

2.1 Grundzüge einer konventionellen Kläranlage

Abwasser ist ein Gemisch aus häuslichen und industriellen Abwässern und wird je nach Wetterlage mit Niederschlagswasser unterschiedlich stark verdünnt. Von der täglichen durchschnittlich verbrauchten Wassermenge von ca. 150 Liter pro Einwohner werden ca. 60 bis 80 % als häusliches Abwasser abgeleitet. Die Menge und der Verschmutzungsgrad von industriellem Abwasser ist je nach Art des Gewerbes stark unterschiedlich. Der Zusammenfluss der Abwässer erfolgt in einem Kanalsystem, welches in eine Kläranlage mündet (s. Abb. 1).

Bei starkem Niederschlag und großen Einzugsgebieten kann die spontan anfallende Wassermenge die Kapazität einer Kläranlage überlasten. Dies kann durch Trennkana-lisationen oder Rückhaltebehälter verhindert werden. Bei der Trennkana-lisation werden verschiedene Rohrsysteme für Abwasser und Niederschlagswasser benutzt, wobei das Niederschlagswasser direkt in einen Vorfluter eingeleitet werden kann. Mit Hilfe der Rückhaltebehälter können spontan anfallende größere Abwassermengen zurückgehalten und anschließend langsam wieder abgelassen werden, so dass der Kläranlage ein kontinuierlicher Wasserzufluss auch bei starkem Niederschlag zugeht.

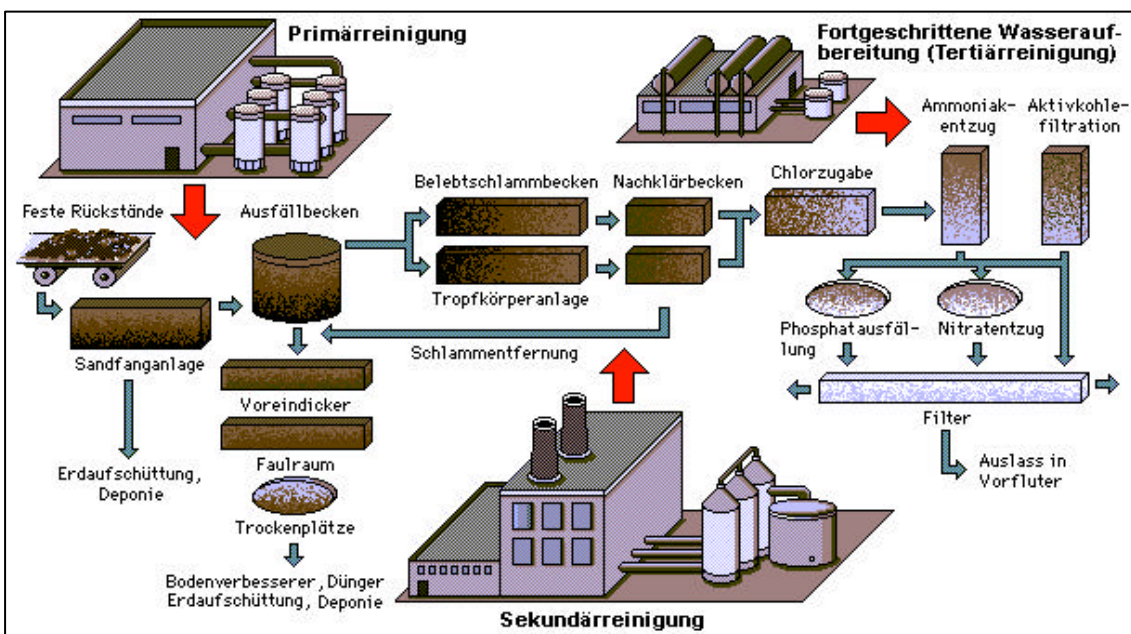


Abb. 1: Grundzüge der konventionellen Abwasserreinigung (Encyclopedia, 1999)

Als Kenngrößen für die Zusammensetzung und den Verschmutzungsgrad des Abwassers gelten der Anteil an Feststoffen, der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅), der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB₅) und der pH-Wert.

Die BSB₅- und CSB₅-Werte geben die Konzentration an organischen Stoffen an. Der BSB₅-Wert ist diejenige Sauerstoffmenge, die Mikroorganismen in einem Zeitraum von fünf Tagen bei der Zersetzung von im Abwasser enthaltenen, organischen Stoffen bei einer Temperatur von 20 °C verbrauchen. Der BSB₅ macht daher eine Aussage über die Selbstreinigungskraft des Wassers. Der CSB₅-Wert ist diejenige Sauerstoffmenge, die zur Oxidation eines organischen Stoffes und seiner Umwandlung in Koh-

lendioxid und Wasser verbraucht wird. Der CSB_5 dient dazu, die Reinigungskraft von Abwässern zu testen, die nicht biologisch abbaubar sind oder Bestandteile enthalten, die die Tätigkeit von Mikroorganismen hemmen.

Der CSB_5 ist immer höher als der BSB_5 , da einige organische Substanzen nur chemisch und nicht biologisch oxidiert werden können.

Feststoffe kommen im Abwasser gelöst als Kolloide oder als Schwebstoffe vor. Je nach Größe lassen sie sich durch Filter abtrennen oder werden in absetzbare und nichtabsetzbare Stoffe unterschieden.

Bei einer konventionellen Kläranlage wird zwischen der mechanischen Reinigung, der biologischen Reinigung, der Nachreinigung sowie der Behandlung der anfallenden Abfallstoffe im Faulturn unterschieden.

In der Abb. 2 sind den einzelnen Reinigungsschritten die entsprechenden Reinigungsstufen einer konventionellen Kläranlage gegenübergestellt. In der Abb. 4 findet sich die gleiche Gegenüberstellung für Pflanzenkläranlagen, so dass anhand der beiden Abbildungen ein anschaulicher Vergleich der beiden Systeme möglich wird.

2.1.1 Mechanische Reinigung

Die mechanische Reinigung findet in der Rechenanlage, im Sandfang, in Abscheidern sowie in der Vorklärung mittels Fällung statt (s. Abb. 2).

Die Rechenanlage entfernt feste Gegenstände aus dem Abwasser. Durch mehrere hintereinander geschaltete Rechen mit geringer werdender Durchlassweite von 7 cm im Grobrechen bis 1 cm im Feinstrechen werden Fremdkörper bis zur Streichholzgröße zurückgehalten.

Durch die langsame Fließgeschwindigkeit des Abwassers kommt es im Sandfang zum Absetzen von Teilchen ab 0,2 mm Durchmesser auf dem Grund und gleichzeitig zum Aufschwimmen von leichteren, ungelösten Stoffen, wie z.B. Öle und Fette, welche durch einen Abscheider abgeräumt werden können.

Im Vorklärbecken kommt es durch eine weitere Verminderung der Fließgeschwindigkeit zum Absetzen von Schwebstoffen. Verbleibende feine Feststoffe verklumpen durch Zugabe von Fällungsmitteln wie Aluminiumsulfat, Eisenchlorid oder Polyelektrolyten, flocken aus und setzen sich ebenfalls am Grund ab.

2.1.2 Biologische Reinigung

Bei der biologischen Reinigung werden die Vorgänge der biologischen Selbstreinigung in Gewässern nachgeahmt. Im Belebungsbecken kommt es zu einer Umsetzung der Abwasserinhaltsstoffe durch spezielle Bakterien. Zur Sauerstoffversorgung der Bakterien wird unter ständiger Umwälzung des Wassers Luft eingblasen. Das gereinigte Wasser gelangt in ein Nachklärbecken, wobei ein Schlamm aus abgestorbenen Mikroorganismen und abgebauten Stoffen zurückbleibt.

Weitere biologische Reinigungsverfahren sind die Tropfkörperanlagen oder die Abwasserteiche. Bei einer Tropfkörperanlage wird das Abwasser über eine Säule aus porösem Material geleitet, auf dessen Oberfläche sich eine dünne Schicht aus speziellen Mikroorganismen ansiedelt, welche in der Lage sind, die organische Fracht zu verstoffwechseln.

Abwasserteiche sind bis 1,5 Meter tief und haben eine Oberfläche von bis zu einem Hektar. Auf dem Grund kommt es unter anaeroben Bedingungen zur Zersetzung von Feststoffen, auf der Oberfläche zu einer Oxidation gelöster und kolloidaler organischer Abwasserbestandteile.

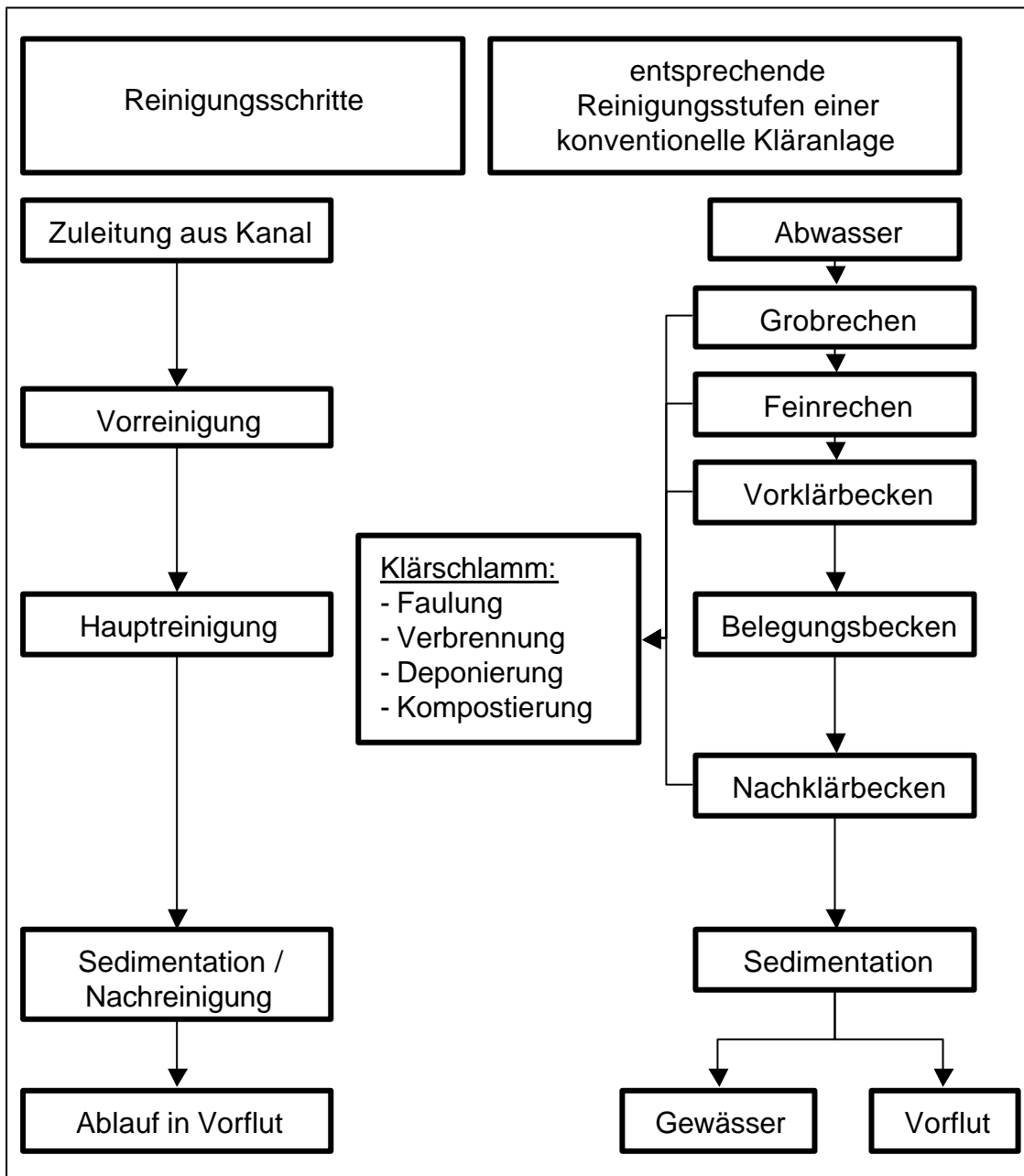


Abb. 2: Zuordnung der Reinigungsstufen einer konventionellen Kläranlage zu den schematischen Reinigungsschritten

2.1.3 Nachklärung

In einem Nachklärbecken kommt es durch Verminderung der Fließgeschwindigkeit zu einer Trennung der Bakterien aus der biologischen Reinigung vom Abwasser. Als weitere ergänzende Reinigungsschritte bei hoher oder besonderer Verschmutzung sind

die Phosphatfällung, die Mikrofiltration, die Desinfektion mit Ozon und Chlor sowie die Umkehr-Osmose zu nennen.

Nach der Reinigung des Wassers kann dieses einem Vorfluter zugeführt oder wiederverwendet werden.

2.1.4 Behandlung der anfallenden Abfallstoffe

Die in den einzelnen Reinigungsstufen anfallenden Stoffe und Klärschlämme eignen sich zum Teil zur weiteren Energiegewinnung. Während die Stoffe aus der Vorreinigung in Müllverbrennungsanlagen entsorgt werden, können die Schlämme in Faultürmen zur Methangewinnung genutzt werden.

Ausgefaulter Schlamm kann auf Schlamm-trockenplätzen durch Versickerung sowie durch Verdampfung getrocknet werden und findet anschließend als Bodenverbesserungsmittel in der Land- und Forstwirtschaft Verwendung. Bei zu hohen Anteilen an bedenklichen Stoffen wie Schwermetallen muss dieser auf Sondermülldeponien entsorgt werden.

2.2 Grundzüge einer Pflanzenkläranlage

Eine nach dem allgemeinen Stand der Technik gemäß dem Hinweisblatt A-262 der ATV (1997) gebaute Pflanzenkläranlage ist normalerweise für kleine Anschlussgrößen bis höchstens 1000 EGW gedacht und besitzt als Hauptreinigungsstufe vorzugsweise einen mit Schilf bepflanzten Bodenkörper.

Die Abb. 3 zeigt das Verteilungssystem des Abwassers in „Nord-1“ (s. Pkt. 3.1.1). Je ein Schilfbeet wird in Intervallen beschickt, solarbetriebene Ventilöffner regeln die Verteilung (s. Pkt. 2.2.2). Sowohl im Schilfbecken als auch im Teich ist die Schilfart *Phragmites communis* gepflanzt. Am Grund des Rottefilters und des Schilfbeetes befinden sich perforierte Filterplatten zum Wasserabfluss und Lufteintrag.

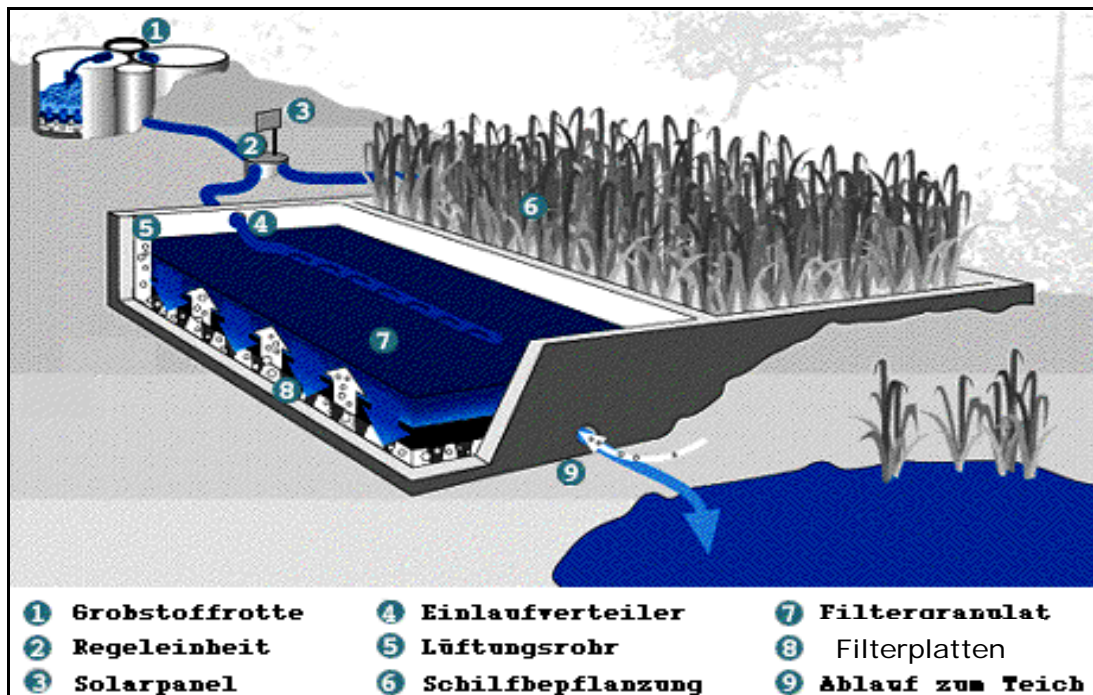


Abb. 3: Schematischer Aufbau einer Pflanzenkläranlage

Eine Grobstoffabscheidung findet in der Vorreinigung durch eine Mehrkammerausfallgrube, einen Rottefilter, einen Filtersack oder der direkten Beaufschlagung eines vorgeschalteten Pflanzenbeetes statt. Ein Schönungsteich wird in einigen Fällen als Ausgleichsbecken zur Sedimentation bzw. Nachreinigung vor der Einleitung des gereinigten Abwassers in die Vorflut eingesetzt. In der dazugehörigen schematischen Darstellung dieser Reinigungsschritte in der Abb. 4 wird eine konventionelle Kläranlage (links) den funktionsgleichen Einheiten einer Pflanzenkläranlage (rechts) gegenübergestellt.

Eine über lange Jahre bestehende, uneinheitliche rechtliche Regelung hat zu einer Vielzahl von Anlagentypen geführt, die meist von Pflanzenkläranlagenbetreibern selbst entworfen und gebaut wurden und bis heute in Betrieb sind.

Als Folge daraus wurden allgemeine Grundlagen über Bauweise und Betrieb von Pflanzenkläranlagen, insbesondere im deutschsprachigen Raum von der ATV (1997) oder von THOFERN (1994) detailliert veröffentlicht, so dass in jüngerer Zeit eine Vereinheitlichung der Bautypen erkennbar ist.

Die Anlagenvielfalt wird insbesondere durch die vielen Versuche deutlich, Pflanzenkläranlagen aufgrund bestimmter Merkmale in vergleichbare Gruppen einzuordnen.

So sind Einteilungen nach der Durchströmungsrichtung von PERFLER (1996) oder nach der Art des Bodenkörpers in Bezug auf die Wasserdurchlässigkeit nach THOFERN (1994) möglich. Nach HAGENDORF (1994) ist eine Einteilung der Hauptreinigungsstufe Schilfbeet in Teichsysteme, hydrobotanische Systeme und Bodensysteme ebenso sinnvoll.

Die Teichsysteme bestehen aus bewachsenen Becken, Gräben und Teichen. Das Abwasser fließt durch mit Sumpfpflanzen bewachsene Zonen, wobei die Reinigung durch Pflanzen und Bakterien erfolgt. Die Bodenpassage des Abwassers ist vernachlässigbar.

Als hydrobotanische Systeme gelten Anlagen mit bewachsenen, nicht bindigen Bodenkörpern, die vom Abwasser überstaut und horizontal durchflossen werden. Eine Bepflanzung des Beetes sowie eine regelmäßige Pflanzenernte sind vorgesehen. Die Reinigungswirkung beruht auf dem Zusammenwirken von Pflanzen und Bakterien.

Zu den Bodensystemen gehören Anlagen mit Vorreinigung und Nachsedimentation, die einen Bodenfilter als Hauptreinigungsstufe benutzen. Das Abwasser fließt vertikal oder horizontal ohne Überstau durch den Bodenkörper. Als Entwicklung der letzten Jahre sind zunehmend mit Helophyten (Sumpfpflanzen) bewachsene Bodenfilter zu finden, weil unter anderem von BÖRNERT (1994) davon ausgegangen wird, dass eine Verminderung von hygienisch relevanten Keimen nur bei einer Bodenpassage gewährleistet ist.

Nach einem Kommentar der ATV (1997) sind Pflanzenkläranlagen in „Kleinkläranlagen“ nach DIN 4261 (für 8 m³/d, ca. bis 50 EGW) und in „Kleine Kläranlagen“ (für etwa 50 bis 1000 EGW) zu unterscheiden.

Für „Kleinkläranlagen“ gelten keine Mindestanforderungen.

Für „Kleine Kläranlagen“ gelten die Anforderungen für Kläranlagen der Größenklasse 1, die einen CSB₅ ≤ 150 mg/l und einen BSB₅ ≤ 40 mg/l nach Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV) einhalten müssen.

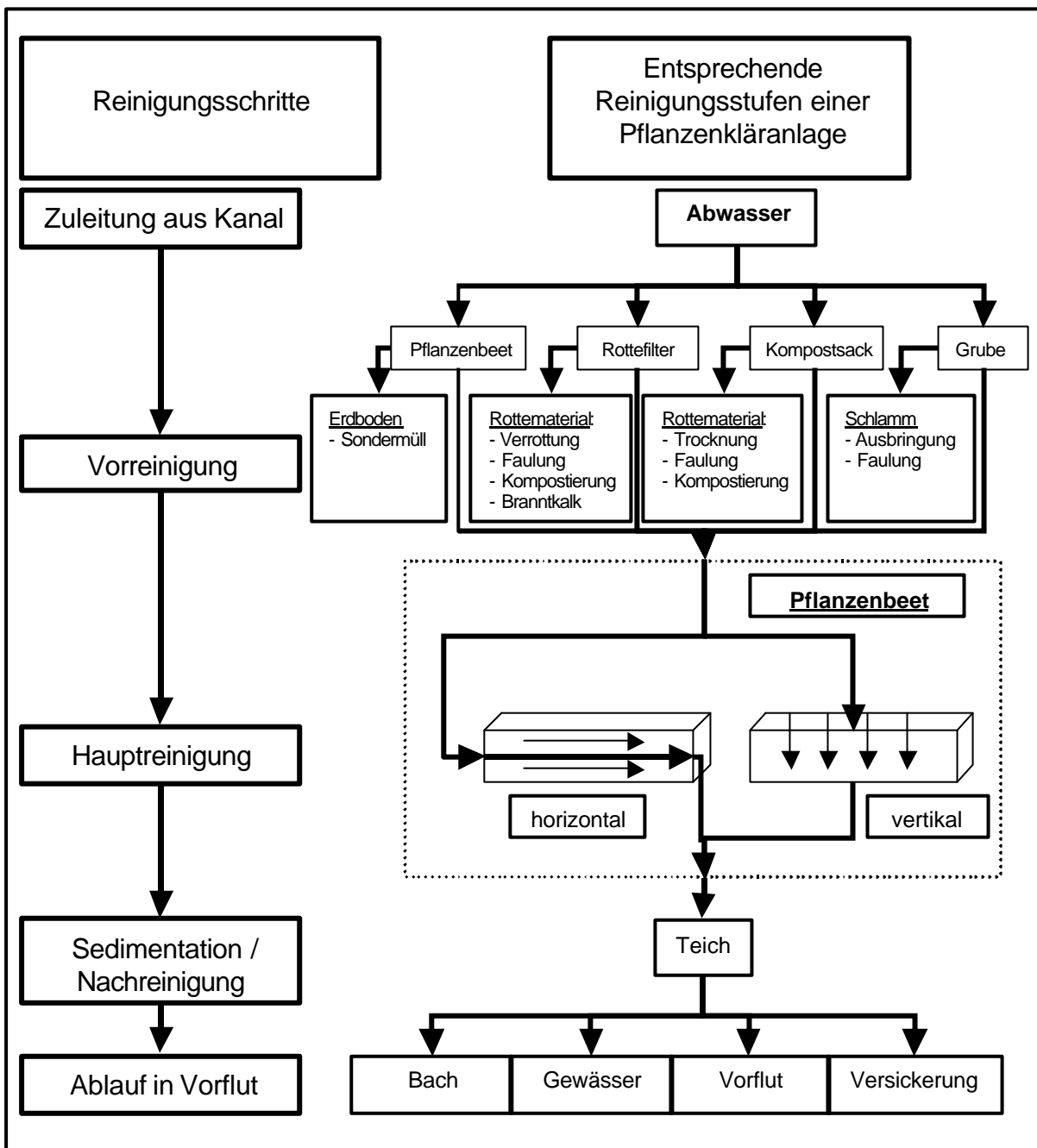


Abb. 4: Zuordnung der Reinigungsstufen einer Pflanzenkläranlage zu den schematischen Reinigungsschritten gemäß dem Funktionsprinzip der Reinigungsstufen in einer Pflanzenkläranlage nach GSCHLÖBL (1997) und ATV (1997)

Vorklärung

In der Vorklärung wird das Abwasser von groben Inhaltsstoffen befreit. Für Pflanzkläranlagen wird im Merkblatt der ATV (1997) dafür eine geeignete Methode nach dem allgemein anerkannten Stand der Technik gefordert. In der Praxis haben sich wegen der bequemen Bauweise aus Fertigelementen weitgehend Mehrkammerausfallgruben nach DIN 4261 T1 durchgesetzt. Die ATV (1997) empfiehlt für „Kleinkläranlagen“ die Mehrkammerausfallgrube und für „Kleine Kläranlagen“ alle aus der konventionellen Abwasserbehandlung bewährten Techniken.

Nach der KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (AbfKlärV) (1992) § 7 Abs. 7 muss der Betreiber einer Abwasserbehandlungsanlage ein Register über die Art, die Menge und den Verbleib des anfallenden Klärschlammes führen. Hierzu gehört auch das Material aus Mehrkammerausfallgruben.

Die Entsorgung von Rechengut durch die Müllverbrennung ist im Hinblick auf das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG, 1996) [*§ 4 (1) Abfälle sind ... 1. in erster Linie zu vermeiden ... 2. In zweiter Linie, a) stofflich zu verwerten...*], nur eine unbefriedigende Lösung. Um dem Grundsatz dieses Gesetzes mehr als bisher gerecht zu werden, wurden von verschiedenen Ingenieuren neue Ideen verwirklicht, wie z. B. der Rottefilter oder die Filtersackmethode von MITTERER (1995).

2.2.1.1 Mehrkammerausfallgrube nach DIN 4261 T1

Eine Mehrkammerausfallgrube besteht aus einer in die Erde eingelassenen Grube mit mehreren Kammern, die unter der Wasseroberfläche miteinander verbunden sind. Dadurch kommt es zu einem langsamen Wasserfluss, bei dem die leichten Teile aufgeschwemmt und die schweren Teile am Grubengrund abgesetzt werden. Dort kann es durch die Ansammlung der Feststoffe zu verschiedenen Prozessen, in der Regel zur Faulung kommen.

Die weitgehend gebräuchlichen Mehrkammerausfallgruben nach DIN 4261 T1 sind nach DIETRICH (1996) bei 600.000 Anschlüssen in Baden-Württemberg noch als abschließliche Klärungen anzutreffen. Die anschließende direkte Einleitung in die Vorflut bringt dieselbe Schmutzfracht mit sich wie von 2,3 Millionen Einwohnern mit einem Anschluss an eine konventionelle Kläranlage.

Für die Entsorgung des Grubeninhaltes besteht im ländlichen Raum die Möglichkeit des Abpumpens und der Einbringung in den Zulauf einer konventionellen Kläranlage sowie der direkten Ausbringung auf wirtschaftseigenen Flächen.

Eine seuchenhygienische Unbedenklichkeit wäre nach der DÜNGEMITTELVERORDNUNG (1991) § 1 Abs. 2 nur für den Fall des gewerbsmäßigen Inverkehrbringens gefordert, sofern beim Grubeninhalt von einem Düngemittelerzeugnis gesprochen werden kann. Die Ausbringung auf eigene oder benachbarte Flächen ist unter Einhaltung von eventuellen Beschränkungen daher durch weitere Rechtsvorschriften zu regeln.

2.2.1.2 Rottefilter

Der Rottefilter hat die Funktion, Grobstoffe aus dem Abwasser mechanisch herauszufiltern. Die Filterwirkung wird durch eingebrachten, grobstrukturierten biologisch abbaubaren Abfall (Bioabfall) erzielt (System-WURSTER) (s. Abb. 5 und Abb. 14).

Hierfür eignen sich nach Angaben von NAKLÄR (1996) Stroh, Pflanzenabfall oder jeder Bioabfall der üblicherweise zur Kompostierung geeignet ist.

In regelmäßigen Abständen zugegebenes kompostierbares Material soll die Filterstruktur erhalten und zusammen mit den abgelagerten Grobstoffen und Fäkalien des Abwassers zu einer kompostier- oder verrottbaren Mischung führen. Nach einer Abtropfphase von 6 Monaten wird das Material ausgehoben und zu einem Komposthaufen umgeschichtet. Nach der Beschickungsphase wird eine Selbsterhitzung durch Rotteprozesse angenommen, durch die eine Hygienisierung des Materials erreicht werden soll.

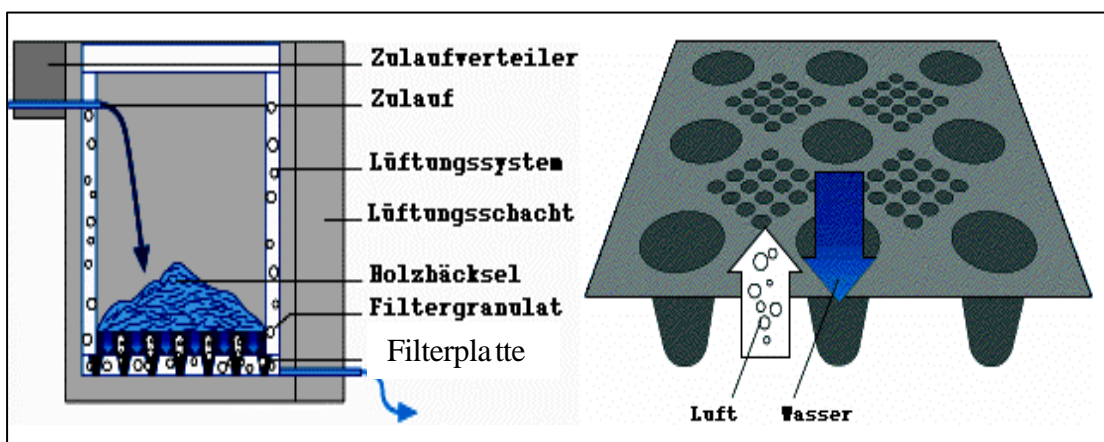


Abb. 5: Funktionsprinzip eines Rottefilters mit Filterplatten als Abstandshalter

Die Abb. 5 zeigt links einen Rottefilter im Querschnitt. Durch Filterplatten wird unten und an den Seiten sowohl Wasserabfluss als auch Lufteintrag ermöglicht. Die rechte Darstellung skizziert eine Filterplatte. Die großen Einlässe dienen als Abstandshalter und Wasserablauf, die in der Mitte befindliche Perforationen als Luftdurchlass.

2.2.1.3 Sonstige Verfahren

Eine in der Steiermark von WABL (1996) empfohlene und von MITTERER (1995) erstmals näher untersuchte Technik beruht auf dem Prinzip eines Filtersackes. Dabei wird das Abwasser durch stabile Säcke aus nicht verrottbarem Material geleitet, die in einer abgedichteten Grube, z. B. einer ehemaligen Mehrkammerausfallgrube, hängen. Das filtrierte Wasser gelangt nach dieser Vorreinigung direkt auf die Schilfbeete. Ein voller Sack bleibt sechs Monate zum Abtropfen hängen und wird anschließend sechs Monate zwischengelagert. Das danach partiell vererdete Material ergibt nach einer Vermengung mit Biomüll eine kompostierbare Mischung, die zu einem Komposthaufen aufgeschüttet wird. In der anschließenden Verrottungsphase wurden dabei Temperaturen erreicht, die eine Hygienisierung des herausgefilterten Materials bewirkten.

Die Fa. PURE (1996) bietet in ihrer Firmenbroschüre Pflanzenkläranlagen an, in denen ein vorgeschaltetes Schilfbeet direkt mit Rohabwasser beschickt wird. Die Grobstoffe werden zurückgehalten und sollen durch die Aktivität der Vegetation mit der Zeit verer-

den. Zur eigentlichen hygienischen und chemischen Reinigung werden weitere Schilfbeete nachgeschaltet. Dieses Verfahren wird nach BUCKSTEEG (1985) wegen der auftretenden Geruchsbelästigung und des vermehrten Insektenbefalls abgelehnt.

2.2.2 Pflanzenbeet

Für das Pflanzenbeet einer Pflanzenkläranlage fordern die ATV (1997) und GSCHLÖBL (1997) einen zum Untergrund hin abgedichteten, sandigen Bodenkörper mit einer Korngröße von $d_{10} > 0,2$ mm mit einem Wasserdurchlässigkeitsvermögen von $k_f \cdot 10^{-3}$ bis 10^{-4} m/s. Der Wasserfluss durch ein Beet erfolgt entweder horizontal oder vertikal in Form einer Abwasserbeschickung mit einer maximalen hydraulischen Oberflächenbelastung von 40 mm/Tag. Weitere technische Lösungen für den Eigenbau eines Schilfbeckes sind in den Merkblättern des KTBL (1995) beschrieben.

Bei der horizontalen Variante gelangt das Abwasser durch ein unterirdisches Verteilungssystem aus Drainagerohren in das Schilfbeet und fließt über ein gleich gebautes Sammelsystem auf der gegenüberliegenden Seite in die Vorflut ab. Ein Überlaufsystem erlaubt die Regulierung des Wasserstandes im Beet. Nach GSCHLÖBL (1997) muss dabei eine Mindesttiefe von 60 cm erreicht werden. Es sind mindestens 5 m²/EGW spezifische Beetfläche bei einer Mindestbeetfläche von 25 m² einzuplanen. Dieses System der unterirdischen Beschickung wird von REED (1995) vor allem in Bezug auf die geringe Geruchs- und Fliegenbelästigung empfohlen.

Bei der vertikalen Variante gelangt das vorgereinigte Abwasser über ein oberirdisches Verteilungssystem auf die Beetoberfläche. Eine gleichmäßige Verteilung über die gesamte Beetoberfläche ist nach DIETRICH (1996) und GSCHLÖBL (1997) nur durch eine intermittierende Beschickung zu erreichen.

Ideal wäre dazu eine Schwallbeschickung. Das Wasser wird dabei in einem Zwischenbehälter kurzzeitig angestaut und anschließend im Schwall auf das Schilfbeet aufgebracht. So kommt es durch einen kurzzeitigen Überstau, zu einer gleichmäßigen Verteilung des Wassers über das gesamte Beet. Bei der anschließenden Versickerung zieht das Wasser gleichzeitig Luft in die Bodenkapillare nach. Der darin enthaltene Sauerstoff kann anschließend von Bodenorganismen zum Abbau der chemischen Abwasserfracht verwendet werden.

Die Beschickung sollte nach WABL (1996) technisch möglichst einfach in Form eines Kippkübels oder eines Überlaufrohres gestaltet sein. Für die Intervallbeschickung von zwei Schilfbeeten bei größerem Abwasseraufkommen entwickelte die Fa. NAKLÄR (1995) (s. Abb. 3) ein Verfahren mit Solarenergie betriebenen Ventilöffnern.

Die spezifische Beetfläche muss bei vertikalem Durchfluss mindestens 3 m²/EGW bei einer Mindestfläche von 15 m² betragen und eine Bodentiefe zwischen 80-120 cm haben. Das durch den Bodenkörper versickerte Abwasser wird am Grund gesammelt und läuft durch einen Überlauf entweder in die nächste Reinigungsstufe oder direkt in die Vorflut. Das Sammelsystem sollte über Kontrollschächte belüftet werden, so dass eine Luftdiffusion in den Bodenkörper auch von der Unterseite stattfinden kann (s. Abb. 18).

Für die Bepflanzung kommen verschiedene Pflanzen wie Schilf, Schwertlilie, Rohrkolben oder Binsen in Frage. Die Praxis hat jedoch gezeigt, dass nach relativ kurzer Zeit die Schilfpflanze *Phragmites communis* alle anderen Arten verdrängt.

2.2.3 Abwasserteiche

Eine andere Form der biologischen Abwasserreinigung ist der Abwasserteich, für den ein großes Grundstück benötigt wird und der daher in ländlichen Gegenden anzutreffen ist. Teiche, die unter Mischbedingungen funktionieren, sind am häufigsten vertreten: Sie sind etwa 0,6 bis 1,5 Meter tief und haben eine Oberfläche von mehr als einem Hektar. Am Boden, wo die Feststoffe zersetzt werden, herrschen anaerobe Bedingungen vor.

Die oberflächennahen Bereiche liegen dagegen unter Sauerstoffspannung (aerob), so dass hier gelöste und kolloidale organische Stoffe oxidiert werden können. BUCKSTEEG (1984) beschreibt, dass Teiche in der Abwasserreinigung von kleinen Anschlussgrößen erstmals vor über 40 Jahren als alleinige Reinigungsstufe eingesetzt wurden. Er unterscheidet zwischen belüfteten und unbelüfteten Teichen.

Zur Funktionsweise von Teichen führt GSCHLÖBL (1996) an, dass Teiche eine Pufferung des pH-Wertes und eine Angleichung des Temperaturunterschiedes zwischen Abwasser und Umgebung bewirken. Eine weitere Reinigung des Abwassers findet nach ihren Angaben durch den Rückhalt von suspendierten und absetzbaren Stoffen statt. Nach THOMAS (1983) sind Teichanlagen ebenfalls zur Eliminierung von Abwasserkeimen geeignet.

Obwohl im Hinweisblatt H 262 der ATV (1997) kein Schönungsteich im Anschluss an ein Pflanzenbeet verlangt wird, planen immer mehr Architekten einen solchen mit ein.

Ein Schönungsteich besteht in der Regel aus einer Aushebung, in die eine Abdichtung zum Untergrund, meist eine Folie, eingelegt wird. Die Uferzonen können mit Schilf bepflanzt werden und ein Fischbesatz ist bei ausreichender Größe ebenfalls möglich (s. Abb. 8).

2.3 Mikrobiologische Grundlagen

2.3.1 Indikatorkeime

In der Praxis ist es aus arbeitstechnischen Gründen oft nicht möglich, Abwasser in Hinblick auf die Gesamtheit der in Punkt 2.3.4 beschriebenen Mikroorganismen zu untersuchen.

Um die seuchenhygienische Qualität von Wasserproben im Verlauf der Abwasserreinigung dennoch beurteilen zu können, empfiehlt LANG (1987) den Nachweis von sogenannten Indikatororganismen.

Indikatorkeime werden stellvertretend für jeweils ein Gruppe von Pathogenen nachgewiesen. Im Idealfall besitzen sie dieselben Eigenschaften in Bezug auf Tenazität und Verhalten in der Umwelt wie die pathogenen Keime, an deren Stelle sie nachgewiesen werden. Da sie selbst nicht pathogen sein müssen oder sind, ist der Umgang mit ihnen weit weniger gefährlich. Optimale Indikatororganismen sollten daher verschiedenen Anforderungen gerecht werden:

1. Vorkommen in großer Anzahl im zu untersuchenden Medium
2. Zuverlässige, schnelle, routinemäßige, quantitative Nachweismöglichkeit mit standardisierten Methoden
3. Zugehörig oder verwandt zu den zu untersuchenden pathogenen Spezies
4. Weitgehend ähnliche Eigenschaften zu den zu untersuchenden pathogenen Spezies

5. Gleiche oder geringfügig größere Resistenzen als die relevanten Krankheitserreger gegenüber den zu untersuchenden Behandlungsprozessen

Die An- oder Abwesenheit von Indikatorkeimen gibt einen Hinweis auf die An- oder Abwesenheit von in der Tenazität vergleichbaren pathogenen Organismen.

In Abhängigkeit von der Art, der Anzahl und des Nachweisortes von Indikatororganismen kann auf eine gesundheitliche Gefährdung und damit auf ein eventuelles hygienisches Risiko geschlossen werden.

Ein Nachweis von Indikatorkeimen nach einer Wasseraufbereitung deutet z. B. darauf hin, dass das untersuchte Verfahren entsprechende Keime nur unzureichend eliminiert. Damit ist eine repräsentative Aussage über eine Gesundheitsgefährdung möglich, ohne die zahlreichen Krankheitserreger im Einzelnen nachweisen zu müssen. Als Indikatorkeime für eine Fäkalkontamination eignen sich als Vertreter gramnegativer Keime *Enterobacteriaceae*, *E. coli* und für die grampositiven Erreger Fäkalstreptokokken. Als parasitäre Dauerstadien sind die Eier des Schweinespulwurms (*Ascaris suum*) am geeignetsten, weil sie die höchste Resistenz gegenüber Umwelteinflüssen besitzen.

Salmonellen sind nach Definition von LANG (1987) keine Indikatororganismen. Das besondere Interesse an diesen Krankheitserregern ergibt sich einerseits aus der Höhe der regelmäßig festgestellten Erkrankungszahlen bei Mensch und Tier, die regelmäßig vom Nationalen Referenzzentrum¹ veröffentlicht werden, und andererseits aus der rechtlichen Würdigung der Salmonellose im veterinärmedizinischen Bereich durch spezielle Verordnungen wie z. B. die Rindersalmonelloseverordnung. Die Forderung nach der Abwesenheit von Salmonellen zur Bescheinigung der hygienischen Unbedenklichkeit von behandelten Abfallstoffen im Gesetzestext der BIOABFALLVERORDNUNG (1998) zeigt ebenfalls das berechnete Interesse für den gesonderten Nachweis von Salmonellen neben der Untersuchung auf Indikatororganismen.

2.3.2 Mikrobiologische Indikatororganismen und Krankheitserreger

Zu den im Abwasser vorkommenden mikrobiologischen Krankheitserregern gehören Vertreter aus den Gruppen der Bakterien, Viren und Parasiten. Am besten untersucht sind Bakterien als Erreger von Magen-Darm-Erkrankungen. So werden nach Auswertungen von KOWAL (1985) regelmäßig mit dem Stuhl, insbesondere von erkrankten Personen, Salmonellen in einer Größenordnung über 10^8 KBE/g ausgeschieden.

2.3.2.1 Aerobe Gesamtbakterienzahl

Die aerobe Gesamtbakterienzahl ist die Anzahl an kultivierbaren Organismen unter natürlichen, aeroben Bedingungen. Sie ist ein Maß für die allgemeine, mikrobiologische Belastung einer Umweltprobe.

2.3.2.2 *Enterobacteriaceae*

Die *Enterobacteriaceae* bilden eine große Gruppe von fakultativ anaeroben, nicht sporenbildenden, gramnegativen, geraden Stäbchen. Sie sind 2-3 μm lang und 0,5 μm breit. Manche sind begeißelt und somit beweglich. *Enterobacteriaceae* besiedeln vorwiegend den Darmtrakt von Menschen und warmblütigen Tieren. *Klebsiellen* unterscheiden sich

¹ NRZ - Nationales Referenzzentrum für Salmonellen und andere Enteritiserreger
Robert Koch Institut, Bereich Wernigerode
Burgstr. 37, 38855 Wernigerode

von anderen *Enterobacteriaceae* durch ihre Unbeweglichkeit. Sie besitzen eine Kapsel und Fimbrien. *Citrobakter* sind bewegliche, kapsellose Stäbchen. Außer in der Darmflora von Mensch und Tier sind sie auch im Wasser, auf Pflanzen und auf Insekten zu finden.

Nach Beschreibung von LANG (1987) und ROLLE (1993) ist allen *Enterobacteriaceae* gemeinsam, dass sie im Wasser und in der Erde monatelang überlebensfähig sind. Bei Temperaturen um 55 °C sterben sie innerhalb von 30 Minuten ab. Die seuchenhygienische Bedeutung beim Nachweis von *Enterobacteriaceae* in Abwasserproben liegt darin, dass auch Salmonellen vorhanden sein könnten.

2.3.2.3 *E. coli*

Nach der Beschreibung von ROLLE (1993) handelt es sich bei *Escherichia coli* (*E. coli*) um ein gramnegatives, nicht sporenbildendes Stäbchen mit abgerundeten Enden. Es weist eine Länge von 2-6 µm und eine Breite von 1-1,5 µm auf. Die meisten Keime besitzen eine Kapsel und weisen eine Begeißelung auf. Die Keime besiedeln hauptsächlich den Darmtrakt von Mensch und Tier. Sie kommen nach Untersuchungen von WEIGEL (1995) im Festmist und in Gülle in einer Anzahl von 10⁵ bis 10⁶ KBE/g und nach KOWAL (1985) mit mehr als 10⁸ KBE/g in menschlichen Fäkalien vor.

Im Boden liegt die Tenazität bei weniger als 10 Wochen, wobei innerhalb der ersten 10 Tage eine Keimzahlreduktion von bis zu 90 % stattfinden kann. Bei kühler und humider Umgebung ist ein Überleben von mehreren Monaten beschrieben. Bei heißer Witterung sterben *E. coli* nach LEISSNER (1988) innerhalb kurzer Zeit vollständig ab.

Epidemiologisch gesehen können *E. coli*-Stämme sowohl Enteropathien als auch Septikämien auslösen. Eine Infektion kann über Vektoren wie kontaminierte Nahrungsmittel oder direkt von Mensch zu Mensch erfolgen. Bei Erwachsenen treten häufiger Harnwegsinfektionen auf. Meist handelt es sich um Faktorenkrankheiten. *Enterohämorrhagische escherichia coli* (EHEC) aus nicht hitzebehandelter Vorzugsmilch, die durch tierische Fäkalien kontaminiert wurde, sind nach BEUTIN (1995, 1996) vermehrt Ursache für schwere Nierenerkrankungen bei Kindern.

2.3.2.4 Fäkalstreptokokken

Fäkalstreptokokken gehören zur Familie der *Streptococcaceae* und zur Gattung *Streptococcus*. Es handelt sich um grampositive, unbewegliche Bakterien, deren runde bis ovoide Zellen meist diploid, in Kettenform oder als Tetraeden vorkommen. Ihr Durchmesser beträgt ca. 2 µm. Fäkalstreptokokken gehören ebenfalls zur natürlichen Darmflora von Mensch und Tier. Charakteristisch ist das Vorhandensein des Lancefield-Gruppen-Antigens-D, weshalb auch oftmals die Bezeichnung D-Streptokokken verwendet wird. Die Bezeichnung Enterokokken steht als Synonym für Fäkalstreptokokken.

Hinsichtlich der Hygiene nehmen *Streptococcus faecalis* und ähnliche Enterokokken eine besondere Stellung ein, da sie im Darm und den Ausscheidungen von Mensch und Tier vorkommen. Ihnen kommt nach TISLER (1987) durch ihre besondere pH- und Hitzeresistenz lebensmittelhygienische Bedeutung zu. Dort gelten sie als Indikatoren für fäkalen Verunreinigungen und sind Ursache für unspezifische Nahrungsmittelvergiftungen. Beim Tier werden sie nach ROLLE (1993) primär bei unspezifischen Infektionen nachgewiesen.

Im Gegensatz zu anderen Streptokokken weisen die Fäkalstreptokokken eine hohe Tenazität in der anaeroben Faulung, der Kompostierung, der Kalkbehandlung, der Gammastrahlung oder der Desinfektion mit Peressigsäure auf. Auch während verschiedener Klärschlammbehandlungsverfahren haben sie sich als sehr resistent erwiesen (s. Tab. 59).

Fäkalstreptokokken dienen nach LANG (1987) als Indikatoren für fäkale Verunreinigungen von Trink-, Brauch- und Meerwasser. Sie sind als Indikatorkeime besonders geeignet, da sie in relativ großer Anzahl in menschlichen und tierischen Ausscheidungen vorkommen. Sie sind nach SLANETZ (1964) im Abwasser und Klärschlamm immer vorhanden, dürfen jedoch in reinem Trinkwasser, auf nicht gedüngten Böden und an Standorten ohne menschlichen und tierischen Kontakt nicht anzutreffen sein. Sie überleben außerhalb des Körpers, ohne sich zu vermehren. Sie sind im Allgemeinen gegenüber toxischen und chemischen Verunreinigungen resistenter als coliforme Keime. Wegen ihrer hohen Resistenz gegenüber Chlor sind sie gute Indikatoren für Abwasserunreinigungen in chloriertem Wasser wie z.B. Leitungswasser. Werden sie dort nachgewiesen, kann von einer fäkale Verunreinigung ausgegangen werden. Da sie in weitaus höherer Konzentration als pathogene Organismen vergleichbarer Tenazität vorkommen, kann bei einer Elimination von Fäkalstreptokokken erst recht von der Elimination dieser pathogenen Organismen ausgegangen werden.

Nachgewiesen werden mit dem beschriebenen Verfahren Enterokokken der Lancefieldgruppe D, dabei exakter *Streptococcus faecalis* und *Streptococcus faecium*. Werden diese in Abwasser nachgewiesen, kann man davon ausgehen, dass diese fäkalen Ursprungs sind

2.3.2.5 Salmonellen

Die Gattung *Salmonella* wird repräsentiert durch die einzige Art *Salmonella enterica*. Es handelt sich nach der Beschreibung von ROLLE (1993) um 2-3 µm lange, gramnegative, bewegliche, peritrich begeißelte Stäbchen. Sie sind morphologisch von anderen Darmbakterien wie *E. coli* nicht zu unterscheiden. Mehr als 2000 verschiedene Salmonellenserovare können weiter nach ihrer Antigenstruktur unterschieden werden.

Im Bereich der Abwasserentsorgung gehören Salmonellen daher zu den am besten untersuchten Krankheitserregern. Sie kommen nach FEACHEM (1983) weltweit ubiquitär in Ab- und Oberflächengewässern vor. SILLI (1990) und SCHINDLER (1991) beschreiben umfangreich die Salmonellenvielfalt in Vorflutern und in kleinen Oberflächengewässern. Nach SCHMIDT (1960) spiegelt das Vorkommen von Salmonellen im Abwasser die Seuchenlage der jeweiligen Bevölkerung wider. MÜLLER (1981) stellt fest, dass ab einer Siedlungsdichte von 4 000 Einwohnern regelmäßig Salmonellen im Abwasser nachgewiesen werden können. Mit Hilfe eines neuen, sensibleren Nachweisverfahrens konnte von KARUNIAWATI (2000) sogar in über 70 % der Abwasserproben einer konventionellen Kläranlage Salmonellen kultivieren.

Salmonellen besitzen außerhalb des Magen-Darm-Trakts eine lange Überlebensfähigkeit. In offenen Gewässern, Abwässern und in der Erde sind sie wochenlang überlebensfähig sowie unter günstigen Voraussetzungen auch vermehrungsfähig.

Die weltweite seuchenhygienische Bedeutung der Salmonellose liegt in der Eigenschaft der Übertragbarkeit zwischen Mensch und Tier.

Bei den pathogenen Keimen erfolgt in der veterinärmedizinischen Bakteriologie eine Unterscheidung in 3 Gruppen: *Salmonella Durans*, *Salmonella Bovis* und *Salmonella Equinus*. Sie sind in der Lage, Hämolysin, Bakteriozine und autolytische Enzyme zu produzieren.

Die Verbreitung von Salmonellen in der Außenwelt findet häufig durch den Kot von Kleintieren und Vögeln statt. Die Gefährdung des Menschen besteht nach ROLLE (1993) weniger in der direkten Ansteckung durch das Tier, sondern eher in der Kontamination von Nahrungsmitteln und der anschließenden Vermehrung von Salmonellen bei mangelnder Küchenhygiene. Interessantes Beispiel dazu ist die von HARMSSEN (1954) untersuchte Typhusepidemie in Stuttgart und Wien, die ihren Ursprung in der Düngung von Gemüse mit Abwasser hatte. PAHEN (1979) bestimmt die minimale Infektionsdosis je nach Salmonellenspezies mit Keimzahlen zwischen 10^5 bis 10^7 KBE/ml, wobei diese in Einzelfällen auch geringer liegen könnte.

Als klinische Erscheinung kommt es beim Menschen zu fieberhaften Brechdurchfällen, die bei Personen mit einer Immunsuppression zum Tode führen können. Nach KIST (1991, 1992) sind für die Erkrankungen beim Menschen hauptsächlich *Salmonella Typhimurium* und *Salmonella Enteritidis* verantwortlich, wobei von FEACHEM (1983) und TSCHÄPE (1996) eine jahreszeitliche Spitze im Sommer und Herbst festzustellen ist. *Salmonella Typhi* und *Salmonella Paratyphi* kommen hingegen äußerst selten vor.

Die klinische Erscheinungen zeigen sich bei Tieren je nach Serovar entweder als Aborte (*Salmonella Abortus Equi*, *Salmonella Abortus Ovis*), Durchfallerkrankungen, Organerkrankungen oder fieberhafte Septikämien. Im Vordergrund des Infektionsgeschehens stehen immer die latenten Infektionen mit anschließender, monatelanger unregelmäßiger Erregerausscheidung als ständige Kontaminationsquelle. Obwohl die wirtschaftliche Bedeutung im Allgemeinen nicht so groß ist, wie es bei dem Durchseuchungsgrad mancher Tierbestände und der Verbreitung der Erreger in Futtermitteln anzunehmen wäre, können Salmonellen bei mangelndem Hygienemanagement im Einzelfall zu erheblichen wirtschaftlichen Verlusten für den Tierhalter führen. Unter anderem deshalb, weil die Rindersalmonellose bei amtlicher Feststellung als anzeigepflichtige Tierseuche behördlicherseits bekämpft werden muss. Hier können neben kostenintensiven Entseuchungsmaßnahmen auch Zwangstötungen von wertvollen Zuchttieren angeordnet werden.

2.3.2.6 Weitere hygienisch relevante Bakterien

Nach FEACHEM (1983) infizieren Shigellen (*Shigella sonnei*, *Shigella flexneri*, *Shigella dysenteriae*) ausschließlich den Menschen. Infektionen bei Tieren sind nicht bekannt. Sie verursachen schwere Durchfallerkrankungen (Bakterienruhr) mit blutigem Stuhl. Infektionen sind typisch für arme unterentwickelte Länder. Die Prävention erfolgt hier primär durch eine hygienische Beseitigung von Fäkalien. In Deutschland ist die Shigellose relativ selten und wird in der Regel bei Aufenthalten in unterentwickelten Ländern akquiriert. Der regelmäßige Nachweis gelingt nach CAMANN (1986) sowohl im Abwasser als auch im Klärschlamm.

Nach Angaben des BUNDESAMTES FÜR DEN GESUNDHEITSSCHUTZ, VERBRAUCHERSCHUTZ UND VETERINÄRMEDIZIN, BGVV (1998) ist Campylobacter jejuni neben den Salmonellen der bedeutendste Erreger bakteriell bedingter Durchfallerkrankungen in Deutschland, wobei dessen Bedeutung von der Bevölkerung meist unterschätzt wird. Reservoir für das Bakterium sind Menschen und Tiere (Geflügel, Rind). Nach STELZER (1991) wird die weltweite Erkrankungsrate von Campylobacterinfektionen als hoch

angesehen und ist nach PEARSON (1992) in Großbritannien der häufigste bakterielle Erreger von Durchfallerkrankungen. JONES (1990) stellte fest, dass im Bereich der Abwasserentsorgung im Vergleich zu den Salmonellen nur relativ wenige Informationen über *Campylobacter* vorliegen, da sie auf Grund ihrer geringen Resistenz oft nicht mehr nachweisbar sind. HÖLLER (1994) fand dagegen oft hohe Keimgehalte in stabilisierten Klärschlämmen.

Als relativ neue Erreger wurden bestimmte Serovare von *Yersinia enterocolitica* beim Menschen nach Angaben von FEACHEM (1983) im Jahre 1961 das erste Mal als Ursache einer akuten Enteritis diagnostiziert. Obwohl Yersinien nach Untersuchungen von ZIEGERT (1990) in Nordamerika für 1-3 % der Durchfälle verantwortlich sind, werden sie häufig nicht diagnostiziert und die Gefahr im Allgemeinen unterschätzt. Sie lassen sich regelmäßig aus Abwässern und nach LANGELAND (1983) gelegentlich in Klärschlämmen isolieren. Nach FEACHEM (1983) und FUKUSHIMA (1979) spielen Fliegen bei der Erregerübertragung auf Nahrungsmittel eine Rolle, nach dessen Verzehr Erkrankungen beschrieben wurden.

Der ebenfalls erst seit jüngerer Zeit bekannte *Helicobacter pylori* konnte als Ursache chronischer Gastritis und Magen- bzw. Mitteldarmgeschwüren beim Menschen mit häufigem Vorkommen in allen industrialisierten Ländern festgestellt werden. *H. pylori* wird nach Studien von SAHAY (1995) mit dem Stuhl ausgeschieden, so dass auch mit seinem Vorkommen im Abwasser gerechnet werden muss. Die Bakterien weisen eine geringe Resistenz in der Umwelt auf, möglicherweise existieren jedoch persistente coccoide Formen. Das einzige bekannte Reservoir ist der Mensch. Wie bei den Yersinien wird von CAVE (1997) auch bei *H. pylori* eine Übertragung auf den Menschen durch Fliegen beschrieben und als wesentlicher Übertragungsweg diskutiert.

H. pylori ist ein klassisches Beispiel dafür, dass auch in Zukunft mit einer wachsenden Zahl von neuen Erregern in mit Fäkalien belasteten Materialien gerechnet werden muss und dass andere Übertragungswege als der fäkal-orale Bedeutung erlangen können.

Neben den oben erwähnten Hauptvertretern pathogener Bakterien in Abwasser und Klärschlamm existieren zahlreiche Berichte über das Vorkommen anderer bakterieller Krankheitserreger im Abwasser, von denen die wichtigsten Spezies hier kurz erwähnt werden sollen:

Vibrio cholerae ist der Erreger der Cholera, einer äußerst schwer verlaufenden Durchfallerkrankung, die ihre Hauptverbreitung in tropischen Regionen hat und vereinzelt nach Auslandsaufenthalten auch in Deutschland auftritt. Infektionen werden nur für den Menschen beschrieben. FEACHEM (1983) berichtet über das Vorkommen ausschließlich im Abwasser aus den Tropen.

Die durch den Erreger *Listeria monocytogenes* verursachte Listeriose tritt beim Menschen mit grippeähnlichen Symptomen auf, worauf ein chronischer Verlauf folgen kann. Bei Schwangeren kann es zu Früh- und Totgeburten kommen. Nach GEUENICH (1984, 1985) gelingt ein regelmäßiger Nachweis im Abwasser, wobei der Mensch und diverse Tiere als Reservoir angesehen werden.

Auch virulente Typen von *Aeromonas hydrophila* können nach MEGRAUD (1986) und *Pseudomonas aeruginosa* nach GEUENICH (1984) insbesondere bei Kindern Durchfallerkrankungen und andere Infektionen auslösen. Es wird von deren Vorkommen in Teichkläranlagen berichtet.

Leptospira icterohaemorrhagiae zählt zu den Keimen, die üblicherweise in Zusammenhang mit der Abwasserentsorgung genannt werden. Sie werden durch Kontakt mit infiziertem Rattenurin auf den Menschen übertragen. Sie lassen sich nach JONES (1981) nur selten aus Abwässern und Klärschlämmen nachweisen und eine Gefahr über Abwässer hat heute offensichtlich nur noch eine geringe Bedeutung.

Bei der Bewertung von Abwasser als Keimreservoir muss die zunehmende Zahl antibiotikaresistenter Stämme berücksichtigt werden mit der Möglichkeit eines Resistenzüberganges auf andere Abwasserkeime. So berichtet TORRES (1994) von vancomycinresistenten *Enterokokken* und STELZER (1985) von multiresistenten *Klebsiellen* im Abwasser. Auch mit dem Auftreten völlig neuer Arten im Abwasser und Klärschlamm ist immer zu rechnen, wie die Nachweise von *H. pylori* in Fäzes (s.o.) und das von MAIWALD (1998) entdeckte Vorkommen des "Whipple's disease" Bakteriums (*Tropheryma whippelii*) im Abwasser belegen.

2.3.3 Parasitologische Indikatororganismen und Pathogene

2.3.3.1 Allgemeine parasitologische Betrachtung

Die seuchenhygienische Bedeutung, die in vielen Veröffentlichungen den Wurmeiern zugeschrieben wird, liegt in der Eigenschaft der Wurmeier als eine der resistentesten parasitären Dauerstadien.

Resistente Arten wie *Ascaris* oder *Toxocara* können im Boden oder Schlamm mehrere Jahre überleben, weniger resistente wie *Enterobius* und *Schistosoma* mindestens mehrere Monate.

Die Infektion mit *Ascaris lumbricoides* ist die weltweit am weitesten verbreitete Erkrankung mit ca. 0,7 – 1 Mrd. infizierten Menschen, die insbesondere in Entwicklungsländern verbreitet ist. Außer der erhöhten Neigung zu Diarrhöe verläuft die Infektion häufig ohne Auffälligkeiten. Der Hauptwirt ist der Mensch. Infizierte Personen können bis zu 300.000 Eier pro g Stuhl ausscheiden. Nach MAHFOUZ (1997) sind ein kontaminiertes Lebensumfeld, fehlende Toiletten oder die Nähe zu Klärgruben hauptsächlicher Ansteckungsgrund. Deshalb wird von ihm als eine wesentliche Maßnahme zur Verminderung von Infektionen die Verwendung geschlossener Abwassersysteme genannt. Nach Angaben der EPA (1992) wurde in den USA die Ascariasis durch Einführung moderner Klärtechnik fast vollständig eliminiert. Infektionen durch diese Parasiten können nach KOWAL (1985) schon durch einzelne Eier ausgelöst werden, wobei ausgeschiedene Eier nach ROLLE (1993) erst nach einer Entwicklungszeit von mehreren Wochen unter günstigen Umweltbedingungen ihr infektiöses Stadium erreichen.

FEACHEM (1983) beschreibt das Auftreten der oft symptomlos verlaufenden *Enterobius*-Infektionen am häufigsten bei Kindern. Die perianal abgelegten Eier werden nur selten mit dem Stuhl ausgeschieden und haben eine geringe Umweltresistenz.

Bei den nur für den Zwischenwirt (Rind, Schwein) unmittelbar infektiösen *Taenia*-Arten werden bis zu 1 Million Eier pro Bandwurmsegment mit dem Stuhl ausgeschieden. Bei der nach FEACHEM (1983) eher in Entwicklungsländern verbreiteten Infektion mit *Trichuris* sind der Mensch und das Schwein das Hauptreservoir. Die Eier benötigen 2-5 Wochen zur Entwicklung der infektiösen Stadien.

Die vorwiegend in südlichen Ländern (Afrika, Asien) vorkommende Infektion mit *Ancylostoma* führt zu schweren Krankheitsverläufen mit weltweit über 700 Millionen infizierten Menschen.

Schistosoma ist speziell in Afrika einer der bedeutendsten Parasiten des Menschen, wobei der Mensch der Hauptwirt ist. Über das Vorkommen von Wurmeiern im Abwasser industrialisierter Länder wird von FAASCH (1984) berichtet.

In größeren Städten können nach LIEBERMANN (1965) mit dem Abwasser täglich eine Milliarde Wurmeier in die Kläranlage gelangen und nach MÜLLER (1981) bis zu einer Anzahl von 3 000 Wurmeiern pro Kilogramm Klärschlamm führen. Hauptsächlich wurden nach PIEKARSKI (1980) und FAASCH (1984) in deutschen Kläranlagen *Ascaris* in 67 %, *Enterobius* in 4 %, *Taenia* in 10 %, *Toxocara* in 12 % und *Trichuris* in 2 % aller Abwasserproben gefunden. *Hymenolepis* und *Dipylidium* dagegen nur gelegentlich. Bei den nachgewiesenen Askariden handelte es sich meistens um *Ascaris suum* (Schweinepulwurm) aus Schlachthofabwässern und weniger um *Ascaris lumbricoides*, so dass auf einen Rückgang der Infektionsrate beim Menschen geschlossen wurde.

Ein höheres Artenspektrum von Parasiten wurde von GAUERT (1995) bei Asylbewerbern sowie bei Urlaubsrückkehrern aus Entwicklungsländern nachgewiesen.

Die Arbeitsgruppe „Klärschlamm“ der WHO (1981) stellte fest, dass der zu Düngungszwecken verwendete Klärschlamm als Vektor für die Verbreitung von *Taenia saginata*, *Ascaris*- und *Toxocara*-Spezies, *Sarcosporidien* und Zysten von *Entamoeba* und *Giardia*-Spezies verantwortlich sein kann.

2.3.3.2 *Ascaris suum*

Ein Weibchen des Schweinepulwurms kann nach Beschreibungen von BOCH (1992) bis zu $1,6 \times 10^6$ Eier täglich ausscheiden. Die Eier sind 65-85 μm x 40-60 μm groß, dickschalig und haben mikroskopisch betrachtet eine braune Farbe. Charakteristisch für Askariden sind hellbraune bis gelbe, glasige Buckel an der Oberfläche der Eihülle.

Die Embryonalentwicklung im Freien endet bei optimalen Bedingungen nach ca. 24 Tagen mit der Bildung des zweiten Larvenstadiums im Ei. Bereits wenige Stunden nach der oralen Aufnahme entwicklungsfähiger Eier schlüpfen die Larven im Dünndarm, bohren sich in die Mesenterialvenen ein und gelangen durch Pfortader, Leber, Lebervene, Hohlvene und rechtes Herz in die Lunge. Im Kapillargebiet der Lunge bohren sie sich durch die Alveolen, gelangen mit dem Bronchialsekret über Bronchien und Trachea zum Pharynx, werden abgeschluckt und siedeln sich endgültig im Dünndarm an.

Über die ausgeprägte Tenazität der Askarideneier hinsichtlich hoher pH-Werte berichten SCHUH (1984) und WASMUS (1986).

Weitere Autoren wie MICHELS (1986) und POHLIG (1987) führten Untersuchungen zur chemischen und thermischen Resistenz der Eier von *Ascaris suum* durch. Für die Eliminierung der Testmikroorganismen wurde ein Zusammenhang zwischen Temperatur und pH-Wert festgestellt. Die Inaktivierung erfolgte bei niedrigen Temperaturen um 37 °C und bei pH-Werten von 12,5.

BLACK (1982) stellte fest, dass die Infektionsfähigkeit von *Ascaris suum* Eiern bei mesophiler, anaerober Schlammbauung nicht beeinträchtigt wird. In einem Versuch nach O'DONNELL (1984) war auch nach zweijähriger Lagerung von Faulschlämmen keine ausreichende Inaktivierung zu erreichen.

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse dieser Arbeiten lässt die Aussage zu, dass Spulwurmeier im Temperaturbereich von 46 °C – 48 °C erst nach einer Einwirkungszeit von mehreren Tagen ihre Entwicklungsfähigkeit verlieren, jedoch bei Temperaturen > 50 °C innerhalb kurzer Zeit absterben.

Diese hohe Widerstandsfähigkeit macht sie nach Erfahrungen von LANG (1987), LEWIS (1984) und FORSTNER (1970) zu idealen Indikatororganismen, um die Effizienz verschiedener Verfahren zu Abtötung parasitärer Dauerstadien zu überprüfen.

2.3.4 Tenazitäten der Krankheitserreger in verschiedenen Umweltmedien

2.3.4.1 Tenazität von Bakterien in verschiedenen Umweltmedien

In einer Zusammenstellung der EPA (1993) findet sich eine ausführliche Übersicht über das Verhalten von Bakterien und anderen Pathogenen in der Umwelt. Die Tenazität der verschiedenen Bakterienspezies ist sehr unterschiedlich (s. Tab. 59). So besitzen sehr resistente Arten wie *Mykobakterien*, *Listerien* und *Yersinien* Überlebenszeiten in den diversen Umgebungen von mehreren Monaten und sehr kurzlebige Arten wie *Campylobacter*, *Shigella* und *Leptospira* Überlebenszeiten von nur wenigen Tagen. Für *Salmonellen* wird von SCHOMBURG (1987) eine Tenazität beschrieben, die je nach Spezies, Medium und Umweltbedingungen von wenigen Tagen bis zu mehreren Monaten variiert. Von RUSS (1981) wurde eine Vermehrung in anaerobem Schlamm und kompostiertem Klärschlamm beobachtet.

2.3.4.2 Tenazität von Wurmeiern in verschiedenen Umweltmedien

Die Lagerzeit und die Schlammfeuchte sind nach PLACHY (1995) wesentliche Faktoren für das Überleben in verschiedenen Umweltmedien. Es wurde weiterhin von BERGSTROM (1981) und O'DONNELL (1984) festgestellt, dass die Tenazität in Böden mit Vegetation erhöht ist und dass Helmintheneier deutlich länger bei 4 °C als bei 25 °C überleben können (s. Tab. 57).

2.3.5 Elimination der Krankheitserreger in Kläranlagen

2.3.5.1 Elimination von Bakterien in Kläranlagen

Die von STUHLBACHER (1994) untersuchten konventionellen Kläranlagen zeichneten sich insbesondere durch eine konstantere Höhe der Keimzahlen im Ablauf aus. Bei Aquakultursystemen fand KARPISCAK (1996) Eliminationsleistungen, bei denen die Ablaufwerte teilweise den Zulaufwerten entsprachen. Auch an Abläufen anderer Anlagen wurden von weiteren Autoren wie HAGENDORF (1994) oder GERSBERG (1987) häufig hohe und schwankende Werte an Fäkalindikatoren gefunden. Die besten Ergebnisse erzielten bepflanzte Bodenfilter (Kies-, Sandbodenkörper) mit einer Keimzahlreduktion von mindestens zwei bis drei log-Stufen.

Wurzelraumanlagen weisen nach BÖRNERT (1994) höhere Keimzahlen im Ablauf auf, die von HAGENDORF (1994) bei nicht bindigen Bodenfiltern als Folge einer unzureichende Hydraulik (Überstau) anzusehen sind. Nachgeschaltete Teiche bewirken erst anschließend eine gute Reduktion von Fäkalindikatoren.

Mit bindigem Material ausgestattete Pflanzenkläranlagen haben nach seinen Angaben deutlich höhere Keimzahlen im Ablauf als jene mit durchlässigem Bodenmaterial.

Minderungen der Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen treten insbesondere auf, wenn im Zulauf oder Ablauf keine Puffersysteme in Form von ausreichend dimensio-

nierten Vorklärungen oder Nachklärungen vorhanden sind. Solche Puffersysteme werden von KAUCH (1994) zur Vermeidung hydraulischer und qualitativer Schwankungen des Zulaufes und zur Überbrückung der Verminderungen der Reinigungsleistung während der kalten Jahreszeit gefordert.

Zusammenfassend können verschiedene Faktoren für die Reduktionsleistung der Anlagen verantwortlich gemacht werden.

Die Höhe der Einlaufbelastung einer Anlage stellt sich nach TANNER (1995), LEISSNER (1988) und WILLIAMS (1995) als der deutlichste Einflussfaktor heraus. Je höher die absolute zugeführte Keimfracht ist, desto höher ist auch die absolute Keimzahl im Ablauf der Anlagen. Die Überbelastung einer Anlage vermindert die Reduktionsraten schnell so stark, dass die Auswirkungen anderer Faktoren, wie z. B. die jahreszeitlichen Schwankungen, nicht mehr ins Gewicht fallen.

Mit zunehmender Aufenthaltszeit verbessert sich nach CHICK (1995) und GREEN (1997) und OTTOWA (1997) der Rückhalt von Bakterien. Dieser Effekt war deutlich bei den Teichanlagen zu erkennen. Wettereinflüsse, insbesondere Regenfälle, beeinflussen bei STUHLBACHER (1994) die Leistungsfähigkeit der Anlagen negativ. Für eine Verminderung der Reduktionsleistung konnten bei der Untersuchung von RIVERA (1995) meist Kurzschlüsse im Wasserverlauf innerhalb der Anlage verantwortlich gemacht werden. Weiterhin beeinflussten Jahreszeit und Temperatur die Eliminationsleistung deutlich dahingehend, dass bei warmen Temperaturen im Sommer allgemein höhere Keimzahlreduktionen ermittelt wurden. WILLIAMS (1995) konnte bei vergleichenden Untersuchungen die Keimzahlreduktion von Pflanzenkläranlagen in Ägypten deutlich besser als in England feststellen.

Die Rolle einer Bepflanzung bei der Elimination von Mikroorganismen wird kontrovers diskutiert. Es wird sowohl von höheren Eliminationsraten bei bepflanzten Becken durch GERSBERG (1987) berichtet als auch von nur geringen Effekten oder von gar keinem Effekt bei TANNER (1995). Die derzeitige Auffassung geht dahin, dass dem Bodenkörper und den darin enthaltenen Mikroorganismen die Reinigungsleistung allein zugesprochen wird und die Pflanzen mit dem Wurzelwerk für eine Auflockerung des Bodens sorgen, um eine Verstopfung zu verhindern.

Die Kombination von Klärgrube und Pflanzenbeet lieferte bei Untersuchungen der HESSISCHEN LANDESANSTALT FÜR UMWELT (1997) insgesamt so gute Ergebnisse, dass im Einzelfall eine Versickerung von geklärtem Abwasser in den Untergrund vorge schlagen wird.

2.3.5.2 Elimination von Wurmeiern in Kläranlagen

Wurmeier können nach Untersuchungen von FEACHEM (1983) auf Grund ihres relativ hohen Gewichtes durch Sedimentation in Mehrkammerausfallgruben zu 100 % aus dem Abwasser eliminiert werden. Als weitere sichere Methoden gelten die Sedimentation in konventionellen Kläranlagen und die Filtration durch Sand (s. Tab. 58).

Für *Ascaris* - und *Trichuris*-Eier wurde von BLACK (1982) festgestellt, dass diese den aeroben und anaeroben Stabilisierungsprozess von Klärschlämmen überleben. Während einer mesophilen Klärschlammstabilisierung (30 °C – 35 °C) kam es für *Ascaris* -, *Trichuris* - und *Toxocara*-Eier nach PIEKARSKI (1980) ebenfalls nicht zu einem sicheren Verlust der Entwicklungsfähigkeit. Erst mit Temperaturen von über 50 °C konnte MORRIS (1986) eine Inaktivierung von Taeniaeiern erreichen.

2.4 Hygienische Situation von Pflanzen- und Kleinkläranlagen

In Hinblick auf die hygienische Betrachtung von Kläranlagen wird in der Literatur auf verschiedene Problemfelder hingewiesen, die in Zusammenhang mit einer Erkrankung von Mensch oder Tier stehen. Wichtige Problemfelder sind erstens im Bereich der Einschätzung des Gefahrenpotentials, welches durch die Bildung von Aerosolen entsteht, und zweitens im Bereich der Beurteilung der Rolle von Schädlingen als Vektoren bei der Übertragung von Krankheitserregern aus dem Abwasser.

In Abwasserbehandlungsanlagen können sich nach Aussage von AHMED (1984) an vielen Stellen, insbesondere bei der Abwasserverregnung, Aerosole bilden und bakterielle Krankheitserreger über weite Strecken transportieren.

Für *E. coli* wurde von MÜLLER (1986) eine Überlebenszeit von 6 ½h für T₅₀ bei 22 °C und 85 % Luftfeuchte ermittelt, wobei MARTHI (1990) die höchste Überlebenszeit für Bakterien bei einer Lufttemperatur von 12 °C feststellte.

Die Meinungen über Aerosole aus Kläranlagen sind sehr gegensätzlich. Autoren wie FATAL (1986) sehen in der Aerosolbildung keine Gefährdung, wogegen SHUVAL (1991) eine Desinfektion des Abwassers fordert. Im Vergleich dazu schreibt GERBA (1975), dass auch eine Toilettenspülung Aerosole produziert, die langlebig genug sind und genügend Keime und Viren enthalten können, um eine Infektion auszulösen.

Eine entscheidende Bedeutung von tierischen Vektoren bei der Verbreitung von Krankheiten wird mittlerweile von den meisten Autoren als erwiesen angesehen.

Eine Erregerübertragung von *Giardia*, *Toxoplasma gondii*, *Taenia*, *Askariden*, *Salmonellen*, *E. coli* und *Hymenolepis* durch verschiedene tierische Vektoren konnte nachgewiesen werden. Näheren Beschreibungen über die Vektorenrolle von Wildtieren finden sich bei PRESTWOOD (1980), über Mäuse bei HENZLER (1992) und über Ratten bei FRENKEL (1995).

Eine Übertragung von Salmonellen durch Nager und Schaben wurde von NEUHAUSER (1997) ermittelt. Eine seuchenhygienische Bedeutung der Ratten im Zusammenhang mit Salmonellen wurde ebenfalls von IGLISCH (1998) besonders herausgestellt. Eine erhöhte Shigellenbelastung fand KARAGUZEL (1993) bei Möwen, die in der Nähe von Klärwerken lebten.

Tab. 1: Minimale Infektionsdosen verschiedener Erreger

Infektionserreger	Minimale Infektionsdosis
<i>Salmonella</i>	10 ⁵ - 10 ⁷ KBE/g
<i>Shigella</i>	10 ¹ - 10 ² KBE/g
<i>Vibrio cholerae</i>	10 ³ - 10 ⁸ KBE/g
<i>Giardia lamblia</i>	10-100 Zysten
<i>EHEC</i>	1 - 10 KBE/ml
<i>Ascaris</i>	1 - 10 Eier

Quelle: EPA (1985, 1992, 1993), KOWAL (1985), BEUTIN (1995)

Eine seuchenhygienische Bedeutung erlangen Fliegen, die anhaftende Erreger auf Nahrungsmittel übertragen können. Diese Möglichkeit wird von FEACHEM (1983) für *Yersinia enterocolitica*, von ROSEF (1983) für *Campylobacter* und von KHALIL (1994) und

FOTEDAR (1992) für andere bakterielle Erreger beschrieben. Die Häufigkeit der bakteriellen Infektionen beim Menschen konnte nach einer Studie von COHEN (1991) durch Insektenbekämpfungsmaßnahmen reduziert werden. In Bezug auf *Helicobacter pylori* kamen nach Aussagen von CAVE (1997) und GRÜBEL (1997) Fliegen als Überträger und Reservoir eine Bedeutung zu.

Der Etablierung einer Infektion durch Erreger aus kontaminierten Materialien geht ein Zusammenwirken von diversen Faktoren voraus. Wichtige Parameter sind die Virulenz eines Erregers, dessen Anzahl und Tenazität in dem Material, die Art des Kontaktes zu dem Material und der Immunstatus der Person. Dabei ist die Gefährdung um so höher, je geringer die minimale Infektionsdosis ist (s. Tab. 1).