

管理水库及毗邻河流环境 以利于鱼类和渔业的指南及标准述评

Leandro E. Miranda

密西西比鱼类及野生生物研究协作组
美国密西西比州 密西西比城 9691信箱

全文概要

几乎没有水系不被蓄水。库容大于 10×10^6 米³的水库全世界约有60000座，总库容超过6500千米³，总水面约400000千米²。这些水库中库容大于 100×10^6 米³的水库约2800多座，占总库容6500千米³的95%。筑坝受到经济需要的驱动，而生态影响很少被考虑。水库的修建在工业化国家正在减速，但在其它地方依然在快速进行。

水库对全球渔业做出了巨大贡献。保持和提高水库渔业及关联的社会经济效益的主要挑战是，鱼类生境及环境的破坏、鱼群不充分、捕捞系统效率低、风险承担者意见冲突及制度上和政治上的重视不够。这一篇述评考察了可用来管理水库的措施、指南和标准及其发布以利于流域中的鱼类及渔业。本述评考察了管理水库内及上、下游的环境、鱼类及毗邻的渔业的措施，与河口有关联的问题也予以考察，但很简略。一旦论述了与环境、鱼群及渔业管理有关的技术标准和指南，讨论的中心随即转向改进管理，对与管理过程有关的行政问题和程序问题给予了注意。

水库渔业发展和管理的一个重要障碍是，渔业行政官员发现很难保护其部门的利益。通常所做的决定凌驾于影响渔业和水生生物环境之上，很少或完全不考虑这些部门的利益。究其原因主要是没有可靠的经济评价及渔民缺乏政治影响力。鉴于政治影响力的这一缺乏，渔民及渔业管理者的利益和需要在现有的政治框架内通常得不到适当的体现，因而被忽略或忽视。渔业行政官员应寻找每一个机会来传达其需要，证明渔业及与鱼类整合的水生生物自然资源的价值，并参与政治过程中去。

被蓄水河流流域的管理在许多发展中国家遵循北美和欧洲建立的模式。对策通常是外国专家强加的或抄袭的，既没有考虑气候、动物区系、社会经济的状况，也没有考虑政治现实。尽管在环境问题方面表面上一模一样，管理政策必须因国而异，考虑当地条件。盲目搬用输入的原理会导致政策失败。虽然其它区域的经验不应忽视，而应作为管理方案的基础，但为了适应当地现实，评价和修改对策才是成功适应和实施的关键。

必须采取整体方法，一种结合了经济、社会和环境需要的方法来管理作为一种有限和易损资源的淡水，必须有河流流域的水分配方案来保证现有水足够按计划分配才能达此目的。必须认识到水资源开发在社会经济发展的环境中的多部门性质，及水资源用于供水和卫生设备、农业、工业、城市发展、水力发电、内陆渔业、运输、娱乐、洪泛平原管理及其它活动的多效益用途。为此，有效的水管理方案、协调机制及实施机制在所有流域中都应该有适当的位置。

资源机构通过充分参与开发过程可提高其在改善水库调节中的效能。然而，为了有效地介绍调节程序，资源机构需要有传统鱼类生态学和管理以外领域中的技术专家，协调其它机构，根据不完全信息欣然提出建议，有程序方面的专门知识，并制定现行政策。明确而有效的水库开发政策可扩大一个机构在改善调节中的影响。一个机构用既定的章程、政策和具体目标能够越彻底地支持调节建议，建议就越有影响。必须将宽泛的政策和目标转化成清晰明确的指标和任务。

可采用对大坝发放许可证和重新发放许可证的办法来保证水库修建和运行重视环境问题。此外，在决定是否发放和重新发放许可证时，鱼类及野生生物的保存、保护、渔业、娱乐机会及普遍的环境质量效益的维护能够受到与蓄水提供的能量或其它经济效益同等的考虑。重新发放许可证的过程将提供改造旧坝的机会，着手解决环境问题凸现前几十年形成的问题。重新发放许可证还会提供一个可着手处理围绕河流保护逐渐形成的公众利益的重要手段。

被蓄水河流的完善管理取决于了解自然改变和人为改变的影响的能力，自然改变的影响和人为改变的影响使得被蓄水河流流域的管理极其复杂。有自始至终反复观察的、设计适当的监测程序可将自然影响与人为影响区分开来，并区分有效的管理实践和不怎么有效或有害的管理实践。需要监测程序来支持对环境现在和未来状况及环境承受现在和未来人口的能力的全面、有科学依据的评价。

我们对被蓄水河流及预测它们对管理行动反应的能力的了解是有限的。同变动中的社会经济价值一起，这些认识上的差距导致对如何最好地管理蓄水河流的不确定性。尽管有这些不确定性，管理者必须做出决策并实施计划。适应管理是管理者面对这种不确定性负责任地进行管理的一种方法。这就不会盲目向前冲，也不会因优柔寡断而无所作为。不论是盲目向前冲还是优柔寡断无所作为，都妨碍管理选择自由，都有社会、经济和生态影响。

1. 引言

被蓄水的河流是全球景观中较新的水生态系统。尤其在发达国家，它们是一种能提供多种效益如防洪、水力发电、航运、供水、商业性渔捞、游钓及其它各种娱乐价值的重要经济和环境资源。在一条河流上蓄水的生态影响是引人注目和广泛的。筑坝受到经济需要的驱动，而生态影响很少被考虑。工业化国家建造水库约在上世纪中叶的高峰期后放慢了速度，因为几乎所有合适的地点都已被蓄水而且生态影响愈益成为普遍关注的问题。世界其它地区水库建造依然在快速进行（Avakyan和Lakovleva, 1998）。因此，建造新水库并了解其影响的标准仍然是世界一些区域的一种需要，而对管理现有水库使其效益最大化或使其生态影响最小化的标准的需求继续增长。

水库的地理分布反映了地貌、气候和控制整个流域水的运动的经济需要之间的一种复杂的相互作用。受气候调节的水管理目标指导水库设计，而受地貌影响的经济支配水库的建造和运行。一些大的水系被改造成叠加起来的梯级水库，例子有南美洲的巴拉那河；北美洲的阿肯色河、哥伦比亚河、密苏里河、田纳西河；欧洲的伏尔加河和第聂伯河；亚洲的安加拉河；非洲的赞比西河以及其它许多大大小小的河流。库容大于 $10 \times 10^6 \text{米}^3$ 的水库全世界约有60000座，总库容超过6500千米³、总水面约400000千米²（Avakyan和Lakovleva, 1998）。这些水库中库容大于 $100 \times 10^6 \text{米}^3$ 的水库2800多座，占总库容6500千米³的95%。在记录较可靠的这些大型水库中，915座（1690千米³）在北美，265座（971千米³）在中美及南美，576座（645千米³）在欧洲，815座（1980千米³）在亚洲，176座（1000千米³）在非洲，89座（95千米³）在澳大利亚及新西兰（Avakyan和Lakovleva, 1998），几乎没有水系不被蓄水。

水库对全球渔业做出了巨大贡献（Moreau和DeSilva, 1991；Petrere, 1996；Fernando et al., 1998；Miranda, 1999）。在北美和欧洲，新近在澳大利亚，游钓渔业在经济上很重要。例如在美国，1990年水库吸引了大约2100万垂钓者，并支持了所有淡水渔捞的一半以上（USFWS, 1993）。商业性渔业，在亚洲非常最重要，在非洲和拉丁美洲也很重要。在全世界的一些地区，水库商业性渔业对生存是必不可少的，常常是对人饮食平衡起决定作用的高质量、低成本动物蛋白质的一个不可替代的来源。从水库捕获的鱼一般在区域内销售，对穷人的生活和当地经济做出了贡献。保持和增强水库渔业及关联的社会经济效益的主要挑战是，鱼类生境和环境的破坏、鱼类集群不充分、捕捞系统效率低、风险承担者间意见冲突、体制上和政治上重视不够。

本述评的目的旨在考察用来管理水库的现有措施、指南和标准及其发布以利于河流流域中的鱼类和渔业；第2部分考查了水库环境及影响水库或受水库影响的上、下游环境的管理措施；第3部分考察了水库及毗邻的河流环境中的鱼类群体和渔业的管理措施；第4部分确定了为改进被蓄水河流管理指南、标准及过程而选择的手段。

2. 鱼类环境管理引导和标准

2.1 汇水区

从汇水区输入的点源和非点源污染物影响水库环境质量。点源污染物主要是可追踪到一个固定源（如下水道出口、工业排放口）的污染物、颗粒物及溶解有机物。非点源污染物来自整个汇水区的扩散点（如农田），包括粉沙、粘土、无机营养物、颗粒物和溶解有机物及污染物（如农药）。水库泥沙是来自点源和非点源的物质的混合物。虽然点源通常是可调节的，但是大汇水区中的非点源却较难以控制。尽管如此，有文献证明机构间致力于汇水区和水库改良的努力（Born et al., 1973）。通过正确的农业实践和废物管理实践，可不让泥沙、过多的营养物、有机物和污染物进入水库。

2.1.1 泥沙

水库有效截留悬浮固体，泥沙沉积增加浊度，限制初级生产力，减少水深，从而减少库容。所有这些影响最终都会影响生物群落的理化过程。泥沙产生于流域、河床及库岸内的侵蚀过程，而且通常是主要的非点污染源。在长期干旱后接着是大雨季节的流域如巴西（Gomes和Miranda，于出版中）或接着是季风季节的流域如印度（Sugunan, 1995）泥沙沉积加剧。减少进入河流和水库的泥沙负载和营养物负载的实践包括保护耕种、修造梯田、轮作、植被、作物残留、营养物管理、河滨管理带及采用调节池、堤和侵蚀控制堰之类的结构性装置（Johengen et al., 1989）。

2.1.2 营养物

磷的输入及从泥沙中再生是驱动自养生产的主要因素。Forsberg和Ryding（1980）认为总磷浓度小于15微克/升的湖泊为寡营养型，15-25微克/升的湖泊为中营养型，26-100微克/升湖泊为富营养型，大于100微克/升的湖泊为超富营养型。磷输入通常来自农业源点和城市污水。过量输入导致迅速富营养化。富营养化的后果是藻华，藻华引起水透明度下降，溶解氧大范围变动，库岸水生植被层增厚。由于对水的理化特性的影响，密集藻华使水库环境不适合于许多鱼，降低了鱼类集群及渔业的多样性。减轻富营养化的管理对策包括稀释、冲水、水库深层曝气和循环促进营养物利用、沉淀和失活、清除泥沙、降低水位、水库深层泄水及生物区系的收获（Cooke et al., 1993）。

2.1.3 有机物

有机物的输入可能有利，也可能有害，视流域的自然肥力及系统的性质而定。颗粒有机物是自养生产受到浊度和低滞留时间限制的大型、混浊水库中食物链的基础。然而，往往位于汇水区较高位置的较小水库通常不怎么混浊，有较高的保持力，而且自养程度更高，从而由于输入的大量有机物的分解可能被氧的逸出所倾覆。

2.1.4 污染物

污染物包括金属、农药、油类及工业、农业和城市污水中的其它污染物。这些物质含量升高会降低鱼类的存活率、繁殖率及生长率，并可能在鱼体组织中生物累积，使其不适合于人类消费（Cairns et al., 1984）。可能制止的行动包括消除点源和管理汇水区（Baker et al., 1993）。水库深层曝气能够使一些污染物氧化并促进沉淀。如果被污染的泥沙的暴露和悬浮污染物增加的溶解度和流动作用，则可能需要调节水位的变动。清除污染物有时是不可能的，不采取行动通常可能是惟一的办法。让沉积等自然过程来逐渐消除这些物质。这种方法需要相当长时间的监测及一些渔业的可能终结。

2.2 河流上游

受调节河流的泥沙沉积问题与自然河流有相当大的不同。问题包括水库中的泥沙沉积、坝下游的河床效应及维持河床和渔业所需要的河中流量。由于水库截留泥沙并泄出清水，水库对大的自然泥沙负载河流的地貌可能有深远的影响。从大坝泄出的清水对下游地貌的影响一般包括河床不稳定（如河床和河岸受到侵蚀，达到水携带泥沙的能力）、河床层增厚、鱼类生境改变（Collier et al., 1996）。

支流的不稳定性对河流性鱼类和占据水库但需要河流生境来完成其生活史的鱼类的生境可能产生负面影响。河岸侵蚀的程度与河岸植被消失、增加水的流量、增加泥沙运动密切相关，会引起河床下切的活动大大增强（Meehan, 1991）。大船通行及由此产生的尾浪亦可形成对河岸的冲刷，此外河流中的采矿可引起对鱼类生境的多重影响。

着手处理河岸侵蚀通常需要使用硬材料（Orth和White, 1993）。对于较小的溪流，特别是那些季节性干涸或近乎干涸的溪流，用推土机挖出溪床砾石保护溪岸是延迟侵蚀的一种通常做法。对于河流，沿岸放置抛石性岩石、混凝土碎块及混合物料（即岩石、土壤、树枝）是一种常见的做法。最近，土壤与植被生物工程，如在有问题溪岸和侵蚀区平整土地和修造梯田，及采用单独安装或与结构性措施相结合而交织的天然植被网，正被用来稳定溪岸。一旦这类地形得到保护，它们亦能充当来自高地的地表水径流的过滤器并汇集营养物、污染物或泥沙。

然而，岸的侵蚀是河流的一个自然过程。通过侵蚀一侧河岸同时在另一侧淤积泥沙，河道穿过洪泛平原从一侧到另一侧自由地运动。这一动态特征导致不断地形成鱼类新的生境，而且许多种类依赖于经常不断改变中的河流。蓄水改变了河流侵蚀河岸的方式。在很多情况下，侵蚀是通过下切发生的，但没有产生侧向新生境。

在有一长段上游河流环境、侧向有大支流或二者兼有的水库中，当地河湖洄游性鱼类占渔业的比例很大（Agostinho et al., 1995）。这些水库水的滞留时间短，一般不利于湖泊性动物区系发展（Gomes和Miranda, 于出版中, a）。在这样的水库中，河流的上游生境应是保护的重点。例如伊泰普水库，巴拉那河与广阔的洪泛平原连接的一段长230千米的河段为渔业的许多种类提供了重要的产卵生境和养殖生境。1998年，在保护主义者和渔民的强

烈要求下，巴拉那河的这一段被巴西政府辟为国家公园，防止进一步蓄水及河底刷深，增进伊泰普水库的渔业（Agostinho et al., 于出版中）。

2.3 水库

2.3.1 选址

一条河流从其上游到下游的连续统一体的特征通常不断地和急剧地改变。坝可大大改变的特征，如温度、营养水平、浮游生物生产及生物多样性，因在水系的上、中或下游拦河筑坝而受到不同程度的影响（Ward和Standford, 1983）。上游水坝可大大减少水库下游粗颗粒有机物对细颗粒有机物之比，因为碎屑在河流中的迁移被阻止，而在河流的下游蓄水则对碎屑的组成影响不大。相应地，无脊椎动物和鱼类的功能性索饵群体能反映碎屑的这些变化，而下游河流上的一个大坝不能改变下游河流的营养关系。

河流的特征在中游有时是变化很多的。例如，河流的上游和下游中的流动一泄出类型往往少变化。在上游，泄出的持久性受到索饵跳跃及陆地汇水区对降水改变的过程的影响；在下游，从许多支流汇集水可防止过大的变化（Hynes, 1970）。中游一般受到可在河流流域内地理区域间广泛变动的局部气象事件影响最大，因此中游往往显示流量最变化无常和最不可预测。水库可以通过在大径流量期间蓄水和在低流量期间泄水调节流量变动（Ward和Stanford, 1995）。因此，水库对中游流动状态的影响大于上、下游。

河流连续统一体环境异质性的这些类型影响生物多样性。一个水系中游生物多样性高可能由空间和时间的异质性（即流量、温度及其它特征的不可预测性）引起。因蓄水引起的可预测性增加可能导致生物多样性降低。然而，上游蓄水通过改变环境异质性对生物多样性影响可能较少，而通过中断漂流物质的迁移和处理影响较多。下游蓄水可能限制洄游鱼类。一般，上游建坝蓄水对一个水系连续统一体的影响可能没有中下游建坝蓄水影响那么严重。尽管如此，影响的严重程度与可能很容易超过河流连续统一体中位置的影响的其它因子的相重性有关。

此外，位于上游的水库，水滞留时间较高，产生有较多湖泊环境特征的鱼群。在巴拉那河流域，下游水库汇水面积大和水滞留时间短、加上产卵期和养殖期雨量高，限制了从河流性种类的现有水池内出现适应水库的种类。结果产生的集群的特征既不是河流性的也不是湖泊性的，不适于支持渔业。湖泊性种类的引进（下面讨论）是注定要失败的，因为环境特征不是湖泊性的，汇水区中处于高位的水库除外，在这样的水库中滞留时间增多，可产生湖泊性自养条件。例如，处于上巴拉那河流域高位的比灵斯水库，显示出更长的水滞留时间和更多的自养生产，而这些恰恰是集群更依赖于草食性食物链的湖泊环境所特有的。巧合的是，比灵斯水库支持了该流域最大的渔产量。

在选择水库地址时许多条件被颠倒了。工程经济学要求，应以库容对坝体积的高比例修建水库。因此，最好将水库建在上游分流的、有多个宽阔河谷的、狭窄、坡度很陡的

河段。其它地址要求包括能提供水库表面积对库容之合适比例的地形起伏（即，库容足够大、没有过多浅水区）、不受盛行风强烈影响的成直线的水道（避免侵蚀和过度浑浊）。从环境观点看，河流动物区系的生物多样性是自然科学研究的一个主要问题。一个水系蓄水一般负面影响生物多样性；因此，可能需要放弃在有珍稀动物的河流上建水库。人口的影响是关注的另一个大问题。决定在居住区附近修建水库，可在提供多种娱乐机会的同时通过经济和技术进步提高生活质量。相反，这样的选址可能导致移民安置或严重的文化影响。应考虑富营养化的预测预报，迅速富营养化导致投资利润率下降和水库短命。

为了显著改善鱼类生境和渔业，在修建水库时可避免或改变库盆的一些地形。有许多与渔业管理有关的特殊因素是在选址和水库设计期间应考虑的。汇水区应有良好的植被，防止导致泥沙沉积的过度侵蚀，没有农药和其它污染物，来自农业、牲畜屠宰及工业场地的径流应予以处理或转向。应允许岸有限发育，不允许化粪池泄漏。汇水区大小影响水位波动及水滞留时间。汇水区最适宜大小取决于湖泊容积、降雨量、地貌及土地用途。滞留时间少于约4周限制自养生产；滞留时间超过约一年与强烈分层有关联（Søballe和Kimmel, 1987; Søballe et al., 1992; Straškraba, 1999）。建坝期间从库盆除去植被的程度因水库的主要用途而异。通常在河湾和浅水湾保留大块大块的树木和灌木，以增加鱼类生境。虽然多数证据来自西方，但是DeSilva（1988）证实亚洲进行了这样的实践并要求开展更多的研究。修建水库期间鱼类隐蔽处和产卵生境通常可得到改善。极深的水库一般是没有生产力的；而极浅的水库可能仍然很浑浊并且支持大型水生植物过度生长。另外，应着手解决支持下游区水生生物的最低流量需要量。确定最低流量需要量一般是为了保护和增殖一种或几种可收获的鱼；还假定其它鱼类、水生生物和河边野生生物也受到最低流量的保护。

2.3.2 侵蚀与泥沙淤积

水位波动湿透了以前未浸透的物质，水位下降时可能导致大块崩塌（USACOE, 1987）。这一物质在坡基积累，通常形成河岸水下阶地，在水管线上留下不稳定的陡坡。库岸亦受到风本身及由风或动力船产生的浪的冲击，这有助于除去这一物质并下切库岸。水库内外侵蚀引起的泥沙淤积关系重大，它们不仅影响水库库容，而且影响许多生物过程。泥沙不仅在通常作为沉淀池保留的下游库区而且通常在整个库岸淤积，导致水库变浅并失去生产性基质。侵蚀和淤积产生的悬浮固体和泥沙破坏鱼类生境，并产生像对非点源泥沙描述的那样不利的影响。贫瘠的库岸及河口浅滩是鱼类饵料的不良生产者、筑巢者的不适宜生境及鱼类的不良索饵生境（Meals和Miranda, 1991）。

若干水位管理实践可使侵蚀及泥沙淤积降到最低程度。水位降低速率最小化有助于减少崩塌。在已知的高泥沙流入量期间使水库水位尽可能低，有利于泥沙在下游库区淤积。定期提高水位足以淹没现有沙滩，能减少永久植被的形成及随后增加回水段中的泥沙截留（USACOE, 1987）。

美化陆地风景和水上风景以减少岸侵蚀和泥沙淤积的方案，包括台地高出水管线的陡坡岸、建造档土墙、抛石、设置石筐、修建防波堤减少波浪的能量、促进水库近岸不易

遭受大的水位变动影响的水生植物和陆生植物的生长。最敏感的位置通常是暴露于长风浪区的那些地点。沿岸自然植被缓冲带亦有助于稳定岸线，减少泥沙输入量，并提供产生较凉水温的荫蔽。抗岸侵蚀保护可能要耗费巨资，因此通常必须限于关系重大的特殊区域。

岸侵蚀对水库审美的影响与其用于娱乐的目的密切相关，并应在水位变动的管理范围内予以考虑。通常，仅通过减少由侵蚀引起的难看岸线暴露的持续时间即可提高审美。然而，在一些水库实际上不可能对这类影响充分补偿，仍然保持了建库所要求的完整功能。

2.3.3 水生植被

鱼类和渔业一般都能从可获得的适量植被中获益；因此，水生植被的缺乏可能同过量一样有害（Dibble et al., 1996）。大型水生植物亦有助于稳定泥沙和岸线、减少与侵蚀和浊度有关联的问题。水生植物管理的目的是在考虑植物对现有鱼类集群、水库自然特征及水库用途后提供适量的水生植被。

有几种减少过多水生植物的管理措施。可采用的控制技术视引起问题的水生植物种类、水库内蔓延分布的程度及水库的特征而定，还应充分考虑控制措施对鱼类及与水生植物有关联的鱼类饵料生物的影响。把问题解决到可接受水平所要求的控制程度亦应是需要考虑的一个方面。水库中引起问题的水生植物一般为漂浮型和沉水型。可单独或配合使用生物的、化学的和机械的方法控制水生植物。生物控制利用摄食靶生物的生物或以其它某种方式影响靶生物以减少其密度或生长。水生植物控制中可使用的生物控制工具是昆虫、植物病原体及草食性鱼类。应用安全有效的化学药剂是一种经证明对控制水生植物可行的方法。经批准用于水中的化学药剂是可喷射到漂浮植物上或插入水下以控制沉水植物的液体，否则它们就是可被喷洒器施用的固体。与其它方法相比，如果不是大面积使用，化学法迅速有效且相对便宜。控制水生植物的机械装置种类繁多，从安装在船上的转向叉架、滤网或修剪杆到剪切或从水到控制区除去植物的较高级的系统。虽然机械法一般成本相当高，但是由于不在环境中增加生物或化学药剂而优于其它方法，它们有时是令人满意的。在可降低水位的水库，通过暴晒或冷冻可减少若干沉水种类。然而，采用降低水位的办法，一些种类不但没受影响，反而加速生长。一般，在水生植物疯长的地方通过引进草食性鱼类的生物操作是一种低成本的控制办法。尽管如此，如果鱼离开水库并影响小河、毗邻湿地或甚至河口所需要的水生植被，引进草食性鱼类可能在环境上的成本是很高的（Summerfelt, 1993）。

已经证明，在没有水生植物的那些水库中是很难建立水生植物的，而且一些水库可能永远建立不了水生植物群落。许多水库缺乏水生植被可归因于被蓄水的河流缺乏繁殖体，但也可能是建立幼苗的环境贫瘠所致（如浊度、非自然波动的水位、基质不足、食草动物密度过高）。最后，可能形成苗岸，水库产生水生植物区系。通过植树造林、水位和浊度管理及清除凶猛鱼类，可建立水生植物，努力使该系统朝一个有植被的、清澈状态的方向转变（Smart et al., 1996）。

2.3.4 防止分层

水库分层时，在水库下层会发生低温和缺氧。垂直分层主要通过风和温度的相互作用而发生并形成影响水质的密度梯度。梯度的强度依纬度而变化，并且受到自然特征如水库深度、水滞留时间和水位波动的影响。氧分层是不合乎需要的，因为水库下层缺氧限制生境利用率并可能影响整个水库和下游的水质。

防止分层的方法包括水库下层滞水带泄水、鼓气泡或注射空气使水运动、在水库下层和上层间用泵抽运使水运动、或流过消力系统给下层水曝气（Ruane et al., 1986）。用压缩空气产生的气泡柱能形成水库中的上升流，结合以风能，可用来防止分层或破坏分层（Pastorok et al., 1982）。亦可在不破坏温度分层的情况下用泵送避免氧分层，将水库下层水提升到表层，在表层将甲烷、硫化氢和二氧化碳等气体分散，然后在温度不显著升高的情况下将水返回到水库下层（Wirth, 1981）。这可维持温水性和冷水性鱼类群落及渔业。据报道，通过注射氧给水库下层水曝气比通过提升水体成本低而且效益高（Mauldin et al., 1988）。人工防止分层的潜在效益包括无脊椎动物和鱼类生境扩大、蓄水和泄水的质量改善、富营养化延迟及避免灾难性周转。

2.3.5 水位

水位波动时，库岸通常是高度不稳定的。波动可能是昼夜性的、季节性的或年度性的，很大程度上视水库的用途而定，并且给鱼类生境管理带来许多问题。然而，水库运行调度通常有充分的灵活性，可产生管理机会，

水位对底栖生物、水生附着生物及大型水生植物的丰度有直接影响，对浮游植物和浮游动物仅有间接影响（Ploskey, 1986）。水位升高淹没了茂盛的植被，暂时增加了食物来源和隐蔽处，而水位大幅度下降使鱼类集中并能增加凶猛鱼类的索饵效率。库岸产卵鱼类的生殖可能因库岸淹没而得到促进（Miranda, 1984），但如在生殖期间水位迅速上升或下降也可能产生负面影响，尤其是筑巢鱼或基质产卵鱼。由于鱼类种群的年度数量随环境条件每年都在改变，选择鱼类最适宜产卵水位可能并非每年都是必需的或多产的。

由于水位下降，被暴露的基质易受到侵蚀，水位下降后形成草本植被对于侵蚀控制和审美是很重要的。要取得效果，水位下降应发生在陆生草本植被的生长季节，以连续播种，便于在入冬前显著生长。这种下降亦为库岸种类提供了改善沉水植被结构、增加生物多样性的机会。北美温带地区的管理者通常在夏末或秋季降低水库水位，便于自然或通过播种形成陆生植被，在大多数鱼类产卵的春季形成洪水陆生植被，在产卵季节期间保持恒定水位，并保持尽可能高的水位直至下一个水位下降（Willis, 1986）。一般，在水位操作持续数月，在生长季节发生并淹没或排干高产区时，水位操作是非常有效的。对于即使小规模下降也能导致水巨大损失的非常大的水库，使鱼沿库岸条件最佳化的这一方法是不切合实际的。

在非洲的一些水库，必须管理水位才能维持中间水平的沉水水生植被。水生植被为渔业中的关键种提供了饵料和隐蔽处。Bernacsek（1984）建议水位每年的波动范围在2.5至

4米之间，不准许在不消除植被的情况下过度增殖，而这在波动更大的情况下是可能的。允许沿岸群落调节至波动水位，需要不超过每月0.6米的下降速率。在美国田纳西河流的多个水库中，一旦水温达到大多数沿岸鱼类开始产卵的水平，田纳西流域管理局至少两周一次将水位稳定在±0.6米以内。

在有一个水库系统的地方，提供季节适当水位的运行灵活性沿河流愈往下愈大。采用协调时间表，至少每2-4年可向一个水库提供注水和水位下降。可从河流上的其它水库泄水来满足能源和供水的需求。渔业管理者应熟悉规则曲线（人工水文曲线）、运行需要和渔业需要，处于向水管理者建议调整的地位。

2.3.6 鱼类生境

若干水库的鱼类生产可能受到适宜产卵位置的利用率或现有产卵场位置质量不良的限制（Summerfelt, 1993）。淤积是产卵生境退化的主要原因，但是在大多数情况下清除淤泥是不切实际的。代之以在产卵季节提高水位，一年一次或一年多次，通常为筑巢种类形成适宜的产卵基质。在某些情况下能够建造重要种类可产卵的场所（Karpova et al., 1996）。大石块构成的砾石床和砾石礁常常吸引水库种类。一些种类在河湾、泻湖、洪水淹没过的湿地或河流洪泛平原中淹没过的其它有很厚植被的区域产卵。这些区域亦可作为育苗区。这些区域通常在水库的上游水域，应受到保护和管理；或者反过来，产卵期或养殖期时期提高水位可人工产生类似环境。

一些水库缺乏可提供充分隐蔽处的结构特征。由于没有充分的隐蔽处，许多种类的幼鱼存活率低，因而使适当的渔产量成为不可能。结构性地形可避开凶猛鱼类，提供安全，饵料生物附着物和甚至产卵生境。同样，一些凶猛鱼类往往集中在结构性地形的周围，搜寻饵料鱼，而这种集中可提高渔捞成功率。普遍类型的自然结构包括被淹没或倒下的树、树枝堆、岩礁及库底地貌剧烈改变。Ploskey（1985）和Brown（1986）评述道，增加自然结构可提供隐蔽处和产卵区。

2.3.7 水库老化

水库的老化与来自汇水区的输入物有着错综复杂的联系，而淤积或许是最主要的老化过程。淤积降低深度，影响库容，最重要的是影响了库岸，尤其是库湾生境的特征。深度长期下降导致库底稳固性和温度、氧及其它重要水质条件的平均值、最低值和最高值缓慢改变。淤泥可能富含营养物，有机质也可能从排水区输入。这对初级生产是有利的。最终，当有机体腐烂时这一生产过程会促进释放有机物和营养物及泥沙导致进一步富营养化。水深降低引起的氧减少被泥沙对氧的需要量增加所加重。在亚洲干旱带的贫瘠农业区，老化还与过度蒸发和土壤中矿物质浸出引起的盐碱化有关（Petr和Mitrofanov, 1998）。

随着水库的老化及泥沙淤积的进展，系统的营养物动态特征开始改变。随着营养状况的改善，浮游植物群落从绿藻占优势转变到蓝藻占优势。虽然优势转变也可能是季节性的，在高度富营养的水库中蓝藻往往在一年的愈来愈大部分时间里占优势（Weyzel,

1983)。浮游动物组成受到浮游植物可得性的影响,大型滤食者(通常指大个体的浮游动物)在库龄较短的寡营养水库中较多,随着库龄和营养物的增加,有时让位于低效、小个体的藻类和细菌摄食者(Taylor和Carter, 1998)。另外,在高度富营养的老化水库中,因蓝藻占优势,浮游动物的饵料基础可能减少。在大多数情况下,蓝藻由于其尺寸大是不能食用的(Porter, 1997)。浮游植物和浮游动物间的这些相互关系通过食物网可能使相互作用较高。结果,鱼类群落转变为食底栖生物种类和食浮游植物种类密度增加及掠食者密度减少以及人们不怎么需要的集群。尽管如此,这些改变很可能经过很长的时期才发生。

营养物负载增加促进了自由漂浮的大型植物如凤眼蓝(*Eichhornia* spp.)的生长,而如果水位波动不大,水深降低促进有根的大型植物的生长并从库岸扩大其分布(Cooke et al., 1993)。大型水生植物广泛发展,可对水生生态系统实行很大的控制,始于水体的理化特征(如温度、光和氧)。一旦覆盖很广的大型沉水水生植物(如黑藻*Hydrilla*、狐尾藻*Myriophyllum*)成为定居种,它们在厌氧或需氧条件下,通过释放泥沙中吸收的营养物的生长-死亡-腐烂周期,使老化水库的富营养状况更加严重。

老化引起的其它主要变化是各种生境,尤其是库岸带生境的退化(Benson, 1982)。通常留在库湾中的立木腐烂并倒下。风对被暴露岸线的损害引起库岸长期受侵蚀,将种类不同的岸线生境转变成为贫瘠的、匀质泥滩。在水位波动很大的水库中,这一影响不限于正常库岸,但延伸入水库正常高度上、下的区域,并可扩展库岸区的一个相当大的百分率,视库盆坡度而定。这一生态过渡带因老化而失去其原有的生产力,且其不稳定性使陆生或水生植物区系的建群成为不可能。

2.4 鱼类通道

产卵场的消失或缩小或迟迟不能进入产卵区是物理障碍最显著的影响。大坝可通过封闭溯河通道和降河通道来影响鱼类。这类迁移对于部分生活史在河流中度过、部分在海洋或其它大的水体中度过的溯河性和降河性鱼类是非常重要的,同时对于生活史的某一个阶段依赖于水系内的纵向迁移的河湖洄游性种类也是非常重要的(粮农组织, 1998)。对于力图溯河迁移的鱼类,如果没有通道,大坝可形成一个不可逾越的障碍,而降河性迁移的鱼则处于在涡轮机入口被水流带走和在降河通过期间或伤或死的高度危险。

2.4.1 溯河通道

大坝对溯河鱼类迁移的阻挡可能对生活史包括产卵洄游、索饵洄游的种类有严重影响。溯河性鱼类、降河性鱼类、河湖洄游性鱼类及若干定居性鱼类可能都会受到这类障碍物影响。这些种类的保护需要建造让鱼溯河通过的设施。许多学者(例如, Orsborn, 1987; Larinier et al., 1994; Clay, 1995; DVWK, 1996; Jungwirth et al., 1998)描述了不同类型溯河通过设施的结构和功能。溯河通过设施大体上可分成两大类(粮农组织, 1998):大型自然结构(如鱼坡或石坡及旁路水道)和技术性较强的结构(如水池型鱼道、丹尼尔鱼道、垂直狭槽鱼道、升鱼机及鱼闸)。截捕及转运是使鱼绕过障碍物到达上游的另一种选择方案。

根据Orsborn (1987), 术语“鱼路”(fishway)描述鱼通过游泳或跳跃所越过的任何水流通道, 如涵洞、跨越渠道的矮墙系列(堰及水池式鱼道)之类的人工结构或仅是鱼类向上游泳的一个斜槽。Clay (1995)给出了另外的定义, 他指出术语“鱼路”(fishway)及“鱼梯”(fish ladder)用于北美, 而“鱼道”(“fish pass”)则用于欧洲。鱼道也可以根据鱼类的行为来分类, 即若干类型的鱼道能使鱼在其自己的努力下溯河游泳, 而升鱼机和鱼闸则将鱼提起越过障碍物。

每隔一定时期总有人对各种各样的鱼道设计进行评述(Orsborn, 1987; Larinier et al., 1994; Clay, 1995)。Larinier (2001)广泛地评述了鱼道与大坝的关系。正如鱼类的转运一样, 鱼道设计和运行的大量经验, 追溯到上世纪初期, 导致设计标准的制定(Clays, 1961)。现代鱼道的特点至少包括有效鱼道设计和建造的5个重要方面。第一, 必须最优化鱼类通过的速度和成功率, 将鱼类延迟的时间、受到的胁迫和损伤减少到最低程度。第二, 通过鱼道的流量必须适应于目标种的需要, 因此应与潜在或现有水资源用户协商。应以最优化方式使用可得到的水量。第三, 应用任何目标种洄游时可期待的最大可能范围的水流使鱼道最优化。第四, 应以确保鱼道尽可能最佳运行的方式分配建造费、运行费和维修费。最后但并非最不重要的是, 必须考虑安全降河洄游。使第一个要素, 即效率最优化是一个挑战, 尤其旨在让有不同行为、大小和游泳能力的多种鱼类通过, 但在特定情况下通过选择最适合类型的鱼道今天在技术上可行时。遗憾的是, 最成功且成本-效益比最佳的鱼道通常是那些为让一种或几种目标种在规格整齐、行为可预测的溯河性鱼类洄游期间通过而设计的鱼道。虽然一些鱼类不愿通过鱼道, 在许多情况下鱼道的因种而异的结构改造有利于通过。法国加龙河上戈尔菲奇处改良的升鱼机是怎样让受影响的鱼, 即欧洲西鲱(*Alosa alosa*)通过的一个很好的例子(Larinier et al., 1994)。也有非目标种利用鱼道越过障碍的很多例子(Schwalme和Mackay, 1985; Slatick和Basham, 1985)。

费用不应是不选择最佳解决方案的标准; 必须应用“用户支付原理”(参见粮农组织, 1997)。即, 流域水的用户应使任何有害影响最小化, 对其活动的任何影响的减轻做出贡献并在需要停止其活动时修复生态系统。换言之, 放置障碍物阻止鱼类通过的水资源用户应当承担落实措施的费用, 通过运行良好的鱼道和/或旁路保证自由和无障碍通过, 无论是溯河还是降河, 并在活动结束后支付修复费用, 如大坝退役的费用。此外, 用户得用他们的钱通过监测来证明鱼道设施的效率。在鱼道未证明充分有效的地方, 需要加以改进。理论上, 一条鱼道应当是永远易于通过的, 如果这不可能做到, 得考虑不同种类的洄游期, 确保设施在关键时刻能运行。

事实上, 在洄游种类的许多河流中安装了鱼类通过设施。这些设施包括鱼道、升鱼机、鱼闸、发电站集水道、尾水渠导鱼栅、提供水将鱼吸引入鱼类通过设施的溢洪道或排水出口工程及幼鱼旁路设施。除了这些有形的设施外, 便于鱼类通过的其它活动包括用卡车和驳船转运鱼、增加洄游期间河流通过水库的流量便于幼鱼降河迁移、改造溢洪道减少溢出时氮过饱和、调节或减轻溢出以有助于减轻氮过饱和。

截捕和转运是鱼需要长距离溯河转运和绕过很多障碍物时可采用的一种劳动密集性措施。溯河迁移的鱼可在一个位置（如最下游的坝）采集并用槽车转运至上游放流点。对被转运鱼类保证存活率重要的技术和因素，从孵化场鱼类的经验已有较好的了解，然而，这对于运野生鱼类过坝是一种更具挑战性的方法，因为在坝下特定水文条件下采集更为困难，而且目标种在坝附近集中可能仅很短的时间。

依靠技术提供绕坝通过并非总是成功的。在提供溯河鱼类通过设施的若干场合，成鱼洄游延迟并且仍然有成鱼。设计不良鱼道可抑制成鱼溯河迁移，引起洄游延迟，增加产卵前的死亡率，降低最终到达产卵场的鱼的生殖成功率。

鱼道吸引水流的特征，特别是入口的设计对于吸引并将成鱼导入通过设施是非常重要的。要吸引鱼，通过设施入口附近和下游的水道区必须有合适的水流和水温。这些吸引流对于将溯河迁移的鱼从尾水区或开阔的河流引入鱼道起决定性作用。水在堰闸门或水闸门口处无控制溢出可使鱼误入歧途，具有伤害鱼的危险。要形成适当的水流（对鲑科鱼类为 $30\text{--}60\text{米}^3/\text{秒}^{-1}$ ），需要较大量的水。这些水流可由大功率泵（尾水管将水排入鱼道引渠的一种水电设备）来提供，或通过自流系统将水从上游直接导流到引渠。

涡轮机的运行方式可能是鱼找到鱼道入口的一个决定因素。众所周知，鱼道入口相对于涡轮机出口的最佳位置是关键。然而，涡轮机合理管理对于鱼类通过的重要性却鲜为人知。例如，特定时间运行的涡轮机的数量、运行/非运行涡轮机相对于鱼道入口的位置（入口附近涡轮的开或关，或降低速率运行）、涡轮机的调节（与最大功率相比的径流量）。要明确确定涡轮机管理对鱼道效能和效率的影响程度需要深入研究和继续实验。在未获得更多的知识前，建议在洄游期间提供各种各样的涡轮机运行周期，以利于最大数量和最多的种类的鱼，因此应根据洄游种类的需要调节涡轮机的控制周期和运行周期。涡轮机的旋转方向，以及涡轮机外出流相对于鱼道入口的方向（自旋）亦可证明是一个重要因素。对德国兰河上一发电厂有3个入口的原型集鱼设施的测试提示，很可能从涡轮机流出的水的自旋决定一个入口位置有吸引力，而另一个则无吸引力（Adam和Schwevers, 1998）。对于新的大坝工程，应提前研究涡轮机旋转方向对鱼的影响（很可能是EIA的一部分）。

2.4.2 降河通道

大坝也是幼鱼和已在上游区产卵的成鱼（如鲑科鱼类和若干河湖洄游性种类）或处于其降河产卵洄游途中的成鱼（如鳗鲡）的降河通过的障碍。水库的大小、形态及水滞留时间可能因水流减弱引起洄游时间增加、暴露于不太有利的水质及生境条件及更易被捕食而限制幼鱼的降河通过。在大坝附近，幼鱼通过涡轮机和溢洪道时易发生受伤和死亡，与涡轮机叶片、粗糙表面和固体物品碰撞也可能引起死亡或伤害。涡轮机内或溢洪道上空的压力改变也可能导致死亡或伤害。在坝基处被驱逐时常常被打晕或迷失方向的幼鱼尤其易于被捕食。水电站设施下，氮过饱和通过引起气泡病也可能影响洄游鱼类。在高流量和高溢出量年份，由气泡病引起的死亡率增加。气泡病的严重程度和结局取决于溶解气体过饱和的水平、在过饱和水中暴露的持续时间和水温（温度较高的水可能含有较少的气体，因而

在较低的压力下成为过饱和)、鱼的健康状况以及鱼的游泳深度 (Marking, 1998)。鳗鲡在通过涡轮机期间常常伤亡。最通常的情况是, 鲑科鱼类成鱼或被阻挡在拦废物栅处或被挤压在其上, 或在溢出流中通过大坝。洄游鱼类在其降河通过期间遭遇数座大坝时可发生累积效应。

鉴于洄游通过大坝, 尤其是有水电设施的大坝的幼鱼难于降河通过, 为了找到最令人满意和最经济的解决办法, 对一些可供选择的方法进行了试验。采用各种各样降河鱼类通道和隔离装置防止鱼被吸入涡轮机入口 (也见Clay, 1995; Odeh, 1999; Larinier, 2001, 本期)。然而, 目前没有一个保护系统或装置在生物学上有效, 在安装和操作上实用, 并受到广泛欢迎。溢出流, 虽然最简单, 可运鱼过坝, 而不是通过涡轮机或其它出口, 但可发生明显伤害。较复杂的装置包括高度工程化的物理隔离措施和基于行为的引导措施。从20世纪90年代开始, 使用频闪灯 (Martin和Sullivan, 1992)、电子产生的水下声音 (Loeffelman et al., 1991; Dunning et al., 1992) 及更经济的Eicher鱼栅证明, 能够更安全引导鱼通过或远离涡轮机 (Adam et al., 1991)。发现使用不同尺寸的复式涡轮机有利于鱼通过涡轮机并减少坝下流量波动 (Bowman和Weisberg, 1985)。

近来, 法国小水电厂提高幼鱼旁路设施通过率取得了进展 (Larinier和Travade, 1999), 但是研究和测试在继续。由于幼鱼旁路设施的使用大多还处于试验阶段, 在梯级水库的所有大坝安装这类设施前, 需要在关键时刻通过水的诱导溢出来提高降河洄游鱼类的通过率。此外, 在关键时期从上游水库泄水提高河流的流量, 通过提供触发洄游发生的外源信号、加速转运、提供导流及保持合适水质, 可允许或提高漂流仔鱼或洄游幼鱼的降河通过率 (Karr, 1987; Berggren和Filardo, 1993; Karr et al., 1998)。

可增加溢出量给鱼冲水过坝或通过旁路。如目标种的降河洄游期短, 河流高流量期间发生洄游及无论怎样都要溢出水, 或因其它原因需要溢流出 (如增加溶解氧浓度或维持河流内最低流量) 时, 这些措施可能特别合算。虽然这些调节措施的建筑成本和劳动成本低, 但是真正的信贷成本是没有用于发电的溢水的量。可在用户的许可证上规定涉及“用户支付原则”的适当泄水 (参见粮农组织, 1997), 或在换发用户许可证重新谈判。正如任何鱼类通过装置的情形一样, 要特别小心, 保证通过溢洪道的死亡率不超过通过涡轮机的死亡率。

单独使用泄水道或旁路, 或在更通常的情况下, 与其它若干减轻措施如栅栏一起将鱼转运过坝到下游。如鱼集中在水柱的上部, 鱼可能利用通向冰和垃圾泄水道的孔口区或溢流区绕过涡轮机入口 (Taft, 1990)。倘若适当考虑规模, 为低水头大坝设计一个有效旁路可能较为容易, Larinier和Travade (1999) 提供了几个例子。然而, 在高坝或水中残渣或冰很多的地方, 鱼在旁路水道或管道中可能受伤或死亡。目前已提出设计有效旁路系统的标准 (Rainey, 1985; Clay, 1995)。

减少鱼通过涡轮机的一个简单而普通的办法是改进用来防止大残渣进入发电厂入口的拦废物栅。一个通常的改进是角钢架, 将拦废物栅与流向成锐角 (而非与流向成直角) 放

置而且每一根角钢也可与流向成一定角度安放。进入涡轮机的水穿过角钢架时必定突然改变方向。原则是鱼能够感受和避免大范围流向的这一改变，并沿角钢架被顺流引导到一个旁路。通常，角钢架内钢条间间隔比普通拦废物栅内钢条间间隔密，钢条间间隔从8-20厘米的常用值减少到不超过2.5-5厘米。间隔紧密的钢条可在装置的行为引导失败的情况下防止大鱼在入口流中被带走。

还采用移动式栅栏防止鱼通过涡轮机。通常在火力发电厂入口使用移动式垂直栅栏，而在灌溉渠转向处通常使用旋转鼓式栅栏。通过改进这些构造以适用于水力发电厂入口。研究最多的、适用于水力发电厂的移动式栅栏是安装在哥伦比亚河几座大坝处的凹槽式栅栏。这些栅栏安装在涡轮机进水口凹槽的上部。由于一些降河洄游的鲑科鱼类适应于表层，它们遇到栅栏后被迫向上进入凹槽。在凹槽鱼进入一个引水槽并或被送到一个采集点（用卡车或驳船转运到下游），或被放入尾水渠，继续其降河洄游。

呈现在我们面前的有其它各式鱼栅，一些是最新设计，但是几乎没有一个样式在水力发电厂受到需要确定其总效能的广泛生物学测试。推荐斜面栅栏、穿孔板垂直栅栏和楔形金属丝圆筒栅栏（Dorratcague, 1985）。在美国华盛顿州埃尔华大坝进水管中安装了一种斜面栅栏（叫做被动压力栅栏或Eicher栅栏）。在这种构造中，降河洄游的鱼可被导出高压引水管，导入旁路。降河幼鲑转向和存活的研究令人鼓舞（Winchell和Sullivan, 1991）。

对木栅网进行了试验，但未获得广泛的认可（Taft, 1990），其安装及维护劳动密集性高。尺寸小到足以拦住不同种类和规格的鱼的网目也能聚集起含水的残渣，因此需要清洗和保护，免受波浪的冲击。其它减轻措施取决于鱼类行为栅栏，而非不让鱼进入涡轮机入口的物理栅栏。已研究过的行为栅栏包括电栅栏、气泡幕和链式幕、化学排斥剂、水下灯及声音。虽然这些措施的研究结果是不明确的（Mattice, 1990），但是行为栅栏的一些改进继续受到检验。

减轻措施的选择视需要保护的鱼种类和行为而定。如果减轻的目的仅仅是防止定居鱼类在涡轮机入口水流中被带走，那么一个没有旁路设施的物理拦截装置（如角钢架、楔入金属丝圆筒栅栏、木栅网）就够了。如果需要将降河洄游的鱼转运到坝下，减轻措施还必须有若干安全引导鱼的装置（如通过旁路，拦废物闸门、收集和转运装置）。在这样的情况下，不仅必须评价禁止进入装置的效能，而且必须评价随后转运到下游的措施的效能。

2.5 河流下游

2.5.1 修复或保持水生生境及岸边生境的实践

有几种修复或保持水生生境及岸边生境的方案。设计了一套方案来增大由大坝正常运行产生的流量。这些方案包括为产生冲刷流量、最低流量或涡轮机脉动的设施运行流量。

另一种产生最低流量的方法是安装连续运行的小涡轮机。在河流下游安装再调节堰亦可获得最低流量。此外，岸边改进措施对于修复和保持水生生境也是重要和有效的。

流量调节、泄洪或波动式泄流等增大流量的方法对下游的水生生境和岸边生境有有害影响。但是经过管理可改善下游的状况。冲刷流量是一种通过冲刷在河床中累积的细粒泥沙以保持河床容量及河流中生境质量的数量级高、持续时间短的泄流。冲刷流冲走泥沙，但不移动砾石（除非过多），并防止河边植物的蔓延。经常保持河床容量一般需要高流量冲刷配合以筑泥沙坝或河床疏浚多种措施相结合，而非仅依赖于冲洗流或冲刷流（Nelson et al., 1987）。要使河床中的水深能够使鱼存活，就需要最低流量。由于湿地和河边区与毗邻河流在水文上是有联系的，河流内流量应足以保持湿地或河边生境的结构和功能。冲洗流和冲刷流对于清洗若干河床、洪水湿地和为水生物种提供适当的基质也是必需的。

可确定季节性泄水量限制，防止过度损害泄流率。亦可限制河流流量改变速率及水位高度，进一步保护河流内及河边生境免遭破坏。有几种确定坝下尾水最低流量的方案（见2.5.3）。采用开闸放水（通过闸门泄水）、涡轮机脉动（通过涡轮机定期泄水）和小涡轮机（用小水流能连续发电）可改善水流。为捕捉水电泄水安装在坝下河床中的再调节堰亦可调节流量以产生所要求水位和流速，并提高溶解氧（Nestler et al., 1986）。

河边和河中水流改善是为修复或保持水生生境可采用的另一种对策。河边改善通常比保护河中生境而增大流量有效（Swales, 1989）。一般，改善河边植被和提供更多的生境多样性是最有效的对策（Andrews, 1988）。

2.5.2 泄水类型

水库的理化及生物学特征一般居于河流理化及生物学特征与湖泊的理化及生物学特征之间（Thornton et al., 1990）。水库的运行强烈影响其对河流下游的作用，并能改变水库内的生态结构。泄水或许是最具生态意义的水库运行（Straškraba, 1999），包括泄水量及亦影响驻留时间的泄水速率、确定泄水时间、影响水库分层和下游及水库水质的泄水深度。

大坝泄水的类型可分为河流流动型和蓄水-泄水型。河流流动型大坝几乎没有使用或完全不使用库容，其运行往往更接近于河流的自然流态。然而，在某些情况下，通过将水传送至涡轮机的管道对河流改道可减少或消除河床中的水流。这些水库很少有前述与深层泄水有关联的问题，并且限制了对泥沙、营养物及浮游物迁移的扰动。相反，蓄水-泄水型水库阻止用于灌溉、供水、航运、防洪或发电的流动，从而改变昼夜、季度和年的泄水类型。用于发电的峰值水位产生的脉冲式泄水对下游的环境改变最大。蓄水-泄水型水库改变河流的泥沙、营养物和浮游物迁移功能，同时改变水质。

2.5.3 水文效应

流量可变性控制一条河流中所有的物理、化学及生物学现象。水库，特别是具有蓄水-泄水性质的那些水库降低流量的年可变性，尽管水力发电用水库可增加一天一夜的可

变性。没有确认的最低流量，蓄水-泄水水库可实际上停止河水流动数小时、数天或甚至数周。一些水电大坝具有地下电站，导致坝下游河段干涸。经历流量改变的定居鱼类可能在下游很长距离内都受到影响。流量改变影响水质、水深、流速、基质组成、饵料生产及迁移、对洄游及产卵的刺激、卵的存活率及空间需要量，并最终影响鱼种类组成（Petts, 1984）。改变流量的减轻技术包括建造再调节堰（Shane, 1985）、低水位泄流以保持通航最低流量及河流横断面几何结构操作。然而，所有这些一般都导致可变性下降，而在自然界不可预料的流动似乎产生各种各样的群落，因为流动条件有利于不同的生物。

历史上最低流量是根据河流的一些水文特征（如年平均流量的百分率）确定的。然而，低流量建议常常对鱼类和渔业有害。经改进的确定最低流量的方法包括Tennant（1976）法、湿周曲线（Hauser和Bender, 1990）、生境保持模型（Nehring, 1979）。一般，这些方法改变流量，提供全年合适的生境。然而，有许多方法可确定最低流动状态（见Trihey和S. Stalnaker, 1985；Morhardt和Altouner, 1985；Estes和Orsborn, 1986）。

通过从蓄水性水库泄水增大流量可能有利于溯河或降河洄游鱼类的迁移和洪泛平原的淹没。通常，可管理上游蓄水水库或协调其运行来增大流量，因此，可在产卵期或低流量期从汇水区中的高位水库泄水来提高流量，增加淹没，改善下游生境条件和提高鱼类通过率。Swales（1989）和Orth及White（1993）评述了与增大流量不同的改善生境的方法。

2.5.4 泄流深度

下游生态系统的物理、化学及生物学性质取决于泄流的水是引自水库下层、上层还是多层（Cassidy, 1989）。取水层的深度影响水温、溶解气体水平、营养物水平、浊度、有毒物质或需氧物质的流通状况、生物群体的通过率及多样性。从水库深层泄出的水较冷，缺氧，营养物丰富，可能有较高浓度的铁、锰及硫化氢（Petts, 1984）。从水库上层泄出的水一般破坏性不大，因为水温和水质的特征更适合于下游的生物区系。然而，由于水库水变凉和变暖比河流慢，在一些纬度正常季节性温度影响范围可被延迟多达20-50天（Crisp, 1977）。如果水库是一个营养物截流器，营养物泄出量减少导致下游生产力下降。在一定的深度范围内选择性取水便于使泄流与下游的动态条件相适应。尽管如此，水电生产者并不怎么想要多层泄水，因为并非所有可用水头都是有效的。

2.5.5 泄流标准

高度蓄水的水系中普遍存在由低溶解氧引起的环境问题。虽然泄水在下游是暴露在空气中，受低溶解氧影响的下游河段的长度取决于泄流的质量、湍流度和光合作用及呼吸。由于随这些变量而改变，可能需要长达70千米的距离溶氧才能上升到令人满意的值（Fish, 1959），约5毫克/升⁻¹（Coble, 1982），尽管这一目标浓度随鱼类种群类型（温水性与冷水性）而改变。在梯级水库中，一个水库中的低溶解氧甚至可影响湖泊并将溶解氧泄入另一个水库。因此，通过选择性取水（Bohac et al., 1983；EPRI, 1990）、防止分层、注入氧、产生湍流、开闸放水的人工再曝气或水力涡轮机曝气在许多情况下都具有决定性的意义。

锰与铁是与泄水最有关联的两种金属。两种金属都在缺氧的深层水体中是可溶的并对鱼高度有毒（Doudoroff和Katz, 1953）。但在溶解氧上升至大于0.2毫克/升⁻¹时迅速氧化。这些金属的氧化沉淀物可伤害鱼体。Grizzle（1981）报道锰对鱼类的影响，例如毁坏鳃上皮，引起呼吸困难或窒息，在内部器官中累积，损害鳃、肝、脾及肾。这些氧化金属还影响城市用户和工业用户对水的消费，因为它们锈蚀管道和洗衣房，影响水的味道和气味，而且干扰工艺。锰和铁的影响仅在浓度大于1毫克/升⁻¹时才是显著的（Gordon, 1983）。提高水库深层水的溶解氧的实践还降低锰和二价铁的含量。减轻的研究计划包括改变泄水方式，尽可能少取或经过计算后取深层水，当溶解氧较高时重新排定需要开闸放水到一年中较凉时期的运转中断时间表。

硫化氢可能在泄水及水库中达到有毒浓度。这种情况常发生在缺氧的深层水中，并且由于厌氧细菌对硫酸盐的代谢还原而累积。硫化氢浓度大于0.002毫克/升时就会有刺鼻气味并可能引起鱼死亡。在美国，这一浓度被确定为对大多数鱼类及水生生物长期有害（USEPA, 1986）。提高水库深层水中溶解氧水平的做法也会降低硫化氢的水平。

泄出水中气体（主要是氮）过饱和可能因水库深层水的人工曝气、级联溢洪道泄水或通过以低发电水平运行的涡轮机排水而发生。压力迅速下降和温度迅速升高都有助于过饱和。水中气体过饱和只是暂时的，但要恢复到平衡则需要需要很长时间。因此，过饱和可能发生在尾水渠中。高浓度时，溶解N引起致死的气泡病（Bouck, 1980）。110%总溶解气体的饱和值，在现有大气压和静水压条件下，一般被认为足以保护鲑科鱼类及其它鱼类（Ruane et al., 1986）。流经溢洪道的水中气体过饱和可通过溢洪道设计来减轻或消除（Smith, 1976），流经涡轮机的水中的气体过饱和可通过改进气阀系统（Ruggles和Watt, 1975），在涡轮机机舱中放置有孔的隔板（USACOE, 1979）或使用除气虹吸管（Monk et al., 1980）来减少或消除。

2.5.6 对非生物环境的影响

减少水的流量将改变下游的景观（Simons, 1979; Reiser et al., 1989）。蓄水引起的泥沙负载减少，通过侵蚀下游河床及两岸促使河流下游试图重俘获其负载。河床一般在建坝10年内可被侵蚀几米；这一改变可在坝下延伸许多千米，视地面的坡度而定。河床加深亦可降低沿河的地下水位，威胁洪泛平原上的植被及当地沟渠，使得在以前不需要作物灌溉的地方需要灌溉。河床砾石用尽减少了许多在多砾石河底中产卵的鱼类的生境。

河槽刷深的过程如高速泄水引起的河岸冲刷、裁弯取直和加深通常在坝下占优势，侵蚀率一般高于未蓄水河流的侵蚀率（Petts, 1984）。浑浊可能是河岸侵蚀、泥沙从水库开闸放水时泄出、水生植物每年连根拔起或水库中初级生产量异常高造成的。美国环境保护局建议，未改变河流上空光穿透率不应增加10%。Hynes（1970）的结论是，悬浮固体浓度大于80毫克/升⁻¹可能对水生生物有害。Cairns（1968）讨论了更具体的标准，尾水冲刷直至河槽自身改变，足以使流速降到河床泥沙迁移阈值以下。河岸植被、河槽横截面大、河槽坡度减小及河床有太大、太黏、水流冲不走的物质，都可减慢河底刷深。

泄水造成的河槽形态改变及泥沙淤积一般导致失去生境异质性和使底栖群落窒息。粗泥沙在浅滩上的累积和水坑堵塞破坏了鱼类的产卵、育苗及隐蔽生境 (Petts, 1984; Welcomme, 1985; Nelson et al., 1987)。通过用基质数字码分级, 粗基质的沉积和迁移是可检测的和有文献可查的 (Brusven和Rose, 1981)。这些方法按大小将基质分类, 并通过定期分类测量改变速率 (USEPA, 1985)

2.5.7 对生物环境的影响

紧靠坝下的尾水通常是自养的, 因为水库积累了来自坝上汇水区的营养物。如果泄出的水富含营养物, 浊度水平较低, 有助于藻类的生产。下游, 由于河流逐渐变得愈来愈异养, 光合作用和初级生产下降, 仅起有限的作用。尾水水生附着生物从流水中吸取营养物, 并充当浮游动物、底栖动物或多种鱼类的食物。尾水中的大型植物分布限于沿岸区及较稳定的水池。由于尾水的深度和流量是变动的, 它们不能为大多数高等植物提供合适的生境, 但是经常遭受淹没的区域可能支持苔藓植物生长。大部分尾水中的泥沙由比水库中粗的泥沙颗粒组成, 通常不支持有根的水生植物的生长 (Petts, 1984; Orth和White, 1993)。

泄水类型及水的质量在许多方面影响下游的生物区系 (Gore和Petts, 1989; Welcomme, 1985; Cheslak和Carpenter, 1990)。流量变动大会影响产卵及干扰底栖群体, 从而可影响下游的生产力。此外, 较凉的下泄水减慢化学和生物学反应速度, 从而降低受影响河段的生产力。大型无脊椎动物及鱼类是自然河流系统的典型种类, 但群落结构取决于水库的运行, 如低流泄水及泄洪持续时间和总量。虽然泄水中营养物浓度较低可能导致尾水初级生产力较低, 但是水库浮游生物的输出通过为大型无脊椎动物和鱼类补充食物源可对这一减少进行补偿。相反, 营养物丰富的泄水有助于水生附着生物、藻类和大型植物增加、甚至过度蔓延。底栖动物群落可能向食草者及收集者转变并失去多样性, 因为依赖于产卵、孵化和紧急情况的热刺激的生物将衰落。流量昼夜变动大可能对许多大型无脊椎动物和鱼类是有害的影响。在物种多样性总体上减少的同时, 能够忍受大流量变动的那些种类逐渐增多。在生殖期之初, 在下游水初次涨水期间大型无脊椎动物密度亦可能显著增加。大型无脊椎动物的迁移在生殖期间是最多的, 但是这些无脊椎动物中的许多可能从水库中出发并被迁移到尾水, 为尾水渔业补充饵料基础。非生殖期迁移可能使鱼类和大型无脊椎动物中的若干种类处于困境, 并导致其晒死。可采用生物整体性指数之类的方法量化对鱼类群落影响的评价 (Karr et al., 1986)。

2.6 多水库系统

泄水类型是蓄水系统生态学的一个主要特点, 如果以梯级方式建造水库, 能够最大限度地控制泄水的时间、体积和质量。尽管如此, 梯级水库中发生的相互作用因各个水库的特征而异。库盆形态、水库的位置、泄流特点与类型决定梯级水库间的相互作用。底层水泄入浅水水库或表层水泄入深水水库将产生梯级水库中的非生物特征和生物特

征。尽管如此，对梯级水库的生态结构和功能了解不多，因而其生态影响和效益是很难控制的。

2.6.1 水质

巴西圣保罗下游的铁特河7个大型梯级水库中的水质和浮游植物群落的变化是显著的(Barbosa et al., 1999)。大部分营养物和泥沙负载在前几个水库，尤其是第一个水库中被吸收。以这种方式，梯级水库中位置较高的水库促进随后水库中溶解氧提高，浊度下降及水质总体好转。然而，梯级水库中的高位水库高度富营养化及其存储营养物的能力减弱时，将使下游水库迅速富营养化。

防洪和水力发电之类的数量方面的系统调节是一种通用和既定的做法。同样的原理是适用于水质问题，通过协作系统的调节能够保持和提高水质。这适用于质量的方方面面，从易见的数量方面到水温和溶氧量等传统问题。在必须以最大效率使用现有水以避免水库或河流水质恶化的低流量期间，水质的系统调节具有非常大的价值。季度的水控制计划是根据流域现有和预报的水文、气象和水质条件、水库营养状态、水质目标及所知道的系统组成部分的水质特征制定的。然后按照计划向各个企业分配所要求的流量和质量，产生一个数量上和质量上平衡的系统。能模拟水库系统水质调节的计算机程序提供了获得和评价水控制比较方案的工具。

2.6.2 累积影响

一个可能影响水库开发效益和问题的权衡结果是累积效应的结果。累积影响可在很大的地理区域内，在很长的时间框架中发生，可能是一个活动的直接或间接影响，可能以叠加、协同或最低限度的方式发生。累积影响可能是同一个大区中不相似的活动或企业，或一个企业的不同活动引起的。因此，虽然一个单独的企业对一条河流的鱼类及渔业没有显著的有害影响，但整个流域这种发展的累积影响，尤其对于洄游鱼类可能是非常有害的。因为积累影响的评估涉及评价过去、现在及适当可预见将来所有行动的综合效应，累积影响一直都是非常难以评估的，一般都被忽略了。

协同关系可能非常重要，特别关注的是，建造数个大坝引起洄游路线阻隔，降河洄游期间涡轮机引起的死亡与在水电站所在位置附近被掠食具有同样重要的意义。通过涡轮机后仍存活的鱼会变得很弱，若给时间恢复，鱼可继续其降河洄游。同样，直接经过尾水的鱼能避免被掠食，安全地降河洄游。但是因在通过涡轮机期间被打晕而被延误在尾水中的鱼更易被掠食并遭受较高的死亡率。例如，始于美国爱达荷州一条河流的大鳞大马哈鱼(*Onocorhynchus tshawytscha*)洄游，必须经过斯内克河和哥伦比亚河上的8座大坝。如果我们假设在每座坝的平均死亡率为15%，通过8座坝就会损失原来群体的73%。溯这些河流而上到达产卵场是在能量收支非常紧的情况下完成的，每一尾鱼都使用其身体的剩余储备产卵。如果溯河通过需要更多能量去克服反复的人工障碍，一尾鱼的能量储备在产卵前就已耗尽了。

虽然累积影响很难评估，但是已利用矩阵技术成功评估全流域的影响。矩阵列出了建议和现有的水电工程及可能受影响资源的分量。矩阵单元被指定为代表工程对资源影响相对量度的一个数。有的影响对资源可能是非常有害的，而有的影响伤害性不大，因为它们只是暂时性的或罕见的。因此，对每一个影响的考虑是不同的，每个影响都被组合成一个加权平均值，这个加权平均值代表工程对渔业资源总的潜在影响。由于开发发生于支持鱼类群体能力不同的河流，设计和运行方式相似的工程不同程度地影响流域的鱼类种群。因此，可调节加权平均值，将资源的一些指示可能受影响的值加入。Cada和McClean（1985）给出了这一方法的一个例子。

2.6.3 需要综合模型

按流域而不是一个工程一个工程地管理水库的原理是认识到一个流域的水资源和陆地资源形成一个统一体，所以，如果要保护水生生物资源，就必须把水资源和陆地资源作为一个统一体来看待。流域管理和流域规划在广义上可被认为是在现有水文状况、土地特征和土地利用、大坝工程特点及对生物多样性和渔业的关注的条件下，确定现有水资源尽可能最佳利用的一种尝试。由于通常水资源开发方案众多，对一个特定水源的利用，各个方案间有冲突及水和陆地利用间相互关联，河流域管理确实是一个非常复杂的任务。多水库流域内一个水库的管理需要考虑该流域其它地方水管理的方方面面。亚洲三个不同流域渔业充分发展的主要制约之一被确定为缺乏一个协调河流流域的管理机构（Petr1985）。

目前，没有一种技术工具、模型或一套管理对策能够处理一个流域的所有分量。制定全流域综合管理方案的能力在生物分量方面尤其受限制。已建立好几个能进行综合分析的水资源模型（由Lee和Dinar，1995评述）；遗憾的是，这些模型一般都忽略了生物方面。一个例外是为美国哥伦比亚水系建立的一个模型，该模型采用一个罚函数系统来确定偏离标准操作的经济、社会和环境代价（USACOE，1994）。

2.7 对河口的反冲

河口是一个生产力特别高的生态系统。河口支持着世界上最丰富的渔业，而且对海洋生态系统有相当大的影响（Oglesby et al., 1972; Wiley, 1976）。流入海洋的流出物控制河口的盐度、浊度和营养物水平。河口渔业取决于营养物和淡水的量及来到的时间。水库中断了营养物向下游的迁移，可强烈影响下游现有生物资源的量和来到的时间，这些改变可改变生物群落和渔业的结构。整个东地中海上层渔业的衰落是由于纳赛尔水库对营养物的截留造成的（Halim et al., 1995）。欧洲多瑙河、第聂伯河、德涅斯特河和顿河上大坝造成的营养物减少与黑海和亚速海的渔业下降有关联（Tolmazin, 1979; Volovik, 1994）。伏尔加河上建造了梯级大坝后，里海的水质和渔业生产发生了类似的下降（Carre, 1978）。这样的影响在世界其它地方，包括北美洲的加利福尼亚湾、旧金山湾及欧洲的奥斯特切尔德河口也是显著的（Nienhuis和Smaal, 1994）。除了减少营养物负载外，水库重新分布年泄水类型，减轻其可变性，改变营养物可获得的时间和盐度水平并减弱其强度，这些变化可改变适合于季节性流体动力学的鱼类集群组成并影响渔产量。

此外,大坝对泥沙迁移的抑制促使湿地广泛减少。美国哥伦比亚河上游和斯内克河的水库库容最大程度地改变了进入河口淡水的季节类型和特征。自1969年开始大规模调节流量周期以来,月平均流量变动减弱,流量减弱导致向河口提供的泥沙平均数量减少。自1870至1990年,因为泥沙输入的减少,哥伦比亚河口区丧失了38000公顷的潮间湿地,4000公顷潮间沼泽地,以及1200公顷的潮间带。这导致挺水植物产量减少约80%,底栖藻类产量减少15% (NRC, 1996)。据Vorosmarty et al. (1997) 估计,全球范围内16%的泥沙被大坝截留。

如此大规模环境影响的调节是吓人的。从大坝泄出的水可被改变成在泄水时间、营养物负载和泥沙负载方面更接近于平行的自然排放水。河流流域广泛蓄水应适应河口渔业衰减,并通过促进逐步减小的渔船队和消除随之而来的社会经济影响进行调节。应制定并实施流域中的节水和节能的指南和标准;利用从节省计划节省的水和能量恢复最佳流量。如可行应采取拆除大坝的方案,使下游河段恢复到更类似于环境原始状态的状态。

3. 鱼类群体和渔业管理引导及标准

3.1 鱼类对蓄水的响应

蓄水的一个不可避免的影响是种类组成和丰度的改变,一些种类极度繁盛,而另一些种类减少或甚至消失 (Agostinho et al., 1999)。对生物多样性影响的程度大大受到当地生物区系的特征(如生殖对策、洄游类型)、水库特征(如形态和水文)、大坝的设计及运行特征、汇水区的特征及用途(如林业、农业、矿业、工业、城市化等)的影响。一般,鱼类集群对蓄水的响应是以种间确立的相互依存性下降、生物稳定性下降、生物区系连续性、及自然演替过程紊乱为标志的一系列无序反应 (Wetzel, 1990)。这些条件限制参与初期迅速演替的生物演变成享有广泛生理耐受力 and 行为适应的生物。蓄水通过遏止水文自然周期,降低河流环境的周期性质,并可引入与大坝运行相关的非周期扰动,加重外部环境引起的不稳定性。蓄水后最初几年期间明显的一个响应是,生物群落通过降低物种多样性和逐渐变得越来越简单来应答。这些响应被不适宜的水温、低溶解氧、低生境多样性、产卵场不足或甚少、至少在个体发育的某一阶段缺乏合适的饵料、没有躲避捕食者隐蔽处及因种间相互作用而排斥等因素加重 (Paller和Gladden, 1992)。

水库促进适应了更稳定水流环境条件或水库环境的鱼类代替惟一的河流鱼类区系 (Zhong和Power, 1996)。此外,通常通过引进更适应于湖泊环境的种类来管理水库。引进种通常在与当地种的竞争中胜出,导致取代当地鱼类区系。一般,位于温带地区的浅水水库中的鱼类总生物量增加超过自由流动河流中的鱼类总生物量 (Jackson和Marmulla, 2001, 本期)。然而,在深水水库或较冷的地区,种群丰度下降 (Ebel, 1979; Jackson和Marmulla, 2001, 本期)

北美(加拿大, 美国和墨西哥)约有800种淡水鱼类。在这800种鱼类中103个分类单位被认为濒危, 114个分类单位受威胁, 147个分类单位受到特别关注 (Miller et al., 1989)。据报道, 在20世纪27个种和13个亚种已灭绝。这些种类的灭绝主要发生在美国西北部和五大湖区。灭绝的最普遍原因是失去了生境, 是对40个分类单位中至少73%起作用的一个因素。次要的因素是引进非本地种的影响 (占40个分类单位的68%)。其它因素包括化学改变或污染 (38%)、过度开发 (15%)。没有一个物种的灭绝被认为是筑坝直接造成的。

大坝引起的生境改变常常将激流鱼类区系限制在河流未蓄水的上游。由于水库充当鱼类分散的障碍, 阻止溯河通过和降河通过, 这些群体常常处于被隔离的状态。这些且分隔的群体可在一个流域中存活多年, 但可能丧失其原来遗传多样性的大部分 (Wilson, 1988)。没有通道还限制鱼类在灾难性事件后在适宜生境中重新建群的能力。这样, 大坝分裂了若干种类的巢域, 引起局部灭绝。

蓄水河流的生物多样性可通过促进保护处于近乎原始状态的江段来增进。要确定保护计划是应集中在维持许多小的鱼类保护区还是几个大的保护区上, 需要进一步研究。另外, 应非常谨慎地权衡或绝对避免引进河流流域的非地方种来增加渔业生产 (见3.2.2)。

3.2 鱼群管理

3.2.1 鱼群组成

水库中的鱼群是那些以前占据被拦截的河流、其洪泛平原及毗邻的湖泊的群落结构改变的结果。河流性种类组成在动物地理区间变异很大 (Matthews, 1998), 一些地理区有较大比例的预先适应种占据了水库静水区。结构改变以原有鱼类群落某些组分局部灭绝和大多数种类的资源量急剧改变为标志 (Agostinho et al., 1999)。水库特征可限制或促进成功提高一个物种在河流环境中适合度的适应。只有那些适合于现有生境的适应种才能成功地在一个水库中建群。缺乏湖泊预适应种与东南亚和南美洲水库渔产量下降有关联 (Fernando和Holčák, 1982)。然而, 在巴西上巴拉那河流域的水库中, 缺乏湖泊预适应种似乎反映了不适宜的环境 (Gomes和Miranda, 于出版中, b)。上巴拉那河流域中水库的自然特征, 由于被气候类型加重, 似乎妨碍成功的水库种类出现在河流种的现有水域内。由此产生的群体的特征既不是河流性的, 也不是湖泊性的, 这样的群体不适合于支持水库渔业。湖泊种的引进一般不成功, 因为环境特征不是湖泊性的, 流域中滞留时间增加提供了湖泊条件的高位水库除外。

3.2.2 放养和引种

鱼类放养也许是最古老的管理实践之一。对鱼类放养一直有争议, 因为在许多情况下, 放养破坏了鱼类群落, 促使野生品系减少, 降低遗传多样性 (Schramm和Piper, 1995)。尽管如此, 以正确的方式和在正确的位置使用时, 放养在水库管理中具有显著的作用。如果生

殖成功率受到产卵生境的缺乏或劣质的限制，幼鱼的放养可补充自然产生的幼鱼，从而增加鱼类资源量和渔产量。许多溯河产卵鱼类的种群常常通过放养获得了大量补充。水库中一些鱼类种群仅通过放养来维持，因为水库环境内不可能发生生殖。旨在恢复受威胁或濒危种类的放养在许多情况下都是成功的。放养鱼的规格通常是考虑的一个重要问题，因为鱼类存活率提高直接与个体大小有关，但通过大批放养小规格的鱼有时获得了令人满意的成功率（Welcomme和Bartley, 1998）。经济学通常决定放养鱼的规格和数量。

许多水库提供了使渔业可利用的鱼类群体多样化的机会。将各种各样的非本地被捕食者-捕食者种类引入水库，取得了不同程度的成功（Balayut, 1983; Schramm和Piper, 1995; Cowx, 1997; Quiros, 1998; Petr和Mitrofanov, 1998）。水库淹没的当地鱼类区系通常不很适应静水或湖沼生境的功能。水库的湖沼区中经常发生的被捕食者种类可获量过剩、需要建立新的渔业和需要将渔捞努力量分散到几个种，有助于引进捕食者。一般，需要向捕食者提供适当规格的被捕食者有助于引进被捕食者，因为在水库中兴旺的许多被捕食者种类通常长得太大，不能充当饵料鱼。在维持渔业主要是为了生产食物的地方，如在中国，宁愿放养食物链短、生长快、自繁的草食性鱼类（Sugunan, 1995）。

从渔业发展的观点看，也许最成功的引进是罗非鱼和鲱科鱼的引进。罗非鱼的许多种已被成功引入非洲、亚洲、南美洲的水库（Oglesby, 1985; Moreau和De Silva, 1991; Paiva et al., 1994; Sugunan, 1995）。鲱科鱼的许多种被引入非洲和北美洲的水库（Jenkins, 1967; Kapetaky, 1986）。这些种类的引进通常导致水滞留时间长、保持了湖泊条件的水库，如在低数量级溪流中蓄水的小水库的渔业生产巨大增长。在非洲的一些水库，放养是在放养区中进行的（Kapetaky, 1986）。放养区可让罗非鱼群体在实际上没有捕食者的环境中发展，因为除去了凶猛鱼类，实行了禁捕。尽管如此，从印度（Sugunan, 1995）到非洲和北美洲（Moyle, 1976）都报道了罗非鱼的引进影响了当地鱼类区系。在周转率迅速的水库中，河流的淡水生物学条件往往限制罗非鱼渔业的发展（Gomes和Miranda, 于出版中）。

然而，在某些情况下，引种弊大于利（Li和Moyle, 1993）。为此，提出了几种预防方法（Bartley和Minchin, 1996），在启动放养或引进计划前，应仔细考虑几个问题，如管理措施可能以较低的成本、更长期的效益或对现有生物群落较少的破坏达到渔业目标（由Cowx述评, 1998）。影响需要放养鱼的规格和数量计划因素包括是否是低成本、高效益和可持续。效益将持续多久是一个需要考虑的问题，如果将需要无限期继续放养，也许其它增殖措施在长远上更经济。应充分考虑对环境和生物区系的潜在负面影响，如预见负面影响，应紧急中止计划。为此，应获得关于确定要引进种类的生物学和生态学的广泛知识，并应仔细权衡该种或类似种先前的引进史。一般应避免引进洄游性种类和掠食性种类。

3.2.3 除去野杂鱼

由于将河流改造成了水库，鱼类群落遭到了破坏，一些种群兴旺，而另一些种群衰退。兴旺的种群有时可能成为不合乎需要的，因为它们可能干扰合乎需要种类的生产。已采用许多方法来除去野杂鱼（Wiley和Wydoski, 1993; Karpova et al., 1996; Meronek et

al, 1996)。这些方法包括选择性毒杀、水位极端下降、选择性捕捞、破坏产卵行为和生殖、增加掠食、设置阻止洄游的障碍物。被称为野杂鱼的种类在全世界因地而异。例如在北美洲, 掠食种类的游钓是最重要渔业的水库, 试图通过试验性商业捕捞计划捕捞亚口鱼科的大鱼 (Wiley和Wydoski, 1993); 相反在印度, 在经济鱼类的生存受到凶猛鱼类影响的地方, 除去凶猛鱼类一直是一个重要的任务 (Sugunan, 1995)。尽管如此, 除野计划的效果各不相同。

3.3 捕捞系统管理

水库渔业的成功发展取决于捕捞场所的交通。渔业改良计划必须考虑通过合适的公路和船道便于出入水库, 及通过清理捕捞场所捕到鱼, 便于有效利用渔具 (Karpova et al., 1996)。公路和船道的这种改善要求承诺长期维护。

渔捞死亡对一个鱼类群体的数量、大小、生长及生产力可能有严重影响, 从而影响一个鱼类群落的结构与功能。捕捞条例、渔民教育、渔业利用的控制是控制渔捞死亡率的基本手段。渔捞过度和渔捞不足都产生问题。通常与渔捞死亡率有关联的许多问题, 通过邀请渔民参与决策过程即可得到控制。Amarasinghe (1998) 证明仅通过渔民参与可怎样有效地实施斯里兰卡政府颁布的关于个体渔业的渔业条例。

条例的实施有生物学目标和社会学目标。保护资源不被过度渔捞, 不降低到不能成功生殖的水平, 在历史上一直是渔捞条例的主要生物学目标。然而, 随着对鱼类种群和群落的数量变动越来越深入地了解, 条例亦可用来增殖资源。调节渔捞可调整群体的大小组成, 以便通过从上到下的过程来影响被捕食者群体。在社会学方面, 条例一直被用来在渔民间更公平地分配鱼, 向渔民提供有法律效力的渔捞成功期望, 减少不同用户群间的冲突。

对被蓄水河流实施了许多类型的条例 (Welcomme, 1985; Noble和Jones, 1993)。长期以来, 一直用执照和许可证来控制渔捞努力量, 用收税来执行渔业计划, 用规格限制, 包括最小、最大和被保护大小范围来保护部分种群, 改变种群大小结构和群落组成, 产生优质游钓渔业。采用鱼篓限制在渔民间公平分收获, 防止过度开发。采用渔具限制来降低或增加商业性渔捞和游钓渔捞的效率, 保护所选区段的鱼类种群, 并在游钓渔业的情况下增加种种渔捞经验。通过实施禁渔期来防止捕获产卵鱼。通过禁渔区来保护在水库的某些区域集中的鱼, 或保护渔民不竞相使用水库。有时采用水库区划将商业性渔民与游钓渔民分开, 或将渔民与其他船民 (如滑雪者) 分开, 从而把冲突减少到最低程度 (Jones, 1996)。

3.4 水库养殖

网箱被用来在水库内和电厂的热废水中生产商业性水产养殖产品。鱼的生长与存活受每个网箱内鱼的密度、网箱单位容积的密度、养殖鱼的种类及饵料质量的影响。在中国,

鲢 (*Hypophthalmichthys molitrix*) 和鳙 (*H. nobilis*) 鱼种的养殖是在没有补充饵料的情况下进行的 (Lu, 1986)。与网箱养殖有关的问题包括网衣材料的生物堵塞、捕食者及鱼病引起的鱼类损失、水质差、偷捕及破坏行为、网箱在恶劣天气期间的损失、网箱材料的磨损及与公共水域的航运和游钓用途的冲突 (Beveridge和Stewart, 1998)。

1995-1998年间, 印度尼西亚爪哇西部的萨古陵水库和锡拉特水库移民40000多户。作为一个综合安置计划的一部分, 试图雇用3000户渔民 (每个水库1500户) 进行浮式网箱养鱼。在为期4年的期间内进行了水产养殖研究、示范、推广和培训计划。到1992年, 萨古陵水库和锡拉特水库中和周边的鱼类网箱养殖系统和其它水产养殖支持系统雇用7527人。1996年底, 水产养殖总产量接近25000吨 (大约有95%的鲤 *Cyprinus carpio* 和5%的罗非鱼 *Oreochromis* spp.)。1996年从鱼总计获得毛收入约2400万美元, 超过因建水库失去5783公顷稻田估计年收入的2倍 (Costa-Pierce, 1998)。

然而, 未推行为保护环境关于网箱数 (锡拉特水库10600个网箱, 萨古陵水库5800个网箱) 规定的指南, 从而网箱养殖损害了环境。鱼类网箱往往在水库的市场准入好而非环境适宜的极少数几个区域任意发展, 进一步恶化了水生生物环境。由于过于拥挤和水柱周转, 萨古陵水库上游多次大量死鱼, 鱼类网箱养殖产量下降。因此, 尽管从鱼类生产的观点看水库网箱养殖发展是非常成功的, 可是养殖在环境上是不可持续的。一般, 只有在对未来的养殖者提供了关于水库养殖的充分培训、并且强行实施关于网箱数量的规定、防止环境恶化的情况下, 水库才可能持续地进行浮式网箱养殖。

3.5 改善基础设施与销售

在发展中国家, 为防止或限制丰收后的损失, 需要改善基础设施 (例如Jhingran, 1992)。必须有充足的鱼类卸货、冷藏、加工设施及运销设施。这些设施不足和配置不合理尤其引起淡水鱼类最显而易见的损失。例如, 如果有适当的加工设施和知识, 非洲水库中的上层小型鱼类可成为人的直接消费源, 氧化控制的缺乏和微生物污染阻碍这些种类被更广泛地用作食品或食品成分。目前, 它们主要被用作鱼粉和鱼油生产的原料。

提高现有产量的商业价值而不实际增加产量可能是提高渔民生活标准的一个选择方案。商业化方案常常需要从渔民中获取大部分利润的中间商参与。在巴西巴拉那河的水库渔业中, 每千克鱼中间商支付约0.5美元, 却以高达2.0美元的价格卖给市场 (Agoatinho et al., 于出版中)。在一些数情况下, 中间商通过提供渔业设备、健康辅助设备及甚至在鱼需求量低的时期买进以支持渔民。尽管如此, 政府组织最初给予补贴, 渔民更好地组织成合作组, 可提供更稳定的市场, 让渔民保留利润的较大份额, 并提高其生活质量。在中国, 水库鱼类通常是在政府机构建立的收购站销售的 (Lu, 1986)。

另一个大问题与非有意上市量的处置有关。渔获物中的很高比例可能是可食种类, 而这些可食种类因缺乏适当技术和销售方案而被丢弃或价值很低。减少这一来源损失的一个有效方法是避免捕获非目标种。或者反过来, 可开发渔捞技术和市场来利用鱼群的其

它成分。水库中所有现有种类很少被充分利用，部分是因为文化的原因，没有可供选择的市場，或完全是因为没有开发能令人满意的渔具。例如，几种锯脂鲤（*Serrasalmus spp.*）在南美洲水库中是用刺网捕捞的，但是由于它们有小刺及公众害怕卡喉而未被商业化。除了增加渔产量外，锯脂鲤的开发有助于控制其资源量并导致减少对损害渔具和上市质量鱼的攻击（Agostinho et al., 1997）。其它种类没有被利用可能是因为消费者认为它们“太丑了”。还有在其它情况下，宗教束缚可能制约亚洲一些水库的渔业发展（DeSilva, 1985）。鲤科鱼类的开发在斯里兰卡水库商业上是可行的（Sirisena和DeSilva, 1988）。教育和销售可使一些种类能够更好地被利用及在一些市场上更受欢迎。

3.6 获得制度及政治上的重视

水库渔业发展和管理的一个重要障碍是，渔业行政官员发现很难保护其部门的利益，不管是游钓渔业还是情形更遭的商业性渔业。通常所做决定凌驾于影响发展的渔业和水生生物环境之上，极少或完全不考虑这些部门，主要是因为缺乏可靠的经济评估和政治影响。在内陆渔业管理被划归到管理林业、野生生物或农业的组织内的国家，内陆渔业管理总是被忽视（Sugunan, 1997）。多数政策制定者都没意识到内陆鱼类生产对食品供应和生活的重要性。然而，在发达国家，垂钓者通常组织起来并更能影响政治决策过程。在许多发展中国家，水库渔业大都因缺乏或没有充分的确定权利及制度上的支持而遭受损失，导致难于获得监测和管理渔业的政治和财政支持。由于政治影响力的这一缺乏，渔民和渔业管理者的利益和需求通常在现有的政治框架内得不到合适的体现，因而被忽略或忽视。

渔业行政官员和风险承担者应寻求每一个机会来表达他们的需要，展示渔业及鱼类整合的自然水生资源的价值，并参与政治过程。渔业机构应通过新闻发布、小册子和杂志文章等单向渠道教育和与公众、渔民和非渔民交流，将高注意力放在宣传其计划上（Addis和Lcs, 1996; Brown, 1996）。相反，渔业管理者需要通过公共会议、调查及允许反馈的其它机制寻求公众投资。确定自然资源的价值在资源管理中正在变得越来越重要，特别是这一信息可被公众、政策分析人士和政府官员用来分配资金。商业性渔业和游钓渔业的经济价值及影响确认技术在过去的20-30年中得到了开发和应用，并且现在很容易适合于大多数渔业应用（Talhelm和Libby, 1987）。在充分估计资源价值时管理者和公众间的开放、感应关系便于渔业管理者在保持一个非政治的、科学的职业形象的同时参与政治。

4. 改进指南和标准

4.1 用当地范例进行管理

许多发展中国家对蓄水水系的管理遵循北美或欧洲建立的模式，对策通常是外国专家强加的或照搬的，既没有考虑气候、动物区系、社会经济状况，也没有考虑政治现实。尽

管在环境问题表面上有共同特征，但管理政策必须因国而异，考虑当地条件（Sugunan, 1997）。盲目应用输入的原理导致政策失败。例如，鱼类通过设施已在巴西一些地区立法，但未考虑流域的特点或鱼类区系的性质（Alzuguir, 1994）。一个极端的情形是，在一条缺乏洄游性种类的河流中，在一个位于70米瀑布上游的大坝中安装了一个鱼梯（Agostinho, 1994）。通常，除大坝之外，还建鱼类孵化场，一种在20世纪40年代在北美兴起的一种倾向，认为水库不能生产自给的鱼群（Miranda, 1996）。有时没有初步确定是否需要补充放养和根本没有关于潜在养殖种类的养殖条件的信息就建造了这种设施，这可能最终导致养殖和放养有养殖信息的外来种。虽然其它区域的经验不应忽视，而应用作管理方案的基础，但对策的评价和为适应当地现实的修改对于成功适应和实施具有决定性意义。

4.2 水整体分配方案

淡水作为一种有限和易损资源，对其管理必须采用一种整体方法，一种将经济、社会和环境需要结合起来的方法。河流流域的水分配方案必须确保现有水分配满足要求才符合这一目标。必须承认水资源开发在社会经济发展环境中的多部门性质及水资源对于供水、环境卫生、农业、工业、城市发展、水力发电、内陆渔业、运输、娱乐、低洼地管理及其它活动的多效益用途。为此，有效的水管理方案、协调机制和实施机制在所有流域都应各得其所。

水资源整体管理是依据水是生态系统的的一个必不可少的部分、一种自然资源、一种数量和质量决定其利用性质的社会和经济商品。水分配方案必须考虑水生生态系统的功能和资源的可持续性，应优先满足基本需要和保护生态系统。水整体分配方案应在流域和亚流域水平上执行，并考虑与陆地和水相关的方面。方案应至少集中在3个方面。首先，一个方案应创立水资源管理的一种动态的、互动的、迭代的和多部门的方法，包括综合考虑了技术、社会经济、环境和人体健康的潜在淡水供给源的鉴定和保护。其次，一个方案应根据保护框架内社区需要和重点制定可持续和合理利用的政策。第三，方案和规划都必须经济上有效，社会上能接受，其设计和实施依据全体公众参与的方法。鱼类和渔业管理应是这类方案不可或缺的一部分。渔业行政官员应在现有框架内工作，寻求对其规划的重视（见3.6和4.4）。特拉华河流域水法典提供了一个水广泛分配方案的例子（DRBC, 1996）。

Lynch et al. (1999) 为美国密歇根州自然资源局（MDNR）提供了这一方法的一个例子。MDNR在其各个部门（包括渔业，野生生物，林业及娱乐）内重新确定了其管理单位边界。新边界是按照以前的行政边界，沿流域界线和生态区界线重新划定的。这样，就不是MDNR的各个部门孤立地制定管理方案，所有管理方案的设计和实施都要求所有部门管理者的投入和贡献。此外，每个管理方案都必须依据并用当地的标准，而不是宽泛的标准来量度。因此，对一个汇水区或生态区而言，管理更全面和更具体。然而，这一方法要求自然资源管理机构各部门间大量的交流、合作及协调。这种交流、合作及协调有时是国际性的。

4.3 协作性及参与性规划和管理

关于水生生物环境的决策是通过政治过程形成的。这些决策的最终来源是人们（渔民）喜欢与否，而喜欢反映基本价值和判断。环境学家屡次三番地争辩，只有零风险在伦理上和环境上才是可接受的，然而他们忘记了生态系统是极其易变的和宽容的，还忘记了任何事情都没有零风险。相反，提议建水库的人总是认为，只要经济效益足够大，几乎任何水平的风险都是无可非议的，然而他们忘记了并非一切都有价。人们需要做出能馈入政治过程的判断（Aguero和Lockwood, 1986）。

河流流域，特别是水库渔业的发展提出了范围广泛的社会、经济、环境问题。水库通常是作为对全体开放的公共资源管理的，要求平衡通常导致冲突的用户需求（Jones, 1996）。缺乏公众可接受性或不是依据正确分析的不良决策，可能对环境及经济和社会福利有严重影响。因此，通过参与管理支持决策具有决定性意义（Sugunan, 1997）。环境评估界现在采取委员会参与法。这类方法将科学途径和协商途径结合起来，适应环境问题的不确定性和复杂性（Maine et al., 1996），并包括非专家参与者。科学途径包括使用成本—效益分析或风险评估之类的正规框架。风险评估权衡不同的结局（Siri和Born, 1998）。协商途径包括焦点群、公民审查委员会及风险承担者决策分析（Decker和Enck, 1996; Ewert, 1996）。兼职与舆论是管理人们从中获益的水生生物环境的适当方法。做决策时应考虑多种选择，而不是一种选择。

4.3.1 缅因州的河流政策，制定平衡政策的一个例子

在对水电开发商和游钓渔民间的冲突做出反应时，美国缅因州颁布了一项能源政策（MOER, 1982）和一项河流政策（MDC, 1985）。这个能源政策承认水电对满足该州部分能源需要的重要性，并要求消除阻碍合理水电工程开发的、不必要的行政障碍。河流政策包含了全州渔业管理方案，包括关于在大坝修建鱼类通过设施的一项明确政策，用明显的自然价值和娱乐价值确定河段，并提出了一项保护这些价值的对策。

缅因州的河流政策构成标明对缅因州部分河流实行特殊保护的基础。这种保护禁止建造新坝，并要求重新设计现有大坝，以增殖或至少不减少自然资源。该政策还禁止标明特殊保护河流两岸附近修建住宅和发展商业，尽管允许严格标准下的原木收获和砾石施工。对缅因州河流其它主要在市区附近的河段给予更多的保护，以免岸线发育不一致。使其它河段在较少限制的条件下用于水电开发。赋予环境保护机构巡视大坝、制定坝上、下水位和水质标准的责任。

在缅因州采取的许多措施很容易适用于其它地方。将许多不同的规划和实施行动统一于河流政策的思路是平衡。该政策平衡对河流的需要，确定各河段的最佳用途，并提供解决冲突的手段。没有关于水力发电不合乎要求的那些河流的明确引导，开发商不再在决不可能修建的工程上白费力气；如政策适当，开发商可立即集中力量于不太可能产生不可克服的环境问题的水电工程。

4.3.2 成功的伙伴关系，田纳西流域管理局的流域计划

美国田纳西河有田纳西流域管理局（TVA）管理的，用于航运、防洪、发电、水质、娱乐和其它目的的30多座水库。1991年，TVA采取了强调水质和娱乐的水库经营方案（Poppe和Hurst，1996）。这一方案改变了10个支流水库的水面降落以延长娱乐季节，包含了一个5000万美元的5年计划，通过全年提供最低流量和在16座坝安装增氧设备增加溶解氧来改善尾水区中水生生物的状况。1992年，为防止这些改善被非点源污染抵消并对公众对水质日益增长的关注做出反应，TVA通过与政府、实业界和公民志愿者结成同盟提出了一个保护汇水区的计划。该计划旨在确保河流和流域内的水库生态健康、生物多样性，并支持可持续利用。为了在没有调节性或强制性管理机构的条件下达达到这一目的，TVA在每12个分流域中建立行动小组，这些小组负责评估资源状况和建立致力于保护和改善需要的伙伴关系。

行动小组象征着TVA的水管理组织从围绕技术学科组织起来的一种管理形式到基于多种功能小组的动态组织的转变。这些小组是无可匹敌的，因为这些小组把水生生物学家和环境工程师及其他水资源专业人员的技能与社区专家和环境教育工作者的技能结合起来了。小组成员学会了用非技术语言与公众交流，并与养殖专业户、岸边线财产所有者、实业家、娱乐用户及当地/州政府官员建立了伙伴关系。将小组长期委派到一个地理区域，使小组能更好地了解资源状况，建立社区信誉，并增强与风险承担者的合作关系的发展。对这些小组实行自我管理，并授权决定怎样集中资源和着手解决需要保护和改善的问题，便于对正在逐渐形成中或刚发现的问题与机会迅速做出反应。

行动小组采用快照拍摄了生态状况的精选生物指示种评估河流及其汇水区的健康。小组成员收集有关鱼类和底栖生物的数量、类型及状况的信息，并分析关于汇水区中什么正在发生的线索数据。他们还分析现有数据并搜索资源用户和其他风险承担者输入的信息。这一信息被用来决定在何处集中小组资源及评价改进活动。

行动小组的基本策略是建立联盟。小组组员与主要风险承担者（如管理机构、州和当地政府、基于商业、产业和市民的行动小组及汇水区的居民）共享监测信息，并在制定和实施保护和调节计划中寻求其支持。困难是说服解决一个给定的水资源问题对于满足其个人的经济、社会和环境需要及其社区需要都十分重要的强势伙伴。

小组建立伙伴关系的努力取得了成功。1995年，志愿者在监测、生境的扩大、清理和保护活动中共用去22500个小时。活动小组起到了变革催化剂的作用，帮助启动或与当地许多联盟合伙解决水质问题，对400多条（或个）河流及水库进行了评估，在水库中建立了20个当地水生植物站，设置了4500个生境结构，稳定了岸线，并实施包括建造湿地、筑围墙和恢复河岸植被在内的汇水区管理实践。小组成员还为对人们进行水质教育并要求他们解决污染问题设计了各种各样的交流活动。通过聚焦伙伴关系，行动小组在对公众进行关于环境需要的教育时能以较少的力量完成较多的任务。

4.4 资源机构参与水库开发

负责管理水生生物资源的机构，通过充分参与开发过程可提高其在增进水库调节中的效率。然而，为了有效地推荐调节程序，资源机构需要有传统鱼类生态学和管理以外领域中的技术专家，协调其它机构，乐意根据不完全信息进行推荐，有程序专门知识并制定现行政策（Railsback et al., 1990）。

几个机构可能同时参与水库开发。例如，一些机构可能关心水质，另一些则关心渔业。此外，一个水体有时成为多个行政区域的边界，政策矛盾和技术分歧越少，机构的调节建议就越具有权威性。资源管理机构应积极促进与其它机构及与水库开发商和其顾问的交流。在很多情况下，期待机构的生物学家处理水力学、水文学、工程学、水化学、数学建模和鱼类生理学等复杂问题。受过传统训练的工作人员对于提出支持其调节建议的证据会有困难。

资源机构通常不愿意根据不完全信息提出建议，而是往往申请更多的研究。一些申请是适当的，但有一些申请即使花钱多，成功概率低也要申请。通常需要根据不完全信息提出调节建议。建议可采用最佳有效信息、职业判断、保守假定、安全系数和工程后监测来确保资源受到保护（Hillborn和Peterman, 1996）。

明确而有效的水库开发政策可扩大一个机构在增进调节中的影响。一个机构用既定规章、政策和明确的科学目标能够越彻底地支持调节建议，建议就越有影响。宽泛的政策和目的必须转变成明白确定的指标和任务。例如，一个要求水电工程保持建造前水质的建议不是一个有效的建议，因为它没有规定如何确定和测量建造前的状况，或这一目标在技术上是否可行。政策必须规定得非常明确，但应有足够的灵活性，允许考虑位置特殊的情况。调节建议应在技术上无懈可击和能够实施。如果影响没有严重到有理由拒绝一项工程，应避免使工程不经济或不可行的调节建议。

4.5 工程的周期性评估

可利用颁发许可证和重新颁发许可证来确保水库的建造和运行重视环境关注。于是，决定是否颁发或重新颁发许可证时，鱼类及野生生物的保存、保护、渔业、娱乐机会和普遍的环境质量效益的维护可能受到蓄水提供的与能源或其它经济效益同等的考虑。这一同等考虑必定要求开发商在与包括鱼类、野生生物在内的资源机构、娱乐和土地管理机构协商时拟定颁发许可证的建议，以更准确地评估蓄水对周围环境的影响。在这一评估中，颁发许可证的机构有责任研究评估拟建水库环境影响的报告，并将其影响与拟采取行动方案的影响相比较。

几十年前建造的大坝是在没有关注河流生态系统保护的情况下修建的。然而，利用现代社会和科学技术知识，拦河筑坝引起的对河流的许多有害影响可由改变大坝的运行来消除或最小化。许可证重新颁发的过程必定提供改变大坝结构和运行的一次机会，并着

手解决环境问题。重新颁发许可证还会提供可着手解决与河流保护相关的公共利益问题的一个重要手段，及保证迅速实施任何选择的改造、扩建或增强的一个工具（Hill, 1996; Harrel, 1996）。

4.5.1 水电大坝许可证的颁发

在美国，水电开发归联邦能源管理委员会管理（Hill, 1996）。在考虑给一个新的水电开发项目颁发许可证时（美国目前几乎没有修建新的大坝），或给一个现有大坝重新颁发许可证时，该委员会有责任考虑公众利益的方方面面，仅向能够最佳综合利用水资源的那些工程颁发许可证。该委员会有责任等同考虑环境资源与能源生产，该委员会必须谨慎权衡多项竞争性用途以确定资源的最佳综合开发。一些资源机构可强加附加的强制性条件。这类计划可能包括，例如，一个州恢复某种溯河性鱼的计划、国家某一个森林的一项管理计划，或该委员会存档的联邦或州的任何其它计划。该委员会考虑一项水电工程与计划中提出的目标的一致性，并在决定颁发许可证时认真权衡这些计划。

许可证申请者在现有许可证期满前约5年提出欲申请许可证的一个呈报，并在许可证期满前2年提出申请。申请人必须遵循需要与资源机构和有兴趣的非政府组织协商的3步过程。第一步，开发商与资源机构和有兴趣方会商审查工程，确定环境关注，决定可能需要何种研究及拟定减轻措施。第二步包括研究的完成及在草拟许可证申请时与资源机构协商。第二步，通过这些互动，水电开发商提出一个致力于包括减轻对策在内的资源多种用途的许可证申请。然后，联邦能源管理委员会在与所有有兴趣方协商审查申请。如颁发了许可证，该委员会监测工程以确保符合许可证的条款，而且如需要可采取各种强制性行动。

趋势是各兴趣方在许可证期满前几年开始寻求范围更广泛、协作性更强的重新申请颁发许可证的协作工作。在这些协作过程中，保护组织、资源机构和大坝管理局从重新申请颁发许可证过程之初就在一起工作，联合提出研究要点，选择承包商，谋划工程的运行和调节。这一协作建议的目的是在重新申请颁发许可证过程的初期进行环境分析，并通过对需要的调节早扩大舆论，后期避免花钱多的研究及延误时机。

4.6 全面而完整的监测程序

由于气候变动，不论有无人类影响，生态系统都随时间而改变。人类引起的流域改变是由蓄水、外来种的引进及林业、耕作和其它开发对地表的改变造成的。蓄水河流的有效管理取决于了解自然改变和人引起改变的影响能力，这使得蓄水河流流域管理极其复杂。包括自始至终反复观察的、设计适当的监测程序能够分别自然影响与人为影响，区分有效的管理实践和不太有效或有害的管理实践。

支持环境的现状和未来状况及其承载现在和未来人口能力的全面而有科学依据的评价，需要监测程序。监测程序应向管理者提供及时的、关键性的反馈信息，应将监测程序

设计成能确定管理行动是否使生态系统正在朝目标和预期的方向发展。监测于是成为检查进展的手段和改进的工具。没有它，就无法知道我们的管理措施是否奏效及如何才能使它们更有效。监测程序和评价程序的设计、开发和维护都需要承担义务和长期观察。从短期的观点来看，监测和评价都是追加成本，在预算紧张时或人员为临时或不足的地方尤其难以维持。然而，缺乏对长期监测和评价的始终如一的支持将妨碍管理。管理蓄水的河流所需要的信息库应当形成监测程序的基础。Gutreuter et al. (1995)、USEPA (1998) 和粮农组织 (1999) 提供了渔业信息收集指南和检测程序的例子。

水生生物资源的管理是一门远非充分发展的、可预测的科学。何为最佳指示种，何为成本低-效益高的采样设计，如何分析结果才能提供管理措施赖以建立的具体信息及何种管理措施对于现有的情况是最有效的，所有这些尚有很多不为人所知。因此，一个有效的监测程序对于在自适应管理框架范围内设计和测试管理标准也是具有决定意义的。

4.7 通过自适应管理改进标准和指南

蓄水河流是复杂的和动态的生态系统。因此，我们对蓄水河流的了解及我们预测它们将如何对管理行动应答的能力是有限的。和变动中的社会、经济价值一起，这些知识差距导致对于如何最佳管理蓄水河流的不确定性。尽管有这些不确定性，水库管理者必须做出决策和实施计划。自适应管理是水库管理者面对这种不确定性继续承担责任的一种方法 (Holling, 1978; Walter, 1986; Parma et al., 1998; Callicott et al., 1999)。自适应管理既不会盲目向前冲，也不会犹豫不决无所作为。不论是盲目向前冲还是犹豫不决无所作为都妨碍管理方案，并有社会、经济和生态影响。

自适应管理对于测试、推敲和改进水库管理标准尤其有价值 (Lorenzen和Garaway, 1998)。虽然管理标准是根据现有最佳信息和专家意见，它要求水库管理者和工人实施许多以前未试验过的新对策。管理者面对的问题有：我如何用符合管理目标的方式实施指南？在几个可能的行动中我应执行哪一个？关于具体的指南是否为非渔业价值提供足够的保护及其它指南是否把不必要地严格限制置于河流生境改善上，也有许多不确定性。自适应管理提供了着手解决这些问题的一个方法，自适应管理是从管理行动的结局中学习的一种正规的、系统的和严格的方法。它需要综合现有的知识，探讨备择行动，并对其结局做出明确的预测。管理行动和监测程序是为产生可靠的反馈信息和弄清楚隐伏在结局下的原因而精心设计的。然后根据这一反馈信息和增进的了解调整行动和目标。自适应管理认为管理不仅是实现目标的一种方式，而且是探索获悉更多关于被管理资源或系统的一个过程。因此学习是自适应管理的一个固有的任务，随着我们学习得越多，我们能够修改我们的政策来提高管理成功率并对未来的状况越敏感。

自适应管理中有六个主要步骤 (图1)：1) 问题估计；2) 设计；3) 实施；4) 监测；5) 评价；6) 调整。这六个步骤形成的框架是要在不限限制创造力的情况下鼓励一种有创

见、合乎规章的管理方法，而创造力对于有效地处理不确定性和改变是极其重要的。如何应用这些步骤的细节及遵守的严格程度视问题和管理者的想象力而定。

第一步（问题估计），通常是在一个或一个以上精干的专题研究组中完成的。参与者确定管理问题的范围，综合关于该系统的现有知识，并探讨备择管理措施的可能结局。对结局做出明确预测，以便评估哪些行动最有可能达到管理目标。在探讨和预测过程中，确定系统认识的主要差距（即限制预测结局能力的那些差距）。第二步（设计），包括设计管理方案和能对所选择措施的效率提供可靠反馈信息的监测程序。理论上，该方案也应是产生能弥合步骤1中确定的认识上的主要差距的信息而设计的。根据成本、风险、它产生的知识及达到管理目标的能力评估提出的一个或一个以上的措施是有用的。第三步（实施），将方案付诸实践。第四步（监测），监测测量仪表以确定在达到管理目标方面行动多么有效，并测试形成预测基础的假设关系。第五步（评估），包括将实际结局与预测相比较并解释任何差异下隐含的原因。第六步（调整），调整策略、目标和用来做预测的模型，以反映新认识。这6个步骤中，每一步获得的认识都可导致对难题，新问题和在连续改进周期中尝试的新措施重新评估。

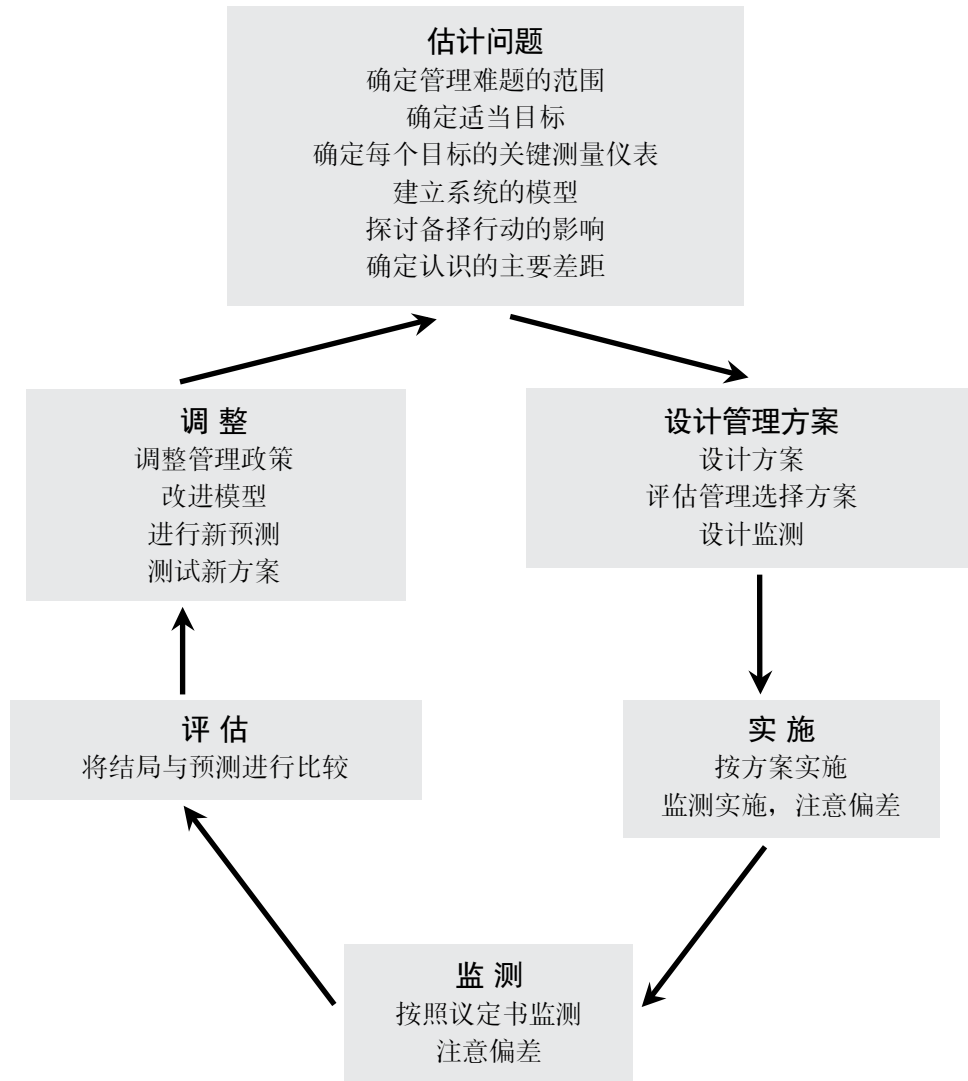


图 1. 自适应管理框架

参考文献

- Adam, B. and U. Schwevers, 1998. Monitoring of a prototype collection gallery on the Lahn River. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss): Fishing News Books. Oxford, 1998.
- Adam, P., Jarrett, D.P., Solonsky, A.C., and L. Swenson, 1991. Development of an Eicher Screen at the Elwha Dam Hydroelectric Project. In: Proceedings of Waterpower '91, New York: American Society of Civil Engineers.
- Addis, J.T. and B.L. Les, 1996. Expanding Perspectives on Gaining Support for Management. In: (eds) Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management (eds L.E. Miranda and D.R. DeVries). Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Agostinho, A.A. 1994. Considerações Sobre a Atuação do Setor Elétrico na Preservação da Fauna Aquática e dos Recursos Pesqueiros. In: Seminário Sobre a Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro: Estudos e Levantamentos, Caderno 4. Rio de Janeiro, Brazil: COMASE/ELETROBRAS.
- Agostinho, A.A., Vazzoler, A.E.A.M. and S.M. Thomaz, 1995. The High River Paraná Basin: Limnological and ichthyological Aspects. In: Limnology in Brazil (eds J.G. Tundisi, C.E.M. Bicudo and T. Matsumura-Tundisi). Rio de Janeiro, Brazil: Academia Brasileira de Ciências/Sociedade Brasileira de Limnologia.
- Agostinho, A.A., Miranda, L.E., Bini, L.M., Gomes, L.C., Thomaz, S.M. and H.I. Susuki, 1999. Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging. In: Theoretical Reservoir Ecology and its Applications (eds J.G. Tundisi and M. Leiden Straßkraba). The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Agostinho, A.A., Okada, E.K. and J. Gregoris. In press. A Pesca no Reservatório de Itaipu: Aspectos Sócio-Econômicos e Impactos do Represamento. In: Ecologia de Reservatório: Estrutura, Função e Aspectos Sociais (ed. R. Henry). Botucatu, Brazil: Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista.
- Agostinho, C.S., Agostinho, A.A., Marques, E.E. and L.M. Bini, 1997. Abiotic Factors Influencing Piranha Attacks on Netted Fish in the Upper Paraná River, Brazil. In: North American Journal of Fisheries Management. Vol. 17: 712-8.
- Aguero, M. and M.A. Lockwood, 1986. Resource management is people management. In: The First Asian Fisheries Forum (eds J.L. MacLean, L.B. Dizon and L.V. Hosillos). Manila, Phillipines: Asian Fisheries Society.
- Alzuguir, F. 1994. Histórico da Legislação Referente a Proteção dos Recursos Ictiicos de Água Doce. In: Seminário Sobre a Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro: Legislação: Caderno 2, Rio de Janeiro, Brazil: COMASE/ELETROBRAS.
- Amarasinghe, U.S. 1988. The role of fishermen in implementing management strategies in the reservoirs of Sri Lanka. In: Reservoir Fisheries Management and Development in Asia (ed. S.S. DeSilva). International Development Research Centre, Ottawa, Ontario, Canada.
- Andrews, J., 1988. Anadromous Fish Habitat Enhancement for the Middle Fork and Upper Salmon River, Technical Report DOE/BP/17579-2 prepared for the US Department of Energy, Bonneville Power Administration, Division of Fish and Wildlife, Portland, Oregon, USA.
- Avakyan, A.B. and V.B. Iakovleva, 1998. Status of Global Reservoirs: the Position in the Late Twentieth Century. In: Lakes and Reservoirs: Research and Management, Vol. 3: 45-52.

Baker, J.P., Olem, H., Creager, C.S., Marcus, M.D. and B.R. Parkhurst, 1993. Fish and Fisheries Management in Lakes and Reservoirs, EPA 841-R-93-002, Terrene Institute and US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

Balayut, E.A., 1983. Stocking and Introduction of Fish in Lakes and Reservoirs in the ASEAN (Association of the Southeast Asian Nations) Countries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 236, Rome, Italy.

Barbosa, F.A.R., Padisák, J., Espíndola, E.L.G., Borics, G. and O. Rocha, 1999. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its Application to the River Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: Theoretical Reservoir Ecology and its Applications (eds J.G.Tundisi and M. Straskraba). Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.

Bartley, D.M. and D. Minchin, 1996. Precautionary Approach to the Introduction and Transfer of Aquatic Species. In: Precautionary Approach to Fisheries, Part 2: Scientific Papers. FAO Fish. Tech. Pap. No.-350/2, Rome, Italy.

Benson, N.G., 1982. Some observations on the ecology and fish management of reservoirs in the United States. In: Canadian Water Resources Journal, Vol. 7: 2-25.

Berggren, T.J. and M.J. Filardo, 1993. An analysis of Variables Influencing the Migration of Juvenile Salmonids in the Columbia River Basin. In: North American Journal of Fisheries Management, Vol.-13: 48-63.

Bernacsek, G.M., 1984. Dam Design and Operation to Optimize Fish Production in Impounded River Basins. Based on a review of the ecological effects of large dams in Africa. CIFA Tech. Pap. No. 11, Rome Italy.

Bernacsek, G.M., 2001. Environmental Issues, Capacity and Information Base for Management of Dam Fisheries (this Technical Paper).

Beveridge, M.C.M. and J.A. Stewart, 1998. In: Cage Culture: Limitations in Lakes and Reservoirs (ed. T.-Petr). FAO Fish. Tech. Pap. No. 374, Rome, Italy.

Bohac, C.E., Harshbarger, E.D., Davis, J.L., Ruane, R.J. and S. Vigander, 1982. Methods of Reservoir Release Improvement. Proceedings of the 37th Industrial Waste Conference, Purdue University, West Lafayette, Indiana, USA.

Bohac, C.E., Harshbarger, E.D., Boyd, J.W. and A.W. Lewis, 1983. Techniques for Reaeration of Hydropower Releases. Technical Report E-83-5, US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, USA.

Born, S.M., Wirth, T.L., Brick, E.M. and J.P. Peterson, 1973. Restoring the Recreational Potential of Small Impoundments. Technical Bulletin 70, Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin, USA.

Bouck, G.R., 1980. Etiology of Gas Bubble Disease. In: Transactions of the American Fisheries Society, Vol. 109: 703-7.

Bovee, K.D., 1982. A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology, FWS/OBS-82/26, US Fish and Wildlife Service, Washington, DC, USA.

Bowman, M.L. and S.B. Weisberg, 1985. An Approach for Assessing the Impacts on Fisheries of Basin-Wide Hydropower Development. In: Symposium on Small Hydropower and Fisheries (eds F.W. Olson, R.G. White and R.H. Hamre), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Brown, A.M., 1986. Modifying Reservoir Fish Habitat with Artificial Structures. In: Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's (eds G.E.Hall and M.J. Van Den Avyle), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

- Brown, T.L., 1996. Reservoir Fisheries and Agency Communication. In: Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management (eds L.E. Miranda, and D.R. DeVries), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Brusven, M.A. and S.T. Rose, 1981. Influence of Substrate Composition and Suspended Sediment on Insect Predation by the Torrent Sculpin, *Cottus rhotheus*. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 38: 1444-8.
- Cada, G.F. and R.B. McLean, 1985. An Approach for Assessing the Impacts on Fisheries of Basin-Wide Hydropower Development. In: Symposium on Small Hydropower and Fisheries (eds F.W. Olson, R.G. White and R.H. Hamre, R.H.), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Cairns, J., Jr., 1968. Suspended Solids Standards for the Protection of Aquatic Organisms. In: Purdue University Engineering Bulletin, Vol. 129(1): 16-27.
- Cairns, V.W., Hodson, P.V. and J.O. Nriagu. Contaminants Effects on Fisheries, New York, USA: Wiley.
- Callicott, J.B., Crowder, L.B. and K. Mumford, 1999. Current Normative Concepts in Conservation. In: Conservation Biology, Vol. 13: 22-35.
- Carre, F., 1978. La pêche en Mer Caspienne. In: Annals Georgia, Vol. 479: 1-39.
- Cassidy, R.A., 1989. Water Temperature, Dissolved Oxygen, and Turbidity Control in Reservoir Releases. In: Alternatives in Regulated River Management (eds J.A. Gore and G.E. Petts), Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.
- Cheslak, E. and J. Carpenter, 1990. Compilation Report on the Effects of Reservoir Releases on Downstream Ecosystems, REC-ERC-90-1, US Bureau of Reclamation, Denver, Colorado, USA.
- Clay, C.H., 1961. Design of Fishways and Other Facilities, Department of Fisheries, Ottawa, Ontario, Canada.
- Clay, C.H., 1995. Design of Fishways and Other Fish Facilities, Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.
- Coble, D.W., 1982. Fish Populations in Relation to Dissolved Oxygen in the Wisconsin River. In: Transactions of the American Fisheries Society, Vol. 111: 612-23.
- Collier, M., Webb, R.H. and J.C. Schmidt, 1996. Dams and Rivers — A Primer on the Downstream Effects of Dams, US Geological Survey Circular 1126, Washington, DC, USA.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. and P.R. Newroth, 1993. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.
- Costa-Pierce, B.A., 1998. Constraints to the Sustainability of Cage Aquaculture for Resettlement from Hydropower Dams in Asia: An Indonesian Case Study. In: Journal of Environment and Development, Vol. 7: 333-68.
- Cowx, I.G. (ed.), 1997. Stocking and Introduction of Fish, Oxford, UK: Fishing News Books, Blackwell Science.
- Cowx, I.G., 1998. An Appraisal of Stocking Strategies in the Light of Developing Country Constraints. In: Inland Fishery Enhancements (ed. T. Petr). FAO Fish. Tech. Pap. No. 374, Rome, Italy.
- Crisp, D.T., 1977. Some Physical and Chemical Effects of the Cow Green (Upper Teesdale) Impoundment. In: Freshwater Biology, Vol. 7: 109-20.
- Decker, D.J. and J.W. Enck, 1996. Human Dimensions of Wildlife Management: Knowledge for Agency Survival in the 21st Century. In: Human Dimensions of Wildlife, Vol. 1: 60-71.

- DeSilva, S.S., 1985. The Mahaweli Basin, Sri Lanka. In: *Inland Fisheries in Multiple Use of Resources* (ed. T. Petr). FAO Fish. Tech. Pap. No. 265, Rome, Italy.
- DeSilva, S.S., 1988. Reservoir bed preparation in relation to fisheries development: an evaluation. In: *Reservoir Fisheries Management and Development in Asia* (ed. S.S. DeSilva). International Development Research Centre, Ottawa, Ontario, Canada.
- Dibble, E.D., Killgore, K.J. and S.L. Harrel, 1996. Assessment of Fish-Plant Interactions. In: *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management* (eds L.E. Miranda and D.R. DeVries), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Dorratcague, D.E., 1985. Fish Screens for Hydropower Developments. In: *Proceedings of the International Conference on Hydropower*, American Society of Civil Engineers. Vol. 3: 1825-1834.
- Doudoroff, P. and M. Katz, 1953. Critical Review of Literature on the Toxicity of Industrial Wastes and Their Components to Fish, II: The Metals, as Salts. In *Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 25: 802-39.
- DRBC, 1996. Delaware River Basin Water Code, Delaware River Basin Commission, West Trenton, New Jersey, USA. Also accessible at www.state.nj.us/drbc/regs/watercode.pdf
- Dunning, D.J., Ross, Q.E., Geoghegan, O., Reichle, J.J., Menezes, J.K. and J.K. Watson, 1992. Alewives Avoid High-Frequency Sound. In: *North American Journal of Fisheries Management*, Vol. 12: 407-16.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau), 1996. Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Vol. 232: 110 p.
- Ebel, W., 1979. Effects of Hydroelectric Projects on Fish Populations. In: *Hydropower: A National Energy Resource*, Washington, DC, USA: US Government Printing Office.
- EPRI, 1990. Assesment and Guidelines for Meeting Dissolved Oxygen Water Quality Standards for Hydroelectric Plants Discharges, Report GS-7001, Electric Power Research Institute, Washington, DC, USA.
- Estes, C.C. and J.F. Orsborn, 1986. Review and Analysis of Methods for Quantifying Instream Flow Requirements. In: *Water Resources Bulletin*, Vol. 22: 389-98.
- Ewert, A.W. (ed.), 1996. *Natural Resource Management, the Human Dimension*, Boulder, Colorado, USA: Westview Press.
- FAO, 1997. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Inland fisheries*. No. 6, Rome.
- FAO, 1998. *Rehabilitation of Rivers for Fish*. (eds I.G. Cowx and R.L. Welcomme). European Inland Fisheries Advisory Commission of the United Nations Food and Agriculture Organization. Fishing News Books. Blackwell Science, Ltd. London. p 260.
- FAO, 1999. *Guidelines for the Routine Collection of Capture Fishery Data*. FAO Fish. Tech. Pap. No.-382, Rome, Italy.
- Fernando, C.H. and J. Holčík, 1982. The Nature of Fish Communities: A Factor Influencing the Fishery Potential and Yields of Tropical Lakes and Reservoirs. In: *Hydrobiologia*, Vol. 97: 127-40.
- Fernando, C.H., Gurgel, J.J. S. and N.A.G. Moyo, 1998. A Global View of Reservoir Fsheries. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, Vol. 83: 31-42.
- Fish, F.F., 1959. Effects of Impoundment on Downstream Water Quality, Roanoke River, North California. *Journal of the American Waterworks Association*, Vol. 51: 47-50.
- Forsberg, C. and S.O. Ryding, 1980. Eutrophication Parameters and Trophic State Indices in 30

Swedish Waste-Receiving Lakes. Archives fur Hydrobiologia, Vol. 89: 189-207.

Gomes, L.C. and L.E. Miranda. In press, a. Hydrologic and Climatic Regimes Limit Phytoplankton Biomass in the Upper Paraná River Basin, Brazil. *Hydrobiologia*.

Gomes, L.C. and L.E. Miranda. In press, b. Riverine Characteristics Dictate Composition of Fish Assemblages and Limit Fisheries in Reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regulated Rivers: Research and Management*.

Gordon, J.A., 1983. Iron, Manganese, and Sulfide Mechanics in Streams and Lakes. Report 83-2, Department of Civil Engineering, Tennessee Technological University, Cookeville, Tennessee, USA.

Gore, J.A. and G.E. Petts (eds), 1989. *Alternatives in Regulated River Management*, Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.

Grizzle, J.M., 1981. Effects of Hypolimnetic Discharge on Fish Health Below a Reservoir. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110: 29-43.

Gutreuter, S., Burkhardt, R. and K. Lubinski, 1995. Long Term Resource Monitoring Program Procedures: Fish Monitoring. Program Report 95-P002-1, National Biological Service, Environmental Management Technical Center, Onalaska, Wisconsin, USA.

Halim, Y., Morcos, S.A., Rizkalla, S. and M.Kh. El-Sayed, 1995. The Impact of the Nile and the Suez Canal on the Living Marine Resources of the Egyptian Mediterranean Waters. In: *Effects of Riverine Inputs on Coastal Ecosystems and Fisheries Resources*. FAO Fish. Tech. Pap. No. 359, Rome, Italy.

Harrel, D., 1996. A Utility's Perspective on Life After the Electric Consumers Protection Act. In: *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management* (eds L.E. Miranda and D.R. DeVries), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Hauser, G.E. and M.D. Bender, 1990. TVA Tailwater Management for Beneficial Uses: Analysis of Technical Issues in Tailwater Assessment. *North American Lake Management Society Symposium*, Vol.-9: 17-34.

Hill, J.H., 1996. Environmental Considerations in Licensing Hydropower Projects: Policies and Practices at the Federal Energy Regulatory Commission. In: *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management* (eds L.E. Miranda and D.R. DeVries), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Hillborn, R.M. and R.M. Peterman, 1996. The Development of Scientific Advice with Incomplete Information in the Context of Precautionary Approach. In: *Precautionary Approach to Fisheries, Part 2: Scientific Papers*. FAO Fish. Tech. Pap. No. 350/2, Rome, Italy.

Holling, C.S. (ed.), 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*, New York, USA: Wiley.

Hynes, H.B.N., 1970. *The Ecology of Running Waters*, Ontario, Canada: University of Toronto Press.

Jackson, D.C. and G. Marmulla, 2001. *The Influence of Dams on River Fisheries* (this Technical Paper).

Jenkins, R.M., 1967. The influence of some environmental factors on standing crop and harvest of fishes in U.S. reservoirs. In: *Reservoir Fishery Resources Symposium*, Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Jhingran, A.G., 1992. Inland fisheries management in India: developmental potential and constraints. In: *Indo-Pacific Fishery Commission* (ed. E.A. Baluyut). FAO Fish. Rep. No. 458 Supplement, Rome, Italy.

- Johengen, T.H., Beeton, A.M. and D.W. Rice, 1989. Evaluating the Effectiveness of Best Management Practices to Reduce Agricultural Non-Point Source Pollution. In: Lake and Reservoir Management. Vol.-5: 63-70.
- Jones, W.W., 1996. Balancing Recreational User Demands and Conflicts on Multiple Use Public Waters. In: Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management (eds L.E. Miranda and D.R. DeVries), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Jungwirth, M., Schmutz, S. and S. Weiss, 1998. Fish migration and fish bypasses, Fishing News Books, Blackwell Science Ltd Publisher.
- Kapetsky, J.M., 1986. Management of fisheries on large African reservoirs – an overview. In: Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's (eds L.E. Miranda and D.R. DeVries), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Karpova, E.I., Petr, T. and A.I. Isaev, 1996. Reservoir fisheries in the countries of the Commonwealth of Independent States. FAO Fisheries Circular 915, Rome, Italy.
- Karr, M.H., 1987. Water Management for Juvenile Fish Passage. In: Proceedings of Waterpower '87, New York: American Society of Civil Engineers.
- Karr, M.H., Fryer, J.K. and P.R. Mundy, 1998. Snake River Water Temperature Control Project. Phase II. Methods for Managing and Monitoring Water Temperatures in Relation to Salmon in the Lower Snake River. Portland, Oregon, USA: Columbia River Intertribal Fish Commission.
- Karr, J.R., Fausch, K.O., Angermeier, P.L., Yant, P.R. and I.J. Schlosser, 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale, Special Publication 5. Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois, USA.
- Larinier, M., Porcher, J.P., Travade, F. and C. Gosset, 1994. Passes à poissons: expertise, conception des ouvrages de franchissement. Collection Mise au Point, Conseil Supérieur de la Pêche, Paris, France.
- Larinier, M. and F. Travade, 1999. The Development and Evaluation of Downstream Bypasses for Juvenile Salmonids at Small Hydroelectric Plants in France. In: Innovations in Fish Passage Technology (ed. M. Odeh), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Larinier, M., 2001. Environmental Issues, Dams and Fish Migration (this Technical Paper).
- Lee, D.J. and A. Dinar, 1995. Review of Integrated Approaches to River Basin Planning, Development, and Management, World Bank Working Paper 1446 on Environment, Pollution, Biodiversity, and Air Quality.
- Li, H.W. and P.B. Moyle, 1993. Management of Introduced Fishes. In: Inland Fisheries Management in North America (eds C.C. Kohler and W.A. Hubert), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Loeffelman, P.H., Van Hassel, J.H. and D.A. Kline, 1991. Using Sound to Divert Fish from Turbine Intakes. In: Hydro Review, Vol. 10(10): 30-8.
- Lorenzen, K. and C.J. Garaway, 1998. How predictable is the outcome of stocking?. In: Inland Fishery Enhancements (ed. T. Petr). FAO Fish. Tech. Pap. No. 374, Rome, Italy.
- Lu, X., 1986. A Review of Reservoir Fisheries in China. FAO Fisheries Circular 803, Rome Italy.
- Lynch, K.D., Taylor, W.W., Robertson, J.M. and K.D. Smith, 1999. Utilizing Ecosystem Concepts in Fisheries Management Strategies. In: Ecosystem Approaches to Fisheries Management, University of Alaska Sea Grant, AK-SG-99-01, Fairbanks, Alaska, USA.

- Maine, R.A., Cam, B. and D. Davis-Case, 1996. Participatory Analysis, Monitoring and Evaluation for Fishing Communities, A Manual. FAO Fish. Tech. Pap. No. 364, Rome, Italy.
- Marking, L.L., 1988. Gas Supersaturation in Fisheries: Causes, Concerns, and Cures, Fish and Wildlife Leaflet 9, US Fish and Wildlife Service, Washington, DC, USA.
- Martin, P.D. and C.W. Sullivan, 1992. Guiding American Shad with Strobe Lights. *Hydro Review*. Vol.-11(7): 52-9.
- Matthews, W.J., 1998. Patterns in Freshwater Fish Ecology, New York, USA: Chapman and Hall.
- Mattice, J.S., 1990. Ecological Effects of Hydropower Facilities. In: *Hydropower Engineering Handbook*, New York, USA: McGraw-Hill.
- Mauldin, G., Miller, R., Gallagher, J. and R.E. Speece, 1988. Injecting an Oxygen Fix. In: *Civil Engineering*. March Vol: 54-6.
- MDC, 1985. Recreation, Management and Resource Protection for Maine's Rivers: Summary Report, Maine Department of Conservation, Augusta, Maine, USA.
- Meals, K.O. and L.E. Miranda, 1991. Abundance of Age-0 Centrarchids in Littoral Habitats of Flood Control Reservoirs in Mississippi. *North American Journal of Fisheries Management*. Vol. 11: 298-304.
- Meehan, W.R. (ed.), 1991. Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats, Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Meronek, T.G., Bouchard, P.M., Buckner, E.R., Burri, T.M., Demmerly, K.K., Hatleli, C.C., Klumb, R.A., Schmidt, S.H. and D.W. Coble, 1996. A Review of Fish Control Projects. In: *North American Journal of Fisheries Management*. Vol. 16: 63-74.
- Miller, R.R., Williams, J.D. and J.E. Williams, 1989. Extinctions of North American Fishes During the Past Century. In: *Fisheries*. Vol. 14(6): 22-38.
- Miranda, L.E., 1996. Development of Reservoir Fisheries Management Paradigms in the Twentieth Century. In: *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management* (eds L.E. Miranda and D.R. DeVries), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Miranda, L. E., 1999. A Typology of Fisheries in Large Reservoirs of the United States. In: *North American Journal of Fishery Management*. Vol. 19: 536-50.
- Miranda, L.E., Shelton, W.L. and T.D. Bryce, 1984. Effects of Water Level Manipulation on Abundance, Mortality, and Growth of Young-of-Year Largemouth bass in West Point Reservoir, Alabama-Georgia. In: *North American Journal of Fisheries Management*. Vol. 4: 314-20.
- MOER, 1982. State of Maine Comprehensive Hydropower Plan, Maine Office of Energy Resources, Augusta, Maine, USA.
- Monk, B.H., Long, C.W. and E.M. Dawley, 1980. Feasibility of Siphons for Degassing Water. In: *Transactions of the American Fisheries Society*. Vol. 109: 765-8.
- Moreau, J. and S.S. DeSilva, 1991. Predictive Fish Yield Models for Lakes and Reservoirs of the Philippines, Sri Lanka and Thailand. FAO Fish. Tech. Pap. No. 319. Rome, Italy.
- Morhardt, J.E. and E.G. Altouney, 1985. Instream Flow Requirements: What is the State of the Art?. In: *Hydro Review*. Vol. 4: 66-9.
- Moyle, P.B., 1976. Fish introductions in California: history and impact on native fishes. *Biological Conservation*. Vol. 9(2): 101-118.

- Nehring, R.B., 1979. Evaluation of Instream Flow Methods and Determination of Water Quantity Needs for the State of Colorado, Colorado Division of Wildlife for US Fish and Wildlife Service, Cooperative Instream Flow Service Group, Fort Collins, Colorado, USA.
- Nelson, R.W., Dwyer, J.R. and W.E. Greenberg, 1987. Regulated Flushing in a Gravel-Bed River for Channel Habitat Maintenance: A Trinity River Case Study. In: *Environmental Management*. Vol. 11: 479-93.
- Nestler, J.M., Fritschen, J., Milhous, R.T. and J. Troxel, 1986. Effects of Flow Alterations on Trout, Angling, and Recreation in the Chattahoochee River between Buford Dam and Peachtree Creek, Technical Report E-86-10, US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, USA.
- Nienhuis, P.H. and A.C. Smaal, 1994. The Oosterchelde Estuary, A Case Study of a Changing Ecosystem: An Introduction. In: *Hydrobiologia*. Vols 282/283: 1-14.
- Noble, R.L. and T.W. Jones, 1993. Managing Fisheries with Regulations. In: *Inland Fisheries Management in North America* (eds C.C. Kohler and W.A. Hubert), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- NRC, 1996. Upstream: Salmon and Society in the Pacific Northwest, Committee on Protection and Management of Pacific Northwest Anadromous Salmonids, National Research Council of the National Academy of Science, Washington, DC, USA.
- Odeh, M., 1999. Innovations in Fish Passage Technology, Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Oglesby, R.T., Carlson, C.A. and J.A. McCann, 1972. *River Ecology and Man*, New York, USA: Academic Press.
- Oglesby, R.T., 1985. Management of lacustrine fisheries in the tropics. *Fisheries*, Vol. 10(2): 16-19.
- Orsborn, J.F., 1987. Fishways – Historical Assessment and Design Practices. In: *Common Strategies of Anadromous and Catadromous Fishes*, Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Orth, D.J. and R.J. White, 1993. Stream Habitat Management. In: *Inland Fisheries Management in North America* (eds C.C. Kohler and W.A. Hubert), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Paiva, M.P., Petrere Jr., M., Petenate, A.J., Nepomuceno, F.H., and E.A. Vasconcelos, 1994. Relationships between the number of predatory fish species and fish yield in large northeastern Brazilian reservoirs. In: *Rehabilitation of Freshwater Fisheries* (ed. I. Cowx), Oxford, U.K.: Fishing News Books.
- Paller, M.H. and J.B. Gladden, 1992. Development of a Fish Community in a New South Carolina Reservoir. In: *American Midland Naturalist*. Vol. 128: 95-114.
- Parma, A. M. and NCEAS Working Group on Population Management, 1998. What Can Adaptive Management do for our Fish, Forests, Food, and Biodiversity?. In: *Integrative Biology*. Vol. 1: 16-26.
- Pastorok, R.A., Lorenzen, M.W. and T.C. Ginn, 1982. Environmental Aspects of Artificial Aeration and Oxygenation of Reservoirs: A Review of Theory, Techniques, and Experiences, Technical Report E-82-3, US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, USA.
- Petr, T., (ed.), 1985. *Inland Fisheries in Multi-purpose River Basin Planning and Development in Tropical Asian Countries, Three Case Studies*. FAO Fish. Tech. Pap. No. 265. Rome, Italy.
- Petr, T. and V.P. Mitrofanov, 1998. The impacts on fish stocks of river regulation in Central Asia and Kazakhstan. In: *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. Vol 3: 143-164.

Petrere Jr, M., 1996. Fisheries in Large Tropical Reservoirs in South America. In: Lakes and Reservoirs: Research and Management. Vol. 2: 111-33.

Petts, G.E., 1984. Impounded Rivers, New York, USA: Wiley.

Ploskey, G.R., 1985. Impacts of Terrestrial Vegetation and Pre-Impoundment Clearing on Reservoir Ecology and Fisheries in the United States and Canada. FAO Fish. Tech. Pap. No. 258. Rome, Italy.

Ploskey, G.R., 1986. Effects of Water Level Changes on Reservoir Ecosystems, with Implications for Fisheries Management. In: Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's (eds G.E. Hall and M.J. Van Den Avyle), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Poppe, W. and R. Hurst, 1996. Partnerships that Pay Off: TVA's Watershed Approach. In: Watershed '96, Proceedings of a Symposium Organized by the US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. Also accessible at www.epa.gov/OWOW/watershed/Proceed/poppe.html

Porter, K.G., 1977. The Plant-Animal Interface in Freshwater Ecosystems. In: American Scientist. Vol.-65: 159-70.

Quiros, R., 1989. Structures Assisting the Migrations of Non-Salmonid Fish: Latin America. COPESCAL Tech. Pap. No. 5. Rome, Italy.

Quiros, R., 1998. Reservoir Stocking in Latin America, An Evaluation. In: Inland Fishery Enhancements (ed. T. Petr). FAO Fish. Tech. Pap. No. 374. Rome, Italy.

Railsback, S.F., Coutant, C.C. and M.J. Sale, 1990. Improving the Effectiveness of Fisheries Agencies in Developing Hydropower Mitigation. In: Fisheries. Vol. 15(3): 3-8.

Rainey, W.S., 1985. Considerations in the Design of Fish Bypass Systems. In: Symposium on Small Hydropower and Fisheries (eds F.W. Olson, R.G. White and R.H. Hamre), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Reiser, D.W., Ramey, M.P. and T.A. Wesche, 1989. Flushing Flows. In: Alternatives in Regulated River Management (eds J.A. Gore and G.E. Petts), Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.

Ruane, R.J., Bohac, C.E., Seawell, W.M. and R.M. Shane, 1986. Improving the Downstream Environment by Reservoir Rrelease Modification. In: Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's (eds G.E. Hall and M.J. Van Den Avyle), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Ruggles, C.P. and W.D. Watt, 1975. Ecological Changes due to Hydroelectric Development on the Saint John River. In: Journal of the Fisheries Research Board of Canada. Vol. 32: 161-70.

Schramm Jr, H.L. and R.G. Piper, (eds), 1995. Uses and Effects of Cultured Fishes, Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Schwalme, K. and W.C. Mackay, 1985. Suitability of Vertical Slot and Denil Fishways for Passing North-Temperate, Non-Salmonid Fish. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 42: 1815-1822.

Shane, R.M., 1985. Experimental Clinch River Flow Regulation Weir, Air and Water Resources Report WR28-4-590-18, Tennessee Valley Authority, Knoxville, Tennessee, USA.

Shea, K. and NCEAS Working Group on Population Management, 1998. Management of Populations in Conservation, Harvesting, and Control. In: Trends in Ecology and Evolution. Vol. 13: 371-5.

Simons, D.B., 1979. Effects of Stream Regulation on Channel Morphology. In: The Ecology of Regulated Streams (eds J.V. Ward and J.A. Stanford), New York, USA: Plenum Press.

- Siri, P.A. and A.F. Born, 1998. Inland Fisheries Enhancement Implementation Criteria: Are Common Measures Attainable? A Consultation Retrospective. In: *Inland Fishery Enhancements* (ed. T. Petr). FAO Fish. Tech. Pap. No. 374. Rome, Italy.
- Sirisena, H.K.G and S.S. DeSilva, 1988. Nonconventional fish resources in Sri Lankan reservoirs. In: *Reservoir Fisheries Management and Development in Asia* (ed. S.S. DeSilva), International Development Research Centre, Ottawa, Ontario, Canada.
- Slatick, E. and L.R. Basham, 1985. The Effect of Denil Fishway Length on Passage of Some Non-Salmonid Fishes. *Marine Fisheries Review*. Vol. 47: 83-85.
- Smart, R.M., Doyle, R.D., Madsen, J.D. and G.O. Dick, 1996. Establishing Native Submersed Aquatic Plant Communities for Fish Habitat. In: *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management* (eds L.E. Miranda and D.R. DeVries), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Smith, P.M., 1976. Spillway Modification to Reduce Gas Supersaturation. In: *Symposium on Inland Waterways for Navigation, Flood Control, and Water Diversions, Volume 1*, New York, USA: American Society of Civil Engineers.
- Søballe, D.M. and B.L. Kimmel, 1987. A Large-Scale Comparison of Factors Affecting Phytoplankton Abundance in Rivers, Lakes, and Impoundments. In: *Ecology*. Vol. 68: 1943-54.
- Søballe, D.M., Kimmel, B.L., Kennedy, R.H. and R.F. Gaugush, 1992. Reservoirs. In: *Biodiversity of the Southeastern United States: Aquatic Communities* (eds C.T. Hackney, S.M. Adams and W.H. Martin), New York, USA: Wiley.
- Straškraba, M., 1999. Retention Time as a Key Variable in Reservoir Limnology. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (eds J.G. Tundisi and M. Straškraba), Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Sugunan, V.V., 1995. Reservoir fisheries of India. FAO Fish. Tech. Pap. No. 345. Rome, Italy.
- Sugunan, V.V., 1997. Fisheries Management of Small Water Bodies in Seven Countries in Africa, Asia, and Latin America. FAO Fisheries Circular No. 933. Rome, Italy.
- Summerfelt, R.C., 1993. Lake and Reservoir Habitat Management. In: *Inland Fisheries Management in North America* (eds C.C. Kohler and W.A. Hubert), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Swales, S., 1989. The Use of Instream Habitat Improvement Methodology in Mitigating the Adverse Effects of River Regulation on Fisheries. In: *Alternatives in Regulated River Management* (eds J.A. Gore and G.E. Petts), Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.
- Taft, E.P., 1990. Fish Protection Systems for Hydro Plants: Test Results, Interim Report. EPRI GS 6712, Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.
- Talhelm, D.R. and L.W. Libby, 1987. In Search of a Total Value Assessment Framework: SAFR Symposium Overview and Synthesis. In: *Transactions of the American Fisheries Society*, Vol. 116: 293-1.
- Taylor, W.D. and J.C.H. Carter, 1998. Zooplankton Size and its Relationship to Trophic Status in Deep Ontario Lakes. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 54: 2691-9.
- Tennant, D.L., 1976. Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources. In: *Fisheries*. Vol. 1(4): 6-10.
- Thornton, K.W., Kimmel, B.L. and F.E. Payne, 1990. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*, New York, USA: Wiley.

Trihey, E.W. and C.B. Stalnaker, 1985. Evolution and Application of Instream Flow Methodologies to Small Hydropower Developments: An Overview of the Issues. In: Symposium on Small Hydropower and Fisheries (eds F.W. Olson, R.G. White and R.H. Hamre), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Tolmazin, D., 1979. Black Sea — Dead Sea. *New Scientist*. Vol. 84: 767-9.

USACOE, 1979. Fifth Progress Report on Fisheries Engineering Research Program 1973-1978, Fisheries and Wildlife Section, Portland District, US Army Corps of Engineers, Portland, Oregon, USA.

USACOE. 1987. Engineering and Design — Management of Water Control System, US Army Corps of Engineers EM 1110-2-3600, Washington, DC, USA. Also accessible at www.usace.army.mil/inet/usace-docs/eng-manuals/em1110-2-3600/toc.htm

USACOE, 1994. Operation of Reservoir Systems, US Army Corps of Engineers ETL 1110-2-336, Washington, DC, USA. Also accessible at www.usace.army.mil/inet/usace-docs/eng-tech-ltrs/etl1110-2-336/toc.html

USEPA, 1985. Methods Manual for Bottom Sediment Sample Collection. EPA 905/4-85-004, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA, 1986. Quality Criteria for Water, US Environmental Protection Agency, Office of Water Quality Regulation and Standards, Washington, DC, USA.

USEPA. 1998. Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria. Technical Guidance Document EPA 841-B-98-007, US Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC, USA.

USFWS, 1993. 1991 National Survey of Fishing, Hunting, and Wildlife-Associated Recreation. US Fish and Wildlife Service, Washington, DC, USA.

Volovik, S.P., 1994. The Effects of Environmental Changes Caused by Human Activities on the Biological Communities of the River Don (Azov Sea Basin). *Water Science and Technology*, Vol. 29(3): 43-7.

Vörösmarty, C.J., Meybeck, M., Fekete, B.M. and K.P. Sharma, 1997. The Potential Impact of Neo-Castorization on Sediment Transport by the Global Network of River. In: *Human Impact on Erosion and Sedimentation*, Publication Number 245, Oxfordshire, UK: International Association of Hydrological Sciences.

Vörösmarty, C.J., Sharma, K.P., Fekete, B.M., Copeland, A.H., Holden, J., Marble, J. and J.A. Lough, 1997. The Storage and Aging of Continental Runoff in Large Reservoir Systems of the World. In: *Ambio*. Vol. 26: 210-9.

Walters, C., 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*, New York, USA: MacMillan.

Ward, J.V. and J.A. Stanford, 1983. The Serial Discontinuity Concept of River Ecosystems. In: *Dynamics of Lotic Ecosystems* (eds T.D. Fontaine and S.M. Bartell), Ann Arbor, Michigan, USA: Ann Arbor Science Publications.

Ward, J.V. and J.A. Stanford, 1995. Ecological Connectivity in Alluvial River Ecosystems and its Disruption by Flow Regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, Vol. 11: 105-19.

Welcomme, R.L., 1985. River Fisheries. FAO Fish. Tech. Pap.No. 262. Rome, Italy.

Welcomme, R.L. and D.M. Bartley, 1998. An Evaluation of Present Techniques for the Enhancement of Fisheries. In: *Inland Fishery Enhancements* (ed. T. Petr.). FAO Fish. Tech. Pap. No. 374. Rome, Italy.

Wetzel, R.G., 1983. *Limnology*, New York, USA: Saunders.

Wetzel, R.G., 1990. Reservoir Ecosystems: Conclusions and Speculations. In: *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives* (eds K.W. Thornton, B.L. Kimmel and F.E. Payne), New York, USA: Wiley-Interscience.

Wiley, M. (ed.), 1976. *Estuarine Processes*, New York, USA: Academic Press.

Wiley, R.W. and R.S. Wydoski, 1993. Management of Undesirable Fish Species. In: *Inland Fisheries Management in North America* (eds C.C. Kohler and W.A. Hubert), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Willis, D.W., 1986. Review of Water Level Management in Kansas Reservoirs. In: *Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's* (eds G.E. Hall and M.J. Van Den Avyle), Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

Wilson, E.O., 1988. *The Current State of Biological Diversity*, Washington, DC, USA: National Academy Press.

Winchell, F.C. and C.W. Sullivan, 1991. Evaluation of the Eicher Fish Diversion Screen at Elwha Dam. In: *Proceedings of the International Conference on Hydropower*. American Society of Civil Engineers. Vol. 1: 93-102.

Wirth, T.L., 1981. Experiences with Hypolimnetic Aeration in Small Reservoirs in Wisconsin. In: *De-stratification of Lakes and Reservoirs to Improve Water Quality* (eds F.L. Burns and I.J. Powling), Canberra, Australia: Australian Government Publishing Service.

Zhong, Y. and G. Power, 1996. Environmental Impacts of Hydroelectric Projects on Fish Resources in China. *Regulated Rivers: Research and Management*. Vol. 12: 81-98.