

F & E-Vorhaben

***„Einsatz des bei der Diaphragmalyse gewonnenen
Produktes OXIDAT
zur Desinfektion von Kläranlagenabläufen
am Beispiel der Kläranlage Moosburg a.d. Isar“***

Abschlussbericht

***Finanziell gefördert durch die
Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)***

AZ 21508

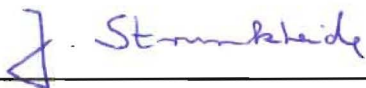
Dezember 2004

Auftraggeber: Sincerus Global Business Management
Quirinusstraße 8
52159 Roetgen
Telefon: (0 24 71) 99 01 76
Telefax (0 40) 36 03 45 57 27
E-mail: info@sincerus.de
Internet: http://www.sincerus.de

Bearbeitung: IWB Gemeinnütziges Institut Wasser und Boden e.V.
Bonn – Sankt Augustin – Siegen
Oelgartenstraße 18
53757 Sankt Augustin
Telefon: (0 22 41) 34 10 87 / 33 31 23
Telefax (0 22 41) 33 40 42
E-mail: IWB-mail@t-online.de
Internet: http://www.iwb-bonn.de

Wissenschaftlicher Beirat des IWB: Prof. Dr.-Ing. Horst Görg (Universität Siegen) (Sprecher)
Prof. Dr.-Ing. Rainer Feldhaus (Fachhochschule Köln)

Sankt Augustin, den 23.12.04



Dr.-Ing. Jörg Strunkheide
(Vorsitzender und Geschäftsführer)

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS	I
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	III
TABELLENVERZEICHNIS	IV
1 VERANLASSUNG UND ZIELSETZUNG	1
1.1 AUSGANGSSITUATION	1
1.1.1 <i>Bakterielle Belastung der Gewässer</i>	1
1.1.2 <i>Risiken aus der bakteriologisch-hygienischen Belastung der Gewässer</i>	3
1.1.3 <i>Gesetzliche Anforderungen</i>	4
1.1.4 <i>Desinfektion von Kläranlagenabläufen</i>	6
1.2 ZIELSETZUNGEN DES PROJEKTES	7
2 ART UND UMFANG DER ENTFERNUNG VON MIKROORGANISMEN IN KLÄRANLAGEN IN ABHÄNGIGKEIT VERSCHIEDENER REINIGUNGSSTUFEN/ VERFAHRENSTECHNIKEN NACH DEM STAND DER TECHNIK	8
3 VERFAHRENSKOMBINATION FEINFILTER – DIAPHRAGMALYSE-VERFAHREN	12
3.1 FEINFILTER	12
3.1.1 <i>Funktionsweise des EBS-Filtersystems (Fa. Amiad)</i>	12
3.1.2 <i>Einsatzbereiche</i>	14
3.2 DIAPHRAGMALYSE-VERFAHREN.....	14
3.2.1 <i>Verfahrensbeschreibung</i>	14
3.2.2 <i>Einsatzbereiche und bisherige Erkenntnisse aufgrund durchgeführter Untersuchungen</i>	16
4 UNTERSUCHUNGSSTANDORT, VERSUCHSANLAGE, VERSUCHSDURCHFÜHRUNG UND ANALYSENPROGRAMM	20
4.1 UNTERSUCHUNGSSTANDORT, VERSUCHSANLAGE UND VERSUCHSDURCHFÜHRUNG.....	20
4.1.1 <i>Siedlungswasserwirtschaftliche Randbedingungen der Kläranlage Moosburg a.d. Isar</i>	20
4.1.2 <i>Beschreibung der Versuchsanlage</i>	22
4.1.3 <i>Einbindung der Versuchsanlage in die Kläranlage Moosburg a.d. Isar und Versuchsdurchführung</i>	22
4.2 ANALYSENPROGRAMM	27
5 ERGEBNISSE UND BEWERTUNG DER MIKROBIOLOGISCHEN UND CHEMISCHEN ANALYSEN	28
5.1 MIKROBIOLOGISCHE PARAMETER	28
5.2 CHEMISCHE PARAMETER	34
6 WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNG	39
7 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	43
7.1 PROJEKTZIELE	43

7.2	METHODIK	43
7.3	ERGEBNISSE	44
LITERATURVERZEICHNIS.....		47

Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1-1:	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER EINTRAGSQUELLEN VON E.COLI.....	1
ABBILDUNG 3-1:	AMIAD-FILTER	13
ABBILDUNG 3-2:	SINCERUS-ECA-ANLAGE (DIAPHRAGMALYSE).....	15
ABBILDUNG 3-3:	EINBINDUNG DER SINCERUS-ECA-TECHNOLOGIE IN DIE SANDWASCHANLAGE.....	18
ABBILDUNG 4-1:	LAGE DER KLÄRANLAGE MOOSBURG AN DER ISAR (MOOS UND SCHLEYPEN, 2003).....	21
ABBILDUNG 4-2:	VERSUCHSANLAGE MIT PROBENAHMESTELLEN	22
ABBILDUNG 4-3:	AUSSCHNITT AUS DEM LAGEPLAN DER KLÄRANLAGE MOOSBURG MIT DARSTELLUNG DER BEIDEN NACHKLÄRBECKEN UND DES AUSLAUFBEREICHES	23
ABBILDUNG 4-4:	BLICK AUF DIE VERSUCHSANLAGE.....	24
ABBILDUNG 4-5:	ENTNAHMESTELLE FÜR DAS ZU DESINFIZIERENDE ABWASSER	25
ABBILDUNG 4-6:	AMIAD-FILTRATIONSANLAGE	25
ABBILDUNG 4-7:	SINCERUS-ECA-ANLAGE	26
ABBILDUNG 4-8:	DOSIERSTELLE VON OXIDAT (NACH DEM FILTER)	26
ABBILDUNG 5-1:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER ESCHERICHIA COLI IN DER NULLPROBE (MESSSTELLE A).....	29
ABBILDUNG 5-2:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER ESCHERICHIA COLI IN DER BEHANDELTEN PROBE (MESSSTELLE B).....	29
ABBILDUNG 5-3:	REDUKTION DER ESCHERICHIA COLI IN DEN DURCHGEFÜHRTEN VERSUCHSREIHEN (VORHER/NACHHER-VERGLEICH)	30
ABBILDUNG 5-4:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER ENTEROKOKKEN IN DER NULLPROBE (MESSSTELLE A).....	31
ABBILDUNG 5-5:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER ENTEROKOKKEN IN DER BEHANDELTEN PROBE (MESSSTELLE B).....	31
ABBILDUNG 5-6:	REDUKTION DER ENTEROKOKKEN IN DEN DURCHGEFÜHRTEN VERSUCHSREIHEN (VORHER/NACHHER-VERGLEICH)	32
ABBILDUNG 5-7:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER COLIFORME IN DER NULLPROBE (MESSSTELLE A).....	33
ABBILDUNG 5-8:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DER COLIFORME IN DER BEHANDELTEN PROBE (MESSSTELLE B).....	33
ABBILDUNG 5-9:	REDUKTION DER COLIFORME IN DEN DURCHGEFÜHRTEN VERSUCHSREIHEN (VORHER/NACHHER-VERGLEICH)	34
ABBILDUNG 5-10:	TRICHLORMETHAN.....	35
ABBILDUNG 5-11:	BROMDICHLORMETHAN	35
ABBILDUNG 5-12:	DIBROMCHLORMETHAN.....	36
ABBILDUNG 5-13:	TRIBROMMETHAN.....	36
ABBILDUNG 5-14:	TRIHALOGENMETHANE ALS SUMMENPARAMETER (TRICHLORMETHAN, BROMDICHLORMETHAN, DIBROMCHLORMETHAN UND TRIBROMMETHAN).....	37
ABBILDUNG 5-15:	AOX	38

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1-1:	MIKROBIOLOGISCHE PARAMETER DER EG-BADEGEWÄSSERRICHTLINIE UND „AUFLAGEWERTE“ FÜR DIE UV-ANLAGEN ZUR ABWASSERDESINFEKTION AN DER ISAR (BAYERN) (POPP ET AL., 2004).....	5
TABELLE 1-2:	RECHTLICH VERBINDLICHE WERTE FÜR „GUTE QUALITÄT“ UND LEITWERTE FÜR „AUSGEZEICHNETE QUALITÄT“ FÜR DIE KONZENTRATIONEN VON DARMENTEROKOKKEN UND ESCHERICHIA COLI IN BADEGEWÄSSERN GEMÄß VORSCHLAG DER EU-KOMMISSION VOM OKTOBER 2002	6
TABELLE 2-1:	ANHALTSWERTE FÜR KONZENTRATIONEN VON MIKROORGANISMEN UND DEREN ELIMINATION FÜR VERSCHIEDENE REINIGUNGSSTUFEN/ VERFAHRENSTECHNIKEN (MEDIANWERTE UND MAXIMALWERTE) ¹⁾²⁾ (MODIFIZIERT NACH MERKEL ET AL., 2002).....	9
TABELLE 2-2:	VERFAHREN DER ABWASSERDESINFEKTION GEMÄß ATV-MERKBLATT M 205, MODIFIZIERT VON POPP ET AL. (2004)	9
TABELLE 2-3:	AUSBAUGRÖßEN UND KOSTEN DER UV-ANLAGE ZUR ABWASSERDESINFEKTION AN SECHS KLÄRANLAGEN AN DER OBEREN ISAR (POPP ET AL., 2004).....	10
TABELLE 3-1:	ERGEBNISSE DER MIKROBIOLOGISCHEN UNTERSUCHUNGEN	19

1 VERANLASSUNG UND ZIELSETZUNG

1.1 Ausgangssituation

1.1.1 Bakterielle Belastung der Gewässer

Im aquatischen Milieu, wie in Oberflächengewässern, Abwasser und Grundwasser, ist eine Vielzahl der verschiedensten Bakterien verbreitet. Sie spielen mit ihren zum Teil sehr spezifisch ausgerichteten Stoffwechsellleistungen eine außerordentlich wichtige Rolle für den Abbau und die Umsetzung der verschiedenen Stoffe, die aus anthropogenen oder natürlichen Quellen in das Gewässer gelangen. Diese Mikroorganismen nehmen für die Selbstreinigung der Gewässer eine zentrale Stellung ein. Demgegenüber kann die Belastung der Oberflächengewässer mit Krankheitserregern (Parasiten, Bakterien und Viren) auf die Einleitung von Abwässern (Kläranlagen, diffusen Abwassereinleitungen, Regen- bzw. Mischwasserüberläufen, Abschwemmung von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen), intensive Freizeitnutzung (Badebetrieb u.ä.), Wasservogelansammlungen oder intensive Fischhaltung zurückgeführt werden (Abbildung 1-1). Vor allem im Zusammenhang mit Parasitenerkrankungen durch Kontamination des Trinkwassers hat das Thema „Desinfektion von Abwasser“ eine neue Aktualität erhalten [Mertsch, 2000].

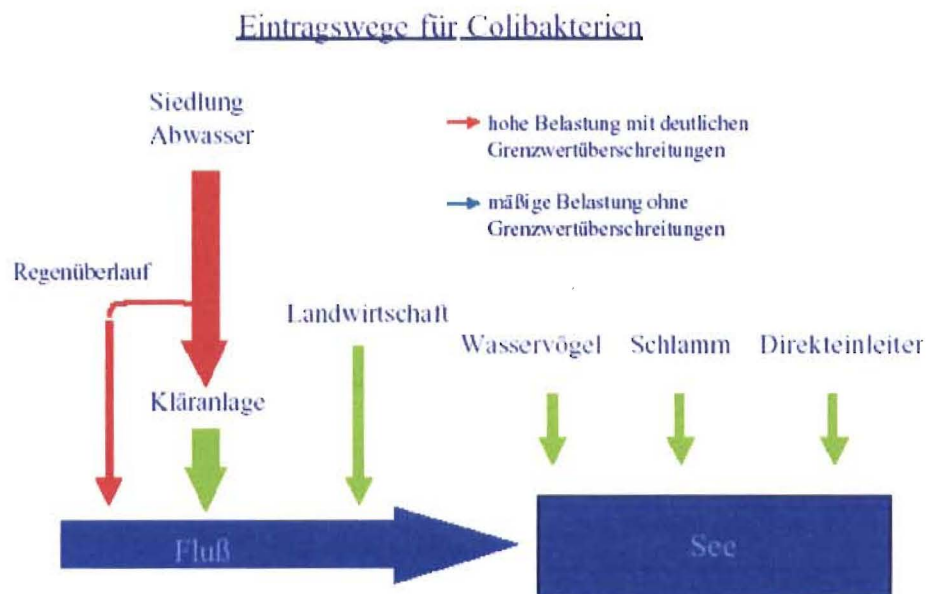


Abbildung 1-1: Schematische Darstellung der Eintragsquellen von E.coli

Die im aquatischen Biotop vorkommenden Bakterien lassen sich grob in drei Gruppen einteilen:

- **Autochthone Wasserbakterien,**
natürlich im Wasser vorkommende Bakterien, die an das vorhandene Nahrungsangebot adaptiert sind und sich hier auch vermehren;
- **Bakterien aus dem Erdreich,**
die durch Ausschwemmungen oder durch Verfrachtung in das Gewässer eingebracht werden und dort in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot kürzer oder länger überleben;
- **Bakterien aus menschlichen und tierischen Exkrementen,**
die hauptsächlich mit Abwasser oder durch Oberflächen-Abschwemmungen in das Gewässer gelangen und je nach Nahrungsangebot kurze oder längere Zeit überleben und sich manchmal sogar vermehren können.

Die Biozönose autochthoner Wasserbakterien wird in erster Linie durch die chemisch-physikalische Beschaffenheit des Gewässers geprägt. Zu ihnen gehören z. B. die nitrifizierenden Bakterien, die in den Sommermonaten in der Tideelbe unter hohem Sauerstoffverbrauch das Ammonium zu Nitrat oxidieren, oder die denitrifizierenden Bakterien, die bei Sauerstoffmangel das Nitrat zum elementaren Stickstoff reduzieren können. Die Entwicklung dieser Bakterien wird somit vorrangig durch den allochthonen Nährstoffeintrag beeinflusst. Hierzu zählen auch die Bakterien, die in erster Linie Kohlenstoffverbindungen (organische Verbindungen) abbauen. Letztere können in erhöhter Zahl in abwasserbelasteten Gewässern auftreten. Sie sind jedoch kein eindeutiges Indiz für Abwassereinleitungen, da sie auch bei natürlichen Abbauvorgängen (z. B. nach Laubfall, Absterben einer Algenpopulation) in hoher Zahl auftreten können. Diese Bakterien (Saprophyten) werden bei der Ermittlung der „Koloniezahl“ (Gesamtbakterienzahl) erfasst.

Bei den Bakterien aus menschlichen und tierischen Exkrementen sind die nicht pathogenen Fäkalbakterien als sogenannte Fäkalindikatorbakterien von den pathogenen Bakterien, den "Krankheitserregern", zu unterscheiden.

Krankheitserreger gelangen hauptsächlich von "Dauerausscheidern" mit den Fäkalien, aber auch beispielsweise von Krankenhäusern und Schlachthäusern in die Kanalisation und in die Gewässer. Auch intensive Viehhaltung, Naturdüngung und Verbringung von Gülle auf die Felder tragen zum Eintrag von pathogenen Mikroorganismen in die Gewässer bei. Hier tritt

meist eine sehr starke Verdünnung auf, so dass ihr Nachweis außerordentlich aufwendig ist. In der Regel werden daher andere, meist harmlose Darmbakterien (von Warmblütern), die in weitaus größerer Zahl ausgeschieden werden und deren Nachweis einfacher ist, als Abwasserindikatorbakterien herangezogen. Als Hinweis auf eine Verunreinigung mit Fäkalien eignet sich der Nachweis der sogenannten **Coliformen Bakterien (Gesamtcoliforme)**, zu denen der "echte" Darmbewohner *Escherichia coli* und einige nahe verwandte Bakterienarten gehören. Der Nachweis von *Escherichia coli* (**Fäkalcoli** oder **Fäkalcoliforme**) liefert dagegen den eindeutigen Beweis einer fäkalen Verunreinigung. Erhöhte Befunde von coliformen Bakterien können somit als Hinweis, Vorkommen von *E. coli* als Beweis dafür gelten, dass Exkremate von Warmblütern und damit auch potentielle Krankheitserreger wie z.B. Salmonellen in das Wasser gelangt sind.

Vielfach werden regelmäßig an Abwasser- und Gewässerproben auch die relativ aufwendigen Untersuchungen auf das Vorkommen von **Salmonellen** einschließlich ihrer serologischen Typenbestimmung vorgenommen. Salmonellen sind, wie alle Enterobakterien, gram-negative, nichtsporenbildende stäbchenförmige Bakterien. Die meisten Arten sind peritrich begeißelt und damit beweglich. Die Salmonellen verfügen über Körper- und Geißelantigene. Salmonellen werden nachgewiesen durch biochemische Untersuchungen. Die genaue Identifizierung einer Salmonella-„Art“ (Serotyp/Serovar) geschieht serologisch, indem mit spezifischen Immunsereinen die Körper- und Geißelantigene bestimmt werden (Antigenanalyse). Stämme innerhalb einer Art können weiter durch Lysierung bestimmter Bacteriophagen (Viren) differenziert werden (Phagen-Typisierung). Auf Grund ihrer antigenen Verschiedenheit (unterschiedliches Antigenmosaik) unterscheidet man heute über 2000 Serovare. Salmonellen gelten als pathogen für Mensch und Tier. Beim Menschen verursachen sie - je nach Art – typhöse oder gastroenteritische Krankheitsbilder. Infektionen erfolgen fast ausschließlich auf oralem Weg. Infektionen und Krankheitsfälle beim Menschen sind meldepflichtig. Viele Salmonella-Arten in der Umwelt stammen heute aus Tierhaltungen (Quelle: Salmonella-haltige Futtermittel). Ihre Verbreitung erfolgt im Gewässer zudem häufig durch Wasservögel.

1.1.2 Risiken aus der bakteriologisch-hygienischen Belastung der Gewässer

Prinzipiell ist davon auszugehen, dass häusliche und kommunale Abwässer sowie Abwässer aus bestimmten Industriezweigen (z.B. Schlachthöfe, Futtermittelindustrie) ein infektiöses Potential darstellen. Daher kann bei Einleitung derartiger Abwässer die Nutzung und Funktion der Gewässer in folgenden Bereichen beeinträchtigt werden:

- Trinkwassergewinnung
- Brauchwassergewinnung (z.B. Industrie und Landwirtschaft)
- Freizeit und Erholung (Baden, Wassersport, Angeln)
- Lebensraum Wasser (Krankheiten bei Fischen, Amphibien u. Vögeln).

1.1.3 Gesetzliche Anforderungen

Für Abwassereinleitungen in Oberflächengewässer sind Emissionsgrenzwerte für verschiedene chemische Kenngrößen aufgestellt worden (§ 7a WHG). Für bakteriologische Parameter gibt es derartige Emissionsgrenzwerte nicht. Lediglich für bestimmte infektiöse Abwässer gelten Vorschriften nach dem Bundesseuchengesetz (BSeuchG), das zum Jahreswechsel 2000/2001 durch das Infektionsschutzgesetz (IfSG, 2001) abgelöst wurde. Die Desinfektion von Abwasser vor Einleitung in die Kanalisation oder in ein Gewässer ist nur für bestimmte Herkunftsbereiche vorgeschrieben, wie z.B. bei der Behandlung von Abwässern

- mit biologischen Arbeitsstoffen ab Schutzstufe 2 (BioStoffV, 1999),
- aus Tuberkuloseheilstätten (RKI, 1997),
- aus gentechnischen Anlagen ab Sicherheitsstufe 2 (GenTSV, 1995),
- aus der Tierkörperbeseitigung (TierKBV, 1976).

Es gibt jedoch in EG-Richtlinien festgeschriebene nutzungsorientierte Immissionsstandards über die Qualität von Wasser für Badegewässer (EG-Richtlinie 76/160), die Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern (EG-Richtlinie 75/440), den menschlichen Gebrauch (EG-Richtlinie 80/778) bzw. aus der Trinkwasserverordnung (TrinkwV von 2003). Ferner gibt es eine DIN-Norm für die Berechnung von Freilandkulturen (DIN 19650)

Die EG-Richtlinie 76/160 wurde in mehreren Bundesländern, beispielsweise in Bayern (Bay-BadegewV, 1998), in nationales Recht umgesetzt.

Tabelle 1-1: Mikrobiologische Parameter der EG-Badegewässerrichtlinie und „Auf-lagewerte“ für die UV-Anlagen zur Abwasserdesinfektion an der Isar (Bayern) (Popp et al., 2004)

EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer vom 8.12.1975 (76/160 EWG)				UV-Anlagen (Isar)
Mikrobiologische Parameter	Vol.	Grenzwert	Leitwert	Auf-lagewert
Gesamtcolidforme Bakterien	100 ml	10.000 (95)	500 (80)	50
Fäkalcoliforme Bakterien	100 ml	2.000 (95)	100 (80)	10
Streptococcus fascialis *)	100 ml	-	100 (90)	10
Salmonella *)	1 l	0 (95)	-	-
Enterovirus *)	pfu ¹⁾ / 10 l	0 (95)	-	-
Die Ziffern in Klammer geben die Probenanzahl in Prozent an, bei denen die Werte nicht überschritten werden dürfen. Der Probenahmeabstand beträgt 14 Tage, bei negativem Befund im Vorjahr 4 Wochen. *) Diese Parameter müssen nicht routinemäßig untersucht werden.				Wert muss im <u>80-Perzentil</u> am Ablauf der UV-Anlage eingehalten werden.

Erste Initiativen zur Überarbeitung der EG-Badegewässerrichtlinie begannen bereits im Jahr 1994, als die Kommission einen ersten Vorschlag für eine Revision vorlegte. Mittlerweile hat die Europäische Union ihre Wasserpolitik gründlich umstrukturiert. Dies erfolgte durch Verabschiedung der Wasserrahmenrichtlinie, mit der kohärente Rahmenbedingungen für sämtliche Rechtsvorschriften der EU im Zusammenhang mit der Wasserpolitik geschaffen wurden. Es war daher auch erforderlich, die Bestimmungen der Badegewässerrichtlinie in diesen Rahmen entsprechend einzupassen. Im Oktober 2002 wurde von der Kommission ein Vorschlag für eine RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über die Qualität der Badegewässer vorgelegt. Die Kommission schlägt in der neuen Richtlinie eine drastische Verringerung der Parameter von 19 auf lediglich 2 mikrobiologische Kernparameter vor, die durch visuelle Kontrollen (Algenblüte, Öl) und Messungen des pH-Werts in Süßwasser ergänzt werden. Hiernach sollen für die Konzentrationen von Darmenterokokken und Escherichia coli in Badegewässern rechtlich verbindliche Werte für „gute Qualität“ und Leitwerte für „ausgezeichnete Qualität“ gemäß folgender Tabelle gelten:

Tabelle 1-2: Rechtlich verbindliche Werte für „gute Qualität“ und Leitwerte für „ausgezeichnete Qualität“ für die Konzentrationen von Darmenterokokken und Escherichia coli in Badegewässern gemäß Vorschlag der EU-Kommission vom Oktober 2002

Mikrobiologische Parameter	Ausgezeichnete Qualität (Leitwert)	Gute Qualität (verpflichtender Wert)
Darmenterokokken (D.E.) in cfu/100 ml	100	200
Escherichia coli (E.C.) in cfu/100 ml	250	500

Der Entwurf enthält statt der Fäkalstreptokokken den Parameter Darmenterokokken und statt der Fäkalcoliforme den Parameter Escherichia coli. Die unterschiedlichen Bezeichnungen ergeben sich im Wesentlichen aus den unterschiedlichen Nachweismethoden, wobei die Bewertung aber weitgehend analog erfolgt. Escherichia coli und Darmenterokokken sind im Prinzip ausschließlich auf Verunreinigungen durch Fäkalien menschlicher und tierischer Herkunft zurückzuführen und signalisieren mit hinreichender Sicherheit ein Infektionsrisiko. Auf den Parameter Gesamtcoliforme soll künftig verzichtet werden. Im Positionspapier der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB – 5.8 „Hygiene“ (Januar 2004) wird über den Vorschlag der Kommission hinaus sogar eine Absenkung des Leitwertes (Ausgezeichnete Qualität) für die Darmenterokokken auf 50/100 ml postuliert.

1.1.4 Desinfektion von Kläranlagenabläufen

Die Desinfektion von Kläranlagenabläufen wird bislang nur an besonders empfindlichen Gebieten – z.B. an Badestränden von Nord- und Ostsee – durchgeführt [Huber und Popp, 1994; Thyen et al., 1993], wobei eine flächendeckende Desinfektion aller Kläranlagenabläufe und insbesondere der Überläufe von Regenüberlaufbecken allein aus Kostengründen nicht realisierbar erscheint.

Das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft wählte die Obere Isar für das „Pilotvorhaben“ zur Wiederherstellung der Badegewässerqualität an einem Fließgewässer aus, weil hier die Belastung mit Fäkalbakterien hauptsächlich aus Kläranlagen stammt. Der Eintrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen und Streusiedlungen im direkten Uferbereich spielt eher

eine untergeordnete Rolle. Eine Sanierung der verbleibenden punktuellen und teilweise diffusen Belastungen an einigen Nebenflüssen wird die Wasserqualität der Isar noch weiter verbessern.

1.2 Zielsetzungen des Projektes

Vor dem Hintergrund der Ausführungen in Kapitel 1.1 gewinnen innovative Verfahren, welche die **Risiken aus der bakteriologisch-hygienischen Belastung der Gewässer** und die **Betriebskosten** minimieren, zunehmend an Bedeutung. Ein vielversprechendes Verfahren ist hierbei die Verfahrenskombination Feinfilter/ Diaphragmalyse, das zur Desinfektion von Abwässern eingesetzt werden kann (siehe Kapitel 3).

Zielsetzung dieses Projektes war, zu untersuchen,

- inwieweit durch die Verfahrenskombination Feinfilter/ Diaphragmalyse eine Desinfektion des Ablaufes von Kläranlagen möglich ist,
- inwieweit durch die Verfahrenskombination Feinfilter/ Diaphragmalyse im Vergleich zu den am Markt platzierten Verfahren – insbesondere der UV-Desinfektion - Kosten eingespart werden können und
- wie die Verfahrenskombination Feinfilter/ Diaphragmalyse hinsichtlich der Umweltverträglichkeit zu bewerten ist.

Die Untersuchungen erfolgten exemplarisch am Beispiel der *Kläranlage Moosburg a.d. Isar*.

2 ART UND UMFANG DER ENTFERNUNG VON MIKROORGANISMEN IN KLÄRANLAGEN IN ABHÄNGIGKEIT VERSCHIEDENER REINIGUNGSSTUFEN/VERFAHRENSTECHNIKEN NACH DEM STAND DER TECHNIK

In konventionellen Kläranlagen erfolgt bereits je nach Reinigungsstufe/Verfahrenstechnik eine teilweise bis nahezu vollständige Entfernung hygienisch relevanter Mikroorganismen.

Nachklärbecken: Nach der Adsorption an Schlammflocken wird in Nachklärbecken eine (Teil-)Entfernung von Mikroorganismen bewirkt.

Filtration: In Einschicht- oder Mehrschichtfilteranlagen zur weitergehenden Abwasserreinigung werden Feinstsuspensa (Partikel, Schlammflocken, Phosphatfällungsprodukte) abgetrennt, wodurch eine Reduktion der mikrobiologischen Belastung stattfindet [ATV-Fachausschuss 2.8, 1997; ATV-Arbeitsgruppe 2.1.6, 1997].

Membrananlagen: Es liegen heute weltweit und auch in Deutschland Erfahrungen mit Membranfiltrationsanlagen als Ersatz der Nachklärung vor, die eine nahezu vollständige Partikelentfernung aufweisen [Dorgeloh, 2000; Drensla et al., 2000].

In der nachfolgenden Tabelle sind für die zuvor angeführten Reinigungsstufen/Verfahrenstechniken Anhaltswerte für Konzentrationen von Mikroorganismen und deren Elimination aufbereitet.

Tabelle 2-1: Anhaltswerte für Konzentrationen von Mikroorganismen und deren Elimination für verschiedene Reinigungsstufen/ Verfahrenstechniken (Medianwerte und Maximalwerte) ¹⁾²⁾ (modifiziert nach Merkel et al., 2002)

	Gesamtkoloniezahl	Gesamtcolliforme	Fäkalcolliforme	Fäkalstreptokokken	Salmonellen	Darmviren ²⁾	Cryptosporidien ²⁾	Giardien ²⁾
	KBE/ml	MPN/100 ml	MPN/100 ml	MPN/100 ml	MPN/100 ml	-/l	-/100 l	-/100 l
Nur Nachklärung								
Anzahl der Einzelwerte n	32	32	32	32	32	6	-	-
Zulaufkonzentration	$2,2 \cdot 10^6$	$3,4 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^6$	$2,1 \cdot 10^6$	240	45 (90)	n.b.	n.b.
Ablaufkonzentration NKB	$2,0 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^4$	4.300	3	< 18 (18)	n.b.	n.b.
Elimination in log-Stufen	2,0	2,8	2,5	2,6	1,9	k.A.	k.A.	k.A.
Kontinuierlicher Einschicht-Sandfilter (DynaSand)								
Anzahl der Einzelwerte n	8	8	8	8	8	5	-	-
Ablaufkonzentration Tropfkörper ³⁾	8.900	$2,4 \cdot 10^4$	4.300	2.400	≤ 3	< 18	n.b.	n.b.
Ablaufkonzentration Filter	3.200	1.500	1.500	930	≤ 3	< 18	n.b.	n.b.
Elimination in log-Stufen	0,4	1,2	0,5	0,4	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Membranfiltration								
Anzahl der Einzelwerte n	41	42	42	42	42	7	-	-
Zulaufkonzentration KA	$2,3 \cdot 10^6$	$7,2 \cdot 10^7$	$5,8 \cdot 10^6$	$4,3 \cdot 10^5$	43	179 (256)	n.b.	n.b.
Ablaufkonzentration Filter	4.300	≤ 30	≤ 30	≤ 30	≤ 3	< 18 (18)	n.b.	n.b.
Elimination in log-Stufen	3,1	> 6,3	> 5,4	> 4,5	> 1,7	k.A.	k.A.	k.A.
<p>1) Probenahme: Die Konzentrationen von Gesamtkoloniezahl, Gesamtcolliformen, Fäkalstreptokokken und Salmonellen wurden aus 6-bis 8-Stunden-Mischproben bestimmt. Darmviren wurden aus 24h-Mischproben oder Stichproben, Parasiten immer aus Stichproben bestimmt.</p> <p>2) Die Werte in Klammern bei Darmviren, Cryptosporidien-Oocysten und Giardia-Systemen geben jeweils die gemessenen Maximalwerte an.</p> <p>3) Die Zulaufkonzentration zum Filter entspricht der Ablaufkonzentration des vorgeschalteten Tropfkörpers.</p> <p>k.A. keine Angabe n.b. nicht bestimmt</p>								

Die grundlegenden Verfahren der Abwasserdesinfektion auf Kläranlagen sind im ATV-Merkblatt M 205 [ATV-M 205, 1998] beschrieben. In Tabelle 2-2 sind die Verfahren einschließlich Bewertung und Kosten nach heutigem Stand einander gegenüber gestellt.

Tabelle 2-2: Verfahren der Abwasserdesinfektion gemäß ATV-Merkblatt M 205, modifiziert von Popp et al. (2004)

Verfahren	Desinfektionswirkung	Betriebs-erfahrung	Umweltver-träglichkeit	Sicherheit für Personal	Kosten ¹⁾ [€/m³]
UV-Bestrahlung	+	++	+	-/+	0,03 - 0,05
Membranfiltration	++	+/-	++	+/-	0,20 - 0,75 ²⁾
Ozonung	+	+	-	--	0,05 - 0,18
Chlorung	++	++	--	--	0,04 - 0,06
Peressigsäure-Anw.	+ / (++ ³⁾)	-	+	-/+	0,03 - 0,05 ³⁾
Naturnahe Verfahren	+/-	+/-	++	++	0,01 - 0,03 (?)
<p>1) Abschreibung der Investitionen und Betrieb 2) Zusätzlich können andere wirtschaftliche Vorteile erreicht werden. 3) nach Firmenangabe</p>					

In den letzten Jahren hat sich bei der Abwasserdesinfektion die UV-Desinfektion durchgesetzt [Schleypen, 2002]. Die Desinfektion von Abwasser durch UV-Strahlung (photochemisches Desinfektionsverfahren) gewährleistet eine weitgehende Inaktivierung von Viren und Parasiten. Hierbei wird eine photochemische Reaktion in der DNS der Mikroorganismen verursacht, d.h. die Mikroorganismen werden entweder abgetötet oder ihre Vermehrungsfähigkeit wird zerstört, was gleichermaßen eine Unschädlichkeit bewirkt. Die Abtötungs- und Inaktivierungsrate ist dabei abhängig von der Bestrahlungsdosis.

In Bad Tölz, an der Oberen Isar, ging im August 2000 die erste UV-Anlage zur Abwasserdesinfektion an einem Fließgewässer in Deutschland in Betrieb (Verace, 2004). Seitdem werden am Kläranlagenablauf die Leit- und Grenzwerte der EG-Badegewässer-Richtlinie und „Auflagewerte“ (Tabelle 1-1) sicher eingehalten. Mittlerweile sind an der Oberen Isar weitere Kläranlagen mit UV-Anlagen ausgerüstet worden. Als zweiter Fluss in Bayern soll demnächst die Würm desinfiziert werden (Gronegger, 2004).

In Abhängigkeit von verschiedenen Randbedingungen wie Qualität des Baugrundes, tatsächlicher Mischwasseranfall, Transmissionswerte des Abwassers (Entscheidung für oder gegen einen Sandfilter), Platzangebot vor Ort, vorhandene Reserven im hydraulischen Gefälle (zusätzliches Pumpwerk), Kapazität der elektrischen Anschlussleistung (Umbau Trafostation) schwanken die spezifischen Kosten für eine Abwasserdesinfektion erheblich (Tabelle 2-3). Die Transmissionswerte des Abwassers als Maß für die Durchgängigkeit der UV-C Strahlung (Wellenbereich 200-280nm) beeinflussen maßgeblich die Kosten einer UV-Desinfektion. Die Transmissionswerte entscheiden letztlich über die Notwendigkeit eines Sandfilters als ein wesentlicher Kostenfaktor und ferner die Auslegung der UV-Anlage.

Tabelle 2-3: Ausbaugrößen und Kosten der UV-Anlage zur Abwasserdesinfektion an sechs Kläranlagen an der Oberen Isar (Popp et al., 2004)

Kläranlage	Ausbaugröße [EW]	maximaler Abwasserdurchfluss [m³/h]	Sandfilter vorge-schaltet	UV-Bestrahlungsanlage		Spezifische Investitionskosten nach Ausschreibungsergebnissen in €/EW		
				Gerinne-anzahl	Strahler-anzahl	Bau-technik	Maschinen- und Elektro-technik	Gesamt
Bad Tölz	82.000	2.063	ja	2	144	4,9	3,5	8,4
Lenggries	15.000	382	nein	2	32	18,5	14	32,5
Schäftlarn	10.000	305	ja	1	24	5,3	7,6	12,9
Benediktbeuren	8.000	288	ja	2	16	30,6	11,6	42,3
Penzberg	34.000	1.780	nein	2	160	6,5	6,8	13,3
Wolfratshausen	120.000	2.215	ja	2	192	2,5	3,4	5,9

Im nachfolgenden Kapitel 3 wird die in diesem Projekt zu untersuchende Verfahrenskombination Feinfilter/ Diaphragmalyse beschrieben, die zur Abwasserdesinfektion eingesetzt wurde.

3 VERFAHRENSKOMBINATION FEINFILTER – DIAPHRAGMALYSE-VERFAHREN

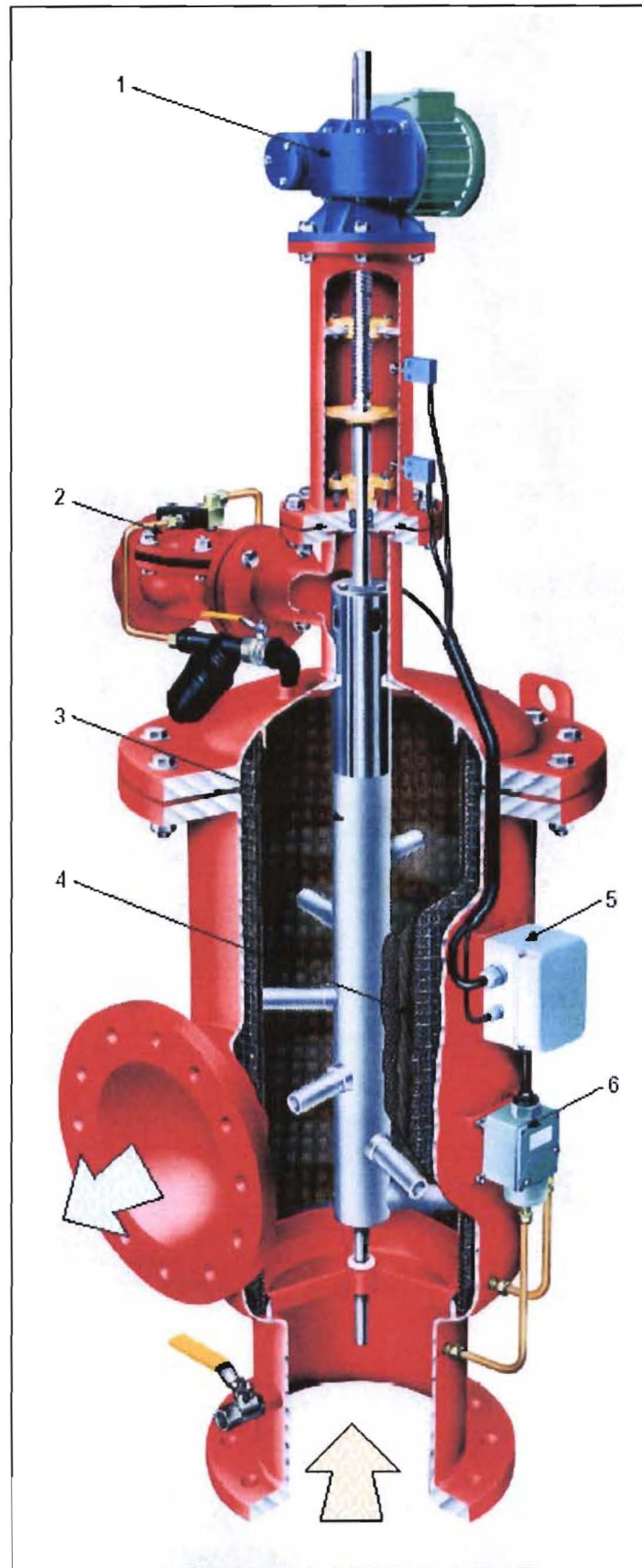
3.1 Feinfilter

3.1.1 Funktionsweise des EBS-Filtersystems (Fa. Amiad)

Der EBS-Filter ist ein automatischer Rückspülfilter, der mit verschiedenen Typen von Filtersieben mit Feinheiten von 3.500 bis 10 Mikron betrieben werden kann

Der Wasserstrom wird durch das zylinderförmige Edelstahl-Filterelement von innen nach außen geleitet (Abbildung 3-1). Diese Anordnung gewährt einen minimalen Differenzdruck. Je nach vorliegenden Filtrationsanforderungen können unterschiedliche Filtersiebe eingesetzt werden. Der am Sieb zurückgehaltene Filterkuchen erzeugt einen wachsenden Differenzdruck, der bei einem vorbestimmten Schwellwert die Abreinigung des Siebs auslöst.

Die Selbstreinigung erfolgt im Filterbereich 800 - 10 Mikron mittels Saugdüsenausführung. Der Filter ist mit einem Differenzdruck-Sensor ausgerüstet, der bei Überschreitung des vorbestimmten Schwell-Differenzdrucks ein elektronisches Schaltsignal zur Einleitung des Rückspülzyklus gibt. Das Öffnen des Abwasserventils erfolgt durch einen Magnetschalter, der mittels eines hydraulischen Steuersignals bzw. mittels Druckluft betätigt wird. In einem kontrollierten, spiralförmigen Rasterablauf wird der Filterkuchen über die Saugdüsen berührungslos vom Sieb abgesaugt und dieses somit vollständig gereinigt. Die benötigten Saugkräfte werden dadurch erzielt, dass das Spülventil während des Selbstreinigungszyklus zur Atmosphäre geöffnet wird. Der abgesaugte Filterkuchen tritt durch das geöffnete Spülventil aus. Der gesamte Selbstreinigungsprozess ist nach 35 - 40 Sekunden abgeschlossen. Der Selbstreinigungsprozess wird entweder durch Erreichen eines zuvor eingestellten Schwell-Differenzdruckes bzw. per Zeitschaltuhr eingeleitet. Während der Rückspülung ist die kontinuierliche Versorgung nachgeschalteter Anlagen gesichert.



1. Antriebsmotor
2. Abwasservertil
3. Saugdüseinheit
4. Sieb
5. Schaltschrank
6. Differenzdruck-Sensor

Abbildung 3-1: Amiad-Filter

3.1.2 Einsatzbereiche

Der EBS-Filter kann in unterschiedlichen Bereichen eingesetzt werden: Hierzu zählen beispielsweise die Filtration von Brauchwasser, Kühlwasser, Abwasser, Zellstoffherstellung, Lebensmittelherstellung, Kunststoffverarbeitung, Bergbau, Bewässerungssysteme für die Landwirtschaft.

Der Amiad-Filter wird auch im Bereich der Abwassertechnik bereits erfolgreich eingesetzt und hat sich dort als robuste und wartungsarme Technologie erwiesen. Hierzu einige Anwendungsbeispiele:

- Kläranlage Bad Liebenzell: Brauchwasseraufbereitung mit einer nachgeschalteten UV-Desinfektion
- Kläranlage Gerwisch bei Magdeburg: Brauchwasseraufbereitung mit einer nachgeschalteten UV-Desinfektion
- Kläranlage in Nortorf (Norddeutschland): Filtration von geklärtem kommunalen Abwasser zum Schutz der Düsen in den Grobreinigungsanlagen vor Ort

3.2 Diaphragmalyse-Verfahren

3.2.1 Verfahrensbeschreibung

Das Diaphragmalyse-Verfahren bewirkt die elektrochemische Aktivierung von Wasser und Kochsalz. Kernelement der Diaphragmalyse-Technologie ist ein spezieller Elektrolyse-Reaktor aus Titan mit verschiedenen Edelmetallbeschichtungen, einem Zirkonium-Oxid-Diaphragma und einer speziellen Keramik. Auf der Basis von elektrolytischen Prozessen werden bei diesem Verfahren die Eingabestoffe Wasser und Salz in zwei, durch ein Diaphragma voneinander getrennte, Anoden- und Kathodenkammern temporär zerlegt. So entstehen zwei unterschiedliche Konzentrate:

- eine Anodenfraktion (OXIDAT) und
- eine Kathodenfraktion (REDUKT)

Das **OXIDAT** enthält alle bekannten und anerkannten Oxidantien in ionischer und/oder radikaler Form wie

- freies Chlor,
- Ozon,
- Wasserstoffperoxyd und
- Sauerstoff.

OXIDAT besitzt somit eine starke desinfizierende Wirkung (Redoxpotential ca. 1200 mV). Das Zusammenwirken dieser Oxidantien sorgt für eine extrem hohe Leistungsfähigkeit des OXIDATs. OXIDAT kann Bakterien, Viren, Keime und Pilze (z.B. Salmonellen, Legionellen, E.Coli, Koliforme Keime, Fäkalstreptokokken, Pseudomonas) reduzieren bzw. eliminieren.

Das als Kathodenfraktion anfallende reduktive Konzentrat **REDUKT** (Natronlauge als Nebenprodukt der Diaphragmalyse) kann beispielsweise zur Reinigung von Fliesen, Flächen, Fenster und Böden verwendet werden.



Abbildung 3-2: SINCERUS-ECA-Anlage (Diaphragmalyse)

Das Verfahren der Diaphragmalyse zeichnet sich durch niedrige Betriebskosten und einfache Handhabung ohne hohen Personalaufwand aus, da das System vollautomatisch funktioniert.

3.2.2 Einsatzbereiche und bisherige Erkenntnisse aufgrund durchgeführter Untersuchungen

Durch die Flexibilität des Diaphragmalyse- Verfahrens kann ein breites Spektrum von Problembereichen bei der Desinfektion abgedeckt werden. Einige der möglichen Einsatzbereiche auf dem kommunalen und industriellen Sektor sind nachfolgend kurz skizziert:

- Vernichtung von Krankheitserregern aller Art (auch Legionellen) bei Klimaanlage, Luftbefeuchtungsanlagen;
- Desinfektion von Kreislaufwasser bei Kühltürmen, Autowaschanlagen etc.;
- Desinfektion von Abfüllanlagen und der zu befüllenden Behältnisse wie Flaschen, Dosen etc. sowie Behandlung der Abwässer (Getränke-Industrie);
- Entfärbung (organisch) von Abwässern / Textil- und Papierindustrie sowie Reduzierung des CSB-Wertes (Papierbleichung etc.);
- Möglichkeit zur mehrmaligen Nutzung der meisten Brauchwässer durch Rückführung;
- Behandlung von Gülle, Sterilisation von Getreide- und Futtersilos, Desinfektion von Maschinen etc. (Landwirtschaft);
- Schwimmbad-Desinfektion (verhindert Haut- und Augenreizungen);
- Desinfektion aller sanitären Anlagen;
- Trinkwasseraufbereitung bei kommunalen Wasserversorgern.

Der Einsatz der SINCERUS-ECA-Technologie ist auch an mehreren Stellen des Abwasserreinigungsprozesses denkbar:

- im Ablauf der Kläranlage zur Abwasserdesinfektion bei gleichzeitiger Desinfektion des Abwassers bis zur Erreichung der Badewasserqualität. (Gegenstand dieses Projektes). Es wird in Kürze auch untersucht, inwieweit endokrin wirkende Stoffe durch die SINCERUS-ECA-Technologie reduziert werden können,
- beim Belebtschlammprozess zur Unterdrückung von fädigen Bakterien

- zur Desinfektion möglicherweise auch des Klärschlammes usw.,
- zur Geruchsbekämpfung,
- zur Desinfektion gewaschener Sande.

Untersuchungen zur Desinfektion gewaschener Sande mit der SINCERUS-ECA-Technologie (Abbildung 3-3) sind bereits auf der Kläranlage Moosburg durchgeführt worden (Strunkheide, 2004).

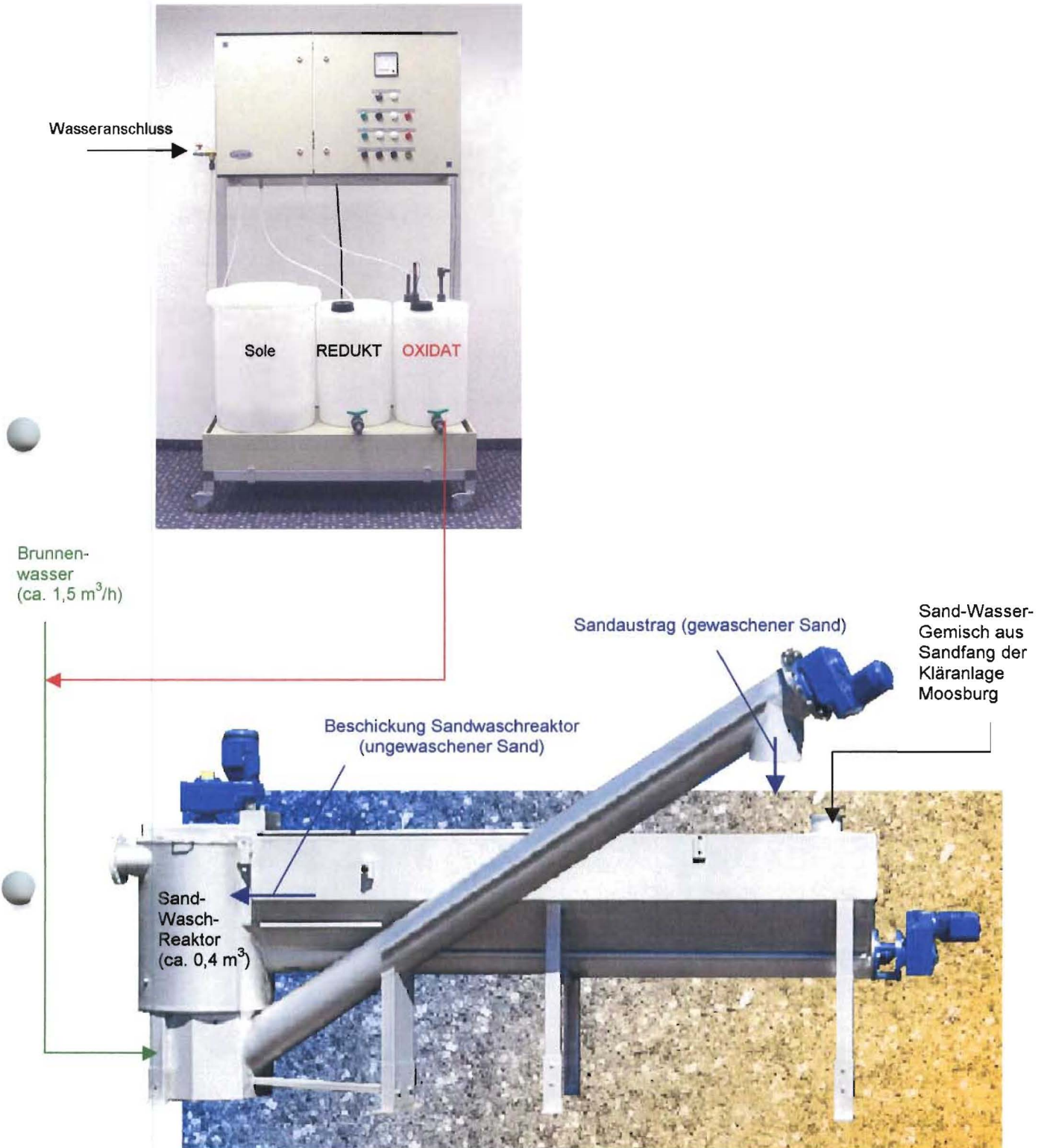


Abbildung 3-3: Einbindung der SINCERUS-ECA-Technologie in die Sandwaschanlage

Die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen sind in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 3-1: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen

Probenbezeichnung	Koloniezahl	E.coli	Salmonellen	AOX
	[KBE/g]	[MPN/g]	[in 10 g]	[mg/kg]
PN-GS-21.07.03 (ohne OXIDAT)	$1,6 \times 10^7$	$2,1 \times 10^5$	negativ	negativ
PN-GS-22.07.03 (mit OXIDAT)	$2,34 \times 10^5$	$1,1 \times 10^3$	negativ	negativ
PN-GS-23.07.03 (mit OXIDAT)	$2,64 \times 10^5$	$4,6 \times 10^3$	negativ	negativ
PN-GS-24.07.03 (mit OXIDAT)	$2,6 \times 10^5$	1	negativ	negativ

Hiernach lässt sich folgende Bewertung bezüglich der mikrobiologischen Belastung abgeben:

- Die Belastung des gewaschenen Sandes an **E.coli** konnte durch eine OXIDAT-Dosierung in Höhe von 50 l/h von $2,1 \times 10^5$ auf **1 MPN/g** reduziert werden und lag somit deutlich unter einem vergleichbaren Material (entseuchter Klärschlamm), dessen Grenzwert von maximal 1.000 Enterobacteriaceae/g vorgeschlagen wird. Bei einer OXIDAT-Dosierung von 27 l/h bewegte man sich etwas oberhalb dieses Grenzwertes, so dass für die Verhältnisse auf der Kläranlage Moosburg eine OXIDAT-Menge in der Größenordnung von **50 l/h** erforderlich war.
- Die Sandproben, die mit OXIDAT beaufschlagt wurden, wiesen eine um zwei 10er-Potenzen geringere Belastung an KBE/g auf als die unbehandelte Probe (ohne OXIDAT) vom 21.07.2003.
- Die Salmonellenbefunde waren durchweg negativ (unterhalb der Bestimmungsgrenze).
- AOX als Ergebnis des Zusammenwirkens von Chlor und Organik konnte nicht festgestellt werden (unterhalb der Bestimmungsgrenze).

4 UNTERSUCHUNGSSTANDORT, VERSUCHSANLAGE, VERSUCHSDURCHFÜHRUNG UND ANALYSENPROGRAMM

4.1 Untersuchungsstandort, Versuchsanlage und Versuchsdurchführung

4.1.1 Siedlungswasserwirtschaftliche Randbedingungen der Kläranlage Moosburg a.d. Isar

Die Kläranlage Moosburg (ca. 40.000 E+EG), die an der Isar angesiedelt ist (Abbildung 4-1), besteht in den wesentlichen Teilen aus

- einem Sandfang (192 m³),
- einer Vorklärung (288 m³),
- zwei parallel betriebenen Belebungsstraßen, jeweils mit Bio-P, D- und N-Stufe (insgesamt 10.000 m³),
- zwei Nachklärbecken ($A=1.230 \text{ m}^2$ und $h_{\text{ges.}} = 3,27 \text{ m}$) sowie
- einem Faulturm (2.400 m³).

Die der Kläranlage zufließende Abwassermenge liegt bei Trockenwetter im Mittel bei 5.650 m³/d. Der maximale Zufluss bei Trockenwetter beträgt 504 m³/h. Bei Regenwetter können bis zu 900 m³/h aufgenommen werden.

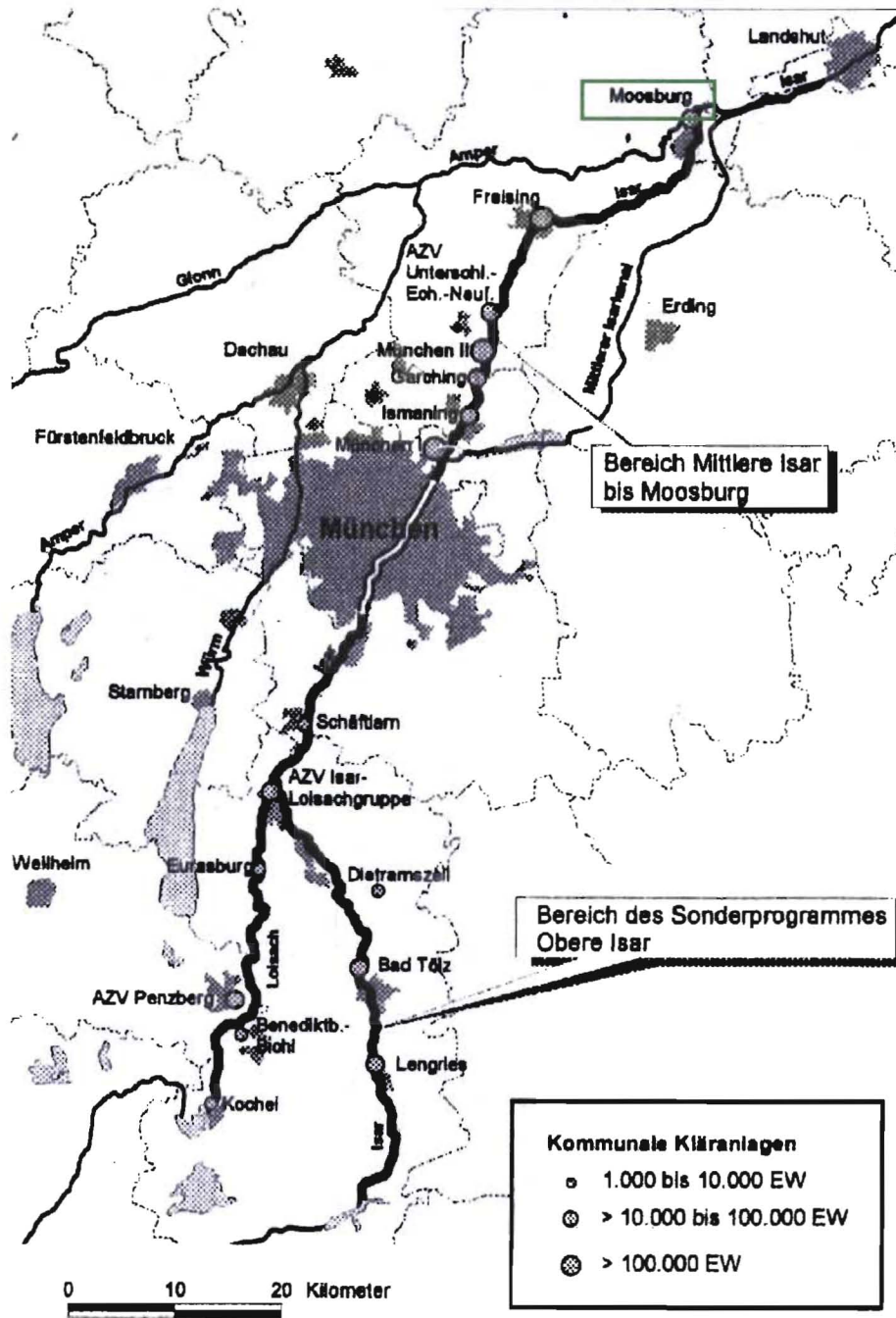


Abbildung 4-1: Lage der Kläranlage Moosburg an der Isar (Moos und Schleypen, 2003)

4.1.2 Beschreibung der Versuchsanlage

Die eingesetzte Versuchsanlage bestand aus folgenden Komponenten (siehe schematische Darstellung in Abbildung 4-2):

- Mobile Pumpstation
- Filteranlage (Fa. Amiad)
- SINCERUS-ECA-Anlage (Diaphragmanalyseverfahren)

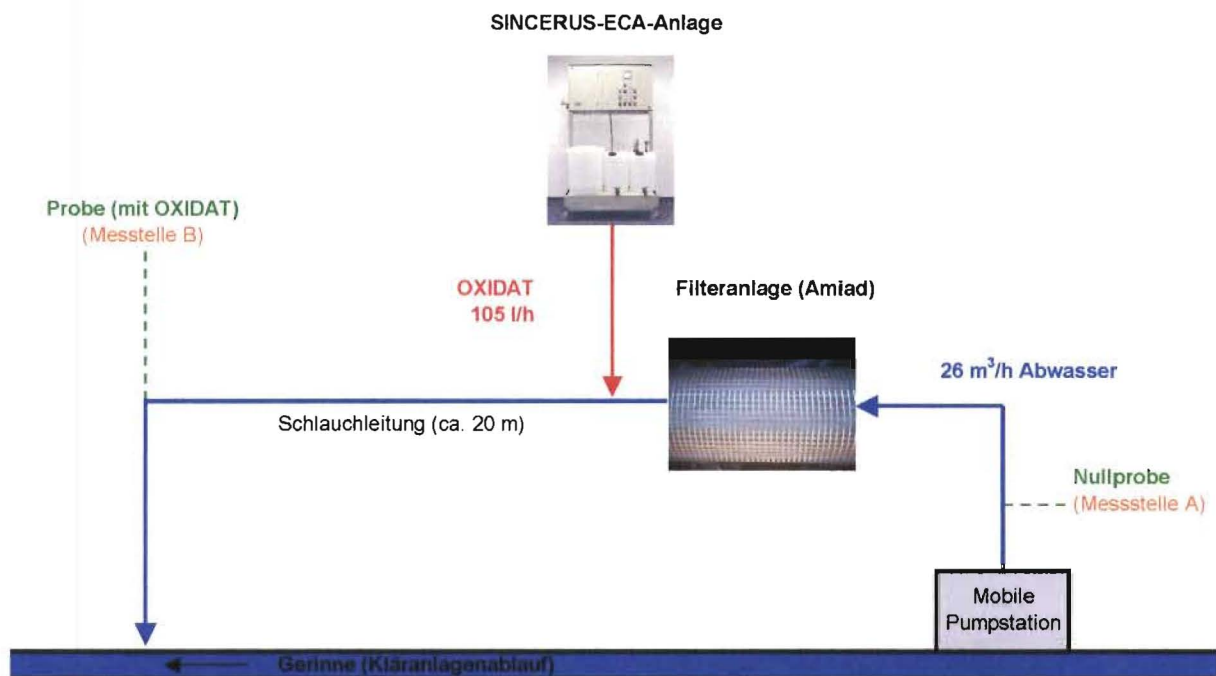


Abbildung 4-2: Versuchsanlage mit Probenahmestellen

4.1.3 Einbindung der Versuchsanlage in die Kläranlage Moosburg a.d. Isar und Versuchsdurchführung

Die in Abbildung 4-2 dargestellte Versuchsanlage wurde im Untersuchungszeitraum in den Ablaufbereich der Kläranlage Moosburg eingebunden (Abbildung 4-3 und Abbildung 4-4).



Abbildung 4-4: Blick auf die Versuchsanlage

Untersuchungszeitraum

Die Untersuchungen mit der oben beschriebenen Verfahrenskombination Feinfilter (Fa. Amiad) und SINCERUS-Technologie wurden auf der Kläranlage Moosburg a.d. Isar im Zeitraum 20. Oktober bis 4. November 2004 durchgeführt.

Versuchsumfang

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 15 Versuchsreihen durchgeführt. Die Versuchsdurchführung wird nachstehend näher erläutert.

Versuchsdurchführung

Das zu desinfizierende Abwasser ($26 \text{ m}^3/\text{h}$) wurde mit einer mobilen Pumpstation direkt aus dem Ablaufgerinne (nach den Nachklärbecken) entnommen (Abbildung 4-5) und der Amiad-Filtereinheit zugeführt (Abbildung 4-6). Der eingesetzte Filter hatte eine Maschenweite von 50μ .



Abbildung 4-5: Entnahmestelle für das zu desinfizierende Abwasser



Abbildung 4-6: Amiad-Filtrationsanlage

Das Produkt OXIDAT wurde mit der SINCERUS-ECA-Anlage (Abbildung 4-7) im benachbarten Gebäude in einen separaten Tank hinein frisch produziert. Von dort aus erfolgte die Förderung des OXIDATS mit Hilfe einer Schneckenpumpe zur Dosierstelle unmittelbar nach

dem Filter (Abbildung 4-8). Die Dosiermenge wurde auf 105 l OXIDAT/d festgelegt, so dass bezogen auf den Abwasservolumenstrom ($26 \text{ m}^3/\text{h}$) ein Dosierverhältnis von 1:250 vorlag.



Abbildung 4-7: SINCERUS-ECA-Anlage



Abbildung 4-8: Dosierstelle von OXIDAT (nach dem Filter)

Die Versuchseinstellung wurden in den 15 Versuchsreihen konstant gehalten.

Die Probenahme erfolgte in jeder Versuchsreihe nach einer Zeit von 30 Minuten an den folgenden Messstellen (siehe auch Abbildung 4-2):

- Messstelle A: als Nullprobe vor dem Filter
- Messstelle B: filtrierte und mit OXIDAT behandelte Probe nach der Verfahrenskombination Feinfilter (Fa. Amiad) und SINCERUS-Technologie.

Der desinfizierte Abwasserteilstrom wurde wieder in den Kläranlagenablauf zurückgeführt.

4.2 Analysenprogramm

Zum Nachweis der Wirkung der Verfahrenskombination Feinfilter (Fa. Amiad) und SINCERUS-Technologie auf die Mikrobiologie wurden folgende mikrobiologischen Parameter an den Messstellen A und B untersucht:

- Escherichia coli je 100 ml (Colilert)
- Enterokokken je 100 ml (ISO 7899-2)
- Coliforme je 100 ml (Colilert)

Zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit wurden folgende chemischen Parameter in das Analysenprogramm mit einbezogen:

- Trichlormethan [$\mu\text{g/l}$] (DIN EN ISO 10301)
- Bromdichlormethan [$\mu\text{g/l}$] (DIN EN ISO 10301)
- Dibromchlormethan [$\mu\text{g/l}$] (DIN EN ISO 10301)
- Tribrommethan [$\mu\text{g/l}$] (DIN EN ISO 10301)
- AOX (Adsorbierbare organisch gebundene Halogene) [mg/l] (DIN EN 1485)

Wegen eines technischen Defektes an der Versuchsanlage mussten zwei der 15 Versuchsreihen verworfen werden, so dass 13 Versuchsreihen in die Auswertung einfließen konnten.

5 ERGEBNISSE UND BEWERTUNG DER MIKROBIOLOGISCHEN UND CHEMISCHEN ANALYSEN

Die an den beschriebenen Messstellen gewonnenen Proben wurden hinsichtlich der in Kapitel 4.2 aufgeführten Parameter hin untersucht. Die Ergebnisse sind nachfolgend aufbereitet.

5.1 Mikrobiologische Parameter

Escherichia coli

In den Abbildungen 5-1 bis 5-2 sind die absoluten Häufigkeitsverteilungen des Parameters Escherichia coli in der Null- und der behandelten Probe (Amiad/Oxidat) dargestellt. Die in der Nullprobe (Messstelle A) vorgefundenen Escherichia coli-Werte bewegten sich schwerpunktmäßig in den Klassen 30.000 bis 40.000, 40.000 bis 50.000 und 50.000 bis 60.000 [1/100 ml] mit jeweils drei Ergebnissen in diesen Klassen. Daneben wurden Einzelwerte in den Klassen 0 bis 10.000, 60.000 bis 70.000 und 70.000 bis 80.000 [1/100 ml] vorgefunden. In erster Näherung lag hier eine Normalverteilung vor (Abbildung 5-1).

In der behandelten Probe (Messstelle B) lagen 9 der insgesamt 13 Ergebnisse in der Klasse 0 bis 250 [1/100 ml], jeweils 2 Ergebnisse lagen in der Klasse 250 bis 500 bzw. in der Klasse 750 bis 1.000 [1/100 ml] (Abbildung 5-2).

In Abbildung 5-3 sind die Einzelergebnisse der Escherichia coli-Bestimmung der 13 durchgeführten Versuchsreihen im Vorher/Nachher-Vergleich dargestellt. Die Escherichia coli-Werte lagen in der behandelten Probe insgesamt mit einem deutlichen Sicherheitsabstand unterhalb des Grenzwertes 2.000 [1/100 ml], der von der Richtlinie des Rates über die Qualität von Badegewässern (EG, 1976) vorgegeben ist. Auch konnte der im EG-Entwurf der Badegewässerrichtlinie (2002) vorgeschlagene Escherichia coli-Grenzwert (s. Tabelle 1-2) von 500 [1/100 ml] („Gute Qualität“) in 84,6 % der Fälle eingehalten werden. Der in diesem Entwurf vorgeschlagene Leitwert („Ausgezeichnete Qualität“) in Höhe von 250 [1/100 ml] konnte in 69 % der Fälle eingehalten werden.

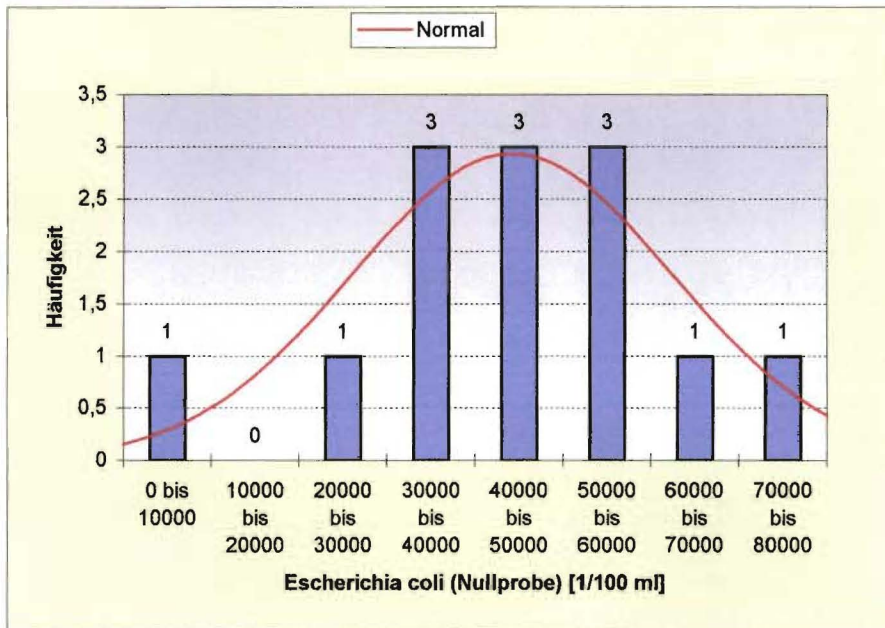


Abbildung 5-1: Häufigkeitsverteilung der Escherichia coli in der Nullprobe (Messstelle A)

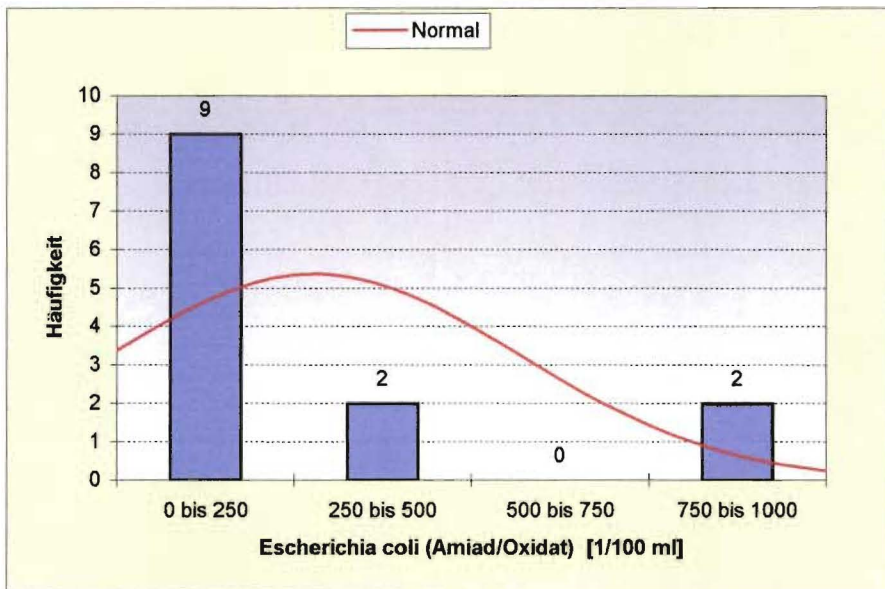


Abbildung 5-2: Häufigkeitsverteilung der Escherichia coli in der behandelten Probe (Messstelle B)

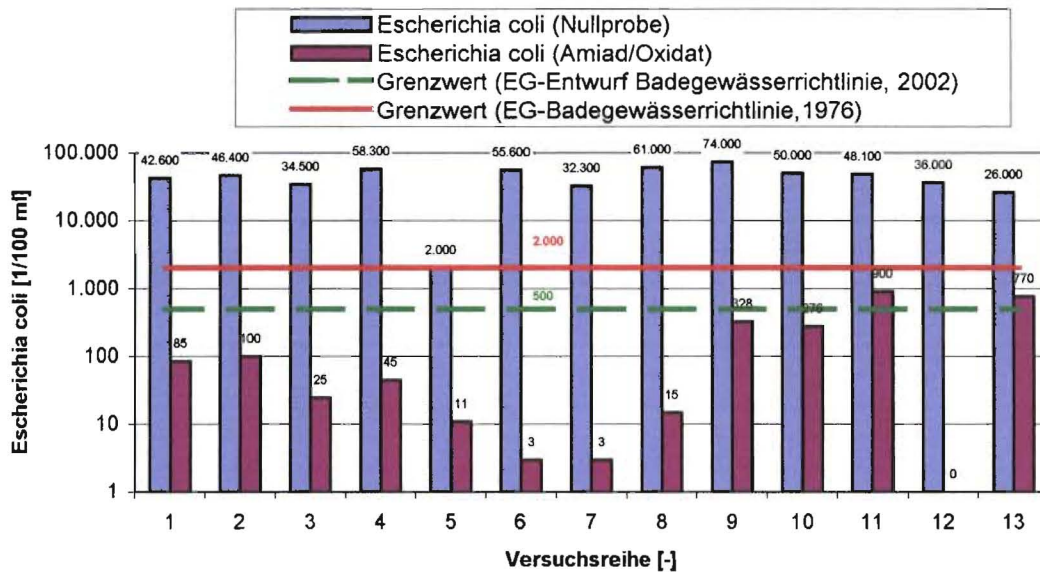


Abbildung 5-3: Reduktion der Escherichia coli in den durchgeführten Versuchsreihen (Vorher/Nachher-Vergleich)

Enterokokken

Die absoluten Häufigkeitsverteilungen des Parameters Enterokokken in der Null- und der behandelten Probe (Amiad/Oxidat) sind in den Abbildungen 5-4 bis 5-5 aufbereitet. Gegenüber der statistischen Verteilung der Escherichia coli in der Nullprobe verdichteten sich die Werte der Enterokokken in der Klasse 0 bis 10.000 [1/100 ml] (10 der insgesamt 13 Einzelwerte). In der Klasse 10.000 bis 20.000 wurden zwei Werte vorgefunden, ein Wert lag in der Klasse 60.000 bis 70.000 [1/100 ml] (Abbildung 5-4).

In der behandelten Probe lagen 8 der insgesamt 13 Ergebnisse in der Klasse 0 bis 500 [1/100 ml], jeweils zwei Ergebnisse lagen in den Klassen 500 bis 1.000 bzw. 2.500 bis 3.000 und ein Ergebnis in der Klasse 1.500 bis 2.000 [1/100 ml] (Abbildung 5-5).

Die Einzelergebnisse der Enterokokken-Bestimmung der 13 durchgeführten Versuchsreihen sind in Abbildung 5-6 im Vorher/Nachher-Vergleich dargestellt. In der Richtlinie des Rates über die Qualität von Badegewässer (EG, 1976) ist für den Parameter Enterokokken kein Grenzwert vorgegeben. Im EG-Entwurf der Badegewässerrichtlinie (2002) wurde als Grenzwert für die Enterokokken (s. Tabelle 1-2) ein Wert von 200 [1/100 ml] („Gute Qualität“) vorgeschlagen. Dieser konnte in 46,2 % der Fälle eingehalten werden. Der in diesem Entwurf

vorgeschlagene Leitwert („Ausgezeichnete Qualität“) in Höhe von 100 [1/100 ml] konnte in 30,8 % der Fälle unterschritten werden.

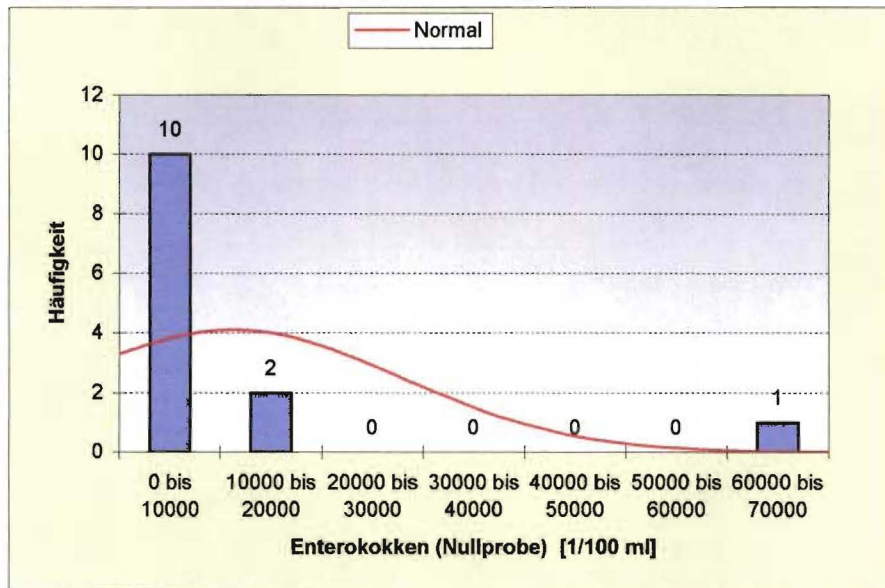


Abbildung 5-4: Häufigkeitsverteilung der Enterokokken in der Nullprobe (Messstelle A)

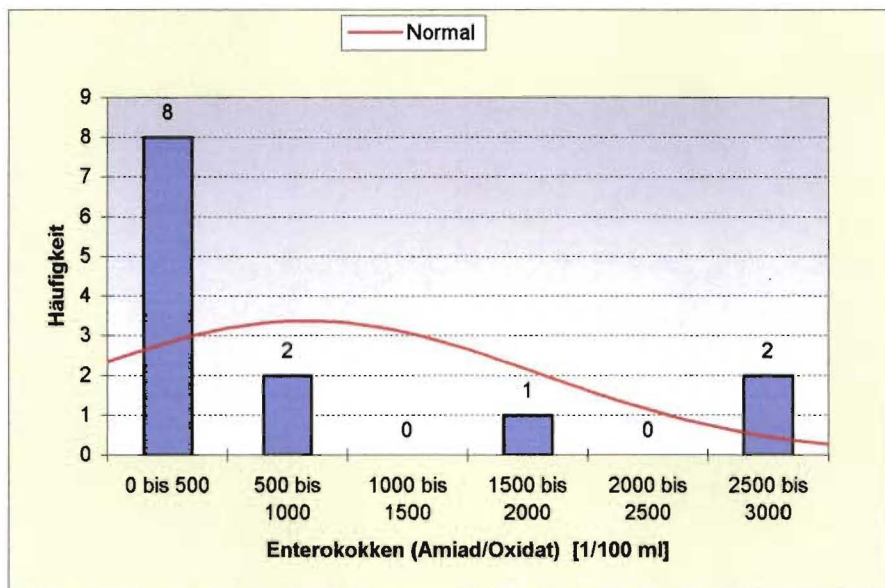


Abbildung 5-5: Häufigkeitsverteilung der Enterokokken in der behandelten Probe (Messstelle B)

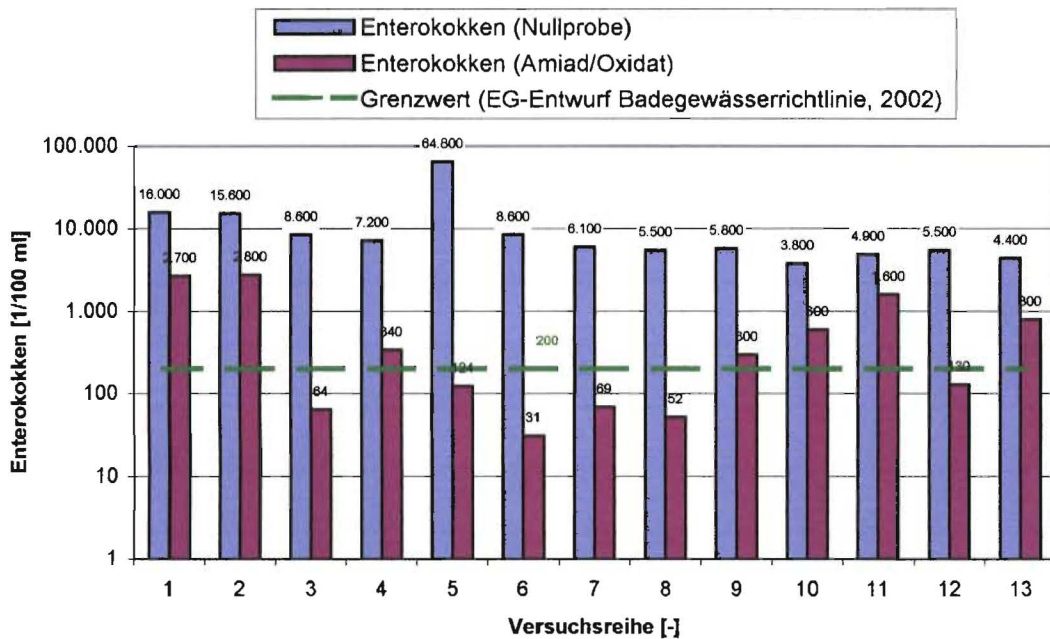


Abbildung 5-6: Reduktion der Enterokokken in den durchgeführten Versuchsreihen (Vorher/Nachher-Vergleich)

Coliforme

Die Aufbereitung der absoluten Häufigkeitsverteilungen des Parameters Coliforme in der Null- und der behandelten Probe (Amiad/Oxidat) ist in den Abbildungen 5-7 bis 5-8 gegeben. Die in der Nullprobe vorgefundenen Coliforme-Werte verteilen sich über die in Abbildung 5-7 dargestellten Klassen.

In der behandelten Probe lagen 9 der insgesamt 13 Ergebnisse in der Klasse 0 bis 2.500 [1/100 ml], jeweils ein Ergebnis lag in der Klasse 5.000 bis 7.500 bzw. 12.500 bis 15.000 und zwei Ergebnisse lagen in der Klasse 7.500 bis 10.000 [1/100 ml] (Abbildung 5-8).

In Abbildung 5-9 sind die Einzelergebnisse der Coliforme-Bestimmung der 13 durchgeführten Versuchsreihen im Vorher/Nachher-Vergleich dargestellt. Die Coliforme-Werte lagen in der behandelten Probe – bis auf eine Ausnahme - mit einem deutlichen Sicherheitsabstand in 92,3 % der Fälle unterhalb des Grenzwertes von 10.000 [1/100 ml], der von der Richtlinie des Rates über die Qualität von Badegewässer (EG, 1976) vorgegeben ist. Im EG-Entwurf der Badegewässerrichtlinie (2002) wird für den Parameter Coliforme kein Grenzwert mehr vorgegeben (s. Tabelle 1-2).

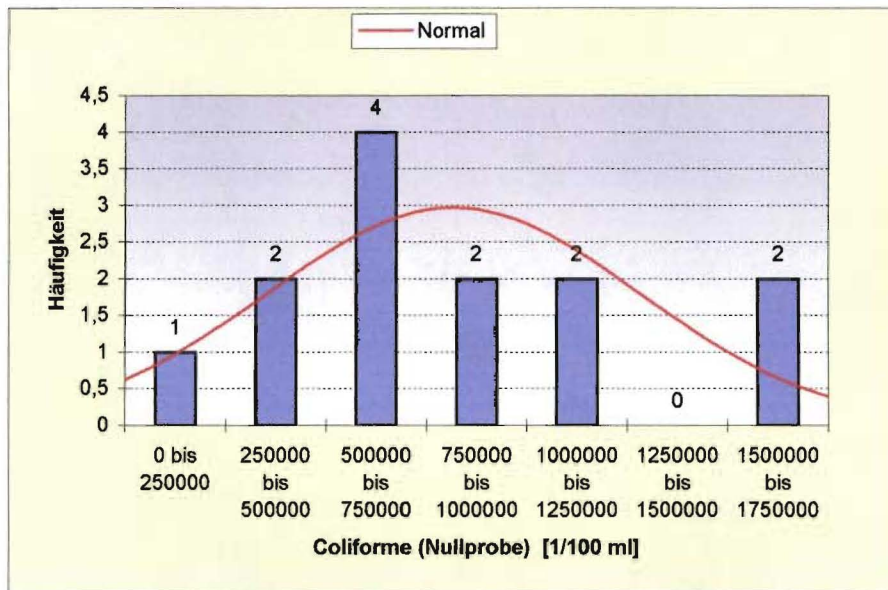


Abbildung 5-7: Häufigkeitsverteilung der Coliforme in der Nullprobe (Messstelle A)

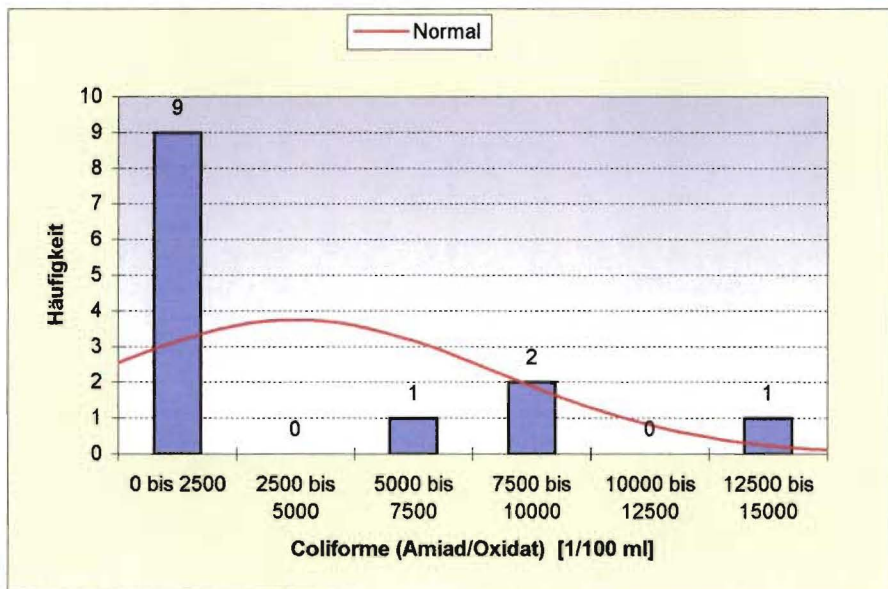


Abbildung 5-8: Häufigkeitsverteilung der Coliforme in der behandelten Probe (Messstelle B)

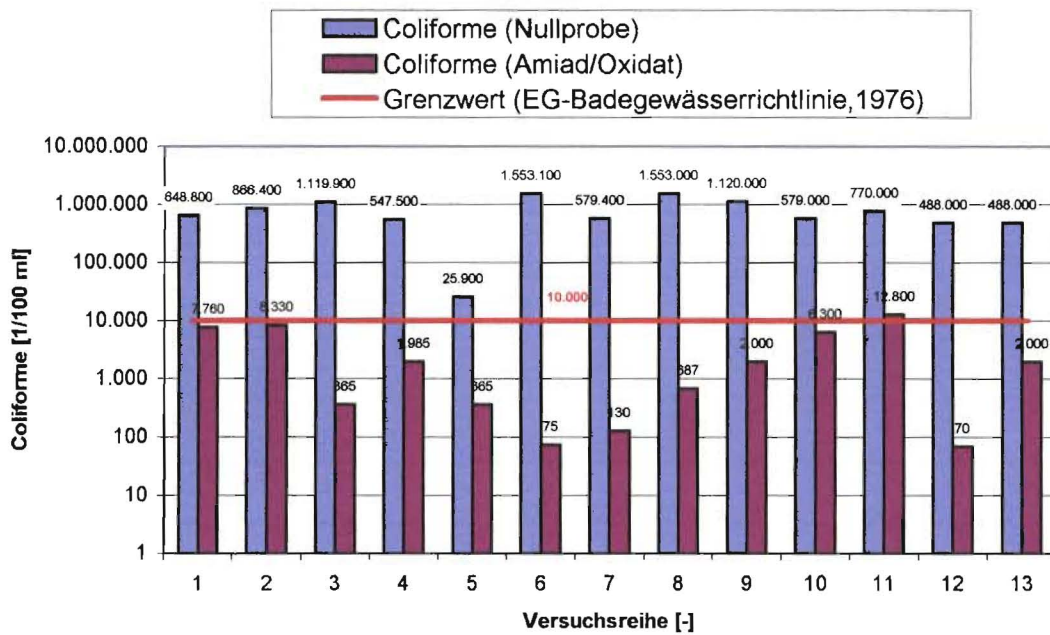


Abbildung 5-9: Reduktion der Coliforme in den durchgeführten Versuchsreihen (Vorher/Nachher-Vergleich)

5.2 Chemische Parameter

Begleitend zur Analytik der mikrobiologischen Parameter wurden zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit die nachfolgend dargestellten chemischen Parameter in das Analysenprogramm mit einbezogen (Kapitel 4.2).

Die Analyseergebnisse zeigen, dass die Werte der chemischen Parameter Trichlormethan und Bromdichlormethan in der behandelten Probe (Messstelle B) erwartungsgemäß über den Werten der unbehandelten Probe (Messstelle A) lagen (Abbildung 5-10 und 5-11).

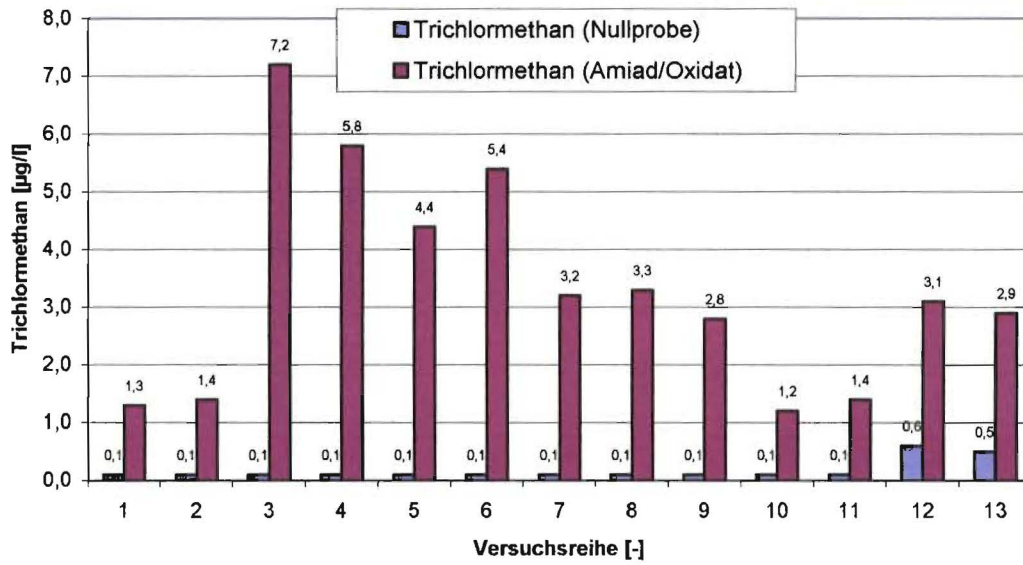


Abbildung 5-10: Trichlormethan

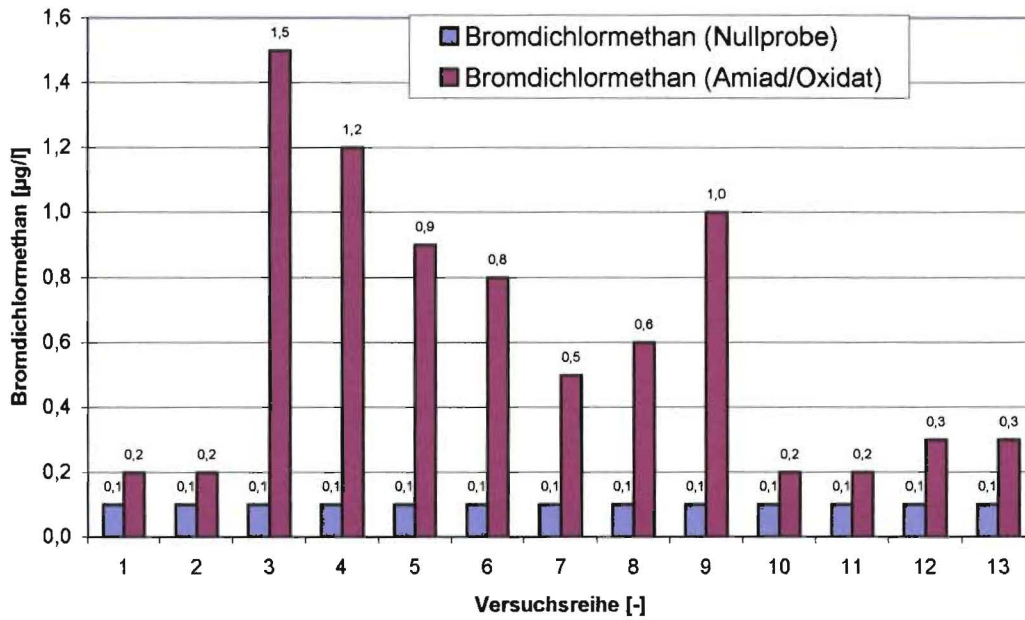


Abbildung 5-11: Bromdichlormethan

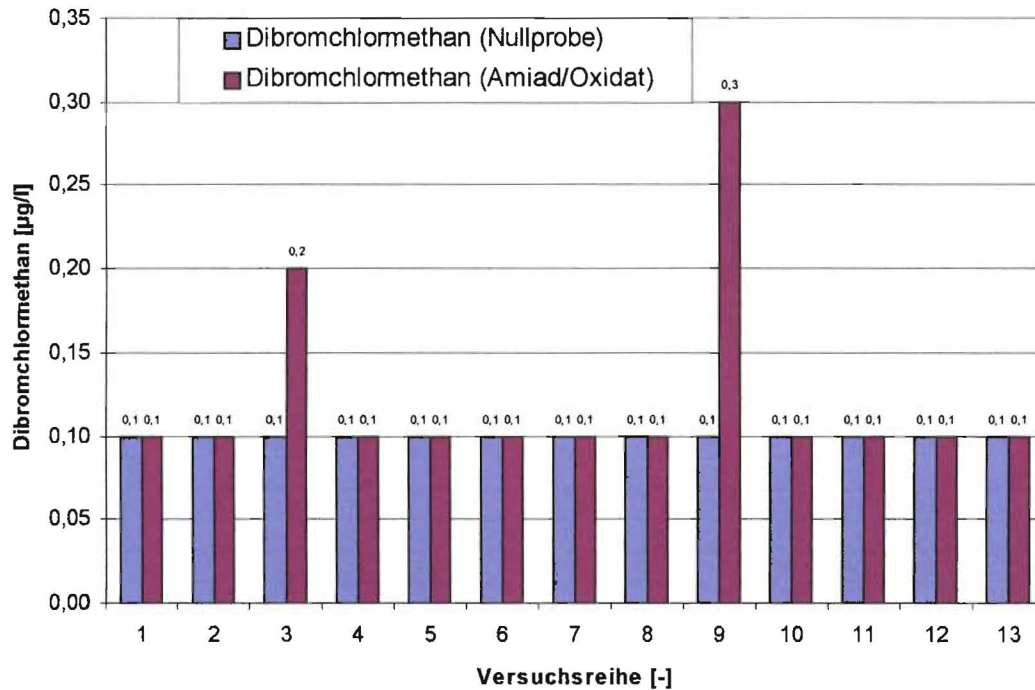


Abbildung 5-12: Dibromchlormethan

Bei dem Parameter Dibromchlormethan (Abbildung 5-12) konnte dagegen nur bei zwei Versuchsreihen eine Erhöhung des Wertes festgestellt werden, während sich die übrigen Werte an bzw. unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,1 µg/l) bewegten. Beim Parameter Tribrommethan konnte keine Erhöhung nachgewiesen werden (Abbildung 5-13).

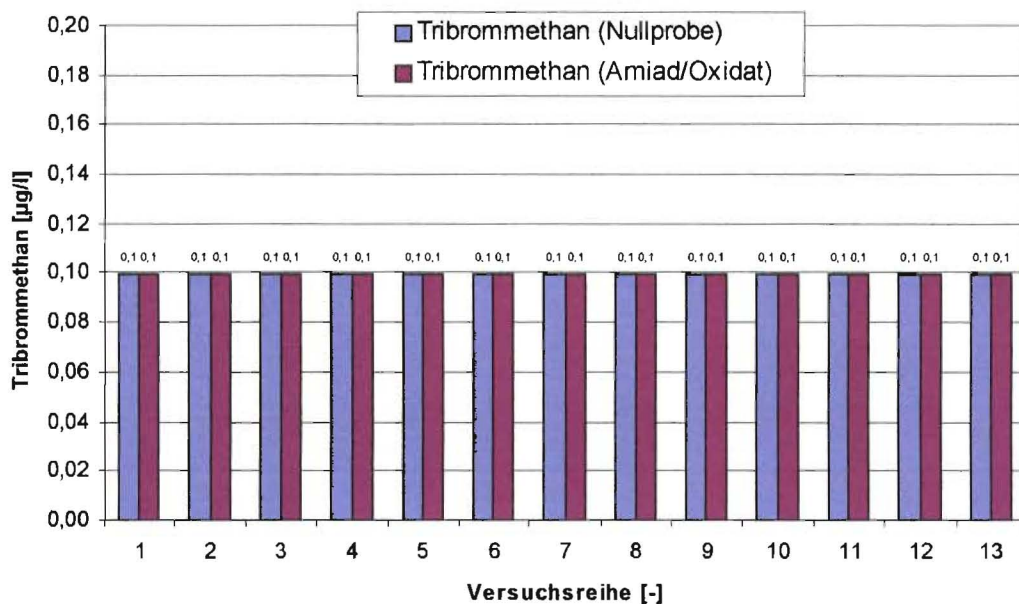


Abbildung 5-13: Tribrommethan

In Abbildung 5-14 sind die Verläufe der Trihalogenmethane als Summe der vier Einzelparameter Trichlormethan, Bromdichlormethan, Dibromchlormethan und Tribrommethan dargestellt. Der Maximalwert der Trihalogenmethane lag hiernach bei 9,0 µg/l. Dieser Wert ist als umweltverträglich und damit als unbedenklich einzustufen, auch vor dem Hintergrund der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2003), die die Qualitätsanforderungen von Wasser für den menschlichen Gebrauch regelt, wonach ein Grenzwert für die Trihalogenmethane von 50 µg/l einzuhalten ist.

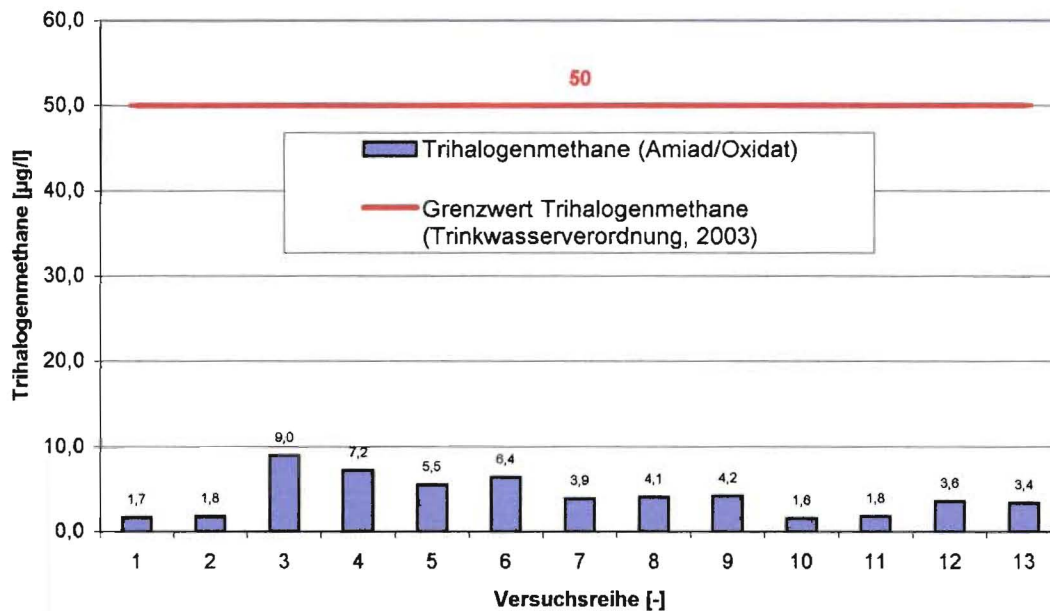


Abbildung 5-14: Trihalogenmethane als Summenparameter (Trichlormethan, Bromdichlormethan, Dibromchlormethan und Tribrommethan)

Erwartungsgemäß war auch eine Zunahme des Parameters AOX in der behandelten Probe zu beobachten (Abbildung 5-15). Der Maximalwert lag bei 0,13 mg/l. Die Trinkwasserverordnung sieht für den Parameter AOX keinen Grenzwert vor. In der Abwasserverordnung (AbwV, 2002) finden sich jedoch Grenzwerte für die Einleitung von Abwässern über die Kanalisation in kommunale Kläranlagen (Indirekteinleiter) oder direkt in Gewässer (Direkteinleiter) – beispielsweise für die Einleitung von Sickerwässern. Im Anhang 51 der AbwV ist bei der Einleitung von Sickerwässern nach dem Stand der Technik ein AOX-Grenzwert von 0,5 mg/l einzuhalten. Entsprechende Regelungen finden sich auch in den jeweiligen kommunalen Satzungen. Die AOX-Werte in den durchgeführten Versuchsreihen zur Abwasserdesinfektion bewegten sich deutlich unterhalb dieses Wertes.

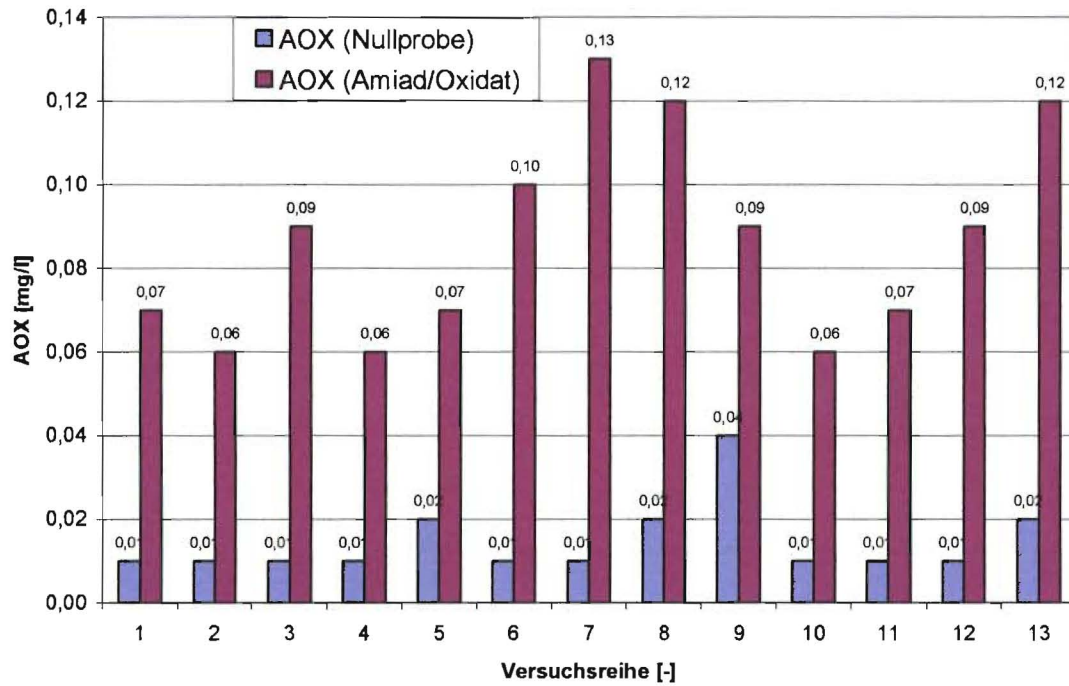


Abbildung 5-15: AOX

6 WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNG

Wie in Kapitel 2 erläutert, können die spezifischen Kosten für eine Abwasserdesinfektion erheblich in Abhängigkeit der im Einzelfall zu betrachtenden Randbedingungen schwanken. Nach Popp et al. (2004) liegen die Kosten für die UV-Desinfektion zwischen 0,03 und 0,05 €/m³ behandeltes Abwasser (Tabelle 2-2).

Für die Kläranlage Bad Tölz lassen sich inzwischen die jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) relativ genau angeben. In Tabelle 6-1 sind die jährlichen Betriebskosten (persönliche Mitteilung von Bleisteiner, November 2004) aufbereitet. Hiernach sind bei der Kläranlage Bad Tölz die jährlichen Betriebskosten für die UV-Desinfektion zu 0,0083 €/m³ behandeltes Abwasser anzusetzen. Die jährlichen Kapitalkosten (AfA + Zins) wurden vom Unterzeichner unter Einbeziehung der Angaben von Bleisteiner und Popp et al. (2004) ermittelt und in die Tabelle 6-1 eingearbeitet. Demnach können die jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) für die UV-Desinfektion der Kläranlage Bad Tölz mit 0,0287 €/m³ behandeltes Abwasser abgeschätzt werden.

Tabelle 6-1: Spezifische Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) der UV-Desinfektion der Kläranlage Bad Tölz (persönliche Mitteilung von Bleisteiner, November 2004; ergänzt um die Kapitalkosten)

Betriebskosten (brutto)	KA Bad Tölz	
Durchflussmenge pro Saison ca. (15. April bis 30. September)	3.000.000	m ³
Energiekosten:		
Leistungsaufnahme	35	Wh/m ³
Kosten pro kWh	0,06	€/kWh
spezifische Energiekosten	0,0021	€/m ³
Strahler-Ersatzkosten:		
Anzahl Strahler	144	
Kosten pro Strahler	250	€
Gesamtkosten Strahler	36.000	€
Lebensdauer ca.	4	a
jährliche Ersatz-Kosten	9.000	€/a
spezifische Strahler-Ersatzkosten	0,0030	€/m ³
Personalkosten:		
Kontrolle	110,2	h/Saison
Reinigung	32	h/Saison
Reparaturen	15	h/Saison
zeitlicher Gesamtaufwand	157,2	h/Saison
Kosten pro Saison (30 €/h)	4.716	€/ Saison
spezifische Personalkosten	0,0016	€/m ³
sonstige Kosten:	5.000	€/ Saison
spezifische sonstige Kosten	0,0017	€/m ³
spezifische Betriebskosten:	0,0083	€/m ³
Kapitalkosten (brutto)		
Gesamtinvestitionskosten UV-Anlage	719.776	€
Bautechnik (B)		
Anteil Bautechnik	58,3	%
Kosten Bautechnik	419.629,41	€
Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR(i;n) (Realzinssatz: 4,5 %; Nutzungsdauer: 25 a)	0,06744	
Kapitaljahreskosten Bautechnik (AfA + Zins)	28.299,81	€/a
Maschinen- und Elektrotechnik (M + E)		
Anteil Maschinen- und Elektrotechnik	41,7	%
Kosten Maschinen- und Elektrotechnik	300.146,59	€
Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR(i;n) (Realzinssatz: 4,5 %; Nutzungsdauer: 12 a)	0,10967	
Kapitaljahreskosten Maschinen- und Elektrotechnik (AfA + Zins)	32.917,08	€/a
Kapitaljahreskosten (B + M + E) (AfA + Zins)	61.216,88	
spezifische Kapitalkosten (B + M + E):	0,0204	€/m ³
Summe spezifische Betriebs- und Kapitalkosten	0,0287	€/m ³

In der Tabelle 6-2 ist analog die Ermittlung der spezifischen jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) für die SINCERUS-ECA-Technologie dargestellt – sowohl für die Kläranlage Moosburg als auch für die Kläranlage Bad Tölz. Für die Kläranlage Moosburg ist eine SINCERUS-ECA-Anlage mit einer Kapazität von rund 2.000 Liter OXIDAT pro Stunde erforderlich. Bei der größeren Kläranlage Bad Tölz würde eine Anlage mit einer Kapazität von rund 6.000 Liter OXIDAT erforderlich sein.

Tabelle 6-2: Spezifische Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) der SINCERUS-ECA-Technologie (ausgelegt für die Kläranlage Moosburg und die Kläranlage Bad Tölz)

Betriebskosten (brutto)	KA Moosburg	KA Bad Tölz	
Durchflussmenge pro Saison ca. (15. April bis 30. September)	1.118.054	3.000.000	m ³
Energiekosten:			
Leistungsaufnahme	3,2	9,6	kW
Betriebsstunden	3.960	3.960	h/Saison
Kosten pro kWh	0,06	0,06	€/kWh
spezifische Energiekosten	0,0007	0,0008	€/m ³
Salzbedarf			
OXIDAT-Produktion (Dosierverhältnis OXIDAT/Abwasser: 1:250)	4.472	12.000	m ³ OXIDAT/Saison
spezifischer Salzbedarf	8	8	kg/m ³ OXIDAT
Salzkosten	0,2	0,2	€/kg Salz
spezifische Salzkosten	0,0064	0,0064	€/m ³
Instandhaltungskosten (Wartungsvertrag etc.)			
3 % der Investitionskosten	4.200	10.500	€/a
spezifische Instandhaltungskosten	0,0038	0,0035	€/m ³
Personalkosten:			
Kontrolle	25	25	h/Saison
Reinigung	25	25	h/Saison
Reparaturen	5	5	h/Saison
zeitlicher Gesamtaufwand	55	55	h/Saison
Kosten pro Saison (30 €/h)	1.650	1.650	€/ Saison
spezifische Personalkosten	0,0015	0,0006	€/m ³
sonstige Kosten:	2.500	2.500	€/ Saison
spezifische sonstige Kosten	0,0022	0,0008	€/m ³
spezifische Betriebskosten:	0,0145	0,0120	€/m ³
Kapitalkosten (brutto)			
Gesamtinvestitionskosten SINCERUS-ECA-Anlage	140.000	350.000	€
Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR(i;n) (Realzinssatz: 4,5 %; Nutzungsdauer: 12 a)	0,10967	0,10967	
Kapitaljahreskosten (AfA + Zins)	15.353,80	38.384,50	€/a
spezifische Kapitalkosten:	0,0137	0,0128	€/m ³
Summe spezifische Betriebs- und Kapitalkosten	0,0283	0,0248	€/m ³

Aus der Tabelle 6-2 ist ersichtlich, dass die spezifischen Kosten der SINCERUS-ECA-Technologie bei größeren Anlagen geringer ausfallen. Dies trifft in gleicher Weise für die UV-Anlagen zu (vgl. Kapitel 2). Die jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) für die SINCERUS-ECA-Technologie können bei der Kläranlage Moosburg zu 0,0283 €/m³ behandeltes Abwasser angegeben werden und liegen damit in der gleichen Größenordnung wie die jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) für die UV-Desinfektion bei der Kläranlage Bad Tölz (0,0287 €/m³). Wird die SINCERUS-ECA-Technologie jedoch für die Verhältnisse der Kläranlage Bad Tölz ausgelegt, so reduzieren sich die spezifischen jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) um rund 12 % von 0,0283 auf 0,0248 €/m³ behandeltes Abwasser (Tabelle 6-2).

7 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

7.1 Projektziele

Zielsetzung dieses Projektes war, zu untersuchen,

- inwieweit durch die Verfahrenskombination Feinfilter/ Diaphragmalyse eine Desinfektion des Ablaufes von Kläranlagen möglich ist,
- inwieweit durch die Verfahrenskombination Feinfilter/ Diaphragmalyse im Vergleich zu den am Markt platzierten Verfahren – insbesondere der UV-Desinfektion - Kosten eingespart werden können und
- wie die Verfahrenskombination Feinfilter/ Diaphragmalyse hinsichtlich der Umweltverträglichkeit zu bewerten ist.

Die Untersuchungen erfolgten exemplarisch am Beispiel der *Kläranlage Moosburg a.d. Isar*.

Das Gemeinnützige Institut Wasser und Boden e.V. (IWB) Bonn - Sankt Augustin - Siegen war von der Firma Sincerus Global Business Management (Roetgen) beauftragt worden, die wissenschaftliche Begleitung wahrzunehmen und den Abschlussbericht zu erstellen. Das Forschungsprojekt wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziell unterstützt.

7.2 Methodik

Die Untersuchungen mit der Verfahrenskombination Feinfilter (Fa. Amiad)/ Diaphragmalyse (SINCERUS-ECA-Verfahren) liefen auf der Kläranlage Moosburg a. d. Isar im großtechnischen Maßstab im Zeitraum 20. Oktober bis 4. November 2004. Das zu desinfizierende Abwasser ($26 \text{ m}^3/\text{h}$) wurde mit einer mobilen Pumpstation direkt aus dem Ablaufgerinne (nach den Nachklärbecken) entnommen (Abbildung 4-5) und der Amiad-Filtereinheit zugeführt (Abbildung 4-6). Der eingesetzte Filter hatte eine Maschenweite von 50μ . Das mit der SINCERUS-ECA-Anlage (Abbildung 4-7) hergestellte Produkt OXIDAT wurde mit Hilfe einer Schneckenpumpe zur Dosierstelle unmittelbar nach dem Filter (Abbildung 4-8) gefördert. Die Dosiermenge wurde auf 105 l OXIDAT/d festgelegt, so dass bezogen auf den Abwasservolumenstrom ($26 \text{ m}^3/\text{h}$) ein Dosierverhältnis von 1:250 vorlag. Die Probenahme erfolgte in

jeder Versuchsreihe nach einer Zeit von 30 Minuten an den folgenden Messstellen (siehe auch Abbildung 4-2):

- Messstelle A: als Nullprobe vor dem Filter
- Messstelle B: filtrierte und mit OXIDAT behandelte Probe nach der Verfahrenskombination Feinfilter (Fa. Amiad) und SINCERUS-Technologie.

Zum Nachweis der Wirkung der Verfahrenskombination Feinfilter (Fa. Amiad) und SINCERUS-Technologie auf die Mikrobiologie wurden die mikrobiologischen Parameter *Escherichia coli*, Enterokokken und Coliforme an den Messstellen A und B untersucht.

Zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit wurden die chemischen Parameter Trichlormethan, Bromdichlormethan, Dibromchlormethan, Tribrommethan und AOX in das Analysenprogramm mit einbezogen:

7.3 Ergebnisse

Reduktion der mikrobiologischen Parameter

Die ***Escherichia coli***-Werte lagen in der behandelten Probe insgesamt mit einem deutlichen Sicherheitsabstand unterhalb des Grenzwertes 2.000 [1/100 ml], der von der Richtlinie des Rates über die Qualität von Badegewässer (EG, 1976) vorgegeben ist. Auch konnte der im EG-Entwurf der Badegewässerrichtlinie (2002) vorgeschlagene *Escherichia coli*-Grenzwert (s. Tabelle 1-2) von 500 [1/100 ml] („Gute Qualität“) in 84,6 % der Fälle eingehalten werden. Der in diesem Entwurf vorgeschlagene Leitwert („Ausgezeichnete Qualität“) in Höhe von 250 [1/100 ml] konnte in 69 % der Fälle eingehalten werden.

Der im EG-Entwurf der Badegewässerrichtlinie (2002) vorgeschlagene Grenzwert für den Parameter **Enterokokken** (s. Tabelle 1-2) in Höhe von 200 [1/100 ml] („Gute Qualität“) konnte in 46,2 % der Fälle eingehalten werden. Der in diesem Entwurf vorgeschlagene Leitwert („Ausgezeichnete Qualität“) in Höhe von 100 [1/100 ml] konnte in 30,8 % der Fälle unterschritten werden. In der Richtlinie des Rates über die Qualität von Badegewässer (EG, 1976) ist für den Parameter Enterokokken kein Grenzwert vorgegeben.

Die **Coliforme**-Werte lagen in der behandelten Probe – bis auf eine Ausnahme - mit einem deutlichen Sicherheitsabstand in 92,3 % der Fälle unterhalb des Grenzwertes von 10.000 [1/100 ml], der von der Richtlinie des Rates über die Qualität von Badegewässer (EG, 1976)

vorgegeben ist. Im EG-Entwurf der Badegewässerrichtlinie (2002) wird für den Parameter Coliforme kein Grenzwert mehr vorgegeben (s. Tabelle 1-2).

Umweltverträglichkeit

Der Maximalwert der **Trihalogenmethane** in den durchgeführten Versuchsreihen lag bei 9,0 µg/l. Dieser Wert ist als umweltverträglich und damit als unbedenklich einzustufen, auch vor dem Hintergrund der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2003), wonach ein Grenzwert für die Trihalogenmethane von 50 µg/l einzuhalten ist.

Der Maximalwert des Parameters **AOX** lag in den durchgeführten Versuchsreihen bei 0,13 mg/l und damit deutlich unter den gesetzlichen Anforderungen, die aus der Abwasserverordnung (AbwV, 2002) resultieren. Beispielsweise wird bei der Einleitung von Sickerwässern im Anhang 51 der AbwV nach dem Stand der Technik ein AOX-Grenzwert von 0,5 mg/l gefordert. Die AOX-Werte in den durchgeführten Versuchsreihen zur Abwasserdesinfektion lagen somit mit einem signifikanten Sicherheitsabstand unterhalb dieses Wertes, so dass auch hier die Umweltverträglichkeit nicht negativ zu bewerten war.

Wirtschaftlichkeit

Die jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) für die SINCERUS-ECA-Technologie können bei der Kläranlage Moosburg zu 0,0283 €/m³ behandeltes Abwasser angegeben werden und liegen damit in der gleichen Größenordnung wie die jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) für die UV-Desinfektion bei der Kläranlage Bad Tölz (0,0287 €/m³). Wird die SINCERUS-ECA-Technologie jedoch für die Verhältnisse der im Vergleich zur Kläranlage Moosburg größeren Kläranlage Bad Tölz ausgelegt, so reduzieren sich die spezifischen jährlichen Betriebs- und Kapitalkosten (AfA + Zins) um rund 12 % von 0,0283 auf 0,0248 €/m³ behandeltes Abwasser zu Gunsten der SINCERUS-ECA-Technologie. Für den Fall, dass eine Filterstufe vorzuschalten ist, liegt die Amiad-Filtereinheit deutlich unter den Investitionskosten für die klassische Sandfilter-Technologie.

Ausblick

Aufgrund der begrenzten Finanzmittel bei der Durchführung der in dem vorliegenden Bericht beschriebenen Untersuchungen war es nur möglich, die Wirkung der Verfahrenskombination Amiad-Filter/ SINCERUS-ECA-Technologie insgesamt zu beurteilen, d.h. vor dem Amiad-Filter und nach der OXIDAT-Behandlung.

In weiteren Untersuchungen sollte noch herausgearbeitet werden, wie groß der Wirkungsgrad des Amiad-Filters separat hinsichtlich der Elimination der mikrobiologischen Parameter zu bewerten ist, um abschließend beurteilen zu können,

- in welchen Fällen die SINCERUS-ECA-Technologie allein ausreicht, um die mikrobiologischen Parameter unter die vorgegebenen Grenzwerte zu bringen und
- in welchen Fällen die Vorschaltung des Amiad-Filters erforderlich ist.

Literaturverzeichnis

AbwV (2002)

Bekanntmachung der Neufassung der Abwasserverordnung (aufgrund des § 7a Abs. 1, Satz 3, 4 und 2 des WHG in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. November 1996 (BGBl. I, S. 1695) vom 15. Oktober 2002 (BGBl. I, S. 4047)

ATV-Arbeitsgruppe 2.1.6 (1997)

Arbeitsbericht „Bedeutung der Abwasserfiltration aus der Sicht der Gewässer“; Korrespondenz Abwasser 44 (3), 1997, S. 519-523

ATV-Fachausschuss 2.8 (1997)

Arbeitsbericht „Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung“; Korrespondenz Abwasser 44 (3), 1997, S. 524-544

ATV-Fachausschuss 5.8 (2004)

Positionspapier der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB 5.8 „Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates der Europäischen Union über die Qualität der Badegewässer vom Oktober 2002“; Korrespondenz Abwasser 51 (1), 2004, S. 85-87

ATV-M 205 (1998)

Merkblatt „Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“; ATV e.V., Hennef, Juli 1998

BayBadegewV (1998)

Verordnung über die Qualität der Badegewässer (Bayerische Badegewässerverordnung - BayBadegewV) vom 20.07.1998, GVBl., 1998, Nr. 15, S. 504-508

BGA (1989)

Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes (BGA) zur Richtlinie der EG über die Qualität der Badegewässer; Bundesgesundheitsblatt 6/1989, S. 259-260

BioStoffV (1999)

Verordnung über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei Tätigkeiten mit Biologischen Arbeitsstoffen (Biostoffverordnung – BioStoffV9 vom 27.1.1999, BGBl. I, S. 50, geändert am 18.10.1999, BGBl., S. 2065

DIN 19650

„Hygienische Belange von Bewässerungswasser“, Beuth, Berlin, 1999

Dorgeloh (2000)

Betriebserfahrungen mit Membranbioreaktoren im Ausland; Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA) Band 177, 2000

Drensla et al. (2000)

Erste Betriebserfahrungen mit einer großtechnischen Membrananlage des Erftverbandes; Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA) Band 177, 2000

EG (1975)

Richtlinie des Rates vom 16.06.1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten (75/440/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. L 194, S. 34-39 vom 25.07.1975

EG (1976)

Richtlinie des Rates vom 08.12.1976 über die Qualität von Badegewässer (76/160/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. L 31, S. 1-7 vom 05.02.1976

EG (1980)

Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch in den Mitgliedsstaaten (80/778//EWG): Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, N. L 229/11

GenTSV (1995)

Verordnung über die Sicherheitsstufen und Sicherheitsmaßnahmen bei gentechnischen Arbeiten in gentechnischen Anlagen (Gentechnik-Sicherheitsverordnung – GenTSV) vom 24.10.1990, BGBl. I, S. 297, 1990 und Neufassung vom 14.3.1995, BGBl. I, S. 2340, 1995

Gronegger (2004)

Baden in der Isar?; wwt 11-12, 2004, S. 37-39

Haas und Rose (1995)

Developing an action level for Cryptosporidium; J. Am. Water Works Association 87 (1), 1995, p. 81-84

Huber und Popp (1994)

Abwasserdesinfektion nach biologischer Abwasserreinigung; Wasser Abwasser Praxis (2), 1994, S. 60-66

IfSG (2001)

Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen (Infektionsschutzgesetz – IfSG) vom 20.07.2000, BGBl. I, S. 1045, zuletzt geändert am 5.11.2001, BGBl. S. 2969

Merkel et al. (2002)

Hygieneaspekte bei der Einleitung von Kläranlagenabläufen in kleine Fließgewässer; Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA) Band 188, 2002, S. 11/1-11/21

Mertsch (2000)

Abwasserdesinfektion und Kosten; Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (GWA) Band 177, 2000

Moos und Schleypen (2003)

Sonderprogramm Badewasserqualität Obere Isar, Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 55, 2003, S. 137-148

Popp et al. (2004)

Abwasserdesinfektion zur Verbesserung der Badegewässerqualität an der Oberen Isar; Wasser und Abfall (5), 2004, S. 14-18

RKI (1976)

Anhang zur Liste der vom Robert-Koch-Institut (RKI) geprüften und anerkannten Desinfektionsmittel- und -verfahren, 13. Ausgabe Bundesgesundhbl. 9, S. 344-361, 1997

Schleypen (2002)

Die Obere Isar wird ein Badegewässer – Ein neues Abwasserbehandlungskonzept; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Heft 44, 2002, S. 29-43

TierKBV (1976)

Verordnung über Tierkörperbeseitigungsanstalten und Sammelstellen (Tierkörperbeseitigungsanstalten-Verordnung – TierKBV) vom 1.9.1976, BGBl. I, S. 257, 1976

Thyen et al. (1993)

Betriebserfahrungen mit der UV-Bestrahlung von biologisch gereinigtem Abwasser; Wasser und Boden 5, 1993, S. 333-351

TrinkwV (2003)

Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001) vom 21. Mai 2001, BGBl. I S. 959, geändert durch Artikel 263 der Verordnung vom 25. November 2003, BGBl. I S. 2304

Verace (2004)

Badewasserqualität in der Oberen Isar; wwt 7-8, 2004, S. 35-36

Wallis et al. (1996)

Prevalence of Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts and characterization of Giardia spp. isolated from drinking water in Canada; Appl. Environment, Microbiol. 62, 1996, p. 2789-2797