 und Tabelle 4.2 geben einen Überblick über wesentliche mikrobiologischen Belastungen, die üblicherweise in kommunalem Abwasser gefunden werden.

Tabelle 4.1: Microorganism concentrations found in untreated wastewater and the corresponding infectious dose^a (Metcalf & Eddy, 2003, Tab. 2-25)

Organism	Concentration in raw wastewater ^b , (MPN/100ml)	Infectious dose, number of organisms ^c
<i>Bacteria:</i>		
Bacterioides	10^7 - 10^{10}	
Coliform, total	10^7 - 10^9	
Coliform, fecal ^d	10^6 - 10^8	10^6 - 10^{10}
Clostridium perfringens	10^3 - 10^5	1 - 10^{10}
Enterococci	10^4 - 10^5	
Fecal streptococci	10^4 - 10^7	
Pseudomonas aeruginosa	10^3 - 10^6	
Shigella	10^0 - 10^3	10-20
Salmonella	10^2 - 10^4	10^1 - 10^8
<i>Protozoa:</i>		
Cryptosporidium parvum oocysts	10^1 - 10^3	1-10
Entamoeba histolytica cysts	10^{-1} - 10^1	10-20
Giardia lamblia cysts	10^3 - 10^4	< 20
<i>Helminth:</i>		
Ova	10^1 - 10^3	
Ascaris lumbricoides	10^{-2} - 10^0	1-10
<i>Viruses:</i>		
Enteric virus	10^3 - 10^4	1-10
Coliphage	10^3 - 10^4	

MPN = most probable number

^a Adapted in part from Crook (1998) and Feachem et al. (1983).

^b Value will vary with portion of population shedding at any given time.

^c Infectious dose will vary with serotype or strain of organism, and the individual's general health.

^d Escherichia coli (enteropathogenic)

Tabelle 4.2: Durchschnittliche Keimzahlen im Zulauf von Kläranlagen (Oberg, 1995)

Keimart/-gruppe	Keime je 100 ml	Literaturquelle
Gesamtkeimzahl	10^9 bis 10^{10}	Witthauer 1980
Gesamtcoliforme	10^7	Kawata et al. 1980
Gesamtcoliforme	10^6 bis 10^7	Popp 1991
Gesamtcoliforme	10^7 bis 10^8	EPA 1986
Fäkalcoliforme	10^6 bis 10^7	Kawata et al. 1980

Fäkalcoliforme	10^8	Gelzhäuser 1989
Fäkalcoliforme	10^6 bis 10^7	EPA 1986
Fäkalcoliforme	10^7 bis 10^8	Rudolph et al. 1993
Fäkalstreptokokken	10^6	Kawata et al. 1980
Salmonellen	2×10^4	Kayser et al. 1987

4.2.3 Indikatororganismen

Konkrete Aussagen über die Wirksamkeit von Anlagen zur Abwasserdesinfektion sind nur durch den mikrobiologischen Nachweis im Anlagenzufluss und – abfluss möglich. Dazu werden in der Regel bestimmte Indikatororganismen, wie beispielsweise die sogenannten Fäkalindikatorbakterien, für die Bestimmung der Wirksamkeit herangezogen. Letztere dienen als Nachweis von fäkalen Verunreinigungen im Wasser, da sie im Darm von Warmblütern immer in großer Zahl vorkommen und darauf schließen lassen, dass auch Krankheitserreger vorhanden sein können. Zur Bewertung der Desinfektionseffizienz werden die Konzentrationen dieser Indikator- oder Leitorganismen im Zulauf unmittelbar vor sowie nach der Desinfektionsanlage bestimmt. Die resultierende Reduktionsrate wird in der Regel in Log-Stufen bzw. Zehnerpotenzen angegeben und stellt ein wesentliches Bewertungskriterium für die Leistungsfähigkeit eines Desinfektionsverfahrens dar. (ATV-M 205, 1998)

Als wichtige bakterielle Indikatoren gelten:

- **(Gesamt-)Coliforme Bakterien (GC)**, die allerdings nur einen generellen Hinweis auf eine fäkale Verunreinigung geben, da sie nicht ausschließlich aus dem Darm von Warmblütern stammen, und sich auch im Abwasser und Oberflächenwasser vermehren;
- **Fäkalcoliforme Bakterien (FC)** bzw. **Escherichia coli (E. coli; EC)**, die als Beweis für eine fäkale Verunreinigung angesehen werden können, da sie nur im Darm von Menschen und warmblütigen Tieren vorkommen;
- **Fäkale Enterokokken**, die ebenfalls einen Beweis für eine fäkale Verunreinigung darstellen.

Tabelle 4.3 gibt einen anschaulichen Überblick über die gebräuchlichsten Indikatorbakterien. Die Vertreter der Gruppe der **(Gesamt-)Coliformen** gehören zur Familie der **Enterobakterien** und zeichnen sich durch gemeinsame biochemische Eigenschaften aus. Inbegriffen sind neben den typischen **Fäkalcoliformen** (z. B. die Gattungen Enterobacter und Klebsilia) auch zahlreiche Umweltkeime (z. B. die Gattungen Pantoea und Kluyvera). Entsprechend liegen die Zellzahlen der Coliformen teilweise deutlich über denen des Fäkalindikators E. coli und es gibt Abweichungen beim Eliminationsverhalten.

E. coli und so genannte coliforme Keime gehören zu den **Enterobacteriaceae**, einer Familie von gramnegativen, nicht Sporen bildenden, stäbchenförmigen Bakterien gebildet. Als coliforme Keime werden diejenigen Bakterien aus der Familie Enterobacteriaceae bezeichnet, die bei $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$ Lactose unter Gasbildung vergären können; sie gehören überwiegend den Gattungen *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* und *Klebsiella* an. (DIN 38411-6:1991-06)

Tabelle 4.3: Bacterial indicators (David-Colley, 2005)

Bacterial genus or species	Indicator groups
<i>Escherichia</i>	} <i>E.coli</i> } Faecal coliforms } Total coliforms
<i>Klebsiella</i>	
<i>Enterobacter</i>	
<i>Citrobacter</i>	
<i>S. faecalis</i>	} Enterococci } Faecal streptococci
<i>S. faecium</i>	
<i>S. durans</i>	
<i>S. avium</i>	
<i>S. bovis</i>	
<i>S. equinus</i>	

E. coli hat sich in einer Vielzahl von Richtlinien als wesentlicher Nachweisparameter durchgesetzt (WHO, 2006). Das Bakterium eignet sich zum Nachweis fäkaler Verunreinigungen im Wasser, da es eine im Vergleich zu anderen Enterobakterien sehr lange Überlebensdauer außerhalb des Darms aufweist und gut kultivierbar ist (so ist beispielsweise auch in der Neufassung der EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG die Zahl der zu kontrollierenden Parameter von ursprünglich 19 auf die zwei mikrobiologischen Indikatoren *E. Coli* und intestinale Enterokokken reduziert worden und *E. coli* haben sich in der letzten Fassung der WHO-Guidelines (2006) als wesentlicher Parameter bei der Beurteilung von Maßnahmen zur Wasserwiederverwendung etabliert).

Neben den oben genannten enterobakteriellen Indikatoren werden u. a. auch folgende Mikroorganismen für die Beurteilung der Desinfektionswirkung von Abwasserbehandlungsanlagen herangezogen:

- **Enteroviren**, denen häufig ein ähnliches Reduktionsverhalten wie den bakteriellen Indikatoren unterstellt wird und die im Abwasserbereich aufgrund der schwierigeren Bestimmung in der Praxis eine vergleichsweise untergeordnete Rolle spielen.

- **Bakteriophagen**, also Viren, die Bakterien als Wirte nutzen, werden häufig stellvertretend für das Verhalten von Viren benutzt, u. a. weil ihre Bestimmung deutlich praktikabler ist.
- **Lebendzellzahlen**, sie spiegeln die Anzahl kultivierbarer, lebensfähiger Keime wieder. Dieser Parameter hat jedoch nur bedingten Aussagewert, da es bei der Kultivierung zum Selektionsvorteil bestimmter Mikroorganismen kommen kann bzw. nur ein Bruchteil der lebensfähigen Keime erfasst wird. **Gesamtzellzahlen** eignen sich nicht zur Bestimmung der Desinfektionseffizienz, da beim mikroskopischen Nachweis der Gesamtzellzahlen gleichermaßen lebende wie auch inaktive und tote Zellen erfasst werden.
- Die Gattung **Clostridium**, die vor allem in der Trinkwasseranalytik als Indikator für eine Belastung des Wassers mit Parasiten verwendet wird. Aufgrund der Fähigkeit zur Sporenbildung sind Vertreter dieser Gattung extrem umweltresistent und können daher zum Nachweis länger zurückliegender bzw. von periodisch wiederkehrenden fäkalen Belastungen genutzt werden.
- **Salmonellen**, als bekannte pathogene Bakterien.
- **Wurmeier**: die Entfernung von Wurmeiern (auch als **Helmintheneier**⁵ bezeichnet) aus dem Abwasser spielt insbesondere in Entwicklungsländern eine sehr wichtige Rolle, in denen der Infektionsgrad der Bevölkerung der oftmals vergleichsweise hoch ist.

Grundsätzlich ist darauf hinzuweisen, dass in der mikrobiologischen Analytik erzielte Ergebnisse ausgesprochen methodenabhängig sind und Ergebnisse daher oftmals nicht direkt vergleichbar sind.

4.2.4 Anforderungen zur Abwasserdesinfektion in Deutschland

Allgemein sind für die Einleitung von Abwasser in Gewässer bzw. in die Kanalisation in Deutschland keine Grenz- oder Leitwerte für mikrobiologische Parameter wie Bakterien, Viren oder Protozoen festgesetzt (ATV-M 205, 1998). Es gelten lediglich für Abwassererzeuger mit besonderem Gefährdungspotential, wie Krankenhäusern oder Tierkörperbeseitigungsanstalten, branchenspezifische Anforderungen.

Zudem können immissionsbezogen in Einzugsgebieten von besonders sensiblen Vorflutern oder bei Nutzung von Gewässern für Erholungszwecke regional besonde-

⁵ Das Wort "Helminthe" ist aus dem griechischen Wort für "Wurm" abgeleitet und bezieht sich auf alle Arten von Würmern, sowohl die freilebenden als auch die parasitisch lebenden.

re Anforderungen ausgesprochen werden, beispielsweise mit den Ziel der Einhaltung der Grenzwerte nach EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG.

Anhaltspunkte für die Beurteilung von aufbereitetem Abwasser für Bewässerungszwecke können der **DIN 19650** (1999) entnommen werden, deren Anwendungsbereich jedoch vornehmlich auf Bewässerungswasser aus natürlich vorkommenden Gewässern abhebt. Die Beurteilung des Bewässerungswasser gemäß der Norm erfolgt nach den mikrobiologischen Kenngrößen in Tabelle 4.4. Bei besonderen Verdachtsfällen und wenn die in der Tabelle aufgeführten Werte überschritten werden, können als Bewertungsgrundlage weitere Untersuchungen herangezogen werden, die auch in der Umweltüberwachung als Anzeiger von Abwasserbelastungen eingesetzt werden und indirekt Aussagen über das Risiko einer möglichen Gesundheitsgefährdung erlauben. Besondere Vorsicht ist laut DIN 19650 geboten, wenn die Beschaffenheit von folgende Kriterien aufweist:

- Saprobienindex über 2,3
- Ammoniumgehalt über 1 mg/l
- BSB₅ über 10 mg/l
- CSB über 60 mg/l

In diesem Fall muss laut DIN 19650 damit gerechnet werden, dass die in Tabelle 4.4 zugrunde gelegten mikrobiologischen Kenngrößen fehlerbehaftet sind, dadurch dass beispielsweise wegen toxischer Einflüsse eine zu geringe Koloniezahl ermittelt und damit eine potentielle Gesundheitsgefährdung unterschätzt wird.

Bei nicht hinreichender Beschaffenheit des Bewässerungswassers schlägt die DIN 19650 als „Zwischenbehandlung“ die Zwischenspeicherung in einem Teich oder Kleinspeicher, bewachsene Bodenfilter und Sandfilter vor.

Laut der Norm nicht zulässig ist die Verwendung von Bewässerungswasser, dessen hygienisch-mikrobiologische Unbedenklichkeit durch Desinfektion von verunreinigtem Wasser mittels chemischer Verbindungen oder radioaktiver Bestrahlung erreicht wurde. Soweit man im Anwendungsbereich der Norm tätig wird, kann dieser Aspekt auch bei der Verfahrensauswahl für die gezielte Desinfektion von Abwasser (siehe Abschnitt 4.5) relevant werden. Bei Literaturrecherchen zu Anforderungen an Bewässerungswasser in anderen Ländern konnten diese Einschränkungen in der Regel jedoch nicht festgestellt werden.

Tabelle 4.4: Hygienisch-mikrobiologische Klassifizierung und Anwendung von Bewässerungswasser (DIN 19650: 1999-02, Tab.1)

Eignungs- klasse	Anwendung	Fäkal- streptokokken- Koloniezahl/ 100 ml (nach TrinkwV (1990) bzw. Bade- gewässer- richtlinie ¹⁾)	E. coli- Koloniezahl/ 100 ml (nach TrinkwV (1990) bzw. Bade- gewässer- richtlinie ¹⁾)	Salmonel- len/ 1000 ml (nach DIN 38414-13)	potentiell infek- tiöse Stadien von Mensch- und Haustier- parasiten ²⁾ in 1000 ml
1 (Trink- wasser)	- alle Gewächshaus- und Freilandkulturen ohne Einschränkung	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar
2 ³⁾	- Freiland- und Gewächshauskulturen für den Rohverzehr - Schulsportplätze, öffentliche Parkanlagen	≤ 100 ⁴⁾	≤ 200 ⁴⁾	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar
3 ³⁾	- nicht zum Verzehr bestimmte Gewächshaus- kulturen - Freilandkulturen für den Rohverzehr bis Frucht- ansatz bzw. Gemüse bis 2 Wo. vor der Ernte - Obst und Gemüse zur Konservierung - Grünland bzw. Grünfütterpflanzen bis 2 Wo. vor dem Schnitt oder der Beweidung - alle anderen Freilandkulturen ohne Einschrän- kung - sonstige Sportplätze ⁵⁾	≤ 400	≤ 2000	nicht nach- weisbar	nicht nach- weisbar
4 ^{3),5)}	- Wein- und Obstkulturen zum Frostschutz - Forstkulturen, Polterplätze und Feuchtbiotope - Zuckerrüben, Stärkekartoffeln, Ölfrüchte und Nichtnahrungspflanzen zur industriellen Ver- arbeitung und Saatgut bis 2 Wo. vor der Ernte - Getreide bis zur Milchreife (nicht zum Rohver- zehr) - Futter zur Konservierung bis 2 Wo. vor der Ernte	Abwasser, das mindestens eine biologische Reinigungsstufe durchlaufen hat			- für Darm- Nematoden keine Stan- dardempfeh- lung möglich - für Stadien v. Taenia: nicht nachweisbar

1) Mikrobiologische Untersuchungen nach den für Badegewässer üblichen Verfahren; z. B. Mikrobiologische Untersuchsungsverfahren von Badegewässern nach Badegewässerrichtlinie 76/160/ EWG, Bundesgesundheitsblatt, 10/95, S. 358-396.

2) Soweit dies für die Sicherung der Gesundheit von Mensch und Tier erforderlich ist, kann eine Untersuchung des vorgesehenen Bewässerungswassers auf Darm-Nematoden (Ascaris- und Trichuris-Arten sowie Hakenwürmer) und/oder Bandwurm-Lebensstadien (insbesondere Taenia) nach WHO-Empfehlung (WHO, 1989) angeordnet werden.

3) Wenn durch das Bewässerungsverfahren eine Benetzung der zum Verzehr geeigneten Teile der Ernteprodukte ausgeschlossen ist, entfällt eine Einschränkung nach hygienisch-mikrobiologischen Eignungsklassen.

4) Richtwert, der analog der TrinkwV (1990) § 2 Abs. 3 so weit unterschritten werden sollte, „wie dies nach dem Stand der Technik mit vertretbarem Aufwand unter Berücksichtigung der Umstände des Einzelfalles möglich ist“. Zur Verbesserung der Wasserqualität siehe Abschnitt 5.4, DIN 19650.

5) Bei der Beregnung muss durch Schutzmaßnahmen sichergestellt werden, dass Personal und Öffentlichkeit keinen Schaden nehmen.

4.2.5 Internationale Anforderungen an Abwasser zur Wiederverwendung

Verschiedene Staaten haben unterschiedliche Ansätze getroffen, um die Bevölkerung und die Umwelt vor Gesundheitsgefahren durch Krankheitserreger im Abwasser zu schützen. Dies gilt insbesondere für den Bereich der Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser, bei dem Verfahren der Abwasserdesinfektion zum Einsatz kommen.

Die Regelungen für die im Hinblick auf die Abwasserdesinfektion relevanten mikrobiologischen Parameter fallen sehr unterschiedlich aus. Die Regelsetzung unterliegt neben den hygienischen auch politischen und ökonomischen Gesichtspunkten, ins-

besondere in Bezug auf die Behandlungs- und Überwachungskosten. Industrialisierte Länder neigen eher dazu, auf der Grundlage verfügbarer Hightech-Lösungen niedrige Grenzwerte zur Minimierung der Gesundheitsrisiken festzulegen, deren Übertragung auf andere Länder, insbesondere auf Schwellen- und Entwicklungsländer oft jedoch oft nicht erfolgversprechend ist, da wegen geringer finanzieller Ressourcen, mangelnder betrieblicher Erfahrungen und fehlender Überwachung die kostenintensiven Hightech-basierten Lösungen nicht nachhaltig umsetzbar sind.

Seit vielen Jahren gibt es daher Bestrebungen zu angepassten Low-Cost-, Low-Tech-Ansätzen, die ihren Niederschlag auch in den Regelungen der 2006 neu herausgegebenen WHO-Guidelines (2006) gefunden hat.

Tabelle 4.5: Summary of Water Recycling Guidelines and Mandatory Standards in the United States and Other Countries (U.S. EPA, 2004, Table 8-4)

Country/Region	Fecal Coliforms (CFU/100ml)	Total coliforms (cfu/100 ml)	Helminth eggs (#/L)	BOD ₅ (ppm)	Turbidity (NTU)	TSS (ppm)	DO (% of Sat)	pH	Chlorine residual (ppm)
Australia (New South Wales)	<1	<2/50	--	>20	<2	--	--	--	--
Arizona	<1	--	--	--	1	--	--	4.5-9	--
California	--	2.2	--	--	2	--	--	--	--
Cyprus	50	--	--	0	--	10	--	--	--
EC bathing water	100 (g)	500 (g)	--	--	2 (g)	--	80-120	6-9	--
	2 000 (m)	10 000 (m)			1 (m)				
France	<1000	--	<1	--	--	--	--	--	--
Florida (m)	25 for any sample for 75%	--	--	20	--	5	--	--	1
Germany (g)	100(g)	500 (g)	--	20 (g)	1-2 (m)	30	80-120	6-9	--
Japan (m)	10	10	--	10	5	--	--	6-9	--
Israel	--	2.2 (50%) 12(60%)	--	15	--	15	0.5	--	0.5
Italy	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Kuwait Crops not eaten raw	--	10,000	--	10	--	10	--	--	1
Kuwait Crops eaten raw	--	100	--	10	--	10	--	--	1
Oman 11A	<200	--	--	15	--	15	--	6-9	--
Oman 11B	<1000	--	--	20	--	30	--	6-9	--
South Africa	0 (g)	--	--	--	--	--	--	--	--
Spain (Canary Islands)	--	2.2	--	10	2	3	--	6.5-8.4	1
Texas (m)	75(m)	--	--	5	3	--	--	--	--
Tunisia	--	--	<1	30	--	30	7	8.5-8.5	--
UAE	--	<100	--	<10	--	<10	--	--	--
United Kingdom Bathing Water Criteria	100 (g)	500 (g)	--	--	2 (g)	--	80-120	6-9	--
	2000 (m)	10000 (m)			1 (m)				
US EPA (g)	14 for any sample, 0 for 90%	--	--	10	2	--	--	6-9	1
WHO (lawn irrigation)	200 (g)	--	--	--	--	--	--	--	--
	1000 (m)								

Note: (g) signifies that the standard is a guideline and (m) signifies that the standard is a mandatory regulation
Source: Adapted from Cranfield University, 2001. Urban Water Recycling Information Pack, UK

In Tabelle 4.5 sind zahlreiche Regelungen aus verschiedenen Ländern zusammengetragen. Weitere Angaben und Zusammenstellungen finden sich im Schlussbericht

zum BMBF-Verbundprojekt „Dezentrale Verwertung von Rohabwasser aus der Kanalisation zur Grünflächenentwicklung in ariden Stadtgebieten“ (FKZ 02WD0757 ff.), mit dem ein reger fachlicher Austausch im Bereich Abwasserdesinfektion bestand, sowie auch in dem von der TU Darmstadt erstellten Kapitel 3.1 in dem im Rahmen des vorliegenden Verbundvorhabens erstellten Leitfadens (RUB, 2010).

4.3 Natürliche Reduktion der Keimbelastung in technischen Kläranlagen

Auch in Abwasserbehandlungsanlagen, die nicht speziell auf Desinfektion ausgelegt wurden, findet im Verlauf des Reinigungsprozesses je nach Wirksamkeit der einzelnen Verfahrensstufen eine Verringerung der mikrobiologischen Belastung des Abwassers statt. In Bild 4.1 ist beispielhaft der Abbau der fäkalcoliformen Belastung dargestellt. Viren werden in ähnlicher Größenordnung, etwa um zwei Zehnerpotenzen, durch Adsorption an den Schlamm reduziert. Wurmparasiten bzw. deren Dauerformen werden zu 70 - 90% im Schlamm der mechanischen Stufe angereichert; der Rest gelangt zum größten Teil in den Überschussschlamm. (AVT-M 205, 1998)

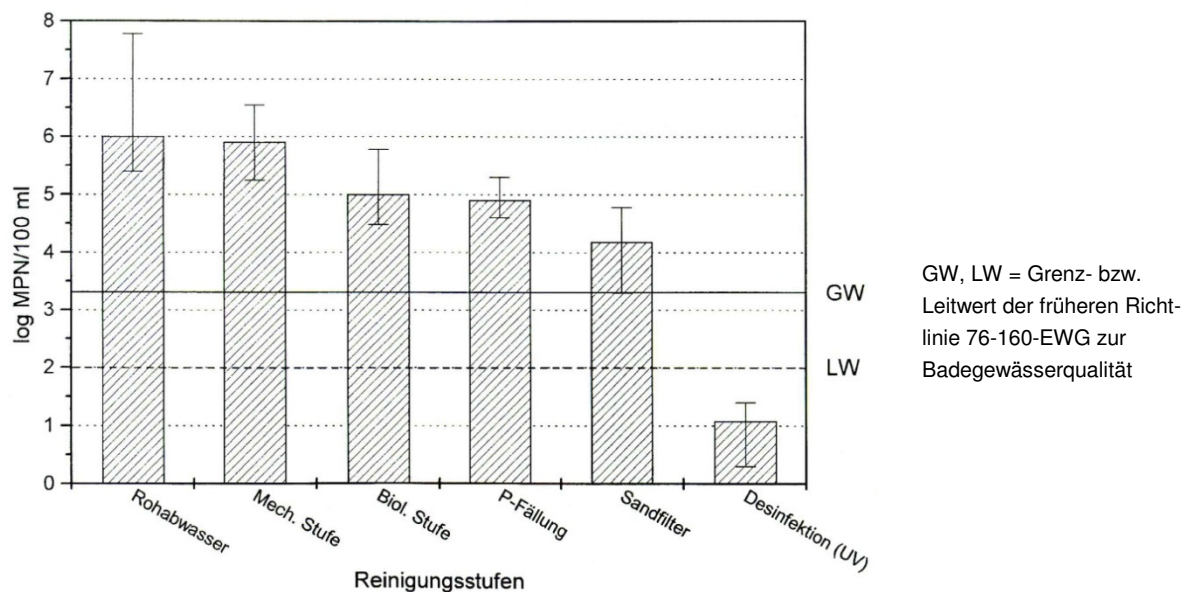


Bild 4.1: Gehalt an fäkalcoliformen Bakterien im Rohabwasser und in den Abläufen der einzelnen Reinigungsstufen einer kommunalen Kläranlage (ATV-M 205, 1998)

Ähnliche Größenordnungen wie in Bild 4.1 zeigen sich auch in der Zusammenstellung in Tabelle 4.6 aus Metcalf & Eddy (2003). Beide Zusammenstellungen zeigen jedoch, dass eine wirksame Reduzierung der mikrobiologischen Belastung bei konventionellen Kläranlagen erst durch Anwendung einer zusätzlichen Desinfektionsstufe erzielt werden kann.

Tabelle 4.6: Removal or destruction of bacteria by different treatment processes (Metcalf & Eddy, 2003, Tab. 12-2)

Process	Percent removal
Coarse screens	0-5
Fine screens	10-20
Grit chambers	10-25
Plain sedimentation	25-75
Chemical precipitation	40-80
Trickling filters	90-95
Activated sludge	90-98
Chlorination of treated wastewater	98-99.999

4.4 Natürliche Reduktion der Keimbelastung in Teichkläranlagen

4.4.1 Desinfektionswirkung in Abwasserteichen

Die natürliche Desinfektionswirkung in Abwasserteichen ist ein bekanntes und in der Literatur ausführlich beschriebenes Phänomen, das auf Sedimentation sowie bio- und photochemischen Prozesse beruht (siehe nachfolgendes Kapitel).

In der Literatur werden beispielsweise für Teichkläranlagen regelmäßig Reduktionen für Indikatorbakterien von rund 3 – 4 Log-Stufen genannt (z. B. auch in WHO, 2006). Ergebnisse eigener Messreihen, die im Rahmen des vorliegenden Vorhabens von sechs Teichkläranlagen in Nordrhein-Westfalen gewonnen wurden, verifizieren diese Angaben, wie man Bild 4.2 entnehmen kann.

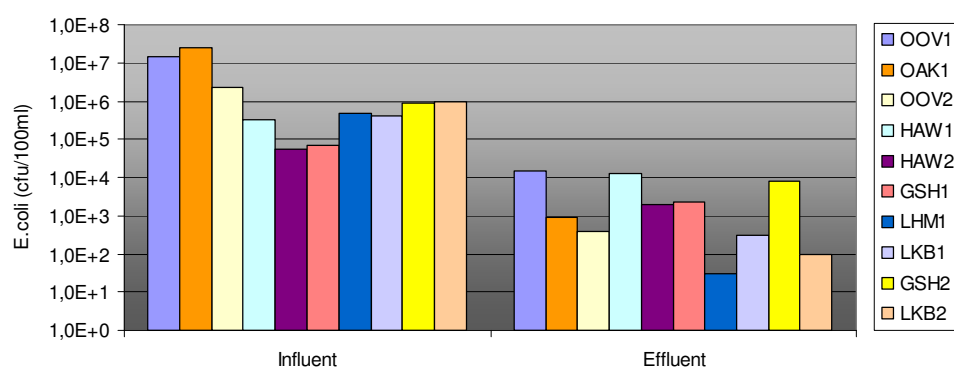


Bild 4.2: Vergleich des Gehalts an Escherichia coli im Zu- und Ablauf von verschiedenen Teichkläranlagen in Nordrhein-Westfalen (eigene Untersuchungen, 2005 – 2007; Fuhrmann und Rudolph, 2007)

Angaben auch zu weiteren Indikatororganismen bei verschiedenen Konstellationen von Abwasserteichanlagen hat von Sperling (2007) in Tabelle 4.7 zusammengestellt. Es fällt auf, dass die weit verbreiteten, zweistufigen Teichsysteme aus unbelüftetem

Fakultativteich und nachgeschaltetem Schöpfungsteich in der Regel eine um mehrere Log-Stufen bessere Reduktionswirkung zeigen als konventionelle Kläranlagen (vgl. Bild 4.1 und Tabelle 4.6). Auch andere natürliche Reinigungsverfahren erreichen die Reduktionsraten von Teichanlagen nur bei mehrstufiger Anordnung. Beispielsweise erzielen einstufige bepflanzte Bodenfilter laut DWA-A 276 (2006) in der Regel Eliminationsraten von 1,5 – 2,5 Zehnerpotenzen bezogen auf alle wichtigen Indikatororganismen, erst in Reihe angeordnete mehrstufige bepflanzte Bodenfilter weisen deutlich bessere Eliminationsleistungen auf.

Besonders hervorzuheben ist die annähernd 100 % fast vollständige Rückhaltung von Wurmeiern aus dem Ablauf von Teichabläufen.

Weitere zahlenmäßige Angaben und Grundlagen zur Berechnung der Reduktion von mikrobiologischen Belastungen in Abwasserteichanlagen werden exemplarisch in Abschnitt 3.5.5 dargelegt.

Tabelle 4.7: Typical removal efficiencies of pathogenic and indicator organisms in stabilisation pond systems (von Sperling, 2007)

Parameter	Typical removal efficiency (% or log units removed)*				
	Facultative	Anaerobic – facultative	Facultative – maturation	Anaerobic – facultative – maturation	UASB reactor – polishing pond
Coliforms	1-2 log	1-2 log	3-6 log	3-6 log	3-6 log
Pathogenic bacteria	1-2 log	1-2 log	3-6 log	3-6 log	3-6 log
Viruses	≤ 1 log	≈ 1 log	2-4 log	2-4 log	2-4 log
Protozoan cysts	≈ 100%	≈ 100%	100%	100%	100%
Helminth eggs	≈ 100%	≈ 100%	100%	100%	100%

* 1 log unit = 90%; 2 log units = 99%, 3 log units = 99,9%, 4 log units = 99,99%, 6 log units = 99,9999%

4.4.2 Wirkungsmechanismen

Der Abbau von mikrobiologischen Belastungen in Abwasserteichen beruht im Wesentlichen auf der Kombination von zwei Schlüsselprozessen (siehe auch Tabelle 4.8):

- a) der Entfernung durch Sedimentation von Partikel-gebundenen Keimen und Wurmeiern und
- b) der Inaktivierung durch bio- und photochemische Prozesse.

Tabelle 4.8: Disinfection effects in wastewater ponds

Type of pathogen reduction	Mechanism
Removal	Sedimentation, which leads to a significant reduction of helminth eggs and particle-related pathogens by removal from the water body through settlement
Inactivation	High pH, especially in algae ponds, with inactivating effects when exceeding pH levels > 9 Sunlight, resulting in different effects like photo-biological and photo-oxidative damage of DNA and external structures (e. g. see Davies-Colley, 2005)

Der Grad der Desinfektionswirkung wird dabei von verschiedenen Faktoren beeinflusst, wie Davies-Colley (2000) in Tabelle 4.9 zeigt.

Tabelle 4.9: Factors that have been proposed to cause or influence disinfection in WSPs (Davies-Colley, 2005, Tab. 6.4)

Factor	Likely mechanism(s)	Micro-organisms affected ¹	Ponds where active ²
Temperature	Affects rates of removal processes	B, V, P, H	A, F, M
Hydraulic retention time (HRT)	Affects extent of removal (time for operation)	B, V, P, H	A, F, M
Algal toxins	Algal exudates are toxic to certain bacteria	Mainly B?	F, M
Sedimentation	Settlement of infectious agent (e.g. ova, cysts)	H	A, F, M
	Settlement of aggregated solids including the infectious agent	P, H (B, V?)	A, F, M
'Biological disinfection'	Ingestion by higher organisms (protozoans)	B, V (P?)	F, M
Sunlight	DNA damage by solar UV-B radiation	B ³ , V, P	F, M
	photo-oxidation (DO-sensitive) (range of wavelengths)	B (P?)	F, M

1 Micro-organism: B = bacteria, V = viruses, P = protozoan parasites, H = helminth worms.

2 Ponds: A = anaerobic, F = facultative, M = maturation

3 Most of DNA damage to bacteria by UV-B radiation is repaired, and the lethal effect is related mainly to overwhelming of the repair capacity

Die einzelnen Einflussgrößen werden nachfolgend kurz beschrieben: (Davies-Colley, 2005)

- **Temperatur**

Die direkte Temperatureinwirkung alleine ist für Mikroorganismen nur tödlich bei hohen Werten ab rund 45 °C (Thermoschock), daher kann sie bei Teichanlagen in der Regel nur als sekundärer Faktor (Erhöhung der biologischen Prozessumsätze) angesehen werden.

- **Aufenthaltszeit**

Die lange Aufenthaltsdauer (Hydraulic Retention Time, HRT) in Teichkläranlagen ist ein wesentlicher Unterschied zu den kompakteren technischen Kläranlagen, der die gute natürliche Desinfektionswirkung ermöglicht. Die Aufenthaltszeit selber ist allerdings lediglich als sekundärer Faktor anzusehen, das sie nur die Dauer beeinflusst, die den primären Wirkungsmechanismen zur Verfügung steht (Maynard et al., 1999).

- **Algtoxine**

Die Relevanz dieses Mechanismus ist noch unklar. Einige Forscher behaupten, dass bestimmte Algen in Abwasserteichen extrazelluläres Material produzieren, das toxisch auf fäkale Bakterien wirkt. Oufdou et al. (2001) berichten, dass in Abwasserteichen vorkommende Cyanobakterien (Blaualgen) toxisch auf E. coli, Salmonella und einige andere Bakterien wirken. Maynard et al. (1999) zitiert hingegen andere Studien, die dem widersprechen.

- **Sedimentation**

Die Sedimentation in Abwasserteichen gilt als der dominierende Mechanismus für die Beseitigung von Helmintheneiern, siehe Abschnitt 3.5.5.

Protozoen werden in Abwasserteichen durch Sedimentation auch recht effizient entfernt (Grimason et al., 1993). Da z. B. die Absetzgeschwindigkeit von isolierten Oozysten (Entwicklungsstadium von Sporentierchen) eher gering ist (2,2 – 2,8 cm/h bei Cryptosporidium-Oozysten), scheint ihre Aggregation mit absetzbaren Stoffen nahe liegend.

Parasitäre (Oo-)Zysten und Eier können über lange Zeiträume im Schlamm des Teiches überleben; daher ist bei jeder Beeinträchtigung des Schlammes mit einer Reaktivierung der Pathogene zu rechnen (Maynard et al., 1999).

Bakterien und Viren könnten im Prinzip auch durch Sedimentation in Abwasserteichen entfernt werden, wenn sie an absetzbaren Stoffen haften (entweder Schmutzwasserfeststoffe oder Algen). Es gibt wenige Informationen zu dem Potential dieses Mechanismus zur Virusentfernung, obwohl beobachtet wurde, dass Feststoffe in Abwasserteichen unter aeroben Verhältnissen Coliphagen (Viren, E. coli befallen) sorbieren (Ohgaki et al., 1986).

- **„Biologische“ Desinfektion durch Mikrofauna**

Abwasserteiche beherbergen eine diversifizierte Mikrofauna bewohnt, die ihre Nahrung durch Aufnahme von Schmutzwasserfeststoffen und Mikroben erlangt. Die Aufnahme von Mikroben mit hygienischen Belangen wie Bakterien, Viren oder auch Oozysten durch diese Organismen, kann eine Inaktivierung bei der Verdau-

ung verursachen. Auch wenn ausgeschiedene Mikroorganismen nicht inaktiviert sind (d. h. sie sind noch kultivierbar), liegt es nahe, dass eine Einkapselung in Kotpillen (faecal pellets) die Infektiosität reduziert und die Beseitigung durch Sedimentation begünstigt.

Das Phänomen der Desinfektion durch die Mikrofauna wurde in Pflanzenkläranlagen erforscht (Decamp and Warren, 1998), doch ist eine Übertragbarkeit auf Abwasserteiche anzunehmen. Manage et al. (2002) beschreiben die Entfernung von virusähnlichen Partikeln durch die Aufnahme von Flagellanten in hypereutrophen kommunalen Teichen und es liegt nahe, dass sich in Abwasserteichen ein ähnlicher Prozess einstellen wird.

- **pH-Wert**

Der pH-Wert als primärer Wirkungsmechanismus setzt erst bei sehr hohen Werten > 9 ein, wie man sie normalerweise nicht in Abwasserteichen antrifft.

Ansonsten interagiert der pH-Wert mit Sonnenlicht. Bild 4.3 zeigt, dass bei gleich bleibender Exposition von Sonnenlicht das Absterben bei steigendem pH-Wert signifikant zunimmt. Natürlicherweise variiert der pH-Wert im Abwasserteich im Tagesgang.

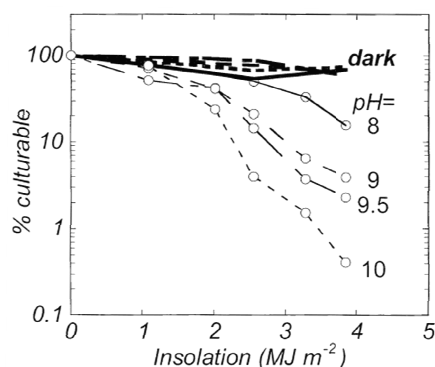


Bild 4.3: Survival curves for fecal coliforms exposed to sunlight in wastewater ponds effluent in small stirred microcosms at different pH values (Davis-Colley et al., 2000)

- **Solare Desinfektion**

Das Sonnenlicht spielt eine zentrale Rolle bei der natürlichen Desinfektion in Teichanlagen (Maynard et al., 1999; Mayo, 1995). Calkins et al. (1976) und Moeller und Calkins (1980) schlossen aus Versuchen, dass UV-B im Sonnenlicht der Hauptgrund des Absterbens war, spätere Arbeiten haben gezeigt, dass längere Wellenlängen (>320 nm) auch für einige Organismen wichtig sein könnten.

Davis-Colley et al. (2000) sehen dabei drei Hauptmechanismen der solaren Desinfektion (Tabelle 4.10), die parallel ablaufen:

1. Absorption von solarer UV-B-Strahlung im Bereich 300 – 320 nm durch die DNS mit der Folge einer direkten Schädigung.
2. Absorption von kurzwelliger solarer UV-Strahlung (UV-B- und einige kurzwellige UV-A-Strahlung) durch Zellbestandteile (Endogeneus Photo-Sensitizers), die mit Sauerstoff reagieren und hochreaktive photo-oxidierende Bestandteile bilden und Schäden im Inneren der Zelle oder dem Virus verursachen.
3. Absorption durch extra-zelluläre Bestandteile (Exogeneus Photo-Sensitizers) in einem weiten Spektrum von UV- bis sichtbarem Sonnenlicht, die mit Sauerstoff reagieren und hochreaktive photo-oxidierende Bestandteile bilden und von außen Schäden an der Zelle oder dem Virus verursachen.

Tabelle 4.10: Main mechanisms of sunlight inactivation causing disinfection in WSP (after Davis-Colley et al., 2000, Tab. 6.5)

Mechanism	Contributing Wavelengths (nm)	Absorbed by	Primary Target	Oxygen dependence	pH dependence	Repairable
1) Photobiological DNA damage	UV-B, 300-320	DNA	DNA	No	No	Yes (bacteria)
2) Photo-oxidative damage (primarily to DNA)	UV-B (+UV-A?)	DNA (+ other cell constituents?)	DNA	Yes	No	Yes (bacteria)
3) Photo-oxidative damage to external structures	300-550	Humics Organic solids	Cell membrane, Capsid proteins?	Yes	Some bacteria (incl. E. coli)	No

Gelöster Sauerstoff, der pH-Wert und weitere Bestandteile in den Abwasserteichen können die Wirkung von Sonnenlicht auf die Indikatororganismen von Fäkaliformen und E. coli beeinflussen (Curtis et al., 1992; Davies-Colley et al., 1999).

4.4.3 Gezielte Erhöhung der Desinfektionswirkung in Teichen

Wie in Abschnitt 3.6 hat die Gestaltung und Formgebung der Teiche einen wesentlichen Einfluss auf Reinigungsleistung einschließlich der Keimreduktion. Eine gezielte Verbesserung der Desinfektionsperformance muss daher immer übereingehen mit einer hydraulischen Optimierung der Teichanlage. Beispielseise lassen sich die hydraulischen Verhältnisse durch geeignete Gestaltung der Zulauf- und Ablaufsituation, die Reihenschaltung von Teichen, Einbau von Leitwällen etc. sehr effektiv verbessern, wie die auch anschaulich in Bild 3.18 gezeigt wird. (Shilton and Mara, 2005)

Eine Verbesserung der Ablaufqualität ist zudem über teichspezifische Ablauffilter, z. B. in Form von Filterdämmen und Steinschüttungen (Rock Filter) zu erreichen. (Johnson and Mara, 2005)

Neben der hydraulischen Optimierung kann auch eine Verbesserung der Algenbiozönose über die in den vorstehenden Abschnitten beschriebenen Effekte einen Beitrag zur Verbesserung der Keim-Reduktionsrate beitragen.

4.4.4 Grenzen der Desinfektionswirkung in Teichen

Wie in den vorstehenden Abschnitten gezeigt, lassen sich in Abwasserteichanlagen durch natürliche Desinfektionswirkungen Reduktionraten von Indikatorbakterien in einer Größenordnung von 3 – 4 Log-Stufen erzielen. Damit eignen sich Teichanlagen direkte als Behandlungskomponente bei einer angestrebten Wasserwiederverwendung, was auch in den aktuellen WHO-Guidelines zur Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft (2006) berücksichtigt wird.

Wie man Bild 4.2 von eigenen Messungen gut erkennen kann, weisen die einzelnen Teichanlagen jedoch starke Unterschiede in der Reinigungseffizienz auf. Die Reinigungsleistung ist zudem aufgrund veränderlicher Witterungsbedingungen einer Tagesganglinie und saisonale Schwankungen ausgesetzt. Als alleinige Behandlungsstufe kann mit Teichverfahren daher eine ausreichende Desinfektionswirkung für unbeschränkte Wasserwiederverwendung, z. B: nach den genannten WHO-Guidelines, nicht zu jeder Zeit sichergestellt werden.

Bei höheren Anforderungen an die mikrobiologische Ablaufqualität von Abwasserteichanlagen kann daher eine zusätzliche Desinfektionsstufe notwendig sein (dies gilt allerdings nicht nur für Teichanlagen sondern auch für alle anderen konventionellen Abwasserbehandlungsverfahren).

4.5 Technische Desinfektionsverfahren für Abwasser

4.5.1 Überblick

Wie in den vorstehenden Abschnitten 4.3 und 4.4 beschrieben, wird die mikrobiologischen Zulaufbelastung in konventionellen Kläranlagen und Abwasserteichen zu einem gewissen Anteil bereits auf natürlichem Wege reduziert. Wenn die Reduktionsrate aufgrund erhöhter Anforderungen an die Ablaufqualität weiter erhöht werden muss, sind ergänzende Maßnahmen für eine Nachbehandlung des Ablaufs zu treffen, d. h. die Anordnung einer nachgeschalteten Desinfektionsstufe.

Die Desinfektion von Kläranlagenabläufen kann grundsätzlich durch zwei unterschiedliche Wirkmechanismen erreicht werden:

- **Inaktivierung** bzw. Abtötung der Mikroorganismen, so dass eine Vermehrungsfähigkeit nicht mehr gegeben ist;
- **Entfernung** der Mikroorganismen aus dem Ablauf (z. B. durch Filtration) ohne eine Inaktivierung der Mikroorganismen.

Die Desinfektionsverfahren dürfen dabei die Beschaffenheit des behandelten Wassers nicht nachteilig verändern (beispielsweise durch Chemikalieneinsatz oder Nebenprodukte). Für eine nachgeschaltete Desinfektion stehen dabei verschiedene Verfahren auf physikalischer oder chemischer Grundlage zur Verfügung:

- Physikalische Verfahren:
 - UV-Bestrahlung,
 - Membranfiltration,
 - Thermische Behandlung,
 - natürliche Verfahren wie Bodenfiltration.
- Chemische Verfahren:
 - Chlorung mit Chlor und chlorabspaltenden Verbindungen oder Chlordioxid,
 - Ozonung,
 - Peressigsäure- oder Wasserstoffperoxid-Anwendung.

UV-Bestrahlung, Chlorung und Ozonung zählen zu den Desinfektionsverfahren mit Inaktivierung der Mikroorganismen. Eine Entfernung oder Reduzierung der Mikroorganismen aus dem Kläranlagenablauf erfolgt beispielsweise durch Membranfiltration, Teichanlagen und Bodenfiltration. (DIN EN 12255-14:2004)

Vor dem Hintergrund von Handhabbarkeit, Wirtschaftlichkeits- und Umweltschutzgründen beschränkt sich die Auswahl in der Praxis vor allem auf Anwendungen von UV-Bestrahlung, Membranfiltration, Chlorung und Ozonung.

4.5.2 Verfahrensvergleich

Zur nachgeschalteten Desinfektion von Teichabläufen ohne weitere Vorbehandlung bestehen bisher keine praktischen Erfahrungen. Um einen Überblick über die Eignung und Unterschiede der verschiedenen vorgenannten Desinfektionsverfahren für den Einsatz bei Teichabläufen zu gewinnen, wurden im Zuge des vorliegenden Vorhabens auf Grundlage umfangreicher Literaturrecherchen zunächst die bekannten Daten zum Einsatz in konventionellen Abwasseranlagen herangezogen. Exempla-

risch sind dazu in Tabelle 4.11 bis Tabelle 4.13 Verfahrensvergleiche verschiedener Autoren zu technischen, betrieblichen und ökonomischen Kriterien zusammengestellt, ein graphischer Kostenvergleich ist in Bild 5.14 (S. 121) dargestellt.

Tabelle 4.11: Comparison of supplementary disinfection methods for pond effluent (partly from Bixio and Wintgens, 2006, and Rudolph, 2006)

Criteria	Cl ₂ / ClO ₂	NaOCl	UV	Ozone	PAA	Membrane
Safety	low	moderate	high	moderate	low	High
Bactericidal action	high	high	high	high	high	High
Virucidal action	moderate	moderate	moderate	mod. – high	moderate	mod. – high
Protozoa removal	low	low	high	high	low	High
Bacterial-regrowth	low	low	mod. – high	low	high	Low
Residual toxicity	high	high	low	moderate	low	Low
By-products	high	high	none	low	none	None
Operability	high	high	high	high	high	High
Full-scale experience	high	moderate	high	moderate	low	High
Power demand	low	low	high	high	low	High
Operating costs	low	low	low	moderate	low	mod. – high
Investment costs	moderate	moderate	moderate	high	moderate	High

Tabelle 4.12: Comparison of ideal and actual characteristics of commonly used disinfectants (Metcalf & Eddy, 2003, Tab. 12-3)

Characteristic	Chlorine	Sodium hypochlorite	Calcium hypochlorite	Chlorine dioxide	Ozone	UV radiation
Availability / cost	Low cost	Moderately low cost	Moderately low cost	Moderately low cost	Moderately high cost	Moderately high cost
Deodorizing ability	High	Moderate	Moderate	High	High	---
Homogeneity	Homogeneous	Homogeneous	Homogeneous	Homogeneous	Homogeneous	---
Interaction with extraneous material	Oxidizes organic matter	Active oxidizer	Active oxidizer	High	Oxidizes organic matter	Absorbance of UV radiation
Noncorrosive and nonstaining	Highly corrosive	Corrosive	Corrosive	Highly corrosive	Highly corrosive	---
Nontoxic to higher forms of life	Highly toxic	Toxic	Toxic	Toxic	Toxic	Toxic
Penetration	High	High	High	High	High	Moderate
Safety concern	High	Moderate	Moderate	High	Moderate	Low
Solubility	Moderately	High	High	High	High	---
Stability	Stable	Slightly unstable	Relatively stable	Unstable, must be generated as used	Unstable, must be generated as used	---
Toxicity to microorganisms	High	High	High	High	High	High
Toxicity at ambient temperatures	High	High	High	High	High	High

--- = not applicable

Tabelle 4.13: Bewertung der gebräuchlichen Verfahren der Abwasserdesinfektion (Popp, 2002; Ergänzung der Tab. 5.1 des ATV-M 205, 1998)

Verfahren	Desinfektions- wirkung	Betriebs- erfahrungen	Umwelt- verträglichkeit	Kosten ¹⁾ (EUR/m ³)
UV-Bestrahlung	+	++	+	0,03-0,05
Membranfiltration	++	+/-	++	0,20-0,75 ²⁾
Ozonung	+	+	-	0,05-0,18
Chlorung ³⁾	++	++	--	0,04-0,06
Peressigsäure-Anwend.	+ / ++ ⁴⁾	-	+	0,03-0,05 ⁴⁾
Naturnahe Verfahren	+/- ⁵⁾	+/-	++	0,01-0,03(?)

1) Abschreibung der Investitionen und Betrieb

2) zusätzlich können andere wirtschaftliche Vorteile im Betrieb der Kläranlage erreicht werden

3) sollte nur im Notfall angewandt werden

4) nach Firmenangabe

5) nur mehr oder weniger starke Keimreduzierung

Aus den Vergleichen ergibt sich, dass vor allem unter betriebstechnischen und wirtschaftlichen Gründen (die vor allem bei einem Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländern als einem wichtigen Haupteinsatzgebiet von Abwasserteichen eine maßgebende Rolle spielen) in der Gesamtschau die Chloranwendung und UV-Bestrahlung am günstigsten abschneiden. Tatsächlich sind dies auch die am weitesten verbreiteten Verfahren in der praktischen Anwendung der Abwasserdesinfektion.

Wie bei anderen chemischen Desinfektionsmittel erfordert der Einsatz von Chlor allerdings umfangreiche Sicherheitsmaßnahmen in der Anwendung (vgl. Tabelle 4.14) und beim Einsatz von Desinfektionsmitteln auf Basis von Chlor steht die Bildung von gesundheitsgefährdenden Nebenprodukten wie halogenhaltigen organischen Kohlenwasserstoffen (AOX), z. B. Trihalogenmethane, aus organischen Substanzen in der Kritik.

Unter Abwägung aller Gesichtspunkte wurde daher die UV-Bestrahlung für weitergehende Untersuchungen zur nachgeschalteten Desinfektion des Ablaufs aus Abwasserteichanlagen ausgewählt. UV-Desinfektion und Abwasserteichverfahren weisen zudem eine gute konzeptionelle Übereinstimmung auf: in Vergleich mit anderen Verfahren sind beide Behandlungstechniken kostengünstig zu realisieren und lassen sich mit begrenztem Betriebsaufwand sowie geringem personellen Anforderungen betreiben. Zur Anwendung der UV-Desinfektion bei Teichanlagen besteht allerdings noch großer FuE-Bedarf, da dieses Verfahren bisher nur für vollständig vorgeklärtes Abwasser eingesetzt wurde.

Die UV-Desinfektion ist im Übrigen auch das in Deutschland am weitesten verbreitete Verfahren zur Abwasserdesinfektion.

Tabelle 4.14: Zu beachtende Nebenwirkungen von Desinfektionsmitteln (VDMA-Einheitsblatt 24651, Entwurf Mai 2010)

Desinfektionsmittel	Zu beachtende Wirkungen
Chlor/Hypochlorit	<ul style="list-style-type: none">• Bildung von AOX und/oder Geruchsstoffen• Anhebung des Redoxpotenzials → Korrosion, Angriff auf Polymermaterial• Freies Chlor ist ein starkes Atemgift
Ozon	<ul style="list-style-type: none">• Anhebung des Redoxpotenzials → Stahlkorrosion, Angriff auf Polymermaterial• Ozon ist ein starkes Atemgift
Chlordioxid	<ul style="list-style-type: none">• Anhebung des Redoxpotenzials → Korrosion, Angriff auf Polymermaterial• Chlordioxid ist ein starkes Atemgift, Geruchsschwelle liegt oberhalb des Grenzwertes
Wasserstoffperoxid	<ul style="list-style-type: none">• Anhebung des Redoxpotenzials → Stahlkorrosion• Wasserstoffperoxid ist ein Atemgift
Nicht oxidative Desinfektionsmittel	<ul style="list-style-type: none">• aggressive Stoffe (Abwasserverordnung ist einzuhalten)

5 Desinfektion von Teichabläufen mittels UV-Bestrahlung

5.1 Einleitung

Seit Mitte der 70er Jahre wird zur Desinfektion von Abwasser vermehrt die UV-Bestrahlung eingesetzt. In Nordamerika sind einige hundert Anlagen in Betrieb, die biologisch gereinigtes Abwasser mit Durchflüssen von 10 m³/h bis 16.000 m³/h desinfizieren und auch zunehmend bestehende Chlorungsanlagen ersetzen (U.S. EPA 1992; ATV-M 205, 1998). Eine der weltweit größten Anlagen zur UV-Desinfektion steht in Neuseeland zum Schutz von Austernfarmen in der Nähe vor Abwasserauslässen ins Meer. Daneben gibt es gerade für kleinere und mittlere Anlagen zahlreiche Anwendungen im Bereich der Wasserwiederverwendung (Bixio and Wintgens, 2006).

Die erste großtechnische UV-Anlage zur Desinfektion eines Kläranlagenablaufs in Deutschland wurde 1987 in Cuxhaven installiert; weitere Anlagen in Cismar, Norden und Wyk auf Föhr folgten (ATV-M 205, 1998). Im Rahmen des Sonderprogramms Badegewässer Obere Isar sind in den vergangenen Jahren mehrere Kläranlagen bei München mit UV-Technik ausgestattet worden.

Der weltweite Markt für die UV-Desinfektion von Trink- und Abwasser wächst seit Jahren beständig (eine Broschüre des Branchenführers WEDECO hat 2003 Wachstumsraten um 22 % benannt, wobei die Abwasserdesinfektion den größten Wachstumsmarkt darstellte). Der Einsatz im Abwasserbereich beschränkte sich jedoch fast ausschließlich auf intensiv vorbehandeltes Abwasser nach biologischer Klärung, da die Effizienz der Abwasserbestrahlung stark durch die Wasserqualität beeinflusst wird. So gibt beispielsweise das ATV-Merkblatt 205 (1998) den Hinweis, dass „die Desinfektion von Abwasser ... in Kläranlagen nur nach weitgehender biologischer Abwasserreinigung sinnvoll ...“ ist.

Die Behandlung von Teichabläufen galt lange Zeit wegen der hohen Gehalte an Algen und anderen UV-Licht hemmenden Wasserinhaltsstoffen als technisch und wirtschaftlich nicht durchführbar. Aufgrund der gegenüber den Anfangsjahren deutlich gefallenem Kosten für UV-Anlagen und der verbesserten energetischen Effizienz haben sich zwischenzeitlich jedoch die Randbedingungen geändert. Zudem werden heute Desinfektionsansätze akzeptiert, die statt einer Totalelimination der mikrobiologischen Belastung lediglich eine Reduktion auf praktikable Größen im Rahmen von ganzheitlichen Konzepten fordern, wie z. B. in den Reuse-Guidelines der WHO (2006) dargelegt. Wie der Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren in Abschnitt 4.5.2 gezeigt hat, bietet sich die UV-Technologie zudem unter verschiedenen Gesichtspunkten als günstigste Option gegenüber anderen Verfahren an.

Da die Desinfektionswirkung in Teichanlagen auch zu einem großen Teil durch solare Bestrahlung im UV-Bereich induziert wird, liegt bei der Beschäftigung mit diesem Thema zudem der Schluss nahe, die UV-Strahlung auch gezielt bei der Nachbehandlung ins Auge zu fassen. Zum gezielten Einsatz des natürlichen Sonnenlichts bei Teichen gibt es schon seit längerem Untersuchungen. So misst Pop (2001) Verfahren, die solare UV- bzw. Wärme-Strahlung zur Abwasserdesinfektion gezielt nutzen, eine große Bedeutung für die Zukunft zu. Umfangreiche Untersuchungen zu diesem Thema wurden auch in Israel durchgeführt (Achna et al., 1994). In Tel Aviv wurde in einer Pilotanlage mit 50 m³/h Durchsatz die Zahl der Fäkalcoliformen Bakterien und fäkalen Streptokokken um über drei Zehnerpotenzen reduziert.

Gegenüber der natürlichen Insolation wird beim Einsatz der technischen UV-Desinfektion gezielt nur der Bereich des UV-Spektrums eingesetzt (UV-B/UV-C), in dem die Desinfektionswirkung besonders effektiv abläuft. Der generelle Einsatz der UV-Desinfektion im Abwasserbereich und die Wirkungsmechanismen sind eingängig erforscht und großtechnisch umgesetzt. Der Einsatz der UV-Technik bei nur teilweise vorgereinigtem Abwasser und insbesondere Teichabläufen mit ihren spezifischen Charakteristika ist dagegen bisher kaum gezielt untersucht und publiziert worden. In Abschnitt 2.2.2 sind die wenigen bisher bekannt gewordenen Untersuchungen zu Einzelaspekten des Themas zusammengestellt. Die Arbeiten des vorliegenden Teilprojekts sollten einen Beitrag zur Verbesserung des Kenntnisstandes leisten.

5.2 Erläuterung der UV-Desinfektion

5.2.1 Erläuterung von Begriffen zur UV-Bestrahlung

Wesentliche projektspezifisch relevante Begriffe zum Verständnis der UV-Bestrahlung werden in Anlage 1 erläutert, u. a. basierend auf DVGW W 294-1 (2006) und DVGW W 294-3 (2006), Metcalf & Eddy (2003) und U.S. EPA (2003).

Für vertiefte Informationen gibt letztgenannt Quelle (Ultraviolet Disinfection Guidance Manual der U.S. EPA von 2003) einen sehr umfassenden Überblick über alle Aspekte der Anwendung der UV-Desinfektion für die Desinfektion von Abwasser.

5.2.2 Wirkungsmechanismen bei der Desinfektion mit UV-Bestrahlung

Bei der UV-Strahlung handelt es sich um eine elektromagnetische Strahlung im UV-Bereich (Ultraviolett-Bereich) mit Wellenlängen von etwa 100 bis 400 nm (siehe Bild 5.1).

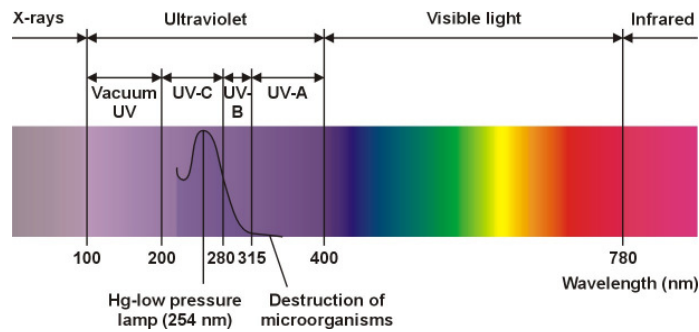


Bild 5.1: Einordnung des UV-Spektralbereichs ins Lichtspektrum (WEDECO)

UV-Strahlung, die von biologischen Molekülen absorbiert wird, kann photochemische Veränderungen bewirken. Durch Absorption der eingestrahlten Photonen kommt es an definierten Stellen der DNS (Desoxyribonukleinsäure) zur Energieabsorption und zur Anregung von Elektronen mit der Folge von Veränderungen in der Struktur der Nukleinsäuren sowie Eiweißdenaturierungen. Die Veränderungen führen zu einem Verlust der Vermehrungsfähigkeit der Zellen, sofern ein Ausmaß erreicht wird, das die Reparaturfähigkeit der Zellen übersteigt. Am wirksamsten ist die Strahlung mit einer Wellenlänge im Bereich von rund 260 nm, dem Absorptionsmaximum der Nukleinsäuren, wie in Bild 5.2 anschaulich dargestellt ist. (Popp, 1978; ATV-M 205)

Die von Quecksilber-Niederdruckstrahlern erzeugte Strahlung mit einer Wellenlänge von 254 nm kommt dem Absorptionsmaximum sehr nahe und stellt damit eine effiziente UV-Quelle für Desinfektionszwecke dar. Mitteldruck-Strahler decken ein breites UV-Spektrum ab, besonders im Bereich 200 bis 280 nm. Außerhalb des optimalen Wellenlängenbereichs nimmt die biozide Wirkung der UV-Strahlung rasch ab.

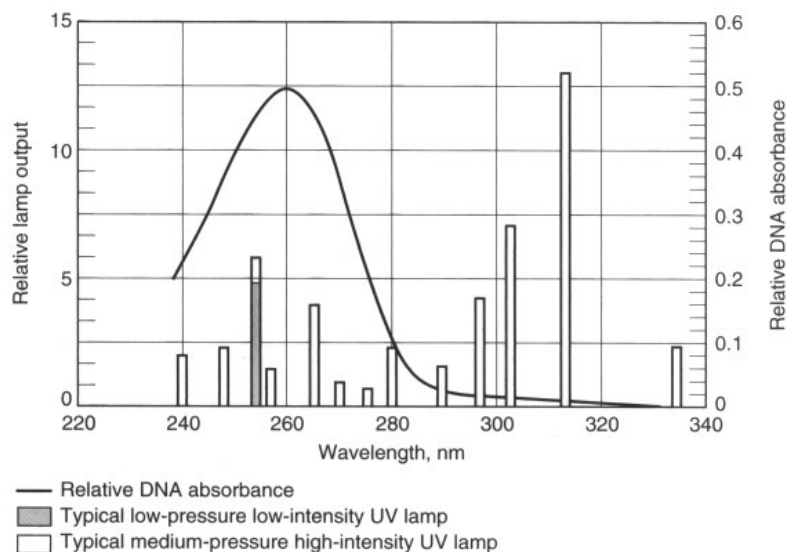


Bild 5.2: UV-Spektrum von Niedrig- und Mitteldrucklampen im Vergleich zur Kurve der relativen UV-Absorption der DNS (Metcalf & Eddy, 2003)

Je mehr Treffer eine Zelle durch UV-Quanten erhält, umso größer ist die Wahrscheinlichkeit einer irreversiblen Inaktivierung der Zelle. Die Anzahl der Treffer pro Zelle ist direkt von der Bestrahlung bzw. Bestrahlungsdosis⁶ abhängig. Zur ausreichenden Inaktivierung kommt es nur, wenn sowohl die freien als auch alle Mikroorganismen, die mit einem Agglomerat bzw. Feststoffpartikel verbunden sind, irreversibel geschädigt werden. Dafür ist eine entsprechend hohe Raumbestrahlung erforderlich. (Popp, 1978; ATV-M 205, 1998)

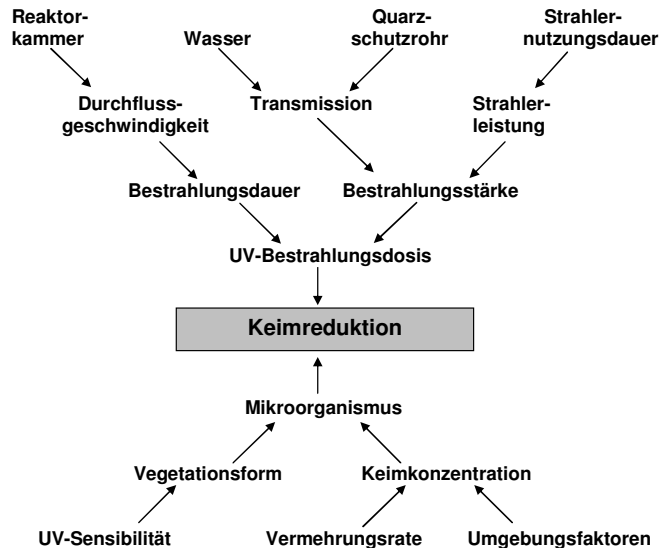


Bild 5.3: Einflussgrößen bei der Desinfektion von Wasser durch UV-Bestrahlung (nach Gelzhäuser, 1989)

Die Wirksamkeit der UV-Strahlung hängt von der Empfindlichkeit der zu inaktivierenden Mikroorganismen und der Bestrahlungsdosis ab (Bild 5.3). Letztere wiederum hängt neben den technischen Eigenschaften der UV-Anlage vor allem von der Zusammensetzung des zu bestrahlenden Abwassers ab, welche die auf die Mikroorganismen wirkende Bestrahlung durch UV-absorbierende Stoffe, Art und Menge der suspendierten Stoffe sowie sonstiger chemisch-physikalischer Eigenschaften des Abwassers vermindert (zum Einfluss der Wasserqualität siehe auch Abschnitt 5.2.5).

⁶ Nach DIN 5031 (1982) ist der Begriff „Bestrahlungsdosis“ für den Bereich der Strahlungsphysik durch „Bestrahlung“ ersetzt worden; da der Begriff der „Dosis“ jedoch im Bereich der Desinfektion eindeutig etabliert ist, wird er auch in diesem Bericht weiterhin benutzt.

5.2.3 Unterscheidung von UV-Strahlern

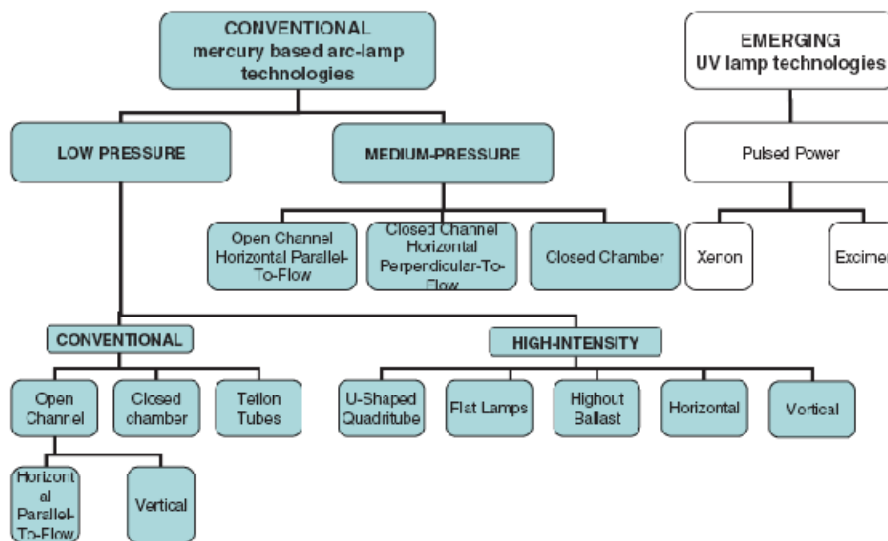


Bild 5.4: Types of UV systems available to wastewater utilities (adapted from Hunter et al., 2006)

UV-Strahlung wird technisch durch Quecksilberdampf-Entladungslampen erzeugt (Bild 5.4). In Abhängigkeit vom betrieblich genutzten Quecksilberdampfdruck, unterscheidet man Quecksilberlampen in zwei Haupttypen (Bixio und Wintgens, 2006):

1. Niederdrucklampen (LP) mit ca. 0,01 mbar Hg: sie emittieren annäherungsweise 85-90 % ihrer Lichtenergie um die Wellenlänge von 254 nm und haben bezogen auf den elektrischen Energieverbrauch eine hohe UV-C-Ausbeute. Niederdrucklampen werden in Lampen mit niedriger (LI) und mit hoher Intensität (HI).
2. Mitteldrucklampen (MP) mit 1,0-2,0 bar Hg: sie strahlen Wellenlängen zwischen 200 und 400 nm aus, siehe Bild 5.2 (sie werden daher als polychromatisch bezeichnet), mit einer näherungsweise 15 bis 20 mal höheren keimtötenden UV-Intensität als Niederdrucklampen. Mitteldrucklampen haben wegen ihrer höheren Intensität eine höhere Durchdringungsfähigkeit. Allerdings arbeiten diese Lampen bei höheren Temperaturen und benötigen mehr Energie.

Daneben werden auch Strahlertypen angeboten, die zwischen Niederdruck- und Mitteldruckstrahlern einzuordnen sind. In Tabelle 5.1 sind die wichtigsten Merkmale und Eigenschaften von Nieder- und Mitteldruckstrahlern angegeben.

Tabelle 5.1: Merkmale und Eigenschaften von Nieder- und Mitteldruck-UV-Strahlern (ATV-M 205, 1998)

Merkmale und Eigenschaften	Niederdruck- strahler	Mitteldruck- strahler
Quecksilberdampfdruck [bar]	0,001	1 - 20
Oberflächentemperatur [°C]	40 - 100	600 - 900
Strahlung im UV-Bereich	monochromatisch	breitbandig
Wellenlänge [nm]	254	200 - 400
Leistungsaufnahme [W]	10 - 500	1000 - 20000
Ausbeute im UV-C-Bereich (200 - 280 nm): bezogen auf die elektrische Leistung 30 - 40 [%],		12 - 15
bezogen auf die Strahlerlänge [W/cm]	0,2 - 0,7	4 - 15
Leistungsabfall über die Nutzungsdauer [%]	30 - 40	25 - 40
Nutzungsdauer [h]	8000 - 15000	3000 - 3000

Mitteldrucklampen kommen generell eher auf mittelgroßen bis großen Anlagen zum Einsatz, während Niederdrucklampen mit geringer Intensität auch in sehr kleinen Anlagen zur Anwendung finden. Damit ist dieser Typ prinzipiell auch für den Einsatz im Zusammenhang mit Teichanlagen prädestiniert. Für die praktischen Untersuchungen im Labormaßstab (siehe Kapitel 5.3) wurden ebenfalls Niederdrucklampen angewendet.

In der Praxis werden derzeit überwiegend Niederdruckstrahler eingesetzt. Die niedrigen Oberflächentemperaturen sind günstig im Hinblick auf die Gefahr der Belagbildung auf den Strahlerhüllrohren. Infolge der geringen Leistungsdichte sind jedoch in der Regel viele Strahler erforderlich (was bei Teichen wegen ihres vergleichsweise geringeren Durchflusses von untergeordneter Bedeutung ist). Beim Einsatz von Mitteldruckstrahlern kann aufgrund der höheren Leistungsdichte die Anzahl der Strahler bei kompakter Bauweise um den Faktor 10 bis 20 reduziert werden. Die geringere UV-C-Ausbeute führt aber zu einem deutlich höheren Energieverbrauch. Die hohe Oberflächentemperatur verstärkt die Gefahr der Belagbildung und erfordert in der Regel automatische Reinigungssysteme. (ATV-M 205, 1998)

Aufgrund ihres polychromatischen Spektrums fällt der Effekt der Reaktivierung der bestrahlten Organismen bei Mitteldrucklampen geringer aus als bei Niederdrucklampen.

5.2.4 Erforderliche UV-Bestrahlung zur Abwasserdesinfektion

Aussagen über die erwartete Reduktionsrate von Mikroorganismen in UV-Anlagen lassen sich ohne Messungen nicht verlässlich treffen, da die Desinfektionseffizienz von der Qualität des zu bestrahlenden Abwassers abhängig ist.

Für erste Abschätzungen und als Grundlage für modelhafte Ermittlungen von erforderlichen Bestrahlungsdosen oder Inaktivierungsraten kann auf umfangreiche Untersuchungen zur UV-Sensitivität zahlreicher Mikroorganismen und Mindestbestrahlungsdosen zurückgegriffen werden. In Anlage 5 sind mehrere Tabellen zusammengestellt worden, die entsprechende Daten für alle wesentlichen Mikroorganismen enthalten.

Die Einhaltung von ausreichende Mindestbestrahlungen ist insbesondere im Hinblick auf die Wiederverkeimung von UV-bestrahltem Abwasser wichtig, da Photoreaktivierung vor allem dann auftritt, wenn keine ausreichende Mindestbestrahlungen sichergestellt werden kann.

Neben den oben genannten Tabellenwerten gibt es diverse pauschale Erfahrungswerte, die für die Abschätzung der erforderlichen Bestrahlungsdosen herangezogen werden können⁷:

- Das ATV-M 205 (1998) führt aus, dass nach Untersuchungen an Versuchs- und Praxisanlagen mit Niederdruckstrahlern die Mindestbestrahlung etwa 300 – 450 J/m² beträgt, um eine sichere Einhaltung der Grenz- und Leitwerte der bis 2006 gültigen EG-Badegewässer-Richtlinie für biologisch gereinigtes Abwasser bei einem Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen von 5 – 20 mg/l zu gewährleisten.
- Bixio und Wintgens (2006) geben an, dass normalerweise das Ziel für unbeschränkte Bewässerung von 10 Gesamtcoliformen pro 100 ml erreicht werden kann mit einer Dosis von 30 – 50 mWs/cm², wenn der UV-Anlage eine Membranfiltration vorgeschaltet ist, und mit 40 – 60 mWs/cm² bei konventioneller Filterung.
- Um striktere Werte wie den Coliformen-Grenzwert von 2.2 CFU/100 ml gemäß Californian Title 22 einzuhalten, ist laut Jolis et al. (2001) eine Mindestdosis von 80 mWs/cm² notwendig, wenn der Kläranlagenabfluss vorher gefiltert wurde.
- Zum Vergleich: Im Trinkwasserbereich fordert das DVGW W 294, dass UV-Bestrahlungsanlagen eine mikrobiologisch wirkende Raumbestrahlung von mindestens 400 J/m² gewährleisten müssen um bei einer Strahlung der Wellenlänge 254 nm eine Abtötung von mehr als 4 Log-Stufen sicherstellen.

In Bezug Teichanlagen ist zu berücksichtigen, dass sich die vorgenannten Angaben auf vorbehandeltes Abwasser aus konventionellen Kläranlagen beziehen, und nicht für die Anwendung auf unbehandelte Teichabläufe geeignet sind. Sie stellen aber einen guten Vergleichsmaßstab für die Einordnung der Ergebnisse zur UV-Bestrahlung von Teichabläufen dar, die später in Kapitel 5.3 beschrieben werden.

⁷ 10 J/m² = 1 mJ/cm² = 1 mWs/cm²

5.2.5 Einfluss der Wasserqualität auf die Bestrahlungseffizienz

Die Effizienz der Abwasserbestrahlung wird stark durch die Wasserqualität beeinflusst, vor allem unter durch folgende Inhaltsstoffe:

- Gehalt an Partikeln und suspendierten Stoffen, die zu Absorption der UV-Strahlung oder Verschattung und Einschluss von Mikroorganismen im Wasserkörper führen,
- Stoffe, die die UV-Durchlässigkeit, die Strahlerhüllrohre oder sonstige Anlagenteile beeinträchtigen (z. B. Huminsäuren, Eisen- und Manganverbindungen).

Daneben wirkt sich die Zusammenballung von Mikroorganismen negativ auf die Zugänglichkeit für UV-Strahlung aus.

UV absorbierende Wasserinhaltsstoffe, gemessen als spektraler Schwächungskoeffizient bei 254 nm (SSK-254), schwächen das UV-Licht, so dass eine höhere Einstrahlleistung für die Desinfektion notwendig wird. Als Maß für die UV-Durchlässigkeit des Wassers dient in der Praxis die **UV-Transmission** (T oder UVT), gemessen meist bei 1 cm Schichtdicke und 254 nm Wellenlänge (siehe Erläuterungen zu den Begriffen in Anlage 1).

Ansätze, eine allgemeingültig beschreibbare Korrelation der UV-Transmission zu anderen, gebräuchlicheren Parametern wie Trübung oder Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) abzuleiten, stellen sich laut Literaturrecherchen und eigenen Untersuchungen im Rahmen des vorliegenden Vorhabens als hochgradig anlagenspezifisch und nicht verallgemeinerbar heraus.

In der Literatur finden sich zahlreiche Untersuchungen zum Einfluss von Abwasserinhaltsstoffen auf die UV-Desinfektion, z. B. Emmerick et al. (1999), Nelson (2000), Schöler (2004), Shilton (2005).

Bei Teichanlagen stellen insbesondere **Algen** im Teichablauf eine besondere Herausforderung für die UV-Desinfektion dar. Wie andere partikuläre Inhaltsstoffe, haben sie einen negativen Einfluss auf die UV-Transmission. Anders als in Deutschland, wo Algen aufgrund des nur saisonalen Auftretens eher als temporäres betriebliches Problem wahrgenommen werden, bedarf es in sonnenreichen Ländern durch das kontinuierliche Algenwachstum einer genauen Bewertung der Algenkonzentration bei der Auslegung von Desinfektionsanlagen.

In der Literatur wurden keine verfügbaren Untersuchungen zum direkten Zusammenhang zwischen Algenkonzentration und UV-Transmission bzw. der resultierenden Keimreduktion. Hier besteht weiterhin hoher Forschungsbedarf im Hinblick auf

Algenkonzentration als Parameter für die Dimensionierung von UV-Anlagen in sonnenreichen Ländern.

Bisher konzentriert man sich darauf, Algen durch geeignete Mittel (z. B. Filterdämme) aus dem Ablauf zurückzuhalten. Bei der Anwendung einer UV-Bestrahlungsanlage ist ein kontinuierlich möglichst algenarmer Ablauf anzustreben.

5.3 Praktische Versuche zur UV-Bestrahlung von Abwasser

Da die umfangreichen internationalen Recherchen zeigten, dass zur nachgeschalteten UV-Bestrahlung bei Teichanlagen weltweit nur wenige verallgemeinerbare Erkenntnisse vorliegen, konnte eine rein empirische Bewertung alleine nicht zu belastbaren Ergebnissen führen. Zusätzlich zur Bestandsaufnahme sind deshalb praktische Experimente in Zusammenarbeit mit dem Industriepartner WEDECO AG / ITT Water & Wastewater Herford AG⁸ durchgeführt worden. Das Unternehmen gilt als einer der Weltmarktführer in der UV-Desinfektion und hat für das Vorhaben freundlicherweise Laborkapazitäten für Bestrahlungsversuche zur Verfügung gestellt, wofür an dieser Stelle ausdrücklich gedankt werden soll.

5.3.1 Methoden

Abweichend vom ursprünglichen Ansatz mit einer stationären Pilotanlage bei der Fa. WEDECO an einem festen Standort wurden kleinere Probenmengen von verschiedenen Teichanlagen im Labormaßstab untersucht, da sich so eine deutlich höhere Flexibilität erzielen ließ, verschiedene Teich- und Kläranalen untersucht werden konnten und die Laborversuche aufgrund der genau definier- und messbaren Randbedingungen eine bessere Reproduzierbarkeit gewährleisteten.

Die praktischen Untersuchungen zur Wirkung der UV-Bestrahlung auf teilvorgeinigtes Abwasser und Teichabläufe wurden daher mit einer Laborbestrahlungsanlage (sog. Collimated Beam Device) beim Industriepartner WEDECO AG / ITT Water & Wastewater Herford GmbH durchgeführt. Als UV-Strahler wurden Niederdruck-Quecksilberdampflampen (4 x Rundstrahler Typ: NLR 2036) mit monochromatischer Strahlung bei 254 nm eingesetzt.

Mit dieser Anlage werden Abwasserproben einer definierten, gerichteten UV-Strahlung ausgesetzt siehe Bild 5.5. Die Dosisveränderung wird über unterschiedliche Bestrahlungszeiten erzielt. Dabei lassen sich nach einem standardisierten Verfahren die auf die Proben applizierten UV-Dosen sehr genau bestimmen. Die Vorge-

⁸ Das zum Projektstart als WEDECO AG Water Technology firmierende Unternehmen wurde im Rahmen der Übernahme durch den ITT-Konzern 2009 in die ITT Water & Wastewater Herford AG überführt; WEDECO wird heute als Produktmarke unter dem Dach der ITT Water & Wastewater geführt.

hensweise wird ausführlich im Ultraviolet Disinfection Guidance Manual der United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 2003) und im DVGW-Arbeitsblatt W 294-2 (2006) beschrieben. Angaben zur Durchführung der Versuche sind in Anlage 2 wiedergegeben, die Ergebnisdaten der Hauptmessreihen sind in Anlage 3 zusammengestellt.

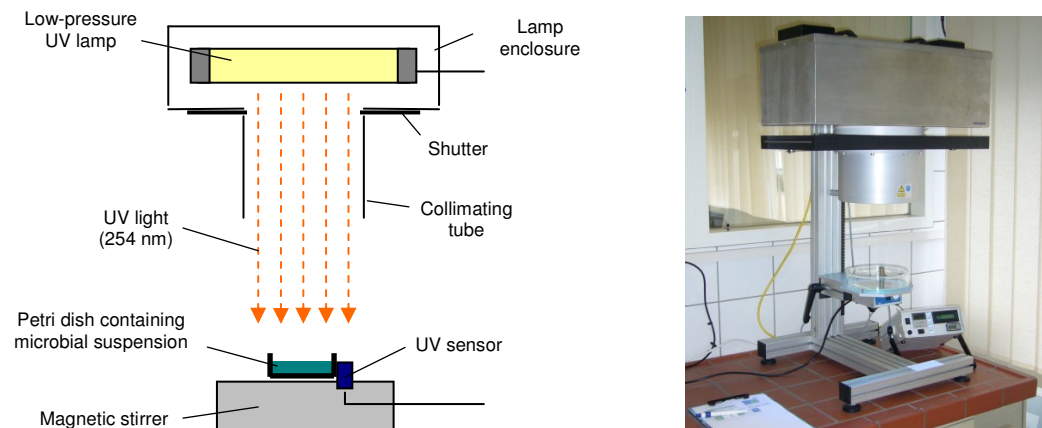


Bild 5.5: Laborbestrahlungsanlage (Collimated Beam Device)

Direkt vor der Bestrahlung wurde u. a. die für die Berechnung der Bestrahlung relevante UV-Transmission gemessen. Die mikrobiologischen Untersuchung der Abwasserproben vor und nach der Bestrahlung erfolgte durch externe Labors.

Für die Bestrahlungsversuche wurden Abwasserproben aus unterschiedlichen Behandlungsstufen von neun Abwasserteichanlagen und zwei Kläranlagen mit Belebungsverfahren gewonnen. Nähere Angaben zu den Abwasseranlagen sind in Anlage 4 zusammengestellt. Ergänzend wurden Versuche mit mechanischer Teilbehandlung (Siebung und Sedimentation) von Rohabwasser durchgeführt. Einschließlich Vorversuchen mit Orientierungsmessungen wurden von 2005 bis 2007 insgesamt 29 Messreihen untersucht.

Ergänzende UV-Versuche mit einem Durchflussreaktor wurden in Kooperation mit dem BMBF-geförderten Vorhaben „Dezentrale Verwertung von Rohabwasser aus der Kanalisation zur Grünflächenentwicklung in ariden Stadtgebieten“ (FKZ 02WD0757 ff.) an der FH Gießen-Friedberg durchgeführt. Die mikrobiologischen Untersuchungen erfolgten hier mittels 3M-Petrifilm®-Verfahren. Zwischen beiden Projekten gab es einen intensiven Ergebnis- und Erfahrungsaustausch. Die Versuche werden ausführlich in der Dissertationsschrift von Soud (2010) beschrieben.

5.3.2 Wahl der relevanten mikrobiologischen Parameter

In Abschnitt 4.2.3 werden relevante Indikatororganismen für den Bereich der Abwasserdesinfektion vorgestellt.

Basierend auf Recherchen im Vorfeld wurden für die praktischen Versuche zur UV-Bestrahlung als mikrobiologische Parameter neben dem verbreiteten Indikatorbakterium *E. coli*, das später im Rahmen der verbundweiten Abstimmung am 13.07.2006 in Aachen als Standardparameter für alle mikrobiologische Untersuchungen im Verbundvorhaben bestätigt wurde, auch Gesamtcoli, Fäkalcoli, Streptokokken und Enterokokken ausgewählt; die beiden letztgenannten wegen ihres robusteren Resistenzverhaltens gegenüber UV-Bestrahlung. Eine unter Exportgedanken besonders interessante Untersuchung von Helmintheneiern ließ sich in Deutschland mangels Vorkommen im Abwasser und wegen des finanziellen Aufwandes nicht durchführen. Hier wurden für das Vorhaben internationale Literaturquellen herangezogen

Eine wichtige Rolle bei der Auswahl des Indikators spielt die Frage der Representanz für die Empfindlichkeit relevanter mikrobiologischer Belastungen gegenüber dem gewählten Desinfektionsverfahren. Angaben zu den unterschiedlichen Empfindlichkeit verschiedener Bakterien und Viren, die im Allgemeinen in behandeltem Abwasser angetroffen werden, gegenüber UV-Bestrahlung ist beispielhaft im Verhältnis zu den Gesamtcoliformen Bakterien (Total Coliforms) in Tabelle 5.2 dargestellt.

Tabelle 5.2: Relative effectiveness of UV radiation for disinfection of specific pathogens and indicators (Bixio und Wintgens, 2006, adapted from Metcalf & Eddy, 2003)

Organism	Dosage relative to total coliform dosage (based on discrete organisms)
Bacteria	
Faecal Coliform	0.5-0.9
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	1.5-2.0 **
<i>Salmonella typhosa</i>	0.6-0.9
^[1] <i>Vibrio</i>	< <i>saimonella</i> spp
<i>Staphylococcus aureus</i>	1.0-1.5
^[2] <i>Helicobacter pylori</i>	<1
<i>Total coliform (reference)</i>	1.0
Viruses	
Adenovirus	0.7-0.9
Coxsackie A2	1.0-1.5
F specific bacteriophages	0.4-0.8
Polio type 1	0.9-1.1
MS2 bacteriophage	0.9-1.0
Protozoa	
<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts*	0.2-0.4
<i>Giardia lamblia</i> cysts*	0.2-0.6

[1] Cataldo et al. (2001); [2] Hayes et al. (2006); * Based on infectivity studies,

** However a relative dose of 37 mWs/cm² can limit growth for up to 7 days (Ohgaki, 2005)

5.3.3 Vorbereitende Untersuchungen

Für vollständig gereinigtes Abwasser aus Kläranlagen mit biologischer Stufe liegen zahlreiche Untersuchungen und Betriebserfahrungen vor. Für die Effizienz von lediglich teilgereinigtem Abwasser, wie es bei Anwendung auf einen Teichablauf ohne weitere Vorbehandlung der Fall ist, ergeben die Recherchen bisher nur eingeschränkten Wissensstand (siehe z. B. Rudolph et al., 1992; Emerick et al., 1999; Rott und Schöler, 2001; Frank et al., 2002).

Grundsätzlich wurde nach vorherrschender Fachmeinung bisher davon ausgegangen, dass eine UV-Bestrahlung von nicht vollständig geklärtem Abwasser technisch und wirtschaftlich nicht sinnvoll ist (Grundlage dieser Annahmen war jedoch eine angestrebte vollständige Entkeimung des Abwassers). Für eine optimale UV-Effizienz werden laut Bixio and Wintgens (2006) Werte für Abfiltrierbare Stoffe (Suspended Solids) von max. 5 mg/l, für Trübung von max. 5 NTU und für UV-Transmissionen (UVT) von über 60 % empfohlen.

Wichtigster Auslegungsparameter für UV-Bestrahlungsanlagen ist die UV-Transmission (UVT). Diese kann in einer Abwasserbehandlungsanlage durch physikalische Prozesse wie Sedimentation und Filtration verbessert werden. Versuche im Rahmen des Teilprojekts B1 im vorliegenden BMBF-Verbundvorhabens zeigten, dass die in vielen Kläranlagen verwendete Sandfiltration nur einen geringen direkten Einfluss von wenigen Prozentpunkten auf die UVT hat (aber eine Effizienzsteigerung der Desinfektionsstufe durch Entfernung von partikelgebundenen Keimen erreicht wird). Anders verhält es sich mit der Sedimentation. Wie in Bild 5.6 von eigenen Versuchen mit Rohabwasser gezeigt, bewirkt eine alleinige Sedimentation über einen längeren Zeitraum ohne weitere Maßnahmen eine signifikante Verbesserung der UV-Transmission (die Ergebnisse im Übrigen auch, dass keine eindeutige Korrelation zwischen der Trübung und der UV-Transmission erkennbar ist, was sich mit den Angaben aus der Literatur deckt, wonach Abhängigkeiten bisher nur für sehr eingegrenzte Randbedingungen beschrieben werden können).

Da die Sedimentation auch einer der Schlüsselprozesse in Teichen mit Aufenthaltszeiten weit über den in Bild 5.6 genannten Werten darstellt, ist es nicht völlig überraschend, dass auch in Teichanlagen eine deutliche Erhöhung der UV-Transmission erzielt werden kann – natürlich ungeachtet zahlreicher weiterer Effekte, die auf die UV-Transmission einwirken.

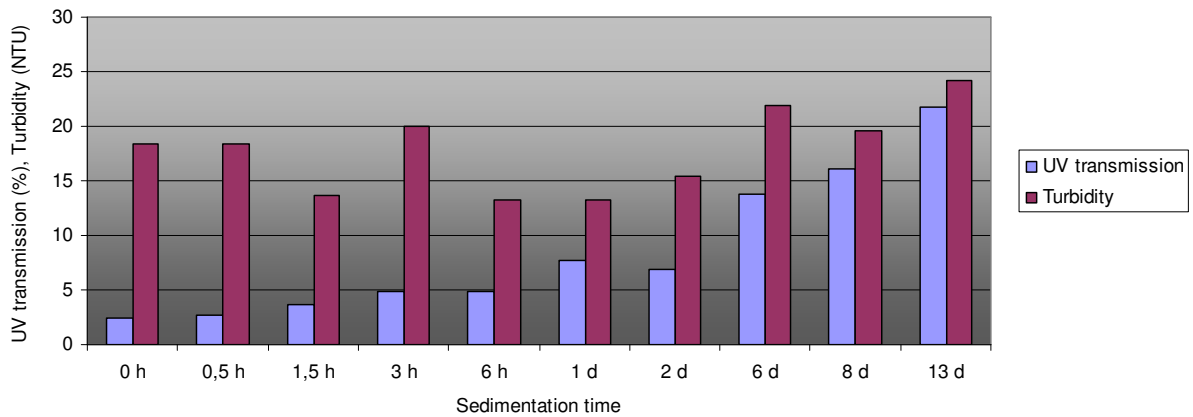


Bild 5.6: Development of UV transmission and turbidity over settlement time in lab scale tests (Rudolph et al., 2007)

Tatsächlich zeigen Messungen bei verschiedenen Teichanlagen in Deutschland, dass eine Verbesserung der für eine nachgeschaltete UV-Desinfektion maßgebenden UV-Transmission auf ein Vielfaches des Zulaufwertes stattfindet. Wie in Bild 5.7 erkennbar, ist der Bereich der UV-Transmission in den Abläufen der untersuchten Teichkläranlagen mit Werten von rund 30 – 70 % nur geringfügig schlechter als der von konventionellen Kläranlagen (ohne spezielle Filterstufe), die üblicherweise rund 45 – 70 % aufweisen (Rudolph et al., 1992).

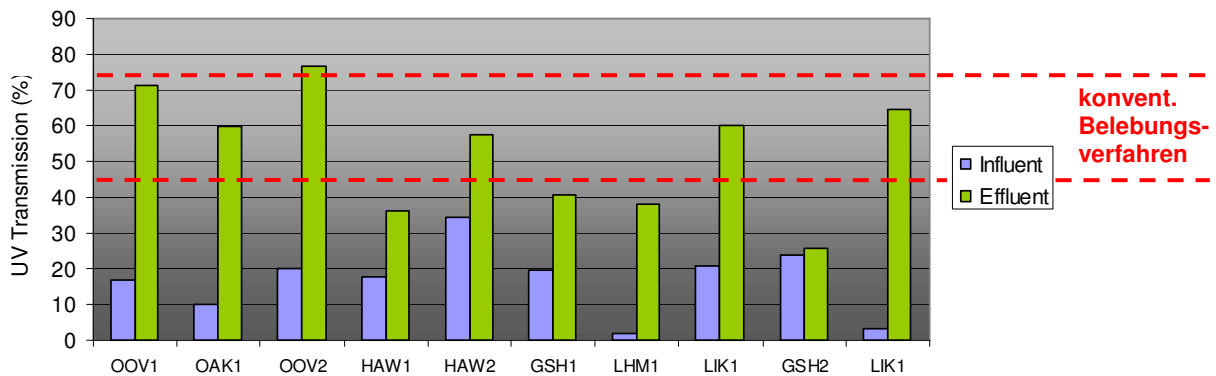


Bild 5.7: Exemplary comparison of UV transmittance (in %; for wavelength of 254 nm) of influents and effluents of different pond plants in Germany (Fuhrmann and Rudolph, 2010)

Nichtsdestotrotz kann die Abwasserbehandlung in Teichen aufgrund der verbleibenden partikulären Stoffe und Algen keine UVT-Werte von über 80 % erreichen, wie sie in Belebungsanlagen mit speziell für die UV-Bestrahlung ausgelegten Filtrationen durchaus üblich sind. Zudem ist in Bezug auf die Messungen zu beachten, dass die gemessenen UV-Transmissionswerte in Abhängigkeit der örtlichen Bedingungen (Anlagenart, Jahreszeit, Wetter, Durchfluss) sehr stark streuen und in Ländern mit

stärkerer Sonneneinstrahlung eine Verschlechterung der UVT-Werte aufgrund höherer Algenkonzentrationen zu erwarten ist.

5.3.4 UV-Bestrahlungsversuche mit Teichabläufen

Aufbauen auf den vorgenannten Untersuchungen sowie weiteren Messungen zur Abwasserdesinfektion in Teichanlagen sind Laborversuche zur nachgeschalteten UV-Bestrahlung beim Industriepartner WEDECO AG / ITT Water & Wastewater Herford AG durchgeführt worden.

Einschließlich erster Vorversuche mit Orientierungsmessungen wurden in der Hauptphase der Untersuchungen 2005 - 2007 insgesamt 29 Messreihen untersucht. Dazu wurden jeweils die Zuläufe und die Abläufe aus den verschiedenen Teichstufen von 9 Teichanlagen in Nordrhein-Westfalen beprobt. Nähere Angaben zu den einzelnen Abwasseranlagen sind in Anlage 4 zusammengestellt.

Die Abwasserproben wurden unter dem unter genau definierten Laborbedingungen einer UV-Bestrahlung zugeführt. Die Versuchsdurchführung und Auswertung orientierte sich an dem gemäß Ultraviolet Disinfection Guidance Manual der U.S. EPA (2003) und DVGW-Arbeitsblatt W 294-2 (2006) beschriebenen Vorgehen. In Anlage 2 sind wesentliche Angaben zur Versuchsdurchführung angegeben. Die Ergebnisdaten zu den UV-Bestrahlungsversuchen sind in Anlage 3 zusammengestellt.

In Bild 5.8 und Bild 5.9 sind exemplarisch für *E. coli* aus den Bestrahlungsversuchen resultierende Inaktivierungskurven (Dose-Response Curves) jeweils für die Zu- und Abläufe von untersuchten Teichkläranlagen dargestellt. Wie zu erwarten war, gibt es eine breite Streuung der Ergebnisse um 2 – 3 Log-Stufen. Trotz der Streuung lassen sich deutlich Vertrauensbereiche für die Inaktivierungskurven identifizieren, die in den Abbildungen rot bzw. grün hervorgehoben worden sind. Es zeigt sich, dass im Mittel mit gleichen Bestrahlungsdosen für Teichabläufe eine um 2 – 3 Log-Stufen größere Inaktivierung als für Zuläufe erzielt wird.

Der gern zitierte Grenzwert aus der WHO-Richtlinie (1989 und 2006) mit 10^3 KBE/100 ml wird bei den untersuchten Teichabläufen mit einer Bestrahlungsdosis ab rund 200 J/m^2 erzielt. Mit Bestrahlungen ab 300 J/m^2 werden bereits Werte von 3×10^2 KBE/100 ml eingehalten.

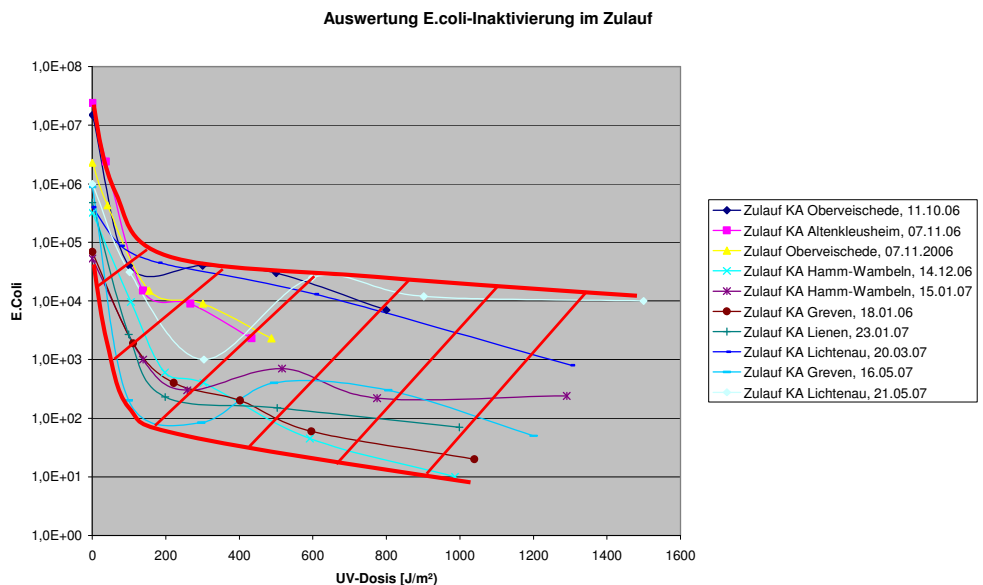


Bild 5.8: Beispiel für Inaktivierungskurven für E. coli nach UV-Bestrahlung im Zulauf

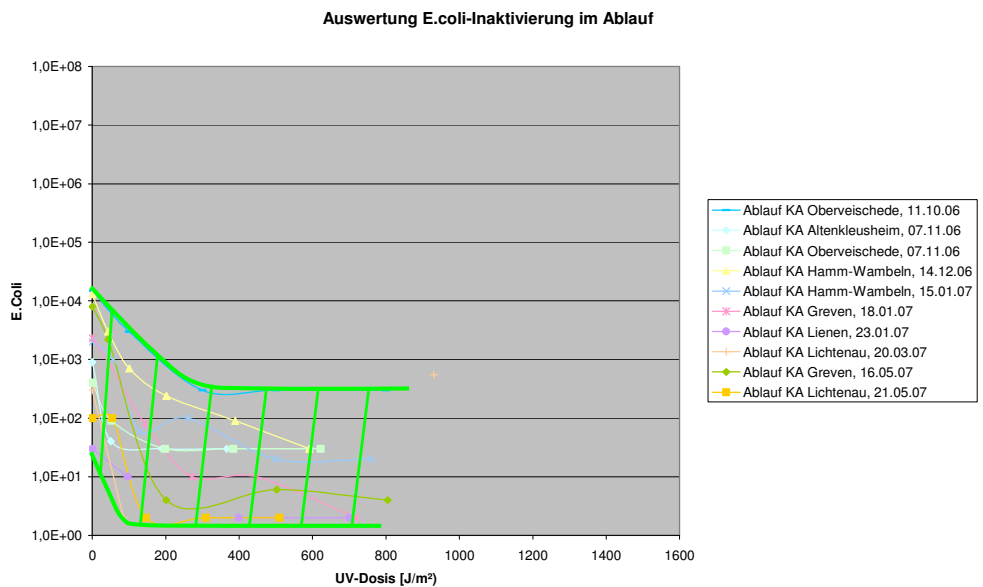


Bild 5.9: Beispiel für Inaktivierungskurven für E. coli nach UV-Bestrahlung im Ablauf

In Bild 5.10 sind aus den Ergebnissen der UV-Bestrahlungsversuche generalisierte Inaktivierungskurven extrahiert worden. Es wird deutlich, dass die Reduktionsraten des Indikatorbakteriums E. coli zwischen mechanischer und vollständiger biologischer Reinigung liegen.

Die Einordnung der Werte kann an einem Beispiel verdeutlicht werden (Fuhrmann und Rudolph, 2007): Mit einer UV-Dosis in der Größenordnung von 500 J/m², wie sie bei Anwendung der UV-Bestrahlung für Belebungsanlagen mit Ablauffiltration zur Sicherstellung einer Coliform-Reduktion auf 10 pro 100 ml (z. B. für eine unbe-

schränkte Bewässerung) typisch ist (Bixio und Wintgens (2006); siehe auch weitere Mindestdosen in Abschnitt 5.2.4), kann eine Reduktion auf rund 100 Colifome pro 100 ml bei Anwendung für einen Teichablauf erreicht werden. Das bedeutet, dass die die Reduktion um 1 Log-Stufe geringer ausfällt als bei vollständig vorbehandeltem Abwasser.

Um eine Reduktion auf 10 Coliforms pro 100 ml zu erzielen, ist eine UV-Bestrahlungsdosis von rund 1.500 J/m² notwendig. Die Bestrahlung muss also ca. um den Faktor 3 gegenüber dem oben genannten Wert erhöht werden, was immer noch eine sinnvolle Größenordnung in Bezug auf den Energieverbrauch der Lampen darstellt.

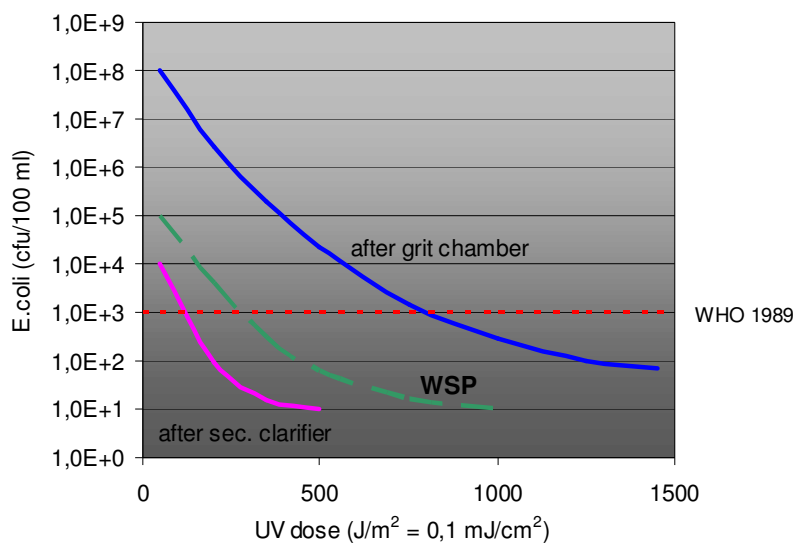


Bild 5.10: UV dose-response curves for different treated wastewater (Fuhrmann, Rudolph, 2007)

5.3.5 Zusammenfassung

Die Untersuchungen haben die Desinfektionswirkung in Abwasserteichanlagen verifiziert und die Möglichkeit zum Einsatz der UV-Desinfektion auch bei nur teilweise vorbehandeltem Abwasser mit UV-Transmissionen << 70 % bestätigt.

Wie ein Kapitel 4.4 gezeigt, sind in Teichkläranlagen auch ohne zusätzliche Desinfektionseinrichtungen bereits Bakterienreduktionen von rund 3 – 4 Log-Stufen erreichbar. Gleichzeitig findet in den Anlagen eine Verbesserung der für eine nachgeschaltete UV-Desinfektion maßgebenden UV-Transmission auf ein Vielfaches des Zulaufwertes statt. Der Bereich der UV-Transmission in den Abläufen von untersuchten Teichkläranlagen in Deutschland ist mit Werten von rund 30 – 70 % nur geringfügig schlechter als der von konventionellen Kläranlagen. Allerdings ist in Ländern mit stärkerer Sonneneinstrahlung eine Verschlechterung der UVT-Werte aufgrund höherer Algenkonzentrationen zu erwarten.

In den Bestrahlungsversuchen konnte entgegen der in Fachkreisen bisher weit verbreiteten Meinung nachgewiesen werden, dass die Keimbelastung auch von nur teilweise vorbehandeltem Abwasser (z. B. nach Sedimentation in Teichanlagen) sehr wohl mit akzeptablem Energieeinsatz auf Werte reduziert werden kann, die eine Wiederverwendung für landwirtschaftlichen Einsatz gemäß einschlägiger Empfehlungen erlauben. Der oft zitierte Grenzwert aus der WHO-Richtlinie (1989 und 2006) mit 10^3 KBE/100 ml wird bei den untersuchten Teichabläufen bereits mit einer Bestrahlung ab rund 200 J/m^2 erzielt kann mit einer rund verdreifachten Dosis gegenüber den in der Trinkwasserbehandlung üblichen Dosen sichergestellt werden (vgl. Bild 5.11).

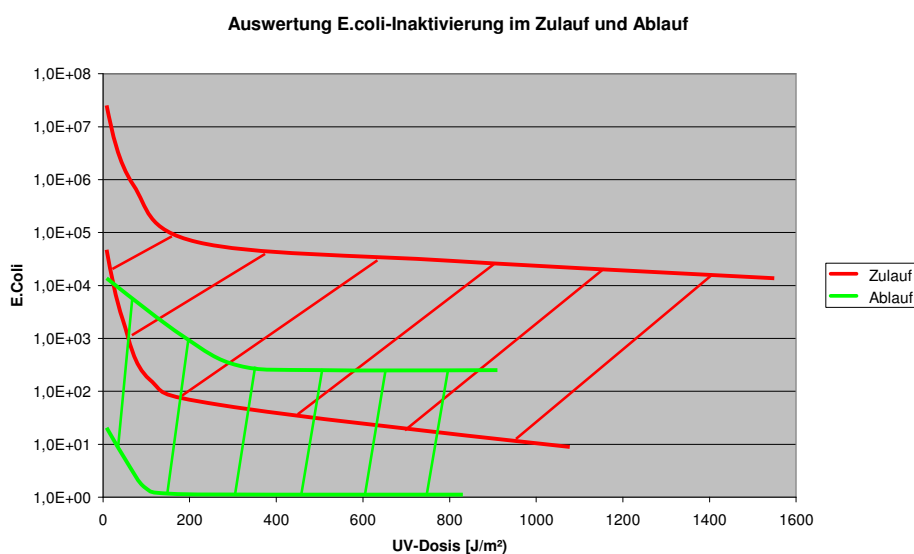


Bild 5.11: Inaktivierungsbereiche von E. coli bei UV-Bestrahlung von Teichabläufen

Zu berücksichtigen ist auch, dass die höhere Kosten für die erhöhte Energieaufnahme auch durch den Verzicht auf eine Vorbehandlungsstufe (z. B. Filtration), die im Übrigen auch bei allen anderen Desinfektionsverfahren nötig wäre, kompensiert werden.

5.4 Entfernung von Helmintheneiern

Mit UV-Bestrahlung lässt sich keine adäquate Inaktivierung von Wurmeiern erzielen. Tatsächlich haben sich z. B. Ascaris-Eier als die UV-resistentesten Organismen im Abwasser gezeigt: bei UV-Dosen bis zu 1.000 J/m^2 (= 100 mJ/cm^2), die in üblichen UV-Anwendungen realistisch sind, liegt die Inaktivierung bei weniger als 1 Log-Stufe (Brownell and Nelson, 2006).

Bei der Kombination von Abwasserteichen mit einer nachgeschalteten UV-Anlage spielt die hohe Resistenz gegen UV-Bestrahlung jedoch keine Rolle, da bei den in

Teichanlagen üblichen, hohen Aufenthaltszeiten in der Regel durch Sedimentation und Ablagerung im Schlamm auf der Teichsohle Reduktionsraten für Wurmeier im Teichablauf von annähernd 100 % erreicht werden (von Sperling et al., 2003), siehe Abschnitt. 3.5.5 und Tabelle 4.7.

Durch diesen Effekt stellt die Kombination von UV-Anlagen mit Teichanlagen für den Bereich der Helmintheneier eine geradezu ideale Kombination dar, bei der die UV-Effizienzlücke durch die Teiche vollständig aufgefangen wird.

5.5 Reaktivierung von Keimen

Anderes als bei Chloranwendung besteht bei der UV-Bestrahlung keine Depotwirkung. Mikroorganismen haben zudem die Fähigkeit, durch UV-Strahlung verursachte Schädigungen bis zu einem bestimmten Grad zu reparieren (Reaktivierung). Die Fähigkeit ist bei den verschiedenen Stämmen von Mikroorganismen unterschiedlich ausgeprägt. Zu den UV-empfindlichen Arten zählen die gramnegativen Bakterien (z. B. coliforme Bakterien, Salmonellen), zu den weniger empfindlichen die grampositiven Bakterien (z. B. Staphylokokken, Enterokokken). Infolgedessen kommt es nach der UV-Bestrahlung zu einer Veränderung der verbleibenden Biozönose (Florenverschiebung). Pilze und Sporen haben die höchste UV-Resistenz. Viren sind zwischen gramnegativen und grampositiven Bakterien einzustufen. (Popp, 1978; ATV-M 205, 1998)

Bei den zelleigenen Reparaturmechanismen werden Photo- und Dunkelreaktivierung unterschieden, je nachdem, ob die Reparaturvorgänge durch Licht induziert werden oder nicht. Der Grad der Photoreaktivierung hängt vom Lampentyp ab und tritt vor allem dann auf, wenn keine ausreichende Mindestbestrahlung sichergestellt werden kann, insbesondere bei nicht vollständig geklärtem Abwasser (Lindenauer and Darby, 1994). Bei polychromatischen Lampen (Mitteldruckstrahler mit einem größeren Emissionsspektrum, vgl. Bild 5.2) ist der Effekt geringer als bei monochromatischen Niederdrucklampen. Eine Quantifizierung dieses Effektes ist aber schwierig.

Photoreaktivierung wie auch Dark-Repair ist stark von den Umgebungsbedingungen abhängig (Temperatur, Lichteinstrahlung, Oberfläche etc.). Die Reaktivierung wird erst einigen Stunden nach der UV-Bestrahlung signifikant. Daten verschiedener Autoren zeigen eine große Bandbreite an Wiederverkeimungsraten, z. B. variieren die Angaben für Coliforme von rund 1,0 – 2,0 Log-Stufen bei Belichtungszeiten von 2 – 6 h (Whitby et al., 1984; Harris et al., 1987b; Chrtok and Popp, 1991; Thyen et al., 1993, Oberg, 1995). In der Regel wird die maximale Keimkonzentration ungefähr 1 bis 2 Tage nach einer UV-Bestrahlung erreicht, danach nimmt sie wieder ab.

Photoreaktivierung spielt eine wichtige Rolle, wenn behandeltes Wasser nicht direkt der Verwendung zugeführt wird: aufgrund der Reaktivierungseffekte nach der UV-Bestrahlung eignet sich UV-bestrahltes Abwasser vor allem für „Point-of-use“-Behandlung oder zur Verringerung der Anfangsbelastung bei Langzeitspeicherung.

In Tabelle 5.3 findet sich von Oberg (1995) eine Zusammenstellung zahlreiche Literaturwerte zur Photoreaktivierung verschiedener Indikatorbakterien. Für weitere Informationen zur Reaktivierung wird u. a. auf Oberg (1995) verwiesen, die das Phänomen in einem früheren Vorhaben an der Universität Witten/Herdecke IEEM untersucht hat. Im Rahmen des vorliegenden Vorhabens wurden in Kooperation mit dem BMBF-Vorhaben 02WD0757 ebenfalls einzelne Versuche zur Reaktivierung nach UV-Bestrahlung gemacht, die die Aussagen von Oberg bestätigen (siehe Soud, 2010).

Tabelle 5.3: Zusammenstellung von Literaturwerten zur Photoreaktivierung verschiedener Keime / Keimgruppen (Oberg, 1995, Tab. 1.3-1)

Keimart/-gruppe	Bestrahlungsquelle	Bestrahlungszeit	Zunahme der Keimzahlen nach Bestrahlung in Log-Stufen	Autor / en
<i>E. coli</i>	künstl. Licht	1 h	1 bis 1,5	Steven 1980
<i>E. coli</i>	künstl. Licht	2 h	bis 3,4	Harris et al. 1987a
Fäkalcoliforme	künstl. Licht	4 h	1,0	Popp 1978
Fäkalcoliforme	künstl. Licht	4 h	1,0	Chrtek u. Popp 1991
Fäkalcoliforme	künstl. Licht	2 h	0,5 bis 1,5*	Harris et al. 1987b
Fäkalcoliforme	Sonnenlicht	0,5 – 6 h	max. 1,0	Whitby et al. 1984
Fäkalcoliforme	Sonnenlicht	6 h	1,0 bis 1,5	Thyen et al. 1993
Gesamtcoliforme	künstl. Licht	4 h	1,0	Chrtek u. Popp 1991
Gesamtcoliforme	künstl. Licht	2 h	0,5 bis 2,0*	Harris et al. 1987b
Gesamtcoliforme	Sonnenlicht	0,5 – 6 h	max. 1,0	Whitby et al. 1984
Fäkalstreptokokken	künstl. Licht	4 h	0,2	Chrtek u. Popp 1991
Fäkalstreptokokken	künstl. Licht	2 h	0 bis 0,5	Harris et al. 1987b
Gesamtkeimzahl	künstl. Licht	4 h	0,8	Chrtek u. Popp 1991
Gesamtkeimzahl	künstl. Licht	4 h	1,7	Mechsner u. Fleischmann 1990
<i>Streptococcus faecalis</i>	künstl. Licht	2 h	bis 2,4	Harris et al. 1987a
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Sonnenlicht	3 h	keine	Whitby et al. 1984
<i>Clostridium perfringens</i>	Sonnenlicht	3 h	keine	Whitby et al. 1984

* in Abhängigkeit vom Hüllrohrmaterial bei UV-Bestrahlung

5.6 Betriebsaspekte von UV-Desinfektionsanlagen

Der Betrieb von UV-Anlagen zur Abwasserdesinfektion führt zu systemspezifischen Anforderungen:

- Ausbildung des Personals

Wie bei allen Desinfektionsverfahren, setzt auch der ordnungsgemäße Betrieb von UV-Anlagen eine regelmäßige Kontrolle und Wartung der Anlagen durch eingewiesenes Betriebspersonal voraus. Die laufende Wartung von UV-Module beschränkt sich in der Regel jedoch auf die Reinigung und das Auswechseln von Strahlern, die bei den meisten Anlagen ohne besondere Hilfsmittel eingebracht und herausgenommen werden können und keine besondere Ausbildung voraussetzt.

- Kontrolle der Bestrahlungsstärke

Durch Belagbildung und Alterung der Strahler sinkt die Bestrahlungsstärke im laufenden Betrieb zwangsläufig ab. Zur kontinuierlichen Kontrolle der festgelegten Mindestbestrahlung sind UV-Bestrahlungsanlagen daher mit Sensoren zur Messung der Bestrahlungsstärke anzuordnen, die bei einer unteren Alarmgrenze die Notwendigkeit zur Strahlerreinigung signalisieren oder den Durchfluss durch die Anlage stoppen.

- Ausfall und Alterung der Strahler

Wie in Tabelle 5.1 (S. 103) aufgeführt, weisen UV-Strahler einen erheblichen Leistungsabfall auf über die Lebensdauer auf. Zur Sicherstellung einer jederzeit ausreichenden Strahlerintensität sind UV-Anlagen daher neben einem Sensor zur Kontrolle der Bestrahlungsstärke auch mit Betriebsstundenzählern auszustatten, sodass sich das Alterungsverhalten der eingebauten Strahler abschätzen lässt.

- Belagbildung und Strahlerreinigung

Die Belagbildung auf den Quarzhüllrohren führt zu einem Absinken der UV-Bestrahlungsstärke während des Betriebs. Sie fällt in Abhängigkeit der Abwasserbeschaffenheit sehr unterschiedlich aus. Die Belagskontrolle erfolgt indirekt über den Sensor für die Bestrahlungsstärke. Je nach Abwasserzusammensetzung ist etwa alle 14 Tage bis 3 Monate eine Reinigung durchzuführen (ATV-M 205, 1997), die in der Regel mit verdünnter Säure erfolgt.

Mit mechanischen Wischersystemen lässt sich die Belagbildung verzögern. Die in der Regel selbstadjustierenden und selbstschärfenden, O-Ring-förmigen Wischer passen sich an die Strahlerrohre an und werden über Spindel bzw. Schieberstangen in festgelegten Intervallen bewegt; bei modernen Geräten erfolgen die

Wisch- und Spülvorgänge über programmierbare Steuerungen, bei einfachen Anlagen sind sie manuell durchzuführen.

- Dosierung der UV-Bestrahlung:

Bei chemischen Desinfektionsanlagen kann durch eine bedarfsabhängige Dosierung der Desinfektionsmittel ein wirtschaftlicher Betrieb sichergestellt werden. UV-Mitteldruckstrahler können analog dazu gedimmt werden. Die häufiger eingesetzten UV-Niederdruckstrahler sind dagegen nur begrenzt regelbar. Bei Anlagen mit mehreren UV-Reaktoren können diese jedoch durchflussabhängig zu- und abgeschaltet werden (sog. „Flow-Pacing“). Allerdings ist zu beachten, dass ein häufiges Schalten der UV-Strahler deren Nutzungsdauer vermindert und die Strahler eine Startzeit bis zur Erreichung ihrer Zielintensität benötigen.

- Sicherheitsanforderungen:

UV-Strahlen können Augen und Haut reizen und schädigen. UV-Bestrahlungseinrichtungen müssen daher so gestaltet sein, dass die Strahlung nicht direkt auf Augen oder Haut einwirken kann. Dies kann z. B. über lichtdichte Abdeckungen mit Kontaktschalter erfolgen (DIN EN 12255-14:2004).

Zur Sensibilisierung für das Thema sind in Bild 5.12 einige Wirkungsspektren photobiologischer Wirkungen dargestellt, aus denen zu erkennen ist, dass die für die Abwasserdesinfektion üblichen Wellenlängen ein hohes Schädigungspotential auch für die menschliche Gesundheit haben.

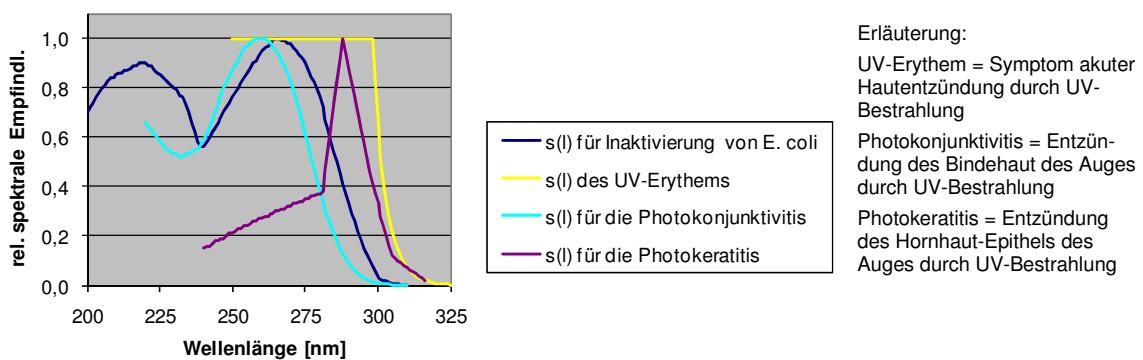


Bild 5.12: Wirkungsspektren photobiologischer Wirkungen mit $s(l)$ = relative spektrale Empfindlichkeit (abgeleitet aus DIN 5031-10: 2000-03)

5.7 Kosten der Abwasserdesinfektion mit UV-Bestrahlung

Die Auswahl und Projektierung einer Anlage zur UV-Desinfektion von Abwasser erfolgt auf Grundlage der zu behandelnden Wassermenge, der UV-Transmission, dem Typ der jeweiligen Mikroorganismen und der notwendigen Dosis an UV-Bestrahlung,

die für die gewünschte Entkeimungsrate benötigt wird. Entsprechend sind die **Investitionskosten** von UV-Anlagen extrem anlagenspezifisch, vor Allem in Abhängigkeit von der Anlagengröße, dem Lampentyp, der Abwasserqualität und den zu erfüllenden Anforderungen. Dies gilt in der Tendenz unabhängig davon, ob es sich um den intensiv vorgeklärten Ablauf aus einer konventionellen Kläranlage oder um einen Teichablauf handelt.

Analog dazu schwanken auch die Angaben zu den **Betriebskosten**, die neben den Personalkosten vor allem durch Energieverbrauch, Reinigungschemikalien, und den Ersatz von Strahlern, Quarzhüllen oder Steuergeräten verursacht werden.

Inwieweit sich die allein die Anlagengröße sich auf die Kosten auswirkt, ist in Bild 5.13 anschaulich verdeutlicht, auch wenn die Abhängigkeit bei UV-Anlagen nicht so stark ausfällt wie bei Chlorung oder Ozonierung.

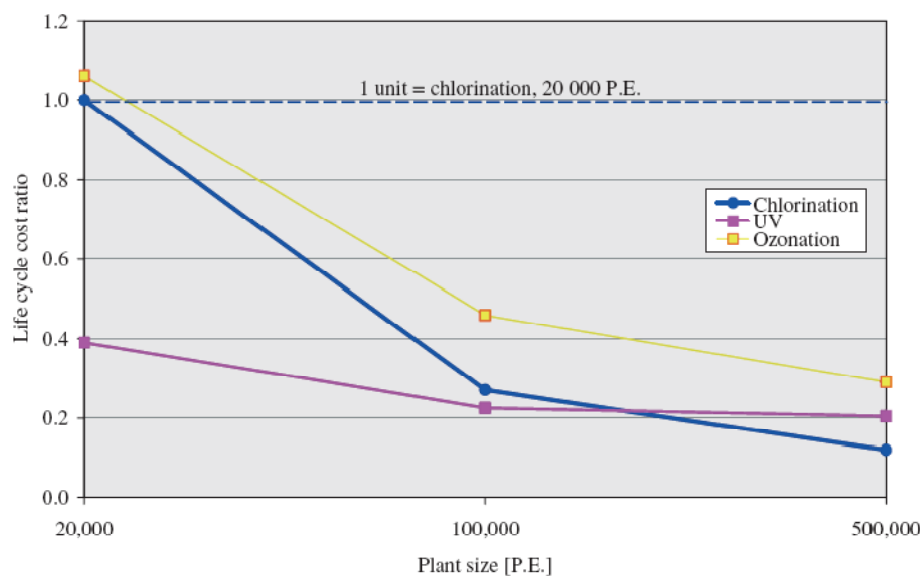


Bild 5.13: Life cycle cost ratio of chlorination, UV and ozonation in function of the plant size (redrawn from Lazarova, 2004, by Bixio und Wintgens, 2006)

Zur Verdeutlichung der konkreten **Kostenstruktur** von UV-Anlagen sind in Tabelle 5.4 und Tabelle 5.5 zwei Beispiele aus den USA dargestellt (leider sind zu der zweiten Anlage Angaben zu Anlagengröße und Abwasserqualität nicht verfügbar, aber die grundsätzliche Kostenstruktur ist auch hier gut erkennbar). Wie auch aus den Tabellen grob ablesbar, sollen sich die laufenden Gesamtkosten von UV-Anlagen laut ATV-M 205 (1997) bei Niederdruckstrahlern je rund zur Hälfte aus den Kapital- und den Betriebskosten zusammensetzen. Bei Mitteldruckstrahlern fallen höhere Stromkosten bei niedrigeren Investitions- und Strahlerersatzkosten an.

Das ATV-M 207 (1997) gibt weiterhin an, dass die Betriebskosten jeweils zur Hälfte aus dem elektrischen Energieverbrauch und dem Wartungsaufwand einschließlich der Strahlerersatzkosten entstehen. In dem in Tabelle 5.5 dargestellten Beispiel flie-

Ben die Energiekosten dagegen nur zu einem deutliche kleineren Bruchteil in die Gesamtbetriebskosten ein. Dies bestätigt wiederum die starke Anlagenabhängigkeit der Kostenangaben.

Tabelle 5.4: Lebens-Zyklus-Kostenansätze am Beispiel einer UV-Anlage für das YCUA Water Reclamation Scheme, Michigan (Kang et al., 2004, zitiert in Bixio und Wintgens, 2006)

System	LPOV*	LPOH*
Total capital costs (US\$)	1,898,000	2,067,500
O&M costs (US\$)		
Power consumption	91,581	84,769
Bulb replacement	34,690	63,000
Ballasts, sleeves, wipers	n/a	6,300
Annual labour	127,163	156,588
Chemicals from cleaning	n/a	n/a
TOTAL O&M	127,163	156,588
Present worth O&M	1,458,600	1,796,100
Total present worth	3,357,000	3,864,000

* LPOV: Low pressure open channel vertical lamp arrangement;

* LPOH: Low pressure open channel horizontal lamp arrangement

YCUA plant was design data: Peak Flow: 238.000 m³/d; Average Flow: 174.000 m³/d; Minimum UV dosage: 33 mWs/cm²; Effluent Transmittance: 65 %.

Tabelle 5.5: Beispiel für die Kostenstruktur einer UV-Anlage in den USA, von Hanzon und Vigilia (1999), zitiert in U.S. EPA (1999)

Cost Item	UV System Cost (\$)
<i>Capital Costs</i>	
Equipment	120,000
Structural modifications	64,000
Electrical	20,000
Miscellaneous	40,000
Total:	244,000
<i>Annual operating and maintenance costs</i>	
Energy	3300
Lamps and chemicals	2840
Cleaning	1180
Maintenance	1440
Process control	6240
Testing	4160
Total	19,190

Angaben zu **spezifischen Kosten** (z. B. EUR/m²) sind aufgrund von anlagenspezifischen Randbedingungen oft nicht verallgemeinerbar. In der Gesamtschau lässt sich jedoch feststellen, dass sich die spezifischen Kosten für die Desinfektion von Abwas-

ser mittels UV-Bestrahlung im Vergleich zu anderen Verfahren als sehr günstig darstellen und auf einem Niveau vergleichbar zur Chlor-Desinfektion liegen.

Für deutsche Verhältnisse geht das ATV-M 205 (1997) für konventionelle Kläranlagenabläufe von Kosten für die UV-Bestrahlung ohne Abwasserfiltration bei günstigen Verhältnissen (hohe Transmission von etwa 60% und geringe Belagbildung) von umgerechnet etwa 0,025 EUR/m³ aus, die bei ungünstigen Verhältnissen oder aufwendigerer Ausstattung auf über 0,05 EUR/m³ Abwasser ansteigen. Diese decken sich in der Tendenz mit den in Tabelle 4.13 (S. 96) und Bild 5.14 angegebenen Werten für den **Kostenvergleich** von verschiedenen Verfahren zur Desinfektion von Kläranlagenabläufen.

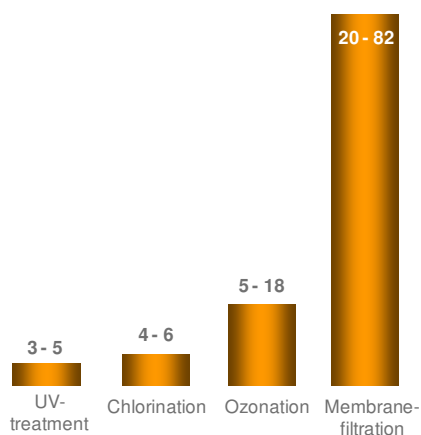


Bild 5.14: Kostenvergleich für Abwasserdesinfektion mit verschiedenen Verfahren (ct/m³), (Angaben von WEDECO, Primärquelle nicht angegeben)

Sämtliche veröffentlichte Kostenangaben zur UV-Desinfektion beziehen sich (mangels existierender UV-Anlagen bei Teichanlagen) auf konventionelle Kläranlagen mit vollständiger biologischer Behandlung und Nachklärung. Bei der Übertragung der Kostendaten auf die Desinfektion von Teichabläufen ist daher zu beachten,

- a) dass sich die veröffentlichten Kostendaten meist auf deutlich größere Anlagengrößen beziehen und Teichkläranlagen aufgrund ihrer meist deutlich geringeren Größe in der Regel höhere spezifische Kosten aufweisen und
- b) dass bei gleichem Abflussvolumen aufgrund der im Mittel schlechteren UV-Transmission die erforderliche spezifische Strahlerleistung und damit auch der Energieverbrauch deutlich erhöht sind - nach Abschnitt 5.3.5 kann man von einer Größenordnung um den Faktor 3 ausgehen.

Entsprechend sind die spezifischen Kostenangaben zu korrigieren. Wenn man für eine überschlägige Abschätzung der Kosten für die nachgeschaltete UV-Bestrahlung von einem um den Grundwert von rund 0,05 EUR/m³ um Faktor 3 erhöht (unter Vernachlässigung, dass der Wert nicht linear steigt), könnte man eine Größenordnung

von rund 0,15 EUR/m³ annehmen. Dieser Wert ist allerdings mit vielen Unsicherheiten beaufschlagt.

5.8 Weiterer Forschungsbedarf

Im Bereich der UV-Strahlungsquellen gibt es mehrere Ansätze für Neuentwicklungen, u. a. zwei neue Lampenausführungen, die keine Quecksilberlampen sind:

- Gepulste Energie Breitband-Xenonlampen (Pulsed UV), bei denen Gleichstrom in einem Kondensator gespeichert wird und über einen Hochgeschwindigkeitsschalter pulsierend abgegeben wird, um ein starkes UV-Strahlungsfeld zu erzeugen. Die Strahlung, die durch diese UV-Lampe erzeugt wird, soll 20.000 Mal stärker als Sonnenlicht auf Meereshöhe sein. (Bixio und Wintgens, 2006)
- Schmalband-Excimer-UV-Lampen (Excilamps), basierend auf der wirksamen Fluoreszenz von Eximeren oder Exiplexen. Sie emittieren inkohärente und fast monochromatische Strahlung im ultravioletten oder Vakuum-UV-Bereich, abhängig von der Art des Füllgases oder Gasgemisches und sind prädestiniert für wellenlängenselektive Anwendungen, z. B. auch in der Fotobiologie. (Bixio und Wintgens, 2006)
- Im Bereich der Leuchtdioden ist der Durchbruch bei der Weiterentwicklung von blauen Leuchtdioden zu Dioden mit ultravioletter Abstrahlung gelungen. Der Wirkungsgrad ist allerdings bisher noch deutlich zu gering für praktische Anwendungen. (EUWID, 2009)

Darüber hinaus hat die Desinfektion mit UV-Strahlung in den letzten Jahren Einzug in zahlreiche zusätzliche Anwendungsfelder erschlossen und es ist eine weitere Expansion auch in den kommenden Jahren zu erwarten, die dann ggf. auch Rückwirkungen hat auf Verbesserungen im Bereich der Abwasserdesinfektion.

Neben der Neuentwicklung und weiteren Optimierung von UV-Strahlern und der zugehörigen Anlagentechnik (Verhinderung von Fouling, verbesserte Steuerungsmöglichkeiten) gibt es insbesondere im Hinblick auf anwendungsorientierte Fragestellungen weiteren FuE-Bedarf. Dies gilt insbesondere auch für den im vorliegenden Vorhaben adressierten Ansatz zur Behandlung von nur teilvorbehandeltem Abwasser, für den die praktische Umsetzung noch aussteht.

Folgende Ansatzpunkte lassen sich beispielhaft benennen:

- Vertiefende Untersuchung des Einflusses der Algenkonzentration auf die UV-Desinfektionseffizienz, insbesondere in Ländern mit hoher Sonneneinstrahlung.

- Generierung von weiteren Datengrundlagen für die Auslegung von UV-Systemen für nicht vollständig geklärtes Abwasser.
- Automatisierte Diagnostik von Mikroorganismen im Ablauf nach der Bestrahlung, zur Steuerung und Kontrolle der UV-Anlage, z. B. opto-sensorische Keimerkennung, für die es bereits erste Ansätze gibt (EUWID, 2008)
- Praxisbezogene Kosten-Nutzen-Untersuchungen.
- Untersuchung des Einflusses auf weitere Mikroorganismen und Identifizierung weiterer relevanter Indikatororganismen.
- Eruierung der Dark-Repair-Mechanismen, z. B. auch in Hinblick auf Viren.
- Identifikation von Nebenprodukten, die bei der UV-Desinfektion entstehen könnten.

Abseits der technischen UV-Desinfektion bestehen weiterhin Untersuchungsansätze für die gezielte Berücksichtigung der natürlichen Insolation bei der Konstruktion von Abwasserteichen (Flachwasserbereiche etc.). Dieser Aspekt wurde bei dem vorliegenden Vorhaben zurückgestellt, da keine Möglichkeiten für praktische Versuche vorgesehen waren. Die Prinzipien der solaren Desinfektion werden in Abschnitt 4.4.2 erläutert.

6 Verwertung der Projektergebnisse

6.1 Wissenschaftliche Ergebnisverwertung

In Deutschland ist die wissenschaftlich fundierte Weiterentwicklung der Abwasserteichtechnologie in den letzten Jahrzehnten fast vollständig zum Erliegen gekommen. Insofern besteht ein wissenschaftlicher Nachholbedarf, insbesondere was die internationale Ausrichtung betrifft, der durch das vorliegende Vorhaben aufgegriffen wurde.

Die in diesem Vorhaben erarbeiteten Ergebnisse wurden und werden der Fachöffentlichkeit in Form von diversen Vorträgen und Publikationen präsentiert, siehe nachfolgendes Kapitel 6.3. Daneben sind die Projektergebnisse als Beitrag in den projektübergreifenden Leitfaden zur Abwasserteichtechnologie in anderen Ländern (RUB, 2010) eingeflossen.

Aus dem vorliegenden Vorhaben resultieren mehrere Ansätze für weitergehende FuE-Projekte, z. B. zu Algenteichen und zu Multipurpose-Ponds-Ansätzen in Zusammenarbeit mit neuseeländischen Forschungspartnern (hierzu ist 2009 ein vom Internationalen Büro des BMBF gefördertes Vorprojektunter der Vorhaben-Nr. NZL 09/006 angelaufen).

Eine Zusammenstellung zur Ergebnisverwertung ist in der Verwertungsliste als Anlage zum Erfolgskontrollbericht beigefügt.

6.2 Wirtschaftliche Erfolgsaussichten

Gerade in Deutschland wird das unverändert hohe Potential der Abwasserteichtechnologie im internationalen Kontext unterschätzt. Man geht fälschlicherweise davon aus, dass Abwasserteiche nur für kleine Anlagen ohne technische Ansprüche geeignet seien und dass die technologische Leistungsfähigkeit grundsätzlich schlechter sei als von stärker technisierten Anlagen wie beispielsweise Belebungs- oder Tropfkörperanlagen. Aufgrund mangelhafter Kenntnisse wird bei Entscheidungen vor Ort in Schwellen und Entwicklungsländern teilweise unterstellt, dass Geruchsbildung oder Funktionsmängel von Abwasserteichanlagen vermeintlich grundsätzliche Nachteile der Teichtechnologie darstellen. Die Ergebnisse des vorliegenden Vorhabens zeigen jedoch, dass diese in der Regel auf Fehler bei Bemessung und Betrieb der Anlagen zurückzuführen sind. Hier besteht wirtschaftliches Potential für Beratung insbesondere im Rahmen von EZ-Vorhaben.

Getrieben von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und wirtschaftlichen Vorteilen, die die Abwasserteichtechnologien – wenn sie denn richtig bemessen und vor allem auch betrieben werden – z. B. in Kombination mit anderen Verfahren und im Rahmen von Stufenausbauprogrammen aber vor allem im Hinblick auf die natürliche Desinfektionswirkung zur Reduktion mikrobiologischer Belastung im Zusammenhang mit Wasserwiederverwendung sowie bei der Gewinnung von Biomaterial wie Algen und Wasserpflanzen (Stichwort „Biofuel“) bieten, wird ein neuer Aufschwung dieser Technologie vor allem in tropischen Ländern erwartet. Bereits heute ergeben sich durch intelligenten Einsatz von Teichtechnologie in Kombination mit anderen Verfahren spezielle Einsatzfälle auch direkt exportrelevante Anwendungen für deutsche Akteure im Wassersektor. Beispielsweise konnte mit den im Rahmen des Vorhabens erarbeiteten Erkenntnissen eine kostengünstige Umsetzung für den Bau einer Industriekläranlage in Vietnam mit Export von Komponenten namhafter deutscher Hersteller erzielt werden.

Auch für die UV-Technologie wird ein deutlicher Boom erwartet. Dabei war die UV-Desinfektion bislang lediglich für weitgehend gereinigtes Abwasser Stand von Wissenschaft und Technik. Ohne vorgeschaltete Biologie plus Filtration wurde nach früherer Lehrmeinung nur die Chlor-Desinfektion für möglich gehalten und praktisch eingesetzt (mit den aus der notwendigerweise hohen Dosierung resultierenden nachteiligen Nebenwirkungen). Die in diesem Vorhaben erbrachten Versuchsergebnisse mit Rohabwasser, sedimentiertem Abwasser und Teichablaufwasser zeigen dagegen deutlich, dass auch für nur teilvorbehandeltes Abwasser der Einsatz der UV-Technik für eine bedarfsgerechte Desinfektion technisch und wirtschaftlich möglich ist. Industriepartner dieses BMBF-Vorhabens, die Fa. ITT Water & Wastewater Herford AG vermarktet die UV Technologie für ihre Marke WEDECO bereits für trübe Abwässer, siehe Bild 6.1.

Desinfektion bei trüber Sicht

Mit dem UV-System WEDECO LBX schaffen Sie in Flüssigkeiten mit geringer Transmission den Durchblick: Dank kompakter Strahleranordnung, vollautomatischem Wischsystem und stufenloser Regelung der UV-Leistung desinfiziert es vorgereinigtes Abwasser, Prozesswasser oder andere Flüssigkeiten mit eher „trüben Aussichten“
- sicher, umweltfreundlich und wirtschaftlich.

 **ITT**
Engineered for life

www.wedeco.com



Bild 6.1: WEDECO-Werbung (KA, Nov. 2008)

6.3 Veröffentlichungen

Erkenntnisse und Ergebnisse aus dem Vorhaben sind neben dem Beitrag für dem im Rahmen des Verbundvorhabens erstellten Leitfaden (RUB, 2010) bereits in mehreren Fachbeiträgen auf Konferenzen, Workshops etc. dem Fachpublikum vorgestellt worden:

- Rudolph, K.-U. (2005): Enhancement of Biological Wastewater Purification with Lamella Separators. Beitrag für AsianWater, Vol. 21, Nr. 2, März 2005, ISSN 0218-4540, S. 16-18
- Rudolph, K.-U. (2006): Decentralised Wastewater Stations. Vortrag auf dem „1st WE-DECO Technological Symposium“, 27.04.2006, Bielefeld, Veranstalter: WEDECO AG
- Rudolph, K.-U. (2006): Affordable Treatment and Disinfection Options for Agricultural Wastewater Reuse. Vortrag auf dem „21th Annual WateReuse Symposium“, Veranstalter: WateReuse Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 13.09.2006, Hollywood, USA
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2006): Future Potentials of Wastewater Pond Systems. Paper und Vortrag für die „7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds“, Asian Institute of Technology (AIT), 25.-27. Sept. 2006, Bangkok, Thailand
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T.; Soud, R. (2007): Decentralized Raw Sewage Utilisation for Irrigation of Green Areas in Arid Cities. Paper und Vortrag für die „6th IWA Specialist Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability“ (WRRS 2007), 09.-12.10.2007, Antwerpen, Belgien.
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2007): Wastewater ponds and subsequent UV disinfection - a lean cost option for agricultural wastewater reuse. Paper und Vortrag für die „6th Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability“ (WRRS 2007), 9.-12. Okt. 2007, Antwerpen, Belgien
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2007): Abwasserteichsysteme - Stand der Technologie und Anwendung. Vortrag auf dem Forum „Vietnam.-deutsche Forschungskooperation im Bereich Wasser- und Umwelttechnologie“, 19. Okt. 2007, Ho Chi Min City, Vietnam
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T.; Harbach, M. (2009): Economic criteria and parameters to evaluate wastewater pond systems. Paper und Vortrag für die „8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds“, 26. – 30. April 2009, Belo Horizonte, Brasilien
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2009): Advanced disinfection of wastewater ponds' effluent by UV irradiation. Paper und Vortrag für die „8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds“, 26. – 30. April 2009, Belo Horizonte, Brasilien

Zu den Publikationen sind dem BMBF-Projekträger jeweils Belegexemplare als Anlage zu den Zwischenberichten übermittelt worden.

Weitere Veröffentlichungen sind in Vorbereitung, u.a. ein Vortrag zu Mehrzweck-Teichanlagen in Neuseeland und zwei Dissertationen.

7 Zusammenfassung und Ausblick

7.1 Gestaltung, Bemessung und Betrieb von Abwasserteichen

Weltweit stellen Teiche zahlenmäßig eine der am weitesten verbreiteten Abwasserreinigungsverfahren dar. Dennoch ist in Deutschland die Forschung und Weiterentwicklung dieses Verfahrens in den letzten beiden Dekaden nahezu vollständig zum Erliegen gekommen. In verschiedenen anderen Ländern wurde dagegen die Teichtechnologie insbesondere in Kombination mit anderen Verfahren und Nutzenfunktionen fortgeschrieben.

Im Rahmen des vorliegenden Vorhabens wurde der aktuelle internationale Stand der Teichtechnologie erhoben und aufbereitet. Zusammenfassend sind unter Anderem folgende Ergebnisse für den Bereich der exportorientierten Abwasserteichtechnologie festzuhalten:

- Technische und ökonomische Einsatzgrenzen der Teichtechnologie im Hinblick auf grundsätzliche Auswahlkriterien (hier zu nennen z. B. teichspezifische Gegebenheiten in Bezug auf Flächenbedarf, Winterbetrieb, Kosten, Verdunstungsverluste) sowie im Hinblick auf Bewertungskriterien im Vergleich mit technisierten Verfahren (z. B. in Bezug auf Reinigungsleistung, Energieverbrauch, Emissionen) wurden herausgearbeitet. Es zeigt sich, dass für einen fairen Vergleich der Technologien auch spezifische nichtmonitäre Aspekte wie Robustheit, Bedienbarkeit und Freiflächenfunktion in Betracht gezogen werden müssen.
- Die Zusammenstellung und Strukturierung von internationalen Verfahrens-, Konstruktions-, Bemessungs-, und Betriebsansätzen zeigt deutliche Unterschiede zu deutschen Anlagen, insbesondere was Verfahrenskonzeption, Konstruktion und nachhaltigen Betrieb betrifft. Weltweit gibt es zahlreiche Weiterentwicklungen von Teich- und Kombinationsverfahren (z. B. Algenteiche, Industrieabwasserbehandlung, Biogasnutzung).
- Auf internationaler Ebene existiert kein einheitlicher Bemessungsansatz für Teichverfahren. Die empirisch auf deutschen Verhältnissen beruhenden Bemessungsgrundlagen gemäß DWA lassen sich nur sehr begrenzt auf das Ausland mit abweichender Abwasserzusammensetzung und insbesondere anderen klimatischen Bedingungen übertragen und führen bei hohen Temperaturen zu deutlichen Überdimensionierungen. Internationale Ansätze kalkulieren meist knapper, u. a. aufgrund der Berücksichtigung des Temperatureinflusses.

- Für die Modellierung und Simulation von Abwasserteiche stellen sich die zu modellierenden Prozesse als deutlich komplexer dar als z. B. beim Belebungsverfahren (wg. Schichtungen, Algen, Lichteinflüssen etc.). Bisher existieren nur wenige Ansätze zur dynamischen Teichmodellierung, insbesondere im Hinblick auf die Nährstoff- und Keimreduktion besteht weiterhin hoher Forschungsbedarf. Ein Problem besteht in der Erhebung von ausreichend detailliert und belastbaren Betriebsdaten für die Abwasserteich-Modellierung.
- Anders als in Deutschland spielt im internationalen Kontext, insbesondere wenn die Wasserwiederverwendung vor der Entsorgung steht, für die Auslegung von Teichanlagen auch der Abbau mikrobiologischer Belastungen (Bakterien, Viren, Helminthen etc.) eine wichtige Rolle. Expliziter Auslegungsparameter für dieses Behandlungsziel ist die Aufenthaltszeit in den Teichen, die im deutschen Regelwerk nur implizit in den empirischen Bemessungsansätzen berücksichtigt ist.
- Teiche bieten sich wegen der natürlichen Desinfektionswirkung und des vergleichsweise robusten Betriebs gerade für Entwicklungs- und Schwellenländern mit niedrigem Ausbildungsniveau und teilweiser wilder Wasserwiederverwendung in vielen Fällen als einzig sinnvolle Abwassertechnologie an.
- Die natürliche Desinfektion in Teichanlagen wird international beforscht, z. B. bezüglich mutmaßlicher Mechanismen (Sedimentation, solare Einstrahlung, pH-Wert-Erhöhung durch Algen etc.) sowie bezüglich Bemessung und Konstruktion von Teichen. Eigene Analysen von Proben aus neun deutschen Teichanlagen konnten in der Literatur beschriebene Keimreduktionen weitgehend verifizieren.
- Die Auslandsrecherchen vor Ort zeigten immer wieder, dass die Ursache von Betriebsproblemen und Geruchsbelastungen meist nicht in der Teichtechnologie an sich sondern vor allem in ungenügender Qualität des Betriebs lag: so lassen sich ein Großteil der Probleme durch verbesserte Betriebsführung und kleine technische Korrekturen beheben (Structural Maintenance). Beispielsweise fehlten mechanische Vorbehandlungen bei Eintrag von Schwimm- und Störstoffen ebenso wie eine geregelte Entkrautung und Entschlammung der Teiche. Gerade in Entwicklungs- und Schwellenländern stellen mangelhafter Betrieb und unzureichende Finanzierung die wesentlichen Engpassfaktoren für nachhaltig gute Reinigungsleistungen dar (was für technologisch anspruchsvollere Abwasserreinigungsverfahren teilweise in noch größerem Ausmaß gilt).
- Exportpotential besteht vor allem bei Zulieferung robuster mechanischer Vorbehandlung, ergänzender Komponenten wie Fernwirktechnik und Desinfektion sowie im Bereich Capacity-Building.

- Auf Grundlage von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen und wirtschaftlichen Vorteilen, die Abwasserteichtechnologien in Kombination mit anderen Verfahren, im Hinblick auf die natürliche Reduktion mikrobiologischer Belastung im Zusammenhang mit Wasserwiederverwendung sowie bei der Gewinnung von Biomaterial wie Algen und Wasserpflanzen (Stichwort „Biofuel“) bieten, wird ein neuer Aufschwung dieser Technologie vor allem in tropischen Ländern erwartet.

7.2 Nachgeschaltete UV-Desinfektion

Die Desinfektion von Abwasser hat die Aufgabe, Krankheitserreger durch Entfernung, Abtötung oder Inaktivierung soweit zu reduzieren, dass eine Gesundheitsgefährdung dem jeweiligen Anwendungsfall entsprechend nicht zu befürchten ist. Dies erfolgt in Teichanlagen bis zu einem gewissen Grad durch natürliche Prozesse, an denen im Wesentlichen Licht und Algen beteiligt sind. Aufgrund von saisonalen Schwankungen der Ablaufqualität kann eine nachgeschaltete Desinfektion notwendig sein, wenn besondere Anforderungen an die Ablaufqualität gestellt werden, z. B. bei Wasserwiederverwendung. Zusammenfassend wurden folgende Ergebnisse erarbeitet:

- Aufbauend auf den Anforderungen an Abwasser zur Wiederverwendung (z. B. in der Landwirtschaft) und einem Vergleich von Desinfektionsverfahren wurden die Vor- und Nachteile einer UV-Bestrahlung im Hinblick auf die Anwendung für Teichanlagen herausgestellt. Vorteilhaft wirken sich vor Allen die vergleichsweise einfache Handhabbarkeit und das Ausbleiben von Desinfektionsnebenprodukten aus.
- Vorbereitend und begleitend zu praktischen Versuchen zur Abwasserdesinfektion ist der Stand von Wissenschaft und Technik eingehend recherchiert worden, in Bezug auf grundlegende Fragen zur UV-Technik, z. B. Lampenarten, strahlungsphysikalische Grundlagen, photobiologische Wirkung, Einfluss Wasserqualität) und im speziellen auf die Anwendung in der Abwassertechnik.
- Die im Rahmen des Vorhabens durchgeführten Untersuchungen zur UV-Bestrahlung von Teichabläufen und anderem nicht vollständig vorgereinigtem Abwasser zeigen, dass entgegen der in Fachkreisen bisher weit verbreiteten Meinung eine bedarfsgerechte Teil-Desinfektion auch von nicht vollständig vorbehandeltem Abwasser wie Teichabläufen sehr wohl mit akzeptablem Energieeinsatz möglich ist. Es konnte nachgewiesen werden, dass die Keimbelastung auf Werte reduziert werden können, die eine Wiederverwendung für landwirtschaftlichen Einsatz gemäß einschlägiger Empfehlungen (z. B. WHO 2006) erlauben.

Durch die Zurückhaltung von Helmintheneiern in Teichen kann zudem die Effizienzlücke von UV-Anlagen im Bereich der Wurmeier geschlossen werden.

- Es besteht zum Thema UV-Desinfektion noch weiterer Forschungsbedarf insbesondere zur Quantifizierung des Algen-Einflusses auf die Desinfektionseffizienz.

7.3 Ausblick

Auch wenn Abwasserteichen in Deutschland derzeit eine nur untergeordnete Bedeutung zugebilligt werden kann, werden Teichsysteme in weiten Teilen der Erde auch in den nächsten Dekaden als robustes Abwasserbehandlungsverfahren eine wichtige Rolle übernehmen. Angesichts der vergleichsweise guten natürlichen Desinfektionswirkung von Teichanlagen gilt dies insbesondere vor dem Hintergrund einer wachsenden Bedeutung der geregelten Wasserwiederverwendung. Die Kombination mit anderen Verfahren, neue Erkenntnisse insbesondere im Bereich der Algenbiologie und vor allem der Einsatz von Abwasserteichen als Basistechnologie bei der Gewinnung von Biomasse und –gas werden zudem neue Anwendungsfelder in Ergänzung zu der originären Abwasserreinigungsfunktion erschließen.

Die Kombination der vergleichsweise einfach zu betreibenden Teichverfahren mit einer ebenfalls relativ einfach zu bedienenden UV-Bestrahlung des Ablaufes wird neue Möglichkeiten auch bei höheren Anforderungen an die mikrobiologische Ablaufqualität eröffnen.

Im Hinblick auf die Exportfähigkeit deutscher Technologieunternehmen zeigen sich vor allem im Bereich robuster und ausgereifter Behandlungskomponenten für die mechanische Vorbehandlung von Teichzuläufen und UV-Bestrahlungsanlagen sowie bei der intelligenten Erschließung zusätzlicher Nutzenpotentiale (z. B. Biomasse- und Biogasnutzung) erfolgversprechende Ansatzpunkte.

Die mittelfristige Erschließung weiterer Potentiale setzt weitere FuE-Aktivitäten voraus, für die sich bereits erfolgversprechende Ansatzpunkte z. B. im Bereich der Optimierung der Reinigungsfunktion von Teichen (z. B. Verbesserung der Hydraulik, Verständnis der Algen-Bakterien-Biozönose, gezielte Steigerung der Desinfektionswirkung, angepasste Nachbehandlung) und der schon genannten zusätzlichen Nutzungen (wie der Gewinnung von Biogas oder die Erzeugung von Biomasse in Form von Algen) abzeichnen.

Danksagung

Der Zuwendungsempfänger dankt dem Bundesministerium für Forschung und Entwicklung für die Zuwendungsmittel, ohne die das Verbundvorhaben und damit auch das vorliegende Teilprojekt A5 nicht hätte stattfinden können, sowie der WEDECO AG / ITT Water & Wastewater Herford AG für die zur Verfügung gestellten Laborkapazitäten und geduldige Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen.

Darüber hinaus bedanken sich die Autoren dieses Berichts bei allen Beteiligten und Projektpartnern, insbesondere auch beim BMBF-Projektträger in Karlsruhe, die zum Gelingen des Gesamtvorhabens in sehr konstruktiver Weise beigetragen haben.

Literatur und Quellen

Literatur

- Acher, A.J.; Fischer, E.; Manor, Y. (1994): Sunlight Disinfection of Domestic Effluent for Agricultural Use. *Water Res.*, 28 (5), S. 1153-1160
- ADB (2006): Planning Urban Sanitation and Wastewater Management Improvements, Model Terms of Reference. Appendix 3, Some Global case studies, E. Another Look At Urban Sanitation, Lessons Learned From 20 Research/Pilots In Africa (PS EAU- France), no. (ix). Asian Development Bank, May 2006
- Ante, A.; Braun, C.; Hasselbach, R.; Janke, H. D. (2007): Membranbelebung mit belüftetem Vorteich. *wwt-Special*, 7-8/2007, S. 17-23
- Arceivala, S. J. (1981): Wastewater treatment and disposal. Marcel Dekker, New York
- Arthur, J.P. (1983): Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries. World Bank Technical paper no. 7, Washington D.C.
- ATV, 1997: Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. ATV-Handbuch, 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn, Berlin, 1997
- Baudisova, D. and Mlejnska E. (2007): Reduction of Microbial Pollution by Waste Stabilisation Ponds in Small Villages (Czech Republic). Posterpräsentation auf der Konferenz "Advanced Sanitation", 12-13. März 2007, Aachen. Kurzfassung in Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA), Bd. 206, Hrsg.: Inst. für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, S. II-21
- Benemann, J. R. (2003): Biofixation of CO₂ and Greenhouse Gas Abatement with Microalgae – Technology Roadmap. Report No. 7010000926 prepared for the U.S. Department of Energy
- Bixio, D.; Wintgens, T. (2006): Water reuse system management manual. AQUAREC, EVK1-CT-2002-00130, May 2006, European Commission, Edited by Bixio, D. and Wintgens, T., European Communities Publishing Services, ISBN: 92-79-01934-1
- Brito, M.C.S.O.M.; Chernicharo, C.A.L.; von Sperling, M. (2000): Relação entre as temperaturas da água e do ar em uma lagoa de maturação na região Sudeste do Brasil. In: IX SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro – BA, 9 a 14 Abril 2000, Anais eletrônicos (zitiert bei von Sperling, 2007)
- Brownell, S.A.; Nelson, K.L. (2006): Inactivation of Single-celled *Ascaris suum* eggs by low-pressure UV radiation. *App. and Environm. Microbiology*, Vol. 72, No. 3, S. 2178-2184
- Calkins, J.; Buckles, J.D.; Moeller, J.R. (1976): The role of solar ultraviolet radiation in 'natural' water purification. *Photochemistry and Photobiology*, 24, S. 49-57
- Cavalcanti, P.F.F. (2003): Integrated application of the UASB reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions. Thesis at Wageningen University, The Netherlands, ISBN: 90-5808-819-9
- CETESB (1989); Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, S. 91 (zitiert bei von Sperling, 2007)
- Chrték, S.; Popp, W. (1991): UV disinfection of secondary effluents from sewage treatment plants. *Wat. Sci. Tech*, Vol. 24, S. 343-346

- Craggs, R.J. (2005): Advanced integrated wastewater ponds. In: Pond treatment technology. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 100-136
- Craggs, R.J.; Davies-Colley, R.J.; Tanner, C.C.; Sukias, J.P. (2003): Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. In: Waste Stabilisation Ponds: Pond Technology for the New Millennium, Shilton, A.N.; Craggs, R.J.; Walmsley, N. (eds.), Water Science and Technology, Vol. 48, No. 2, IWA Publishing, London, S. 259-267
- Cranfield University (2000): Urban Water Recycling Pack. Available from www.jiscmail.uk/files/WATER-RECY-CLING-UK/cranfieldwatrec.doc.
- Curtis, T.P.; Mara, D.D.; Silva, S.A. (1992): Influence of pH, Oxygen and Humic Substances on Ability of Sunlight to Damage Fecal-Coliforms in Waste Stabilisation Pond Water. *Applied and Environmental Microbiology*, 58, S. 1335-1343
- Crook, J. (1998): Water reclamation and Reuse Criteria, in: T. Asano (ed.), *Wastewater Reclamation and Reuse*, Chapter 7. Technomic Publishing Co., Ltd., Lancaster, USA
- Davies-Colley, R.J.; Donnison, A.M.; Speed, D.J.; Ross, C.M.; Nagels, J.W. (1999): Inactivation of faecal indicator micro organisms in waste stabilisation ponds: Interactions of environmental factors with sunlight. *Water Research*, 33, S. 1220-1230
- Davis-Colley, R.J.; Donnison, A.M.; Speed, D.J. (2000): Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. *Wat. Sci. Tech.*, 42, (10-11), S. 149-158
- Davies-Colley, R. (2005): Pond disinfection. In: Pond treatment technology. Ed.: Shilton, A. IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 100-136
- Decamp, O.; Warren, A. (1998): Bacterivory in ciliates isolated from constructed wetlands (reed beds) used for wastewater treatment. *Water Research*, 32, S. 1989-1996
- Dederichs, A. (2007): Teichkläranlagen ertüchtigen - Extreme Mischwasserzuläufe sind für CWSBR-Verfahren kein Problem. *WLB - Wasser, Luft und Boden*, Nr. 3-4/2005, S. 26-27
- Emerick R. W., Loge F., Thompson D., Darby J. L. (1999): Factors influencing ultraviolet disinfection performance, Part II: Association of coliform bacteria with wastewater particles. *Water Environ. Res.*, Vol. 71, No. 6, S.1178-1187
- EUWID (2009): Steriles Wasser mit Leuchtdioden – nun auch mit ultravioletter Abstrahlung. *Europäischer Wirtschaftsdienst (EUWID) Wasser und Abwasser*, Jg. 12, Nr. 29 vom 14.07.2009
- EUWID (2008): Laborunabhängige opto-sensorische Keimerkennung im Trinkwasser. *Europäischer Wirtschaftsdienst (EUWID) Wasser und Abwasser*, Jg. 11, Nr. 51 vom 16.12.2008
- Feachem, R.G.; Bradley, D.J.; Garelick, H.; Mara D.D. (1983): *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Published for the World Bank by John Wiley & Sons, New York
- Felberova, L. (2007): Performance of Waste Stabilisation Ponds during Frost Weather. Posterpräsentation auf der Konferenz "Advanced Sanitation", 12-13. März 2007, Aachen. Kurzfassung in *Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA)*, Bd. 206, Hrsg.: Inst. für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, S. II-7
- Frank J. L., Robert W. E., Tim R. G., Jeannie L. D. (2002): Association of coliform bacteria with wastewater particles: impact of operational parameters of the activated sludge process. *Water Research.*, Vol. 36, S. 41-48
- Fuhrmann, T.; Rudolph, K.-U. (2007): Wastewater ponds and subsequent UV disinfection - a lean cost option for agricultural wastewater reuse. *Proceedings of 6th IWA Specialist*

- Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability (WRRS), 9-12 October 2007, Antwerp, Belgium
- Fuhrmann, T. (2010): Potentiale von Abwasserteichsystemen im internationalen Kontext. Dissertation in Vorbereitung an der TU Darmstadt in Zusammenarbeit mit dem Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH, Veröffentlichung geplant für Ende 2010
- Gehring, T.; Silva, J. D.; Kehl, O.; Castilhos Jr., A. B.; Costa, R. H. R.; Uhlenhut, F.; Alex, J., Horn, H. and Wichern, M. (2010): Modelling waste stabilisation ponds with an extended version of ASM3, *Water Science and Technology*, 61 (3), S. 713-720
- Gelzhäuser, P. (1989): Keimreduktion im Abwasser durch UV-Bestrahlung. *KA Korrespondenz Abwasser*, 1, 1989, S. 68-75
- Grimason, A.M.; Smith, H.V.; Thitai, W.N.; Smith, P.G.; Jackson, M.H.; Girdwood, R.W.A. (1993): Occurrence and removal of *Cryptosporidium* spp. Oocysts and *Giardia* spp. Cysts in Kenyan waste stabilisation ponds. *Wat. Sci. Tech.*, 27 (3-4), S. 97-104
- Grimason, A. M.; Smith, H. V.; Young, G.; Thitai, W. N. (1996): Occurrence and removal of *Ascaris* sp. ova by waste stabilization ponds in Kenya. *Water Science Technology*, 33 (7), S. 75-82
- GTZ/PROAGUA (2001): Tratamiento de desagües por lagunas de estabilización - Manual de operación y mantenimiento. Betriebsleitfaden für Abwasserteiche, erstellt von T. Lampoglia, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH / Programa de Agua Potable y alcantarillado (PROAGUA), Peru, Chiclayo
- Haber, K. (2007): Vergleich von Bemessungsansätzen aerober Abwasserbehandlungsverfahren zur Anwendung in warmen bzw. tropischen Klimaregionen, Diplomarbeit, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungsabfallwirtschaft, RWTH Aachen, März 2007
- Hanzon, B.D. and Vigilia, R. (1999): UV Disinfection. *Wastewater Technology Showcase*, Vol. 2, No. 3, S. 24-28
- Harris, G.D.; Adams, D.; Sorensen, D.L.; Dupont R.R. (1987a): The influence of photoreactivation and water quality on ultraviolet disinfection of secondary municipal wastewater. *J.WPCF*, Vol. 59, S. 781-787
- Harris, G.D.; Adams, D.; Sorensen, D.L.; Curtis, M.S. (1987b): Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria. *Wat. Res.*, Vol. 21, S. 687-692
- Heaven, S.; Lock, A.C.; Pak, L.N.; Rspaev, M.K. (2003): Waste stabilisation ponds in extreme continental climates: a comparison of design methods from the USA, Canada, northern Europe and the former Soviet Union. In: *Water Science & Technology*, Vol. 48 No. 2, S. 25-33
- Hunter G., Wood P.; Kobylinski, E. (2003): Light management – Choosing the best controls for a UV disinfection system. In: *WE&T (Water Environment & Technology)*, Vol. 18, No. 2, February 2006, S. 53-56
- Johnson, M.; Mara, D.D. (2005): Aerated rock filters for enhanced nitrogen and faecal coliform removal from facultative waste stabilization pond effluents. *Water Science and Technology*, Vol. 51, No. 12, S. 99-102
- Jolis, D.; Curtis, L.; P. Pitt (2001): Particle Effects on Ultraviolet Disinfection of Coliform Bacteria in Recycled Water. *Water Environment Research*, 73 (2), S. 233-236
- Kawata, K.; Olivieri, V.P.; Kruse, C.W. (1980): Wastewater disinfection - toward a rational policy. *Journal WPCF*, 52, S. 416-420

- Kayser, R.; Boll, R.; Müller, H.E. (1987): Quantitative Untersuchungen zur Elimination von Salmonellen durch biologische Abwasserbehandlung. *Zbl. Bakt. Hyg.*, B. 184, S. 195-205
- Kuba, M. (1998): Erfahrungen beim Betrieb kleiner Kläranlagen. In: *KA-Betriebsinfo*, Jg. 28, Nr. 1
- Lazarova V. (2004): O and M of disinfection systems and quality control. Intl. Workshop on Implementation and Operation of Municipal Wastewater Reuse Plants, 11.-12. March 2004, Thessaloniki, Greece
- Lindenauer, K.G. und Darby, J.L. (1994): Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. *Water Research*, Vol. 28, No. 4, S. 805-817
- Manage, P.M.; Kawabata, Z.; Nakano, S.; Nishibe, Y. (2002): Effects of heterotrophic nanoflagellates on the loss of virus-like particles in pond water. *Ecolog. Res.*, 17, S. 473-479
- Mara, D.D. (1976): *Sewage Treatment in Hot Climates*, Department of Civil Engineering University of Dundee Scotland; JOHN WILEY & SONS, London, New York, Sydney, Toronto, 1976
- Mara, D.D. (2003): *domestic wastewater treatment in developing countries*, Earthscan, London, 2004
- Mara, D.D. (2005): Pond process design – a practical guide. In: *Pond treatment technology*. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 168-187
- Mara, D.D. (2006a): *Natural Wastewater Treatment, CIWEM Manual of Practice*, London: Chartered Institution of Water and Environmental Management (CIWEM), ISBN 1-870752-82-1
- Mara, D.D. (2006b): *Septic tanks, baffled fac. ponds and aerated rock filters - low-cost treatment system*, E-WATER, paper 2006/19
- Mara, D.D. and Silva, S.A. (1986): Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilization ponds. *Journal Tropical. Medicine Hygiene*, 98, S. 71-74
- Mara, D.D. and Pearson, H. (1998): *Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries*. Lagoon Technology International, Leeds, England
- Mara, D.; Pearson, H.; Oragui, J.; Arridge, H.; A Silva, S. (2001): *Development of a new approach to waste stabilization pond design*; Research Monograph No. 5, School of Civil Engineering, University of Leeds
- Marais, G. (1974): Faecal bacteria kinetics in stabilisation ponds; *J. Env. Eng. Div., ASCE*, 100 (EE1), S. 119 – 139
- Maynard, H.E.; Ouki, S.K.; Williams, S.C. (1999): Tertiary lagoons: A review of removal mechanisms and performance. *Water Research*, 33, S. 1-13
- Mechsner, K.; Fleischmann, T. (1990): *Ultraviolettdesinfektion des Wassers und bakterielle Wiederverkeimung*. Gas – Wasser – Abwasser, Nr. 6, 1990
- Mc Garry, M.; Pescod, M. (1970): *Stabilization pond design criteria for tropical Asia*, Second Int. Symposium for waste; Treatment Lagoons, Kansas, MO. U.S.A., 1970
- Metcalf & Eddy (2003): *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4th ed., International edition, McGraw-Hill, New York, ISBN 0-07112250-8
- Meyers, D.N. (2004): *Fecal Indicator Bacteria*. In: *U.S. Geological Survey (USGS), Techniques of Water-Resources Investigations (TRWI)*, Book 9, Chapter A7 (3rd ed.), Section 7.1, Nov. 2004, <http://pubs.water.usgs.gov/trwi9A7/>
- Middelbrooks, E. J.; Adams, V. D.; Bilby, S.; Shilton, A. (2005): Solid removal and other upgrading techniques. In: *Pond treatment technology*. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 218-249

- Moeller, J.R.; Calkins, J. (1980): Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52, S. 2442-2451
- Nelle, T. (1994): Abwasserdesinfektion mit UV-Licht und Ozon unter Einbeziehung der vorgeschalteten Reinigungsstufen. *Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement*, Bd. 11, Hrsg.: K.-U. Rudolph, Lehrstuhl für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke (jetzt: Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH)
- Nelson, K.L. (2000): Ultraviolet light disinfection of wastewater stabilization pond effluents. *Wat. Sci. Tech.*, Issue 42, No. 10-11, S. 165-170
- Nowak, J.; Heise, B (2007): Naturnahe Abwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen und Teichkläranlagen. *DWA-Kommentar zum DWA-Regelwerk*, Hrsg.: DWA, Hennef, Oktober 2007
- NZWWA (2005): *Oxidation Pond Guidelines 2005 Draft*, New Zealand Water and Wastes Association
- Oberg, C. (1995): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser mit UV-Licht und Ozon und ihre Nebenwirkungen. *Schriftenreihe Umwelttechnik und Umweltmanagement*, Bd. 13, Hrsg.: K.-U. Rudolph, Lehrstuhl für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke (jetzt: Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH)
- Ohgaki, S.; Ketratanakul, A.; Prasertsom, U. (1986): Effect of sunlight on coliphages in an oxidation pond. *Wat. Sci. Tech.*, 18 (10), S. 37-46
- Oswald, W.J. (1991): Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. *Water Science and Technology*, 24 (5), S. 1-7
- Oswald, W. J.; Green, F.B.; Lundquist, T.J. (1994): Performance of methane fermentation pits in advanced integrated wastewater pond systems. *Water Science and Technology*, 30 (12), S. 287-295
- Oufdou, K.; Mezrioui, N.; Oudra, B.; Loudiki, M.; Barakate, M.; Sbiyya, B. (2001): Bioactive compounds from *Pseudanabaena* species (Cyanobacteria). *Microbios*, 106, S. 21-29
- Pearson, H.W., Mara, D.D., Cawle, L.R., Arridge, H.M. and Silva, S.A. (1996): The performance of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loadings. *Water Science Technology* 33(7), S. 63-73
- Peterson, C., Mostafa, A.; Godin, J.: Saving the world – Carbon funds are designed to help reduce global emissions of greenhouse gases. *WE&T*, Dec. 2007, p. 47-53
- Pompepy, M.; Rudolph, K.-U. (1999): Comparative evaluation of UV, O₃ and PAA for waste water disinfection. In: *European Water Management*, Vol. 2, No. 3
- Popp (1978): Popp, W.: Der Einsatz von UV-Strahlung bei der Nachbehandlung von biologisch vorgereinigtem Abwasser; WEDECO Sonderdruck aus: *Münchener Beiträge*, Bd. 29, 1978
- Popp, W. (1978): Der Einsatz von UV-Strahlung bei der Nachbehandlung von biologisch vorgereinigtem Abwasser. *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei und Flußbiologie*, 29, S. 183-194
- Popp, W. (1991): Notwendigkeit und Grenzen der Abwasserdesinfektion im Rahmen weitergehender Abwassereinigung. *KA Korrespondenz Abwasser*, 2, 1991, S. 242-246
- Popp (2001): *GWA Gas Wasser Abwasser*, Ausgabe 02/2001, S. 43
- Popp, W. (2002): Hygienische Anforderungen an gereinigtes Abwasser zur Bewässerung. In: *Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA)*, Bd. 188, 35. Essener Tagung vom 20.-22.03.2002, Hrsg.: Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen

- Rose, P.D. (2002): Salinity, sanitation and sustainability, A study in environmental biotechnology and integrated wastewater beneficiation in South Africa, Volume 1: Overview. Salinity, sanitation and sustainability, Volume 1, WRC Report No: TT 187/02, Juli 2002
- Rott, U.; Schöler, A. (2001). Untersuchungen über den Einfluss von suspendierten Stoffen und deren Partikelgrößenverteilung auf die Desinfektionswirkung einer UV-Anlage (Investigations about the influence of the distribution of particle size on disinfection efficiency of UV systems). Final report 2001, BMBF granted project no. 02WA9742/1, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, University of Stuttgart, Germany
- RUB (2010): Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 2. Erstellt im Rahmen eines BMBF-geförderten Verbundvorhabens. Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum (RUB), Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik. ISBN: 3-9810255-5-5, 978-3-9810255-5-2
- Ruck, C.; Dederichs, A.; Brinke-Seiferth, S.; Sekoulov, I. (2002): Modifiziertes SBR-Verfahren zur Erweiterung bestehender Teichkläranlagen. WLB - Wasser, Luft und Boden, Nr. 5 / 2002, S. 34-38
- Rudolph, K.-U.; Nelle, T.; Oberg, C. (1992): Disinfection of wastewater by ultraviolet-irradiation and ozonation. In: Joint German-Israeli Workshop on Water Technology – Proceedings, Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT), Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, 15. - 16. September 1992, Kernforschungszentrum Karlsruhe
- Rudolph, K.-U.; Oberg, C.; Nelle, T. (1993): Stand der Technik bei der Desinfektion von Abwasser und Schwerpunkte der Forschung. GWF Wasser Abwasser, Heft 1/93, S. 1-9
- Rudolph, K.-U.; Böttcher, J.; Nelle, T. (1994a): Parameter für die Regelung einer UV-Anlage zur Desinfektion von Abwasser. In: gwf Wasser / Abwasser, Ausg. 135, Nr. 9
- Rudolph, K.-U.; Nelle, T.; Oberg, Ch. (1994b): Zur erforderlichen UV-Mindestdosis bei der Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. In: Korrespondenz Abwasser, Jg. 41, Nr. 12
- Rudolph, K.-U. (1999): Abwasserhygienisierung mittels UV und Ozon. In: Korrespondenz Abwasser, Jg. 46, Nr. 6
- Rudolph, K.-U.; Staffel, U. (1998): Leistungssteigerung von Abwasserteichen durch biologische Maßnahmen, Einsatz von adaptiertem Zooplankton (Improvement of the performance of wastewater ponds by biological means, Application of Zooplankton). In: awt, Abwassertechnik, Heft 2/1998, S. 47-51
- Rudolph, K.-U. (2005a): Enhancement of biological wastewater purification with lamella separation. AsianWater, Vol. 21, No. 2, March 2005, S. 16-18
- Rudolph, K.-U. (2005b): Länderstudien Russland, Südafrika und Vietnam. Beiträge zu: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 1: Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, April 2005, ISBN 3-9810255-0-4, S. 263-292, S. 293-336 und S. 389-417
- Rudolph, K.-U. (2006a): Decentralised Wastewater Stations. Vortrag auf dem 1st WEDECO Technological Symposium, 27.04.2006, Bielefeld, Veranstalter: WEDECO AG
- Rudolph, K.-U.; Lüchtenborg, P.; Michel, K. (2006b): Affordable Treatment and Disinfection Options for Agricultural Wastewater Reuse. Vortrag auf dem 21th Annual WateReuse Symposium, Veranstalter: WateReuse Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 13.09.2006, Hollywood, USA

- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T., Soud, R. (2007): Decentralized Raw Sewage Utilisation for Irrigation of Green Areas in Arid Cities. Proceedings zur 6th IWA Specialist Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability (WRRS), 9.-12. Oktober 2007, Antwerpen, Belgien
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T.; Harbach, M. (2009): Economic criteria and parameters to evaluate wastewater pond systems. Vortrag und Paper für 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 26.–30. April 2009, Belo Horizonte, Brasilien
- Rudolph, K.-U.; Fuhrmann, T.; (2010): Bemessung und Betrieb von Abwasserteichen. Beitrag zu: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Bd. 2: Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik. ISBN: 3-9810255-5-5, 978-3-9810255-5-2, S. 72-85
- Saqqar, M.M. und Pescod, M.B. (1991): Microbiological performance of multi stage stabilization ponds for effluent use in agriculture. *Water Science Technology*, 23 (7-8), S. 1517-1524
- Schöler, A. (2004): Untersuchungen zum Einfluss der suspendierten Stoffen auf die UV-Desinfektion von Kläranlagenabläufen (Studies into the influence of suspended solids on UV disinfection of sewage works effluents). In: *Korrespondenz Abwasser*, Jg. 51, Nr. 4, S. 382-389
- Shilton, A.; Harrison, J. (2003): Guidelines for the Hydraulic Design of Waste Stabilisation Ponds. Hrsg.: Massey University, Institute of Technology and Engineering, Palmerston North, New Zealand, ISBN 0-473-08735-9
- Shilton, A. (Hrsg.) (2005): Pond Treatment Technology. Integrated Environmental Technology Series, IWA Publishing, London, ISBN: 1-84339-020-5
- Shilton, A.N.; Mara, D.D. (2005): CFD modelling of baffles for optimizing tropical waste stabilization pond systems. *Water Science and Technology*, Vol. 51, No. 12, S. 103-106
- Shilton, A.N.; Mara, D.D.; Craggs, R.; Powell, N. (2008): Solar-powered aeration and disinfection, anaerobic co-digestion, biological CO₂ scrubbing and biofuel production: the energy and carbon management opportunities of waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, 58 (1), S. 253–258
- Shipin, O.; Meiring, P.; Rose, P. (1998): PETRO system: A low-tech approach to the removal of waste-water organics (incorporating effective removal of micro-algae by the trickling filter). *Water SA* (ISSN 0378-4738), Vol. 24, No. 4, October 1998, S. 347-354
- Shipin, O.; Meiring, P. (2002): Financial constraints in wastewater treatment: Is there a solution? Präsentation auf der IMESA Konferenz 2001 in Südafrika, Oktober 2001
- Shipin, O.; Meiring, P. (2005): Pond(s) integrated with trickling filter and activated sludge process. In: *Pond treatment technology*. Shilton, A. (Ed.), IWA Publishing, London, UK, ISBN: 1-84339-020-5, S. 100-136
- Silva, S.A., Oliveira, R. and Mara, D.D. (1996): Performance of waste stabilization ponds in Northeast Brazil. Leeds University, UK. 139
- Soud, R. (2010): UV Irradiation to Reduce Pathogenic Risks from Different Kinds of Wastewater for Safe Use in Irrigation Purposes. Dissertation in Vorbereitung an der Universität Witten/Herdecke. Veröffentlichung geplant für Ende 2010.
- Steven, W. H. (1980): Quantitative aspects of photoreactivation in *Escherichia coli* following exposure to ultraviolet light. Master of science special problem report, Department of Civil Engineering, University of Illinois, Urbana

- Stott, R.; Ayres, R.; Lee, D.; Mara, D. (1994): An experimental evaluation of potential risks to human health from parasitic nematodes in wastewater treated in stabilization ponds and used crop irrigation, Leeds, UK, University of Leeds, 1994, 73
- Thyen, E.; Mecke, P.; Pasch, J. (1993): Betriebserfahrungen mit der UV-Bestrahlung von biologisch gereinigtem Abwasser (Operational experiences with UV irradiation of biologically purified wastewater). In: *Wasser+Boden*, Nr. 5, 1993, S. 333-351
- Uhlmann, D.; Schwarz, S. (1980): Berechnung der biochemischen Abbauleistung bei der Teichbehandlung von häuslichem Abwasser, *Wasserwirtschaft Wassertechnik* 30 (1980) Nr. 8, S. 285-288
- UNEP (1999): Planning and management of lakes and reservoirs: An integrated approach to eutrophication. IETC Technical Publication Series No 11, International Environmental Technology Centre, United Nations Environmental Programme, Japan
- van der Steen, N.P. (2003): Wastewater Stabilisation Ponds. Lecture note, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands, Januar, 2003. http://www.training.gpa.unep.org/documents/wastewater_stabilisation_ponds_english.pdf
- von Sperling, M. (1999): Performance evaluation and mathematical modelling of coil-form die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds, *Wat. Res.*, Vol. 33, No. 6, S. 1435-1448
- von Sperling, M. (2007): Waste Stabilisation Ponds. Biological Wastewater Treatment Series, Vol. 3, IWA Publishing, London, 2007, ISBN: 1-84339-163-5
- von Sperling, M. und Chernicharo, C.A.L. (2005): Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. Vol. 1. Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Brazil. IWA Publishing, London
- U.S. EPA (1992): Ultraviolet Disinfection Technology Assessment, Report 832-R-92-00. Environmental Protection Agency, Chicago, USA
- U.S. EPA (1999): Wastewater Technology Fact Sheet, UV Disinfection. EPA 832-F-99-064, Sept. 1999, <http://www.epa.gov/owm/mtb/uv.pdf> (lastly accessed June 2010)
- U.S. EPA (2003): Ultraviolet Disinfection Guidance Manual. Draft June 2003, EPA 815-D-03-007, United States Environmental Protection Agency, Washington, USA
- U.S. EPA (2004): Guidelines for Water Reuse. EPA/625/R-04/108, Sept. 2004, Produced by Camp Dresser & McKee Inc. for U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), Washington, USA
- Watters, G.; Mangelson, K.; and George, R. (1973): The Hydraulics of Waste Stabilization Ponds. Research Report, Utah Water Research Laboratory, College of Engineering, Utah State University; Utah, USA
- Weaver, L.; Skinner, A.; Webber, J.; Davies-Colley, R. and Leonard, M. (2010): The "dark side" of virus removal by Waste Stabilisation Ponds. Presentation for the Water New Zealand's Annual Conference on 22 - 24 Sept. 2010 in Christchurch, Neuseeland
- Whitby, G. E.; Palmateer, G.; Cook, W. G.; Maarschalkerweerd, J.; Huber, D.; Flood, K. (1984): Ultraviolet Disinfection of Secondary Effluent. *Journal of. Water Pollut. Control Fed.*, Vol. 56, No. 7, July 1984, S. 844-850
- Witthauer, D.P. (1980): Biocoenosis and degradation in model wastewater treatment plants. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 9, S. 151-163
- WHO (1989): Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture, Technical Report Series 778, World Health Organisation (WHO), Geneva. Ersetzt durch WHO (2006)

- WHO (2006): Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Vol. 2: Wastewater use in agriculture. World Health Organization (WHO), Geneva, ISBN 92-4-154683-2
- Yanez, F. (1993): Lagunas de estabilización, Teoría, diseño y mantenimiento, ETPA, Cuenca, Ecuador (zitiert bei von Sperling, 2007)
- Yanez, F. (2000): Aspectos destacados en la tecnología de lagunas de estabilización, Seminario internacional, tratamiento de aguas servidas, organizado por la division de aguas servidas Diase Asociación internacional de ingeniería sanitaria y ambiental AIDIS. 30 Noviembre al 2 de Diciembre 2000, Porto Alegre, Brasilien (zitiert bei von Sperling, 2007)

Technisches Regelwerk und Normen (soweit im Text benannt)

- ATV-A 200 (1997): Grundsätze für die Abwasserentsorgung in ländlich strukturierten Gebieten, Arbeitsblatt, Ausgabe: Mai 1997, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef
- DWA-A 201 (2005): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen, Arbeitsblatt, Ausgabe: August 2005, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef
- ATV-M 205 (1998): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser, Merkblatt, Ausgabe: Juli 1998, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef
- DWA-A 276 (2006): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers, Arbeitsblatt, Ausgabe: März 2006, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef
- DIN EN 1085: 2007-05, Abwasserbehandlung – Wörterbuch, Dreisprachige Fassung, Ausgabe: Mai 2007, Bezug: Beuth Verlag, Berlin
- DIN 5031-10: 2000-03, Strahlungsphysik im optischen Bereich und Lichttechnik, Teil 10: Photobiologisch wirksame Strahlung, Ausgabe: März 2000, Bezug: Beuth Verlag, Berlin
- DIN 19650: 1999-02, Bewässerung, Hygienische Belange von Bewässerungswasser, Ausgabe: Febr. 1999, Bezug: Beuth Verlag, Berlin
- DIN 38411-6: 1991-06, Nachweis von Escherichia coli und coliformen Keimen (K 6), Ausgabe: Juni 1991, Beuth Verlag, Berlin
- DIN EN 1085: 1997-07, Abwasserbehandlung, Wörterbuch, Ausgabe: Juli 1997, Bezug: Beuth Verlag, Berlin
- DIN EN 12255-5: 1999-12, Kläranlagen, Teil 5: Abwasserbehandlung in Teichen, Deutsche Fassung EN 12255-5:1999, Ausgabe: Dez. 1999, Bezug: Beuth Verlag, Berlin
- DIN EN 12255-14: 2004-03, Kläranlagen, Teil 14: Desinfektion, Deutsche Fassung EN 12255-14:2003, Ausgabe: März 2004, Bezug: Beuth Verlag, Berlin
- DVGW W 290 (2005): Trinkwasserdesinfektion - Einsatz- und Anforderungskriterien, Arbeitsblatt Ausgabe: Februar 2005, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), Bonn

DVGW W 294 (1997): UV-Desinfektionsanlagen für die Trinkwasserversorgung - Anforderungen und Prüfung, Arbeitsblatt, Ausgabe: Oktober 1997 (ersetzt durch neuere Ausgabe vom Juni 2006), Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), Bonn

DVGW W 294 (2006): UV-Geräte zur Desinfektion in der Wasserversorgung, Teil 1 – 3, Arbeitsblatt, Ausgabe: Juni 2006, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), Bonn

VDMA 24651 (2001): Verfahren zur Wasserwiederverwendung - Auswahlkriterien, Einsatzbereiche. VDMA-Einheitsblatt, Entwurf Mai 2010, Verband Deutscher Maschinen- und Anlagenbau e.V., Frankfurt a.M. Bezug: Beuth Verlag, Berlin

Rechtsnormen (soweit im Text benannt)

AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer - Abwasserverordnung – AbwV, vom 17.06.2004

Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG

TrinkwV (1990): Verordnung über Trinkwasser und über Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 5. Dezember 1990, BGB 1990, S. 2612. Seit 01. Januar 2003 ersetzt durch TrinkwV 2001

TrinkwV (2001): Verordnung von Wasser für menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001) vom 21. Mai 2001

Bemessungs- und Betriebs- parameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen

Anlagenband

Karl-Ulrich Rudolph und Tim Fuhrmann

**Institut für Umwelttechnik und Management
an der Universität Witten/Herdecke gGmbH**

Inhaltsverzeichnis Anlagenband

- 1 Erläuterungen von Begriffen zur UV-Bestrahlung
 - 1.1 Absorption
 - 1.2 Aktinometrie
 - 1.3 Bestrahlung / Bestrahlungsdosis
 - 1.4 Bestrahlungsstärke (Intensität)
 - 1.5 Inaktivierung
 - 1.6 Spektraler Schwächungskoeffizient $SSK(\lambda)$
 - 1.7 Spektraler (Rein)Transmissionsgrad $T(\lambda)$
 - 1.8 Trübung
 - 1.9 UV-Transmission (UV-Durchlässigkeit)
- 2 Angaben zur Versuchsdurchführung zur Desinfektion von Abwasser mittels UV-Bestrahlung
 - 2.1 Versuchsanlage
 - 2.2 Aktinometrie
 - 2.3 Ablauf Bestrahlungstests
 - 2.4 Mikrobiologische Untersuchungen
- 3 Ergebnisdaten zu den UV-Bestrahlungsversuchen
 - 3.1 Ergebnisse der UV-Bestrahlungsversuche von Rohabwasser
Abwasser nach verschiedenen Sedimentationsdauern
 - 3.2 Ergebnisse der UV-Bestrahlungsversuche mit Abwasser aus
verschiedenen Stufen von Abwasserteichanlagen
 - 3.3 Ergebnisse der UV-Bestrahlungsversuche mit Abwasser aus
Kläranlagenstufen
- 4 Angaben zu den für die UV-Bestrahlungsversuche beprobten
Abwasserteichanlagen
 - 4.1 Übersicht
 - 4.2 KA Brilon-Esshof
 - 4.3 KA Brilon-Rixen

- 4.4 KA Greven-Schmedehausen
- 4.5 KA Hamm-Wambeln
- 4.6 KA Lichtenau Kleinenberg
- 4.7 KA Lienen-Höster Mark
- 4.8 KA Olpe-Altenkleusheim
- 4.9 KA Olpe-Oberveischede
- 4.10 KA Ostercappeln-Hitzhausen
- 5 Daten zu UV-Sensitivität und Mindestbestrahlungen für relevante Mikroorganismen
- 6 Dokumente zu Auslandsreisen
 - 6.1 Einleitung
 - 6.2 Australien
 - 6.3 Brasilien
 - 6.4 Neuseeland
 - 6.5 Peru
 - 6.6 Russland
 - 6.7 Vietnam

Hinweis: Im vorliegenden Anlagenband wurden in Anlage 6 alle Angaben zu konkreten Teichanlagen entfernt, da diese von den Anlagenbetreibern teilweise nur für projektinternen Gebrauch zur Verfügung gestellt wurden. Auf Anfrage kann eine Weitergabe einzelner Daten geprüft werden.

Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen

Anlage 1: Erläuterungen von Begriffen zur UV-Bestrahlung

1 Erläuterungen von Begriffen zur UV-Bestrahlung

Die Ausführungen basieren u. a. auf Definitionen und Erläuterungen aus DVGW W 294-1 (2006) und DVGW W 294-3 (2006), Metcalf & Eddy (2003) und U.S. EPA (2003)

1.1 Absorption

Spektrales dekadisches Absorptionsmaß $A(\lambda)$ = dekadische Extinktion

Das Absorptionsmaß (engl. Absorbance oder Absorption) ist das Maß für den Verlust an Strahlungsenergie beim Durchstrahlen von Materie (siehe Transmissionsgrad). Die physikalische Größe ist das von der Wellenlänge λ und von der Dicke der durchstrahlten Schicht abhängige spektrale dekadische Absorptionsmaß $A(\lambda)$ nach folgender Gleichung (DIN 1349, DIN 5036-1):

$$A(\lambda) = \lg T(\lambda)$$

wobei $T(\lambda)$ der spektrale Reintransmissionsgrad ist.

A_{254} ist das Absorptionsmaß (zur Basis 10) bei 254 nm

Nach U.S. EPA (2003), A.1.2.1: Absorption is the transformation of light to other forms of energy as it passes through a substance. UV absorbance is the water quality parameter that measures the extent to which the intensity of UV light is reduced as it passes through water. The impact of absorption on the intensity light as it travels through a substance is calculated as follows (U.S. EPA, 2003, Equation A.2):

$$\frac{I_2}{I_1} = 10^{-\sum \epsilon_i c_i d} = 10^{-a_{10} d} = 10^{-A_{254}} = e^{-\alpha_e d} \quad (\text{Gleichung 1})$$

- mit:
- I_1 = Light intensity incident on a cell (in mW/cm²)
 - I_2 = Light intensity passing through a distance d in the cell containing a solution with various absorbing components (in mW/cm²)
 - d = Distance travelled by light through the cell (in cm)
 - ϵ_i = Molar absorption coefficient of component i (in l/mol/cm)
 - c_i = Concentration of component i (in mol/l)
 - a_{10} = Decadic (base 10) absorption coefficient, (in cm⁻¹)
 - A_{254} = Decadic (base 10) absorbance (unitless)
 - α_e = Napierian (base e) absorption coefficient (in cm⁻¹)

Absorbiertes UV-Licht steht nicht mehr für Desinfektion zur Verfügung. Die Absorption nimmt mit kleineren Wellenlängen zu (W 294-1, 3.25). Wasserinhaltsstoffe können UV-Licht stärker absorbieren als sichtbares Licht, weshalb eine Abschätzung mittels Augenschein schwierig ist.

Spektraler Absorptionskoeffizient $a(\lambda)$, SAK(λ)

Verhältnis des spektralen dekadischen Absorptionsmaßes $A(\lambda)$ zur Weglänge l des von der Strahlung der Wellenlänge λ zurückgelegten Weges in einem nicht streuendem Medium (DIN 1349, DIN 5036-1):

$$SAK(\lambda) = a(\lambda) = \frac{A(\lambda)}{l} \quad \text{in m}^{-1}$$

Anmerkung: Für die UV-Desinfektion ist der spektrale Absorptionskoeffizient des Wassers bei 254 nm (SAK-254) (siehe DIN 38404-3) von Bedeutung.

In der Literatur werden auch folgende Bezeichnungen angewendet:

- a = „Absorption coefficient“ (zur Basis 10) der Suspension in cm^{-1} nach U.S. EPA, 2003
- a.u. = „Absorbance units“ in cm^{-1} nach Metcalf & Eddy, 2003
- k = „Absorbance coefficient“ = $\ln(10) \times (\text{a.u./cm}) = 2.303 \times (\text{a.u./cm})$ nach Metcalf & Eddy, 2003

Typische Werte für den Absorptionskoeffizienten geben Metcalf & Eddy, 2003 wie folgt an:

Primary effluent:	0,55 - 0,30 cm^{-1}
Secondary effluent:	0,35 - 0,15 cm^{-1}
Nitrified secondary effluent:	0,25 - 0,10 cm^{-1}
Filtered secondary effluent:	0,25 - 0,10 cm^{-1}
Micofiltered secondary effluent:	0,10 - 0,04 cm^{-1}
Reverse osmosis effluent:	0,05 - 0,01 cm^{-1}

1.2 Aktinometrie

Methode zur photochemischen Bestimmung der Bestrahlung bzw. der Bestrahlungsstärke. Ein zur Bestimmung der mikrobiziden Bestrahlungsstärke (240 - 290 nm) geeignetes – und auch im Rahmen des vorliegenden Vorhabens benutztes – Aktinometer beruht auf der Photohydratation von Uridin.

Der Photoabbau von Uridin, dessen Absorptionsmaximum bei 262 nm liegt, ermöglicht eine einfache und genaue aktinometrische Bestimmung der Bestrahlungsstärke von mikrobizider UV-Strahlung im Spektralbereich von 240 bis 290 nm. Das als Reaktionsprodukt gebildete Uridinhydrat absorbiert in diesem Spektralbereich nicht.

1.3 Bestrahlung / Bestrahlungsdosis

Die UV-Bestrahlungsdosis ist ein Maß für die pro Flächeneinheit einwirkende Energiemenge. Sie ergibt sich aus dem Produkt der durchschnittlich applizierten Bestrahlungsstärke (Intensität) und der Bestrahlungsdauer:

$$D = I \cdot t \quad (\text{Gleichung 2})$$

mit: D = Bestrahlungsdosis (J/m^2)
 I = Bestrahlungsstärke (W/m^2)
 t = Bestrahlungsdauer (s)

Bei nicht konstanter Bestrahlungsstärke ergibt sich die Dosis aus dem Integral über die Bestrahlungsstärke während der Bestrahlungsdauer:

$$D = \int_0^t I(t) dt \quad (\text{Gleichung 3})$$

Die UV-Dosis wird in J/m^2 , mJ/cm^2 oder mWs/cm^2 angegeben ($10 \text{ J}/\text{m}^2 = 1 \text{ mJ}/\text{cm}^2 = 1 \text{ mWs}/\text{cm}^2$), wobei in Europa meist die Einheit J/m^2 und in Nord-Amerika meist mJ/cm^2 verwendet werden.

Nach DIN 5031 (1982) ist der Begriff „Bestrahlungsdosis“ für den Bereich der Strahlungsphysik durch „Bestrahlung“ ersetzt worden; da der Begriff der „Dosis“ jedoch im Bereich der Desinfektion weitreichend etabliert ist, wird er auch in diesem Bericht weiterhin benutzt.

1.4 Bestrahlungsstärke (Intensität)

Quotient aus der auf eine Fläche auftreffenden Strahlungsleistung und dieser Fläche. Die Bestrahlungsstärke in W/m^2 oder mW/cm^2 angegeben.

Für die Ermittlung der auf die Mikroorganismen einwirkenden Bestrahlungsstärke sind die Absorption bzw. Transmission des Abwassers zu berücksichtigen. Die über eine bestimmte Schichtdicke gemittelte Bestrahlungsstärke I_{avg} ergibt sich wie folgt:

$$I_{\text{avg}} = I_0 \cdot \frac{(1 - 10^{-ad})}{ad \cdot \ln(10)} \quad (\text{Gleichung 4})$$

mit: I_{avg} = mittlere Bestrahlungsstärke in der Suspension (in mW/cm^2)
 I_0 = Bestrahlungsstärke an der Suspensionsoberfläche (in mW/cm^2)
 d = Dicke der Suspensionsschicht (in cm)
 a_{10} = Absorptionskoeffizient (zur Basis 10) der Suspension (in cm^{-1})

Eine andere gebräuchliche Darstellung ergibt sich durch Umformung (Metcalf & Eddy, 2003):

$$I_{\text{avg}} = I_0 \cdot \frac{(1 - e^{-kd})}{kd} \quad (\text{Gleichung 5})$$

mit: k = „Absorbance coefficient“ mit $k = \ln(10) \cdot a = 2,303 \cdot a$ (Metcalf & Eddy, 2003)

Insbesondere bei sehr trübem Wasser wirken sich die hohen Absorptionswerte deutlich auf die Bestrahlungsstärke aus. Beispielsweise führt ein Absorptionskoeffizient von 0,5/cm (Ablauf Primärstufe) bei einer Schichtdicke von 1 cm zu einer Reduktion der mittleren Intensität auf 60 %.

1.5 Inaktivierung

Das Ergebnis der Inaktivierung der Mikroorganismen berechnet sich aus dem Verhältnis der koloniebildenden Einheiten vor und nach der UV-Bestrahlung (Überlebensrate N/N_0) und wird durch den Reduktionsfaktor ausgedrückt (DVGW W 294):

$$\text{RF} = \lg\left(\frac{N}{N_0}\right) \quad (\text{Gleichung 6})$$

mit: RF = Reduktionsfaktor (einheitenlos)

N_0 = Ausgangskoloniezahl

N = Koloniezahl nach der UV-Bestrahlung

Um positive Log-Werte zu erhalten wird der Reduktionsfaktor in der Literatur teilweise auch durch den Kehrwert der Überlebensrate berechnet ($\lg(N_0/N)$) (z. B. U.S. EPA, 2003). In Bild A1.1 sind beispielhaft Inaktivierungskurven angegeben.

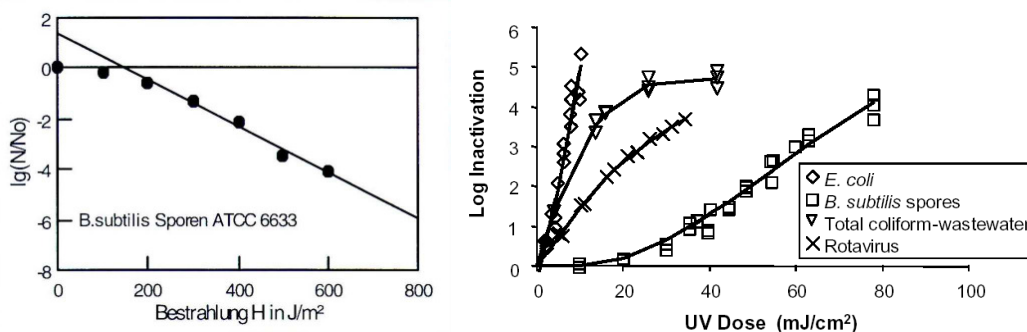


Bild A1.1: Beispiele für Inaktivierungskurven (UV Dose-Response Curves) (links: U.S. EPA, 2003, Fig. 2-8 bzw. A.10, adapted from Chang et al., 1985; rechts: DVGW W 294, Bild C.1)

Erläuterung zu Bild A1.1 rechts nach U.S. EPA (2003): The Figure presents examples of UV dose-response curves. In general, the UV dose-response of disperse microorganisms follows first order inactivation (*E. coli* curve). However, some microorganisms are slower to respond, producing a shoulder at low UV doses followed by near-linear inactivation (*B. subtilis* curve).

UV dose-response is generally independent of how the germicidal UV light is produced (i. e., low-pressure or medium-pressure UV light), UV absorbance, temperature, and pH.

Die Keimreduktion wird üblicherweise in Log-Stufen angegeben:

Reduzierung um 1 Log-Stufe = 90 % Keimreduktion

Reduzierung um 2 Log-Stufe = 99 % Keimreduktion

Reduzierung um 3 Log-Stufe = 99,9 % Keimreduktion

Reduzierung um 4 Log-Stufe = 99,99 % Keimreduktion

1.6 Spektraler Schwächungskoeffizient SSK(λ)

Summe aus spektralem Absorptionskoeffizient $a(\lambda)$ und spektralem Streukoeffizient $s(\lambda)$ (vgl. DIN 1349):

$$\text{SSK}(\lambda) = \mu(\lambda) = a(\lambda) + s(\lambda) \text{ in } \text{m}^{-1}$$

Anmerkung: Der SSK-254 ist der für die UV-Desinfektion relevante Parameter zur Beschreibung der Wasserbeschaffenheit. Er wird wie der SAK-254 nach DIN 38404-3 bestimmt, jedoch ohne Filtration des Wassers. Die Messung erfolgt in Quarzküvetten von mindestens 40 mm Schichtdicke bei 254 nm in einem Spektralphotometer.

Absorption und Streuung sind abhängig von der Wellenlänge λ der Strahlung, sie nehmen mit kleineren Wellenlängen zu.

1.7 Spektraler (Rein)Transmissionsgrad T(λ)

Quotient aus spektraler Strahlungsleistung Φ austretender Strahlung Φ_o und spektraler Strahlungsleistung eingetretener Strahlung bei senkrechtem Durchdringen einer Schicht der Dicke d eines optisch klaren Mediums (DIN 5036-1)

$$T(\lambda) = \frac{\phi_{\lambda}(\lambda)}{\phi_{\lambda,0}(\lambda)}$$

Die Umrechnung des spektralen Reintransmissionsgrades $T_1(\lambda)$ bei Schichtdicke d_1 auf $T_2(\lambda)$ bei Schichtdicke d_2 erfolgt nach

$$T_2 = T_1(\lambda)^{\frac{d_2}{d_1}}$$

Die Berechnung des spektralen Reintransmissionsgrades aus dem spektralen Absorptionskoeffizienten SAK(λ) (in m^{-1}) und der Schichtdicke d (in m) erfolgt nach

$$T_d(\lambda) = 10^{-\text{SAK}(\lambda) \cdot d}$$

1.8 Trübung

Verringerung der Durchsichtigkeit von Wasser, verursacht durch feindisperse, suspendierte Stoffe. Die Bestimmung der Trübung erfolgt gemäß DIN EN 27027 bei einer Wellenlänge von 860 nm. Für die UV-Desinfektion entscheidend ist die Strahlungsminderung der Trübstoffe im Bereich von 240 – 290 nm. Diese wird bei der Messung des spektralen Schwächungskoeffizienten (SSK-254) erfasst.

1.9 UV-Transmission (UV-Durchlässigkeit)

Die UV-Transmission T oder UVT (engl. UV Transmittance) ist ein noch häufig verwendetes, in Prozent angegebenes Maß für den spektralen Transmissionsgrad bezogen auf die Wellenlänge von 254 nm bei bestimmten Schichtdicken, meist 1 cm.

Nach U.S. EPA (2003), A.1.2.5: The term UV transmittance (UVT) has also been used extensively in the literature when describing the behavior of UV light. UVT is the percentage of light passing through a water sample over a specified distance and is related to UV absorbance by Equation A.5 (U.S. EPA, 2003, Equation A.5):

$$UVT = 10^{-A_{254}} \cdot 100 \quad (\text{Gleichung 7})$$

mit: UVT = Transmittance of the suspension at specified wavelength (e.g. 254 nm) and pathlength (e.g. 1 cm) (in %)

A_{254} = Decadic (base 10) absorbance at 254 nm (unitless)

Bei vorgegebener Transmission ergibt sich die Absorption entsprechend zu:

$$A_{254} = \lg\left(\frac{100}{UVT}\right) \quad (\text{Gleichung 8})$$

Extremwert bei vollkommen transparentem Medium: $A = 0$ und $T = 100\%$.

Anmerkung: Die Schichtdicke hat einen exponentiellen Einfluss auf den Wert der UV-Durchlässigkeit, weshalb auf die bezogene Schichtdicke zu achten ist, um Fehleinschätzungen zu vermeiden. Der Parameter sollte vermieden werden, da er sonst in der Wasseranalytik nicht verwendet wird. Dort ist der spektrale Absorptionskoeffizient SAK-254 bzw. der spektrale Schwächungskoeffizient SSK-254 eingeführt. Eine Liste zum Vergleich des SSK mit der UV-Durchlässigkeit bei verschiedenen Schichtdicken befindet sich in DVGW W 294-1, Anhang A.

**Bemessungs- und Betriebsparameter für
Abwasserteiche und nachgeschaltete
Desinfektionsanlagen**

**Anlage 2:
Angaben zur Versuchsdurchführung
zur Desinfektion von Abwasser
mittels UV-Bestrahlung**

2 Angaben zur Versuchsdurchführung zur Desinfektion von Abwasser mittels UV-Bestrahlung

2.1 Versuchsanlage

- Laborbestrahlungsanlage (Collimated Beam Device) der Fa. WEDECO AG Water Technology
- Lampentyp: 4 x NLR 2036 (Hg-Niederdruck-Rundstrahler)

2.2 Aktinometrie

Vor einer Versuchsreihe mit der Laborbestrahlungsanlage (Collimated Beam Device) ist die Ausgangsbestrahlungsstärke (Intensität) mittels Aktinometrie zu bestimmen. Das Vorgehen ist im Anhang A des DVGW-Arbeitsblattes W 294, Ausgabe Oktober 1997, beschrieben (Hinweis: das Arbeitsblatt ist 2006 durch die überarbeitete Arbeitsblattreihe 294 ersetzt worden, in der der Anhang entfallen ist).

2.3 Ablauf Bestrahlungstests

1) Bestimmung der Absorption (Extinktion)

Messung des Absorptionskoeffizienten bzw. der UV-Transmission der Wasserprobe mit einem Spektralphotometer für die Wellenlänge $\lambda = 254 \text{ nm}$.

Der Absorptionskoeffizient wird aus der jeweils gemessenen Transmission für 254 nm und einer Schichtdicke $d = 1 \text{ cm}$ abgeleitet:

$$\text{UVT} = 10^{-A_{254}} \cdot 100 = 10^{-a \cdot d} \cdot 100 = 10^{-a \cdot 1 \text{cm}} \cdot 100 \Rightarrow a = \lg\left(\frac{100}{\text{UVT}}\right) \text{cm}^{-1}$$

mit: UVT = Transmittance of the suspension at wavelength of 254 nm
and path length of 1 cm (in %)

A_{254} = Absorbance (base 10) at 254 nm (unitless)

a = Absorption coefficient (Base 10) of the suspension at 254 nm (in cm^{-1})

d = Distance travelled by light through the cell (in cm)

(Hinweis: Die Bezeichnungen sind je nach Quelle unterschiedlich. Nach Umformung kann man aber schnell feststellen, dass die Ansätze identisch sind. Z.B. entspricht der Term $(1 - 10^{-ad}) / (a d \ln(10))$ im EPA-Guidance-Manual exakt $(1 - e^{-kd}) / (k d)$ bei Metcalf&Eddy mit $k = 2.303 \times (\text{a.u./cm})$, was wiederum $k = \ln(10) \times (\text{a.u./cm})$ entspricht.)

2) Festlegung der gewünschten Bestrahlung(sdosis)

Die zu applizierenden Bestrahlungen (Dosen) sind in Abhängigkeit der Abwasserqualität und dem gewünschten Inaktivierungsgrad vor den Versuchsreihen anhand vorheriger Versuchserfahrungen oder Literaturwerte festzulegen (für den Anfang kann man testweise Werte zwischen 50 und 1.000 J/m² ansetzen).

3) Bestimmung der Bestrahlungsdauer

Die Bestrahlungsdauer lässt sich aus der Formel für die Berechnung der Bestrahlung (Dosis) nach UV Disinfection Guidance Manual, Draft 2003, U.S. EPA, S. E-4, Gleichung E.1 ermitteln (Hinweis: der im Manual angegebene Term 10^{ad} hat sich als falsch ergeben und wurde durch 10^{-ad} ersetzt):

$$D = E_s \cdot P_f \cdot (1 - R) \cdot \frac{L}{(d + L)} \cdot \frac{(1 - 10^{-a \cdot d})}{a \cdot d \cdot \ln(10)} \cdot t$$

- mit:
- D = UV dose (in mJ/cm²)
 - E_s = UV irradiance at the center of the suspension's surface in (mW/cm²)
 - P_f = Petri Factor
 - R = Reflectance at the air-water interface at 254 nm
 - L = Distance from lamp centerline to suspension surface (in cm)
 - d = Depth of the suspension (in cm)
 - a = UV absorption coefficient (Base 10) of the suspension at 254 nm (in cm⁻¹)
 - t = Exposure time (in s)

Für P_f und R werden die Standardwerte laut EPA-Manual angesetzt.

4) Bestrahlung der Probe

Die Proben werden jeweils in Petrischalen mit den ermittelten Bestrahlungsdauern bestrahlt.

2.4 Mikrobiologische Untersuchungen

Nach der Bestrahlung sind die Wasserproben vor weiteren UV-Immissionen zu schützen und bis zur mikrobiologischen Untersuchung kühl zu lagern.

Die Durchführung der mikrobiologischen Untersuchungen erfolgte durch:

- Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit, Universitätsklinikum Bonn
- HBICON GmbH, Bielefeld

Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen

Anlage 3: Ergebnisdaten zu den UV-Bestrahlungsversuchen

3 Ergebnisdaten zu den UV-Bestrahlungsversuchen

Siehe nachfolgende Seiten.

3.1 Ergebnisse der UV-Bestrahlungsversuche von Rohabwasser Abwasser nach verschiedenen Sedimentationsdauern

Auf den Folgeseiten finden sich die Einzelergebnisse und eine tabellarische Zusammenstellung der Gesamtmessdaten für die UV-Bestrahlungsversuche.

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 14.06.2007
Abwasserquelle: KA Bielefeld Brake, Zulauf nach Rechen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Überstand nach 0 Min. Sedimentation

Transmission [%]	3,26
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,487

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,387	0	3,50E+06	0,000	5,00E+03	0,000
I-1	150	0,558	12	0,387	104	1,10E+05	-1,503	3,60E+03	-0,143
I-2	150	0,558	58	0,387	503	1,60E+03	-3,340	9,00E+02	-0,745
I-3	150	0,558	173	0,387	1501	1,00E+03	-3,544	2,90E+02	-1,237

II - Überstand nach 30 Min. Sedimentation

Transmission [%]	3,27
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,486

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,387	0	2,00E+05	0,000	3,80E+03	0,000
II-1	150	0,558	12	0,387	104	3,40E+03	-1,770	3,00E+02	-1,103
II-2	150	0,558	35	0,387	304	7,00E+02	-2,456	1,30E+02	-1,466
II-3	150	0,558	138	0,387	1198	1,00E+04	-1,301	2,20E+03	-0,237

III - Überstand nach 60 Min. Sedimentation

Transmission [%]	3,62
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,441

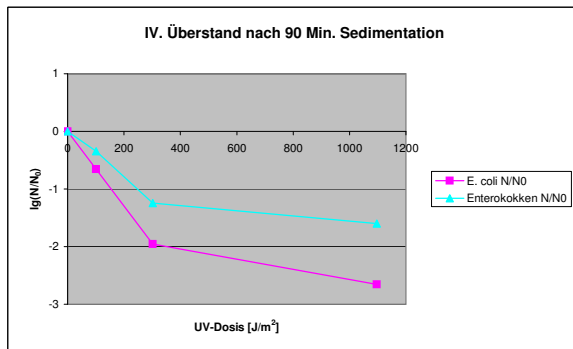
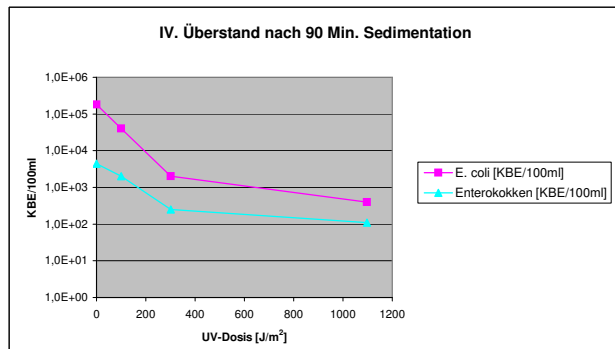
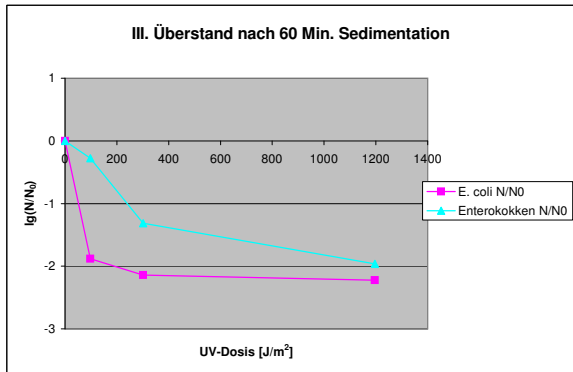
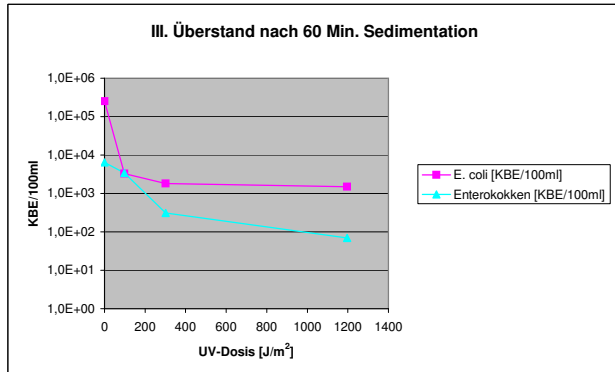
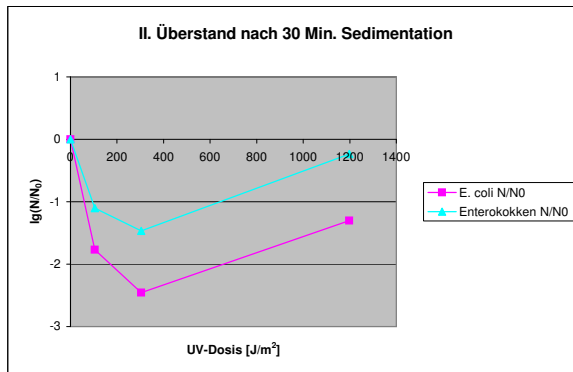
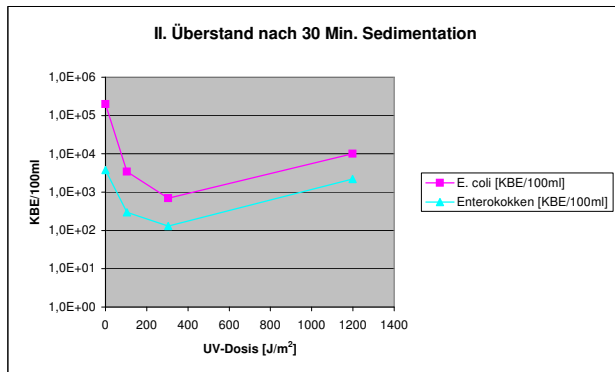
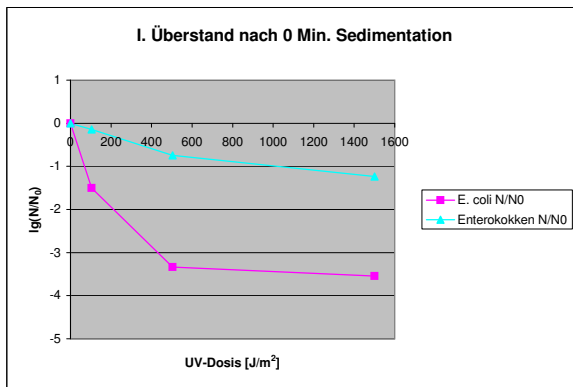
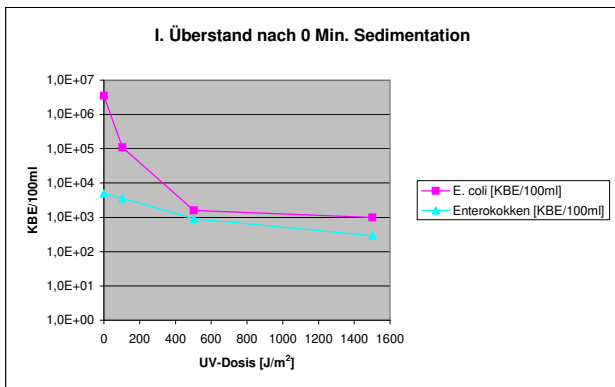
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,395	0	2,50E+05	0,000	6,40E+03	0,000
III-1	150	0,558	11	0,395	97	3,30E+03	-1,879	3,40E+03	-0,275
III-2	150	0,558	34	0,395	301	1,80E+03	-2,143	3,10E+02	-1,315
III-3	150	0,558	135	0,395	1196	1,50E+03	-2,222	7,00E+01	-1,961

IV - Überstand nach 90 Min. Sedimentation

Transmission [%]	4,25
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,372

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,408	0	1,80E+05	0,000	4,40E+03	0,000
IV-1	150	0,558	11	0,408	101	4,00E+04	-0,653	2,00E+03	-0,342
IV-2	150	0,558	33	0,408	302	2,00E+03	-1,954	2,50E+02	-1,246
IV-3	150	0,558	120	0,408	1097	4,00E+02	-2,653	1,10E+02	-1,602

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 14.06.2007
Abwasserquelle: KA Bielefeld Brake



Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 26.06.2007
Abwasserquelle: KA Bielefeld Brake, Rohabwasser nach Rechen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Überstand nach 0 Min. Sedimentation

Transmission [%]	6,46
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,19

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,445	0	1,50E+06	0,000	2,00E+04	0,000
I-1	150	0,558	10	0,445	100	1,20E+05	-1,097	1,80E+04	-0,046
I-2	150	0,558	50	0,445	498	2,40E+04	-1,796	1,50E+03	-1,125
I-3	150	0,558	150	0,445	1495	4,40E+02	-3,533	7,60E+02	-1,420
I-4	150	0,558	231	0,445	2302	2,85E+03	-2,721	9,20E+02	-1,337

II - Überstand nach 15 Min. Sedimentation

Transmission [%]	8,3
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,081

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,469	0	1,20E+06	0,000	2,50E+04	0,000
II-1	150	0,558	10	0,469	105	7,40E+04	-1,210	1,20E+04	-0,319
II-2	150	0,558	29	0,469	305	8,40E+03	-2,155	2,50E+03	-1,000
II-3	150	0,558	171	0,469	1798	3,00E+02	-3,602	3,00E+02	-1,921

III - Überstand nach 30 Min. Sedimentation

Transmission [%]	8,51
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,07

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,472	0	4,00E+06	0,000	3,50E+04	0,000
III-1	150	0,558	12	0,472	127	3,20E+04	-2,097	1,00E+04	-0,544
III-2	150	0,558	35	0,472	370	2,00E+03	-3,301	4,50E+03	-0,891
III-3	150	0,558	95	0,472	1004	5,00E+02	-3,903	8,40E+02	-1,620
III-4	150	0,558	170	0,472	1797	1,40E+02	-4,456	3,40E+02	-2,013

IV - Überstand nach 60 Min. Sedimentation

Transmission [%]	8,91
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,05

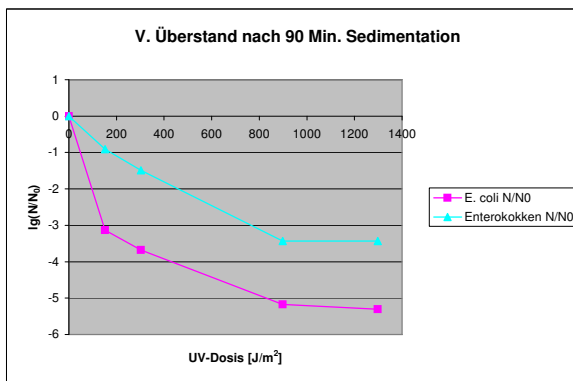
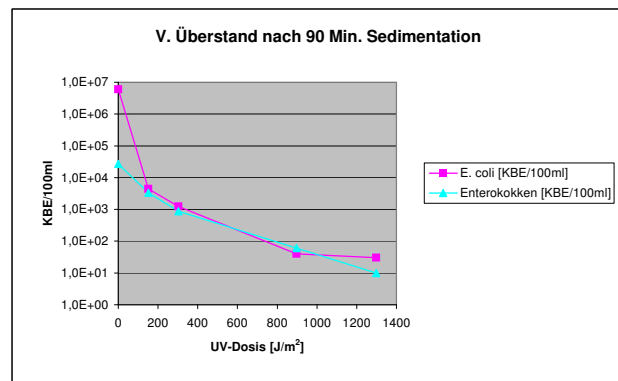
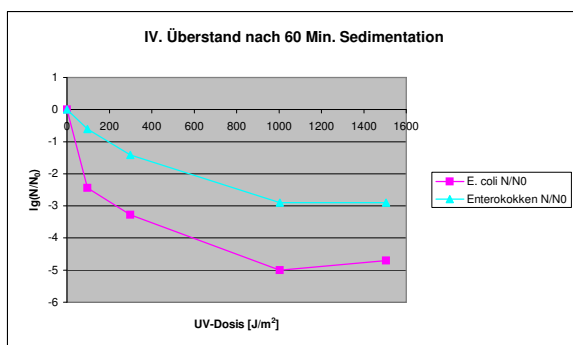
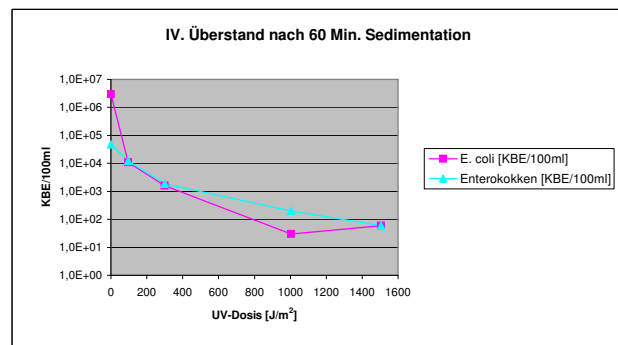
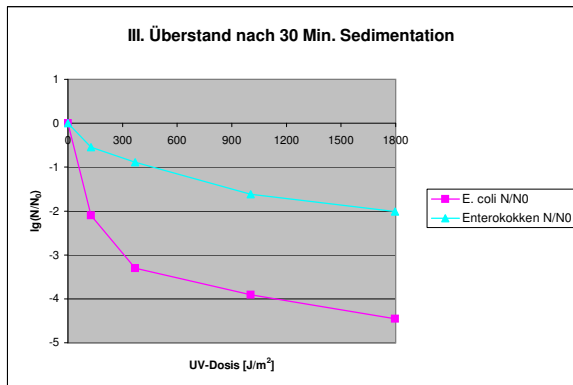
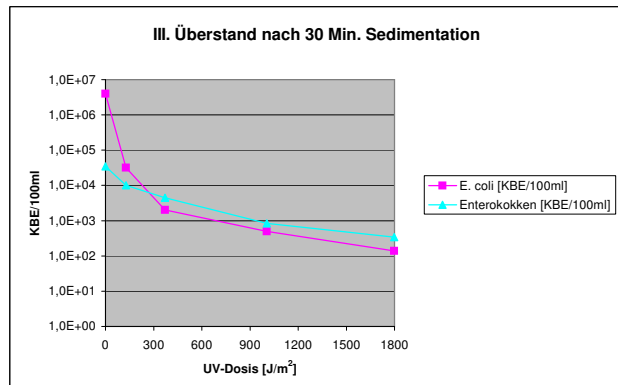
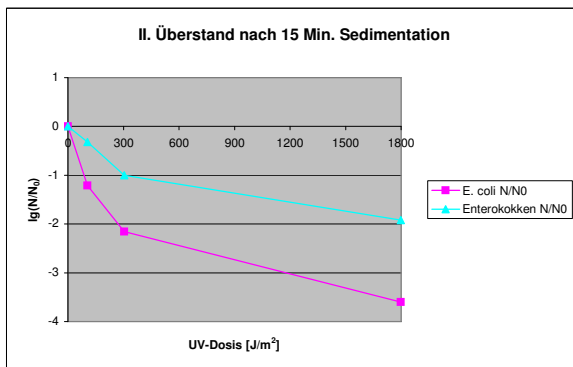
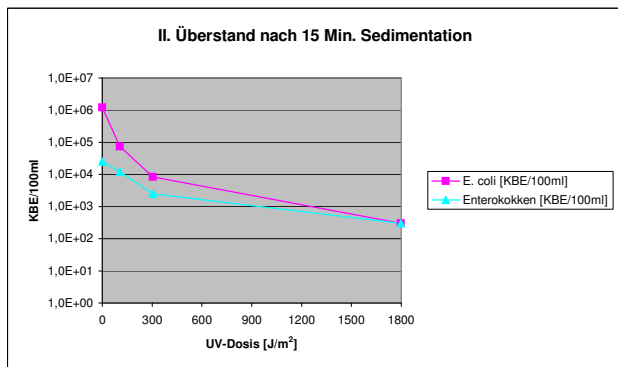
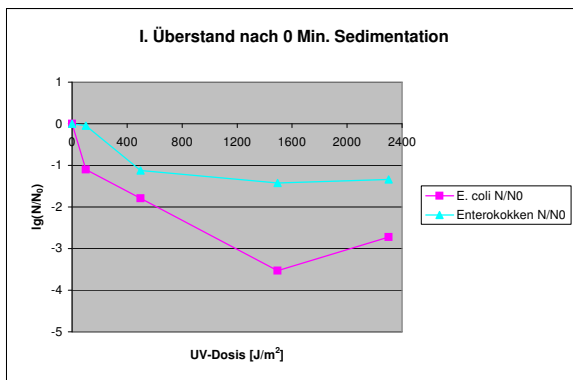
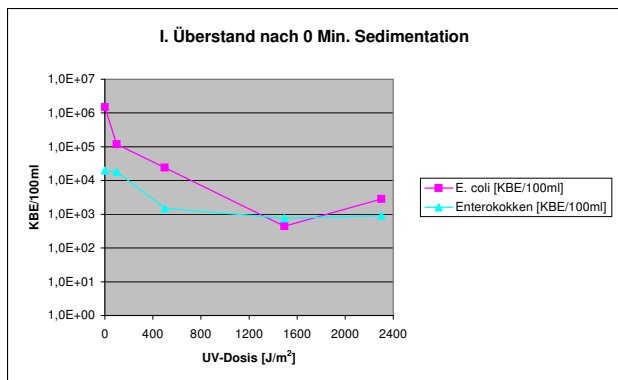
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,476	0	3,00E+06	0,000	4,80E+04	0,000
IV-1	150	0,558	9	0,476	96	1,08E+04	-2,444	1,20E+04	-0,602
IV-2	150	0,558	28	0,476	299	1,60E+03	-3,273	1,85E+03	-1,414
IV-3	150	0,558	94	0,476	1004	3,00E+01	-5,000	2,00E+02	-2,903
IV-4	150	0,558	141	0,476	1506	6,00E+01	-4,699	6,00E+01	-2,903

V - Überstand nach 90 Min. Sedimentation

Transmission [%]	9,46
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,024

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,483	0	6,00E+06	0,000	2,70E+04	0,000
V-1	150	0,558	14	0,483	151	4,40E+03	-3,135	3,35E+03	-0,906
V-2	150	0,558	28	0,483	303	1,25E+03	-3,681	8,80E+02	-1,487
V-3	150	0,558	83	0,483	898	4,00E+01	-5,176	6,00E+01	-3,431
V-4	150	0,558	120	0,483	1298	3,00E+01	-5,301	1,00E+01	-3,431

Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 26.06.2007
Abwasserquelle: KA Bielefeld Brake, Rohabwasser nach Rechen



Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 26.07.2007
Abwasserquelle: KA Bielefeld Brake, Rohabwasser nach Rechen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Überstand nach 0 Min. Sedimentation

Transmission [%]	4,44
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,353

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,412	0	1,00E+06	0,000	2,20E+04	0,000
I-1	150	0,558	11	0,412	101	6,00E+05	-0,222	1,35E+04	-0,212
I-2	150	0,558	54	0,412	498	2,50E+04	-1,602	1,50E+03	-1,166
I-3	150	0,558	163	0,412	1503	5,00E+03	-2,301	3,50E+02	-1,798
I-4	150	0,558	271	0,412	2499	1,30E+03	-2,886	3,50E+02	-1,798
I-5	150	0,558	434	0,412	4003	6,00E+02	-3,000	1,50E+02	-1,954

II - Überstand nach 15 Min. Sedimentation

Transmission [%]	4,79
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,32

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,418	0	1,00E+05	0,000	2,00E+03	0,000
II-1	150	0,558	11	0,418	103	3,80E+04	-0,420	2,00E+03	0,000
II-2	150	0,558	32	0,418	300	4,30E+03	-1,367	1,25E+03	-0,204
II-3	150	0,558	192	0,418	1798	8,00E+02	-2,097	3,50E+02	-0,757

III - Überstand nach 30 Min. Sedimentation

Transmission [%]	5,83
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,234

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,435	0	2,00E+05	0,000	8,00E+03	0,000
III-1	150	0,558	10	0,435	98	7,30E+04	-0,438	5,00E+03	-0,204
III-2	150	0,558	51	0,435	498	5,00E+02	-2,602	1,00E+02	-1,903
III-3	150	0,558	154	0,435	1502	3,00E+02	-2,824	1,10E+02	-1,862

IV - Überstand nach 60 Min. Sedimentation

Transmission [%]	6,07
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,217

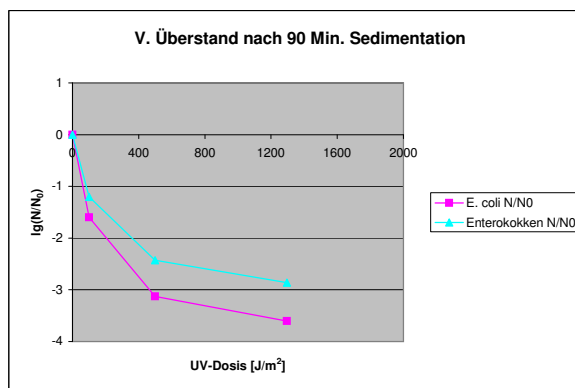
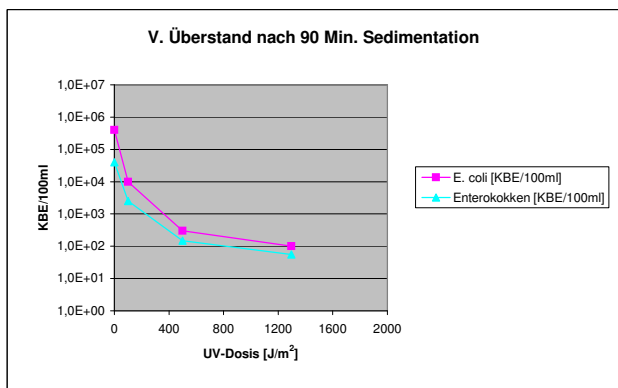
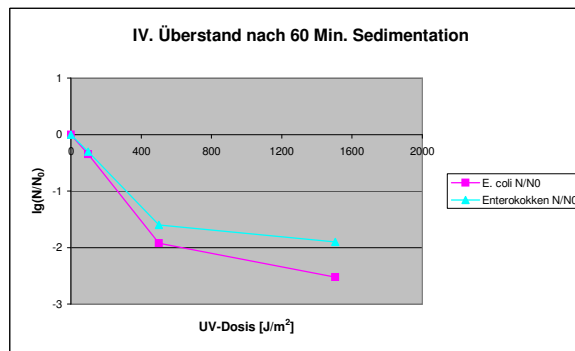
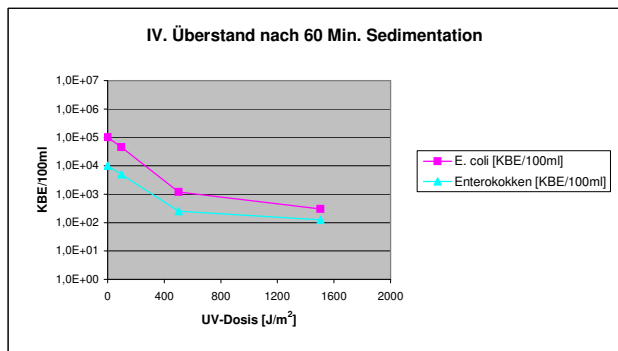
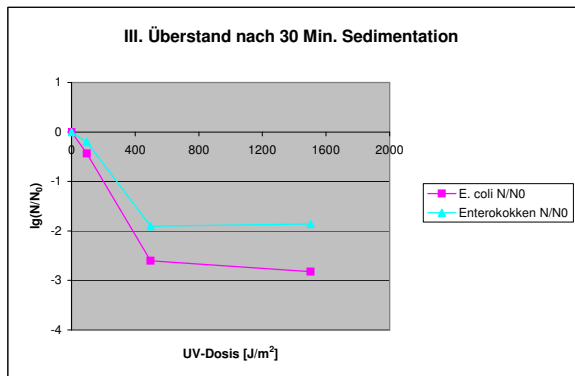
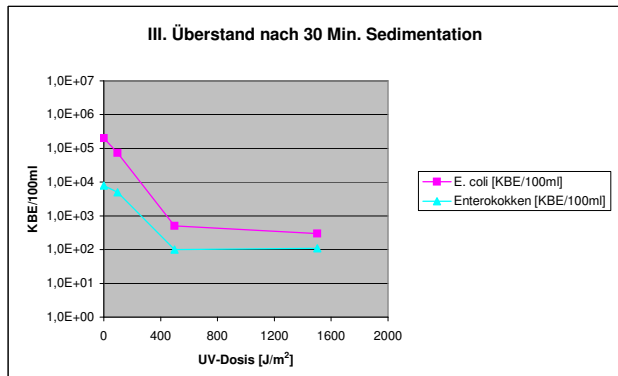
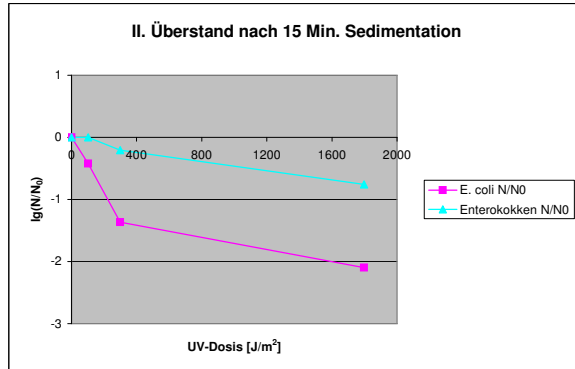
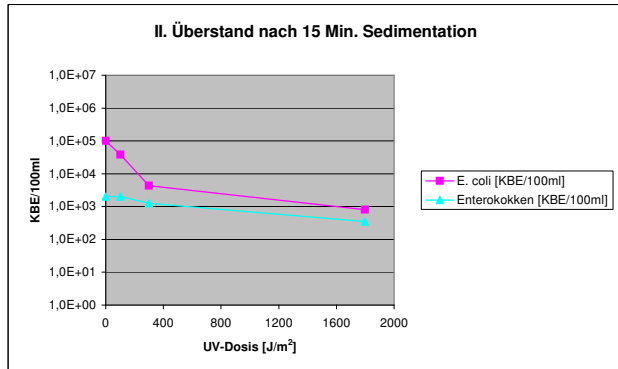
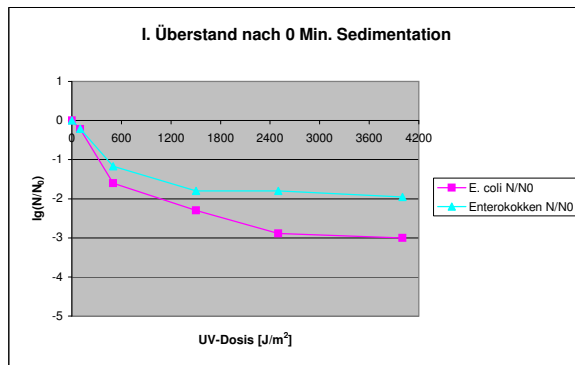
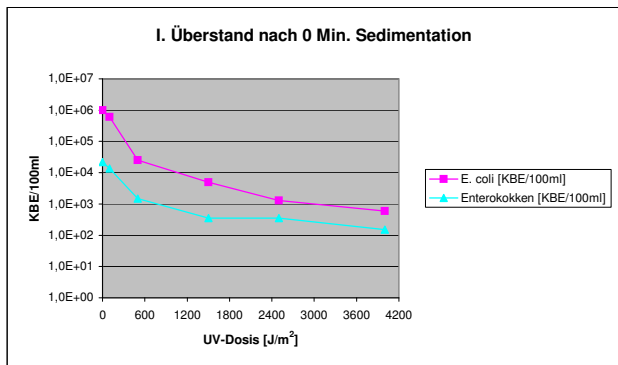
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,439	0	1,00E+05	0,000	1,00E+04	0,000
IV-1	150	0,558	10	0,439	98	4,50E+04	-0,347	5,00E+03	-0,301
IV-2	150	0,558	51	0,439	502	1,20E+03	-1,921	2,50E+02	-1,602
IV-3	150	0,558	153	0,439	1505	3,00E+02	-2,523	1,25E+02	-1,903

V - Überstand nach 90 Min. Sedimentation

Transmission [%]	6,49
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,188

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,445	0	4,00E+05	0,000	4,00E+04	0,000
V-1	150	0,558	10	0,445	100	1,00E+04	-1,602	2,50E+03	-1,204
V-2	150	0,558	50	0,445	499	3,00E+02	-3,125	1,50E+02	-2,426
V-3	150	0,558	130	0,445	1297	1,00E+02	-3,602	5,50E+01	-2,862

Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 26.07.2007
Abwasserquelle: KA Bielefeld Brake, Rohabwasser nach Rechen



Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 21.08.2007
Abwasserquelle: KA Bochum-Ölbachtal, Rohabwasser nach Rechen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Reflexionsbeiwert [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Überstand nach 0 Min. Sedimentation

Transmission [%]	1,4
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,853

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,331	0	1,30E+06	0,000	1,00E+04	0,000
I-1	150	0,558	14	0,331	104	6,50E+05	-0,301	8,60E+03	-0,066
I-2	150	0,558	68	0,331	504	6,00E+04	-1,336	7,50E+02	-1,125
I-3	150	0,558	202	0,331	1498	2,80E+04	-1,667	5,00E+02	-1,301
I-4	150	0,558	337	0,331	2499	3,50E+03	-2,570	3,75E+02	-1,426
I-5	150	0,558	540	0,331	4004	2,60E+03	-2,398	3,00E+02	-1,457

II - Überstand nach 15 Min. Sedimentation

Transmission [%]	1,68
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,774

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,342	0	8,00E+05	0,000	1,80E+04	0,000
II-1	150	0,558	13	0,342	100	1,30E+05	-0,789	9,60E+03	-0,273
II-2	150	0,558	65	0,342	498	3,00E+04	-1,426	7,00E+02	-1,410
II-3	150	0,558	235	0,342	1800	4,00E+03	-2,301	5,50E+02	-1,515

III - Überstand nach 30 Min. Sedimentation

Transmission [%]	2,59
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,587

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,370	0	7,60E+05	0,000	1,56E+04	0,000
III-1	150	0,558	12	0,370	100	5,30E+05	-0,157	1,20E+04	-0,114
III-2	150	0,558	60	0,370	498	1,20E+04	-1,802	4,00E+02	-1,591
III-3	150	0,558	217	0,370	1801	4,40E+03	-2,237	3,60E+02	-1,637

IV - Überstand nach 60 Min. Sedimentation

Transmission [%]	3,15
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,502

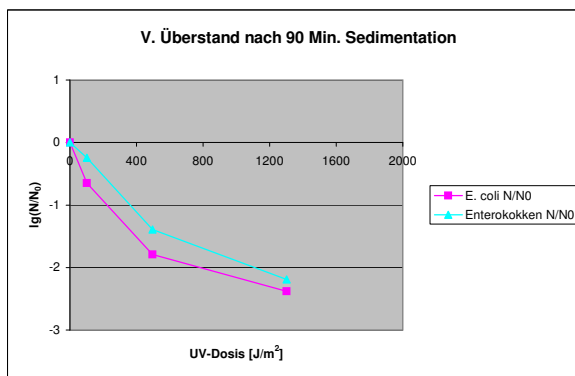
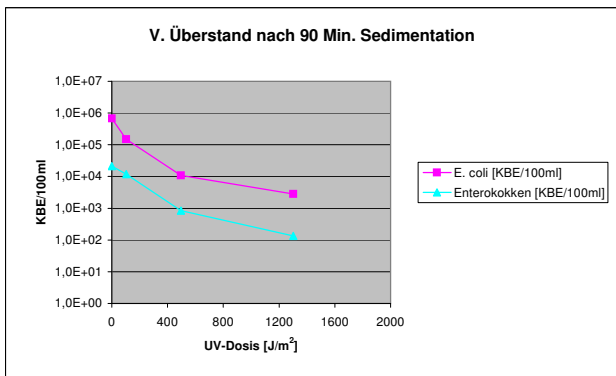
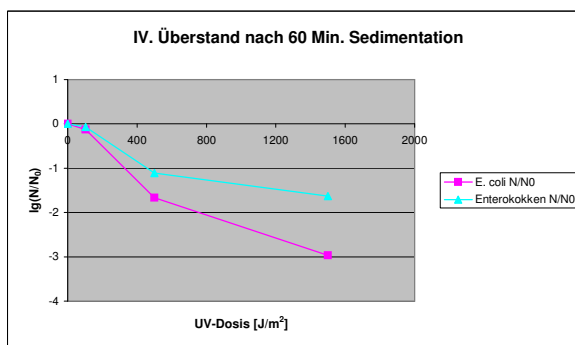
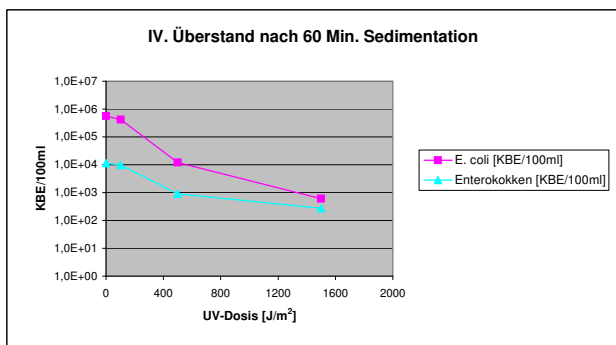
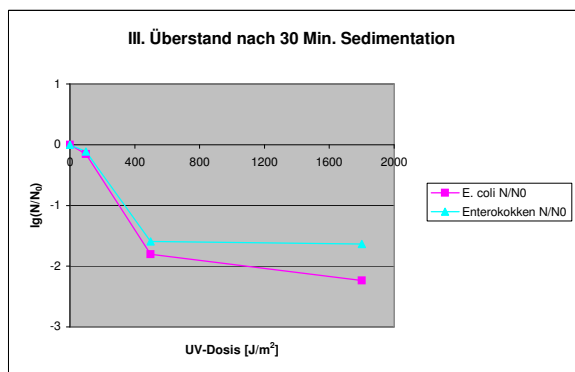
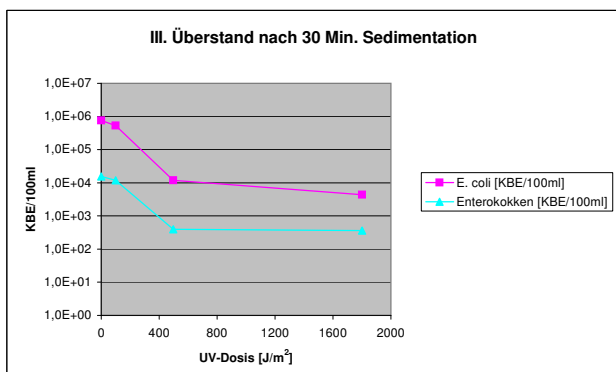
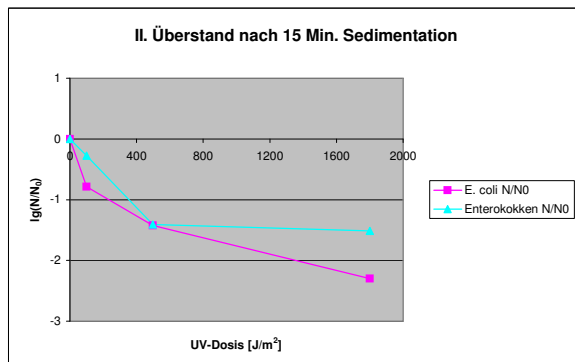
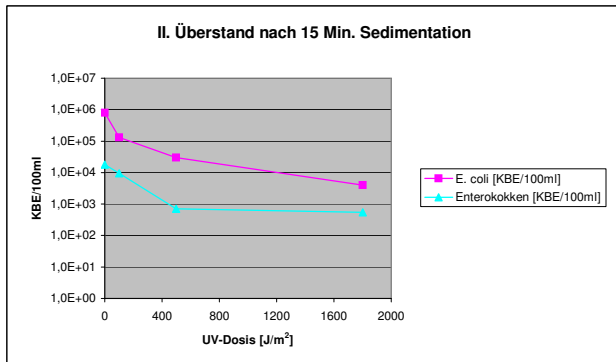
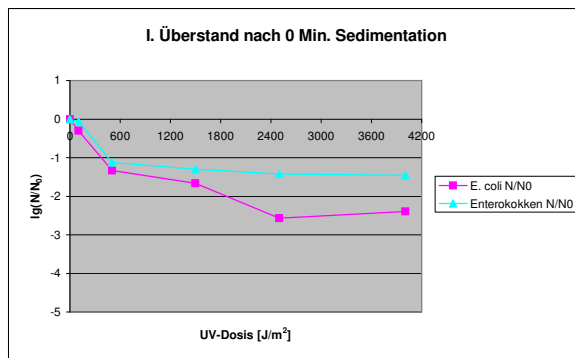
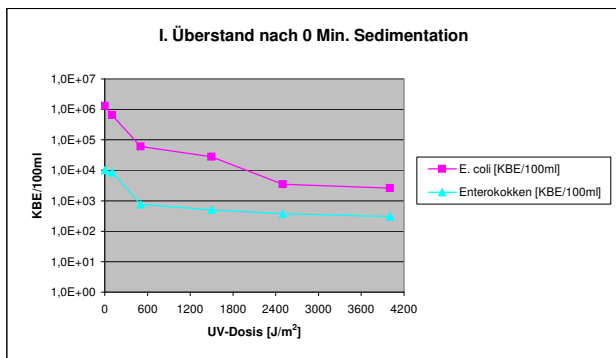
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,384	0	5,60E+05	0,000	1,15E+04	0,000
IV-1	150	0,558	12	0,384	103	4,20E+05	-0,125	9,80E+03	-0,069
IV-2	150	0,558	58	0,384	500	1,20E+04	-1,669	9,00E+02	-1,106
IV-3	150	0,558	174	0,384	1499	6,00E+02	-2,970	2,70E+02	-1,629

V - Überstand nach 90 Min. Sedimentation

Transmission [%]	3,06
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,514

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,382	0	6,70E+05	0,000	2,10E+04	0,000
V-1	150	0,558	12	0,382	103	1,50E+05	-0,650	1,20E+04	-0,243
V-2	150	0,558	58	0,382	497	1,08E+04	-1,793	8,50E+02	-1,393
V-3	150	0,558	152	0,382	1303	2,80E+03	-2,379	1,35E+02	-2,192

Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 21.08.2007
Abwasserquelle: KA Bochum-Ölbachtal, Rohabwasser nach Rechen



Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 29.08.2007
Abwasserquelle: KA Bochum-Ölbachtal, Rohabwasser nach Rechen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Peirifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Überstand nach 0 Min. Sedimentation

Transmission [%]	1,52
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,817

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,336	0	2,16E+06	0,000	5,60E+05	0,000
I-1	150	0,558	13	0,336	98	4,10E+05	-0,722	3,60E+05	-0,192
I-2	150	0,558	67	0,336	504	4,00E+04	-1,732	6,80E+03	-1,916
I-3	150	0,558	199	0,336	1498	2,30E+04	-1,973	5,00E+03	-2,049
I-4	150	0,558	332	0,336	2498	7,00E+03	-2,489	4,00E+03	-2,146
I-5	150	0,558	531	0,336	3996	1,00E+03	-2,613	8,90E+02	-2,607

II - Überstand nach 15 Min. Sedimentation

Transmission [%]	1,94
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,713

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,351	0	1,20E+06	0,000	4,70E+05	0,000
II-1	150	0,558	13	0,351	102	3,20E+04	-1,574	1,60E+05	-0,468
II-2	150	0,558	64	0,351	503	2,00E+04	-1,778	1,25E+04	-1,575
II-3	150	0,558	229	0,351	1800	9,00E+02	-3,125	3,60E+02	-3,116

III - Überstand nach 30 Min. Sedimentation

Transmission [%]	1,86
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,73

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,348	0	9,70E+05	0,000	5,40E+05	0,000
III-1	150	0,558	13	0,348	101	3,20E+05	-0,482	1,20E+05	-0,653
III-2	150	0,558	64	0,348	499	2,60E+04	-1,572	3,60E+03	-2,176
III-3	150	0,558	231	0,348	1803	8,00E+02	-3,084	3,00E+02	-3,255

IV - Überstand nach 60 Min. Sedimentation

Transmission [%]	1,92
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,716

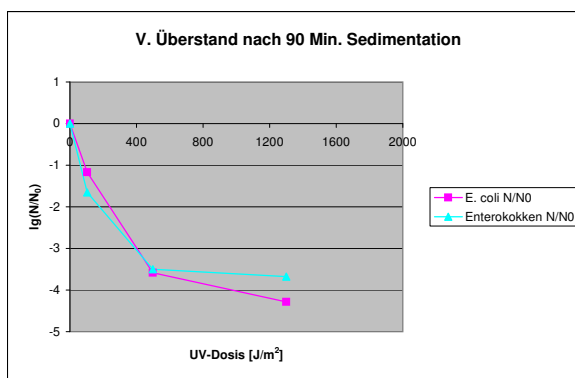
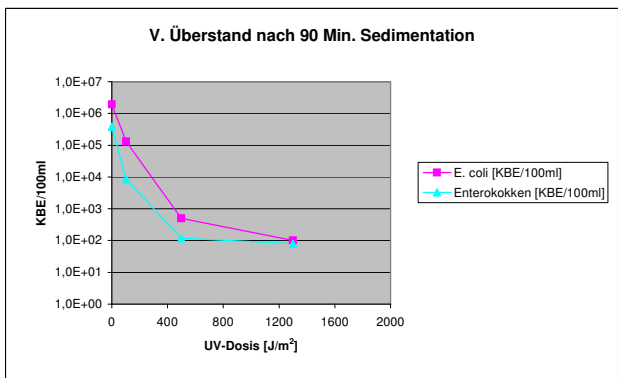
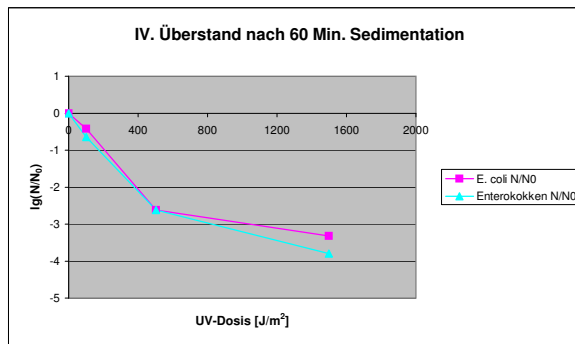
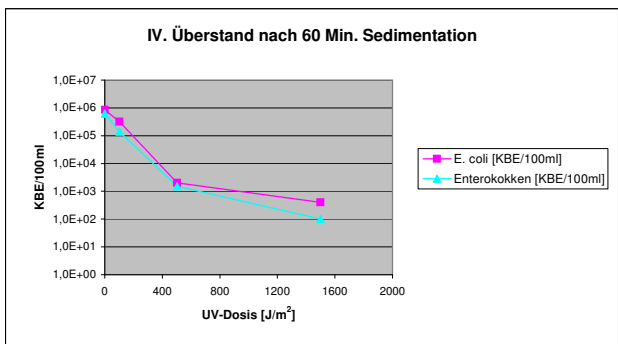
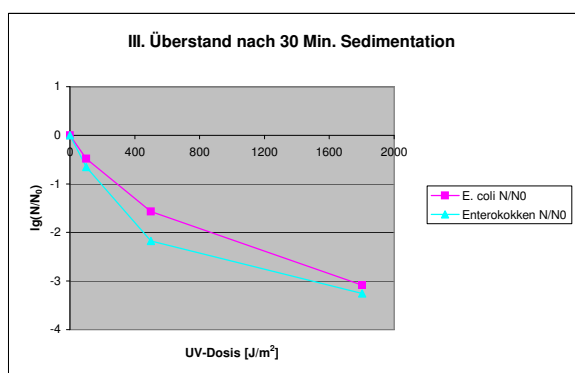
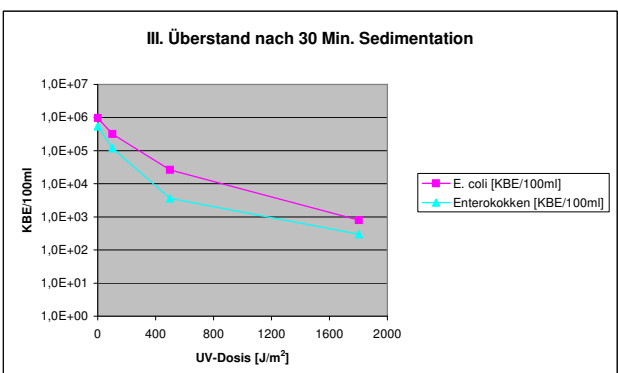
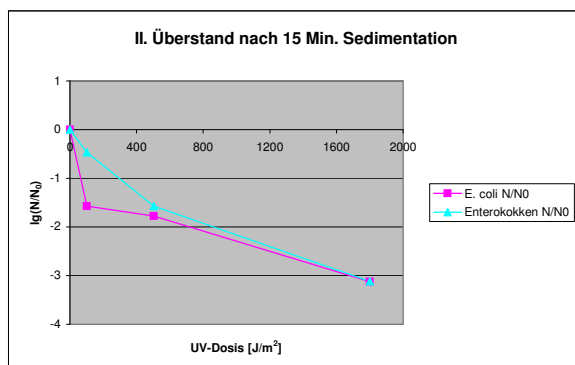
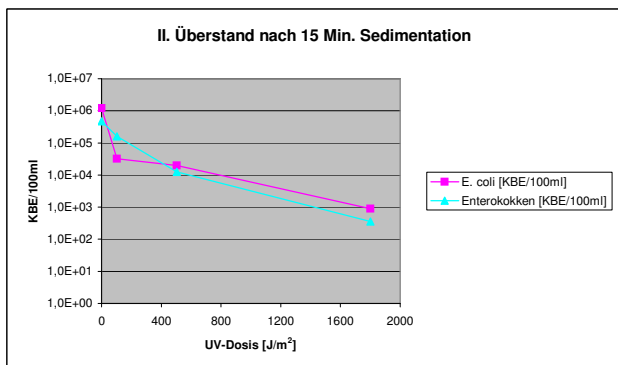
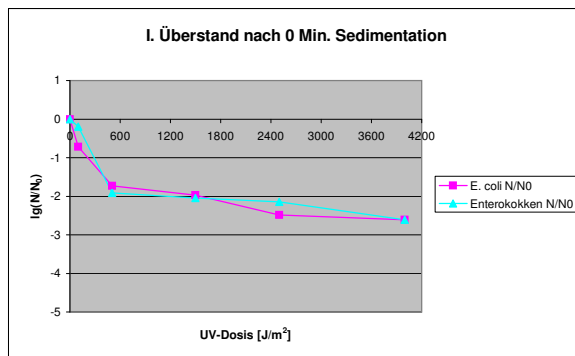
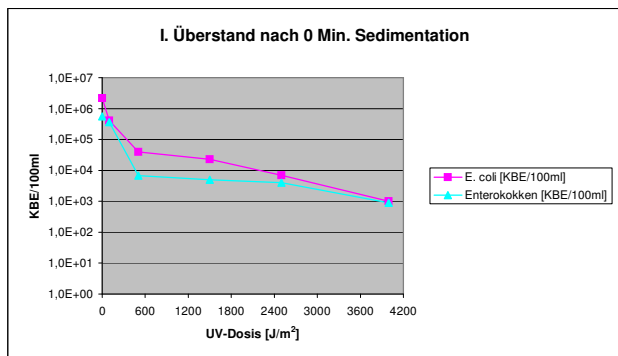
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,350	0	8,40E+05	0,000	6,20E+05	0,000
IV-1	150	0,558	13	0,350	102	3,20E+05	-0,419	1,40E+05	-0,646
IV-2	150	0,558	64	0,350	502	2,00E+03	-2,623	1,50E+03	-2,616
IV-3	150	0,558	191	0,350	1499	4,00E+02	-3,322	1,00E+02	-3,792

V - Überstand nach 90 Min. Sedimentation

Transmission [%]	2,16
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,666

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,358	0	1,92E+06	0,000	3,80E+05	0,000
V-1	150	0,558	13	0,358	104	1,30E+05	-1,169	8,40E+03	-1,656
V-2	150	0,558	62	0,358	497	5,00E+02	-3,584	1,20E+02	-3,501
V-3	150	0,558	162	0,358	1299	1,00E+02	-4,283	8,00E+01	-3,677

Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 29.08.2007
Abwasserquelle: KA Bochum-Ölbachtal, Rohabwasser nach Rechen



Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 20.09.2007
Abwasserquelle: KA Bochum-Ölbachtal, Rohabwasser nach Rechen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Reflexionsbeiwert [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Überstand nach 0 Min. Sedimentation

Transmission [%]	1,12
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,951

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,318	0	1,80E+06	0,000	5,60E+05	0,000
I-1	150	0,558	14	0,318	100	8,60E+05	-0,321	4,10E+05	-0,135
I-2	150	0,558	70	0,318	499	1,13E+05	-1,202	6,40E+04	-0,942
I-3	150	0,558	253	0,318	1803	9,30E+04	-1,336	2,10E+04	-1,426
I-4	150	0,558	421	0,318	3001	1,60E+04	-2,051	1,80E+04	-1,493
I-5	150	0,558	632	0,318	4504	2,10E+04	-1,612	5,70E+03	-1,857
I-6	150	0,558	1263	0,318	9002	2,00E+04	-1,633	2,40E+02	-3,233

II - Überstand nach 15 Min. Sedimentation

Transmission [%]	3,83
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,417

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,400	0	1,20E+06	0,000	5,00E+05	0,000
II-1	150	0,558	11	0,400	98	7,20E+05	-0,222	1,20E+05	-0,620
II-2	150	0,558	56	0,400	501	6,80E+04	-1,247	2,20E+04	-1,357
II-3	150	0,558	201	0,400	1800	7,30E+03	-2,216	8,00E+02	-2,796

III - Überstand nach 30 Min. Sedimentation

Transmission [%]	4,27
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,37

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,408	0	7,00E+05	0,000	4,10E+05	0,000
III-1	150	0,558	11	0,408	101	3,10E+05	-0,354	4,50E+05	0,040
III-2	150	0,558	55	0,408	503	5,80E+04	-1,082	2,40E+04	-1,233
III-3	150	0,558	197	0,408	1803	9,50E+03	-1,867	1,60E+04	-1,409

IV - Überstand nach 60 Min. Sedimentation

Transmission [%]	4,48
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,349

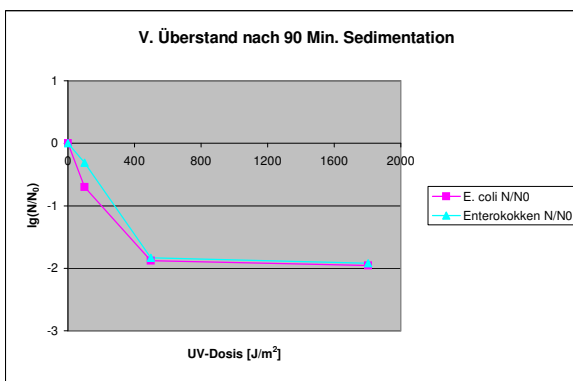
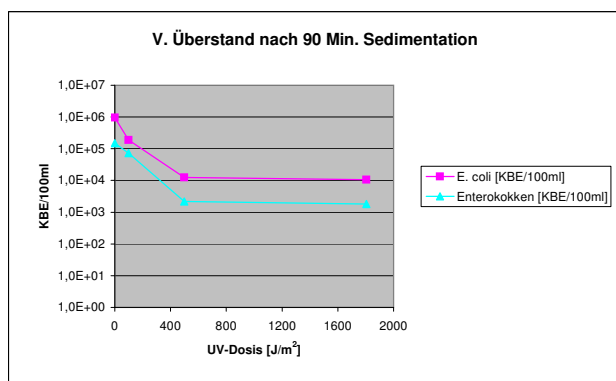
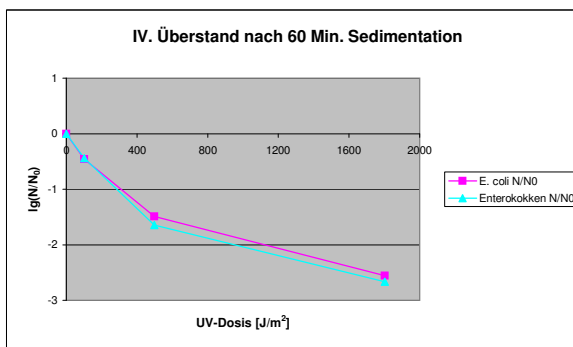
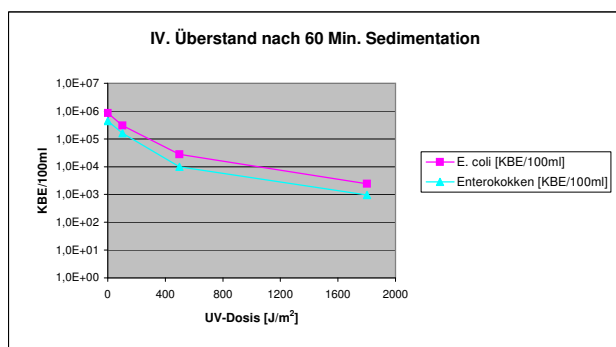
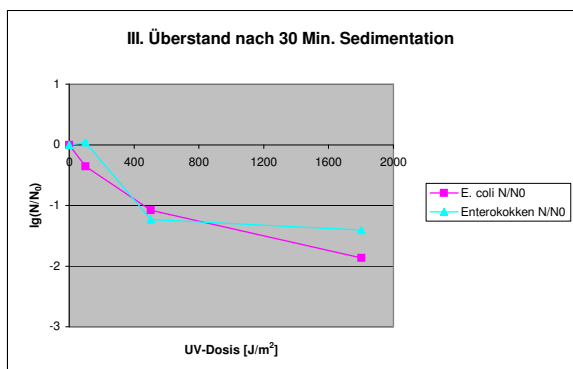
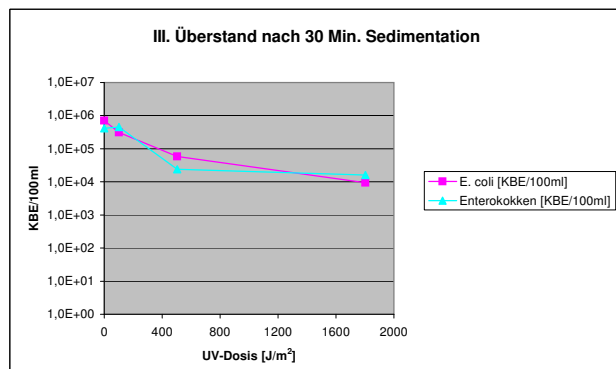
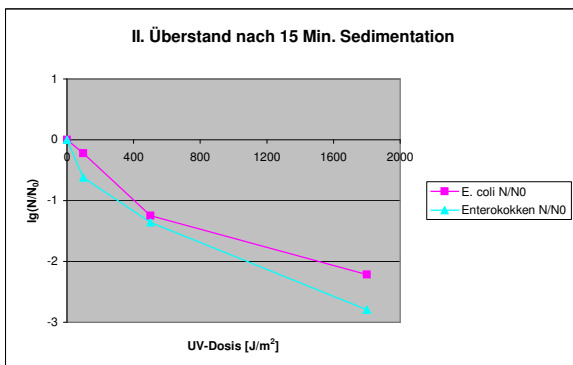
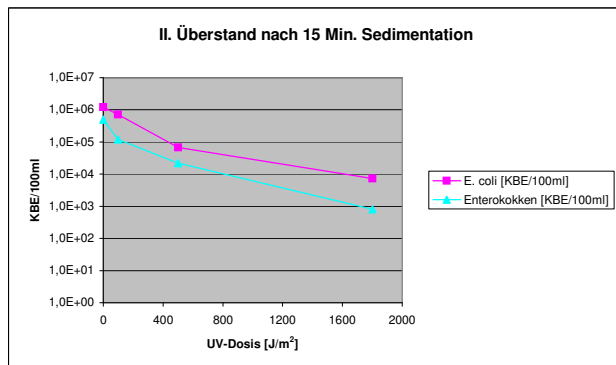
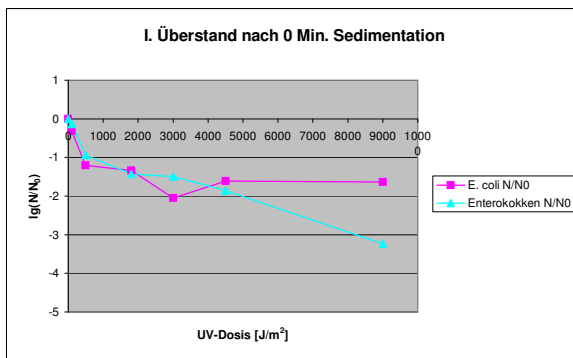
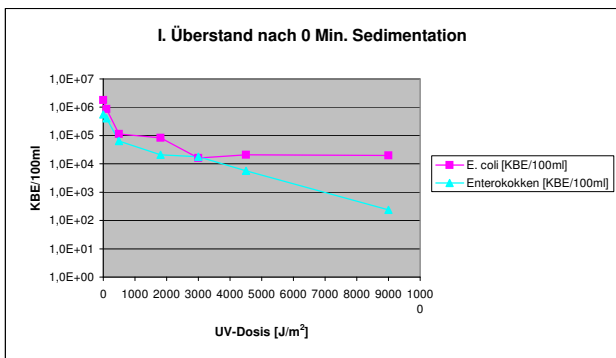
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,412	0	8,60E+05	0,000	4,40E+05	0,000
IV-1	150	0,558	11	0,412	102	3,00E+05	-0,457	1,60E+05	-0,439
IV-2	150	0,558	54	0,412	499	2,80E+04	-1,487	1,00E+04	-1,643
IV-3	150	0,558	195	0,412	1802	2,40E+03	-2,554	9,50E+02	-2,666

V - Überstand nach 90 Min. Sedimentation

Transmission [%]	4,07
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,39

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,405	0	9,50E+05	0,000	1,50E+05	0,000
V-1	150	0,558	11	0,405	100	1,90E+05	-0,699	7,30E+04	-0,313
V-2	150	0,558	55	0,405	499	1,25E+04	-1,881	2,20E+03	-1,834
V-3	150	0,558	199	0,405	1804	1,05E+04	-1,957	1,80E+03	-1,921

Auswertung Sedimentations- und UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 20.09.2007
Abwasserquelle: KA Bochum-Ölbachtal, Rohabwasser nach Rechen



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 13.10.2009
Abwasserquelle: KA Lichtenau-Kleinenberg, Zulauf

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,193
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Überstand nach 0 Min. Sedimentation

Transmission [%]	20,8
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,682

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,578	0	4,64E+05	0,000	1,80E+05	0,000
I-1	150	0,558	8	0,578	101	1,60E+04	-1,462	4,50E+03	-1,602
I-2	150	0,558	40	0,578	507	1,70E+03	-2,436	7,30E+02	-2,392
I-3	150	0,558	79	0,578	1002	6,00E+01	-3,888	4,25E+02	-2,627
I-4	150	0,558	158	0,578	2003	2,00E+01	-4,365	1,80E+02	-3,000
I-5	150	0,558	237	0,578	3005	1,00E+01	-4,667	1,25E+02	-3,158

II - Überstand nach 15 Min. Sedimentation

Transmission [%]	20,8
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,682

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,578	0	2,50E+05	0,000	1,50E+05	0,000
II-1	150	0,558	8	0,578	101	1,24E+04	-1,305	3,10E+03	-1,685
II-2	150	0,558	24	0,578	304	1,00E+02	-3,398	8,80E+02	-2,232
II-3	150	0,558	142	0,578	1800	2,50E+01	-4,000	2,50E+02	-2,778

III - Überstand nach 30 Min. Sedimentation

Transmission [%]	20,8
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,682

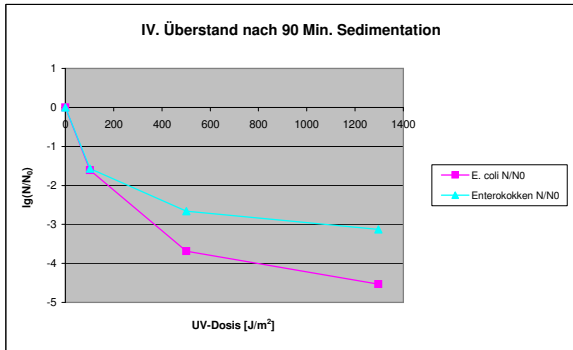
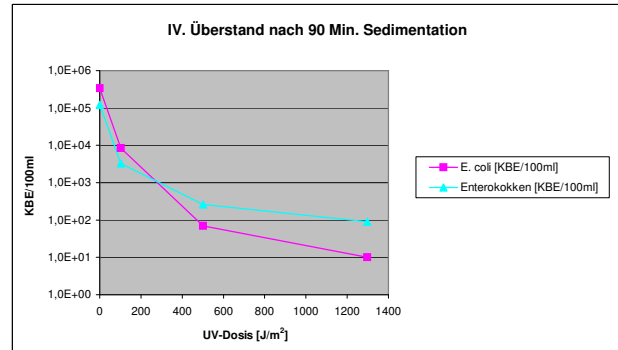
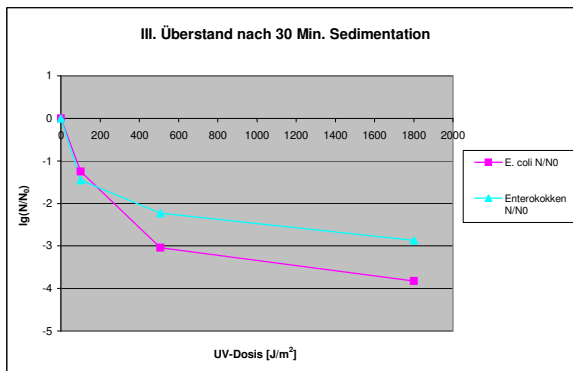
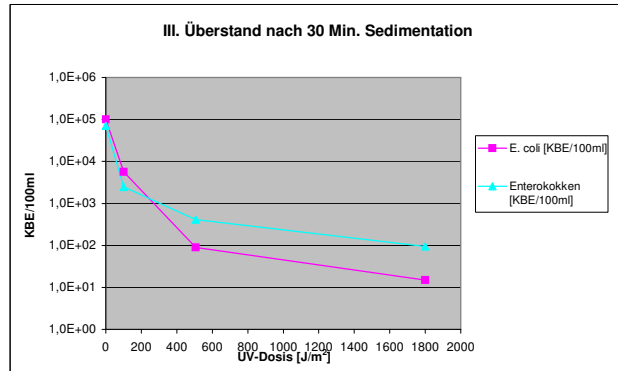
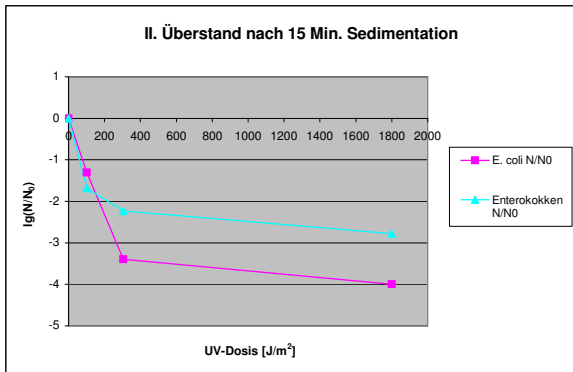
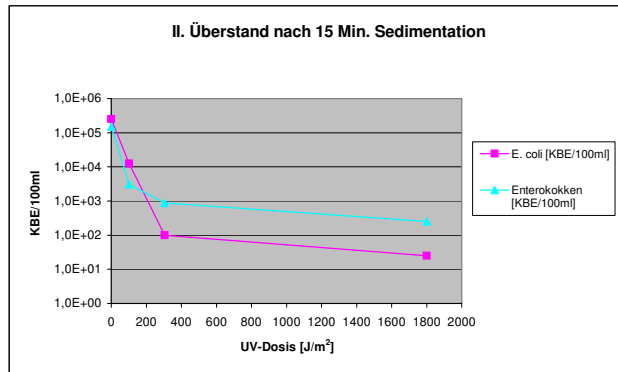
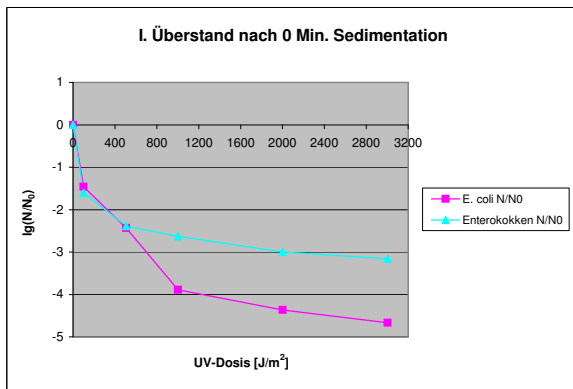
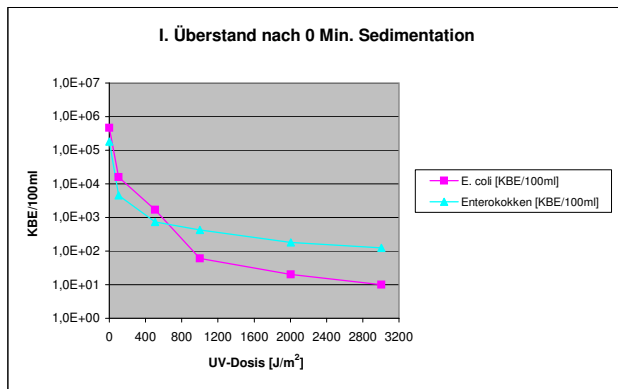
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,578	0	1,00E+05	0,000	7,00E+04	0,000
III-1	150	0,558	8	0,578	101	5,60E+03	-1,252	2,45E+03	-1,456
III-2	150	0,558	40	0,578	507	9,00E+01	-3,046	4,10E+02	-2,232
III-3	150	0,558	142	0,578	1800	1,50E+01	-3,824	9,50E+01	-2,867

IV - Überstand nach 90 Min. Sedimentation

Transmission [%]	21,88
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,659

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,586	0	3,40E+05	0,000	1,20E+05	0,000
IV-1	150	0,558	8	0,586	103	8,40E+03	-1,607	3,25E+03	-1,567
IV-2	150	0,558	39	0,586	501	7,00E+01	-3,686	2,60E+02	-2,664
IV-3	150	0,558	101	0,586	1297	1,00E+01	-4,531	9,00E+01	-3,125

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 14.06.2007
Abwasserquelle: KA Bielefeld Brake



Gesamtauswertung Sedimentationsversuche und UV-Bestrahlung, KA Bielefeld-Brake (BIB) und KA Bochum-Ölbachtal (BÖT)

KA	Datum	Sed.-zeit [min]	Verfahrensstufe	Probennr.	Transmission [%]	Dosis [J/m ²]	Auswertungsverfahren	E. coli	E. coli N/N ₀	Enterokokken	Enterokokken N/N ₀
Bielefeld-Brake	14.06.2007	0	Zulauf	I-0	3,26	0	KBE/100ml	3,50E+06	0,00	5,00E+03	0,00
Bielefeld-Brake	14.06.2007	0	Zulauf	I-1	3,26	104	KBE/100ml	1,10E+05	-1,50	3,60E+03	-0,14
Bielefeld-Brake	14.06.2007	0	Zulauf	I-2	3,26	503	KBE/100ml	1,60E+03	-3,34	9,00E+02	-0,74
Bielefeld-Brake	14.06.2007	0	Zulauf	I-3	3,26	1501	KBE/100ml	1,00E+03	-3,54	2,90E+02	-1,24
Bielefeld-Brake	26.06.2007	0	Zulauf	I-0	6,46	0	KBE/100ml	1,50E+06	0,00	2,00E+04	0,00
Bielefeld-Brake	26.06.2007	0	Zulauf	I-1	6,46	100	KBE/100ml	1,20E+05	-1,10	1,80E+04	-0,05
Bielefeld-Brake	26.06.2007	0	Zulauf	I-2	6,46	498	KBE/100ml	2,40E+04	-1,80	1,50E+03	-1,12
Bielefeld-Brake	26.06.2007	0	Zulauf	I-3	6,46	1495	KBE/100ml	4,40E+02	-3,53	7,60E+02	-1,42
Bielefeld-Brake	26.06.2007	0	Zulauf	I-4	6,46	2302	KBE/100ml	2,85E+03	-2,72	9,20E+02	-1,34
Bielefeld-Brake	26.07.2007	0	Zulauf	I-0	4,40	0	KBE/100ml	1,00E+06	0,00	2,20E+04	0,00
Bielefeld-Brake	26.07.2007	0	Zulauf	I-1	4,40	101	KBE/100ml	6,00E+05	-0,22	1,35E+04	-0,21
Bielefeld-Brake	26.07.2007	0	Zulauf	I-2	4,40	498	KBE/100ml	2,50E+04	-1,60	1,50E+03	-1,17
Bielefeld-Brake	26.07.2007	0	Zulauf	I-3	4,40	1503	KBE/100ml	5,00E+03	-2,30	3,50E+02	-1,80
Bielefeld-Brake	26.07.2007	0	Zulauf	I-4	4,40	2499	KBE/100ml	1,30E+03	-2,89	3,50E+02	-1,80
Bielefeld-Brake	26.07.2007	0	Zulauf	I-5	4,40	4003	KBE/100ml	6,00E+02	-3,00	1,50E+02	-1,95
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	0	Zulauf	I-0	1,40	0	KBE/100ml	1,30E+06	0,00	1,00E+04	0,00
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	0	Zulauf	I-1	1,40	104	KBE/100ml	6,50E+05	-0,30	8,60E+03	-0,07
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	0	Zulauf	I-2	1,40	504	KBE/100ml	6,00E+04	-1,34	7,50E+02	-1,12
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	0	Zulauf	I-3	1,40	1498	KBE/100ml	2,80E+04	-1,67	5,00E+02	-1,30
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	0	Zulauf	I-4	1,40	2499	KBE/100ml	3,50E+03	-2,57	3,75E+02	-1,43
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	0	Zulauf	I-5	1,40	4004	KBE/100ml	2,60E+03	-2,40	3,00E+02	-1,46
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	0	Zulauf	I-0	1,52	0	KBE/100ml	2,16E+06	0,00	5,60E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	0	Zulauf	I-1	1,52	98	KBE/100ml	4,10E+05	-0,72	3,60E+05	-0,19
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	0	Zulauf	I-2	1,52	504	KBE/100ml	4,00E+04	-1,73	6,80E+03	-1,92
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	0	Zulauf	I-3	1,52	1498	KBE/100ml	2,30E+04	-1,97	5,00E+03	-2,05
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	0	Zulauf	I-4	1,52	2498	KBE/100ml	7,00E+03	-2,49	4,00E+03	-2,15
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	0	Zulauf	I-5	1,52	3996	KBE/100ml	1,00E+03	-2,61	8,90E+02	-2,61
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	0	Zulauf	I-0	1,12	0	KBE/100ml	1,80E+06	0,00	5,60E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	0	Zulauf	I-1	1,12	100	KBE/100ml	8,60E+05	-0,32	4,10E+05	-0,14
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	0	Zulauf	I-2	1,12	499	KBE/100ml	1,13E+05	-1,20	6,40E+04	-0,94
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	0	Zulauf	I-3	1,12	1803	KBE/100ml	8,30E+04	-1,34	2,10E+04	-1,43
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	0	Zulauf	I-4	1,12	3001	KBE/100ml	1,60E+04	-2,05	1,80E+04	-1,49
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	0	Zulauf	I-5	1,12	4504	KBE/100ml	2,10E+04	-1,61	5,70E+03	-1,86
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	0	Zulauf	I-6	1,12	9002	KBE/100ml	2,00E+04	-1,63	2,40E+02	-3,23
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	0	Zulauf	I-0	20,80	0	KBE/100ml	4,64E+05	0,00	1,80E+05	0,00
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	0	Zulauf	I-1	20,80	101	KBE/100ml	1,60E+04	-1,46	4,50E+03	-1,60
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	0	Zulauf	I-2	20,80	507	KBE/100ml	1,70E+03	-2,44	7,30E+02	-2,39
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	0	Zulauf	I-3	20,80	1001	KBE/100ml	6,00E+01	-3,89	4,25E+02	-2,63
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	0	Zulauf	I-4	20,80	2003	KBE/100ml	2,00E+01	-4,37	1,80E+02	-3,00
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	0	Zulauf	I-5	20,80	3004	KBE/100ml	1,00E+01	-4,67	1,25E+02	-3,16
Bielefeld-Brake	26.06.2007	15	Zulauf	II-0	8,30	0	KBE/100ml	1,20E+06	0,00	2,50E+04	0,00
Bielefeld-Brake	26.06.2007	15	Zulauf	II-1	8,30	105	KBE/100ml	7,40E+04	-1,21	1,20E+04	-0,32
Bielefeld-Brake	26.06.2007	15	Zulauf	II-2	8,30	305	KBE/100ml	8,40E+03	-2,15	2,50E+03	-1,00
Bielefeld-Brake	26.06.2007	15	Zulauf	II-3	8,30	1798	KBE/100ml	3,00E+02	-3,60	3,00E+02	-1,92
Bielefeld-Brake	26.07.2007	15	Zulauf	II-0	4,79	0	KBE/100ml	1,00E+05	0,00	2,00E+03	0,00
Bielefeld-Brake	26.07.2007	15	Zulauf	II-1	4,79	103	KBE/100ml	3,80E+04	-0,42	2,00E+03	0,00
Bielefeld-Brake	26.07.2007	15	Zulauf	II-2	4,79	300	KBE/100ml	4,30E+03	-1,37	1,25E+03	-0,20
Bielefeld-Brake	26.07.2007	15	Zulauf	II-3	4,79	1798	KBE/100ml	8,00E+02	-2,10	3,50E+02	-0,76
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	15	Zulauf	II-0	1,68	0	KBE/100ml	8,00E+05	0,00	1,80E+04	0,00
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	15	Zulauf	II-1	1,68	100	KBE/100ml	1,30E+05	-0,79	9,60E+03	-0,27
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	15	Zulauf	II-2	1,68	498	KBE/100ml	3,00E+04	-1,43	7,00E+02	-1,41
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	15	Zulauf	II-3	1,68	1800	KBE/100ml	4,00E+03	-2,30	5,50E+02	-1,51

Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	15	Zulauf	II-0	1,94	0	KBE/100ml	1,20E+06	0,00	4,70E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	15	Zulauf	II-1	1,94	102	KBE/100ml	3,20E+04	-1,57	1,60E+05	-0,47
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	15	Zulauf	II-2	1,94	503	KBE/100ml	2,00E+04	-1,78	1,25E+04	-1,58
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	15	Zulauf	II-3	1,94	1800	KBE/100ml	9,00E+02	-3,12	3,60E+02	-3,12
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	15	Zulauf	II-0	3,83	0	KBE/100ml	1,20E+06	0,00	5,00E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	15	Zulauf	II-1	3,83	98	KBE/100ml	7,20E+05	-0,22	1,20E+05	-0,62
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	15	Zulauf	II-2	3,83	501	KBE/100ml	6,80E+04	-1,25	2,20E+04	-1,36
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	15	Zulauf	II-3	3,83	1800	KBE/100ml	7,30E+03	-2,22	8,00E+02	-2,80
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	15	Zulauf	II-0	20,80	0	KBE/100ml	2,50E+05	0,00	1,50E+05	0,00
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	15	Zulauf	II-1	20,80	101	KBE/100ml	1,24E+04	-1,30	3,10E+03	-1,68
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	15	Zulauf	II-2	20,80	304	KBE/100ml	1,00E+02	-3,40	8,80E+02	-2,23
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	15	Zulauf	II-3	20,80	1800	KBE/100ml	2,50E+01	-4,00	2,50E+02	-2,78
Bielefeld-Brake	14.06.2007	30	Zulauf	II-0	3,27	0	KBE/100ml	2,00E+05	0,00	3,80E+03	0,00
Bielefeld-Brake	14.06.2007	30	Zulauf	II-1	3,27	104	KBE/100ml	3,40E+03	-1,77	3,00E+02	-1,10
Bielefeld-Brake	14.06.2007	30	Zulauf	II-2	3,27	304	KBE/100ml	7,00E+02	-2,46	1,30E+02	-1,47
Bielefeld-Brake	14.06.2007	30	Zulauf	II-3	3,27	1198	KBE/100ml	1,00E+04	-1,30	2,20E+03	-0,24
Bielefeld-Brake	26.06.2007	30	Zulauf	III-0	8,51	0	KBE/100ml	4,00E+06	0,00	3,50E+04	0,00
Bielefeld-Brake	26.06.2007	30	Zulauf	III-1	8,51	127	KBE/100ml	3,20E+04	-2,10	1,00E+04	-0,54
Bielefeld-Brake	26.06.2007	30	Zulauf	III-2	8,51	370	KBE/100ml	2,00E+03	-3,30	4,50E+03	-0,89
Bielefeld-Brake	26.06.2007	30	Zulauf	III-3	8,51	1004	KBE/100ml	5,00E+02	-3,90	8,40E+02	-1,62
Bielefeld-Brake	26.06.2007	30	Zulauf	III-4	8,51	1797	KBE/100ml	1,40E+02	-4,46	3,40E+02	-2,01
Bielefeld-Brake	26.07.2007	30	Zulauf	III-0	5,83	0	KBE/100ml	2,00E+05	0,00	8,00E+03	0,00
Bielefeld-Brake	26.07.2007	30	Zulauf	III-1	5,83	98	KBE/100ml	7,30E+04	-0,44	5,00E+03	-0,20
Bielefeld-Brake	26.07.2007	30	Zulauf	III-2	5,83	498	KBE/100ml	5,00E+02	-2,60	1,00E+02	-1,90
Bielefeld-Brake	26.07.2007	30	Zulauf	III-3	5,83	1502	KBE/100ml	3,00E+02	-2,82	1,10E+02	-1,86
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	30	Zulauf	III-0	2,59	0	KBE/100ml	7,60E+05	0,00	1,56E+04	0,00
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	30	Zulauf	III-1	2,59	100	KBE/100ml	5,30E+05	-0,16	1,20E+04	-0,11
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	30	Zulauf	III-2	2,59	498	KBE/100ml	1,20E+04	-1,80	4,00E+02	-1,59
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	30	Zulauf	III-3	2,59	1801	KBE/100ml	4,40E+03	-2,24	3,60E+02	-1,64
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	30	Zulauf	III-0	1,86	0	KBE/100ml	9,70E+05	0,00	5,40E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	30	Zulauf	III-1	1,86	101	KBE/100ml	3,20E+05	-0,48	1,20E+05	-0,65
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	30	Zulauf	III-2	1,86	499	KBE/100ml	2,60E+04	-1,57	3,60E+03	-2,18
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	30	Zulauf	III-3	1,86	1803	KBE/100ml	8,00E+02	-3,08	3,00E+02	-3,26
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	30	Zulauf	III-0	4,27	0	KBE/100ml	7,00E+05	0,00	4,10E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	30	Zulauf	III-1	4,27	101	KBE/100ml	3,10E+05	-0,35	4,50E+05	0,04
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	30	Zulauf	III-2	4,27	503	KBE/100ml	5,80E+04	-1,08	2,40E+04	-1,23
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	30	Zulauf	III-3	4,27	1803	KBE/100ml	9,50E+03	-1,87	1,60E+04	-1,41
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	30	Zulauf	III-0	20,80	0	KBE/100ml	1,00E+05	0,00	7,00E+04	0,00
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	30	Zulauf	III-1	20,80	101	KBE/100ml	5,60E+03	-1,25	2,45E+03	-1,46
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	30	Zulauf	III-2	20,80	507	KBE/100ml	9,00E+01	-3,05	4,10E+02	-2,23
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	30	Zulauf	III-3	20,80	1800	KBE/100ml	1,50E+01	-3,82	9,50E+01	-2,87
Bielefeld-Brake	14.06.2007	60	Zulauf	III-0	3,62	0	KBE/100ml	2,50E+05	0,00	6,40E+03	0,00
Bielefeld-Brake	14.06.2007	60	Zulauf	III-1	3,62	97	KBE/100ml	3,30E+03	-1,88	3,40E+03	-0,27
Bielefeld-Brake	14.06.2007	60	Zulauf	III-2	3,62	301	KBE/100ml	1,80E+03	-2,14	3,10E+02	-1,31
Bielefeld-Brake	14.06.2007	60	Zulauf	III-3	3,62	1196	KBE/100ml	1,50E+03	-2,22	7,00E+01	-1,96
Bielefeld-Brake	26.06.2007	60	Zulauf	IV-0	8,91	0	KBE/100ml	3,00E+06	0,00	4,80E+04	0,00
Bielefeld-Brake	26.06.2007	60	Zulauf	IV-1	8,91	96	KBE/100ml	1,08E+04	-2,44	1,20E+04	-0,60
Bielefeld-Brake	26.06.2007	60	Zulauf	IV-2	8,91	299	KBE/100ml	1,60E+03	-3,27	1,85E+03	-1,41
Bielefeld-Brake	26.06.2007	60	Zulauf	IV-3	8,91	1004	KBE/100ml	3,00E+01	-5,00	2,00E+02	-2,90
Bielefeld-Brake	26.06.2007	60	Zulauf	IV-4	8,91	1506	KBE/100ml	6,00E+01	-4,70	6,00E+01	-2,90
Bielefeld-Brake	26.07.2007	60	Zulauf	IV-0	6,07	0	KBE/100ml	1,00E+05	0,00	1,00E+04	0,00
Bielefeld-Brake	26.07.2007	60	Zulauf	IV-1	6,07	98	KBE/100ml	4,50E+04	-0,35	5,00E+03	-0,30
Bielefeld-Brake	26.07.2007	60	Zulauf	IV-2	6,07	502	KBE/100ml	1,20E+03	-1,92	2,50E+02	-1,60
Bielefeld-Brake	26.07.2007	60	Zulauf	IV-3	6,07	1505	KBE/100ml	3,00E+02	-2,52	1,25E+02	-1,90
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	60	Zulauf	IV-0	3,15	0	KBE/100ml	5,60E+05	0,00	1,15E+04	0,00
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	60	Zulauf	IV-1	3,15	103	KBE/100ml	4,20E+05	-0,12	9,80E+03	-0,07

Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	60	Zulauf	IV-2	3,15	500	KBE/100ml	1,20E+04	-1,67	9,00E+02	-1,11
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	60	Zulauf	IV-3	3,15	1499	KBE/100ml	6,00E+02	-2,97	2,70E+02	-1,63
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	60	Zulauf	IV-0	1,92	0	KBE/100ml	8,40E+05	0,00	6,20E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	60	Zulauf	IV-1	1,92	102	KBE/100ml	3,20E+05	-0,42	1,40E+05	-0,65
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	60	Zulauf	IV-2	1,92	502	KBE/100ml	2,00E+03	-2,62	1,50E+03	-2,62
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	60	Zulauf	IV-3	1,92	1499	KBE/100ml	4,00E+02	-3,32	1,00E+02	-3,79
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	60	Zulauf	IV-0	4,48	0	KBE/100ml	8,60E+05	0,00	4,40E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	60	Zulauf	IV-1	4,48	102	KBE/100ml	3,00E+05	-0,46	1,60E+05	-0,44
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	60	Zulauf	IV-2	4,48	499	KBE/100ml	2,80E+04	-1,49	1,00E+04	-1,64
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	60	Zulauf	IV-3	4,48	1802	KBE/100ml	2,40E+03	-2,55	9,50E+02	-2,67
Bielefeld-Brake	14.06.2007	90	Zulauf	IV-0	4,25	0	KBE/100ml	1,80E+05	0,00	4,40E+03	0,00
Bielefeld-Brake	14.06.2007	90	Zulauf	IV-1	4,25	101	KBE/100ml	4,00E+04	-0,65	2,00E+03	-0,34
Bielefeld-Brake	14.06.2007	90	Zulauf	IV-2	4,25	302	KBE/100ml	2,00E+03	-1,95	2,50E+02	-1,25
Bielefeld-Brake	14.06.2007	90	Zulauf	IV-3	4,25	1097	KBE/100ml	4,00E+02	-2,65	1,10E+02	-1,60
Bielefeld-Brake	26.06.2007	90	Zulauf	V-0	9,46	0	KBE/100ml	6,00E+06	0,00	2,70E+04	0,00
Bielefeld-Brake	26.06.2007	90	Zulauf	V-1	9,46	151	KBE/100ml	4,40E+03	-3,13	3,35E+03	-0,91
Bielefeld-Brake	26.06.2007	90	Zulauf	V-2	9,46	303	KBE/100ml	1,25E+03	-3,68	8,80E+02	-1,49
Bielefeld-Brake	26.06.2007	90	Zulauf	V-3	9,46	898	KBE/100ml	4,00E+01	-5,18	6,00E+01	-3,43
Bielefeld-Brake	26.06.2007	90	Zulauf	V-4	9,46	1298	KBE/100ml	3,00E+01	-5,30	1,00E+01	-3,43
Bielefeld-Brake	26.07.2007	90	Zulauf	V-0	6,49	0	KBE/100ml	4,00E+05	0,00	4,00E+04	0,00
Bielefeld-Brake	26.07.2007	90	Zulauf	V-1	6,49	100	KBE/100ml	1,00E+04	-1,60	2,50E+03	-1,20
Bielefeld-Brake	26.07.2007	90	Zulauf	V-2	6,49	499	KBE/100ml	3,00E+02	-3,12	1,50E+02	-2,43
Bielefeld-Brake	26.07.2007	90	Zulauf	V-3	6,49	1297	KBE/100ml	1,00E+02	-3,60	5,50E+01	-2,86
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	90	Zulauf	V-0	3,06	0	KBE/100ml	6,70E+05	0,00	2,10E+04	0,00
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	90	Zulauf	V-1	3,06	103	KBE/100ml	1,50E+05	-0,65	1,20E+04	-0,24
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	90	Zulauf	V-2	3,06	497	KBE/100ml	1,08E+04	-1,79	8,50E+02	-1,39
Bochum-Ölbachtal	21.08.2007	90	Zulauf	V-3	3,06	1303	KBE/100ml	2,80E+03	-2,38	1,35E+02	-2,19
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	90	Zulauf	V-0	2,16	0	KBE/100ml	1,92E+06	0,00	3,80E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	90	Zulauf	V-1	2,16	104	KBE/100ml	1,30E+05	-1,17	8,40E+03	-1,66
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	90	Zulauf	V-2	2,16	497	KBE/100ml	5,00E+02	-3,58	1,20E+02	-3,50
Bochum-Ölbachtal	29.08.2007	90	Zulauf	V-3	2,16	1299	KBE/100ml	1,00E+02	-4,28	8,00E+01	-3,68
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	90	Zulauf	V-0	4,07	0	KBE/100ml	9,50E+05	0,00	1,50E+05	0,00
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	90	Zulauf	V-1	4,07	100	KBE/100ml	1,90E+05	-0,70	7,30E+04	-0,31
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	90	Zulauf	V-2	4,07	499	KBE/100ml	1,25E+04	-1,88	2,20E+03	-1,83
Bochum-Ölbachtal	20.09.2007	90	Zulauf	V-3	4,07	1804	KBE/100ml	1,05E+04	-1,96	1,80E+03	-1,92
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	90	Zulauf	IV-0	21,88	0	KBE/100ml	3,40E+05	0,00	1,20E+05	0,00
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	90	Zulauf	IV-1	21,88	103	KBE/100ml	8,40E+03	-1,61	3,25E+03	-1,57
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	90	Zulauf	IV-2	21,88	501	KBE/100ml	7,00E+01	-3,69	2,60E+02	-2,66
Lichtenau-Kleinenb	13.10.2009	90	Zulauf	IV-3	21,88	1297	KBE/100ml	1,00E+01	-4,53	9,00E+01	-3,12

3.2 Ergebnisse der UV-Bestrahlungsversuche mit Abwasser aus verschiedenen Stufen von Abwasserteichanlagen

Auf den Folgeseiten finden sich die Einzelergebnisse und eine tabellarische Zusammenstellung der Gesamtmessdaten für die UV-Bestrahlungsversuche.

Angaben zu den Abwasserteichanlagen sind in Anlage 4 aufgeführt.

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 29.08.2006

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,1
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025

III - Ablauf Teich 1

Transmission [%]	7,4
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,131

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/ml]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Fäkalstreptokokken [KBE/ml]	Fäkalstreptokokken [KBE/100ml]	Fäkalstreptokokken N/N ₀
III-0	200	0,744	0	0,382	0	0	0,00E+00	#DIV/0!	53	5,30E+03	0,000
III-1	200	0,744	12	0,382	96	520	5,20E+04	#DIV/0!	55	5,50E+03	0,016
III-2	200	0,744	23	0,382	185	130	1,30E+04	#DIV/0!	0	0,00E+00	#ZAHL!
III-3	200	0,744	35	0,382	281	1060	1,06E+05	#DIV/0!	63	6,30E+01	-1,925
III-4	200	0,744	46	0,382	369	1180	1,18E+05	#DIV/0!	41	4,10E+01	-2,111
III-5	200	0,744	58	0,382	465	1200	1,20E+05	#DIV/0!	0	0,00E+00	#ZAHL!
III-5 ge	200	0,744	58	0,382	465	0	0,00E+00	#DIV/0!	0	0,00E+00	#ZAHL!
III-6	200	0,744	70	0,382	562	1500	1,50E+05	#DIV/0!	78	7,80E+01	#DIV/0!
III-7	200	0,744	93	0,382	746	1	1,00E+02	#DIV/0!	0	0,00E+00	#ZAHL!
III-8	200	0,744	116	0,382	931	3	3,00E+02	#DIV/0!	19	1,90E+01	-2,446

I - Zulauf Absetzkammer

Nur mikrobiologische Untersuchung; Probe wurde nicht wie die anderen Nullproben der Versuchsprozedur unterzogen!

Transmission [%]	-
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	-

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/ml]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Fäkalstreptokokken [KBE/ml]	Fäkalstreptokokken [KBE/100ml]	Fäkalstreptokokken N/N ₀
I-0	-	-	-	-	-	14000	1,40E+06	0,000	3200	3,20E+05	0,000

II - Ablauf Absetzkammer

Nur mikrobiologische Untersuchung; Probe wurde nicht wie die anderen Nullproben der Versuchsprozedur unterzogen!

Transmission [%]	-
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	-

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/ml]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Fäkalstreptokokken [KBE/ml]	Fäkalstreptokokken [KBE/100ml]	Fäkalstreptokokken N/N ₀
II-0	-	-	-	-	-	13000	1,30E+06	0,000	3350	3,35E+05	0,000

IV - Ablauf Teich 2

Transmission [%]	6,7
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,173

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/ml]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Fäkalstreptokokken [KBE/ml]	Fäkalstreptokokken [KBE/100ml]	Fäkalstreptokokken N/N ₀
IV-0	200	0,670	0	0,410	0	60	6,00E+03	0,000	52	5,20E+03	0,000
IV-1	200	0,670	12	0,410	103	53	5,30E+03	-0,054	0	0,00E+00	#ZAHL!
IV-2	200	0,670	24	0,410	207	6	6,00E+02	-1,000	0	0,00E+00	#ZAHL!
IV-3	200	0,670	36	0,410	310	5	5,00E+02	-1,079	0	0,00E+00	#ZAHL!
IV-4	200	0,670	47	0,410	404	166	1,66E+04	0,442	0	0,00E+00	#ZAHL!
IV-5	200	0,670	59	0,410	508	5	5,00E+02	-1,079	0	0,00E+00	#ZAHL!
IV-5 ge	200	0,670	59	0,410	508	2	2,00E+02	-1,477	0	0,00E+00	#ZAHL!
IV-6	200	0,670	71	0,410	611	0	0,00E+00	0,000	0	0,00E+00	#ZAHL!
IV-7	200	0,670	95	0,410	818	0	0,00E+00	0,000	0	0,00E+00	#ZAHL!
IV-8	200	0,670	119	0,410	1024	0	0,00E+00	0,000	0	0,00E+00	#ZAHL!

V - Ablauf Kiesfilter

Nur mikrobiologische Untersuchung; Probe wurde nicht wie die anderen Nullproben der Versuchsprozedur unterzogen!

Transmission [%]	-
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	-

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/ml]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Fäkalstreptokokken [KBE/ml]	Fäkalstreptokokken [KBE/100ml]	Fäkalstreptokokken N/N ₀
II-0	-	-	-	-	-	100000	1,00E+07	0,000	24000	2,40E+06	0,000

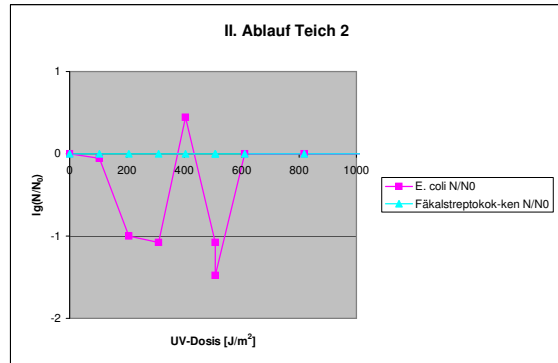
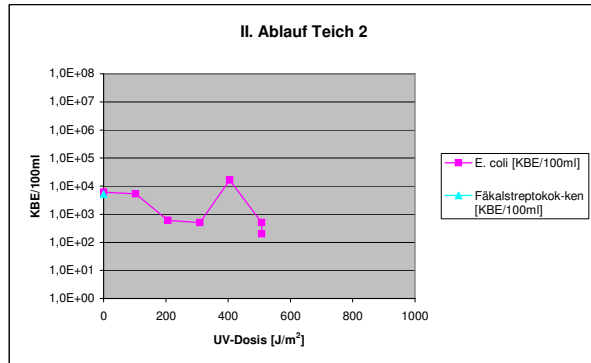
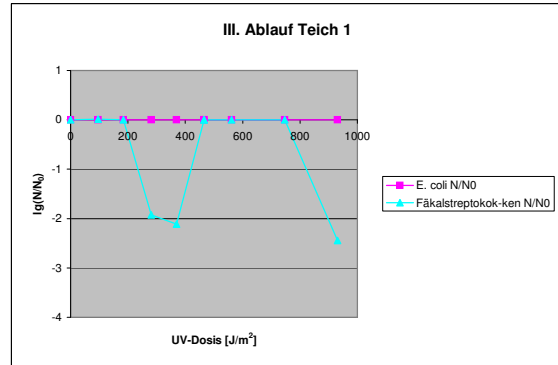
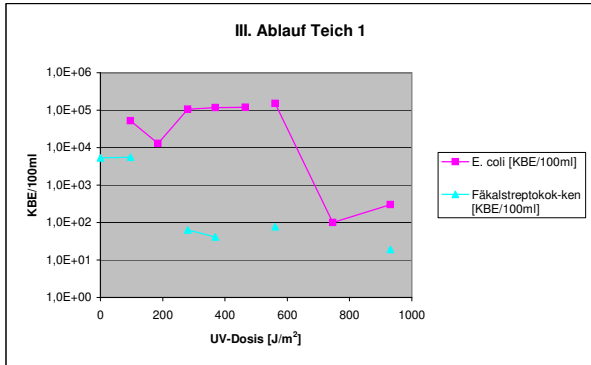
VI - Ablauf Schilfteich

Nur mikrobiologische Untersuchung; Probe wurde nicht wie die anderen Nullproben der Versuchsprozedur unterzogen!

Transmission [%]	-
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	-

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/ml]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Fäkalstreptokokken [KBE/ml]	Fäkalstreptokokken [KBE/100ml]	Fäkalstreptokokken N/N ₀
II-0	-	-	-	-	-	20	2,00E+03	0,000	1	1,00E+02	0,000

* Berechnung der Bestrahlungsdosis nach UV Disinfection Guidance Manual, U.S. EPA, Draft 2003, S. E-4, Gleichung E.1



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche am Hygieneinstitut der Uni Bonn am 11.10.2006
Abwasserquelle: KA Olpe Oberveischede

UV-Intensität [mW/cm ²]	1,6
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	61,7
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	9

I - Zulauf

Transmission [%]	16,9
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,772

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
I-0	25	0,393	0,0	0,627	0	1,50E+07	0,000	1,50E+07	0,000
I-1	25	0,393	6,3	0,627	100	4,00E+04	-2,574	2,30E+05	-1,814
I-2	25	0,393	18,8	0,627	300	4,00E+04	-2,574	2,30E+05	-1,814
I-3	25	0,393	31,3	0,627	500	3,00E+04	-2,699	3,00E+04	-2,699
I-4	25	0,393	50,0	0,627	800	7,00E+03	-3,331	4,30E+04	-2,543

II - Teich 1

Transmission [%]	38,4
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,416

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
II-0	25	0,393	0,0	0,627	0	7,00E+04	0,000	1,40E+05	0,000
II-1	25	0,393	6,0	0,627	100	3,00E+04	-0,368	3,00E+04	-0,669
II-2	25	0,393	18,8	0,627	300	3,00E+03	-1,368	3,00E+03	-1,669
II-3	25	0,393	31,3	0,627	500	3,00E+03	-1,368	3,00E+03	-1,669
II-4	25	0,393	50,0	0,627	800	3,00E+03	-1,368	3,00E+03	-1,669

III - Teich 2

Transmission [%]	46,4
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,333

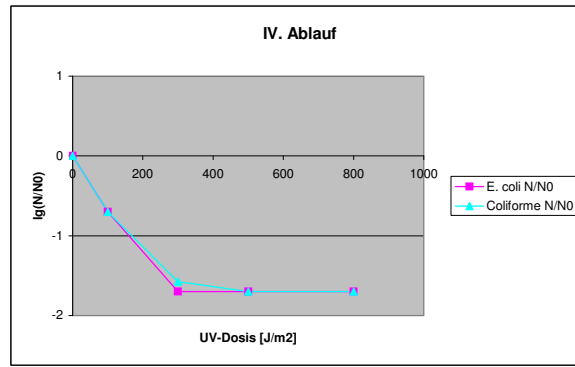
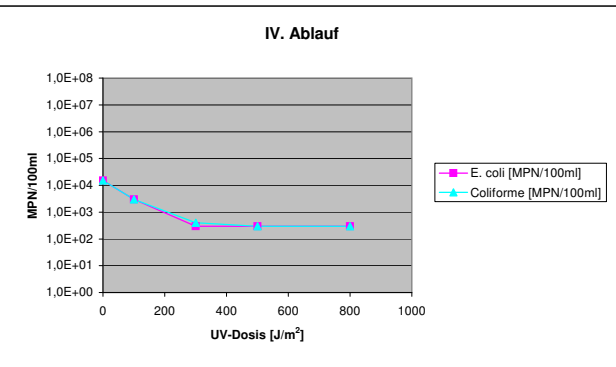
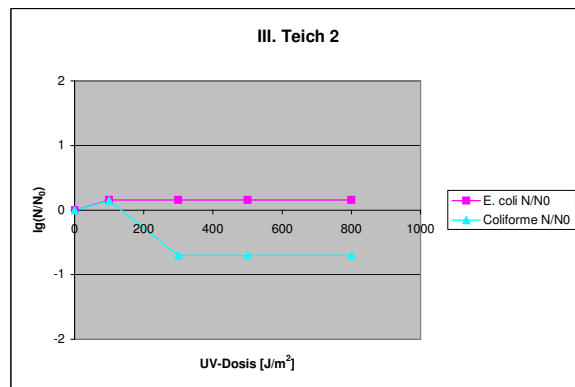
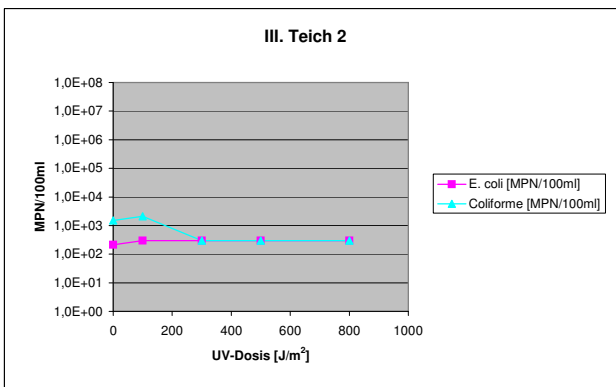
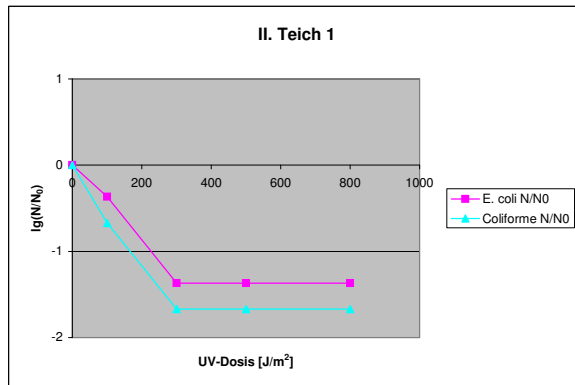
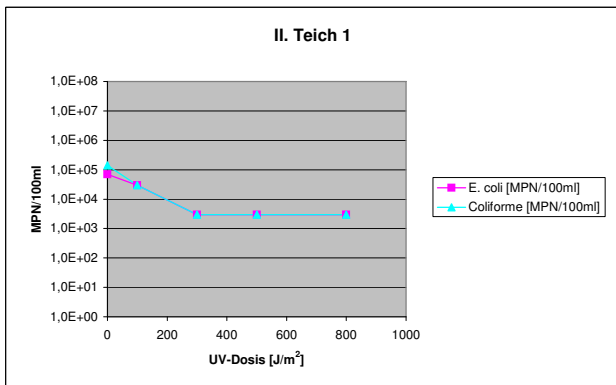
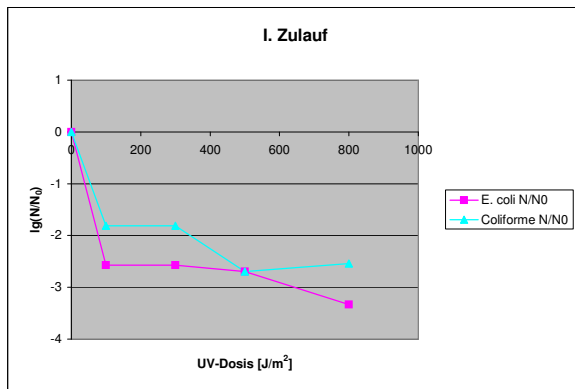
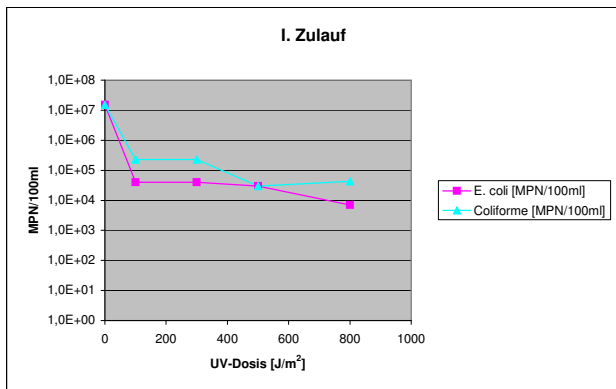
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
III-0	25	0,393	0,0	0,627	0	2,10E+02	0,000	1,50E+03	0,000
III-1	25	0,393	6,3	0,627	100	3,00E+02	0,155	2,10E+03	0,146
III-2	25	0,393	18,8	0,627	300	3,00E+02	0,155	3,00E+02	-0,699
III-3	25	0,393	31,3	0,627	500	3,00E+02	0,155	3,00E+02	-0,699
III-4	25	0,393	50,0	0,627	800	3,00E+02	0,155	3,00E+02	-0,699

IV - Ablauf

Transmission [%]	71,5
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,146

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
IV-0	25	0,393	0,0	0,627	0	1,50E+04	0,000	1,50E+04	0,000
IV-1	25	0,393	6,3	0,627	100	3,00E+03	-0,699	3,00E+03	-0,699
IV-2	25	0,393	18,8	0,627	300	3,00E+02	-1,699	4,00E+02	-1,574
IV-3	25	0,393	31,3	0,627	500	3,00E+02	-1,699	3,00E+02	-1,699
IV-4	25	0,393	50,0	0,627	800	3,00E+02	-1,699	3,00E+02	-1,699

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche am Hygieneinstitut der Uni Bonn am 11.10.2006
Abwasserquelle: KA Olpe Oberveischede



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche am Hygieneinstitut der Uni Bonn am 07.11.2006
KA Altenkleusheim

UV-Intensität [mW/cm ²]	1,6
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	61,7
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Reflexionskoeff. [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	9

I - Zulauf

Transmission [%]	10,2
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,991

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
I-0	25	0,393	0	0,576	0	2,40E+07	0,000	2,40E+07	0,000
I-1	25	0,393	4	0,576	37	2,40E+06	-1,000	2,40E+06	-1,000
I-2	25	0,393	15	0,576	138	1,50E+04	-3,204	9,30E+04	-2,412
I-3	25	0,393	29	0,576	267	9,00E+03	-3,426	7,50E+04	-2,505
I-4	25	0,393	47	0,576	433	2,30E+03	-4,018	2,30E+03	-4,018

II - Teich 1

Transmission [%]	27,1
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,567

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
II-0	25	0,393	0	0,682	0	9,00E+05	0,000	2,30E+06	0,000
II-1	25	0,393	4	0,682	44	7,50E+03	-2,079	2,10E+04	-2,040
II-2	25	0,393	15	0,682	164	4,30E+02	-3,321	9,30E+02	-3,393
II-3	25	0,393	29	0,682	316	4,30E+02	-3,321	2,30E+03	-3,000
II-4	25	0,393	47	0,682	513	4,00E+01	-4,352	4,30E+02	-3,728

III - Teich 2

Transmission [%]	47,8
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,3205

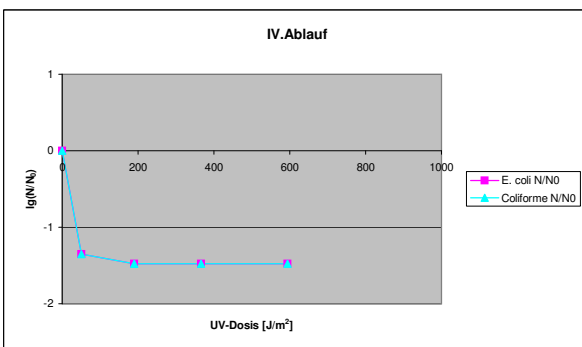
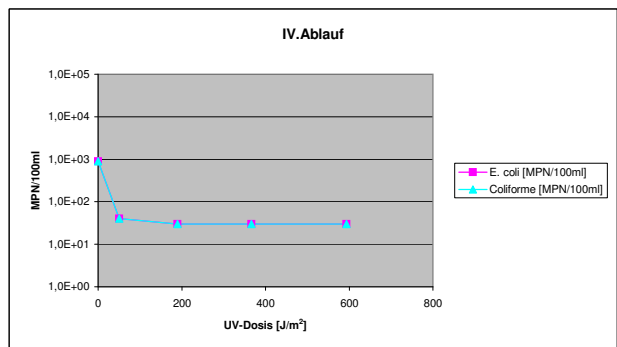
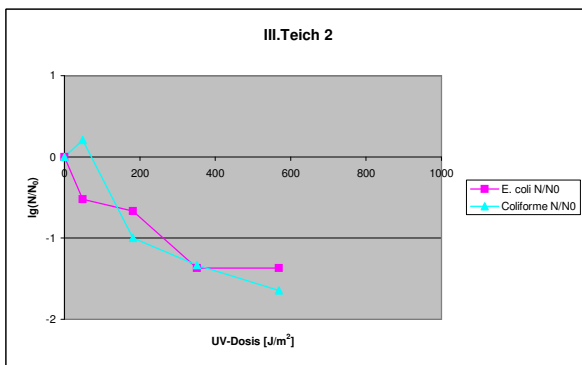
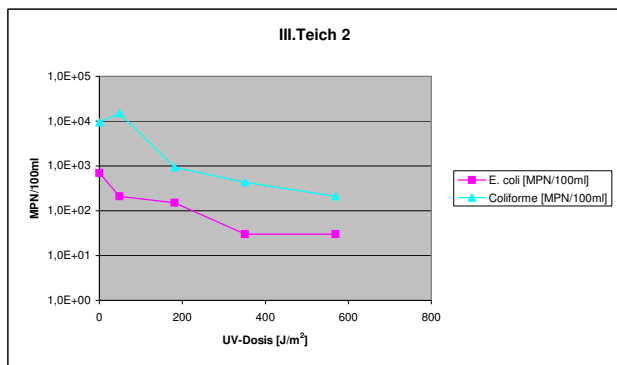
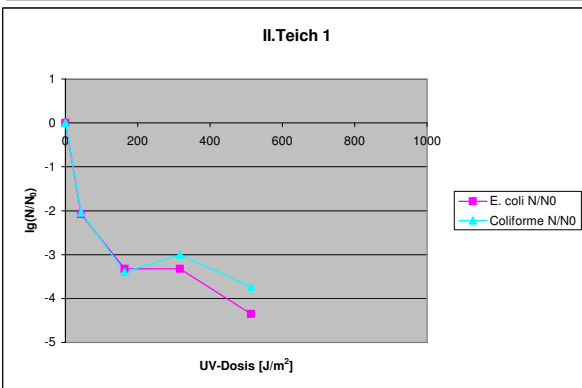
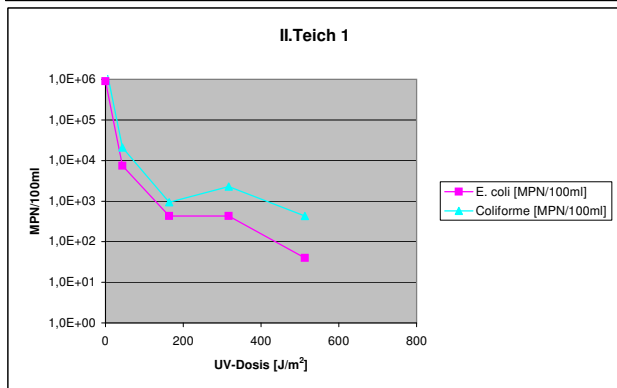
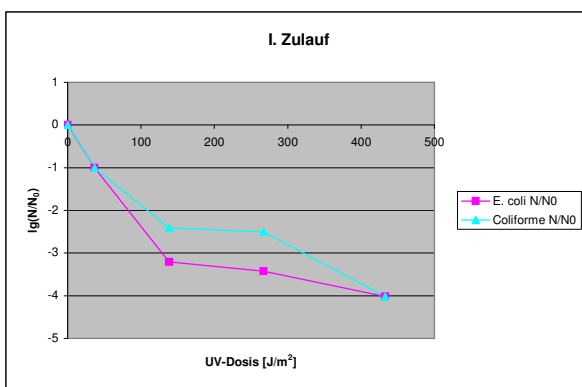
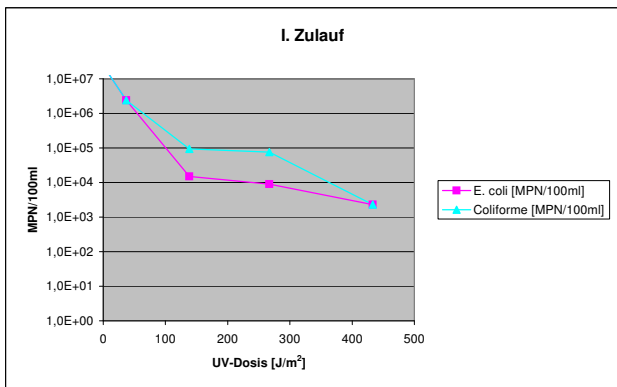
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
III-0	25	0,393	0	0,757	0	7,00E+02	0,000	9,30E+03	0,000
III-1	25	0,393	4	0,757	48	2,10E+02	-0,523	1,50E+04	0,208
III-2	25	0,393	15	0,757	182	1,50E+02	-0,669	9,30E+02	-1,000
III-3	25	0,393	29	0,757	351	3,00E+01	-1,368	4,30E+02	-1,335
III-4	25	0,393	47	0,757	569	3,00E+01	-1,368	2,10E+02	-1,646

IV - Ablauf

Transmission [%]	59,9
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,223

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
IV-0	25	0,393	0	0,790	0	9,00E+02	0,000	9,00E+02	0,000
IV-1	25	0,393	4	0,790	51	4,00E+01	-1,352	4,00E+01	-1,352
IV-2	25	0,393	15	0,790	189	3,00E+01	-1,477	3,00E+01	-1,477
IV-3	25	0,393	29	0,790	366	3,00E+01	-1,477	3,00E+01	-1,477
IV-4	25	0,393	47	0,790	594	3,00E+01	-1,477	3,00E+01	-1,477

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche am Hygieneinstitut der Uni Bonn am 07.11.2006



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche am Hygieneinstitut der Uni Bonn am 07.11.2006
 KA Oberveische

UV-Intensität [mW/cm ²]	1,6
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	61,7
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	9

I - Zulauf

Transmission [%]	20,3
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,693

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
I-0	25	0,393	0	0,648	0	2,30E+06	0,000	9,30E+06	0,000
I-1	25	0,393	4	0,648	41	4,30E+05	-0,728	4,30E+05	-1,335
I-2	25	0,393	15	0,648	155	1,50E+04	-2,186	4,60E+05	-1,306
I-3	25	0,393	29	0,648	301	9,00E+03	-2,407	9,30E+04	-2,000
I-4	25	0,393	47	0,648	467	2,30E+03	-3,000	9,30E+03	-3,000

II - Teich 1

Transmission [%]	41
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,39

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
II-0	25	0,393	0	0,735	0	9,00E+03	0,000	7,00E+04	0,000
II-1	25	0,393	4	0,735	47	2,30E+03	-0,593	2,30E+04	-0,483
II-2	25	0,393	15	0,735	176	4,00E+02	-1,352	4,30E+03	-1,212
II-3	25	0,393	29	0,735	341	4,00E+01	-2,352	4,30E+02	-2,212
II-4	25	0,393	47	0,735	552	7,00E+01	-2,109	9,00E+02	-1,891

III - Teich 2

Transmission [%]	55,4
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,256

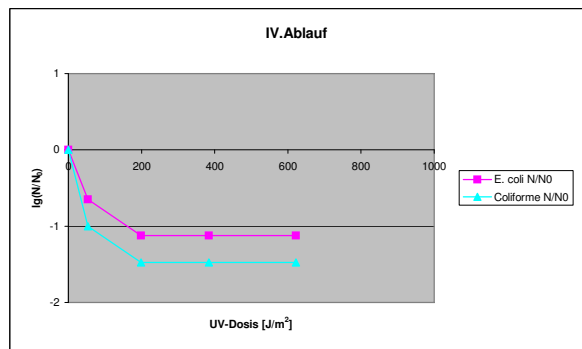
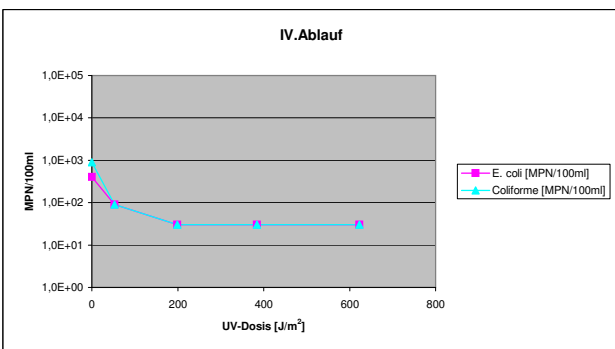
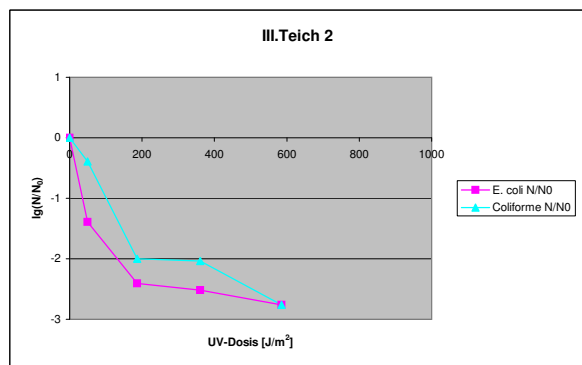
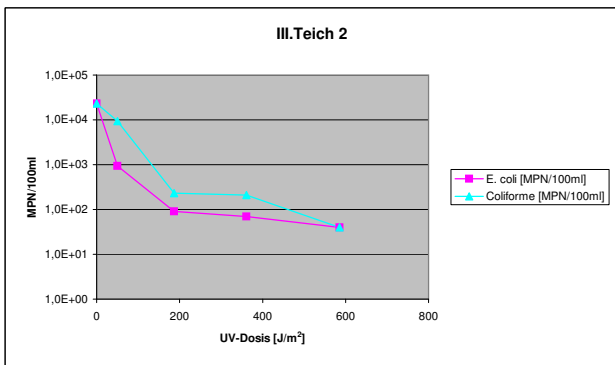
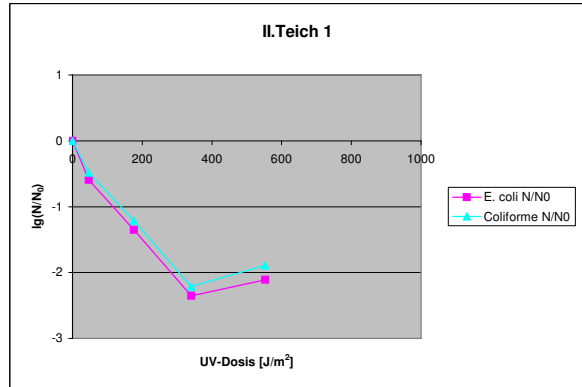
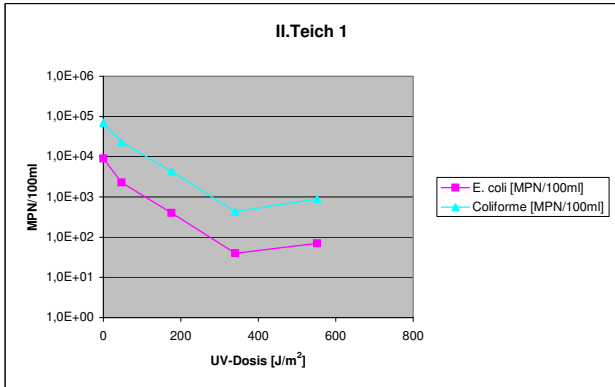
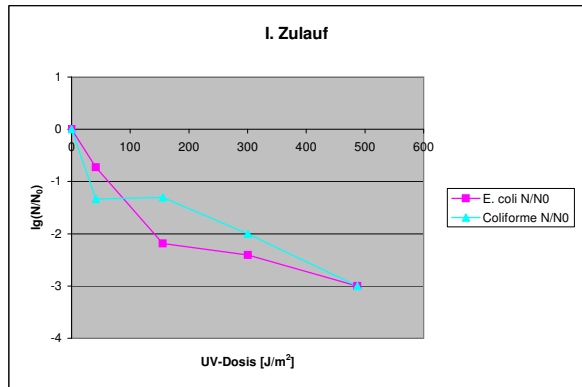
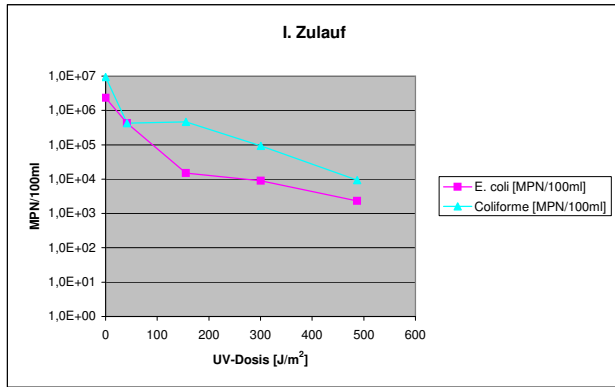
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
III-0	25	0,393	0	0,778	0	2,30E+04	0,000	2,30E+04	0,000
III-1	25	0,393	4	0,778	50	9,30E+02	-1,393	9,30E+03	-0,393
III-2	25	0,393	15	0,778	187	9,00E+01	-2,407	2,30E+02	-2,000
III-3	25	0,393	29	0,778	361	7,00E+01	-2,517	2,10E+02	-2,040
III-4	25	0,393	47	0,778	585	4,00E+01	-2,760	4,00E+01	-2,760

IV - Ablauf

Transmission [%]	76,6
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,116

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100ml]	Coliforme N/N ₀
IV-0	25	0,393	0	0,828	0	4,00E+02	0,000	9,00E+02	0,000
IV-1	25	0,393	4	0,828	53	9,00E+01	-0,648	9,00E+01	-1,000
IV-2	25	0,393	15	0,828	199	3,00E+01	-1,125	3,00E+01	-1,477
IV-3	25	0,393	29	0,828	384	3,00E+01	-1,125	3,00E+01	-1,477
IV-4	25	0,393	47	0,828	622	3,00E+01	-1,125	3,00E+01	-1,477

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche am Hygieneinstitut der Uni Bonn am 07.11.2006



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 14.12.2006
Abwasserquelle: KA Hamm-Wambeln

UV-Intensität [mW/cm ²]	2
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	19,2
Durchmesser Petrischale [cm]	18,2

UV Bestrahlungsversuche mit Probe I und II
 UV Bestrahlungsversuche mit Probe III und IV

I - Zulauf

Transmission [%]	17,99
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,7448

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	100	0,345	0	0,658	0	3,20E+05	0,000	2,60E+04	0,000
I-1	100	0,345	8	0,658	105	9,60E+03	-1,523	2,20E+03	-1,073
I-2	100	0,345	15	0,658	197	6,00E+02	-2,727	1,00E+02	-2,415
I-3	100	0,345	23	0,658	303	4,00E+02	-2,903	2,00E+02	-2,114
I-4	100	0,345	45	0,658	592	4,50E+01	-3,852	4,00E+01	-2,813
I-5	100	0,345	75	0,658	987	1,00E+01	-4,505	3,00E+00	-3,938

II - Sedimentationsbecken

Transmission [%]	19,04
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,7203

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	100	0,345	0	0,664	0	2,20E+05	0,000	5,40E+04	0,000
II-1	100	0,345	7	0,664	93	6,00E+03	-1,439	1,70E+03	-1,502
II-2	100	0,345	15	0,664	199	2,20E+02	-3,000	1,00E+02	-2,732
II-3	100	0,345	22	0,664	292	6,00E+01	-3,564	6,00E+01	-2,954
II-4	100	0,345	45	0,664	597	6,50E+01	-3,530	2,00E+01	-3,431
II-5	100	0,345	57	0,664	756	1,60E+02	-3,138	2,00E+01	-3,431

III - Teich 1

Transmission [%]	32,11
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,4933

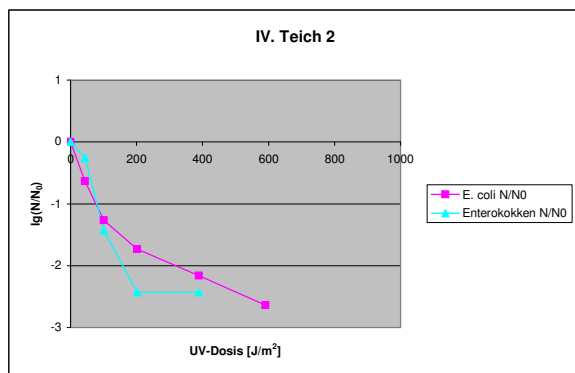
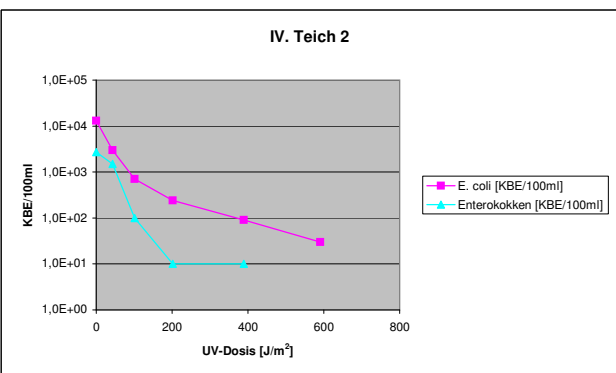
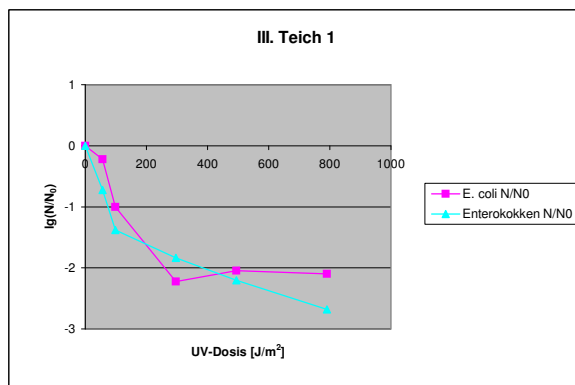
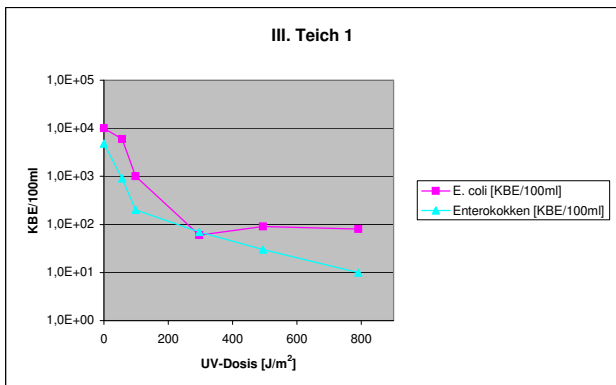
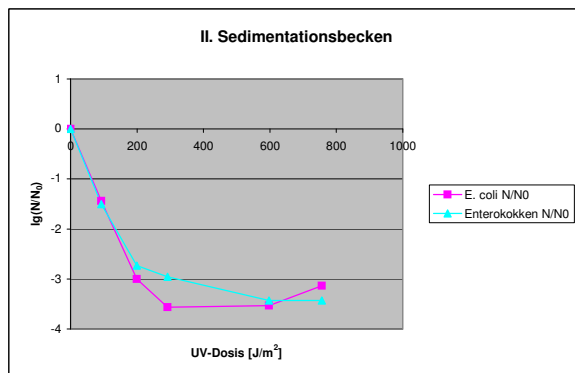
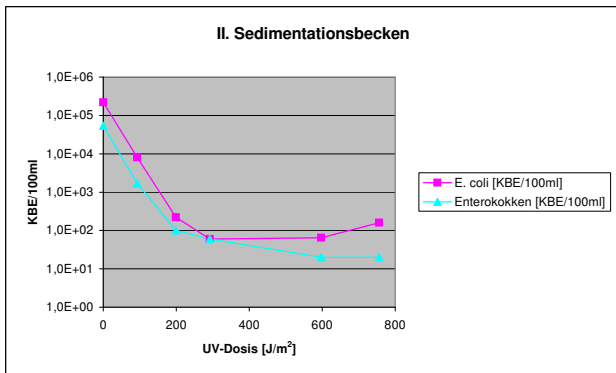
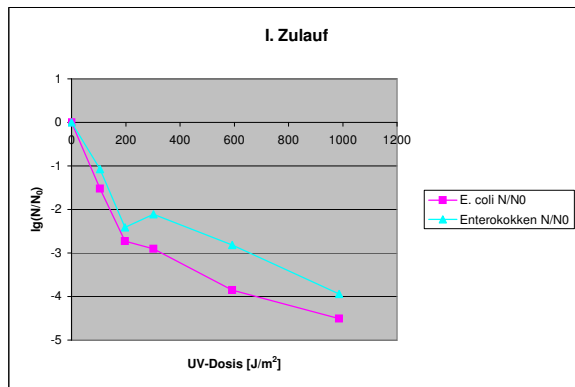
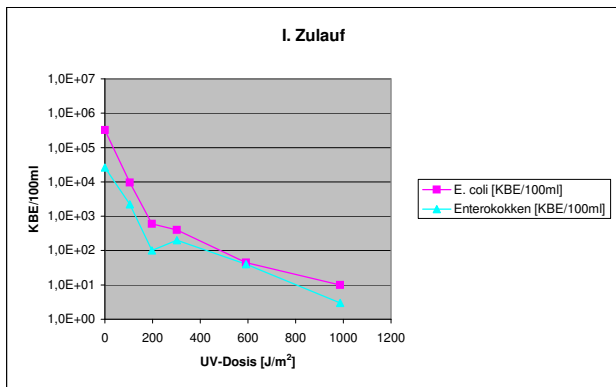
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	100	0,384	0	0,706	0	1,00E+04	0,000	4,80E+03	0,000
III-1	100	0,384	4	0,706	56	6,00E+03	-0,222	9,00E+02	-0,727
III-2	100	0,384	7	0,706	99	1,00E+03	-1,000	2,00E+02	-1,380
III-3	100	0,384	21	0,706	296	6,00E+01	-2,222	7,00E+01	-1,836
III-4	100	0,384	35	0,706	494	9,00E+01	-2,046	3,00E+01	-2,204
III-5	100	0,384	56	0,706	790	8,00E+01	-2,097	1,00E+01	-2,681

IV - Teich 2 (Ablauf KA)

Transmission [%]	36,07
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,4433

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	100	0,384	0	0,720	0	1,30E+04	0,000	2,70E+03	0,000
IV-1	100	0,384	3	0,720	43	3,00E+03	-0,637	1,50E+03	-0,255
IV-2	100	0,384	7	0,720	101	7,00E+02	-1,269	1,00E+02	-1,431
IV-3	100	0,384	14	0,720	202	2,40E+02	-1,734	1,00E+01	-2,431
IV-4	100	0,384	27	0,720	389	9,00E+01	-2,160	1,00E+01	-2,431
IV-5	100	0,384	41	0,720	591	3,00E+01	-2,637	0,00E+00	#ZAHL!

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 14.12.2006
Abwasserquelle: KA Hamm-Wambeln



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 15.01.2007
Abwasserquelle: KA Hamm-Wambeln

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,36
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	19,2
Durchmesser Petrischale [cm]	18,2

UV Bestrahlungsversuche mit Probe I und II
 UV Bestrahlungsversuche mit Probe III und IV

I - Zulauf

Transmission [%]	34,44
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,4629

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	100	0,345	0	0,729	0	5,30E+04	0,000	5,00E+03	0,000
I-1	100	0,345	8	0,729	138	1,00E+03	-1,724	8,00E+02	-0,796
I-2	100	0,345	15	0,729	258	3,00E+02	-2,247	3,00E+02	-1,222
I-3	100	0,345	30	0,729	516	7,00E+02	-1,879	4,60E+01	-2,036
I-4	100	0,345	45	0,729	774	2,20E+02	-2,382	1,20E+02	-1,620
I-5	100	0,345	75	0,729	1291	2,40E+02	-2,344	2,40E+02	-1,319

II - Sedimentationsbecken

Transmission [%]	36,75
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,4347

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	100	0,345	0	0,737	0	2,10E+04	0,000	4,00E+03	0,000
II-1	100	0,345	7	0,737	122	2,00E+03	-1,021	1,00E+03	-0,602
II-2	100	0,345	15	0,737	261	7,00E+02	-1,477	4,80E+02	-0,921
II-3	100	0,345	25	0,737	435	1,00E+02	-2,322	2,20E+02	-1,260
II-4	100	0,345	45	0,737	783	6,00E+01	-2,544	7,00E+01	-1,757
II-5	100	0,345	75	0,737	1304	3,00E+01	-2,845	6,00E+01	-1,824

III - Teich 1

Transmission [%]	54,83
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,2609

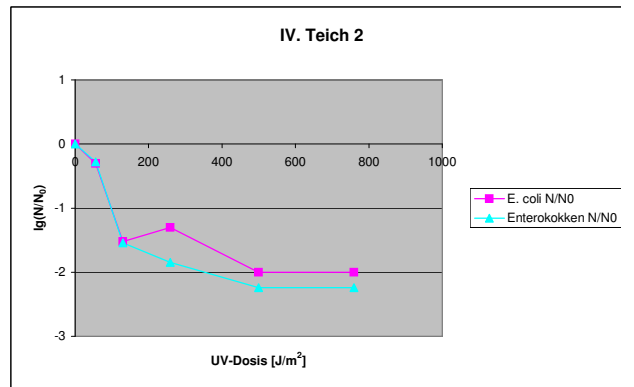
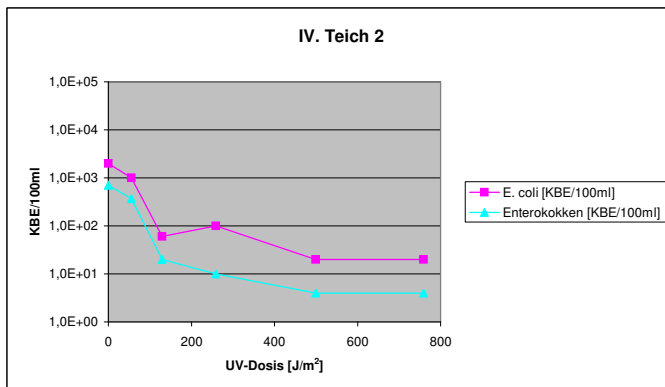
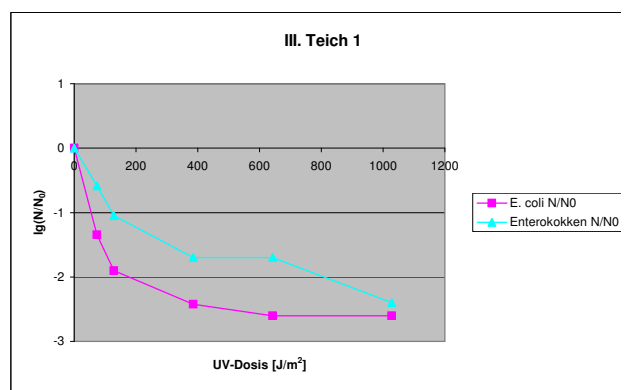
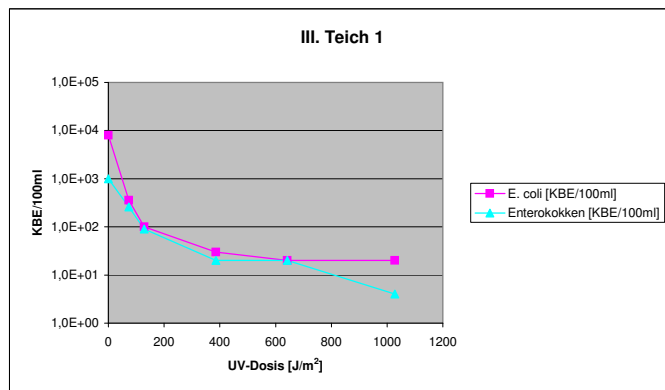
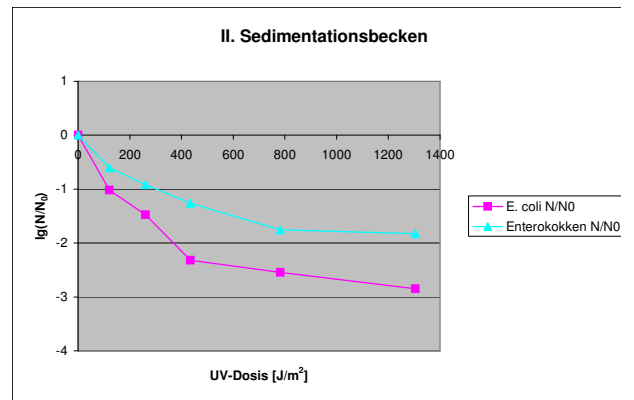
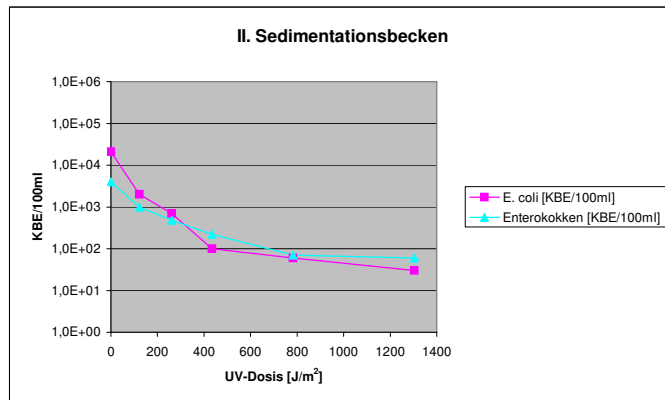
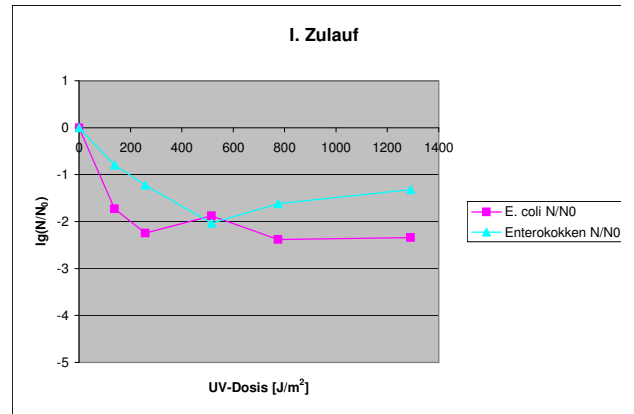
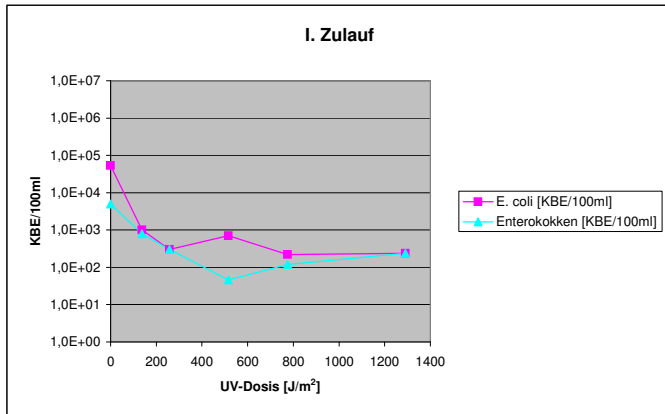
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	100	0,384	0	0,778	0	8,00E+03	0,000	1,00E+03	0,000
III-1	100	0,384	4	0,778	73	3,60E+02	-1,347	2,60E+02	-0,585
III-2	100	0,384	7	0,778	128	1,00E+02	-1,903	9,00E+01	-1,046
III-3	100	0,384	21	0,778	385	3,00E+01	-2,426	2,00E+01	-1,699
III-4	100	0,384	35	0,778	642	2,00E+01	-2,602	2,00E+01	-1,699
III-5	100	0,384	56	0,778	1028	2,00E+01	-2,602	4,00E+00	-2,398

IV - Teich 2 (Ablauf KA)

Transmission [%]	57,41
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,241

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	100	0,384	0	0,784	0	2,00E+03	0,000	7,00E+02	0,000
IV-1	100	0,384	3	0,784	56	1,00E+03	-0,301	3,70E+02	-0,277
IV-2	100	0,384	7	0,784	130	6,00E+01	-1,523	2,00E+01	-1,544
IV-3	100	0,384	14	0,784	259	1,00E+02	-1,301	1,00E+01	-1,845
IV-4	100	0,384	27	0,784	500	2,00E+01	-2,000	4,00E+00	-2,243
IV-5	100	0,384	41	0,784	759	2,00E+01	-2,000	4,00E+00	-2,243

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 15.01.2007
Abwasserquelle: KA Hamm-Wambeln



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 18.01.2007
Abwasserquelle: KA Greven-Schmedehausen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,36
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	19,2
Durchmesser Petrischale [cm]	18,2

UV Bestrahlungsversuche mit Probe I und II
 UV Bestrahlungsversuche mit Probe III und IV

I - Zulauf

Transmission [%]	19,68
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,7059

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,518	0	0,587	0	6,90E+04	0,000	8,00E+03	0,000
I-1	150	0,518	8	0,587	111	1,90E+03	-1,560	4,60E+02	-1,240
I-2	150	0,518	16	0,587	222	4,00E+02	-2,237	1,80E+02	-1,648
I-3	150	0,518	29	0,587	402	2,00E+02	-2,538	1,80E+02	-1,648
I-4	150	0,518	43	0,587	596	6,00E+01	-3,061	1,00E+02	-1,903
I-5	150	0,518	75	0,587	1039	2,00E+01	-3,538	3,00E+01	-2,426

II - Teich 1

Transmission [%]	32,14
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,4929

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,518	0	0,657	0	9,80E+04	0,000	8,00E+03	0,000
II-1	150	0,518	7	0,657	109	2,00E+03	-1,690	1,40E+03	-0,757
II-2	150	0,518	13	0,657	202	7,00E+02	-2,146	1,70E+02	-1,673
II-3	150	0,518	26	0,657	403	1,00E+02	-2,991	1,90E+02	-1,624
II-4	150	0,518	39	0,657	605	4,00E+01	-3,389	8,50E+01	-1,974
II-5	150	0,518	55	0,657	853	4,00E+01	-3,389	5,00E+01	-2,204

III - Teich 2

Transmission [%]	34,78
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,4586

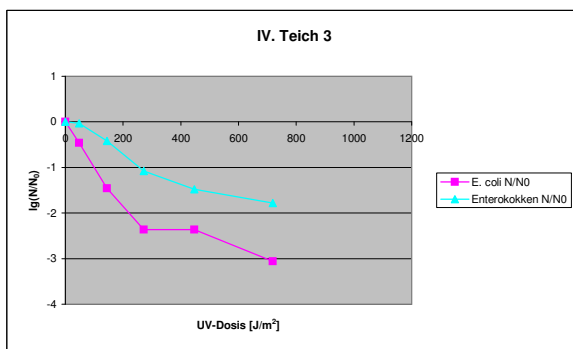
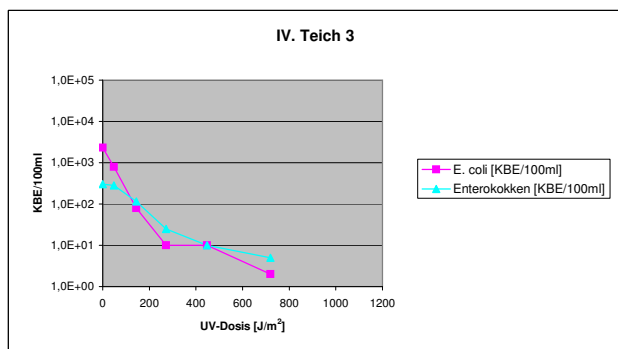
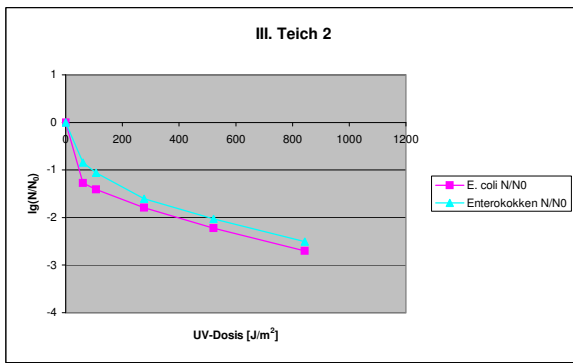
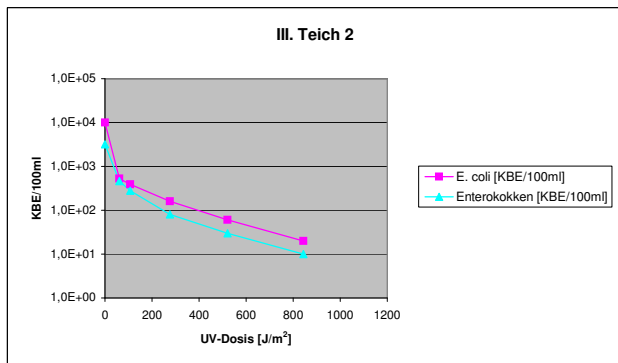
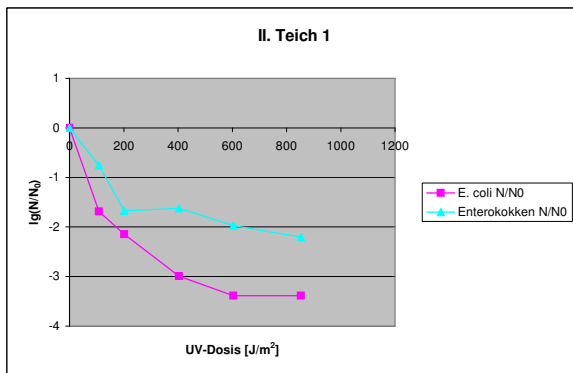
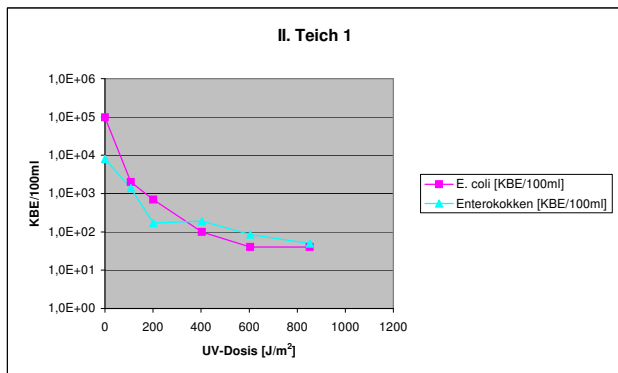
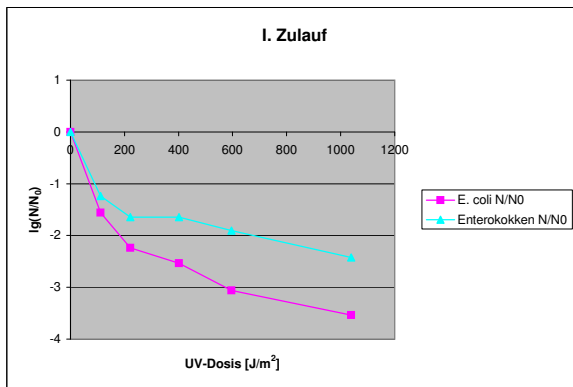
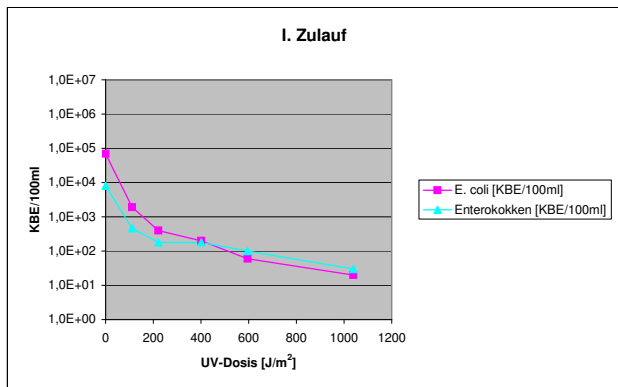
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,577	0	0,650	0	1,00E+04	0,000	3,20E+03	0,000
III-1	150	0,577	4	0,650	61	5,30E+02	-1,276	4,60E+02	-0,842
III-2	150	0,577	7	0,650	107	3,90E+02	-1,409	2,80E+02	-1,058
III-3	150	0,577	18	0,650	276	1,60E+02	-1,796	8,00E+01	-1,602
III-4	150	0,577	34	0,650	522	6,00E+01	-2,222	3,00E+01	-2,028
III-5	150	0,577	55	0,650	844	2,00E+01	-2,699	1,00E+01	-2,505

IV - Teich 3 (Ablauf KA)

Transmission [%]	40,64
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,391

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,577	0	0,677	0	2,30E+03	0,000	3,00E+02	0,000
IV-1	150	0,577	3	0,677	48	8,00E+02	-0,459	2,80E+02	-0,030
IV-2	150	0,577	9	0,677	144	8,00E+01	-1,459	1,15E+02	-0,416
IV-3	150	0,577	17	0,677	272	1,00E+01	-2,362	2,50E+01	-1,079
IV-4	150	0,577	28	0,677	447	1,00E+01	-2,362	1,00E+01	-1,477
IV-5	150	0,577	45	0,677	719	2,00E+00	-3,061	5,00E+00	-1,778

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 18.01.2007
Abwasserquelle: KA Greven-Schmedehausen



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 23.01.2007
Abwasserquelle: KA Lienen Höster Mark

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,065
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	19,2
Durchmesser Petrischale [cm]	18,2

Probenahme bei Frost, Teiche tlw. zugefren!

UV Bestrahlungsversuche mit Probe I und II
 UV Bestrahlungsversuche mit Probe III und IV

I - Zulauf

Transmission [%]	1,91
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,7189

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,518	0	0,369	0	4,80E+05	0,000	3,00E+04	0,000
I-1	150	0,518	13	0,369	99	2,70E+03	-2,250	2,40E+04	-0,097
I-2	150	0,518	26	0,369	198	2,30E+02	-3,320	6,40E+03	-0,671
I-3	150	0,518	66	0,369	503	1,50E+02	-3,505	2,80E+03	-1,030
I-4	150	0,518	131	0,369	999	7,00E+01	-3,836	2,40E+03	-1,097

II - Teich 1

Transmission [%]	12,91
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,889

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,518	0	0,535	0	5,60E+04	0,000	4,00E+04	0,000
II-1	150	0,518	9	0,535	100	2,00E+02	-2,447	8,20E+03	-0,688
II-2	150	0,518	23	0,535	254	4,00E+01	-3,146	4,90E+02	-1,912
II-3	150	0,518	45	0,535	498	1,00E+01	-3,748	1,50E+02	-2,426
II-4	150	0,518	72	0,535	796	1,00E+01	-3,748	3,50E+01	-3,058

III - Teich 2

Transmission [%]	21,63
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,6649

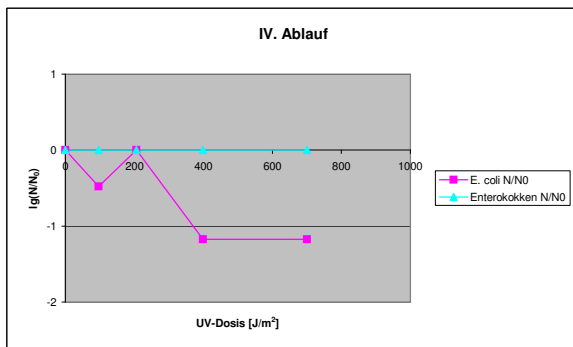
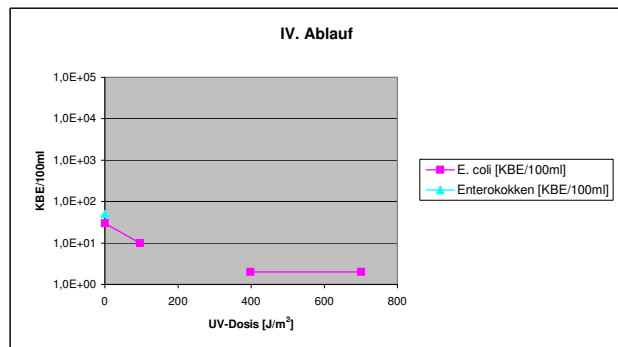
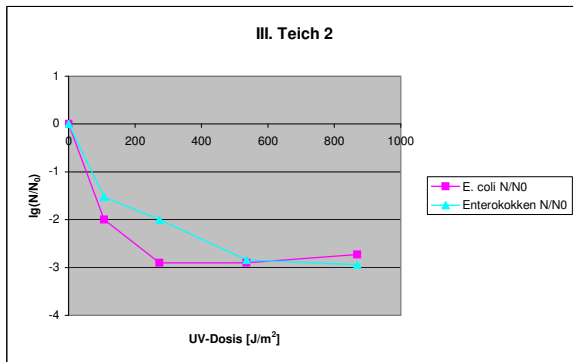
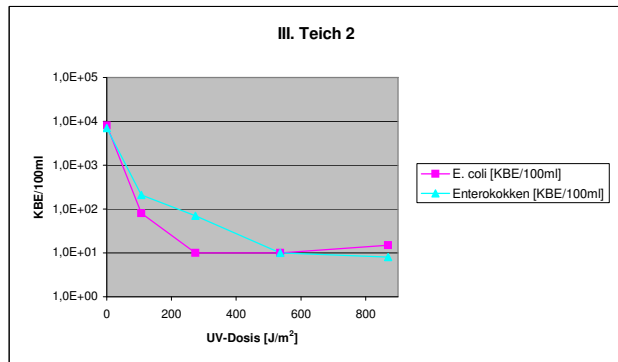
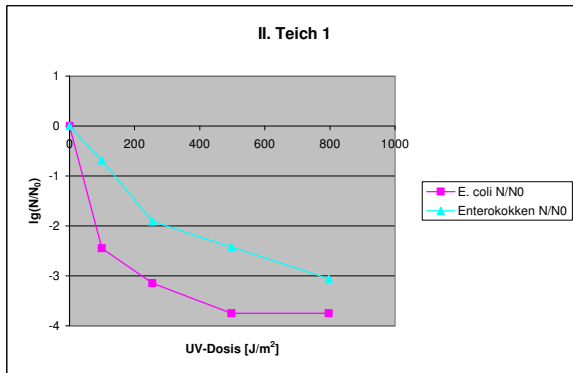
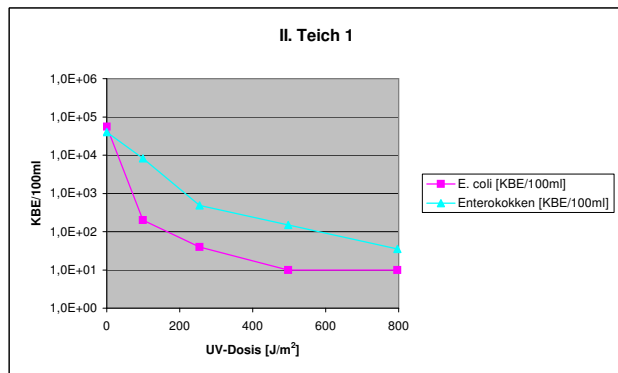
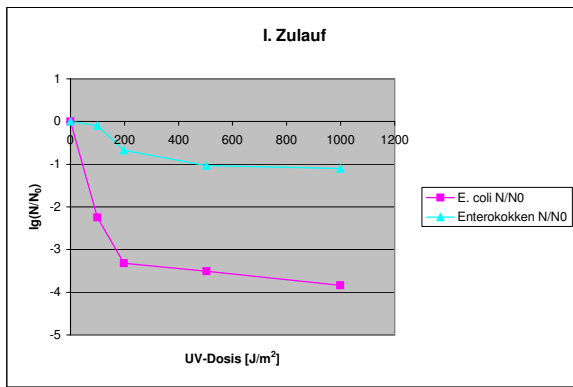
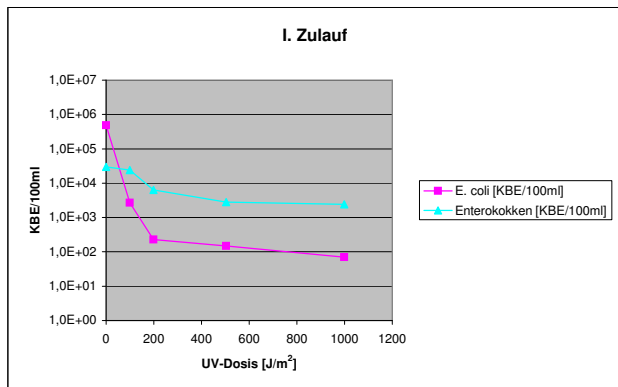
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,577	0	0,576	0	8,00E+03	0,000	7,00E+03	0,000
III-1	150	0,577	9	0,576	107	8,00E+01	-2,000	2,10E+02	-1,523
III-2	150	0,577	23	0,576	274	1,00E+01	-2,903	7,00E+01	-2,000
III-3	150	0,577	45	0,576	536	1,00E+01	-2,903	1,00E+01	-2,845
III-4	150	0,577	73	0,576	869	1,50E+01	-2,727	8,00E+00	-2,942

IV - Ablauf Filterbett

Transmission [%]	38,08
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,4193

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,577	0	0,665	0	3,00E+01	0,000	5,00E+01	0,000
IV-1	150	0,577	7	0,665	96	1,00E+01	-0,477	0,00E+00	#ZAHL!
IV-2	150	0,577	15	0,665	206	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!
IV-3	150	0,577	29	0,665	398	2,00E+00	-1,176	0,00E+00	#ZAHL!
IV-4	150	0,577	51	0,665	701	2,00E+00	-1,176	0,00E+00	#ZAHL!

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 23.01.2007
Abwasserquelle: KA Lienen Höster Mark



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 20.03.2007
Abwasserquelle: KA Lichtenau Kleinenberg

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,240525
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,4

Wassertemperatur: 6°C

I - Zulauf

Transmission [%]	20,8
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,682

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,564	0	0,576	0	4,00E+05	0,000	4,80E+03	0,000
I-1	150	0,564	6	0,576	77	8,70E+04	-0,663	2,50E+03	-0,283
I-2	150	0,564	14	0,576	181	4,50E+04	-0,949	1,75E+03	-0,438
I-3	150	0,564	47	0,576	606	1,30E+04	-1,488	8,00E+02	-0,778
I-4	150	0,564	101	0,576	1303	8,00E+02	-2,699	2,50E+02	-1,283

II - Teich 1 belüftet

Transmission [%]	35,73
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,447

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [K]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,564	0	0,658	0	8,00E+03	0,000	7,50E+02	0,000
II-1	150	0,564	5	0,658	74	4,00E+02	-1,301	2,80E+02	-0,428
II-2	150	0,564	12	0,658	177	2,00E+02	-1,602	1,30E+02	-0,761
II-3	150	0,564	34	0,658	502	1,00E+02	-1,903	1,00E+01	-1,875
II-4	150	0,564	68	0,658	1003	3,00E+01	-2,426	2,00E+00	-2,574

III - Teich 2 belüftet

Transmission [%]	37,07
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,431

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [K]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,564	0	0,665	0	3,00E+03	0,000	4,50E+02	0,000
III-1	150	0,564	5	0,665	74	7,00E+02	-0,632	1,80E+02	-0,398
III-2	150	0,564	12	0,665	179	1,00E+02	-1,477	2,00E+01	-1,352
III-3	150	0,564	34	0,665	506	1,00E+01	-2,477	0,00E+00	#ZAHL!
III-4	150	0,564	67	0,665	998	1,00E+00	-3,477	0,00E+00	#ZAHL!

IV - Teich 3 unbelüftet

Transmission [%]	45,19
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,345

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [K]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,564	0	0,700	0	1,60E+03	0,000	3,00E+02	0,000
IV-1	150	0,564	5	0,700	78	1,00E+02	-1,204	9,00E+01	-0,523
IV-2	150	0,564	11	0,700	172	7,00E+01	-1,359	1,00E+01	-1,477
IV-3	150	0,564	29	0,700	455	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!
IV-4	150	0,564	58	0,700	909	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!

V - Teich 4 unbelüftet

Transmission [%]	54,95
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,26

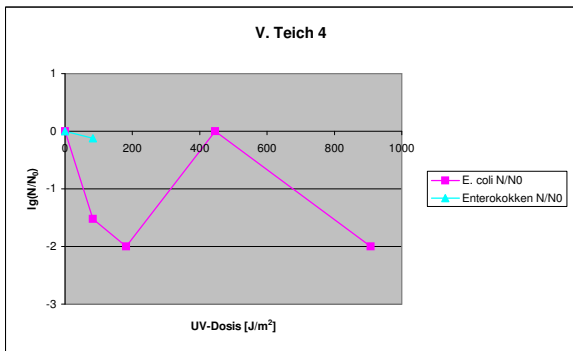
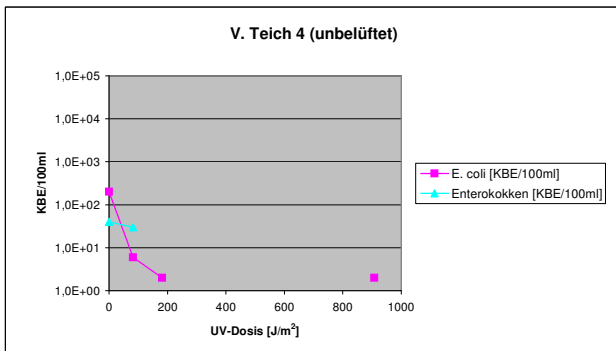
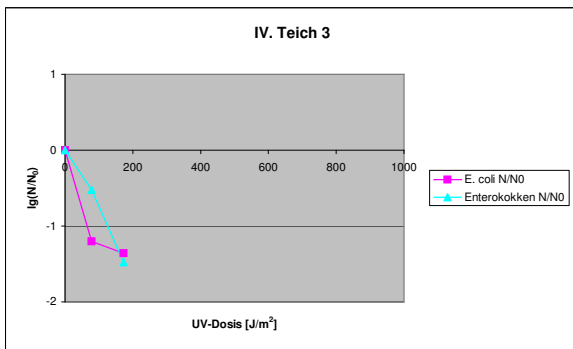
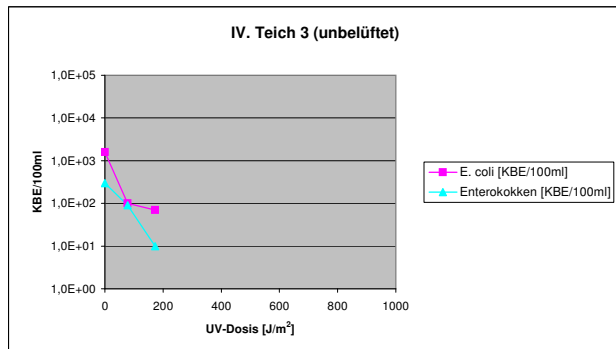
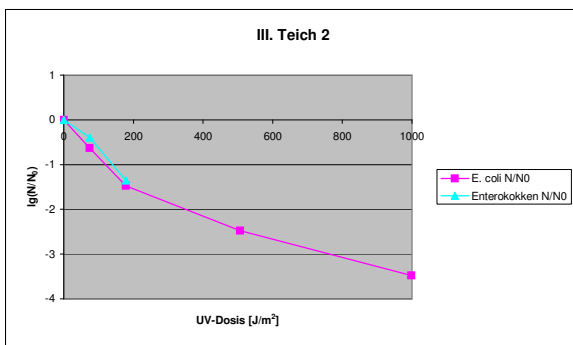
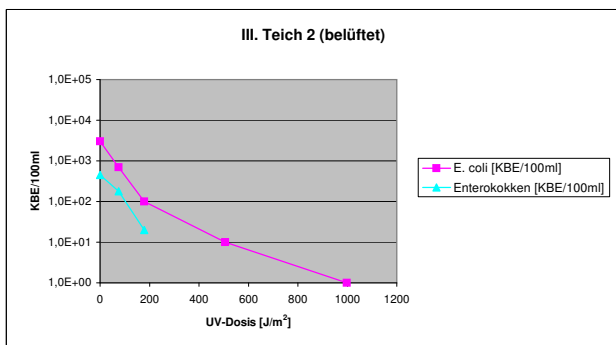
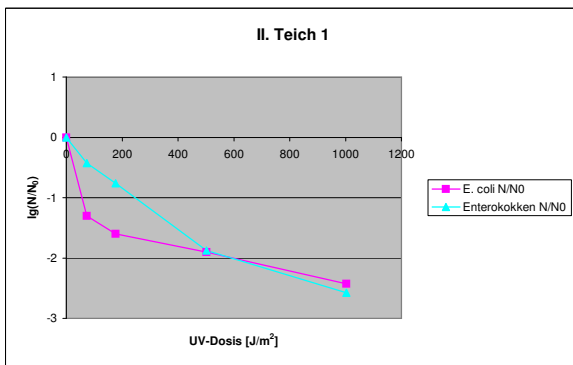
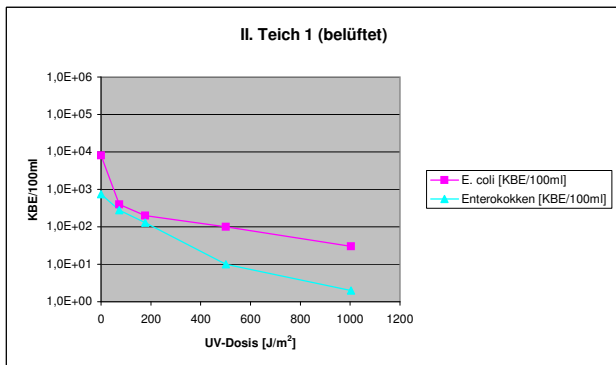
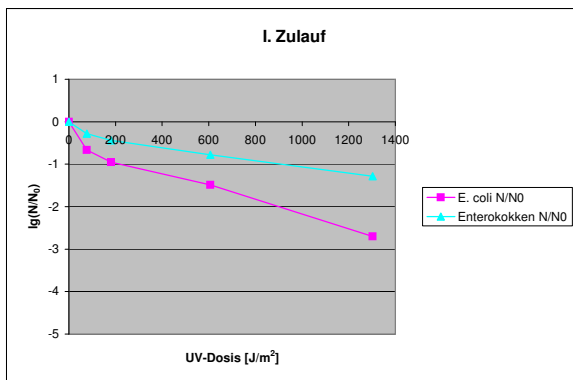
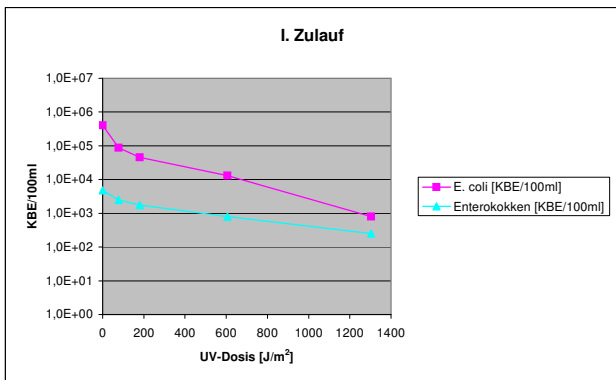
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [K]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,564	0	0,737	0	2,00E+02	0,000	4,00E+01	0,000
V-1	150	0,564	5	0,737	83	6,00E+00	-1,523	3,00E+01	-0,125
V-2	150	0,564	11	0,737	182	2,00E+00	-2,000	0,00E+00	#ZAHL!
V-3	150	0,564	27	0,737	446	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!
V-4	150	0,564	55	0,737	908	2,00E+00	-2,000	0,00E+00	#ZAHL!

VI - Schöngsteich - Ablauf

Transmission [%]	60,26
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,22

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [K]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,564	0	0,755	0	3,00E+02	0,000	1,00E+01	0,000
V-1	150	0,564	5	0,755	85	2,00E+00	-2,176	0,00E+00	#ZAHL!
V-2	150	0,564	11	0,755	186	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!
V-3	150	0,564	27	0,755	457	0,00E+00	#ZAHL!	1,00E+01	0,000
V-4	150	0,564	55	0,755	930	5,50E+02	0,263	1,00E+01	0,000

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 20.03.2007
Abwasserquelle: KA Lichtenau Kleinenberg



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 16.05.2007
Abwasserquelle: KA Greven-Schmedehausen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,36
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	24
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,6197

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,598	0	8,80E+05	0,000	1,74E+04	0,000
I-1	150	0,558	7	0,598	99	2,00E+02	-3,643	5,00E+02	-1,542
I-2	150	0,558	21	0,598	297	8,40E+01	-4,020	3,00E+01	-2,763
I-3	150	0,558	35	0,598	494	4,00E+02	-3,342	2,00E+01	-2,940
I-4	150	0,558	57	0,598	805	3,00E+02	-3,467	2,00E+01	-2,940
I-5	150	0,558	85	0,598	1201	5,00E+01	-4,246	9,00E+01	-2,286

II - Teich 1

Transmission [%]	27,1
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,567

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,616	0	6,80E+04	0,000	2,80E+03	0,000
II-1	150	0,558	7	0,616	102	1,20E+02	-2,753	5,00E+01	-1,748
II-2	150	0,558	17	0,616	247	4,00E+01	-3,230	1,00E+01	-2,447
II-3	150	0,558	27	0,616	393	1,00E+01	-3,833	2,00E+00	-3,146
II-4	150	0,558	47	0,616	684	1,00E+01	-3,833	1,00E+02	-1,447
II-5	150	0,558	67	0,616	975	1,40E+01	-3,686	1,00E+01	-2,447

III - Teich 2

Transmission [%]	25,88
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,587

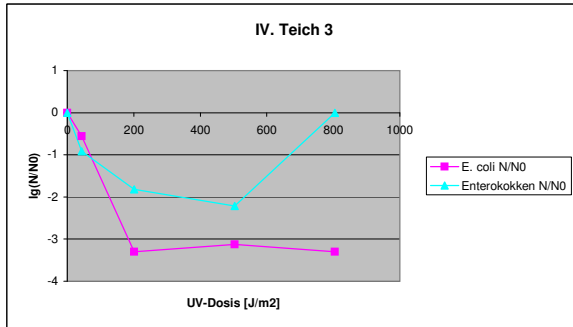
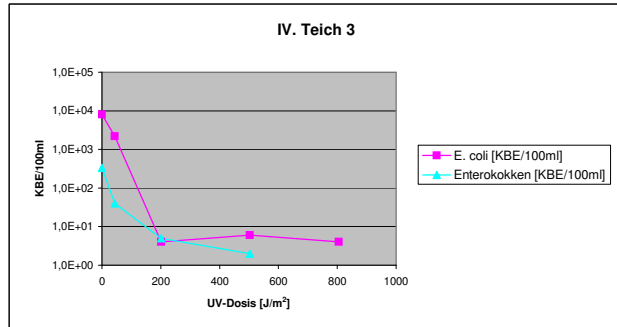
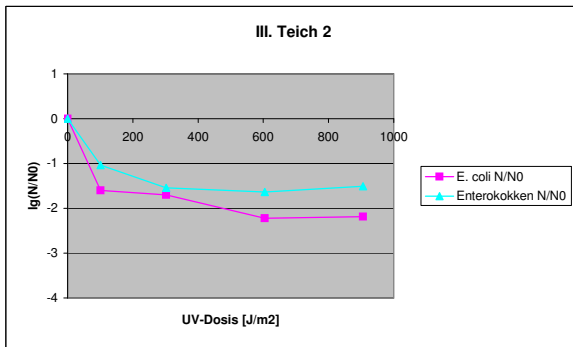
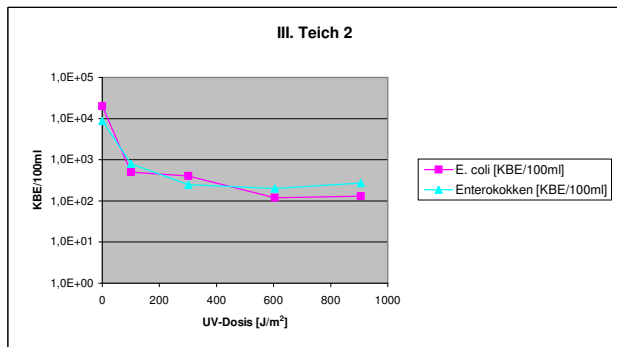
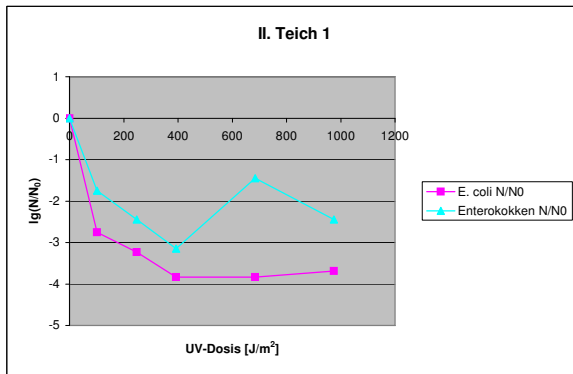
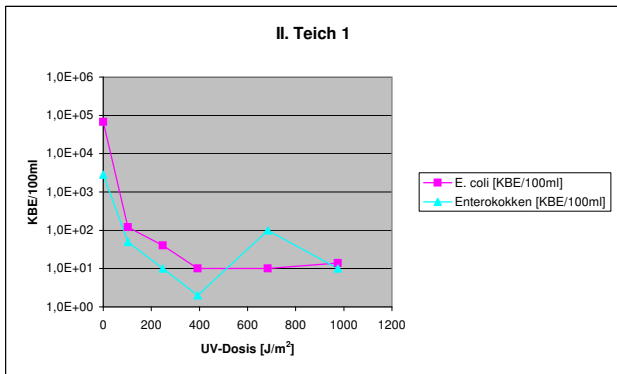
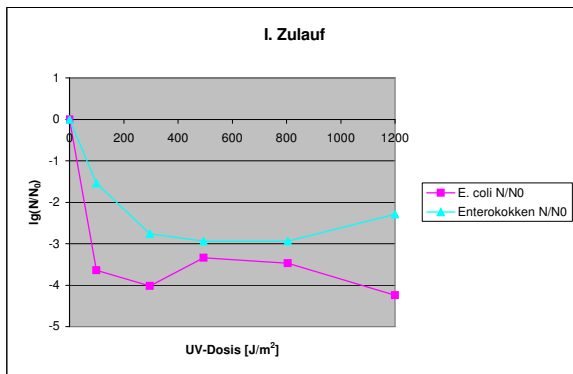
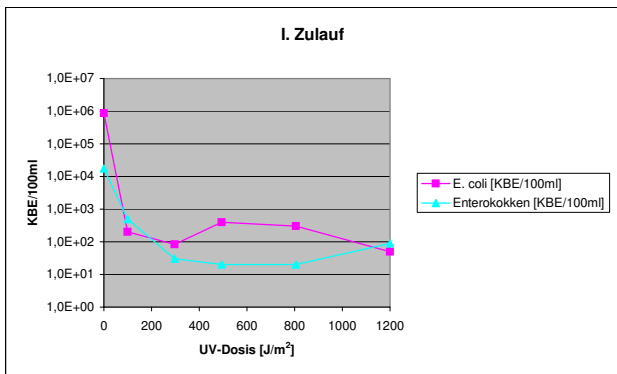
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,610	0	2,00E+04	0,000	8,70E+03	0,000
III-1	150	0,558	7	0,610	101	5,00E+02	-1,602	8,00E+02	-1,036
III-2	150	0,558	21	0,610	302	4,00E+02	-1,699	2,50E+02	-1,542
III-3	150	0,558	42	0,610	604	1,20E+02	-2,222	2,00E+02	-1,638
III-4	150	0,558	63	0,610	906	1,30E+02	-2,187	2,70E+02	-1,508

IV - Teich 3 (Ablauf KA)

Transmission [%]	25,78
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,5887

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,609	0	8,00E+03	0,000	3,30E+02	0,000
IV-1	150	0,558	3	0,609	43	2,20E+03	-0,561	4,00E+01	-0,916
IV-2	150	0,558	14	0,609	201	4,00E+00	-3,301	5,00E+00	-1,820
IV-3	150	0,558	35	0,609	503	6,00E+00	-3,125	2,00E+00	-2,217
IV-4	150	0,558	56	0,609	805	4,00E+00	-3,301	0,00E+00	#ZAHL!

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 16.05.2007
Abwasserquelle: KA Greven-Schmedehausen



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 21.05.2007
Abwasserquelle: KA Lichtenau Kleinenberg

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,36
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	3,38
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	1,4712

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,390	0	1,00E+06	0,000	5,80E+03	0,000
I-1	150	0,558	11	0,390	101	3,10E+04	-1,509	1,24E+03	-0,670
I-2	150	0,558	33	0,390	304	1,00E+03	-3,000	6,00E+02	-0,985
I-3	150	0,558	65	0,390	598	2,50E+04	-1,602	5,00E+02	-1,064
I-4	150	0,558	98	0,390	902	1,20E+04	-1,921	1,10E+03	-0,722
I-5	150	0,558	163	0,390	1500	1,00E+04	-2,000	1,45E+02	-1,602

II - Teich 1 belüftet

Transmission [%]	19,59
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,7079

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,570	0	3,00E+04	0,000	7,40E+02	0,000
II-1	150	0,558	7	0,570	94	1,00E+03	-1,477	6,50E+02	-0,056
II-2	150	0,558	19	0,570	256	1,00E+02	-2,477	1,25E+02	-0,772
II-3	150	0,558	30	0,570	404	1,00E+02	-2,477	1,00E+02	-0,869
II-4	150	0,558	52	0,570	700	1,00E+01	-3,477	3,00E+01	-1,392
II-5	150	0,558	75	0,570	1009	8,00E+00	-3,574	5,00E+00	-2,170

III - Teich 2 belüftet

Transmission [%]	33,19
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,4789

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,648	0	1,00E+04	0,000	9,00E+02	0,000
III-1	150	0,558	5	0,648	76	2,10E+02	-1,678	1,30E+02	-0,840
III-2	150	0,558	13	0,648	199	5,60E+01	-2,252	1,50E+01	-1,778
III-3	150	0,558	33	0,648	505	1,00E+01	-3,000	1,00E+01	-1,954
III-4	150	0,558	59	0,648	903	2,00E+00	-3,699	2,00E+00	-2,653

IV - Teich 3 unbelüftet

Transmission [%]	48,42
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,3149

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,714	0	1,00E+03	0,000	2,50E+02	0,000
IV-1	150	0,558	5	0,714	84	4,20E+01	-1,377	2,00E+01	-1,097
IV-2	150	0,558	12	0,714	202	1,00E+01	-2,000	5,00E+00	-1,699
IV-3	150	0,558	30	0,714	505	2,00E+00	-2,699	2,00E+00	-2,097
IV-4	150	0,558	48	0,714	809	2,00E+00	-2,699	2,00E+00	-2,097

V - Teich 4 unbelüftet

Transmission [%]	39,9
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,399

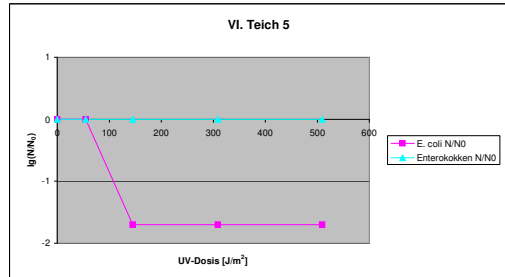
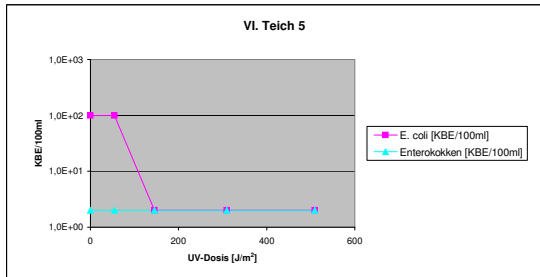
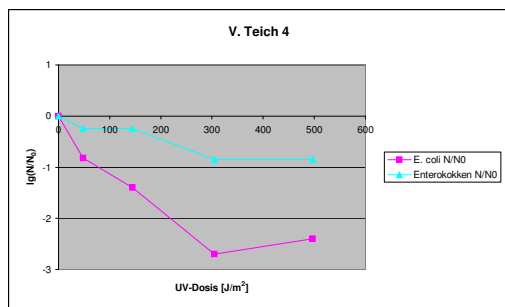
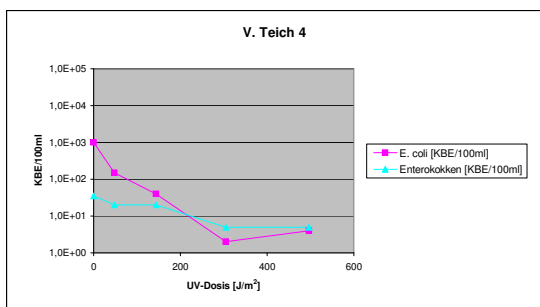
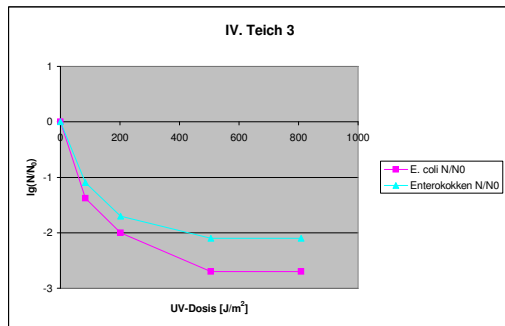
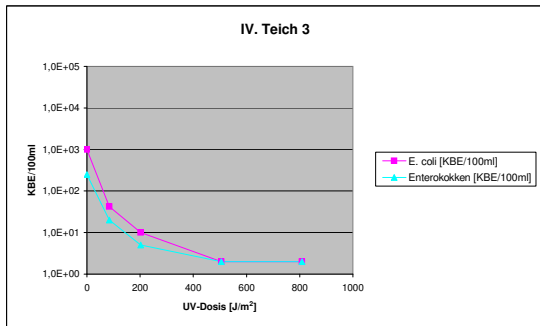
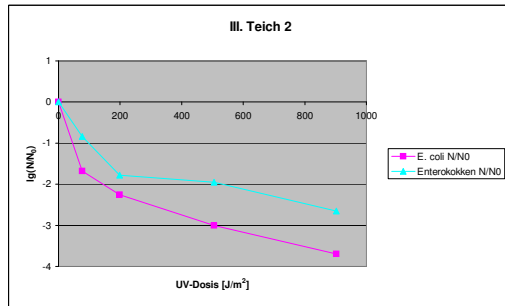
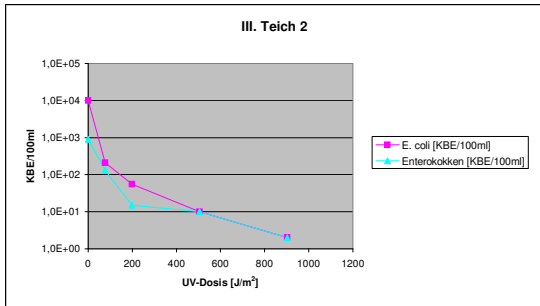
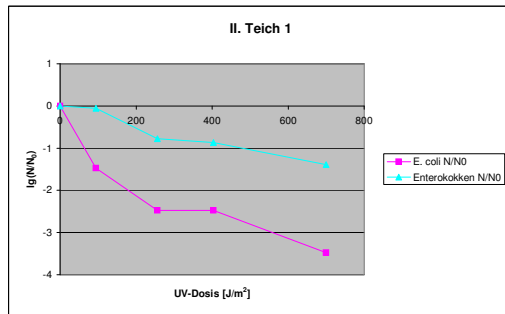
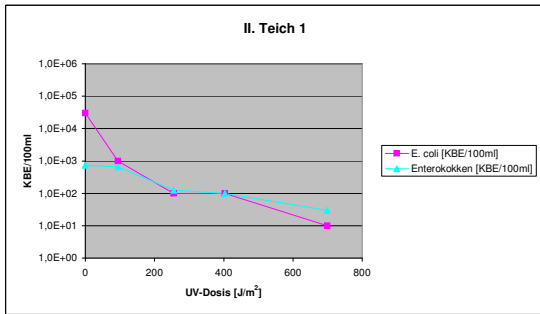
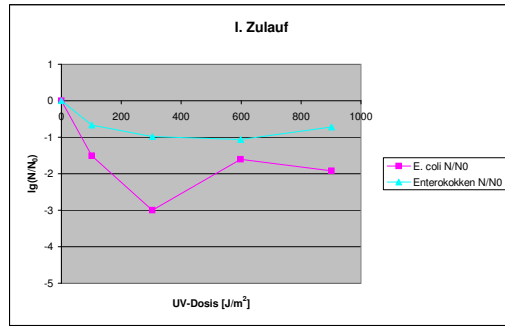
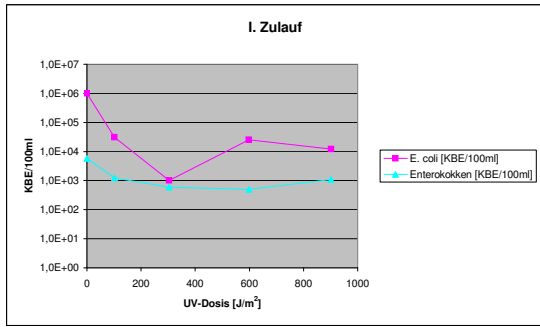
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,679	0	1,00E+03	0,000	3,50E+01	0,000
V-1	150	0,558	3	0,679	48	1,50E+02	-0,824	2,00E+01	-0,243
V-2	150	0,558	9	0,679	144	4,00E+01	-1,398	2,00E+01	-0,243
V-3	150	0,558	19	0,679	305	2,00E+00	-2,699	5,00E+00	-0,845
V-4	150	0,558	31	0,679	497	4,00E+00	-2,398	5,00E+00	-0,845

VI - Schöngsteich - Ablauf

Transmission [%]	64,71
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,189

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,771	0	1,00E+02	0,000	2,00E+00	0,000
V-1	150	0,558	3	0,771	55	1,00E+02	0,000	2,00E+00	0,000
V-2	150	0,558	8	0,771	146	2,00E+00	-1,699	2,00E+00	0,000
V-3	150	0,558	17	0,771	309	2,00E+00	-1,699	2,00E+00	0,000
V-4	150	0,558	28	0,771	509	2,00E+00	-1,699	2,00E+00	0,000

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 21.05.2007
 Abwasserquelle: KA Lichtenau Kleinenberg



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 25.09.2007
Abwasserquelle: KA Lienen Höster Mark

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	0,42
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	2,376

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,271	0	1,20E+06	0,000	5,60E+03	0,000
I-1	150	0,558	16	0,271	97	9,00E+04	-1,125	3,60E+03	-0,192
I-2	150	0,558	49	0,271	297	8,40E+02	-3,155	1,20E+03	-0,669
I-3	150	0,558	99	0,271	601	3,00E+02	-3,602	1,40E+02	-1,602
I-4	150	0,558	148	0,271	899	1,00E+02	-4,079	4,00E+01	-2,146
I-5	150	0,558	247	0,271	1500	7,00E+01	-4,234	8,00E+01	-1,845

II - Teich 1

Transmission [%]	7
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,155

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,452	0	1,00E+04	0,000	2,40E+02	0,000
II-1	150	0,558	10	0,452	101	5,40E+03	-0,268	1,70E+01	-1,150
II-2	150	0,558	25	0,452	253	7,00E+02	-1,155	1,10E+01	-1,339
II-3	150	0,558	40	0,452	405	3,20E+02	-1,495	3,00E+00	-1,903
II-4	150	0,558	69	0,452	699	6,40E+01	-2,194	0,00E+00	#ZAHL!
II-5	150	0,558	99	0,452	1003	1,00E+01	-2,732	0,00E+00	#ZAHL!

III - Teich 2

Transmission [%]	16,22
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,79

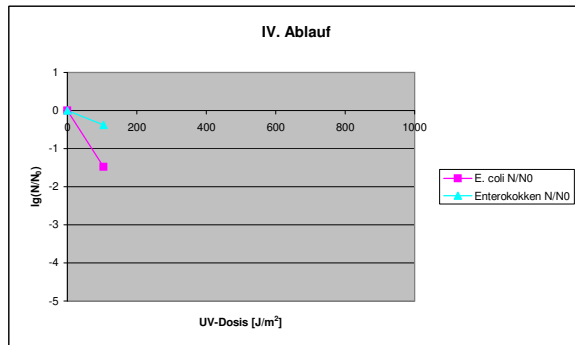
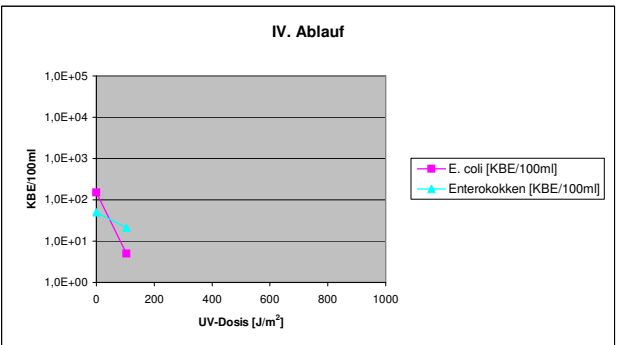
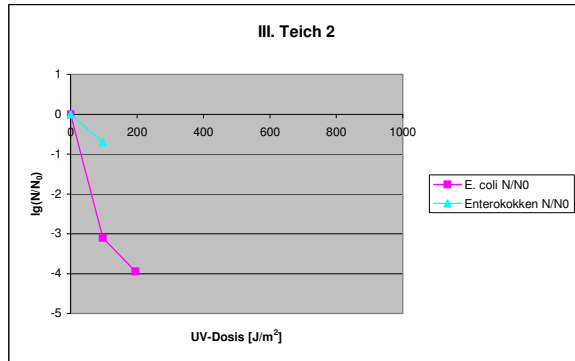
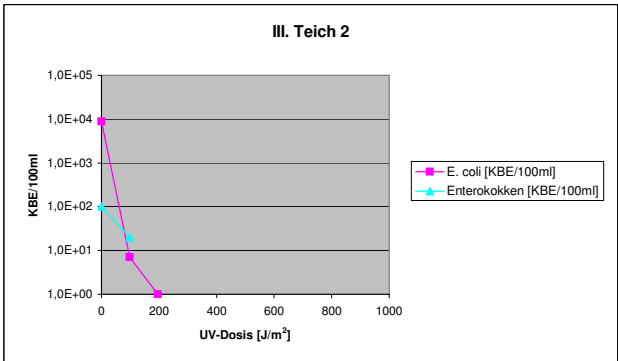
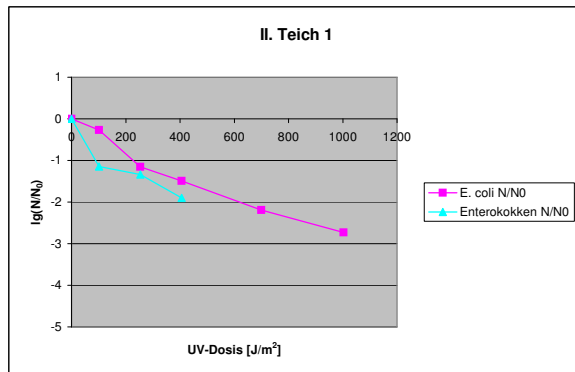
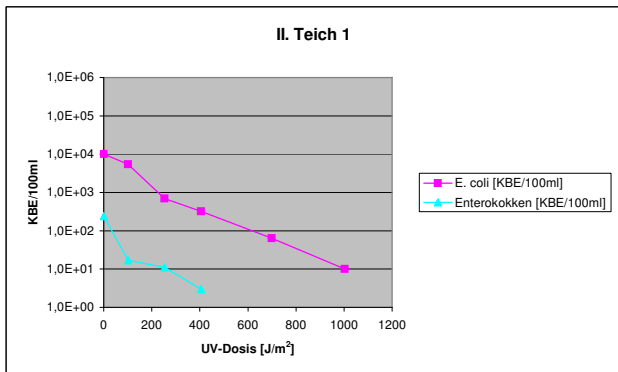
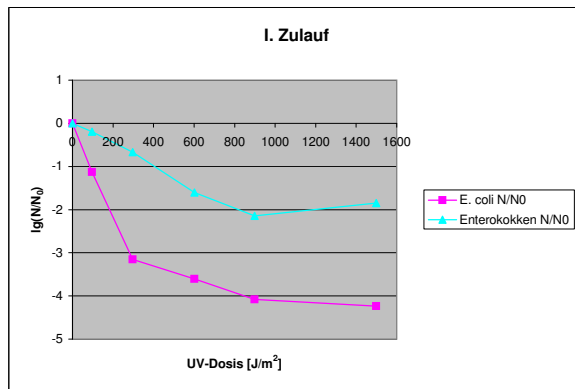
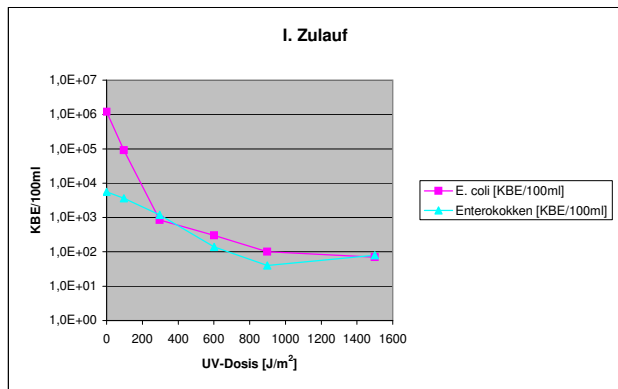
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,545	0	8,90E+03	0,000	1,00E+02	0,000
III-1	150	0,558	8	0,545	98	7,00E+00	-3,104	2,00E+01	-0,699
III-2	150	0,558	16	0,545	196	1,00E+00	-3,949	0,00E+00	#ZAHL!
III-3	150	0,558	41	0,545	501	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!
III-4	150	0,558	74	0,545	904	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!

IV - Ablauf Filterbett

Transmission [%]	36,73
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,435

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,665	0	1,50E+02	0,000	5,00E+01	0,000
IV-1	150	0,558	7	0,665	104	5,00E+00	-1,477	2,10E+01	-0,377
IV-2	150	0,558	13	0,665	194	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!
IV-3	150	0,558	34	0,665	507	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!
IV-4	150	0,558	54	0,665	805	0,00E+00	#ZAHL!	0,00E+00	#ZAHL!

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 25.09.2007
Abwasserquelle: KA Lienen Höster Mark



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 11.10.2007
Abwasserquelle: KA Lichtenau Kleinenberg

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	12,16
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,915

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,510	0	2,01E+06	0,000	4,40E+04	0,000
I-1	150	0,558	9	0,510	103	1,60E+04	-2,099	3,00E+03	-1,166
I-2	150	0,558	26	0,510	297	2,10E+03	-2,981	8,00E+02	-1,740
I-3	150	0,558	44	0,510	503	7,00E+02	-3,458	1,60E+01	-3,439
I-4	150	0,558	79	0,510	904	8,00E+01	-4,400	1,80E+01	-3,388
I-5	150	0,558	131	0,510	1499	1,00E+01	-5,303	9,00E+00	-3,689

II - Teich 1 belüftet

Transmission [%]	33,19
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,479

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,648	0	3,10E+05	0,000	6,00E+04	0,000
II-1	150	0,558	7	0,648	102	4,00E+03	-1,889	8,00E+01	-2,875
II-2	150	0,558	14	0,648	203	5,00E+02	-2,792	5,20E+01	-3,062
II-3	150	0,558	34	0,648	494	2,10E+02	-3,169	1,20E+02	-2,699
II-4	150	0,558	48	0,648	697	1,60E+01	-4,287	4,00E+01	-3,176
II-5	150	0,558	69	0,648	1002	1,20E+01	-4,412	1,80E+01	-3,523

III - Teich 2 belüftet

Transmission [%]	47,21
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,326

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,709	0	1,15E+04	0,000	3,00E+03	0,000
III-1	150	0,558	6	0,709	95	1,80E+02	-1,805	8,00E+01	-1,574
III-2	150	0,558	13	0,709	207	3,00E+01	-2,584	4,00E+01	-1,875
III-3	150	0,558	31	0,709	493	8,00E+00	-3,158	2,00E+00	-3,176
III-4	150	0,558	50	0,709	795	4,00E+00	-3,459	2,00E+00	-3,176

IV - Teich 3 unbelüftet

Transmission [%]	57,41
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,241

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,747	0	2,90E+03	0,000	3,00E+02	0,000
IV-1	150	0,558	6	0,747	100	8,00E+00	-2,559	1,00E+01	-1,477
IV-2	150	0,558	12	0,747	201	6,00E+00	-2,684	2,00E+00	-2,176
IV-3	150	0,558	30	0,747	502	2,00E+00	-3,161	2,00E+00	-2,176
IV-4	150	0,558	48	0,747	803	2,00E+00	-3,161	2,00E+00	-2,176

V - Teich 4 unbelüftet

Transmission [%]	53,58
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,271

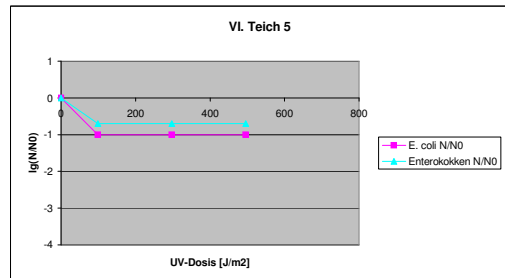
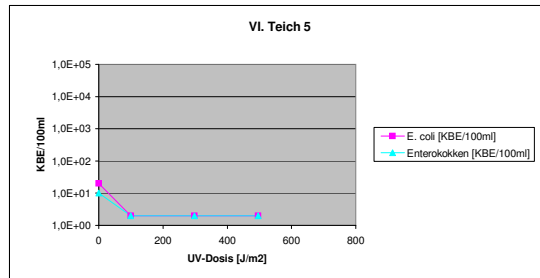
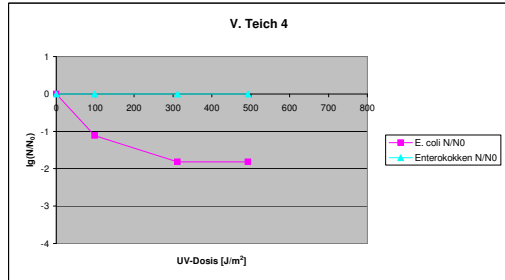
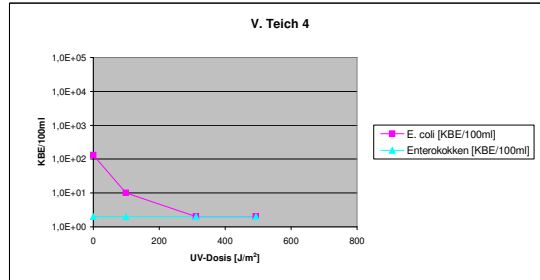
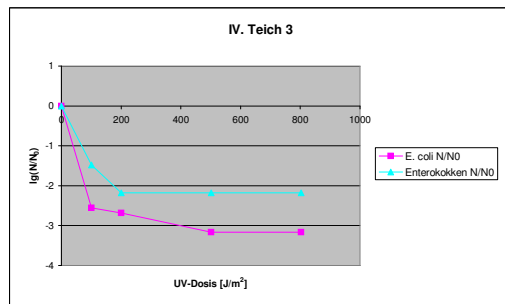
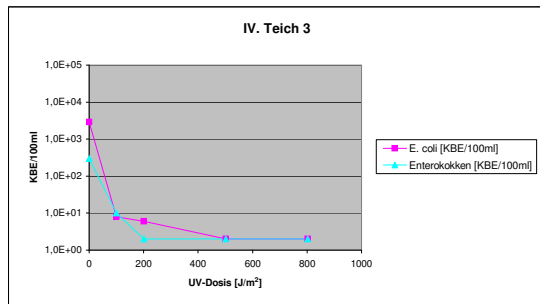
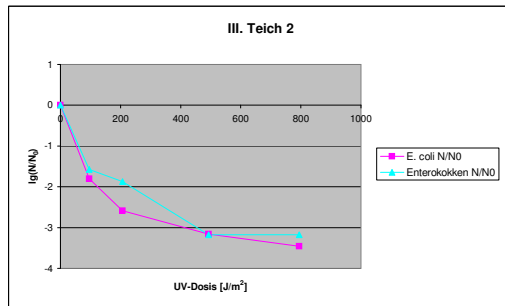
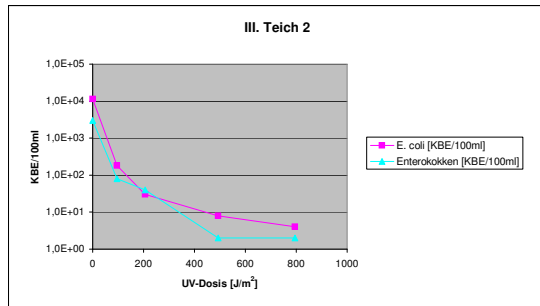
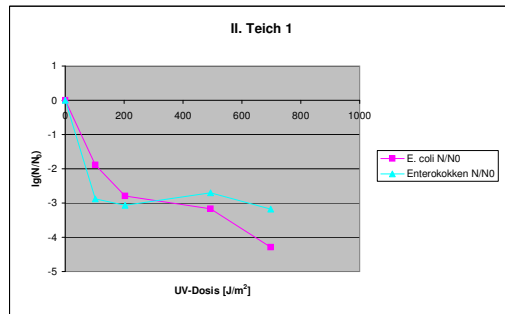
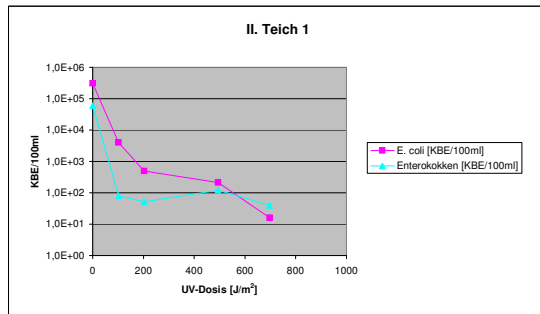
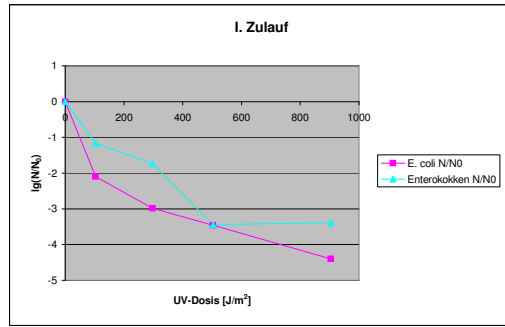
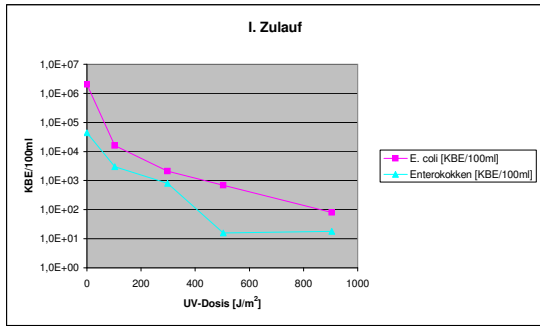
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,733	0	1,30E+02	0,000	2,00E+00	0,000
V-1	150	0,558	6	0,733	99	1,00E+01	-1,114	2,00E+00	0,000
V-2	150	0,558	19	0,733	312	2,00E+00	-1,813	2,00E+00	0,000
V-3	150	0,558	30	0,733	493	2,00E+00	-1,813	2,00E+00	0,000

VI - Schöngsteich - Ablauf

Transmission [%]	54,83
Absorptionskoeff. [cm ⁻¹]	0,261

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
V-0	150	0,558	0	0,737	0	2,00E+01	0,000	1,00E+01	0,000
V-1	150	0,558	6	0,737	99	2,00E+00	-1,000	2,00E+00	-0,699
V-2	150	0,558	18	0,737	297	2,00E+00	-1,000	2,00E+00	-0,699
V-3	150	0,558	30	0,737	496	2,00E+00	-1,000	2,00E+00	-0,699

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 11.10.2007
Abwasserquelle: KA Lichtenau Kleinenberg



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 06.11.2007
Abwasserquelle: KA Hamm-Wambeln

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	33,65
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,473

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,650	0	3,70E+05	0,000	1,20E+04	0,000
I-1	150	0,558	8	0,650	117	2,00E+03	-2,267	2,60E+03	-0,664
I-2	150	0,558	25	0,650	364	5,00E+01	-3,869	5,00E+01	-2,380
I-3	150	0,558	41	0,650	598	2,00E+01	-4,267	5,00E+01	-2,380
I-4	150	0,558	74	0,650	1079	1,00E+01	-4,568	1,00E+01	-3,079
I-5	150	0,558	107	0,650	1560	2,00E+00	-5,267	2,00E+01	-2,778

II - Sedimentationsbecken

Transmission [%]	54,08
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,267

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,735	0	3,00E+04	0,000	4,60E+03	0,000
II-1	150	0,558	7	0,735	115	1,20E+03	-1,398	6,00E+02	-0,885
II-2	150	0,558	13	0,735	214	3,50E+02	-1,933	1,60E+02	-1,459
II-3	150	0,558	33	0,735	543	4,00E+01	-2,875	1,80E+02	-1,407
II-4	150	0,558	65	0,735	1070	3,00E+01	-3,000	2,00E+01	-2,362

III - Teich 1

Transmission [%]	58,88
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,23

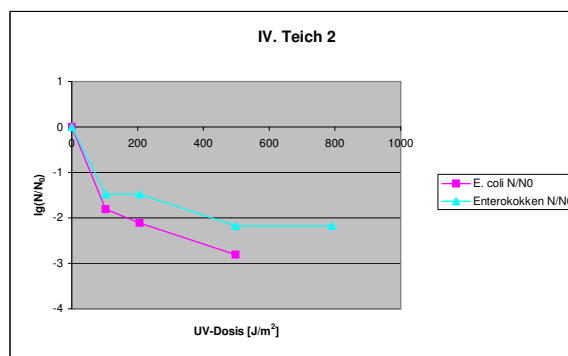
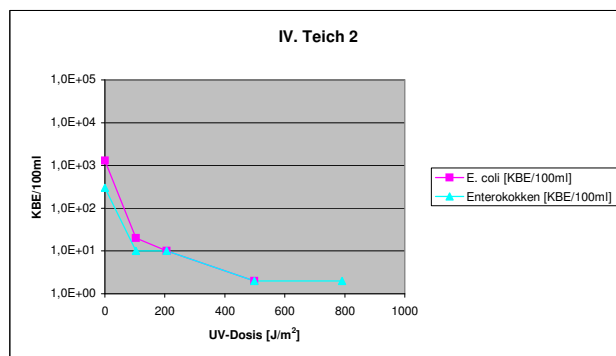
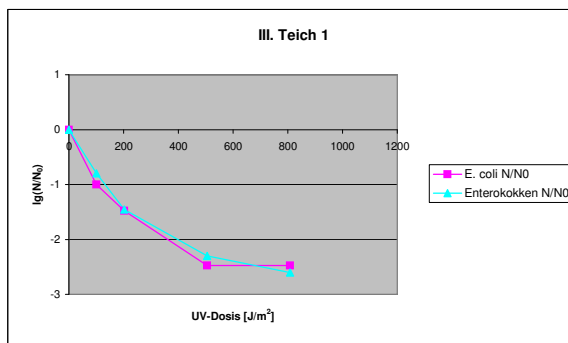
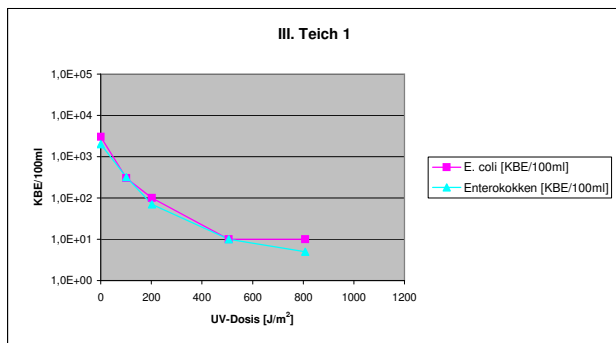
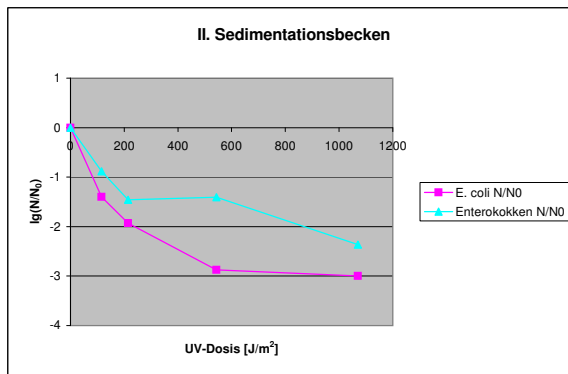
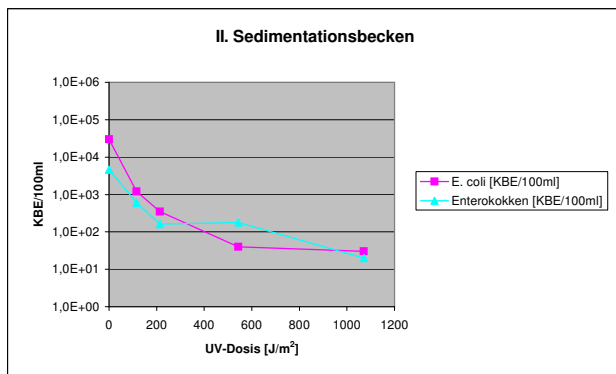
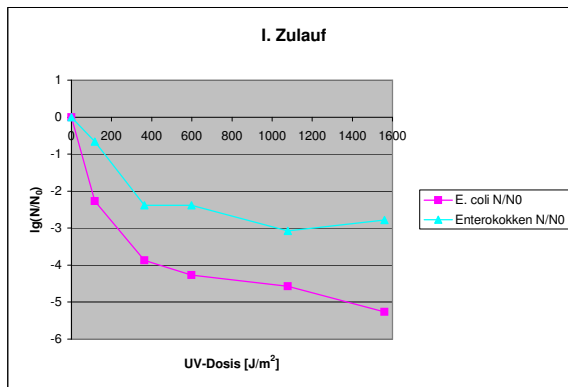
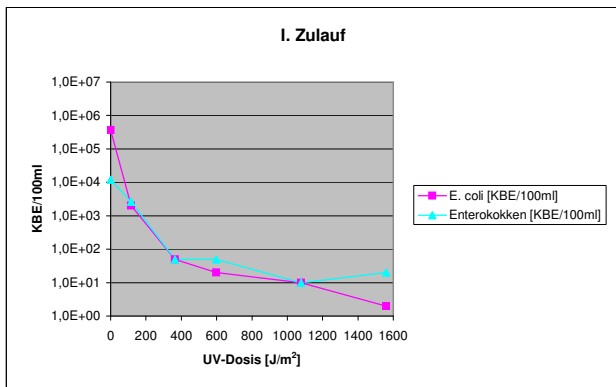
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,752	0	3,00E+03	0,000	2,00E+03	0,000
III-1	150	0,558	6	0,752	101	3,00E+02	-1,000	3,20E+02	-0,796
III-2	150	0,558	12	0,752	202	1,00E+02	-1,477	7,00E+01	-1,456
III-3	150	0,558	30	0,752	505	1,00E+01	-2,477	1,00E+01	-2,301
III-4	150	0,558	48	0,752	808	1,00E+01	-2,477	5,00E+00	-2,602

IV - Teich 2 (Ablauf KA)

Transmission [%]	63,53
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,197

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,767	0	1,30E+03	0,000	3,00E+02	0,000
IV-1	150	0,558	6	0,767	103	2,00E+01	-1,813	1,00E+01	-1,477
IV-2	150	0,558	12	0,767	206	1,00E+01	-2,114	1,00E+01	-1,477
IV-3	150	0,558	29	0,767	498	2,00E+00	-2,813	2,00E+00	-2,176
IV-4	150	0,558	46	0,767	791	0,00E+00		2,00E+00	-2,176

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 06.11.2007
Abwasserquelle: KA Hamm-Wambeln



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 13.11.2007
Abwasserquelle: KA Ostercappeln-Hitzhausen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	8,91
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	1,05

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,476	0	5,00E+04	0,000	3,80E+04	0,000
I-1	150	0,558	8	0,476	85	1,00E+03	-1,699	1,20E+03	-1,501
I-2	150	0,558	23	0,476	246	2,00E+02	-2,398	6,00E+01	-2,802
I-3	150	0,558	38	0,476	406	5,00E+01	-3,000	1,00E+01	-3,580
I-4	150	0,558	69	0,476	737	2,00E+01	-3,398	2,50E+01	-3,182
I-5	150	0,558	100	0,476	1068	1,00E+01	-3,699	4,00E+01	-2,978

II - Teich 1

Transmission [%]	27,04
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,568

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,616	0	6,60E+04	0,000	8,00E+03	0,000
II-1	150	0,558	7	0,616	97	3,00E+02	-2,342	1,00E+02	-1,903
II-2	150	0,558	13	0,616	179	1,00E+02	-2,820	1,00E+01	-2,903
II-3	150	0,558	33	0,616	456	1,00E+02	-2,820	1,00E+01	-2,903
II-4	150	0,558	67	0,616	925	2,00E+01	-3,519	5,00E+00	-3,204

III - Teich 2

Transmission [%]	34,04
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,468

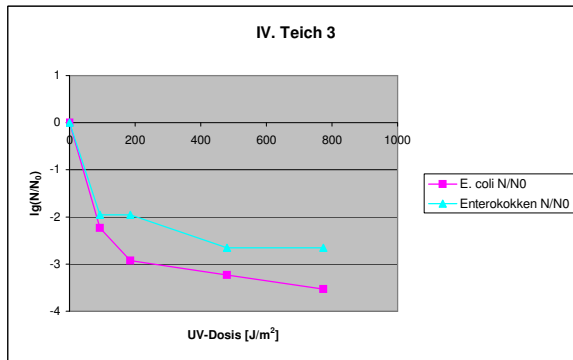
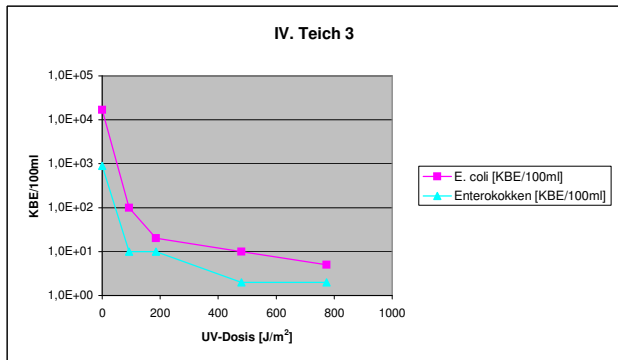
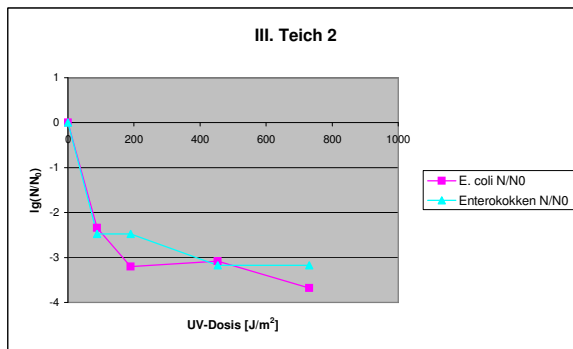
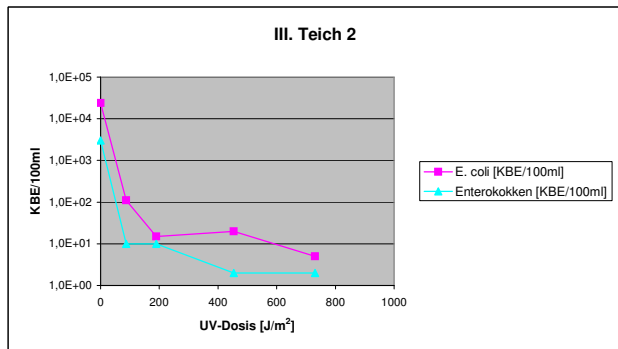
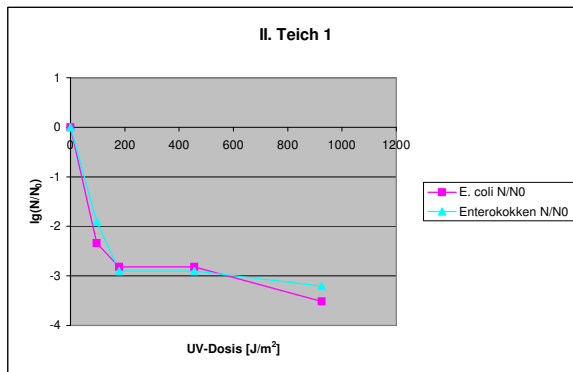
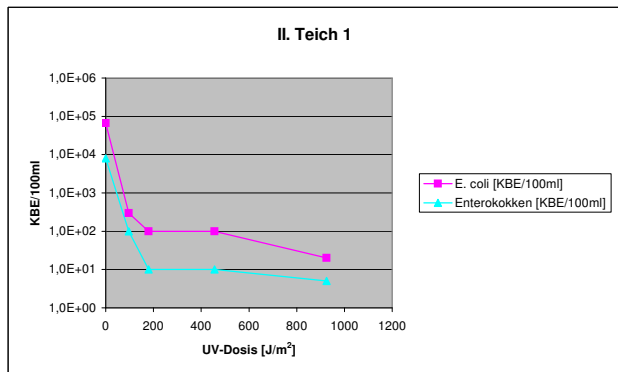
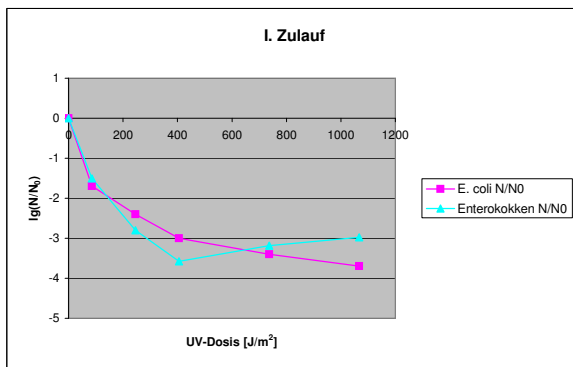
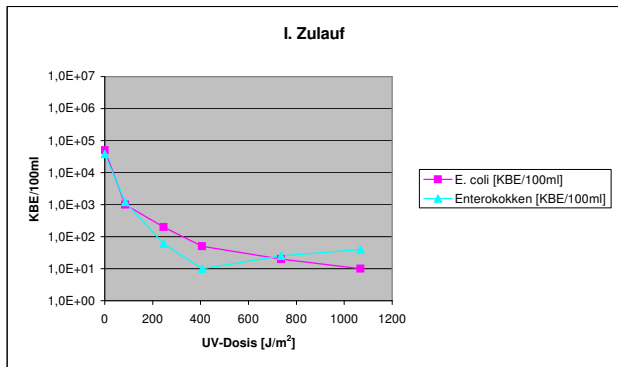
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,652	0	2,40E+04	0,000	3,00E+03	0,000
III-1	150	0,558	6	0,652	88	1,10E+02	-2,339	1,00E+01	-2,477
III-2	150	0,558	13	0,652	190	1,50E+01	-3,204	1,00E+01	-2,477
III-3	150	0,558	31	0,652	453	2,00E+01	-3,079	2,00E+00	-3,176
III-4	150	0,558	50	0,652	731	5,00E+00	-3,681	2,00E+00	-3,176

IV - Teich 3 (Ablauf KA)

Transmission [%]	42,66
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,37

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,691	0	1,70E+04	0,000	9,00E+02	0,000
IV-1	150	0,558	6	0,691	93	1,00E+02	-2,230	1,00E+01	-1,954
IV-2	150	0,558	12	0,691	186	2,00E+01	-2,929	1,00E+01	-1,954
IV-3	150	0,558	31	0,691	480	1,00E+01	-3,230	2,00E+00	-2,653
IV-4	150	0,558	50	0,691	774	5,00E+00	-3,531	2,00E+00	-2,653

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 13.11.2007
Abwasserquelle: KA Ostercapellen-Hitzhausen



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 15.11.2007
Abwasserquelle: KA Greven-Schmedehausen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	30,2
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,52

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,633	0	5,00E+04	0,000	1,40E+04	0,000
I-1	150	0,558	7	0,633	99	2,00E+03	-1,398	7,00E+02	-1,301
I-2	150	0,558	21	0,633	298	1,10E+03	-1,658	6,00E+01	-2,368
I-3	150	0,558	35	0,633	497	3,10E+02	-2,208	2,00E+01	-2,845
I-4	150	0,558	56	0,633	795	1,40E+02	-2,553	5,00E+00	-3,447
I-5	150	0,558	85	0,633	1206	3,50E+01	-3,155	5,00E+00	-3,447

II - Teich 1

Transmission [%]	39,17
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,407

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,676	0	4,60E+04	0,000	5,00E+03	0,000
II-1	150	0,558	7	0,676	106	7,00E+02	-1,818	1,00E+02	-1,699
II-2	150	0,558	13	0,676	197	2,50E+02	-2,265	1,00E+01	-2,699
II-3	150	0,558	33	0,676	500	8,50E+01	-2,733	5,00E+00	-3,000
II-4	150	0,558	66	0,676	1000	5,50E+01	-2,922	5,00E+00	-3,000

III - Teich 2

Transmission [%]	46,34
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,344

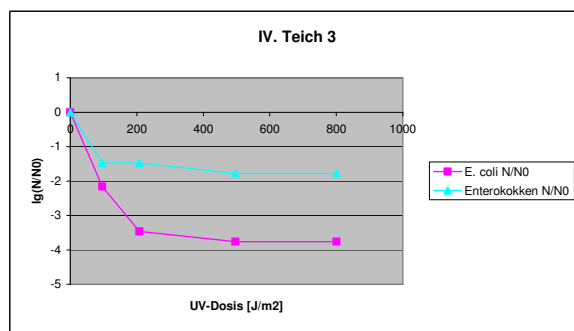
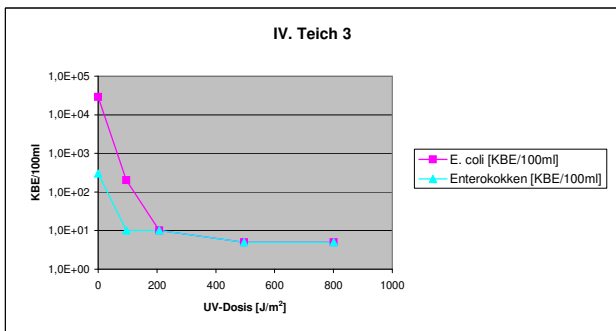
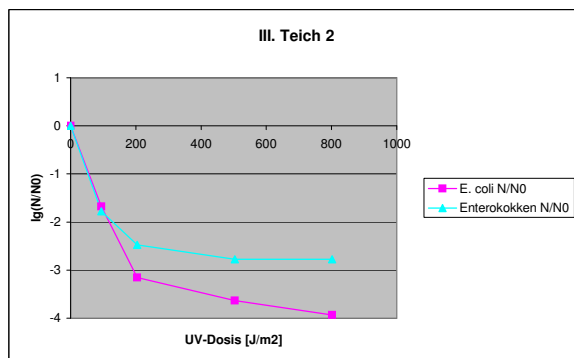
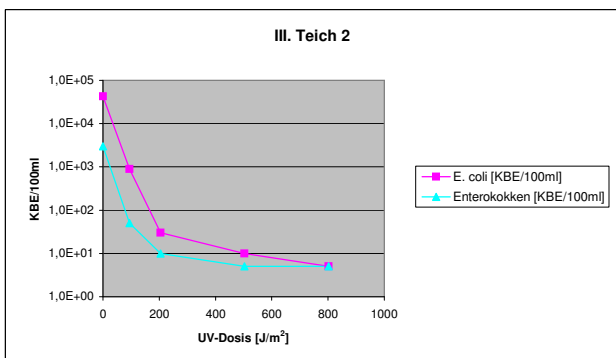
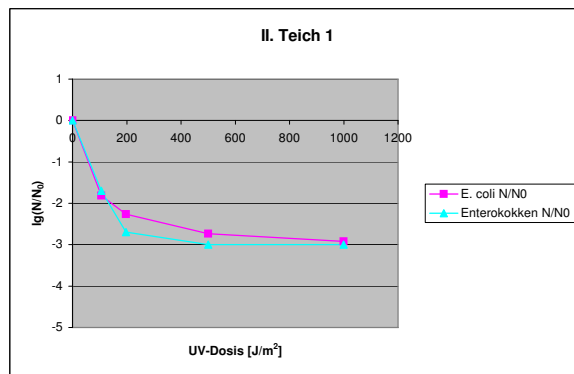
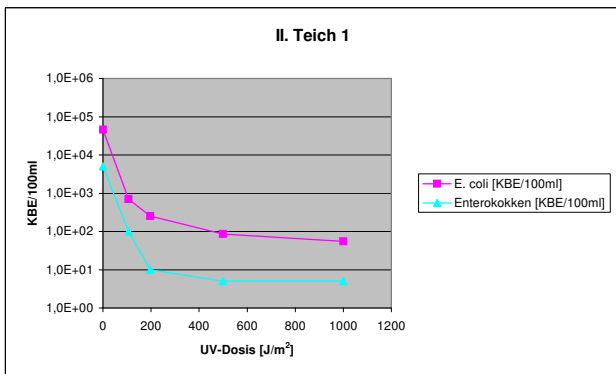
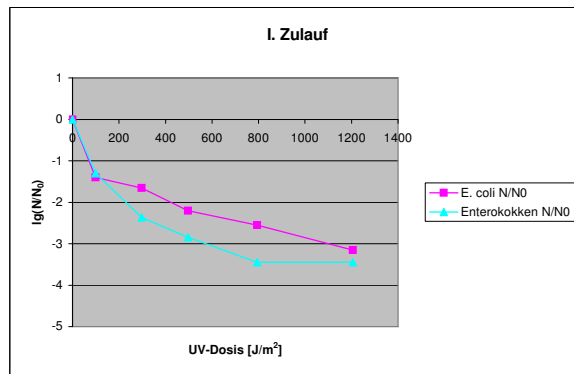
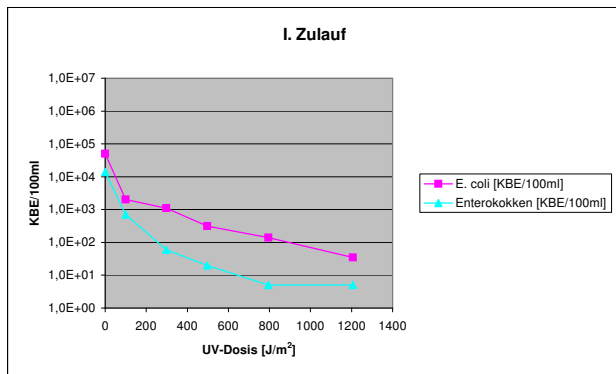
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,702	0	4,30E+04	0,000	3,00E+03	0,000
III-1	150	0,558	6	0,702	94	9,00E+02	-1,679	5,00E+01	-1,778
III-2	150	0,558	13	0,702	204	3,00E+01	-3,156	1,00E+01	-2,477
III-3	150	0,558	32	0,702	503	1,00E+01	-3,633	5,00E+00	-2,778
III-4	150	0,558	51	0,702	802	5,00E+00	-3,934	5,00E+00	-2,778

IV - Teich 3 (Ablauf KA)

Transmission [%]	48,53
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,314

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,714	0	2,90E+04	0,000	3,00E+02	0,000
IV-1	150	0,558	6	0,714	96	2,00E+02	-2,161	1,00E+01	-1,477
IV-2	150	0,558	13	0,714	208	1,00E+01	-3,462	1,00E+01	-1,477
IV-3	150	0,558	31	0,714	496	5,00E+00	-3,763	5,00E+00	-1,778
IV-4	150	0,558	50	0,714	800	5,00E+00	-3,763	5,00E+00	-1,778

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 15.11.2007
Abwasserquelle: KA Greven-Schmedehausen



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 22.11.2007
Abwasserquelle: KA Ostercappeln-Hitzhausen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	19,5
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,71

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,569	0	1,40E+06	0,000	2,30E+04	0,000
I-1	150	0,558	8	0,569	102	3,00E+03	-2,669	4,00E+02	-1,760
I-2	150	0,558	24	0,569	306	1,00E+02	-4,146	1,10E+02	-2,320
I-3	150	0,558	39	0,569	498	1,00E+02	-4,146	1,30E+02	-2,248
I-4	150	0,558	71	0,569	906	5,00E+00	-5,447	4,50E+01	-2,709
I-5	150	0,558	102	0,569	1301	5,00E+00	-5,447	1,50E+01	-3,186

II - Teich 1

Transmission [%]	26,36
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,579

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,612	0	5,50E+04	0,000	6,00E+03	0,000
II-1	150	0,558	7	0,612	96	1,00E+02	-2,740	1,20E+02	-1,699
II-2	150	0,558	15	0,612	206	3,00E+01	-3,263	2,00E+01	-2,477
II-3	150	0,558	36	0,612	494	1,00E+01	-3,740	1,00E+01	-2,778
II-4	150	0,558	73	0,612	1002	5,00E+00	-4,041	5,00E+00	-3,079

III - Teich 2

Transmission [%]	46,03
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,337

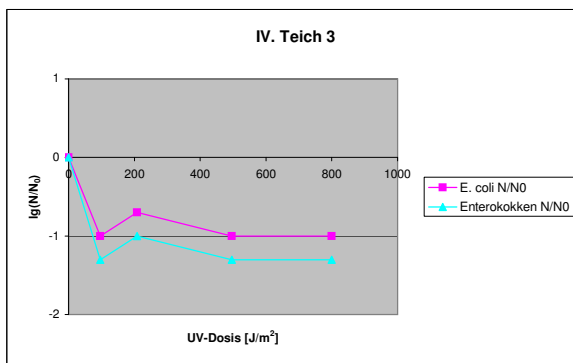
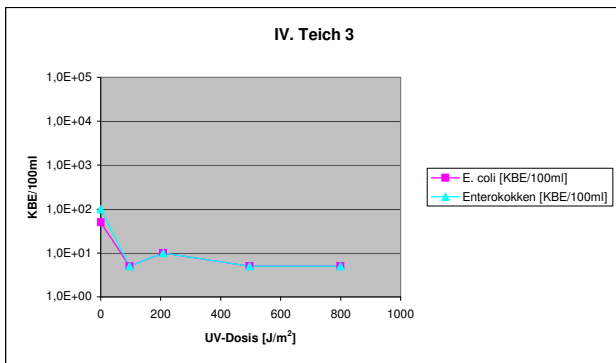
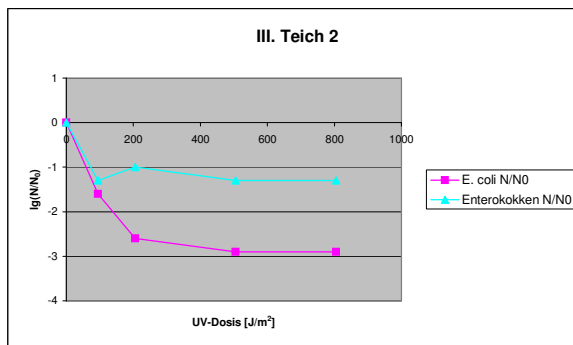
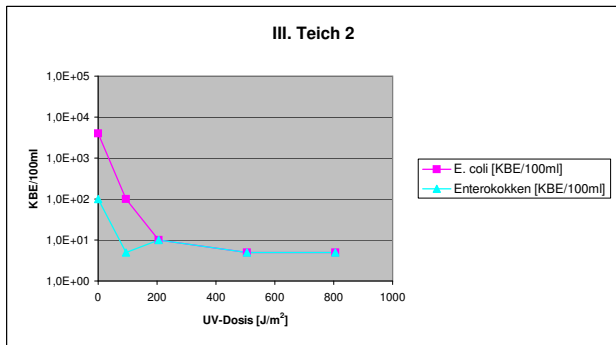
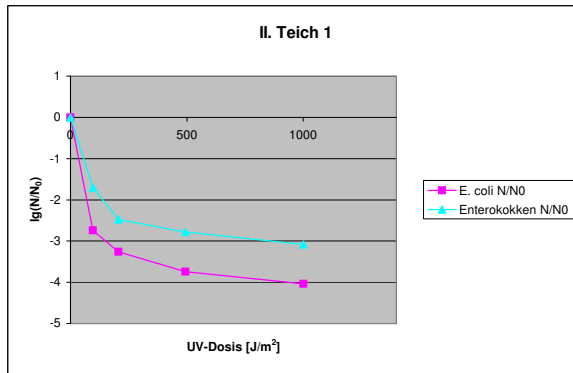
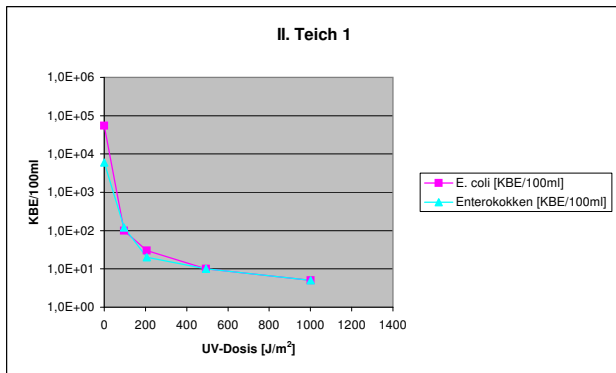
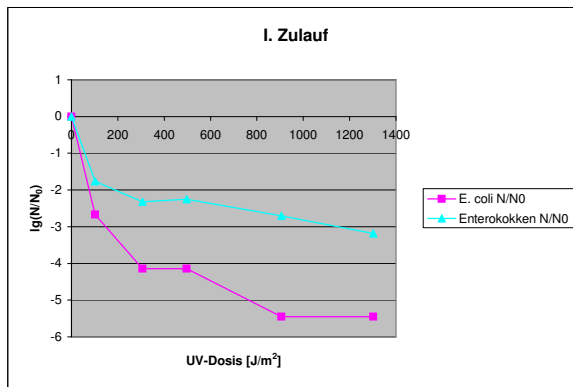
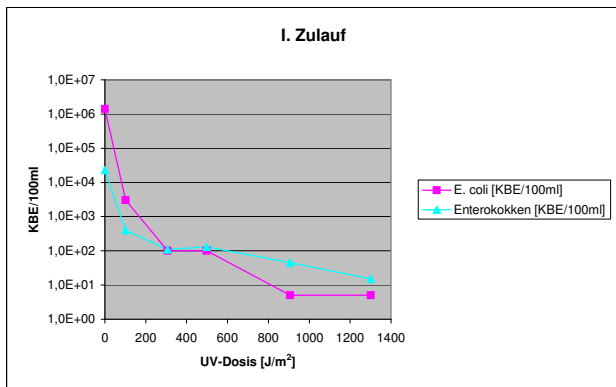
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,705	0	4,00E+03	0,000	1,00E+02	0,000
III-1	150	0,558	6	0,705	95	1,00E+02	-1,602	5,00E+00	-1,301
III-2	150	0,558	13	0,705	205	1,00E+01	-2,602	1,00E+01	-1,000
III-3	150	0,558	32	0,705	505	5,00E+00	-2,903	5,00E+00	-1,301
III-4	150	0,558	51	0,705	805	5,00E+00	-2,903	5,00E+00	-1,301

IV - Teich 3 (Ablauf KA)

Transmission [%]	48,42
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,315

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,714	0	5,00E+01	0,000	1,00E+02	0,000
IV-1	150	0,558	6	0,714	96	5,00E+00	-1,000	5,00E+00	-1,301
IV-2	150	0,558	13	0,714	208	1,00E+01	-0,699	1,00E+01	-1,000
IV-3	150	0,558	31	0,714	496	5,00E+00	-1,000	5,00E+00	-1,301
IV-4	150	0,558	50	0,714	800	5,00E+00	-1,000	5,00E+00	-1,301

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 22.11.2007
Abwasserquelle: KA Ostercappeln-Hitzhausen



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 06.12.2007
Abwasserquelle: KA Brilon-Esshof

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	62,37
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,205

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,763	0	2,40E+04	0,000	4,50E+03	0,000
I-1	150	0,558	6	0,763	103	3,00E+02	-1,903	3,00E+02	-1,176
I-2	150	0,558	18	0,763	308	1,00E+01	-3,380	4,00E+01	-2,051
I-3	150	0,558	29	0,763	496	1,00E+01	-3,380	5,00E+00	-2,954
I-4	150	0,558	53	0,763	906	5,00E+00	-3,681	1,00E+01	-2,653
I-5	150	0,558	76	0,763	1300	5,00E+00	-3,681	5,00E+00	-2,954

II - Teich 1

Transmission [%]	70,47
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,152

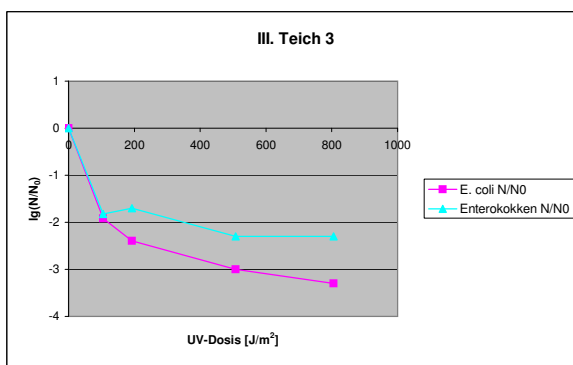
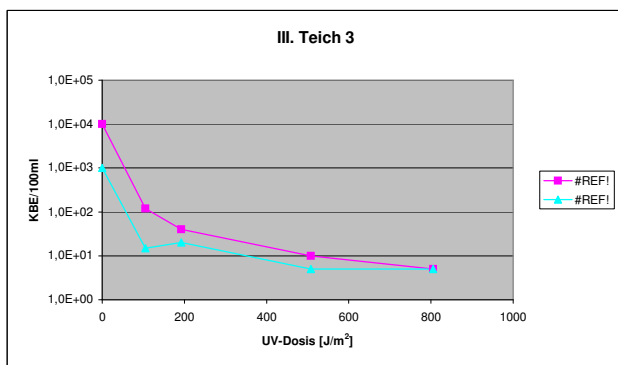
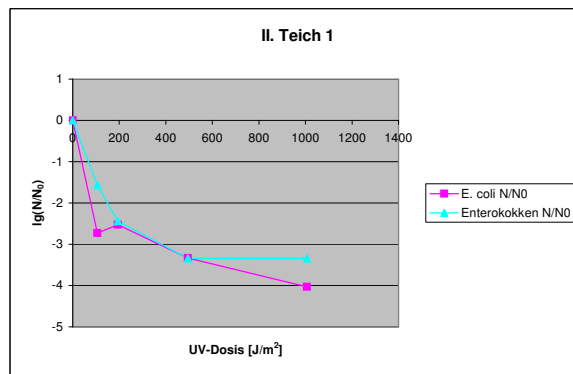
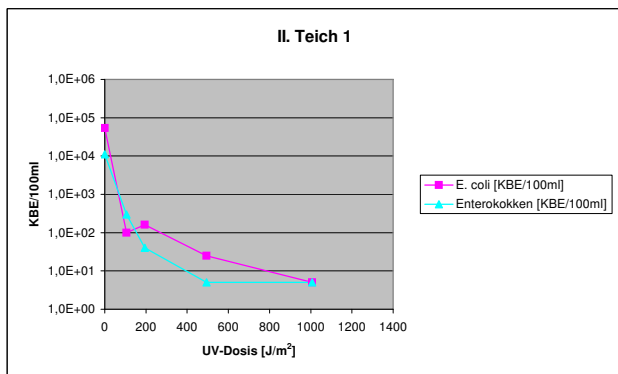
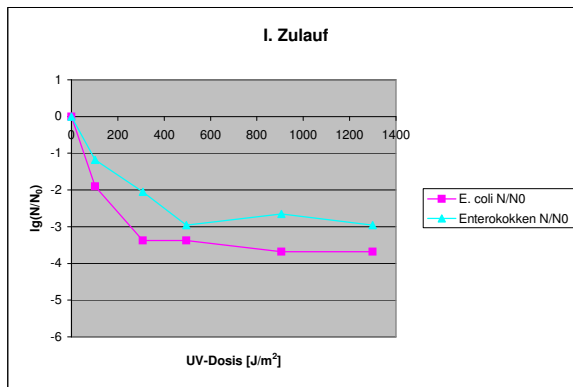
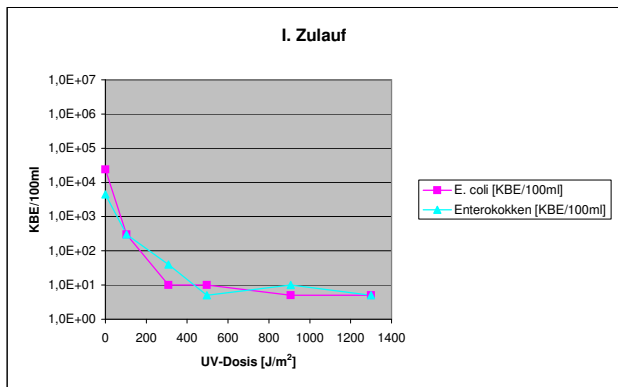
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,789	0	5,40E+04	0,000	1,10E+04	0,000
II-1	150	0,558	6	0,789	106	1,00E+02	-2,732	3,00E+02	-1,564
II-2	150	0,558	11	0,789	194	1,60E+02	-2,528	4,00E+01	-2,439
II-3	150	0,558	28	0,789	495	2,50E+01	-3,334	5,00E+00	-3,342
II-4	150	0,558	57	0,789	1007	5,00E+00	-4,033	5,00E+00	-3,342

III - Teich 3 (Ablauf KA)

Transmission [%]	68,08
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,167

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
IV-0	150	0,558	0	0,781	0	1,00E+04	0,000	1,00E+03	0,000
IV-1	150	0,558	6	0,781	105	1,20E+02	-1,921	1,50E+01	-1,824
IV-2	150	0,558	11	0,781	193	4,00E+01	-2,398	2,00E+01	-1,699
IV-3	150	0,558	29	0,781	508	1,00E+01	-3,000	5,00E+00	-2,301
IV-4	150	0,558	46	0,781	805	5,00E+00	-3,301	5,00E+00	-2,301

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 06.12.2007
Abwasserquelle: KA Brilon-Esshof



Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 06.12.2007
Abwasserquelle: KA Brilon-Rixen

UV-Intensität [mW/cm ²]	2,241
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	52
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025
Durchmesser Petrischale [cm]	18,5

I - Zulauf

Transmission [%]	74,99
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,125

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
I-0	150	0,558	0	0,802	0	1,40E+05	0,000	1,30E+04	0,000
I-1	150	0,558	6	0,802	108	1,40E+02	-3,000	1,50E+01	-2,938
I-2	150	0,558	17	0,802	306	2,00E+01	-3,845	1,00E+01	-3,114
I-3	150	0,558	28	0,802	503	1,00E+01	-4,146	1,00E+01	-3,114
I-4	150	0,558	50	0,802	899	5,00E+00	-4,447	5,00E+00	-3,415
I-5	150	0,558	72	0,802	1294	5,00E+00	-4,447	5,00E+00	-3,415

II - Teich 2

Transmission [%]	83,18
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,08

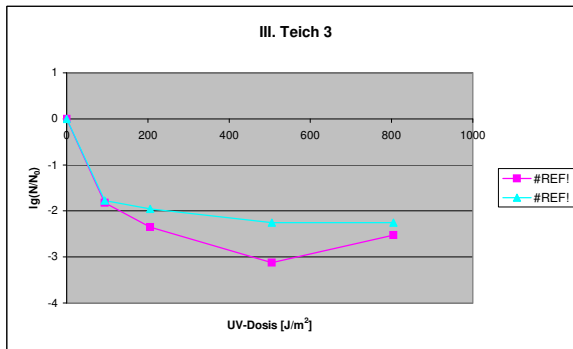
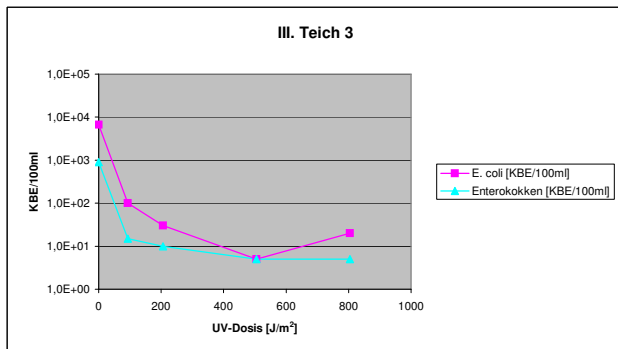
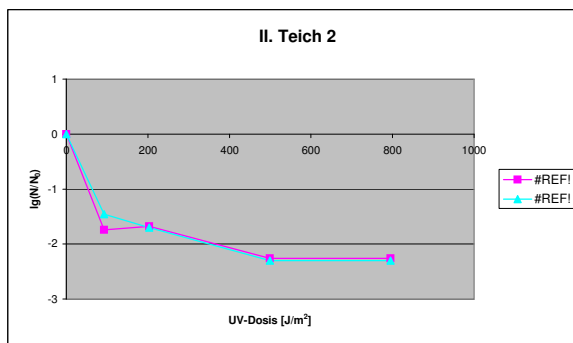
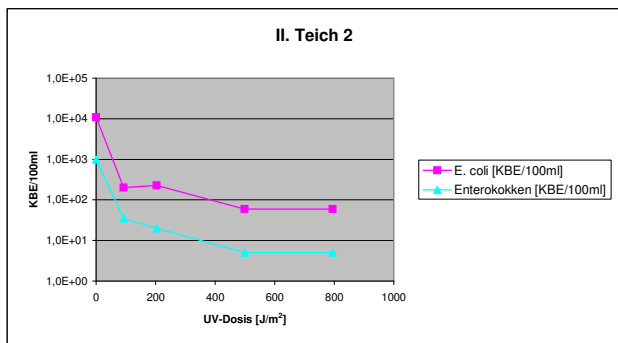
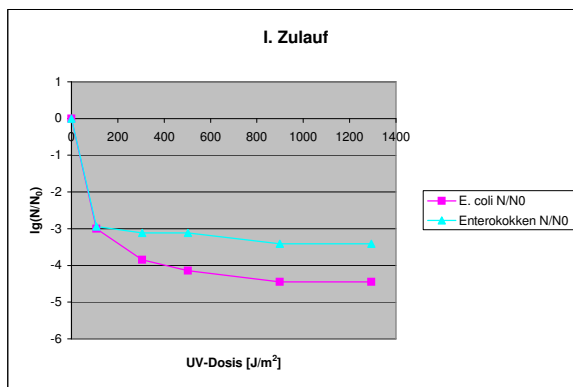
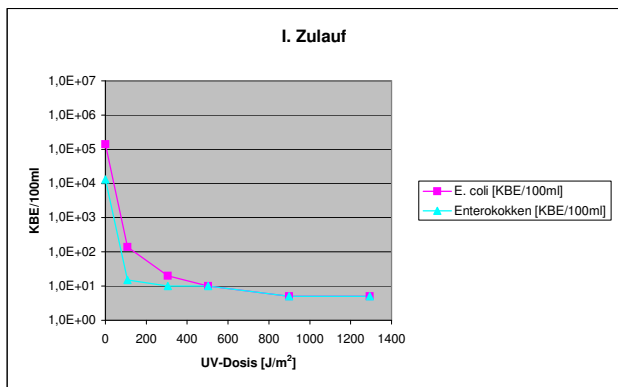
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
II-0	150	0,558	0	0,825	0	1,10E+04	0,000	1,00E+03	0,000
II-1	150	0,558	5	0,825	92	2,00E+02	-1,740	3,50E+01	-1,456
II-2	150	0,558	11	0,825	203	2,30E+02	-1,680	2,00E+01	-1,699
II-3	150	0,558	27	0,825	499	6,00E+01	-2,263	5,00E+00	-2,301
II-4	150	0,558	43	0,825	795	6,00E+01	-2,263	5,00E+00	-2,301

III - Teich 3 (Ablauf KA)

Transmission [%]	86,9
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]	0,061

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [KBE/100ml]	E. coli N/N ₀	Enterokokken [KBE/100ml]	Enterokokken N/N ₀
III-0	150	0,558	0	0,835	0	6,70E+03	0,000	9,00E+02	0,000
III-1	150	0,558	5	0,835	94	1,00E+02	-1,826	1,50E+01	-1,778
III-2	150	0,558	11	0,835	206	3,00E+01	-2,349	1,00E+01	-1,954
III-3	150	0,558	27	0,835	505	5,00E+00	-3,127	5,00E+00	-2,255
III-4	150	0,558	43	0,835	805	2,00E+01	-2,525	5,00E+00	-2,255

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 06.12.2007
Abwasserquelle: KA Brilon-Rixen



Gesamtauswertung UV-Bestrahlung Abwasserteiche

Datum	Kläranlage	Kläranlage	Verfahrens- stufe	Typ	Proben Nr.	Transmission [%]	Dosis [J/m²]	Auswertungs- verfahren	E. coli	E. coli N/N ₀	Enterokokken	Enterokokken N/N ₀	Coliforme	Coliforme N/N ₀	Bemerkung
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-0	16,9	0	MPN/100ml	1,50E+07	0,00			1,50E+07	0,00	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-1	16,9	100	MPN/100ml	4,00E+04	-2,57			2,30E+05	-1,81	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-2	16,9	300	MPN/100ml	4,00E+04	-2,57			2,30E+05	-1,81	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-3	16,9	500	MPN/100ml	3,00E+04	-2,70			3,00E+04	-2,70	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-4	16,9	800	MPN/100ml	7,00E+03	-3,33			4,30E+04	-2,54	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Zulauf	Grobentschlammung	I-0	10,20	0	MPN/100ml	2,40E+07	0,00			2,40E+07	0,00	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Zulauf	Grobentschlammung	I-1	10,20	37	MPN/100ml	2,40E+06	-1,00			2,40E+06	-1,00	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Zulauf	Grobentschlammung	I-2	10,20	138	MPN/100ml	1,50E+04	-3,20			9,30E+04	-2,41	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Zulauf	Grobentschlammung	I-3	10,20	267	MPN/100ml	9,00E+03	-3,43			7,50E+04	-2,51	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Zulauf	Grobentschlammung	I-4	10,20	433	MPN/100ml	2,30E+03	-4,02			2,30E+03	-4,02	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-0	20,30	0	MPN/100ml	2,30E+06	0,00			9,30E+06	0,00	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-1	20,30	41	MPN/100ml	4,30E+05	-0,73			4,30E+05	-1,34	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-2	20,30	155	MPN/100ml	1,50E+04	-2,19			4,60E+05	-1,31	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-3	20,30	301	MPN/100ml	9,00E+03	-2,41			9,30E+04	-2,00	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Zulauf		I-4	20,30	487	MPN/100ml	2,30E+03	-3,00			9,30E+03	-3,00	
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-0	17,99	0	KBE/100ml	3,20E+05	0,00	2,60E+04	0,00			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-1	17,99	105	KBE/100ml	9,60E+03	-1,52	2,20E+03	-1,07			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-2	17,99	197	KBE/100ml	6,00E+02	-2,73	1,00E+02	-2,41			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-3	17,99	303	KBE/100ml	4,00E+02	-2,90	2,00E+02	-2,11			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-4	17,99	592	KBE/100ml	4,50E+01	-3,85	4,00E+01	-2,81			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-5	17,99	987	KBE/100ml	1,00E+01	-4,51	3,00E+00	-3,94			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-0	34,44	0	KBE/100ml	5,30E+04	0,00	5,00E+03	0,00			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-1	34,44	138	KBE/100ml	1,00E+03	-1,72	8,00E+02	-0,80			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-2	34,44	258	KBE/100ml	3,00E+02	-2,25	3,00E+02	-1,22			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-3	34,44	516	KBE/100ml	7,00E+02	-1,88	4,60E+01	-2,04			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-4	34,44	774	KBE/100ml	2,20E+02	-2,38	1,20E+02	-1,62			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-5	34,44	1291	KBE/100ml	2,40E+02	-2,34	2,40E+02	-1,32			
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-0	19,68	0	KBE/100ml	6,90E+04	0,00	8,00E+03	0,00			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-1	19,68	111	KBE/100ml	1,90E+03	-1,56	4,60E+02	-1,24			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-2	19,68	222	KBE/100ml	4,00E+02	-2,24	1,80E+02	-1,65			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-3	19,68	402	KBE/100ml	2,00E+02	-2,54	1,80E+02	-1,65			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-4	19,68	596	KBE/100ml	6,00E+01	-3,06	1,00E+02	-1,90			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-5	19,68	1039	KBE/100ml	2,00E+01	-3,54	3,00E+01	-2,43			starker Regenfall
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-0	1,91	0	KBE/100ml	4,80E+05	0,00	3,00E+04	0,00			Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-1	1,91	99	KBE/100ml	2,70E+03	-2,25	2,40E+04	-0,10			Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-2	1,91	198	KBE/100ml	2,30E+02	-3,32	6,40E+03	-0,67			Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-3	1,91	503	KBE/100ml	1,50E+02	-3,51	2,80E+03	-1,03			Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-4	1,91	999	KBE/100ml	7,00E+01	-3,84	2,40E+03	-1,10			Teiche gefroren
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-0	20,80	0	KBE/100ml	4,00E+05	0,00	4,80E+03	0,00			Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-1	20,80	77	KBE/100ml	8,70E+04	-0,66	2,50E+03	-0,28			Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-2	20,80	181	KBE/100ml	4,50E+04	-0,95	1,75E+03	-0,44			Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-3	20,80	606	KBE/100ml	1,30E+04	-1,49	8,00E+02	-0,78			Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-4	20,80	1303	KBE/100ml	8,00E+02	-2,70	2,50E+02	-1,28			Wassertemp.: 6°C
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-0	24,00	0	KBE/100ml	8,80E+05	0,00	1,74E+04	0,00			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-1	24,00	99	KBE/100ml	2,00E+02	-3,64	5,00E+02	-1,54			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-2	24,00	297	KBE/100ml	8,40E+01	-4,02	3,00E+01	-2,76			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-3	24,00	494	KBE/100ml	4,00E+02	-3,34	2,00E+01	-2,94			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-4	24,00	805	KBE/100ml	3,00E+02	-3,47	2,00E+01	-2,94			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-5	24,00	1201	KBE/100ml	5,00E+01	-4,25	9,00E+01	-2,29			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-0	3,38	0	KBE/100ml	1,00E+06	0,00	5,80E+03	0,00			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-1	3,38	101	KBE/100ml	3,10E+04	-1,51	1,24E+03	-0,67			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-2	3,38	304	KBE/100ml	1,00E+03	-3,00	6,00E+02	-0,99			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-3	3,38	598	KBE/100ml	2,50E+04	-1,60	5,00E+02	-1,06			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-4	3,38	902	KBE/100ml	1,20E+04	-1,92	1,10E+03	-0,72			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-5	3,38	1500	KBE/100ml	1,00E+04	-2,00	1,45E+02	-1,60			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-0	0,42	0	KBE/100ml	1,20E+06	0,00	5,60E+03	0,00			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-1	0,42	97	KBE/100ml	9,00E+04	-1,12	3,60E+03	-0,19			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-2	0,42	297	KBE/100ml	8,40E+02	-3,15	1,20E+03	-0,67			

25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-3	0,42	601	KBE/100ml	3,00E+02	-3,60	1,40E+02	-1,60		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-4	0,42	899	KBE/100ml	1,00E+02	-4,08	4,00E+01	-2,15		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Zulauf	Sickergrube	I-5	0,42	1500	KBE/100ml	7,00E+01	-4,23	8,00E+01	-1,85		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-0	12,16	0	KBE/100ml	2,01E+06	0,00	4,40E+04	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-1	12,16	103	KBE/100ml	1,60E+04	-2,10	3,00E+03	-1,17		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-2	12,16	297	KBE/100ml	2,10E+03	-2,98	8,00E+02	-1,74		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-3	12,16	503	KBE/100ml	7,00E+02	-3,46	1,60E+01	-3,44		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-4	12,16	904	KBE/100ml	8,00E+01	-4,40	1,80E+01	-3,39		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Zulauf		I-5	12,16	1499	KBE/100ml	1,00E+01	-5,30	9,00E+00	-3,69		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-0	33,65	0	KBE/100ml	3,70E+05	0,00	1,20E+04	0,00		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-1	33,65	117	KBE/100ml	2,00E+03	-2,27	2,60E+03	-0,66		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-2	33,65	364	KBE/100ml	5,00E+01	-3,87	5,00E+01	-2,38		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-3	33,65	598	KBE/100ml	2,00E+01	-4,27	5,00E+01	-2,38		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-4	33,65	1079	KBE/100ml	1,00E+01	-4,57	1,00E+01	-3,08		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Zulauf		I-5	33,65	1560	KBE/100ml	2,00E+00	-5,27	2,00E+01	-2,78		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-0	8,91	0	KBE/100ml	5,00E+04	0,00	3,80E+04	0,00		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-1	8,91	85	KBE/100ml	1,00E+03	-1,70	1,20E+03	-1,50		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-2	8,91	246	KBE/100ml	2,00E+02	-2,40	6,00E+01	-2,80		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-3	8,91	406	KBE/100ml	5,00E+01	-3,00	1,00E+01	-3,58		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-4	8,91	737	KBE/100ml	2,00E+01	-3,40	2,50E+01	-3,18		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-5	8,91	1068	KBE/100ml	1,00E+01	-3,70	4,00E+01	-2,98		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-0	30,20	0	KBE/100ml	5,00E+04	0,00	1,40E+04	0,00		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-1	30,20	99	KBE/100ml	2,00E+03	-1,40	7,00E+02	-1,30		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-2	30,20	298	KBE/100ml	1,10E+03	-1,66	6,00E+01	-2,37		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-3	30,20	497	KBE/100ml	3,10E+02	-2,21	2,00E+01	-2,85		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-4	30,20	795	KBE/100ml	1,40E+02	-2,55	5,00E+00	-3,45		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Zulauf	Schlammfang	I-5	30,20	1206	KBE/100ml	3,50E+01	-3,15	5,00E+00	-3,45		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-0	19,50	0	KBE/100ml	1,40E+06	0,00	2,30E+04	0,00		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-1	19,50	102	KBE/100ml	3,00E+03	-2,67	4,00E+02	-1,76		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-2	19,50	306	KBE/100ml	1,00E+02	-4,15	1,10E+02	-2,32		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-3	19,50	498	KBE/100ml	1,00E+02	-4,15	1,30E+02	-2,25		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-4	19,50	906	KBE/100ml	5,00E+00	-5,45	4,50E+01	-2,71		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Zulauf		I-5	19,50	1301	KBE/100ml	5,00E+00	-5,45	1,50E+01	-3,19		
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Zulauf		I-0	62,37	0	KBE/100ml	2,40E+04	0,00	4,50E+03	0,00		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Zulauf		I-1	62,37	103	KBE/100ml	3,00E+02	-1,90	3,00E+02	-1,18		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Zulauf		I-2	62,37	308	KBE/100ml	1,00E+01	-3,38	4,00E+01	-2,05		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Zulauf		I-3	62,37	496	KBE/100ml	1,00E+01	-3,38	5,00E+00	-2,95		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Zulauf		I-4	62,37	906	KBE/100ml	5,00E+00	-3,68	1,00E+01	-2,65		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Zulauf		I-5	62,37	1300	KBE/100ml	5,00E+00	-3,68	5,00E+00	-2,95		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Zulauf		I-0	74,99	0	KBE/100ml	1,40E+05	0,00	1,30E+04	0,00		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Zulauf		I-1	74,99	108	KBE/100ml	1,40E+02	-3,00	1,50E+01	-2,94		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Zulauf		I-2	74,99	306	KBE/100ml	2,00E+01	-3,85	1,00E+01	-3,11		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Zulauf		I-3	74,99	503	KBE/100ml	1,00E+01	-4,15	1,00E+01	-3,11		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Zulauf		I-4	74,99	899	KBE/100ml	5,00E+00	-4,45	5,00E+00	-3,41		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Zulauf		I-5	74,99	1294	KBE/100ml	5,00E+00	-4,45	5,00E+00	-3,41		starker Regenfall
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-0	36,75	0	KBE/100ml	2,10E+04	0,00	4,00E+03	0,00		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-1	36,75	122	KBE/100ml	2,00E+03	-1,02	1,00E+03	-0,60		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-2	36,75	261	KBE/100ml	7,00E+02	-1,48	4,80E+02	-0,92		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-3	36,75	435	KBE/100ml	1,00E+02	-2,32	2,20E+02	-1,26		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-4	36,75	783	KBE/100ml	6,00E+01	-2,54	7,00E+01	-1,76		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-5	36,75	1304	KBE/100ml	3,00E+01	-2,85	6,00E+01	-1,82		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-0	54,08	0	KBE/100ml	3,00E+04	0,00	4,60E+03	0,00		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-1	54,08	115	KBE/100ml	1,20E+03	-1,40	6,00E+02	-0,88		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-2	54,08	214	KBE/100ml	3,50E+02	-1,93	1,60E+02	-1,46		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-3	54,08	543	KBE/100ml	4,00E+01	-2,88	1,80E+02	-1,41		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Sedimentationsb.		II-4	54,08	1070	KBE/100ml	3,00E+01	-3,00	2,00E+01	-2,36		
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-0	38,40	0	MPN/100ml	7,00E+04	0,00	1,40E+05	0,00		
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-1	38,40	100	MPN/100ml	3,00E+04	-0,37	3,00E+04	-0,67		
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-2	38,40	300	MPN/100ml	3,00E+03	-1,37	3,00E+03	-1,67		
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-3	38,40	500	MPN/100ml	3,00E+03	-1,37	3,00E+03	-1,67		
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-4	38,40	800	MPN/100ml	3,00E+03	-1,37	3,00E+03	-1,67		
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich I	Belüftet	II-0	27,10	0	MPN/100ml	9,00E+05	0,00	2,30E+06	0,00		
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich I	Belüftet	II-1	27,10	44	MPN/100ml	7,50E+03	-2,08	2,10E+04	-2,04		

07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich I	Belüftet	II-2	27,10	164	MPN/100ml	4,30E+02	-3,32			9,30E+02	-3,39	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich I	Belüftet	II-3	27,10	316	MPN/100ml	4,30E+02	-3,32			2,30E+03	-3,00	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich I	Belüftet	II-4	27,10	513	MPN/100ml	4,00E+01	-4,35			4,30E+02	-3,73	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-0	41,00	0	MPN/100ml	9,00E+03	0,00			7,00E+04	0,00	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-1	41,00	47	MPN/100ml	2,30E+03	-0,59			2,30E+04	-0,48	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-2	41,00	176	MPN/100ml	4,00E+02	-1,35			4,30E+03	-1,21	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-3	41,00	341	MPN/100ml	4,00E+01	-2,35			4,30E+02	-2,21	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich I	Belüftet	II-4	41,00	552	MPN/100ml	7,00E+01	-2,11			9,00E+02	-1,89	
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-0	32,11	0	KBE/100ml	1,00E+04	0,00	4,80E+03	0,00			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-1	32,11	56	KBE/100ml	6,00E+03	-0,22	9,00E+02	-0,73			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-2	32,11	99	KBE/100ml	1,00E+03	-1,00	2,00E+02	-1,38			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-3	32,11	296	KBE/100ml	6,00E+01	-2,22	7,00E+01	-1,84			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-4	32,11	494	KBE/100ml	9,00E+01	-2,05	3,00E+01	-2,20			
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-5	32,11	790	KBE/100ml	8,00E+01	-2,10	1,00E+01	-2,68			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-0	54,83	0	KBE/100ml	8,00E+03	0,00	1,00E+03	0,00			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-1	54,83	73	KBE/100ml	3,60E+02	-1,35	2,60E+02	-0,59			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-2	54,83	128	KBE/100ml	1,00E+02	-1,90	9,00E+01	-1,05			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-3	54,83	385	KBE/100ml	3,00E+01	-2,43	2,00E+01	-1,70			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-4	54,83	642	KBE/100ml	2,00E+01	-2,60	2,00E+01	-1,70			
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-5	54,83	1028	KBE/100ml	2,00E+01	-2,60	4,00E+00	-2,40			
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich I	Belüftet	II-0	32,14	0	KBE/100ml	9,80E+04	0,00	8,00E+03	0,00			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich I	Belüftet	II-1	32,14	109	KBE/100ml	2,00E+03	-1,69	1,40E+03	-0,76			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich I	Belüftet	II-2	32,14	202	KBE/100ml	7,00E+02	-2,15	1,70E+02	-1,67			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich I	Belüftet	II-3	32,14	403	KBE/100ml	1,00E+02	-2,99	1,90E+02	-1,62			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich I	Belüftet	II-4	32,14	605	KBE/100ml	4,00E+01	-3,39	8,50E+01	-1,97			starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich I	Belüftet	II-5	32,14	853	KBE/100ml	4,00E+01	-3,39	5,00E+01	-2,20			starker Regenfall
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-0	12,91	0	KBE/100ml	5,60E+04	0,00	4,00E+04	0,00			Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-1	12,91	100	KBE/100ml	2,00E+02	-2,45	8,20E+03	-0,69			Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-2	12,91	254	KBE/100ml	4,00E+01	-3,15	4,90E+02	-1,91			Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-3	12,91	498	KBE/100ml	1,00E+01	-3,75	1,50E+02	-2,43			Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-4	12,91	796	KBE/100ml	1,00E+01	-3,75	3,50E+01	-3,06			Teiche gefroren
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-0	35,73	0	KBE/100ml	8,00E+03	0,00	7,50E+02	0,00			Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-1	35,73	74	KBE/100ml	4,00E+02	-1,30	2,80E+02	-0,43			Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-2	35,73	177	KBE/100ml	2,00E+02	-1,60	1,30E+02	-0,76			Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-3	35,73	502	KBE/100ml	1,00E+02	-1,90	1,00E+01	-1,88			Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-4	35,73	1003	KBE/100ml	3,00E+01	-2,43	2,00E+00	-2,57			Wassertemp.: 6°C
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich I		II-0	27,10	0	KBE/100ml	6,80E+04	0,00	2,80E+03	0,00			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich I		II-1	27,10	102	KBE/100ml	1,20E+02	-2,75	5,00E+01	-1,75			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich I		II-2	27,10	247	KBE/100ml	4,00E+01	-3,23	1,00E+01	-2,45			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich I		II-3	27,10	393	KBE/100ml	1,00E+01	-3,83	2,00E+00	-3,15			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich I		II-4	27,10	684	KBE/100ml	1,00E+01	-3,83	1,00E+02	-1,45			
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich I		II-5	27,10	975	KBE/100ml	1,40E+01	-3,69	1,00E+01	-2,45			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-0	19,59	0	KBE/100ml	3,00E+04	0,00	7,40E+02	0,00			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-1	19,59	94	KBE/100ml	1,00E+03	-1,48	6,50E+02	-0,06			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-2	19,59	256	KBE/100ml	1,00E+02	-2,48	1,25E+02	-0,77			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-3	19,59	404	KBE/100ml	1,00E+02	-2,48	1,00E+02	-0,87			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-4	19,59	700	KBE/100ml	1,00E+01	-3,48	3,00E+01	-1,39			
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-5	19,59	1009	KBE/100ml	8,00E+00	-3,57	5,00E+00	-2,17			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-0	7,00	0	KBE/100ml	1,00E+04	0,00	2,40E+02	0,00			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-1	7,00	101	KBE/100ml	5,40E+03	-0,27	1,70E+01	-1,15			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-2	7,00	253	KBE/100ml	7,00E+02	-1,15	1,10E+01	-1,34			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-3	7,00	405	KBE/100ml	3,20E+02	-1,49	3,00E+00	-1,90			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-4	7,00	699	KBE/100ml	6,40E+01	-2,19	0,00E+00	0,00			
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich I	unbelüftet	II-5	7,00	1003	KBE/100ml	1,00E+01	-2,73	0,00E+00	0,00			
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-0	33,19	0	KBE/100ml	3,10E+05	0,00	6,00E+04	0,00			
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-1	33,19	102	KBE/100ml	4,00E+03	-1,89	8,00E+01	-2,88			
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-2	33,19	203	KBE/100ml	5,00E+02	-2,79	5,20E+01	-3,06			
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-3	33,19	494	KBE/100ml	2,10E+02	-3,17	1,20E+02	-2,70			
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-4	33,19	697	KBE/100ml	1,60E+01	-4,29	4,00E+01	-3,18			
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich I	Belüftet	II-5	33,19	1002	KBE/100ml	1,20E+01	-4,41	1,80E+01	-3,52			
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-0	55,88	0	KBE/100ml	3,00E+03	0,00	2,00E+03	0,00			
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-1	55,88	101	KBE/100ml	3,00E+02	-1,00	3,20E+02	-0,80			
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-2	55,88	202	KBE/100ml	1,00E+02	-1,48	7,00E+01	-1,46			

06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-3	55,88	505	KBE/100ml	1,00E+01	-2,48	1,00E+01	-2,30		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Teich I	Belüftet	III-4	55,88	808	KBE/100ml	1,00E+01	-2,48	5,00E+00	-2,60		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-0	27,04	0	KBE/100ml	6,60E+04	0,00	8,00E+03	0,00		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-1	27,04	97	KBE/100ml	1,00E+02	-2,82	3,00E+02	-1,43		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-2	27,04	179	KBE/100ml	1,00E+02	-2,82	1,00E+01	-2,90		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-3	27,04	456	KBE/100ml	1,00E+02	-2,82	1,00E+01	-2,90		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-4	27,04	925	KBE/100ml	2,00E+01	-3,52	5,00E+00	-3,20		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich I		II-0	39,17	0	KBE/100ml	4,60E+04	0,00	5,00E+03	0,00		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich I		II-1	39,17	106	KBE/100ml	7,00E+02	-1,82	1,00E+02	-1,70		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich I		II-2	39,17	197	KBE/100ml	2,50E+02	-2,26	1,00E+01	-2,70		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich I		II-3	39,17	500	KBE/100ml	8,50E+01	-2,73	5,00E+00	-3,00		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich I		II-4	39,17	1000	KBE/100ml	5,50E+01	-2,92	5,00E+00	-3,00		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-0	26,36	0	KBE/100ml	5,50E+04	0,00	6,00E+03	0,00		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-1	26,36	96	KBE/100ml	1,00E+02	-2,74	1,20E+02	-1,70		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-2	26,36	206	KBE/100ml	3,00E+01	-3,26	2,00E+01	-2,48		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-3	26,36	494	KBE/100ml	1,00E+01	-3,74	1,00E+01	-2,78		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich I		II-4	26,36	1002	KBE/100ml	5,00E+00	-4,04	5,00E+00	-3,08		
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Teich I		II-0	70,47	0	KBE/100ml	5,40E+04	0,00	1,10E+04	0,00		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Teich I		II-1	70,47	106	KBE/100ml	1,00E+02	-2,73	3,00E+02	-1,56		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Teich I		II-2	70,47	194	KBE/100ml	1,60E+02	-2,53	4,00E+01	-2,44		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Teich I		II-3	70,47	495	KBE/100ml	2,50E+01	-3,33	5,00E+00	-3,34		starker Regenfall
06.12.2007	BRE1	Brilon-Esshof	Teich I		II-4	70,47	1007	KBE/100ml	5,00E+00	-4,03	5,00E+00	-3,34		starker Regenfall
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-0	46,40	0	MPN/100ml	2,10E+02	0,00		1,50E+03	0,00	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-1	46,40	100	MPN/100ml	3,00E+02	0,15		2,10E+03	0,15	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-2	46,40	300	MPN/100ml	3,00E+02	0,15		3,00E+02	-0,70	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-3	46,40	500	MPN/100ml	3,00E+02	0,15		3,00E+02	-0,70	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-4	46,40	800	MPN/100ml	3,00E+02	0,15		3,00E+02	-0,70	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich II	unbelüftet	III-0	47,80	0	MPN/100ml	7,00E+02	0,00		9,30E+03	0,00	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich II	unbelüftet	III-1	47,80	48	MPN/100ml	2,10E+02	-0,52		1,50E+04	0,21	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich II	unbelüftet	III-2	47,80	182	MPN/100ml	1,50E+02	-0,67		9,30E+02	-1,00	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich II	unbelüftet	III-3	47,80	351	MPN/100ml	3,00E+01	-1,37		4,30E+02	-1,34	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Teich II	unbelüftet	III-4	47,80	569	MPN/100ml	3,00E+01	-1,37		2,10E+02	-1,65	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-0	55,40	0	MPN/100ml	4,00E+02	0,00		9,00E+02	0,00	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-1	55,40	50	MPN/100ml	9,00E+01	-0,65		9,00E+01	-1,00	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-2	55,40	187	MPN/100ml	3,00E+01	-1,12		3,00E+01	-1,48	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-3	55,40	361	MPN/100ml	3,00E+01	-1,12		3,00E+01	-1,48	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Teich II	unbelüftet	III-4	55,40	585	MPN/100ml	3,00E+01	-1,12		3,00E+01	-1,48	
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich II	unbelüftet	III-0	34,78	0	KBE/100ml	1,00E+04	0,00	3,20E+03	0,00		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich II	unbelüftet	III-1	34,78	61	KBE/100ml	5,30E+02	-1,28	4,60E+02	-0,84		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich II	unbelüftet	III-2	34,78	107	KBE/100ml	3,90E+02	-1,41	2,80E+02	-1,06		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich II	unbelüftet	III-3	34,78	276	KBE/100ml	1,60E+02	-1,80	8,00E+01	-1,60		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich II	unbelüftet	III-4	34,78	522	KBE/100ml	6,00E+01	-2,22	3,00E+01	-2,03		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Teich II	unbelüftet	III-5	34,78	844	KBE/100ml	2,00E+01	-2,70	1,00E+01	-2,51		starker Regenfall
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich II	unbelüftet	III-0	21,63	0	KBE/100ml	8,00E+03	0,00	7,00E+03	0,00		Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich II	unbelüftet	III-1	21,63	107	KBE/100ml	8,00E+01	-2,00	2,10E+02	-1,52		Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich II	unbelüftet	III-2	21,63	274	KBE/100ml	1,00E+01	-2,90	7,00E+01	-2,00		Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich II	unbelüftet	III-3	21,63	536	KBE/100ml	1,00E+01	-2,90	1,00E+01	-2,85		Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Teich II	unbelüftet	III-4	21,63	869	KBE/100ml	1,50E+01	-2,73	8,00E+00	-2,94		Teiche gefroren
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-0	37,07	0	KBE/100ml	3,00E+03	0,00	4,50E+02	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-1	37,07	74	KBE/100ml	7,00E+02	-0,63	1,80E+02	-0,40		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-2	37,07	179	KBE/100ml	1,00E+02	-1,48	2,00E+01	-1,35		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-3	37,07	506	KBE/100ml	1,00E+01	-2,48	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-4	37,07	998	KBE/100ml	1,00E+00	-3,48	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich II		III-0	25,88	0	KBE/100ml	2,00E+04	0,00	8,70E+03	0,00		
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich II		III-1	25,88	101	KBE/100ml	5,00E+02	-1,60	8,00E+02	-1,04		
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich II		III-2	25,88	302	KBE/100ml	4,00E+02	-1,70	2,50E+02	-1,54		
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich II		III-3	25,88	604	KBE/100ml	1,20E+02	-2,22	2,00E+02	-1,64		
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Teich II		III-4	25,88	906	KBE/100ml	1,30E+02	-2,19	2,70E+02	-1,51		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-0	33,19	0	KBE/100ml	1,00E+04	0,00	9,00E+02	0,00		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-1	33,19	76	KBE/100ml	2,10E+02	-1,68	1,30E+02	-0,84		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-2	33,19	199	KBE/100ml	5,60E+01	-2,25	1,50E+01	-1,78		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-3	33,19	505	KBE/100ml	1,00E+01	-3,00	1,00E+01	-1,95		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-4	33,19	903	KBE/100ml	2,00E+00	-3,70	2,00E+00	-2,65		

25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich II		III-0	16,22	0	KBE/100ml	8,90E+03	0,00	1,00E+02	0,00		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich II		III-1	16,22	98	KBE/100ml	7,00E+00	-3,10	2,00E+01	-0,70		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich II		III-2	16,22	196	KBE/100ml	1,00E+00	-3,95	0,00E+00	0,00		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich II		III-3	16,22	501	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Teich II		III-4	16,22	904	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-0	47,21	0	KBE/100ml	1,15E+04	0,00	3,00E+03	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-1	47,21	95	KBE/100ml	1,80E+02	-1,81	8,00E+01	-1,57		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-2	47,21	207	KBE/100ml	3,00E+01	-2,58	4,00E+01	-1,88		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-3	47,21	493	KBE/100ml	8,00E+00	-3,16	2,00E+00	-3,18		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich II	Belüftet	III-4	47,21	795	KBE/100ml	4,00E+00	-3,46	2,00E+00	-3,18		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-0	34,04	0	KBE/100ml	2,40E+04	0,00	3,00E+03	0,00		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-1	34,04	88	KBE/100ml	1,10E+02	-2,34	1,00E+01	-2,48		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-2	34,04	190	KBE/100ml	1,50E+01	-3,20	1,00E+01	-2,48		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-3	34,04	453	KBE/100ml	2,00E+01	-3,08	2,00E+00	-3,18		
13.11.2007	OCH1	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-4	34,04	731	KBE/100ml	5,00E+00	-3,68	2,00E+00	-3,18		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich II		III-0	46,34	0	KBE/100ml	4,30E+04	0,00	3,00E+03	0,00		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich II		III-1	46,34	94	KBE/100ml	9,00E+02	-1,68	5,00E+01	-1,78		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich II		III-2	46,34	204	KBE/100ml	3,00E+01	-3,16	1,00E+01	-2,48		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich II		III-3	46,34	503	KBE/100ml	1,00E+01	-3,63	5,00E+00	-2,78		
15.11.2007	GSH3	Greven-Schmedehause	Teich II		III-4	46,34	802	KBE/100ml	5,00E+00	-3,93	5,00E+00	-2,78		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-0	46,03	0	KBE/100ml	4,00E+03	0,00	1,00E+02	0,00		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-1	46,03	95	KBE/100ml	1,00E+02	-1,60	5,00E+00	-1,30		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-2	46,03	205	KBE/100ml	1,00E+01	-2,60	1,00E+01	-1,00		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-3	46,03	505	KBE/100ml	5,00E+00	-2,90	5,00E+00	-1,30		
22.11.2007	OCH2	Ostercappeln-Hitzhause	Teich II		III-4	46,03	805	KBE/100ml	5,00E+00	-2,90	5,00E+00	-1,30		
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Teich II		II-0	83,18	0	KBE/100ml	1,10E+04	0,00	1,00E+03	0,00		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Teich II		II-1	83,18	92	KBE/100ml	2,00E+02	-1,74	3,50E+01	-1,46		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Teich II		II-2	83,18	203	KBE/100ml	2,30E+02	-1,68	2,00E+01	-1,70		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Teich II		II-3	83,18	499	KBE/100ml	6,00E+01	-2,26	5,00E+00	-2,30		starker Regenfall
06.12.2007	BRR1	Brilon-Rixen	Teich II		II-4	83,18	795	KBE/100ml	6,00E+01	-2,26	5,00E+00	-2,30		starker Regenfall
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-0	45,19	0	KBE/100ml	1,60E+03	0,00	3,00E+02	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-1	45,19	78	KBE/100ml	1,00E+02	-1,20	9,00E+01	-0,52		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-2	45,19	172	KBE/100ml	7,00E+01	-1,36	1,00E+01	-1,48		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-3	45,19	455	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-4	45,19	909	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-0	48,42	0	KBE/100ml	1,00E+03	0,00	2,50E+02	0,00		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-1	48,42	84	KBE/100ml	4,20E+01	-1,38	2,00E+01	-1,10		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-2	48,42	202	KBE/100ml	1,00E+01	-2,00	5,00E+00	-1,70		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-3	48,42	505	KBE/100ml	2,00E+00	-2,70	2,00E+00	-2,10		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-4	48,42	809	KBE/100ml	2,00E+00	-2,70	2,00E+00	-2,10		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-0	57,41	0	KBE/100ml	2,90E+03	0,00	3,00E+02	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-1	57,41	100	KBE/100ml	8,00E+00	-2,56	1,00E+01	-1,48		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-2	57,41	201	KBE/100ml	6,00E+00	-2,68	2,00E+00	-2,18		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-3	57,41	502	KBE/100ml	2,00E+00	-3,16	2,00E+00	-2,18		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich III	unbelüftet	IV-4	57,41	803	KBE/100ml	2,00E+00	-3,16	2,00E+00	-2,18		
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-0	54,95	0	KBE/100ml	2,00E+02	0,00	4,00E+01	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-1	54,95	83	KBE/100ml	6,00E+00	-1,52	3,00E+01	-0,12		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-2	54,95	182	KBE/100ml	2,00E+00	-2,00	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-3	54,95	446	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-4	54,95	908	KBE/100ml	2,00E+00	-2,00	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-0	39,90	0	KBE/100ml	1,00E+03	0,00	3,50E+01	0,00		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-1	39,90	48	KBE/100ml	1,50E+02	-0,82	2,00E+01	-0,24		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-2	39,90	144	KBE/100ml	4,00E+01	-1,40	2,00E+01	-0,24		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-3	39,90	305	KBE/100ml	2,00E+00	-2,70	5,00E+00	-0,85		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-4	39,90	497	KBE/100ml	4,00E+00	-2,40	5,00E+00	-0,85		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-0	53,58	0	KBE/100ml	1,30E+02	0,00	2,00E+00	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-1	53,58	99	KBE/100ml	1,00E+01	-1,11	2,00E+00	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-2	53,58	312	KBE/100ml	2,00E+00	-1,81	2,00E+00	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Teich IV	unbelüftet	V-3	53,58	493	KBE/100ml	2,00E+00	-1,81	2,00E+00	0,00		
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-0	71,50	0	MPN/100ml	1,50E+04	0,00		1,50E+04	0,00	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-1	71,50	100	MPN/100ml	3,00E+03	-0,70		3,00E+03	-0,70	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-2	71,50	300	MPN/100ml	3,00E+02	-1,70		4,00E+02	-1,57	
11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-3	71,50	500	MPN/100ml	3,00E+02	-1,70		3,00E+02	-1,70	

11.10.2006	OOV1	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-4	71,50	800	MPN/100ml	3,00E+02	-1,70		3,00E+02	-1,70	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Ablauf	Schönungsteich	IV-0	59,90	0	MPN/100ml	9,00E+02	0,00		9,00E+02	0,00	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Ablauf	Schönungsteich	IV-1	59,90	51	MPN/100ml	4,00E+01	-1,35		4,00E+01	-1,35	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Ablauf	Schönungsteich	IV-2	59,90	189	MPN/100ml	3,00E+01	-1,48		3,00E+01	-1,48	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Ablauf	Schönungsteich	IV-3	59,90	366	MPN/100ml	3,00E+01	-1,48		3,00E+01	-1,48	
07.11.2006	OAK1	Olpe-Altenkleusheim	Ablauf	Schönungsteich	IV-4	59,90	594	MPN/100ml	3,00E+01	-1,48		3,00E+01	-1,48	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-0	76,60	0	MPN/100ml	4,00E+02	0,00		9,00E+02	0,00	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-1	76,60	53	MPN/100ml	9,00E+01	-0,65		9,00E+01	-1,00	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-2	76,60	199	MPN/100ml	3,00E+01	-1,12		3,00E+01	-1,48	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-3	76,60	384	MPN/100ml	3,00E+01	-1,12		3,00E+01	-1,48	
07.11.2006	OOV2	Olpe-Oberveischede	Ablauf	Schönungsteich	IV-4	76,60	622	MPN/100ml	3,00E+01	-1,12		3,00E+01	-1,48	
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-0	36,07	0	KBE/100ml	1,30E+04	0,00	2,70E+03	0,00		
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-1	36,07	43	KBE/100ml	3,00E+03	-0,64	1,50E+03	-0,26		
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-2	36,07	101	KBE/100ml	7,00E+02	-1,27	1,00E+02	-1,43		
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-3	36,07	202	KBE/100ml	2,40E+02	-1,73	1,00E+01	-2,43		
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-4	36,07	389	KBE/100ml	9,00E+01	-2,16	1,00E+01	-2,43		
14.12.2006	HAW1	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-5	36,07	591	KBE/100ml	3,00E+01	-2,64	0,00E+00	0,00		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-0	57,41	0	KBE/100ml	2,00E+03	0,00	7,00E+02	0,00		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-1	57,41	56	KBE/100ml	1,00E+03	-0,30	3,70E+02	-0,28		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-2	57,41	130	KBE/100ml	6,00E+01	-1,52	2,00E+01	-1,54		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-3	57,41	259	KBE/100ml	1,00E+02	-1,30	1,00E+01	-1,85		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-4	57,41	500	KBE/100ml	2,00E+01	-2,00	4,00E+00	-2,24		
15.01.2007	HAW2	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-5	57,41	759	KBE/100ml	2,00E+01	-2,00	4,00E+00	-2,24		
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-0	40,64	0	KBE/100ml	2,30E+03	0,00	3,00E+02	0,00		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-1	40,64	48	KBE/100ml	8,00E+02	-0,46	2,80E+02	-0,03		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-2	40,64	144	KBE/100ml	8,00E+01	-1,46	1,15E+02	-0,42		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-3	40,64	272	KBE/100ml	1,00E+01	-2,36	2,50E+01	-1,08		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-4	40,64	447	KBE/100ml	1,00E+01	-2,36	1,00E+01	-1,48		starker Regenfall
18.01.2007	GSH1	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-5	40,64	719	KBE/100ml	2,00E+00	-3,06	5,00E+00	-1,78		starker Regenfall
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-0	38,08	0	KBE/100ml	3,00E+01	0,00	5,00E+01	0,00		Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-1	38,08	96	KBE/100ml	1,00E+01	-0,48	0,00E+00	0,00		Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-2	38,08	206	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-3	38,08	398	KBE/100ml	2,00E+00	-1,18	0,00E+00	0,00		Teiche gefroren
23.01.2007	LHM1	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-4	38,08	701	KBE/100ml	2,00E+00	-1,18	0,00E+00	0,00		Teiche gefroren
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-0	60,26	0	KBE/100ml	3,00E+02	0,00	1,00E+01	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-1	60,26	85	KBE/100ml	2,00E+00	-2,18	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-2	60,26	186	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-3	60,26	457	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	1,00E+01	0,00		Wassertemp.: 6°C
20.03.2007	LIK1	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-4	60,26	930	KBE/100ml	5,50E+02	0,26	1,00E+01	0,00		Wassertemp.: 6°C
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-0	25,78	0	KBE/100ml	8,00E+03	0,00	3,30E+02	0,00		
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-1	25,78	43	KBE/100ml	2,20E+03	-0,56	4,00E+01	-0,92		
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-2	25,78	201	KBE/100ml	4,00E+00	-3,30	5,00E+00	-1,82		
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-3	25,78	503	KBE/100ml	6,00E+00	-3,12	2,00E+00	-2,22		
16.05.2007	GSH2	Greven-Schmedehause	Ablauf		IV-4	25,78	805	KBE/100ml	4,00E+00	-3,30	0,00E+00	0,00		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-0	64,71	0	KBE/100ml	1,00E+02	0,00	2,00E+00	0,00		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-1	64,71	55	KBE/100ml	1,00E+02	0,00	2,00E+00	0,00		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-2	64,71	146	KBE/100ml	2,00E+00	-1,70	2,00E+00	0,00		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-3	64,71	309	KBE/100ml	2,00E+00	-1,70	2,00E+00	0,00		
21.05.2007	LIK2	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-4	64,71	509	KBE/100ml	2,00E+00	-1,70	2,00E+00	0,00		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-0	36,73	0	KBE/100ml	1,50E+02	0,00	5,00E+01	0,00		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-1	36,73	104	KBE/100ml	5,00E+00	-1,48	2,10E+01	-0,38		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-2	36,73	194	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-3	36,73	507	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		
25.09.2007	LHM2	Lienen-Höster Mark	Ablauf	Kiesfilter/Schilfteic	IV-4	36,73	805	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	0,00E+00	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-0	54,83	0	KBE/100ml	2,00E+01	0,00	1,00E+01	0,00		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-1	54,83	99	KBE/100ml	2,00E+00	-1,00	2,00E+00	-0,70		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-2	54,83	297	KBE/100ml	2,00E+00	-1,00	2,00E+00	-0,70		
11.10.2007	LIK3	Lichtenau-Kleinenberg	Ablauf	Schönungsteich	VI-3	54,83	496	KBE/100ml	2,00E+00	-1,00	2,00E+00	-0,70		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-0	63,53	0	KBE/100ml	1,30E+03	0,00	3,00E+02	0,00		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-1	63,53	103	KBE/100ml	2,00E+01	-1,81	1,00E+01	-1,48		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-2	63,53	206	KBE/100ml	1,00E+01	-2,11	1,00E+01	-1,48		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-3	63,53	498	KBE/100ml	2,00E+00	-2,81	2,00E+00	-2,18		
06.11.2007	HAW3	Hamm-Wambeln	Ablauf	Schönungsteich	IV-4	63,53	791	KBE/100ml	0,00E+00	0,00	2,00E+00	-2,18		

3.3 Ergebnisse der UV-Bestrahlungsversuche mit Abwasser aus Kläranlagenstufen

Auf den Folgeseiten finden sich die Einzelergebnisse und eine tabellarische Zusammenstellung der Gesamtmessdaten für die UV-Bestrahlungsversuche.

Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 13.09.2005

UV-Intensität [mW/cm ²]	1,18
Abstand Lampe-Probentisch [cm]	66
Dicke Petrischale [cm]	0,2
Petrifaktor [-]	0,9
Reflexionsbeiwert [-]	0,025

I - Ablauf Sandfang (SF)

Transmission [%]:	8
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]:	1,097

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100]	Coliforme N/N ₀
I-0	132	0,442	0	0,525	0	2,30E+07	0,000	2,30E+07	0,000
I-1	133	0,445	17	0,523	105	4,30E+05	-1,728	2,30E+06	-1,000
I-2	130	0,435	25	0,529	156	2,40E+05	-1,982	9,00E+05	-1,407
I-3	146	0,489	34	0,500	201	7,50E+04	-2,487	4,00E+05	-1,760
I-4	156	0,522	42	0,483	240	9,00E+04	-2,407	2,30E+05	-2,000
I-5	129	0,432	59	0,531	369	2,30E+04	-3,000	9,00E+04	-2,407

IV - Ablauf Vorklärung (VK)

Nur mikrobiologische Untersuchung; Probe wurde nicht wie die anderen Nullproben der Versuchsprozedur unterzogen!

Transmission [%]:	-
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]:	-

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100]	Coliforme N/N ₀
IV-0	-	-	-	-	-	1,10E+08	0,000	1,10E+08	

II - Ablauf Nachklärung (NK)

Transmission [%]:	67
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]:	0,174

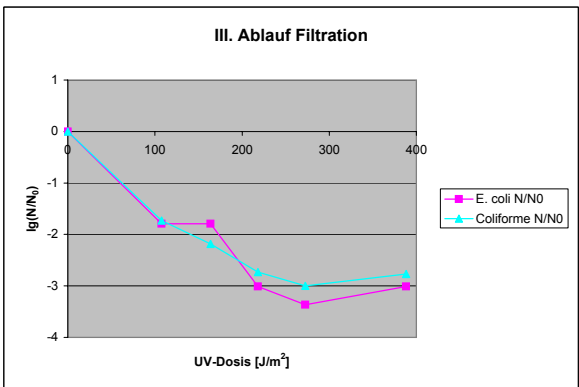
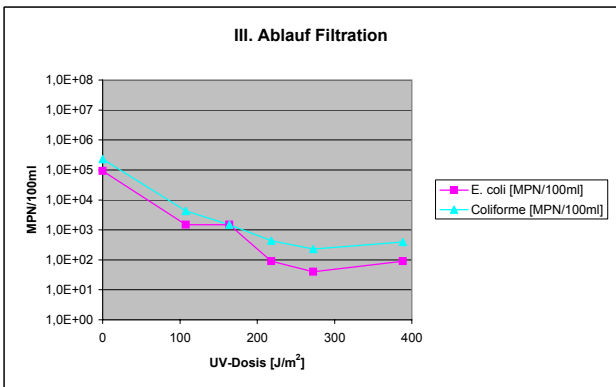
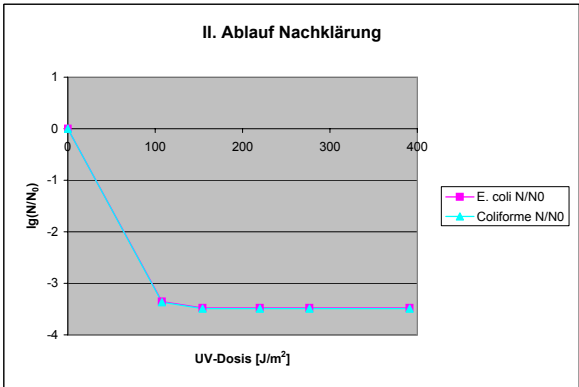
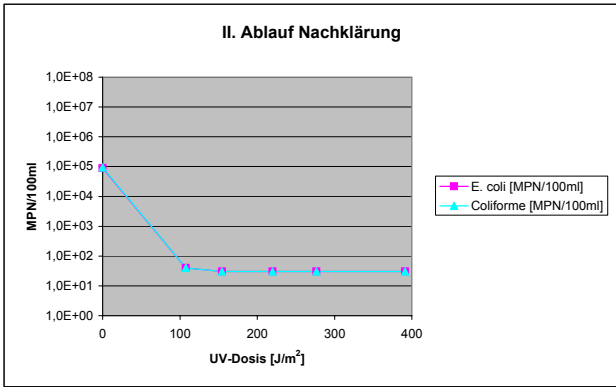
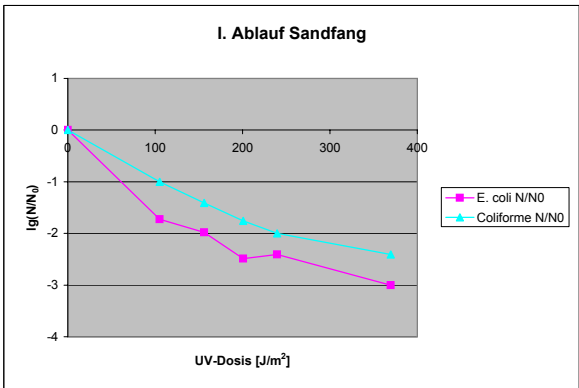
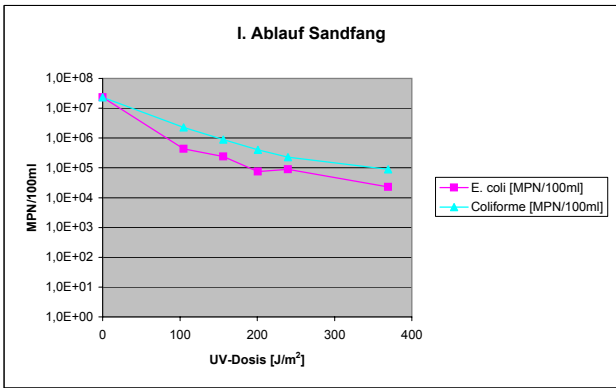
Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100]	Coliforme N/N ₀
II-0	118	0,395	0	0,552	0	9,00E+04	0,000	9,30E+04	0,000
II-1	126	0,422	17	0,536	108	4,00E+01	-3,352	4,00E+01	-3,366
II-2	133	0,445	25	0,523	154	3,00E+01	-3,477	3,00E+01	-3,491
II-3	120	0,402	34	0,548	220	3,00E+01	-3,477	3,00E+01	-3,491
II-4	115	0,385	42	0,558	276	3,00E+01	-3,477	3,00E+01	-3,491
II-5	113	0,378	59	0,562	391	3,00E+01	-3,477	3,00E+01	-3,491

III - Ablauf Filtration

Transmission [%]:	50
Absorptionskoef. [cm ⁻¹]:	0,301

Nr.	Probenvol. [ml]	Schichtd. [cm]	Bel.dauer [s]	Faktor* [-]	Dosis [J/m ²]	E. coli [MPN/100ml]	E. coli N/N ₀	Coliforme [MPN/100]	Coliforme N/N ₀
III-0	150	0,502	0	0,493	0	9,30E+04	0,000	2,30E+05	0,000
III-1	126	0,422	17	0,536	108	1,50E+03	-1,792	4,30E+03	-1,728
III-2	116	0,388	25	0,556	164	1,50E+03	-1,792	1,50E+03	-2,186
III-3	122	0,409	34	0,544	218	9,00E+01	-3,014	4,30E+02	-2,728
III-4	119	0,398	42	0,550	272	4,00E+01	-3,366	2,30E+02	-3,000
III-5	115	0,385	59	0,558	388	9,00E+01	-3,014	3,90E+02	-2,771

* Berechnung der Bestrahlungsdosis nach UV Disinfection Guidance Manual, U.S. EPA, Draft 2003, S. E-4, Gleichung E.1

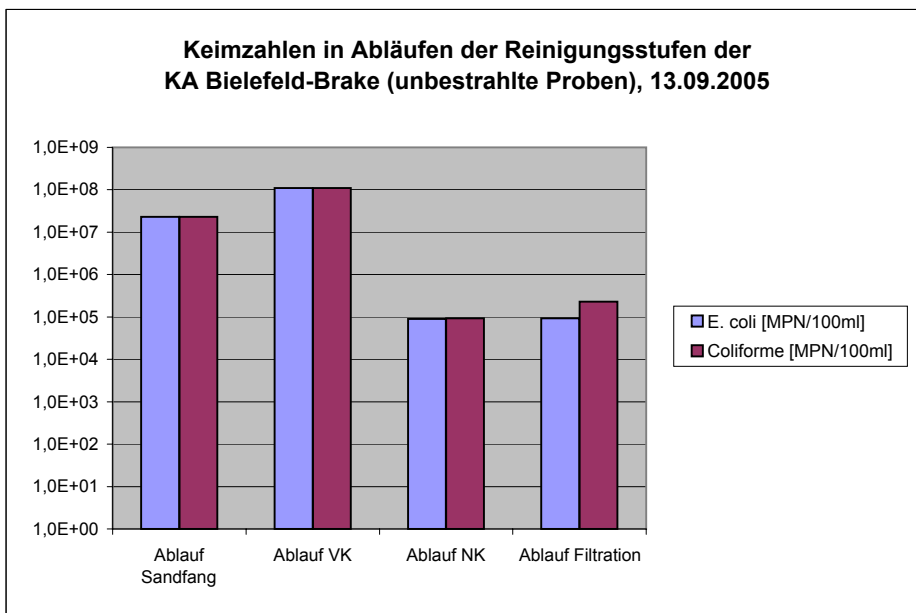


Auswertung UV-Bestrahlungsversuche bei WEDECO am 13.09.2005

Keimzahlen in den Abläufen der einzelnen KA-Reinigungsstufen

Probenbezeichnung	Reinigungsstufe	E. coli [MPN/100ml]	Coliforme [MPN/100ml]
I 0	Ablauf Sandfang	2,30E+07	2,30E+07
IV 1	Ablauf VK	1,10E+08	1,10E+08
II 0	Ablauf NK	9,00E+04	9,30E+04
III 0	Ablauf Filtration	9,30E+04	2,30E+05

Anmerkung: Probe IV 0, Ablauf VK, wurde nicht wie die anderen Nullproben der Versuchsprozedur unterzogen!



Auswertung UV- Bestrahlung KA Bielefeld Brake

Datum	Kläranlage	Verfahrensstufe	Typ	Proben Nr.	Transmission [%]	Dosis [J/m ²]	Auswertungsverfahren	E. coli	E. coli N/N ₀	Enterokokken	Enterokokken N/N ₀	Coliforme	Coliforme N/N ₀	Bemerkung
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Rechen		I-0	14,87	0	KBE/100ml	3,20E+05	0,00	3,80E+03	0,00			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Rechen		I-1	14,87	95	KBE/100ml	4,00E+04	-0,90	2,50E+03	-0,18			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Rechen		I-2	14,87	227	KBE/100ml	6,00E+03	-1,73	1,20E+03	-0,50			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Rechen		I-3	14,87	405	KBE/100ml	7,00E+02	-2,66	1,50E+03	-0,40			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Rechen		I-4	14,87	703	KBE/100ml	1,10E+03	-2,46	1,01E+03	-0,58			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Rechen		I-5	14,87	1002	KBE/100ml	2,00E+02	-3,20	9,00E+02	-0,63			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Rechen		I-6	14,87	1514	KBE/100ml	4,00E+02	-2,90	3,40E+02	-1,05			Regennachlauf
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		I-0	8	0	MPN/100ml	2,30E+07	0,00			2,30E+07	0,00	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		I-1	8	105	MPN/100ml	4,30E+05	-1,73			2,30E+06	-1,00	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		I-2	8	156	MPN/100ml	2,40E+05	-1,98			9,00E+05	-1,41	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		I-3	8	201	MPN/100ml	7,50E+04	-2,49			4,00E+05	-1,76	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		I-4	8	240	MPN/100ml	9,00E+04	-2,41			2,30E+05	-2,00	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		I-5	8	369	MPN/100ml	2,30E+04	-3,00			9,00E+04	-2,41	
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		II-0	16,38	0	KBE/100ml	2,80E+05	0,00	3,70E+03	0,00			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		II-1	16,38	85	KBE/100ml	2,70E+04	-1,02	2,90E+03	-0,11			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		II-2	16,38	146	KBE/100ml	1,30E+04	-1,33	2,70E+03	-0,14			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		II-3	16,38	354	KBE/100ml	7,00E+02	-2,60	1,08E+03	-0,53			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Sandfang		II-4	16,38	598	KBE/100ml	4,00E+02	-2,85	5,40E+02	-0,84			Regennachlauf
13.09.2007	KA Bielefeld-Brake	Vorklärung		II-0		0	MPN/100ml	1,10E+08	0,00			1,10E+08	0,00	
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Vorklärung		III-0		0	KBE/100ml	2,80E+05	0,00	4,60E+03	0,00			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Belebungsbecken		IV-0		0	KBE/100ml	3,50E+05	0,00	3,90E+03	0,00			Regennachlauf
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		III-0	67	0	MPN/100ml	9,00E+04	0,00			9,30E+04	0,00	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		III-1	67	108	MPN/100ml	4,00E+01	-3,35			4,00E+01	-3,37	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		III-2	67	154	MPN/100ml	3,00E+01	-3,48			3,00E+01	-3,49	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		III-3	67	220	MPN/100ml	3,00E+01	-3,48			3,00E+01	-3,49	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		III-4	67	276	MPN/100ml	3,00E+01	-3,48			3,00E+01	-3,49	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		III-5	67	391	MPN/100ml	3,00E+01	-3,48			3,00E+01	-3,49	
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		V-0	74,87	0	KBE/100ml	2,10E+04	0,00	2,00E+03	0,00			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		V-1	74,87	54	KBE/100ml	2,00E+03	-1,02	7,40E+02	-0,43			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		V-2	74,87	108	KBE/100ml	1,00E+03	-1,32	8,00E+01	-1,40			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		V-3	74,87	198	KBE/100ml	1,00E+02	-2,32	6,00E+01	-1,52			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		V-4	74,87	341	KBE/100ml	1,80E+02	-2,07	7,00E+00	-2,46			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Nachklärung		V-5	74,87	503	KBE/100ml	4,00E+01	-2,72	1,00E+01	-2,30			Regennachlauf
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Filtration		IV-0	50	0	MPN/100ml	9,30E+04	0,00			2,30E+05	0,00	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Filtration		IV-1	50	108	MPN/100ml	1,50E+03	-1,79			4,30E+03	-1,73	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Filtration		IV-2	50	164	MPN/100ml	1,50E+03	-1,79			1,50E+03	-2,19	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Filtration		IV-3	50	218	MPN/100ml	9,00E+01	-3,01			4,30E+02	-2,73	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Filtration		IV-4	50	272	MPN/100ml	4,00E+01	-3,37			2,30E+02	-3,00	
13.09.2005	KA Bielefeld-Brake	Filtration		IV-5	50	388	MPN/100ml	9,00E+01	-3,01			3,90E+02	-2,77	
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Filtration		VI-0	76,44	0	KBE/100ml	5,00E+03	0,00	7,80E+02	0,00			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Filtration		VI-1	76,44	54	KBE/100ml	2,50E+03	-0,30	1,80E+02	-0,64			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Filtration		VI-2	76,44	108	KBE/100ml	5,00E+02	-1,00	1,00E+01	-1,89			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Filtration		VI-3	76,44	199	KBE/100ml	1,20E+02	-1,62	1,00E+01	-1,89			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Filtration		VI-4	76,44	343	KBE/100ml	4,70E+03	-0,03	5,00E+00	-2,19			Regennachlauf
06.03.2007	KA Bielefeld-Brake	Filtration		VI-5	76,44	506	KBE/100ml	5,20E+03	0,02	3,00E+00	-2,41			Regennachlauf

**Bemessungs- und Betriebsparameter für
Abwasserteiche und nachgeschaltete
Desinfektionsanlagen**

**Anlage 4:
Angaben zu den für die
UV-Bestrahlungsversuche
beprobten Abwasserteichanlagen**

4 Angaben zu den für die UV-Bestrahlungsversuche beprobten Abwasserteichanlagen

4.1 Übersicht

Für die Bestrahlungsversuche wurden Abwasserproben aus unterschiedlichen Behandlungsstufen von neun Abwasserteichanlagen und zwei Kläranlagen mit Belebungsverfahren gewonnen. Bild A4.1 gibt einen Überblick über die Standorte der Kläranlagen und weiterer projektrelevanter Standorte.

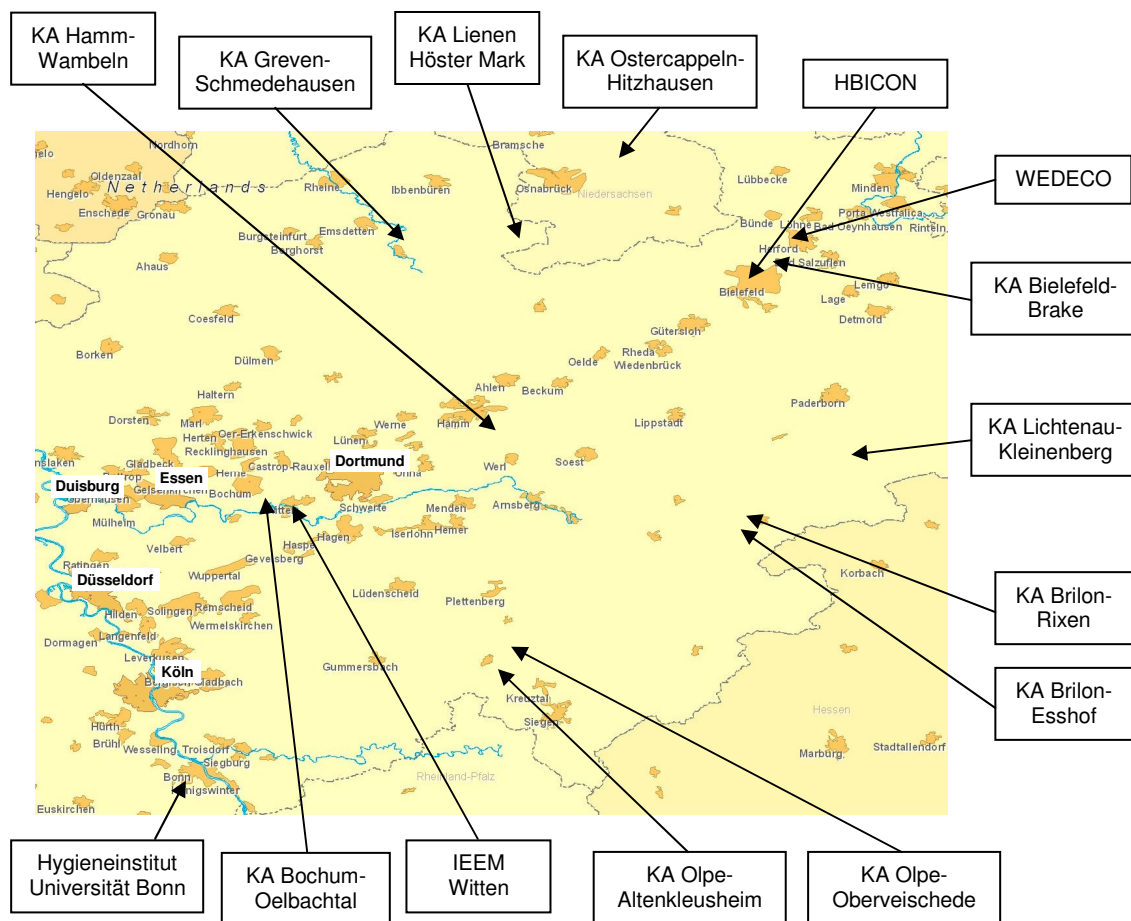


Bild A4.1: Standorte aus den Abwasserteichversuchen

In der nachfolgenden Tabelle sind einige Grunddaten zu den beprobten Abwasserteichkläranlagen zusammengestellt:

Tabelle A4.1: Auswahl von Abwasserteichkläranlagen in NRW für UV-Bestrahlungsversuche, Stand 2006

Kläranlage	Betreiber	Ausbau- größe [EW]	Anschluss- größe [EW]	Abwasser- anfall [l/(d*EW)]	P- Minderung [%]	P- Ablaufkonz. [mg/l]	N- Minderung [%]	N- Ablaufkonz. [mg/l]
Brilon-Esshof	Stadtwerke Brilon AöR	100	80	1400,00	42	0,96	< 25	8,47
Brilon-Rixen	Stadtwerke Brilon AöR	250	138	1933,91	< 15	1,03	< 25	8,58
Drolshagen, Bleche	Ruhrverband	1.250	757	702,56	< 15	2,38	< 25	16,28
Ennepetal, Rüggeberg	Ruhrverband	1.600	1.685	427,30	67	1,35	32	19,42
Greven- Schmedehausen	Stadt Greven	1.100	190	303,16	< 15	5,16	30	26,90
Hamm- Wambeln	Stadtentwässerung Hamm AöR	300	135	1649,78	< 15	3,52	< 25	22,40
Lichtenau, Kleinenberg	Abwasserwerk der Stadt Lichtenau	1.800	1.493	353,65	78	0,97	32	21,75
Lienen- Höster Mark	Gemeinde Lienen	100	80	108,00	---	2,07	---	21,60
Olpe, Altenkleusheim	Ruhrverband	900	1.363	801,17	37	1,47	< 25	12
Olpe, Oberveischede	Ruhrverband	900	1.799	247,04	80	1,54	79	10
Schmallenberg- Bracht	Ruhrverband	800	803	612,70	49	1,70	< 25	13,97
Schmallenberg- Westfeld	Ruhrverband	1.700	1.268	719,24	37	2,05	38	12,69
Schmallenberg- Wormbach	Ruhrverband	450	677	584,93	66	1,48	46	12,69

Angaben aus „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen“, Hrsg.: MUNLV NRW, 13. Aufl., 2007, Anhang A, S. 384 ff.

Für vorbereitende und vergleichende Untersuchungen kam auch Abwasser aus konventionellen Kläranlagen zum Einsatz, deren Grunddaten nachfolgend zusammengestellt sind:

Tabelle A4.2: Auswahl von Kläranlagen in NRW für UV-Bestrahlungsversuche, Daten 2006 und 2004/05

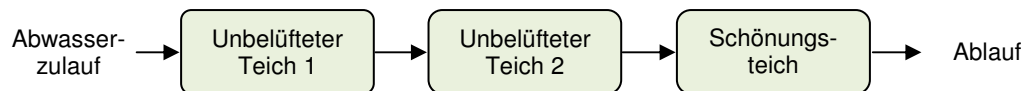
Kläranlage	Betreiber	Ausbau- größe	Anschluss- größe	Abwasser- anfall	P- Minderung	P- Ablaufkonz.	N- Minderung 2006	N- Minderung 2004/05	N- Ablaufkonz. 2006	N- Ablaufkonz. 2004/05
		[EW]	[EW]	[l/(d*EW)]	[%]	[mg/l]	[%]	[%]	[mg/l]	[mg/l]
Bochum-Oelbachtal	Ruhrverband	300.000	205.654	391,97	94	0,23	78	75	6,82	7,38
Bielefeld-Brake	Stadt Bielefeld	260.000	229.400	207,33	97	0,07	81	80	10,21	10,58

Angaben aus „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen“, Hrsg.: MUNLV NRW, 13. Aufl., 2007, Anhang A, S. 384 ff.

4.2 KA Brilon-Esshof

Lage:	NRW
Betreiber:	Stadtwerke Brilon AöR
Ausbaugröße:	100 EW
Abwasseranfall:	1400,00 l/(d*EW)
angeschl. Einw.:	80
Zu-/Abfluss:	10 m ³ /d (2005)

Anlagenbeschreibung:



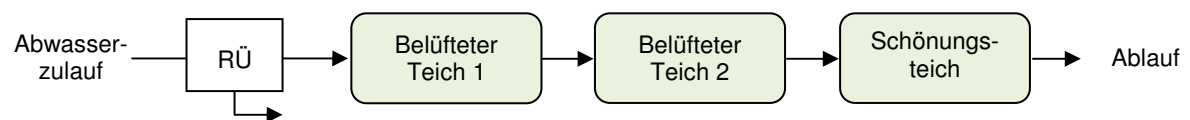
Die Teiche sind terrassenförmig angelegt, Zufluss in nachfolgende Teichstufe jeweils durch frei fallendes Wassers aus Zulaufrohren (natürliche Belüftung)

- Zulauf
- Teich 1: unbelüftet, mit Schwimmstoffrückhalt vor dem Zulauf zu Teich 2
- Teich 2: unbelüftet
- Teich 3: Schönungsteich
- Ablauf

4.3 KA Brilon-Rixen

Lage:	NRW
Betreiber:	Stadtwerke Brilon AöR
Ausbaugröße:	250 EW
Abwasseranfall:	1933,81 l/(d*EW)
angeschl. Einw.:	138
Zu-/Abfluss:	82 m ³ /d (2005)

Anlagenbeschreibung:

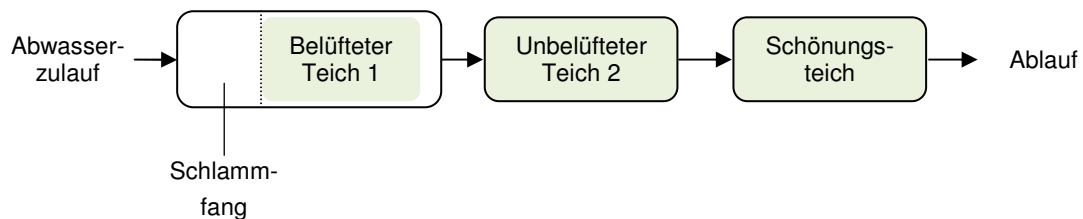


- Zulauf mit Rückhaltebecken
- Teich 1: belüftet, Teich geteilt durch eine Trennwand, Ablauf zu Teich 2 über eine Drossel
- Teich 2: belüftet
- Teich 3: Schönungsteich, stark bewachsen
- Ablauf

4.4 KA Greven-Schmedehausen

Lage: NRW,
Betreiber: Stadt Greven
Ausbaugröße: 1.100 EW
Abwasseranfall: 303,16 l/(d*EW)
angeschl. Einw.: 190 EW
Zu-/Abfluss: 17 m³/d (2005)

Anlagenbeschreibung



- Zulauf über PW Hegemannsdamm
- Teich 1: Schlammfang im Zulaufbereich, Leerung ca. 1 - 2 Mal pro Jahr; Oberflächenbelüftung, zeitgesteuert (1/2 h an, 1/4 h aus, ...)
- Teich 2: unbelüftet
- Teich 3: Schönungsteich
- Ablauf

4.5 KA Hamm-Wambeln

Lage: NRW
Betreiber: Stadtentwässerung Hamm AÖR
Ausbaugröße: 300 EW
Abwasseranfall: 1649,78 l/(d*EW)
angeschl. Einw.: 135 EW
Zu-/Abfluss: 74 m³/d (2005)

Anlagenbeschreibung

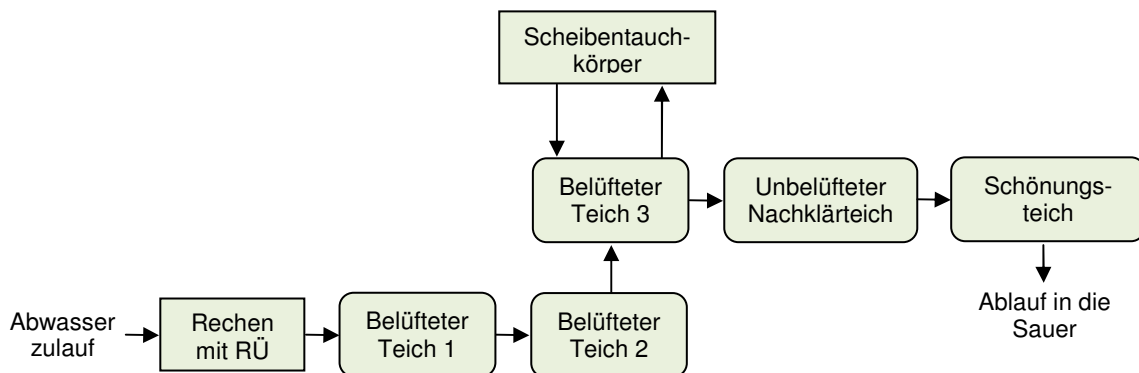


- Zulauf
- Absetzbecken: Schlammfang, Schlammensorgung von 200 m² alle 6 Monate; seit Sommer 2007 mit Belüftung
- Teich 1: belüftet
- Teich 2: unbelüftet
- Ablauf in Bever

4.6 KA Lichtenau Kleinenberg

Lage: NRW
Betreiber: Abwasserwerk der Stadt Lichtenau,
Betriebsführung durch AWS
Ausbaugröße: 1.800 EW
Abwasseranfall: $353,65 \text{ l}/(\text{d} \cdot \text{EW})$
angeschl. Einw.: 1493

Anlagenbeschreibung



- Zulauf
- Rechen
- Teich I, mit Pendelbelüfter
- Teich II, mit Pendelbelüfter
- Teich III, mit Pendelbelüfter
- Festbetтанlage
- P-Fällung
- Nachklärteich, mit Oberflächenbelüfter
- Schönungsteich
- Ablauf

4.7 KA Lienen-Höster Mark

Lage: NRW

Betreiber: Gemeinde Lienen

Ausbaugröße: 100

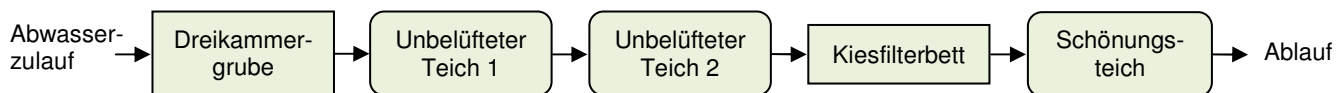
Abwasseranfall: 108,00 l/(d*EW)

angeschl. Einw.: 80 EW

Zu-/Abfluss: 17 m³/d (2005)

Jahresabfluss: 6.932 m³/a (2004), 6.959 m³/a (2005)

Anlagenbeschreibung



Zulauf: Dreikammergrube

- Teich 1: unbelüftet
- Teich 2: unbelüftet
- Kiesfilterbett
- Teich 3: Schönungsteich
- Ablauf

4.8 KA Olpe-Altenkleusheim

Lage: NRW, Sauerland
Betreiber: Ruhrverband
Ausbaugröße: 900 EW
Abwasseranfall: 801,17 l/(d*EW)
angeschl. Einw.: 1.363 EW
Zu-/Abfluss: 1.272 m³/d (2005)

Anlagenbeschreibung



- Zulauf: Grobentschlammung
- Teich 1: belüftet
- Teich 2: belüftet
- Teich 3: Schönungsteich
- Teich 4: Schönungsteich
- Ablauf

4.9 KA Olpe-Oberveischede

Lage: NRW, Sauerland

Betreiber: Ruhrverband

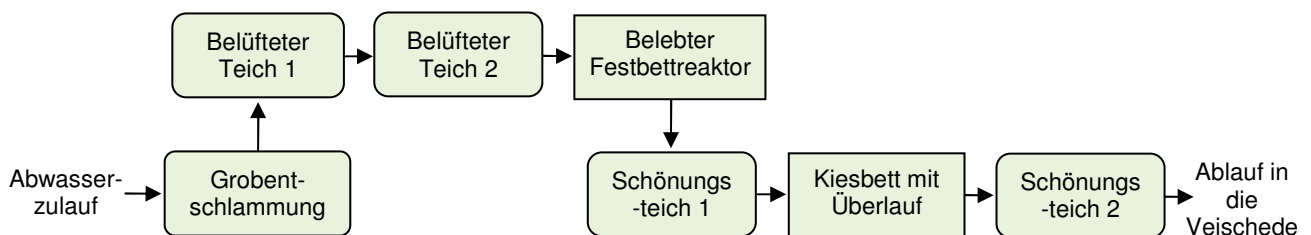
Ausbaugröße: 900 EW

Abwasseranfall: 247,04 l/(d*EW)

angeschl. Einw.: 1.799 EW

Zu-/Abfluss: 648 m³/d (2005)

Anlagenbeschreibung

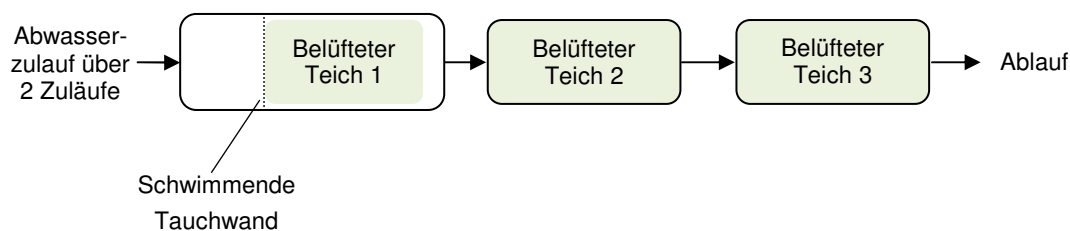


- Zulauf: Grobentschlammung
- Teich 1: belüftet, 1169 m³, Tiefe 2,5 m, 1,5 mg/l O₂
- Teich 2 belüftet, 1169 m³, Tiefe 2,5 m, 1,5 mg/l O₂
- Bel. Festbettreaktor: 30 m³ Inhalt
- Teich 3: Schönungsteich, 560 m³, Tiefe 1,5 m
- Teich 4: Schönungsteich, 485 m³; Tiefe 1,5 m
Teich 4 von Teich 3 durch Kiesbett mit Überlauf getrennt
- Ablauf: Vorfluter

4.10 KA Ostercappeln-Hitzhausen

Lage:	Niedersachsen
Betreiber:	Wasserverband Wittlage
Ausbaugröße:	250 EW
Abwasseranfall:	keine Messungen vorhanden
angeschl. Einw.:	220 EW
Zu-/Abfluss:	keine Messungen vorhanden, zulässige Zulaufmenge gem. Bescheid: 12.500 m ³ /a

Anlagenbeschreibung



- Zulauf: zwei Zuleitungen: Schmutzwasser aus Neubaugebiet, Mischwasser aus Altbestand (für Bestrahlungsversuche wurde Mischprobe aus beiden Zuläufen verwendet)
- Teich 1-3: Fläche ca. 1.500 m²; Tiefe ca. 1,5 m; alle Teiche sind seit Sommer 2005 mit Wendelbelüftern ausgestattet, die zeitgesteuert jeweils zeitlich versetzt 2-3 h/d in Betrieb sind.
- Ablauf: in Graben- und Bachlauf

Die Teichanlage Hitzhausen soll in naher Zukunft außer Betrieb genommen werden und durch ein Pumpwerk mit Anschluss an eine neue Abwasserdruckleitung ersetzt werden.

Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen

Anlage 5: Daten zu UV-Sensitivität und Mindestbestrahlungen für relevante Mikroorganismen

5 Daten zu UV-Sensitivität und Mindestbestrahlungen für relevante Mikroorganismen

Tabelle A5.1: UV sensitivity of pathogenic microorganisms in water¹⁾ (U.S. EPA, 2003, Table A.2)

Microorganism	Type	UV Dose (mJ/cm ²) inactivation indicated				Reference
		1-log	2-log	3-log	4-log	
<i>Aeromonas hydrophila</i>	Bacteria	1.1	2.6	3.9	5	Wilson et al., 1992
<i>Campylobacter jejuni</i>	Bacteria	1.6	3.4	4	4.6	Wilson et al., 1992
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	Bacteria	1.5	2.8	4.1	5.6	Wilson et al., 1992
<i>Legionella pneumophila</i>	Bacteria	3.1	5	6.9	9.4	Wilson et al., 1992
<i>Salmonella anatum</i>	Bacteria	7.5	12	15		Tosa and Hirata, 1998
<i>Salmonella enteritidis</i>	Bacteria	5	7	9	10	Tosa and Hirata, 1998
<i>Salmonella typhi</i>	Bacteria	1.8	4.8	6.4	8.2	Wilson et al., 1992
<i>Salmonella typhimurium</i>	Bacteria	2	3.5	5	9	Tosa and Hirata, 1998
<i>Shigella dysenteriae</i>	Bacteria	0.5	1.2	2	3	Wilson et al., 1992
<i>Shigella sonnei</i>	Bacteria	3.2	4.9	6.5	8.2	Chang et al., 1985
<i>Staphylococcus aureus</i>	Bacteria	3.9	5.4	6.5	10.4	Chang et al., 1985
<i>Vibrio cholerae</i>	Bacteria	0.8	1.4	2.2	2.9	Wilson et al., 1992
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Bacteria	1.7	2.8	3.7	4.6	Wilson et al., 1992
Adenovirus Type 40 ²	Virus	30	59	90	120	Meng and Gerba, 1996
Adenovirus Type 41 ²	Virus	22	50	80		Meng and Gerba, 1996
Coxsackievirus B5	Virus	6.9	14	21		Battigelli et al., 1993
Hepatitis A HM175	Virus	5.1	14	22	30	Wilson et al., 1992
Hepatitis A	Virus	5.5	9.8	15	21	Wiedenmann et al., 1993
Hepatitis A HM175	Virus	4.1	8.2	12	16	Battigelli et al., 1993
Poliovirus Type 1	Virus	4.0	8.7	14	21	Meng and Gerba, 1996
Poliovirus Type 1	Virus	6	14	23	30	Harris et al., 1987b
Poliovirus Type 1	Virus	5.6	11	16	22	Chang et al., 1985
Poliovirus Type 1	Virus	5.7	11	18	13	Wilson et al., 1992
Rotavirus SA11	Virus	7.6	15	23		Battigelli et al., 1993
Rotavirus SA11	Virus	7.1	15	25		Chang et al., 1985
Rotavirus SA11	Virus	9.1	19	26	36	Wilson et al., 1992
<i>Cryptosporidium parvum</i> ²⁾	Protozoa	< 2	< 3	< 5		Shin et al., 2001
<i>Cryptosporidium parvum</i> ²⁾	Protozoa		< 3	< 6		Clancy et al., 2000
<i>Giardia lamblia</i> ²⁾	Protozoa	<1			<2	Linden et al., 2002a
<i>Giardia lamblia</i> ²⁾	Protozoa	<1	< 3	< 6		Mofidi et al., 2002

1) Adapted from Wright and Sakamoto, 1999.

2) Additional data for adenovirus, *Cryptosporidium* and *Giardia* are in Appendix B, EPA (2003); see Tabelle A5.3

Quelle: U.S. EPA (2003): Ultraviolet Disinfection Guidance Manual. Draft June 2003, EPA 815-D-03-007, United States Environmental Protection Agency, Washington, USA

Tabelle A5.2: UV sensitivity of non-pathogenic bacteria, bacteriophage, and spore-forming bacteria in water¹⁾ (U.S. EPA, 2003, Table A.3)

Microorganism	Type	UV Dose (mJ/cm ²) inactivation indicated				Reference
		1-log	2-log	3-log	4-log	
<i>Escherichia coli</i>	Bacteria	2.5	3	3.5	5	Harris et al., 1987b
<i>Escherichia coli</i>	Bacteria	3	4.8	6.7	8.4	Chang et al., 1985
<i>Escherichia coli</i>	Bacteria	4.0	5.3	6.4	7.3	Sommer et al., 1998
<i>Escherichia coli</i>	Bacteria	4.4	6.2	7.3	8.1	Wilson et al., 1992
<i>Streptococcus faecalis</i>	Bacteria	6.6	8.8	9.9	11	Chang et al., 1985
<i>Streptococcus faecalis</i>	Bacteria	5.5	6.5	8	9	Harris et al., 1987b
MS-2	Phage	4	16	38	68	Wiedenmann et al., 1993
MS-2	Phage	16	34	52	71	Wilson et al., 1992
MS-2	Phage	12	30			Tree et al., 1997
MS-2	Phage	21	36			Sommer et al., 1998
MS-2	Phage	17	34			Rauth, 1965
MS-2	Phage	14	29	45	62	Meng and Gerba, 1996
MS-2	Phage	19	40	61		Oppenheimer et al., 1993
φX174	Phage	2.2	5.3	7.3	10	Sommer et al., 1998
φX174	Phage	2.1	4.2	6.4	8.5	Battigelli et al., 1993
φX174	Phage	4	8	12		Oppenheimer et al., 1993
PRD-1	Phage	9.9	17	24	30	Meng and Gerba, 1996
B-40	Phage	12	18	23	28	Sommer et al., 1998
<i>Bacillus subtilis</i> spores	Spores	36	49	61	78	Chang et al., 1985
<i>Bacillus subtilis</i> spores	Spores	29	40	51		Sommer et al., 1998

1) Adapted from Wright and Sakamoto, 1999.

Tabelle A5.3: UV dose requirements for inactivation of *Cryptosporidium*, *Giardia* and viruses during validation testing (U.S. EPA, 2003, Tab. B.2 and 1.4)

	Log Inactivation							
	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0
<i>Cryptosporidium</i>	1.6	2.5	3.9	5.8	8.5	12	-	-
<i>Giardia</i>	1.5	2.1	3.0	5.2	7.7	11	-	-
Virus	39	58	79	100	121	143	163	186

Tabelle A5.4: UV dose required to achieve incremental log inactivation (Wright and Sakamoto, 2001; Table 2.11)

Reference	Microorganism and assay	Type	UV dose (mJ/cm ²) per log reduction of						
			1	2	3	4	5	6	7
Wilson et al., 1992	<i>Aeromonas hydrophila</i> ATCC7966	Bacteria	1.1	2.6	3.9	5	6.7	8.6	
Wilson et al., 1992	<i>Campylobacter jejuni</i> ATCC 43429	Bacteria	1.6	3.4	4	4.6	5.9		
Harris et al., 1987b	<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	Bacteria	2.5	3	3.5	5	10	15	
Chang et al., 1985	<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	Bacteria	3	4.8	6.7	8.4	10.5		
Sommer et al., 1998	<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	Bacteria	3.95	5.3	6.4	7.3	8.4		
Sommer et al., 1998	<i>Escherichia coli</i> ATCC 29222	Bacteria	4.4	6.2	7.3	8.1	9.2		
Wilson et al., 1992	<i>Escherichia coli</i> O157:H7 ATCC 43894	Bacteria	1.5	2.8	4.1	5.6	6.8		
Sommer et al., 1998	<i>Escherichia coli</i> Wild Type	Bacteria	4.4	6.2	7.3	8.1	9.2		
Wilson et al., 1992	<i>Klebsiella terrigena</i> ATCC 33257	Bacteria	4.6	6.7	8.9	11			
Wilson et al., 1992	<i>Legionella pneumophila</i> ATCC 43660	Bacteria	3.1	5	6.9	9.4			
Tosa and Hirata, 1998	<i>Salmonella anatum</i> (from human feces)	Bacteria	7.5	12	15				
Tosa and Hirata, 1998	<i>Salmonella derby</i> (from human feces)	Bacteria	3.5	7.5					
Tosa and Hirata, 1998	<i>Salmonella enteritidis</i> (from human feces)	Bacteria	5	7	9	10			
Tosa and Hirata, 1998	<i>Salmonella infantis</i> (from human feces)	Bacteria	2	4	6				
Wilson et al., 1992	<i>Salmonella typhi</i> ATCC 19430	Bacteria	1.8	4.8	6.4	8.2			
Chang et al., 1985	<i>Salmonella typhi</i> ATCC 6539	Bacteria	2.7	4.1	5.5	7.1	8.5		
Tosa and Hirata, 1998	<i>Salmonella typhimurium</i> (from human feces)	Bacteria	2	3.5	5	9			
Wilson et al., 1992	<i>Shigella dysenteriae</i> ATCC 29027	Bacteria	0.5	1.2	2	3	4	5.1	
Chang et al., 1985	<i>Shigella sonnei</i> ATCC 9290	Bacteria	3.2	4.9	6.5	8.2			
Chang et al., 1985	<i>Staphylococcus aureus</i> ATCC 25923	Bacteria	3.9	5.4	6.5	10.4			
Chang et al., 1985	<i>Streptococcus faecalis</i> ATCC 29212	Bacteria	6.6	8.8	9.9	11.2			
Harris et al., 1987b	<i>Streptococcus faecalis</i> (secondary effluent)	Bacteria	5.5	6.5	8	9	12		
Wilson et al., 1992	<i>Vibrio cholerae</i> ATCC 25872	Bacteria	0.8	1.4	2.2	2.9	3.6	4.3	
Wilson et al., 1992	<i>Yersinia enterocolitica</i> ATCC 27729	Bacteria	1.7	2.8	3.7	4.6			
Mofidi et al., 1999	<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts, mouse infectivity assay	Protozoa	3.1	4.7	6.2				
Shin et al., 2000	<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts, tissue culture assay	Protozoa	1.3	2.3	3.2				
Rice and Hoff, 1981	<i>Giardia lamblia</i> cysts, excystation assay	Protozoa	> 63						
Karanis et al., 1992	<i>Giardia lamblia</i> cysts, excystation assay	Protozoa	40	180					
Linden et al., 2001	<i>Giardia lamblia</i> cysts, gerbil infectivity assay	Protozoa	< 1	< 1	< 2	< 3			
Carlson et al., 1985	<i>Giardia lamblia</i> cysts, excystation assay	Protozoa	77	110					
Craik et al., 2000	<i>Giardia muris</i> cysts, mouse infectivity assay	Protozoa	< 2	< 6	Plateau at 2.5 – 3 log inactivation				
Chang et al., 1985	<i>Bacillus subtilis</i> spores ATCC 6633	Spores	36	48.6	61	78			
Sommer et al., 1998	<i>Bacillus subtilis</i> spores ATCC 6633	Spores	29	40	51				
Sommer et al., 1998	B40-8 Phage (<i>B. fragilis</i> HSP-40 assay)	Phage	12	18	23	28			
Niuwstad and Havelaar, 1994	MS2 (<i>Salmonella typhimurium</i> WG49 assay)	Phage	16.3	35	57	83	114	152	
Wiedemann et al., 1993	MS2 DSM 5694 (<i>E. coli</i> NCIB 9481 assay)	Phage	16	38	68	110			

Reference	Microorganism and assay	Type	UV dose (mJ/cm ²) per log reduction of						
			1	2	3	4	5	6	7
Wilson et al., 1992	MS2 ATCC 15977-B1 (E. coli ATCC 15977-B1 assay)	Phage	15.9	34	52	71	90	109	128
Tree et al., 1997	MS2 NCIMB 10108 (Salmonella typhimurium WG49 assay)	Phage	12.1	30.1					
Sommer et al., 1998	MS2 (E. coli K-12 Hfr assay)	Phage	21	36					
Rauth, 1965	MS2 (E. coli CR63 assay)	Phage	16.9	33.8					
Meng und Gerba, 1996	MS2 (E. coli 15977 assay)	Phage	13.4	28.6	44.8	61.9	80.1		
Snicer et al., 1998	MS2 (Standard Methods 9060)	Phage	5-32	24-50	44-72	64-93			
Battigelli et al., 1993	MS2 (E. coli C3000 assay)	Phage	35						
Oppenheimer et al., 1993	MS-2 (E. coli ATCC 15597)	Phage	19	40	61				
Sommer et al., 1998	ox174 Phage (E. coli WG5 assay)	Phage	2.2	5.3	7.3	10.5			
Battigelli et al., 1993	ox174 Phage (E. coli C3000 assay)	Phage	2.1	4.2	6.4	8.5	10.6	12.7	14.8
Oppenheimer et al., 1993	ox174 Phage (E. coli ATCC 15597)	Phage	4	8	12				
Meng und Gerba, 1996	PRD-1 (Salmonella typhimurium Lt2 assay)	Phage	9.9	17.2	23.5	30.1			
Meng und Gerba, 1996	Adenovirus 40 ATCC Dugam (primary liver carcinoma cell line)	Virus	29.5	59.4	89.8	120.9			
Meng und Gerba, 1996	Adenovirus 41 ATCC TAK (primary liver carcinoma cell line)	Virus	22.4	49.5	80.2				
Battigelli et al., 1993	Coxsackievirus B5 (Buffalo Green Monkey cell assay)	Virus	6.9	13.7	20.6				
Wilson et al., 1992	Hepatitis A HM175 (FRhK-4 cell assay)	Virus	5.1	13.7	22	29.6			
Wiedemann et al., 1993	Hepatitis A virus (HAV/HFS/GBM assay)	Virus	5.5	9.8	15	21			
Battigelli et al., 1993	Hepatitis A virus HM-175 (FRhK-4 cell assay)	Virus	4.1	8.2	12.3	16.4			
Meng und Gerba, 1996	Poliovirus Type 1 LSc2ab (Buffalo Green Monkey cell assay)	Virus	4.0	8.7	14.2	20.6	28.1		
Harris et al., 1987b	Poliovirus Type 1 ATCC Mahoney	Virus	6	14	23	30			
Chang et al., 1985	Poliovirus Type 1 LSc2ab (MA104 cell assay)	Virus	5.6	11	16.5	21.5			
Wilson et al., 1992	Poliovirus Type 1 LSc2ab (BGM cell assay)	Virus	5.7	11	17.6	23.3	32	41	50
Snicer et al., 1998	Poliovirus Type 1 LSc-1 (BGMK host cell)	Virus				23-29			
Rauth, 1965	Reovirus-3 (Mouse L-60 assay)	Virus	11.2	22.4					
Harris et al., 1987b	Reovirus Type 1 Lang strain	Virus	16	36					
Battigelli et al., 1993	Rotavirus SA-11 (MA-104 cell line assay)	Virus	7.6	15.3	23				
Chang et al., 1985	Rotavirus SA-11 (MA-104 cell line assay)	Virus	7.1	14.8	25				
Wilson et al., 1992	Rotavirus SA-11 (MA-104 cell line assay)	Virus	9.1	19	26	36	48		
Snicer et al., 1998	Rotavirus WA (MA-104 cell line assay)	Virus				50			

Quelle: Wright, H. B. and Sakamoto, G. (2001): UV dose required to achieve incremental log inactivation of bacteria, viruses, and protozoa. Trojan Tech Inc, revision of Sept. 12, 2001

Tabelle A5.5: UV-Bestrahlungsdosis in J/m² für die Abtötung von 90 bis 99,99 % verschiedener Mikroorganismen (EITEP, 2002)

Mikroorganismus-Typ	J/m ² für 90% Abtötung	J/m ² für 99% Abtötung	J/m ² für 99,9% Abtötung	J/m ² für 99,99% Abtötung
Salmonella typhii	10-40	20-80	30-120	40-160
Legionella pneumophila	20-50	40-100	60-150	80-200
Escherichia coli	50-60	100-120	150-180	200-240
Pseudomonas aeruginosa	50-60	100-120	150-180	200-240
Vibrio colera	60-70	120-140	180-210	240-280
Polimyellitis Virus	30-70	60-140	90-210	120-280
Bacillus subtilis	60-80	120-160	180-240	240-320
Tuberculosis bacillus	100	200	300	400
Hepatitis B Virus	30-110	60-220	90-330	120-440

Quelle: EITEP (2002) : Modellhaftes technologisches Konzept für die Verbesserung der Sicherheit bei der Chlorklagerung am Beispiel eines Moskauer Großwasserwerkes ..., Anlage 8, Schulungs- und Informationsbroschüre Desinfektionsverfahren, 2002

Bemessungs- und Betriebsparameter für Abwasserteiche und nachgeschaltete Desinfektionsanlagen

Anlage 6: Dokumente zu Auslandsreisen

6 Dokumente zu Auslandsreisen

6.1 Einleitung

In dieser Anlage sind exemplarisch eine kleine Auswahl an recherchierten Daten und Dokumenten zu Teichanlagen in verschiedenen Ländern zusammengestellt, die im Rahmen des Vorhabens durch eigene Reisen und durch Auslandsrecherchen externer Partner erhoben worden sind. Eigene Recherchmissionen wurden nach Australien, Brasilien, Neuseeland, Peru, Südafrika, Thailand, USA und Vietnam durchgeführt (siehe auch Bild A6.1).

Weitere Angaben zu den Ergebnissen der durchgeführten Auslandsdienstreisen können u. a. auch den Reiseberichten entnommen werden, die dem Projektträger (PTKA-WTE) zeitnah nach den Reisen übermittelt worden sind. Ein erster zusammenfassender Bericht mit Auswertung der bis dahin erfolgten Auslandsdienstreisen wurde dem Projektträger im März 2007 übergeben.

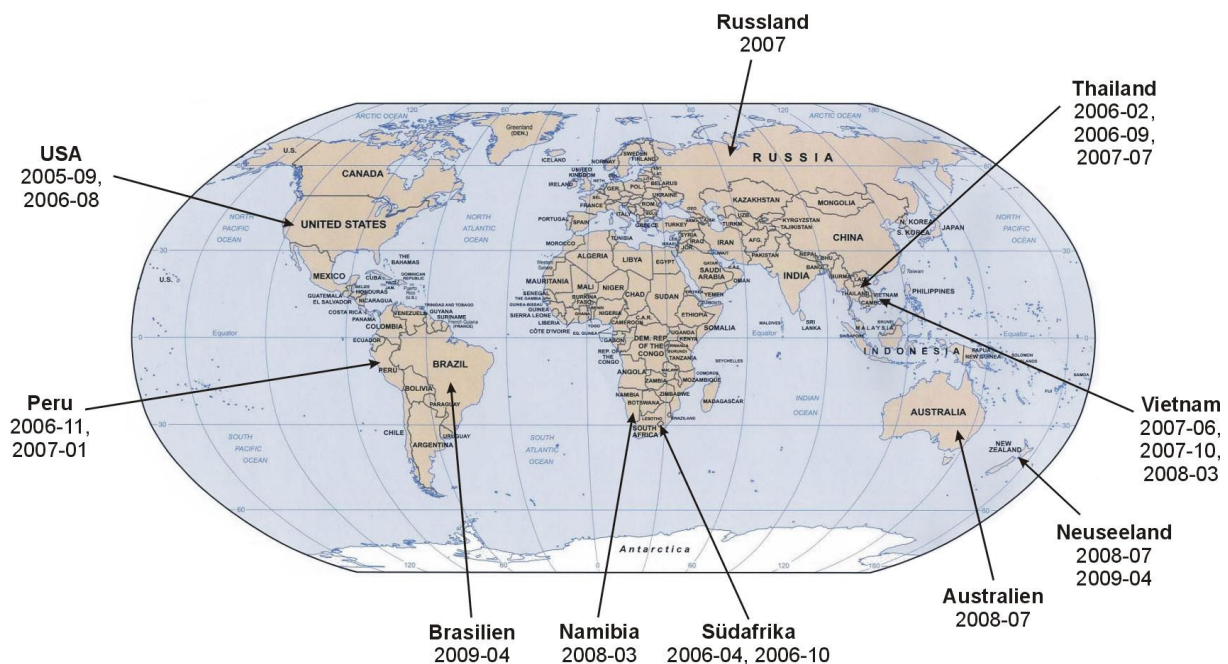


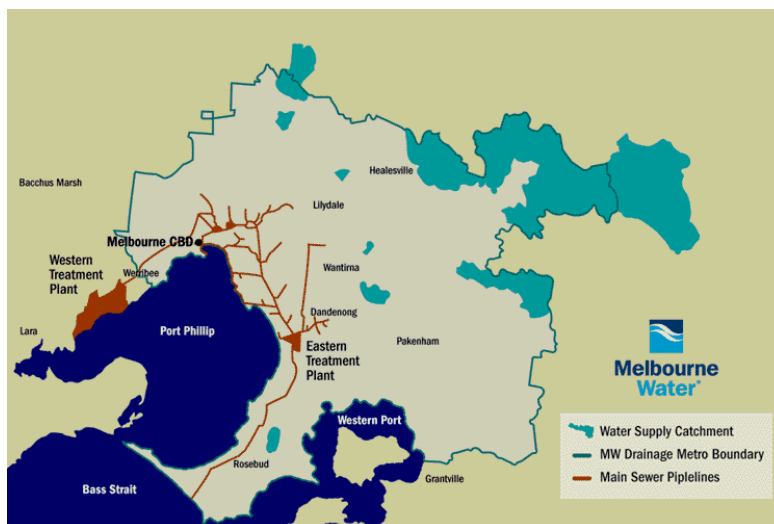
Bild A6.1: Überblick über durchgeführte Auslandsrecherchen

Hinweis: Im vorliegenden Anlagenband wurden alle Angaben zu konkreten Teichanlagen entfernt, da diese von den Anlagenbetreibern teilweise nur für projektinternen Gebrauch zur Verfügung gestellt wurden. Auf Anfrage kann eine Weitergabe einzelner Daten geprüft werden.

6.2 Australien

Western Treatment Plant, Werribee (near Melbourne)

- Betreiber: Melbourne Water Corporation
- Eine der größten Teichkläranlagen der Welt
- The Western Treatment Plant serves the central, northern and western suburbs of Melbourne, which house about 1.6 million people, or 52% of the city's population. These suburbs also contain most of the city's industrial activity, so the plant receives domestic sewage and industrial wastewater.
- In area, the Western Treatment Plant is the largest sewage treatment facility in Australia. The Western Treatment Plant occupies more than 11,000 hectares, about 7 hectares of which is utilised for sewage treatment.
- The average daily flow to the plant is approximately 485 million litres and the maximum short-term wet weather hydraulic flow capacity is approximately 2,000 megalitres per day.
- Teichkläranlage mit diversen Behandlungsvarianten
- teilweise Biogasgewinnung
- im Internet: http://www.melbournewater.com.au/content/sewage/western_treatment_plant/western_treatment_plant.asp



essentialfacts

Methane Covers

The Western Treatment Plant at Werribee processes more than half of Melbourne's sewage. It is one of the largest sewage treatment plants in the world, covering about 11,000 hectares (about the size of Phillip Island).

Sewage from Melbourne typically takes 60 to 70 days to be processed through the plant's lagoon systems. The plant processes more than 485 million litres of sewage a day.



Modern lagoons

The first large modern lagoon was installed at the Western Treatment Plant in 1986. Modern lagoons were introduced to increase the treatment capacity of the plant. The lagoons are made up of 10 vast ponds, each of which is 1.5 kilometres long and 200 metres wide. The modern lagoons are able to hold huge amounts of sewage. For example, the 55 East Lagoon has a capacity of 6200 million litres.

Methane covers

The first pond in each lagoon system includes membrane covers to eliminate odour and trap about 20,000 cubic metres of methane gas a day, as well as up to 50 aerators to pump in oxygen. Capturing this methane gas more than halves greenhouse gas emissions from the plant.

Melbourne Water has a contract with a power company, AGL Pty Ltd, to use the methane gas trapped under the lagoon covers to fire gas engines to generate electricity for the plant, saving the plant in electricity costs.

essentialfacts

The power generation facilities are capable of producing 3.7 megawatts of electricity. With further alterations to the lagoons and gas recovery in coming years, this system will have the capability to produce up to twice the amount of electricity currently produced.



The first lagoon cover was installed in 1992 and additional covers were installed in 1999.

Each cover is made from high-density, 2.5mm thick polyethylene. Each cover takes up four hectares and consists of a foam layer in the middle of two outer plastic layers. The cover is anchored around the perimeter of the pond and held down by weighted pipes. The cover traps methane, which can be stored for up to eight hours, allowing the gas generators to draw on it when needed. This program reduces operating costs, and reduces greenhouse emissions

and eliminates odour. Similar covers are used in sewage treatment plants in parts of North America, but few are quite as large.

The gas generators operate up to 24 hours a day, with each lagoon producing enough electricity to supply a small suburb. The covers collect around 40,000 cubic metres of gas each day. The composition of the cover is:

Methane	80%
Carbon Dioxide	10%
Nitrogen	5%
Hydrogen Sulphide	0.5%
Water	4.5%

Further information

If you would like further information on any other aspect of Melbourne Water's role in managing our water resources, please contact us on 131 722 or visit Melbourne Water's website at melbournewater.com.au

Melbourne Water is owned by the Victorian Government. We manage Melbourne's water supply catchments, remove and treat most of Melbourne's sewage, and manage rivers and creeks and major drainage systems throughout the Port Phillip and Westernport catchment.

Telephone 131 722 or visit melbournewater.com.au

6.3 Brasilien

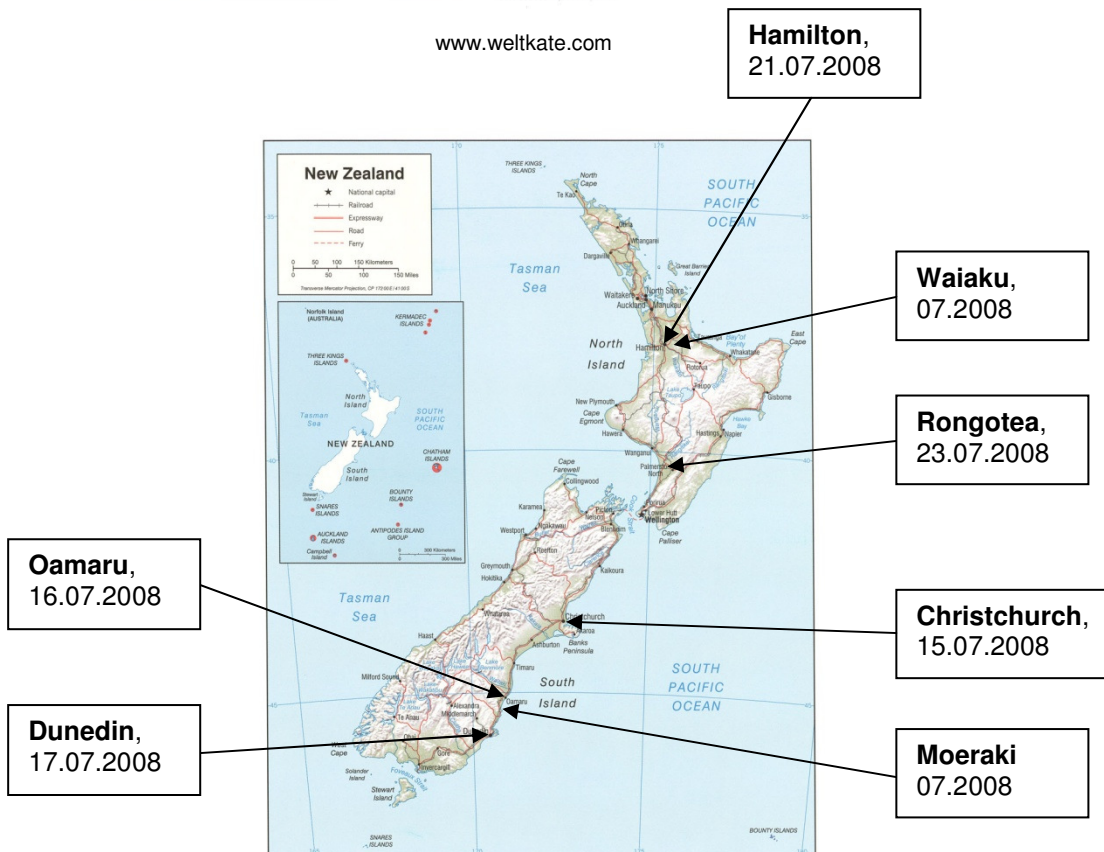
Hinweis: Im vorliegenden Anlagenband wurden alle Angaben zu konkreten Teichanlagen entfernt, da diese von den Anlagenbetreibern teilweise nur für projektinternen Gebrauch zur Verfügung gestellt wurden. Auf Anfrage kann eine Weitergabe einzelner Daten geprüft werden.

6.4 Neuseeland

Umfangreiche Fotodokumentationen zu den untenstehenden Abwasserteichanlagen sind separater auf CD-ROM zum Schlussbericht beigelegt.



www.weltkate.com



Advanced Pond Systems (APS)

INTRODUCTION

Wastewater oxidation ponds have been traditionally used for domestic sewage treatment in small and medium sized communities in New Zealand and are often used to treat dairy farm and other agricultural wastewaters. They are cost-effective, require little maintenance and have generally performed well in terms of BOD₅ and solids removal. However, nutrient removal, algal suspended solid removal and disinfection are highly inconsistent generally resulting in poor quality effluent being discharged to receiving waters.

NZ communities and farmers face a considerable financial burden if they replace or upgrade existing pond systems using ‘mechanical’ treatment systems such as packaged activated sludge plants. Thus there is a critical need for a cost-effective alternative upgrade option for pond systems. Since New Zealand already has considerable investment in pond technology, it makes good economic sense to upgrade treatment, while making use of existing pond infrastructure. Advanced Pond Systems provide a particularly cost-effective approach as a pond-based retrofit, while also being very competitive for new waste treatment facilities.

ADVANCED POND SYSTEMS

Advanced Pond Systems (APS) incorporate many improvements on conventional pond design. They require similar land area to conventional ponds, virtually eliminate sludge disposal, produce less odour, and are capable of **consistently** providing a higher degree of nutrient removal and disinfection than conventional systems. Moreover, APS are much easier to operate, and are more energy efficient and economical.



www.niwa.co.nz



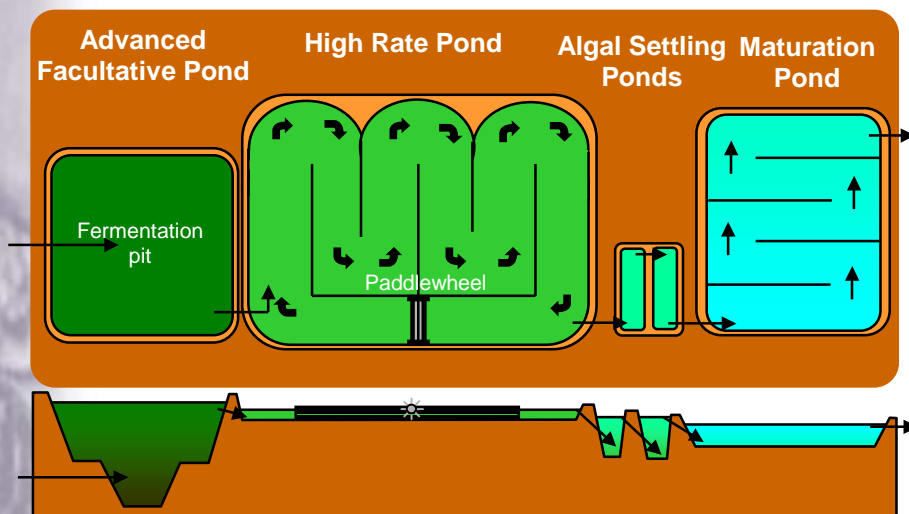
AIWPS in St Helena, California

APS systems are based on AIWPS that were developed by Oswald and co-workers at the University of California at Berkeley. and several systems that were designed during this development have been operating at locations in California for 30 years.

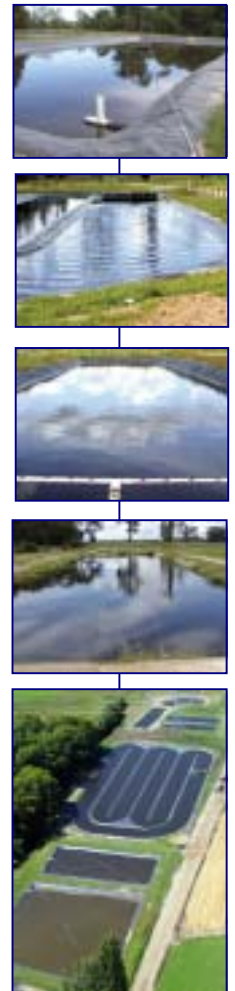
APS systems are a “quantum leap” over conventional oxidation ponds in that they integrate ecological engineering principles and incorporate many different (physical, chemical and microbiological) natural treatment processes. The diversity of natural treatment processes that occur in the different ponds of the system make APS much more resilient and robust than mechanical treatment plants.

Our knowledge and experience of how these treatment processes are influenced by environmental conditions is used to promote particular processes and arrange them in the most favourable sequence for wastewater treatment. Typically, APS consist of four types of ponds arranged in series (an Advanced Facultative Pond, a High Rate Pond, an Algae Settling Pond and a Maturation Pond) (Figure 1).

The Advanced Facultative Pond (AFP) is **deep** to promote sedimentation of wastewater solids and anaerobic decomposition to methane. However the pond is designed so that its surface remains aerobic, thus reducing potential odour problems. Biogas may be collected using a submerged gas canopy and potentially used for energy production. Effluent from the AFP flows by gravity to the High Rate Pond and the subsequent ponds.



Concept diagram of a typical Advanced Pond System (APS).



www.niwa.co.nz

The High Rate Pond (HRP) is a **shallow**, continuous raceway around which the wastewater is circulated using a **paddlewheel**. HRPs promote aerobic decomposition of remaining dissolved organic matter from the wastewater. In contrast to mechanical aeration, which is very energy intensive, HRPs use microalgae to harness solar energy for photosynthetic oxygen production. The power requirement for a HRP paddlewheel is typically only one tenth of that required for a pond aerator. Daytime algal photosynthesis can cause **supersaturation** of oxygen (typically 20 g m^{-3}) compared to mechanical aeration, which operates most efficiently at a concentration of $\sim 2 \text{ g m}^{-3}$. HRPs have the additional advantage of removing nutrients (ammoniacal-N and phosphate) that might otherwise cause eutrophication of receiving waters.

Algal photosynthesis also raises the pH of the HRP. This, in combination with the shallow depth enhances the rate of sunlight inactivation of faecal microbes, and promotes photo-oxidation of organic contaminants. The high pH further contributes to nutrient removal through promoting volatilisation of ammonia and precipitation of phosphates. Algal rich HRP water is recirculated to the surface of the AFP to provide an oxygen-rich layer that eliminates any major odour problems.



Dairy Farm APS in the Waikato designed for Dexcel.



www.niwa.co.nz

The Algae Settling Ponds (ASPs) promote natural settling of the algae biomass and provide storage for periodic recovery. Gentle mixing in the HRP promotes the growth of large colonial microalgal species, which tend to flocculate and can be **easily settled** in the ASP. This differs substantially from conventional pond systems, which tend to be dominated by motile algae species that are difficult to settle out. Settled algal biomass does not readily decompose and is a non-noxious material unlike (malodorous) sewage sludge. The algal biomass can be recovered for fertiliser since it is rich in nitrogen, phosphorus and potassium, and NIWA is currently conducting research on this aspect to ensure the biomass is acceptable from a public health viewpoint. Algae Drying Beds can be included in the design for on-site processing of the algal solids and use in landscaping. Alternatively, the algal solids may be removed and managed off-site (for example, if they are used as a liquid fertiliser or processed into fertiliser pellets).

The Maturation Pond (MP) promotes further **solar-UV disinfection** and polishing of the wastewater, and enables effluent storage before discharge or subsequent reuse. Algal growth in the MP is minimised by zooplankton grazing and dividing the pond into short residence time 'cells'.

APS Performance

Over the last five years NIWA has developed and evaluated APS under New Zealand conditions and has calibrated the design and operation of the system. APS consistently provide higher effluent quality than conventional pond systems:

- Removal of wastewater solids (measured as total suspended solids, TSS, and particulate Biochemical Oxygen Demand) through settling and anaerobic digestion in Advanced Facultative Ponds
- Complete anaerobic digestion of wastewater sludge negates removal for at least 20 years.
- Excellent disinfection without the use of artificial UV treatment.
- Consistently good nutrient removal (particularly of potentially toxic ammonia).

The typical median effluent quality of APS compared with conventional oxidation ponds treating domestic sewage is given below.

Water Quality Variable	APS Median	Conventional Ponds Median
BOD ₅ (g m ⁻³)	< 20	< 40
TSS (g m ⁻³)	< 40	< 90
NH ₄ -N (g m ⁻³)	< 5	< 20
TKN (g m ⁻³)	< 10	< 40
DRP (g m ⁻³)	< 5	< 10
TP (g m ⁻³)	< 7	< 15
<i>E. coli</i> (MPN / 100 mL)	< 100	<40,000

APS systems can be designed to provide a high quality effluent that may be discharged to all but the most sensitive receiving waters or can be used for irrigation. If necessary, further effluent polishing can be provided by, for example, a constructed wetland.

Other key features of APS are:

- Minimal odour compared with conventional methods of treatment.
- Simple operation and maintenance.
- Construction and operation costs are typically less than half those of mechanical treatment plants (e.g. activated sludge, sequencing batch reactors).
- Sustainable treatment solution with significant potential for energy and nutrient recovery.

APS is an extremely cost-effective technology, eminently suitable for small-medium sized communities, dairy farms and other intensive animal production enterprises needing to minimise nutrient and faecal microbe contamination of waterways.



www.niwa.co.nz

CONTACT INFORMATION

Business Opportunities

Dr Jim Cooke
Phone: +64-7-856 1744
Cellular: +64-21-738857
Email: j.cooke@niwa.co.nz

Engineering & Project Management

Dr Fouad Al Momen
MIPENZ, MNZWWA, Reg. Engineer
Phone: +64-7-859 1887
Cellular: +64-21-0342143
Email: f.almomen@niwa.co.nz

Technical Enquiries

Dr Rupert Craggs
Phone: +64-7-859 1807
Email: r.craggs@niwa.co.nz

6.5 Peru

Hinweis: Im vorliegenden Anlagenband wurden alle Angaben zu konkreten Teichanlagen entfernt, da diese von den Anlagenbetreibern teilweise nur für projektinternen Gebrauch zur Verfügung gestellt wurden. Auf Anfrage kann eine Weitergabe einzelner Daten geprüft werden.

6.6 Russland

Unterlagen aus einer im Unterauftrag erfolgten Recherche können auf Anfrage gerne zur Verfügung gestellt werden.

	Name of file/folder	Russian name of document if any	Content	Comments/Phase
1	3_Zonikha_Kirov_answers_edited/1_read first	Техническая характеристика очистных сооружений/ Anlagenbeschreibung	Antwort (vorläufig) von Ort ZONIKHA, Kirov Oblast auf Fragebogen „Erhebung von Bemessungs- und Betriebsparametern von Abwasserteichkläranlagen unter landesspezifischen Bedingungen“	E-mail text auf russisch. Teil über Abwasserteich und Parametern von mir (ID) übersetzt./2.Phase
2	4-Zonikha_Kirov_answers/1_read first	Техническая характеристика очистных сооружений.	Antwort (vorläufig) von Ort ZONIKHA, Kirov Oblast auf Fragebogen „Erhebung von Bemessungs- und Betriebsparametern von Abwasserteichkläranlagen unter landesspezifischen Bedingungen“	Originales e-mail text auf russisch./ 2.Phase
3	5_Voprosi_Bioprud_2007_ID_ru /1_read first	Вопросы к исследованию технических параметров и параметров эксплуатации очистных прудов для специфических национальных условий.	Anlage 2, Fragebogen „Erhebung von Bemessungs- und Betriebsparametern von Abwasserteichkläranlagen unter landesspezifischen Bedingungen“ auf russisch (Übersetzung von ID) + Bordero nach Zonikha	2.Phase
4	Molodechenskiy raion Belarus/Belarus WWL	Молодеченский район	Info von Web-site Radzima.org (tourism promotion Minsk oblast) über Molodechenskiy raion und ort Radoshkowichi	In Radoshkovich gibt es ein Abwasserteich. Keine eigene Web-Seite
5	Molodechenskiy raion info_Belarus/Belarus WWL	Молодеченский район	Info von offizieller Web-Seite von Minsk Oblast Verwaltung über Molodechenskiy raion und Ort Radoshkowichi.	Sonst keine Info über Ort Radoshkovich in Web gefunden.
6	014_article1_cheliabinsk/Articles_WWF_rus	З.Ф.Кривопалова «Экологические требования к реконструкции водного хозяйства Челябинской области»	Artikel über Wasserwirtschaft in Cheliabinsk Oblast. Auch ein Projekt mit Abwasserteich genannt (Projekt funktioniert nicht mehr)	
7	article_almaty_winter_WWL/Articles_WWF_rus	Исследование работы биопрудов в зимних условиях	Artikel über Abwasserteich in Almaty, wie es funktioniert im Winter (es funktioniert).	
8	Kirov_GP_agro_abwasser_neubau/Kirov_oblast_WWL	Сельское хозяйство. Водоотведение. Новое строительство	Info über Projekte von Institut „Grazhdanprojekt“: Agrowirtschaft, Abwasser, Neubau	Von Web-Seite „Grazhdanprojekt“
9	Bioprud_GP_Doronichi /Kirov_oblast_WWL	Дороници	Info über Projekt von „Grazhdanprojekt“: Abwasserteich, Farm (Schweine) , Ort Doronichi	Von Web-Seite „Grazhdanprojekt“
10	Kirop_GP_contacts/Kirov_oblast_WWL	Контакты	Контакты, Institut „Grazhdanprojekt“	Von Web-Seite „Grazhdanprojekt“
11	Kirov_GP_sytem BIOPRUD_description/	Система «Биопруд»	Beschreibung von System „Abwasserteich“, ein Produkt von „Grazhdanprojekt“	Von Web-Seite „Grazhdanprojekt“

	<i>Kirov oblast WWL</i>			
12	Kirov_oblast_map_structure/ <i>Kirov_oblast_WWL</i>	Главы муниципальных образований. Слободский район.	Kontakte: Kirov Oblast, Slobodskiy raion, Gemeinden (inkl. Shikhovo/Zonikha). Karte „Kirov Oblast“	Von offizieller Webseite „Kirov Oblast Verwaltung“. In Zonikha-Abwasserteich.
13	Kumeni_Kirov_oblast/ <i>Kirov_oblast_WWL</i>	Главы муниципальных образований. Куменский район.	Kontakte: Kirov Oblast, Kumenskiy raion, Gemeinden (inkl. Kumeni). Karte „Kirov Oblast“	Von offizieller Webseite „Kirov Oblast Verwaltung“. In Kumeni-Abwasserteich.
14	Novolipetsk_MK-contacts/ <i>Novolipetsk_industrial_WWL</i>	НЛМК Контактная информация	Kontakte: Hüttenwerk in Novolipetsk.	Eigener Abwasserteich. Dazu hat das Huttenwerk das städtisches Abwassersystem verwaltet. Das wird sich bald ändern.
15	Novolipetsk_MK_environment_policy/ <i>Novolipetsk_industrial_WWL</i>	НЛМК Окружающая среда	Info von Huttenwerks Webseite über Umweltpolitik	
16	NLMK-env-pol/ <i>Novolipetsk_industrial_WWL</i>	Экологическая политика ОАО НЛМК	Umweltpolitik des NLMK Huttenswerks:offizielles Dokument	

6.7 Vietnam

Hinweis: Im vorliegenden Anlagenband wurden alle Angaben zu konkreten Teichanlagen entfernt, da diese von den Anlagenbetreibern teilweise nur für projektinternen Gebrauch zur Verfügung gestellt wurden. Auf Anfrage kann eine Weitergabe einzelner Daten geprüft werden.