

Inhaltsverzeichnis

1	Abkürzungsverzeichnis	6
2	Einleitung	8
3	Problem- und Zielstellung	10
4	Historie	11
5	Funktionsprinzipien und ökologischer Ansatz	13
5.1	Wasserreinigung	15
5.2	Regenerations- und Aufbereitungsbereiche	15
5.2.1	Biotechnische Verfahren	16
5.2.2	Pflanzengebundene Verfahren	17
5.2.2.1	Aquakultur (hydrobotanische Anlagen)	17
5.2.2.2	Technische Feuchtgebiete	17
5.2.2.3	Pflanzenfilter	18
5.2.2.4	Bodengebundene Verfahren	20
5.2.2.5	Technische Verfahren	21
5.3	Ökologische Aspekte	21
5.4	Umweltschutz	24
5.5	Biozönose Wechselwirkungen	24
6	Belastungen	25
6.1	Belastung durch Badende	25
6.2	Stoffeintrag über den Luftweg	28
6.3	Tierische Belastungen	29
6.4	Pflanzliche Belastungen	29
6.5	Frischwassereinspeisung	30
7	Reinigungsleistungen und Wasserqualität	31
7.1	Flora	33
7.2	Fauna	35
7.3	Keimelimination	35
7.3.1	Beispiele für die Reinigungsleistungen von Regenerationsbereichen	37
7.4	Sedimentation	39
7.5	Additiva	40
7.6	Trophie	41
7.7	Indikation	43
7.7.1	Konzept	43
7.7.2	Gesamtcoliformes Indikationskonzept	44
7.7.3	Indikationskonzept bei Schwimmteichen	50
7.8	Allgemeine Gesundheitsgefahren beim Baden	51
7.9	Temperaturen und Niederschläge	55
7.10	Optische Beschaffenheit	56
7.10.1	Sichttiefe und Transparenz	56
7.10.2	Färbung	58
7.11	Physikalische Parameter	59
7.11.1	Elektrische Leitfähigkeit	59
7.11.2	pH- Wert	59
7.11.3	Wasser- und Carbonathärte	60

7.11.4	Redoxpotential	63
7.12	Chemische Kenngrößen	64
7.12.1	Sauerstoffkonzentration und –sättigungsindex	64
7.12.2	Stickstoffverbindungen	67
7.12.3	Phosphor	68
7.13	Bakteriologische und hygienische Kenngrößen	69
7.13.1	Saprophyten	70
7.13.2	Gesamtcoliforme Keime	71
7.13.3	Fäkalcoliforme	71
7.13.4	E. coli	72
7.13.5	Fäkalstreptokokken	75
7.13.6	Salmonellen	76
7.13.7	Pseudomonas aeruginosa und Staphylococcus aureus	76
7.14	Viren	77
7.15	Algen	78
7.16	Zusammenfassung	78
7.16.1	Anforderungen an die Wasserqualität	78
7.16.2	Ökologische Anforderungen	79
7.16.2.1	Physikalische Parameter	79
7.16.2.2	Chemische Parameter	79
7.16.2.3	Biologische Parameter	81
7.16.3	Hygienische Anforderungen	82
8	Baulich / technische Anforderungen und Ausstattung	83
8.1	Grundsätzliche Bemerkungen	83
8.2	Teichabdichtung	83
8.3	Bauliche Abmessungen	90
8.4	Bodenbeläge	91
8.5	Wandgestaltung	92
8.6	Ufer-/ Beckenrandausbildung	93
8.7	Ein- und Ausstiege / Stege	94
8.7.1	Ein- und Ausstiege	94
8.7.2	Stege, Brücken, Terrassen, Sitz- und Liegeplätze	95
8.8	Sprunganlagen	97
8.9	Hydraulik und Beckendurchströmung	98
8.9.1	Wassereinleitung	98
8.9.2	Wasserabzug	98
8.9.3	Wasserspeicher	99
8.9.4	Bodenablauf	99
8.10	Pflanzen	99
8.10.1	Sumpfpflanzen (Helophyten, emerse Hydrophyten)	99
8.10.2	Untergetaucht lebende Pflanzen (submerse Hydrophyten)	100
8.10.3	Überblick über ausgewählte Pflanzenarten	101
9	Betriebskostenvergleich	104
9.1	Investitionskosten pro m ² Wasserfläche	106
9.2	Investitionskosten / Betriebskosten und prozentualer Anteil	108
9.3	Betriebskosten: Fixkostenanteil	110
9.4	Betriebskosten: Fixkostenanteil pro m ² Wasserfläche	112
9.5	Betriebskostenanteile	115
9.5.1	Kostenanteil Wasser für das Jahr 2003	115
9.5.2	Kostenanteil Abwasser für das Jahr 2003	116
9.5.3	Kostenanteil Strom für das Jahr 2003	117
9.5.4	Kostenanteil Gas für das Jahr 2003	119
9.5.5	Kostenanteil: Sonstiges für das Jahr 2003	120

9.6	Kosten pro Öffnungstag	121
9.7	Einnahmen	123
9.8	Gegenüberstellung der Betriebskosten und Einnahmen.....	125
9.9	Zusammenfassung.....	128
10	Ausblick	130
11	Verzeichnisse	132
11.1	Quellenverzeichnis.....	132
11.1.1	Veröffentlichungen	132
11.1.2	Gesetze, Richtlinien, Empfehlungen und Verordnungen	138
11.2	Abbildungsverzeichnis.....	139
11.3	Tabellenverzeichnis	140
Anhang		142

1 Abkürzungsverzeichnis

ATV- A	Arbeitsblatt der Abwassertechnischen Vereinigung
AUT	Österreich, (Austria)
BauGB	Baugesetzbuch
BauNVO	Baunutzungsverordnung
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BGB	Bürgerliches Gesetzbuch
BhygV	Bundeshygieneverordnung
BimSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BUK	Bundesverband der Unfallkrankenkassen e. V.
DSV	Deutscher Schwimmverband
DVGW- Richtlinie	Richtlinie der Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.
DVWK- M	Merkblatt des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.
EAE	Empfehlung für die Anlage von Erschließungsstraßen
EAR	Empfehlung für Anlagen des ruhenden Verkehrs
EG- Richtlinie	Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft
FGSV- Regelwerk	Regelwerk der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen
FLL- Regelwerk	Regelwerk des Forschungskreises Landschaftsentwicklung Landschaftsplanung e. V.
GER	Deutschland (Germany)
GUV 18.14	Sicherheitsregeln für Bäder
GUV 26.17	Bodenbeläge für nassbelastete Barfußbereiche
IfSG	Infektionsschutzgesetz
KBE	Koloniebildende Einheiten
KOK	Koordinierungskreis „Bäder“
KSW	Kunststoffmaterialien im Schwimm- und Bade-eckenbereich

LBO	Landesbauordnungen
ÖNORM	Österreichische Norm
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WHO	World Health Organisation
SchwBadebwV	Verordnung über die Qualität von Schwimm- und Badebeckenwasser
VDE- Regelwerk	Regelwerk des Vereins Deutscher Energietechniker
VDI- Regelwerk	Regelwerk des Vereins Deutscher Ingenieure

2 Einleitung

Flüsse und Seen sind seit Generationen wichtige Orte für unser kulturelles Zusammenleben gewesen und sind es noch heute. Auch wenn ihre Bedeutung als Nahrungsquelle, insbesondere bei Seen, abnimmt, so sind sie doch stets Anlaufpunkte für Badende, Angler, Sportler und Spaziergänger.

Sie bilden somit einen wichtigen Bestandteil unseres „Erholungslebens“. Auf Grund zunehmender Rückenbeschwerden, Haltungsschäden und Bewegungsmangel durch übermäßige Arbeit im Büro und am Computer gewinnen sportliche Aktivitäten, wie Schwimmen oder auch Baden, die solche modernen Beschwerden lindern, zunehmend an Bedeutung.

Die Nebenwirkungen unserer zivilisatorischen Entwicklung haben jedoch dazu geführt, dass viele Flüsse und Seen durch die anhaltende Umweltverschmutzung ihre Eignung als Badegewässer verloren haben.

Daraufhin wurde in den 60-er und 70-er Jahren der Bau von technisch gesteuerten Badeanstalten vorangetrieben. Die heutige Situation sieht jedoch anders aus.

Leere öffentliche Kassen und die zunehmende Verschuldung der Gemeinden haben seit einigen Jahren zu einem Umdenkprozess bei den Entscheidungsträgern der Bäder- und Wasserwirtschaft geführt. Nach einer Studie (2001) des Deutschen Instituts für Urbanistik müssen bis 2009 rund 16,6 Mrd. Euro für die Investition in deutsche Sportstätten bereitgestellt werden.

Die zu erwartenden Kosten übersteigen in der Regel die finanziellen Möglichkeiten der Eigentümer, so dass oft die Schließung der bestehenden Freibäder droht. Dieser Prozess fordert ökologische, umweltverträgliche und kostengünstige Lösungen von planenden Ingenieuren und Architekten.

Der Bau von Schwimmteichen stellt eine ökologisch sinnvolle und kostengünstige Alternative zu den mittlerweile veralteten „Betonanlagen“ dar. Schwimmteiche bieten nicht nur die Möglichkeit zu baden, sie ermöglichen es auch den Kommunen umweltpädagogisch tätig zu sein und dem steigenden Bedürfnis der Bevölkerung nach Naturerleben gerecht zu werden.

Vielerorts wird jedoch Kritik laut, dass diese Anlagen die geforderte Wasserqualität nicht gewährleisten könnten und dadurch das Baden eine Gesundheitsgefahr darstellen würde.

Dem gegenüber steht eine steigende Nachfrage nach Schwimmteichanlagen seitens der Gemeinden. Diese ökologischen „Badeanstalten“ stellen ein selbstständiges Ökosystem dar und sind nicht mit einer herkömmlichen Badeanstalt, Teichen, Seen und schon gar nicht mit einem Fließgewässer zu vergleichen. Rechtlich und baulich gesehen, ordnen sich Schwimmteichanlagen zwischen einem Freibad und einem Badegewässer ein.

Das Reinigungsprinzip ist vergleichbar mit dem von naturnahen Systemen wie bewachsenen Bodenfiltern oder Teichen, wobei es sich bei diesem Badewasser um Wasser nahe der Trinkwasserqualität handelt.

Abschließend kann gesagt werden, dass Schwimmteiche eine Vielzahl an unterschiedlichen Eigenschaften der bekannten Anlagen vereinen. Das spezielle Wirkungsgefüge in Schwimmteichen macht sie zu etwas „Eigenem“, das nur in Ansätzen mit den herkömmlichen Badeseen verglichen werden kann.

Dadurch bieten sie eine Vielzahl an Kombinations- und Einsatzmöglichkeiten im öffentlichen und privaten Naherholungsbereich.

3 Problem- und Zielstellung

Für viele Kommunen und Gemeinden ist der entscheidende Faktor für die Errichtung von Schwimmteichanlagen die Finanzierbarkeit und die Wirtschaftlichkeit. Ziel ist es, betriebswirtschaftliche Basisdaten über Schwimmteiche zu erfassen, auszuwerten, die gewonnenen Ergebnisse zu vergleichen und so Rückschlüsse auf weitere geplante Anlagen zu ermöglichen. Dieser statistische Vergleich soll Einblicke hinsichtlich Wirtschaftlichkeit, Besucherzahlen, Akzeptanz und Kontinuität bestehender naturnaher Schwimmteichanlagen ermöglichen.

Der Schwerpunkt der vorhergehenden Studienarbeit lag auf der Erfassung der geltenden rechtlichen Vorschriften und der Erarbeitung grundlegender Daten zu Funktionsprinzipien, Belastungen, Reinigungsleistungen und Wasserqualitäten von Schwimmteichanlagen.

In bereits bestehenden Arbeiten wurde auf Reinigungsleistungen, hygienische Belange und andere Faktoren der Wasserqualität eingegangen.

Diese Fakten werden zusammengetragen und ansatzweise miteinander verglichen.

Im Rahmen der Diplomarbeit wird ein Fragebogen erstellt, der sich hauptsächlich mit der betriebswirtschaftlichen Situation der jeweiligen Bäder befasst.

Weiterhin sollen die Möglichkeiten einer effektiven Auswertung dieser Daten untersucht werden. Es ist anzunehmen, dass viele Betreiber nicht sofort die gewünschten Daten liefern werden und so der Zeitrahmen für die Diplomarbeit überschritten werden kann.

Dennoch ist eine überschlägliche bzw. theoretische Auswertung der bis dahin eingetroffenen Daten vorgesehen.

Anmerkung: Auf die gesetzlichen Grundlagen für Schwimm- und Badeteiche und die grundlegenden Formulierungen bzw. Begriffsbestimmungen wird im Rahmen dieser Diplomarbeit nicht mehr eingegangen. Dieser Aspekt wurde bereits in der vorhergehenden Studienarbeit vom Bearbeiter ausführlich erörtert.

4 Historie

Der Schweizer Architekt EDUARD NEUENSCHWANDER, ein Vorreiter auf dem Gebiet der Schwimm- und Badeteiche, baute Anfang der 80-er Jahre die ersten kleinen Schwimmteichanlagen.

Bei diesen Anlagen, vorwiegend für den privaten Gebrauch gedacht, wurde auf eine Wasserumwälzung verzichtet. Diese ersten Schwimmteiche bestanden demzufolge aus dem Badebereich und einem Regenerationsbereich. Aufgrund der mangelnden Wasserbewegungen traten jedoch in kurzer Zeit Verschlammungserscheinungen in den privaten Anlagen auf.

Die Idee des Architekten, bestehende Schwimmbecken mit einer Reinigung auf Chlorbasis in sich selbst reinigende Schwimmteiche umzuwandeln, wurde dennoch begeistert von Behörden und Entscheidungsträgern aufgenommen und vielerorts weiterentwickelt.

In Österreich herrschte reges Interesse an dieser neuen Idee und dem damit verbundenen Potential. Durch die daraufhin folgende verstärkte Forschungs- und Entwicklungsarbeit (speziell: gezielte steuerbare Wasserbewegungen zu erzeugen) nimmt Österreich heute eine Vorreiterposition in der Schwimmteichentwicklung ein. Die Vielzahl an Normen (ÖNORM M 6230, etc.) und gebauten Musteranlagen sprechen für sich.

Durch moderne Filter- und Pumpentechniken sind Schwimmteiche heute in der Lage, eine sehr hohe Reinigungsleistung zu erreichen. Es ist bei vielen gebauten Anlagen kein Unterschied in der Wasserqualität, optisch wie chemisch, zu herkömmlichen Schwimmbädern festzustellen.

Dies ist nur einer der Gründe weshalb die Nachfrage nach kleinen privat, genutzten Schwimmteichanlagen seit Mitte der 80-er Jahre im öffentlichen wie privaten Bereich ständig ansteigt und Anfang der 90-er Jahre zu einem relativen Schwimmteichboom geführt hat. Die große Anzahl der privat errichteten Anlagen, *Baden* mit 42 m² (AUT), *Klosterneuburg* mit 52 m² (AUT), *Rutesheim* mit 78 m² (GER), *Königsdorf* mit 80 m² (GER) und vielen anderen mehr, belegen diese Entwicklung. Diese Liste kann bis zu Anlagen mit einer Wasserfläche von über 250 m² fortgesetzt werden.

1991 erfolgte die Einweihung der ersten öffentlichen Anlage in *Neusserling*.

Daraufhin befassten sich auch größere Firmen in Österreich und Deutschland mit diesem Thema. Die Firma BIOTOP erhielt 1997 den österreichischen Umweltschutzpreis für ihre Idee des „Swimming- Teiches“.

In Deutschland (Niedersachsen) wurde das erste Projekt, die Sanierung des Schwimmbades in *Uslar/ Schönhagen*, vom Niedersächsischen Sozialministerium ausgezeichnet. Die Betreiber der bereits bestehenden Anlagen sind kaum in der Lage, die steigende Nachfrage nach Machbarkeitsstudien und Informationsveranstaltungen zu bewältigen.

Anhand dieser bisherigen Entwicklung ist abzusehen, dass bald jedes zweite Freibad mit einer ökologischen Reinigung betrieben wird. Ein weiterer Ansatzpunkt für diese Entwicklung ist, dass ein Großteil der Bevölkerung Schwimmteiche akzeptiert.

Es wurde durch Studien, an bereits bestehenden Anlagen, z. B. an der Schwimmteichanlage *Unzmark- Frauenburg*, bewiesen, dass ein Großteil der Bevölkerung die Schwimmteiche begrüßt (KROHMAYER, 1993).

5 Funktionsprinzipien und ökologischer Ansatz

Das Grundprinzip eines Schwimmteiches ist die Reduzierung des Technikeinsatzes auf ein Minimum. Dies ist die Voraussetzung für eine kostengünstige Sanierung bestehender Swimming-Pools und Freibäder.

Weiterhin sind eine ansprechende Teichästhetik, eine gute Wasserqualität, ein hoher Freizeitwert und ausreichende Sicherheit und Bequemlichkeit für die geplante Anlage sehr wichtig, um die Akzeptanz der Besucher zu erreichen. Die Reinigungsprinzipien, wie sie bei herkömmlichen Freibädern üblich sind (Wasserverdünnung, -austausch oder durch Adsorption großer Wasservolumen), finden bei Schwimmteichen selten oder sogar keine Anwendung.

Diese Anlagen reinigen das Badewasser durch ein künstlich geschaffenes und technisch unterstütztes Ökosystem. Ein komplexes Wirkungsgefüge aus Repositionspflanzen, Mikroorganismen, Phyto- und Zooplankton ermöglicht Wasserqualitäten, welche mit herkömmlichen Freibädern gleichzusetzen sind. Um diesen Reinigungsprozess, wenn es nötig sein sollte, zu unterstützen, können zusätzlich Pflanzenfilter, Regenerationsbereiche (ähnlich einer natürlichen Uferzonierung) und andere bauliche und technische Mittel verwendet werden.

Das Grundprinzip für die Wasserreinigung in Schwimmteichen ist ansatzweise mit dem bewachsener Bodenfilter vergleichbar. Unterschiede ergeben sich aus den Wasserqualitätsanforderungen und den dadurch anderen biologischen, physikalischen und chemischen Abläufen. Es wird die Fähigkeit der Mikroorganismen (aerobe und wenig anaerobe Bakterien, Pilze, Mikro- und Makrozoobenthos), in Symbiose und Wechselwirkung mit Repositionspflanzen, Wasser zu reinigen, ausgenutzt.

Bei der Planung dieser Anlagen muss besonders auf die Schaffung eines stabilen Ökosystems geachtet werden. Nur so können den reinigenden Pflanzen und Mikroorganismen optimale Lebensbedingungen geboten werden. Um dies zu erreichen, wurden in den letzten Jahren verschiedene Systeme mit unterschiedlichen Bauweisen und Materialien entwickelt und auf ihre ökologische Stabilität getestet.

Es besteht ein untrennbarer Zusammenhang zwischen Wasserbeschaffenheit/ -qualität und Stoffhaushalt des Gewässers (SCHARF, 1998).

Ein entscheidendes Merkmal von Schwimmteichen ist, dass das Badewasser eine extreme Nährstoffarmut aufweisen muss. Um die geforderte Wasserqualität möglichst stabil zu halten, müssen mögliche „Belastungen“ an Nährstoffen und gesundheitsschädigenden Keimen gering gehalten werden.

Durch diese speziell „gewollten“ Umgebungsbedingungen entstehen im Schwimmteich Nahrungsbeziehungen, die eingetragene Keime eliminieren und andere stoffliche Einträge soweit wie möglich mineralisieren. Die dabei entstehenden Endprodukte werden so der entnehmbaren Biomasse zur Verfügung gestellt.

Sedimentationsvorgänge bewirken ein Absinken der Stoffe auf den Boden. Von dort können sie, falls notwendig, manuell entfernt werden. Eine gezielte Steuerung in der Anfangsphase initiiert die Abbauprozesse. Auf diese Weise kann das System auch kurz nach der Bauphase wechselnde Belastungen gut vertragen.

In **Abbildung 5.1** wird zur Veranschaulichung ein Überblick über die externen Einflüsse und die internen Prozesse eines Schwimmteichsystems gegeben.

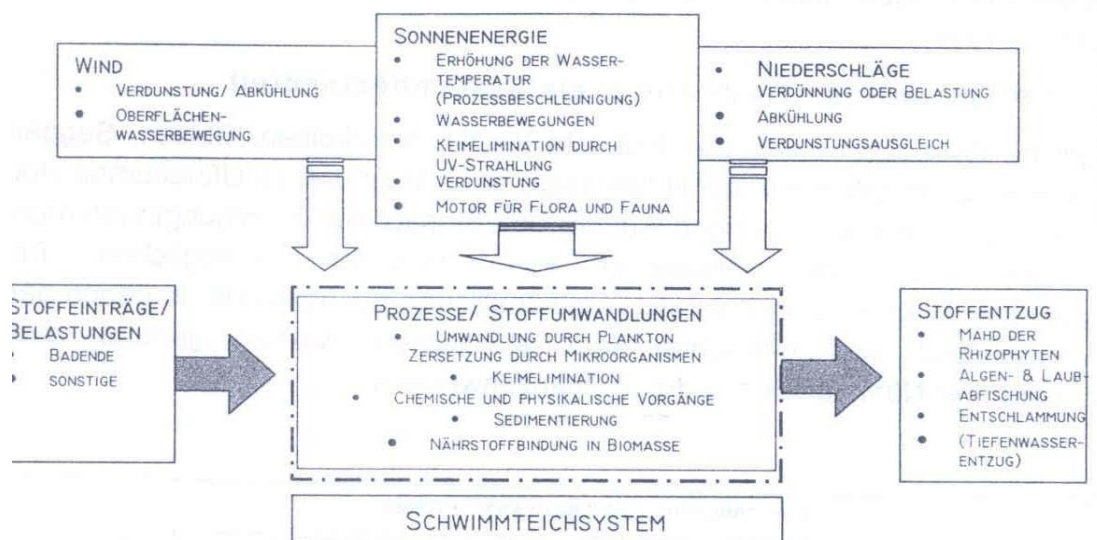


Abbildung 5.1: *Stofffluss, abiotische und biotische Beeinflussungen und Prozesse in einem Schwimmteichsystem, (WEWER nach BÖRNER, 1992)*

Grundlegende Faktoren für die Schaffung des erforderlichen Milieus sind:

- eine ausreichende Sauerstoffsättigung,
- eine Wassenumwälzung / Durchströmung in allen Breichen,
- der Wechsel verschieden tiefer Bereiche mit ausreichender Tiefenzone,
- eine gezielte Pflanzen- und Substratauswahl,
- ein gutes Verhältnis von Bakterienflora zur Pflanzenmasse,
- ein ausreichender Wechsel von Beschattung und Besonnung und
- ein ausreichendes Gesamtwasservolumen bei einer möglichst großen Wasseroberfläche.

Die Bewirtschaftung und Unterhaltung des Schwimmteiches gestaltet sich bei Einhalten einiger leicht verständlicher Pflegegrundsätze relativ einfach.

5.1 Wasserreinigung

Bei der Wassereinigung werden sich die Fähigkeit lebender Organismen, die verschmutzenden Stoffe um-, ab- oder einzubauen, zu Nutze gemacht. Der Stoffhaushalt des künstlich angelegten Ökosystems ist somit der wichtigste Einflussfaktor auf die stabile Funktionalität. Es ist von großer Bedeutung für den Betreiber, dass der Trophiegrad möglichst niedrig gehalten wird, um ein Algenwachstum (v. a. Blaualgen), übermäßiges Pflanzenwachstum und eine Verkeimung zu verhindern. Dies ist auch für die ästhetischen Anforderungen nach einem klaren geruchfreien Wasser von Bedeutung.

5.2 Regenerations- und Aufbereitungsbereiche

Diese Bereiche, die für die Wasserreinigung vorgesehen sind, können vom Nutzungsbereich baulich getrennt sein. In der Regel ist dies aber nicht der Fall. Oft wird dieser Teil der Anlagen auch schlicht als horizontal durchströmter Pflanzenfilter bezeichnet. Dies stellt eine grobe Verallgemeinerung dar, die in den meisten Fällen nicht der Wahrheit entspricht. Die bauliche Gestaltung, die Dimensionierung und die Hydraulik richten sich nach dem gewählten Anlagentyp und den damit verbundenen Vorgaben.

Denn hier finden die i. d. R. nicht bezifferbaren Abbauleistungen und Sedimentationen statt. Um eine ständige Kontrolle der Reinigungsleistungen und der Wasserqualität zu

ermöglichen, sind an den Zu- und Abläufen Kontrollschächte oder Armaturen zur Probenentnahme anzuordnen. Die sensible Vegetation in den Regenerationsbereichen, soweit vorhanden, sollte durch Sicherheitsmaßnahmen vor unbefugtem Betreten in angemessener Weise geschützt werden.

Wenn der Aufbereitungsbereich direkt an den Nutzungsbereich grenzen soll (je nach gewähltem Anlagenkonzept), ist er durch eine deutlich sichtbare und für Badende ungefährliche Markierung zu kennzeichnen.

Für die Wasseraufbereitung in Schwimmteichanlagen stehen mittlerweile eine Vielzahl an Verfahren zur Verfügung. Diese Verfahren und Systeme erfüllen je nach Umgebungsbedingungen mehr oder weniger die speziellen Anforderungen an die Aufbereitung des Wassers.

Eine gezielte Kombination der Verfahren untereinander bietet oft eine optimale und finanziell akzeptable Lösungsmöglichkeit. Diese Kombination zu finden und wasserfachlich zu begründen ist eine der vielen Aufgaben des planenden Ingenieurs oder Architekten. Wichtigster Bestandteil aller Kombinationen ist die keimreduzierende Reinigungsstufe.

5.2.1 Biotechnische Verfahren

Die biotechnischen Verfahren haben ihre Wurzeln in der Trinkwasseraufbereitung und Abwasserbehandlung und sind eher die Ausnahme bei Schwimmteichanlagen. Dabei wird die Fähigkeit lebender Organismen wasserverschmutzende Stoffe um-, ab- oder einzubauen ausgenutzt.

Die Bemessungsgrundlage bilden die Schmutzfracht und die hydraulische Last.

In den entsprechenden Regelwerken der Trinkwasseraufbereitung und Abwasserbehandlung sind gute Ansätze und Hinweise zum Bau und Betrieb enthalten.

Die tatsächlichen Abbauleistungen sind die Grundlage für die Filterbemessung. In der Regel bilden sich schon nach kurzer Zeit mikrobielle Lebensgemeinschaften selbständig im Filterkörper. Die so entstehenden Zönosen tragen zur Wasseraufbereitung bei und siedeln sich im Wasser, Bodenkörper und Wurzelraum an.

5.2.2 Pflanzengebundene Verfahren

Dieses weitverbreitete System arbeitet mit Repositionspflanzen. Die speziell ausgesuchten Wasserpflanzen (Hydrophyten) oder Sumpfpflanzen (Helophyten) nehmen die im Wasser enthaltenen Schmutzstoffe auf und wandeln sie in Biomasse um.

Je nach Pflanzenvielfalt sind geeignete Nährstoff- und Standortverhältnisse in den Schwimm- und Badeteichen zu errichten. Die Pflanzen stellen ein zentrales Gestaltungselement dar und tragen sichtlich zur Ästhetik innerhalb der Anlagen bei. Man unterscheidet die pflanzengebundenen Verfahren in Aquakulturen (hydrobotanische Anlagen) und technische Feuchtgebiete.

5.2.2.1 Aquakultur (hydrobotanische Anlagen)

Der Begriff „Aquakultur“ vereint alle Anlagenkonzepte, bei denen untergetaucht lebende Wasserpflanzen (submerse Hydrophyten) verwendet werden. Diese Wasserpflanzen bevorzugen einen langsam und gezielt durchströmten Wasserkörper. Das Zooplankton frisst das Phytoplankton. Die Wasserpflanzen nehmen die dabei freigesetzten und zusätzlich eingetragenen Nährstoffe (durch Badegäste) zum Teil über die Oberfläche auf.

Der wesentliche Teil der Nährstoffe wird von den im Wasser lebenden Organismen aufgenommen. Diese beiden „Verbrauchergruppen“ konkurrieren miteinander um den Lebensraum und die Nahrung. Dabei werden von beiden Seiten Hemmstoffe gegen das Wachstum des anderen eingesetzt. Bei hydrobotanischen Anlagen kommen in der Regel nur Sumpfpflanzen (emerse Hydrophyten) zur Anwendung.

5.2.2.2 Technische Feuchtgebiete

(Synonyme: Pflanzenkläranlage, Sumpfbeetreinigungsstufe, bepflanzte Horizontal-/ Vertikalfilter)

Bei diesem speziellen Reinigungsverfahren finden hauptsächlich Sumpfpflanzen (Helophyten) mit starkem Wurzel- und Wurzelstockwachstum Anwendung. Bei einer besonderen Vorbehandlung sind diese Pflanzen auch ohne Bodensubstrate einsetzbar.

Wenn ein Bodensubstrat verwendet wird, ist besonders auf dessen gute Durchströmbarkeit bzw. Durchlässigkeit zu achten.

Die konstruktiven Merkmale der technischen Feuchtgebiete sind im ATV- A 262 enthalten. Dieses ATV- Arbeitsblatt gibt Richtwerte vor, die für die Abwasserreinigung maßgebend sind.

Da Abwässer einen sehr viel höheren Verunreinigungsgrad als das zu reinigende Badewasser aufweisen, kann die dort genannte Beschickungsmenge (bei hydraulischem Bodennachweis) um den Faktor 10 erhöht werden. Dabei ist besonders darauf zu achten, dass es zu keiner Druckspülung innerhalb des Filterkörpers kommt. Eine zu hohe Durchströmung kann zu einer Zerstörung und zum Ausschwemmen der mikrobiellen Strukturen führen.

5.2.2.3 Pflanzenfilter

Die Natur bietet eine Vielzahl an Beispielen, die eine dauerhafte Entsorgung von Abwässern ermöglichen. Die natürlichen Ökosysteme, wie das Röhricht (Schilf, Rohrkolben, Binsen, Seggen und andere Sumpfpflanzen) auf Nasswiesen, an Gräben und an Ufersäumen, sind das Vorbild für die ingenieurtechnisch geplanten Reinigungsanlagen.

In diesen künstlichen Feuchtgebieten wird das Zusammenspiel von biologischen und abiotischen Kräften (biochemischer Nährstoffentzug durch Pflanzenwurzeln) ausgenutzt. In der folgenden **Abbildung 5.2** wird ein Überblick über die biotischen und abiotischen Einflussgrößen gegeben.

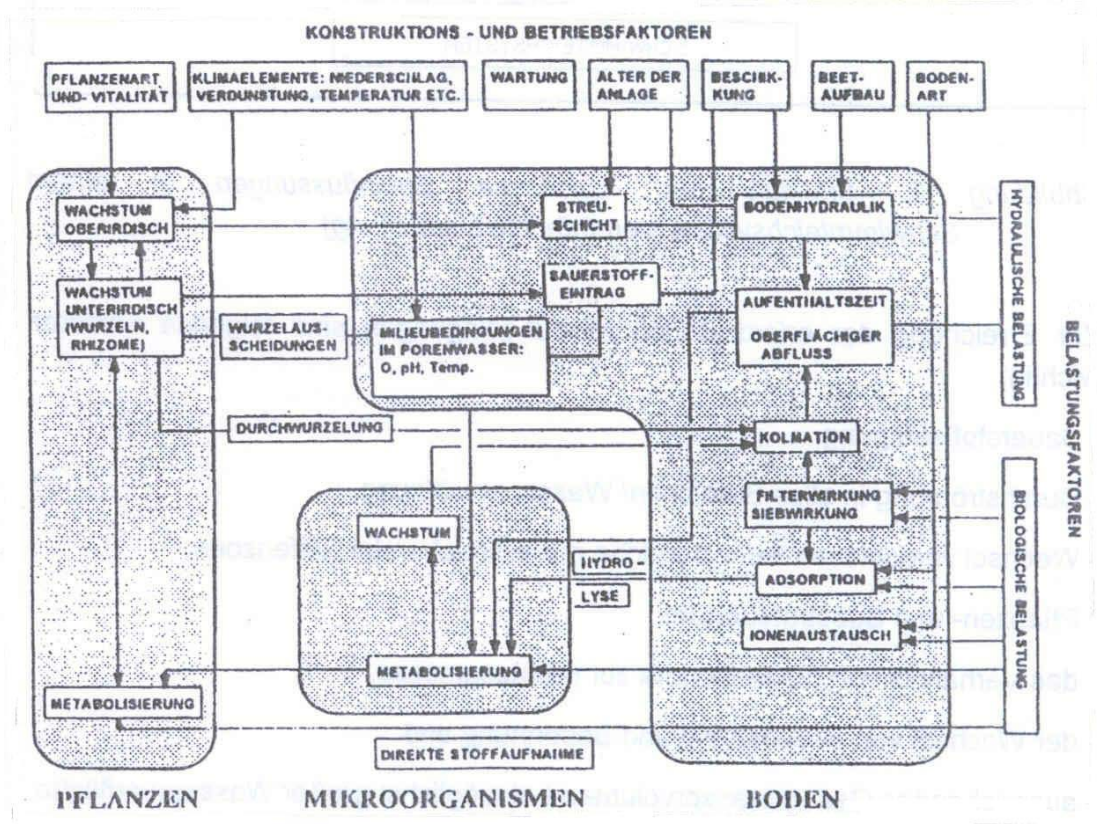


Abbildung 5.2: Zusammenhang von Einflussgrößen, Konstruktions- und Betriebsfaktoren, (aus WEWER nach BÖRNER, 1992)

Durch Sedimentationsvorgänge sinken Schwebstoffe aller Art zu Boden oder, wenn dies nicht möglich ist, schwimmen auf und werden mit Hilfe der Laminarströmung entfernt.

Diese Vorgänge richten sich nach der jeweiligen Dichte der Schwebstoffe (abhängig von der Temperatur und den gelösten Stoffen, die die Dichte des Wassers beeinflussen).

Als wichtigste Leistungen von Pflanzenkläranlagen lassen sich hervorheben:

- Eliminierung organischer Stoffe (Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen),
- Hygienisierung des Abwassers und pathogene Keimelimination,
- Abbau toxischer Stoffe (z. B.: Phenole, chlorierte Kohlenwasserstoffe, Tenside),

- die Schaffung eines ausgeglichenen Mikroklimas sowie die Schaffung zusätzlichen Lebensraumes.

Die mechanische Siebwirkung der Substrate von Pflanzenkläranlagen ist ein weiterer Reinigungseffekt. Während der Durchsickerung finden an tonigen Bodenbestandteilen Adsorptions- und Ionenaustauschvorgänge statt.

Reaktive Bodeninhaltsstoffe binden chemische Bestandteile des Abwassers. Die mikrobiellen Abbauvorgänge finden rund um die Uhr statt. Die Mikroorganismen nutzen auch den Schlamm als Nahrungsquelle, hier kann ein Wirkungsgrad von ca. 90 % erreicht werden (KRETSCHMAR, 2000).

Für Schwimmteiche sind andere k_f - Werte und Substrate als für Pflanzenkläranlagen maßgebend. Es bieten sich z. B. Lehmsubstrate mit starken Sandanteilen an. Auf diese erste Schicht kann dann zur Verfestigung eine Schicht Rollschotter aufgebracht werden. Kolmationsvorgänge sind bisher bei Repositionsbereichen für Schwimmteiche noch nicht beobachtet worden. Im Folgenden wird fachüblich nur der Begriff Pflanzenfilter verwendet. Die technischen Feuchtgebiete weisen eine Vielfalt an Varianten auf und bieten so eine ideale Überleitung zu den bodengebundenen Verfahren.

5.2.2.4 Bodengebundene Verfahren

Wie der Name schon sagt, arbeiten diese Verfahren mit Bodensubstraten und den darin wirksamen mikrobiellen Lebensgemeinschaften (Zönosen niederer Organismen). Eine Besiedelung durch Pflanzen ist hier nicht erwünscht, da das Wasser hauptsächlich durch die Mikroorganismen gereinigt werden soll.

Dies stellt gewisse Anforderungen an das Substrat:

- gezielte und dauerhafte Durchströmbarkeit,
- Abriebfestigkeit,
- gute Durchgängigkeit.

Die ATV-, DVWK- und DVGW- Richtlinien geben Anforderungen an das Substrat vor, die vom Planer nachgewiesen werden müssen.

Die bodengebundenen Verfahren werden in gestufte Kies-/ Sandfilter und Langsamsandfilter unterteilt.

- **gestufte Kies-/ Sandfilter:**

(Synonyme: Kiesfilter, offene Sandfilter)

Eine Besonderheit dieser Filterart ist, dass das Rohwasser Böden zunehmend enger gestufter Fraktionen durchströmt.

- **Langsamsandfilter:**

Das Rohwasser durchströmt vertikal eine Sandschicht. Bei anhaltendem Betrieb bildet sich eine Schmutzschicht, die die Durchlässigkeit zunehmend beeinträchtigt und in bestimmten Zeitintervallen entfernt werden muss.

Für die Planung sind die DIN 19605 „Festbettfilter zur Wasseraufbereitung- Aufbau und Bestandteile“ und die DVGW- Arbeitsblätter maßgebend.

5.2.2.5 Technische Verfahren

Bei diesen Reinigungsverfahren werden physikalische und chemische Methoden der Wasseraufbereitung genutzt. Die technischen Grundlagen und Regelwerke sind aus der Trink- und Badewasseraufbereitung bekannt.

Technische Verfahren sind bei Schwimmteichanlagen nur als eine Ergänzung zu sehen und dürfen nur in Verbindung mit biotechnischen Verfahren angewandt werden.

5.3 Ökologische Aspekte

Grundlage für das künstliche Ökosystem „Schwimmteich“ bildet die Kombination aus einem nährstoffarmen Flussoberlauf und einem nährstoffarmen Teich in verschiedenen Zonierungen.

Der Ausgangspunkt für die Nahrungskette sind einzellige und mehrzellige Algen, das Phytoplankton, (Primärproduzenten, die gelöste Nährstoffe unter Sauerstoffabgabe assimilieren, wie Grünalgen (Chlorophyta), Kieselalgen (Bacillariophyceae), Goldalgen (Chrysophyceae), Schlundgeißler (Chryptophyceae) und Blaualgen (Cyanobakterien)) sowie aerobe Bakterien. Das Phytoplankton wird wesentlich durch den Fraß des Zooplanktons dezimiert. Der Begriff Zooplankton umfasst die Gesamtheit aller tierischen Organismen, die sich in der Freiwasserzone schwebend oder schwimmend halten können, deren Eigenbewegung aber nicht ausreicht, um sich von der

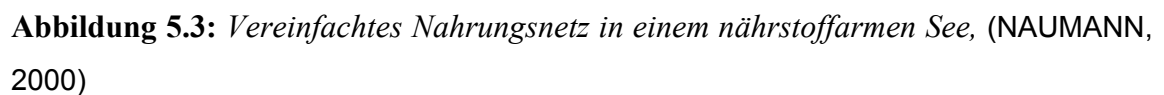
Wasserbewegung unabhängig zu machen. Die am häufigsten anzutreffenden Gruppen sind Geißeltierchen (Flagellaten), Wimperntierchen (Ciliaten), Rädertiere (Rotatoria), Kleinkrebse (Crustacea), und Insektenlarven (z. B. Mückenlarven).

Bei diesem Abbauprozess bzw. Filtrationsprozess, kann der gesamte Wasserkörper je nach Größe bis zu 1,7 mal pro Tag umgewälzt werden. Der durch die Algen so entstehende Fraßdruck ist enorm, jedoch temperaturabhängig (bis in Bereiche von 20 – 25 °C ansteigend). Auf Grund der geringen Maschenweiten der Filterkämme von 1 µm sind z. B. Daphnien in der Lage Zellen des Bakteriums E. Coli zu fressen (Länge 2- 4 µm, Durchmesser 1 µm). Bakterien und Algen werden durch Zooplanktonarten mit noch geringeren Maschenweiten entfernt. Das Ende der „Nahrungskette“ bilden Hüpfertlinge, Amphibien und Kleinfische. Da Wassergeflügel und Großfische von Schwimmteichen fernzuhalten sind, dies aber nicht immer gelingt, (speziell bei Wassergeflügel), ist dies das theoretische Ende der Nahrungskette.

Der anfallende Detritus wird von saprophytischen Bakterien veratmet und dabei mineralisiert. Der bei diesem Prozess verbrauchte Sauerstoff entspricht in einem stabilen Ökosystem genau der Menge, die bei der Assimilation frei wurde (PETRICH, 1998; STEINBERG und KOHMANN 1982; BARTH, 1995).

Die Nahrungskette in Schwimmteichen stellt somit eine gewollte „Sackgasse“ dar, denn die Nährstoffe stehen den ursprünglichen Primärproduzenten nicht mehr zur Verfügung. In der Entwicklungsphase von Schwimmteichen hat sich der Begriff „lebende Filteranlage“ etabliert. Gemeint ist damit das Zooplankton (v. a. Wasserflöhe), dass durch die Regenerationsbereiche geschützt wird. Um einer Dezimierung des „lebenden Filters“ vorzubeugen, ist ein stärkerer Fischbesatz zu vermeiden. Dies lässt sich aber kaum gezielt steuern, da der Eintrag durch Wasservögel nicht zu kontrollieren ist.

In **Abbildung 5.3** wird zum besseren Verständnis ein Überblick über ein vereinfachtes Nahrungsnetz gegeben.



Schwimmteichsysteme sind einmalige Möglichkeiten, insbesondere Kindern und Jugendlichen die vielfältigen Beziehungen innerhalb eines Ökosystems näher zu bringen und so umweltpädagogisch tätig zu werden. Dieser Aspekt wird noch dadurch verstärkt, dass in diesen „Teichen“ Tier- und Pflanzenarten vorkommen, die in unserer technisierten Umwelt selten geworden sind.

5.4 Umweltschutz

Schwimm- und Badeteichsysteme schonen aufgrund ihres niedrigen Wasser- und Energieverbrauchs eine Vielzahl an wichtigen Ressourcen und sind somit ein Beispiel für angewandte Nachhaltigkeit. Die Wirtschaftlichkeit ist bei vielen Beispielanlagen (z. B.: *Bad Großenhain*; (Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb, 1. Jahrgang, Ausgabe 1- 2005) bereits durch Messungen belegt worden. Dadurch sind sie in finanzieller Hinsicht weitaus günstiger bzw. nachhaltiger als herkömmliche Beckenbäder.

In unserer markt- und wettbewerbsorientierten Welt wird diesem Fakt in der Regel die größte Beachtung geschenkt. Bei vielen Anlagen wird alternativ zum Trinkwasser Brunnen-, Quell- oder Bachwasser verwendet. Schwimmteichanlagen sind durch ihre verhältnismäßig große Wasseroberfläche in der Lage, mehr Niederschlagswasser aufzunehmen. Anteilig wird dieses Wasser über die Pflanzen verdunstet, was zu einem angenehmen Lokalklima beiträgt. Weiterhin werden Rückzugsmöglichkeiten für die lokalen Amphibien, wie Frösche, Molche, Kröten etc. geschaffen.

Da auf jegliche Chemiezugabe verzichtet wird, weist das Überlaufwasser eine so gute Qualität auf, dass es ohne größere Probleme in den jeweiligen Vorfluter abgeschlagen werden kann. Eine Einleitung in die örtliche Kanalisation ist denkbar, aber mit den zuständigen Behörden abzustimmen.

5.5 Biozönose Wechselwirkungen

Damit Wechselwirkungen mit anderen Biozönosen zustande kommen können, müssen diese in bestimmten Entfernungen vorhanden sein, und es müssen die entsprechenden Arten dort existieren. Eventuelle Oberflächengewässer mit einer hohen Diversität können einen stabilisierenden Einfluss auf den Schwimmteich haben. Speziell Wasservögel, die an ihren Füßen oder am Gefieder haftende Samen, Pflanzenteile, Eier oder auch lebende Tiere transportieren können, spielen bei diesem Prozess eine große Rolle. Durch eine erhöhte Artenvielfalt sind die Nischen im Nahrungsnetz dichter und eindeutiger besetzt. So können eventuelle Schwankungen innerhalb des Systems besser ausgeglichen werden.

6 Belastungen

Der Stoffeintrag in Teiche jeglicher Art ist unter Umständen enorm. Es gibt ca. 1,3 Mio. verschiedene Verbindungen, deren Abbau, Umbau und auch Aufbau sofort mit dem Eintritt beginnt. Natürliche Entnahmevorgänge, z. B.: durch Krötenwanderungen, (vgl. Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb (1. Jahrgang, Ausgabe 3- 2004)) sind dagegen eher vernachlässigbar gering. Ein großes Problem ist, dass bisher nur ein Bruchteil der Verbindungen und ihre Folgen bekannt sind. Die übliche Folge von Stoffeinträgen ist eine zunehmende Verlandung der Teiche. Mineralische Einträge sind dagegen eher gering.

6.1 Belastung durch Badende

Eine Vielfalt an unterschiedlichsten Stoffen wird durch den Menschen in Badegewässer eingetragen. Ein Großteil der Badegäste ist sich dieser Tatsache nicht einmal bewusst.

Sonnenöl, Kosmetika (Öle, Fette, Wachse, Farb- und Duftstoffe, organische Säuren), Hautschuppen und Wundstoffe (Kreatine, Blut, Eiter, Haare, Wundsekret), Speichel und Nasensekret, Kot und Harn u. a. sind nur eine kleine Auswahl. Um dies auf ein Mindestmaß zu verringern, sind an den Zugangsbereichen Duschen zur Verfügung zu stellen. Durchschnittlich 10 % der täglichen menschlichen Ausscheidungen gelangen an einem Badetag in das Wasser (KRETSCHMAR, 2000).

Eine Untersuchung der Bäder Kirchdorf und Lauenstein durch den Arbeitskreis für Badeseen und Schwimmteiche und des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover lieferte für die durchschnittlichen Stoffeinträge pro Badegast die folgenden Werte (vgl. Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb (1. Jahrgang, Ausgabe 1- 2005):

- Gesamtphosphor: ca. 45,6 mg pro Badegast
- Gesamtstickstoff: ca. 2.370 mg pro Badegast
- Escherichia coli: ca. $6 \cdot 10^4$ pro Badegast
- Enterokokken: ca. $4,2 \cdot 10^3$ pro Badegast

Schwimm- und Bademeister sind der Meinung, dass die Urinausscheidung weitaus höher liege. Es wäre davon auszugehen, dass jeder Dritte in das Wasser uriniere. Die durchschnittliche Harnmenge und –zusammensetzung von gesunden erwachsenen Mitteleuropäern pro Tag sind **Tabelle 6.1** zu entnehmen.

Tabelle 6.1: *Harnzusammensetzung von gesunden erwachsenen Mitteleuropäern / Tag*
 (KRETSCHMAR, 2000)

Substanz	Wert [g]	Belastung/ Besucher [g]
Wasser	1080- 1840, ca.90- 97%	146
Trockensubstanz (TS)	55- 72	6,35
anorganischer Anteil	25- 30%	2,75
organischer Anteil	30- 40	3,5
Harnsediment	ca. 3- 10%	0,3%- 1%
ph- Wert	5- 6,4 (sauer)	-----
Inhaltsstoffe der TS, (10% Gesamtanteil)		
	(gemittelt)	(gemittelt)
Harnstoff	20- 30	2,5
Kreatinin	1,2	0,12
Aminosäuren	2	0,2
Magnesium	0,4	0,04
Chlorid	8,9	0,89
Phosphat	4,1	0,41
Proteine	0,06	0,06
Zitronensäure	0,5	0,05
Harnsäure	0,5	0,05
Ammoniak	0,5	0,05
Natrium	5,9	0,59
Calcium	0,5	0,05
Ammonium	0,8	0,08
Sulfat	2,4	0,24
Glukose	0,7	0,07
sowie Spuren an Vitaminen, Medikamenten, u. a.		

Einen Überblick über die Faecesmenge und –zusammensetzung eines gesunden Mitteleuropäers pro Tag gibt die folgende Liste.

- Menge: 0,25 l, ca. 250 g (Streubreite 60 – 370 g),
- Wasser: 187,5 g (ca. 75%),
- Ø Trockensubstanz (TS): 62,5 g (ca. 25%),

Der Gehalt an Trockensubstanz variiert zwischen Fleischkost 15- 25 g und reiner Gemüsekost >75 g. In der Trockensubstanz sind folgende Stoffe enthalten:

- lebende und tote Bakterienmasse,
- ca. 30% lösliche, unverdaute Zellulose,
- ca. 15% abgestoßene Zellen der Verdauungsorgane,
- Kalium, Magnesium, Eisen,
- Natrium und Chlor sowie
- andere zu vernachlässigende Stoffgruppen.

REPLOH (1953; nach CARLSON, 1967) hat durch Versuche gezeigt, dass jeder Badende im Mittel etwa $6,5 \times 10^8$ Keime über die Körperoberfläche in das Wasser abgibt. Eine weitere „Emissionsquelle“ für Keime sind der Nasen- und Rachenraum, sowie die Mundhöhle. Dabei können in 1 ml Speichel bis zu $4,0 \times 10^3$ Keime enthalten sein. Diese relativ hohen Gesamtkeimzahlen enthalten nur geringe Konzentrationen an pathogenen Keimen und sind für einen gesunden Menschen unerheblich.

Hohe Konzentrationen an pathogenen Keimen, die eine nicht unerhebliche Belastung darstellen, können über eiternde Wunden in das Wasser eingetragen werden (MÜLLER, 2000). CARLSON (1967) hat festgestellt, dass die Abgabe an organischen Substanzen (Hautzellen, Hauttalg, Schweiß, Schleimabsonderungen, Speichel, Haare, Faecesreste, Salben, Sonnenschutzöl, Kosmetika, Seifenreste) eines Erwachsenen ca. 0,5 g beträgt.

Über Versuchsreihen an zwei Kärntner Seen hat SCHULZ (1981) ermittelt, dass eine Belastung von 3.115 mg Gesamtstickstoff und 94 mg Gesamtphosphor pro Badegast eine verkraftbare Größenordnung für große Badeseen darstellt. Für kleine Badeseen jedoch sind diese Belastungen nicht akzeptabel.

Für alle Aussagen und Vorgaben zu Besucherbelastungen bleibt immer noch zu klären, ob es sich um Werte pro Badegang oder übliche Tageswerte handelt.

Die ÖNORM M 6235 sieht sogar ein Verbot für die Körperreinigung mit Seife außerhalb der dafür vorgesehenen Flächen vor.

Eine Zusammenfassung des durchschnittlichen Eintrages eines Erwachsenen pro Badetag liefert folgende Auflistung (verändert und ergänzt nach KRETSCHMAR, 2000):

- Faeces: 6,25 g Trockensubstanz,
- unverdaute Zellulose: 1,875 g, (in der TS enthalten)
- abgestorbene Zellen: 0,9375 g, (in der TS enthalten)
- Gesamtkeimzahl: $6,5 \times 10^8$,
- organische Substanzen: ca. 0,5 g,
- Gesamtstickstoff: 3.115 mg,
- Gesamtphosphor: 94 mg,
- viel Kalium, Magnesium, Phosphat, Eisen (in der TS enthalten) und

weitere Stoffgruppen.

6.2 Stoffeintrag über den Luftweg

Je nach Jahreszeit werden zwischen 10 und 860 KBE psychrophile Keime je m³ Außenluft in das Wasser eingetragen, wobei während der Badesaison die stärksten Belastungen festgestellt wurden (NEIDHART, 1987). Aufgrund der hohen Konkurrenzbedingungen bleiben diese nicht lange bestehen. In der Zeit von Regenperioden wurden weniger Keime in der Luft nachgewiesen. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass durch die Niederschläge eine nicht zu verifizierende Keimanreicherung in die Gewässer erfolgt.

Tabelle 6.2: Überblick über die mittleren Frachtmengen (kg/ h* a) über Depositionen in den alten Bundesländern (1982- 1986), (KRETSCHMAR, 2000)

Stoff	H-Ionen	Chlorid	NH ₄ -N	K	Mg	Sulfat-S	Fluorid	NO ₃ - N	Na	Ca
Min. [g]	0,52	16,2	9	4,1	1,7	18,3	0,91	6,7	7,6	7,9
Max. [g]	1,34	37	15,3	20,1	4,7	47,8	0,95	12,9	21,1	19,5
Mittel [g]	0,93	26,6	12,15	12,1	3,2	33,05	0,93	9,8	14,35	13,7

6.3 Tierische Belastungen

Den größten Anteil am Stoffeintrag durch Tiere stellen die Vögel, insbesondere Wasservögel, dar. 70 % der Ausscheidungen von Wasservögeln (ca. 150 g pro Tag bei einer Ente) erfolgen in das Wasser (KRETSCHMAR, 2000). Einen Überblick über die durchschnittlichen Ausscheidungen wird in der **Tabelle 6.3** gegeben.

Tabelle 6.3: *Ausscheidungen pro Wassergeflügel und Tag, (KRETSCHMAR, 2000)*

Stoffe/ Wassergeflügel (Stockente) * d	N	CaO	P ₂ O ₅	K ₂ O	organ. Substanz
Ø Ausscheidungen [g/ d]	0,84	1,37	1,05	0,84	35,2

Eine weitere Gefahr für die hygienische Unbedenklichkeit des Badewassers stellen Ratten dar, da sie eine immense Menge an gefährlichen Keimen mit sich führen und übertragen. Bei eventuellen Kadavern ertrunkener Tiere ist die Gefahr sehr groß. Sie sind sofort zu entfernen und fernzuhalten.

Hunde sollten auf dem gesamten Gelände gänzlich verboten sein, da die Ausscheidungen auch auf dem direkten Wege in das Wasser gelangen können. Belastungen durch Insektenkadaver, sind nicht von Bedeutung.

Amphibienkadaver können im Frühjahr nach einem kalten Winter auftreten und dass auch nur dann, wenn die notwendigen Tiefenbereiche für die Tiere zum Überwintern fehlen. Bei steigenden Temperaturen benötigen die Tiere weiterhin ausreichend Flachwasserzonen über die sie den Teich verlassen können.

6.4 Pflanzliche Belastungen

Bei der Auswahl der Pflanzen und deren Standorte sollten einige Hinweise beachtet werden. So sollte z. B. im Einflussbereich des Wassers auf „wasserverschmutzende“ Arten, wie Weiden, Pappeln, Linden und Birken verzichtet werden. Die Nährstoffeinträge durch den herbstlichen Laubfall sind gering, können aber in größeren Mengen eine Belastung darstellen.

Übermäßige Laubmengen führen längerfristig zu einer erhöhten Sedimentbildung und zu einem Nährstoffanstieg bei den Primärproduzenten. Dies stellt aber nur ein geringes

Problem dar, da das Laub unter Wasser bei niedrigen Temperaturen im Herbst und Winter nur sehr langsam abgebaut wird.

Das Laub ist weiterhin eine Besiedlungsmöglichkeit für Mikroorganismen. Dadurch unterstützt es indirekt die wichtigsten Stoffwechselaufgaben des Sedimentes, was aber von der jeweiligen Gesamtsituation abhängig und am Gewässer genau zu klären ist (NAUMANN, 2000). Bei Mäharbeiten ist darauf zu achten, dass das Schnittgut aufgefangen wird und nicht in das Gewässer gelangen kann. Abgestorbene Makrophytenteile sind umgehend zu entfernen. Aufgrund des hohen Sauerstoffgehaltes in Schwimmteichen sind Blaualgen praktisch auszuschließen.

6.5 Frischwassereinspeisung

Ob die Frischwassereinspeisung in jedem Fall eine Erhöhung des Stoffeintrages in die Anlage darstellt, ist genau zu prüfen. Es können auch Verdünnungseffekte und somit eine Verbesserung der Wasserqualität auftreten, wenn die Stoffkonzentration des zugeführten Wassers unter der des Anlagenwassers liegt. Es gilt dabei zu beachten:

$$\text{Frischwasserzufuhr} \times \text{Konzentration} = \text{Stoffeintrag}].$$

Der pH-Wert des Frischwassers spielt dabei eine sehr große Rolle und ist genau zu beachten. Weiterhin sollte die Frischwasserzufuhr möglichst gleichmäßig erfolgen, da die Stabilität des Systems sonst unter hydraulischen Schwankungen zu leiden hat.

Die gleichen Grenzwerte z. B. für Phosphor (max. **6,7 mg Phosphat/ l !!!**) und Nitrate, die in der (deutschen) Trinkwasserverordnung (TIEFENBRUNNER, 1998) gefordert sind, wären für Schwimmteiche unverträglich hoch.

In der ÖNORM M 6230 (1998) und den „Empfehlungen für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen“ (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V., 2003) wird eine Gesamtposphorkonzentration von **0,01 mg/ l** bis maximal **0,03 mg/ l** im Füllwasser von Schwimmteichanlagen gefordert.

7 Reinigungsleistungen und Wasserqualität

Wenn das Reinigungsprinzip von Schwimmteichen mit dem eines Bodenfilters verglichen wird, ergeben sich auf den ersten Blick keine deutlichen Unterschiede. Nach Grafinger (zit. nach TASPO, 1999 b) heißt es:

„Es kann davon ausgegangen werden, dass durch Teichtechnik eine 80 %-ige Effizienzerhöhung des Bodenfilters (besser: Kiesfilter / Pflanzenfilter) und des Regenerationsteiches bewirkt wird.“

Bei einer genaueren Betrachtung und einem Vergleich dieser beiden doch recht verschiedenen Systeme werden einige Unterschiede hinsichtlich der Morphologie, Technik, Materialien, der Pflanzenauswahl und einigen weiteren Aspekten deutlich. Denn jeder Planer versucht sein eigenes Konzept, welches er von Anlage zu Anlage weiterentwickelt, zu verwirklichen. So ergeben sich auch Unterschiede in den Wasserkreisläufen und den jeweiligen Reinigungsfunktionen. Trotz aller bereits erwähnten Unterschiede laufen die grundlegenden Reinigungsprozesse in den Pflanzenfilter- und Regenerationsbereichen ab.

Die Reinigungsleistungen anderer Bestandteile des künstlichen Ökosystems, sowie des Phyto- und Zooplanktons im Wasserkörper sind zwar sehr hoch, aber im Verhältnis zum Pflanzenfilter nicht genau zu benennen. Da für diese Bereiche noch keine genauen wissenschaftlichen Aussagen vorhanden sind, muss die Reinigungsleistung auf die gesamte Anlage bezogen werden. Eine klare Einteilung nach dem jeweiligen Reinigungsprinzip ist für Schwimmteiche noch nicht vorgenommen worden. Sie gelten bisher als *„sehr gering belastete aerobe Hybridanlagen“* oder auch als *„vielschichtiges künstliches Ökosystem mit reinigender Wirkung“*.

Die wichtigen Hauptakteure für die Wasserreinigung sind nicht die Röhrichtpflanzen, sondern die Mikroorganismen, die das Substrat, die Pflanzenwurzeln und andere submerse Pflanzenteile besiedeln. Die Röhrichtpflanzen durchwurzeln mit ihren Rhizomen das Substrat und bewirken dadurch eine gute Durchlüftung und Durchlässigkeit.

Diesen Effekt machen sich die Mikroorganismen für den Abbau der Abwasserinhaltsstoffe und somit zum Aufbau zelleigener Biomasse zu Nutze. Für den Reinigungsprozess ist dies von entscheidender Bedeutung und wichtiger als der Nährstoffentzug durch die Pflanzen. POPP (1985) ist der Meinung, dass die Hauptaufgabe der Makrophyten in der enormen Vergrößerung der Besiedlungsfläche für die epiphytische Bakterienfauna zu sehen ist.

Der Reinigungsanteil durch die Makrophyten ist eher zweitrangiger Natur und lässt sich auf die Filterwirkung der Pflanzenbestände und Sedimentationsvorgänge in den Zwischenräumen eingrenzen. Die biologische Atmung der Mikroorganismen (Saprophyten) bewirkt, dass Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen vollständig zu den Endprodukten CO_2 , H_2O und N_2 abgebaut werden.

Die Phosphorverbindungen, die im Wasser enthalten sind, sollten dauerhaft an Metalle (Eisen, Calcium u. a.) sowie Ton-Humus-Komplexe gebunden werden. Wenn diese Bindungskapazität des Bodensubstrates aufgebraucht ist, i. d. R. nach 10 bis 20 Jahren, ist ein Auswechseln des Substrates angebracht. Mit einem geeigneten Gesteinsmaterial (Oberfläche/ Kalkgehalt) als Puffersubstrat, z. B. aus Lava, Bims oder Zeolith, kann die optimale Reinigungskapazität wieder hergestellt werden.

In den Reinigungsbereichen ist darauf zu achten, dass ständig ein gewisser Planktonanteil im Wasser vorhanden ist. Denn dadurch lassen sich Reinigungseffekte von 90 % erreichen (KRETSCHMAR, 2000). Diese hohe biologische Aktivität im Wasser kann, wie in natürlichen Gewässern, eine leichte Trübung des Badewassers hervorrufen. Bei leichten Einschränkungen der Sichttiefe liegt also kein Grund zur Besorgnis vor. Bei Überschreitung eines „ästhetischen“ Grenzwertes, der in der Regel von den Besuchern festgelegt wird, kann die Trübung durch Zugabe von Mikroorganismen reduziert werden.

Bei Verwendung eines Pflanzenfilters mit mehrschichtigem Kies- / Sandaufbau (Verweildauer: min. 1 Stunde) und einem einmaligen Durchlauf des Badewassers, ergibt sich eine, auf den Indikator *E. coli*, bezogene, Reinigungsleistung von 98 %. Bei einem zweimaligen Durchlauf pro Tag lässt sich dieser Wert bis auf 99,96 % steigern (MÜLLER, 1999). Durch diese Umgebungsbedingungen lassen sich selbst die als sehr empfindlich geltenden Streptokokken eliminieren.

Es wurden bereits einige Zusammenhänge genannt, warum Wasservögel auf dem Gelände von Schwimmteichen nicht erwünscht sind. Ein weiterer Grund für diese Forderung ist der mögliche Eintrag von Salmonellen und anderer Keime durch diese Tiere. Ein durchgängiger Betrieb der Anlage kann eine störende Wirkung auf die Tiere haben und so die Tiere vertreiben. Die angestrebte Nährstoffarmut in Schwimmteichen verhindert das Wachstum der eingebrachten Salmonellen, da ihnen die notwendige Nahrungsgrundlage fehlt bzw. entzogen wird.

Einige weitere Reinigungsfaktoren lassen sich bisher in ihrer Wirkung nicht genau bestimmen. D. h.:

- Die desinfizierende Wirkung der UV- Strahlung der Sonne ist seit langem bekannt und wird bei technischen Vorgängen (z. B. der Trinkwasseraufbereitung) gezielt ausgenutzt. Die Einstrahlung ist nicht von der Bewölkung abhängig und sie wirkt auf die gesamte nutzbare Wasseroberfläche. Dieser Effekt ist zu Zeiten der höchsten Belastung, also an wolkenfreien Sommertagen, am effektivsten (MÜLLER, 1999).
- Durch Adsorptions- und Sedimentationsvorgänge an belebten und unbelebten Schwebstoffpartikeln werden Viren nahezu zu 100% und Bakterien zu fast 90% eliminiert und so aus dem Wasserkörper entfernt (MÜLLER, 1999).
- Durch Huminsäuren, Absonderungen der Repositionspflanzen, sowie der autochthonen Freilandbakterien und der phagozytierenden Freilandamöben werden ebenfalls Bakterien und Viren in einem bisher unbekannten Maße abgebaut bzw. eliminiert (MÜLLER, 1999).

7.1 Flora

An bestehenden Naturteichen wurde durch Versuche festgestellt, dass die Vegetation alle chemischen und physikalischen Kenngrößen eines Gewässers beeinflussen kann (MÜLLER, 1984; WIMMER nach KNOFLACHER et al., 1990). Dieser Effekt war auch bei bepflanzten Baggerseen zu beobachten. Dort fiel er aber weitaus geringer aus als bei den untersuchten Naturteichen.

Bei Überschreitung einer für das System kritischen Pflanzenbiomassekonzentration wird der Sauerstoffhaushalt stärker als normal belastet.

Die natürlichen Photosyntheseprozesse sind nicht in der Lage, diese Überschreitung auszugleichen (nach Uhlmann, 1975).

Untersuchungen an einem Altarm der Donau, der zugleich ein beliebtes Badegewässer ist, brachten LÖFFLER et al. (1988) zu folgenden Erkenntnissen:

- Die wichtigste Funktion der Makrophyten ist die Nährstoffbindung.
- Die Konkurrenz zwischen Algen und Makrophyten führt zu niedrigen Nährstoffkonzentrationen.
- Durch die niedrige Nährstoffkonzentration verringert sich die Häufigkeit und die Ausdehnung von Algenblüten.

KLAPPER (1992) stellte bei seinen Beobachtungen zwei alternative Entwicklungstendenzen der Gewässer fest. Der See entwickelt sich entweder zu einem planktontrüben Gewässer weitgehend ohne Makrophyten oder aber zu einem sehr krautreichen klaren See, in dem das Plankton so gut wie keine Möglichkeiten zum Wachstum hat. Die Möglichkeit des Umschlagens von einem zum anderen beobachteten Typ ist jederzeit möglich und wurde vielerorts beobachtet. KLAPPER (1992) macht in erster Linie den Witterungsverlauf zu Beginn der Vegetationsperiode im zeitigen Frühjahr für den eventuellen Umschlag verantwortlich. Bei sehr schnell einsetzendem Tauwetter (Freiwerden der Eisdecke) haben die planktischen Algen die Nase im Wettlauf um die schnellstmögliche Entwicklung, sprich Nährstoffe und Licht, vorn. Die Makrophyten, die zu diesem frühen Zeitpunkt noch auskeimen müssen, haben große Schwierigkeiten, sich an dem verdunkelten Gewässerboden zu entfalten. Wenn dieser Erwärmungsprozess nicht so rasant verläuft, etablieren sich die Makrophyten, und das Phytoplankton fällt in dem beruhigten Gewässer aus. In der beginnenden Vegetationsperiode bleibt dann die Phytoplanktonkonzentration stabil. Bei verschiedenen tiefen, besonnten Bereichen und konstanter Wasserumwälzung besteht die Möglichkeit, dass sich Makrophyten und Plankton gleichermaßen entwickeln können. Durch den Badebetrieb von Anfang bis Ende der Vegetationsperiode ist eine ausreichende Turbulenz im Wasser gegeben. Die Forderung nach einer ausreichenden Wasserumwälzung stellt also kein Problem dar.

Das teilweise Wachstum der Grünalgen ist sogar erwünscht, denn diese Pflanzen haben eine starke antibakterielle Wirkung gegenüber einer Reihe von unerwünschten Bakterien

(WOHLRAB und EMEIS, 1956). Diese spezielle Wirkung wird auch als „biologische Desinfektion durch Stoffwechselprozesse“ genannt. Die oben geforderten Wasserbewegungen führen unter anderem zu einer Wachstumshemmung der fädigen Algen, wie *Oedogonium*, *Cladophora*, *Mougeotia* und *Spirogyra*. Sie sind unter diesen Bedingungen nicht in der Lage, „lange“ Strukturen auszubilden.

Eine unerwünscht starke Vermehrung von vielzelligen Algen wird nahezu unterbunden. Die durch die Mikroorganismen freigesetzten Nährstoffe werden durch die Pflanzen zum Aufbau der zelleigenen Biomasse genutzt und so dem Wasser entzogen.

Der Nährstoffentzug aus dem System geschieht durch die Mahd der Rhizophyten, abgestorbener Makrophytentteile, sowie durch Abfischung von Algen. Durch die Photosynthese der Pflanzen und durch Bakterien werden Kohlenstoffverbindungen abgebaut. Als Nebenprodukt der pflanzlichen Photosynthese fällt dabei der lebenswichtige Sauerstoff an. Von den vielen Eigenschaften der Repositionspflanzen sind dies nur einige wenige. Da die übrigen für ein Schwimmteichsystem nicht von Bedeutung sind, wird hier nicht näher auf sie eingegangen.

7.2 Fauna

Der „Reinigungseffekt“, der durch die Kleintiere, darunter viele Hohltiere, erzielt wird, ist eher gering einzuschätzen. Er liegt effektiv „nur“ bei 10 – 20 %, da die Ausscheidungen wieder in das Wasser zurückgelangen (KRETSCHMAR, 2000).

Da die Grazingrate des Zooplanktons aber 170% des Wasservolumens pro Tag betragen kann, ist die Gesamtreinigungsrate trotzdem sehr hoch (GRAFINGER aus TASPO, 1999b, PETRICH aus TASPO, 1999c).

7.3 Keimelimination

Anhand von Versuchen stellten Mc FETERS und STUART (1972), (zitiert nach TIEFENBRUNNER, 1975) fest, dass die Wassertemperatur einen entscheidenden Einfluss auf die Lebensdauer von Keimen hat. So betrug die Halbwertszeit von coliformen Keimen bei einer Wassertemperatur von 5 °C 4 - 5 Tage und bei 20°C dagegen nur einen halben Tag. MÜLLER (1993) ist der Meinung, dass innerhalb der ersten 1 - 3 Tage bis zu 90 % der *E. coli*- Keime in Oberflächengewässern absterben.

Nach einer Woche sind nur noch einzelne Keime nachweisbar, eventuelle Restkeime überleben länger als 1 Monat, sind aber nicht von Bedeutung.

Eine wichtige Position für die biologische Selbstreinigung von stehenden Gewässern nehmen Algen ein, da viele Algenarten an die niedrigen Phosphorkonzentrationen ($<10 \mu\text{g P/l}$) angepasst bzw. immer vorhanden sind.

Bei Versuchen an einer Teichkette, die innerhalb von 24 Stunden durchflossen wurde, stellten WOHLRAB und EMEIS (1956) unter anderem eine merkliche Reduktion der Keimzahlen fest. Es wurde z. B. die Anzahl der Saprophyten nach 8 durchflossenen Teichen von 180.000 KBE/ml auf 1.100 KBE/ml verringert. Bei E. coli war eine vollständige Reduktion schon nach 5 Teichen auf 0 KBE/ml (ausgehend von 700 KBE/ml) erreicht.

Anhand von Laborversuchen an Algenreinkulturen gelang es, die Reduktionsleistung auf 80 % innerhalb von 4 Stunden zu erhöhen. Es wurden weiterhin einige antibakterielle Eigenschaften von Grünalgenarten gegen eine Reihe von pathogenen Keimen nachgewiesen. WOHLRAB und EMEIS (1956) bezeichnen diesen Effekt als „*biologische Desinfektion*“ und begründen ihn in den Stoffwechselvorgängen der Pflanzen. Durch eine gezielte Beckengestaltung und Steuerung von Schwimmteichen lässt sich dieser Effekt kontrolliert ausnutzen. Er bietet außerdem die Möglichkeit auch bei kleineren Anlagen Wasserqualitäten zu gewährleisten, die zum Baden völlig ausreichend sind.

DAUBNER (1984) vertritt die Meinung, dass folgende verschiedene Faktoren zur Abtötung der Bakterien durch Algen beitragen. An erster Stelle stehen die von den Algen produzierten Antibiotika, Exotoxine und Biozide, danach folgt die natürliche Alkalisierung des Wassers als Nebenwirkung der Photosynthese und als letzter Faktor ist die ständige Nahrungskonkurrenz zu nennen.

Die Sedimentationsprozesse durch die Schwerkraft sind nach POPP (1965, zit. aus KOHL, 1975) einige der wichtigsten Vorgänge zur Keimelimination, da die Fäkalkeime absinken und so den Mikroorganismen als Nahrung dienen. Nach KOHL (1979) erfolgt so eine Anreicherung an Kolikeymen (Gesamtcoliforme Keime) im Sediment, die bis zu zwei Zehnerpotenzen größer als im Wasser ist. Weiterhin ist er der Meinung, dass die Überlebensdauer der Kolikeymen im Sediment höher sei als im Freiwasser.

7.3.1 Beispiele für die Reinigungsleistungen von Regenerationsbereichen

In der **Abbildung 7.1** sind gemessene Werte von fäkalcoliformen Keimen (in Bezug auf die Grenz- und Richtwerte der EG-Richtlinie) des Beispielbades Sand in Taufers abgebildet.

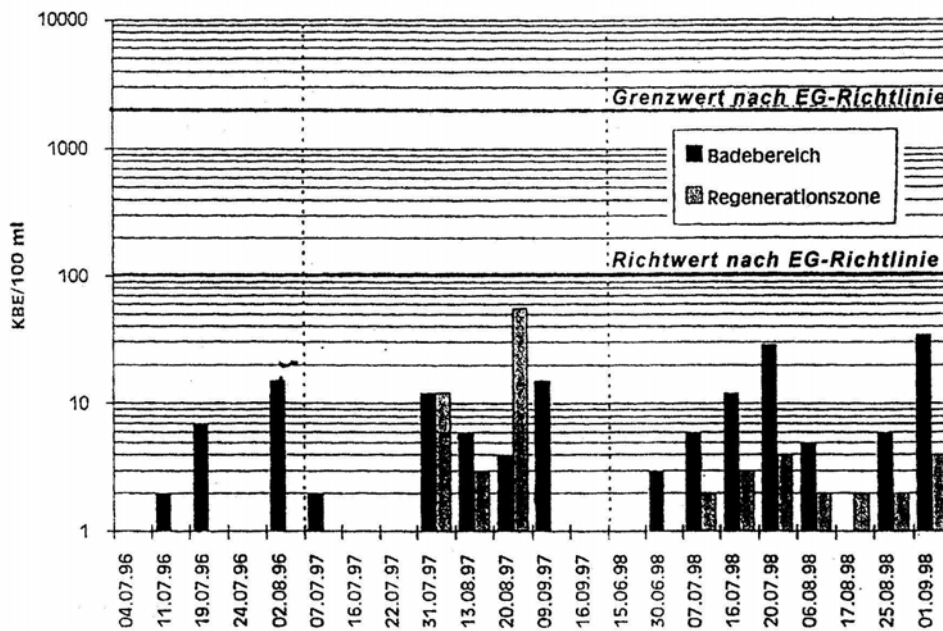


Abbildung 7.1: Vergleich der fäkalcoliformen Keime zwischen Badebereich und Regenerationszone im Schwimmteich Sand in Taufers, 1996-1998 (formell verändert aus PETRICH, 1994)

Die **Abbildung 7.1** verdeutlicht die starke Keimeliminationswirkung der Regenerationsbereiche. Die Belastung mit fäkalcoliformen Keimen (hier als Beispiel) liegt meist 25-90% niedriger als im Badebereich. Die geltenden EGT- Richtwerte werden bis auf die Anlaufphase/ Betriebsbeginn weit unterschritten.

Die **Abbildung 7.2** stellt anschaulich die enorme Keimelimination von Pflanzenkläranlagen dar.

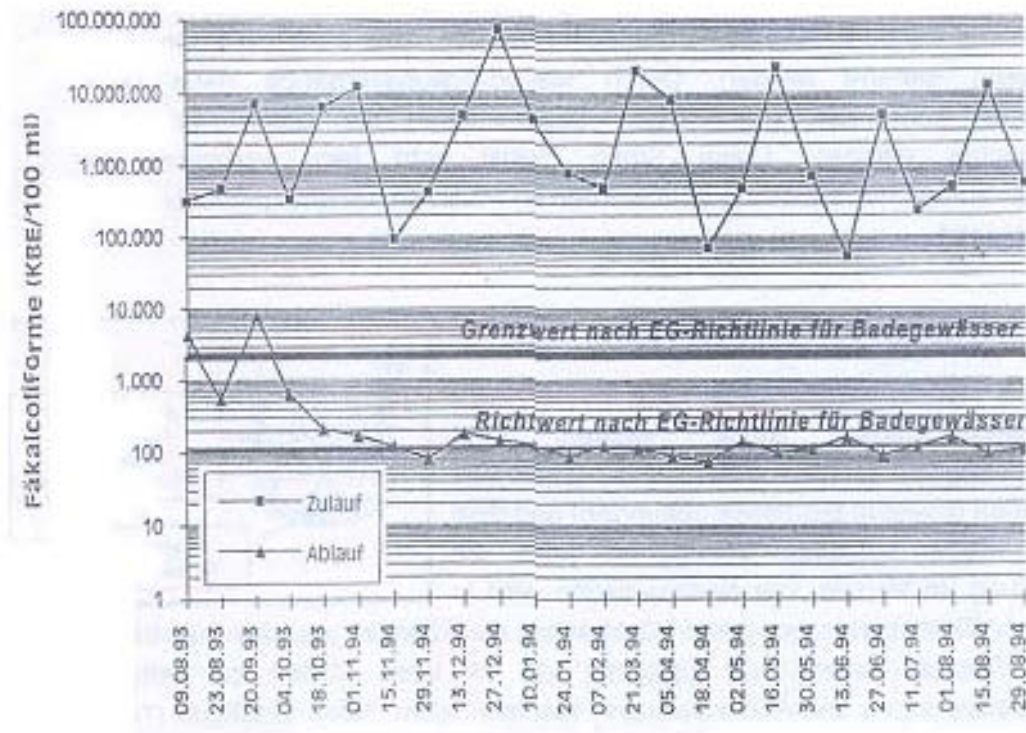


Abbildung 7.2: *Elimination von fäkalcoliformen Keimen durch eine Pflanzenkläranlage*
(formell verändert nach GRADL aus PETRICH, 1994)

Das in der **Abbildung 7.2** dargestellte Beispiel zeigt eine Pflanzenkläranlage mit einem sehr stark fäkal verunreinigten Zulauf. Die Reinigungskraft der Anlage ist enorm, denn von 700.000 KBE / 100ml fäkalcoliformer Keime gelangen lediglich 130 KBE / 100ml in den Ablauf.

Bei Schwimmteichen ist diese enorme Reinigungsleistung nicht zu erwarten, da sie ja weitaus geringer belastet werden. Aus diesen angeführten Beispielen lässt sich auf jeden Fall ableiten, dass die Reinigungsleistungen von Schwimmteichanlagen die geltenden Richt- und Grenzwerte einhalten werden. Gleichmaßen lassen diese Fakten auf eine enorme Pufferkapazität der Anlagen schließen.

7.4 Sedimentation

Die Sedimentationsvorgänge sind ein entscheidender Teil der Reinigungsvorgänge innerhalb der künstlich angelegten Ökosysteme. Denn wesentliche Abbauprozesse laufen erst im Sediment ab. Zahlreiche Abbauprodukte werden andererseits im Wasser gelöst (NAUMANN, 2000). Unter aeroben Bedingungen ist einem Sedimentabbau nichts entgegen zu setzen, da einige Abbauprodukte zum Aufbau von Biomasse genutzt werden und andere Stoffe im Sediment verbleiben. Die positiven Effekte einer aeroben Sedimentbildung zur Reinigung sind unbestritten. Durch die extrem hohe Oberfläche wird den Mikroorganismen eine optimale Besiedlungsfläche geboten. Jedoch können durch Aufwirbelungen temporär Nährstoffe und „Restkeime“, deren infektiöses Potential bereits abgebaut wurde, freigesetzt sowie entfernt werden. Ein vollständiges Sedimentieren der Stoffe wird durch Mikrodifusionsvorgänge nahe dem Teichboden verhindert. Die feinsten Stoffe gelangen in die Zwischenräumen der Substrate oder haften sich an Pflanzenteile an und werden dort abgebaut.

Nach Möglichkeit sind anaerobe Zustände innerhalb des Sedimentes zu verhindern, da es zur Bildung von unangenehmen Faulgasen und Phosphorrücklösungen kommen kann. Durch die freigesetzten Phosphorverbindungen kann es zu einem erhöhten Algenwachstum kommen, welches Wassertrübungen zur Folge haben kann und zusätzliches Sedimentationsmaterial liefert. In **Abbildung 7.3** werden die zwei grundlegenden Prozesse anhand einer Skizze noch einmal verdeutlicht.

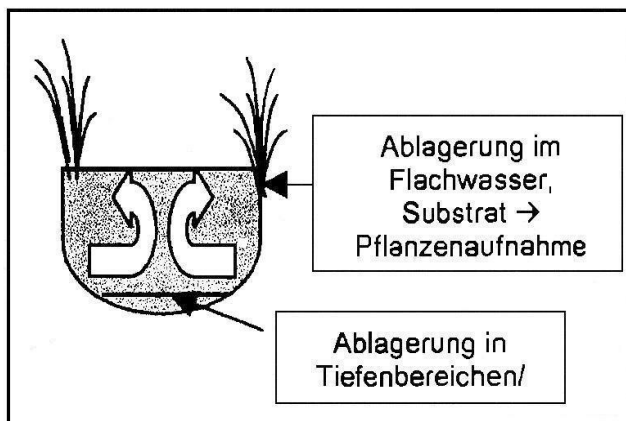


Abbildung 7.3: Prozesse der Sedimentation

Die Entnahme der eingetragenen Stoffe aus dem System erfolgt über Sedimententnahme, Filter, Laubfänge und die jährliche Mahd. Um den technischen und finanziellen Aufwand möglichst gering zu halten, ist auf die Vermeidung von Stoffeinträgen von vornherein sehr großer Wert zu legen. GRAFINGER (TASPO, 1999 b) und PETRICH (1998) bezeichnen die Sedimentationsvorgänge als die wichtigsten Selbstreinigungsprozesse. Um diese Vorgänge zu fördern, werden Kaskaden und Tiefenbereiche in den Anlagen eingesetzt. Da durch den Badeprozess heftige Aufwirbelungen und Wasserbewegungen hervorgerufen werden, werden Pflanzen und das Substrat in den Repositionsbereichen zurückgehalten.

7.5 Additiva

Um die jährliche Anlaufphase nach dem Befüllen so kurz wie möglich zu halten, werden bei einigen Anlagen „Beimpfungen“ (ähnlich der Abwassertechnik) mit Bakterien und Plankton (*Daphnien* und *Cyclops* in einer Anzahl von mehreren 100.000 Stück) vorgenommen. Eine Menge von 10 l Schlammwasser aus bestehenden Teichen würde nach HAUBOLD (1999) ausreichen. Diese Menge reicht aus, um bereits nach einigen Tagen ausreichende Populationen nachweisen zu können. Weiterhin sind die Mikroorganismen so in der Lage, sich in ihrer Ausbreitung den standortspezifischen Gegebenheiten gut anzupassen.

Die mikrobiellen Zusatzstoffe bestehen in der Regel aus verschiedenen Bakterienarten, die frei in der Natur (autochthone Boden- und Gewässerfauna) anzutreffen sind. Das heißt, dass sie in nahezu jedem intakten Gewässer oder Boden anzutreffen sind. Die EG-Richtlinie (1975) versichert ihre gesundheitliche Unbedenklichkeit.

Ihre besondere Fähigkeit besteht darin, organische Abbauprodukte (Pflanzenreste, Ausscheidungen, tote Mikroorganismen) zu zersetzen und in Substanzen umzuwandeln, die den Pflanzen als Nährstoffe wieder zur Verfügung stehen. Das Entstehen von giftigen Stoffwechselprodukten ist dabei ausgeschlossen. Die Wirkung der Mittel setzt nach Herstellerangaben erst nach mehreren Tagen und mehrmaliger Behandlung ein (ROTH, 2000). Diese Verzögerung ist dadurch zu erklären, dass jede äußere Einflussnahme auf ein intaktes Ökosystem Zeit zum Einwirken benötigt.

In natürlichen Gewässern werden in der Regel Bakterienkonzentrationen von $0,01 \times 10^6$ bis $4,0 \times 10^6$ Bakterien / ml gemessen (SCHWÖRBEL, 1993). Die Additiva (Mikroorganismen- Produkte) verändern die absolute Anzahl der Bakterien nicht über das natürliche Maß hinaus. Lediglich die Artenzusammensetzung wird in die gewünschte reinigende Richtung gelenkt. Ein Einsatz dieser Produkte bei Wasserqualitätsproblemen als Initial- oder als Unterstützungsmittel ist denkbar.

7.6 Trophie

Ein wesentliches Qualitätsmerkmal für das Badewasser ist neben den hygienischen Aspekten auch die Trophie, sowie weitere Merkmale wie Geruch und Ästhetik. Das keimfreieste Wasser nützt nichts, wenn es den ästhetischen Ansprüchen der Besucher nicht gerecht wird.

Eine gute Möglichkeit, um Rückschlüsse auf die Wasserqualität ziehen zu können, ist die Zuordnungskennzahl aus dem Saprobienindex, der in einem engen Zusammenhang mit der Wasserqualität definierter Fließgewässerabschnitte steht. Da Schwimmteichanlagen in der Regel keinen Anschluss an ein Fließgewässer haben, ist der Saprobienindex lediglich für eine Einschätzung der Abbauleistungen nutzbar.

Durch die relativ starken Wasserbewegungen, den hohen Sauerstoffgehalt und die fehlende Temperaturschichtung in der Badesaison können Schwimmteiche als ein bestimmter idealisierter Fließgewässertyp betrachtet werden. Ein wichtiger Faktor für diese Betrachtung ist eine ausreichende statistische Absicherung der Daten.

Um eine entsprechende Datenbasis zu schaffen, ist **minimal** eine **dreimalige Beprobung pro Jahr** über einen **Zeitraum von 3 Jahren** notwendig. Weiter ausschlaggebend ist, auf welche Arten bezuggenommen wird, z. B. flugfähige Insekten oder weniger mobile Tierarten. In diesem Zusammenhang ist es wichtig, dass der räumliche Bezug zu anderen benachbarten Fließgewässern nicht vernachlässigt wird.

In den 80- er Jahren wurden umfangreiche Versuche an 30 abwasserbelasteten Seen durchgeführt, um den Zusammenhang zwischen Nährstoffgehalt und Trophiegrad zu untersuchen. FORSBERG und RYDING (1980) haben hohe Korrelationen zwischen den Kennwerten Chlorophyll-a-Konzentration, Sichttiefe, Gesamtstickstoffkonzentration und

Gesamtphosphorkonzentration feststellen können. Zu diesem Zweck haben sie die Sommermittelwerte (von Juni bis September) dieser Kenngrößen verglichen. Anhand dieser Ergebnisse stellten sie folgende Einteilung der Trophiegrade von Seen auf, die in **Tabelle 7.1** dargestellt ist.

Tabelle 7.1: *Einteilung der Trophiegrade von Seen nach Gesamtstickstoff-, Gesamtphosphor-, Chlorophyll-a-Konzentration und der Sichttiefe, ausgedrückt in Sommermittelwerten (Juni- September) (formell verändert nach FORSBERG und RYDING, 1980)*

Trophiegrad	Gesamtstickstoff [mg/m ³]	Gesamtphosphor [mg/m ³]	Chlorophyll-a [mg/m ³]	Sichttiefe [m]
Oligotroph	< 400	< 15	< 3	> 4,0
Mesotroph	400 - 600	15 - 25	3 - 7	2,5 – 4,0
Eutroph	600 - 1500	25 - 100	7 - 40	1,0 – 2,5
Hypertroph	> 1500	> 100	> 40	< 1,0

Die **Tabelle 7.1** bildet die Grundlage für die allgemeine Einteilung der Wasserqualitäten stehender Gewässer.

RHEINHEIMER (1991) vertritt zu dieser Art der Einteilung folgende Meinung:

„Da in Bereichen geringer und mäßiger Belastung keine Übereinstimmung herrscht, ist eine eindeutige Zuordnung der Kennzahlen der Saprophyten zu den verschiedenen Saprobitätsstufen der Fließgewässer oft problematisch oder gar nicht möglich.“

In Seen und Teichen ist die Belastung auch von der Primärproduktion abhängig, so dass eine Einteilung der bakteriellen Belastung nach der Saprophytenzahl **nicht zulässig** ist. GUNKEL (1996 nach SLADECEK, 1976) stuft Gewässer mit einer Koloniezahl < 500 sogar als katharob ein (vgl. **Tabelle 7.2**). Seine Einteilung ist in der folgenden **Tabelle 7.2** aufgeführt.

Tabelle 7.2: Zuordnung von Koloniezahlbefunden zu den Saprobienstufen (formell verändert nach GUNKEL, 1996)

Saprobienstufe	Wachs (1969)	Sladecsek (1973)	Kohl (1975)	Jung & Busse (1980)
Katharob	-	< 500	-	-
Xenosaprob	-	< 1.000	-	-
Oligosaprob	< 100	< 10.000	< 500	< 1.000
Oligo- β - mesosaprob	< 1.000	-	< 1.000	-
β - mesosaprob	< 10.000	< 50.000	< 10.000	< 20.000
β - α - mesosaprob	< 50.000	-	< 50.000	-
α - mesosaprob	< 100.000	< 250.000	< 100.000	< 400.000
α - meso- mesosaprob	< 1.000.000	-	< 750.000	-
Polysaprob	> 1.000.000	< 2.000.000	> 750.000	> 400.000

7.7 Indikation

7.7.1 Konzept

Das Konzept der „Indikatorbakterien“ stammt schon aus dem letzten Jahrhundert. Vor allem die über kontaminiertes Trinkwasser übertragenden Seuchen, wie Typhus und Cholera (1893, Choleraepidemie in Hamburg, 8000 Tote) führten zur Überlegung, durch relativ einfache Nachweismethoden die hygienisch- bakteriologische Unbedenklichkeit des Trinkwassers (Badewassers) überwachen zu können. Da die Nachweismethoden für pathogene Mikroorganismen sehr arbeits- und zeitaufwendig sind, werden in der Regel die Indikatorbakterien stellvertretend für die Krankheitserreger untersucht. Es ist nicht möglich, alle pathogenen Mikroorganismen routinemäßig zu untersuchen. Allein aus den menschlichen Fäkalien und dem Abwasser sind bereits über 100 Viren isoliert worden (PAYMENT, 1993). Die Nachweismethoden für pathogene Mikroorganismen werden primär nur dort angewendet, wo die Ursachen einer Epidemie zu klären sind oder ein begründeter Verdacht besteht. *E. coli* und *coliforme Bakterien* sind zweifellos die im Abwasser und Lebensmittel am häufigsten bestimmten Hygieneindikatoren.

MOSSEL (1982) definierte die Bezeichnung „Markerorganismus“, die zwei unterschiedliche Funktionen, Index und Indikator, aufweisen können. „Indexorganismen“

stehen direkt oder indirekt entweder mit der Gefährdung oder der Anwesenheit von Krankheitserregern im Wasser in Verbindung. „Indikatororganismen“ weisen auf die mögliche Verunreinigung, auf die ungenügende Behandlung oder ungenügende die Reinigung des Wassers hin.

An Indikatororganismen werden folgende Anforderungen gestellt:

- Indikatororganismen müssen Teil der normalen Darmflora von gesunden Menschen, (ideal wäre, wenn sie nur im menschlichen Magen-Darm-Trakt vorkämen).
- Sie sollten nur dann anwesend sein, wenn es wahrscheinlich ist, dass Krankheitserreger fäkalen Ursprungs anwesend sind.
- Indikatororganismen dürfen möglichst nur in einer größeren Anzahl zu finden sein, als die Krankheitserreger, die sie anzeigen sollen.
- Das Wachstum außerhalb des Verdauungstraktes stellt kein Problem dar.
- In der Natur sollten sie widerstandsfähiger als pathogene Mikroorganismen sein.
- Unter natürlichen Lebensbedingungen, sowie nach einer Wasseraufbereitung, können sie resistenter als Krankheitserreger sein und in größerer Zahl überleben.
- Indikatororganismen müssen einfach isolierbar, identifizierbar und zählbar sein.
- Sie dürfen selbst nicht eine Krankheit verursachen und
- Ihre Anzahl sollte in Relation zur Menge der pathogenen Mikroorganismen stehen.

Es gibt keinen Organismus, der alle diese an einen Indikatorkeim gestellten Forderungen erfüllen kann. Auf die einzelnen Bakterienarten und deren Infektionspotential, die für eine Indikation genutzt werden können, wird unter **Kapitel 7.13 [Bakteriologische und hygienische Kenngrößen](#)** eingegangen.

7.7.2 Gesamtcoliformes Indikationskonzept

Das gesamtcoliforme Indikationskonzept beinhaltet alle coliformen Bakterien und schließt daher auch Bakterien, die nicht fäkalen Ursprungs sind und kein Gesundheitsproblem darstellen, ein. Daher kann bei der Anwesenheit von coliformen Bakterien eine fäkale Verunreinigung von Wasser nur vermutet werden, sie muss aber nicht zwingend gegeben sein.

Aus diesem Grund wurde von Mac CONKEY (1901) und EIJKMAN (1904) der Begriff der „fäkalen Coliformen“ geprägt, die durch Gasbildung aus Lactose bei einer Inkubationstemperatur von 43 °C bzw. 45 °C charakterisiert waren. Die Inkubationstemperatur stellt somit auch einen wesentlichen Punkt bei der Keimidentifizierung der fäkalen Coliformen dar.

Als ein Kritikpunkt des coliformen Konzeptes sei jedoch vermerkt, dass es vor beinahe einem Jahrhundert entwickelt worden ist und somit das Krankheitsprofil für diese Zeit und nicht der jetzigen reflektiert. In den vergangenen Jahren hat sich die Zahl der wasserbedingten Erkrankungen, die durch virale und parasitäre Überträger hervorgerufen wurden, erhöht. Diese Organismen sind generell widerstandsfähiger gegen konventionelle Behandlung als bakterielle Pathogene und zum anderen auch schwieriger zu entdecken, da sie nicht mit den Coliformen verbunden sind.

Während das coliforme Konzept dazu imstande ist, die Konsumenten vor den primären bakteriellen Pathogenen „begrenzt“ zu schützen, bietet es bei weitem nicht ausreichend Schutz vor den neuen viralen und parasitären Pathogenen, die nun für das Ausmaß an Wasser- und Lebensmittelerkrankungen verantwortlich sind.

In den USA gab es zwischen 1978 und 1986 502 berichtete wasserbedingte Epidemien, die mehr als 110.000 Fälle von gastrointestinalen Erkrankungen verursachten. In vielen dieser Wasserproben wurden keine coliformen Bakterien und schon gar keine *E. coli* festgestellt (SOBSEY, 1989). In einer amerikanischen Studie wurde herausgefunden, dass ein Drittel der Wasserproben, die Epidemien verursachten, keine coliformen Bakterien aufwiesen (CRAUN et al., 1997). MOORE et al. (1994) entdeckte, dass coliforme Bakterien zwar bei 88 % aller bakteriell oder viral bedingten Erkrankungen aber nur bei 33 % der parasitär bedingten Erkrankungen nachgewiesen wurden. Im Laufe der Zeit haben Untersuchungen gezeigt, dass coliforme Bakterien eine Reihe von Eigenschaften aufweisen, die Indikatorbakterien nicht aufweisen sollten.

- *Vermehrung im Wasser:* Indikatororganismen sollten sich nach Möglichkeit nicht im Wasser vermehren können. Untersuchungen zeigen jedoch, dass coliforme Bakterien in der Lage sind, sich unter bestimmten Bedingungen auch außerhalb des Verdauungstraktes viel stärker zu vermehren als krankheitsauslösende Keime.

- *Vermehrung in Wasserleitungen:* Beim Durchgang von Trinkwasser durch ein Leitungsnetz, welches nicht regelmäßig gespült wird, kann sich die Keimzahl vermehren (POWER and NAGY, 1989; Le CHEVALIER, 1990).

Einige Bakterien wiederum besitzen die Fähigkeit, coliforme Bakterien im Wachstum zu unterdrücken. Zu diesen Antagonisten zählen *Pseudomonas*, *Micrococcus* und andere Spezies. Es wurde beobachtet, dass gechlortes Wasser hohe Keimzahlen dieser Antagonisten enthält und daher die Anzahl der coliformen Bakterien sehr gering ist. Im Gegenzug dazu ist bei Abwesenheit dieser Antagonisten eine hohe Anzahl an coliformen Bakterien zu messen. Durch Gegenspieler der coliformen Bakterien kann daher die Anzahl der coliformen Keime um bis zu 80 % reduziert werden.

Coliforme Bakterien sind kein eindeutiger Indikator für eine Gesundheitsgefährdung:
Ein Fehlen von Indikatorbakterien bedeutet keine 100 %-ige mikrobielle Sicherheit des Wassers. Andererseits muss nach Aussage des PHLS (1994) das Vorliegen von coliformen Bakterien nicht unbedingt mit einem Vorhandensein an Krankheitserregern assoziiert werden.

Mangelnde Korrelation zwischen der Anzahl der coliformen und der pathogenen Keime:
Es gibt keine absolute Korrelation zwischen der Anzahl von Indikatorkeimen und der Anzahl von Krankheitserregern. In Untersuchungen wurden aus Wasser, welches nur eine geringe Anzahl oder überhaupt keine coliformen Bakterien enthält, *Salmonella sp.* und *Vibrio sp.* isoliert. Diesen Ergebnissen kann eine Vielzahl von Ursachen zu Grunde liegen. Eine Möglichkeit wäre eine stärkere Absterberate von coliformen Bakterien im Vergleich zu *Salmonella spec.* und *Salmonella typhi*. Aufgrund dieser Tatsache wird vorgeschlagen, den Test nach Indikatorbakterien durch den direkten Nachweis von Krankheitserregern zu ergänzen oder zu ersetzen. Diese Forderungen basieren hauptsächlich auf Trinkwasseruntersuchungen, so dass für Badeteichwasser auf einen verschärften Nachweis von Krankheitserregern verzichtet werden kann.

Kein Zusammenhang in der Anzahl von coliformen Bakterien mit dem Vorhandensein von Parasiten und Viren: In westlichen Ländern, vornehmlich USA und Kanada, traten in den letzten Jahren anstelle von bakteriellen Krankheitserregern vornehmlich Parasiten und Viren als Pathogene auf. Es gilt heute als gesichert, dass Indikatorkeime keine Aussage über das Vorhandensein von enteralen Viren treffen können. Viren und Protozoen können im Vergleich zu fäkalen Coliformen längere Zeit und bei tieferen Temperaturen ihre Pathogenität beibehalten.

Um den in diesem Abschnitt aufgeführten Problemen aus dem Weg zu gehen, wurde angestrebt, zur Wasseruntersuchung anstelle der gesamt coliformen nur die fäkal coliformen Bakterien heranzuziehen. Diese Vorgangsweise ist im Gegensatz zu den früheren Methoden relativ leicht durchzuführen. Während *Citrobacter*, *Klebsiella* und *Enterobacter* nicht nur fäkalen Ursprungs sind, ist *E. coli* das einzige Bakterium, das ausschließlich fäkalen Ursprungs ist und 95 % der Enterobakterien der Fäces ausmacht. *E. coli* kann sehr leicht von anderen fäkalen Coliformen durch Indol- und β -D-Glucuronidase Nachweis unterschieden werden. Die ausschließliche Verwendung von fäkalen coliformen Bakterien hat den entscheidenden Vorteil in der Vermeidung von falsch-positiven Ergebnissen. Kritiker dieses Konzeptes meinen aber, dass (Trink-) Wasser überhaupt keine coliformen Keime enthalten sollte, was den gesonderten Nachweis von coliformen Keimen fäkalen Ursprungs unnötig machen würde. Auch die Anzahl der coliformen Bakterien fäkalen Ursprungs ist weit geringer als die Gesamtzahl der coliformen Keime. Daher kann ein Test, der nur coliforme Keime fäkalen Ursprungs nachweist, als weniger empfindlich angesehen werden. *E. coli* weist im Vergleich zu *Salmonella spp.* eine sehr geringe Überlebensrate im Wasser auf. Daher kann z. B. *Salmonella spp.*, nachdem *E. coli* im Wasser nicht mehr nachweisbar ist, noch lange gefunden werden.

Kritische Überlegungen zum Nachweis von E. coli und Coliformen:

Auf Grundlage der zahlreichen Studien und Publikationen bietet das Vorhandensein von β -D-Glucuronidase (*uidA* gene) ohne Zweifel eine optimale Methode, um *E. coli* (vor allem in der Wasser- und Lebensmittelhygiene) nachzuweisen. Die Kombination von β -Glucuronidase und Indol-Test erhöht die Genauigkeit der Identifizierung von *E. coli*. Es

soll aber nicht vergessen werden, dass einige darmpathogene Stämme dieses Enzym nicht besitzen und durch einen β -D-Glucuronidase Nachweis nicht nachgewiesen werden können.

Der Nachweis von coliformen Bakterien hingegen ist sehr umstritten. Die USEPA hat einige Methoden für Coliformen- Nachweis evaluiert:

- MPN (most probable number),
- die Membranfiltertechnik und
- der presence / absence Test.

AFNOR (1990) hat MPN und die Membranfiltertechnik evaluiert.

Verschiedene Methoden liefern abweichende Ergebnisse und können miteinander nicht verglichen werden. So sind allein schon unterschiedliche Bebrütungstemperaturen und Bebrütungszeiten für den Nachweis von coliformen Bakterien maßgebende Faktoren, die einen erheblichen Einfluss auf das Testergebnis haben können. Zusätzlich können antagonistische Wirkungen von Mikroorganismen, Laktose-langsamfermentierende Bakterien wie *Serratia* und *Hafnia*, gestresste bzw. (geschädigte) Bakterien die Befunde verfälschen.

Allein schon unterschiedliche Nährmedien und sogar unterschiedliche Probenvolumen beeinträchtigen die Untersuchungsergebnisse (z. B. 50 ml Wasserprobe in Japan und 100 ml in Deutschland). Abhängig von Umwelteinflüssen kann nur ein kleiner Teil (0,1 – 15 %) durch kulturelle Methoden (AMANN et al., 1990) erfasst werden. Der Anteil an VBNC (viable but non- culturable) oder ABNC (active but non- culturable) Bakterien können durch ungünstige Lebensbedingungen für Bakterien beeinflusst werden.

Alternative Indikatorsysteme:

In den letzten Jahren zeigte es sich immer wieder, dass Untersuchungen der Wasserqualität anhand von coliformen Keimen als Indikatorsystem oft nicht zu optimalen Ergebnissen führten. Aufgrund dieses Aspektes wurde nach alternativen Indikationsmöglichkeiten geforscht. Eine dieser alternativen Möglichkeiten stellen die *fäkalen Streptokokken* dar.

Vorteile gegenüber coliformen Bakterien:

- vermehren sich kaum im Wasser,
- sind wesentlich stabiler gegenüber Umwelteinflüssen und Chlorung,
- überleben länger in der Umwelt (mit Ausnahme von *S. bovis* und *S. equinus*, welche, sobald sie den tierischen Intestinaltrakt verlassen haben, sehr rasch absterben),
- kommen in geringerer Zahl in den menschlichen Fäkalien vor, der Nachweis wird somit durch Verunreinigungen (menschliche Fäkalien) kaum verfälscht,
- *Enterococcus faecalis* kann wesentlich länger im Wasser überleben als coliforme Bakterien,
- es herrscht ein Mangel an Standardmethoden zur selektiven Spezifizierung,
- sind taxonomisch und ökologisch gesehen unterschiedlich.

Weitere Alternativindikatoren sind *C. perfringens*, *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa* und *Bakteriophagen*.

Zusammenfassend kann gesagt werden:

Das Konzept, coliforme Keime als Hygieneindikatoren zu verwenden, revolutionierte die gesamte hygienische (Trink-) Wasseruntersuchung. Dieses Nachweisverfahren hat im Laufe der Geschichte eine starke Abnahme von wasserbedingten Krankheiten wie Cholera und Typhus nachgewiesen. Trotzdem weist das Vorhandensein von coliformen Bakterien nicht immer zwingend auf eine fäkale Wasserverunreinigung hin und bedeutet damit nicht unbedingt eine Gefahr für die Gesundheit. Auch das Gegenteil, die Abwesenheit von coliformen Keimen, impliziert nicht hundertprozentig eine Abwesenheit von Krankheitserregern, wie Viren, Protozoen und Parasiten. (Trink-) Wasser muss daher auf das Vorhandensein von Viren, Protozoen und Parasiten, getrennt von den Krankheitserregern bakteriellen Ursprungs, untersucht werden. Als Definition der coliformen Bakterien wird das Vorhandensein des β -Galactosidase-Genes vorgeschlagen, welches die Spaltung von Laktose zu Glucose und Galaktose ermöglicht (β -Galactosidase Nachweis anstelle der Gas- und Säurebildung von Laktose). Diese einfache Definition ermöglicht es in Zukunft, neue Methoden der Identifikation zu entwickeln.

7.7.3 Indikationskonzept bei Schwimmteichen

Klassische Indikationen lassen in dem unter **Kapitel 7.6 [Trophie](#)** und **7.7.3 [Gesamtciliformes Indikationskonzept](#)** aufgeführten Zusammenhang keine eindeutigen Aussagen zu. Deshalb erscheint eine Beurteilung / Indikation nach Einhaltung der Richt- und Grenzwerte für Schwimmteiche bzw. eine Wichtung der dort aufgeführten Parameter am zuverlässigsten. Die folgende **Tabelle 7.3** gibt einen Überblick über einige Anforderungen an Badestellen.

Tabelle 7.3: *Einstufung der hygienischen Parameter und der Badequalität von Badestellen* (formell verändert, nach Amt der Kärntnerische Landesregierung, 1999)

Hygienische Beurteilung:	
1 = sehr gute Badequalität	- Gesamtciliforme Bakterien/ 100ml <500, - Fäkalcoliforme Bakterien/ 100ml <100, - Streptococcus faecalis/ 100ml Richtwert 100
2 = für Badezwecke geeignet	- Gesamtciliforme Bakterien/ 100ml <10.000, - Fäkalcoliforme Bakterien/ 100ml <2.000, - Streptococcus faecalis/ 100ml Richtwert 100
3 = für Badezwecke nicht geeignet	- Gesamtciliforme Bakterien/ 100ml >10.000, - Fäkalcoliforme Bakterien/ 100ml >2.000, - Streptococcus faecalis/ 100ml Richtwert 100
Badequalitätsbeurteilung:	
I = sehr gute Badequalität	Phosphorkonzentrationen <20µg/l, Sichttiefe >2m, hygienisch einwandfrei
II = gute Badequalität	Phosphorkonzentrationen <20-30µg/l, Sichttiefe 1,5-2m, hygienisch einwandfrei
III = für die Nutzung als Badegewässer geeignet	Phosphorkonzentrationen >30µg/l, Sichttiefe 1,0 – 2,0 m, z. T. hygien. Richtwertüberschreitung
IV = als Badewasser nicht geeignet	Phosphorkonzentrationen >30µg/l, Sichttiefe <1,0 m, z. T. hygienische Grenzwertüberschreitungen

7.8 Allgemeine Gesundheitsgefahren beim Baden

Die Wahrscheinlichkeit an einer Banalinfektion zu erkranken (z. B.: Durchfall) ist bei einem Grenzwert von 100 KBE *E. coli*/ 100ml nicht erkennbar erhöht. In der überarbeiteten EU-Richtlinie (1994) ist das Risiko einer Infektion durch banale Keime auf den Faktor 1,5 - 2 begrenzt worden. Zu diesem Zweck wurde der Grenzwert auf 500 KBE / 100ml festgelegt. Im Vergleich dazu beträgt der Risikofaktor bei *E. coli* (überarbeiteter Wert 2.000 KBE / 100 ml) für eine Banalinfektion 6 - 8.

Diese Risikofaktoren, die auf statistischen Auswertungen basieren, sind nicht nur auf Bäder bzw. Badeseen beschränkt. Bei jeder größeren Massenveranstaltung besteht die Gefahr von Infektionen durch Weitergabe bzw. Austausch von Erregern.

Zitat: „...doch weder Fußballvereine und Konzertveranstalter können... für solche Banalinfektionen verantwortlich gemacht werden (siehe Bundesseuchengesetz der BRD), wohl aber die Betreiber von Bädern...“.

Eine Einschätzung des konkreten Risikos ist aufgrund des fehlenden Zahlenmaterials nicht möglich (MÜLLER, 2000).

Nach CARLSON (1967) verschluckt jeder Schwimmer 30- 50ml Wasser. Wesentliche Faktoren, die die Gefahr einer Erkrankung beeinflussen können, sind das Alter und der Gesundheitszustand der Person. Weiterhin ist sehr wichtig, ob die Person bereits eine Infektion im Körper hat, die beispielsweise durch Unterkühlung ausbricht (MÜLLER, 2000). Um einen Überblick über die Art der Erkrankungen bzw. die Anzahl der Erkrankungsfälle zu erhalten, wurden in den USA eine Vielzahl an Untersuchungen durchgeführt, deren Ergebnisse in **Tabelle 7.4** aufgelistet sind.

Tabelle 7.4: die durch Badewasser bedingten Infektionen und ihre Erreger in den USA 1991- 96 und Einschätzungen des Vorkommens in den konventionellen und Naturbädern (verändert nach MÜLLER, 1993 und MÜLLER, 2000)

Art der Erkrankung	Erreger	Wirkung/ Bemerkung	Frei-bad	Natur-bad	Zahl der Ausbrüche	Zahl der Infizierten
Dermatitis	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		(+)	+	15	278
	<i>Schistosoma spec.</i>		-	+	2	121
Gastroenteritis	<i>Cryptosporidium parvum</i>		+	+	11	6670
	<i>Escherichia coli</i> O157: H7				5	218
	<i>Giardia intestinalis</i>		+	+	9	252
	Caliciviridae/ Norwalk- Virus		(+)	(+)	1	55
	<i>Salmonella enterica</i>				1	3
	<i>Shigella spec.</i> ^{1,2}		-	(+)	8	853
Leptospirose	<i>Leptospira spec.</i> ¹		-	+	1	6
Meningo-enzephalitis	<i>Naegleria fowleri</i> ¹		+	(+)	13	13
Pharyngitis	Adenovirus 3				1	595
Pontiac-Fieber	<i>Legionella spec.</i> ¹		+	(+)	4	49

¹ in > 5% der Infektionen letal (nur bei wärmerem Klima (USA) und Temp. > 25°C/ z. B. Whirlpools)

² Vorkommen durch *E. coli* und / oder *Enterokokken* angezeigt

Wie aus der **Tabelle 7.4** ersichtlich ist, werden nur wenige Erreger durch *E. coli* und *Enterokokken* angezeigt. Ein Großteil der Erkrankungen ist von den Indikatoren völlig unabhängig. Die Erkrankungsart Gastroenteritis macht allein 80% aus, davon 73% *Cryptosporidium*. Bemerkenswert an dieser Auflistung ist, dass die meisten dieser Erkrankungen in gechlorten Whirl-/ Swimmingpools festgestellt wurden und nicht in natürlichen Badeseen. Wenn man die Erkrankungsfälle der USA auf Deutschland umrechnet, ergeben sich folgende Zahlen:

- 400 badebedingte Infektionen,
- 0,5 Todesfälle jährlich.

Die Zahl der Unfälle (Ertrunkene / tödlich Verletzte) liegt jeweils 100 mal höher. Diese Zahlen belegen das Missverhältnis zwischen der Gefahr durch Infektionserreger und den Unfallgefahren für Badende. In der Regel wird die Gefahr durch Infektionen viel zu hoch eingeschätzt und den Unfallgefahren (deren Risikopotential 100 mal höher ist!) so gut wie keine Bedeutung beigemessen (MÜLLER, 2000).

Rechnungen von MÜLLER (1993) belegen, dass die Gefahr eines Ertrinkungsunfalls 100 bis 10.000 mal höher ist als das Risiko einer Letalität an einer durch das Baden übertragenen Infektionskrankheit. **Tabelle 7.5** zeigt einen Vergleich über Risikofälle, deren Wahrscheinlichkeit pro Jahr, sowie die damit verbundenen „Kosten“.

Tabelle 7.5: *Wahrscheinlichkeit eines Todes durch Unfall bzw. Ertrinken beim Baden, Infektion, Risiken in Abhängigkeit verschiedener Aktivitäten und Lebensumstände innerhalb eines Jahres sowie die geschätzten Kosten ihrer Vermeidung, verglichen mit denen bei medizinischen Maßnahme* (verändert nach MÜLLER, 2000 und MÜLLER, 1993)

Lebensrisiko	Wahrscheinlichkeit (pro Jahr)	Kosten eines geretteten Menschenlebens
Badeunfall mit Ertrinkungstod	$7,4 \times 10^{-6} \pm 20\%$	ca. 100.000 €
Wassersport mit Ertrinkungstod	$ca. 3,0 \times 10^{-4} \pm 50\%$	
Tod durch Infektion	$ca. 7,0 \times 10^{-8} \pm 100\%$	ca. 100.000.000 €
Krebstod durch Haloform	$ca. < 10^{-8} \pm 1000\%$	ca. < 100.000.000 €
Krebserkrankung (alle Formen)	$2,8 \times 10^{-3} \pm 10\%$	
Zigarettenrauchen (1 Schachtel/Tag)	$3,6 \times 10^{-3} \pm 300\%$	
Unfall in der eigenen Wohnung	$1,1 \times 10^{-4} \pm 5\%$	
Autounfall (insgesamt)	$2,4 \times 10^{-4} \pm 10\%$	
Autounfall (als Fußgänger)	$4,2 \times 10^{-5} \pm 10\%$	
Berg- Sport/ Bergsteigen	$6,0 \times 10^{-4} \pm 50\%$	
Mäßiger Alkoholkonsum	$2,0 \times 10^{-5} \pm 1000\%$	
Elektrischer Schlag	$5,3 \times 10^{-6} \pm 5\%$	
lebenserhaltende/ lebensrettende Maßnahmen		
Ein von der DLRG gerettetes Menschenleben		(25 € Stundenwert) 100.000 €
Koronarbypass	(England, 1999)	5.000 £ ca. 7.500 €
Nierendialyse	(England, 1999)	25.000 £ ca. 37.500 €
Mammographietest	(England, 1999)	90.000 £ ca. 135.000 €
Masernimpfung	(Deutschland, 1999)	155.000 €

Aus der **Tabelle 7.5** ist ein deutliches Missverhältnis zu erkennen. In der Regel wird für 1% der Todesfälle (Infektionen beim Baden) 1000 mal mehr ausgegeben, als für die Bewahrung eines Menschen vor dem Unfalltod. Nach einer Einschätzung durch MÜLLER (1993) ist die Gefahr einer Banalinfektion durch Baden in gechlorten Schwimmbecken nur halb so hoch wie bei einem natürlichen Oberflächengewässer. Für Schwimmteiche mit einer Reinigung gilt dieses Risikopotential allerdings nicht.

Dabei ist immer zu beachten, dass eine Erhöhung der Markerkeime um eine Zehnerpotenz das Infektionsrisiko einer Banalinfektion in etwa verdoppelt.

In den USA wurden, laut einem Bericht von ERDMANN (1970), vergleichbare Untersuchungen durchgeführt. Es wurden dort ein Flussbad und ein gechlortes Freibeckenbad über einen Zeitraum von 10.000 Tagen beobachtet. In dem Flussbad wurden 3 Fälle intestinaler Störungen mehr festgestellt, jedoch 37 Fälle an Gesundheitsstörungen jeglicher Art weniger als bei dem ausgewählten Freibeckenbad. Weiterhin wurde folgende erstaunliche Beobachtung gemacht:

- In zum Teil erheblich fäkal belasteten Flüssen mit einer erheblichen Anzahl (Tausende) an Badenden traten nur relativ wenig Typhusfälle auf.

Da in Schwimmteichen eine effektive Reinigung vorhanden ist, sind die oben genannten Zahlen der natürlichen Badegewässer nicht direkt übertragbar. Aufgrund der Keimelimination innerhalb der Repositionsbereiche liegen die zu erwartenden Zahlen erheblich niedriger.

MÜHLENBERG (1982) vertritt die Meinung, dass die Gesundheitsämter ihre Arbeit verstärkt auf die Vermeidung von tödlichen Badeunfällen durch Ertrinken konzentrieren sollten. Denn aus der Statistik ist deutlich erkennbar, dass die Gefahren einer Krankheitsübertragung selbst in abwasserbelasteten Badegewässern minimal, die Risiken eines tödlichen Badeunfalls jedoch viel höher einzuschätzen sind.

Laut MÜLLER (1993) sind hygienische Grenzwerte, die um den 2.000 bzw. 10.000-fachen Wert niedriger liegen als in natürlichen Oberflächengewässern (Schwimmteichen), unglaublich. Seiner Meinung nach: „*Sollten wir Abschied nehmen von der Vorstellung, dass Badewasser Trinkwasserqualität haben muss.*“ (MÜLLER, 1993).

7.9 Temperaturen und Niederschläge

Der Wärmehaushalt von stehenden Gewässern wird durch folgende Faktoren bestimmt:

- Wärmeaufnahme,
- Wärmeverteilung und
- Wärmeabgabe.

Nach SCHWÖRBEL (1987) wird die Strahlungsenergie durch Adsorptionsvorgänge in Wärme umgewandelt und an das Wasser abgegeben. Der langwellige Anteil des Lichtes ist bei diesen Vorgängen besonders effektiv. Da Schwimmteiche recht flach, die Tiefenbereiche recht klein sind und durch die badenden Besucher relativ starke Wasserbewegungen zu erwarten sind, wird sich eine stabile Temperaturschichtung (Sommerstagnation) nicht ausbilden können.

In flachen Gewässern kann sich keine oder nur sehr kurzfristig eine thermische Schichtung einstellen. Dieser Fakt hat einen weitreichenden Einfluss bzw. Konsequenzen für den Stoffhaushalt. Die Wasserbewegungen haben eine permanente Durchmischung zur Folge, welche eine gleichmäßige Verteilung der im Wasser enthaltenen Nährstoffe bewirkt. Dadurch kann im gesamten Wasserkörper bei ausreichender Sonneneinstrahlung ein Algenwachstum beobachtet werden. Bei Ausbildung einer ausgeprägten Schichtung wäre dies nicht der Fall.

Weiterhin wird der Stoffhaushalt durch die Wassertemperatur beeinflusst, da die Sauerstoffsättigung direkt und indirekt von ihr abhängig ist (vgl. **Kapitel 7.12 Chemische Kenngrößen**).

Die Lebenstätigkeit eines Organismus wird maßgeblich durch die Temperatur bestimmt. Für die Aktivität der Mikroorganismen wie für chemische Reaktionen allgemein gilt das van't Hoffsche Gesetz, in dem folgende Gesetzmäßigkeit beschrieben wird:

„Ein Temperaturanstieg um 10 °C bewirkt, dass sich die Reaktionsgeschwindigkeit verdoppelt oder sogar verdreifacht.“

nach (RHEINHEIMER, 1991). Ein Nebeneffekt jedoch ist die abnehmende Generationsdauer.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass mit steigender Temperatur die Intensität der bakteriellen Abbauvorgänge und damit auch die Selbstreinigungskraft der Schwimmteichanlagen zunimmt (KOHL, 1975a). VIEHL (1940; zit. nach KOHL, 1975a) hat jedoch bereits darauf hingewiesen, dass bei 0 °C genauso viele Bakterien an Abbauvorgängen beteiligt sind wie bei 25 °C. Die Voraussetzung dafür ist, dass die gleichen Bedingungen herrschen. Seine Erklärung für diesen Vorgang lautet:

„Aufgrund der niedrigen Temperatur wird der Stoffwechsel der Bakterien auf ein Mindestmaß herabgesetzt. Dadurch sind die im Gewässer befindlichen Bakterien in der Lage länger von einer bestimmten Nährstoffmenge zu leben als sie es sonst unter gleichen Bedingungen bei höheren Temperaturen könnten.“

RHEINHEIMER (1991) weist jedoch darauf hin, dass dies nur für abwasserbelastete Gewässer gilt. Im Winter sind in solchen Gewässern, im Gegensatz zu den natürlichen Gewässern, die höchsten Keimzahlen nachweisbar. Weiterhin stellt die Lufttemperatur und das Wetter allgemein eine wirtschaftliche Einflussgröße dar, da nur bei warmem und sonnigem Wetter eine akzeptable Besucherzahl und die entsprechende Belastungsintensität zu erwarten sind. Die Wassertemperatur ist sehr stark abhängig von den atmosphärischen Bedingungen, die an dem jeweiligen Standort vorherrschen. Bei einem Fehlen jeglicher Wasserbewegungen bzw. -umwälzungen außerhalb der Badesaison wird die Bildung einer Schichtung durch die Eisdecke im Winter begünstigt. Dabei wirkt ein Tiefenbereich temperaturstabilisierend. Bei einer eventuellen Beschattung und der damit verbundenen Temperaturschichtung kann der gesamte Wasserkörper etwas kleiner ausgebildet werden (BECKER, 2000).

7.10 Optische Beschaffenheit

7.10.1 Sichttiefe und Transparenz

Ein primärer Grund, warum eine ausreichende Sichttiefe notwendig ist, ist die Unfallverhütung bzw. Rettung Ertrinkender, Verhinderung von Fußverletzungen u.a.. Weiterhin trägt sie zu einem angenehmen ästhetischen Empfinden bei.

Die Sichttiefe ist abhängig von der Größe und der Konzentration der Schwebstoffe. Die Schwebstoffe beeinträchtigen das Eindringen von Licht in das Wasser und bestimmen so die Tiefe, in der die Photosynthese (trophogene Schicht) stattfinden kann. Somit kann

eine übermäßige Trübung einen produktionslimitierenden Faktor darstellen. Dies wird oft ausgenutzt, da es eine natürliche Möglichkeit darstellt, ein übermäßiges Pflanzenwachstum zu verhindern.

Wird die Trübung durch Algen hervorgerufen, kann über eine Messung der Sichttiefe auf die Algenproduktion zurück gerechnet werden (ODUM, 1983). Da der Phytoplanktongehalt in seiner Jahresganglinie jedoch oft schwankt, variiert dementsprechend auch die Sichttiefe.

Eine Verminderung der Sichttiefe kann auch durch mineralische Stoffe hervorgerufen werden. So kann z. B. bei einer biogenen Entkalkung CaCO_3 entstehen, was je nach Konzentration eine erhebliche Verminderung der Transparenz zur Folge haben kann (vgl. **Kapitel 7.11.3** [Wasser- und Carbonathärte](#)).

So brauchen z. B. feine Tonminerale mit einer Korngröße von $1\mu\text{m}$ einen Zeitraum von 18 Tagen und Teilchen mit $20\mu\text{m}$ ca. 1 Stunde zum Absetzen (HÖLL, 1986). Zusätzlich wird dieser Sedimentationsprozess dadurch erschwert oder gar verhindert, dass Tonminerale an ihrer Oberfläche elektrische Ladungen aufweisen.

Die so abgesetzten Schwebstoffe führen natürlich bei Neubefüllungen von Schwimmteichen zu einer temporär begrenzten Trübung. Dieser Effekt ist auch schon bei Erstbefüllungen von gebauten Anlagen beobachtet worden. Oft weicht das Frischwasser in seinen physikalischen und chemischen Parametern von dem vorherigen Milieu ab. Dadurch kann es zu Ausfällungen im Wasser und so zu einer kurzzeitigen Trübung innerhalb des Wasserkörpers (i.d.R. nur wenige Tage) kommen.

Ungeschichtete Flachseen und Teiche haben im Vergleich mit geschichteten Seen eine weitaus höhere Produktivität und verursachen so generell im Sommer eine geringere Sichttiefe (KLAPPER, 1992). Eine mögliche Ursache dafür ist, dass sich in flachen Seen durch die ständige Gesamtzirkulation selten anaerobe Zustände über dem Sediment ausbilden können. Weiterhin werden ständig die Nährstoffe aus dem abgestorbenen Plankton wieder in die produktive Zone eingetragen. In geschichteten Seen werden diese Nährstoffe im Hypolimnion gespeichert (HAMM, 1975; KLAPPER, 1992).

Die Grenzwerte für die Sichttiefe werden in der ÖNORM M 6230 (1998 mit 1,5m und in der EG- Richtlinie (1976) mit 1,0m aufgeführt.

Die Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. fordert in den „Empfehlungen für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen“ (2003) für den Schwimmerbereich einen Leitwert von $\geq 2,0$ m und einen Mindestwert von 1,0 m. Für den Nichtschwimmerbereich wird eine vollständige Transparenz des Wasserkörpers gefordert („bis auf den Grund“).

7.10.2 Färbung

Die Färbung in natürlichen Gewässern wird von folgenden Stoffen maßgeblich bestimmt:

- gelöste anorganische Stoffe,
- organische Stoffe (insbesondere Huminstoffe und Gelbstoffe) sowie
- Partikel aller Art.

Daraus resultiert, dass bei verschiedenen Gewässern die spektrale Zusammensetzung des Lichtes und die Strahlungsintensität verschieden ist. In der Regel sind natürliche Gewässer durch den hohen Anteil von Eisen-, Tonpartikeln oder auch durch Huminstoffe gelblich braun gefärbt. Eine grünliche Färbung des Wassers kann durch Algen hervorgerufen werden. Calciumcarbonat dagegen verursacht eine milchige Färbung. Bei Tonmineralen ist das Wasser milchig weiß, grau, oder gelb gefärbt.

In der ÖNORM EN ISO 7887 (1995) wird zwischen der „wahren Färbung“, welche durch die gelösten Stoffe hervorgerufen wird und der „scheinbaren Färbung“, die durch Schwebstoffe verursacht wird, unterschieden. Da Schwimmteiche relativ flach sind und eine gute Transparenz aufweisen sollen, ist hier die Farbe der Folie und des Substrates ausschlaggebend. Dadurch lässt sich die Farbe des Wasser nahezu vorherbestimmen.

Bei vielen Besuchern, besonders bei Kindern und Rentnern, wird das „Sicherheitsgefühl“ gestärkt, wenn der Teichgrund durch eine helle Folie oder Substrat besser sichtbar ist. Als positiver Nebeneffekt werden die im Wasser enthaltenen Schwebstoffe vor einem hellen Hintergrund unsichtbar. Dadurch wirkt das Wasser sauberer. Grenzwerte oder Richtwerte für die Wasserfärbung sind in der ÖNORM M 6230 nicht enthalten. Laut EG-Richtlinie darf das Wasser „keine anormale Änderung der Färbung“ aufweisen. Ähnliche Bestimmungen finden sich auch in dem EG-Richtlinien-Entwurf (1994).

7.11 Physikalische Parameter

7.11.1 Elektrische Leitfähigkeit

Da die elektrische Leitfähigkeit temperaturabhängig ist und um eine bessere Vergleichbarkeit gemessener Werte zu erreichen, werden sie auf eine Bezugstemperatur von 20°C umgerechnet. Durch die gemessene Leitfähigkeit eines Gewässers sind Rückschlüsse auf den gesamten Mineralstoffgehalt möglich. Sie ist somit ein wichtiger Summenparameter für gelöste, dissoziierte Stoffe, wie Elektrolyte (HÜTTER, 1992).

In natürlichen Süßgewässern, die als Karbonatgewässer zu bezeichnen sind (Karbonatgehalt > Calciumgehalt), ist der Gehalt an Härtebildnern die entscheidende Größe für die Leitfähigkeit (TICHY, 1989). Je nach geographischer Lage des Gewässers kann dieser Wert variieren (Silikatgebiete [Urgestein] $\Rightarrow$ Leitfähigkeit sehr gering; Karbonatgestein $\Rightarrow$ Leitfähigkeit sehr hoch). In Schwimmteichanlagen dagegen ist die Herkunft des Substrates entscheidend. KRETSCHMAR (2000) ist der Meinung, dass ein Aufschaukeln der Salzgehalte durch Einträge und Verdunstung ohne jegliche Wasserzufuhr erst nach 10- 15 Jahren für das System gefährlich werden könnte.

Grenzwerte für die elektrische Leitfähigkeit sind weder in der ÖNORM M 6230 (1998), in der EG- Richtlinie (1976), noch in dem Richtlinienentwurf über die Qualität der Badegewässer (EG- Richtlinienentwurf, 2002) enthalten.

7.11.2 pH- Wert

Die Steuerung des pH-Wertes (z. B. durch Kalkzugabe) stellt eine Möglichkeit dar, die Sedimentbildung zu steuern bzw. zu beeinflussen. Denn durch Fällungsmittel können Reaktionen ausgelöst werden, die die Bildung größerer Sedimentmengen zur Folge haben können (KRETSCHMAR, 2000). Als Gegenreaktion jedoch können diese bei einem Absinken des pH-Wertes wieder in Lösung gehen. Eine genaue Kenntnis des pH-Wertes gestattet daher neben einer „Gesamtbeschreibung“ des Wasserzustandes auch die Interpretation anderer Analyseergebnisse. Der pH-Wert wird durch das Stoffmengenverhältnis der freien Kohlensäure (CO_2) zum Hydrogencarbonat bestimmt (SCHWÖRBEL, 1987).

In den **Abbildungen 7.4** und **7.5** wird die Abhängigkeit verschiedener Stoffe (CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} bei 25°C) vom pH-Wert und die Tagesganglinie von CO_2 und pH-Wert verdeutlicht.

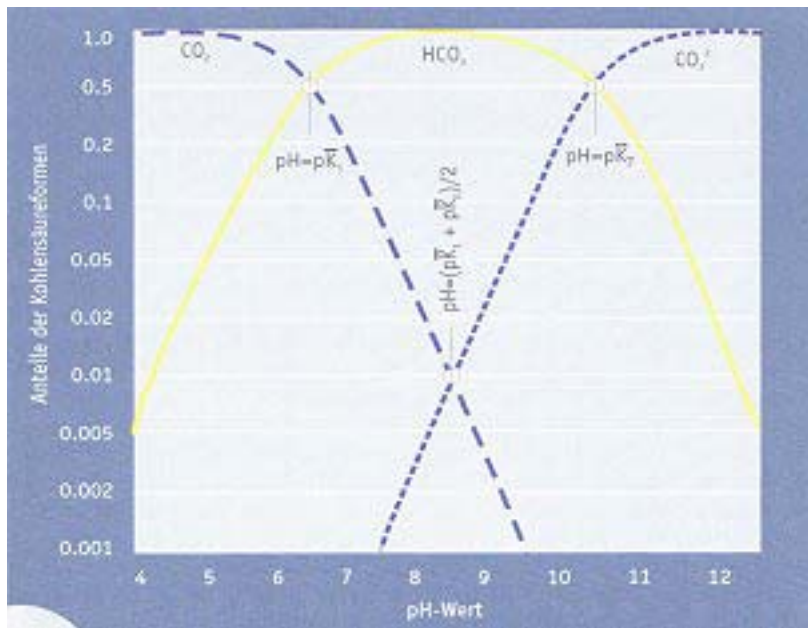


Abbildung 7.4: Anteile von CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} bei 25°C in Abhängigkeit vom pH-Wert des Wassers (SCHWÖRBEL, 1987)

7.11.3 Wasser- und Carbonathärte

Die gebundene Kohlensäure stellt in einem Gewässer eine wichtige CO_2 - Reserve für die Photosynthese dar. Dabei gilt es, ein empfindliches Gleichgewicht zwischen gelöstem Kalziumhydrogencarbonat und überschüssiger Kohlensäure einzuhalten. Denn zu jeder Menge an gelöstem $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ gehört somit eine gleich große Menge an „Gleichgewichtskohlensäure“. Wenn überschüssige Kohlensäure aus dem System entweicht oder entnommen wird, zerfällt die gleiche Menge an $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ in CaCO_3 und CO_2 bis der Gleichgewichtswert wieder erreicht ist. Das bedeutet, dass sich bei CO_2 - Entzug durch die Photosynthese oben genannte Reaktion umkehrt und gelöstes $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ als CaCO_3 ausfällt und sedimentiert. Durch diesen Prozess, der auch „biologische Entkalkung“ genannt wird, wird die Carbonathärte des Wassers vermindert.

Da in den meisten Gewässern der Natur die CO_2 -Konzentration den pH-Wert bestimmt, steigt durch den CO_2 -Entzug der pH-Wert an. Ein hoher Carbonathärte-Wert lässt also auf große CO_2 -Reserven und ein großes pH-Puffervermögen innerhalb eines Gewässers schließen.

Vorschriften oder Richtlinien bestehen zu diesem chemischen Parameter zur Zeit nicht.

Abbildung 7.5 verdeutlicht den Tagesgang von CO_2 und des pH-Wertes in einem Gewässer mit intensiver Algenproduktion.

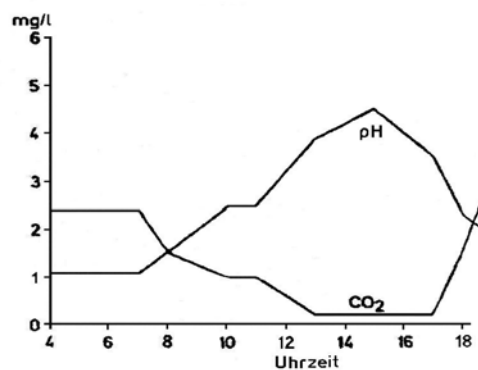


Abbildung 7.5: Tagesgang von CO_2 und pH-Wert in einem Gewässer mit intensiver Algenproduktion (SCHWÖRBEL, 1987)

Wie unter anderem aus der **Abbildung 7.5** ersichtlich ist, hat der pH-Wert Auswirkungen auf die Tierwelt, insbesondere die Fischpopulation. Schwankt der pH-Wert in den niedrigen Bereich, entsteht Ammonium (NH_4), welches für die Fische ungiftig ist. Steigt er dagegen in die höheren Bereiche, bildet sich das für Fische giftige Ammoniak (NH_3).

Die Notwendigkeit eines stabilen pH-Wertes basiert auch auf hygienischen Forderungen. Bakterien und Mikroorganismen, die für die Reinigung des Badewassers unerlässlich sind, haben ihr Überlebens- und Arbeitsoptimum (vgl. **Abbildung 7.6**) bei Werten zwischen 7,2 bis 7,5 (HEISS und EICHNER, 1984).

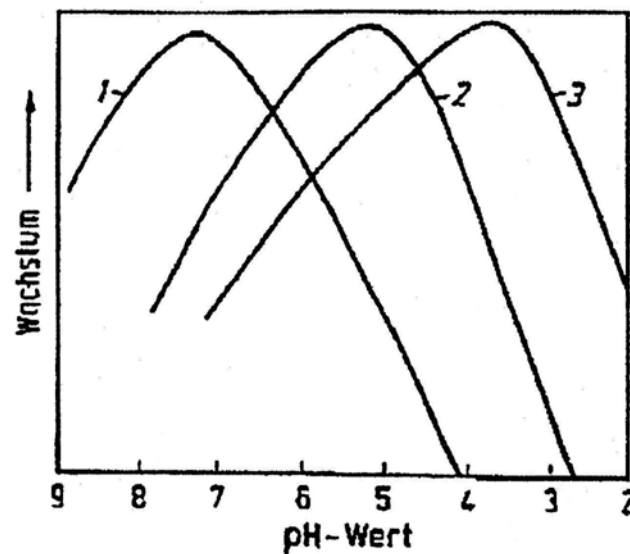


Abbildung 7.6: *Abhängigkeit des Wachstums verschiedener Mikroorganismen vom pH-Wert* (aus HEISS und EICHNER, 1984; 1: Bakterien, 2: Hefen, 3: Pilze)

Eine Vielzahl von Autoren (RHEINHEIMER, 1991; Mc FETRS und STUART, 1972; TIEFENBRUNNER und PSENNER, 1975; SCHARF, 1991; u. a.) haben sich mit diesem Thema befasst. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das Optimum für Gewässerbakterien zwischen 6,5 und 8,5 liegt. Dies wurde durch eine große Anzahl von Versuchen und Messungen an natürlichen Badeseen belegt bzw. nachgewiesen. Es können natürlich minimale Abweichungen in den von den Autoren genannten Bereichen auftreten. Diese sind aber so gering, dass sie vernachlässigt werden können.

Als Zusammenfassung kann gesagt werden:

- In Schwimmteichanlagen sollte ein möglichst stabiler pH-Wert zu finden sein.

Dies ist nötig, da das empfindliche Gleichgewicht innerhalb der Fauna und Flora (ohne saprophytische Bakterien) sehr anfällig für auftretende Schwankungen ist.

7.11.4 Redoxpotential

Das Redoxpotential ist ein Messwert, der Auskunft über das Oxidations- bzw. Reduktionsverhalten von Wässern gibt (SANDER, 1998). Reduzierende Stoffe sind sauerstoffzehrende Stoffe. Hierzu gehören alle organischen Substanzen, Eiweißverbindungen, Kot, Futter und Blut. Reduzierende Stoffe lassen das Redoxpotential absinken. Dadurch wird die Wasserqualität schlechter. Oxidierende Stoffe sind zum Beispiel Sauerstoff oder Ozon. Sie sind für jedes Wasser lebenswichtig, weil sie in der Lage sind, die negative Wirkung der reduzierenden Stoffe aufzuheben oder zu mildern. Da bei allen Oxidations- und Reduktionsvorgängen Elektronen aufgenommen bzw. abgegeben werden, wird das Redoxpotential in mV gemessen. Laut NAUMANN (2000) ist das Redoxpotential ein sehr wichtiger Parameter, um die Leistungsfähigkeit und das Puffervermögen einer Schwimmteichanlage zu bestimmen. Unter einer geschlossenen Eisdecke sei insbesondere der Redoxwert von Interesse, da es durch die Eisschicht nur einen geringen Sauerstoffaustausch mit der Luft gibt. Der Redoxwert gestattet Aufschluss darüber, welche Wasserqualität vorliegt, da er ein sehr sicherer Messwert für Faulungsprozesse ist (SANDER, 1998).

Die **Abbildung 7.7** gibt einen Überblick über die Einteilung der Wasserqualitäten in Abhängigkeit gemessener Redoxpotentiale.

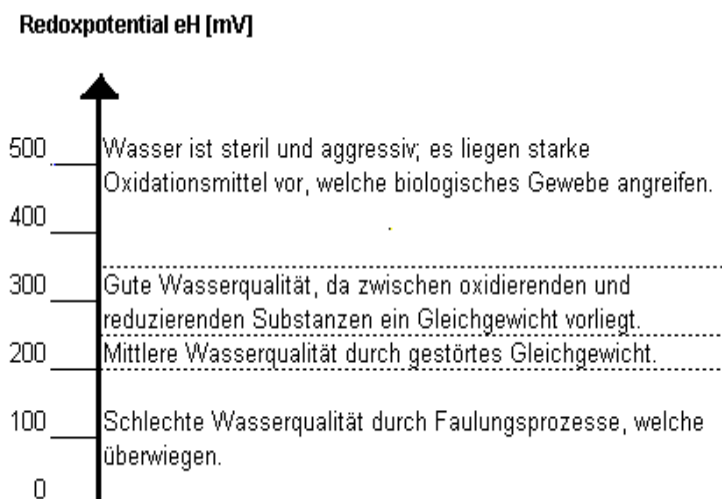


Abbildung 7.7: Einteilung der Wasserqualitäten in Abhängigkeit vom gemessenen Redoxpotential (SANDER, 1998)

7.12 Chemische Kenngrößen

7.12.1 Sauerstoffkonzentration und –sättigungsindex

Da die Sauerstoffkonzentration stark von der Wassertemperatur abhängig ist, müssen diese beiden Kenngrößen immer im Zusammenhang betrachtet werden. Denn mit zunehmender Temperatur nimmt die Löslichkeit eines Gases ab (Henrysches Gesetz). Unter Normalbedingungen kann bei 0°C eine Sauerstoffmenge von 14,2 mg/l O₂ (bei 100% Sättigung) im Wasser gebunden werden und bei 20°C nur noch 8,8 mg/l O₂ (SCHWÖRBEL, 1987). Im Gegensatz dazu steigt mit zunehmender Temperatur auch der Sauerstoffbedarf der heterotrophen Organismen an. Durch diese antagonistischen Bedingungen kann es im Sommer in flachen Seen, die über ausreichende organische Gehalte verfügen, zu einer Sauerstoffknappheit kommen.

Die gleichen Verhältnisse können im Spätwinter nach langer Eis- und Schneebedeckung beobachtet werden. Schnee hält die Strahlung sehr stark zurück, Eis dagegen ist sehr lichtdurchlässig und weist fast die optischen Eigenschaften von destilliertem Wasser auf. Schnee z. B. ist in der Lage, bei einer 20 cm dicken trockenen Altschneedecke die Strahlung auf 1% zu reduzieren. Dadurch wird die Assimilation im Wasser so gut wie verhindert (SCHWÖRBEL, 1987). Die ständig laufenden Abbauprozesse bewirken ein Absinken der Sauerstoffkonzentration, da ein weiterer Gasaustausch durch die Eisdecke unterbunden ist.

Der Sauerstoffeintrag in fließende Gewässer geschieht i. A. durch Turbulenzen im Flussverlauf aus der Atmosphäre. Durch diesen kontinuierlichen Prozess kann es zu keiner Sauerstoffknappheit in unbelasteten Fließgewässern kommen. Ein weiterer Vorteil ist, dass durch die Luft- und Wasserbewegungen auch eventuelle Übersättigungen vermieden werden.

Durch diese „limitierenden“ Faktoren entspricht in natürlichen Fließgewässern die Sauerstoffkonzentration in der Regel genau der Sättigungskonzentration. Bei stehenden Gewässern, die in der Regel kaum Turbulenzen aufweisen, bestimmen die biologischen Vorgänge die Sauerstoffkonzentration. Die Prozesse der Photosynthese (durch die Primärproduzenten) mit ihrer O₂- Freisetzung stehen den Vorgängen des O₂- zehrenden Abbaus durch Konsumenten gegenüber (HÜTTER, 1992).

Durch diese „biologische Atmung“ kann es durchaus zu Übersättigungen kommen, so dass Sauerstoffsättigungen von über 100% im Sommer keine Seltenheit mehr darstellen.

In **Abbildung 7.8** werden die Tag- und Nachtschwankungen der Sauerstoffkonzentration in Abhängigkeit von Pflanzenmasse und Lichtangebot gezeigt.

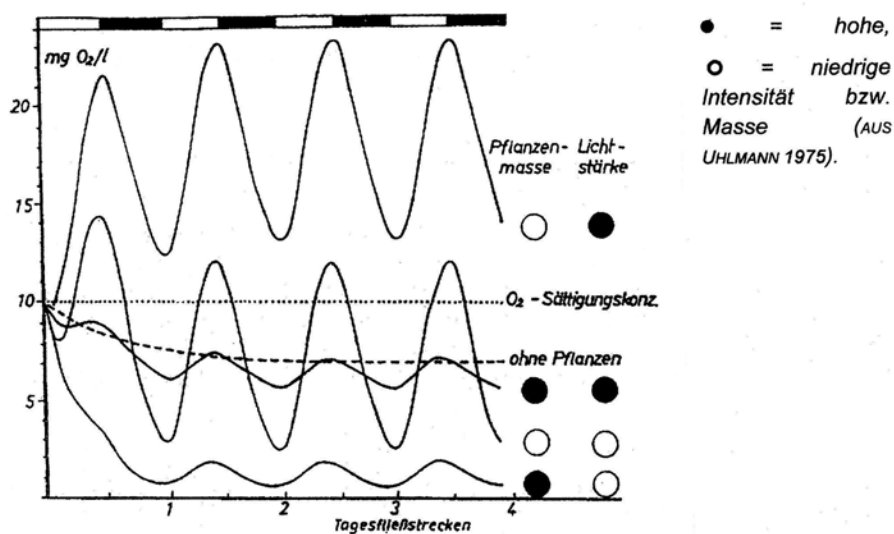


Abbildung 7.8: Tag- / Nachtschwankungen der Sauerstoffkonzentration in einem verkrauteten Fließgewässer bei unterschiedlicher Kombination von Pflanzenmasse (pro Flächeneinheit) und Lichtangebot (UHLMANN, 1975)

Wie aus der **Abbildung 7.8** ersichtlich ist, zeigen sich deutliche Schwankungen zwischen Tag und Nacht. Bei einer geringen Pflanzenbiomasse und großer Lichtstärke ist die Sauerstoffsättigungskonzentration immer überschritten. Bei einer großen Pflanzenbiomasse und starker Lichtintensität dagegen sinkt die Sauerstoffkonzentration leicht unter die Sättigungskonzentration. Sie entwickelt sich dann ähnlich einem Gewässer ohne Pflanzen.

Ähnliche aber weitaus stärkere Schwankungen entstehen auch bei der Kombination von wenig Pflanzenbiomasse und wenig Licht. Der geringste Sauerstoffsättigungswert

entsteht im Gewässer, wenn große Pflanzenbiomasse auf eine geringe Lichtintensität trifft. Dann kann der Wert sogar unter 2,0 mg/l sinken.

Als Fazit kann gesagt werden, dass bei Unterschreitung einer bestimmten Biomassekonzentration der Sauerstoffhaushalt im Gewässer zu stark belastet wird. Die Photosynthese durch die Pflanzen ist nicht mehr in der Lage, den steigenden Mangel an Sauerstoff auszugleichen (UHLMANN, 1975).

Sollte der Sauerstoffsättigungswert unter 2,0- 3,0 mg/l fallen, stellen sich beträchtliche Veränderungen innerhalb des Sees ein. Durch Remobilisierungsprozesse werden Phosphor, Ammonium, Eisen und Mangan aus dem Sediment freigesetzt (KUCKLENTZ und HAMM, 1988). Sollten bis zu diesem Zeitpunkt Eutrophierungserscheinungen im See vorhanden sein, so werden sie durch diese Stoffe noch verstärkt bzw. initiiert. Das ist einer der Gründe, warum bei Seerestaurierungen zuerst versucht wird, die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser zu verbessern. Eine Möglichkeit zur technischen Durchführung stellt das „Olszewski- Rohr“, welches nach seinem Erfinder benannt wurde, dar. Dabei wird das sauerstofffreie Tiefenwasser durch Leitungen abgeleitet (KLAPPER, 1992, KUCKLENTZ und HAMM, 1988). Eine andere Möglichkeit ist die Installation einer Belüftungsanlage, die eine ausreichende Belüftung der gefährdeten Bereiche bewirkt.

WEIXLER (2000) ist der Meinung, dass Belüftungssysteme bei Anlagen mit einer hohen Pflanzendichte vor allem nachts laufen sollten, damit sie die Belastungsspitzen abfangen können. Nach FLINDT (1985) liegt der Sauerstoffverbrauch von 1 g Bakterien als Grundwert bei 0,6- 1,5 mg O₂ pro Stunde. Laut EG-Richtlinie (1976) ist ein Richtwert für den O₂- Sättigungsindex von 80 - 120 % anzustreben, ein Grenzwert ist hier nicht angegeben.

Der Entwurf zur Novelle der EG- Richtlinie (1994) sah vor, die Richtwerte als zukünftige Grenzwerte festzulegen. In der ÖNORM M 6230 (1998) gilt für epilimnische Gewässer, die keine sommerliche Sauerstoffschichtung aufweisen, eine Sauerstoff- sättigung von mindestens 40 % und eine maximale Sauerstoffzehrung von 3 mg/l in 48 Stunden (BSB₂).

7.12.2 Stickstoffverbindungen

Stickstoff kommt in sehr vielen Verbindungen innerhalb eines Gewässers bzw. Ökosystems vor. Den größten Anteil an Stickstoff nimmt der molekulare, gelöste Stickstoff dabei ein.

Nach LAMPERT und SOMMER (1993) liegt die Sättigungskonzentration, die temperaturabhängig ist, bei ca. 15- 20 mg/l. Das im Wasser enthaltene Stickstoffgas hat nur geringen Einfluss auf den Stoffhaushalt des Gewässers, da es mit dem Wasser nicht reagiert. Der molekulare Stickstoff ist nur für sehr wenige Organismen verfügbar (SCHWÖRBEL, 1987). Damit Stickstoff für den biogenen Kreislauf verfügbar ist, muss er erst durch ein Enzym Nitrogenase zu Ammonium (NH_4) reduziert werden (STEINBERG und MELZER, 1982).

N_2 - fixierende Bakterien (z. B.: *Azotobakter chroococcum*, *A. agile*) und *Cyanobakterien* (Blaualgen) sind in der Lage, molekularen Stickstoff in bestimmten Mengenkonzentration zu binden und so dem Wasser zu entziehen (SCHWÖRBEL, 1987). Diese Fixierungsraten weisen eine lineare Abhängigkeit von der Temperatur auf, wobei das Optimum bei 28 °C liegt (RHEINHEIMER, 1991).

STEINBERG und MELZER (1982) vertreten die Meinung, dass die Bedeutung der N_2 - Fixierung während des Eutrophierungsprozesses noch nicht genau geklärt worden ist. So ist z. B. eine hohe N_2 - Fixierungsrate ein weiteres Merkmal von hochproduktiven Seen, während andererseits niedrige Raten die meso- und oligotrophen Seen charakterisieren.

Weiterhin kommt der Stickstoff in anorganischer Form als Nitrat, Nitrit und Ammonium, organisch als Zwischenstufen des mikrobiellen Eiweißabbaues, als Exkretionsprodukte tierischer Konsumenten (u. a. Harnstoff), sowie in freien Verbindungen, Aminosäuren, Enzymen und anderen Formen vor. Die wichtigsten anorganischen Stickstoffverbindungen im Gewässer sind Nitrat und Ammonium; beide sind Stickstofflieferanten für die Pflanzen (SCHWÖRBEL, 1987).

Der Gehalt an *Ammoniumverbindungen* ist aus hygienischer Sicht von Bedeutung, da dadurch Rückschlüsse auf den Eintrag von menschlichen und tierischen Exkrementen möglich sind. Aus diesem Grund werden positive Befunde als bedenklich eingestuft, auch wenn eine toxische Wirkung nicht bekannt ist (HÖLL, 1986; HÜTTER, 1992).

Fazit: Das $[\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}]$ - Gleichgewicht ist sehr stark von der Temperatur und dem pH-Wert abhängig. Eine maximale Ammoniumkonzentration von 0,2 mg/l wird in der ÖNORM M 6230 (1988) toleriert. Für eventuelle andere Stickstoffkonzentrationen sind keine Grenzwerte angegeben. Nach der EG-Richtlinie für Badegewässer sind nur dann Überprüfungen notwendig, wenn die Gefahr der Eutrophierung besteht.

7.12.3 Phosphor

Unter dem Oberbegriff „Phosphor“ werden neben der Fraktion des gelösten reaktiven Phosphors, das Orthophosphat und vor allem Phosphor, der an eine kolloidale bzw. niedermolekulare organische Fraktion gebunden ist, zusammengefasst. Das eigentliche Orthophosphat spielt im Normalfall keine Rolle (STEINBERG und SCHRIMPF, 1980; STEINBERG und MELZER, 1982). Der gelöste reaktive Phosphor, der oft fälschlicherweise als Orthophosphat bezeichnet wird, stimmt annähernd mit der Menge an Phosphor überein, die für die Phytoplankter verfügbar ist (LAMPERT und SOMMER, 1993). Eine genaue Bestimmung des Gesamtposphorgehaltes als sicherer und wichtigster Eutrophierungsanzeiger ist sehr teuer und erfordert einen erheblichen Laboraufwand.

Ein erheblicher Phosphoreintrag kann durch das Befüllen bzw. Auffüllen der Verlustwassermengen mit Trinkwasser erfolgen. Nach der Trinkwasserverordnung können bis **6,7 mg** Phosphor in einem Liter Wasser enthalten sein (Phosphor ist ein Inhibitor für die Kalkfällung innerhalb der Leitungen). Gelöste anorganische Phosphorverbindungen kommen jedoch im Wasser nur in geringen Mengen, oft nur in Spuren, vor. Dabei kann der Phosphor, genau wie der Stickstoff, Minimumfaktor für die Primärproduzenten sein.

Der gesamte Phosphorgehalt eines Gewässers teilt sich in drei stets nebeneinander existierende Fraktionen auf:

- anorganisches, gelöstes Phosphat als Orthophosphat und Polyphosphat,
- organisches, gelöstes Phosphat und
- organisches, partikuläres Phosphat (Organismen und Detritus).

Alle zusammen bilden das Gesamtphosphat, das einem vielfältigen biogenem Metabolismus im Gewässer unterliegt (SCHWÖRBEL, 1987). Ein explosiver Anstieg der Konzentration kann ein unkontrolliertes Pflanzenwachstum zur Folge haben und so das empfindliche Gleichgewicht nachhaltig stören.

Speziell Blaualgen wie *Microcystis*, die für den Menschen schädliche Toxine ausscheiden, sind bei einer erhöhten Phosphorkonzentration zu finden. Grenzwerte (maximale P_{ges} - Konzentration) für natürliche, stehende Badegewässer sind in der ÖNORM M 6230 (1998) mit 0,03 mg/l enthalten. In der EG- Richtlinie (1976) dagegen ist kein Grenzwert angegeben.

7.13 Bakteriologische und hygienische Kenngrößen

FLINDT (1985) nennt einen Grundwert über das Massen-Anzahl-Verhältnis von Bakterien:

- „1g Bakterien entsprechen einer Anzahl von 4×10^8 “.

Anhand dieses Wertes lassen sich sehr anschauliche Größenvergleiche durchführen. Da die meisten gesundheitsgefährdenden Keime thermophiler Natur sind, haben sie daher in Schwimmteichanlagen keine lange Lebenserwartung. Weiterhin ist jedoch zu bedenken, dass die vielen unterschiedlichen Standortfaktoren auch immer wieder andere Zusammensetzungen der Bakterienflora hervorbringen können. Die Nahrungsgrundlage der meisten Bakterienarten in Gewässern stellen organische Stoffe dar. Der Großteil der Bakterien besteht also aus kohlenstoff- heterotrophen Arten. Davon sind die meisten, die Saprophyten, auf totes Material pflanzlicher und tierischer Herkunft angewiesen. Den eher geringen Rest der Bakterienarten bilden mitunter die Parasiten, deren Anzahl jedoch nicht von Bedeutung ist. Weiterhin gibt es photo- und chemoautotrophe Bakterien in den Gewässern, deren Nahrungsgrundlage aus anorganischen Nährstoffen besteht (RHEINHEIMER, 1991). Bei Feststellen einer Grenzwertüberschreitung, speziell der Blaualgen, ist der Badebetrieb bis zur Klärung der Sachlage einzustellen.

7.13.1 Saprophyten

Diese allgemeine Gruppe der Bakterien spielt im Stoffkreislauf, und damit auch in dem komplexen Reinigungsmechanismus von stehenden Gewässern, eine sehr wichtige Rolle. Die Saprophyten sind in der Lage, in oligotrophen, also nährstoffarmen Seen die aufgenommene Nahrung fast vollständig bis zu den mineralischen Ausgangsstoffen hin abzubauen. In der Regel werden zuerst Eiweiße, dann Zucker, Stärke sowie Fette und zuletzt die hochmolekularen Verbindungen, wie Zellulose, zersetzt. SCHMIDT (1978) ist der Meinung, dass eine grundlegende Voraussetzung für diesen vollständigen Abbau ein aerobes Milieu ist. In den untersten Schichten, z. B. im Sediment, eines Gewässers können dennoch obligat aerobe, fakultativ aerobe/anaerobe oder obligat anaerobe Bakterienarten angetroffen werden.

RHEINHEIMER (1991) ist der Meinung, dass sich lediglich 0,1 - 1,0 % aller Bakterienarten, die in einem Gewässer anzutreffen sind, auf einem Nährboden züchten lassen. Er nennt in diesem Zusammenhang einen Wert von 1:100 bis 1:10.000 für den Saprophytenanteil in reinen Flüssen und Seen (RASUMOV, 1932; nach RHEINHEIMER, 1991). Da diese Saprophytenwerte sehr gut nachvollziehbar sind, bilden sie eine gute Grundlage, um Einblicke in die Bakterienverteilung durchzuführen.

Sie dienen weiterhin der hygienischen Beurteilung von Gewässern (RHEINHEIMER, 1991). In den Schichten des Sedimentes ist in der Regel die Anzahl der Bakterien um eine Zehnerpotenz höher als im freien Wasser. Sie bewegt sich nach Meinung von RHEINHEIMER (1991) zwischen einigen Zehntausend und mehreren Hunderttausend je Gramm feuchten Sedimentes.

Richt- bzw. Grenzwerte für die Saprobienzahl sind in der ÖNORM M 6230 (1998) enthalten, nämlich 1.000 KBE/ml bei einer Temperatur von 22°C und 1000 KBE/ml bei 37°C. In der EG- Richtlinie finden sich keinerlei Angaben hinsichtlich dieses Parameters. Viele Bakterienarten, so auch Arten aus dem Erdboden, aus der Luft und anderen Kontaminationsquellen, wie Mensch, Tier oder Pflanzen, sind in natürlichen Gewässern zu finden. Einige dieser „Wanderer“ sind ubiquitäre Arten, die überall zu finden sind und unter den verschiedensten Standortbedingungen und in den unterschiedlichsten Umgebungen (z.B. auch Wasser) gedeihen können. Andere Arten hingegen sind nur für eine begrenzte Zeit in der Lage, mit aquatischen Umgebungsbedingungen zurecht zu

kommen. Glücklicherweise gehören zu dieser Gruppe auch die Erreger von Typhus und Ruhr, sowie die normalerweise saprophytisch lebenden Kolibakterien (RHEINHEIMER, 1991).

7.13.2 Gesamtcoliforme Keime

Der Begriff gesamtcoliforme Bakterien stellt einen Summenparameter dar und umfasst in der Regel eine größere Population von Darmbakterien und autochthonen Mikroorganismen. Er umfasst also hauptsächlich *E. coli* (KRETSCHMAR, 1999). Dieser Parameter zeigt relativ sicher Gewässerverschmutzungen durch tierische und menschliche Exkremente an.

Die meisten Definitionen der coliformen Bakterien basieren auf allgemeinen biochemischen Eigenschaften. Nach der STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, Teil 9221 und 9222, APHA et al., (1998) werden coliforme Bakterien wie folgt beschrieben:

Alle aeroben und fakultativ anaeroben, gramnegativen, nicht-sporenbildenden Stäbchen, die Laktose innerhalb 48 h bei 35 °C fermentieren und Säure und Gas bilden (MPN, Abschnitt 3.1) oder alle aeroben und viele fakultativ anaeroben, gramnegativen nicht-sporenbildende Stäbchenbakterien, die eine rote Kolonie mit einem metallischen Glanz innerhalb von 24 h bei 35 °C auf einem Endo-Agar bilden, das Laktose enthält (Membran- Filtertechnik; Abschnitt 3.2).

Der Gehalt an coliformen Keimen ist nach KOHL (1979) im Sediment um zwei Zehnerpotenzen höher als im freien Wasser. Grenz- und Richtwerte sind sowohl in der ÖNORM M 6230 (1998) als auch in der EG- Richtlinie (1976) enthalten. Er liegt bei beiden Vorschriften als Richtwert bei 500 KBE/100ml und als Grenzwert bei 10.000 KBE/ 100ml *Escherichia coli*.

7.13.3 Fäkalcoliforme

Laut RHEINHEIMER (1991) sind in den Gewässern nicht nur *autochthone* (echte) Gewässerbakterien, sondern auch einige *allochthone* Bakterienarten, die aus anderen Biotopen in das Gewässer gelangen aber dort nicht lange überleben können. Wie bereits in **Kapitel 7.13.2 [Fäkalcoliforme](#)** erwähnt, sind Colibakterien ein relativ abgesicherter

Hinweis auf fäkale Verunreinigungen des Wassers, da ihr natürlicher Standort der Dickdarm des Menschen und anderer warmblütiger Tiere ist.

Eine absolut sichere Aussage über eine fäkale Verunreinigung ist jedoch durch den Nachweis von fäkalen Coliformen nicht abgesichert, denn einige Arten sind in der Lage, sich außerhalb des Dickdarmes des Wirtes (Mensch oder Tier) zu vermehren. (KOHL, 1973; WIEDENMANN et al., 1988; RHEINHEIMER, 1991). Ihre Aussagekraft als absolute Indikatorkeime ist in Frage zu stellen (MÜLLER, 1993; WIEDENMANN, 1988).

Eine hohe Ausgangskonzentration von *E. coli*- Bakterien in Leitungswasser hat eine Vermehrung der Bakterien zur Folge, bei einer niedrigen dagegen wurde eine Kolonieabnahme (LOOF, 1992) beobachtet. Erstaunlich daran ist, dass *E. coli*- Bakterien in der Lage sind, in sterilisiertem Wasser länger zu überleben als in normalem Leitungswasser.

Bei Langzeitversuchen konnte DAUBNER (1984) noch nach 2 Jahren *E. coli*- Bakterien in sterilisiertem Oberflächenwasser nachweisen. In natürlichen Flusswasser konnten dagegen nach 21- 183 Tagen keine Bakterien mehr nachgewiesen werden. DAUBNER (1984) führt diesen Effekt darauf zurück, dass die antagonistischen biotischen und abiotischen Prozesse, die zu einer schnellen Reduzierung der Bakterienzahl im Flusswasser geführt haben, durch die Sterilisation ausgeschaltet wurden. Aus diesen Versuchsergebnissen kann geschlussfolgert werden, dass *E. coli* und andere schädliche Bakterien nicht in der Lage sind, über einen längeren Zeitraum den natürlichen Konkurrenzbedingungen in Fließgewässern standzuhalten und in kurzer Zeit abgetötet werden.

Ein Richtwert von 100 KBE/100ml und ein Grenzwert von 2.000 KBE/100ml sind für fäkalcoliforme Keime in der EG-Richtlinie (1976) festgelegt. In der überarbeiteten Ausgabe (Novelle 1997) hingegen wird nur für *E. coli* ein gesonderter Richtwert von 100 KBE/100ml und ein gesonderter Grenzwert von 500 KBE/100ml gefordert.

7.13.4 *E. coli*

Dass *E. coli* als Indikator dient, ist historisch begründet (vgl. **Kapitel 7.7.2 Gesamtcoliformes Indikationskonzept**). Dennoch sind viele Autoren, wie CABELLI,

(1987); MÜLLER, (1999); WIEDENMANN et al. (1988) u.a. der Meinung, dass er bei vielen Masseninfectionen als Indikator versagt hat.

Denn die Fäkalindikatoren, *Enterokokken* eingeschlossen, sind gut überlebensfähig und zeigen nach Aussage von MÜLLER (1999) bei Schwimmteichen primär nur frische Verunreinigungen an, die mit einer höheren Konzentration von Krankheitserregern verbunden sind bzw. sein können. Dies sei ein Grund, für Schwimmteiche strengere Fäkalbakterien-Grenzwerte einzuführen bzw. anzuwenden.

Diese Forderung wird durch folgendes Beispiel belegt:

„Ein Mensch scheidet mit 1g Faeces $1 \times 10^{9-10}$ E. coli- Bakterien aus und ist so noch in einem Kubikkilometer nachweisbar, d.h. 30 KBE/100ml (MÜLLER, 2000).“

Morphologie und Struktur:

Die Keime sind gramnegativ. Die stäbchenförmigen Bakterien sind ringsherum begeißelt. Auf der Bakterienwand sitzen bestimmte Antigene. Diese gestatten eine Einteilung in zahlreiche Subtypen. Es handelt sich um die O-, H- und K-Antigene.

Feinstruktur:

Enteropathogene *E. coli* (EPEC): Die Bakterien scheiden einen EPEC adhesion factor aus. Dieser gestattet es ihnen, sich an die Zellen der Dünndarmschleimhaut anzuheften und sie zu zerstören. Außerdem wurde ein Toxin (Verotoxin) gefunden, welches vermutlich an diesem Prozess ebenfalls beteiligt ist.

Enterotoxische *E. coli* (ETEC): Über einen Kolonisationsfaktor (CF) können sich die Bakterien an der Dünndarmschleimhaut anheften. Diese Kolonisationsfaktoren sind für den Wirt des Bakteriums spezifisch. Speziell für das Symptom des Durchfalls sind zwei Enterotoxine verantwortlich. Es handelt sich um das hitzestabile Toxin ST und das hitzelabile Toxin LT. Unter anderem stimulieren sie die Produktion des Enzyms Adenylatzyklase (AMP). In der Darmschleimhaut wird dadurch die Aufnahme von Natriumionen aus dem Darmlumen blockiert und die Abgabe von Chloridionen in das Darmlumen gefördert. Dadurch wird die Verschiebung von Wasser aus dem Gewebe ins Darmlumen bewirkt. Der Patient bekommt einen wässrigen Durchfall.

Enteroinvasive *E. coli* (EIEC): Sobald die Bakterien mit der Darmschleimhaut in Berührung gelangen, können sie die oberflächlichen Zellschichten durchwandern. Sie setzen sich in der Darmwand fest und verursachen dort Entzündungen und Geschwüre.

Krankheiten:

Colibakterien sind nur unter bestimmten Bedingungen für den Menschen infektiös. Dazu gehört neben einer persönlichen Disposition vor allem eine schlechte Abwehrlage des Organismus. Die häufigste Erkrankung ist die Infektion des Harntraktes. Dabei gelangen die Keime retrograd, das heißt entgegen dem Harnfluss zur Blase, zu den Harnleitern bis ins Nierenbecken. Man findet sie außerdem seltener bei Gallenblasentzündungen, Blinddarmentzündungen, Wundinfektionen und Hirnhautentzündungen von Neugeborenen. Außerdem sind sie Erreger der Reisediarrhoe (ETEC).

Epidemiologie und Prophylaxe:

Die Infektion des Harntraktes entsteht aus Bakterien, die im eigenen Darm siedeln. Darminfektionen werden durch Schmierinfektion oder fäkalienverseuchte Lebensmittel und Trinkwasser verursacht. Neben einer Separierung Erkrankter ist die strenge Überwachung der Trinkwasserhygiene wichtig. Die Zahl der Bakterien im Wasser ist ein Zeichen für das Maß der fäkalen Belastung. Wo die Einhaltung der Trinkwasserhygiene nicht gewährleistet ist, darf nur abgekochtes Wasser verwendet werden.

E. coli- Bakterien sind bis auf den *E. coli*- Typ O157 : H7, der in der Regel nur bei Rindern vorkommt, ungefährlich. Aufgrund der aeroben Verhältnisse in Oberflächengewässern sterben mehr als 90 % der eingetragenen Bakterien in den ersten drei Tagen ab, so dass nach einer Woche nur noch einzelne Keime nachweisbar sind (KAVKA aus PETRICH, 1998).

In der ÖNORM M 6230 (1975) wird für Badegewässer ein Grenzwert für *E. coli* von höchstens 100 KBE/100ml empfohlen. In der Praxis wird in der Regel auf Erfahrungswerte zurückgegriffen, da die Bestimmung der Bakterien einen sehr hohen Zeit- und Materialaufwand erfordert (KOHL, 1988; HAUBOLDT, 1999). Langjährige Untersuchungen haben gezeigt, dass mindestens 60 % der fäkalcoliformen Keime *E. coli* sind.

Die Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. nennt in den „Empfehlungen für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen“ (2003) einen Höchstwert für *E. coli* im Nutzungsbereichswasser von 100 KBE/ 100 ml. Dieser Wert ist auch in der UBA- Empfehlung zu finden.

Die EU- Kommission schreibt in ihrer „Richtlinie über die Qualität der Badegewässer“ (2002) für *E. coli* einen weniger scharfen Leitwert von 250 KBE/ 100 ml (ausgezeichnete Qualität) und einen „verpflichtenden“ Wert von 500 KBE/ 100 ml (gute Qualität) vor.

7.13.5 Fäkalstreptokokken

Die natürlichen Quellen von Fäkalstreptokokken (*Enterokokken*) sind, wie es der Name schon vermuten lässt, Exkremente von Tieren und Menschen. DAUBNER (1984) wies bei ihnen eine Überlebenszeit von 2 - 4 Wochen nach. Die Aussagekraft einer Enterokokkenuntersuchung für Badegewässer ist stark umstritten. MÜLLER (1993) vertritt die Meinung, dass diese bakteriologische Untersuchung hinsichtlich einer Indikatorfunktion aussagekräftiger ist, als eine *E. coli*- Untersuchung. Andere Autoren halten dagegen, dass eine Untersuchung auf Fäkalstreptokokken überflüssig ist, da eine *E. coli*- Bestimmung als gründlich durchforschter Fäkalindikator völlig ausreichend wäre.

Es wird laut den gültigen EG-Richtlinien (1976) ein Richtwert von 100 KBE/100ml für Badegewässer gefordert. Dazu kommt ein Grenzwert der überarbeiteten EG-Richtlinie (1994) von 400 KBE/100ml.

In der ÖNORM M 6230 (1998) wird für *Enterokokken* ein Richtwert von 50 KBE/100ml und ein Grenzwert von 400 KBE/100ml genannt.

Die „Empfehlungen für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen“ (2003) der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. legen einen Höchstwert für *Enterokokken* im Nutzungsbereichswasser von 50 KBE/ 100 ml fest.

Die EU-Kommission schlägt in ihrem Entwurf für eine „Richtlinie über die Qualität der Badegewässer“ (2002) für *E. coli* einen Leitwert von 100 KBE/ 100 ml (ausgezeichnete Qualität) und einen „verpflichtenden“ Wert von 200 KBE/ 100 ml (gute Qualität) vor.

7.13.6 Salmonellen

Diese weit verbreitete Bakterienart ruft in der Regel Nahrungsmittelvergiftungen hervor. Nach SAMPL et al. (1989) ist aber bei einem Gehalt von *E. coli* bis zu 100 KBE/100ml nicht mit einem Vorkommen von Salmonellen zu rechnen. Die Gefahr einer Salmonelleninfektion geht vor allem von Ausscheidungen durch Wassergeflügel aus.

In der überarbeiteten EG-Richtlinie (2002) sind Salmonellen als Erreger nicht mehr enthalten.

7.13.7 Pseudomonas aeruginosa und Staphylococcus aureus

Diese Bakterienarten sind exogene Erreger. Sie stellen außerdem schlechte Indikatoren für übertragbare Krankheiten im Sinne des Infektionsschutzgesetzes dar, da ein gesichertes Nachweisverfahren zur Zeit noch in Bearbeitung ist.

Morphologie und Kultur:

Es handelt sich um lange Stäbchenbakterien. Sie besitzen Geißeln. Das Färbeverhalten ist gramnegativ. Sie lassen sich auf einfachen Nährböden anzüchten und sind aerob. Bei flüssigen Nährmedien bildet sich eine Kahmhaut an der Oberfläche. Bei der Kahmhaut handelt es sich um die Bakterienkolonie. Auf festen Nährböden sind die Kolonien rau und unregelmäßig begrenzt. Sie glänzen manchmal metallisch. Unter bestimmten Bedingungen bilden sie Farbpigmente, das Fluorescein und das Pyocyanin. Auf Nährmedien, die Blut enthalten, bildet sich um die Kolonien ein Hämolysehof.

Feinstruktur:

Bestandteil der Zellwand ist eine besondere Membran. Sie ist für die Resistenz der Bakterien gegenüber vielen Antibiotika verantwortlich. Auf der Oberfläche der Bakterien sitzen das O- und das H-Antigen. Diese Merkmale können, neben der Fähigkeit Farbstoffe zu bilden (Pyocine) und dem Verhalten gegenüber Bakteriophagen, zur Einteilung verwendet werden. Die Gefährlichkeit der Bakterien beruht auf ihrer Invasivität und der Fähigkeit, das Exotoxin A zu bilden. Die Invasivität hängt von

verschiedenen Enzymen wie Kollagenase, Lipase, Lecitinase und Hämolysinen ab. Exotoxin A hemmt den Elongationsfaktor und behindert damit die Proteinbiosynthese in der Zelle des Wirtes.

Krankheiten:

Diese Bakterien werden normalerweise nur dem abwehrgeschwächten Patienten gefährlich. Sie verursachen eine Ohrentzündung, können sich aber überall ansiedeln, besonders jedoch in Wunden und in den Atmungsorganen. Bei Infektionen, die im Krankenhaus erworben wurden, sogenannte nosokomiale Infektionen, sind sie ein häufig gefundener Erreger.

Epidemiologie und Prophylaxe:

Die Keime kommen überall vor, wo sie auf ausreichende Feuchtigkeit und Nahrung treffen. Zur Vermeidung einer Infektion ist die Desinfektion im Krankenhaus und die Anwendung der allgemeinen Regeln der Hygiene sehr wichtig. Für gefährdete Patienten gibt es einen Impfstoff.

In den „Empfehlungen für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen“ (2003) der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. wird für *Pseudomonas aeruginosa* ein Höchstwert im Nutzungsbereichswasser von 10 KBE/ 100 ml genannt. Es wird aber darauf hingewiesen, dass bei der Beprobung und dem Nachweis besondere Sorgfalt erforderlich ist. In dem Entwurf für die EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer (2002) wird auf diese Erreger nicht eingegangen. Es bleibt darauf hinzuweisen, dass *Pseudomonas aeruginosa* auch in Gewässern und Bodenfiltern existieren kann, z. B. auf Unterwasserpflanzen. Es ist daher als „Indikatororganismus“ denkbar ungünstig

7.14 Viren

Nach MÜLLER (2000) haben Viren in freien Gewässern keine Überlebenschance und sind daher nicht von Bedeutung. In speziellen und äußerst seltenen Fällen konnten Viren nachgewiesen werden (Kassel- Niestetal, Nachweis der Erreger von Meningoencephalitis). Es sollte im Anschluss eine sehr genaue Ursachenforschung betrieben werden, um den Ursprung der Erreger zu lokalisieren.

7.15 Algen

Eine Indikation des Gewässers nach Algen benötigt zwar einen hohen Zeit- und Materialaufwand und ist oft schwierig, liefert aber je nach festgestellten Arten sehr genaue Ergebnisse (HAUBOLDT, 1999). So kann neben einer genauen Festlegung der Schwankungsbreiten der Umweltparameter auch eine genaue Einstufung der Saprobie vorgenommen werden (TÜMPLING, 1999, et al.). Dabei ist aber zu beachten, dass die Ungenauigkeit mit steigender Wasserqualität zunimmt. In der Praxis findet die Methode keine Anwendung, obwohl dadurch auch Rückschlüsse auf die Beteiligung an Reinigungsprozessen gezogen werden können.

7.16 Zusammenfassung

In diesem Abschnitt sind noch einmal alle Anforderungen an Schwimmteiche hinsichtlich der Wasserqualität, der Ökologie, der Physik, Chemie und Biologie inklusive der Hygiene zusammengefasst.

7.16.1 Anforderungen an die Wasserqualität

Schwimmteichanlagen unterscheiden sich grundlegend von herkömmlichen Beckenbädern, da sie ein künstlich geschaffenes Ökosystem darstellen, welches auf der Grundlage natürlicher Vorbilder errichtet wird. Da Schwimmteiche einer Vielzahl an inneren und äußeren Schwankungen, wie Stoffeinträge (Belastungen), Beeinträchtigungen durch angewandte Technik sowie den jeweiligen Standortbedingungen unterliegen, ist es wichtig, dass die Anlagen nicht als abgeschlossene „beherrsch- bzw. kontrollierbare“ technische Bauwerke betrachtet werden. Durch die häufigen Schwankungen des Systems erfordern die errichteten technisch / ökologischen Anlagen einer ständigen Überwachung und Optimierung, um die Anforderungen an die Reinigungsleistungen und somit an die Wasserqualität zu erfüllen. Die eingetragene Belastungen, durch Tiere und Menschen, werden durch die vielfältigen biologischen Vorgänge abgebaut. Eventuelle technische Anlagen sollen diese Prozesse unterstützen.

In den nachfolgenden **Tabellen 7.9 bis 7.12** sind die wichtigsten Parameter mit ihrer Häufigkeit, Zeitpunkt, Ort und Methode noch einmal aufgeführt. Bei einer dauerhaften Überschreitung der nachfolgenden Richtwerte, sind die Ursachen zu finden und

geeignete Gegenmaßnahmen zu ergreifen. Wenn gesundheits- oder sicherheitsrelevante Parameter überschritten werden, ist die entsprechende Anlage zu schließen. Dies betrifft die Sichttiefe nach **Tabelle 7.9** und die hygienischen Anforderungen nach **Tabelle 7.12**.

7.16.2 Ökologische Anforderungen

Die ökologische und somit die dauerhafte hygienische Stabilität wird durch eine Vielzahl an Lebensgemeinschaften (Zönosen) und Nahrungsbeziehungen innerhalb des Nahrungsnetzes gewährleistet. Da diese komplexen Beziehungen leicht durch intensive Nutzungen, die z. B. Änderungen in der Trophie (Produktivität) oder innerhalb der Lebensgemeinschaft hervorrufen können, beeinflussbar sind, ist die bereits unter **Kapitel 6 Belastungen** angesprochene ständige Kontrolle der Parameter überaus wichtig.

7.16.2.1 Physikalische Parameter

In der folgenden **Tabelle 7.6** sind die physikalischen Parameter aufgeführt, die nur für die Nutzungsbereiche und nicht für die Reinigungsbereiche gelten.

Tabelle 7.6: *Physikalische Parameter im Nutzungsbereich* (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTSENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)

Parameter		Richtwert	Grenzwert
Temperatur		$\leq 23^{\circ}\text{C}$	---
Sauerstoffsättigung		80- 120 %	---
Sichttiefe	Nichtschwimmerbereich	---	bis auf den Grund
	Schwimmerbereich	$\geq 2,0 \text{ m}$	Mindestens 1,0 m

7.16.2.2 Chemische Parameter

Füllwasser:

Um nach einer Erstbefüllung möglichst schnell stabile Verhältnisse zu erreichen, ist besonderes Augenmerk auf die chemisch / physikalischen Ausgangsbedingungen des Füllwassers zu richten. Diese Parameter wirken sich entscheidend auf die biologischen Faktoren aus. Eine Kenntnis der Füllwasserqualität ist nicht nur für die Erstbefüllung wichtig, da Füllwasser auch zum Ausgleich des

Wasseraustrages (z.B.: Badende, Verdunstung) genutzt wird. Das Füllwasser soll nämlich nicht dazu dienen die hygienische Qualität des Badewassers zu verbessern. Für das Füllwasser gelten die folgenden Richtwerte der **Tabelle 7.7**.

Tabelle 7.7: *Physikalische Parameter im Nutzungsbereich*, (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)

Parameter	Richtwert
ph- Wert	6,0- 9,0
Sauerstoffsättigung	80- 120 %
Säurekapazität KS 4,3	≥ 2,0 mmol/l
Gesamt- Phosphor	0,01 mg/l P
Leitfähigkeit	2.5000 µS/cm bei 20 °C
Nitrat	50 mg/l
Nitrit	0,1 mg/l
Sulfat	250 mg/l
Ammonium	0,5 mg/l
Calcium	100 mg/l
Eisen	0,2 mg/l
Kalium	12,0 mg/l
Magnesium	50 mg/l
Mangan	0,05 mg/l
Natrium	200 mg/l

Sollten die Analysenergebnisse erhebliche Abweichungen von den geforderten Richtwerten aufweisen, ist nach Möglichkeit eine Abstimmung mit den zuständigen Behörden herbeizuführen. Sollte es erforderlich sein, ist Füllwasser geeigneter Qualität (z.B.: anderer Herkunft) zu verwenden oder es sind Maßnahmen zu ergreifen, die die geforderte Qualität garantieren (z.B.: Zumischung von Wasser anderer Herkunft, Aufbereitung des Füllwassers, etc.). Um eine zusätzliche Aufbereitung des Füllwassers zu ermöglichen, kann eine Erweiterung des Aufbereitungsbereiches erforderlich sein.

Nutzbereichwasser:

Für das Wasser des Nutzbereiches gelten die Richtwerte der **Tabelle 7.8**.

Reinwasser:

Die Qualität des Badewassers und die Prozessstabilität der Repositionsbereiche wird durch die Überwachung von pH-Wert und Gesamtphosphor, der für die Trophie den relevanten Nährstoff darstellt, gewährleistet.

Tabelle 7.8: *Chemische Richtwerte für Nutzbereich- und Reinwasser*, (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTS-ENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)

Parameter	Richtwerte für	
	Nutzbereichwasser	Reinwasser
ph- Wert	6,0- 8,5	6,0- 8,5
Säurekapazität KS 4,3	≥ 2,0 mmol/l	---
Gesamthärte	> 1,0 mmol/l	---
Gesamtphosphor	< 0,01 mg/l P	< 0,01 mg/l P
Nitrat	< 30,0 mg/l	---
Ammonium	< 0,3 mg/l	---

7.16.2.3 Biologische Parameter

In Schwimm- und Badeteichanlagen dürfen keine Fische eingesetzt werden und bereits vorhandene sollten möglichst schnell entfernt werden. Weiterhin sind Wasservögel, Ratten und weitere Säugetiere aus hygienischen Gründen von der Anlage fernzuhalten. Eventuelle Schneckenpopulationen sind zu beobachten und bei Massenentwicklungen mechanisch zu entfernen (Gefahr der Badedermatitis). Eventuelle Phytoplanktonkonzentrationen dürfen keine Wassertrübungen hervorrufen, die die Sichttiefe auf unter 2,0 m heruntersetzen. Es sollte weiterhin das Artenspektrum aus Grünalgen (*Chlorophyta*), Kieselalgen (*Bacillariophyceae*) und Schlundgeißlern (*Cryptophyceae*) zusammengesetzt sein. Eventuelle Cyanobakterien (Blaualgen) dürfen nur als Begleitarten auftreten. Das Zooplankton stellt einen wichtigen Bestandteil der Wasserreinigung dar. Es ist in der Lage, durch die biogene Filtration und andere Prozesse Phytoplanktonalgen, Bakterien und Partikel aus dem Wasser zu entfernen. *Daphnien* (Wasserflöhe)

stellen sehr effektive biogene Filtrierer dar, deshalb sollten sie im Wasser vorhanden sein.

7.16.3 Hygienische Anforderungen

Nutzbereichswasser, Reinwasser

Die Werte aus **Tabelle 7.9** sind für die hygienischen Belange maßgebend. Die aufgeführten Bakterienarten (*E. coli* und *Enterokokken*) stellen Indikatorkeime dar und können auf das Vorhandensein pathogener Keime hinweisen.

Tabelle 7.9: *Höchstwerte für hygienisch- biologische Parameter*, (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTS-ENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)

Parameter	Nutzbereichswasser
<i>E. coli</i> [KBE/100 ml]	100
Enterokokken [KBE/100 ml]	50
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> [KBE/ 100 ml]	10

Füllwasser

Für das Füllwasser gelten die mikrobiologisch / periodischen Parameter und die Grenzwerte der jeweiligen Trinkwasserverordnung.

8 Baulich / technische Anforderungen und Ausstattung

8.1 Grundsätzliche Bemerkungen

In den meisten Schwimmteichanlagen ist eine räumliche Trennung des Schwimm- bzw. Badebereiches vom Aufbereitungsbereich vorgesehen. Um diese Trennung deutlich sichtbar und somit auch ungefährlich für jedermann zu machen, sind geeignete bauliche Maßnahmen zu treffen (vgl. **Abschnitt 8.5 [Wandgestaltung](#)**). Dies ist auch notwendig, um einen unkontrollierten Wasseraustausch zwischen diesen beiden funktional unterschiedlichen Bereichen zu garantieren. Weiterhin sind durch baulich / technische Maßnahmen günstige und vor allem steuerbare hydraulische Verhältnisse zu schaffen (vgl. **Abschnitt 8.9 [Hydraulik und Beckendurchströmung](#)**). Dabei ist ein Eintrag von Oberflächenwasser in das Teichwasser zu vermeiden. Konstruktive sowie statische Nachweise sind für die Beckenkonstruktion, künstliche oder naturnahe Uferböschungen und alle eventuell tragenden Konstruktionen zu erbringen. Es gelten die anerkannten Regeln der Technik bzw. die einschlägigen Herstellervorschriften. Falls Kunststoffmaterialien Anwendung finden, sind diese auf deren Eignung im Schwimm- und Badebeckenbereich (z.B.: mikrobiologische Eignung) zu prüfen.

8.2 Teichabdichtung

Die Schwimm- und Badeteichanlagen müssen gegen den Untergrund abgedichtet werden, um besonders das Eindringen von Grundwasser in das System bzw. ein Austreten des Teichwassers in den Untergrund zu verhindern. Eingetretene Verunreinigungen können zu Algenwachstum und Hygieneproblemen führen. Dabei sind die besonderen Anforderungen durch die Nutzung durch Badende zu berücksichtigen. Folgendes Beispiel für einen Untergrundaufbau verdeutlicht dies:

- 5,0 cm Untergrundüberdeckung mit Sand,
- 1 oder 2 Lagen Geotextil,
- 1 Lage Teichfolie mit 1,2 bis 2,0 mm.

In begehbaren Bereichen (0,0- 1,5m Wassertiefe) werden auf diesen Aufbau noch

- 1 oder 2 Lagen Geotextil und
- abschließende Deckschicht mit 15 bis 20cm Rundkies aufgebracht.

Bei einem Einbau von Noppenfolien wird die Standfestigkeit des Substrates, der Badenden und Besiedlungsmöglichkeiten durch Algen und Mikroorganismen erhöht. Weiterhin wird so den Sicherheitsaspekten innerhalb der Teichanlage Rechnung getragen. Es stehen eine Vielzahl an möglichen Teichfolien zur Auswahl, die den Anforderungen gerecht werden. Bei der Auswahl der Folien sollte besonders auf die UV- Beständigkeit, Reißfestigkeit und die Schwermetallfreiheit Wert gelegt werden. Von den heutigen Folienherstellern wird auf ihre Produkte eine 40- jährige Garantie gegeben. Da Folien aus Naturkautschuk sehr teuer sind, ist unbedingt ein Preisvergleich mit herkömmlichen Folien durchzuführen.

Fortführend gilt die FLL- Richtlinie: „Empfehlungen für die Abdichtung von Gewässern im Garten-, Landschafts- und Sportplatzbau“, die zur Zeit als Entwurf vorliegt. In ihnen sind Empfehlungen zu folgenden Abdichtungsarten enthalten.

- Abdichtungen mit Bitumen- und Kunststoffbahnen:
 - Bitumenbahnen,
 - Kunststoffbahnen,
 - Flüssigkunststoffe,
- Mineralische Abdichtungen:
 - mineralische Stoffe ohne Bindemittel (z.B.: natürlich vorkommende Böden und Gesteine mit unterschiedlichem Tonmineralgehalt);
 - mineralische Stoffe mit Zusatzstoffen (Vergütung des Bodens mit Bentonitpulver o.ä.)
 - mineralische Stoffe mit Bindemitteln:
 - Beton (z.B.: WU- Beton, Beton mit hohem Wassereindringwiderstand);
 - Asphalt (z.B.: Asphaltbeton, Asphaltmastix, Gussasphalt);
- Sonstige Abdichtungen:
 - Vorgefertigte Elemente (z.B.: aus PE, Edelstahl, Fertigteile aus Stahlbeton);
 - Alkalisilikate;
 - Glasfaserverstärkte Kunststoffe;
 - Anspritz- GFK;

Die Anforderungen an Dichtungsbahnen beschränken sich nicht mehr auf die eigentliche ursprüngliche Hauptaufgabe; *Gewährleistung einer dauerhaften Dichtheit*.

Neuartige Dichtungsbahnen aus Kunststoff oder Bitumen müssen strapazierfähig und witterungsbeständig sein. Die Inhaltsstoffe dürfen keinen schädigenden Einfluss auf die Badegäste, das Beckenwasser und das Grundwasser ausüben. Durchbrüche, wie Schläuche, Rohre, Stegpfosten o. ä. müssen einzubinden sein, ohne dass sie zu Schwachstellen in der Dichtung werden.

Bei hohen Grundwasserständen ist darauf zu achten, dass die Dichtungsbahnen ausreichend gegen Auftrieb, speziell bei Teichreinigungen im Frühjahr oder Herbst, gesichert sind. Die Behebung dieses Schadensfalls ist sehr aufwendig, da örtliche Grundwasserabsenkungen durchgeführt werden müssen.

Wird der Schwimmteich auf humosen oder moorigen Böden errichtet, kann es durch Zersetzungsprozesse zu Methanbildung kommen. Das Gas steigt auf und bildet unter der Folie Blasen. Durch Beipassoperationen, in denen vorsichtig Entlüftungen in die Dichtung eingebaut werden, können diese Schäden behoben werden. Besser ist es jedoch, im Vorfeld konstruktive Entlüftungen einzubauen. Faltenbildungen sollten beim Einbau durch Einsatz fachkundigen Personals vermieden werden.

Kunststoffdichtungsbahnen haben sich in der Praxis als am besten geeignet für kleine private Schwimmteiche herausgestellt. Der Marktanteil beträgt nach Schätzungen ca. 80 %. Das Angebot reicht von Dichtungsbahnen aus PVC- P (Polyvinylchlorid weich), PE (Polyethylen) oder FPO (flexibles Polyolefin). Grundvoraussetzung für den Einsatz in Schwimmteichen ist die Wurzelfestigkeit, eine Mindeststärke von 1,5 mm und eine einfache Verarbeitung vor Ort auch bei widrigen Witterungsbedingungen.

Oft müssen die Verschweißarbeiten, abhängig vom Bauablauf, bei niedrigen Temperaturen durchgeführt werden. Bei Einsatz von PVC- Folien werden Formteile, sogenannte Fittings, oder Hart- PVC- Formteile verwendet um dichte Folienanschlüsse und -durchbrüche herzustellen. Rohr- oder Schlauchschellen sollten bei professionellen Bauabläufen keine Anwendung mehr finden. Letztere sind mit zwei Klebemuffen versehen, so dass KG- Rohre oder Schläuche von beiden Seiten angeklebt werden können. Folienanschlüsse haben nur eine einseitige Klebemuffe. In der folgenden **Abbildung 8.1** ist ein Folienanschluss dargestellt.



Abbildung 8.1: *Praktisches Ausführungsbeispiel eines Klebeanschlusses, Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb, (1. Jahrgang, Ausgabe 1-2005)*

Um Beschädigungen der Dichtungsbahnen zu vermeiden, sollten unter- wie oberseitig Geotextilien aus Polyester (PES) oder Polypropylen (PP) mit einem Mindestgewicht von 300 g/ m² aufgebracht werden. Die Anforderungen an diese Geotextilien sind im Merkblatt „Geotextilien im Erdbau“ detailliert beschrieben.

Neben den „trägerlosen“ Dichtungsbahnen existieren auf dem Markt auch „gewebeverstärkte“ Kunststoffbahnen. Diese Dichtungsbahnen weisen eine deutlich höhere Reißfestigkeit auf, sind jedoch viel steifer und weniger dehnungsfähig. Nachteile ergeben sich auch hinsichtlich der Bodenmodellierung, da sie sich weit weniger dem Untergrund anpassen. Ein deutlicher Unterschied ist allerdings der Preis. Aus diesem

Grund finden gewebeverstärkte Dichtungsbahnen hauptsächlich beim Bau kommunaler Anlagen Anwendung.

Häufig diskutiert wird die Farbe der Dichtungsbahnen. Zwei Parteien sind zu erkennen:

- die Anhänger der Beige- und Grautöne und
- die Verfechter der Grüntöne.

Auf die Qualität der Dichtung hat die Farbe keinen Einfluss. Lediglich der Pflegeaufwand variiert sehr stark. Helle Folien vermitteln zwar den Eindruck einer exotischen Wasserqualität, sind aber auch ein sehr ungünstiger Hintergrund für Verunreinigungen, wie Steine, Laub oder Blätter und vor allem Algen. Bei grünen Dichtungen wird dieser starke Kontrast eher verwischt. Dennoch sollte aus Sicherheitstechnischen Gründen auf Gefahrenstellen, wie Absätze oder Stufen mit hellen Folien aufmerksam gemacht werden. Sind zusätzliche Sicherungen notwendig, können Folien mit Noppenstruktur an den entsprechenden Stellen eingebaut werden.

Mineralische Abdichtungen in Form von Ton sind im Gegensatz zu Folien, Kunststoffen oder Beton keine Fremdkörper im System Teich. Ton ist ein natürliches Dichtungsmaterial und bringt alle Eigenschaften eines natürlichen Rohstoffes mit.

Die Vorteile lassen sich wie folgt zusammenfassen.

- reines Naturprodukt, frei von Zusätzen,
- einfach und sicher in der Anwendung,
- konstante Materialeigenschaften,
- k_f - Wert von $1 \cdot 10^{-11}$ m/ sec (entspricht 20 cm Stahlbeton B45),
- witterungsunabhängige Dichtung bei extremer Haltbarkeit und Belastbarkeit,
- keine Bindung an starre Formen,
- umfangreiche Gestaltungsmöglichkeiten,
- zuverlässige Andichtung an Mauern,
- Dichtungsdurchdringung möglich; an alles was eingebracht wird, schließt der Ton zuverlässig und dauerhaft an,
- einfaches Andichten und Integrieren von Einbauten (Stege, Mauern, Folie etc.)
- umfangreiche bestehende Planungsunterlagen,

- zwei Größen an Teichbauelementen verfügbar, die je nach Größe der Anlage eingebaut werden können und
- Rückbau möglich, ohne dass Entsorgungsprobleme entstehen.

Der prinzipielle Einbau der Tonelemente, der auch mehrlagig erfolgen kann, wird in der folgenden **Abbildung 8.2** verdeutlicht.



Abbildung 8.2: *Prinzipieller Einbau der Tonelemente*, Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb, (1. Jahrgang, Ausgabe 1- 2005)

Bei Abdichtungen aus mineralischen Stoffen ohne Bindemittel (speziell Tone) ist weiterhin zu bedenken, dass diese Materialien verhältnismäßig teuer sind und oft Probleme mit der Sichttiefe, bei Entschlammungen oder Säuberungen auftreten können. Weiterhin besteht die Gefahr des Austrocknens, falls die Teichanlage zu Reinigungszwecken komplett entleert werden sollte. Durch diesen Austrocknungsprozess besteht die Gefahr vielfacher Rissbildungen, welche bei der Wiederbefüllung zwar nur temporäre Undichtigkeiten darstellen, aber doch zu messbaren Wasserverlusten führen können. Es ist darauf zu achten, dass die gewählten Materialien biologisch beständig sind und keine gesundheitsgefährdenden bzw. systembeeinträchtigenden Stoffe in das Wasser abgeben. Stahlbetonkonstruktionen sind zu erden. In **Tabelle 8.1** sind zur Veranschaulichung einzelne Bauteile, einige Zusatzstoffe bzw. Bauteilgruppen, deren Funktion und Anwendungszweck aufgelistet.

Tabelle 8.1: Überblick über Bauteile und Bauteilgruppen, sowie deren Funktion (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTSENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)

Bauteil/ Bauteilgruppen	Nutzen
Umwälzpumpe	Die Effizienz der Reinigungsvorgänge wird durch bessere Ausnutzung der inneren Oberfläche des Bodenfilters erhöht. Die verbesserte Hydraulik intensiviert den Sauerstoffeintrag in das Wasser.
Teich- Skimmer, Laubfangkorb, Überlaufrinne	Diese Bauteile entfernen eingetragenes Laub bzw. Laubabsonderungen durch die gezielte laminare Oberflächenströmung aus dem Wasser.
Biofilter	Der Biofilter hält kleine Pflanzenteile und Stoffeinträge (z. B. Plankton) zurück, um ein Verschmutzen bzw. Beschädigen der Pumpe(n) zu verhindern.
Adsorptionsmittel in Feinfilter	Durch ausgesuchte Mineralien werden Adsorptionsvorgänge gelöster Nährsalze an diese Stoffe initiiert, die eine Abmagerung und Stabilisierung des Gesamtsystems bewirken.
Bodenablauf	Über die steuerbare Öffnung wird sichergestellt, dass nährstoffreiches und sauerstoffarmes Tiefenwasser aus dem System entnommen und organische Sedimente abgepumpt werden. Weiterhin können einfache Reinigungen mit Unterwassersaugern oder kurzzeitiges Wasserablassen mit Hochdruckspritzen durchgeführt werden.
Teichsäcke (i.d.R. mit Kies und Mineralien gefüllt)	Teichsäcke stellen eine einfache und effektive Methode dar, die unterschiedlichen Badebereiche baulich zu trennen. Es können einfache, kostengünstige und natürliche Formen bewerkstelligt werden, die bei der entsprechenden Durchlässigkeit des Füllmaterials einen ganzflächigen Wasseraustausch ermöglichen.
Belebungsanlage (pneumatische Membran)	Sauerstoffzehrungen können bei Spitzenbelastungen durch eine zusätzliche technische Sauerstoffanreicherung abgefangen werden, um die aeroben Reinigungsprozesse im System aufrecht zu erhalten.
FeCl ₃ – Spender	Das Fällungsmittel findet vor allem bei dauerhaften Phosphatüberlastungen Anwendung.
Substratfilter, Zeolithfilter	Substratfilter weisen eine sehr poröse Gesteinsstruktur und eine hohe Ionenaustauschfähigkeit auf. Beide Eigenschaften sind für eine Besiedlung mit Mikroorganismen ideal. Die Aufnahmefähigkeit an Nährstoffen ist jedoch schnell erschöpft, so dass das Filtermaterial ausgetauscht werden muss. Zeolithe beinhalten keine Stoffe, die das Wasser belasten könnten. Sie sind optimale Besiedlungsflächen für Bakterien.

Calcium- Carbonatfilter	Calciumcarbonate werden zur Anhebung von niedrigen pH-Werten eingesetzt.
Kunststoff- Winklelemente	Die Fertigteile sind ideal zum schnellen Errichten von Böschungen und Uferbegrenzungen bzw. zum Trennen der Wasserflächen.
Eisfreihalter	Der Eisfreihalter besteht i.d.R. aus Styropor mit einem Haltegriff. Er wird im Winter verwendet, um Faulgase abziehen zu lassen und die Sauerstoffzufuhr aufrecht zu halten. Eine natürliche Alternative ist ein schräg in das Wasser gestelltes Strohbandel (WEIXLER, 1998).
Laubnetze	Laubnetze halten das Laub fern und sind nur bei kleinen Anlagen einsetzbar.
Reinigungsroboter	Reinigungsroboter stellen eine Möglichkeit dar, die Beckenanlage auch während der Saison zu reinigen, da sie völlig selbstständig arbeiten und auch abgerutschtes Substrat wieder in die ursprüngliche Lage zurück-befördern können.

8.3 Bauliche Abmessungen

Um den unterschiedlichen Ansprüchen und Fähigkeiten der Nutzer gerecht zu werden, sollte der Badebereich in Zonen unterschiedlicher Wassertiefe unterteilt werden. In den KOK-Richtlinien für den Bäderbau sind folgende Wassertiefen für die einzelnen Bereiche festgelegt. Einen Überblick über die getroffenen Wassertiefen gibt **Tabelle 8.2**.

Tabelle 8.2: Auflistung der einzuhaltenden Wassertiefen, (formell nach KOK- Richtlinie für den Bäderbau)

Bereich	einzuhaltende Wassertiefe
Kleinkinderbereich	bis 0,6 m
Nichtschwimmerbereich	bis 1,35 m
Schwimmerbereich	ab 1,35 m
Springerbereich	mind. 3,4 m

Um Unfällen vorzubeugen, sind die einzelnen Tiefenbereiche deutlich zu kennzeichnen bzw. muss die Wassertiefe deutlich und dauerhaft auf Hinweistafeln zu erkennen sein. Sollte ein fließender Übergang von Nichtschwimmer- in den Schwimmerbereich geplant sein, ist dazwischen ein Trennseil anzubringen. Dabei beträgt der einzuhaltende

Sicherheitsabstand 1,0 m vor der Wassertiefenänderung. Bei einer Wassertiefendifferenz von mehr als 2,0 m ist ein erweiterter Sicherheitsabstand bis zu 2,0 m einzuhalten.

In **Tabelle 8.3** sind die geltenden Beckenbreiten und Beckenlängen gegenübergestellt.

Tabelle 8.3: *Auflistung der einzuhaltenden Beckenabmessungen, (formell nach KOK-Richtlinie für den Bäderbau)*

Anzahl der Schwimmbahnen	Beckenbreite	Beckenlänge
5	12,50 m	25,00 m
6	16,66 m	25,00 m
6	16,66 m	50,00 m
8	21,00 m	50,00 m

Wenn für die Nutzung des Schwimmerbereiches auch Schwimmwettkämpfe vorgesehen sind, müssen die geltenden Regeln des Deutschen Schwimmverbandes (DSV) eingehalten werden. Ansonsten kann das Schwimmbecken nach dem ästhetischen Gefühl des Planers und des Bauherrn gestaltet werden.

In den KOK- Richtlinien wird weiterhin gefordert, dass $> 2/3$ des Schwimmbereiches eine Wassertiefe von mehr als 2,0 m aufweisen sollte, um einer übermäßigen Wassererwärmung vorzubeugen. Kleinkinderbereiche sollten baulich und gut sichtbar von den übrigen Bereichen getrennt sein. Die geforderte Hydraulik (siehe **Kapitel 8.9** [Hydraulik und Beckendurchströmung](#)) ist dennoch sicherzustellen. Die jeweilige Größe dieser Bereiche richtet sich nach den örtlichen Gegebenheiten.

8.4 Bodenbeläge

Für die Beschaffenheit der Bodenbeläge im Nutzungsbereich sowie die „nassen“ Barfußbereiche sind die Richtlinien GUV 18.14 und GUV 26.17 maßgebend. Bei Einbau von Hölzern in diesen Bereichen ist zu bedenken, dass sich bei längerer Nutzung die Oberflächenstruktur sowie die Rutschfestigkeit der Hölzer verändert.

In der Regel werden für die Bodenbeläge im Nutzungsbereich Folien verwendet, doch auch Fliesen oder Kacheln finden ihre Liebhaber. Dadurch kann sichergestellt werden, dass mit geeigneten Maschinen auch bei gefülltem Teich diese Bereiche gesäubert werden können (vgl. **Abschnitt 8.2** [Teichabdichtung](#)).

Mineralische Bodenbeläge aus Sand oder Kies müssen aus gewaschenem Material bestehen (siehe Definition von Sand bzw. Kies: DIN 4022-1 „Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels – Teil 1: Schichtenverzeichnis für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels“). Um diese eingebauten Materialien gut und effektiv reinigen zu können, sollten sie nur bis zu einer Tiefe von 1,35 m eingebaut werden (i.d.R. Nichtschwimmerbereiche). Um Bodenverfrachtungen auszuschließen, ist das Gefälle möglichst flach zu gestalten. Gegebenenfalls müssen Trennwände eingebaut werden (vgl. **Abschnitt 8.5** [Wandgestaltung](#)).

8.5 Wandgestaltung

Hier gelten die Richtlinien und Vorgaben des BUK. Dies betrifft speziell die baulich / technische Ausbildung. In den GUV-Richtlinien (GUV 18.14) wird weiterhin gefordert, dass im Schwimm- und Sprungbereich eine mindestens 10 cm breite Raststufe in einer Tiefe von 1,20 m bis 1,35 m unterhalb der Oberkante des höchst möglichen Wasserstandes einzubauen ist. Die Auftrittsbreite sollte dabei nicht mehr als 15 cm betragen. Zusammen mit der Raststufe muss eine Festhaltungsmöglichkeit (Handfasse) eingebaut werden.

Die Wandgestaltung eines Schwimmteiches ist jedoch weitaus vielschichtiger. Trennwände aus Holz, Kunststoff oder Beton haben sich zur Trennung des Schwimm- und Regenerationsbereiches bestens bewährt. Sie werden unter der Dichtungsfolie angeordnet. Eine weitere Gestaltungsmöglichkeit, die sehr variable Formen zulässt, ist die Verwendung von sandgefüllten Teichsäcken, da sie nachträglich auf die Folie aufgestapelt werden können.



Abbildung 8.3: *Beispiel für die Anordnung von Teichsäcken, Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb, (1. Jahrgang, Ausgabe 1- 2005)*

Die einfachste Möglichkeit der Wandgestaltung ist die Modellierung des anstehenden Bodens während der Aushubarbeiten, wenn dieser eine ausreichende Standfestigkeit aufweist.

8.6 Ufer-/ Beckenrandausbildung

Die Uferzone erfüllt bei Schwimmteichen gleich mehrere Aufgaben. Sie ermöglicht ein sicheres Ein- und Aussteigen des Nutzers, ist Pflanzzone für die wasserreinigenden Pflanzen und Lebensraum für viele Tiere.

Feine, runde Kiesel mit in Magerbeton gesetzten Trittsteinen erleichtern den Einstieg. Dagegen schützen eine dichte Bepflanzung, steile Ufer, grobe und gegebenenfalls spitze Kiesel (fussfeindlich!) die sensiblen Teichzonen vor den Besuchern.

Bei der Gestaltung der Ufer und Beckenränder spielt der Wellenschlag eine nicht unerhebliche Rolle. Der Wind ist in der Lage, durch Wellenbildung einen einseitigen Wasserspiegelanstieg zu verursachen. Diese Erhöhung des Wasserspiegels ist stark von den Größenverhältnissen des Teiches abhängig. Der zu erwartende Wasserspiegel sollte mindestens 10 cm unter der Abdichtungsoberkante liegen. Diese Forderung gilt nicht für technische Einbauten, die zum Wasserabzug vorgesehen sind.

8.7 Ein- und Ausstiege / Stege

8.7.1 Ein- und Ausstiege

Je nach zu erwartender Besucherzahl sind Ein- und Ausstiege in ausreichender Anzahl vorzusehen. Falls eine räumliche Trennung zwischen Nichtschwimmer- und Schwimmerbereich vorgesehen ist, müssen an dieser Barriere auch Ausstiegsmöglichkeiten angebracht werden. Leitern aus Holz und Edelstahl haben sich in diesem Zusammenhang bewährt.

Sind Sprunganlagen in der Schwimmteichanlage vorgesehen, gelten für den Ausstieg folgende Regelungen:

- Der Schwimmer muss die Anlage seitlich und in einem Achsabstand von 8,0 m von der Absprungstelle verlassen können.
- Aus Sicherheitsgründen sind die Ein- und Ausstiege sicher begehbar und rutschhemmend auszuführen.

Folgende Regelwerke sind dabei zu beachten:

- GUV 18.14,
- relevante Teile der DIN EN 13451 „Schwimmbadgeräte“ sowie
- DIN 7938 „Schwimmsportgeräte, Bodenhülsen und Deckel in Bädern“.

Für die Ausbildung der Handläufe bietet das GUV 18.14 eine entsprechende Gestaltungsgrundlage, so dass diese als Griffhilfe verwendet werden kann. Biologische Materialien für die Gestaltung der Handläufe sind aus Sicherheitsgründen nicht zulässig. Geplante Beckenleitern müssen nur bis zu der Raststufe geführt werden und dienen zum Ein- und Ausstieg. Metallische Ein- und Ausstiege müssen geerdet werden.

Zur besseren Anschaulichkeit wird in **Abbildung 8.4** eine Konstruktionsmöglichkeit von Ein- und Ausstiegen vorgeschlagen.

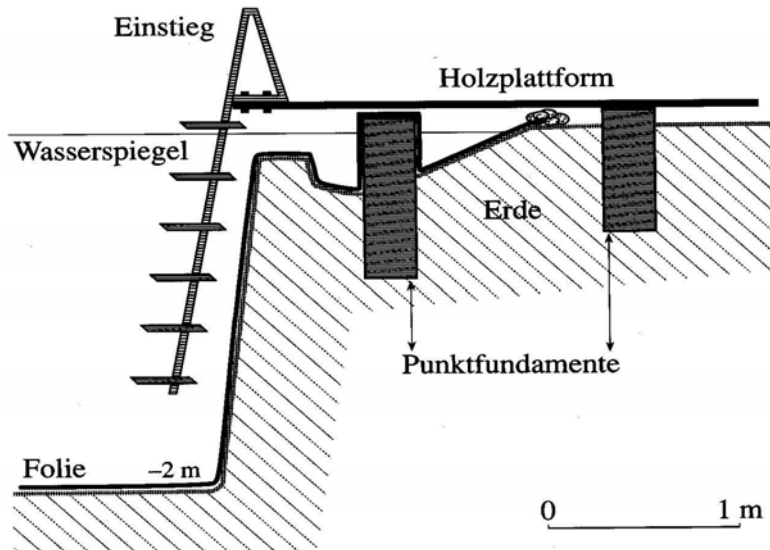


Abbildung 8.4: *Prinzipielle Gestaltung eines Ausstieges*, („Der Schwimmteich im Garten“; DOBLER und FLEISCHER; 1997)

8.7.2 Stege, Brücken, Terrassen, Sitz- und Liegeplätze

Die Mindestbreite für Stege kommunaler Anlagen beträgt 2,50 m. Dabei ist auf eine effiziente und sorgfältige Ausbildung der Stützen und deren Fundamente zu achten, da sie die Reinigung des Beckens möglichst wenig behindern sollten und keine Schwachstellen in der Dichtung darstellen dürfen. Der Belag sollte aus rutsch- und verschleißfestem Material, in der Regel Holz bestehen (vgl. **Abschnitt 8.4 Bodenbeläge**).

Für die Verwendung dieses Baustoffes sprechen die Ökologie, die schnelle Verfügbarkeit, die problemlose Beschaffung, die leichte Verarbeitung, die große Gestaltungsvielfalt, die einfache Wiederherstellung, die gute Rutsicherheit u. v. a. m.. Der nachwachsende Rohstoff passt sich optisch hervorragend in das jeweilige Gesamtkonzept ein und sprengt in der Regel nicht den finanziellen Rahmen.

Besonders bei Bauteilen, die vielen wechselnden Witterungsbedingungen und Belastungen ausgesetzt sind, werden hohe Anforderungen an die Haltbarkeit und Dauerhaftigkeit gestellt. Diese geforderten Eigenschaften können jedoch nicht alle

handelsüblichen Holzarten erfüllen. Folgende Holzarten sind für die Verwendung in nassen Außenbereichen geeignet:

- Eiche, einheimischer Laubbaum, hartes Holz, hohe Festigkeit und Lebensdauer;
- Bongossi, Tropenholz, sehr hart, dichtfaserig und schwer, witterungsbeständig;
- Lärche, einheimisches Nadelholz, weich bis mittelhart, sehr haltbar und resistent;
- Kiefer, einheimisches Nadelholz, weich, gut zu bearbeiten und zu imprägnieren;
- Robinie (Akazie), europäischer Laubbaum, hohe Festigkeit, gut zu bearbeiten;
- Bangkirai, schweres, festes Holz, hohe Lebensdauer und Beständigkeit.

Bei Nagelungen oder Verschraubungen sollte vorgebohrt werden, um das Verspringen oder Reißen des Holzes zu vermeiden. Die beste Qualität und Dauerhaftigkeit bei allen oben genannten Holzarten bietet Kernholz mit geringem bzw. ohne Splintholzanteil. Holzbauteile, die im ständigen Kontakt mit dem Wasser oder dem anstehendem Erdreich stehen, müssen frei von umweltbelastenden und gesundheitsgefährdenden Stoffen sein. Da die vorgenannten Hölzer je nach Verwendungsart, Verarbeitung und Einbau zum Teil resistent gegen Fäulnis, Pilz- und Insektenbefall sind, kann auf die Behandlung mit Holzschutzmitteln vielfach verzichtet werden. In einzelnen Fällen bieten sich gegebenenfalls ökologische Holzöle, vakuumimprägniertes und hitzebehandeltes Holz an. Um die Kosten möglichst gering zu halten, sind auch Kombinationen zwischen den einzelnen Holzarten möglich. Weiterhin gibt es eine Vielzahl an konstruktiven Holzschutzmöglichkeiten, die hier lediglich nur kurz angerissen werden.

- Es ist eine Holzart zu wählen, deren natürliche Dauerhaftigkeit dem baulichen Einsatzzweck entspricht.
- Das Holz sollte vor dem Verbauen sorgfältig auf Gebrauchsfeuchte trocknen.
- Holzteile in Außenbereichen sollten möglichst zurücktreten, um sie vor direkten Witterungseinflüssen zu schützen.
- Tropfkanten, Abschrägungen von Kanten und Zuspitzen von unteren Enden verbessern das Abfließen des Wassers.

Weiterführende Angaben zum konstruktiven Holzschutz können bei Interesse in der entsprechenden Fachliteratur nachgelesen werden (z. B.: Holzbauatlas, Das Holzbaubuch 1909).

Bei der Errichtung von Holzterrassen sind einige spezielle Bedingungen zu beachten:

- Der Unterbau und die Holzroste sollten ein Gefälle von 2 % aufweisen, um das zügige Abfließen des Wassers zu gewährleisten.
- Bewährte Abmessungen für tragende Bretter sind 25 mm Dicke und eine maximale Breite von 120 mm.
- Zur Gewährleistung der Rutsicherheit werden die Bretter mit 3 mm breiten Fugen geriffelt.
- Verschraubungen (nur nichtrostende Schrauben) müssen vorgebohrt werden, um ein Splatten des Holzes zu vermeiden. Die Schraubenköpfe müssen versenkt werden.

Speziellere konstruktive Angaben können in Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb (1. Jahrgang, Ausgabe 1- 2005) nachgelesen werden.

8.8 Sprunganlagen

Für Sprunganlagen sind die Sicherheitsbestimmungen der GUV 18.14 einzuhalten. Bei einer geplanten sportlichen Nutzung gelten außerdem die Bestimmungen des Deutschen Schwimmverbandes (DSV). Sollte dies nicht der Fall sein, kann die Länge der Plattformen beliebig gestaltet werden. Falls unter der Sprunganlage bzw. über dem Beckenkopf ein Luftraum bestehen sollte (z. B. bei Sprungtürmen), sind die KOK-Richtlinien für den Bäderbau zu berücksichtigen. Sollten andere Ausführungs- bzw. Konstruktionsarten geplant sein, ist ein Sicherheitsabstand von 1,0 m von jeder Plattform zurück zur Teichwand einzuhalten. Beträgt die Fallhöhe mehr als 1,0 m, sind Absturzsicherungen aus hygienisch unbedenklichem und zerstörungssicherem Material vorzusehen.

Mögliche Aufgangsformen für Sprunganlagen sind i.d.R. Rampen oder Treppen. Bei der Ausführung der Sprunganlagen ist darauf zu achten, dass der schnelle Zugang zur Absprungebene aus Sicherheitsgründen erschwert wird (z.B.: unregelmäßige Weggestaltung). Sind Startsockel für die Anlage geplant, ist eine Wassertiefe von 1,80 m auf einer Länge von 6,0 m in Sprungrichtung vorzusehen.

8.9 Hydraulik und Beckendurchströmung

Für die Gestaltung der Hydraulik sind folgende grundsätzliche Aufgaben maßgebend:

- Abzug des Rohwassers und
- Zufuhr des Reinwassers.

Eine gesamte Erfassung des Nutzungsbereiches ist dabei von großer Bedeutung. Die Entstehung von „Stillwasserbereichen“ ist grundsätzlich zu vermeiden.

8.9.1 Wassereinleitung

Die Einleitung des Wassers sollte möglichst unterhalb des Wasserspiegels erfolgen, um eine gleichmäßige horizontale oder auch vertikale Durchströmung (bis zu einer Tiefe von 2,0m) des Beckens zu erreichen. Dabei ist darauf zu achten, dass Kies- und Sandbeläge von der Hydraulik nicht erfasst und verfrachtet werden. Um gestalterische Effekte zu erreichen (z. B. für Kleinkinder), kann die Wassereinleitung auch an einigen Stellen oberhalb des Wasserspiegels erfolgen (Bachläufe, Sprudelsteine o. ä.).

8.9.2 Wasserabzug

Für den Wasserabzug hat sich das Prinzip des freien Überfalls durchgesetzt. Folgende Ausführungsarten stehen zur Wahl:

- starres Überlaufwehr, z. B. Rinnen,
- flexibles Überlaufwehr, z. B. Skimmer.

Anzahl, Art, Dimensionierung und Anordnung dieser Einrichtungen sind je nach Hydraulik und Volumen des Umwälzstromes auszurichten.

Weiterhin sollten mindestens 4 Abzugsvorrichtungen in der Anlage umlaufend gleichmäßig verteilt werden. Bei starren Überlaufwehren ist darauf zu achten, dass die Abweichung der Überlaufkante von der Waagerechten nicht mehr als $\pm 2,0$ mm beträgt. Um mögliche Laubeinträge, Teile des Laubes, Amphibien und groben Schmutz aufzufangen, sind nach der Wasserabzugseinrichtung entsprechende Rückhaltevorrichtungen einzubauen.

8.9.3 Wasserspeicher

Ein Wasserspeicher ist ein optionales Bauwerk, dessen Bau von der hydraulischen Konzeptionierung der Anlage abhängig ist. Für die Errichtung und technische Ausstattung solcher Bauwerke wird auf die DIN 19643- 1 „Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser – Teil 1: Allgemeine Anforderungen“ verwiesen.

8.9.4 Bodenablauf

Am tiefsten Punkt der Anlage ist ein Bodenablauf für die teilweise oder ganze Entleerung des Nutzungsbereiches vorzusehen. Sollte Pumpentechnik verwendet werden, ist ein Pumpensumpf für den periodischen Abzug von Tiefenwasser aus dem Nutzungsbereich einzuplanen.

8.10 Pflanzen

Bei Pflanzen, die für die Repositionsbereiche vorgesehen sind, gelten die FLL- „Gütebestimmungen für Stauden“.

8.10.1 Sumpfpflanzen (Helophyten, emerse Hydrophyten)

- **Pflanzenzeit**

Alle Pflanzarbeiten sollten in der Vegetationsperiode durchgeführt werden. Dies ist in der Regel der Zeitraum von Anfang April bis Ende September. Bis Ende Juni ist der günstigste Zeitraum, um Jungpflanzen auszubringen.

- **Fertigstellung, abnahmefähiger Zustand**

Die Fertigstellung umfasst alle Arbeiten (Fertigstellungspflege) bis zum abnahmefähigen Zustand. Der abnahmefähige Zustand ist dann erreicht, wenn die Pflanzen ausgetrieben haben und eingewurzelt sind. In der Regel ist dies in folgenden Zeiträumen geschehen:

- bei Pflanzung bis Ende Juni im Herbst des gleichen Jahres,
- bei Pflanzung ab Juli im folgenden Jahr nach dem Austrieb, der im Normalfall bis Mai erfolgt ist.

Entsteht bei flächigen Anpflanzungen trotz Ausfall einiger Pflanzen ein geschlossener Gesamteindruck, kann abweichend zur DIN 18916

„Vegetationstechnik im Landschaftsbau- Pflanzen und Pflanzarbeiten“ eine Ausfallrate von 10% toleriert werden. Sollten diese 10% überschritten werden, sind die ausgefallenen Pflanzen zu ersetzen.

- **Fertigstellungspflege**

In diesem Zeitraum sind alle Neuanpflanzungen auf unerwünschten Fremdbewuchs (z.B. Hühnerhirse, Knöterich) zu kontrollieren und mechanisch zu entfernen.. Die Fertigstellungspflege umfasst folgende Zeiträume:

- bei Pflanzung bis Ende Juni ca. 6 Wochen nach Ausführung der Pflanzarbeiten,
- bei Pflanzung ab Juli einmal im Herbst und einmal im März / April.

8.10.2 Untergetaucht lebende Pflanzen (submerse Hydrophyten)

- **Pflanz-, Einbringzeit**

Submerse Hydrophyten können im Frühjahr gepflanzt werden, sobald sie verfügbar sind. Der Pflanzzeitraum setzt sich bis in den September hin fort.

Sollen Pflanzen ohne Topf ausgebracht werden, sind diese in Büscheln zu beschweren und so auf den Boden abzusenken.

- **Fertigstellung, abnahmefähiger Zustand**

Sollte bei mindestens einer Art festgestellt werden, dass sie sich vermehrt, ist der abnahmefähige Zustand erreicht. Dies ist nach folgenden Zeiträumen in der Regel der Fall:

- bei Pflanzung / Einbringung bis Juli in der gleichen Vegetationsperiode,
- bei Pflanzung / Einbringung ab August im folgenden Jahr im April / Mai.

- **Fertigstellungspflege**

Im Verlauf der Fertigstellungspflege ist auf unerwünschten Bewuchs (ganz besonders Fadenalgen) zu achten und ggf. dieser mechanisch zu entfernen, da er die Entwicklung der Pflanzen erheblich stören kann.

8.10.3 Überblick über ausgewählte Pflanzenarten

In der folgenden **Tabelle 8.4** sind einige ausgesuchte Pflanzen und ihre markantesten Eigenschaften aufgelistet. Ein Großteil dieser Pflanzen ist aus Kostengründen für private Schwimmteichanlagen vorzusehen.

Tabelle 8.4: Auflistung ausgewählter Pflanzenarten und ihre Eigenschaften, (formell nach „Der Schwimmteich im Garten“; DOBLER und FLEISCHER, 1997)

Pflanzenart	bevorzugte Pflanztiefe	Eigenschaften
Wasserähre (Aponogeton distachyos)	30 – 60 cm, (tiefere Bereiche)	Die Pflanze entwickelt leuchtend grüne Schwimmblätter. Die Blütenstände erscheinen wie zwei extrem auseinandergespreizte Finger. Sie blüht mit etwas Glück 2- mal im Jahr und gehört leider zu den zweijährigen Pflanzen. Als Besiedelungsflächen wird tiefgründiger Schlamm vorgezogen, (ggf. sind extra Bereiche im Schwimmteich zu schaffen).
Gemeines Hornblatt (Ceratophyllum demersum)	frei im Wasser schwimmend	Die „Schlangen“ werden rund 1 m lang und besitzen nur verkümmerte Wurzelansätze. Diese Pflanze liebt Kalk und Nährstoffüberschüsse, aber die Sonne dafür weniger (Halbschatten). Sie ist im Herbst leicht mechanisch zu entfernen.
Wasserhahnenfuss (Ranunculus aquatilis)	40 – 60 cm oder mehr	Diese Art ist ein giftiger Vertreter der Wasserpflanzen mit hoher Klärwirkung. Sie überwintert in 60 cm Tiefe und sorgt dort schon vor dem Frühling für eine Sauerstoffanreicherung. Blütezeit ist der Mai. Die Verbreitung ist je nach Teichsubstrat unterschiedlich bis „launenhaft“.
Glänzendes Laichkraut (Potamogeton lucens)	0,5 – 2,0 m	Die Pflanzen sind sehr gute Verwerter des gelösten Kohlenstoffes (in Kalzium- Bikarbonaten). Ihre Sauerstoffproduktion setzt so gut wie nie aus. Diese Pflanzen können mehrere Meter lang werden und sind sehr gut für tiefe Bereiche geeignet.
Froschlöffel (Alisma plantago- aquatica)	seichte Bereiche	Die Blütezeit ist zwischen Juni und September. Sie kommt gut mit allen Bedingungen zurecht. Nach der Blüte sollten die Blütenstände sofort entfernt werden, da sonst eine übermäßige Anzahl dieser Pflanzen im nächsten Frühjahr auftritt.
Schwanenblume oder Blumenbinse (Butomus umbellatus)	20 – 25 cm, nicht mehr	Die Art hat ein hohes, elegantes Erscheinungsbild und kann bis zu 1,50 m aus dem Büschel herausragen. Als Besiedlungsgrund wird tiefgründige Erde bevorzugt (extra Bereiche

		vorsehen). Bei guten Bedingungen verbreitet sich diese Pflanze relativ schnell und blüht sehr ausgiebig.
Aufrechte Segge (<i>Carex elata</i>)	ca. 40 cm	Die Pflanze bildet schmale, steife, sehr aufrechte Blätter und bildet runde Horste. Diese Art ist typisch für natürliche Verlandungszonen. Die Blütenstände samen schnell aus und bilden neue Pflanzen. Als Besiedlungssubstrat werden nähr- stoffarme Materialien bevorzugt.
Sumpfbinsen (<i>Eleocharis palustris</i>)	seichte Bereiche	Die Art bildet rund 30 cm hohe runde Stengel aus und ist eine typische Vertreterin der Verlandungszone. Es werden keine höheren Anforderungen an das Substrat gestellt. In einem nährstoffarmen Milieu nimmt die Pflanze die Nährstoffe über das Wasser auf.

Die **Tabelle 8.4** gibt nur einen relativ groben Überblick über die vielfältigen Möglichkeiten der Bepflanzung. Dem Privatbesitzer einer Schwimmteichanlage sind nahezu keine Grenzen hinsichtlich der Pflanzenauswahl gesetzt. Er kann seinen Geschmack voll ausleben, wenn er die simplen Grundregeln eines Schwimmteiches beachtet. Für den öffentlichen Betreiber solcher Anlagen sind oft finanzielle Gründe der limitierende Faktor, der die Artenvielfalt innerhalb der Repositionsbereiche einschränkt. Trotzdem kann auch mit heimischen Wasserpflanzen ein ansprechender Gesamteindruck geschaffen werden, der sich im Laufe der Jahre durch Artenzuwachs von außen noch um einiges verstärken wird.

Einige Anregungen für einfache Bepflanzungsmöglichkeiten sind mit den folgenden **Abbildungen 8.5** und **8.6** gegeben. Diese Beispiele stellen sehr anschaulich die vielfältigen Möglichkeiten dar, die jeder Betreiber bzw. Besitzer einer Schwimmteichanlage je nach Laune variieren kann.

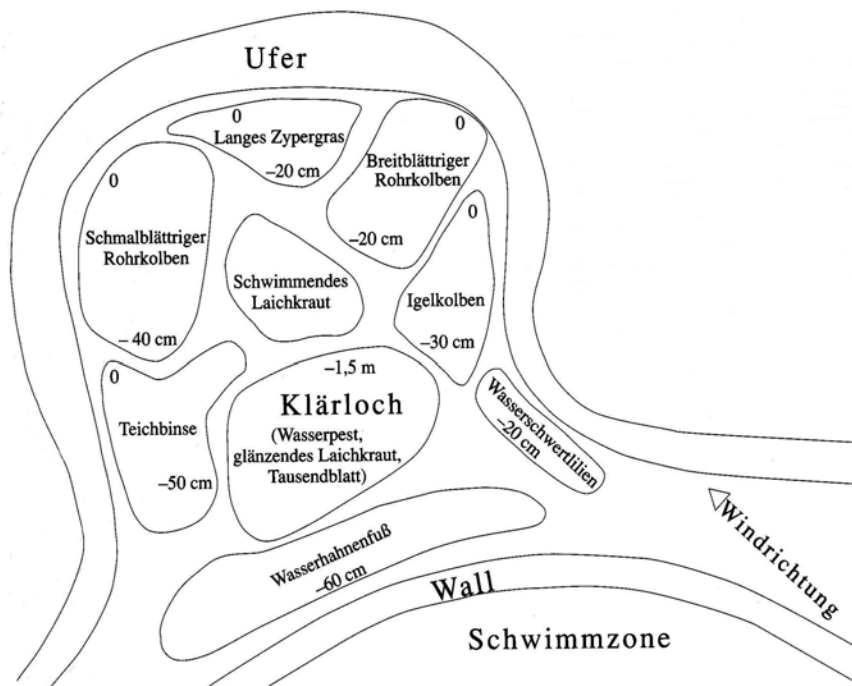


Abbildung 8.5: Bepflanzungsvariante 1 für ausgesuchte Bereiche unter Berücksichtigung der Windrichtung („Der Schwimmteich im Garten“; DOBLER und FLEISCHER; 1997)

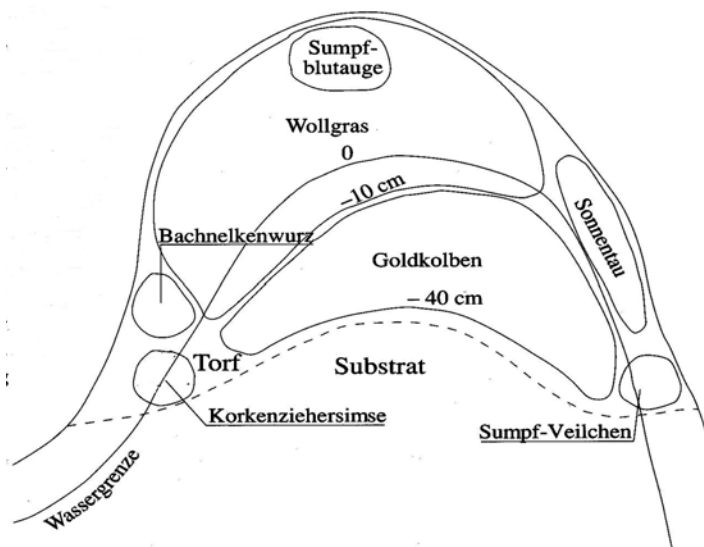


Abbildung 8.6: Bepflanzungsvariante 2 für ausgesuchte Bereiche („Der Schwimmteich im Garten“; DOBLER und FLEISCHER; 1997)

9 Betriebskostenvergleich

Für den angestrebten Vergleich der Betriebskosten bestehender öffentlicher Anlagen wurde ein Fragebogen erstellt, der sich ausführlich mit der wirtschaftlichen Situation von Schwimmteichen befasst. Dieser Fragebogen orientiert sich in den Grundzügen an Fragebögen, die für vergleichbare Aufgabenstellungen im Bereich kommunaler Hallenbäder bereits existieren. Für die Umfrage wurden 58 öffentliche Anlagen angeschrieben.

Von den 58 angeschriebenen Anlagen erklärten sich folgende Betreiber dazu bereit, an dieser Umfrage teilzunehmen und den Fragebogen auszufüllen:

- Naturerlebnisbad Schöllkrippen, Bayern;
- Naturbadebiotop Ullrichstein, Hessen;
- Naturerlebnisbad Niestetal, Hessen;
- Badeverein Egenhofen, Bayern;
- Naturerlebnisbad Lauenstein, Niedersachsen;
- Naturerlebnisbad Lennestadt- Saalhausen, Nordrhein Westfalen;
- Naturerlebnisbad Rothenkirchen, Thüringen;
- Badeteich Wittenburg, Mecklenburg Vorpommern und
- Bad Brück, Brandenburg.

Das so gesammelte Datenmaterial bildet die Grundlage für eine Einschätzung der wirtschaftlichen Situation und finanziellen Möglichkeiten bei unterschiedlichen Betreiberformen. Durch strukturierte Fragestellungen können bei Bedarf auch externe Faktoren, wie Einzugsgebiet, Freizeitangebote, Einwohneranzahl etc. erfasst werden, die unter Umständen großen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit haben können.

Die Verwaltung der Informationen erfolgte anhand einer erstellten ACCESS-Datenbank, bei der graphischen Auswertung fand vorwiegend das Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL Anwendung.

Anhand der genannten Anlagen ist zu erkennen, dass Naturbadeteiche in den westlichen Bundesländern einen größeren Verbreitungsgrad besitzen als in den neuen Bundesländern. Dies wird durch die folgende **Abbildung 9.1** anschaulich dargestellt.

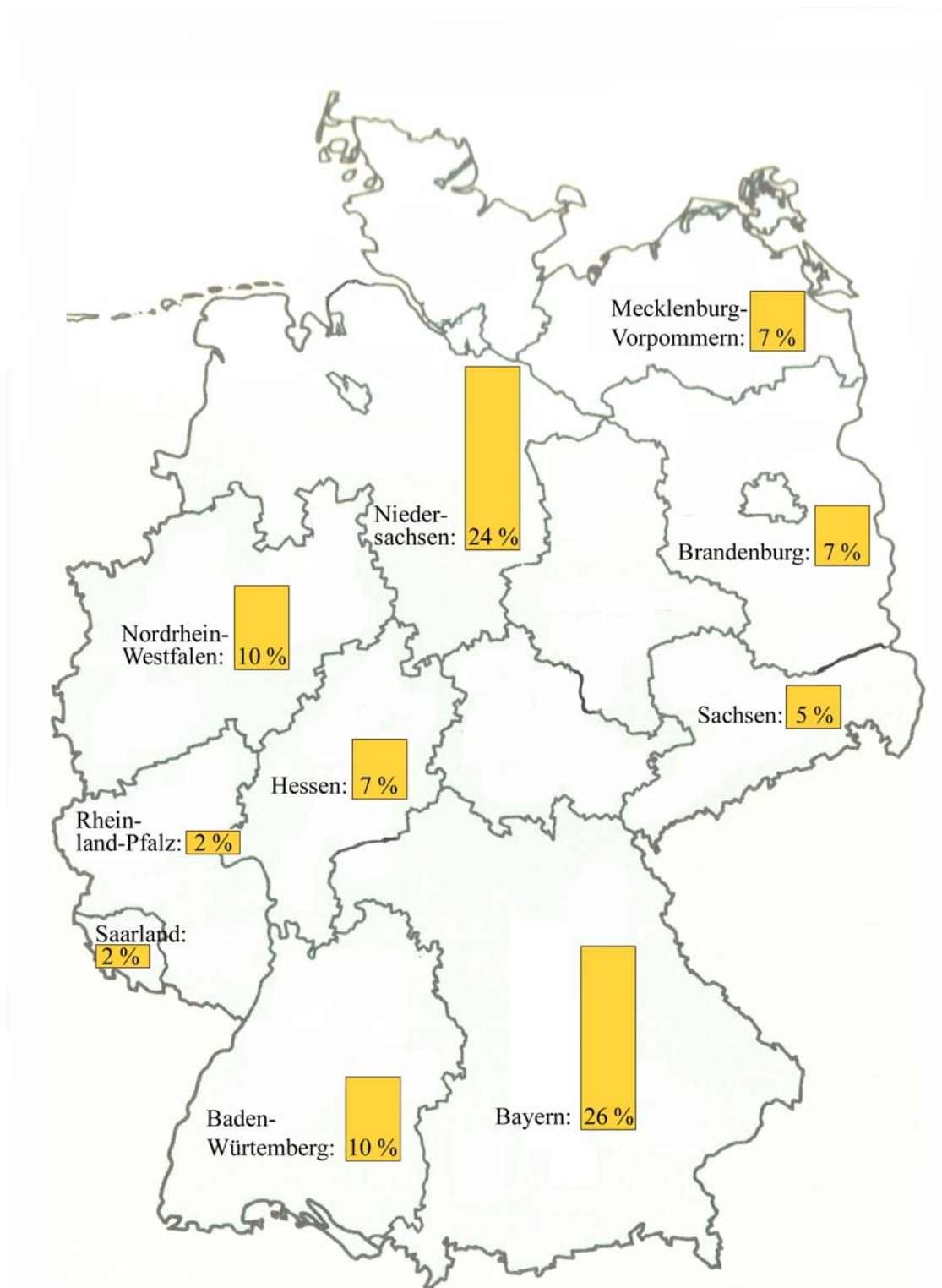


Abbildung 9.1: *geographische prozentuale Verteilung der 58 angeschriebenen Anlagen*

9.1 Investitionskosten pro m² Wasserfläche

Anmerkung: Da die angegebenen Investitionskosten der entsprechenden Bäder nur sehr schwer miteinander verglichen werden können, werden diese Werte auf die jeweilige gebaute Wasserfläche umgerechnet.

Tabelle 9.1: *Spezifische Investitionskosten*

Bad	Wasserfläche [m ²]	Investitionskosten [€]	spezifische Investitionskosten [€/ m ² Wfl.]
Egenhofen	1000	70.000,00 €	70,00
Rothenkirchen	3290	410.000,00 €	124,62
Wittenburg	3290	654.200,00 €	198,84
Lauenstein	2800	600.000,00 €	214,29
Lennestadt			
Saalhausen	1450	400.000,00 €	275,86
Ullrichstein	1209	378.350,00 €	312,94
Schöllkrippen	4600	1.600.000,00 €	347,83
Brück	2800	1.385.000,00 €	494,64
Niestetal	3200	2.000.000,00 €	625,00

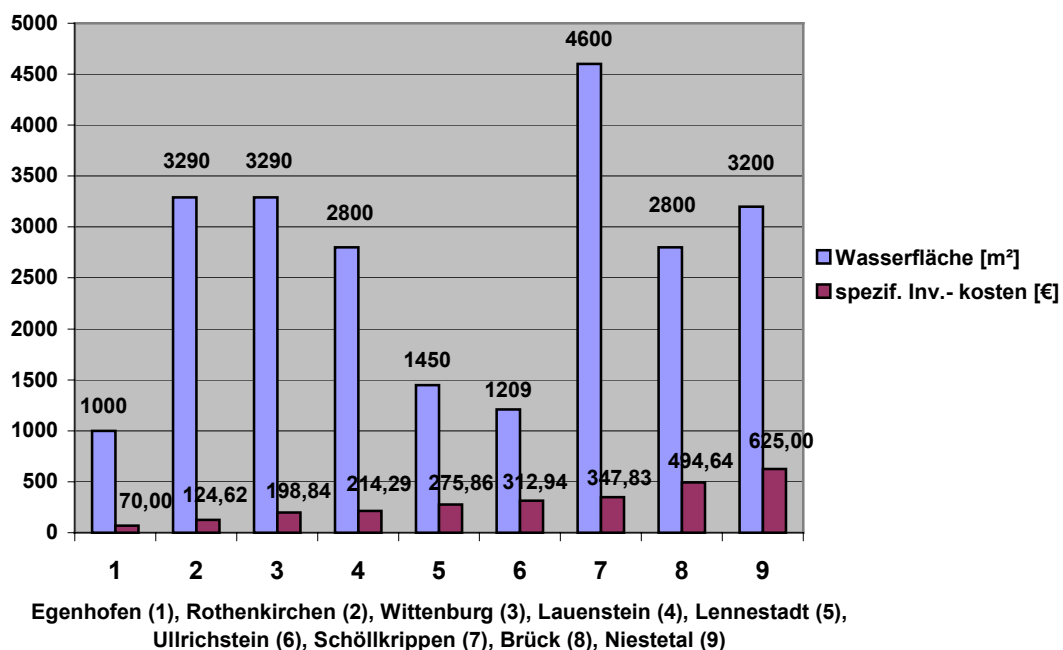


Abbildung 9.2: *Spezifische Investitionskosten*

Aus der **Abbildung 9.2** ist ersichtlich, dass die spezifischen Investitionskosten in einem Bereich von **70,0 bis 625,00 € / m² Wfl.** schwanken. Der hohe Wert von 625,00 € / m² Wfl. ergibt sich für das Naturerlebnisbad *Niestetal, Hessen* aus dem komplexen Umbau und dem umfangreichen Baugeschehen bei der Umgestaltung des alten sanierungsbedürftigen Schwimmbades.

Der Mittelwert aus allen spezifischen Investitionskosten beträgt **296,00 € pro m² gebaute Wasserfläche.** Dieser Wert ist keine abgesicherte Grundlage auf der der Architekt bzw. Bauingenieur die anfallenden Investitionskosten geplanter Anlagen festlegen kann. Die ermittelte Zahl ist lediglich dazu geeignet, eine etwaige Größenordnung der Investitionskosten pro m² **geplante** Wasserfläche für den Betreiber anzugeben. „Genaue“ Kostenschätzungen können nur durch eine gute Kenntnis der örtlichen Verhältnisse und ein umfassendes Maß an Erfahrung durchgeführt werden.

Weiterhin ist deutlich erkennbar, dass mit steigenden absoluten und auch spezifischen Investitionskosten nicht zwangsläufig eine größere Wasserfläche gebaut werden kann.

- Das Naturerlebnisbad Rothenkirchen (Thüringen) wurde mit einer Investitionssumme von **410.000,00 €** (124,62 € / m² Wfl.) und einer Wasserfläche von **3.290 m²** errichtet.
- Im Gegensatz dazu wurde das Bad Brück mit einer Investitionssumme von **1.385.00,00 €** (494,64 € / m² Wfl.) und einer Wasserfläche von **2.800 m²** gebaut.

Die Gründe für diese schwankenden Verhältnisse sind in der jeweiligen Planung, der örtlichen Bauausführung bzw. den verschiedenen Konzepten zu suchen. Da im verschickten Fragebogen diese Aspekte nicht abgefragt wurden, können an dieser Stelle nur Vermutungen angestellt werden. Zur Klärung dieser nicht unerheblichen Schwankungen bedarf es weiterführender Gespräche mit den entsprechenden verantwortlichen Personen und Planern.

9.2 Investitionskosten / Betriebskosten und prozentualer Anteil

Tabelle 9.2: Gegenüberstellung der Investitions- zu den Betriebskosten für das Betriebsjahr 2003

Bad	Wasserfläche [m²]	Investitionskosten [€]	Betriebskosten [€]	Größenordnung der zu erwartenden Betriebskosten ausgehend von den Investitionskosten [%]
Schöllkrippen	4600	1.600.000,00 €	35.273,00 €	2,20
Ullrichstein	1209	378.350,00 €	16.725,10 €	4,42
Niestetal	3200	2.000.000,00 €	48.264,08 €	2,41
Egenhofen	1000	70.000,00 €	5.600,00 €	8,00
Lauenstein	2800	600.000,00 €	16.600,00 €	2,77
Lennestadt	1450	400.000,00 €	29.172,52 €	7,29
Saalhausen	3290	410.000,00 €	26.568,64 €	6,48
Rothenkirchen	3290	654.200,00 €	29.111,17 €	4,45
Wittenburg	3290	654.200,00 €	29.111,17 €	4,45
Brück	2800	1.385.000,00 €	15.232,00 €	1,10

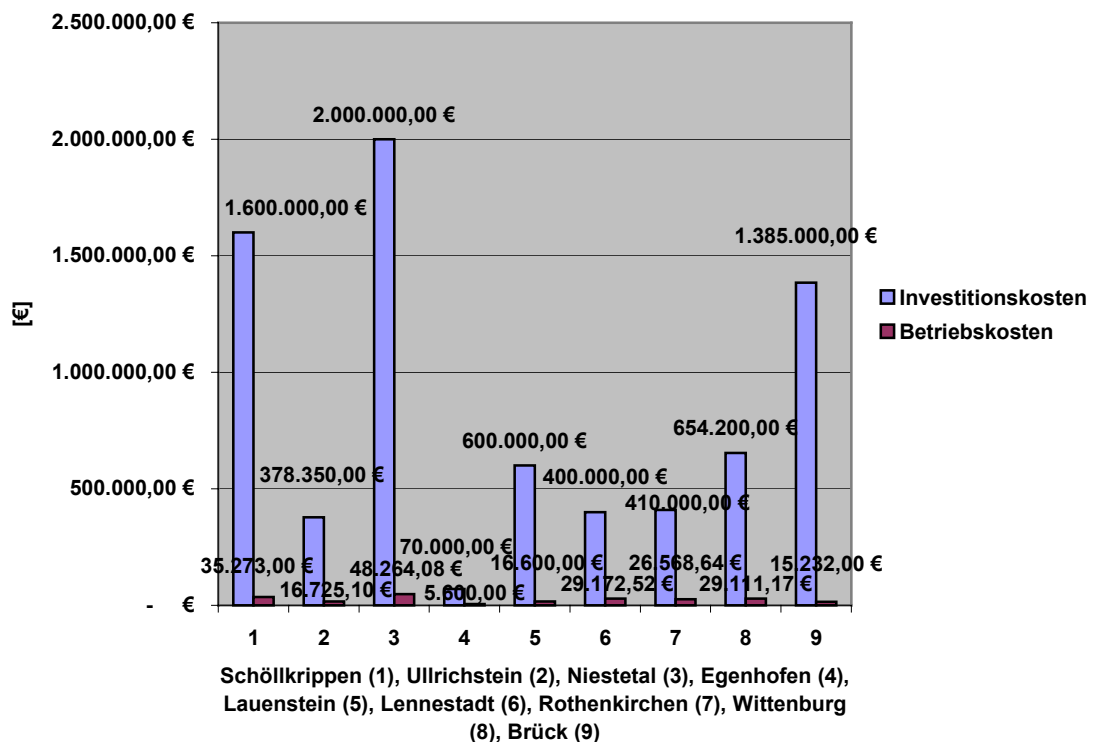


Abbildung 9.3: Gegenüberstellung der Investitionskosten zu den anfallenden Betriebskosten für das Jahr 2003

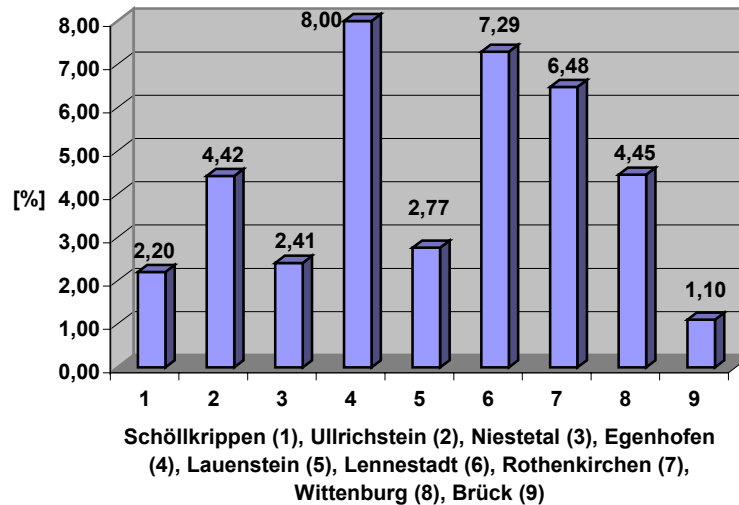


Abbildung 9.4: Größenordnung der zu erwartenden Betriebskosten ausgehend von den getätigten Investitionskosten für das Jahr 2003

Für dieses Kapitel der Auswertung ist anzumerken, dass die Investitionskosten und die jährlichen Betriebskosten nicht im eigentlichen Sinne miteinander verglichen werden können. Aufgrund der fehlenden Randbedingungen wie Abschreibungsfristen, Lebensdauer, Betriebsdauer, etc. können die Investitionskosten nicht in Kalkulations- bzw. Jahreskosten umgerechnet werden. Daher ist nur eine grobe Gegenüberstellung der Kostengruppen möglich

In **Tabelle 9.2** und **Abbildung 9.4** wird deutlich gezeigt, dass die anfallenden Betriebskosten nur einen Bruchteil der getätigten Investitionskosten darstellen.

Die jeweilige Größenordnung der auftretenden Betriebskosten ausgehend von den getätigten Investitionskosten wird in **Abbildung 9.4** veranschaulicht. Die „höchsten“ Betriebskosten betragen bei dem Naturerlebnisbad *Niestetal (Hessen)* lediglich **8 %**. Alle anderen Schwimmteichanlagen liegen unterhalb dieses Wertes.

Im Durchschnitt betragen die auftretenden Betriebskosten **4,4 %** der notwendigen Investitionskosten. Auch dieser errechnete Wert ist, wie der Wert für die spezifischen Investitionskosten (vgl. **Abschnitt 9.1 Spezifische Investitionskosten**), nur dazu geeignet, eine ungefähre Kostenschätzung durchzuführen. Oft ist der Betreiber selbst erst nach einigen Jahren in der Lage die anfallenden Betriebskosten in gleichbleibenden Größenordnungen zu benennen.

9.3 Betriebskosten: Fixkostenanteil

Tabelle 9.3: Gegenüberstellung: Fixkosten zu den Gesamtbetriebskosten im Jahr 2003

Bad	Kosten für Verbrauchsgüter [€]	Fixkosten		Gesamtbetriebskosten im Jahr 2003 [€]
		Personalkosten [€]	sonstige Betriebskosten [€]	
Schöllkrippen	2.145,00	32.500,00	628,00	35.273,00
Ullrichstein	4.075,10	12.000,00	650,00	16.725,10
Niestetal	11.161,08	30.873,00	6.230,00	48.264,08
Egenhofen	600,00	0,00	5.000,00	5.600,00
Lauenstein	11.700,00	0,00	4.900,00	16.600,00
Lennestadt	5.295,00	10.646,14	13.231,38	29.172,52
Rothenkirchen	2.239,00	19.716,00	4.611,64	26.566,64
Wittenburg	10.444,18	16.091,00	2.875,99	29.111,17
Brück	12.699,41	0,00	2.550,83	15.252,24

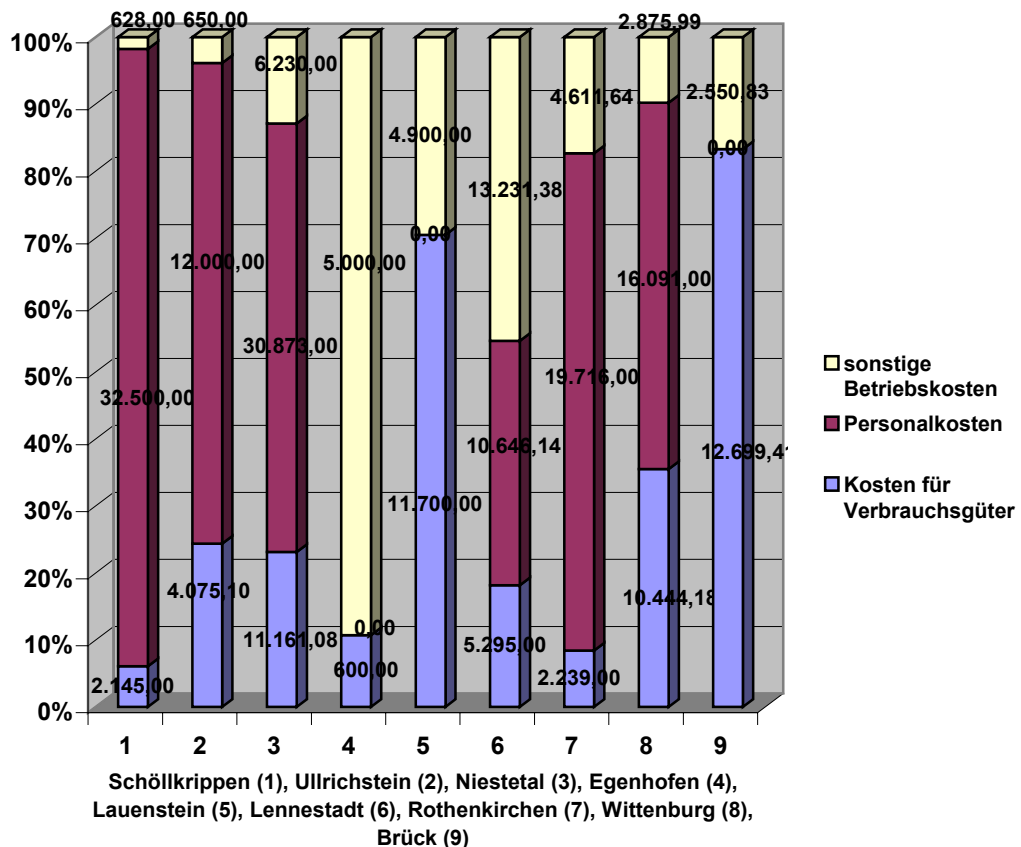


Abbildung 9.5: Fixkosten zu Gesamtbetriebskosten im Jahr 2003

Fixkosten sind ständig anfallende Kosten, deren Größenordnung bereits vor dem Saisonbeginn abgeschätzt bzw. genannt werden kann. Darin sind Kosten für das Personal (violette Anteile) und sonstige Betriebskosten, wie z. B. für Wasseruntersuchungen, Kanaleinleitungsgebühren u. a. (weiße Anteile) zusammengefasst. Im Vergleich zu diesen Anteilen werden die Kosten für die Verbrauchsgüter (hellblaue Anteile) dargestellt. Aus der **Abbildung 9.5** ist erkennbar, dass sich der Hauptanteil der anfallenden Gesamtbetriebskosten aus den Personalkosten und den sonstigen Betriebskosten zusammensetzt.

Der Anteil der Kosten für die Verbrauchsgüter beträgt ca. **31 %** der Gesamtbetriebskosten einer Schwimmteichanlage. Dieser Wert ist nur dazu geeignet eine ungefähre Größenordnung der anfallenden Kosten durchzuführen (vgl. **Kapitel 9.1** Spezifische Investitionskosten und **9.3** Investitionskosten / Betriebskosten und prozentualer Anteil).

Die abweichende Kostenzusammensetzung folgender Bäder

- Badeverein Egenhofen, Bayern;
- Naturerlebnisbad Lauenstein, Niedersachsen;
- Bad Brück, Brandenburg

ist auf die fehlenden Angaben hinsichtlich anfallender Personalkosten zurückzuführen.

Bei Veränderungen bzw. Einsparungen in der Personalstruktur der Anlagen ist es theoretisch möglich, den Anteil der Gesamtbetriebskosten zu senken. Je nach Anlage ist dies vielleicht auch durchführbar, doch aus den ausgefüllten Fragebögen ist ersichtlich, dass die betreffenden Anlagen bereits mit einem Mindestmass an Personal besetzt sind. Jeder Betreiber öffentlicher Naturbäder mit Eintrittspreisen ist verpflichtet, Aufsichtspersonal in ausreichendem Maß bereitzustellen. Sollte dies nicht der Fall sein, sind deutlich erkennbare Warnschilder bzw. Hinweisschilder aufzustellen. Die Möglichkeiten der Personaleinsparung sind also beschränkt.

9.4 Betriebskosten: Fixkostenanteil pro m² Wasserfläche

Tabelle 9.4: Fixkosten der Gesamtbetriebskosten für das Jahr 2003

Bad	Wasserfläche [m ²]	Fixkosten [€/ m ² Wfl.]	Gesamtbetriebskosten [€/m ² Wfl.]	prozentualer Anteil [%]
Schöllkrippen	4600	7,21	7,67	94,0%
Ullrichstein	1209	10,46	13,83	75,6%
Niestetal	3200	11,59	15,08	76,9%
Egenhofen	1000	5,00	5,60	89,3%
Lauenstein	2800	1,75	5,71	30,60%
Lennestadt	1450	16,47	20,47	81,90%
Rothenkirchen	3290	7,39	8,07	91,60%
Wittenburg	3290	5,77	8,85	65,20%
Brück	2800	0,91	5,45	16,70%

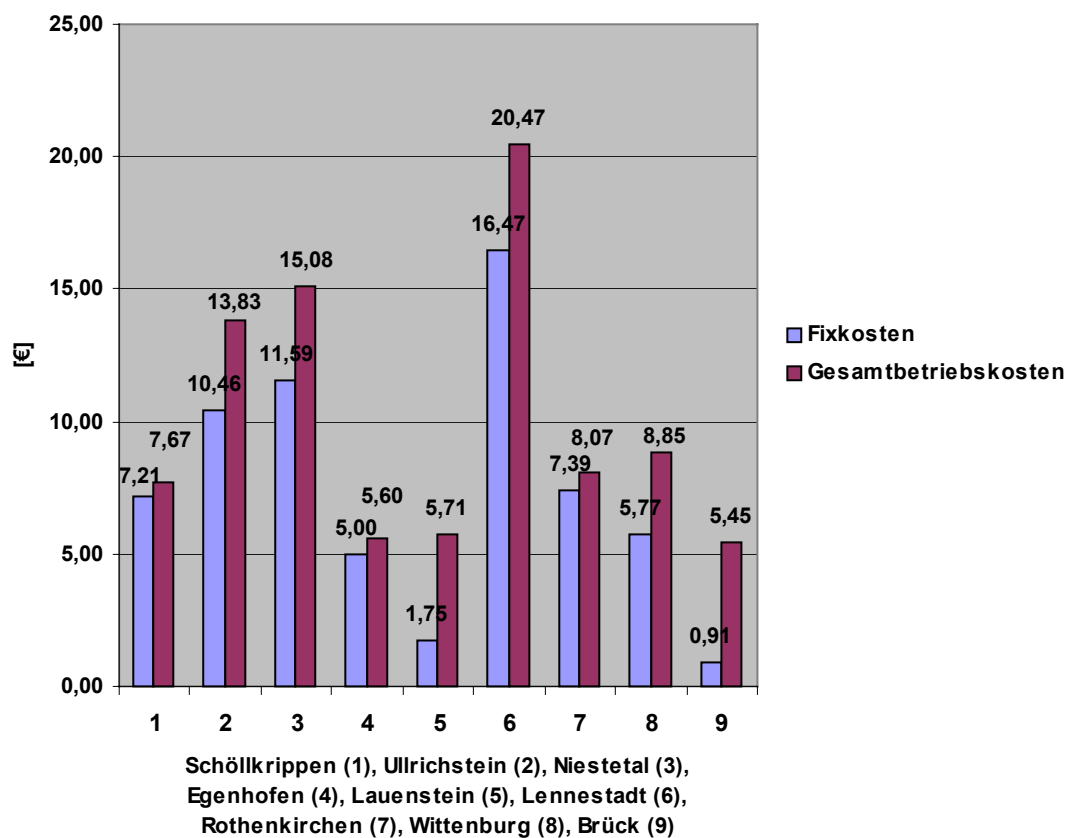


Abbildung 9.6: Fixkostenanteil der Gesamtbetriebskosten für das Jahr 2003

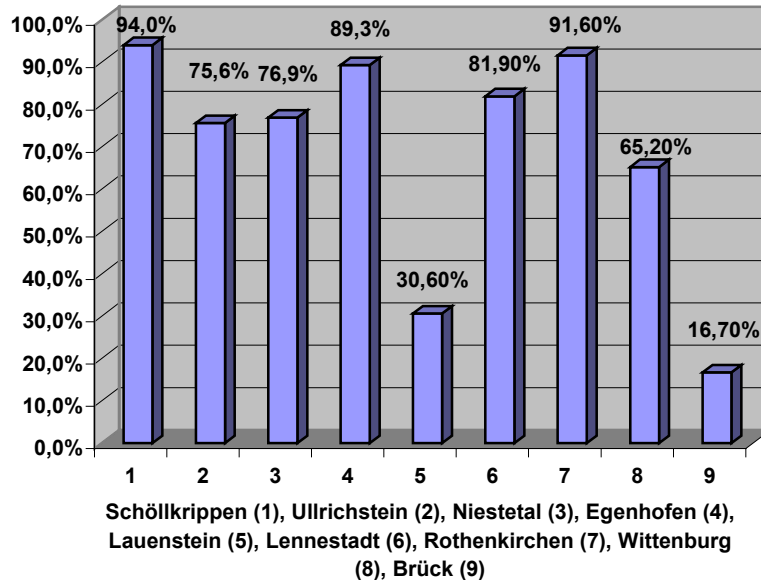


Abbildung 9.7: *prozentualer Anteil der Fixkosten für das Jahr 2003*

Definition: Als Kennzahl zur Einordnung der wirtschaftlichen Situation der Freibäder wird das Verhältnis der Bädergröße zu den laufenden Gesamtkosten gebildet. Bei dieser Kennzahl „Kosten pro m² Wasserfläche“ werden sämtliche anfallende Kosten (ohne Investitionen) durch die gesamte Wasserfläche je Freibad dividiert.

Der Mittelwert der Betriebskosten pro m² Wasserfläche beträgt **8,85 € / m²**. Da dieser Wert ohne die kalkulatorischen Kosten der jeweiligen Anlage gebildet wurde, bleibt zu bedenken, dass der eigentliche Betriebskostenwert höher, als der oben errechnete Betriebskostenwert liegt. Dennoch ist dieser Wert weit niedriger, als die durchschnittlichen Kosten pro m² Wasserfläche für Freibäder mit **157,49 € / m²** (Untersuchung zur Kostendeckung von Freibädern in Niedersachsen, Bund der Steuerzahler, 2004).

Der obige Abschnitt veranschaulicht deutlich den großen Anteil der Fixkosten an den Gesamtbetriebskosten pro m² gebaute Wasserfläche (vgl. **Tab. 9.4**, **Abbildung 9.6** und **9.7**). So sind zum Beispiel im Naturerlebnisbad Schöllkrippen von den Gesamt-

betriebskosten in Höhe von **7,67 €/ m² Wfl.** allein **7,21 €/ m² Wfl.** notwendig, um die anfallenden Personalkosten und die sonstigen Betriebskosten zu decken. Der relativ niedrige Fixkostenanteil im Naturerlebnisbad Lauenstein (Niedersachsen) und für das Bad Brück (Brandenburg) ist wiederum auf die fehlenden Daten der anfallenden Personalkosten zurückzuführen.

Durchschnittlich liegt der Fixkostenanteil bei ca. **69,1 %** der gesamten anfallenden Betriebskosten. Wie bereits in den vorhergehenden Kapiteln (vgl. **Abschnitt 9.1** Spezifische Investitionskosten und **9.2** Investitionskosten / Betriebskosten und prozentualer Anteil) dargelegt, ist auch dieser Mittelwert mit Bedacht zu verwenden und nicht als abgesicherter Richtwert zu sehen.

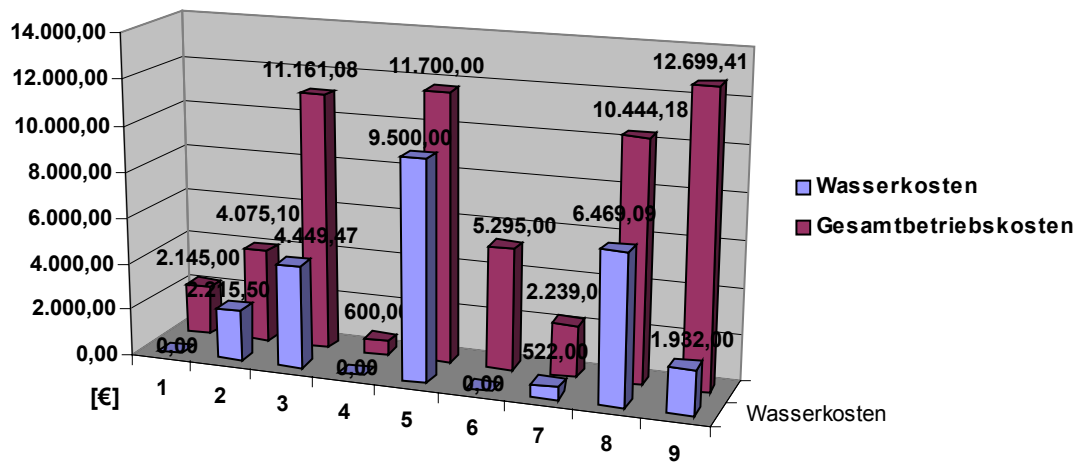
Mögliches Einsparpotential der Gesamtbetriebskosten ist je nach Betreiberform, Anlagenkonzept, o. ä. im verbleibenden Rest, d. h. in den Kosten für Verbrauchsgüter zu suchen. Dies setzt jedoch voraus, dass keine Personalveränderungen vorgenommen werden.

9.5 Betriebskostenanteile

9.5.1 Kostenanteil Wasser für das Jahr 2003

Tabelle 9.5: *Kostenanteil Wasser*

Bad	Wasser [€]	Gesamt [€]	prozentualer Anteil [%]
Schöllkrippen	0,00	2.145,00	0,00
Ullrichstein	2.215,50	4.075,10	54,37
Niestetal	4.449,47	11.161,08	39,87
Egenhofen	0,00	600,00	0,00
Lauenstein	9.500,00	11.700,00	81,20
LenneStadt	0,00	5.295,00	0,00
Saalhausen	0,00	5.295,00	0,00
Rothenkirchen	522,00	2.239,00	23,31
Wittenburg	6.469,09	10.444,18	61,94
	1.932,00	12.699,41	15,21



Schöllkrippen (1), Ullrichstein (2), Niestetal (3),
 Egenhofen (4), Lauenstein (5), LenneStadt (6),
 Rothenkirchen (7), Wittenburg (8), Brück (9)

Abbildung 9.8: *Kostenanteil: Wasser für das Jahr 2003*

Die **Abbildung 9.8** stellt den Anteil an Wasserkosten innerhalb der Betriebskosten für Verbrauchsgüter dar. Deutlich zu sehen ist der Einfluss der verschiedenen Bezugsquellen.

So sind z. B. die geringen Wasserkosten von 0,0 € / Saison für das Naturerlebnisbad Schöllkrippen (Bayern) darin begründet, dass eine eigene Quelle vorhanden ist, die den Schwimmteich speist. Gleiches gilt für die Naturerlebnisbäder Egenhofen (Bayern) und Lennestadt (Nordrhein Westfalen) (jeweils 0,0 €/ Saison).

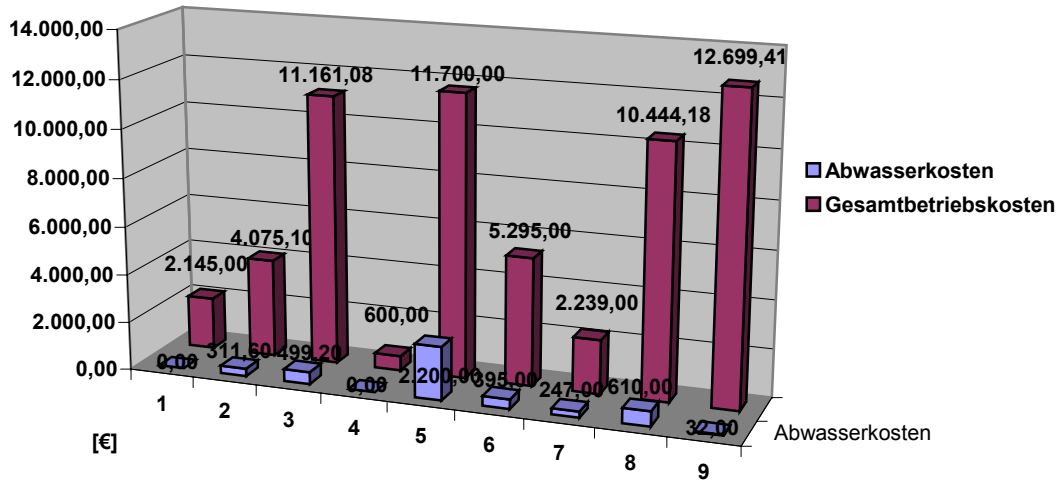
Im Gegensatz dazu betragen die Wasserkosten im Naturerlebnisbad Lauenstein, Niedersachsen pro Saison ca. 82 % der Kosten für Verbrauchsgüter. Im Naturerlebnisbad Wittenburg (Mecklenburg Vorpommern) sind es noch 62 %.

In diesem Zusammenhang kann durchschnittlich von ca. **46 %** der Verbrauchsgüterkosten für die auftretenden Wasserkosten ausgegangen werden. Wie bereits in den vorhergehenden Kapiteln erwähnt (vgl. **Kapitel 9.1 Spezifische Investitionskosten**, **9.2 Investitionskosten / Betriebskosten und prozentualer Anteil** und **9.3 Betriebskosten: Fixkostenanteil**), ist auch dieser Wert nur dazu geeignet eine ungefähre Abschätzung durchzuführen. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine eigene Quelle oder eigener Brunnen eine immense Senkung der Betriebskosten einer Schwimmteichanlage bedeuten. Nach Möglichkeit ist diese Variante der Wassergewinnung gegenüber einer Einspeisung aus dem öffentlichen Netz vorzuziehen.

9.5.2 Kostenanteil Abwasser für das Jahr 2003

Tabelle 9.6: *Kostenanteil Abwasser*

Bad	Abwasser [€]	gesamt [€]	prozentualer Anteil [%]
Schöllkrippen	0,00	2.145,00	0,00
Ullrichstein	311,60	4.075,10	7,65
Niestetal	499,20	11.161,08	4,47
Egenhofen	0,00	600,00	0,00
Lauenstein	2.200,00	11.700,00	18,80
Lennestadt			
Saalhausen	395,00	5.295,00	7,46
Rothenkirchen	247,00	2.239,00	11,03
Wittenburg	610,00	10.444,18	5,84
Brück	32,00	12.699,41	0,25



Schöllkrippen (1), Ullrichstein (2), Niestetal (3), Egenhofen (4), Lauenstein (5), LenneStadt (6), Rothenkirchen (7), Wittenburg (8), Brück (9)

Abbildung 9.9: Kostenanteil Abwasser für das Jahr 2003

Wie aus der **Abbildung 9.9** ersichtlich ist, sind die Kosten für die Abwasserentsorgung relativ gering. Sie betragen durchschnittlich **8,0 %** der Kosten für anfallende Verbrauchsgüter (nur zur Abschätzung geeignet). Ein möglicher wirtschaftlicher Einfluss von eigenen Abwasserbehandlungsanlagen, in Form von Absetzbecken o. ä., konnte nicht festgestellt werden.

9.5.3 Kostenanteil Strom für das Jahr 2003

Tabelle 9.7: Kostenanteil Strom

Bad	Strom [€]	gesamt [€]	prozentualer Anteil [%]
Schöllkrippen	600,00	2.145,00	27,97
Ullrichstein	1.548,00	4.075,10	37,99
Niestetal	5.534,11	11.161,08	49,58
Egenhofen	600,00	600,00	100,00
Lauenstein	473,18	11.700,00	4,01
LenneStadt	4.900,00	5.295,00	92,54
Saalhausen	1.470,00	2.239,00	65,65
Rothenkirchen	3.272,72	10.444,18	31,34
Wittenburg	27,91	12.699,41	0,22
Brück			

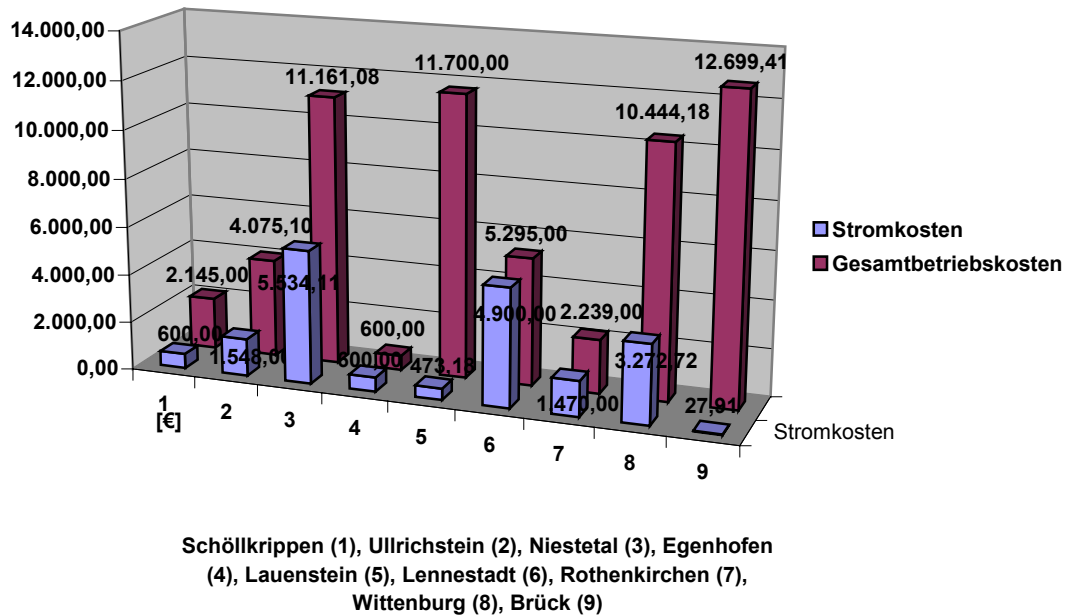


Abbildung 9.10: *Kostenanteil: Strom für das Jahr 2003*

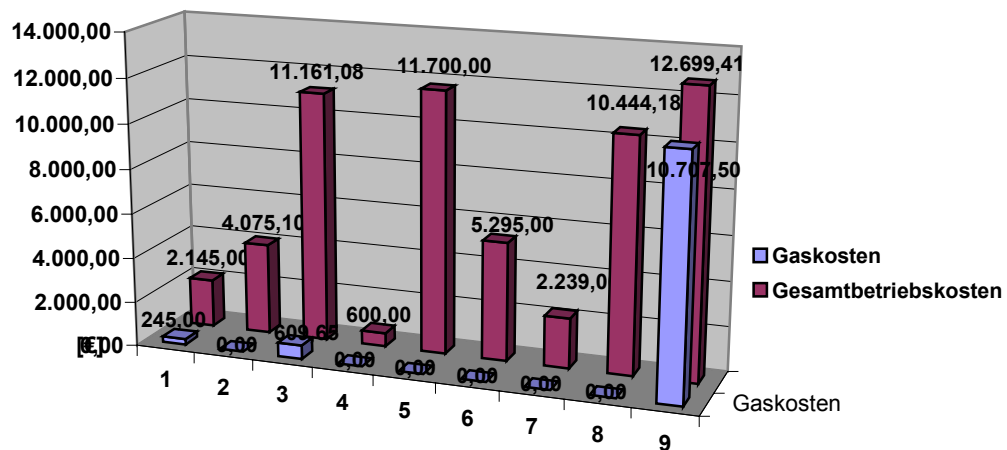
Die Kosten, die durch den Verbrauch von Strom, vorwiegend Pumpenbetrieb, entstehen, sind deutlich höher als die für die Abwasserentsorgung (Kanaleinleitungsgebühren). Im Mittel betragen sie ungefähr **45 %** der zu erwartenden Betriebskosten für Verbrauchsgüter.

Bei jeder öffentlichen Anlage werden Pumpen eingesetzt, um gezielt Wasserbewegungen innerhalb des Teiches zu erzeugen. Dies ist einer der Gründe, weshalb bei Kostenschätzungen die Stromkosten nicht vernachlässigt werden sollten. An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass eine genaue Kenntnis der Anlage und des Betreiberkonzeptes (z. B.: Pumpenanzahl, Leistungsentnahme etc.) notwendig ist um sinnvolle und vertretbare Kostendaten zu liefern.

9.5.4 Kostenanteil Gas für das Jahr 2003

Tabelle 9.8: *Kostenanteil Gas*

Bad	Gas [€]	gesamt [€]	prozentualer Anteil [%]
Schöllkrippen	245,00	2.145,00	11,42
Ullrichstein	0,00	4.075,10	0,00
Niestetal	609,65	11.161,08	5,46
Egenhofen	0,00	600,00	0,00
Lauenstein	0,00	11.700,00	0,00
LenneStadt	0,00	5.295,00	0,00
Saalhausen	0,00	2.239,00	0,00
Rothenkirchen	0,00	10.444,18	0,00
Wittenburg	0,00	10.444,18	0,00
	10.707,50	12.699,41	84,31



Schöllkrippen (1), Ullrichstein (2), Niestetal (3),
 Egenhofen (4), Lauenstein (5), LenneStadt (6),
 Rothenkirchen (7), Wittenburg (8), Brück (9)

Abbildung 9.11: *Kostenanteil Gas für das Jahr 2003*

Der Verbrauch an Gas ist so gering bzw. selten (vgl. **Abbildung 9.11**), dass er bei Kostenplanungen nur bei sehr genauer Kenntnis des Anlagenbetriebes berücksichtigt werden kann. Aus der **Abbildung 9.11** ist ersichtlich, dass nur 3 von 9 Anlagen einen Gasverbrauch nachweisen. Der überdurchschnittlich hohe Gasverbrauch bei dem Bad Brück (Brandenburg) lässt sich vermutlich dadurch begründen, dass eine eigene

Stromversorgung auf dem Gelände in Form eines BHKW existiert. Ein weiteres Indiz für diese Annahme sind die sehr niedrigen Stromkosten von **27,91 € / Saison** (vgl. **Abschnitt 9.5.3 Kostenanteil Strom, Abbildung 9.10**).

Die angegebenen Daten weichen so voneinander ab, dass die Bildung eines Durchschnittswertes als nicht sinnvoll erscheint und darauf verzichtet wird.

9.5.5 Kostenanteil: Sonstiges für das Jahr 2003

Tabelle 9.9: *Kostenanteil: Sonstiges*

Bad	Sonstiges [€]	Gesamt [€]	prozentualer Anteil [%]
Schöllkrippen	1.300,00	2.145,00	60,61
Ullrichstein	0,00	4.075,10	0,00
Niestetal	68,65	11.161,08	0,62
Egenhofen	0,00	600,00	0,00
Lauenstein	0,00	11.700,00	0,00
LenneStadt			
Saalhausen	0,00	5.295,00	0,00
Rothenkirchen	0,00	2.239,00	0,00
Wittenburg	92,37	10.444,18	0,88
Brück	0,00	12.699,41	0,00

Der Anteil sonstiger Betriebskosten ist so gering, dass er kaum berücksichtigt bzw. vernachlässigt werden kann. Selbst der genaueste Planer kann nicht alle Unwägbarkeiten und Faktoren bedenken. Zur Deckung möglicher, nicht bedachter Kosten kann ein geringer Prozentsatz der Betriebskosten zur Deckung eingerechnet werden. In der Regel sollten **5 bis 10 %** ausreichen, um diesen Kostenfaktor abzusichern.

9.6 Kosten pro Öffnungstag

Tabelle 9.10: *Kosten pro Öffnungstag*

Bad	Öffnungstage [d]	Betriebskosten [€]	Kosten pro Öffnungstag [€/ d]
Schöllkrippen	130	35.273,00 €	271,33
Ullrichstein	78	16.725,10 €	214,42
Niestetal	123	48.264,08 €	392,39
Egenhofen	nicht angegeben	5.600,00 €	0,00
Lauenstein	138	16.600,00 €	120,29
Lennestadt Saalhausen	108	29.172,52 €	270,12
Rothenkirchen	123	26.568,64 €	216,01
Wittenburg	123	29.111,17 €	236,68
Brück	107	15.232,00 €	142,36

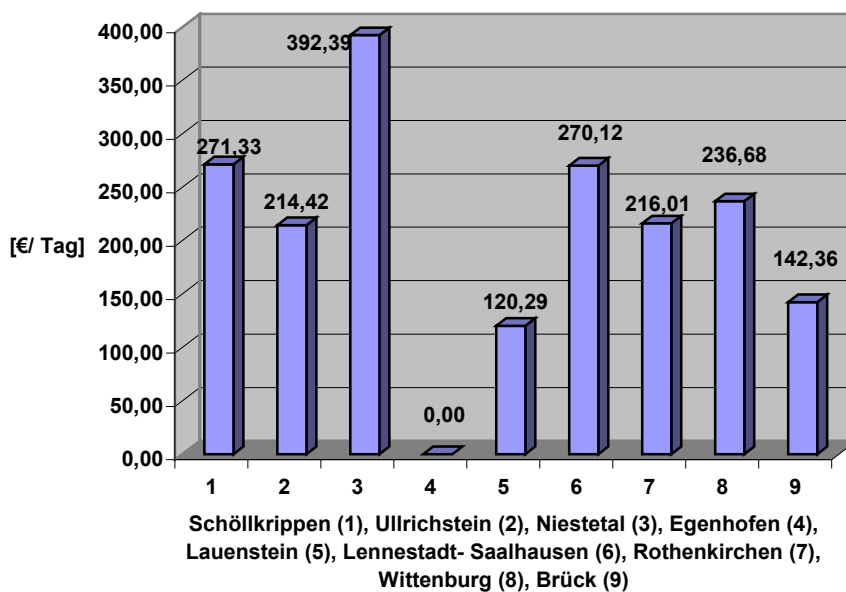


Abbildung 9.12: *Kosten pro Öffnungstag*

Definition: Als weitere Kennzahl zur Einordnung der wirtschaftlichen Situation der Freibäder werden die Kosten je Öffnungstag herangezogen. Die Kennzahl wird aus dem Quotienten aus Gesamtkosten und Öffnungstagen ermittelt. Diese Kennzahl verdeutlicht, welche Kosten der Badbetrieb an einem Betriebstag verursacht. Wenige Öffnungstage bzw. eine kurze Badesaison

lassen die Kennzahl in die Höhe schnellen, weil auch an geschlossenen Tagen fixe Kosten für Personal und dergleichen anfallen.

Der Mittelwert der errechneten Kosten pro Öffnungstag für die befragten Schwimmteichanlagen beträgt **232,95 € / Tag**. Auch dieser Wert wurde ohne die Kenntnis der kalkulatorischen Kosten gebildet, d. h. die tatsächlichen Kosten pro Öffnungstag sind höher. Dennoch liegt dieser Wert weit unter der Größenordnung für Freibäder mit **1.661,45 €** pro Öffnungstag (Untersuchung zur Kostendeckung von Freibädern in Niedersachsen, Bund der Steuerzahler, 2004).

9.7 Einnahmen

Die befragten Naturerlebnisbäder konnten aufgrund der Angaben zu den Einnahmen in fünf Gruppen eingeteilt werden.

Die **erste Gruppe** besteht aus den Anlagen, die sich hauptsächlich über die Eintrittsgelder finanzieren, wie das Naturerlebnisbad Schöllkrippen (Bayern), das Naturbadebiotop Ullrichstein (Hessen), das Naturerlebnisbad Lennestadt- Saalhausen (Nordrhein Westfalen) und das Bad Brück (Brandenburg).

Tabelle 9.11: Einnahmenübersicht Gruppe 1 für das Jahr 2003

	Eintrittsgelder [€/ m ²]	Pachten [€/ m ²]	Mitgliedsbeiträge [€/ m ²]	Werbeeinnahmen [€/ m ²]	Sonderveranstaltungen [€/ m ²]
Schöllkrippen	17,39	0,87	0,00	0,87	1,52
Ullrichstein	5,79	0,00	0,00	0,00	0,00
Lennestadt	17,59	0,00	1,10	0,00	0,00
Brück	5,33	0,14	0,00	0,00	0,00

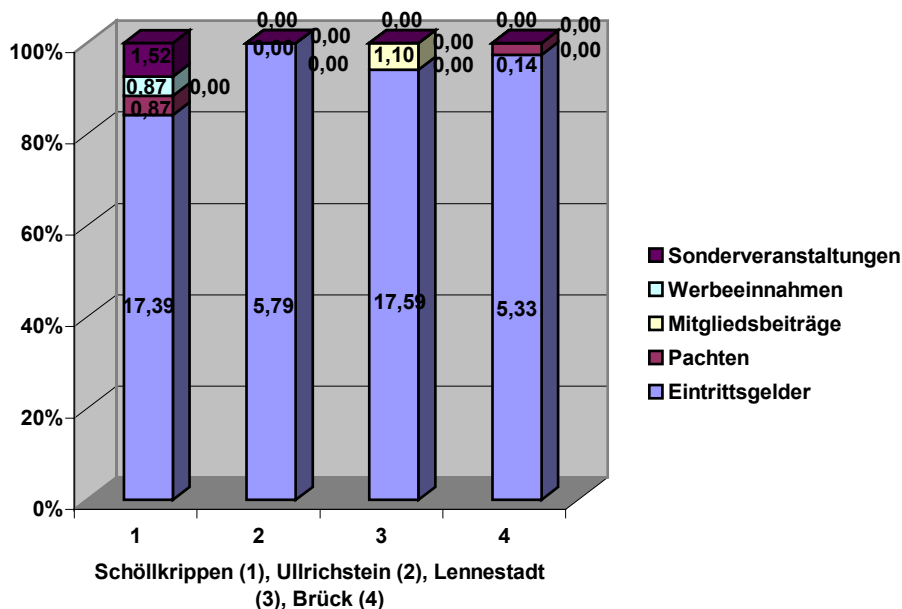


Abbildung 9.13: prozentuale Verteilung der Einnahmen

Die **zweite Gruppe** setzt sich aus Anlagen zusammen, die über Eintrittsgelder und Mitgliedsbeiträge getragen werden.

Tabelle 9.12: Einnahmenübersicht Gruppe 2 für das Jahr 2003

	Eintrittsgelder [€/ m ²]	Pachten [€/ m ²]	Mitgliedsbeiträge [€/ m ²]	Sonderveranstaltungen [€/ m ²]
Rothenkirchen	8,93	0,47	3,24	0,19

Wegen der geringen Anlagenanzahl kann nicht wirklich von einer *Gruppe* gesprochen werden. Es ist jedoch sehr wahrscheinlich, dass diese Aufteilung der Einnahmen auch bei weiteren Naturbädern anzutreffen ist. Da lediglich eine Anlage diese Aufteilung aufweist, wird auf eine graphische Darstellung verzichtet.

Die **dritte Gruppe** setzt sich aus den Anlagen zusammen, deren bedeutendste Einnahmequelle aus den Mitgliedsbeiträgen besteht.

Tabelle 9.13: Einnahmenübersicht Gruppe 3 für das Jahr 2003

	Mitgliedsbeiträge [€/ m ² *Saison]
Egenhofen	13,50

Auch hier wird auf eine graphische Darstellung verzichtet, da weitere Einnahmen für das Naturerlebnisbad Egenhofen nicht angegeben wurden.

Die **vierte** und letzte **Gruppe** besteht aus Anlagen, deren Einnahmen sich vornehmlich aus Pachten zusammensetzen.

Tabelle 9.14: Einnahmenübersicht: Gruppe 4 für das Jahr 2003

	Pachten [€/ m ² *Saison]
Niestetal	0,39

Die Einnahmen aus den Pachten sind so gering, dass eine graphische Darstellung nicht notwendig ist.

Die **Abbildung 9.13** verdeutlicht einen wichtigen Sachverhalt. Die Einnahmen aus den Eintrittsgeldern haben den größten bzw. den häufigsten Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der Schwimmteichanlagen (4 von 9 Anlagen).

Mitgliedsbeiträge können je nach Betreiberform die Eintrittsgelder als Haupteinnahmequelle ablösen. Dies trifft auf den Naturbadeverein Egenhofen (Bayern) zu (vgl. **Tabelle 9.13**). Als eingetragener Badeverein wird die Schwimmteichanlage hauptsächlich über die Mitgliedsbeiträge finanziert. Eintrittspreise werden nicht erhoben. Die Naturerlebnisbäder Lauenstein (Niedersachsen) und Lennestadt- Saalhausen, (Nordrhein Westfalen) werden zusätzlich durch einmalige Zuschüsse unterstützt. Diese Anlagen wurden erst im Jahr 2003 fertiggestellt und haben somit eine einmalige Förderung seitens des Bundes erhalten. Zuschüsse können nur in die Finanzierbarkeit der notwendigen Investitionskosten eingerechnet werden. Bei der Betrachtung der laufenden Kosten sollten sie keine Beachtung finden.

Die Einnahmen aus Pachten (z. B.: Naturerlebnisbades Niestetal (Hessen) 0,39 € / m² * Saison), Werbeeinnahmen, Sonderveranstaltungen, Spenden oder Sonstiges sind bisher so gering, dass sie vernachlässigt werden können.

9.8 Gegenüberstellung der Betriebskosten und Einnahmen

Tabelle 9.15: Gegenüberstellung der Betriebskosten und Einnahmen für das Jahr 2003

Bad	laufende Kosten [€]	Einnahmen [€]	laufende Kosten pro m ² Wfl. [€ / m ² Wfl.]	Einnahmen pro m ² Wfl. [€ / m ² Wfl.]
Schöllkrippen	35.273,00 €	95.000 €	7,67	20,65
Ullrichstein	16.725,10 €	7.000 €	13,84	5,79
Niestetal	48.264,08 €	1.250 €	15,08	0,39
Egenhofen	5.600 €	13.501 €	5,60	13,5
Lauenstein	16.600 €	5.200 €	5,96	1,86
Lennestadt Saalhausen	29.172,52 €	27.114 €	20,12	18,7
Rothenkirchen	26.568,64 €	42.224 €	8,08	12,83
Wittenburg	29.111,17 €	0	8,84	0
Brück	15.232 €	15.316 €	5,44	5,47

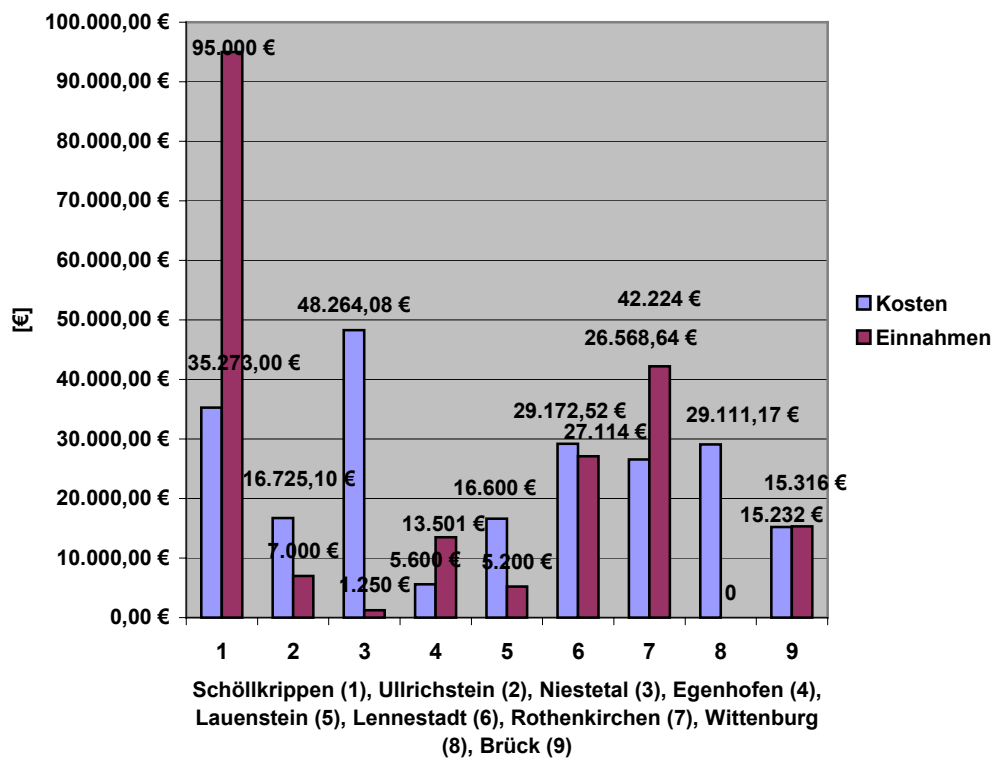


Abbildung 9.14: Gegenüberstellung der Betriebskosten und Einnahmen

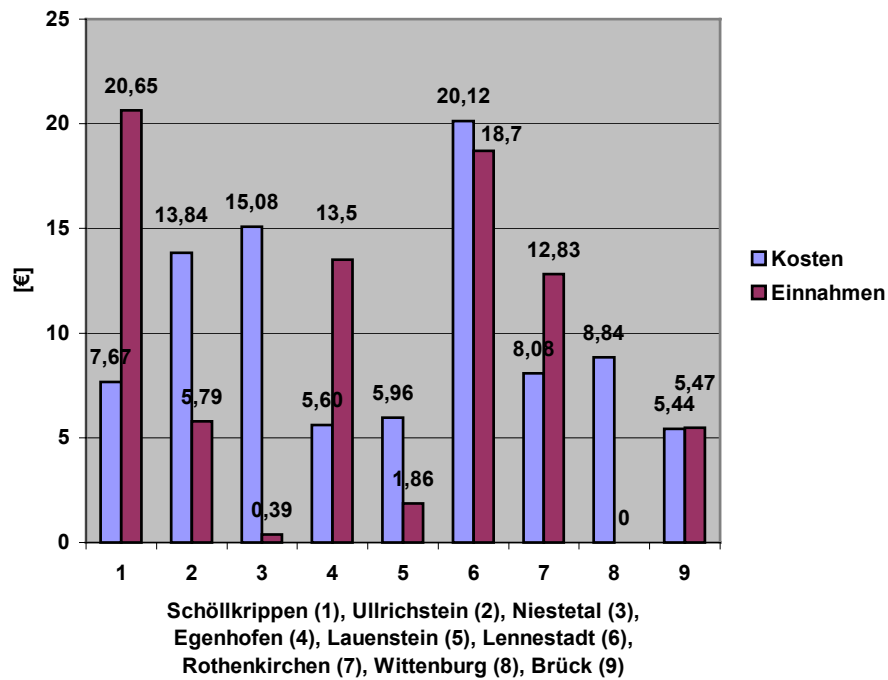


Abbildung 9.15: Gegenüberstellung der Betriebskosten und Einnahmen, spezifisch

Definition: Der Kostendeckungsgrad ist das Verhältnis der Einnahmen (Erlöse) zu den Ausgaben (Kosten) und sagt aus, in welchem Umfang die erwirtschafteten Einnahmen ausreichen, die anfallenden Ausgaben zur Aufrechterhaltung des Betriebes zu decken.

Aus der **Abbildung 9.15** ist deutlich sichtbar, dass bei 4 von 9 Anlagen die laufenden Einnahmen über den anfallenden Betriebskosten liegen. Da die kalkulatorischen Kosten der jeweiligen Anlagen nicht in diesen Vergleich miteingerechnet wurden, ist es im Einzelfall durch fortführende Gespräche mit den Betreibern zu prüfen, wie sich das tatsächliche Einnahmen / Gesamtkosten-Verhältnis darstellt.

Im Naturerlebnisbad Schöllkrippen (Bayern) sind die Betriebskosten bereits mit 37 % der Einnahmen gedeckt. Das Naturerlebnisbad Egenhofen deckt die anfallenden Betriebskosten mit 42 % der Einnahmen. Es ist zu bedenken, dass bei dieser Kosten-Einnahmen-Betrachtung die einmaligen Zuschüsse in Höhe von 25.000,00 € für die betreffenden Schwimmteichanlagen (Lauenstein (Niedersachsen) und Lennestadt-Saalhausen (Nordrhein-Westfalen)) nicht miteingerechnet werden dürfen. Aus dem Grund ist für das Naturerlebnisbad Lauenstein (Nordrhein Westfalen) und Lennestadt - Saalhausen die Kostendeckung für die folgenden Betriebsjahre Jahre nicht gegeben. Für die Anlage Lennestadt-Saalhausen (Nordrhein-Westfalen) ergibt sich eine ähnliche Kosten-Einnahmen-Situation.

Die höchsten anfallenden Kosten weist das Naturerlebnisbad Niestetal (Hessen) auf. Die jährlichen Einnahmen betragen lediglich ca. 3 % der anfallenden Kosten.

Durch die sehr unterschiedliche Einnahmenstruktur ist es schwierig, einen Schätzwert anzugeben. Ein sehr vorsichtig zu verwendender Schätzwert für den Kostendeckungsgrad liegt bei ca **104 %**. Der wirkliche Kostendeckungsgrad ist geringer, da die kalkulatorischen Kosten nicht eingerechnet wurden. Der Kostendeckungsgrad für Freibäder beträgt lediglich **36,2 %** (Untersuchung zur Kosten- deckung von Freibädern in Niedersachsen, Bund der Steuerzahler, 2004).

Dieser hohe Kostendeckungsgrad ist bei Naturteichanlagen jedoch nicht der Regelfall, wie die Anlagen Ullrichstein (Hessen), Niestetal (Hessen) und Wittenburg (Mecklenburg-Vorpommern) belegen.

9.9 Zusammenfassung

Anhand der gesammelten Betriebsdaten konnten die folgenden Richt- bzw. Schätzwerte für die Kostensituation zu planender Schwimmteichanlagen gebildet werden:

- Die spezifischen Investitionskosten betragen ca. **296,00 € pro m² gebaute Wasserfläche**.
- Die zu erwartenden Betriebskosten betragen im Durchschnitt **4,4 %** der notwendigen Investitionskosten und liegen bei ca. **8,85 €/ m² Wasserfläche**
- Der Fixkostenanteil, d. h. Personalkosten und sonstige Betriebskosten (Wasseruntersuchungen, Schornsteinfegerarbeiten, etc.), liegt durchschnittlich bei ca. **69,1 %** der gesamten anfallenden Betriebskosten.
- Der Anteil der Kosten für die Verbrauchsgüter beträgt ca. **31 %** der Gesamtbetriebskosten einer Schwimmteichanlage.

Die jeweiligen Anteile der Verbrauchsgüter, Wasser, Abwasser, Strom, Gas, Sonstiges, setzen sich wie folgt zusammen:

- Durchschnittlich betragen die auftretenden Wasserkosten ca. **46 %** der Kosten für Verbrauchsgüter.
- Die Abwasserkosten betragen durchschnittlich **8,0 %** der Kosten für anfallende Verbrauchsgüter.
- Im Mittel betragen die Stromkosten ungefähr **45 %** der zu erwartenden Betriebskosten für Verbrauchsgüter.
- Die Bildung eines Schätzwertes erschien für die zu erwartenden Gaskosten aufgrund der wenigen Daten als nicht sinnvoll.
- Zur Deckung möglicher, nicht bedachter sonstiger Kosten kann ein geringer Prozentsatz der Betriebskosten zur Deckung eingerechnet werden, in der Regel **5 bis 10 %**.
- Die zu erwartenden Kosten pro Öffnungstag betragen im Mittel **232,95 €/ Tag**.

Für den wichtigsten Punkt, die Deckung der laufenden Kosten, ergab sich folgender Zusammenhang:

- Der Kostendeckungsgrad beträgt ca. **104 %**.

Tabelle 9.16: *Zusammenstellung aller ermittelten Schätzwerte*

spezifische Investitionskosten	296,0 €/ m ² Wfl.
Betriebskosten in Abhängigkeit der Investitionskosten	4,4 %
Fixkostenanteil der Betriebskosten	69,1 %
Anteil der Kosten für Verbrauchsgüter	31 %
Kostenanteile der Verbrauchsgüter	
Kostenanteil für Wasser	46,0 %
Kostenanteil für Abwasser	8,0 %
Kostenanteil für Strom	45,0 %
Kostenanteil für Gas	nicht ermittelbar
Kostenanteil für Sonstiges	5,0 - 10,0 %
Kostendeckungsgrad	104 %

Tabelle 9.17: *Vergleich der Schwimmteichdaten mit Daten von Freibädern*

	Schwimmteichanlagen	Freibäder
Betriebskosten pro m² Wasserfläche	8,85 €/ m ²	157,49 €/ m ²
Kosten pro Öffnungstag	232,95 €/ Tag	1.661,45 €/ Tag
Kostendeckungsgrad	192 %	36,2 %

Es hat sich herausgestellt, dass eine öffentliche Schwimmteichanlage durchaus wirtschaftlich, d. h. kostendeckend betrieben werden kann und nicht als ein ständiger Subventionsbetrieb angesehen werden sollte. Es kann jedoch nicht pauschal gesagt werden, dass jede geplante Anlage diesen Zustand garantiert (vgl. **Abschnitt 9.8 Betriebskosten / Einnahmen**). Auch bei einem entsprechenden Grundlagenwissen während der Planung und dem nachfolgenden Betrieb können Kosten entstehen, die einfach nicht kalkulierbar sind.

Fazit: Mit den aus dieser Umfrage gebildeten Richtwerten können ungefähre Kostenschätzungen für geplante Schwimmteichanlagen durchgeführt werden. Betreiber und Planer sind in der Lage, die zu erwartenden Kosten in einer klaren Größenordnung zu bestimmen. Für genaue Kostenberechnungen sollten die Werte allerdings nur sehr vorsichtig verwendet werden und das nur bei genauer Kenntnis der Anlage und des späteren Betreiberkonzeptes.

10 Ausblick

Die groben Schätzwerte, die in dieser Arbeit errechnet wurden, stellen eine erste Grundlage dar, mit der die Kosten für zu planende Naturerlebnisbäder in klaren Größenordnungen festgelegt werden können. Es ist jedoch zu bedenken, dass die gebildeten Mittelwerte mit teilweise recht großen Unsicherheiten behaftet sind. Daher sind weiterführende Umfragen und Untersuchungen zur Klärung spezieller Probleme und Unsicherheiten, insbesondere zu Kostendaten und deren Qualität notwendig.

Es ist darauf hinzuweisen, dass im verschickten Fragebogen die Daten für das Betriebsjahr **2003** abgefragt wurden. In diesem Jahr gab es einen sehr warmen Sommer, der den Freibädern und Naturteichanlagen Höchstwerte an Besucherzahlen brachte. Um einen aussagekräftigen Vergleich zwischen den Wetterlagen und den daraus resultierenden wirtschaftlichen Folgen zu bekommen, müsste die gleiche Umfrage für einen schlechten Sommer durchgeführt werden.

Ausschlaggebend für diese enge zeitliche Eingrenzung der Daten war, dass bei einem Großteil der befragten Anlagen das Baugeschehen erst 2002 bzw. 2003 abgeschlossen wurde. Daher musste die Umfrage auf das Betriebsjahr 2003 beschränkt werden. In diesem Zusammenhang wäre eine zweite Umfrage in 3 bis 5 Jahren sehr interessant, da so die Entwicklung der Betriebskosten der neu gebauten Anlagen verfolgt werden könnte.

Die optimale Lösung ist eine Untersuchung über einen Zeitraum von drei oder vielleicht fünf Jahren (Drei- oder Fünfjahresmittel). Diese Variante würde gut abgesicherte und qualitativ aussagekräftige Kostenwerte liefern, die ohne Probleme mit Wirtschaftlichkeitsstudien anderer Bäderarten verglichen werden könnten.

Für den Schlechtwetterbetrieb der Naturerlebnisbäder ist die Kenntnis weiterer Fragen von hohem Interesse:

- Wie groß ist die wirtschaftliche Pufferkapazität der Anlagen, d. h. ab welchem Schlechtwetterzeitraum sind die anfallenden Betriebskosten durch die Einnahmen nicht mehr gedeckt?
- Sind kleinere oder größere Anlagen besser geeignet, Schlechtwetterperioden und die damit verbundenen wirtschaftlichen Schwankungen auszugleichen?

- Wie verändern sich die Betriebskosten neu errichteter Schwimmteichanlagen in den ersten 3 bis 5 Betriebsjahren?

Dies ist nur eine kurze Liste von Fragen, die für den Betreiber eines Naturerlebnisbades von hohem Interesse sein dürften und für deren Beantwortung in den nächsten Jahren weiterer Forschungsbedarf besteht.

11 Verzeichnisse

11.1 Quellenverzeichnis

11.1.1 Veröffentlichungen

BARTH, W.- E., 1995; „Naturschutz: Das Machbare“, 2. Auflage, Hamburg & Berlin: Parey Verlag

BUNDESVERBAND DER UNFALLKASSEN (Hrsg.), 1984; „Sicherheitsregeln für Bäder“, GUV 18.14

CARLSON, S., 1967; „Zur Hygiene der Freibadegewässer und öffentlichen Schwimmbäder. Infektionsrisiko- Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit“, in: Archiv des Badewesens Heft 4/ 1967, S. 146- 149

DAUBNER, L., 1984; „Mikrobiologie des Wassers“, 2. Auflage, Berlin: Akademieverlag

DER SCHWIMMTEICH, „Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb“, 1. Jahrgang, Ausgabe 3- 2004 und 1- 2005

DOBLER, A. und FLEISCHER, W., 1997; „Der Schwimmteich im Garten–Anlage, Bepflanzung, Betreuung“, Wien, München, Zürich: Orac- Verlag

ERDMANN, 1970; „Hygiene der Freibäder aus der Sicht des Amtsarztes“, Archiv des Badewesens, 23. Jahrgang, Heft 9, Seite 352- 354

FLINDT, B., 1985; „Naturschutz: Das Machbare“, 2. Auflage, Hamburg und Berlin: Parey, Barth, W. –E. (Hrsg.)

FORSBERG, C. und RYDING, S., 1980; „Eutrophication Parameters and Trophic State Indices in 30 Swedish Waste Water Receiving Lakes“, Archiv für Hydrobiologie 89, Heft1/2, Stuttgart, S. 189- 207

FREYTAG, B., 1975; „Hygienische Gesichtspunkte für das Baden in Seen, in: Wasser für die Erholungslandschaft, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie“, Band 26, R. München: Oldenburg

- GUNKEL, G.**, 1996; „Renaturierung kleiner Fließgewässer, Ökologische und Ingenieur-technische Grundlagen“, Jena [u. a.]: Fischer Verlag
- HAMM, A.**, 1975; „Eutrophierungsprobleme am Freudensee, einem Badensee mit Ländlichem Einzugsgebiet“, in: Wasser- und Abwasserforschung, Nr. 2/ 75, S. 42- 46
- HEISS, R. und EICHNER, K.**, 1984; „Haltbarmachung von Lebensmitteln“, Berlin, Heidelberg: Springer Verlag
- HÖLL, K.**, 1986; „Wasser-Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie“, 7. Auflage, Berlin, New York: Walter Gruyter
- HÜTTER, L. A.**, 1992; „Wasser und Wasseruntersuchung, Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren“, 5. Auflage, Aarau, Frankfurt am Main, Sauerländer Verlag
- KÄRNTNERISCHE LANDESREGIERUNG (Hrsg.)**, 1999; „Kärntner Seenbericht 1999“, Abt. 15 Umweltschutz, Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung Nr. 13, Klagenfurt: Kärntner Landesregierung
- KLAPPER, H.**, 1992; „Eutrophierung und Gewässerschutz, Wassergütebewirtschaftung, Schutz und Sanierung von Binnengewässern“, 1. Auflage, Jena, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag
- KNOFLACHER, H.- M.; BERGHOLD, H. & KATTER R.**, 1990; „Auswirkungen von Flachwasserzonen in Baggerteichen, Graz: Forschungsgesellschaft Joanneum Ges.m.b.H.
- KOHL, W.**, 1973; „Zur Frage der Verunreinigung von Flüssen und Seen mit Hilfe bakteriologischer Parameter“, Schriften des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse; Bericht über das 113. Vereinsjahr, Wien, S. 40- 68
- KOHL, W.**, 1975 a; „Über die Beurteilung bakteriologischer Untersuchungen für die Beurteilung von Fließgewässern - dargestellt am Beispiel der österreichischen Donau“, Archiv der Hydrobiologie, Suppl. 44, Stuttgart, S. 392- 461

- KOHL, W.**, 1975; „Badegewässer, Ursachen ihrer Beeinträchtigung - Maßnahmen zu ihrer Erhaltung“, Schriften des Vereines zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse in Wien, Bericht über das 114. Vereinsjahr, Wien, S. 145- 171
- KOHL, W.**, 1979; „Neuere Entwicklungen auf dem Gebiet der Hydrobakteriologie zur Kennzeichnung der Gewässergüte“, Wasser und Abwasser, Band 22, Verlag Winkler & Co., Wien, S. 159- 175
- KOHL, W.**, 1988; „Badewasserqualität in der neuen Donau - derzeitiger Zustand und Perspektiven“, in: Perspektiven, Magazin für Stadtgestaltung und Lebensqualität, Nr. 9/ 10/ , 1998, Wien: Compress, S. 77- 80
- KOK-** Koordinierungskreis Bäder (Hrsg.), 1996; „Richtlinien für den Bäderbau“, (Red.: M. Checka), 3. Auflage, Essen: Wehlmann
- KOK-** Koordinierungskreis Bäder (Hrsg.), 1996; „Richtlinien für den Bäderbau“, 3. Auflage, Essen: Eigenverlag
- KOK-** Koordinierungskreis Bäder (Hrsg.), 1982; „Richtlinien für den Bäderbau“, 2. Auflage, Essen: Eigenverlag
- KROTMAYER, H. M.**, 1993; „Öffentliches Schwimmbad - voll biologisch“, Gärtnerbörse - Gartenwelt, 40/ 93, Aachen: Georgi
- KROTMAYER, H. M.**, 1994; „Pflanzen für die Umwelt, Wasserreinigung durch Pflanzen: Dokumentation des PLANTEC- Schwerpunktes '93“, Internationale Fachmesse für Gartenbau, Frankfurt am Main, 30.10.1993 [Red.: Bettina Bense], Zentralverband Gartenbau (Hrsg.), Bonn: Fördergesellschaft Gartenbau
- KUCKLENTZ, V. und HAMM, A.**, 1988; „Möglichkeiten und Erfolgsaussichten der Seenrestaurierung“, 2. Auflage, München: Dissertations- und Fotodruck Frank GmbH.
- LAMPERT, W. und SOMMER, U.**, 1993; Limnoökologie, Stuttgart: Thieme Verlag
- LOOF, M.**, 1992; „Langzeituntersuchungen zur Persistenz von E. coli in Wässern unterschiedlicher Zusammensetzung“. Zbl. Hyg. 193, Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag, S. 379- 394

Mc FETERS, G. und **STUART, W.**, 1972; zit. Tiefenbrunner, F. & Psenner, R., 1975

MÜLLER, G. und **WIMMER, W.**, 1984; „Die Baggerseen Österreichs“, Amtliches OÖ, Wassergüteatlas, Linz

MÜLLER, H., 1992; „Die Sensitivität und Spezialität der Flexibacter, Sporocytophaga-Gruppe als Indikatorsystem zur Trinkwasserüberwachung im Vergleich mit Koloniezahl, coliformen Keimen und Escherichia Coli“, in: Forum Stadthygiene, September/Oktober 1993, Nr. 5, Berlin, Hannover: Patzer Verlag, S. 257- 261

MÜLLER, H. E., 1993; „Hygienische Relevanz der verschiedenen mikrobiologischen Markerkeime für die Beurteilung von Badewasser“, in: Archiv des Badewesens, Heft 8, S. 364- 371

MÜLLER, H. E., 1999; „Über reale und irrealen Infektionsrisiken beim Baden in Oberflächengewässern“, Gesundheitswesen 61, S. 473- 476, Sonderdruck, Stuttgart, New York: Georg Thieme Verlag

MÜLLER- WESTERMEIER, G., 1996; „Klimadaten von Deutschland, Zeitraum 1961- 1990“, Offenbach am Main: Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes (Verlag & Hrsg.)

ODUM, E. P., 1983; „Grundlagen der Ökologie“, Band 2, Standorte und Anwendung, 2. Auflage, Stuttgart, New York: Thieme Verlag

PETRICH, P., 1998; „Swimming-Teiche – eine natürliche Alternative zu Freibadenbädern?“, Saunabetrieb & Bäderpraxis, 2/98, S. 32- 40

POPP, W., 1985; „Die Rolle der Makrophyten in Gewässern aus bakteriologischer Sicht“, in: Schadstoffbelastung und Ökosystemschutz im aquatischen Bereich, R. Odenburg Verlag, München, Wien, S. 475- 495

REPLOH, H., 1953; zit. nach Carlson, 1967

RHEINHEIMER, G., 1991; „Mikrobiologie der Gewässer“, 5. Auflage, Jena, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag

SAMPL, H. et. al., 1989; „Seereinhaltung in Österreich“, Fortschreibung 1989- 1987

- SCHARF, R.**, 1991; „Zur Situation der Bäder und Badegewässer aus der Sicht der Hygienikers“, Archiv des Badewesens 10/ 1991
- SCHARF, R.**, 1998; „Risikoarme Badefreuden?“, Saunabetrieb und Bäderpraxis, Nr. 2, S. 24- 31
- SCHMIDT, E.**, 1978; „Ökosystem See - Das Beziehungsgefüge der Lebensgemeinschaft im eutrophen See und die Gefährdung durch zivilisatorische Eingriffe“, 3. Auflage, Heidelberg: Quelle und Meyer
- SCHULZ, L.**, 1981; „Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste“, in: Zentralblatt für Bakteriologie und Hygiene, I. Abt. Org. B 173, §528- 548
- SCHWÖRBEL, J.**, 1986; „Methoden der Süßwasserbiologie“, 3. Auflage, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag
- SCHWÖRBEL, J.**, 1987; „Einführung in die Limnologie“, 6. Auflage, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag
- SCHWÖRBEL, J.**, 1993; „Einführung in die Limnologie“, 7. Auflage, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag
- STEINBERG, C. und KOHMANN, F.**, 1982; „Ist der Wasserfloh im See nur zum Gefressenwerden da“, Fischer und Teichwirt, JG. 33, Heft 11/1982, S 332- 337
- STEINBERG, C. und MELZER, A.**, 1992; „Stoffkreisläufe in Binnengewässern“, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg. Und Verleger), München
- STEINBERG, C. und SCHRIMPF, A.**, 1980; „Phosphoranalytik - Ein gelöstes Problem?“, Vom Wasser, 55. Band, Weinheim- Deerfield Beach Florida, Basel
- STENGER, U.; POMMERENING, C. und PAULEßEN, M.**, 1999; „Naturerlebnisbad“, Hrsg. Naturerlebnisbad Lauenstein e. V., Flecken- Salzhemmendorf: Eigenverlag
- STUDIENARBEIT**, „Erstmalige Erstellung, Durchführung, Dokumentation und Präsentation eines Betriebsvergleiches bestehender Naturbadanlagen“, Lehrstuhl Siedlungswasserwirtschaft, Bauhaus Universität Weimar, (unveröffentlicht)

TASPO, 1999 b; „Naturteiche als Alternative zum Freibad“, Nr. 21/ 99, S. 10

TASPO, 1999 c; „Schwimmteiche funktionieren - ob privat oder kommunal“, Nr. 21/ 99, S. 8

TICHY, A., 1989; „Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch kleine Grundwasserteiche.“,
Diplomarbeit am Institut für Wasserversorge, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft,
Abt. F. Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz, Wien:
Universität für Bodenkultur

TIEFENBRUNNER, F. und PSENNER, R., 1975; „Vergleichende hygienische- und
mikrobiologische Untersuchungen von unterschiedlich belasteten Badeseen“,
Schriftenreihe Ver. Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin Dahlem, H. 43,
Stuttgart, S. 65- 81

TIEFENBRUNNER, F., 1998; „Die Probenahmen von Wasser“, in: Selent, K. D. & A. Gruppe
(Hrsg.), Essen: Oldenbourg.

TÜMPLING et. al., O. J., „Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung“, Bd. 2.

VERWALTUNGSGEMEINSCHAFT RANIS- ZIEGENRÜCK, 1999; Verwaltungsgemeinschaft
Ranis - Ziegenrück, Nordhorn: BVB- Verlagsgesellschaft

WEIXLER, R. und HAUER, W., 1998; „Garten- und Schwimmteiche, Bau – Bepflanzung –
Pflege“, Graz, Stuttgart: Leopold Stocker

WEWER, M., 1992; „Pflanzenkläranlagen im Vergleich – Klärleistung, Vorteile und Probleme“,
Hrsg. Argument, Arbeitsgemeinschaft für Umweltforschung und
Entwicklungsplanung e. V.

WIEDENMANN, A.; LANGHAMMER, W. und BOTZENHART, K., 1988; „Enterobakterien als
Qualitätskriterium bei Roh-, Trink- und Badewasser – vergleichende Untersuchung
über das Vorkommen von Enterobakterien, Escherichia coli, coliformen Keimen,
Koloniezahl, Fäkalstreptokokken und Pseudomonas aeruginosa“, in: Zbl. Bakt. Hyg.
B 187, S. 91- 106

WOHLRAB, R. und EMEIS, C.C., 1956 „Zur Hygiene Ländlicher Freibäder“, in: Desinfektion
und Gesundheitswesen, 48. Jahrgang, Heft 7/ 1956, S. 97- 98

11.1.2 Gesetze, Richtlinien, Empfehlungen und Verordnungen

Infektionsschutzgesetz (IfSG), Bundesgesetzesblatt

Bäderhygieneverordnung (BhygV, 1998; Celex- Nr.: 376L0160, 390L0656, 391L0692, Bundesgesetzesblatt für die Republik Österreich, ausgegeben am 3. Dezember 1998, Teil 2

DIN 4049- 2, 1990; „Hydrologie, Begriffe in Bezug auf die Qualität des Wassers“

EG- Richtlinien- Entwurf, 2002; Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Qualität der Badegewässer, Brüssel

Empfehlung des Umweltbundesamtes, 2003; „Hygienische Anforderungen an Kleinbadeteiche (künstliche Schwimm- und Badeteichanlagen“

Hessische Verordnung über die Qualität der Badegewässer

Richtlinienentwurf der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V., 2003; „Empfehlungen für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von öffentlichen Schwimm- und Badeteichanlagen“, Bonn

ÖNORM EN ISO 7887 (1995); „Wasserbeschaffenheit, Untersuchung und Bestimmung der Färbung“, Wien: Österreichisches Normungsinstitut

ÖNORM M 6230- 1, 1998; „Anforderungen an die Beschaffenheit von Badegewässern“, Wien: Österreichisches Normungsinstitut

ÖNORM M 6230- 3, 1998; „Badegewässer / Neuanlage, Pflege und Sanierung von künstlichen Badegewässern“, Wien: Österreichisches Normungsinstitut

ÖNORM M 6235, 1998; „Neuanlage und Sanierung von Kleinbadeteichen“, Wien: Österreichisches Normungsinstitut

Verordnung über die Qualität der Badegewässer, Niedersächsisches Sozialministerium, 25. Januar 1999

11.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 5.1: <i>Stofffluss, abiotische und biotische Beeinflussungen und Prozesse in einem Schwimmteichsystem, (WEWER nach BÖRNER, 1992)</i>	14
Abbildung 5.2: <i>Zusammenhang von Einflussgrößen, Konstruktions- und Betriebsfaktoren, (aus WEVER nach BÖRNER, 1992)</i>	19
Abbildung 5.3: <i>Vereinfachtes Nahrungsnetz in einem nährstoffarmen See, (NAUMANN, 2000)</i>	23
Abbildung 7.1: <i>Vergleich der fäkalcoliformen Keime zwischen Badebereich und Regenerationszone im Schwimmteich Sand in Taufers, 1996-1998 (formell verändert aus PETRICH, 1994)</i>	37
Abbildung 7.2: <i>Elimination von fäkalcoliformen Keimen durch eine Pflanzenkläranlage (formell verändert nach GRADL aus PETRICH, 1994)</i>	38
Abbildung 7.3: <i>Prozesse der Sedimentation</i>	39
Abbildung 7.4: <i>Anteile von CO_2, HCO_3^- und CO_3^{2-} bei 25°C in Abhängigkeit vom pH- Wert des Wassers (SCHWÖRBEL, 1987)</i>	60
Abbildung 7.5: <i>Tagesgang von CO_2 und pH- Wert in einem Gewässer mit intensiver Algenproduktion (SCHWÖRBEL, 1987)</i>	61
Abbildung 7.6: <i>Abhängigkeit des Wachstums verschiedener Mikroorganismen vom pH- Wert (aus HEISS und EICHNER, 1984; 1: Bakterien, 2: Hefen, 3: Pilze)</i>	62
Abbildung 7.7: <i>Einteilung der Wasserqualitäten in Abhängigkeit vom gemessenen Redoxpotential (SANDER, 1998)</i>	63
Abbildung 7.8: <i>Tag- Nachtschwankungen der Sauerstoffkonzentration in einem verkrauteten Fließgewässer bei unterschiedlicher Kombination von Pflanzenmasse (pro Flächeneinheit) und Lichtangebot (UHLMANN, 1975)</i>	65
Abbildung 8.1: <i>Praktisches Ausführungsbeispiel eines Klebeanschlusses, Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb, (1. Jahrgang, Ausgabe 1- 2005)</i>	86
Abbildung 8.2: <i>Prinzipieller Einbau der Tonelemente, Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb, (1. Jahrgang, Ausgabe 1- 2005)</i>	88
Abbildung 8.3: <i>Beispiel für die Anordnung von Teichsäcken, Der Schwimmteich, Fachmagazin für Planung, Bau und Betrieb, (1. Jahrgang, Ausgabe 1- 2005)</i>	93
Abbildung 8.4: <i>Prinzipielle Gestaltung eines Ausstieges, („Der Schwimmteich im Garten“, DOBLER und FLEISCHER; 1997)</i>	95
Abbildung 8.5: <i>Bepflanzungsvariante 1 für ausgesuchte Bereiche unter Berücksichtigung der Windrichtung („Der Schwimmteich im Garten“, DOBLER und FLEISCHER; 1997)</i> ..	103
Abbildung 8.6: <i>Bepflanzungsvariante 2 für ausgesuchte Bereiche, („Der Schwimmteich im Garten“, DOBLER und FLEISCHER; 1997)</i>	103
Abbildung 9.1: <i>geographische prozentuale Verteilung der 58 angeschriebenen Anlagen</i>	105
Abbildung 9.2: <i>Spezifische Investitionskosten</i>	106
Abbildung 9.3: <i>Gegenüberstellung der Investitionskosten zu den anfallenden Betriebskosten für das Jahr 2003</i>	108
Abbildung 9.4: <i>Größenordnung der zu erwartenden Betriebskosten ausgehend von den getätigten Investitionskosten für das Jahr 2003</i>	109
Abbildung 9.5: <i>Fixkosten zu Gesamtbetriebskosten im Jahr 2003</i>	110

Abbildung 9.6: Fixkostenanteil der Gesamtbetriebskosten für das Jahr 2003	112
Abbildung 9.7: prozentualer Anteil der Fixkosten für das Jahr 2003	113
Abbildung 9.8: Kostenanteil: Wasser für das Jahr 2003	115
Abbildung 9.9: Kostenanteil: Abwasser für das Jahr 2003	117
Abbildung 9.10: Kostenanteil: Strom für das Jahr 2003	118
Abbildung 9.11: Kostenanteil: Gas für das Jahr 2003	119
Abbildung 9.12: Kosten pro Öffnungstag	121
Abbildung 9.13: prozentuale Verteilung der Einnahmen	123
Abbildung 9.14: Betriebskosten/ Einnahmen	126
Abbildung 9.15: Betriebskosten/ Einnahmen, spezifisch	126

11.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 6.1: Harnzusammensetzung von gesunden erwachsenen Mitteleuropäern/ Tag (KRETSCHMAR, 2000)	26
Tabelle 6.2: Überblick über die mittleren Frachtmengen (kg/ h* a) über Depositionen in den alten Bundesländern (1982- 1986), (KRETSCHMAR, 2000)	28
Tabelle 6.3: Ausscheidungen pro Wassergeflügel und Tag, (KRETSCHMAR, 2000)	29
Tabelle 7.1: Einteilung der Trophiegrade von Seen nach Gesamtstickstoff-, Gesamtphosphor-, Chlorophyll- a- Konzentration und der Sichttiefe, ausgedrückt in Sommermittelwerten (Juni- September) (formell verändert nach FORSBERG und RYDING, 1980)	42
Tabelle 7.2: Zuordnung von Koloniezahlfunden zu den Saprobienstufen (formell verändert nach GUNKEL, 1996)	43
Tabelle 7.3: Einstufung der hygienischen Parameter und der Badequalität von Badestellen (formell verändert, nach Amt der Kärntner. Landesregierung, 1999)	50
Tabelle 7.4: die durch Badewasser bedingten Infektionen und ihre Erreger in den USA 1991- 96 und Einschätzungen des Vorkommens in den konventionellen und Naturbädern (verändert nach MÜLLER, 1993 und MÜLLER, 2000)	52
Tabelle 7.5: Wahrscheinlichkeit eines Todes durch Unfall bzw. Ertrinken beim Baden, Infektion, Risiken in Abhängigkeit verschiedener Aktivitäten und Lebensumstände innerhalb eines Jahres sowie die geschätzten Kosten ihrer Vermeidung, verglichen mit denen bei medizinischen Maßnahme (verändert nach MÜLLER, 2000 und MÜLLER, 1993)	53
Tabelle 7.6: Physikalische Parameter im Nutzungsbereich (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTSENT- WICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)	79
Tabelle 7.7: Physikalische Parameter im Nutzungsbereich, (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTENT- WICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)	80
Tabelle 7.8: Chemische Richtwerte für Nutzbereich- und Reinwasser, (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTS- ENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)	81

Tabelle 7.9: <i>Höchstwerte für hygienisch- biologische Parameter, (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTSENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)</i>	82
Tabelle 8.1: <i>Überblick über einzelne Bauteile und Bauteilgruppen, sowie deren Funktion (nach Vorschlag Weißdruck der FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTSENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e. V., 2003)</i>	89
Tabelle 8.2: <i>Auflistung der einzuhaltenden Wassertiefen, (formell nach KOK- Richtlinie für den Bäderbau)</i>	90
Tabelle 8.3: <i>Auflistung der einzuhaltenden Beckenabmessungen, (formell nach KOK- Richtlinie für den Bäderbau)</i>	91
Tabelle 8.4: <i>Auflistung ausgewählter Pflanzenarten und ihre Eigenschaften, (formell nach „Der Schwimmteich im Garten“; DOBLER und FLEISCHER, 1997)</i>	101
Tabelle 9.1: <i>Spezifische Investitionskosten</i>	106
Tabelle 9.2: <i>Gegenüberstellung der Investitions- zu den Betriebskosten für das Betriebsjahr 2003</i>	108
Tabelle 9.3: <i>Gegenüberstellung: Fixkosten zu den Gesamtbetriebskosten im Jahr 2003</i>	110
Tabelle 9.4: <i>Fixkosten der Gesamtbetriebskosten für das Jahr 2003</i>	112
Tabelle 9.5: <i>Kostenanteil: Wasser</i>	115
Tabelle 9.6: <i>Kostenanteil: Abwasser</i>	116
Tabelle 9.7: <i>Kostenanteil: Strom</i>	117
Tabelle 9.8: <i>Kostenanteil: Gas</i>	119
Tabelle 9.9: <i>Kostenanteil: Sonstiges</i>	120
Tabelle 9.10: <i>Kosten pro Öffnungstag</i>	121
Tabelle 9.11: <i>Einnahmenübersicht: Gruppe 1 für das Jahr 2003</i>	123
Tabelle 9.12: <i>Einnahmenübersicht: Gruppe 2 für das Jahr 2003</i>	124
Tabelle 9.13: <i>Einnahmenübersicht: Gruppe 3 für das Jahr 2003</i>	124
Tabelle 9.14: <i>Einnahmenübersicht: Gruppe 4 für das Jahr 2003</i>	124
Tabelle 9.15: <i>Betriebskosten/ Einnahmen für das Jahr 2003</i>	125
Tabelle 9.16: <i>Zusammenstellung aller ermittelten Schätzwerte</i>	129
Tabelle 9.17: <i>Vergleich der Schwimmteichdaten mit Daten von Freibädern</i>	129

Anhang

Fragebogen

Selbstständigkeitserklärung

Thesen

Selbstständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Arbeit von mir selbstständig und unter Verwendung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt wurde.

Thomas Kassebaum

Weimar, den 01.02.2005

Thesen

1. Schwimmteichanlagen stellen eine sinnvolle ökologische Alternative zu bestehenden Betonfreibädern dar. Die Wirtschaftlichkeit dieser Anlagen gegenüber herkömmlichen Anlagen ist bereits in Einzelfällen nachgewiesen worden.
2. Die notwendige Wasserreinigung erfolgt über natürliche Abbauprozesse, die mit denen von bewachsenen Bodenfiltern vergleichbar sind.
3. Der ökologische Ansatz ist eine Reduzierung des notwendigen Technikeinsatzes und damit anfallenden Kosten auf ein Minimum.
4. Das Nahrungsnetz stellt eine gewollte Sackgasse dar, bei der der Endverbraucher bewusst ferngehalten wird und ein Räuber-Beute-Gleichgewicht existiert.
5. Der Haupteintrag von Stoffen, die die Wasserqualität beeinträchtigen können, erfolgt durch die Nutzer.
6. Über die Mahd der Rhizophyten, die kontinuierliche Entnahme des Sedimentes und eingebaute Filteranlagen werden die eingebrachten Stoffe aus dem System entfernt.
7. Die Reinigungsleistungen bestehender Schwimmteichanlagen erfüllen deutlich die Anforderungen, die von der EU- Richtlinie erhoben werden.
8. Additiva stellen eine gute Möglichkeit dar, in kurzer Zeit stabile Populationen der notwendigen Mikroorganismen zu initiieren.
9. Zwischen der Risikoeinschätzung, an einer Infektion zu erkranken und in einem Bad zu verunglücken, herrscht ein deutliches Missverhältnis.
10. Die Messung und Überwachung der physikalischen, chemischen und biologischen Parameter trägt sehr gut dazu bei, die biologischen Prozesse und Potenziale zu verstehen.
11. Bei der Planung und dem Bau ist darauf zu achten, dass Nutz- und Regenerationsbereiche durch bauliche Maßnahmen deutlich voneinander getrennt sind.

12. Die Qualitätsanforderungen an Folienabdichtungen beschränken sich heutzutage nicht nur auf die eigentliche Hauptaufgabe einer Folie: Gewährleistung einer dauerhaften Dichtheit. Die Forderungen der Nutzer sind weitaus umfassender und stellen hohe Ansprüche an die Eigenüberwachung der Hersteller.
13. Die grundhafte Pflege der gebauten Anlage sollte in einem Rhythmus von 6 bis 8 Jahren erfolgen.
14. Der Großteil der naturnahen Schwimmteichanlagen ist in den westlichen bzw. südwestlichen Bundesländern zu finden.
15. Bisherige Kostenschätzungen für den Bau einer geplanten Anlage sind nur begrenzt und mit genauer Kenntnis der örtlichen Gegebenheiten und des späteren Betreiberkonzeptes möglich.
16. Steigende spezifische Investitionskosten gehen nicht zwangsläufig mit größeren Wasserflächen konform.
17. Zu erwartende Kosten für den Betrieb einer Anlage betragen lediglich einen Bruchteil der getätigten Investitionskosten.
18. Der Fixkostenanteil, d. h. die Kosten für das notwendige Personal und sonstige ständig anfallende Betriebskosten, wie Kosten für Wasseruntersuchungen, macht ca. 70 % der jährlichen gesamten Betriebskosten aus.
19. Schwimmteichanlagen sind der Lage, die anfallenden Betriebskosten bei einer Vernachlässigung der kalkulatorischen Kosten, zu decken.
20. Einsparpotential innerhalb der anfallenden Kosten, ist im Kostensektor für Verbrauchsgüter zu suchen.
21. Naturnahe Badeteiche sind nicht zwangsläufig subventionsabhängige Einrichtungen. Sie sind wesentlich günstiger als die herkömmlichen Freibäder.
22. Die Überwachung der Kostenentwicklung neu gebauter Anlagen bietet vielfältige Möglichkeiten fortführender Untersuchungen, die weitere Rückschlüsse auf die Wirtschaftlichkeit und mögliche Kostenschätzungen für geplante Anlagen zulassen.