

## 6 Schlussfolgerungen

### 6.1 Gegenwärtige parasitäre Situation in Talsperre und Modellbetrieb

Primäre Ursache für eine Zunahme fischpathogener Parasitosen sind häufig Veränderungen natürlicher Rahmenbedingungen, insbesondere durch eine Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen (ZANDER 1996, 1998). Filtrierende Organismen wie die Dreikantmuschel profitieren direkt von einem vermehrten Eintrag von Nährstoffen.

Die Dreikantmuschel stellt laut KINZELBACH (1992) eine im Laufe des 19. und 20. Jahrhunderts nach Westeuropa (und seit Ende des 20. Jahrhunderts nach Nordamerika) eingewanderte Neospezies dar, die aus ihrem Ursprungsgebiet, vermutlich dem Dnjepr- System nördlich des Schwarzen Meeres, durch menschliches Zutun im Rahmen der Schifffahrt und des Holztransports auf dem Wasserwege (Flößerei) verbreitet wurde. In den „Great Lakes“ Nordamerikas kann *D. polymorpha* seit 1985 nachgewiesen werden. Vorteile hoher Besiedlungsdichten durch Dreikantmuscheln finden sich in der durchaus als positiv zu bewertenden Funktion der Muschel als biologischer Wasserfilter. Beispielsweise wird das Westbecken des Eriesees seit der Besiedlung mit Dreikantmuscheln pro Tag ca. 20 mal durchfiltriert, was sich in der Verdopplung der Sichttiefe auf bis zu fünf Meter widerspiegelt (UHLMANN & HORN 2001).

Auch im Falle des vorliegenden Forschungsprojektes ist die Genese des *B.- polymorphus*- Befalls mit der Wasserqualität der nahegelegenen Talsperre, von der die vorgestellte Fischzuchtanlage ihr gesamtes Produktionswasser bezieht, eng verknüpft. Trotz einer angestrebten und zum Teil erfolgreichen Verringerung der Trophie des Gewässers wird aufgrund der nach wie vor großen Mengen an organischen Nährstoffen die Entwicklung einer immensen *D.- polymorpha*- Population forciert, die gegenwärtig in der Fischzuchtanlage sowie der Talsperre (NEUMANN, sächsische Talsperrenverwaltung, mündl. Mitt.) in hohen Abundanzen angetroffen werden kann. BIJ DE VAATE et al. (1992) weisen für den unteren Rhein Besiedlungsdichten von bis zu 21.000 Dreikantmuscheln je m<sup>2</sup> nach; ähnliche Verhältnisse sind auch in der betroffenen Talsperre zu vermuten.

Nachteiligerweise wird die Dreikantmuschel im vorliegenden Fall neben ihrer Filtrierfunktion vom Trematoden *B. polymorphus* als erster Zwischenwirt genutzt. Die para-

sitäre Infektion führt in Verbindung mit der hohen Abundanz der Muscheln zu einer so starken sommerlichen Produktion an Zerkarien, dass befallene Fische der Fischzuchtanlage an den pathologischen Folgen der Zerkariose verenden. Interessant ist, dass trotz einer noch höheren organischen Belastung der Talsperre vor der Wiedervereinigung Deutschlands eine ähnliche Problematik in vorangegangenen Jahren nicht aufgetreten ist. Eine mögliche Erklärung wäre in einer erstmalig erfolgten Besiedlung der Talsperre durch die Dreikantmuschel vor ca. 5-15 Jahren zu suchen. Es ist denkbar, dass Dreikantmuscheln noch vor kurzer Zeit nicht in entsprechender Zahl in der erst während der 70er Jahre entstandenen und somit sehr jungen Talsperre vorhanden waren, um den Lebenszyklus von *B. polymorphus* dauerhaft und in genannter Stärke zu etablieren. Erst das Zusammentreffen von großen Nährstoffmengen, das Aufkommen einer großen Population an empfänglichen Muschelwirten und Weißfischen sowie vieler als Endwirte fungierender Zander begünstigte in jüngerer Vergangenheit ein klinisches Auftreten der Parasitose.

## **6.2 Reduzierung der Nährstofffracht der Talsperre**

Als grundlegende und zugleich nachhaltigste Art der Begegnung der bestehenden ökologischen und fischwirtschaftlichen Problematik ist sicherlich die Reduzierung des Nährstoffeintrages in die Talsperre selbst zu betrachten. Die Klärung bzw. Verhinderung der Einleitung von kommunalen und industriellen Abwässern sowie ein Verbot bzw. eine Reduzierung der Düngemittelanwendung für die an Talsperre und Zulauf ansässigen Landwirte würde das Wirt- Parasit- Verhältnis mittelbar wieder auf ein geregeltes Maß zurückdrängen. In Anbetracht der zu erwartenden finanziellen Einbußen für die betroffenen Bauern und die zusätzlichen kommunalen Kosten wird ein solches Vorhaben jedoch kaum realisierbar sein.

Alternativ wäre eine verstärkte fischereiliche Entnahme von Weiß- und Raubfischen aus der Talsperre ein probates und ökonomisch sinnvolles Mittel, um Biomasse und Nährstoffe aus dem betroffenen Ökosystem zu entnehmen. Untersuchungen zum Energiegehalt und der stofflichen Zusammensetzung des Fischfleischs von 17 häufigen Süßwasserfischarten lassen erkennen, dass mit jeder Tonne gefangenem Fisch durchschnittlich 27 kg Stickstoff und 6 kg Phosphor aus einem Gewässer entnommen werden können (SCHRECKENBACH et al. 2000). Es ist offensichtlich, dass eine alleinige Intensivierung der Fischerei nicht zur nennenswerten Reduzierung der

jährlich anfallenden 5-10 t Phosphor ausreichen kann, da jedes Jahr rechnerisch bis zu 370 t Fisch gefangen werden müssten, um die entsprechend eingetragenen Phosphormengen vollständig zu entfernen. Die Fischerei kann daher immer nur begleitendes Mittel der Gewässersanierung sein. Nach Aussage von Herrn NEUMANN (Sächsische Talsperrenverwaltung) kann die fragliche Talsperre leider nicht mit Zugnetzen befischt werden, da beim ersten Anstauen des Gewässers in den 70er Jahren eine große Anzahl an Bäumen und anderen Strukturen auf dessen Grund verblieben sind und sich gezogene Netze zwangsläufig festsetzen. Auch ein in der Vergangenheit versuchsweise durchgeführtes Befischen mit Stellnetzen wurde wieder eingestellt, da diese Netze von Fischwilderern wiederholt geleert, gestohlen oder zerstört wurden. Diesen Schwierigkeiten entsprechend wird die Talsperre zum jetzigen Zeitpunkt nicht von einem kommerziellen Fischer bewirtschaftet, eine Änderung dieser Situation ist nicht in Sicht.

Die Einflussnahme der Hobbyfischer durch Befischung der Talsperre mit der Handangel scheint aufgrund der Gewässergröße (Normalstau: 750 ha) sowie der geringen durchschnittlichen Fangmengen, die beim ausschließlichen Gebrauch der Handangel erzielt werden können, bestenfalls marginal. Der Fischereirechtsinhaber konnte für das Kalenderjahr 2003 insgesamt nur 15 Jahres-, 534 Wochen- und 306 Tagesangelkarten an Hobbyangler veräußern (MÜHLE, KREBA FISCH GmbH, mündl. Mitt.). Darüber hinaus können theoretisch alle 15.000 Mitglieder des DAV-Vereins „Elbflorenz Dresden e.V.“ aufgrund einer Pauschalregelung ohne zusätzliche Angelgenehmigung an der Talsperre angeln. Es ist jedoch nicht bekannt, wie viele der organisierten Angler von dieser Möglichkeit regelmäßig Gebrauch machen. Erschwerend kommt hinzu, dass den für eine Bucephalose erwiesenermaßen empfänglichsten Fischarten wie Plötze, Blei und Güster durch Hobbyangler kaum nachgestellt wird, da diese Massenfische als minderwertig angesehen und selten verzehrt werden. Eine verstärkte Befischung durch Hobbyangler würde voraussichtlich in einer erhöhten Entnahme von Raubfischen resultieren, die als Spitze der jeweiligen Nahrungskette nur einen geringen Teil der in der Talsperre vorhandenen Biomasse ausmachen.

### **6.3 Biologische Beeinflussung der Talsperrenbiozönose**

Als Alternative zur verstärkten fischereilichen Bewirtschaftung der Talsperre wäre ein geförderter Besatz mit nicht oder eingeschränkt als Endwirt geeigneten heimischen

Raubfischen zu erwägen, die anstelle des Zanders vermehrt infizierte Kleinfische erbeuten und somit den parasitären Zyklus einschränken. Nach den vorliegenden Untersuchungen wäre der Flussbarsch (*P. fluviatilis*) eine derartig nutzbare Fischart, da er im Vergleich zum Zander weniger als Endwirt von *B. polymorphus* geeignet ist (POJMANSKA 1985) und, wie in eigenen Untersuchungen gezeigt wurde, weit weniger als Weißfische durch Zerkarien befallen wird. Leider ist das maximale Wachstum und somit das Beutespektrum des Barsches limitiert, so dass viele größere Weißfische weiterhin ausschließlich dem Zander zur Verfügung stünden bzw. gar nicht erbeutet würden. Weitergehende praktische Untersuchungen zur Eignung größerer Raubfischarten als Endwirte der identifizierten Parasitose, wie beispielsweise des europäischen Welses (*Silurus glanis*), die in eine effektive Nahrungskonkurrenz zum Zander treten könnten, wären hierzu empfehlenswert.

Eine weitere Möglichkeit zur Unterbrechung des Lebenszyklus von *B. polymorphus* und somit zur potenziellen Lösung der Zerkarien- Problematik durch einen Eingriff in die Biozönose der Talsperre stellt die biologische Bekämpfung der Dreikantmuschel dar. Es ist bekannt, dass heimische Friedfische wie beispielsweise der Karpfen (*C. carpio*) ab einer gewissen Körpergröße nennenswerte Mengen an Krebsen, Schnecken und Muscheln konsumieren können (VILCINSKAS 1993). Die in infizierten Muscheln anzutreffenden Sporozysten und Zerkarienstadien sind aufgrund des Fehlens einer vor Verdauung schützender Hülle im Gegensatz zu enzystierten Metazerkarien nicht in der Lage, eine Verdauung unbeschadet zu überstehen und werden nach Fraß einer infizierten Muschel zerstört. Während der Anteil an Schalentieren beim Karpfen nur einen verhältnismäßig kleinen Teil des Nahrungsspektrums ausmacht, sind molluscivore Fischarten in weit stärkerem Maße geeignet, Muschelbestände einem hohen Fraßdruck auszusetzen. Der schwarze Amur (*Mylopharyngodon piceus*), ein bis zu 130 cm langer und 30 kg schwerer asiatischer Vertreter der Cyprinidae, ernährt sich fast ausschließlich von Muscheln und Schnecken, wobei er bei Temperaturen von 15- 25°C täglich bis zu 30 % seines Körpergewichtes aufnehmen kann und somit hervorragend zur biologischen Bekämpfung von Muschel- oder Schneckenwirten geeignet wäre. Untersuchungen zeigen, dass der schwarze Amur Bestände der Süßwasserschnecke *Physella acuta*, die von humanpathogenen Trematoden wie dem Lungenegel *Paragonimus westermani* und dem Leberegel *Clonorchis sinensis* als erster Zwischenwirt genutzt wird, innerhalb kurzer Zeiträume stark

dezimiert und somit erfolgreich zur Kontrolle der Erkrankungen eingesetzt werden kann (BEN-AMI & HELLER 2001). Ein Besatz der Talsperre mit 5 Tonnen dieser Fische wäre demnach theoretisch geeignet, bei entsprechenden Wassertemperaturen (Mai bis September) pro Jahr ca. 225 Tonnen Mollusken aus der Talsperre zu entfernen. Obwohl der Erwerb und Besatz der Teiche, Zuläufe und Hälterungseinrichtungen oder der Talsperre selbst mit entsprechenden Fischarten eine kostengünstige Methode der Parasitenbekämpfung darstellt, ist ein Besatz deutscher Gewässer mit nicht heimischen Arten mit erheblichen Einschränkungen verbunden. Laut §15, Abs. 3 des Landesfischereigesetzes für den Freistaat Sachsen (ANONYM 6, 1993) ist ein solcher Besatz nur mit Erlaubnis der Fischereibehörde statthaft.

Um die Wahrscheinlichkeit der Bewilligung eines entsprechenden Antrags zu optimieren wäre es vorteilhaft, negative Einflüsse eines solchen Besatzes auf die einheimischen Fischbestände ausschließen zu können. Die Gefährdung von einheimischen Artengemeinschaften durch Einbringung neuer Spezies ist schwierig zu ermitteln und wird in der Wissenschaft unterschiedlich eingeschätzt (FREYHOF 2003). Grundsätzlich ist eine Gefährdung als äußerst niedrig anzusehen, wenn eine Vermehrung der eingeführten Art auf natürlichem Wege nicht gelingen kann, da eventuelle nachteilige Einflüsse auf einen kurzen Zeitraum begrenzt sind und der ehemalige Zustand des Biosystems nach dem Verenden der Xenospezies wiederhergestellt ist. Sowohl Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) als auch Silber- und Marmorkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*, *Aristichthys nobilis*), die in den vergangenen 40 Jahren aus China und Teilen der ehemaligen Sowjetunion zur biologischen Pflanzenregulierung nach Mitteleuropa gelangten, können sich aufgrund der im Vergleich zu ihren Herkunftsgebieten niedrigen durchschnittlichen Wassertemperaturen in Deutschland nicht natürlich vermehren (BOHL 1999). Die für den Graskarpfen angegebene günstigste Ablaichtemperatur liegt beispielsweise bei 24°C (ROBERTS & SCHLOTFELD 1985). Es ist offensichtlich, dass in den weitaus meisten heimischen Gewässern diese Temperatur nie oder erst im Hochsommer erreicht wird. Ein derart später Schlupf macht es der Brut unmöglich, in der bis zum Wintereinbruch verbleibenden Zeit genügend Energievorräte zur Überwinterung anzulegen, so dass einsömmrige Tiere während des ersten Winters verenden. Der Einfluss von Gras-, Silber- und Marmorkarpfen auf die vorhandene Fischartengemeinschaft wird somit generell als gering und ungefährlich eingestuft. Da der schwarze Amur ebenfalls aus demselben Her-

kunftsgebiet stammt, kann auch seine Vermehrung bei mitteleuropäischen Wassertemperaturen relativ sicher ausgeschlossen werden, das Risiko einer unerwünschten und nachhaltigen Störung heimischer Fischbestände durch *Mylopharyngodon piceus* ist somit gering. Konkrete Untersuchungen zur Reproduktionsfähigkeit des schwarzen Amurs unter lokalen Bedingungen wären wünschenswert, um ein Restrisiko eines entsprechenden Besatzes für die bestehende Fischartengemeinschaft vollständig auszuschließen.

#### **6.4 Gegenüberstellung von Bekämpfungsansätzen in Bezug auf Nachhaltigkeit, ökologische Verträglichkeit und Wirtschaftlichkeit**

Da eine Änderung regionaler Rahmenbedingungen durch den Fischzuchtbetrieb ohne Hilfe und Zustimmung übergeordneter Entscheidungsträger nicht möglich ist, sollen nachfolgend die im Verlauf der vorliegenden Dissertationsbemühungen getesteten und innerhalb der Betriebsgrenzen anwendbaren technischen Verfahren hinsichtlich ihrer Effektivität, Umweltverträglichkeit und Wirtschaftlichkeit dargestellt werden. Darüber hinaus werden weitere Lösungsansätze, welche jedoch nicht praktisch untersucht wurden, vorgestellt und diskutiert (Tab. 11).

Da befallene Fische nicht direkt behandelt werden können, müssen alle Bekämpfungsmaßnahmen generell auf die Unterbrechung des parasitären Zyklus vor Erreichen des zweiten Zwischenwirtes gerichtet sein. Dabei ist die angetroffene epidemiologische und bauliche Situation zu berücksichtigen, welche zunächst durch eine auf die Sommermonate begrenzte Zufuhr infektiöser Stadien (Eier und Mirazidien) und eine sehr große Anzahl bereits infizierter erster Zwischenwirte (*D. polymorpha*) in der Fischhälterungsanlage gekennzeichnet ist, in denen die Infektion regelmäßig die Wintermonate überdauern und im nächsten Frühjahr erneut ausbrechen kann. Ein anhaltender Befall des ersten Zwischenwirts ist von auch für andere Wirt-Parasitensysteme mitteleuropäischer Gewässer diskutiert worden. Die gemeine Federkiemenschnecke *Valvata piscinalis* dient zum Beispiel als erster Zwischenwirt verschiedener *Ichthyocotylurus*-Arten. Sporozysten dieser Parasiten konnten nach einmaligem Eindringen eines Mirazidiums monatelang nachgewiesen werden, ohne dass immunologische Abwehrreaktionen der befallenen Schnecken zu beobachten waren. Aufgrund der ausbleibenden Immunantwort wird eine lebenslang persistierende Infektion des genannten Zwischenwirts mit Sporozystenstadien vermutet (ODENING et al. 1970;

ODENING & BOCKHARDT 1971). Eine erfolgreiche Behandlung muss im vorliegenden Fall also grundsätzlich entweder gegen ein oder mehrere der frei lebenden Stadien von *B. polymorphus* oder gegebenenfalls gegen die Dreikantmuschel gerichtet sein.

Über epidemiologische Gesichtspunkte hinaus muss des weiteren die bauliche Machbarkeit technischer Behandlungseinrichtungen der gegebenen betrieblichen Struktur angepasst werden. Beispielsweise ist das wasserführende Rohrsystem im Falle der Modellanlage bis auf wenige Ausnahmen unterirdisch verlegt und schlecht zugänglich. Weiterhin wird der gesamte Wassertransport passiv, d.h. ohne Pumpenleistung, durch den auf das Rohrsystem lastenden Wasserdruck der ca. 8 Meter höher gelegenen Talsperre betrieben, welches ebenfalls bei baulichen Maßnahmen zu berücksichtigen ist, da nach Möglichkeit auch zukünftig auf den Gebrauch elektrischer Pumpen verzichtet werden soll. Bereits an dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, dass bei der Installation einer großtechnischen Anlage der Betrieb am Standort evtl. für einen bestimmten Zeitraum unterbrochen werden muss bzw. nur einschränkt weitergeführt werden kann, bis die betreffende Bekämpfungseinheit im Wasserversorgungssystem integriert ist.

#### **6.4.1 Anwendbarkeit des Wassersturzes**

Grundsätzliche Voraussetzung bei der Begegnung einer Fischparasitose durch mechanische Behandlung des Produktionswassers vor Einmündung in die Hältereinrichtungen ist die Abtötung bzw. schwerwiegende Schädigung einer ausreichenden Anzahl mitgeführter Parasiten durch auf sie einwirkenden Scherkräfte und Beschleunigungen. Verletzten Zerkarien muss im Gegensatz zu getöteten Individuen dabei eine theoretische Restinfektiosität zugesprochen werden. Das beobachtete Abtrennen der Schwanzanhänge bewirkt zwar eine erhebliche Einschränkung der Infektiosität, der erhaltene Zerkarienkörper könnte bei Kontakt mit einem Wirt theoretisch jedoch immer noch unter Zuhilfenahme der Penetrationsdrüse in das Wirtsgewebe eindringen.

Bei der Anwendung der geschilderten Methode bleibt anzumerken, dass für andere Stadien von *B. polymorphus* ein weit geringeres Maß der Schädigung zu erwarten ist. Im Gegensatz zu Zerkarien sind Eier und Mirazidien von *B. polymorphus* kleiner und kompakter aufgebaut und bieten mechanischen Kräften ungleich weniger Ansatzfläche als die vergleichsweise langen Extremitäten der Zerkarien. Es ist demzufolge

sehr unwahrscheinlich, dass diese Stadien (oder andere parasitäre Spezies von vergleichbarer Körperform und -Größe) durch einen Aufprall aus den getesteten Höhen zuverlässig funktionell beeinträchtigt werden. Entsprechend sollte eine mechanische Behandlung des Wassers nur unmittelbar vor dem Erreichen der einzelnen Produktionseinheiten erfolgen, da die in den Rohrleitungen sitzenden Dreikantmuscheln bei einer zentralen vorgelagerten Behandlung des gesamten Produktionswassers direkt unterhalb der Talsperre weiterhin durch unbeeinträchtigte Mirazidien befallen werden könnten. Eine Behandlung des Wassers mit Prallflächen sollte immer unterhalb des Orts der letzten Zerkarienproduktion erfolgen. Da davon auszugehen ist, dass die Rohrleitungen bis unmittelbar vor Einmündung in die Teiche und Becken mit Muscheln besetzt sind, kann eine mechanische Behandlung der im Produktionswasser mitgeführten Zerkarien nur an dieser Stelle den gewünschten Erfolg erbringen.

Installation und Betrieb von Prallflächen wären im Vergleich zu den anderen vorzustellenden Verfahren mit einfachen Mitteln zu erreichen und mit relativ geringen Kosten verbunden. Geeignete Prallflächen können aus preiswerten Materialien wie Holz, Beton oder Stahl gefertigt und mit geringem Aufwand so angebracht werden, dass das in die Produktionseinrichtungen gelangende Wasser nach einer möglichst großen Fallstrecke mit hoher Geschwindigkeit rechtwinklig auftrifft und sofort von der Prallfläche ins Becken abfließt. Zusätzlich würde durch einen solchen Aufprall der im Wasser gelöste Sauerstoff erhöht werden, was auch der Forellenproduktion während der warmen Jahreszeit dienlich wäre.

Die Betriebskosten einer mechanischen Wasserbehandlung sind zu vernachlässigen, da ein Austausch der Prallwände je nach benutztem Material nur sporadisch zu erfolgen hat und die Bekämpfung, sofern auf den Einsatz von Pumpen zur Erzielung größerer Fallhöhen und Wassergeschwindigkeiten verzichtet werden kann, keinerlei zusätzliche Energie benötigt. Die Behandlung könnte dementsprechend im Dauerbetrieb erfolgen, so dass bereits die ersten im Frühjahr produzierten Zerkarien ohne verspätete Inbetriebnahme einer über die Wintermonate ausgeschalteten Anlage erfasst werden würden. Weitere positive Merkmale der Behandlung der Parasitose mit Hilfe von Prallwänden sind das geringe Unfallrisiko für die Belegschaft und die gute Umweltverträglichkeit der Methode. Es treten im Rahmen der Prallwandanwendung (im Gegensatz zum Einsatz von Strom, UV-Strahlung o.ä.) keine physikalischen Gefahrenmomente auf, die Angestellte oder Besucher des Betriebs gefährden könnten.

Die Umwelt wird weder vor Ort durch Chemikalien, noch indirekt durch den Verbrauch fossiler Brennstoffe belastet. Eine Änderung der Wasserparameter beschränkt sich auf die oben angesprochene und wünschenswerte Erhöhung des Sauerstoffgehalts.

Den positiven Merkmalen des Verfahrens steht leider eine relativ geringe Effektivität gegenüber. Die Betrachtung der unter Laborbedingungen erzielten Werte zeigt, dass bei den verschiedenen Fallhöhen durchschnittlich 26 bis 77 % der gewerteten Parasiten getötet oder verletzt wurden. Die zu erwartenden unteren Grenzen des jeweiligen Behandlungserfolgs liegen mit 15 bis 61 % zum Teil deutlich unter bzw. nur knapp über einem angestrebten Mindestbehandlungserfolg von 60 % (siehe Tab. 9). Eine Erfassung von weniger als der Hälfte der Parasiten mag zur Reduzierung der Parasitose auf ein subklinisches Niveau nicht ausreichen. Da aufgrund des Betriebes der Anlage mittels des vorhandenen Wassergefälles auf einen Einsatz von Pumpen verzichtet werden soll, können darüber hinaus die Prallflächen zur Steigerung des Behandlungserfolgs nicht in beliebiger Höhe angebracht, sondern nur unterhalb des Wasserspiegels des Zulaufs installiert werden. Eine verlängerte Fallstrecke könnte demzufolge nur durch Absenkung des Wasserspiegels in den Produktionseinheiten bewerkstelligt werden, was in vielen Fällen eine deutliche Verminderung des fischeilich nutzbaren Produktionsvolumens nach sich ziehen würde. Demzufolge sind Fallstrecken von mehreren Metern im untersuchten Modellbetrieb kaum zu verwirklichen, so dass gesicherte Behandlungserfolge von über 50 % im vorliegenden Fall nicht erreichbar scheinen. Wird in einem bestehenden Betrieb ohnehin mit Pumpen gearbeitet, so stellt die Behandlung durch einen Wassersturz eine bevorzugt zu überprüfende Methode dar.

Der mechanischen Behandlung von Produktionswasser bleibt in Zukunft weiter nachzugehen. Beispielsweise sind Effekte von in Rohrsystemen integrierten, passiv betriebenen Rotoren auf mitgeführte Parasitenstadien möglich und sollten intensiv erforscht werden. Auch eine konische Verjüngung des Durchmessers einer weiträumigen Rohrleitung und die daraus resultierende Geschwindigkeitserhöhung könnte theoretisch ausgenutzt werden, um Parasitenstadien mit hohem Druck gegen eine senkrechte Prallfläche zu schießen und entsprechend zu schädigen.

#### **6.4.2 Anwendbarkeit einer Ultraschallbehandlung**

Bei der Ultraschallbehandlung von Wasser zur Bekämpfung von Erregern werden durch einen Generator elektrische Schwingungen erzeugt, welche mittels eines Schallwandlers in mechanische Schwingungen umgewandelt und auf eine Sonotrode übertragen werden. Der industrielle Einsatz von Ultraschallprozessoren erfolgt u.a. zum Homogenisieren, Dispergieren, Extrahieren, Entgasen sowie bei der Wasser- und Abwasserbehandlung. Bei der Behandlung von Abwässern ist es das Ziel, Zellen durch Ultraschall aufzuschließen und so dem bakteriellen Abbau zugänglich zu machen. Beim Einsatz von Ultraschallsystemen in der Trinkwasserbereitung werden Planktonorganismen inaktiviert und nachfolgend durch einen Filter entfernt.

Die mittels Ultraschall durchgeführten Bekämpfungsversuche im Labormaßstab erbrachten, in Abhängigkeit zur ins Wasser eingetragenen Energie, Mortalitäten von bis zu 100% und somit hervorragende Ergebnisse. Auch das im Modellbetrieb unter natürlichen Bedingungen durchgeführte Feldexperiment belegt trotz des bedauerlichen zweimaligen Ausfalls des Ultraschallgenerators die prinzipielle Anwendbarkeit der Ultraschallbehandlung. Eine Inspektion des abgebauten Gerätes seitens der Betreiberfirma brachte keine abschließende Klärung der Fehlfunktion; vermutet wird ein Kurzschluss aufgrund der hohen Luftfeuchte am frühen Morgen. Mit einer entsprechend modifizierten Dämmung sollte das Verfahren unter Freilandbedingungen dennoch problemlos anwendbar sein. Die ausgezeichneten Mortalitätsraten sind jedoch auf die verwendeten großen Energiemengen zurückzuführen, die zur Behandlung der Wassermengen aufgewendet wurden. Werden zur Behandlung des gesamten Produktionswassers der Fischzuchtanlage (im Mittel 500 l/ s) die in den Laborversuchen verwendeten Energieeinträge zugrunde gelegt, so ergibt sich ein Leistungsbedarf von wenigstens 915 kW (Tab. 10). Wird zum Vergleich der im Feldversuch verwendete Energiedurchsatz auf eine Wassermenge von 500 l/ s hochgerechnet, beträgt der theoretische Leistungsbedarf 1173,6 kW.

Tab. 10: Theoretischer Leistungsbedarf eines Ultraschallgenerators zur Behandlung des Zulaufwassers der Fischhälterungsanlage, basierend auf Ergebnissen von Laborversuchen.

<b>Laborversuch Nr.</b>	<b>Spezifischer Energieeintrag <math>W_{\text{spez.}}</math> in kWh/l</b>	<b>Leistungsbedarf in kW (kalkuliert für 500 l /s)</b>
1	0,000985	1773,0
2	0,000649	1168,2
3	0,00176	3170,8
4	0,00108	1946,8
5	0,00064	1160,6
6	0,00056	1008
7	0,00107	1935,7
8	0,000508	914,7

Zur Behandlung von 500 l / s bei einem an Versuch 6 angelehnten geringen Leistungsbedarf von 1000 kW wäre laut Dr. Hielscher GmbH eine noch näher zu bestimmende „große Anzahl“ von Ultraschallgeneratoren zu installieren. Ein 4-kW- Ultraschallprozessor kostet ca. 27.000 €; der mit 12 kW zur Zeit größte lieferbare Hielscher- Prozessor demnach rechnerisch ca. 81.000 €. Bei einem Leistungsbedarf von 1000 kW wären demnach 83 der 12 kW- Prozessoren mit einem Marktwert von insgesamt ca. 6 Mio. € zu installieren.

Zusätzlich zum Anschaffungspreis und den zu erwartenden baulichen Kosten für ein entsprechend gedämmtes Gebäude müssen in regelmäßigen Abständen die abgenutzten Sonotroden erneuert werden. Die Anschaffungskosten für eine Sonotrode belaufen sich auf ca. 2000 €; ihre Lebensdauer beträgt im Dauerbetrieb ca. 2 Jahre. Die Behandlung des Produktionswassers könnte jedoch in den Wintermonaten ausgesetzt werden, da während dieser Jahreszeit keine reifen Zerkarien ausgeschieden werden. Die Lebensdauer der Sonotroden könnte entsprechend auf drei bis maximal vier Jahre ausgedehnt werden. Die Erneuerung abgenutzter Sonotroden kann nur bei Abschaltung der jeweiligen Ultraschalleinheiten erfolgen. Der Wechsel einer So-

notrode benötigt etwa vier bis fünf Stunden. Je nach Anzahl der zur Behandlung des Wasservolumens benötigten Sonotroden ist eine Einschränkung des laufenden Betrieb über einen noch genau zu definierenden Zeitraum damit unvermeidbar. Entsprechend einer geschätzten Stückzahl von 83 Sonotroden zur Behandlung der oben genannten 500 l/s mit 1000 kW dürfte ein kompletter Wechsel der alten Sonotroden etwa 415 Mannstunden (i.e. Leistung einer einzelnen Person) dauern. Ein zehnköpfiges Team benötigt für den Austausch von 83 Sonotroden entsprechend ca. eine 40stündige Arbeitswoche. Eine Alternative zur Unterbrechung des Fischzuchtbetriebes während dieser Zeit wäre ein Austausch der alten Sonotroden während der Wintermonate.

Ein weiterer finanzieller Faktor ist die hohe Energieaufnahme eines mit 1000 kW arbeitenden Systems. Laut der Energieversorgung Sachsen Ost AG (ESAG) sind für eine kWh Gewerbestrom etwa 16,87 Cent zu entrichten (Preise Oktober 2003). Dies ergäbe für die durchgängige Nutzung einer 1000-kW-Ultraschallanlage für einen Zeitraum von 24 Stunden Stromkosten in Höhe von 4048,80 €; bzw. ca. 120.000 € für einen einmonatigen durchgängigen Betrieb.

Es wird deutlich, dass eine Behandlung des gesamten Zulaufwasservolumens selbst nach weiterer Optimierung des Verfahrens aus Kostengründen kaum in Frage kommen kann. Weiterhin ist anzumerken, dass eine effektive Ultraschallbehandlung unter anderem von der Größe der zu behandelnden Organismen abhängig zu machen ist. Analog zum Wassersturzverfahren wird sich die Wirksamkeit auch in diesem Falle vornehmlich auf Zerkarienstadien beschränken, da Eier und Mirazidien, die nur einen Bruchteil der Körpergröße der Zerkarien erreichen, die bei der Implosion von Kavitationsblasen auftretenden Beschleunigungen und Bewegungen wahrscheinlich intakt überstehen, da sie aufgrund ihrer kleinen Maße sämtlichen Bewegungen in toto folgen können, ohne aufgrund ihrer Massenträgheit zerrissen zu werden. Dies hätte zur Folge, dass auch nach der Installation einer zentralen Ultraschallanlage weiterhin Infektionen der in der Anlage befindlichen und sich dort auch vermehrenden Dreikantmuscheln zu erwarten sind und die gehälterten Fische weiterhin von Zerkarien befallen werden könnten. Eine Behandlung des gesamten Zulaufwassers erscheint daher wenig sinnvoll. Im Umkehrschluss wäre die Installation einzelner Ultraschallgeneratoren unmittelbar an den Hälterungseinrichtungen angebracht, um sämtliche im Rohrsystem gebildeten Zerkarien effektiv bekämpfen zu können.

Das Unfallrisiko beim Betrieb einer Ultraschallanlage ist gering, lediglich der hohe Geräuschpegel im laufenden Betrieb zwingt zwecks Vermeidung von Gesundheitsschäden zur Anwendung von Ohrenschützern. Es wäre daher bei der Installation einer Ultraschallanlage vorteilhaft, die Arbeitseinheiten in ein separates Gebäude zu verlagern bzw. einzeln mit einer kompakten Dämmung zu versehen. Eine Ultraschallbehandlung von Wasser lässt vor Ort keinerlei umweltschädliche Abprodukte entstehen, ihre Umweltverträglichkeit muss aufgrund des hohen Bedarfs an elektrischem Strom jedoch als kritisch bewertet werden.

#### **6.4.3 Anwendbarkeit von ultravioletter Strahlung**

Ultraviolette Bestrahlung ist, wie in 4.5.3 vorgestellt, ein in der Aquaristik und in zunehmenden Maße in der Aquakultur weitverbreitetes Verfahren zur Eliminierung unerwünschter Organismen, wie Bakterien und Algen, aber auch Pilzen, Viren und parasitärer Einzellern, aus Kreislaufsystemen (SOMMER et al. 1989; ZEMKE et al. 1990; KARANIS et al. 1991; HUFFMAN et al. 2002). Neben der fischereilichen Anwendung werden UV- Anlagen zur Trinkwasseraufbereitung, Abwasserbehandlung und Desinfektion von öffentlichen Schwimmbädern und Duschen (Legionellen- Bekämpfung) genutzt. Die keimtötende Wirkung der UV-C --Strahlung wird durch eine Verhinderung des korrekten Auslesens der Erbinformation ausgelöst, so dass Zellstoffwechsel und Fortpflanzung bestrahlter Individuen behindert werden.

Um eine entsprechende Wirkung zu entfalten, muss eine je nach Zielorganismus unterschiedliche Strahlendosis einwirken können. Hierbei gilt generell, dass kleine, unpigmentierte Organismen ohne dicke und schützende Körperhüllen wie Bakterien und Protozoen bereits bei niedrigeren Dosen geschädigt werden. Größere Erreger wie Trematoden und andere mehrzellige Organismen, bei denen ein großer Anteil der Strahlung vor dem Erreichen des Zellkerns aufgrund schützender Pigmentierungen und der zunehmenden Körperdicke abgefangen wird, werden erst durch höhere Strahlungsdosen beeinträchtigt. Die zu verwendende Dosis hängt bei aquatischen Erregern darüber hinaus von der Eindringtiefe der Strahlung in das zu behandelnde Wasser ab. Je mehr unlösliche Partikel wie Sand oder Algen im Wasser mitgeführt werden, desto mehr Strahlung wird von diesen Teilchen absorbiert oder reflektiert. Unter industriemäßigen Bedingungen ist eine UV- Anlage daher meist in Verbindung mit anderen technischen Einrichtungen (Kiesbett-, Trommelfilter, Ozonierungsanlage)

zur Vorbehandlung des Wassers anzutreffen (LILTVED & CRIPPS 1999, SUMMERFELT 2003). Eine Erhöhung der Strahlendosis kann des weiteren direkt über eine Erhöhung der einwirkenden Strahlenmenge durch Verwendung stärkerer Strahler oder über eine Verlängerung der Bestrahlungsdauer erreicht werden.

Die Ergebnisse der im Rahmen der vorliegenden Untersuchung durchgeführten Labor- und Feldexperimente deuten an, dass eine Exposition von *B.- polymorphus*-Zerkarien mit UV-C-Strahlen zur Reduktion ihrer Infektiösität führen kann. Entsprechende Beobachtungen wurden von anderen Autoren zuvor schon bei der Exposition anderer Trematodenarten gemacht (PRAH & JAMES 1977).

Die Errichtung einer zentralen UV- basierten Bekämpfungseinrichtung auf dem Gelände der Fischzuchtanlage zur Behandlung des gesamten Zulaufwassers hätte den Vorteil, dass neben *B.- polymorphus*- Zerkarien auch dessen Eier und Mirazidien, sowie andere fischpathogene Erreger und mitgeführte Dreikantmuschellarven der UV-C- Strahlung ausgesetzt wären. Einer weiteren Ausbreitung der Dreikantmuschel durch aus der Talsperre eingetragenen Muschellarven könnte somit begegnet werden. Die bereits in der Anlage befindlichen Muscheln würden jedoch in ihrer Vermehrung nicht gebremst. Durch die Bestrahlung mitgeführter Eier und Mirazidien wäre die Infektion weiterer Dreikantmuscheln vermutlich erschwert. Die dicke Schale der Trematodeneier könnte jedoch das Mirazidium vor einem Großteil der einwirkenden Strahlenmenge schützen und somit eine ausreichende Exposition der enthaltenen Wimpernlarve erschweren. Eine Verhinderung der Neuinfektion ansässiger Dreikantmuscheln wird deshalb wahrscheinlich nicht komplett gelingen.

Die Wirksamkeit einer UV-Bestrahlung hängt zusätzlich in hohem Maße von der Lichtdurchlässigkeit des Wassers ab. In Anbetracht der hohen Belastung des Zulaufwassers der Fischzuchtanlage mit planktischem und sedimentierfähigem Material ergibt sich zur effektiven Erregerbekämpfung die Notwendigkeit zur Installation mehrerer UV-Behandlungseinheiten (z.B. Typ „LWX-1000 EW“, Fa. WEDECO, Dtlid.), um trotz hoher Wassertrübung Strahlendosen von ca.  $600 \text{ J/ m}^2$  (bei einer geschätzten Transmissionsrate von 70 %/ cm) zu erzeugen (Hr. RONGE, Fa. WEDECO, Dtlid.). Die Anschaffungskosten für eine einzelne entsprechende UV-Einheit betragen ca. 50.000 €. Zur Behandlung der gesamten Wassermenge von 500 l/ s wären unter Berücksichtigung der eigenen Ergebnisse, von Resultaten aus der Literatur und den Angaben des Herstellers zur Erzeugung der notwendigen Strahlendosen etwa drei

derartige UV- Geräte anzuschaffen. Aufgrund eines integrierten Selbstreinigungsmechanismus mit vor- und zurückfahrenden Wischern entlang der UV- Röhren ist der Wartungsaufwand während des Betriebes minimal. Die Lebensdauer der 30 eingebauten UV- Röhren je Gerät beträgt im Dauerbetrieb etwa ein Jahr. Beim Auswechseln der UV- Röhren muss die Wasserzufuhr für mehrere Stunden gesperrt werden. Der Preis für einen entsprechenden Satz UV- Röhren beträgt gegenwärtig ca. 15.000 €. Die Anschlussleistung einer einzelnen UV-Einheit des oben genannten Typs ist mit 14,5 kW angegeben. Dementsprechend sind im Betrieb einer Anlage mit drei LWX- 1000 EW- Geräten bei Zugrundelegung eines Strompreises von 16,87 Cent/ kWh (ESAG Energieversorgung Sachsen Ost AG, mündl. Mitt.) Stromkosten in Höhe von ca. 180 € pro Tag, respektive 5.300 € pro Monat anzusetzen.

Das Unfallrisiko beim Umgang mit UV-C- Strahlung ist als moderat einzustufen. Da die Röhren in einer lichtdichten Ummantelung arbeiten, kommt es in der Regel nicht zu einem Austritt des UV- Lichtes in die Umgebung. Ein Öffnen der Geräte hat bei ausgeschaltetem Strom zu erfolgen. Alternativ sind Schutzbrillen und eine ausreichende Abschirmung der Haut mit entsprechender Bekleidung zu beachten. Eine UV- Behandlung des Wassers lässt keine schädlichen Einflüsse für die Umwelt erwarten, der Einsatz ist zudem geräuschlos. Eine Beeinflussung der Wasserparameter des behandelten Wassers beschränkt sich auf geringfügigste Veränderungen (u.a. leichte Temperaturerhöhung), folgenschwere Konsequenzen für stromab lebende Tiere und Pflanzen stehen einer Behandlung des Wassers nicht gegenüber. Obwohl der Einsatz von UV- Strahlung im Vergleich zur Ultraschallbehandlung einen um über 95% verringerten Strombedarf hat, ist auch ein Verbrauch von 44 kW keine ökologisch und kostentechnisch unbedenkliche Größe.

#### **6.4.4 Möglichkeiten der Ozonierung**

Eine Einleitung von Ozon in das zu behandelnde Wasservolumen wäre ebenfalls prinzipiell zur Eliminierung fischpathogener Parasiten vor dem Erreichen der Rundbecken und Teiche geeignet. Die spezifische Wirkung des Ozons beruht auf der sehr starken Reaktionsfähigkeit des dreiatomigen Sauerstoffmoleküls, welches aufgrund einer hohen Instabilität zügig atomaren Sauerstoff abgibt. Atomarer Sauerstoff ist als freies Radikal in der Lage, mittels Oxidation organische Gewebe anzugreifen und zu zerstören.

Ozonierungsanlagen produzieren zunächst in einem Ozongenerator aus technischem Sauerstoff oder atmosphärischer Luft das benötigte Ozon. Während die Ozonausbeute bei Verwendung von reinem Sauerstoff bis zu dreimal höher ist und Ozonkonzentrationen von bis zu 15 % im zu behandelnden Wasser ermöglicht, ist eine Verwendung von Luft unabhängig von einer regelmäßigen Anlieferung von teurem Sauerstoff. Generell wird dennoch die Verwendung von technischem Sauerstoff favorisiert (MASCHELEIN 1998), zumal die Mehrheit der Intensivzuchtbetriebe ohnehin über eine entsprechende Sauerstoffversorgung zur Erhöhung ihrer Besatzkapazitäten verfügt. Nach Überleitung des produzierten Ozons wird dieses in einem Reaktionsraum im zu behandelnden Wasser in Lösung gebracht. Die erforderliche Konzentration und die benötigten Reaktionszeiten sind von der anfänglichen und der erwünschten Wasserqualität sowie gegebenenfalls der Widerstandskraft des Targetorganismus abhängig zu machen. Im Regelfall verbleibt das Wasser mehrere Sekunden bis zu wenigen Minuten im Reaktor.

Je nach Fischart und -Alter kann Ozon bereits in Dosen von 0,01 mg/l letal wirken (WEDEMEYER et al. 1979). Bevor das behandelte Wasser die Fischhälterungseinrichtungen erreicht, muss deshalb der vollständige Abbau des sich noch in Lösung befindlichen Restozons sichergestellt sein, um eine Schädigung der Fische zu vermeiden. Ein endgültiger Abbau des Ozons kann durch Zugabe von Reduktionsmitteln und durch Einsatz von UV- Lampen oder Aktivkohlefiltern erreicht werden. Beim Zerfall des Ozonmoleküls entsteht  $O_2$  als Endprodukt, was insbesondere bei der Forellenproduktion wünschenswert erscheint. Gegebenenfalls kann anfallendes Restozon durch ein forciertes Entweichen in die umgebende Luft mittels eines Wassersturzes (sog. Ausstrippen) eliminiert werden, was jedoch die gelöste Sauerstoffmenge reduziert.

Ozonierungsanlagen finden weltweit insbesondere in Kreislaufanlagen Verwendung, um einerseits empfindliche Fischbestände vor viralen und bakteriellen Infektionen zu schützen und andererseits wichtige Wasserparameter, z.B. durch eine Oxidation des in Kreislaufanlagen anfallende Nitrits, günstig zu beeinflussen (SUMMERFELT 2002). Während die hervorragende Wirkung des Ozons gegen Bakterien und Viren sowohl wissenschaftlich als auch durch jahrelangen Einsatz praktisch erwiesen ist, sind pathogene Effekte gegen metazoische Parasiten bisher kaum belegt. Möglicherweise würde in diesem Falle eine durch Ozon bedingte Oxidation aufgrund der Größe der zu behandelnden Erreger lediglich an deren Körperhüllen ablaufen. Der

Parasit könnte ohne ausreichende Schädigung lebenswichtiger Organe in der Lage sein, eine Behandlung mit Ozon größtenteils unbeschadet zu überstehen. Nach Aussagen der Fa. SANDER (Dtld.) wäre eine Ozonierung unter Verwendung „sehr hoher Ozonkonzentrationen“ sehr wohl in der Lage, pathogene Effekte bei metazoischen Organismen auszulösen. Die benötigten Konzentrationen sind aufgrund der in der Fischzuchtanlage benötigten Wassermengen jedoch wirtschaftlich kaum mehr vertretbar (SANDER, mündl. Mitt.). Erschwerend kommt hinzu, dass im Falle von Kreislaufanlagen oder anderen stark mit organischen Stoffen belasteten Wassermengen die Halbwertszeit von gelöstem Ozon durch die vorzeitige Reaktion mit diesen Stoffen oftmals auf unter 15 s sinkt (SUMMERFELT 2002). Müssen aufgrund der hohen Widerstandskraft des Targetorganismus mehrminütige Reaktionszeiten erreicht werden, so übersteigen die rechnerisch anzuwendenden Ursprungskonzentrationen mitunter das derzeitig methodisch erreichbare Maximum von 15 % gelöstem Ozon.

Das Errichten einer ausreichend dimensionierten Ozonierungsanlage im Rohrsystem kurz unterhalb der Talsperre würde sich gegen alle in den Modellbetrieb eingetragenen freilebenden Parasitenstadien von *B. polymorphus*, gegen den Eintrag neuer Dreikantmuschellarven und gegen weitere empfängliche fischpathogene Erreger richten. Die bereits vorhandenen und unterhalb der nachgelagerten Restozon-Eliminierung lebenden Dreikantmuscheln wären von der Behandlung jedoch nicht betroffen und demnach weiterhin in der Lage, Zerkarien zu produzieren und auszustoßen. Eine Verringerung der Parasitenfracht und eine Verbesserung der klinischen Problematik würde sich dementsprechend erst nach dem „natürlichen“ Verenden eines Großteils aller infizierten Muscheln, voraussichtlich frühestens nach drei bis fünf Jahren (NEUMANN & JENNER, 1992), ergeben.

Um die anfallenden Wassermengen von maximal 500 l/ s (entspricht 1800 m<sup>3</sup>/ h) mittels Ozonierung behandeln zu können, würden etwa 500 bis 550 g Ozon/ h benötigt (entspricht 280 bis 300 mg Ozon/ m<sup>3</sup>) (Hr. RONGEN, Fa. Wedeco Katadyn, Dtld.), die Anschaffungskosten eines entsprechenden Ozongenerators belaufen sich auf mindestens 30.000 €. Da das in Lösung gebrachte Ozon aufgrund der vermuteten hohen Widerstandskraft von *B. polymorphus* gegenüber einer Oxidation mehrminütige Reaktionszeiten benötigt, um gewünschte pathogene Effekte zuverlässig hervorzurufen, müsste nachfolgend ein 150 bis 200 m<sup>3</sup> fassender Reaktionsbehälter zur Wahrung entsprechender Kontaktzeiten von vier bis sechs Minuten (Hr. RONGEN, Fa. Wedeco Katadyn, Dtld.) installiert werden. Alternativ könnte die Reaktion auch in

den Rohrleitungen selbst erfolgen. Hierbei sollte die Fließgeschwindigkeit des Produktionswassers jedoch entsprechend reduziert werden. Um die Halbwertszeit des gelösten Ozons zu erhöhen und wirksame Ozonmengen über den gesamten Zeitraum zu erhalten, müsste höchstwahrscheinlich eine vorherige Filtrierung des zu behandelnden Wasservolumens erfolgen, um einen Großteil der mitgeführten organischen Stoffe zu entfernen.

Da darüber hinaus das Ozon bei Verwendung der installierten Eisenrohre in hohem Maße die Rohre selbst angreifen würde, müsste der Anteil des Rohrsystems zwischen Ozongenerator und Restozon-Eliminierungseinrichtung gegen Leitungen aus Plastik oder Edelstahl ausgetauscht werden (MEYLAHN, Fa. Fischtechnik, Fredelsloh, mündl. Mitt.). Da der Grossteil der Rohrleitungen unterirdisch verlegt wurde, wäre dieser Arbeitsschritt jedoch mit einem Anfall unverhältnismäßig hoher Kosten verbunden. Bevor das behandelte Wasser die Produktionseinheiten erreicht, müsste das Restozon wie oben dargestellt in einem Adsorptionsprozess abgebaut werden. Eine dezentrale Errichtung kleinerer Ozongeneratoren unmittelbar vor den individuellen Rundbecken und Teichen ist bei Nutzung des Rohrsystems als Reaktionskammer aufgrund der genannten Kontaktzeiten nicht möglich, da unverbrauchtes Ozon in die Becken gelangen und dort gehaltene Fische schädigen könnte.

Die veranschlagten Installationskosten einer reinen Ozonanlage betragen exklusive eines Austausches der betroffenen Rohrleitungen durch Edelstahlrohre nach Schätzungen der WEDECO-KATADYN GmbH Deutschland ca. 100.000 €. Installation, Betrieb und Wartung eines Filtersystems und einer UV-Anlage zur Vor- bzw. Nachbehandlung des Produktionswassers sind noch nicht in die Rechnung eingegangen. Zusätzlich zu den Erwerbs- und Installationskosten fallen im laufenden Betrieb weiterhin Kosten für die Energieversorgung an. Die Leistungsaufnahme eines Ozongenerators mit den oben genannten Spezifikationen beträgt etwa 5-6 kW. Für den Einsatz von UV-Lampen zur Eliminierung des Restozons sowie den nicht auszuschließenden Betrieb von Pumpen ist ein etwa ebenso hoher Energiebedarf zu veranschlagen.

Die Begegnung der parasitären Infektion der Fischzuchtanlage durch Nutzung von Ozon ist als umweltfreundlich zu bewerten, da neben dem verwendeten Ozon keinerlei chemische Verbindungen eingesetzt werden und das Restozon nach erfolgter Be-

handlung vollständig abgebaut wird. Eine Lärmbelastigung ist nicht zu erwarten. Der Energieverbrauch beträgt mit erwarteten 10- 12 kW lediglich 25% des Verbrauchs einer UV- Anlage. Das Unfallrisiko ist lediglich als befriedigend einzuschätzen; zur Verhinderung von Gesundheitsschäden der Belegschaft ist eine Anreicherung des Ozons in der Atemluft unbedingt streng zu überwachen und Werte über 120 µg/ m<sup>3</sup> Luft gemäß der EU- Richtlinie 2002/3/EG zu vermeiden.

#### **6.4.5 Anwendbarkeit von Filtersystemen**

Eine Filtrierung des Produktionswassers bietet im Gegensatz zu den bisher vorgestellten Methoden grundsätzlich die Möglichkeit, sämtliche freilebende Entwicklungsstadien von *B. polymorphus* sowie alle Stadien der Dreikantmuschel ohne Ausnahme am Eindringen in die Fischzuchtanlage zu hindern. Analog zu den anderen bereits vorgestellten Möglichkeiten ist jedoch zu beachten, dass die Errichtung einer zentralen Filtrierung unmittelbar unterhalb der Talsperre keinen Einfluss auf das durch bereits in der Anlage vorhandene Dreikantmuscheln verursachte Infektionsgeschehen haben kann; eine Besserung der Problematik wäre erst nach dem Verenden der infizierten Individuen zu erwarten.

Da nach eigenen Untersuchungen insbesondere die Trematodeneier teilweise Größen von nur 25 µm erreichen, müssten sehr feine Mikrosiebe zur Eliminierung dieser Stadien eingesetzt werden. Eine entsprechende Filterung ließe sich technisch durch die Installation von Ultrafiltrationsanlagen erzielen. Die Ultrafiltration nutzt Hohlfasermembranen, welche in das zu filtrierende Medium eingetaucht und unter leichten Unterdruck gesetzt werden, so dass die Flüssigkeit von außen durch die Membran in das innere der Hohlfaser fließt und von dort abgeleitet werden kann. Da die Hohlfasern nur an ihren jeweiligen Enden in einer bis zu zwei Meter hohen Kassette befestigt sind (z.B. ZeeWeed<sup>®</sup>500- Anlage, Fa. ZENON GmbH, Deutschland), schwingen die einzelnen Fasern im Betrieb. Eine somit erreichte Selbstreinigung hilft, die Wartungs- und Reinigungsintervalle im Gegensatz zu herkömmlichen Filtersystemen deutlich zu verlängern. Die Kosten für die Anschaffung einer Ultrafiltrationsanlage belaufen sich nach Schätzungen der Fa. ZENON GmbH, Deutschland, auf ca. 2,5 Millionen €. Vor Inbetriebnahme einer ZeeWeed<sup>®</sup>- Anlage müssten zusätzlich Fundament- und Gebäudearbeiten sowie der Anschluss der Filteranlage an das Rohrsystem erfolgen. Da mittels Pumpen ein Unterdruck erzeugt werden muss, benötigt die Anlage im laufenden Betrieb elektrische Energie. Pro m<sup>3</sup> Filtrat wird ein

Energiebedarf von ca. 70 Wh angegeben (Fa. ZENON GmbH, Deutschland). Bei einem maximalen Wasservolumen von  $1800 \text{ m}^3/\text{h}$  ergibt sich somit ein Energiebedarf von 126 kW. Dies entspricht bei einem Strompreis von 16,87 Cent/ kWh einer monatlichen Belastung von ca. 15.300 €. Die Membranhohlfasern müssen zudem regelmäßig ausgetauscht werden, um die Dichtigkeit und einwandfreie Funktion des Filters zu gewährleisten. Die Membranersatzkosten belaufen sich auf 1,5 Cent/  $\text{m}^3$  Filtrat. Dies entspricht bei  $1800 \text{ m}^3/\text{h}$  648 € pro Tag oder knapp 20.000 € pro Monat. Eine Reinigung der Filtermembranen erfolgt im laufenden Betrieb periodisch alle zwei bis vier Wochen mittels Chlordioxid oder anderer geeigneter Chemikalien, um die Filter von bakteriellem Bewuchs zu befreien. Zusätzlich sind die Filter mindestens zweimal jährlich auszubauen und einer Hauptreinigung zu unterziehen (Fa. ZENON GmbH, Deutschland).

Andere Filterarten würden sich aufgrund der hohen Trophie der Talsperre und der Menge an mitgeführtem organischen und anorganischem Material wahrscheinlich sehr schnell zusetzen und sind für einen diesbezüglichen Einsatz weniger geeignet. Die Filtration des Zulaufwassers mittels eines Trommelsiebfilters würde bei Wassermengen von  $500 \text{ l/s}$  beispielsweise eine Filterfläche von ca.  $150 \text{ m}^2$  erfordern. Diese Leistung könnte durch etwa 8-9 Filter des Typs HDF-I-2007 (Fa. Fischtechnik Fredelsloh, Deutschland) erbracht werden, der Anschaffungspreis für einen derartigen Filterkomplex beträgt etwa 765.000 €. Die Leistungsaufnahme des Einzelgerätes ist gering und beträgt ca. 1,1 kW, zum Betrieb wären jedoch weitere elektrische Verbraucher wie Spülpumpen, Motoren etc. notwendig. Der Platzbedarf zur Installation der Filter ist immens. Wahrscheinlich müsste zunächst der Bau eines entsprechenden Gebäudes zur Unterbringung der Anlage erfolgen. Aufgrund der hohen Algenbelastung des Zulaufwassers würden sich die feinporigen Filter sehr schnell zusetzen und müssten zur Aufrechterhaltung ihrer Effektivität ständig mit Spülwasser gereinigt werden. Der Filtrerrückstand müsste entsorgt oder an der Fischhälterungsanlage vorbeigeleitet werden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass es auf den Filtern trotz Rückspülung zur Ausbildung sogenannter „biologischer Rasen“ käme, welche die Filterleistung beeinträchtigen. Auch bei einer Trommelsiebfilteranlage kann auf eine periodische Reinigung dementsprechend kaum verzichtet werden.

Insgesamt kann die Anwendung von Trommelsiebfiltern nicht empfohlen werden, eine abschließende Bewertung der Ultrafiltration fällt ebenfalls unbefriedigend aus. Sowohl die hohen Anschaffungs- und Membranersatzkosten als auch der vergleichsweise hohe Stromverbrauch sprechen nicht für die alleinige Verwendung von Filtern zur Eliminierung von Trematodenstadien aus dem Produktionswasser. Weiterhin ist der Einsatz von Chemikalien zur periodischen Reinigung der Filter kritisch zu bewerten. Das geringe Unfallrisiko für die Belegschaft kann die gravierenden Nachteile einer Filteranwendung nicht wettmachen.

#### 6.4.6 Anwendbarkeit von elektrischem Strom

Elektrischer Strom kann prinzipiell zur Eliminierung von fischpathogenen Trematoden eingesetzt werden, seine erfolgreiche Anwendung wurde bereits mehrfach dokumentiert. Untersuchungen zum durch Zerkarien von *Nanophyetus salmincola* verursachten Verlustgeschehen in einer Aufzuchtanlage für Chinook- Lachse (*Oncorhynchus tshawytscha*) in den USA zeigen, dass der Einsatz elektrischen Stroms mit einer Feldstärke von 310V/ inch (ca. 125V/ cm) und einer Expositionszeit von 0,325 s die Belastung durch Trematodenlarven stark verringern kann (COMBS 1968). Während bei unterhalb der laufenden Bekämpfungseinrichtung gehaltenen Fischen der Parasitenbefall nach einer dreimonatigen Aufzuchtperiode auf durchschnittlich 81 Metazerkarien begrenzt war, wiesen Kontrolltiere bereits nach einwöchiger Exposition mit unbehandeltem Wasser bis zu 1400 Metazerkarien je Fisch auf.

Von WLASENKO (1972) erzielte Laborergebnisse zur Bekämpfung von *D.- spathaceum*- Zerkarien mit Hilfe von elektrischem Strom belegen, dass der Einsatz eines elektrischen Feldes mit einer Stärke von 300V/ cm über eine Zeit von 0,1 s die in einem Volumen von 10 ml enthaltenen 1000 Zerkarien dieses Erregers zuverlässig tötet. Bereits bei geringen Feldstärken von 40-50 V/ cm und einer Expositionszeit von 1 s wird bei einem Anteil der behandelten Zerkarien der Verlust der Schwanzanhänge beobachtet. Innerhalb einer anschließenden Wartezeit von 10 Minuten verenden alle derartig geschädigten Zerkarien. Weiterhin kann gezeigt werden, dass der Anteil getöteter Parasiten generell durch eine Verlängerung dieser anschließenden Wartezeit zunimmt. WLASENKO folgert, dass nach der Anwendung von elektrischem Strom das Wasser nicht direkt in Fischhälterungsanlagen geleitet, sondern für mindestens 10 Minuten in ein Reaktionsbecken überführt werden sollte, um geschädig-

ten Zerkarien keine Möglichkeit zu geben, vor ihrem Verenden einen Wirtsfisch zu erreichen.

Neben der Feldstärke und der Behandlungsdauer hat die Leitfähigkeit des stromdurchflossenen Wassers großen Einfluss auf den Desinfektionserfolg: Je höher die Leitfähigkeit, desto mehr elektrischer Strom fließt am vergleichsweise hohen Widerstand des Parasitenkörpers vorbei. Eine geringe Leitfähigkeit des Wassers ermöglicht im Umkehrschluss eine effektivere Bekämpfung von Trematodenlarven, da der Stromfluss verstärkt durch den Körper des Parasiten erfolgt (WLASENKO 1972).

Die von WLASENKO im Anschluss durchgeführten Feldstudien mit Feldstärken von  $E = 175\text{-}185 \text{ V/cm}$  und einer Kontaktzeit von  $t = 0,33 \text{ s}$  zeigen erneut die starke Wirkung des elektrischen Stromes gegenüber Zerkarien. Während nach ca. fünf Wochen bei lediglich 2 % der Regenbogenforellen, die behandeltes Wasser zugeführt bekamen, *Diplostomum*-Metazerkarien nachzuweisen waren, wiesen sämtliche Kontrolltiere, die unbehandeltem Wasser ausgesetzt waren, entsprechende Metazerkarien auf. Setzt man eine stärkere oder zumindest gleichwertige Empfindlichkeit der Zerkarien von *B. polymorphus* gegenüber elektrischem Strom voraus, so errechnet sich der in Anlehnung an die genannten Feldstudien benötigte Strombedarf und apparative Aufbau folgendermaßen:

1. Die elektrische Feldstärke  $E$  errechnet sich aus der Spannung und dem Abstand der Leiterplatten, an denen die Spannung anliegt:  $E = U / \Delta L$ . Im vorliegenden Fall soll die gewünschte Feldstärke  $175 \text{ V/cm}$  betragen; zur Verfügung stünde Industriestrom mit ca. 400 V. Folglich sind die Leiterplatten in einem Abstand von ca. 2,29 cm zueinander anzuordnen:

$$\Delta L = U / E$$

$$\Delta L = 400 \text{ V} / 175 \text{ V/cm}$$

$$\Delta L = 2,2857 \text{ cm}$$

Um ein homogenes Feld zu erreichen ist es vorteilhaft, diese Platten nicht in einer Röhre, sondern in einem wasserdurchströmten Kasten mit noch zu definierender Größe unterzubringen.

2. Die Einwirkdauer des Stromes soll nach WLASENKO (1972) mindestens 0,33 s betragen. Die Hauptleitung der Anlage hat einen Innendurchmesser von 80 cm, was nach  $A = \pi/4 * d^2$  einer Fläche von ungefähr  $0,5 \text{ m}^2$  entspricht. Die maximale Wassermenge, welche durch dieses Rohr fließt, beträgt  $1800 \text{ m}^3/\text{h}$ . Die Fließgeschwindigkeit errechnet sich aus:

$$v = Q/ A,$$

in vorliegendem Falle also  $1800 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} / 0,5 \text{ m}^2$ . Es ergibt sich ein  $v$  von  $3600 \text{ m/ h}$  oder  $1 \text{ m/ s}$ . Um eine Kontaktzeit von beispielsweise 0,3 s zu ermöglichen, müssen die Leiterplatten also mindestens 33 cm lang sein.

3. Um eine konstante Durchflussgeschwindigkeit zu ermöglichen, muss der zu installierende Leiterplattenkasten ebenfalls eine Fläche  $A$  von  $0,5 \text{ m}^2$  an seinen Stirnseiten aufweisen. Soll die Höhe analog zum Rohrdurchmesser 80 cm betragen, so empfiehlt sich eine Breite von ca. 64 cm:

$$A = 80 \text{ cm} * 64 \text{ cm}$$

$$A = 5120 \text{ cm}^2$$

4. Da der Abstand der einzelnen Leiterplatten zueinander wie unter 1. errechnet 2,29 cm betragen sollte, müssen in diesen Kasten entsprechend 27 Platten mit einer Höhe von 80 cm und einer Länge von 33 cm eingesetzt werden. Zusätzlich sind die beiden Seitenflächen ebenfalls als Leiterflächen zu betrachten.

5. Die Stromdichte  $S$  wird in Ampere/  $\text{m}^2$  angegeben und errechnet sich aus der Leitfähigkeit  $K$  des Wassers und der unter 1. angegebenen Feldstärke :  $S = K * E$ . Die Leitfähigkeit des Talsperrenwassers wurde bei diversen Beprobungen ermittelt und beträgt im Durchschnitt  $0,000349 \text{ cm/ m}\Omega$ . Wird dieser Wert mit der Feldstärke von  $175 \text{ V/ cm}$  multipliziert, so erhält man eine Stromdichte von:

$$S = 0,000349 \text{ cm/ m}\Omega * 175 \text{ V/ cm}$$

$$S = 0,061 \text{ V/ m}\Omega \text{ oder } \text{A/ cm}^2.$$

6. Die Stromstärke  $I$  ergibt sich aus der soeben errechneten Stromdichte  $S$  und der Gesamtfläche  $A$  der Leiterplatten:

$$I = 0,061 \text{ A/ cm}^2 * 80 \text{ cm (Höhe)} * 33 \text{ cm (Länge)} * 28 \text{ (Anzahl)}$$

$$I = 4569,12 \text{ Ampere}$$

7. Die Leistung ergibt sich nunmehr nach  $P = U \cdot I$  aus der Spannung von 400 V und der unter 6. errechneten Stromstärke:

$$P = 400 \text{ V} \cdot 4569,12 \text{ A}$$

$$P = 1803,6 \text{ kW}$$

Eine Bekämpfung der über das Talsperrenwasser verschleppten Erreger mithilfe eines elektrischen Feldes mit einer Feldstärke von 175V/cm würde bei einer geschätzten Wassermenge von bis zu 1800m<sup>3</sup>/h eine elektrische Leistung von 1800 kW voraussetzen. Dies entspricht bei einem Strompreis von 16,87 Cent/kWh einer monatlichen Belastung von ca. 218.000 €.

Wie bereits bei anderen Bekämpfungsverfahren erwähnt muss beachtet werden, dass die Errichtung einer zentralen Bekämpfungseinrichtung unter Zuhilfenahme von elektrischem Strom unmittelbar unterhalb der Talsperre keinen Einfluss auf das durch bereits in der Anlage vorhandene Dreikantmuscheln verursachte Infektionsgeschehen haben kann. Eine Besserung der Problematik wäre auch in diesem Fall erst nach Ablauf einiger Jahre zu erwarten, wenn die in den Rohrleitungen unterhalb der Bekämpfungseinrichtung lebenden infizierten Dreikantmuscheln verendet sind.

Neben der immens hohen Leistungsaufnahme und der damit verbundenen negativen Auswirkungen auf die Umwelt durch die Nutzung fossiler Brennstoffe stehen hohe Sicherheitsrisiken der Nutzung von elektrischem Strom zur Zerkarienbekämpfung entgegen. Die Einschätzungen von ODENING (1990) und ROBERTS & SCHLOTFELD (1985) zur Ineffizienz des elektrischen Stromes als Maßnahme zur Zerkarienbekämpfung sind nach wie vor gültig. Positiv zu erwägen sind die geringen Installationskosten und der geringe Reinigungs- und Wartungsaufwand, da die verwendeten Leiterplatten weder von Muscheln noch von anderen Organismen besiedelt werden könnten bzw. nach einer Winterpause beim erneuten Anlegen der Betriebsspannung die Platten in kürzester Zeit verlassen werden würden.

## 6.5 Übersicht über die vorgestellten Verfahren

Anhand einer Tabelle sollen die wichtigsten Merkmale der zuvor dargestellten Verfahren zur besseren Vergleichbarkeit noch einmal komprimiert einander gegenübergestellt werden.

Tab. 11: Vergleich verschiedener Verfahren der Bekämpfung von Dreikantmuscheln und Trematodenlarven unter Berücksichtigung von Anschaffungs- und Wartungskosten, Stromkosten, Umweltverträglichkeit, Unfallrisiko und Wirkung

Verfahren	Anschaffungskosten(€)	Wartungskosten <sup>1</sup>	Stromkosten monatl. (€)	Umweltbelastung <sup>2</sup>	Unfallrisiko	Wirkung <sup>3</sup>
<b>Mechanisch</b>	<50.000	gering	keine	keine	kein	gering
<b>Ultraschall</b>	ca. 6 Mio.	hoch	ca. 120.000	hoch	gering	hoch
<b>UV-C</b>	ca. 150.000	hoch	ca. 5.000	gering	mäßig	mittel
<b>Ozon</b>	ca. 100.000	mittel	ca. 1.000	gering	mäßig	mittel
<b>Ultrafilter</b>	ca. 2,5 Mio.	sehr hoch	ca. 15.000	hoch	gering	hoch
<b>Elektrizität</b>	<50.000	gering	ca. 220.000	sehr hoch	sehr hoch	hoch
<b>Biologisch</b>	<50.000	keine	keine	kritisch	kein	mittel

<sup>1</sup> monatl., geschätzt; gering <1000 €, mittel 1000-5000 €, hoch 5-20 T€, sehr hoch >20 T€

<sup>2</sup> bezogen auf Chemikalieneinsatz und Verbrauch fossiler Brennstoffe

<sup>3</sup> bezogen auf Zerstörung/ Beeinträchtigung von Trematodenstadien bzw. Muscheln, wobei gering <60 %, mittel 60-90 %, hoch >90 % entspricht

## 6.6 Konzept zur innerbetrieblichen Bekämpfung von *B. polymorphus*

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt sind in der untersuchten Fischzuchtanlage große Mengen an Dreikantmuscheln, von denen ein beträchtlicher Teil mit Stadien des fischpathogenen Trematoden *B. polymorphus* infiziert ist, anzutreffen. Mit dem Wasser einer nahegelegenen Talsperre dringen fortlaufend neue Trematodenstadien wie Eier und Mirazidien sowie Dreikantmuscheln in die Anlage ein. Die von infizierten Muscheln ausgeschiedene Zerkarien befallen vorwiegend in den Sommermonaten in hoher Zahl die in der Anlage gehaltenen Fische und führen so zu erheblichen Fischverlusten. Es ist unter den gegebenen Umständen aufgrund der starken Wasserturbulenzen unwahrscheinlich, dass bereits aus in der Talsperre lebenden Dreikantmuscheln geschlüpfte Zerkarien in großer Zahl den Transport bis zu den Hälterungseinheiten unbeschadet überstehen können, so dass davon auszugehen ist, dass hauptsächlich die direkt in der Anlage lebenden *D. polymorpha* für das beschriebene Krankheitsgeschehen verantwortlich zu machen sind. Eine Entfernung freilebender Parasitenstadien aus dem Zulaufwasser der Fischzuchtanlage zur Reduzierung des Verlustgeschehens scheint erfolgversprechend. Die Inbetriebnahme einer technischen Einrichtung zur Wasserbehandlung wäre in der Lage, Invasionen der Fische durch innerhalb der Fischzuchtanlage geschlüpfte Zerkarien zu erschweren. Zusätzlich kann eine entsprechende Anlage den Eintrag von *B.- polymorphus*- Eiern und -Mirazidien, welche als Agens der Muschelinfektionen fungieren und somit sekundär für eine erhöhte Zerkarienbelastung der Fischbestände verantwortlich zu machen sind, verhindern oder eingedrungene Stadien in ihrer Infektiosität mindern. Des Weiteren scheinen mehrere der untersuchten Verfahren (Filter, UV- Strahlung, Ultraschall) dazu geeignet zu sein, den Eintrag neuer Muschelstadien über das Zulaufwasser zu verringern. Jedoch kann keines der Verfahren, selbst bei reibungslosem Einsatz, einen absoluten Schutz vor mitgeführten Parasitenstadien und Muschellarven garantieren. Im Ergebnis werden sich wiederholt neue Muschelpopulationen in der Anlage ausbilden.

Insgesamt zeigte die Anwendung von Ultraschall, sowohl im Labormaßstab als auch im Freilandversuch, die besten Resultate bei der Behandlung der Zerkarien. Der Einsatz von UV-C- Strahlung ist trotz geringerer Abtötungsraten ebenfalls zur Begegnung der Parasitose geeignet. Vom Betrieb einer Ozonierungsanlage wird trotz geringerer Investitions- und Betriebskosten aufgrund der höchstwahrscheinlich mäßigen

Wirkung des Verfahrens und des Austausches eines Großteils des Rohrsystems abgeraten. Eine Produktionswasserfiltration hat den entscheidenden Vorteil, dass bei entsprechend dimensionierten Filtermembranen sämtliche Stadien von *B. polymorphus* zuverlässig aus dem Zulaufwasser entfernt werden könnten. Leider stehen immens hohe Anschaffungs-, Betriebs- und Stromkosten sowie der Einsatz von Reinigungschemikalien einem Einsatz dieser Technik gegenüber. Hohe Stromkosten sind neben dem großen Arbeitrisiko ebenfalls der hauptsächliche Grund, weshalb vom Einsatz elektrischen Stroms zur Erregerbekämpfung abzuraten ist. Abschließend kann keines der untersuchten Verfahren zur Behandlung der anfallenden Wassermengen uneingeschränkt empfohlen werden. Einzig die Bestrahlung mit UV-C sowie der Einsatz von Ultraschall bieten einen akzeptablen Kompromiss zwischen Effektivität und Kosten, wenn auf eine Behandlung der Gesamtwassermenge verzichtet werden kann.

#### 6.6.1 Reinigung und Desinfektion

Neben einer technischen Desinfektion des Produktionswassers ist grundsätzlich eine gründliche periodische Reinigung und Desinfektion der Rohrleitungen (z.B. 500 mg/l Chlorkalk für 12 h, SCHÄPERCLAUS 1990) bzw. Rundbecken und Teiche der Anlage (z.B. 1000 kg Chlorkalk/ ha, SCHÄPERCLAUS 1990) anzuraten. Eine Reduzierung der ausgedehnten Bestände an Dreikantmuscheln im Betrieb ist in hohem Maße dazu geeignet, den Befall der Fischbestände mit *B. polymorphus* zu vermindern. Die sorgfältige Kalkung der Teiche und Rundbecken bewirkt einen Anstieg des pH- Werts auf über 11 (SCHÄPERCLAUS 1990), was zum zuverlässigen Abtöten von Dreikantmuscheln, deren obere Toleranzgrenze zwischen pH 9,3 und 9,5 liegt, genutzt werden kann (BOWMAN & BAILEY 1998). Ein zusätzliches temporäres Sistieren des Wasserflusses in den Rohrleitungen, verbunden mit der Einleitung einer Kalklösung, ermöglicht darüber hinaus die Eliminierung eines Großteils der dort lebenden Muscheln. Trotz der propagierten Reinigungsmaßnahmen ist immer mit einigen überlebenden Dreikantmuscheln zu rechnen, welche sich in der Folgezeit vermehren und ausbreiten. Zusätzlich ist mit einem Eintrag neuer Dreikantmuscheln und Muschellarven, zum Einen durch belebte Vektoren (v.a. Wasservögel) und zum Anderen über das Zulaufwasser, auszugehen. Eine Sanierung der Anlage durch Trockenlegung und Kalkung wäre daher nur bei Einhaltung regelmäßiger zeitlicher Abstände mit einem langfristigen Erfolg verbunden.

## 6.6.2 Stromerzeugung durch Wasserkraft

Im Bestreben, die durch die Mehrzahl der untersuchten Verfahren verursachten hohen Stromkosten zu reduzieren, wurde parallel die Möglichkeit der Nutzung von Wasserkraft zur Stromgewinnung recherchiert. Der unter den gegebenen Umständen (500 l/s, Fallhöhe maximal 8 m) einzig sinnvoll anwendbare Turbinentyp ist die Durchströmturbine (HIERY, Wasserkraft Volk AG, Dtl., mündl. Mitt., siehe Abb. 22). Das im scharfen Strahl auf ein quer zur Strömungsrichtung gelagertes Schaufelrad gelenkte Wasser hat bei diesem Turbinentyp zwar einen niedrigeren Wirkungsgrad als andere Turbinentypen, allerdings sind diese oft um ein mehrfaches teurer und bei den verfügbaren Wassermengen nicht effektiv zu nutzen.

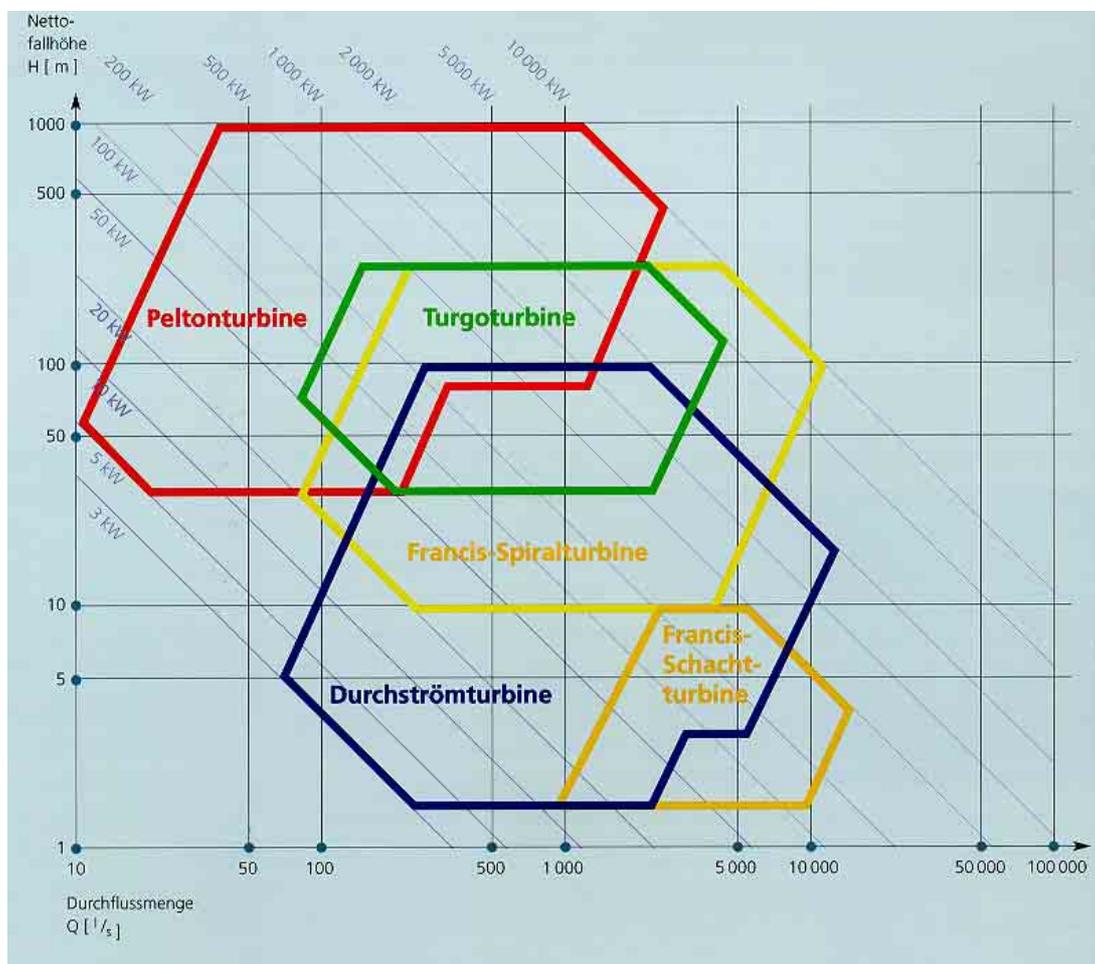


Abb. 22: Leistungsgrenzen verschiedener Wasserturbinentypen in Abhängigkeit von Fallhöhe und Durchflussmenge (Fa. Wasserkraft Volk AG)

Einzigster alternativer Turbinentyp bei einer Fallhöhe von unter 10 Metern wäre die Francis- Schacht-Turbine, diese lässt sich jedoch erst ab Wassermengen von über 1000L/ s effektiv betreiben. Alle anderen gängigen Turbinentypen wie Pelton-, Turgot- und Francis-Spiralturbine benötigen Fallhöhen von über 10 Metern.

Eine bei einer Fallhöhe von 8 m mit 500 l/ s betriebene Durchströmturbine leistet gemäß Abb. 22 ca. 30 kW. Die Anschaffungskosten belaufen sich exklusive der Arbeiten für Fundament, Gebäude und Anschluss an das Wassernetz auf ca. 60.000 €. In den ersten zehn bis fünfzehn Jahren fallen neben dem regelmäßigen Einfetten der Lager voraussichtlich keine weiteren Wartungskosten an.

Beim Vergleich der von einer solchen Turbine bereitgestellten 30 kW mit dem für die einzelnen Verfahren errechneten Strombedarf (Ultraschall: ca. 1200 kW; UV: ca. 45 kW, Ultrafiltration: ca.125 kW; elektrischer Strom: ca. 1800 kW; Ozon: ca. 15 kW) wird deutlich, dass Erwerb und Betrieb einer Durchströmturbine mit der Ausnahme des Ozonierungsverfahrens nicht geeignet ist, die Gesamtmenge an benötigter elektrischer Energie für eine Behandlung der Gesamtwassermenge bereitzustellen. Zusätzlich können die errechneten 30 kW nicht zu jedem Zeitpunkt garantiert werden, da nach Aussage der Betreiber der betroffenen Fischzuchtanlage die Entnahme der zugrundegelegten Wassermenge mit dem Talsperrenverband Sachsen jährlich neu auszuhandeln ist und somit Schwankungen unterliegt. Dennoch scheint die Gewinnung elektrischer Energie durch Installation einer Wasserturbine sinnvoll, wenn nur Teilbereiche der Anlage mit behandeltem Wasser versorgt werden sollen.

### **6.6.3 Teilbehandlung mit UV-C-Strahlung**

Ungeachtet der anzuwendenden Behandlungsmethode sind Anschaffung und Betrieb einer zentralen Anlage am Anfang des Rohrleitungssystems zur Behandlung der Gesamtwassermenge des Fischzuchtbetriebes von bis zu 500 l/ s sehr kostenaufwändig und finanziell kaum mit dem bei erfolgreich bekämpfter Parasitose zu erwartenden Mehrgewinn der Fischzuchtanlage aufzuwiegen. Zudem wären alle wasserführenden Anteile des Rohrleitungssystems unterhalb der Bekämpfungseinrichtung nicht von der Behandlung betroffen. Ein weiterer Nachteil einer zentralen Bekämpfung besteht in dem Risiko des temporären Ausfalls der Anlage. Bis zur Behebung des Defekts könnten erneut Erreger in die gesamte Fischhälterungsanlage eintreten und die dortigen Fische und Muscheln infizieren. Als direkte Folge würden die erneut infizierten Dreikantmuscheln auch nach Wiederaufnahme der Bekämpfung in den

folgenden Jahren Zerkarien produzieren und ausscheiden. Generell ist die Installation einer zentralen Behandlungsanlage somit abzulehnen und der individuellen Behandlung einzelner Produktions- Untereinheiten der Vorzug zu geben. Abschließend kann neben der regelmäßigen Reinigung des Fischzuchtbetriebes zur Dezimierung der residenten Dreikantmuscheln aufgrund der hohen Stromkosten der Ultraschallanwendung nur die UV-C- Bestrahlung des Zulaufwassers unmittelbar vor dessen Eintritt in die jeweilig zu behandelnden Produktions- Untereinheiten empfohlen werden. Eine derart positionierte Bekämpfung mit ultravioletter Strahlung hätte verschiedene Vorteile:

- UV-C Strahlung zeigt neben der erwiesenen Wirkung gegen *B. polymorphus* auch gegen diverse andere fischpathogene Erreger Wirksamkeit, deren Verbreitung durch die Bestrahlung ebenfalls erschwert würde (WLASENKO 1969; KULOW 1990).
- Eine Bekämpfung mit flexibel im letzten Teil der Zulaufrohre zu installierenden UV- Lampen ermöglicht eine bedarfsgerechte und kostenoptimierte Behandlung kleinerer Wassermengen. Die Bestrahlung kann auf wenige Becken, die empfindliche Fischarten beinhalten, beschränkt werden.
- Durch den Betrieb der Lampen in den Zuleitungsrohren unmittelbar vor den Becken und Teichen werden alle Zerkarien, ungeachtet des Ortes ihres Schlupfes, behandelt. Im Gegensatz zur Gesamtwasserbehandlung direkt unterhalb der Talsperre liegen die in den Rohrleitungen lebenden Dreikantmuscheln bei der Behandlung einzelner Becken oberhalb der Bekämpfungseinrichtung.
- Bei einem etwaigen Teilausfall von UV- Lampen ist die Verschleppung der Erreger auf einen kleinen Teil der Anlage reduziert, der Austausch defekter Lampen kann vom Personal ohne Hilfe einer Fremdfirma kostengünstig und schnell vollzogen werden.
- Vor erneuter Inbetriebnahme kann die betroffene Einheit trockengelegt und gekalkt werden, die Eliminierung der Erreger ist aufgrund der leichten Zugänglichkeit der Becken und Teiche problemlos möglich, da im Gegensatz zur zentralen Bekämpfung das Rohrsystem nicht saniert werden muss.

Die zur Bekämpfung von *Diplostomum*- Zerkarien in der Literatur zu findenden Bestrahlungsdosen liegen mit  $2000 \text{ J/ m}^2$  (WLASENKO 1969) bis  $4500 \text{ J/ m}^2$  (SCHÄPERCLAUS 1990) deutlich über der im Feldversuch ermittelten eingeschränkt wirksamen Dosis von ca.  $60 \text{ J/ m}^2$ . Anhand einer gemäßigten Dosis von  $400 \text{ J/ m}^2$  (Hr. FUCHS, Universität Bielefeld, mündl. Mitt.) sollen im Folgenden die Kosten einer solchen UV- Bestrahlung für eines der Betonrundbecken exemplarisch errechnet werden:

1. Die durchschnittlich dem Becken zugeführte Wassermenge beträgt  $54 \text{ m}^3/\text{h}$ . Wenn diese Menge in ein Rohr mit 10 cm Durchmesser (Querschnittsfläche  $79 \text{ cm}^2$ ) geleitet wird, ergibt sich nach  $v = 54 \text{ m}^3/\text{h} / 0,0079 \text{ m}^2$  eine Geschwindigkeit von  $1,89 \text{ m/ s}$ .
2. Bei einer Lampenlänge von 90 cm beträgt die Kontaktzeit bei dieser Geschwindigkeit ca. 0,5 s.
3. Die UV- Lampe NN 30/89 der Fa. WEDECO, Dtlid. hat eine spezifische Leistung von  $0,15 \text{ W/ cm}$ . Wird diese Lampe mittig in einem Rohr mit 10 cm Durchmesser angebracht, so beträgt der maximale Abstand zur Innenwand ca. 4 cm. Gemäß einer Tabelle zu Sterisol- Strahlern der o.g. Firma beträgt die Bestrahlungsstärke der Lampe bei diesem Abstand ca.  $4000 \mu\text{W/ cm}^2$ , bzw.  $40 \text{ W/ m}^2$ .
4. Bei einer aufgrund der hohen Trophie geschätzten Absorptionsrate von 20% ergeben sich  $32 \text{ W/ cm}^2$  als effektive Stärke.
5. Nach Multiplikation mit der o.g. Kontaktzeit ergibt sich eine wirksame Strahlungsdosis von ca.  $16 \text{ J/ m}^2$ .

Für eine Gesamtdosis von  $400 \text{ J/ m}^2$  müssten rechnerisch demnach 25 Lampen des o.g. Typs in Reihe, z.B. durch Einbau in einen flexiblen Schlauch, der um das zu behandelnde Becken gelegt wird, eingesetzt werden. Alternativ wäre der Parallelbetrieb bei geringeren Strömungsgeschwindigkeiten und größeren Leitungsdurchmessern zu erwägen. Die Leistungsaufnahme einer Lampe beträgt 77 W. Bei einem Strompreis von 16,87 Cent/ kWh würden bei einem Strombedarf von zusammen ca. 1,9 kW für

die errechnete Behandlung mit UV-C- Strahlern monatliche Stromkosten in Höhe von insgesamt ca. 230 € pro Rundbecken anfallen. Zusätzlich sind die Kosten für Anschaffung und Austausch der benötigten Lampen mit ca. 200 bis 400 € je Lampe zu veranschlagen. Der Strombedarf eines derartigen Behandlungsregimes könnte darüber hinaus im Gegensatz zur Gesamtwasserbehandlung effektiv von der oben genannten Durchströmturbine gedeckt werden. Weiterhin sind die Netzbetreiber laut EEG (Erneuerbare- Energien- Gesetz) seit dem 1.4.2000 verpflichtet, abgegebenen Strom in ihr Netz zu speisen und für Energien aus Wasserkraft gemäß §4 einen Betrag von mindestens 7,67 Cent/ kWh zu entrichten. Es empfiehlt sich somit, eine solche Turbine kontinuierlich zu betreiben, da durch deren Stromerzeugung bei genannter Erstattung rechnerisch bis zu 1650 €/ Monat erwirtschaftet werden oder bis zu 15 der Rundbecken ohne zusätzliche Stromkosten mit ultravioletter Strahlung der oben genannten Dosis behandelt werden könnten. Die 60.000 € Anschaffungskosten der Durchströmturbine ließen sich somit in etwa drei Jahren vollständig amortisieren.

Abschließend bleibt zu erwägen, ob eine UV- Behandlung des Zulaufwassers in Anbetracht des zu erzielenden Gewinnes angebracht ist. Der derzeitige Erlös von durchschnittlich 7,20 € für ein Kilogramm frischen Karpfen (GÖCKEMEYER 2004) soll den abschließenden Überlegungen zugrundegelegt werden.

In einem 200 m<sup>3</sup>- Rundbecken können bei einer angenommenen täglichen Zuwachsrate von 1,5 % 10.000 Karpfen mit einer Anfangsstückmasse von 400 g (Gesamtmasse 4 t) innerhalb von 110 Tagen auf eine jeweilige Endstückmasse von 2 kg (Gesamtmasse 20 t) gezogen werden. Wenn eventuelle Fischverluste unberücksichtigt bleiben, kann demzufolge innerhalb von ca. 3,5 Monaten ein Gesamtertrag von bis zu 16 Tonnen Fisch erwirtschaftet werden. Die Stromkosten einer Behandlung des in dieser Zeit benötigten Produktionswassers mit UV- Licht belaufen sich auf ca. 800 €, der Marktwert der 16 Tonnen Karpfen beträgt ca. 115.000 €. Von dieser Summe sind naturgemäß die regulär anfallenden Produktionskosten (Besatzfischkosten, Lohnkosten, Futter etc.) abzuziehen, was hier jedoch unberücksichtigt bleiben soll.

Es ist im praktischen Versuch zu überprüfen, ob die empfohlene Behandlung in der Lage ist, Fischverluste und tägliche Zunahmen derart positiv zu beeinflussen, dass die durch die UV- Anwendung entstehenden Mehrkosten rentabel werden. Im Falle eines Karpfenbesatzes müssten durch die Anwendung von UV- Licht innerhalb der genannten 3,5 Monate ca. 111 kg Fischfleisch zusätzlich zu produzieren sein, um den benötigten Mehrgewinn von 800 € zu erwirtschaften. Dies entspricht einer Steigerung der Produktion von unter 1 %, was sicherlich im Rahmen des Möglichen liegt. Das Ergebnis der Behandlung wird generell umso positiver ausfallen, je höher die durch den Einsatz von UV- Licht verringerten ursprünglichen Fischverluste einer gegebenen Fischart waren und je höher der Marktpreis der jeweiligen Spezies liegt. Im Gegensatz zum Karpfen wird die Regenbogenforelle als hochempfindliche Fischart deutlicher von einer entsprechenden Behandlung des Wassers profitieren, so dass der Behandlungserfolg stärker ausgeprägt sein dürfte und entsprechende positive Effekte auf den Masterfolg deutlicher zutage treten. Zusätzlich liegt der zu erzielende Verkaufspreis für ein Kilogramm Forelle mit durchschnittlich 9,95 € (GÖCKEMEYER 2004) deutlich über dem mit Karpfen zu erzielenden Erlös. Eine Behandlung von Zuchtbecken, die Forellen oder ähnlich empfindliche und stark nachgefragte Fischarten enthalten, erscheint somit grundsätzlich erfolgversprechender.