



lebensministerium.at

Untersuchung und Bewertung der Leistung einer UV-Desinfektionsanlage für Abwasser

Mai 2012



Unser Leitbild / *Our Mission*



lebensministerium.at

Nachhaltig für Natur und Mensch / *Sustainable for nature and mankind*

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich / *We create and we assure the requirements for a high quality of life in Austria*

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für vorsorgende Verwaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as well as responsible use soil, water, air, energy and biodiversity*

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein. / *We support an environmentally friendly development and the protection of living environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-quality food as well as renewable resources*

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Sektion III Landwirtschaft und Ernährung,
Stubenring 12, 1010 Wien

Alle Rechte vorbehalten

Wien, Mai 2012

Layout:

ZS communication + art GmbH

Bildnachweis, Produktion und Druck:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier mit Pflanzenfarben.

AutorInnen:

**Medizinische Universität Wien
Institut für Hygiene und Angewandte Immunologie
Wasserhygiene**

Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Regina Sommer
E-Mail: regina.sommer@meduniwien.ac.at

Ass.-Prof. Mag. Dr. Alexander Kirschner
E-Mail: alexander.kirschner@meduniwien.ac.at

Roland Schürhagl
E-Mail: roland.schuerhagl@meduniwien.ac.at

**Veterinärmedizinische Universität
Institut für Physiologie, Pathophysiologie und Biophysik
Abteilung für Physiologie und Biophysik**

Dipl.-Ing. Alexander Cabaj
E-Mail: alexander.cabaj@speed.at

**AIT Austrian Institute of Technology
Österreichisches Forschungs- und Prüfzentrum Arsenal Ges.m.b.H.
Energy Department, Electric Energy Systems**

Ing. Georg Hirschmann
E-Mail: georg.hirschmann@ait.ac.at

**Technische Universität Wien
Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften**

Research Group Umweltmikrobiologie und Molekulare Ökologie,

Priv.-Doz. Dr. Andreas Farnleitner
Dipl.-Ing. Georg Reischer
E-Mail: andreas.farnleitner@wavenet.at

Projektpartner:

Amt der Bgld. Landesreg. Abt.9, Hauptreferat Wassermengenwirtschaft

wHR DI Helmut Rojacz
E-Mail: h.rojacz@aon.at

Gemeinde Podersdorf

Bürgermeister Steiner, GR Weiss, Herr Weiss, Herr Gisch
E-Mail: post@podersdorf-see.bgld.gv.at
E-Mail: ara.podersdorf@aon.at

Bichler - Kolbe ZT-GmbH, Eisenstadt

Dipl.-Ing. Gottfried Kolbe
E-Mail: office@bic-kol.at

Biologische Station Neusiedler See

Univ.-Prof. Dr. Alois Herzig

Technische Unterstützung:

Trojan Technologies Deutschland GmbH

Dipl.-Ing. Serafino Verace
E-Mail: sverace@trojanuv.com

Das Projekt wurde im Rahmen des interuniversitären Kooperationszentrums Wasser und Gesundheit durchgeführt.





Inhalt

1	AUSGANGSLAGE	1
2	ZIELSETZUNGEN DES FORSCHUNGSPROJEKTES	2
2.1	Voraussetzungen für die Projektdurchführung.....	3
2.1.1	Innovation.....	4
2.1.2	Projektpartner und Beteiligte.....	4
3	UV-DESINFEKTIONSANLAGE	5
4	HYDRAULISCHE UNTERSUCHUNG	7
4.1	Aufbau und Durchführung der Untersuchungen	7
4.1.1	Bestimmung der Messgrößen.....	8
4.1.2	Messgeräte	10
4.1.3	Messunsicherheit	10
4.2	Resultate der hydraulischen Vergleichs-Messungen.....	11
4.2.1	Ablaufmengen während der drei biosimetrischen Untersuchungen.....	11
4.2.2	Vergleich der Kläranlagen-Messdaten.....	12
4.3	Zusammenfassung.....	16
5	STRAHLUNGSPHYSIKALISCHE UNTERSUCHUNG	17
5.1	Einleitung.....	17
5.2	Technischer Befund	17
5.2.1	Umbauten.....	20
5.3	Referenzradiometer.....	22
5.4	Messresultate	22
5.4.1	Messprotokoll Podersdorf 08.09.2010	22
5.4.2	Messprotokoll Podersdorf 09.09.2010 (Kontrollmessung).....	23
5.4.3	Messprotokoll Podersdorf 13.9.2010	25
5.4.4	Messprotokoll Podersdorf 24.9.2010 (Kontrollmessung).....	25
5.4.5	Messprotokoll Podersdorf 27.9.2010	28
5.4.6	Messprotokoll Podersdorf 27.9.2010 (Kontrollmessung).....	28
5.5	Zusammenfassung.....	31
6	MIKROBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN	32
6.1	Methoden	32
6.1.1	Biosimetrie auf Basis von Abwasser-eigenen Mikroorganismen.....	32
6.1.2	Mikrobiologische Genmarker zum Nachweis und Differenzierung fäkaler Kontaminationen (genetische Fäkalmarker)	40
6.2	Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen.....	41
6.2.1	Biosimetrie mit Abwasserbakterien.....	41
6.2.2	Leucin-Assimilation durch Abwasserbakterien (Leucin-Biosimetrie).....	54

6.2.3	Mikrobiologische Genmarker zum Nachweis und Differenzierung fäkaler Kontaminationen (genetische Fäkalmarker)	59
7	PHYSIKALISCH-CHEMISCHES MONITORING-PROGRAMM	62
7.1.1	Durchführung der Untersuchung	62
7.1.2	Untersuchungsergebnisse	62
8	DISKUSSION DER ERGEBNISSE	66
8.1	Technischer Zustand und Betriebsparameter der UV-Anlage	66
8.2	Bewertung der Desinfektionsleistung der UV-Anlage	66
8.3	Beurteilung der ausgewählten Methoden.....	68
8.3.1	Biodosimetrie mittels Abwasser-eigenen Mikroorganismen.....	68
8.3.2	Bestimmung der Effektivität der UV Anlage mittels Leucin- Assimilation durch Abwasserbakterien (Leucin-Biodosimetrie)	72
8.3.3	Mikrobiologische Genmarker zum Nachweis und Differenzierung fäkaler Kontaminationen (genetische Fäkalmarker)	73
8.4	Optimierungsvorschläge für den Betrieb der UV-Desinfektionsanlage für Abwasser	74
9	ZUSAMMENFASSUNG	77
10	ABSTRACT	79
11	LITERATUR	80
11.1	Standards und Normen	80
11.2	Wissenschaftliche Literatur	82
12	VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN	85
13	VERZEICHNIS DER TABELLEN	88
14	DANKSAGUNG	90

1 Ausgangslage

Die Desinfektion von Trink-, Bade- und Abwasser dient dazu, dass Krankheitserreger, die über Wasser übertragen werden soweit inaktiviert werden, dass für den Menschen kein relevantes Infektionsrisiko mehr gegeben ist. Die Desinfektion von Abwasser wird international als wichtige Maßnahme zum Schutz der öffentlichen Gesundheit durch Verhinderung der Übertragung von Krankheitserregern durch kontaminiertes Wasser gesehen (Crockett, 2007). Für die Wasserdesinfektion stehen chemische Verfahren (Chlor und Ozon) und das physikalische Verfahren der UV-Desinfektion zur Verfügung. Speziell im Bereich der Abwasserdesinfektion weist der Einsatz der UV-Bestrahlung einen großen Vorteil auf: Im Gegensatz zu Chlorung und Ozonung ist der Einsatz von Chemie nicht erforderlich, damit stellt die UV-Desinfektion ein umwelthygienisch-ökologisch verträgliches Wasseraufbereitungsverfahren dar.

Um jedoch eine erfolgreiche Desinfektion gewährleisten zu können, müssen geeignete Betriebsbedingungen definiert und im Betrieb eingehalten werden.

Die Feststellung der Desinfektionsleistung von UV-Anlagen zur Wasserdesinfektion erfolgt über die sogenannte Biosimetrie. Hierbei werden standardisierte, UV-kalibrierte Mikroorganismen (Biosimeter) unter Variation der Betriebsbedingungen (Durchfluss, Strahlerleistung, UV-Durchlässigkeit des Wassers) eingesetzt. Diese Technik ist inzwischen für UV-Anlagen zur Trinkwasserdesinfektion international anerkannt und ist in vielen Ländern bei Einsatz für die öffentliche Trinkwasserversorgung behördlich vorgeschrieben (z.B. ÖNORM M 5873-1 und -2; DVGW 294, US-EPA 2006).

Für die Abwasserdesinfektion gibt es solche international einheitlichen Anforderungen und Normen bisher noch nicht (Sommer et al, 2009). Es liegen derzeit auch keine objektiven, wissenschaftlich abgesicherten Anforderungen an die Desinfektionsleistung von Abwasser-UV-Anlagen vor.

Für die UV-Trinkwasserdesinfektion sind internationale Qualitätsstandards seit einigen Jahren etabliert (Sommer und Cabaj, 1993; Sommer et al, 2008). Im Gegensatz dazu gibt es für die Validierung und Überwachung einer ausreichenden Leistungsfähigkeit von UV-Anlagen zur Abwasserdesinfektion noch keine Vorgaben. Meist erfolgt die Dimensionierung nach individuellen, immissionsbasierenden Vorgaben, die von einer Behörde festgesetzt werden.

In der Europäischen Norm EN 12255-14:2004 (Kläranlagen Teil 14: Desinfektion) wird die erforderliche Desinfektionsleistung wie folgt beschrieben: "Desinfektionsverfahren müssen human-pathogene Mikroorganismen auf ein Niveau reduzieren oder inaktivieren, bei dem das Risiko, dass das desinfizierte Abwasser eine Infektionsquelle darstellt, minimiert ist."

Desinfektionsverfahren müssen nicht alle Mikroorganismen, auch nicht alle human-pathogenen Mikroorganismen entfernen. Der Grad der Desinfektion wird durch die nationalen oder örtlichen Behörden festgelegt. Die Angabe des Grades der Desinfektion muss Festlegungen über die Probenahme, die analytischen Verfahren und die Auswertung enthalten. Statistische Kriterien für die Erfüllung der Anforderungen an den Grad der Desinfektion müssen explizit genannt sein, z. B. für Trocken- und Regenwetterbedingungen".

Daraus ergibt sich, dass die Anforderungen individuell nach der Verwendungsart des Wassers und nach den spezifischen Vorgaben vor Ort festzulegen sind. Eine fachliche Hilfestellung, sei es in physikalischer Hinsicht (erforderliche UV-Fluenz in J/m^2) oder in mikrobiologischer Hinsicht (definierte Reduktion von Mikroorganismen) bietet die Europäische Norm hingegen nicht.

Bei der Abwasserdesinfektion mittels UV-Bestrahlung ist darüber hinaus zu beachten, dass viele Bakterien über einen Mechanismus verfügen, mit dessen Hilfe UV-Schädigungen repariert werden können, sodass der gewünschte Desinfektionseffekt zunichte gemacht wird. Dieser Mechanismus, Photoreaktivierung genannt, wird ausgelöst, wenn Bakterien nach deren UV-Bestrahlung dem Sonnenlicht ausgesetzt werden. Verfügt eine UV-Anlage über eine entsprechend hohe UV-Fluenz (UV-Dosis) wird dieser Photoreaktivierungsmechanismus unwirksam gemacht und die Bakterien nachhaltig inaktiviert (Hallmich and Gehr, 2010; Sanz et al, 2007).

Eine standardisierte Biodosimetrie ist für Abwasser-UV-Anlagen vor Ort nur unter großem technischem Aufwand durchführbar. Hier ist als technisches Problem insbesondere die mengenproportionale Zudosierung und ausreichende Durchmischung in den Zulauf des geklärten Abwassers zur UV-Anlage zu nennen. Eine Alternative für die Durchführung einer solchen Biodosimetrie ist es, eine Auswahl von abwassereigenen, geeigneten Mikroorganismen für die Prüfung der Desinfektionsleistung heranzuziehen. Diese müssen in ausreichender Konzentration vorhanden sein und es muss deren UV-Empfindlichkeit in Laborexperimenten bestimmt werden.

Eine neue, von uns erst kürzlich entwickelte Technik nützt die Fähigkeit von Bakterien die Aminosäure Leucin einzubauen (Leucin-Bioindikator Methode). Dieser Einbau in die bakteriellen Proteine (Assimilation) ist direkt proportional zur bakteriellen Aktivität und zum Aufbau bakterieller Biomasse. Bei Einwirkung von UV-Strahlung auf Bakterien in Wässern (Trinkwasser, Abwasser, Oberflächenwasser) wird diese Aktivität proportional zur einwirkenden Strahlungsdosis herabgesetzt. Die Effektivität der eingesetzten UV Strahlung kann durch Vergleich mit zusätzlich durchgeführten Kalibriermessungen im Labor (Laborbestrahlungsanlage) sehr gut abgeschätzt werden. Der Vorteil dieser Methode besteht darin dass die Auswirkung der UV-Bestrahlung auf die Gesamtheit aller Wasserbakterien getestet werden kann, ohne vorherige Zudosierung von Testorganismen. Die Methode ist somit auch äußerst sensitiv und kann auch bei sehr geringen Bakterienkonzentrationen eingesetzt werden.

Eine weitere, innovative Untersuchungsmethode stellt die Verwendung mikrobiologischer Genmarker zum Nachweis und Differenzierung fäkaler Kontaminationen (genetische Fäkalmarker Technik) dar. Diese Methode wurde bisher noch nicht im Zuge der Abwasserdesinfektion eingesetzt. Aufgrund eines vor kurzem bewilligten FWF Projektes (Kooperation Technische Universität Wien-Medizinische Universität Wien: Fäkales Sourcetracking entlang des kommunalen Abwasserpfades; GEBAM), in dem diese Techniken im Mittelpunkt stehen, können spezifische Synergien genutzt und diese neuartige Methode für die Untersuchung und Bewertung der UV-Anlage Podersdorf eingesetzt werden.

2 Zielsetzungen des Forschungsprojektes

- Es soll eine Bewertung der Desinfektionsleistung einer Abwasser-UV-Desinfektionsanlage, anhand der UV-Anlage der ARA Podersdorf, in Bezug auf eine ausreichende Inaktivierung von



wasserhygienisch relevanten Bakterien, Viren und Protozoen, vorgenommen werden. Weiters soll untersucht werden, ob die UV-Fluenz der UV-Anlage ausreicht, um die Photoreaktivierung von Bakterien zu unterbinden.

- Für die Bewertung der mikrobiziden Leistung der UV-Anlage werden drei Techniken unter kontrollierten Betriebsbedingungen eingesetzt: Biodosimetrie auf Basis von abwassereigenen Mikroorganismen (inklusive Photoreaktivierung), Leucin-Bioindikator Methode und die Genetische Fäkalmarker-Methode.
- Um aus den mikrobiologischen Untersuchungsergebnissen allgemeine Schlussfolgerungen ziehen zu können, ist es essentiell die einflussgebenden Betriebsbedingungen während der Versuchsreihen zu messen und zu dokumentieren. Zu diesen Einflussgrößen zählen insbesondere der Durchfluss, die Bestrahlungsstärke und die Wasserqualität (UV-Durchlässigkeit, Trübung).

2.1 Voraussetzungen für die Projektdurchführung

- In Vorversuchsreihen wird die UV-Empfindlichkeit ausgewählter Mikroorganismen (Bakterien, Bakteriensporen, Viren) im Ablauf der Kläranlage untersucht, die bakterielle Aktivität der abwassereigenen Bakterienpopulation bestimmt (Leucin-Bioindikator-Methode) und die Konzentrationen der beiden genetischen Fäkalmarker gemessen.
- Eine aussagekräftige biodosimetrische Messung einer UV-Anlage ist nur möglich, wenn ein homogenes Bestrahlungsfeld im Bestrahlungsraum gegeben ist. Hierfür müssen alle Strahler eine vergleichbare UV-Leistung aufweisen. Die gegenständliche UV-Anlage ist mit UV-Strahlern unterschiedlichen Alters ausgestattet, die somit wahrscheinlich eine unterschiedliche UV-Leistung aufweisen. Daher muss entweder ein kompletter Satz neuer UV-Strahler eingebaut werden oder es muss die Leistung jedes einzelnen UV-Strahlers vermessen werden, sodass nur gleich starke UV-Strahler verwendet werden.
- Während der Probenahme für die biodosimetrischen Messungen vor Ort wird eine exakte Aufnahme der Bestrahlungsstärke in der UV-Anlage und des Wasserdurchflusses benötigt. Hierfür wurden bereits Voruntersuchungen von Dipl.-Ing. Alexander Cabaj (Strahlenphysik) und Ing. Georg Hirschmann (Hydraulik) an der UV-Anlage vor Ort durchgeführt und geeignete Konzepte entwickelt.
- Hinsichtlich des Einflusses der Wasserqualität auf die UV-Desinfektion werden Messungen der UV-Durchlässigkeit, der Trübung, des Spektralen Absorptionskoeffizienten, der Leitfähigkeit und der Temperatur des Kläranlagenablaufs durchgeführt, um das Abwasser zu charakterisieren.
- Um die Versuchsdurchführung und in Folge den weiteren Betrieb der UV-Anlage optimal zu gestalten, ist es zweckmäßig und notwendig, die Herstellerfirma für einen fachlichen Austausch in das Projekt mit einzubeziehen.
- Aufgrund der Tatsache, dass es keine einheitliche Beurteilungsgrundlage für die Abwasserdesinfektion gibt, ist eine Literaturrecherche erforderlich, die es in Kombination mit den erhaltenen Messdaten ermöglicht, die Bewertung der Desinfektionsleistung der gegenständlichen UV-Anlage vorzunehmen.

2.1.1 Innovation

Für die Bestimmung der Desinfektionsleistung einer UV-Anlage für Abwasser gibt es derzeit keine objektiven, wissenschaftlich oder fachlich belegten Methoden. Der innovative Ansatz in diesem Forschungsvorhaben ist die erstmalige Kombination von drei Techniken, die unter kontrollierten Betriebsbedingungen eingesetzt werden: Biodosimetrie auf Basis von abwassereigenen Mikroorganismen, die Leucin-Bioindikator Methode und die genetische Fäkalmarker-Methode.

Aus den Ergebnissen dieser drei auf vollkommen unterschiedlichen Wirkungsprinzipien beruhenden Methoden sollte es möglich sein, die mikrobizide Leistung der gegenständlichen Abwasser-UV-Anlage objektiv und nachvollziehbar zu bewerten. Insbesondere soll der Focus auf die Evaluierung der Betriebsparameter (Durchfluss, Bestrahlungsstärke) gelegt werden, deren Einhaltung einen ordnungsgemäßen Betrieb gewährleistet. Im Optimalfall können Zusammenhänge ermittelt werden, die auf andere UV-Anlagen für Abwasser übertragen werden können.

2.1.2 Projektpartner und Beteiligte

- Medizinische Universität Wien, Institut für Hygiene und Angewandte Immunologie, Wasserhygiene (Ao. Univ.-Prof. Dr. Regina Sommer; Ass.-Prof. Dr. Alexander Kirschner)
- Veterinärmedizinische Universität, Institut für Physiologie, Pathophysiologie und Biophysik, Abteilung für Physiologie und Biophysik (Dipl.-Ing. Alexander Cabaj)
- Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Research Group Umweltmikrobiologie und Molekulare Ökologie (Priv.-Doz. Dr. Andreas Farnleitner)
- AIT Austrian Institute of Technology, Österreichisches Forschungs- und Prüfzentrum Arsenal Ges.m.b.H., Energy Department, Electric Energy Systems (Ing. Georg Hirschmann)
- Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt.9, Hauptreferat Wassermengenwirtschaft (wHR DI Helmut Rojacz)
- Gemeinde Podersdorf (BGM Steiner, GR Weiss, Herr Weiss, Herr Gisch)
- Bichler - Kolbe ZT-GmbH, Eisenstadt (Dipl.-Ing. Gottfried Kolbe)
- Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 - Gewässeraufsicht Wulkawiesen (Ing. Verena Wagentristl)
- Biologische Station Neusiedler See (Univ.-Prof. Dr. Alois Herzig)

Technische Unterstützung

- Trojan Technologies Deutschland GmbH (Dipl.-Ing. Serafino Verace), Managing Director Europe, TrojanUV) Aschaffener Str. 72, 63825 Schöllkrippen, Germany
T+49 (0) 6024 634758-1 F+49 (0) 6024 634758-8, C+49 (0) 1761 6347581
www.trojanuv.com



Aufgrund des interdisziplinären Ansatzes gliedert sich der Bericht in vier Bereiche:

- Hydraulische Untersuchung
- Strahlungsphysikalische Untersuchung
- Mikrobiologische Untersuchung
- Chemische Charakterisierung des Kläranlagenablaufes

3 UV-Desinfektionsanlage

Die vorhandene UV-Desinfektionsanlage für Abwasser ist wie folgt konstruktiv ausgebildet und ausgeführt (Abbildung 1).

Bauart: Die UV-Anlage ist als Mehrstrahler-System ausgeführt und in einem offenen Kanal aus Edelstahl eingebaut, der einen rechteckigen Strömungsquerschnitt aufweist, wobei die Strömung parallel zu den Strahlern erfolgt.

Das UV-System besteht aus 2 Strahlerbänken mit je 6 Modulen und mit 4 Strahlern je Modul, d.h. es sind insgesamt $2 \times 24 = 48$ UV-Niederdruckstrahler eingesetzt.

Der offene Bestrahlungskanal ist horizontal aufgebaut und das gesamte Abwasser aus dem Nachklärbecken strömt am Anfang der UV-Einheit über eine Beruhigungskammer und im Anschluss daran durch den Reaktorkanal. Am Ende des offenen Kanals ist eine bewegliche, gewichtsbelastete Klappe angeordnet, deren Aufgabe es ist, einerseits während des Durchströmens der UV-Anlage den Wasserstand im Kanal konstant zu halten und andererseits das Entleeren des Kanals ohne Zufluss aus dem Nachklärbecken zu verhindern, damit ein Mindest-Wasserstand vorhanden ist und die Kühlung der im Betrieb befindlichen UV-Strahler aufrecht bleibt.

Folgende Angaben wurden vom Hersteller der UV-Anlage zu Verfügung gestellt:

Hersteller	Trojan Technologies
Anlagentyp:	1 Kanal
Serien Nr.:	keine Angaben
Baujahr:	1991
Auslegungsmenge maximal, m ³ /h (l/s):	135 (37,5)
UV-Transmission UVT ₁₀ mm, %:	65
TSS in mg/l:	< 5
zul. Betriebsüberdruck max. (bar):	offener Kanal
Werkstoff Bestrahlungskammer:	Edelstahl

Dimension des Zuflusses :	DN 300
Querschnitt des Reaktors, Breite x Höhe (mm):	462 × 360
Form und Länge der Ein- und Auslaufstrecke:	keine Angaben
Anzahl der Strahler:	48
Typbezeichnung des Strahlers:	TROJAN TECHNOLOGIES 302418
Leistungsaufnahme eines Strahlers ohne Vorschaltgerät (Watt):	88
Leistung eines Strahlers im UV-C-Bereich (253.7nm) nach 100 Betriebsstunden (Watt):	26
Betriebsspannung (V):	230 (L / N / PE)
Netzfrequenz (Hz):	50

Abbildung 1 zeigt einerseits im Hintergrund die Zulaufleitung DN 300 samt Einlauf-Beruhigungskammer und andererseits im Vordergrund die UV-Anlage mit den zwei in Serie geschalteten Strahlerbänken sowie dem unmittelbar daneben angeordneten Schaltschrank.



Abbildung 1 Gesamtansicht der UV-Anlage



An Hand der Abbildung 2 sind die eingebauten 6 Module der in Strömungsrichtung zweiten Lampenbank ersichtlich, die jeweils aus 4 UV-Strahler bestehen.



Abbildung 2 Austritt der UV-Anlage (2. Strahlerbank)

4 Hydraulische Untersuchung

Das Ziel der Untersuchung des Österreichischen Forschungs- und Prüfzentrums Arsenal Ges.m.b.H. war es, die Messwerte der UV-Desinfektionsanlage für Abwasser, d.h. Volumendurchfluss und Wassertemperatur bei einer biosimetrischen Untersuchung am 08.09., 13.09. sowie 27.09.2011 mit je drei vorhandenen Volumendurchflüssen und der zum Zeitpunkt der Probenahme vorhandene UV-Durchlässigkeit des Ablaufes der Kläranlage bei insgesamt 9 Prüfpunkten zu erfassen und abzuspeichern.

Parallel zur Erfassung der oben angeführten Parameter wurde mit einem temporär eingebauten Flügelrad-Anemometers eine Vergleichsmessung des Ablauf-Volumenstromes durchgeführt, der mit einem permanent eingebauten Ultraschall-Durchflussmesser Fabrikat „Nivus“ über einen Zeitraum von ca. 2 Monaten (26.07. – 01.10.2010) erfasst und dokumentiert wurde.

4.1 Aufbau und Durchführung der Untersuchungen

Die Durchführung der biosimetrischen Untersuchungen der UV-Anlage zur Desinfektion von Abwasser erfolgte an drei Tagen, d.h. die Probenahmen vor und nach dem eingebauten UV-System wurden am 08.09. und 13.09. sowie 27.09.2010 bei je drei Messpunkten durchgeführt.

4.1.1 Bestimmung der Messgrößen

4.1.1.1 Ultraschall-Messgerät

Die Bestimmung des Volumendurchflusses erfolgte mit einem Ultraschall Messgerät Type OCM Pro CF, Fabrikat Nivus GmbH. Dieses stationäre Mess-System wurde zur Durchflussmessung und Datenspeicherung der erfassten Messwerte eingesetzt.

Prinzip der Fließgeschwindigkeits-Erfassung

Das Messverfahren der Fließgeschwindigkeitsermittlung basiert auf dem Ultraschall-Reflexionsprinzip. Der in Fließrichtung geneigte Piezokristall arbeitet als Geschwindigkeitssensor. Dazu wird ein kurzes Ultraschallsignal in das Medium eingestrahlt. Alle in dem Messpfad befindlichen Teilchen reflektieren geringe Mengen des Ultraschallsignals, d.h. es entsteht ein spezielles Ultraschall-Reflexionssignal. Anschließend werden zwei Reflexionsmuster mittels Kreuzkorrelationsverfahren auf ihre Ähnlichkeit hin überprüft. Über diese beiden Bilder werden in Abhängigkeit zur vorher durchgeführten Höhenmessung 16 Messfenster gelegt und anschließend wird in jedem Messfenster die Fließgeschwindigkeit ermittelt. Aufgrund der bekannten geometrischen Daten des Gerinnes sowie der Geschwindigkeitsverteilung kann auf eine 3-dimensionale Strömungsverteilung hochgerechnet werden.

Im konkreten Fall kam ein Kombisensor mit zusätzlicher Druckmesszelle für die Bodenmontage zum Einsatz, der auch die Medium-Temperatur erfasste. Dieser Sensor wurde am 26. Juli 2010 in Strömungsrichtung nach dem Austritt der zweiten Strahlerbank in einer Entfernung von ca. 700 mm am Boden des offenen Kanals appliziert. Der Sensor wurde dabei mit gleichem seitlichem Abstand auf der Längs-Symmetrieachse des Kanals befestigt, wobei die lichte Breite des Kanals im Messquerschnitt 535 mm betrug. Folgende Messwerte wurden vom Mess-System an den vier Messeingängen erfasst und im Zyklus von 1 Minute auf die interne SD-Karte gespeichert.

- Füllstand
- Geschwindigkeit
- Durchfluss
- Medium-Temperatur

4.1.1.2 Flügelradsonde

Am 27.09.2010 erfolgte eine Vergleichsmessung des Durchflusses mittels eines kalibrierten Flügelradsensors in Anlehnung an EN ISO 748 „Hydrometrie – Durchflussmessungen in offenen Gerinnen mittels Fließgeschwindigkeitsmessgeräten oder Schwimmer“ und der Medium-Temperatur mit einem Pt-100-Sensor. Für die Durchflussmessung wurde das Einpunkt-Verfahren mit 5 Messlotrechten gewählt, um den Zeit- und Messaufwand gering zu halten. In dem Zusammenhang wurde vorausgesetzt, dass das Geschwindigkeitsprofil im Messquerschnitt symmetrisch zur Längsachse ausgebildet war. Diese Annahme basiert einerseits auf der symmetrischen Konstruktion der Lampenbank und andererseits auf den relativ langen ungestörten Strömungswegen, die durch die UV-Lampen-Schutzrohre bedingt waren. Somit erfolgte die Messung der Geschwindigkeit nur in einer Symmetrie-Hälfte des offenen Kanals. Dabei wurde die

Geschwindigkeits-Messung an 3 Messlotrechten durchgeführt und die Bestimmung des Wasserstandes erfolgte an Hand von Höhenmarkierungen, die vor den Tests im trockenen Zustand ohne Wasserdurchfluss an einer Seitenwand des offenen Kanals angebracht worden waren.

Folgende Messgrößen wurden während der Vergleichsmessung erfasst:

- Geschwindigkeit
- Wasserstand
- Medium-Temperatur
- Lufttemperatur Umgebung
- Luftfeuchte Umgebung

Die Erfassung der Messdaten erfolgte mittels eines elektronischen Messwert-Systems und einer entsprechenden PC Software.

Während eines Zeitraumes von 100 s erfolgte die Messwert-Aufzeichnung mit 1 Messwert/s pro Messkanal. Die in der Auswertung angegebenen Messwerte wurden als arithmetischer Mittelwert der aufgezeichneten Daten errechnet.

An Hand der Abbildung 3 sind die Einbausituation der Flügelradsonde an einer Messlotrechten und die Anordnung des Pt-100-Sensors erkennbar.



Abbildung 3 Einbausituation der Flügelradsonde an einer Messlotrechten

4.1.2 Messgeräte

Volumenstrom:	Ultraschall Messgerät, stationär	
	Hersteller.:	Nivus GmbH
	Typ:	OCM Pro CF
	Sensor:	Kombisensor für Fließgeschwindigkeit und Höhe
	Höhenmessung:	Keilsensor mit Druckzelle und Ultraschall von unten
	Messbereich:	0 bis 500 l/s
	Flügelrad-Anemometer, mobil	
	Hersteller.:	Höntzsch Messtechnik
	Auswertegerät:	
	Typ:	Exakt mikro ASDI-GF
	Fabrik Nr.:	10583
	Flügelradsensor	
	Typ:	mc75
	Fabrik Nr.:	40244
	Messbereich:	0 bis 10 m/s
Barometrischer Druck:	Absolut-Druckaufnehmer	
	Hersteller.:	Kroneis
	Typ:	317 AH
	Serien:	Nr. 182
Medium-Temperatur:	Widerstandsthermometer Pt 100 (EN 60751 :2009), Klasse B, Vierleiterschaltung)	
Umgebungsluft:	Anzeigegerät	Testo 454 Logger
	Hersteller:	Testo
	Logger Typ:	0560 4540
	Sensor Typ:	6000 / 6010 (9760)
	Serial No.:	511 4097 0035 Gb

4.1.3 Messunsicherheit

Die Tabelle 1 zeigt einerseits die geschätzte Unsicherheit der Volumendurchflüsse und andererseits die Unsicherheit der restlichen Messgrößen, die durch die Kalibrierung sowie durch zufällige zusätzliche Einflüsse bedingt waren.



Tabelle 1 Messunsicherheit der Parameter Volumenstrom, Temperatur und Luft-Feuchtigkeit

Symbol	Messgröße	Einheit	Unsicherheit
q_V	Volumenstrom stationäres Ultraschall-Messgerät	m ³ /h	2,5 %
q_{V1}	Volumenstrom mobiles Flügelrad-Messgerät	m ³ /h	6,0 %
t_1	Temperatur des Fluid	Grad C	0,3 Grad
t_A	Luft-Temperatur Umgebung	Grad C	0,3 Grad
φ_A	Luft-Feuchtigkeit Umgebung, relativ	%	4 % Punkte

4.2 Resultate der hydraulischen Vergleichs-Messungen

Die Tabelle 2 zeigt die Resultate der am 27.09.2010 erfassten Messwerte und den Vergleich der Durchflüsse.

Tabelle 2 Resultate der hydraulischen Vergleichsmessungen

Datum, Uhrzeit	Medium- Temperatur Grad C	Durchfluss Nivus m ³ /h	Durchfluss Flügelrad m ³ /h	Abweichung Nivus %
27.09.2010 09:42-09:57	15,5	159,5	153,1	+4,0
27.09.2010 10:03-10:18	15,5	149,4	140,4	+6,0
27.09.2010 10:25-10:40	15,6	180,4	171,4	+5,0

Die Resultate der hydraulischen Vergleichsmessungen zeigten eine gute Übereinstimmung der beiden Mess-Systeme (Abweichung im Mittel 5%).

4.2.1 Ablaufmengen während der drei biosimetrischen Untersuchungen

In der Tabelle 3 sind die Messwerte eingetragen, die während des jeweiligen Messpunktes im Zuge der drei biosimetrischen Untersuchungen erfasst und aufgezeichnet wurden.

Tabelle 3 Technische Messergebnisse während der biosimetrischen Untersuchungen am 08.09.2010, 13.09.2010 und 27.09.2010

Datum, Uhrzeit	Messpunkt	Luft- Temperatur Grad C	Luft- Feuchtigkeit %	Medium- Temperatur Grad C	Ablaufmenge Nivus m³/h
08.09.2010 11:00-11:02	1	14,5	96,8	17,7	77,80
08.09.2010 11:20-11:22	2	14,7	94,6	17,7	101,40
08.09.2010 11:35-11:35	3	14,6	98,5	17,7	69,66
13.09.2010 09:35-09:37	1	16,1	90,0	18,8	56,10
13.09.2010 10:00-10:02	2	16,7	87,2	18,8	40,32
13.09.2010 10:20-10:22	3	19,6	77,3	18,8	46,87
27.09.2010 09:42-09:45	1	14,9	58,3	15,4	161,9
27.09.2010 10:03-10:05	2	14,7	71,5	15,4	132,2
27.09.2010 10:25-10:27	3	15,1	72,6	15,4	185,1

4.2.2 Vergleich der Kläranlagen-Messdaten

Seitens der Gemeinde Podersdorf wurden Messdaten der Abwasserreinigungsanlage zur Verfügung gestellt, die den zeitlichen Verlauf der Zulaufmenge der ARA beinhalten. Außerdem stellte der Hydrographische Dienst – Burgenland Informationen im Zeitraum vom 01.01.2010 bis 01.01.2011 über die Niederschlagsmengen zur Verfügung, die von der Messstelle Podersdorf am See, HZB-Nummer: 110551, erfasst worden waren.

Aufgrund der vorliegenden Daten traten während des Zeitraums 08. August bis 10. August 2010 keine Niederschlagsmengen auf. Die nachfolgend ersichtlichen Abbildungen zeigen somit die jeweiligen Durchflüsse ohne Einfluss einer Niederschlagsmenge.

Die Auswahl der Zeiträume und die damit verbundenen Daten der Messwert-Erfassung erfolgte auf Basis des Durchfluss-Verhaltens der Ablaufmenge der UV-Anlage, d.h. es wurde im Speziellen das Regelverhalten im praktischen Betrieb berücksichtigt.

An Hand der Abbildung 4 ist die Zulaufmenge am 09. August 2010 von 11:00 bis 14:00 ersichtlich.

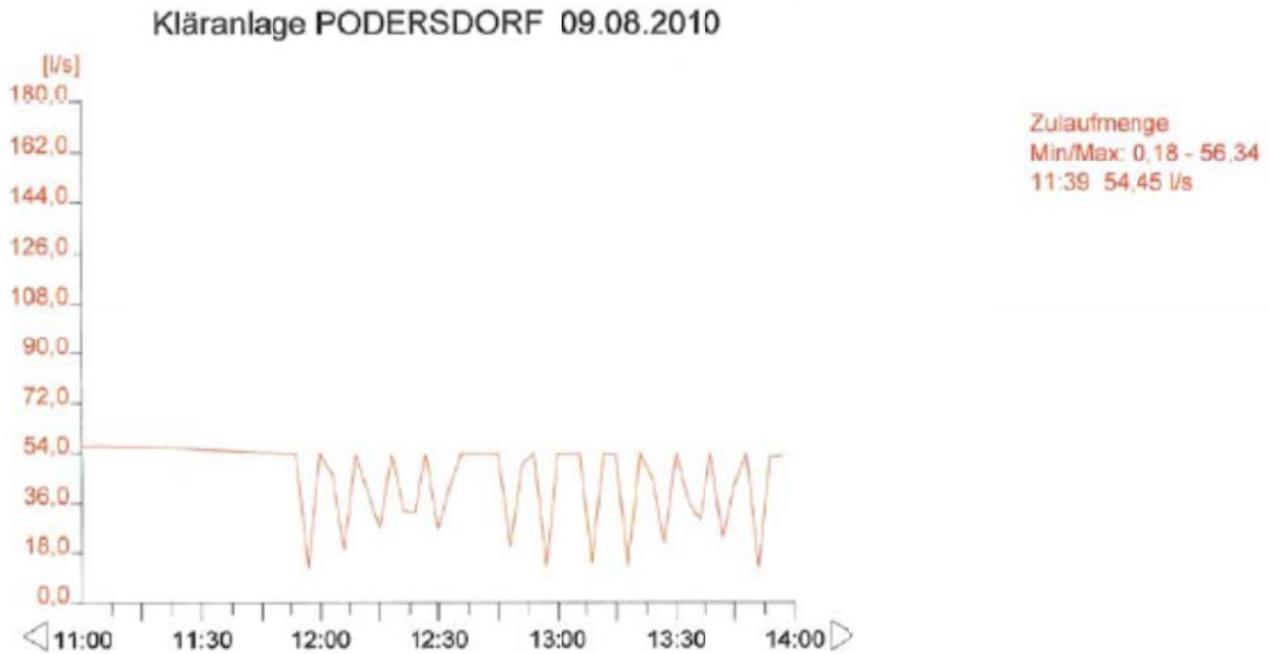


Abbildung 4 Zulaufmenge ARA 09.08.2010

Die Abbildung 5 zeigt die Ablaufmenge am 09. August 2010 von 11:30 bis 14:00, die mit dem permanent eingebauten Durchflussmessgerät erfasst wurde. Basierend auf dieser Abbildung ist erkennbar, dass die über die UV-Anlage geleitete Ablaufmenge die max. zulässige Auslegungsmenge von 37,5 l/s (135 m³/h) nahezu im gesamten dargestellten Bereich mehr oder weniger überschritt.

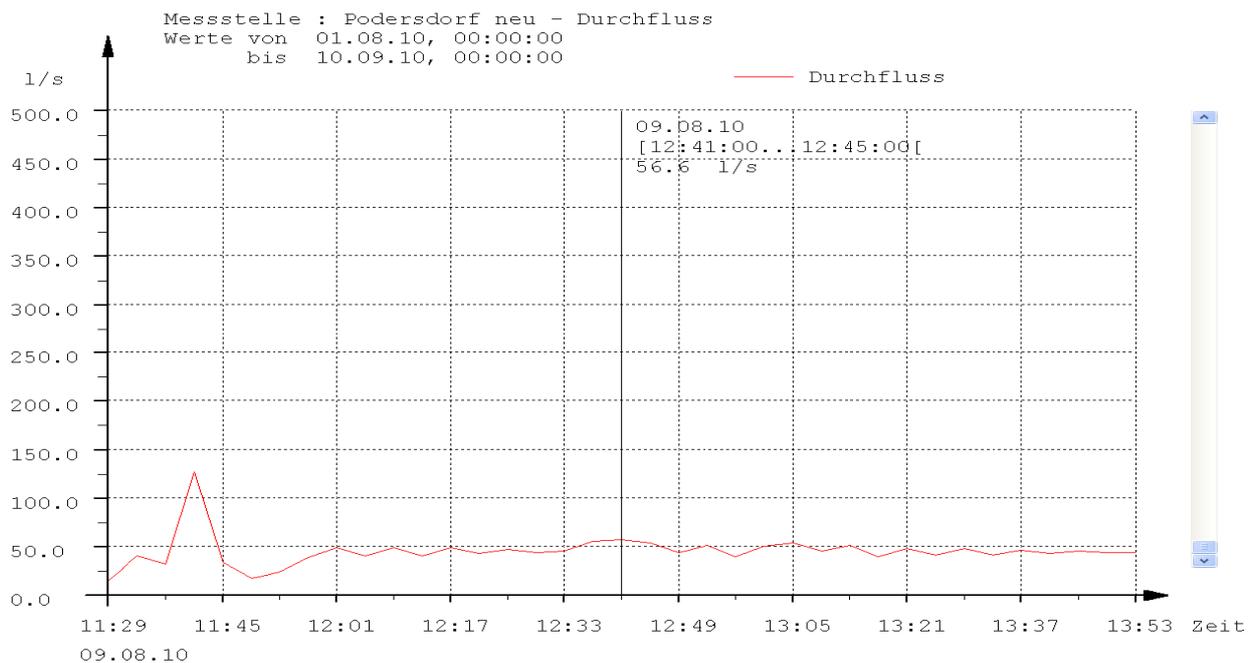


Abbildung 5 Ablaufmenge UV-Anlage 09.08.2010

An Hand der Abbildung 6 ist die Zulaufmenge am 10. August 2010 von 07:00 bis 10:00 ersichtlich. Auf Grund der vorliegenden Aufzeichnung wird jedoch vermutet, dass ein Fehler bzw. ein Ausfall des Prozessleitsystems der ARA-Podersdorf nach 08:00 vorlag, da der Durchfluss praktisch mit Ausnahme einer Spitze um 08:30 den Wert 0 l/s anzeigt.

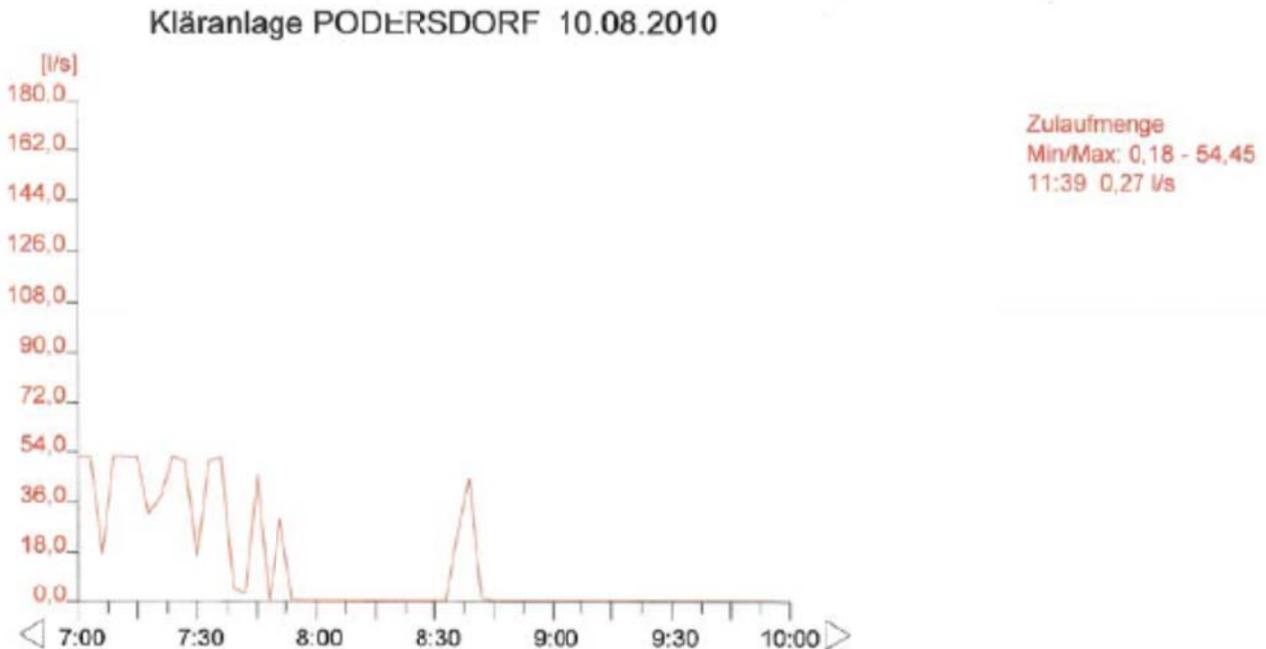


Abbildung 6 Zulaufmenge ARA 10.08.2010

Abbildung 7 zeigt die Ablaufmenge am 10. August 2010 von 08:06 bis 08:42, die mit dem permanent eingebauten Durchflussmessgerät erfasst wurde.

Basierend auf den vorliegenden erfassten Daten ist deutlich erkennbar, dass die über die UV-Anlage geleitete Ablaufmenge die max. zulässige Auslegungsmenge von 37,5 l/s (135 m³/h) in einigen dargestellten Bereich signifikant überschritt.

Abbildung 8 zeigt die Ablaufmenge am 14. September 2010 von 13:41 bis 23:17, die mit dem permanent eingebauten Durchflussmessgerät erfasst wurde.

Basierend auf diesen Messwerten ist erkennbar, dass die über die UV-Anlage geleitete Ablaufmenge die max. zulässige Auslegungsmenge von 37,5 l/s (135 m³/h) im gesamten dargestellten Bereich nicht überschritt.

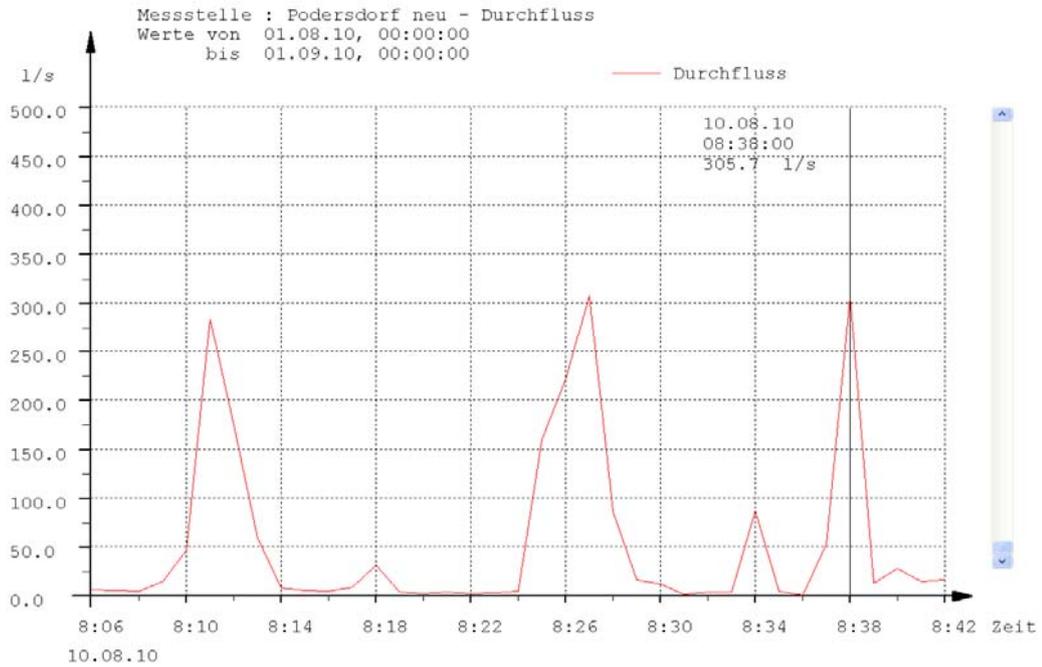


Abbildung 7 Ablaufmenge UV-Anlage 10.08.2010

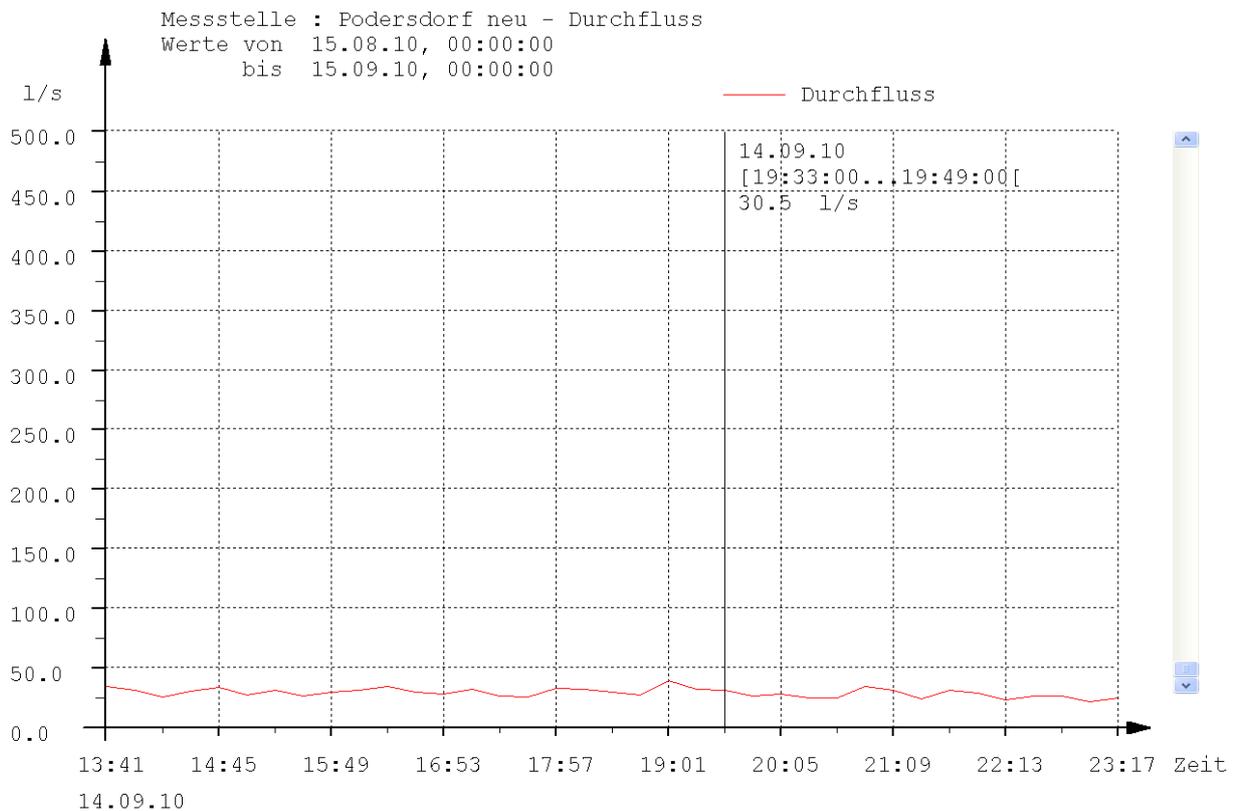


Abbildung 8 Ablaufmenge UV-Anlage 14.09.2010

4.3 Zusammenfassung

Der Vergleich der aufgezeichneten Durchflusswerte des stationär eingebauten Durchfluss-Messgeräts, Fabrikat Nivus, mit den ermittelten Durchflüssen der mobil eingesetzten Flügelrad-Sonde, Fabrikat Höntzsch, unter Berücksichtigung der Anordnung samt des verwendeten Einpunkt-Verfahrens ergab eine gute Übereinstimmung der beiden Mess-Systeme.

Die graphischen Darstellungen des Durchflusses über der Zeit zeigen einerseits eine signifikante permanente Überschreitung von ca. 50 l/s während mehrerer Stunden und andererseits eine temporäre Spitzenbelastung von ca. 300 l/s.

Das zeitliche Verhalten der Ablaufmenge war jedoch im Großteil des Erfassungszeitraumes unterhalb des zulässigen Wertes.

Die maximale Auslegungsmenge der UV-Anlage beträgt gemäß Angaben des Herstellers Trojan 37,5 l/s (135 m³/h).

Das Betriebsverhalten der Ablaufmenge der UV-Anlage kann auf Grund der vorliegenden Messdaten in manchen Zeiträumen als nicht stationär bezeichnet werden. Die aufgezeichneten Durchflüsse und deren zeitlicher Verlauf lassen jedoch, bedingt durch unterschiedliche Verhaltensmuster, keine Schlüsse zu, die eine eindeutige Feststellung der Ursachen begründen. Es liegt jedoch die Vermutung nahe, dass sowohl die am Ende der UV-Anlage angeordnete gewichtsbelastete Klappe als auch die Betriebsart der ARA einen wesentlichen Einfluss auf das teilweise nicht stationäre Verhalten hat.



5 Strahlungsphysikalische Untersuchung

5.1 Einleitung

Die Abteilung für Physiologie und Biophysik des Instituts für Physiologie, Pathophysiologie und Biophysik der Veterinärmedizinischen Universität Wien (Dipl.-Ing. Alexander Cabaj) führte Messungen der UV-Strahlung in der UV-Desinfektionsanlage für Abwasser der Gemeinde Podersdorf am Neusiedlersee (Burgenland) durch. Der Leistungszeitraum war von Oktober 2009 bis Juni 2011.

5.2 Technischer Befund

Bei der UV-Desinfektionsanlage handelt es sich um ein Fabrikat der Firma Trojan (Kanada). Sie ist seit 1991 intermittierend in Betrieb (jeweils während der Badesaison).

Das Abwasser fließt in der UV-Anlage in einem offenen Kanal in den von oben 6 Strahlermodule mit je 4 UV-Strahlern (Quecksilberdampf-Niederdruckstrahler) eingehängt sind. Zwei derartige Anordnungen von Strahlermodulen sind insgesamt eingebaut, sodass insgesamt 48 Strahler vorhanden sind. In den Abbildungen 9 und 10 ist einerseits der vordere (in Fließrichtung des Wassers), Anlage 1, und andererseits der hintere Teil, Anlage 2, der Gesamtanlage ersichtlich.



Abbildung 10: In Fließrichtung des Wassers vorderer Teil (Anlage 1) der Gesamtanlage.

Der Pfeil gibt die Fließrichtung des Wassers an.



Abbildung 9: In Fließrichtung des Wassers hinterer Teil (Anlage 2) der Gesamtanlage.

Im Vordergrund ist ein ausgebautes Lampenmodul mit 4 Strahlern zu sehen. Nach oben ist das Modul mittels eines Blechs abgeschlossen. Ganz rechts im Kanal befindet sich die Klappe für die Durchflusssteuerung.

Die Anordnung der Strahler in der Desinfektionsanlage ist in der Abbildung 11 dargestellt. Die einzelnen Module besitzen keine exakte Führung in der Anlage, sodass die Module auch etwas seitlich verkippt eingebaut sein können.

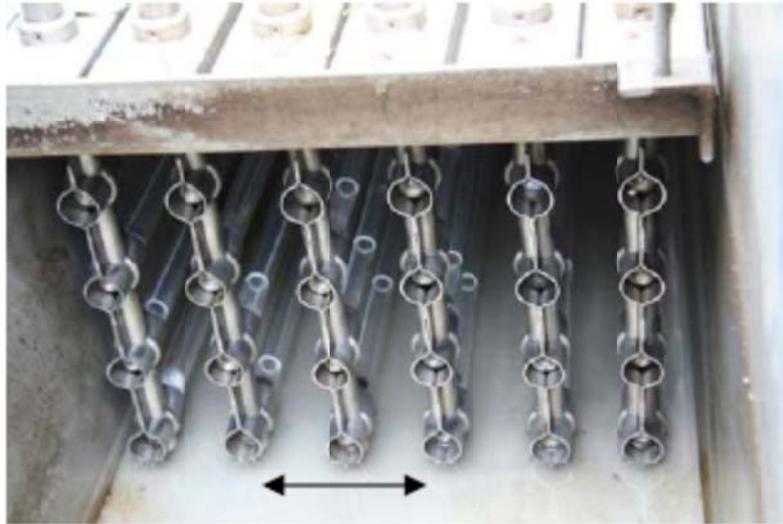


Abbildung 11: Anordnung der Lampenmodule.

Der Doppelpfeil symbolisiert, dass der untere Teil der Module seitlich nicht exakt geführt ist.

Die Anlage besaß vor dem Beginn des Projekts keine Möglichkeit zur Messung der UV-Strahlung, es waren also keine in die Anlage eingebauten Messfenstertubusse nach ÖNORM M5873-1:2001 und auch keine externen UV-Messgeräte (Handradiometer) vorhanden.

Die Anlage besaß seitlich, in Fließrichtung links, eine durch Bleche gebildete Verengung des Querschnitts, um die Wasserströmung an den Querschnitt der 6 Lampenmodule anzupassen. Im untersten Bereich und seitlich waren diese Bleche nicht gegen den Boden und die Seitenwand abgedichtet, sodass eine unbestrahlte Nebenströmung entstehen konnte, die das Desinfektionsergebnis sehr nachteilig beeinflusst. Die Abbildung 12 zeigt diese offenen Spalte.



Abbildung 12: Nicht abgedichtete Anschlussstellen für das Führungsblech.
Die beiden Pfeile weisen auf diese Undichtheit hin.

Ein gebrauchter UV-Strahler (Quecksilberdampf-Niederdruckstrahler) der Anlage ist in Abbildung 13 dargestellt.



Abbildung 13: Beschriftung eines der UV-Strahler.

Die vollständige Beschriftung lautet:

TROJAN TECHNOLOGIES/302418/DANGER RADIATION HARMFUL TO SKIN AND EYES/3016-L1C

5.2.1 Umbauten

Die offenen Spalte wurden vor Beginn der biosimetrischen Messungen durch eine Schweißnaht abgedichtet (siehe Abbildung 14).



Abbildung 14: Mittels Schweißnähten abgedichtetes Führungsblech

An der Seitenwand der UV-Anlage wurden zwei Messfenster nach ÖNORM M 5873-1:2001 für UV-Sensoren eingebaut, um während der Versuche eine Kontrollmöglichkeit für die Konstanz der UV-Strahlung zu erhalten. Die beiden Messfenster wurden so eingebaut, dass sie direkt auf die zweite Lampe von unten gerichtet waren. Die Abbildung 15 zeigt die beiden Messfenster nach längerer Gebrauchsdauer und die Abbildung 16 zeigt die Anschlussmöglichkeit für ein Messfenster.



Abbildung 15: Messfenster nach längerer Verwendung in der Desinfektionsanlage.
Die Verschmutzungen beeinträchtigen das Messresultat stark.



Abbildung 16: Anschlussmöglichkeit für Messfenster nach ÖNORM M 5873-1:2001

5.3 Referenzradiometer

Für die Messungen der UV-Bestrahlungsstärken bei einer Wellenlänge von 253,7 nm wurden folgende Messgeräte verwendet:

1. Radiometer International Light IL1700
2. Referenzradiometer Gerus

5.4 Messresultate

Vor Beginn der biodosimetrischen Messungen war die UV-Anlage von Servicetechnikern der Firma Trojan, Deutschland, überprüft und für in Ordnung befunden worden, was sich jedoch nicht bewahrheitete.

5.4.1 Messprotokoll Podersdorf 08.09.2010

Erste biodosimetrische Messung

Bei der Kontrolle der UV-Strahler zeigte sich, dass sowohl bei Anlage 1 (erste Anlage in Fließrichtung des Wassers) als auch bei Anlage 2 (zweite Anlage in Fließrichtung des Wassers) einige Strahler nur schwach strahlten und einige überhaupt nicht. Es wurden einige Lampen durch neue ersetzt, aber die ungleichmäßige Funktion der Lampen blieb. Während der drei Versuchsdurchgänge waren 2 Lampen außer Funktion. Bei beiden Anlagen waren Sensorfenster nach ÖNORM M 5873-1:2001 montiert (Hersteller: UV-Technik, Typ FUV 38).

Anlage 1: V8 109

Anlage 2: V8 106

Die beiden Messfenster waren jeweils vor dem 2. Strahler von unten mittig montiert.

Für die Messung der UV-Strahlung wurde ein Messgerät International Light mit Sensor SED 240 3926 mit Adapter AMPH 8/06 und Kalibrierfaktor $2,0 \times 10^{-10} (A/W/m^2)$. Weiters wurde ein Handgerät von Gerus mit ÖNORM-Sensor verwendet. Die Messergebnisse der Referenzbestrahlungsstärken, gemessen an den beiden Messfenstern, sind Tabelle 4 zu entnehmen.

Tabelle 4: Referenzbestrahlungsstärken während der ersten biodosimetrischen Messung, gemessen an den seitlichen, neu eingebauten Messfenstern der Anlagen 1 und 2

Messung Nr.	Referenzbestrahlungsstärke IL 1700 (W/m^2), Messung im Messfenstertubus		Referenzbestrahlungsstärke Gerus (W/m^2), Messung im Messfenstertubus	
	Anlage 1	Anlage 2	Anlage 1	Anlage 2
1	36,3	25,4	38,0	27,0
2	36,6	25,3	38,2	26,0
3	36,6	25,7	33,6	26,5



5.4.2 Messprotokoll Podersdorf 09.09.2010 (Kontrollmessung)

Da bei den Messungen am 08.09.2010 die Lampen ein sehr uneinheitliches Bild ergaben, wurden am 09.09.2010 alle Lampen einzeln gemessen (Tabelle 5).

Bei diesen Messungen wurden die Strahler inklusive Hüllrohr einzeln gemessen, wobei der Sensor des UV-Messgerätes direkt auf die Oberfläche des Hüllrohrs aufgesetzt wurde.

Tabelle 5: Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 1.

Die Werte lagen zwischen Null und 248 W/m². Lampen die zwar sichtbar im Lichtbereich brennen, aus deren Hüllrohren aber kein UV austritt, befinden sich in Hüllrohren aus normalem, für UV-Strahlung mit einer Wellenlänge von 253,7 nm undurchlässigem Glas, diese Hüllrohre bestehen also nicht aus Quarz.

Messprotokoll Lampen Podersdorf				
Datum:	09.09.2010			
Anlage Nr.	1			
6 Reihen von vorne (Reihe 1, Sensorseite) nach hinten (Reihe 6)				
Lampen von oben (Lampe 1) nach unten (Lampe 4)				
Bestrahlungsstärke 254 nm (W/m ²), Sensor direkt auf das Hüllrohr aufgesetzt				
Reihe 1				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
210	248	0♥	127	
Reihe 2				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
194	196	187	0*	
Reihe 3				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
174	0*	177	187	
Reihe 4				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
0♥	133	0*	202	
Reihe 5				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
0*	206	119	164	
Reihe 6				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
0♥	124	200	190	
<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 0 auto;"> Die jeweilige Reihe wird rasch aus dem Abwasser gezogen, die zu messende Lampe wird nicht getrocknet und dann nass mit direkt aufgesetztem Sensor gemessen. Messgerät: Gerus mit ÖNORM-Sensor. </div>				
* Lampe brennt sichtbar im Lichtbereich, aber kein UV				
♣ Lampe leuchtet schwach				
♥ Lampe leuchtet nicht				
Messfenster: 43,1 W/m ²				

Tabelle 6: Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 2.

Die Werte lagen zwischen Null und 230 W/m². Lampen, die zwar sichtbar im Lichtbereich brennen, aus deren Hüllrohren aber kein UV austritt, befinden sich in Hüllrohren aus normalem, für UV-Strahlung mit einer Wellenlänge von 253,7 nm undurchlässigem Glas, diese Hüllrohre bestehen also nicht aus Quarz.

Messprotokoll Lampen Podersdorf				
Datum:	09.09.2010			
Anlage Nr.	2			
6 Reihen von vorne (Reihe 1, Sensorseite) nach hinten (Reihe 6)				
Lampen von oben (Lampe 1) nach unten (Lampe 4)				
Bestrahlungsstärke 254 nm (W/m²), Sensor direkt auf das Hüllrohr aufgesetzt				
Reihe 1				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
174	135	200	0*	
Reihe 2				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
208	66♣	130	211	
Reihe 3				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
188	42♣	186	142	
Reihe 4				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
172	0*	0*	0*	
Reihe 5				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
136	230	204	89	
Reihe 6				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
0*	0*	0*	200	
Die jeweilige Reihe wird rasch aus dem Abwasser gezogen, die zu messende Lampe wird nicht getrocknet und dann nass mit direkt aufgesetztem Sensor gemessen. Messgerät: Gerus mit ÖNORM-Sensor.				
* Lampe brennt sichtbar im Lichtbereich, aber kein UV				
♣ Lampe leuchtet schwach				
Messfenster: 31,0 W/m ²				
Von 48 Lampen waren 14 völlig ohne UV-Strahlung				
Bei der Messung mit dem UV-Messgerät zeigte sich bei einigen Lampen, auch bei völlig Defekten, dass noch ein kleiner Messwert vorhanden war, während bei im sichtbaren Bereich leuchtenden Lampen der Messwert genau 0 W/m ² war. Erklärung: Wenn das Hüllrohr aus Quarz war lieferten die noch UV-emittierenden Lampen einen kleinen Beitrag durch das Rohr und den Strahler durch. Wenn das Hüllrohr aus normalem Glas war, schirmte das Glas jede Strahlung ab, daher Messwert exakt 0 W/m ² .				



5.4.3 Messprotokoll Podersdorf 13.9.2010

Zweite biodosimetrische Messung

Die Anlage wurde gegenüber der Messung am 8.9.2010 nicht verändert und die Messungen wurden wiederholt. Die Strahler- und Hüllrohrausfälle (siehe Messung vom 9.9.2010 müssen in Betracht gezogen werden).

Die Messergebnisse der Referenzbestrahlungsstärken, gemessen an den beiden Messfenstern, sind Tabelle 7 zu entnehmen.

Tabelle 7: Referenzbestrahlungsstärken während der zweiten biodosimetrischen Messung, gemessen an den seitlichen, neueingebauten Messfenstern der Anlagen 1 und 2

Messung Nr.	Referenzbestrahlungsstärke IL 1700 (W/m ²), Messung im Messfenstertubus		Referenzbestrahlungsstärke Gerus (W/m ²), Messung im Messfenstertubus	
	Anlage 1	Anlage 2	Anlage 1	Anlage 2
1	47,7	24,1	47,0	23,7
2	47,7	24,5	47,2	23,8
3	46,9	23,9	46,2	23,4

Die Module, in welchen die Lampen montiert sind, sind recht instabil aufgehängt, sodass der Abstand Lampe-Sensor auch instabil ist und das Sensorsignal nicht genügend konstant bleibt (Vergleich der Bestrahlungsstärken vom 8.9.2010 und vom 13.9.2010, während bei Anlage 2 nur geringe Veränderungen auftraten).

Aus den Messwerten der Tabellen 5 und 6 sieht man, dass die UV-Anlage im Rahmen der ersten und zweiten biodosimetrischen Messung hinsichtlich der Bestrahlungsstärke in einem sehr schlechten Zustand war.

5.4.4 Messprotokoll Podersdorf 24.9.2010 (Kontrollmessung)

Die Anlage war seit dem 13.9.2010 komplett renoviert worden, Hüllrohre aus Fensterglas, die für die Strahlung bei 254 nm undurchlässig sind, wurden durch Hüllrohre aus Quarz ersetzt, kaputte Lampen und Vorschaltgeräte wurden ersetzt. Wie den Messdaten der Tabellen 8 und 9 zu entnehmen ist, befand sich die Anlage im Hinblick auf die Bestrahlungsstärke nun in einem guten Zustand.

Tabelle 8: Messung der Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 1

Messprotokoll Lampen Podersdorf				
Datum:	24.09.2010			
Anlage Nr.	1			
6 Reihen von vorne (Reihe 1, Sensorseite) nach hinten (Reihe 6)				
Lampen von oben (Lampe 1) nach unten (Lampe 4)				
Bestrahlungsstärke 254 nm (W/m²), Sensor direkt auf das Hüllrohr aufgesetzt				
Reihe 1				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
140	143	157	153	
Reihe 2				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
118	119	140	138	
Reihe 3				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
105	153	134	120	
Reihe 4				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
120	128	130	123	
Reihe 5				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
130	125	129	133	
Reihe 6				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
133	124	112	138	
<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 0 auto;"> Die jeweilige Reihe wird rasch aus dem Abwasser gezogen, die zu messende Lampe wird getrocknet und dann gemessen. </div>				
Messfenster	21 W/m ²			



Tabelle 9: Messung der Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 2

Messprotokoll Lampen Podersdorf				
Datum:	24.09.2010			
Anlage Nr.	2			
6 Reihen von vorne (Reihe 1, Sensorseite) nach hinten (Reihe 6)				
Lampen von oben (Lampe 1) nach unten (Lampe 4)				
Bestrahlungsstärke 254 nm (W/m²), Sensor direkt auf das Hüllrohr aufgesetzt				
Reihe 1				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
116	147	128	142	
Reihe 2				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
146	114	144	154	
Reihe 3				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
109	131	121	129	
Reihe 4				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
134	138	154	164	
Reihe 5				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
113	118	133	141	
Reihe 6				
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4	
198	163	173	147	
Die jeweilige Reihe wird rasch aus dem Abwasser gezogen, die zu messende Lampe wird dann gemessen. Messgerät: Gerus mit ÖNORM-Sensor				
Messfenster	16 W/m ²			

5.4.5 Messprotokoll Podersdorf 27.9.2010

Dritte Bidosimetrische Messung

Die Anlage war seit dem 13.9.2010 (zweite bidosimetrische Messung) komplett renoviert worden, Hüllrohre aus Fensterglas, die für die Strahlung bei 254 nm undurchlässig sind, wurden durch Hüllrohre aus Quarz ersetzt, kaputte Lampen und Vorschaltgeräte wurden ersetzt. Die Anlage befand sich im Hinblick auf die Bestrahlungsstärke nun in einem guten Zustand.

Die Messergebnisse der Referenzbestrahlungsstärken, gemessen an den beiden Messfenstern, sind Tabelle 10 zu entnehmen.

Tabelle 10: Referenzbestrahlungsstärken während der dritten bidosimetrischen Messung, gemessen an den seitlichen, neueingebauten Messfenstern der Anlagen 1 und 2

Messung Nr.	Referenzbestrahlungsstärke IL 1700 (W/m ²), Messung im Messfenstertubus		Referenzbestrahlungsstärke Gerus (W/m ²), Messung im Messfenstertubus	
	Anlage 1	Anlage 2	Anlage 1	Anlage 2
1	34,5	33,7	33,5	32,0
2	34,6	34,2	33,7	32,9
3	33,7	32,9	32,8	31,2

5.4.6 Messprotokoll Podersdorf 27.9.2010 (Kontrollmessung)

Direkt im Anschluss nach den bidosimetrischen Messungen wurden die Bestrahlungsstärken an den Oberflächen der Hüllrohre gemessen, die Resultate sind in den Tabellen 11 und 12 ersichtlich.

Tabelle 11: Messung der Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 1

Messprotokoll Lampen Podersdorf			
Datum:	27.09.2010		
Anlage Nr.	1		
6 Reihen von vorne (Reihe 1, Sensorseite) nach hinten (Reihe 6)			
Lampen von oben (Lampe 1) nach unten (Lampe 4)			
Bestrahlungsstärke 254 nm (W/m²), Sensor direkt auf das Hüllrohr aufgesetzt			
Reihe 1			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
248	243	210	245
Reihe 2			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
220	204	238	195
Reihe 3			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
205	244	219	240
Reihe 4			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
216	236	233	218
Reihe 5			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
230	239	220	217
Reihe 6			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
238	223	220	201
Die jeweilige Reihe wird rasch aus dem Abwasser gezogen, die zu messende Lampe wird dann gemessen. Messgerät: Gerus			
Messfenster	33,7 W/m ²		
Die Messfenster wurden während der Messreihen nicht gereinigt, sie wurden erst nach Abschluss der Messreihen kontrolliert und sie zeigten sich etwas verschmutzt und mit Ablagerungen. Die Messungen des spektralen Transmissionsgrades erfolgten in Luft, mit trockenen Ablagerungen. Es ist anzunehmen, dass die Verschmutzungen im nassen Zustand im Wasser weniger Auswirkungen haben, daher ist zu erwarten, dass die trocken gemessenen Transmissionen kleiner sind als die im eingebauten Zustand im Wasser aufgetretenen.			

Tabelle 12: Messung der Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 2

Messprotokoll Lampen Podersdorf			
Datum:	27.09.2010		
Anlage Nr.	2		
6 Reihen von vorne (Reihe 1, Sensorseite) nach hinten (Reihe 6)			
Lampen von oben (Lampe 1) nach unten (Lampe 4)			
Bestrahlungsstärke 254 nm (W/m²), Sensor direkt auf das Hüllrohr aufgesetzt			
Reihe 1			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
229	250	250	215
Reihe 2			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
220	171	227	218
Reihe 3			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
182	252	233	210
Reihe 4			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
231	195	246	226
Reihe 5			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
222	271	239	247
Reihe 6			
Lampe 1	Lampe 2	Lampe 3	Lampe 4
220	206	227	223
Die jeweilige Reihe wird rasch aus dem Abwasser gezogen, die zu messende Lampe wird dann gemessen. Messgerät: Gerus			
Messfenster 32,9 W/m ²			
Die Messfenster wurden während der Messreihen nicht gereinigt, sie wurden erst nach Abschluss der Messreihen kontrolliert und sie zeigten sich etwas verschmutzt und mit Ablagerungen. Die Messungen des spektralen Transmissionsgrades erfolgten in Luft, mit trockenen Ablagerungen. Es ist anzunehmen, dass die Verschmutzungen im nassen Zustand im Wasser weniger Auswirkungen haben, daher ist zu erwarten, dass die trocken gemessenen Transmissionen kleiner sind als die im eingebauten Zustand im Wasser aufgetretenen.			



5.5 Zusammenfassung

Die Messungen der UV-Emissionen der Lampen ergaben für die beiden ersten biodosimetrischen Messungen eine unzureichende Funktion der UV-Anlage. Erst bei der dritten biodosimetrischen Messung besaß die UV-Anlage ihre vorgesehene Bestrahlungsstärke.

Die Verwendung der beiden Messfenster zur Überwachung der Referenzbestrahlungsstärken ist problematisch, da die Messfenster rasch verschmutzen und die Reinigung der Quarzfenster nur mit speziellen Reinigungsmitteln möglich ist. Darüber hinaus ist der Abstand der Lampen zu den Messfenstern nicht exakt vorgeben.

Eine Überprüfung der bei der UV-Anlage routinemäßig angewendeten Reinigungsmethode für die Strahlerhüllrohre ergab gute Resultate. Zu diesem Zweck wird ein ganzes Modul mit 4 Lampen aus der UV-Anlage gehoben und für einige Minuten in einem eigenen Becken in eine Lösung von Phosphorsäure eingelegt. Anschließend werden die noch auf dem Hüllrohr befindlichen Rückstände mit einem Reinigungspapier entfernt. Die Bestrahlungsstärke, gemessen direkt an der Oberfläche des Hüllrohrs beträgt dann wieder über 200 W/m^2 . Da ein UV-Handmessgerät für die UV-Anlage nun permanent zur Verfügung steht, kann diese Eigenüberwachung jederzeit durchgeführt werden.

6 Mikrobiologische Untersuchungen

6.1 Methoden

6.1.1 Biodosimetrie auf Basis von Abwasser-eigenen Mikroorganismen

6.1.1.1 Eingesetzte Mikroorganismen (Biodosimeter)

Für die Bestimmung der Desinfektionsleistung der UV-Anlage wurden vier relevante Parameter bzw. Mikroorganismen als UV-Biodosimeter und ein weiterer Parameter zur Ergänzung der Interpretation aus den angeführten Gründen ausgewählt:

Koloniezahl 37°C (KBE 37): Dieser allgemeine Parameter umfasst heterotrophe, aerobe Bakterien und dient bereits seit Robert Koch zur Einschätzung der Reinheit bzw. der Belastung eines Wasser mit Bakterien.

Escherichia coli: als Vertreter für vegetative Bakterien, ein bedeutendes Fäkalbakterium, das in der hygienischen Überprüfung von Oberflächenbadegewässern als Parameter eingesetzt wird. Darüber hinaus verfügt dieses Bakterien über die Fähigkeit der Photoreaktivierung.

Sporen von *Clostridium perfringens*: als Vertreter für Dauerformen von Mikroorganismen werden diese Bakteriensporen international bei Prüfungen von Wasseraufbereitungsanlagen auch als Surrogate für Zysten und Oozysten von Parasiten eingesetzt. Sie sind im Allgemeinen gegenüber Umweltfaktoren und Aufbereitungsmaßnahmen widerstandsfähiger als vegetative Bakterien und Viren.

Somatische Coliphagen: Bei diesen handelt es sich um Viren, bei denen Bakterien als Wirtszellen dienen (Bakteriophagen). International werden Bakteriophagen als Modelle für Viren eingesetzt. Viren sind gegenüber Umweltfaktoren und Aufbereitungsmaßnahmen widerstandsfähiger als vegetative Bakterien. Bakteriophagen (F-spezifische RNA Bakteriophagen, somatische Coliphagen und Phagen, die *Bacteriodes fragilis* infizieren) wurden von uns bereits erfolgreich in einem Projekt der Europäischen Union (SMT4-CT95-1603) zur Untersuchung der hygienisch-mikrobiologischen Qualität von Oberflächen- und Oberflächenbadegewässern eingesetzt (Contreras-Coll et al, 2002). Bakteriophagen haben sich auch für die Untersuchung der Wirksamkeit von technischen Bestrahlungsprozessen und Abwasserreinigungsverfahren als geeignet erwiesen (Sommer et al, 2001; Zhang und Farahbakhsh, 2007).

Enterokokken: Diese wurden zwar nicht als Biodosimeter verwendet, aber der Vollständigkeit halber zusätzlich in den Proben vor und nach UV-Anlage untersucht. Enterokokken stellen wichtige Fäkalindikatorbakterien dar, wie sie in der Trinkwasserhygiene und der Badewasserhygiene eingesetzt werden.

6.1.1.2 Untersuchungsparameter und Methoden

Die in der Studie eingesetzten mikrobiologischen Methoden sind in Tabelle 13 zusammengestellt.

Die Aufkonzentrierung der somatischen Coliphagen aus Probenvolumina von 100 ml bzw. 1 Liter wurde gemäß ISO 10705-3 durchgeführt.

Tabelle 13 Mikrobiologische Parameter und Untersuchungsmethoden

Parameter	Medium / Wirtsstamm	Inkubation (Temperatur/Zeit)	Norm
Koloniezahl 37 (KBE 22)	YE-Agar (Merck)	(36,0 ± 2,0) °C / (44 ± 4) h	ISO 6222
<i>Escherichia coli</i>	TBX-Agar (Oxoid)	(44,5 ± 0,5) °C / (44 ± 4) h	ISO 16649-1
<i>Clostridium perfringens</i>	TSC-Agar (Scharlau)	(44,5 ± 0,5) °C / (18 ± 3) h	ISO/DIS 14189
Enterokokken	SB-Agar (Oxoid)	(44,5 ± 0,5) °C / (44 ± 4) h	ISO 7899-2
Somatische Coliphagen	EMX-Agar / WG 5	(36,0 ± 2,0) °C / (18 ± 2) h	ISO 10705-1

Die Bestätigung von *C. perfringens* erfolgte auf Basis der sauren Phosphatase wie in Ryzinska-Paier et al. (2011) beschrieben.

6.1.1.3 UV-Laborbestrahlung

Abbildung 17 zeigt die Laborbestrahlungsanlage, die von unserer Arbeitsgruppe für die Untersuchung der UV-Empfindlichkeit von Mikroorganismen und die UV-254 nm Kalibrierung von Biodosimetern entwickelt wurde (Sommer et al, 1989). Das technische Konzept der Anlage wurde in die ÖNORM M 5873-1 und M 5873-2 (Anforderungen an UV-Anlagen zur Trinkwasserdesinfektion) aufgenommen. Die Zuverlässigkeit der Anlage wurde in einem internationalen Ringversuch bestätigt (Sommer et al. 1995).

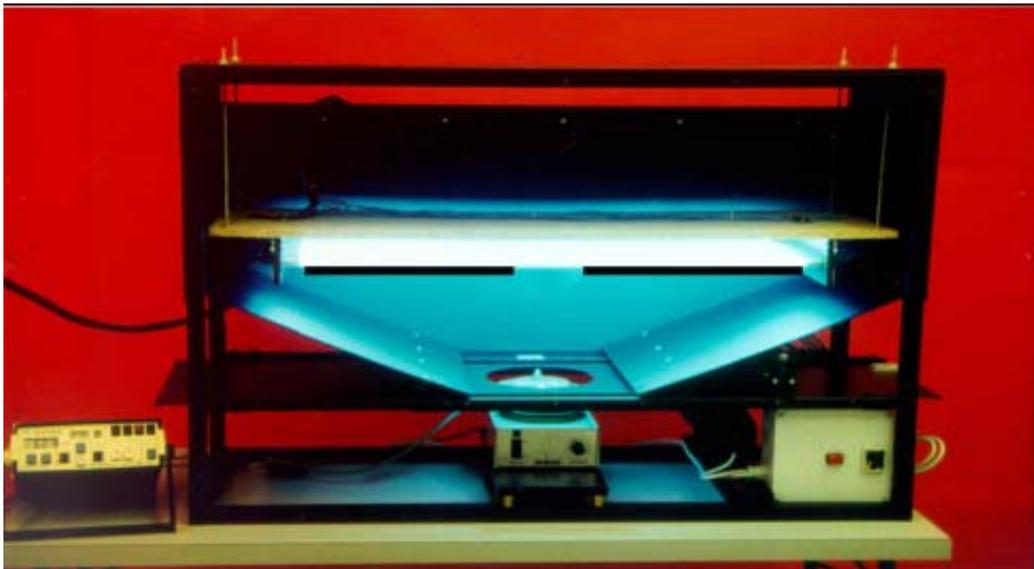


Abbildung 17: UV-Laborbestrahlungsanlage mit UV-Niederdruckstrahlern (EK 35, 253,7 nm) und dem Radiometer (IL 1700) für die on-line Messung der UV-Fluenz

Die Anlage besteht aus 10 Niederdruck-UV-Strahlern (EK 36; Katadyn, Wallisellen, Switzerland) mit einer Länge von 500 mm, die eine Wellenlänge von 253,7 nm emittieren. Sie sind horizontal über dem Bestrahlungsgefäß (Petrischale, Durchmesser 9 cm) montiert. Eine Blende (Quadrat mit 60 mm Seitenlänge) ist direkt unter den UV-Strahlern montiert, um eine quasi-parallele Strahlung für das Bestrahlungsgefäß zu gewährleisten. Die Blende kann mit abgestuft strahlungsvermindernden optischen Gittern versehen werden, um niedrige Bestrahlungsstärken zu erreichen ($1,0 \text{ W/m}^2$, $0,1 \text{ W/m}^2$, $0,01 \text{ W/m}^2$ und $0,001 \text{ W/m}^2$). Mittels eines Transformators kann die Strom-Spannung und somit die Bestrahlungsstärke noch zusätzlich reguliert werden.

Bei den Bestrahlungsversuchen wurde jeweils ein Volumen von 25 ml der Suspension von Mikroorganismen oder der Wasserprobe, in der die zu untersuchenden Mikroorganismen enthalten sind, in einer sterilen Petrischale mit 90 mm Durchmesser unter kontinuierlichem Rühren bestrahlt. Die Schichtdicke betrug hierbei 4 mm. Die UV-Fluenz (253,7 nm) wurde online mit einem Radiometer (IL 1700, SED 240, International Light, Newburyport, USA), unter Berücksichtigung der Transmission der Suspension und der Reflektion der Strahlung an der Oberfläche gemessen (Kalibrierfaktor). Die UV-Fluenz wurde über die Bestrahlungszeit variiert. Um eine homogene Verteilung der UV-Bestrahlung zu gewährleisten, wurde eine Bestrahlungszeit von zumindest 30 s angewendet und die Bestrahlung unter ständigem Rühren durchgeführt. Nach Ablauf der Bestrahlungszeit wurde die Blende geschlossen und die Probe in ein steriles Glasgefäß übergeführt. Die Proben wurden bis zu unmittelbar danach durchgeführten Analyse dunkel und kühl gelagert.

6.1.1.4 Photoreaktivierung

Die Abbildung 18 zeigt die Laboranlage für die Photoreaktivierung, die für die Untersuchungen eingesetzt war. Sie wurde speziell zur kontrollierten und reproduzierbaren Belichtung von in Wasser suspendierten Mikroorganismen von unserer Arbeitsgruppe entwickelt (Sommer et al. 2000). Die Anlage besteht aus 5 Tageslichtlampen (L 18W/20, Osram, München, Deutschland; Strahleremission 360-720 nm) die horizontal über der Belichtungsfläche montiert sind. Der Abstand zwischen den Lampen und der Oberfläche des Wassers betrug 60 mm. Die durchschnittliche Fluenzrate der Belichtung wurde mit einem Radiometer (IL 1700, SED 033, International Light, Newburyport, USA) gemessen. Die gewählte Belichtung betrug 23,500 Flux, welche einer Belichtung, wie sie an einem mitteleuropäischem Sommertag auftritt, entspricht (Sommer et al. 1999).

25 ml der UV-bestrahlten Wasserproben (Bakteriensuspensionen) und der nicht UV-bestrahlten Kontrollproben wurden in sterile Petrischalen pipettiert. Die Petrischalen wurden sodann in der Belichtungsanlage für 120 min bestrahlt. Diese Belichtungszeit wurde in früheren Studien als optimale Zeit für die Photoreaktivierung von Bakterien festgestellt (Sommer et al., 2000).

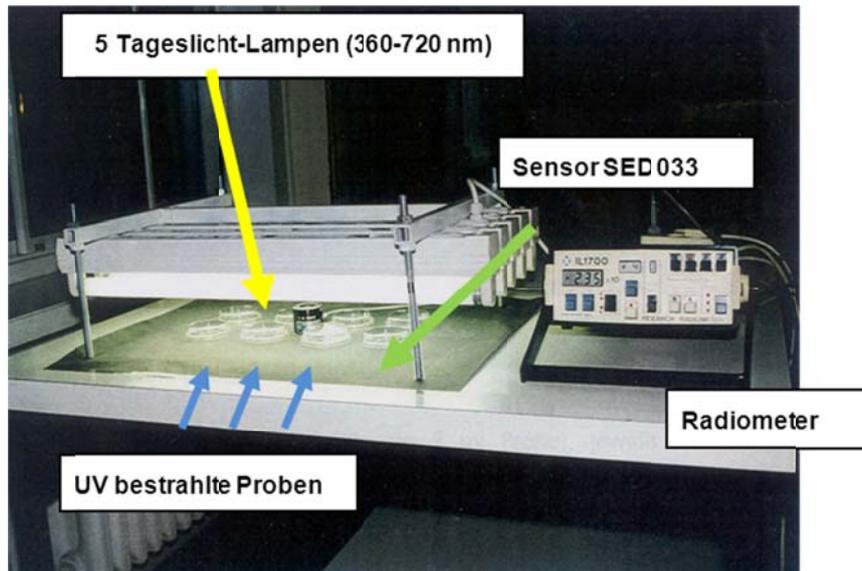


Abbildung 18: Laboranlage zur Photoreaktivierung von UV-bestrahlten Mikroorganismen

Bei jedem Experiment wurde eine nicht-UV-bestrahlte Wasserprobe als Kontrolle mitgeführt, um zu erkennen, falls die Belichtung einen Einfluss auf die Bakterien hat.

Die Belichtungen wurden immer unmittelbar nach der jeweiligen UV-Bestrahlung durchgeführt. Dies erfolgte einerseits im Laboratorium, wenn die UV-Bestrahlung in der Laborbestrahlungsanlage durchgeführt wurde und im Betriebslabor der ARA Podersdorf, wenn die UV-bestrahlten Proben des Ablaufes der Kläranlage untersucht wurden (siehe Abbildung 19).

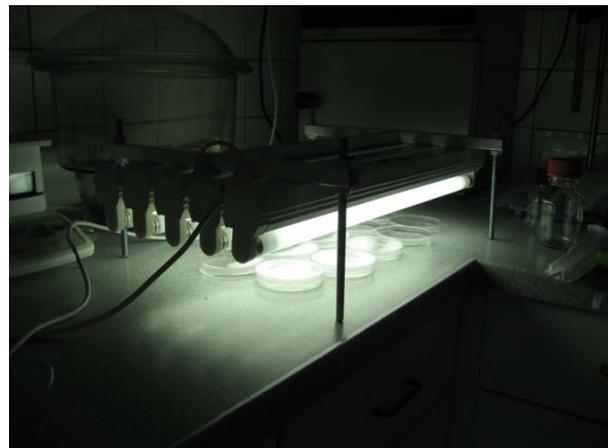


Abbildung 19: Belichtung von UV-bestrahlten Proben des Ablaufes der Kläranlage mit der Laboranlage für Photoreaktivierung im Betriebslabor der ARA Podersdorf

6.1.1.5 Durchführung der biosimetrischen Messungen

Für die biosimetrische Messung wurden an jedem Untersuchungstag jeweils dreimal eine Abwasserprobe vor und eine Abwasserprobe nach der UV-Anlage entnommen und die jeweiligen Konzentrationen an KBE 37, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen bestimmt. Die Abwasserproben vor UV-Bestrahlung wurden in der UV-Laborbestrahlungsanlage mit abgestuften UV-254 nm-Fluenzen bestrahlt (0, 100, 200, 400, 600) und die UV-Empfindlichkeit der genannten Mikroorganismen bestimmt. Die jeweils daraus resultierende UV-Kalibrierkurve wurde dazu verwendet, die an der Abwasser-UV-Anlage erreichten Reduktionen an diesen Mikroorganismen in Reduktionsäquivalente Fluenzen (J/m^2) umzurechnen.

Zur Vervollständigung der Bewertung der Desinfektionsleistung wurden auch Enterokokken in den Proben vor und nach UV-Anlage untersucht, jedoch ohne die UV-254 nm Empfindlichkeit in der Laborbestrahlungsanlage zu bestimmen.

Um die Untersuchungen reproduzierbar und nachvollziehbar zu machen, war die Bestimmung von relevanten physikalischen und chemischen Parametern erforderlich. Diese sind: UV-254 nm Durchlässigkeit, spektraler Absorptionskoeffizient 254 nm, Trübung, Leitfähigkeit und Temperatur.

Voruntersuchungen

Für den Einsatz der biosimetrischen Untersuchungen waren Voruntersuchungen erforderlich, bei denen die Konzentrationen und die UV-254 nm Empfindlichkeit der angeführten Mikroorganismen im UV-Strahlungslabor untersucht wurden. Hierfür wurden an mehreren Tagen Proben des Ablaufes der Kläranlage Podersdorf vor UV-Bestrahlung entnommen und die UV-Empfindlichkeit der sich im Abwasser befindenden Mikroorganismen *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* und somatische Coliphagen untersucht. Auf Basis der erhobenen Konzentrationen der ausgewählten Mikroorganismen und deren spezifischer UV-Inaktivierung wurde die detaillierte Untersuchungsstrategie für die biosimetrische Messung erarbeitet.

Begleitende Untersuchung von relevanten physikalisch-chemischen Parametern

Die folgenden Parameter wurden wie angeführt untersucht:

- Transmission (UV-253.7 nm; 10 mm): Die Proben wurden gegen Reinstwasser (Simplicity; Millipore) in Quarzglas-Küvetten mit einer Schichtdicke von 10 mm in einem Spektralphotometer (Lambda40 UV/VIS, PerkinElmer, USA) gemäß ÖNORM M 5873-1 gemessen.
- Spektraler Absorptionskoeffizient 254 nm: Die Messung erfolgte wie für die Transmission beschrieben, allerdings wurden die Proben vor der Messung durch einen Einweg-Spritzenfilter (Porenweite 0,45 mm) filtriert, um die Partikel zu entfernen.
- Trübung: Die Messung der Trübung erfolgte mit einem Turbimeter (Turb 430 IR, WTW, Deutschland) gemäß ISO 7027 (Messwinkel 90° ; Wellenlänge 860 nm).
- Leitfähigkeit: Die Messung der Leitfähigkeit wurde gemäß ISO 7888 unter Verwendung des Gerätes Cond 315i/SET - TetraCon 325 (WTW, Deutschland) durchgeführt.



- Temperatur: Die Messung der Temperatur erfolgte gemäß DIN 38404-4. Als Thermometer wurde das Gerät Testo 110 mit Einstechfühler (Testo, Österreich) eingesetzt.

6.1.1.6 Leucin-Assimilation durch Abwasserbakterien (Leucin-Biodosimetrie)

Eine von uns kürzlich für die Reduktionsleistung von UV-Desinfektionsanlagen im Trinkwasserbereich getestete Technik nützt die Fähigkeit von Bakterien, die Aminosäure Leucin einzubauen (Leucin-Bioindikator Methode). Dieser Einbau in die bakteriellen Proteine (Assimilation) ist direkt proportional zur bakteriellen Aktivität und zum Aufbau bakterieller Biomasse (Kirschner et al, 1997, Kirschner und Farnleitner, 2005). Bei Einwirkung von UV-Strahlung auf Bakterien in Wässern (Trinkwasser, Oberflächenwasser, Abwasser,) wird diese Aktivität proportional zur einwirkenden Strahlungsdosis herabgesetzt. Die Ursache dafür sind irreversible Schäden in der DNS und die dadurch nicht mehr mögliche korrekte Ablesung der DNA durch die RNA Polymerase und die Übersetzung der genetischen Information in Proteine.

Die Effektivität der in situ eingesetzten UV Strahlung kann durch Vergleich mit einer zusätzlich durchgeführten Kalibrierung im Labor (Laborbestrahlungsanlage) üblicherweise gut abgeschätzt werden.

Der Vorteil dieser Methode besteht darin, dass die Auswirkung der UV-Bestrahlung auf die Gesamtheit aller Wasserbakterien getestet werden kann, ohne vorherige Zudosierung von Testorganismen. Die Methode ist somit auch äußerst sensitiv und kann auch bei sehr geringen Bakterienkonzentrationen eingesetzt werden.

Für die UV Bestrahlung von Abwasser wurde diese Methode noch nicht eingesetzt und sollte hier erstmals getestet werden.

6.1.1.7 Durchführung der Versuche

Voruntersuchungen

Um die für Trinkwasser etablierte Methode für die jeweiligen Abwasserproben zu adaptieren und eine detaillierte Untersuchungsstrategie für die biodosimetrische Messung erarbeiten zu können, waren diverse Probenahmen und Untersuchungen im Vorfeld erforderlich.

Adaption der Inkubationszeiten und Probenvolumina für die Untersuchung von Abwasser: Als optimale Inkubationszeit erwies sich 1 Stunde und als optimales Volumen für die Inkubation mit dem radioaktiven Leucin erwies sich 1 ml. Im Folgenden ist das End-Protokoll skizziert, mit dem die bakterielle Aktivität in den Abwasserproben durchgeführt wurde (Abbildung 20).

Adaption der Zellzahlbestimmung für Abwasserproben: Auch für die Zellzahlbestimmung mussten mehrere Protokolle ausprobiert werden. Vor allem die Auflösung kleiner Flocken, die mit einer unterschiedlichen Anzahl von Bakterien (ca. 20 – 1000 Zellen) besiedelt waren bereitete einige Schwierigkeiten, welche erst durch eine Behandlung der Probe mit Ultraschall gelöst werden konnte. Abbildung 21 zeigt das endgültige Protokoll, mit dem die Quantifizierung der Bakterienzellzahlen in den Abwasserproben durchgeführt wurde.

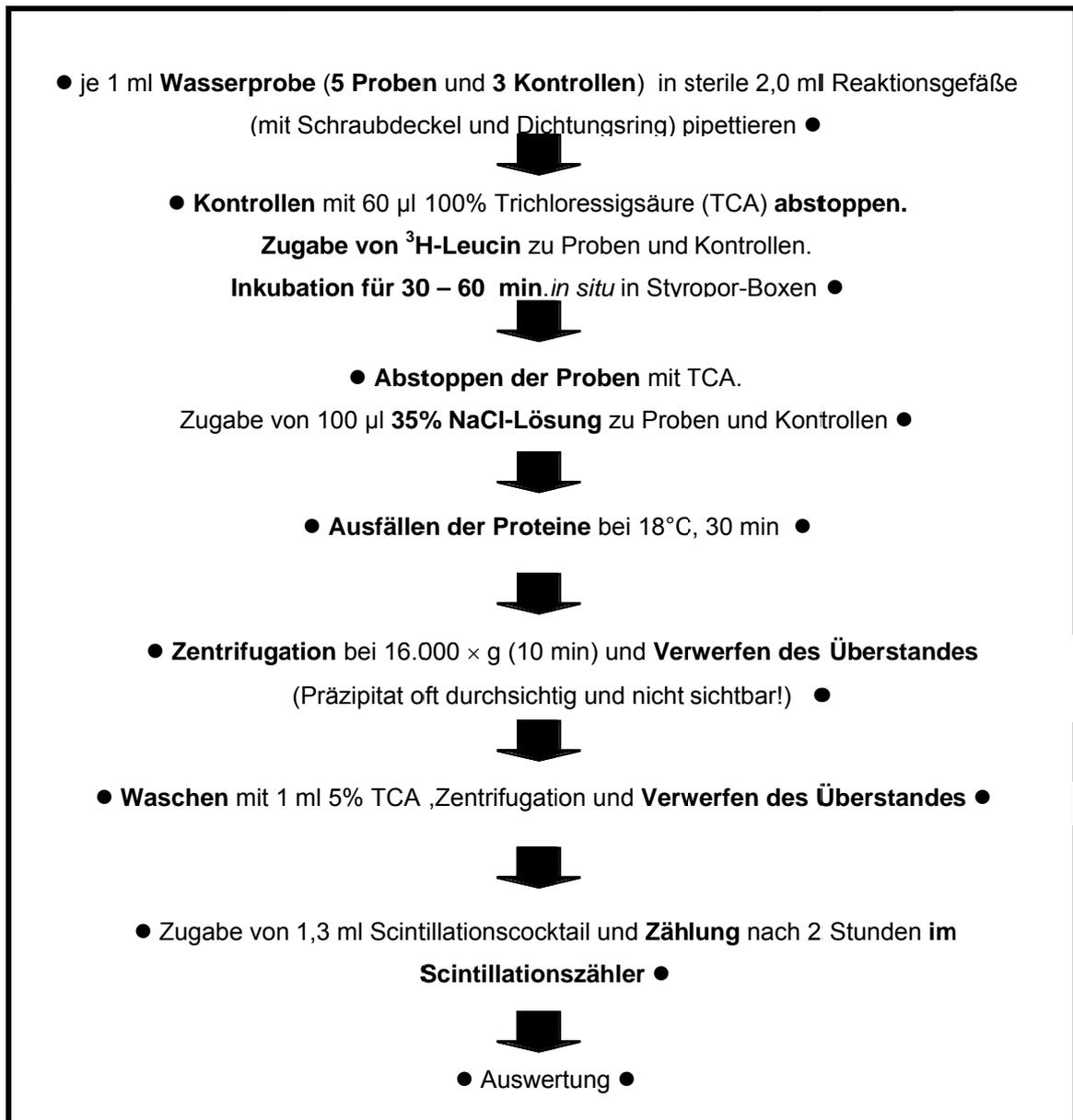


Abbildung 20: Protokoll zur Bestimmung der bakteriellen Aktivität in den Abwasserproben mittels der Leucin-Inkorporationsmethode

(aus Kirschner und Farnleitner, 2005, nach Kirschner und Velimirov, 1997, 1999 verändert).

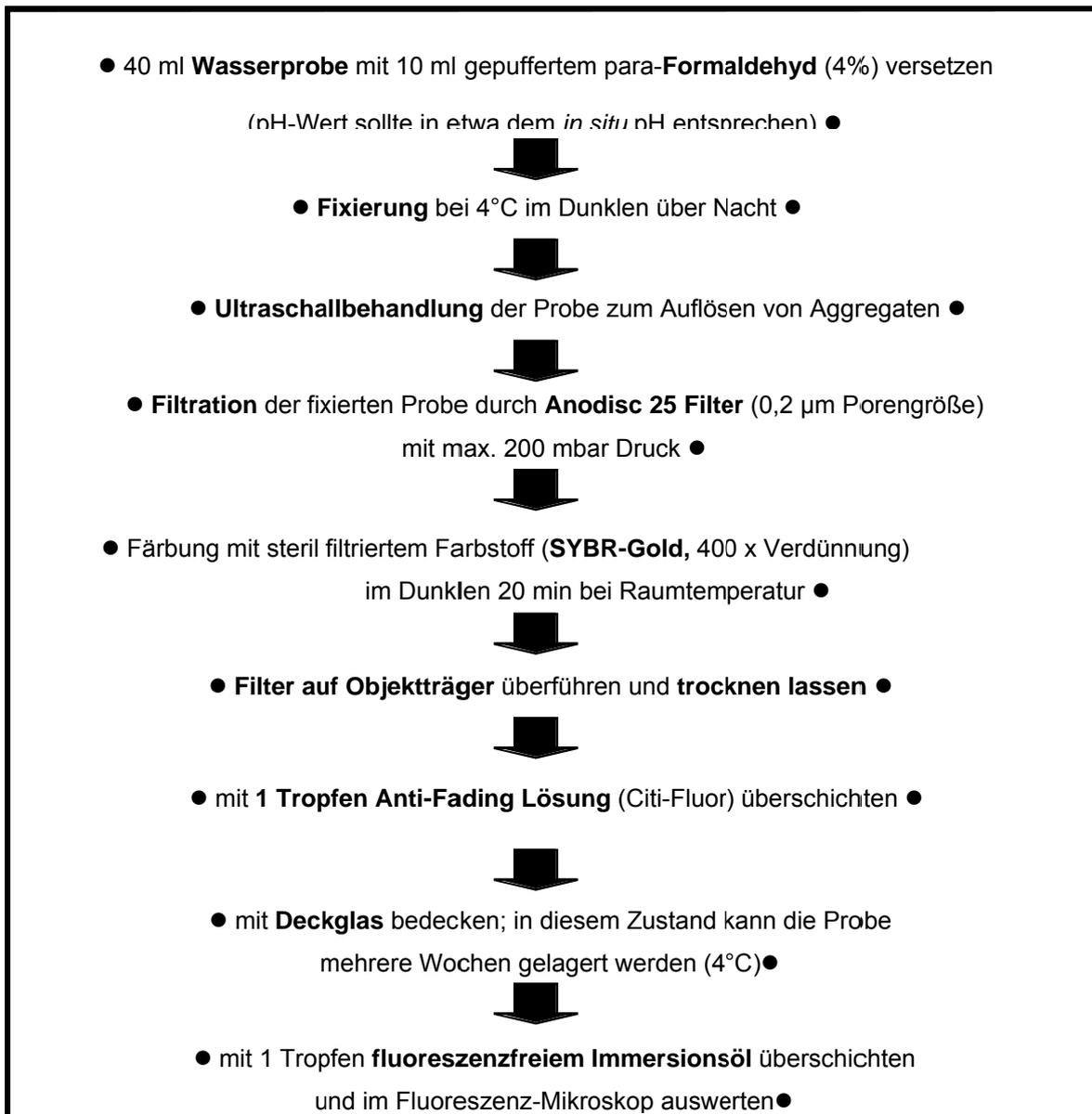


Abbildung 21: Protokoll zur Bestimmung der bakteriellen Zellzahlen in den Abwasserproben mittels Epifluoreszenzmikroskopie
 (aus Kirschner und Farnleitner, 2005, nach Kirschner et al, 1999, verändert).

Erstellung der Laborkalibrierkurven: Um die mit den *in situ* Proben gemessene Reduktionsleistung in UV-Fluenzen umrechnen zu können, ist es nötig mit den gleichen Abwasserproben eine Kalibrierung in einer Laborbestrahlungsanlage unter definierten Bedingungen durchzuführen. Hierfür wurden pro Versuchstag Unterproben mit 10 verschiedenen Fluenzen zwischen 50 und 500 J/m² bestrahlt, sowie zwei entsprechende Kontrollserien ohne Bestrahlung. Die Proben wurden entsprechend des beschriebenen Protokolls (Abbildung

21) aufgearbeitet. Leider wurden hier sehr inkonsistente Ergebnisse trotz zahlreicher Vorversuche erzielt (siehe Ergebnisse).

Hauptuntersuchungen

An jedem der drei Hauptversuchstage vor und nach der UV-Desinfektionsanlage zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten jeweils 8 Proben (davon 3 Kontrollen) zu je 1 ml genommen und mit der radioaktiven Aminosäure Leucin versetzt. Die Proben wurden sofort bei der jeweilig herrschenden Abwassertemperatur (in situ Temperatur) im Dunkeln 1 Stunde inkubiert. Die Proben wurden danach ins Laboratorium gebracht, die Proteine aufgereinigt und die aufgenommene Radioaktivität gemessen. Um die Menge an aufgenommenem Leucin auf die vorhandene Anzahl von Bakterien beziehen zu können, wurde gleichzeitig bei allen drei Zeitpunkten die Bakterien-Zellzahl mittels Fluoreszenzmikroskopie bestimmt. Für jeden Versuchstag wurde zusätzlich Abwasser vor der UV-Anlage ins Labor mitgenommen, um die gemessene Reduktion der Leucin-Assimilation mittels Laborbestrahlungsanlage zu kalibrieren.

6.1.2 Mikrobiologische Genmarker zum Nachweis und Differenzierung fäkaler Kontaminationen (genetische Fäkalmarker)

Eine weitere, innovative Untersuchungsmethode stellt das molekularbiologische Nachweisverfahren zur Detektion diagnostischer DNA Regionen, z.B. quantitative PCR Methoden wie Real time PCR (qPCR) dar.

Diese Methode steht im Mittelpunkt eines im März 2010 bewilligten FWF Projektes GEBAM "Fäkales Sourcetracking entlang des kommunalen Abwasserpfades" (Technische Universität Wien und Medizinische Universität Wien). Hierbei werden diagnostische DNA Regionen abundanter, intestinaler Mikroorganismen (z.B. *Bacteroidetes*, *Methanococcus* sp.) verwendet, um die fäkale Kontamination im Zuge der Abwasserentsorgung zu beobachten. Diese Methoden wurden bisher noch nicht im Zuge der Überprüfung der Desinfektionsleistung bei Abwasser eingesetzt. Dieses FWF Projekt ermöglichte es, diese Synergie zu nutzen und diese genetischen Fäkalmarker für die Untersuchung und Bewertung der UV-Anlage Podersdorf einzusetzen.

6.1.2.1 Durchführung der Versuche

Molekularbiologische Analytik

Bei den zwei verwendeten Analysenmethoden handelt es sich um den molekular-biologischen Nachweis diagnostischer DNA-Abschnitte aus Abwasserproben mittels der quantitativen Polymerase Kettenreaktion (qPCR). Im Speziellen sind die verwendeten Nachweise auf die Quantifizierung spezifischer Genabschnitte bei Bakterien, dem sogenannten 16S rRNA Gen ausgerichtet. Die Untersuchung des sogenannten AllBac Markers (spezifische 16S rRNA Genregion) erlaubt den Nachweis von Bakterienpopulationen des Phylums *Bacteroidetes*, einer Gruppe anaerober Bakterien, die in großer Anzahl im Intestinaltrakt von Tier und Mensch als auch in Abwasser vorkommen (Layton et al, 2006). Der Nachweis des sogenannten BacHum Markers auf der anderen Seite (ebenfalls spezifische 16S rRNA Genregion) weist Teilpopulationen des Phylums *Bacteroidetes* nach, die hochgradig mit fäkalen Ausscheidungen des Menschen assoziiert sind



(Kildare et al, 2007). Diese beiden abundanten bakteriellen Populationen im Abwasser sind der traditionellen Nachweismethodik mittels Kultivierung nicht zugänglich, können jedoch mit dem Verfahren der qPCR quantifiziert werden.

Methodische Vorgehensweise

Es wurden je 250 bzw. 500 ml der Proben vom Ablauf der ARA Podersdorf (10 Proben vor UV Bestrahlung sowie 10 Proben nach UV Bestrahlung) durch einen Polykarbonat-Filter mit der Porengröße 0,2 µm (Millipore, Wien) filtriert und zur Zwischenlagerung bei -20°C eingefroren. Bei der Filtration werden die Bakterien am Filter mechanisch zurückgehalten. Die bakterielle DNA wurde anschließend mittels mechanischer Lyse und einer Phenol-Chloroform Extraktion von den Filtern gewonnen. Die extrahierte DNA wurde durch eine Isopropanol-Fällung mit anschließender Waschung mit Ethanol gereinigt und in 50 µl hochreinem Wasser gelöst (Reischer et al, 2008).

Die gewonnene DNA wurde in verschiedenen Verdünnungen (1:4 und 1:16) der oben beschriebenen qPCR Analyse unterzogen. Die Quantifizierung erfolgte dabei über eine Standard-Verdünnungsreihe, die einen dynamischen Bereich von 10 bis 1.000.000 Genkopien pro Reaktion abgedeckt hat. Die Messung mehrerer Verdünnungen der DNA Proben diente dabei der Abschätzung möglicher PCR Inhibitionseffekte sowie der Bestätigung der Ergebnisse durch mehrere unabhängige Messungen. Des Weiteren wurden eine Vielzahl von Kontrollen (Filtrationskontrolle, DNA Extraktionskontrolle, qPCR Kontrolle) verwendet um die Qualität der Ergebnisse sicherstellen zu können. Die Ergebnisse wurden als Markeräquivalente (ME) des detektierten Genabschnittes pro filtriertem Volumen angegeben.

6.2 Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen

6.2.1 Biodosimetrie mit Abwasserbakterien

6.2.1.1 Mikrobiologische Voruntersuchungen

Im Vorfeld zu den drei biodosimetrischen Untersuchungsserien wurden die Konzentrationen an ausgewählten Mikroorganismen untersucht (Juli und August 2010). Die Ergebnisse sind in Tabelle 14 dargestellt, wobei die Konzentrationen aller Mikroorganismen auf 100 ml Probenvolumen bezogen wurde. Der Vollständigkeit halber wurden die Daten der Hauptuntersuchung (September 2010) miteinbezogen.

Bezogen auf ein Probenvolumen von 100 ml ergab sich die höchste Konzentration an Mikroorganismen für die Koloniezahl 37. Orientierende Untersuchungen der Koloniezahl 22 und von aeroben Sporenbildnern ergaben sehr ähnliche Konzentrationen, sodass diese Parameter nicht weiter einbezogen wurden, da daraus keine zusätzliche Information zu erwarten war.

Im Hinblick auf Bakteriophagen, als Surrogate für humanpathogene Viren, zeigten sich bei zwei Untersuchungen deutlich höhere Konzentrationen an somatischen Coliphagen verglichen mit F-spezifischen RNA Phagen. Daher wurden als Vertreter für humanpathogene Viren somatische Coliphagen für die weiteren Untersuchungen gewählt und die F-spezifischen RNA Phagen nicht weiter berücksichtigt.

Tabelle 14: Ergebnisse der Konzentrationsbestimmungen der Indikator-Mikroorganismen im Ablauf der ARA Podersdorf (vor UV-Anlage)

Datum	Koloniezahl 37 /100 ml	<i>E. coli</i> /100 ml	Enterokokken /100 ml	Sporen <i>Clostridium</i> <i>perfringens</i> /100 ml	Somatische Coliphagen /100 ml	F- spezifische RNA Phagen /100 ml*)
07.07.2010	2500000	11000	4000	2400	1900	180
14.07.2010	1360000	18300	4000	1300	1600	30
27.07.2010	900000	15300	3800	3000	6000	-
04.08.2010	1080000	15300	4200	1200	1270	-
08.09.2010	1280000	18500	5000	1050	840	-
13.09.2010	1010000	10500	4800	1390	1600	-
27.09.2010	1360000	23400	30000	2100	3100	-

*) F-spezifische RNA-Phagen wurden aufgrund der geringen Konzentration nicht weiter untersucht.

Der zeitliche Verlauf der log Konzentrationen der für die Studie selektierten Mikroorganismen im Ablauf der ARA Podersdorf ist in Abbildung 22 dargestellt. Von den Fäkalbakterien lag *Escherichia coli* in der höchsten Konzentration vor, gefolgt von Enterokokken und Sporen von *Clostridium perfringens*. Letztere wiesen eine mit den Bakteriophagen (Viren) vergleichbare Konzentration auf.

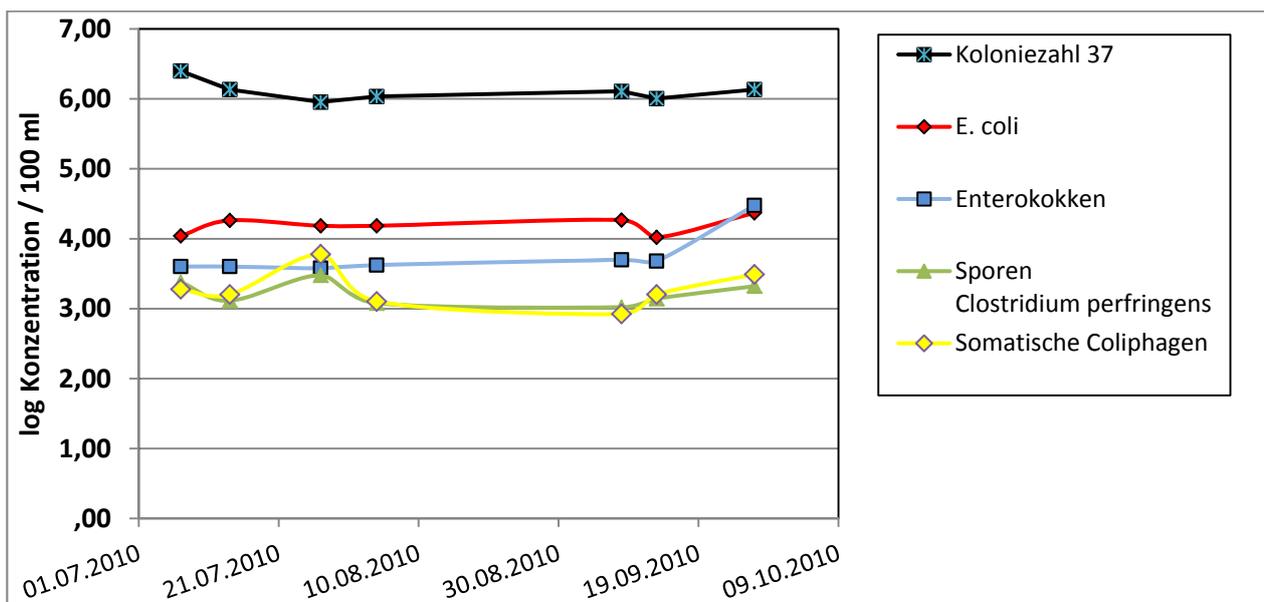


Abbildung 22: Zeitlicher Verlauf der log Konzentration der in die Studie miteinbezogenen Mikroorganismen



6.2.1.2 UV-Bestrahlungen der Abwasser-eigenen Mikroorganismen in der Laborbestrahlungsanlage

Voruntersuchungen

Im Vorfeld zu den drei Untersuchungsserien wurden am 27.07.2010 UV-Bestrahlungen des Kläranlagenablaufs der ARA Podersdorf in der Laborbestrahlungsanlage zur orientierenden Bestimmung der UV-Empfindlichkeit der ausgewählten Mikroorganismen durchgeführt.

Die orientierenden UV-Inaktivierungskurven der ausgewählten Fäkalindikatoren und jene der Koloniezahl 37 sind in Abbildung 23 ersichtlich. Es zeigte sich, dass das untersuchte Probenvolumen von 10 ml für *E. coli* und somatische Coliphagen nicht ausreichend war, um die UV-Empfindlichkeit über einen ausreichenden Fluenz-Bereich beobachten zu können. Dies wurde für die folgenden Untersuchungen berücksichtigt und das Probenvolumen auf 100 ml erhöht.

Es zeigte sich eine deutliche Photoreaktivierung von *E. coli*. Bei einer Fluenz von 400 J/m² lag die *E. coli*-Konzentration ohne Belichtung unter der Bestimmungsgrenze der Methode, wohingegen mit Belichtung eine log Konzentration von 0,7 vorlag. *C. perfringens* Sporen wiesen die höchste UV-Resistenz auf.

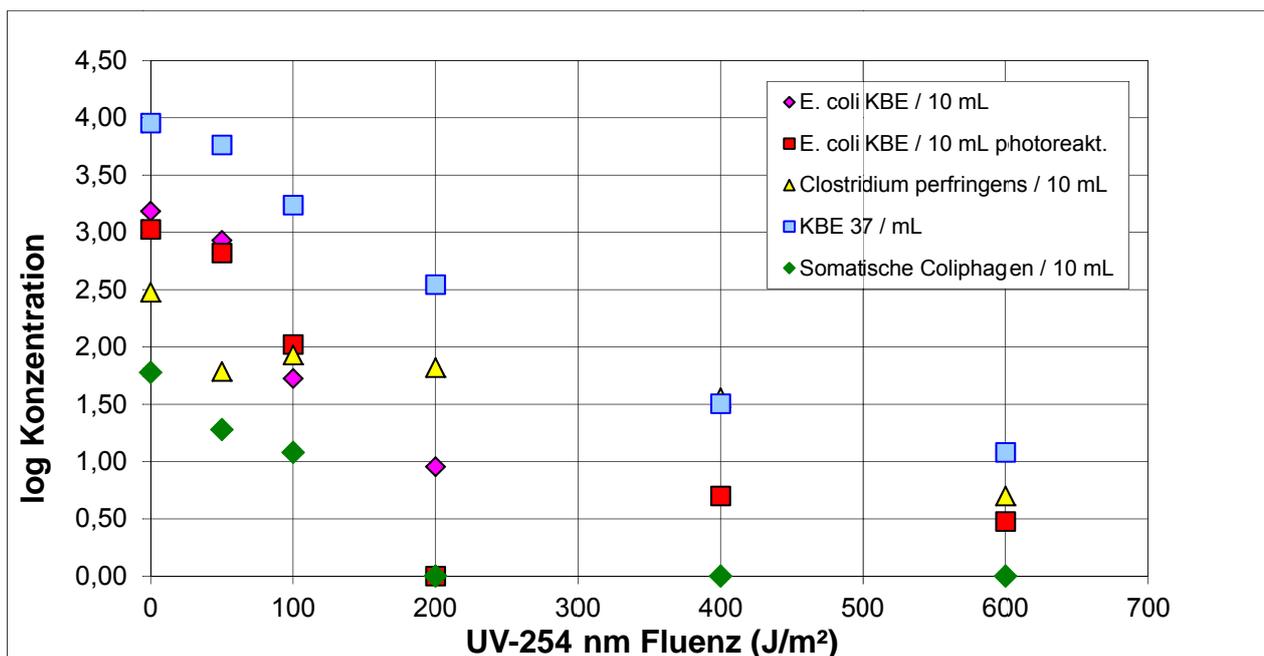


Abbildung 23: Orientierende Untersuchung der UV-Empfindlichkeit der in die Studie miteinbezogenen Mikroorganismen (27.07.2010)

In der Abbildung 24 sind beispielhaft die in der UV-Laborbestrahlungsanlage erzielten Inaktivierungskurven der Koloniezahl 37 von drei Untersuchungsterminen während des Zeitraums der Voruntersuchungen dargestellt. Die Ergebnisse der drei Untersuchungsserien unterschieden sich nur geringfügig, wie auch an

den Parametern der polynomischen Geraden zu sehen ist. Die Kurve zeigt im ersten Bereich einen exponentiellen Verlauf, im zweiten Teil flacht die Kurve ab. Die Steigerung der UV-Fluenz bewirkt keine weitere Reduktion.

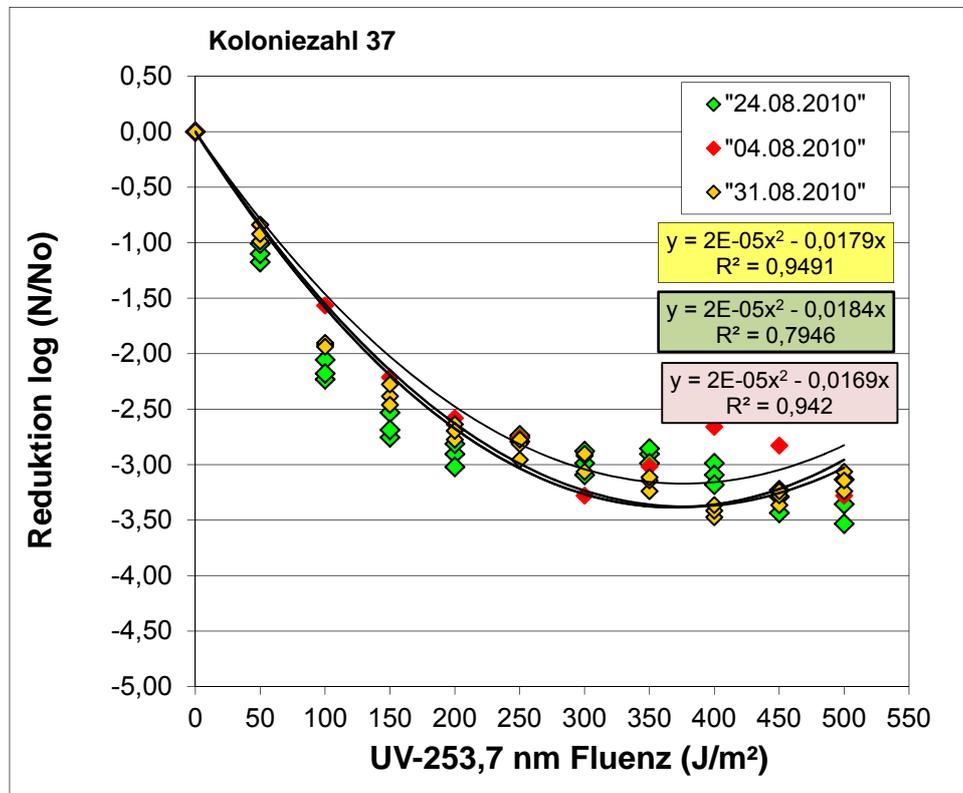


Abbildung 24: Untersuchung der UV-Empfindlichkeit der Koloniezahl 37 (Daten der Untersuchung 04.08.2010, 24.08.2010, 31.08.2010) in der Laborbestrahlungsanlage. Die Inaktivierungskurven sind in Form von polynomischen Geradengleichungen dargestellt

Untersuchungsserie (1) vom 08.09.2010

Die UV-Empfindlichkeit der Fäkalindikatoren, untersucht in der Laborbestrahlungsanlage, ist in Abbildung 25 zusammengestellt. Die Konzentration an *E. coli* lag um 1,2 log höher als jene der *C. perfringens* Sporen und der Coliphagen. Die Photoreaktivierung bewirkte, dass *E. coli* eine deutlich höhere UV-Fluenz für die Inaktivierung benötigte. Die Wirkung der Photoreaktivierung war erst bei einer Fluenz von 600 J/m² aufgehoben. *C. perfringens* Sporen wiesen in dieser Untersuchung die höchste UV-Resistenz auf.

Untersuchungsserie (2) vom 13.09.2010

Die Ergebnisse unterschieden sich nicht wesentlich von jenen der Untersuchungsserie (1). *E. coli* war wieder in höherer Konzentration als die anderen Fäkalindikatoren vorhanden. *C. perfringens* Sporen wiesen selbst bei einer Fluenz von 600 J/m² eine Reduktion von lediglich 0,7 log auf (Abbildung 26).

Untersuchungsserie (3) vom 27.09.2010

Wie in Abbildung 27 zu sehen ist, lagen auch in dieser Untersuchungsserie die Konzentrationen der Fäkalindikatoren in derselben Größenordnung wie bei den beiden vorherigen Serien vor. Die höchste UV-Resistenz wiesen *C. perfringens* Sporen auf, gefolgt von *E. coli* nach Photoreaktivierung, somatischen Coliphagen und *E. coli* ohne Photoreaktivierung.

Abbildung 28 zeigt stellvertretend für die drei Untersuchungsserien die UV-Inaktivierung der Koloniezahl 37 basierend auf den Ergebnissen der am 27.09.2010 durchgeführten Laborbestrahlung. Die Kurvenform besteht im ersten Teil aus einem exponentiellen Abfall, der dann in eine abgeflachte Form übergeht. Wie in Tabelle 15 ersichtlich, unterschieden sich die Reduktionen der Koloniezahl 37 aller drei Untersuchungstage nur unwesentlich.

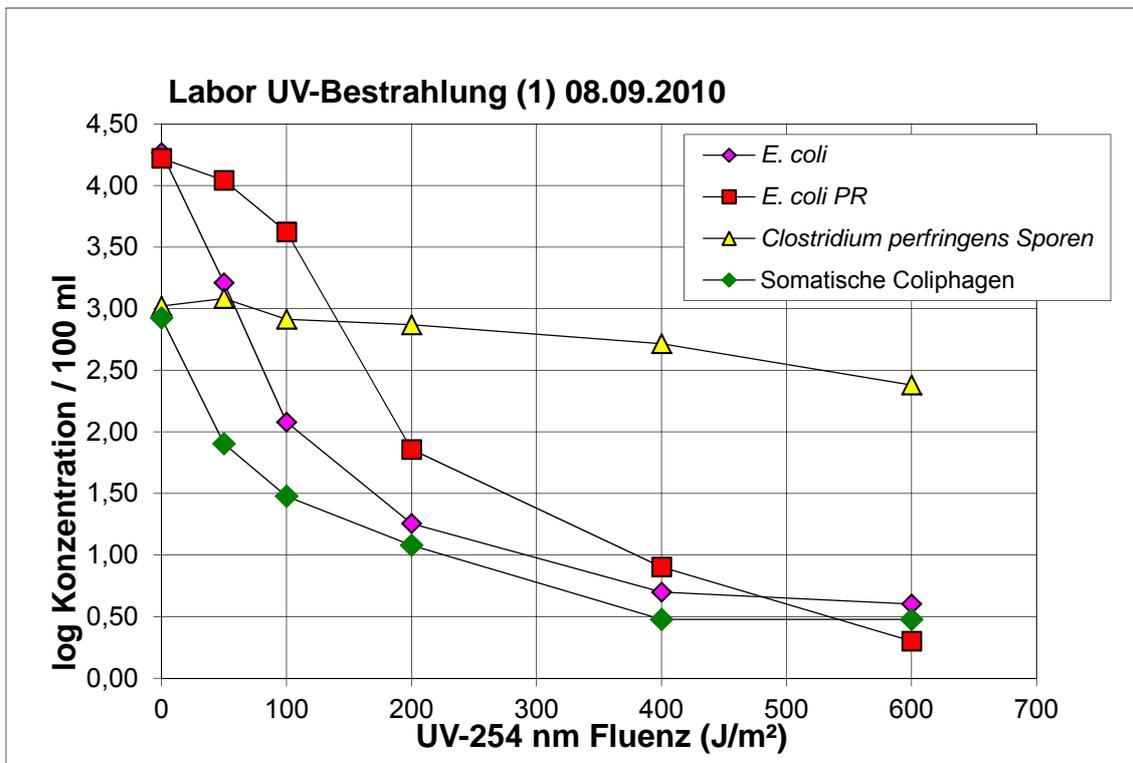


Abbildung 25: UV-Empfindlichkeit der im Ablauf der Kläranlage enthaltenen Fäkalindikatoren untersucht in der Labor-Bestrahlungsanlage am 08.09.2010.

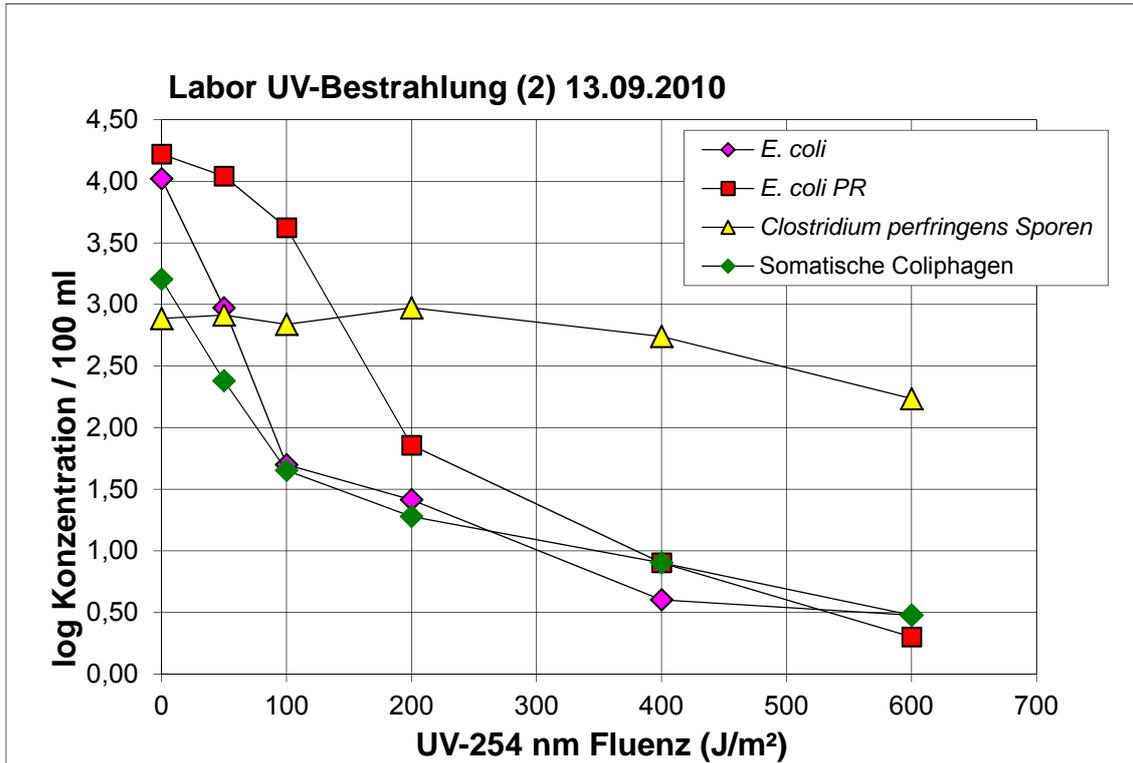


Abbildung 26: UV-Empfindlichkeit der im Ablauf der Kläranlage enthaltenen Fäkalindikatoren untersucht in der Labor-Bestrahlungsanlage am 13.09.2010.

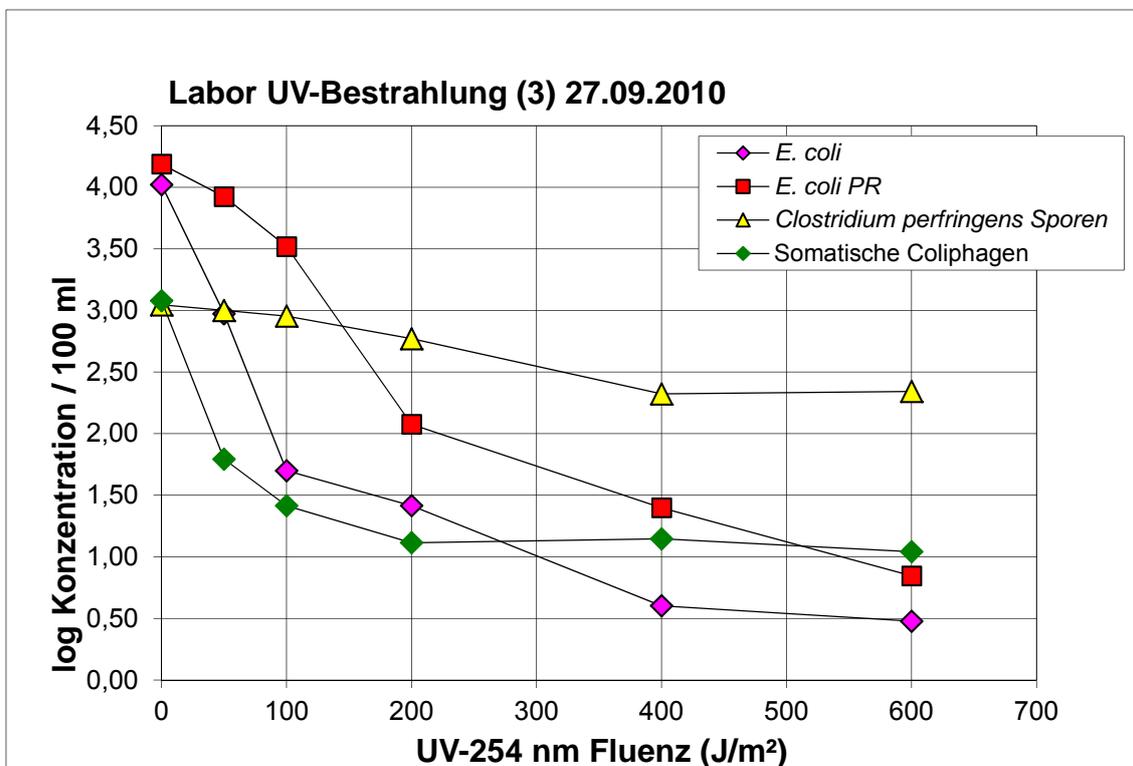


Abbildung 27: UV-Empfindlichkeit der im Ablauf der Kläranlage enthaltenen Fäkalindikatoren untersucht in der Labor-Bestrahlungsanlage am 27.09.2010.

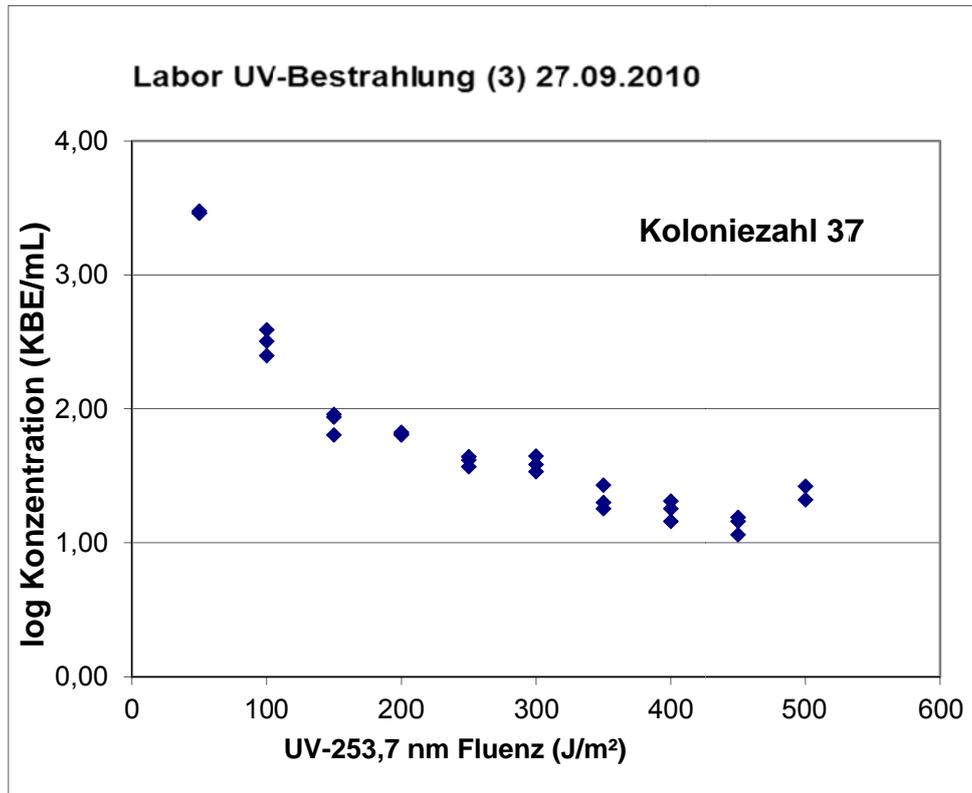


Abbildung 28: UV-Empfindlichkeit der heterotrophen Bakterien, bestimmt als Koloniezahl 37, im Ablauf der Kläranlage, untersucht in der Labor-Bestrahlungsanlage am 27.09.2010.

Bei allen 5 Testorganismen lagen die log-Standardabweichungen der parallelen Proben (gleiche Fluenz; unterschiedliches Untersuchungsdatum), bis auf eine Ausnahme (*E. coli* mit Photoreaktivierung) $\leq 0,3$. Dies bedeutet, dass die abwassereigenen Testorganismen eine einheitliche UV-Empfindlichkeit über den Untersuchungszeitraum aufwiesen. Die Daten sind in den Tabellen 15 bis 19 zusammengestellt.

Die Bestimmungsgrenze der Reduktion berechnet sich als Differenz der log Konzentration der kleinsten, noch zuverlässig quantitativ messbaren Konzentration der Testmikroorganismen ($\log N$) und der log Ausgangskonzentration ($\log N_0$). Diese Bestimmungsgrenze definiert den jeweiligen Messbereich der einzelnen Testorganismen, diese lagen im Bereich von $\log 2,00$ bis $\log 3,06$ (Tabellen 15-19).

Tabelle 15: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung der Koloniezahl 37 in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -2,91 log)

Koloniezahl 37	Reduktion log (N/No)										
	0	50	100	150	200	250	300	350	400	450	500
08.09.2010	0,00	-0,78	-1,84	-2,32	-2,79	-2,75	-2,89	-3,07	-3,16	-3,09	-3,40
13.09.2010	0,00	-0,62	-1,52	-2,25	-2,73	-2,55	-2,77	-2,62	-3,25	-3,03	-2,86
27.09.2010	0,00	-0,71	-1,68	-2,27	-2,36	-2,57	-2,59	-2,85	-2,93	-3,04	-2,80
\bar{x}	0,00	-0,70	-1,68	-2,28	-2,63	-2,62	-2,75	-2,84	-3,12	-3,05	-3,02
s	0,00	0,08	0,16	0,04	0,24	0,11	0,15	0,23	0,16	0,03	0,33

Tabelle 16: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung von *E. coli* (ohne Photoreaktivierung) in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -3,06 log)

<i>E. coli</i>	Reduktion log (N/No)					
	0	50	100	200	400	600
08.09.2010	0,00	-1,06	-2,19	-3,01	-3,57	-3,67
13.09.2010	0,00	-1,05	-2,32	-2,61	-3,42	-3,54
27.09.2010	0,00	-1,00	-2,53	-3,05	-3,63	-3,33
\bar{x}	0,00	-1,03	-2,35	-2,89	-3,54	-3,51
s	0,00	0,03	0,17	0,25	0,11	0,17

Tabelle 17: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung von *E. coli* mit Photoreaktivierung (PR) in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -3,06 log)

<i>E. coli</i> (PR)	Reduktion log (N/No)					
	0	50	100	200	400	600
08.09.2010	0,00	-0,18	-0,60	-2,36	-3,32	-3,92
13.09.2010	0,00	-0,12	-0,55	-2,05	-2,48	-3,97
27.09.2010	0,00	-0,26	-0,67	-2,11	-2,79	-3,34
\bar{x}	0,00	-0,19	-0,61	-2,17	-2,86	-3,74
s	0,00	0,07	0,06	0,17	0,42	0,35



Tabelle 18: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung der somatischen Coliphagen in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -2,09 log)

somatische Coliphagen	Reduktion log (N/No)					
	0	50	100	200	400	600
UV-Fluenz (J/m ²)	0	50	100	200	400	600
08.09.2010	0,00	-1,02	-1,45	-1,85	-2,45	-2,45
13.09.2010	0,00	-0,82	-1,55	-1,93	-2,30	-2,73
27.09.2010	0,00	-1,29	-1,66	-1,97	-1,93	-2,04
\bar{x}	0,00	-1,04	-1,55	-1,91	-2,23	-2,40
s	0,00	0,23	0,11	0,06	0,26	0,35

Tabelle 19: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung der *Clostridium perfringens* Sporen in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -2,00 log)

C. perfringens Sporen	Reduktion log (N/No)					
	0	50	100	200	400	600
UV-Fluenz (J/m ²)	0	50	100	200	400	600
08.09.2010	0,00	0,06	-0,11	-0,15	-0,31	-0,64
13.09.2010	0,00	0,03	-0,05	0,09	-0,15	-0,65
27.09.2010	0,00	-0,05	-0,09	-0,27	-0,72	-0,70
\bar{x}	0,00	0,01	-0,08	-0,11	-0,39	-0,66
s	0,00	0,05	0,03	0,18	0,30	0,03

6.2.1.3 UV-Inaktivierung der Testorganismen in der UV-Anlage der ARA Podersdorf

Die Ergebnisse der Reduktionen der Fäkalbakterien in den drei Untersuchungsserien sind in den Abbildungen 29 bis 31 dargestellt.

Untersuchungsserie (1) vom 08.09.2010

Clostridium perfringens Sporen wies die geringste Reduktion auf, gefolgt von Koloniezahl 37, Enterokokken, somatische Coliphagen und *E. coli*. Die Reduktion von *E. coli* mit Photoreaktivierung lag geringfügig unter jener von *E. coli* ohne Photoreaktivierung (Abbildung 29).

Untersuchungsserie (2) vom 13.09.2010

Die Reduktionen aller 5 Testorganismen waren höher als bei der Untersuchungsserie (1). Die Reihenfolge der UV-Resistenz der Mikroorganismen folgte demselben Muster: *Clostridium perfringens* Sporen, Koloniezahl 37, Enterokokken, somatische Coliphagen, *E. coli* mit Photoreaktivierung und *E. coli* ohne Photoreaktivierung (Abbildung 30).

Untersuchungsserie (3) vom 27.09.2010

Bei dieser Serie waren die deutlich niedrigeren Reduktionen insbesondere von *E. coli* mit und ohne Photoreaktivierung sowie der somatischen Coliphagen. Der Unterschied in der Reduktion von *E. coli* mit und ohne Photoreaktivierung betrug 0,66 log. Dies bedeutet, dass eine Photoreaktivierung auftrat.

Die Daten sind in Abbildung 31 dargestellt.

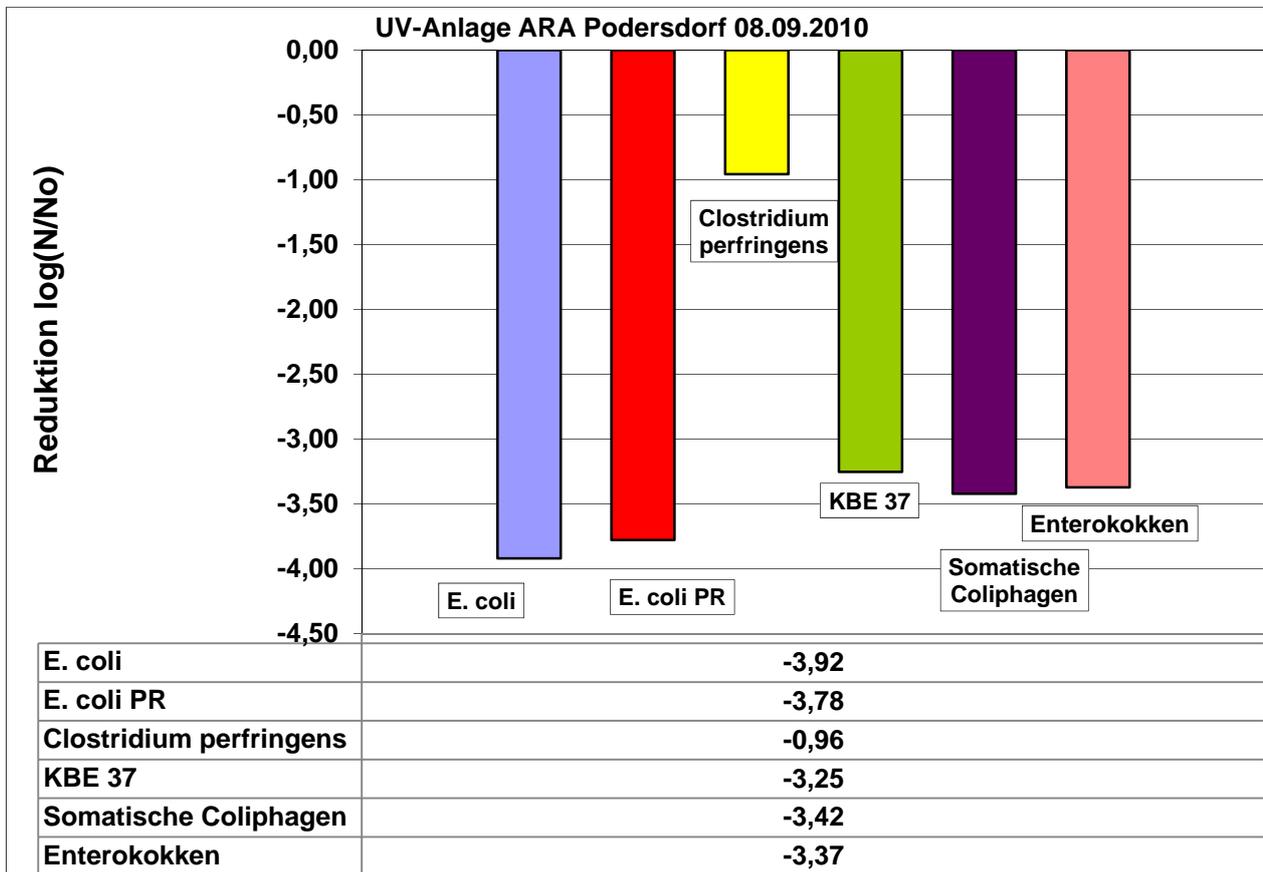


Abbildung 29: Reduktion der Fäkalindikatoren im Kläranlagenablauf durch die UV-Anlage der ARA Podersdorf der in der ersten Untersuchungsserie (1) am 08.09.2010

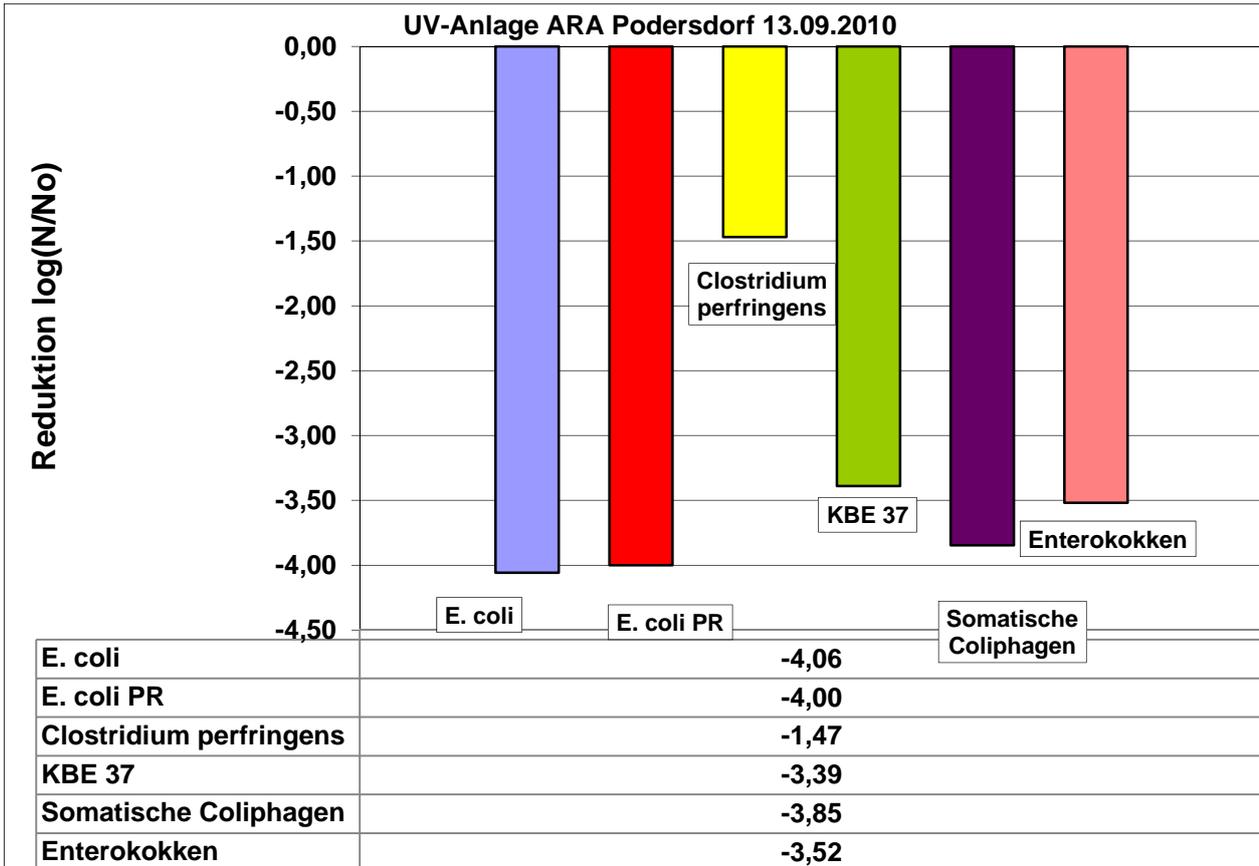


Abbildung 30: Reduktion der Fäkalindikatoren im Kläranlagenablauf durch die UV-Anlage der ARA Podersdorf der in der ersten Untersuchungsserie (2) am 13.09.2010

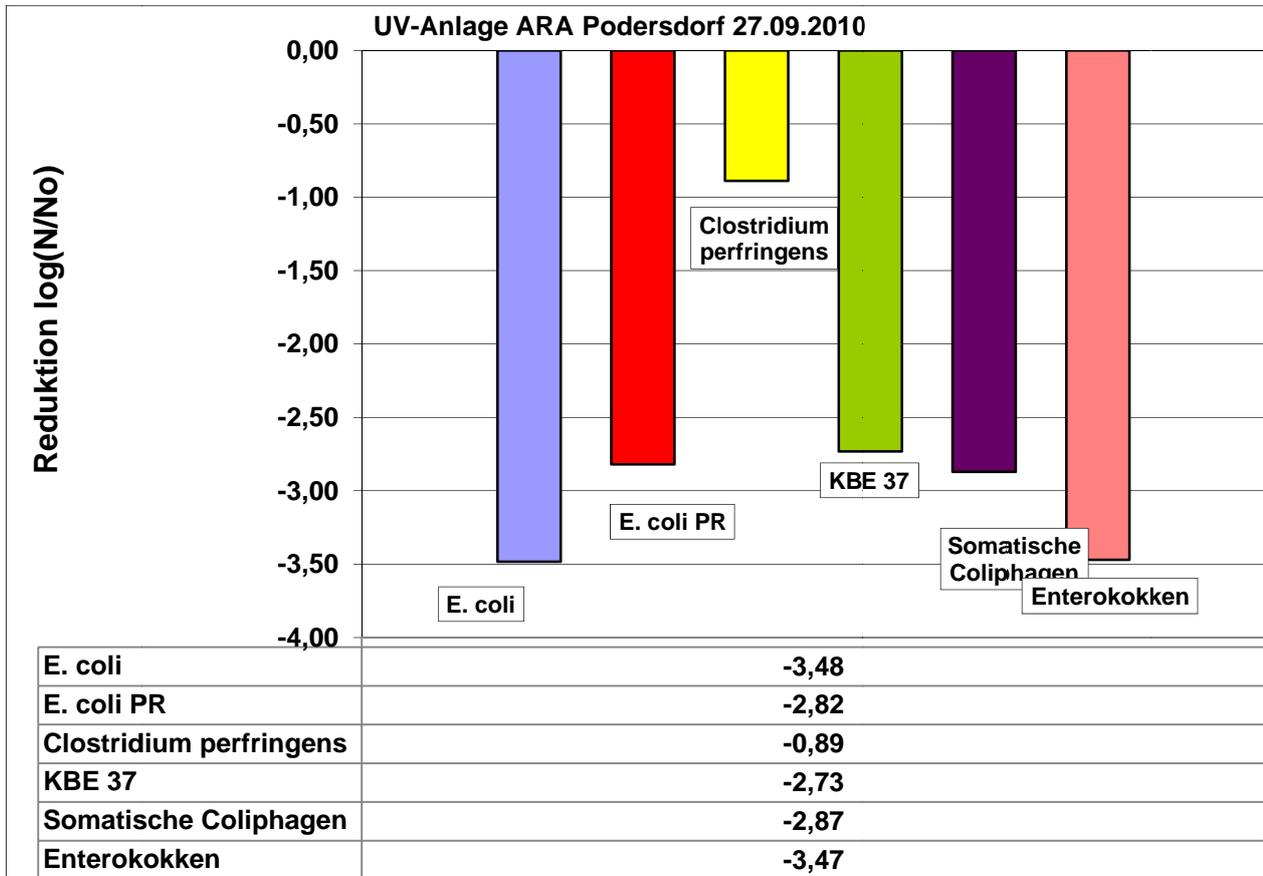


Abbildung 31: Reduktion der Fäkalindikatoren im Kläranlagenablauf durch die UV-Anlage der ARA Podersdorf der in der ersten Untersuchungsserie (3) am 27.09.2010

6.2.1.4 Begleitende Untersuchung von relevanten physikalisch-chemischen Parametern

Im Zuge der biosimetrischen Untersuchungen wurden die in den nachfolgenden Tabellen zusammengestellten Ergebnisse von physikalisch-chemischen Parametern ermittelt.

Es wurden an jedem der drei Untersuchungstage jeweils drei Proben des Ablaufs der ARA vor der UV-Anlage und drei Proben nach der UV-Anlage entnommen. In den Tabellen 20 bis 22 sind jeweils die Mittelwerte und Standardabweichungen der drei Messungen dargestellt.

Es zeigte sich, dass die UV-Transmission des Kläranlagenablaufs bei allen drei Untersuchungsserien den vom UV-Anlagen Hersteller geforderten Wert von 65% mit großer Sicherheit erfüllte. Die Trübung lag mit ≤ 2 NTU zufrieden stellend niedrig. Auffällig war, dass bei der Untersuchungsserie (3) die Ionenkonzentration, gemessen als elektrische Leitfähigkeit, mit $643 \mu\text{S}/\text{cm}$ wesentlich niedriger als in den Serien (1) und (2) lag, bei denen elektrische Leitfähigkeiten von $1015 \mu\text{S}/\text{cm}$ und $1117 \mu\text{S}/\text{cm}$ ermittelt wurden.



Tabelle 20: Untersuchungsserie (1) vom 08.09.2010. Ergebnisse der Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter

Parameter	vor UV 1	vor UV 2	vor UV 3	\bar{x}	s
Uhrzeit	11:00	11:20	11:35		
Temperatur (°C)	17,8	17,4	17,6	17,6	0,2
Leitfähigkeit (µS/cm)	1013	1016	1016	1015	2
Trübung (NTU)	1,62	1,66	1,80	1,7	0,1
UV-T 254 nm (1 cm)	75,3	74,0	75	74,8	0,7
UV-T 254 nm (1 cm) nach Filtration 0,45 µm	75,5	77,4	76,1	76	1,0
SAK 254 nm (m ⁻¹)	12,22	11,14	11,87	11,7	0,6
Prot Nr.	W1670/10	W1672/10	W1674/10		

Tabelle 21: Untersuchungsserie (2) vom 13.09.2010. Ergebnisse der Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter

Parameter	vor UV 1	vor UV 2	vor UV 3	\bar{x}	s
Uhrzeit	09:35	10:00	10:20		
Temperatur (°C)	18,6	18,3	18,4	18,4	0,2
Leitfähigkeit (µS/cm)	1116	1117	1117	1117	1
Trübung (NTU)	0,83	1,03	1,31	1,1	0,2
UV-T 254 nm (1 cm)	92,3	92,6	92,6	92,5	0,2
UV-T 254 nm (1 cm) nach Filtration 0,45 µm	93,7	93,8	93,5	93,7	0,2
SAK 254 nm (m ⁻¹)	2,83	2,78	2,92	2,8	0,1
Prot Nr.	W1694/10	W1696/10	W1698/10		

Tabelle 22: Untersuchungsserie (3) vom 27.09.2010. Ergebnisse der Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter

Parameter	vor UV 1	vor UV 2	vor UV 3	\bar{x}	s
Uhrzeit	09:42	10:03	10:25		
Temperatur (°C)	16,4	16,0	16,1	16,2	0,2
Leitfähigkeit (µS/cm)	633	643	652	642,7	9,5
Trübung (NTU)	2,06	1,86	2,19	2,0	0,2
UV-T 254 nm (1 cm)	89,3	91,0	90,6	90,3	0,9
UV-T 254 nm (1 cm) nach Filtration 0,45 µm	91,1	92,2	92,5	91,9	0,7
SAK 254 nm (m ⁻¹)	4,05	3,53	3,38	3,7	0,4
Prot Nr.	W1838/10	W1840/10	W1842/10		

6.2.2 Leucin-Assimilation durch Abwasserbakterien (Leucin-Biodosimetrie).

6.2.2.1 Reduktionsleistung der Anlage

Die Reduktionsleistung der UV-Abwasserdesinfektionsanlage Podersdorf schwankte zwischen 49,8 und 79,1% und lag im Median bei 59,3%, wenn die Daten eines Vorversuches und der drei Hauptversuche einbezogen wurden (Abbildung 32). An den Terminen 10. August und 13. September war die Reduktionsleistung signifikant höher als an den beiden anderen Terminen.

6.2.2.2 Kalibrierung mittels der Labor-UV-Bestrahlungsanlage

Insgesamt wurden mit den Vorversuchen und Hauptversuchen 10 Kalibrierkurven im Labor erstellt, um die beobachtete Reduktionsleistung auf Referenzwerte beziehen zu können. Die Versuche resultierten in sehr heterogenen Ergebnissen, die leider keine im Endeffekt zuverlässige Aussage ermöglichten. Beispielhaft sind in Abbildung 32 vier exemplarische Reduktionskurven dargestellt. Die oberen beiden Kurven zeigen – mit geringen Abweichungen – schön die Abnahme der aufgenommenen Radioaktivität mit steigender Fluenz. Allerdings war ab 70% Reduktionsleistung (entsprechend einer Fluenz von 250 J/m²; 8. August) bzw. ab 75% Reduktionsleistung (entsprechend einer Fluenz von 250 J/m²; 31. August) keine Aussage mehr

möglich. Würden also bei den in-situ Proben eine Reduktion von 70% erreicht werden, lässt sich daraus schließen, dass die UV-Desinfektionsanlage Podersdorf eine Reduktionsleistung von zumindest 250 J/m² erreicht, ob die geforderten 400 J/m² eingehalten werden, kann daraus aber nicht geschlossen werden.

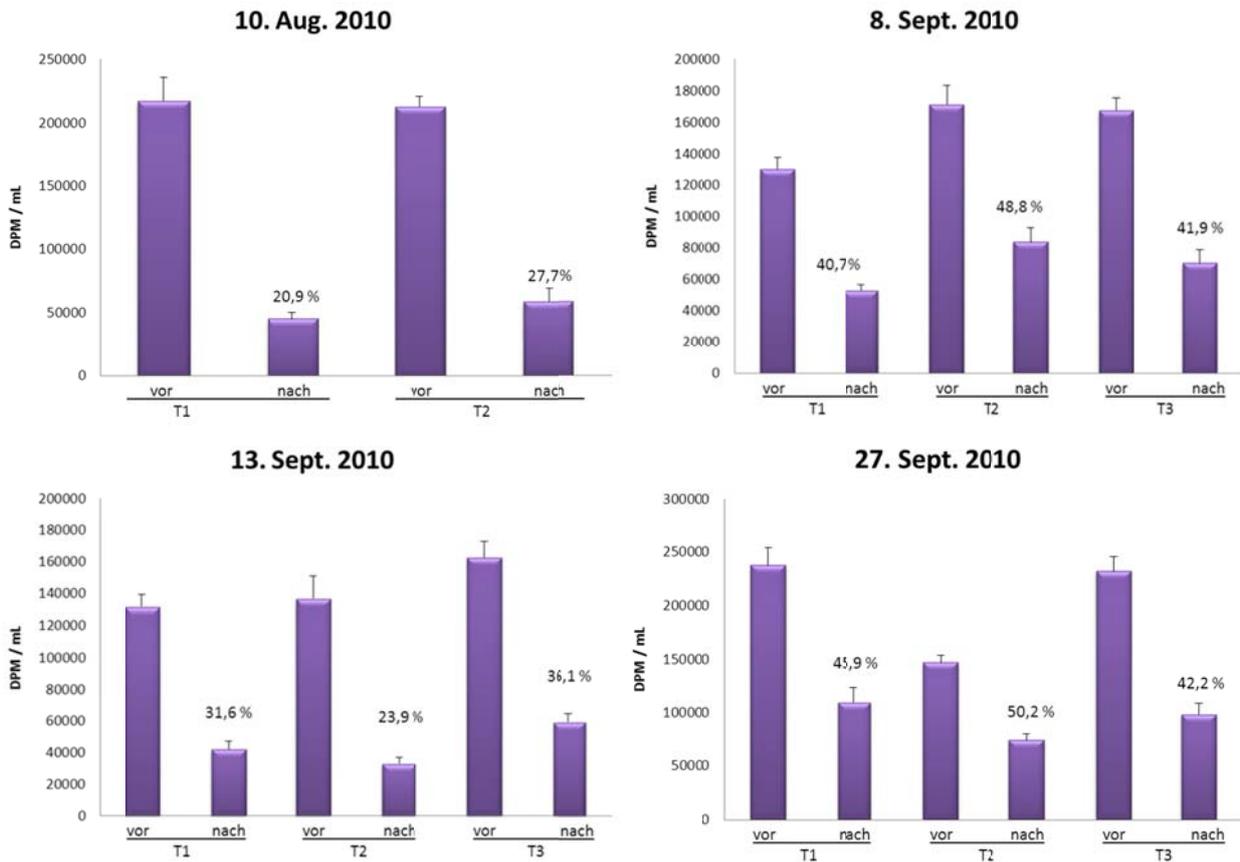


Abbildung 32: Reduktionsleistung der UV-Desinfektionsanlage Podersdorf an den 4 Probenahmeterminen

(Vorversuch vom 10. August und drei Hauptversuche), bestimmt mit der Leucin-Inkorporationsmethode. T1-T3: Zeitpunkt 1–3 im Abstand von 10 Minuten; vor: Probe vor UV Bestrahlung, nach: Probe nach UV-Bestrahlung; DPM: Zerfälle pro Minute

In der Abbildung 33 werden die Laborkalibrierkurven der Leucin-Inkorporationsmethode dargestellt.

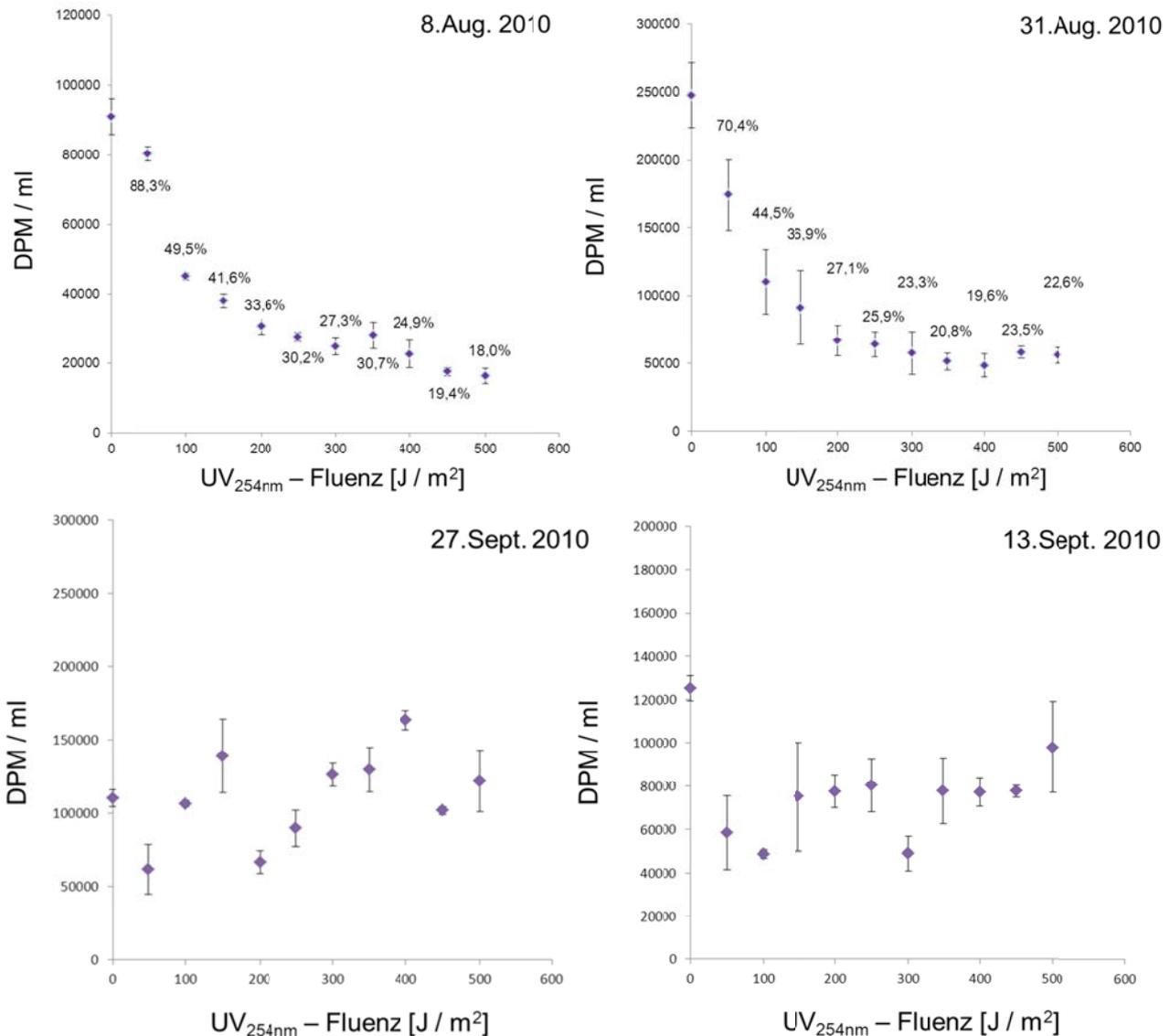


Abbildung 33: Laborkalibrierkurven zur Bestimmung der Reduktionsleistung der UV-Desinfektionsanlage Podersdorf.

Entwicklung der Aufnahmeraten radioaktiven Leucins mit zunehmender Fluenz, ausgedrückt in radioaktiven Zerfällen pro Minute (DPM) pro Volumen.

Die unteren beiden Kurven lassen aufgrund ihrer Inkonsistenz überhaupt keine Aussage mehr zu, weil hier keine Abnahme beobachtet werden konnte. Aufgrund dieser Tatsache wurde in mehreren Experimenten versucht, die Ursache dafür heraus zu finden.

Es stellte sich letztendlich heraus, dass in den für die Laborkalibrieranlage zu verwendenden Petrischalen die Ursache für die inhomogenen Daten zu finden war. Obwohl verschiedene Petrischalen aus Glas und Kunststoff zum Einsatz kamen, führte alleine das Überführen der Probe in die Petrischalen zu einer sehr starken Reduktion der bakteriellen Aktivität (Abbildung 34). Diese Reduktion lag mit 1,8 – 83,2 % (Median:

53.9%) in derselben Größenordnung wie die Reduktion durch die UV-Bestrahlung (49,8 – 79,1 %; Median: 59.3%). Dies machte somit eine zuverlässige Aussage über die erreichte UV-Fluenz in den Proben der Kläranlage Podersdorf auf Basis der Leucin-Inkorporationsmethode unmöglich.

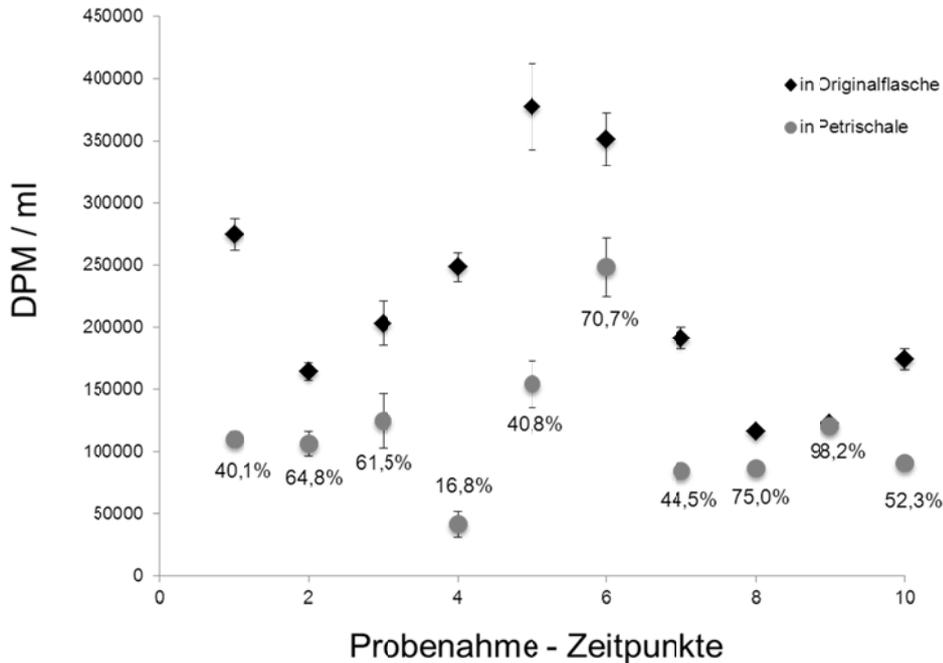


Abbildung 34: Vergleich der bakteriellen Aktivität (gemessen mittels Aufnahme der radioaktiven Aminosäure Leucin) in der Original-Probenflasche und nach Überführung von Unterproben in Petrischalen.

DPM: Zerfälle pro Minute.

Ähnliche Ergebnisse wurden auch für die Bakterienzellzahlen gefunden. Auch hier kam es nach Überführung der Proben aus der Originalflasche in die Petrischalen zu einer deutlichen Reduktion der Bakterienzellzahlen in der Probe (Abbildung 35). Die Zellzahlen nahmen um 28,7 – 79,5 % ab. Interessanterweise fanden sich in den in die Petrischalen überführten Proben keine größeren Flocken/Aggregate mit Bakterienzellen mehr.

Aufgrund dieses Befundes wurde im Weiteren untersucht, ob die Überführung in Petrischalen auch auf die Anzahl kultivierbarer Bakterien Einfluss hat, weil dies auch auf die Interpretation aller kultivierungsbasierenden Ergebnisse einen entscheidenden Einfluss haben könnte (Abbildung 36).

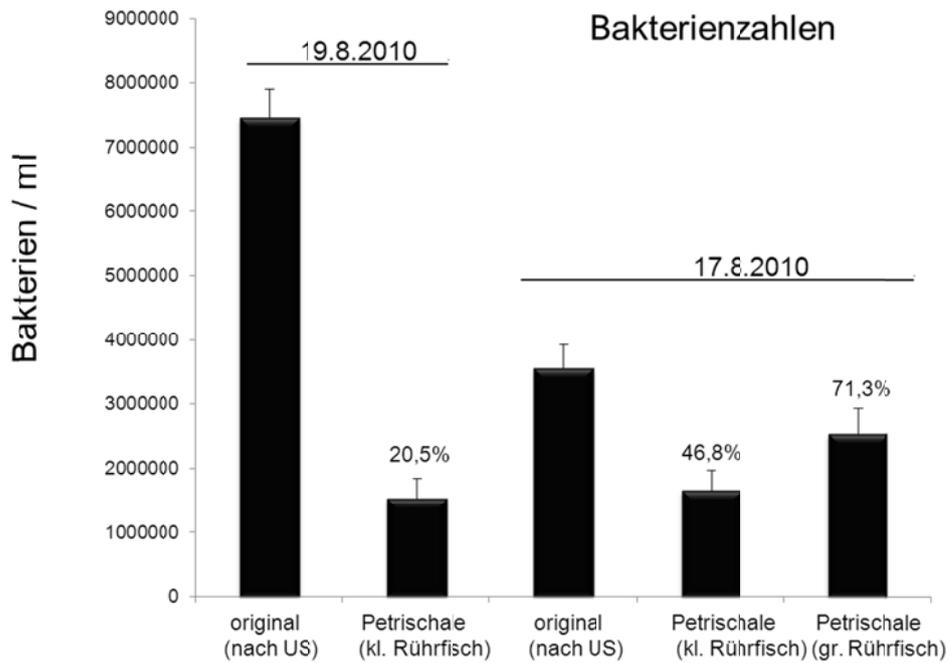


Abbildung 35: Bakterienzellzahlen in der Originalprobenflasche und nach Überführung in Petrischalen mit unterschiedlichen Rührfischen.

Die Original-Proben wurden mit Ultraschall (US) behandelt.

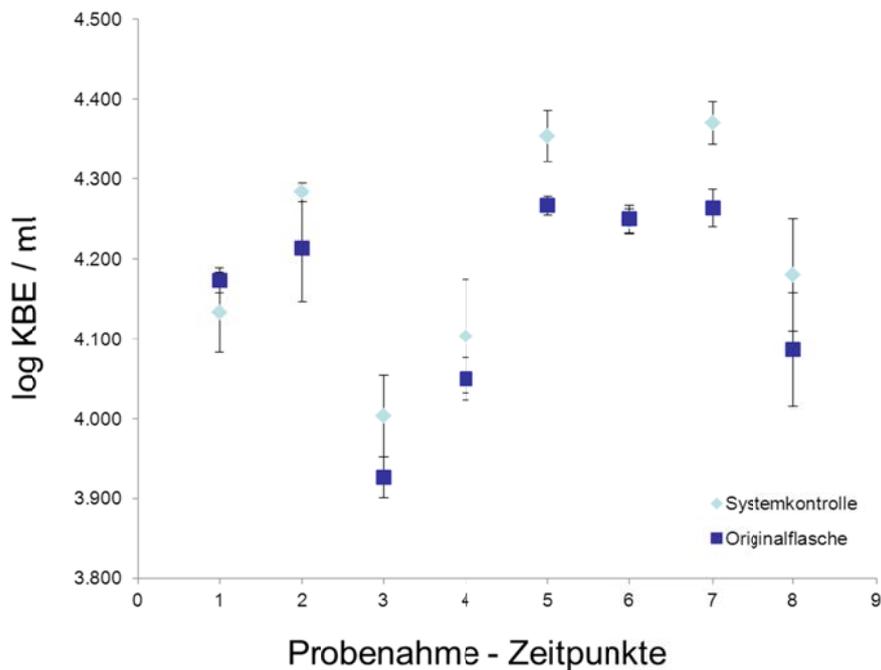


Abbildung 36: Koloniebildende Einheiten (KBE) in der Originalprobenflasche und nach Überführung in Petrischalen (Systemkontrolle).

Wie aus Abbildung 36 ersichtlich, wurden auch bei den kultivierbaren Bakterien (KBE 22°C) in den Petrischalen signifikant geringere Ergebnisse gefunden ($p < 0.001$). Die Unterschiede waren aber mit einem Mittelwert von 1.3% nicht relevant, sodass die Ergebnisse der kultivierungsbasierenden Parameter als zuverlässig betrachtet werden können.

6.2.3 Mikrobiologische Genmarker zum Nachweis und Differenzierung fäkaler Kontaminationen (genetische Fäkalmarker)

Die Konzentrationen an allgemeinen fäkalen Genmarkern und humanen fäkalen Genmarkern vor und nach UV-Anlage sind in den Abbildungen 37 und 38 dargestellt.

Bei den allgemeinen Fäkalmarkern war die Konzentration vor UV-Anlage - bis auf die letzte Untersuchung am 27.09.2010 (Serie 3 der Hauptuntersuchung) - immer höher als jene nach der UV-Anlage (Abbildung 37).

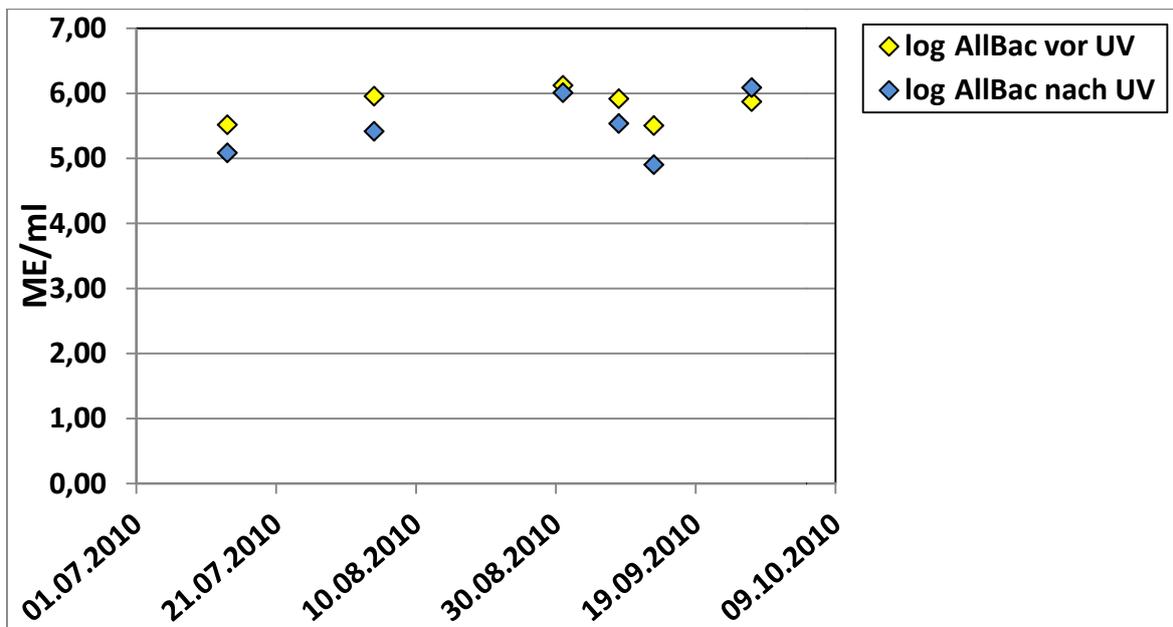


Abbildung 37: log Konzentration an Fäkalmarkern AllBac vor und nach der UV-Anlage der ARA Podersdorf über den Beobachtungszeitraum

Die humanen Fäkalmarker wiesen ebenfalls überwiegend höhere Konzentrationen vor der UV-Anlage im Vergleich zu jener nach der UV-Anlage auf. Hier gab es zwei Ausnahmen, die Untersuchung am 31.08.201 und - wie bei den allgemeinen Fäkalmarkern - am 27.09.2010.

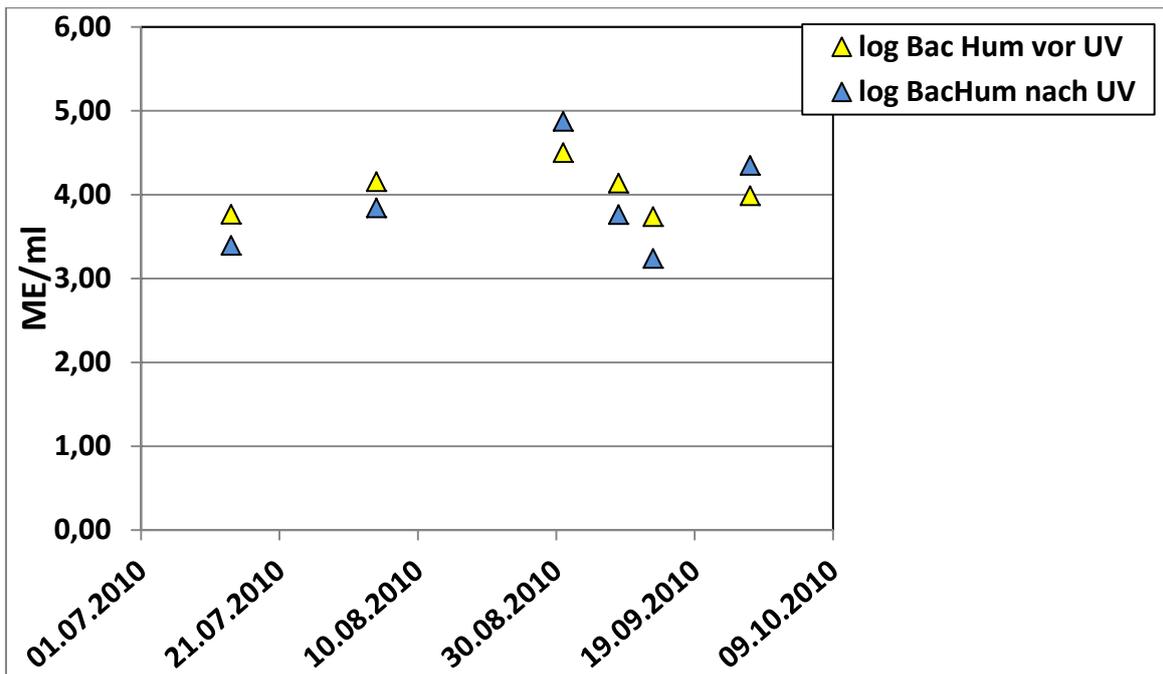
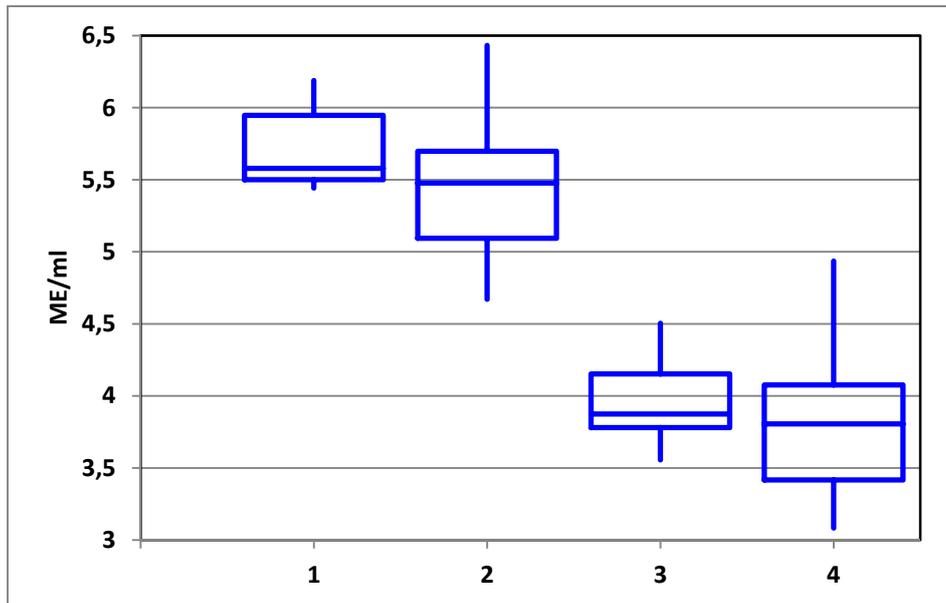


Abbildung 38: log Konzentration an Fäkalmarkern BacHum vor und nach der UV-Anlage ARA Podersdorf über den Beobachtungszeitraum

In der Abbildung 39 sind alle Ergebnisse der molekularbiologischen Untersuchungen zusammengefasst.

Durch die Wirkung der UV-Anlage wurden die Konzentrationen an molekularen Markern, wenn auch nur in einem geringen Ausmaß, reduziert. Die Reduktion betrug beim generellen, molekularen Fäkal-Marker AllBac log 0,10 und beim für menschliche Fäkalien spezifischen molekularen Marker log 0,06, jeweils bezogen auf den Median.



Variable:	1	2	3	4
Name:	AII Bac vor UV	AII Bac nach UV	BacHum vor UV	BacHum nach UV
Anzahl Werte:	10	10	10	10
Minimum:	5,44	4,67	3,56	3,08
Erstes Quartil Q25:	5,50	5,09	3,78	3,42
Median:	5,58	5,48	3,87	3,81
Drittes Quartil Q75:	5,95	5,70	4,15	4,08
Maximum:	6,19	6,43	4,50	4,94
Spannweite:	0,74	1,76	0,95	1,85

Abbildung 39: log Konzentration an Fäkalmarkern AII Bac und BacHum im Ablauf der Kläranlage vor und nach der UV-Anlage

7 Physikalisch-chemisches Monitoring-Programm

7.1.1 Durchführung der Untersuchung

Die Untersuchungen wurden vom Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 - Gewässeraufsicht Wulkawiesen (Ing. Verena Wagentristl) im Zeitraum von 01.09.2010 bis 30.09.2010 durchgeführt.

In die täglichen Messungen waren folgende Parameter einbezogen: CSB, TOC, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, Ges.-N, PO₄-P, Ges.-P und Schwebstoffe. Weiters wurde die Tagesmenge an Abwasser dokumentiert.

In diesem Zusammenhang sind vor allem jene Parameter von Interesse, die einen Einfluss auf die Desinfektionsleistung einer UV-Anlage haben können. Diese sind wie folgt:

- Die Abwassermenge, die indirekt einen Hinweis auf den Durchfluss und damit auf die Bestrahlungszeit gibt.
- Der gesamtoorganische Kohlenstoff (TOC), in dem UV-absorbierende Substanzen enthalten sind. Dieser Parameter hängt somit mit der UV-Durchlässigkeit des Wassers zusammen. Je höher der TOC ist, desto niedriger ist die UV-Durchlässigkeit und somit die Desinfektionsleistung.
- Schwebstoffe bewirken eine Trübung des Wassers, die die UV-Desinfektion in zweierlei Hinsicht beeinflussen kann. Zum einen werden die UV-Strahlen an den Partikeln gestreut und abgelenkt, wodurch sich messtechnische Probleme ergeben, die Strahlung geht dabei nicht verloren. Zum anderen können die in den Partikeln möglicherweise vorhandenen Krankheitserreger von der Strahlung nicht erreicht werden, die Desinfektionsleistung wird dadurch beeinträchtigt. Aus diesem Grund hat der Hersteller der UV-Anlage (Trojan, Kanada) die Einhaltung eines höchst zulässigen Gehaltes an Schwebstoffen (TSS) von 5 mg/l vorgegeben.

7.1.2 Untersuchungsergebnisse

Die folgenden Abbildungen 40, 41 und 42 sowie die Tabelle 23 zeigen die Ergebnisse jener Parameter aus dem physikalisch-chemischen Monitoring, die einen Einfluss auf die Desinfektionsleistung einer UV-Anlage haben.

In Abbildung 40 ist die tägliche Abwassermenge dargestellt. Der Median der Abwassermenge betrug 2290 m³/d. Es waren große Unterschiede in den Tagesmengen festzustellen, ein Minimalwert von 1544 m³/d und ein Maximalwert von 4785 m³/d traten auf.

Die Ergebnisse der Messungen des gesamtoorganischen Kohlenstoffes (TOC) sind in Abbildung 41 grafisch abgebildet. Die Konzentrationen lagen zwischen 3,8 mg/l und 9,2 mg/l, der Mittelwert und der Median betragen 6,4 mg/l bzw. 6,3 mg/l.

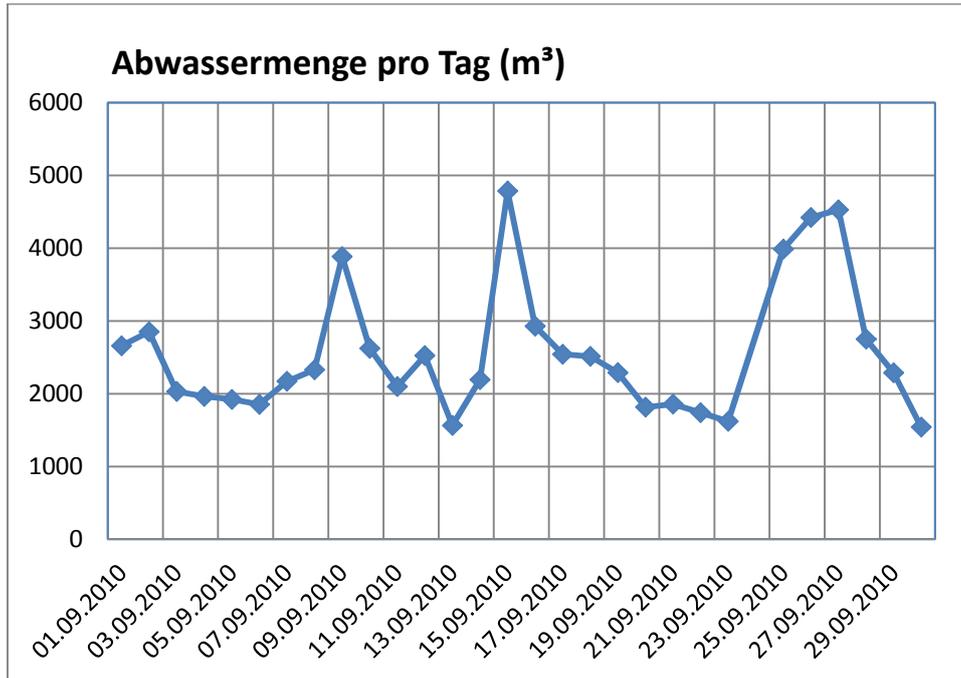


Abbildung 40 Abwassermenge pro Tag (m³) im Monitoringzeitraum von 01.09.2010 bis 30.09.2010

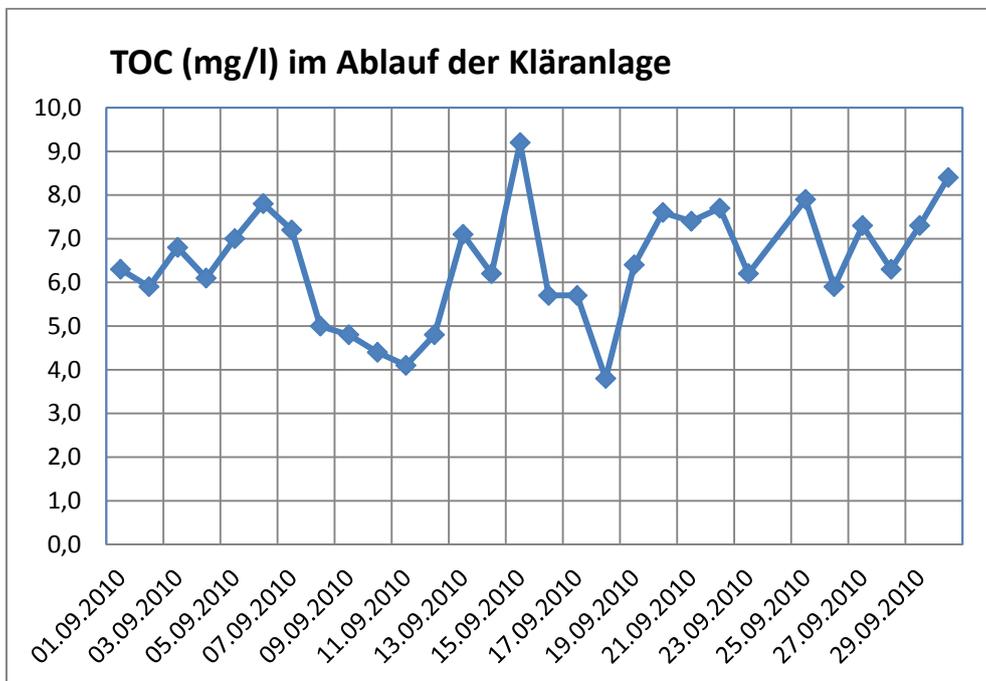


Abbildung 41 Ablauf Kläranlage: Ergebnisse der täglichen Messungen des TOC im Monitoringzeitraum von 01.09.2010 bis 30.09.2010

Die Menge an Schwebstoffen war über den Monitoringzeitraum mit Ausnahme eines Ausreißers sehr konstant. Es lagen lediglich zwei Werte über dem vom Hersteller vorgegeben Grenzwert von 5 mg/l; am 15.09.2010 (17,3 mg/l) und am 22.09.2011 (6,3 mg/l). Der Mittelwert und der Median betragen 2,6 mg/l bzw. 2,0 mg/l (Abbildung 42).

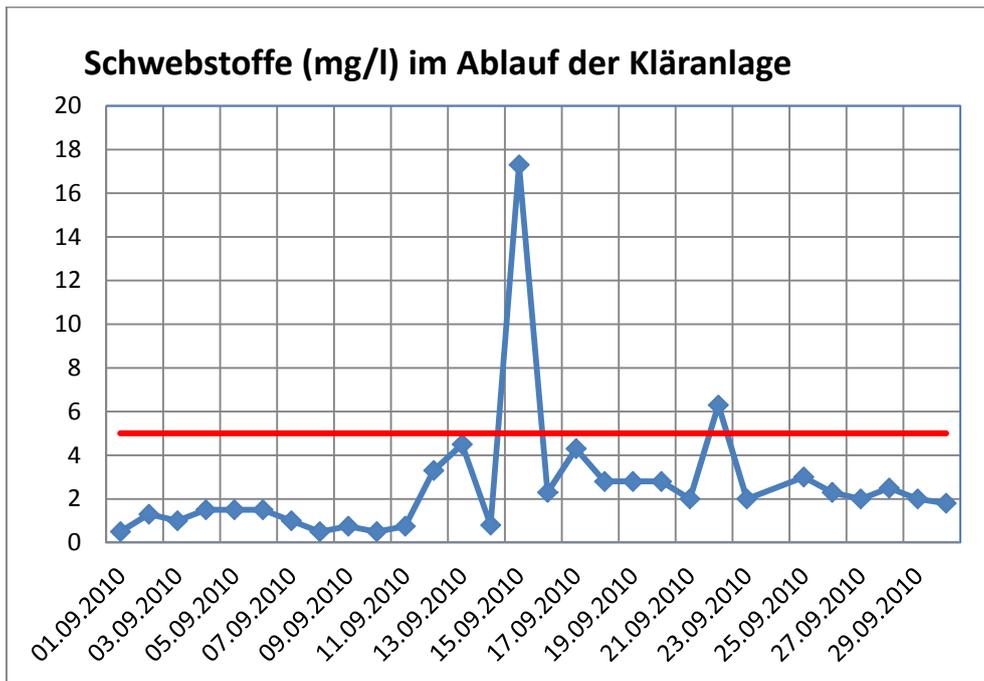


Abbildung 42 Ablauf Kläranlage: Ergebnisse der täglichen Messungen des Schwebstoffe im Monitoringzeitraum von 01.09.2010 bis 30.09.2010
Die rote Linie weist den vom Hersteller angegebenen Grenzwert von 5 mg/l aus.

In Tabelle 24 sind die Ergebnisse der Untersuchung der für die UV-Desinfektion relevanten Parameter zum Zeitpunkt der drei biosimetrischen Messserien zusammengefasst.



Tabelle 23 Ablauf Kläranlage: Zusammenstellung der Daten aus dem physikalisch-chemischen Monitoring (01.09.2010 bis 30.09.2010)

	Abwassermenge (m³/d)	TOC (mg/l)	Schwebstoffe TSS (mg/l)
Median	2290	6,3	2,0
Mittelwert	2562	6,4	2,6
Standardabweichung	910	1,3	3,1
Variationskoeffizient (%)	36	20	120
Minimum	1544	3,8	0,5
Maximum	4785	9,2	17,3
Spannweite	3241	5,4	16,8

Tabelle 24 Ergebnisse der Untersuchung der für die UV-Desinfektion relevanten Parameter zum Zeitpunkt der drei biodosimetrischen Messserien

Parameter	Messserie (1) (08.09.2010)	Messserie (1) (13.09.2010)	Messserie (1) (27.09.2010)
Schwebstoffe TSS (mg/l)	0,5	4,5	2,0
TOC (mg/l)	5,0	7,1	7,3
Abwassermenge (m³/d)	2330	1565	4528

8 Diskussion der Ergebnisse

8.1 Technischer Zustand und Betriebsparameter der UV-Anlage

Die im Projektplan festgelegte Wartung und technische Optimierung der UV-Anlage im Vorfeld zu den Untersuchungsserien wurde mit Hilfe der Herstellerfirma der UV-Anlage durchgeführt. Dennoch war die UV-Anlage bei den drei Untersuchungsserien der Hauptuntersuchung in keinem zufrieden stellenden technischen Zustand. Die im Folgenden beschriebenen Mängel traten auf.

Untersuchungsserien (1) und (2) vom 08.09.2010 und vom 13.09.2010

Die UV-Bestrahlung bei diesen beiden Untersuchungsserien war unzulänglich, da von insgesamt 48 UV-Strahlern 3 Strahler defekt, 11 Strahler mit einem Hüllrohr aus Fensterglas versehen waren und die übrigen Strahler stark differierende UV-Leistungen aufwiesen (42 W/m² bis 248 W/m²).

Die Durchflüsse dieser beiden Untersuchungsserien lagen mit 83 m³/h und 48 m³/h weit unter dem höchst zulässigen Durchfluss von 135 m³/h.

Ein Überblick der technischen Daten zusammen mit den mikrobiologischen Ergebnissen ist in Tabelle dargestellt.

Untersuchungsserie (3) vom 27.09.2010

Die UV-Bestrahlung war bei dieser Untersuchungsserie zufrieden stellend. Alle Strahler waren funktionstüchtig, die UV-Leistung der einzelnen Strahler lagen zwischen 171 W/m² und 271 W/m².

Der Durchfluss lag jedoch mit 160 m³/h weit über dem maximal zulässigen Durchfluss von 135 m³/h.

Ein Überblick der technischen Daten zusammen mit den mikrobiologischen Ergebnissen ist in Tabelle dargestellt.

Keine der drei Untersuchungsserien lagen daher innerhalb des vorgesehenen Betriebszustandes, wodurch eine spezifische Bewertung der Desinfektionsleistung der UV-Anlage, wie sie unter Normalbedingungen vorherrschen würde, nicht möglich war.

8.2 Bewertung der Desinfektionsleistung der UV-Anlage

Ein Manko in Hinblick auf die Abwasserdesinfektion ist es, dass Anforderungen an die mikrobizide Leistung solcher Desinfektionsanlagen weitgehend fehlen. Die Bewertung der Wirksamkeit von Desinfektionsanlagen für Abwasser erfolgt konventionell über die Konzentration an Fäkalindikatorbakterien im Ablauf der Desinfektionsanlage. Eine solche Bewertung von desinfiziertem Wasser auf Basis der Konzentrationen an Standardfäkalbakterien allein kann aufgrund der höheren Empfindlichkeit von Indikatorbakterien im Vergleich zu jener von relevanten Krankheitserregern gegenüber Desinfektionsmaßnahmen zu Missinterpretationen führen. Für einen sicheren Betrieb einer Abwasserdesinfektionsanlage sind daher eine ausreichende mikrobizide Leistung (bezogen auf wasserhygienisch relevante Mikroorganismen) sowie validierte, in der



Praxis kontrollierbare Betriebsparameter, wie Durchfluss, Konzentration von Desinfektionsmitteln bei chemischen Verfahren bzw. Bestrahlungsstärke bei der UV-Desinfektion und Reaktionszeit erforderlich.

In der Literatur werden für die Bewertung der Leistung von Desinfektionsanlagen unterschiedliche Richt- und Grenzwerte angeführt. In der Tabelle 25 sind einige Beispiele zusammengestellt. Anhand dieser Darstellung ist die große Variation an Anforderungen für desinfiziertes Abwasser deutlich zu sehen.

Tabelle 25 Internationale mikrobiologische Anforderungen an den Ablauf von Kläranlagen für unterschiedliche Verwendungen (Beispiele)

Organisation/Land/ Referenz	Einleitung in Oberflächengewässer	Wiederverwendung des Abwassers	Uneingeschränkte Nutzung
WHO ¹⁾		fäkalcoliforme Bakterien / 100 ml: 1000 (Bewässerung)	
USA, Florida ²⁾			fäkalcoliforme Bakterien / 100 ml: 0 (75% der Proben)
USA, California ²⁾			coliforme Bakterien / 100 ml: ≤ 2,2 Poliovirus: 4 log Inaktivierung
Mexico ³⁾		fäkalcoliforme Bakterien /100 ml: 1000 Salmonella: 3 log Inaktivierung (Bewässerung)	
Italien ⁴⁾	<i>E. coli</i> / 100 ml: 5.000	<i>E. coli</i> /100 ml: 10 (80% der Proben)	
Kanada, Quebec ⁵⁾	Fäkalcoliforme Bakterien / 100 ml: 9000 / 100 ml: 1000 ^{*)}		

¹⁾ WHO (2006); ²⁾ Sakamoto (2000); ³⁾ Maya et al (2003); ⁴⁾ Antonelli et al (2008), ⁵⁾ Gehr et al (2003)

^{*)} wenn eine UV-Anlage für den Ablauf der Kläranlage installiert ist

Dies steht im Gegensatz zur Vorgangsweise bei der Desinfektion von Trinkwasser (ÖLMB, 2011). Hier wird eine Inaktivierung von wasserhygienisch relevanten Krankheitserregern um 4 log gefordert. Die zugelassenen Desinfektionsverfahren werden über die Betriebsbedingungen definiert (Konzentration, Durchfluss, Bestrahlungsstärke), welche zu diesem Ziel führen. Bei der UV-Desinfektion von Trinkwasser ist dies z.B. eine Fluenz von 400 J/m².

In der Tabelle 25 sind einige Beispiele von Anforderungen an die mikrobiologische Qualität an den Ablauf von Kläranlagen zusammengestellt. Diese variieren sowohl bei den Parametern als auch bei den zulässigen Konzentrationen deutlich. Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) und die österreichischen Abwasseremissions-verordnungen geben keine hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen vor und somit auch keinen Hinweis auf eine Abwasserdesinfektion.

Die Anforderungen an UV-Anlagen für Abwasser müssen auch spezielle Vorgaben zur Verhinderung der Photoreaktivierung enthalten, wie dies z.B. in der Vorschreibung für Quebec, Kanada berücksichtigt ist (Gehr et al, 2003). Die Photoreaktivierung wird auch in der Arbeit von Antonelli et al (2008) behandelt. Die Autoren kommen zum Schluss, dass eine Mindest UV-Fluenz von 400 J/m² erforderlich ist, um die Photoreaktivierung von Bakterien zu unterbinden. Dies deckt sich mit eigenen Untersuchungen, allerdings im Trinkwasser, bei denen pathogene *E. coli* Stämme bei einer Fluenz von 400 J/m² keine Photoreaktivierung mehr zeigen (Sommer et al 2000). In den nun durchgeführten Untersuchungen im Abwasser war jedoch eine Fluenz von 400 bis 600 J/m² notwendig, um die Photoreaktivierung auszuschließen. Dies wurde auch von Beltran und Jimenez (2008) beobachtet.

8.3 Beurteilung der ausgewählten Methoden

8.3.1 Biodosimetrie mittels Abwasser-eigenen Mikroorganismen

Ein Mikroorganismus kann als Biodosimeter für die Messung der UV-Bestrahlung eingesetzt werden, wenn folgende Anforderungen erfüllt sind:

- geeignete UV-Empfindlichkeit, angepasst an die Fragestellung
- ausreichend hohe Konzentration im Abwasser vorhanden (entweder durch Zudosierung von Mikroorganismen oder im Wasser enthalten)
- möglichst gleichmäßiger Inaktivierungsverlauf über einen ausreichend weiten UV-Fluenz-Bereich (exponentielle Kurve)
- gleichmäßig im Wasserkörper verteilt (alternativ müssen Mischvorrichtungen eingebaut werden)
- keine Aggregatbildung

Als Ergebnis der Untersuchung wird die Reduktion des Biodosimeters berechnet (Differenz Konzentration nach UV-Anlage - Konzentration vor UV-Anlage) und über die UV-254 nm Kalibrierkurve als Reduktionsäquivalente Fluenz ausgewiesen. In den folgenden Abbildungen 43-45 sind die Daten der UV-Inaktivierung der Testorganismen in der Laborbestrahlungsanlage nach den Kriterien der Eignung als Biodosimeter aufbereitet. Hierfür wurden die Daten aller drei Untersuchungsserien der Hauptuntersuchung kombiniert. Folgende Schlussfolgerungen können aus den Ergebnissen gezogen werden.

Mit *E. coli* ohne Photoreaktivierung kann lediglich ein Fluenz-Bereich bis 200 J/m² abgedeckt werden, der Messbereich von *E. coli* mit Photoreaktivierung erreicht eine Fluenz von 400 J/m² (Abbildung 43).

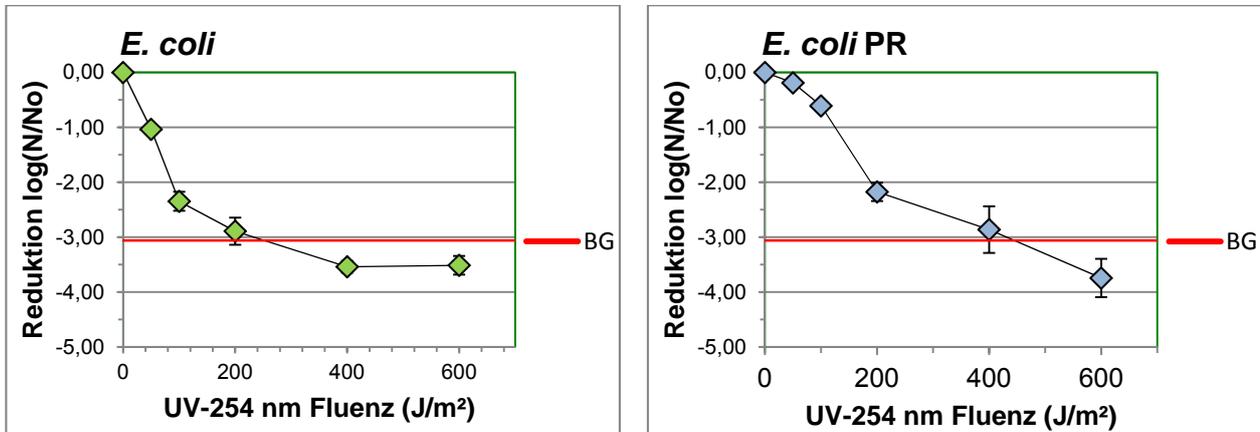


Abbildung 43 UV-Inaktivierung von *E. coli* in der UV-Laborbestrahlungsanlage ohne und mit Photoreaktivierung (Daten aus 3 Untersuchungsserien vom 08.09.2010, 13.09.2010 und 27.09.2010)
 BG ... Bestimmungsgrenze der Methode (siehe Seite 48)

Clostridium perfringens Sporen weisen eine hohe UV-Resistenz auf und sind nur für die Bestimmung hoher UV-Fluenzen von > 600 J/m² gut geeignet. Der Parameter Koloniezahl ist aufgrund seiner 2-stufigen Inaktivierungskurve als Biodosimeter nur sehr eingeschränkt verwendbar (Abbildung 44). Diese Kurvenform tritt auf, wenn entweder Bakterien-Aggregate vorliegen oder Partikel im Wasser ein Abschirmen der Bakterien vor der UV-Strahlung bewirken (Beltran and Jimenez, 2008; Caron et al, 2007).

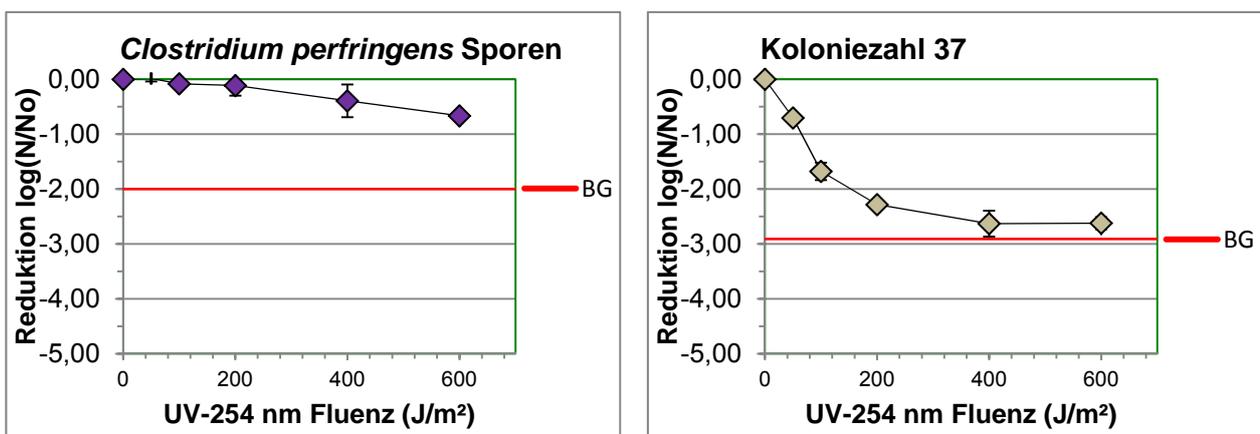


Abbildung 44 UV-Inaktivierung von *Clostridium perfringens* Sporen und heterotrophen Bakterien, bestimmt als Koloniezahl 37, in der UV-Laborbestrahlungsanlage (Daten aus 3 Untersuchungsserien vom 08.09.2010, 13.09.2010 und 27.09.2010)
 BG ... Bestimmungsgrenze der Methode

Bei den somatischen Coliphagen liegt die Einschränkung zur Verwendung als Biodosimeter in der geringen Ausgangskonzentration, sodass lediglich ein Kalibrierbereich im Laboratorium bis 280 J/m^2 möglich war (Abbildung 45). Hier ist die Notwendigkeit von größeren Probenmengen und der Aufkonzentrierung von Phagen erforderlich, um das Verfahren zu verbessern. Dies stößt allerdings an technische Machbarkeitsgrenzen.

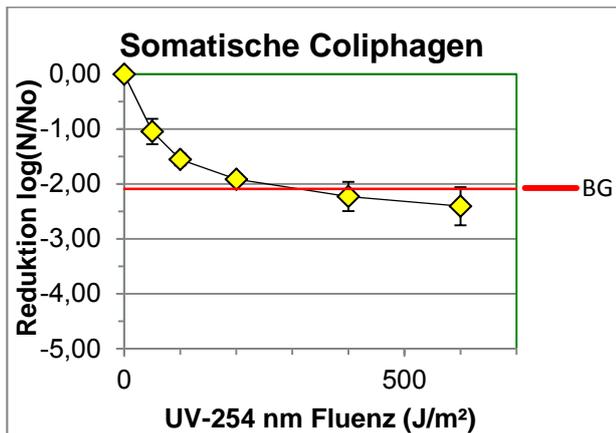


Abbildung 45 UV-Inaktivierung von somatischen Coliphagen in der UV-Laborbestrahlungsanlage (Daten aus 3 Untersuchungsserien vom 08.09.2010, 13.09.2010 und 27.09.2010)

Die aus den Reduktionen der Testorganismen resultierenden Ergebnisse sind in der Tabelle 26 den technischen Betriebsparametern gegenüber gestellt. In Anlehnung an eine ausreichende Desinfektion bei Trinkwasser kann als Ziel eine Reduktion von 4 log angesetzt werden (ÖLMB, 2011). Dies würde für die gegenständliche Untersuchung bedeuten, dass zumindest für *E. coli* mit und ohne Photoreaktivierung (als Vertreter pathogener Bakterien) und für somatische Coliphagen (als Surrogat für humanpathogene Viren) eine Reduktion um 4 log erreicht werden sollte. Diese Anforderung war bei den Untersuchungsserien (1) und (2), bei denen die Bestrahlungsstärke aufgrund fehlerhafter UV-Strahler und Hüllrohre nur etwa die Hälfte der regulären Bestrahlungsstärke betrug, für den Parameter "Viren" nicht der Fall. Bei der Untersuchungsserie (3) war der Durchfluss weit überschritten. Dies führte dazu, dass die Parameter *E. coli* ohne und insbesondere mit Photoreaktivierung sowie der Parameter "Viren" den Zielwert von 4 log Reduktion nicht erreichten.

Tabelle 26 Gegenüberstellung der technischen Betriebsparameter und der Reduktion der ausgewählten Testorganismen

Parameter	Reduktion log (N/No)			Zielwert
	08.09.2010 (1)	13.09.2010 (2)	27.09.2010 (3)	
Untersuchungsserie	(1)	(2)	(3)	Zielwert
<i>E. coli</i> /100 ml	-3,92	-4,06	-3,48	≥ -4,00
<i>E. coli</i> PR/100 ml	-3,78	-4,00	-2,82	≥ -4,00
<i>C. perfringens</i> Sporen/100 ml	-0,96	-1,47	-0,89	
Somatische Coliphagen/100 ml	-3,42	-3,85	-2,87	≥ -4,00
KBE 37/ml	-3,25	-3,39	2,73	
Enterokokken/100 ml	-3,37	-3,52	-3,47	
Technische Betriebsparameter				
Durchfluss (m ³ /h)	83	48	160	max. 135
Bestrahlungsstärke (W/m ²) *)	5751	5751	10812	

*) Der Wert bezieht sich auf die Summe der bei jedem einzelnen der 48 Strahler am Hüllrohr mit dem Hand-Referenzradiometer gemessenen Bestrahlungsstärken.

Wertet man die Daten wie bei der UV-Desinfektion von Trinkwasser im Hinblick auf die Reduktionsäquivalente Fluenz (REF) aus, erhält man sehr divergierende Ergebnisse (Abbildung 27). Der Grund hierfür liegt in der Tatsache, dass es bei hydraulisch nicht optimalen Durchströmungsverhältnissen zu Fluenzverteilungen kommt, d.h. dass die einzelnen Mikroorganismen unterschiedliche UV-Fluenz erhalten. Wenn dies der Fall ist, ergeben sich bei der Berechnung der REF unterschiedliche Werte in Abhängigkeit der UV-Empfindlichkeit des Biosimeters (Cabaj et al, 1996). Nur bei optimaler Durchmischung ergeben unterschiedlich UV-empfindliche Biosimeter dieselben Werte für die REF. Im Fall von Fluenzverteilungen muss gefordert werden, dass eine Kombination von geeigneten Biosimetern verwendet wird, von denen alle zur Erfassung einer REF von 400 J/m² geeignet sein müssen und diesen Wert auch erreichen.

Wie aus der Tabelle 27 zu sehen ist, wurden in der Untersuchungsserie (3) bei *E. coli* mit Photoreaktivierung und bei der Koloniezahl 37 die angestrebte REF von 400 J/m² nicht erreicht. Im Hinblick auf die Testviren kann keine Aussage gemacht werden, da der Messbereich bei 280 J/m² endet. Diese Methode muss für Ihren Einsatz noch optimiert werden.

Tabelle 27 Gegenüberstellung der technischen Betriebsparameter und der Reduktionsäquivalenten Fluenz (J/m²) der ausgewählten Testorganismen

Parameter	REF (J/m ²)			Zielwert
	08.09.2010 (1)	13.09.2010 (2)	27.09.2010 (3)	
Untersuchungsserie	(1)	(2)	(3)	Zielwert
<i>E. coli</i> /100 ml	> 200	> 200	> 200	> 400
<i>E. coli</i> PR/100 ml	> 400	> 400	383	> 400
<i>C. perfringens</i> Sporen/100 ml	> 600	> 600	> 600	> 400
Somatische Coliphagen/100 ml	> 280	> 280	> 280	> 400
KBE 37/ml	> 400	> 400	400	> 400
Technische Betriebsparameter				
Durchfluss (m ³ /h)	83	48	160	max. 135
Bestrahlungsstärke (W/m ²) ^{*)}	5751	5751	10812	

Um die Methode mit der Reduktionsäquivalenten Fluenz sinnvoll anzuwenden, ist eine Testung mit einem standardisierten Biodosimeter unter kontrollierten Betriebsbedingungen an einem Prüfstand für UV-Anlagen vorzusehen, wie es für die UV-Anlagen im Trinkwasserbereich bereits realisiert ist. Erste Bestrebungen eine solche Methode zu implementieren werden von der International Association for UV Technology (IUVA) unternommen (Whitby et al, 2011).

8.3.2 Bestimmung der Effektivität der UV Anlage mittels Leucin-Assimilation durch Abwasserbakterien (Leucin-Biodosimetrie)

Aufgrund der extrem hohen Variabilität der Laborkalibrierungskurven war es letztendlich nicht möglich, mit der Leucin-Inkorporationsmethode die Leistung der UV-Desinfektionsanlage in Podersdorf zu bestimmen. Diese Variabilität ließ sich eindeutig auf den Einsatz von Petrischalen zurückführen, die für die Durchführung der Kalibrierung unerlässlich sind. Alleine die Überführung der Abwasserproben aus der Originalprobenflasche in die Petrischalen führte zu einer signifikanten und variablen Reduktion der bakteriellen Leucin-Aufnahmeraten im Ausmaß zwischen ca. 2 und 83 %, unabhängig davon ob Kunststoff- oder Glaspetrischalen verwendet wurden. Auch die bakteriellen Zellzahlen nahmen durch die Überführung in die Petrischalen um ca. 29 – 80 % ab, was vor allem auf dem Verschwinden von mit vielen Bakterien besiedelten Aggregaten zurückzuführen war. Kultivierungsbasierende Parameter (KBE 22°C) waren nur in irrelevantem Ausmaß von diesem Phänomen betroffen, sodass hier keine Einschränkung der Zuverlässigkeit dieser Untersuchungsparameter stattfand.

Über die Ursache der beobachteten Reduktionen lässt sich gegenwärtig nur spekulieren. Möglicherweise kommt es bei den Abwasserproben zu einer sofortigen Ausfällung der Aggregate und Anheftung der



Aggregate an die Oberflächen der Petrischalen. Wechselwirkungen elektrostatischer Ladungen an den Oberflächen der Petrischalen und der Aggregate in Kombination mit Restkonzentrationen anorganischer Fällungsmittel im Abwasser (Alu-Verbindungen) könnten zu dieser raschen Fällung der Aggregate geführt haben.

8.3.3 Mikrobiologische Genmarker zum Nachweis und Differenzierung fäkaler Kontaminationen (genetische Fäkalmarker)

Aufgrund der Novität dieser Methode und der daraus resultierenden fehlenden Vorinformationen wurde lediglich ein eingeschränktes, orientierendes Messprogramm durchgeführt. Umso interessanter war die Tatsache, dass beide Fäkalmarker, der allgemeine und der humane, die Wirkung der UV-Strahlung anzeigten. Besonders eindrucksvoll war die Übereinstimmung der genetischen Fäkalmarker mit dem Ergebnis der biosimetrischen Untersuchung im Hinblick auf die Untersuchungsserie (3), die sich als jene mit der niedrigsten UV-Fluenz erwies. In dieser Untersuchungsserie trat keine Reduktion der beiden genetischen Fäkalmarker auf (Tabellen 28 und 29).

Diese ersten Ergebnisse zeigen, dass die Methode Potential hat, die Wirkung einer UV-Desinfektionsanlage messen zu können. Entsprechende Untersuchungen werden im Rahmen eines FWF-Projektes weitergeführt werden.

Tabelle 28: log Konzentration des Fäkalmarkers AllBac vor und nach der UV-Anlage ARA Podersdorf (ME/ml)

Datum	log AllBac vor UV (No)	log AllBac nach UV (N)	Reduktion log (N/No)
Voruntersuchung			
14.07.2010	5,52	5,09	-0,43
04.08.2010	5,96	5,42	-0,54
31.08.2010	6,12	6,01	-0,11
Hauptuntersuchung			
08.09.2010 (1)	5,92	5,54	-0,38
13.09.2010 (2)	5,50	4,90	-0,60
27.09.2010 (3)	5,87	6,09	0,22

Tabelle 29: Reduktion log (N/No) des Fäkalmarkers BacHum vor und nach der UV-Anlage ARA Podersdorf (ME/ml)

Datum	log AllBac vor UV (No)	log AllBac nach UV (N)	Reduktion log (N/No)
Voruntersuchung			
14.07.2010	3,77	3,40	-0,37
04.08.2010	4,16	3,84	-0,31
31.08.2010	4,50	4,88	0,37
Hauptuntersuchung			
08.09.2010 (1)	3,74	3,24	-0,50
13.09.2010 (2)	3,99	4,35	-0,36
27.09.2010 (3)	3,82	4,03	0,21

8.4 Optimierungsvorschläge für den Betrieb der UV-Desinfektionsanlage für Abwasser

Für den ordnungsgemäßen Betrieb der UV-Desinfektionsanlage im Hinblick auf eine ausreichende Desinfektion des Abwassers ist die Einhaltung der Auslegungsbedingungen der UV-Desinfektionsanlage essentiell. Dies betrifft insbesondere den maximal zulässigen Durchfluss, der einen Volumenstrom von 135 m³/h (37,5 l/s) nicht überschreiten darf.

Die Auslegungsparameter der UV-Desinfektionsanlage sind wie folgt:

- maximal zulässiger Durchfluss: 135 m³/h (37,5 l/s)
- UV-Transmission (254 nm; 10 mm): 65 %
- Schwebstoffe (TTS): < 5 mg/l

Im Zuge des Projektes konnte festgestellt werden, dass die relevanten Parameter der Wasserqualität im Ablauf der Kläranlage - bis auf einzelne, tolerierbare Ausreißer - zuverlässig eingehalten werden.

Für die Einhaltung der Bestrahlungsstärke wurde ein Qualitätssicherungssystem erarbeitet, bestehend aus regelmäßiger Reinigung der Quarzhüllrohre der UV-Strahler und der Kontrolle der Strahlerleistung mittels eines Handradiometers. Zur Einhaltung des Durchflusses durch die UV-Anlage und dessen Kontrolle ist die Umsetzung technischer Maßnahmen erforderlich.

Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung der Gleichmäßigkeit des zeitlichen Verhaltens der Zu- bzw. Ablaufmenge

- Reduktion der derzeitigen zum Teil beträchtlichen Fremdwasser-Menge, um die Zulaufmenge der ARA bereits im Vorfeld zu verringern. Entsprechende Maßnahmen wurden bereits seitens der Gemeinde Podersdorf eingeleitet und werden voraussichtlich im Jahre 2012 schrittweise umgesetzt.
- Bessere Nutzung des Speichervolumens des alten und neuen Pumpwerkes der ARA inklusive des vorhandenen Staukanals.

Es ist jedoch eine Klärung der Möglichkeiten einer Rückstauung in bestehende tiefer liegende Keller erforderlich. Die Vorgänge in der derzeit vorhandenen Steuerung, insbesondere die Funktion des Stau-Kanal-Schiebers, sind zu klären und eventuell neu festzulegen sowie gegebenenfalls ist die Steuerung zu adaptieren.

- Die vorhandene Zulaufpumpe über den bestehenden Frequenzumrichter mit einem permanenten Grund-Durchfluss von z.B. 20l/s zu betreiben, um die normale Zulaufmenge der ARA mit Hilfe des besser genutzten Speichervolumens kontinuierlich zu fördern.

Eventuell ist es notwendig zusätzliche Niveau-Sonden einzubauen, um den Betrieb in einem Niveau-Bereich konstant zu halten, d.h. die Drehzahlregelung zu blockieren. Bei Über- bzw. Unterschreitung des Bereiches soll der Frequenzumrichter in moderaten Schritten wirksam werden, um einerseits die Frequenz der ersten Pumpe auf maximal 50 Hz anzuheben bzw. - wenn notwendig - die zweite Pumpe in Betrieb zu nehmen und andererseits die Frequenz auf die minimale Frequenz abzusenken. Für die Realisierung dieser Maßnahme ist die bestehende Steuerung zu adaptieren.

- Alternativ wird der Einbau einer weiteren kleineren Pumpe mit einem geringeren Förderstrom von z.B. 20 l/s vorgeschlagen, um den Grund-Durchfluss mit Hilfe des besser genutzten Speichervolumens kontinuierlich abzudecken. Die Verwendung der bereits bestehenden beiden Pumpen ist zu überdenken bzw. gegebenenfalls sind die Einsatzbedingungen zu klären und festzulegen. Die vorhandene Verrohrung im neuen Pumpwerk ist zu erweitern und die Steuerung muss angepasst werden.
- Erweiterung der Anzahl der Bohrungen im Blechrand des Nachklärbeckens unterhalb des Überlaufkammes von derzeit vier Stück, die den Mindestdurchfluss der UV-Anlage aufrecht erhalten und damit ein Abschalten derselben verhindern, wenn keine Förderung durch die Zulaufpumpe erfolgt.

Die zusätzlichen Bohrungen sollen gleichmäßig über den Umfang des Blechrandes verteilt angeordnet werden, um eine moderate Speichermöglichkeit im Nachklärbecken zwischen den waagrechten Ebenen Unterkante Überlaufkamm und Unterkante Bohrungen zu schaffen sowie gleichzeitig den Mindestdurchfluss der UV-Anlage zu erhöhen.

Aufgrund des vorhandenen Speichervolumens im Nachklärbecken sind die Anzahl und Durchmesser der Bohrung von der planenden Stelle zu berechnen und festzulegen, um eine weitere Möglichkeit der Reduktion der Durchflussspitzen im Bereich der UV-Anlage zu erhalten.

- Einbau einer Ablauf-Mengenmessung auf Basis eines Ultraschall-Kombi-Sensors, z.B. Fabrikat Nivus, der nach dem Austritt der UV-Anlage im Oberwasser des bestehenden Venturi-Gerinnes installiert werden soll. Diese Einbau-Position bietet die Möglichkeit einerseits die Durchflussmessung ganzjährig zu betreiben und eine redundante Durchfluss-Messeinheit in Verwendung zu haben und andererseits die Ablaufmenge, die direkt durch die normalerweise von Anfang April bis Ende September in Betrieb befindliche UV-Anlage fließt, zu erfassen sowie zu speichern, um einen dokumentierten Nachweis der Menge inklusive der zeitlichen Abhängigkeit zu erhalten. Dabei wird im Speziellen auch der Einfluss des Verhaltens der nach der UV-Anlage eingebauten Regelklappe, die auf dem Prinzip der Gewichtsbelastung beruht, aufgezeichnet. Somit besteht die Möglichkeit den zeitlichen Verlauf der Durchflussmenge unmittelbar nach der UV-Anlage zu bestimmen.

Auf Grund der vorhandenen ungünstigen Strömungsbedingungen, die bei der Vor-Ort-Besichtigung sowohl beim Ablauf durch die UV-Anlage als auch beim Zuströmen direkt vom Nachklärbecken ersichtlich waren, werden Einbauten zur Strömungsoptimierung sowie -beruhigung in Form z.B. von Staublechen vorgeschlagen, die bauseitig zu erproben und in Absprache mit dem Hersteller der Durchfluss-Messeinheit einzubauen sind.

Die oben angeführten Maßnahmen zeigen die vorhandenen bzw. konstruktiven Möglichkeiten, um einerseits eine bestimmte zeitliche Glättung des Kläranlagen-Ablaufes sowie gleichzeitig eine gleichmäßigere Beaufschlagung der UV-Anlage über die Zulauf-Pumpe zu erreichen und andererseits durch die zusätzliche Durchflussmessung eine Überschreitung der maximal zulässigen Durchflussmenge der UV-Desinfektionsanlage während der Trockenwetter-Periode im Zuge der Betriebsführung zu verhindern.

Vorschläge für Maßnahmen zur Gewährleistung einer ausreichenden Bestrahlung

- Im Zuge unseres Projektes hat sich gezeigt, dass die Verwendung der beiden Messfenster zur Überwachung der Referenzbestrahlungsstärken nicht zur zuverlässigen Überwachung der Bestrahlungsstärke geeignet ist. Die Messfenster verschmutzen rasch und die Reinigung der Quarzfenster nur mit speziellen Reinigungsmitteln möglich ist, Darüber hinaus ist der Abstand der Strahler zu den Messfenstern nicht exakt vorgeben. Die am Messfenster in der Wand der UV-Anlage mit einem UV-Radiometer gemessene Bestrahlungsstärke ist für die Bestrahlung im Bestrahlungsraum nicht repräsentativ.
- Eine Überprüfung der bei der UV-Anlage routinemäßig angewendeten Reinigungsmethode für die Strahlerhüllrohre ergab gute Resultate und soll periodisch weitergeführt werden. Zu diesem Zweck wird ein ganzes Modul mit vier UV-Strahlern aus der UV-Anlage gehoben und für einige Minuten in ein Becken gefüllt mit Phosphorsäure eingelegt. Anschließend werden die noch auf dem Hüllrohr befindlichen Rückstände mit einem Reinigungspapier entfernt. Die Bestrahlungsstärke, gemessen direkt an der Oberfläche des Hüllrohrs beträgt dann wieder über 200 W/m². Da ein UV-Hand-Radiometer für die UV-Anlage nun vor Ort in der Kläranlage permanent zur Verfügung steht, kann jederzeit eine Eigenüberprüfung durchgeführt werden. Wir empfehlen für die Reinigungsmaßnahmen und die Kontrollmessungen der Bestrahlungsstärke der Strahler einen Kontrollplan zu erstellen und die Durchführung zu dokumentieren.

9 Zusammenfassung

Die Desinfektion von Trinkwasser, Badewasser und Abwasser zählt zu den wirksamsten Maßnahmen die menschliche Gesundheit vor Infektionskrankheiten zu schützen. Die Abwasserdesinfektion kann hierbei einen wertvollen Beitrag liefern. Für die Wasserdesinfektion stehen chemische Verfahren (Chlor und Ozon) und das physikalische Verfahren der UV-Desinfektion zur Verfügung. Speziell im Bereich der Abwasserdesinfektion weist der Einsatz der UV-Bestrahlung einen großen Vorteil auf: Im Gegensatz zu Chlorung und Ozonung ist der Einsatz von chemischen Substanzen nicht erforderlich und es entstehen bei korrekter Abwendung auch keine Desinfektionsnebenprodukte. Damit stellt die UV-Desinfektion ein umwelthygienisch-ökologisch verträgliches Wasseraufbereitungsverfahren dar. Um jedoch eine erfolgreiche Desinfektion gewährleisten zu können, müssen geeignete Betriebsbedingungen definiert und im Betrieb eingehalten werden.

Während sich für die UV-Desinfektion von Trinkwasser bereits internationale Standards etabliert haben, fehlen diese Anforderungen bei der Desinfektion von Abwasser weitgehend. In der europäischen Norm EN 12255-14:2004 ist festgelegt, dass der Desinfektionsprozess die Konzentration von human-pathogenen Mikroorganismen auf ein Niveau reduzieren muss, bei dem das Risiko, dass das desinfizierte Abwasser eine Infektionsquelle darstellt, minimiert ist. Es liegt auf der Hand, dass diese Bestimmung keine praktische Hilfestellung für eine sichere Abwasserdesinfektion bietet.

Das Ziel unseres Projektes war es, Methoden zu entwickeln und zu evaluieren, mit denen es möglich ist, die mikrobizide Effizienz einer UV-Desinfektionsanlage, die in einer kommunalen Abwasserkläranlage installiert ist, zu untersuchen. Als Vorfluter für den Ablauf dieser Kläranlage dient ein See, der ein wichtiges Erholungsgebiet darstellt und für Freizeitaktivitäten und Wassersport genutzt wird. Aus diesem Grund ist es von verstärkter Bedeutung, dass durch die Abwasserreinigungsanlage in Kombination mit der UV-Anlage eine Wasserqualität erreicht und sichergestellt wird, die für die menschliche Gesundheit keine Gefahr darstellt.

Es wurden drei verschiedene Strategien untersucht: 1) Biodosimetrie unter Verwendung von Abwasser-eigenen Mikroorganismen wie heterotrophe Bakterien, vegetative Fäkalbakterien, Bakteriophagen (Viren) und Sporen von *Clostridium perfringens* sowie die Einbeziehung der Photoreaktivierung von *Escherichia coli*, 2) die Messung der bakteriellen Aktivität der Abwasserbakterien und 3) die Detektion von genetischen Fäkalmarkern (*Bacteroidetes*) zur Erfassung allgemeiner Fäkalbelastung und humaner Fäkalbelastung des Abwassers. Während des gesamten Projektzeitraums wurden die Betriebsbedingungen der UV-Anlage (Durchfluss und UV-Bestrahlungsstärke) und die essentiellen physikalisch-chemischen Parameter der Wasserqualität (UV-254 nm Transmission, Trübung, spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm, Schwebstoffe, Leitfähigkeit, organischer Kohlenstoff) sorgfältig kontrolliert.

Unsere Ergebnisse haben gezeigt, dass die gewählten Bakteriophagen als Surrogate für humanpathogene Viren, die Bakteriensporen als Modelle für Dauerformen von Mikroorganismen und die Ermittlung des Ausmaßes der Photoreaktivierung von *Escherichia coli* in Kombination ein geeignetes Werkzeug darstellen, um die Desinfektionsleistung einer UV-Anlage für Abwasser bewerten zu können. Aufgrund der fehlenden

Reproduzierbarkeit hat sich der Parameter "bakterielle Aktivität" als für diesen Zweck nicht geeignet erwiesen. Die ersten Ergebnisse der Untersuchung der genetischen Marker gaben Hinweise, dass diese Parameter ein Potential zum Einsatz für die Bewertung der Leistung einer UV-Anlage haben. Hier sind jedoch noch weitere Untersuchungen erforderlich.

Im Rahmen des Projektes konnten technische Verbesserungsmaßnahmen und Optimierungsvorschläge für einen sicheren Betrieb der Abwasser-UV-Anlage entwickelt werden. Hierzu zählen insbesondere die Einhaltung und Überwachung des maximal zulässigen Durchflusses des Abwassers und ein Prozess zur Sicherstellung der ausreichenden Bestrahlungsstärke durch Reinigungs- und Kontrollmaßnahmen.

10 Abstract

Disinfection of drinking, bathing and waste water serves as most efficient tool to protect human health from infectious diseases. Especially for the disinfection of waste water effluent the application of UV irradiation offers eminent advantages. For water disinfection chemical methods (chlorine and ozone) and the physical process UV irradiation are established. Since no chemicals are applied and - under correct application - no disinfection by-products are generated, UV irradiation represents an environmentally friendly and ecologically compatible process. To guarantee safe disinfection suitable operation conditions have to be defined and kept during the practical operation.

Whereas international standards for UV disinfection of drinking water have been already established, such acknowledged requirements are still missing in waste water disinfection. The European standard EN 12255-14:2004 states, that the disinfection procedure has to reduce human-pathogenic microorganisms to a level, at which the risk that the disinfected waste water serves as infection source is minimized. It is obvious that this provision does not give practical guidance for safe application of waste water disinfection.

The aim of our study was to develop and evaluate methods which enable the assessment of the disinfection efficacy of a UV system installed in a municipal waste water treatment plant. The effluent of the plant is discharged to a lake which serves as an important recreational area. Thus, it is essential that the water quality of the waste water effluent does not represent a hazard for human health.

Three different strategies were investigated: 1) biodosimetry by means of waste water microorganisms as there are heterotrophic bacteria, vegetative faecal bacteria, bacteriophages (viruses) and spores of *Clostridium perfringens* as well as the inclusion of photoreactivation of *Escherichia coli*, 2) measurement of the bacterial activity and 3) detection of genetic *Bacteroidetes* markers (general faecal target, human faecal target). The operational conditions of the UV system (flow and UV irradiance) and essential physicochemical water quality parameters (UV transmittance, turbidity, spectral absorbance coefficient at 254 nm, suspended solids, conductivity, total organic carbon) were carefully controlled during the study period.

Our results showed that the selected bacteriophages as surrogate for viruses, the bacterial spores as models for resistant permanent forms and the determination of the extent of photoreactivation turned out to be in combination a valuable tool to assess the disinfection capacity of a waste water UV system. Due to missing reproducibility the bacterial activity was not suitable for this purpose, whereas first investigations of the genetic markers revealed promising results. In the latter case further investigations are required.

In the course of our project possibilities for technical improvement and optimization for a safe operation of the UV waste water system were developed. Among them are especially the compliance and safe-keeping of the maximum permissible flow of the waste water effluent and a concept for the adherence of the sufficient UV irradiance by means of cleaning and control measurements.

11 Literatur

11.1 Standards und Normen

DVGW W 294 Teile 1-3:2006. UV-Geräte zur Desinfektion in der Wasserversorgung, Deutsche Vereinigung für das Gas- und Wasserfach, Bonn, Germany.

DIN 38404-4:1976. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-untersuchung; Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung der Temperatur (C 4)

EN 12255-14:2004. Kläranlagen Teil 14: Desinfektion

Europäisches Parlament und Rat:2000. Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Europäisches Parlament und Rat:2006. Richtlinie 2006/7/EG vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung

ISO 7888:1985. Water quality -- Determination of electrical conductivity

ISO 10705-1:1995. Water quality -- Detection and enumeration of bacteriophages -- Part 1: Enumeration of F-specific RNA bacteriophages

ISO 7027:1999. Water quality -- Determination of turbidity

ISO 6222:1999. Water quality -- Enumeration of culturable micro-organisms -- Colony count by inoculation in a nutrient agar culture medium

ISO 7899-2:2000. Water quality -- Detection and enumeration of intestinal enterococci -- Part 2: Membrane filtration method

ISO 16649-1: 2001. Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the enumeration of β -glucuronidase-positive *Escherichia coli*. Part 1: Colony-count technique at 44°C using membranes and 5-bromo-4-chloro-3-indoyl-beta-D-glucuronide.

ISO/DIS 14189:2011. Water quality -- Enumeration of *Clostridium perfringens* -- Method using membrane filtration

ÖNORM Austrian National Standard: ÖNORM M 5873-1 E:2001. Plants for disinfection of water using ultraviolet radiation: requirements and testing, Part 1: Low pressure mercury lamp plants. Austrian Standards Institute, Vienna, Austria; www.on-norm.at.

ÖNORM Austrian National Standard: prÖNORM M 5873-2 E:2003. Plants for disinfection of water using ultraviolet radiation: requirements and testing, Part 2: Medium pressure mercury lamp plants. Austrian Standards Institute, Vienna, Austria; www.on-norm.at.

ISO 10705-3:2003. Water quality -- Detection and enumeration of bacteriophages Validation of methods for concentration of bacteriophages from water

Österreichisches Lebensmittelbuch, Kapitel B 1 (2011) "Trinkwasser"



USEPA US Environmental Protection Agency:2006. Ultraviolet disinfection guidance manual; EPA 815-R-06-007, www.epa.gov/safewater/disinfection/lt2/compliance.html

World Health Organisation:2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Volume 2 - wastewater use in agriculture. Geneva

11.2 Wissenschaftliche Literatur

- Antonelli M., Mezzanotte V. and Nurizzo C. (2008) Wastewater disinfection by UV irradiation: short and long-term efficiency. *Environ Eng Sci* 25 (3): 363-373
- Beltran N.N. and Jimenez B.E. (2008) Faecal coliforms, faecal enterococci, *Salmonella* Typhi and *Acanthamoeba* spp. UV inactivation in three different biological effluents. *Water SA* 34 (2): 1-9
- Contreras-Coll N, Lucena F, Mooijman K, Havelaar A, Pierzo V, Boque M, Gawler A, Höller C, Lambiri M, Mirolo G, Moreno B, Niemi M, Sommer R, Valentin B, Wiedenmann A, Young V and Jofre J (2002) Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe. *Water Research* 36: 4963-4974
- Cabaj A., Sommer R. and Schoenen D. (1996) Biodosimetry: model calculations for UV water disinfection devices with regard to dose distributions. *Water Res.* 30 (4): 1003-1009
- Caron E., Chevrefils G. Jr., Barbeau B., Payment P. and Prévost M. Impact of microparticles on UV disinfection of indigenous aerobic spores *Water Research* 41(19): 4546-4556
- Crockett C.S. (2007) The role of wastewater treatment in protecting water supplies against emerging pathogens. *Water Environment Research* 79 (3): 221-232
- De Roda Husman A.M., Bijkerk P., Lodder W., van der Berg H., Pribil W., Cabaj A. Gehringer P., Sommer R., Duizer E. (2004) Calicivirus inactivation by non-ionizing (253,7 nm-UV) and ionizing (gamma) radiation. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 5089-5093
- Gehr R., Wagner M., Veerasubramanian and Payment P. (2003) Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. *Water Research* 37: 4573-4586
- Hallmich C. and Gehr R. (2010) Effect of pre- and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents. *Water Research* 44: 2885-2893
- Kildare, B.J., Leutenegger C.M., McSwain B.S., Bambic D.G., Rajal V.B. and Wuertz S. (2007). 16S rRNA-based assays for quantitative detection of universal, human-, cow-, and dog-specific fecal *Bacteroidales*: A Bayesian approach. *Water Res* 41: 3701-3715.
- Kirschner A.K.T. and Velimirov B. (1997) A seasonal study of bacterial community succession in a temperate backwater system, indicated by variation in morphotype numbers, biomass and secondary production. *Microb Ecol* 34: 27-38
- Kirschner A.K.T. and Velimirov B. (1999) Modification of the 3H-leucine centrifugation method for determining bacterial protein synthesis in freshwater. *Aquat Microb Ecol* 17: 201-206
- Kirschner A.K.T. and Farnleitner A.H. (2005) Bakterielle Produktion. In: Steinberg, Calmano, Klappe, Wilken (Hrsg): *Handbuch für angewandte Limnologie*. Ecomed-Verlag, Landsberg, BRD

- Layton, A., McKay L., Williams D., Garrett V., Gentry R. and Sayler G.. (2006). Development of *Bacteroides* 16S rRNA gene TaqMan-based real-time PCR assays for estimation of total, human, and bovine fecal pollution in water. *Appl. Environ. Microbiol.* 72: 4214-24.
- Maya C., Beltran N., Jimenez B. and Bonilla P. (2003) Evaluation of the UV disinfection process in bacteria and amphizoic amoeba inactivation. *Wat. Science & Technol. Water Supply* 3 (4): 285-291
- Reischer, G.H., Haider J. M., Sommer R., Stadler H., Keiblinger K.M., Hornek R., Zerobin W., Mach R.L. and Farnleitner A.H.. (2008). Quantitative microbial faecal source tracking with sampling guided by hydrological catchment dynamics. *Environ. Microbiol.* 10: 2598-2608.
- Ryzinska-Paier G., Sommer R., Haider J.M., Knetsch S., Frick C., Kirschner A.K.T. and Farnleitner A.H. (2011) Acid phosphatase test proves superior to standard phenotypic identification procedure for *Clostridium perfringens* strains isolated from water *Journal of Microbiological Methods* 87:189–194
- Sanz E.N. Dávila I.S., Balao J.A.A. and Alonso J.M.Q. (2007) Modelling of reactivation after UV disinfection: Effect of UV-C dose on subsequent photoreactivation and dark repair. *Water Research* 41 (14): 3141-3151
- Sakamoto G. (2000) Finite and nonrenewable UV disinfection of reclaimed wastewater: The North American experience. *Environ. Prot.* 11 (10): 20-25
- Sommer R., Weber G., Cabaj A., Wekerle J., Keck G. und Schaubberger G. (1989) UV-Inactivation of microorganisms in water. *Zbl. Hyg.* 189: 214-224
- Sommer R. and Cabaj A. (1993) Evaluation of the efficiency of a UV plant for drinking water disinfection. *Wat. Sci. Tech.* 27(3-4): 357-362
- Sommer, R., Cabaj A., Schoenen D., Gebel J., Kolch A., Havelaar A. H. and Shets F. M.. (1995) Comparison of three laboratory devices for inactivation of microorganisms. *Water Sci. Technol.* 31:147- 156
- Sommer R., Cabaj A., Sandu T. and Lhotsky M. Measurement of UV radiation using suspensions of microorganisms (1999) *J. Photochem. Photobiol. B: Biol.* 53/1-3, 1-6
- Sommer R., Lhotsky M., Haider Th. and Cabaj A. (2000) UV inactivation, liquid holding recovery and photoreactivation of *Escherichia coli* O157 and other pathogenic *Escherichia coli* strains in water. *J. Food. Protect.* 63 (8): 1015-1020
- Sommer R., Pribil W., Appelt S., Gehringer P., Eschweiler H., Leth H., Cabaj A. and Haider Th. (2001) Inactivation of bacteriophages in water by means of non-ionizing (UV-253,7 nm) and ionizing (gamma) radiation: a comparative approach. *Water Research*, 35 (13): 3109-3116
- Sommer, R. Cabaj A., Hirschmann G. and Haider Th. (2008) Disinfection of Drinking Water by UV Irradiation: Basic Principles - Specific Requirements - International Implementations. *Ozone-Science and Engineering* 30: 43-48
- Sommer R., Kirschner Alexander K.T., Thomas Haider & Andreas H. Farnleitner (2009) Hygienisch-mikrobiologische Bewertung von Oberflächengewässern, Kläranlagenabläufen und Desinfektion. *Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer* 212: 171-184

- Whitby E.G., Lawal O., Ropic P., Shmia S., Ferran B. and Dussert B. (2011) Uniform protocol for wastewater UV validation applications. *IUVA News* 13 (2): 26-33
- Zhang K. and Farahbakhsh K. (2007) Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: implications to water reuse. *Wat. Res.* 41: 2816-2824.



12 Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1 Gesamtansicht der UV-Anlage.....	6
Abbildung 2 Austritt der UV-Anlage (2. Strahlerbank).....	7
Abbildung 3 Einbausituation der Flügelradsonde an einer Messlotrechten	9
Abbildung 4 Zulaufmenge ARA 09.08.2010	13
Abbildung 5 Ablaufmenge UV-Anlage 09.08.2010.....	13
Abbildung 6 Zulaufmenge ARA 10.08.2010	14
Abbildung 7 Ablaufmenge UV-Anlage 10.08.2010.....	15
Abbildung 8 Ablaufmenge UV-Anlage 14.09.2010.....	15
Abbildung 9: In Fließrichtung des Wassers hinterer Teil (Anlage 2) der Gesamtanlage.	17
Abbildung 10: In Fließrichtung des Wassers vorderer Teil (Anlage 1) der Gesamtanlage.....	17
Abbildung 11: Anordnung der Lampenmodule.....	18
Abbildung 12: Nicht abgedichtete Anschlussstellen für das Führungsblech.....	19
Abbildung 13: Beschriftung eines der UV-Strahler.....	19
Abbildung 14: Mittels Schweißnähten abgedichtetes Führungsblech.....	20
Abbildung 15: Messfenster nach längerer Verwendung in der Desinfektionsanlage.....	21
Abbildung 16: Anschlussmöglichkeit für Messfenster nach ÖNORM M 5873-1:2001	21
Abbildung 17: UV-Laborbestrahlungsanlage mit UV-Niederdruckstrahlern (EK 35, 253,7 nm) und dem Radiometer (IL 1700) für die on-line Messung der UV-Fluenz.....	33
Abbildung 18: Laboranlage zur Photoreaktivierung von UV-bestrahlten Mikroorganismen.....	35
Abbildung 19: Belichtung von UV-bestrahlten Proben des Ablaufes der Kläranlage mit der Laboranlage für Photoreaktivierung im Betriebslabor der ARA Podersdorf.....	35
Abbildung 20: Protokoll zur Bestimmung der bakteriellen Aktivität in den Abwasserproben mittels der Leucin-Inkorporationsmethode	38
Abbildung 21: Protokoll zur Bestimmung der bakteriellen Zellzahlen in den Abwasserproben mittels Epifluoreszenzmikroskopie.....	39
Abbildung 22: Zeitlicher Verlauf der log Konzentration der in die Studie miteinbezogenen Mikroorganismen	42
Abbildung 23: Orientierende Untersuchung der UV-Empfindlichkeit der in die Studie miteinbezogenen Mikroorganismen (27.07.2010)	43

Abbildung 24: Untersuchung der UV-Empfindlichkeit der Koloniezahl 37 (Daten der Untersuchung 04.08.2010, 24.08.2010, 31.08.2010) in der Laborbestrahlungsanlage. Die Inaktivierungskurven sind in Form von polynomischen Geradengleichungen dargestellt	44
Abbildung 25: UV-Empfindlichkeit der im Ablauf der Kläranlage enthaltenen Fäkalindikatoren untersucht in der Labor-Bestrahlungsanlage am 08.09.2010.	45
Abbildung 26: UV-Empfindlichkeit der im Ablauf der Kläranlage enthaltenen Fäkalindikatoren untersucht in der Labor-Bestrahlungsanlage am 13.09.2010.	46
Abbildung 27: UV-Empfindlichkeit der im Ablauf der Kläranlage enthaltenen Fäkalindikatoren untersucht in der Labor-Bestrahlungsanlage am 27.09.2010.	46
Abbildung 28: UV-Empfindlichkeit der heterotrophen Bakterien, bestimmt als Koloniezahl 37, im Ablauf der Kläranlage, untersucht in der Labor-Bestrahlungsanlage am 27.09.2010.....	47
Abbildung 29: Reduktion der Fäkalindikatoren im Kläranlagenablauf durch die UV-Anlage der ARA Podersdorf der in der ersten Untersuchungsserie (1) am 08.09.2010.....	50
Abbildung 30: Reduktion der Fäkalindikatoren im Kläranlagenablauf durch die UV-Anlage der ARA Podersdorf der in der ersten Untersuchungsserie (2) am 13.09.2010.....	51
Abbildung 31: Reduktion der Fäkalindikatoren im Kläranlagenablauf durch die UV-Anlage der ARA Podersdorf der in der ersten Untersuchungsserie (3) am 27.09.2010.....	52
Abbildung 32: Reduktionsleistung der UV-Desinfektionsanlage Podersdorf an den 4 Probenahmeterminen	55
Abbildung 33: Laborkalibrierkurven zur Bestimmung der Reduktionsleistung der UV-Desinfektionsanlage Podersdorf.	56
Abbildung 34: Vergleich der bakteriellen Aktivität (gemessen mittels Aufnahme der radioaktiven Aminosäure Leucin) in der Original-Probenflasche und nach Überführung von Unterproben in Petrischalen.....	57
Abbildung 35: Bakterienzellzahlen in der Originalprobenflasche und nach Überführung in Petrischalen mit unterschiedlichen Rührfischen.	58
Abbildung 36: Koloniebildende Einheiten (KBE) in der Originalprobenflasche und nach Überführung in Petrischalen (Systemkontrolle).....	58
Abbildung 37: log Konzentration an Fäkalmarkern AIIbac vor und nach der UV-Anlage der ARA Podersdorf über den Beobachtungszeitraum.....	59
Abbildung 38: log Konzentration an Fäkalmarkern BacHum vor und nach der UV-Anlage ARA Podersdorf über den Beobachtungszeitraum.....	60
Abbildung 39: log Konzentration an Fäkalmarkern AIIbac und BacHum im Ablauf der Kläranlage vor und nach der UV-Anlage	61
Abbildung 40 Abwassermenge pro Tag (m ³) im Monitoringzeitraum von 01.09.2010 bis 30.09.2010	63



Abbildung 41 Ablauf Kläranlage: Ergebnisse der täglichen Messungen des TOC im Monitoringzeitraum von 01.09.2010 bis 30.09.2010	63
Abbildung 42 Ablauf Kläranlage: Ergebnisse der täglichen Messungen des Schwebstoffe im Monitoringzeitraum von 01.09.2010 bis 30.09.2010	64
Abbildung 43 UV-Inaktivierung von <i>E. coli</i> in der UV-Laborbestrahlungsanlage ohne und mit Photoreaktivierung (Daten aus 3 Untersuchungsserien vom 08.09.2010, 13.09.2010 und 27.09.2010) BG ... Bestimmungsgrenze der Methode (siehe Seite 48).....	69
Abbildung 44 UV-Inaktivierung von <i>Clostridium perfringens</i> Sporen und heterotrophen Bakterien, bestimmt als Koloniezahl 37, in der UV-Laborbestrahlungsanlage (Daten aus 3 Untersuchungsserien vom 08.09.2010, 13.09.2010 und 27.09.2010) BG ... Bestimmungsgrenze der Methode	69
Abbildung 45 UV-Inaktivierung von somatischen Coliphagen in der UV-Laborbestrahlungsanlage (Daten aus 3 Untersuchungsserien vom 08.09.2010, 13.09.2010 und 27.09.2010)	70

13 Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1 Messunsicherheit der Parameter Volumenstrom, Temperatur und Luft-Feuchtigkeit.....	11
Tabelle 2 Resultate der hydraulischen Vergleichsmessungen	11
Tabelle 3 Technische Messergebnisse während der biodosimetrischen Untersuchungen am 08.09.2010, 13.09.2010 und 27.09.2010	12
Tabelle 4: Referenzbestrahlungsstärken während der ersten biodosimetrischen Messung, gemessen an den seitlichen, neueingebauten Messfenstern der Anlagen 1 und 2	22
Tabelle 5: Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 1. Die Werte lagen zwischen Null und 248 W/m ² . Lampen die zwar sichtbar im Lichtbereich brennen, aus deren Hüllrohren aber kein UV austritt, befinden sich in Hüllrohren aus normalem, für UV-Strahlung mit einer Wellenlänge von 253,7 nm undurchlässigem Glas, diese Hüllrohre bestehen also nicht aus Quarz.	23
Tabelle 6: Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 2. Die Werte lagen zwischen Null und 230 W/m ² . Lampen, die zwar sichtbar im Lichtbereich brennen, aus deren Hüllrohren aber kein UV austritt, befinden sich in Hüllrohren aus normalem, für UV-Strahlung mit einer Wellenlänge von 253,7 nm undurchlässigem Glas, diese Hüllrohre bestehen also nicht aus Quarz.	24
Tabelle 7: Referenzbestrahlungsstärken während der zweiten biodosimetrischen Messung, gemessen an den seitlichen, neueingebauten Messfenstern der Anlagen 1 und 2	25
Tabelle 8: Messung der Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 1.....	26
Tabelle 9: Messung der Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 2.....	27
Tabelle 10: Referenzbestrahlungsstärken während der dritten biodosimetrischen Messung, gemessen an den seitlichen, neueingebauten Messfenstern der Anlagen 1 und 2	28
Tabelle 11: Messung der Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 1.....	29
Tabelle 12: Messung der Bestrahlungsstärken gemessen direkt an der Oberfläche der Hüllrohre, Anlage 2.....	30
Tabelle 13 Mikrobiologische Parameter und Untersuchungsmethoden.....	33
Tabelle 14: Ergebnisse der Konzentrationsbestimmungen der Indikator-Mikroorganismen im Ablauf der ARA Podersdorf (vor UV-Anlage)	42
Tabelle 15: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung der Koloniezahl 37 in der Labor-UV- Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -2,91 log).....	48



Tabelle 16: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung von <i>E. coli</i> (ohne Photoreaktivierung) in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -3,06 log)	48
Tabelle 17: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung von <i>E. coli</i> mit Photoreaktivierung (PR) in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -3,06 log)	48
Tabelle 18: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung der somatischen Coliphagen in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -2,09 log).....	49
Tabelle 19: Zusammenfassung der UV-Inaktivierung der <i>Clostridium perfringens</i> Sporen in der Labor-UV-Bestrahlungsanlage der drei Untersuchungsserien (Bestimmungsgrenze: -2,00 log)	49
Tabelle 20: Untersuchungsserie (1) vom 08.09.2010. Ergebnisse der Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter.....	53
Tabelle 21: Untersuchungsserie (2) vom 13.09.2010. Ergebnisse der Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter.....	53
Tabelle 22: Untersuchungsserie (3) vom 27.09.2010. Ergebnisse der Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter.....	54
Tabelle 23 Ablauf Kläranlage: Zusammenstellung der Daten aus dem physikalisch-chemischen Monitoring (01.09.2010 bis 30.09.2010).....	65
Tabelle 24 Ergebnisse der Untersuchung der für die UV-Desinfektion relevanten Parameter zum Zeitpunkt der drei biosimetrischen Messserien	65
Tabelle 25 Internationale mikrobiologische Anforderungen an den Ablauf von Kläranlagen für unterschiedliche Verwendungen (Beispiele)	67
Tabelle 26 Gegenüberstellung der technischen Betriebsparameter und der Reduktion der ausgewählten Testorganismen	71
Tabelle 27 Gegenüberstellung der technischen Betriebsparameter und der Reduktionsäquivalenten Fluenz (J/m ²) der ausgewählten Testorganismen	72
Tabelle 28: log Konzentration des Fäkalmarkers AII Bac vor und nach der UV-Anlage ARA Podersdorf (ME/ml)	73
Tabelle 29: Reduktion log (N/No) des Fäkalmarkers BacHum vor und nach der UV-Anlage ARA Podersdorf (ME/ml).....	74

14 Danksagung

Wir bedanken uns für die großartige fachliche und organisatorische Unterstützung bei

- Kommunalkredit Public Consulting GmbH (DI Dr. Johannes Laber)
- Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt.9, Hauptreferat Wassermengenwirtschaft (wHR DI Helmut Rojacz)
- Gemeinde Podersdorf (BGM Steiner, GR Weiss, Herr Weiss, Herr Gisch)
- Bichler - Kolbe ZT-GmbH, Eisenstadt (Dipl.-Ing. Gottfried Kolbe)
- Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 - Gewässeraufsicht Wulkawiesen (Ing. Verena Wagenristl)
- Biologische Station Neusiedler See (Univ.-Prof. Dr. Alois Herzig)
- Trojan Technologies Deutschland GmbH (Dipl.-Ing. Serafino Verace)

und allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der beteiligten Partner-Institute für ihren Einsatz und ihr Engagement.



Die Initiative
GENUSS REGION ÖSTERREICH
hebt gezielt die Bedeutung regio-
naler Spezialitäten hervor.
www.genuss-region.at



Österreichs erstes grünes
Karriereportal für
umweltfreundliche green jobs.
www.green-jobs.at



lebensministerium.at

Informationen zu Landwirtschaft,
Wald, Umwelt, Wasser und
Lebensmittel.
www.lebensministerium.at



Das Österreichische
Umweltzeichen ist Garant für
umweltfreundliche Produkte und
Dienstleistungen.
www.umweltzeichen.at



Das erste Webportal für
nachhaltigen Konsum in
Österreich.
www.bewusstkaufen.at



Das Internetportal der
Österreichischen Nationalparks.
www.nationalparksaustria.at



Die Klimaschutzinitiative
des Lebensministeriums
für aktiven Klimaschutz.
www.klimaaktiv.at



Die Kampagne vielfaltleben trägt
bei, dass Österreich bei der
Artenvielfalt zu den reichsten
Ländern Europas gehört.
www.vielfaltleben.at



Die Jugendplattform zur
Bewusstseinsbildung rund ums
Wasser.
www.generationblue.at



www.mein-fussabdruck.at

Der Ökologische Fußabdruck ist
die einfachste Möglichkeit, die
Zukunftsfähigkeit des eigenen
Lebensstils zu testen. Errechnen
Sie Ihren persönlichen Footprint.
www.mein-fussabdruck.at