

大坝、鱼类和渔业

机遇、挑战与冲突解决方案

粮农组织

渔业

技术论文

419



封面照片：芬兰凯米河上的伊索哈阿腊大坝。鱼道（大坝右边）由两部分组成，下部是垂直狭槽式鱼道，上部是丹尼尔鱼道（照片由罗马联合国粮农组织渔业及水产养殖部G. Marmulla摄）。

大坝、鱼类和渔业

机遇、挑战与冲突解决方案

粮农组织

渔业

技术论文

419

粮农组织渔业及水产养殖部

渔业及水产养殖管理司

渔业管理及养殖处

渔业资源官员

Gerd Marmulla 编

徐树英、吴强、刘明典、杨青瑞、李志华、王珂 译

陈大庆、昌永华、郭军 校

联合国粮食及农业组织

2007年，罗马



这是一份提交给世界大坝委员会的工作报告 — 这里发表的报告作为世界大坝委员会信息收集活动的一部分是为大坝委员会撰写的。本报告的观点、结论及建议系作者个人的观点、结论及建议，并不代表大坝委员会的观点。大坝委员会发表不意味着赞同作者的发现和建议，发表这份报告是要与公众共同分享大坝委员会在其讨论赞成或反对的理由时所收集的资料和考虑的观点。大坝委员会的观点、结论和建议将在自己的报告中加以陈述。

本信息产品中使用的名称和介绍的材料，并不意味着联合国粮食及农业组织对任何国家、领地、城市、地区或其当局的法律或发展状态、或对其国界或边界的划分表示任何意见。提及具体的公司或厂商产品，无论是否含有专利，并不意味着这些公司或产品得到粮农组织的认可或推荐，优于未提及的其它类似公司或产品。

本信息产品中表达的观点系作者的观点，并不一定反映联合国粮食及农业组织的观点。

ISBN 978-92-5-504694-0

版权所有。为教育和非商业目的的复制和传播本信息产品中的材料不必事先得到版权持有者的书面准许，只需充分说明来源即可。未经版权持有者书面许可，不得为销售或其它商业目的的复制本信息产品中的材料。申请这种许可应致函：

Chief
Electronic Publishing Policy and Support Branch
Communication Division
FAO
Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy
或以电子函件致：
copyright@fao.org

本文件的准备

粮农组织的这一份渔业技术文件是为了发表作为给世界大坝委员会（WCD）工作文件汇编的资料而撰写的。这里提供的材料是作为粮农组织对环境问题主题评论的稿件提交给WCD的。WCD在撰写一篇关于“大坝与发展”的全球性评述的同时，在考察大坝的各种影响和效益的过程中，创办了环境问题主题评论。世界大坝委员会曾委托粮农组织评述并报道与世界大坝有关的主要渔业问题。经同意，递交给WCD的报告包含了为着手处理下列复杂问题而撰写的4篇个人的评述。

水库渔业成功地取代了河流渔业吗？

有哪些减轻阻隔鱼类洄游的措施及其效果如何？

何谓信息库和通过大坝工程周期（评估、设计、施工及运行）有效管理渔业所要求的资格？

何谓关于大坝和渔业的现行标准及指南？

衷心感谢澳大利亚T. Petr博士的有益评论及建议。此外，充分感谢WCD的财政支持。

本书发行对象:

粮农组织代表

粮农组织区域渔业官员

粮农组织渔业及水产养殖部

内陆渔业

作者

Marmulla, G. (编)

大坝、鱼类和渔业。机遇、挑战及冲突解决方案。

粮农组织渔业技术论文, 第419期。罗马, 粮农组织, 2001, 172页

摘要

本出版物中提供的4篇论文论述了由世界大坝委员会 (WCD) 和粮农组织确定的与大坝有关的主要渔业问题, 以便WCD评述全球的“大坝与发展”。评述了全世界各个区域的河流渔业和水库渔业的特征。由于水库对全球的淡水渔业做出了显著的贡献, 给出了非洲、亚洲、拉丁美洲和加勒比海地区及独联体的水库鱼产量数字, 还提供了大河鱼产量的数字, 强调了洪泛平原对鱼类生产的重要性。大坝改变的河流生态系统内可发展、支撑和保护渔业的程度, 反映了流域的地貌、地质特征, 汇水区的水文学和气候及大坝本身的工程特征和水库保持水、泄水、水通过大坝及进入尾水的运行程序。对河流渔业产量损失的补偿可能很难通过发展水库渔业来实现, 即使从渔业的观点获得了补偿, 渔业中未包括受到威胁或处于濒危的鱼类种类的特殊要求应予以考虑, 以避免对这些鱼类的负面影响, 强调了河流动物区系的自由纵向通过的重要性。大坝的施工可阻断或延迟鱼类溯河洄游, 因而对在其生命周期的某些阶段沿河流连续统一体依赖于纵向迁移的鱼类种类的数量减少和甚至灭绝起作用。降河通过水力涡轮机或经过溢洪道造成的鱼类死亡率可能是非常高的。讨论了大坝引起的生境减少或改变、流量变化、水质及水温的变化、捕食压力增大以及洄游延迟。提出了解决这些技术难题的种种方案, 强调了鱼道施工中必须考虑的关键点。给出了全世界大坝附属鱼类设施使用现状的不详尽评述, 考察了北美洲、欧洲、拉丁美洲、非洲、澳大利亚、新西兰、日本及亚洲其它地区的主要捕捞种类。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, 鱼类的生境和环境退化、鱼群不足、捕捞系统效率低、利益相关者的意见冲突、制度及政治上重视不够。渔业行政官员发现很难保护其部门的利益, 政府所做决策往往凌驾于影响发展的渔业和水生生物环境之上, 很少或根本不考虑渔业部门。究其原因主要是缺乏可靠的经济评估和政治影响。由于政治能力的这一缺乏, 渔民及渔业管理者的利益和需求通常在现有政治框架内得不到适当的体现, 因此被忽略或忽视了。渔业行政官员和各利益相关方应该寻找每一个机会来传达他们的需要并证明渔业和水生自然资源的价值。必须认识到水资源开发在社会经济发展环境中的多部门性质。管理政策必须因地制宜并考虑当地的条件, 盲目搬用外来方法可能会导致政策失败。考察了大坝工程周期的六个阶段 (即大坝的选型、设计、工程评价、大坝施工、运行及退役) 的渔业管理资格和信息库技术要求。有效的环境评估和管理及土木工程结构设计的改进, 使一些最近的大坝工程对鱼类更友好和在环境上可以接受。最后强调需要起草法律文件的重要性, 这将有利于改变大坝结构, 引入减轻措施并有助于改变大坝运行规则, 以更加有利于鱼类生物多样性和渔业。

目 录

	页
大坝对河流渔业的影响 (Donald C. Jackson 和 Gerd Marmulla)	1
环境问题、大坝及鱼类洄游 (Michel Larinier)	45
管理水库和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)	91
环境问题、受大坝影响的渔业管理资格及信息库 (Garry M. Bernacsek)	139

大坝对河流渔业的影响

Donald C. Jackson

密西西比州立大学

野生生物与渔业系渔业管理教授

美国密西西比州9696信箱

Gerd Marmulla

联合国粮食及农业组织

渔业管理及养殖处渔业资源官员

Viale delle Terme di Caracalla, 00153

意大利罗马

全文概要

大坝改变的河流生态系统内可发展、支撑和保护渔业的程度，反映了流域的地貌、地质特征、汇水区水文、气候以及大坝自身的工程特征，也反映了水库保持水、下泄水、水通过大坝及进入尾水的运行程序。对河流渔业产量损失的补偿可能很难通过发展水库渔业来实现。河流越大，坝的位置越在下游，水库渔业通过产量来补偿河流渔业遭受损失的可能性就越小。热带区域浅水水库的补偿潜力明显高于深水水库和高纬度区域的补偿潜力。从渔业的观点看，即使获得了补偿，必须考虑渔业中未包括的、可能受到威胁或濒危的鱼类种类的特殊需要，避免对这些鱼类的负面影响。

水库渔业和河流渔业在区域间和区域内的渔业生产的变异性相当大。河流渔业生产取决于河流的长度、集雨面积，而对于具体的江段，则取决于该江段沿河流连续统一体的位置。在热带和温带的河流中，单位表面积鱼产量在有洪水脉冲和洪泛平原的河流中比在洪水脉冲衰退或没有的同区域水库中高得多。例如，在热带，流动缓慢的大河的平均产量为30-100千克/公顷/年，而洪泛平原的平均产量为200-2000千克/公顷/年。洪泛平原河流生态系统的鱼产量与洪水的高度和持续时间直接相关。如果大坝引起的水文特征改变削弱或消除下游历史上正常的洪水泛滥，整个系统的全部渔业生产都可能受到负面影响。

在非洲，从适度捕捞到过度捕捞的大水库（如卡里巴水库，纳塞尔/努比亚水库、沃尔特水库），产量在27-65千克/公顷/年之间。然而，卡因吉水库，非洲另一个大水库的产量仅有3.5-4.7千克/公顷/年。非洲中型水库的估计平均产量约为80千克/公顷/年。撒哈拉周边的一些小水体的平均产量为329千克/公顷/年。据报道，由于建坝，非洲河流流域内渔业生产总损失相当大。例如，由于与吉耶尔水库相关联的大坝的建造，塞内加尔水系鱼产量每年净减产11250吨。

整个亚洲主要问题是大坝妨碍了洄游鱼类沿河道迁移。此外，紧邻坝下河道内的水干枯也可能是一个严重问题。据报道，中国水库鱼产量为127-152千克/公顷/年，然而这似乎是精养的结果。在印度，水库鱼产量为11.4（大水库）至49.5（小水库）千克/公顷/年。据报道，东南亚（如马来西亚）、中亚和哈萨克斯坦鱼产量比亚洲其它地区低得多，数值一般在15千克/公顷/年左右或者更低。斯里兰卡的鱼产量为40-650千克/公顷/年，这样高的产量主要是在水库内放养了外来种的结果。

在澳大利亚，大坝在促进外来种入侵的同时，一般对河流中的土著鱼类产生负面影响。这部分归因于季节性洪水周期的破坏和大坝充当鱼类迁移的障碍。墨累河每平方千米洪泛平原的商品鱼产量是世界上任何一条大河中最低的，尽管历史上渔获量相差不大。在澳大利亚昆士兰州多条河流上修建的水库内，鱼类群体通过放养土著鱼类才得以维持。

在拉丁美洲和加勒比海地区，加勒比海地区水库渔产量比中美洲及南美洲水库记录的产量要高（如古巴125千克/公顷/年，多米尼加共和国29-75千克/公顷/年）。巴西（2.1-11.5千克/公顷/年）和巴拿马（4.8-63.2千克/公顷/年）。现有的记录提示，水库渔产量变化幅度非常大，视泛滥频率、海拔高度及流域形态而定。整个区域产量较高一般是放养外来种的结果。

温带水库渔产量存在着相似类型。北美洲水库平均产量仅为24千克/公顷/年，欧洲记录表明水库渔产量在21至76千克/公顷/年的范围之间。

由于从上游水库泄放浮游物（主要是浮游生物），大坝能增强某些河流渔业，尤其是紧邻坝下的尾水渔业。然而，浮游物的排出量在大坝下游一般减少得非常快，与之关联的渔业相应减少。如果水是从水库深水层泄出，接受尾水降低温度可削弱或消除温水河流渔业并要求放养外来的冷水性种类，如鲑科鱼类(假定水用氧充分处理过)。以这些冷水性鱼类为养殖对象的丰产尾水渔业可以取得效果，但是一般要求孵化场补充项目，并引进冷水性无脊椎动物作为这些鱼类的饵料生物。在北美洲，冷水性尾水渔业的产量已上升到339千克/公顷/年，渔获量比各自的上游水库高7倍。这样高的渔获量反映了这些环境中鲑科鱼类的现存量很高，这些低温性尾水渔业中一些可延伸相当长的距离（例如美国阿肯色州在坝下游达150千米以上）。

建坝形成的水库可能在某些情况下导致丰产渔业。河流渔业占全国总渔产量比例很小的地区尤其如此。在建坝主要是为了农业灌溉其次才考虑渔业的较干旱地区，也存在有效益的水库渔业。具有合理高浓度溶解固体和位于其各自河流生态系统上游的较小、较浅的水库的效益似乎更显著。只要外来鱼类在环境上是安全可靠的并在文化上对周围的人群是可接受的，放养外来种（在水库和尾水中）就能提高产量。在这一方面，在渔捞和鱼的消费是非传统活动的文化中，必须小心谨慎。在这样的文化氛围中修建水库，即使有可开发的鱼类群体，也不能获得预期的渔业效益。

水库浮游生物的繁盛与否反映了水库获取的营养物的多寡，浮游生物一般与各水库的渔业生产直接相关。然而，当一条河流生态系统上游的多条支流上建立了数座大坝后，这

些坝的累积效应可能是，妨碍来源于该生态系统下游流域的营养物的流动，从而负面影响该生态系统下游区（包括河口环境和海洋环境）的渔业生产。大坝还可通过阻止产卵后即死亡的溯河性鱼类（如太平洋鲑）在上游河段沉积由尸体腐烂分解的营养物来阻止这些营养物从海洋环境逆向流入河流环境。

此外，如果河流渔业是由被大坝阻隔的洄游鱼类群体支撑，河流渔业可能受到严重影响。如果洄游鱼类是与海洋渔业或内海或大湖的渔业有联系的溯河性鱼类或降河性鱼类，对这些鱼类群体及其关联的渔业的负面影响可能是灾难性的。

由于建坝通常是为了促进社会经济的发展，大坝往往引起人们及产业部门的注意。随后，有大坝的河流生态系统，必须同次生环境压力如污染加剧和其资源（主要是水、鱼和基质）的开发增强及获取增多作斗争。除大坝和水库对河流生态系统的物理方面和生物方面的直接影响外，水、鱼类和基质等与大坝和水库对系统的直接影响无关。

确定大坝对河流生态系统及其关联的渔业的影响取决于所考虑的空间尺度和时间尺度。如果空间尺度足够大（全球性的、大洲、多半是区域性的及生物群系的），而且时间尺度足够长（几十年，几个世纪，甚至几千年），在一条河流上建一座坝只不过是增加大气中的水蒸汽（水库水的蒸发），减少下游长期河道水流，使陆地环境干燥，周边地区盐碱化及改变生物能的过程（若干生物能过程可能导致植物区系和动物物区系的灭绝）。对这些现象中的任何一个我们不能认定是“好”还是“不好”，它们只是反映了人类在这个星球上的活动。然而，如果我们考察的空间尺度较小、时间尺度较短（这些我们显然不能忽视，因为我们必须做出对人类的当代和未来世代而且还对现在和未来的活的水生生物资源都会有影响的决策），我们必须牢记，如果位置不恰当，大坝及其水库（在某些情况下它们会更好地养育人们并使其生计更加可持续）也能导致渔业的显著衰退及水生生物种的灭绝。

倘若时间充足，地球物理力和气候力将超过和侵蚀大坝的物理影响，并且进化力将改变生命形态与由此产生的环境如何相互作用。为了避免大坝对渔业的潜在负面影响及关联的人与河流的这些和其它资源的相互作用，必须小心谨慎。这种谨慎强调的现实是，人们正在依靠科学家、资源管理者和决策者。

1. 引言

大坝截断了河流，产生了沿河流生态系统连续统一体的水文改变（Vannote et al., 1980; Junk et al., 1989）。水文改变最终可以反映在与河流生态系统关联的渔业上。河流建坝的最明显影响是在大坝上游形成新的静水和半静水环境及大坝下游的尾水环境。这两种环境都有助于建立和维持适合于渔业利用的鱼类群体。



照片1: 由于水电大坝的影响, 美国阿肯色州怀特河的渔业从自然支撑的温水渔业转变为依赖于政府孵化场定期放养的人工支撑的鳟渔业 (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

这些改变后的河流生态系统内发展、支撑和保护鱼业的程度反映了流域的地貌、地质特征、汇水区水文、气候以及大坝自身的工程特征, 也反映了水库保水、泄水、水通过大坝及进入尾水的运行程序。考虑的主要问题应包括产卵生境的建立和维护, 鱼类群体的补充和成熟, 而提供鱼类在其生命周期的某些阶段所需要的通道则取决于沿河流连续统一体的纵向迁移 (粮农组织, 1998)。

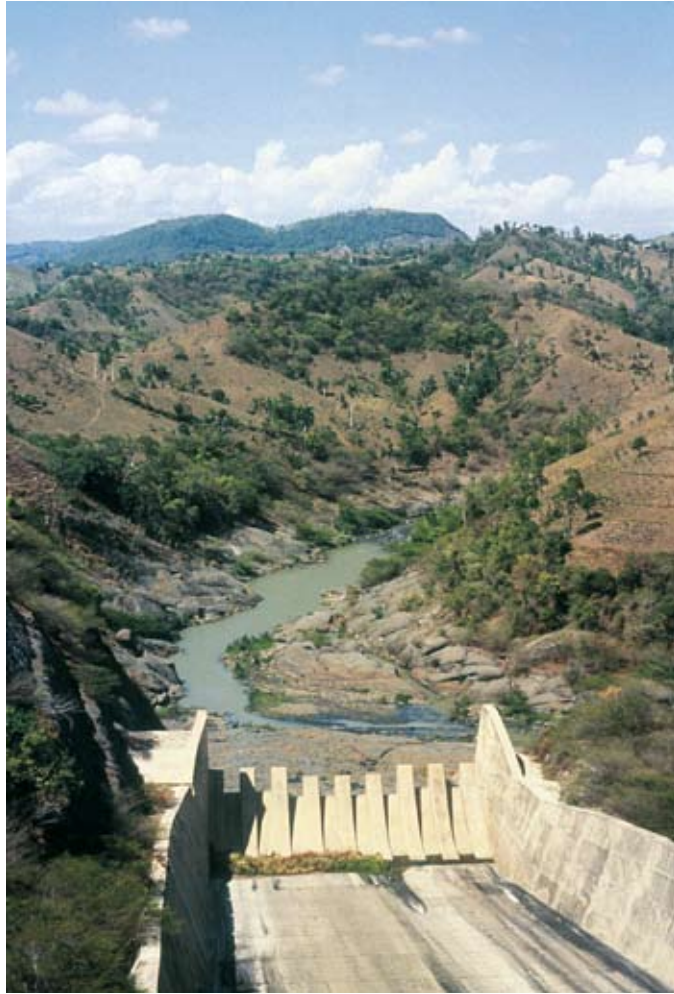
在这方面, 伯纳克塞克 (1984) 撰写了一份有关大坝的设计和运行细节的优秀述评来阐述关注的渔业问题。尽管这篇文章所涉及的问题重点集中在非洲水库, 但是大方向可应用于全球范围的许多情形。他主张: (1) 尽可能高的堰顶高程; (2) 泄水孔的位置尽可能高; (3) 泄放到尾水区的水要充分增氧, 以维持水生动物区系; (4) 水库水位年平均波动在2.5-4.0米范围内; (5) 水位下降率不超过0.6米/月; (6) 下游泄水包括每年一次人工洪水事件。



照片2: 马来西亚霹雳河上一个大坝下游的一个干涸区段, 在干涸段几乎未捕捉到鱼 (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

沿着河流连续统一体, 坝及其毗邻的上游水库对河流环境具有顺流的影响, 因此, 对下游的渔业有各种各样的影响, 甚至超过激流生态系统。汇水区和支流上多座大坝的累积影响会严重妨碍整个生态系统中营养物的流动, 影响下游水库 (Welcomme, 1985)、河道 (Hess et al., 1982)、河口环境和海洋环境 (Ryclor, 1978) 的渔业生产。Tolmazin (1979) 指出, 黑海和亚速海鱼产量下降与欧洲的多瑙河、第聂伯河及德涅斯特河上建坝蓄水有关, 他的观点与Welcomme (1985), Hess et al. (1982) 及Ryclor (1978) 的一致, 都指出这种方式反映了大坝充当营养物截流器。

大坝也阻断来自海洋环境的营养物逆向流入河流环境。对溯河性鱼类如太平洋鲑 (*Oncorhynchus* spp.) 尤其是这样。太平洋鲑在河中产卵一次后即死亡。Ceclerholm et al. (1999) 指出太平洋鲑鱼尸体的营养物和能量对生态系统非常重要。这些成鱼产卵死亡后向河流返回的营养物与沉积尸体的数量成正比。这种来自海洋的外来有机物质受阻可严重限制随后在这些河流中补充的幼鲑群体, 其直接办法是限制幼鲑食死亡成鲑的肉, 间接办法就是减少浮游生物的初级生产和底栖大型无脊椎动物的次级生产 (Poirkowski, 1995)。



照片3: 多米尼加共和国一座坝下游的干涸河段 (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

大坝也能增强某些河流渔业，尤其是紧邻坝下的尾水渔业。由于坝下有吸引鱼的索饵机会及洄游鱼类的季节性聚集，鱼类可能在那里越聚越多 (Jackson, 1985)。按照单位面积，尾水渔业可能优于水库自身的渔业 (Bennett, 1970)。Fry (1965) 报道，怀特河 (美国密苏里州) 的泰布尔罗克坝和塔尼科莫坝下的尾水渔业及布莱克河 (美国密苏里州) 的克利尔坝下的尾水渔业的单位面积渔捞努力量 (即每年每公顷垂钓者时间)，分别比其毗邻的上游水库多7倍、10倍及16倍。泰布尔罗克尾水区是一个依靠放养外来种虹鳟 (*Oncorhynchus mykiss*) 的低温性尾水区，虹鳟在这个尾水区不能自然繁殖。其它两个是温水性尾水区，土著鱼类可在这两条河流中自然繁殖。泰布尔罗克、塔尼科莫和克利尔沃特三个尾水区产量分别为339千克/公顷、364千克/公顷和753千克/公顷。同期 (20世纪50-60年代)，这些水库的产量为泰布尔罗克21.4千克/公顷 (标准误4.23, N = 10年)；塔尼科莫71.2千克/公顷 (标准误9.93, N = 9年)；克利尔沃特31.35千克/公顷 (标准误8.58, N = 4年) (Turner及Cornelius, 1989)。对两个温水性系统 (塔尼科莫和克利尔沃特) 而言，按重量尾水区 (塔尼科莫129.5公顷；克利尔沃特32.4公顷) 的总捕捞量也高于其各自的水库 (塔尼科莫570.6公顷；克利尔沃特805公顷) (Fry, 1965)。这样高水平的生产可能与浮游物 (主要是浮游生物) 从上游水库迁移到尾水有关 (Jackson et al., 1991)。



照片4: 美国阿拉巴马州库萨河乔丹大坝下尾水中捕获的一尾叉尾 (*Ictalurus furcatus*) (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

大多数尾水渔业之所以获得渔业利润一般是因为其各自坝下的河段较短。例如在美国密西西比州田纳西—汤比格比水路的航道, 阿伯丁大坝和哥伦布大坝的坝下尾水影响延伸了约4千米。在库萨河约旦大坝(美国阿拉巴马州一个调节洪峰的设施)下的尾水区, 尾水对渔业的影响在低流动状态下向下游延伸约4千米, 在高流动状态下向下游延伸几乎达15千米(Jackson和Davies, 1988a, 1988b; Jackson et al., 1991)。保持河流中的流量以着手处理约旦大坝下尾水区内关注的渔业问题一直是给这个水电设施重新颁发许可证的生物政治领域激烈辩论的一个主题(Jackson, 1985a)。非洲尾水渔业的两个例子是在沃尔特河(加纳)阿科松博大坝下和卡因吉水库(尼日利亚)下的尾水渔业。

Eschmeyer和Miller(1949)及Miller和Chemce(1954)估计, 美国田纳西流域管理局管理的水域中垂钓的35%发生在坝下, 尾水渔业占总捕捞量的52%。Jackson(1985a)、Jackson和Davies(1988b)以及Jackson和Dillcncl(1993)记录了美国东南部亚拉巴马-库萨和田纳西-汤比格比河水路系统中温水尾水区中的高产渔业。Hess et al.(1982)注意到密苏里河上的水库产生的浮游生物一旦泄出过坝就有益于各自下游的渔业。然而, 杰克逊(1985a; 1991)和Sarnita(1991)证明, 尾水区中浮游生物的迁移在下游迅速减弱。

保持大坝较高的泄水量可扩大从大坝下泄到下游河段的浮游植物的有利影响，从而延长各自系统的尾水渔业。然而要小心谨慎，因为上游水库冲水速率过高会导致水在水库中滞留时间减少，这可能又减少了浮游生物在水库中繁盛和生产的可能性，破坏支撑水库渔业和其各自下游尾水渔业的浮游生物基础。

温度可显著影响河流性鱼类，尤其是温水性鱼类。Ye (1996)、Jackson和Ye (2000)指出亚洛布沙河（美国密西西比州亚祖河生态系统）中的主要鱼类群体与水文和气象因素有关，并且指出水温 ($R^2 = 0.99$) 是影响斑鱼回 (*Ictalurus punctatus*) 种群结构的最重要因素，较低的水温明显影响鱼类繁殖及幼鱼补充，导致鱼类群体以大鱼为主。Rutherford et al. (1995) 报道密西西比河下游斑鱼的生长增量仅与生长季节的长短正相关（温度 $> 15^{\circ}\text{C}$ 的天数），并且将这归因于鱼类饵料生物（主要是无脊椎动物）的顺利生成。因此，从大坝泄出的凉水和冷水可削弱或消除坝下尾水中的温水性渔业 (Pasch et al., 1980)。然而，从水库深层泄出的冷水经增氧能维持鲑科鱼类的群体，因为一般情况下水在夏季对于这些鱼类是太暖了 (Cadwallader, 1978)。与温水性尾水渔业不同，许多冷水性尾水渔业要求补充放养才得以维持。其主要原因是从发电设备排放出的水的流动状态不稳定，使鱼类不可能利用季节性稳定的产卵环境。

大坝有意或无意地改变了包括洪水泛滥在内的下游水文特性。如果这种改变的水文特性削弱或消除了下游历史上正常的洪水泛滥，则整个系统的总渔业生产力会受到负面影响 (Holcik和Bastl, 1977; Welcpmmme, 1976, 1985, 1986; Junk et al., 1989)。在热带及温带河流中，有洪水脉冲及洪泛平原的河流的单位表面积鱼产量比洪水脉冲减少或完全没有的附近水体中高得多 (Sparks, 1995)。洪水泛滥将河床外的有机物质及陆源性营养物引入河流生态系统的水域中 (Vannote et al., 1980; Juk et al., 1989; Bayley, 1989, 1995; Thorp和DeLong, 1994; Sparks, 1995)。

一旦发生洪水泛滥，无脊椎动物和鱼类在淹没区建群，利用洪泛平原上的这些外来资源及其产物（如无脊椎动物） (Flotemersch, 1996)。洪泛平原由此成为重要的产卵场和育苗场及不同规格鱼类的重要饵料源。生态系统中水域及陆地之间的移动界面特别重要，因为这一环境，虽然在时间上有限，却能以生命的形式和非生命的形式促进动物区系内的相互作用和营养物的迅速交流 (Goulding, 1980; Bayley, 1989)。洪泛平原河流生态系统的鱼产量直接与洪水的高度及持续时间相关 (Holcik和Bastl, 1997; Goulding, 1980; Welcomme, 1985; Jackson和Ye, 2000; Jackson, 于出版中)。

必须将渔业理解为由鱼类群体、生境和人三个相互作用的组成部分的一个复合体 (Nielsen, 1993)。如果这些组成部分中的一个缺失，也就没有渔业了。渔业资源（如水库放养了适合于开发的鱼）的存在不一定意味着有渔业，人们一定正在消费性利用这些资源，否则就没有渔业。这种利用可被交通、文化、传统、社会动乱、经济之类的因素削弱或变为无效或不存在。供养鱼类群体的河流自然环境的改变或丧失及人与鱼类群体的相互作用，可挑战或消除传统的和文化上重要的渔业，河流渔业不是便携式的。与河流渔业息息相关的人们，不论是个人、团体还是亚文化群的身份，一旦其身份的基础（如河流



照片5a和5b：蒂比溪是汤比格比河（美国密西西比州）的一条支流，（a）在旱节，（b）在湿季。这两幅照片都是在同一个地方拍的（美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄）

及其资源)被剥夺,则会遭受深重的社会压迫和经济压迫(Baird, 1994; Brown et al., 1996)。将适合于河流生态系统的季节性变动的渔业的焦点和技术转移到适合水库和尾水的渔业,需要培训和经验。然而,培训和获得经验需要生活和工作在一定社会的社会、经济和营养边缘的人们难以适应的时间元(time element)。这并不排除在某些地区渔民能很快适应新环境。加纳的沃尔特水库的情形似乎就是这样(Petr; pers. comm.),在非洲其它地方(如坦桑尼亚的神殿水库),有经验的渔民雇用其它地区移民来开发新资源。



照片6: 河川海鲇喜获丰收, 河川海鲇的生产是卡普阿斯河(印度尼西亚加里曼丹地区)有健康而完整的洪泛平原河流生态系统的结果(美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

2. 产量模型

从全球来看，大河生态系统是渔业激流群落的决定性资源（见Dodge，1989和文中的参考文献），Welcomme（1985）将河流的流域面积及主河道长度与渔获量联系起来，建立了大河的产量模型。

对于河流的流域面积，关系为：

$$C = 0.03A^{0.97} \quad (r = 0.91)$$

式中，C = 年产量（吨），而A = 河流流域面积（千米²）。

对于主河道的长度，关系为：

$$C = 0.0032L^{1.98} \quad (r = 0.90)$$

式中，C = 年产量（吨），而A = 河道长度（千米）。



照片7：由于没有大坝，彭亨河（马来西亚）仍然具有完整的洪泛平原河流生态系统和丰产渔业（美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄）



照片8: 在泰国与老挝共管的湄公河内捕捞无齿鱼芒 (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

图1描述在一条假定大河不同长度河道的产量估计。产量随河段长度延伸呈指数增长与系统内上游流程的连通性和累积影响有关 (“河流连续统一体概念”: Vannote et al., 1980), 还同河流生态系统的河岸、集水区及洪泛平原关联的横向流程有关 (“洪水脉冲概念”: Junk et al., 1989)。

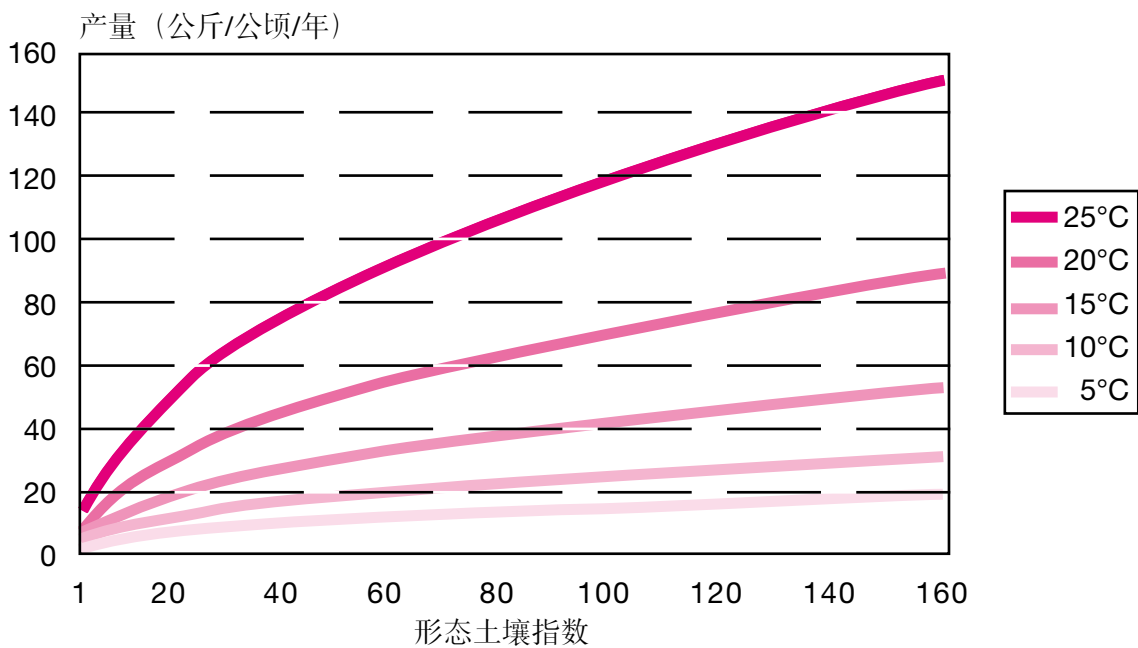


图 1. 用Schlessinger和Regier (1982) 建立的全球产量模型预测水库鱼产量:
 $\log_{10} \text{产量} = 0.044 \text{温度} + 0.482 \log_{10} \text{形态土壤指数} + 0.021$

关于湖泊系统，Ryder（1965）提出的形态土壤指数（MEI）有助于对适度捕捞的北温带湖泊的鱼产量进行一阶估计，MEI是用总溶解固体（毫克/升）的值除以水体的平均深度（米）来计算的。Jenkins（1982）成功地将这一方法应用于北美水库，然而，Jenkins（1982）追踪了过去时间的水库渔产量，并注意到产量的系统内变异性相当大。这一方差作为一给定渔业的一个特征应与其各自的量度参数（即平均产量）包括在内。然而，反映产量变动的模型并没有受到反映平均值的模型享有的注意。

MEI的简明性及其普遍良好的预报能力导致其在全球范围内应用，虽然有区域性改变。一般，MEI证明，随着水体中营养物的增加及深度下降，鱼类生产增加。Jenkins（1982）强调，关系可呈曲线，MEI中间范围内的可预测性最大，但在两端拟合性较低。Schlesinger和Regier（1982）扩展了这一模型，包括了温度效应，随后增强了其在全球范围内的应用。图2采用Schlesinger和Regier（1982）建立的模型，描述了年均温度在5°C-25°C范围的湖泊的MEI产量的理论估计值。表1估计了表面积为100-10000公顷，水深为5-15米，总溶解固体浓度为50-200毫克/升，温度为5°C、10°C及25°C的水库的鱼产量。

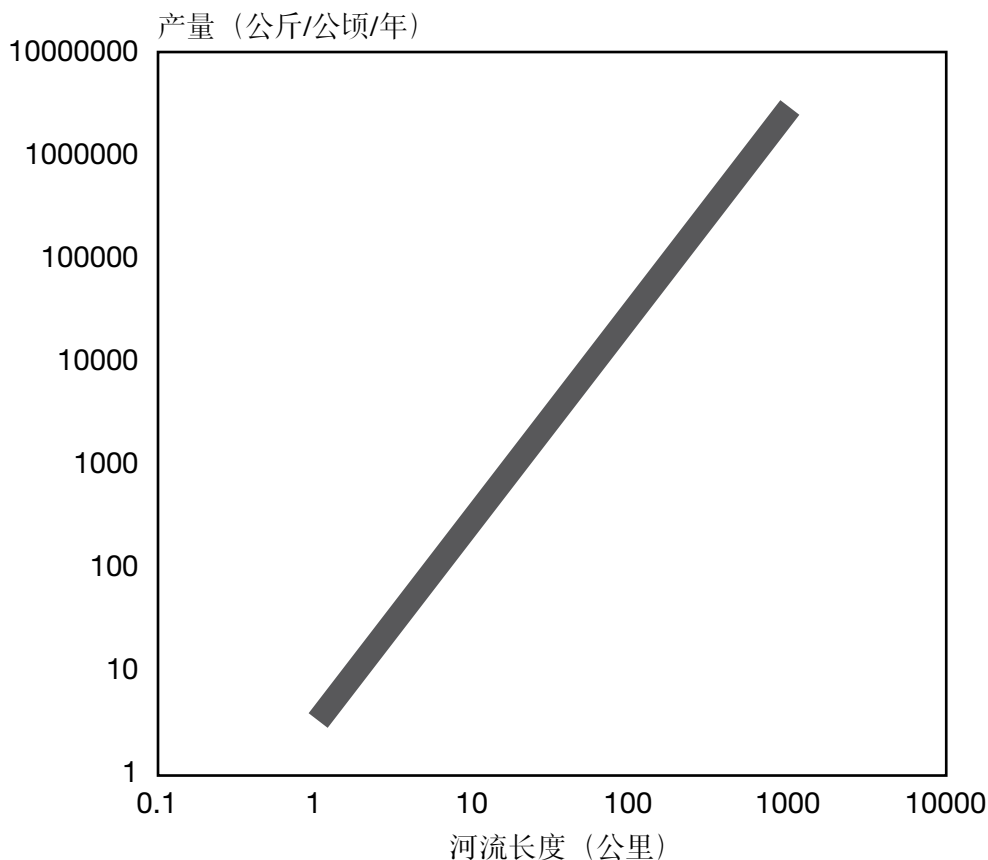


图 2. 不同长度河流的预测鱼产量（根据Welcomme1985计算的值： $C = 3.2L^{1.98}$ ，C = 产量（千克/年，L = 河流长度（千米））

表 1. 根据Schlesinger和Regier (1982)¹提出的适应全球温度的形态土壤指数计算的表面积 (公顷)、平均深度 (米)、总溶解固体 (TDS, 毫克/升) 及年平均温度 (°C) 不同的水库鱼产量的理论估计值

		年产量 (千克/年)											
		产量 (千克/公顷/年)			100 公顷			1 000 公顷			10 000 公顷		
TDS	深度	5°C	10°C	25°C	5°C	10°C	25°C	5°C	10°C	25°C	5°C	10°C	25°C
50	5	5.28	8.77	40.09	528	877	4 009	5 280	8 770	40 090	52 800	87 700	400 900
	10	3.78	6.28	28.70	378	628	2 870	3 780	6 280	28 700	37 800	62 800	287 000
	15	3.10	5.14	23.49	310	514	2 349	3 100	5 140	23 490	31 000	51 400	234 900
100	5	7.38	12.25	55.99	738	1 225	5 599	7 380	12 250	55 990	73 800	122 500	559 900
	10	5.28	8.77	40.09	528	877	4 009	5 280	8 770	40 090	52 800	87 700	400 900
	15	4.33	7.18	32.81	433	718	3 281	4 330	7 180	32 810	43 300	71 800	328 100
200	5	10.31	17.11	78.20	1 031	1 711	7 820	10 310	17 110	78 200	103 100	171 100	782 000
	10	7.38	12.25	55.99	738	1 225	5 599	7 380	12 250	55 990	73 800	122 500	559 900
	15	6.06	10.06	46.00	606	1 006	4 600	6 060	10 060	46 000	60 600	100 600	460 000

¹ \log_{10} 产量 = 0.044 温度值 + 0.482 \log_{10} 形态土壤指数 + 0.021。

由图1和表注意到, 如果将25千米的河道转变为水库环境, 估计该河流鱼产量损失1875.5千克/年。这一损失在热带 (年均温度为25°C) 理论上可由一个100公顷的水库来补偿, 与水深 (5-15米) 或TDS浓度 (50-200毫克/升) 无关。但是在温带 (10°C) 及高纬度 (5°C) 的区域, 则不能由相同面积、水深或TDS浓度的水库补偿。如果25千米的河道形成的水库的表面积为1000公顷或者更大, 那么在TDS的整个范围及所有区域的平均深度都发生补偿。可对河道长度更长、表面积更大的水库进行类似分析。例如, 100千米的河道的鱼产量损失 (29184千克/年) 可由一个表面积为1000公顷、平均深度为5米、TDS为50毫克/升的热带水库来补偿, 也可由深度超过5米、TDS浓度高于50毫克/升的水库来补偿; 但在温带和高纬度区域则需要面积更大的水库补偿损失。

根据这一简单分析, 似乎至少理论上可以假定, 水库渔业能够合理地减轻由对河流渔业的影响而遭受的损失。然而, 比较中的一个可能基本缺点是, 河流模型没有与水库模型相同的温度调节因素。此外, 河流实际大小 (宽度, 深度和坡度), 不但在生物生产方面, 而且在从事渔业的人的开发方面对产量都有一些影响。最后, 当一个人从河流的上游

开始一直进行到下游时，可能存在着对渔业的累积（正面）影响（如营养物负载较高、有机含量较高的基质、用输入的外来有机物的大小和含量表示的更大的多样性、更稳定的热况）（Vannote et al., 1980）。

关于这最后一点，再次考虑上面分析利用过的25千米的河段，通用模型估计25千米河段的渔产量为1875.5千克/年。然而，考虑到上游到下游的累积效应（表2）和采用 Welcomme（1985，第213页）建立的模型，我们注意到，在离河源50千米的距离处，一段25千米的河段的产量为9113千克/年，而在离源头下游250千米的距离处，一段25千米的河段的产量为37197千米/年。如果在离河源400千米距离处建造一座大坝并导致在该点失去一段25千米的河段，则水库需要补偿57925千克/年。对于平均深度为5米、TDS为100毫克/升及表面积略大于1000公顷的热带水库，这是可以实现的。平均深度及TDS相同的温带水库补偿河流渔产量的这一损失则需要4728公顷的表面积。尽管这个分析的距离补偿模型是为非洲河流建立的，但是它已成功地应用于其它区域中的河流（如湄公河、多瑙河及马格达莱纳河）（Welcome, 1985）。

表 2. 离河流连续统一体河源不同距离处25千米河段的估计鱼产量¹

离河源的距离（千米）	渔获量（千克/年）
50	9 113
100	16 213
150	23 248
200	30 239
250	37 197
300	44 127
350	51 036
400	57 925
450	64 798
500	71 657

¹ 根据Welcomme建立的模型计算（1985，第213页）： $x C_y = C_{x+y} - C_y$ ；式中 x = 河段的长度（在本例中为25千米）， y = 河段离河源的距离， C = 产量（千克/年）。 C_{x+y} 和 C_y 的渔获量用方程 $C = 3.2L^{1.98}$ 计算，式中 L 值分别为 $x+y$ 的长度和 y 的长度。

很大程度上取决于所讨论河流渔业的特殊性质。如果河流渔业由被坝阻挡的洄游鱼类的群体支撑，那么河流渔业可能受到严重影响。如果洄游鱼类是与海洋渔业或内海或大湖渔业有联系的溯河性产卵或降河性产卵种类，则对这些鱼类资源及其关联的渔业的负面影响可能是灾难性的。最为严重的是，资源衰退可达到鱼类群体受威胁超出关注的渔业范围的程度（即开发不再在经济上是可行的），而进入它们将从这个地球上灭绝的生物-伦理问题的领域（见Cederholm et al., 1999）。

遗憾的是，确实没有关于大坝对河流渔业的影响（正面影响或负面影响）的简单公式。显然，有水库渔业是巨大财富的情形。例如，Sugunan（1997）评述了非洲、亚洲及拉

丁美洲/加勒比海地区7个国家的小型水库渔业。他报道，罗非鱼（外来鱼类）尤其在岛国（如古巴和斯里兰卡）提高水库的鱼产量。这在河流渔业对全国总渔产量贡献在自然条件下较小的这些岛国尤其重要。他也记录了在几乎无竞争种和几乎无掠食者的情形下通过水库渔业提高产量获成功的例子。即使在河流渔业占相当大比例的国家，发展水库渔业也是有益的。例如，Sugunan（1997）报道在巴西东北部的小型水库内放养罗非鱼后，这些小型水库内的鱼产量高于那些没有放养罗非鱼的水库。在印度、泰国、巴西东北部、斯里兰卡和黑西哥干旱地带建造水库主要是为了农业灌溉，但这些水库由于发展了渔业也带来了次要利润。Sugunan（1997）文中提到的7个国家的小型水库的产量平均为165±16.3千克/公顷/年。

Marshall和Maes（1994）比较了热带不同类型水体的产量（表3）。人工管理的浅水水库的平均产量是30-150千克/公顷/年；深水水库平均为10-50千克/公顷/年；洪泛平原平均为200-2000千克/公顷/年；低流速大河平均为30-100千克/公顷/年。根据这些数据，与水库渔业的数据相比，大河渔业似乎相当好地支撑了自身的产量。另外，如果洪泛平原被包含为河流的组成成分（事实上它们是河流的组成成分），那么水库渔业，即使在很丰产的热带，按照单位面积，其产量也远远低于河流渔业。蓄水对洪泛平原的长期淹没（从而限制了移动的沿岸带），或者调节坝的泄水量后，在洪水的深度、泛滥的持续时间及季节性诸方面，下游洪泛平原都未被充分淹没，有可能导致渔业遭受重大损失。

表 3. 热带不同水系统的年鱼产力估计量（Marshall和Maes, 1994年编）

水体类型	年生产力（千克/公顷）
养鱼塘	400 - 9,300
洪泛平原	200 - 2,000
天然浅水塘	50 - 1,000
浅水湖	50 - 200
人工管理的浅水水库	30 - 150
常年性大河	110 - 300
季节性大河	up to 200
缓流大河	30 - 100
深水湖	10 - 100
深水水库	10 - 50
小河小溪	5 - 20
沼泽	5

表4从世界范围内选出的水库的产量数据。尽管这些数据存在相当大的差异，但总趋势似乎是，如果形态土壤特征相似，热带及亚热带水库的渔业生产力比温带水库的高。另外，按照单位面积，小型水库比大型水库的产量高。小型水库表面积对库容之比大于大型水库，因此，小型水库总初级生产量往往高于大型水库。初级生产量较高一般会增加渔产量。但是，如果水库遭受过多的冲洗或暴晒，则会失去这些和大小相关的效益。

表 4. 全世界若干水库的鱼产量

区域	产量 (千克/公顷/年)	参考文献
非洲:		
小型水库	329	Marshall & Maes (1994)
中型水库	80 - 90	Kapetsky (1986); van der Knapp (1994)
大型水库	27 - 65	Kapetsky (1986); Machena (1995);
		Rashid (1995); Braimah (1995)
亚洲:		
中国	127 - 152	Lu (1986)
印度		
小型水库	49.5	Sugunan (1995)
中型水库	12.3	Sugunan (1995)
大型水库	11.4	Sugunan (1995)
哈萨克斯坦	15	Petr & Mitrofanov (1998)
马来西亚	3 - 12	Ali & Lee (1995); Ali (1996)
斯里兰卡	40 - 650	Sugunan (1997)
拉丁美洲和加勒比海地区:		
巴西	2.1 - 11.5	Dos Santos & de Oliveira (1999)
		Sugunan (1997)
古巴	125	Sugunan (1997)
多米尼加共和国	29 - 75	Jackson (1985)
巴拿马		
加通水库 (巴拿马运河)	4.8 - 5.3	Bayley (1986); Maturell & Bravo (1994)
巴亚诺水库	63.2	Candanedo & D' Croz (1983)
北美和欧洲:		
奥地利 (多瑙河水系)	32	Bacalbasa-Dobrovici (1989)
独立国家 联合体	0.1 - 48.1	Karpova <i>et al.</i> (1996)
德国		
多瑙河水系	65 - 76	Bacalbasa-Dobrovici (1989)
莱茵河水系	21 - 62	Lelek (1989)
波兰 (维斯瓦河水系)	26	Backiel & Penczak (1989)
美国	24	Jenkins (1982)

以上数据的变化表明, 将世界分成几个大的区域, 就可以弄清楚大坝与其水库及其各自的河流渔业之间的关系。为便于划分, 叙述了以下几个区域 — 非洲、亚洲、澳大利亚、拉丁美洲和加勒比海地区、北美洲、欧洲和独联体的渔业状况。

3. 区域评价

3.1 非洲

Welcomme (1985) 估计, 非洲的河流和洪泛平原渔业的产量潜力在5-143千克/公顷/年之间, 中度或过度捕捞的大型水库的实际产量在27-65千克/公顷/年之间 (Kapetsky, 1986), 对于中型水库而言, 由van der Knapp (1994) 提供的实际产量估计约为80千克/公顷/年, 撒哈拉周边各种小水体的平均产量是329千克/公顷/年 (Marchall和Maes, 1994)。

Petr (1975) 阐述了与非洲水库初始高渔获量关联的因素。高渔获量主要与过去几年水位逐渐上升期间每年形成洪泛平原及在水下陆生植被上生成附着生物 (水生附着生物) 有关。5-6年内出现一次上市量高峰 (Kariba; Volta), 并与水位达到最高水库水位的年份一致。这时, 水库内的主要经济鱼类类完全不同于原来河流的经济鱼类 (渔获物以罗非鱼为主)。在蓄水较快、水位迅速泄降的水库中 (如卡因吉水库), 经济鱼类上市量第一年达到峰值, 水位迅速下降限制了罗非鱼产卵并降低了其在整个水库中扩大生活范围。在卡里巴水库, 湖棱鲱 (*Limnothrissa miodon*), 从坦噶尼喀湖引进的一种鱼, 现在已是鱼类上市量的一个重要组成部分, 没有这种鱼, 渔获量仅约为3000吨 (T. Petr, pers. comm.)。

在卡富埃峡大坝 (赞比亚) 上的卡富埃河水库, 水库表面积大、水浅有利于罗非鱼生长, 罗非鱼在商品鱼渔获量中占了大头 (Dudley, 1974)。水位波动有利于水库渔业 (尤其是有辽阔的浅水区的水库) 及该区域中河流洪泛平原渔业, 因为交替的湿-干条件逆转了因氧化和浸出而引起的营养物损失。小型水库中干旱引起的鱼类资源减少, 一旦水库重新蓄水, 则通过重新放养可以得到解决 (Mheen, 1994)。

大坝降低了非洲某些系统的总渔产量。产量的这种降低可能是暂时的, 也可能是长期的。例如, 据Lelek和El-Zarka (1973) 报道, 卡因吉水库蓄水后两年, 该系统渔获量降低了30%。对这一系统蓄水后的研究表明, 重要的经济性鱼类长颌鱼科 (Mormyridae) 的渔获量从20%左右下降到约5% (Lelek和El-Zarka, 1973; Lews, 1974), 随着该系统的稳定, 渔获量往往上升到蓄水前的水平。

Sagua (1997) 描述了吉耶尔湖 (塞内加尔的一个自然湖泊) 的情况。该湖在其自然条件下在洪泛期由塞内加尔河供水, 旱季则干涸。建坝引水入湖。该湖的鱼产量从2500吨/年上升到了3000吨/年。在干旱期来临以前, 河流及其洪泛平原的鱼产量是23500吨/年。虽然大坝控制了洪水泛滥, 但这使河流渔业损失了50%, 由于咸水的侵入, 将鱼类群体转变成海水鱼类, 该系统的年净损失11250吨鱼。

Crul和Roest (1995) 对非洲的卡因吉、卡里巴、纳赛尔/努比亚和沃尔特四大水库的渔业进行了评估, 采用各个系统的最低和最高产量估计量综合考虑, 这四个水库的平均产量是28-38千克/公顷/年, 具体的评估总结如下:

卡因吉水库

Balogun和Ibeun (1995) 阐述了卡因吉水库的渔业状况, 渔获量波动在4500-6000吨/年之间, 可折算成单产3.5-4.7千克/公顷/年。蓄水前, 尼日尔河支撑的渔业主要由长颌鱼科、琴脂鲤科及复齿脂鲤科组成。蓄水后的头两年时间里, 新形成的卡因吉水库中的“人造洪水”刺激了这些洪泛平原河流渔业资源, 尤其是琴脂鲤科和复齿脂鲤科的生产。但是此后, 这些鱼的生产下降。蓄水后, 长颌鱼科生产一直都不景气, 相反, 丽鱼科鱼类, 鲤科鱼类及 科的渔获量在蓄水前很低, 但是蓄水后明显上升, 水库沿岸带产量很高。

卡里巴水库

Machera (1995) 叙述了卡里巴水库(赞比亚/津巴布韦)的渔业状况, 中上层鱼类产量为60千克/公顷/年(如湖棱鲱*Limnothrissa miodon*)。如包括近岸渔业, 产量为30-57千克/公顷/年。

卡里巴水库被认为是鱼类生产潜力低的寡营养型水库(受氮和磷的限制), 鱼类生产大都在潜水的近岸区, 但是该水库的大部分岸线陡斜。在近岸区内, 鳄鱼的消费量相当于渔获量的10%, 渔获物组成正在向底栖鱼类, 尤其是鲇类(如赞比亚西歧须*Synodontis zambezensis*)。1989年, 津巴布韦的专业渔民近2000名, 赞比亚约1000名。津巴布韦的大多数渔民(91%)都是专职的, 而且每个渔民都用2-3张刺网捕捞。渔获物损坏率高和生产力低困扰着卡里巴水库渔业。没有描述赞比亚渔业特征的可比较资料。

纳塞尔/努比亚湖(埃及和苏丹)

Rashid (1995) 分析了纳塞尔/努比亚水库的渔业状况, 并估计产量为35-39千克/公顷/年。罗非鱼(*T. nilotica*和*T. galilaea*)占总上市量的89%。在埃及, 阿斯旺高坝(1964)拦截尼罗河蓄水形成纳塞尔/努比亚水库, 导致河流的蓄水段鱼产量上升。但是由于导致这一生产力的营养物被截留在水库中, 整个东地中海的中上层渔业下降(Ryder, 1978)。阿斯旺高坝建成后, Bernacsek (1984) 估计尼罗河下游的鱼产量是72.75千克/公顷/年。

沃尔特水库

Braimah(1985)分析了沃尔特水库的渔业。根据渔获物统计, 估计的产量为42-52千克/公顷/年, 根据形态土壤指数MEI, 则为12千克/公顷/年(Ryder et al., 1974), 由于渔获物受到水位的影响(水位低时渔获物反而较高), 罗非鱼是捕捞量的主要组成部分。

在水库水位下降期间, 收获立木作为柴薪和便于围网捕鱼。然而, 库湾中的立木对水生附着生物的生产非常重要。Braimah (1995) 估计, 被捕获鱼的52%依赖于利用这一附着生物的无脊椎动物。除去立木及过度捕捞都对鱼类群体有负面影响。

3.2 亚洲

3.2.1 东南亚

鱼类洄游是这一区域关注的基本问题。Kvernevik (1997) 认为, 马来西亚河流中的鱼类利用洄游作为一种重要的适应策略, 洄游鱼类在没有水电大坝充当障碍物的吉兰丹水系比在有4个水电大坝充当干流障碍物的霹雳河更为常见。Roberts (1995) 讨论了湄公河干流上12个水电工程的影响, 并强调这些大坝对渔业的综合影响比各个大坝影响之和还要大。Roberts指出, 湄公河上的每一座坝都会阻碍鱼类洄游。

然而, 大坝不是该区域唯一关注的河流渔业问题。例如, Roberts (1993a) 将湄公河大瀑布(老挝南部)下渔业80-90%的衰退主要归因于过度捕捞和炸鱼。Roberts (1993b) 强调, 遭受毁林的区域中的热带河流和大坝在生态上越来越脆弱, 经受不起外界的影响。泰国巴蒙大坝建造后, Roberts (1993b) 强调需要考虑与大坝有关联的产业发展及其对河流渔业的影响, 他还表示担心, 该河流中自然发生的200种鱼会被游孵化场放养入坝上水库中的25种鱼代替。

马来西亚有51座面积在10公顷(马亨大坝)和37000公顷(凯尼伊尔大坝)之间的水库(马来半岛46个; 沙巴州3个; 沙捞越州2个)和94大水系(马来半岛49个水系; 沙巴州24个水系; 沙捞越州21个水系)。Yap (1992) 报道了4条主要河流的产量: 拉让河(沙捞越州) 100千克/公顷/年; 巴兰河(沙捞越州) 142-169千克/公顷/年; 刚巴克河(雪兰



照片9: 显示水库水位迅速泄降和陡沿岸带暴露的丁明歌水库(马来西亚)的渔业生产不景气(美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)



照片10: 彭亨河一条支流的上游的游钓渔业 (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

莪州)180千克/公顷/年及霹雳河(霹雳州)11.64千克/公顷/年。Khoo et al. (1987) 报道, 马来西亚内陆捕捞渔业在该国较大水系中以鲤科鱼类及鲇科鱼类为主。近几十年中渔获量锐减可归因于包括河流调节(尤其是坝下河段抽水(D.C. Jackson, 美国密西西比州立大学, pers. observ. 1987-1980, 和1997, 1998, 1999)、污染、淤积、拦河筑坝、不合法的渔具渔法以及过度捕捞(Khoo et al., 1987)在内的多个因素综合作用的结果。在雪兰莪河, 流量从5482000米³/天减少到300000米³/天; 在沙巴州, 从巴巴贡水库的大坝泄下的水量将河流的流量减少至河流自然流量的5.5-21% (Yap, 1992)。

马来西亚霹雳河的水库系统的渔业研究已经受到了广泛关注。沿霹雳河, 水库水的蒸发量超过了来水量, 其结果可能是尾水干涸以及丧失河流鱼类生境。Khoo et al., (1987) 曾报道真德罗水库大坝阻断了原(*Probarbus julieni*)的迁移, 缩小了繁殖场和产卵场的规模。Ali (1996) 曾报道真德罗水库的生物多样性高于大坝下游河段。但是随着时间的流逝, 库区内的多样性一直在下降, 并且鱼类现存量低。该水库渔产量预计为12.2千克/公顷/年, 尽管很低, 却超过了武吉美拉水库(同一区域的黑水水库)的产量(3.7千克/公顷/年)(Ali和Lee, 1995)。对沿马来西亚霹雳河水库的淡水生物学研究表明, 浮游植物和浮游动物的现存量小, 代表种为寡营养的动物区系, 除了旱季的短暂时期外, 产量一般很低。马来西亚主要为水力发电而设计的、滞留时间短的深水水库的渔业潜力有限。

在没有筑坝的马来西亚河流(如淡美岭河, 彭亨水系)中, 对河流鱼类的需要导致过度捕捞(Tan和Hamza, University Sains, Penang, 马来西亚, 未标明日期的出版物)。由

于是国家公园的一部分，对淡美岭河上游及其主要支流提供的半保护状态，主要是为游钓渔业及支持国家公园总部附近旅游餐馆对鱼的需要，在某种程度上保护了鱼类群体（D.C. Jackson, 美国密西西比州立大学, pers. observ., 1997; 1999）。在马来西亚内陆其它地区，污染和泥沙沉积影响河流渔业，尤其在径流量增大的雨季。

凯伊尔水库，马来西亚最大的水库，面积约36000公顷，最大深度145米，平均深度37米（Yusoff et al., 1995）。该水库支撑着小规模的商业性渔业和大众喜爱的游钓渔业，产量估计约为20千克/公顷/年（Yusoff et al., 1995）。总产量如此低是因为水库深层缺氧、中上层带缺乏饵料以及湖泊性鱼类种类稀少（Yusoff et al., 1995）。鱼类过去在河流中的洄游被没有鱼梯的大坝阻隔。

Sukadi和Kartamihardja（1995）研究了印度尼西亚水库渔业。该国有23座大水库，13座主要水库的平均产量是174.5千克/公顷/年（在5.3-692.9千克/公顷/年之间）。未提供河流渔业的产量估计值，但洪泛平原环境的产量估计值在100-800千克/公顷/年之间。

3.2.2 南亚、中亚、哈萨克斯坦及中东

Sugunan（1997）报道印度河流的鱼产量在0.64-1.64吨/千米之间（平均产量为1.0吨/千米）；平均每千米河道有3.2-7.8个渔民。在恒河，产量从50.3千克/公顷/年（20世纪60年代）下降到20.0千克/公顷/年（1972），直到6.5千克/公顷/年（20世纪80年代中期），这一衰落的具体原因没有资料。基于这个数字，Sugunan（1997）断定，按照库容，印度河流对该国内陆鱼的总产量贡献不显著，尽管印度河流中下游的传统个体渔民数量很大。

Sugunan（1995）调查了整个印度的水库渔业，并对291个小水库、100个中水库和21个大水库的鱼产量进行了估计，分别为49.9千克/公顷/年、12.3千克/公顷/年和11.43千克/公顷/年。他报道，印度小水库实行补充放养，产量平均为146千克/公顷/年（在63-316千克/公顷/年之间）。

大坝对整个区域内不同水系中的河流渔业有负面影响。塞菲德河（伊朗）上建坝导致河流流量下降、水温上升以及鲟科鱼类的饵料生物的种类减少（Vladykov, 1964）。在注入中亚及哈萨克斯坦终端湖泊的河流上建水库，严重减少了这些河流内洄游鱼类的群体、促进了湖泊型鱼类的兴旺、加大了沉淀/蒸发赤字比，导致地下水及地表水的盐碱化。Sandhu和Toor（1984）注意到，胡格利河、戈达瓦里河、克里希纳河及高韦利河（印度）上的大坝、拦河坝、堰及溢流坝使鱼（Hilsa ilisha）的渔获量锐减，并且在楠格尔大坝和德尔瓦拉大坝的上游再也没有发现过两种结鱼Tor putitora和T. tor，同大坝一起建造的鱼道被当地渔民用作鱼陷阱。

印度水库的建成除了影响鲟鱼和结鱼的群体及其关联的渔业外，还对发源于喜马拉雅山脉的河流中的的雪鳟（Schizothorax）和野鲮（Labeo）以及所有主要水系中降河产卵的鳊鲃及淡水虾都有负面影响。已知对印度河流渔业最早的影响之一是因高韦利河上梅杜尔大坝（1935年）的建造而发生的。梅杜尔大坝的建造不但形成了斯坦利水库，而且完全阻止了印度鲟（Tenulosa ilisha）的洄游。在库区内，水位的变化、幼鱼补充失败及掠食导致印度四大家鱼资源减少。

Sugunan (1995) 注意到有些鱼类（如外来的罗非鱼，莫桑比克罗非鱼 *Oreochromis mossambicus*）在印度水库中生长良好，但是罗非鱼或多或少被限制在该国的热带区域。印度许多水库引进罗非鱼，导致土著鱼类的衰退和在以罗非鱼为优势种群的系统中的总产量降低。罗非鱼（尤其是莫桑比克罗非鱼 *O. mossambicus*）的一个问题是个体小型化，在小型水库尤其如此。在大型水库中，罗非鱼个体体重可达到2.5千克（平均0.5-0.7千克）（Sugunan, 1997）。对罗非鱼渔业而言，尼罗罗非鱼 *O. niloticus* 被认为是一个较好的鱼，而且没有像莫桑比克罗非鱼（*O. mossambicus*）那样有个体小型化的问题。罗非鱼深受消费者的喜爱，甚至在其价格与印度四大家鱼相同（Sugunan, 1995）。

Gill (1984) 阐述了大坝对印度旁遮普地区鱼类区系的影响。这一地区的水库渔业获得了很好的发展，巴可拉大坝和磅大坝附近的年上市量共达1800吨以上。但是给河流渔业，尤其是洄游鱼类带来了负面影响。在罗帕尔、赫里盖和菲罗兹普尔建拦河大坝限制了印度四大家鱼的洄游，尽管建有鱼道。在一年的大部分时间里，几乎没有水从水库泄入坝下河流，鱼在水池中聚集，因而更易于被渔民捕捉。为助鱼过坝而设计的鱼道被渔民用来捕鱼。

印度旁遮普地区的大坝减弱了洪水的泛滥，也影响了印度四大家鱼的繁殖，从而降低了这一地区内的鱼的总产量（Sandu及Toor, 1984）。然而，在由大坝形成的这些水库中，主要通过发展外来鱼类（鲢鱼（*Hypophthalmichthys molitrix* 占戈宾德萨格尔水库渔获量的30%以上）的群体，产生了高产渔业（Sandu和Toor, 1984）。

George (1995) 描述了巴基斯坦水电开发管理局的6座水库的渔业情况。这些水库总面积为99836公顷，在1979-1994期间，鱼产量在3.8千克/公顷/年（1985-1986）至25.6千克/公顷/年（1993-1994）之间，这个期间内的总平均鱼产量为15.2千克/公顷/年。

斯里兰卡有100条河流，其中28条是大河（流域面积大于500千米²）。但是，若将产量为18-284千克/公顷/年的洪泛平原排除在外，斯里兰卡的河流渔业微不足道，内陆渔业占全国总渔产量的20%，而这其中大部分来自水库的外来鱼类（如罗非鱼），平均产量为244千克/公顷/年（范围为40-650千克/公顷/年）（Sugunan, 1997）。斯里兰卡的产量比印度高。其原因是，一般，斯里兰卡水库中的水较浅、导电性较高，而印度水库内的竞争性鱼类多和掠食者个体大（Sugunan, 1997）。

3.2.3 中国

Lu (1986) 述评了中国水库渔业。在他报道的那个时期，水库总表面积是200万公顷（230多万公顷 — 译注）。水库鱼产量历年来很高（127-152千克/公顷/年），但这可能是精养的结果，主要放养对象为中国的四大家鱼。

中国有五大河流：黑龙江（3101千米）、黄河（5464千米）、淮河（1000千米）、长江（6300千米）和珠江（2210千米）。Dudgeon (1995) 评估了河流调节对华南渔业的影响。珠江（长江以南的最大河流）水系有40座大水库和200座小水库。渔获量在20世纪50年代达到了峰值10367吨/年）。

到20世纪80年代初期，渔获量降至6463吨/年，这可能是包括大坝的建造及运行在内的众多因数综合影响的结果。例如，鲤科鱼类的补充量显著下降，其原因就是水污染和过度捕捞，另外，大多数大坝并没有修建鱼道。1958年修建四津（音译）水电站导致鲤科种群衰退。这种衰退是河水流速降低、洄游路线受阻及水温降低综合作用的结果。鲢科鱼（如鲌鱼*Macrura reevesii*和花Clupanodon thrissa）以前要洄游至东江河上游产卵。但是由于在这条河的下游段建了5座坝，消除了这种产卵洄游。另外，这些大坝降低了鲤科鱼类，尤其是鲮鱼（*Cirrhinus molitorella*）的资源量，东江中不再有经济上可以维持的渔业。

Luo et al. (1992) 指出，三峡大坝工程将引起长江¹口以及邻近水域内的渔业转移到长江口的西北。对三峡大坝关注的另外一个焦点是长江鲟（*Acipenser dabryaus*）。没有建造便于鱼类过坝溯河洄游设施的计划。人们对这一点可能保持沉默。因为鱼类（尤其是洄游性鱼类）在长江的迁移早在1981年就被葛洲坝阻断了（Zhong和Power, 1996）。这一阻碍使中华鲟种群数量减少，部分原因是下游来水流量减少和沉积物特征改变，导致产卵成功率下降。Xin et al. (1991) 报道，葛洲坝建造后，中华鲟的成熟个体在该河流中的比例波动于13.5-78.0%之间；自1981截流以来，中华鲟种群保持了1:1的性比。因此，Xin et al. (1991) 认为葛洲坝对该种不是一个威胁。

在新安江大坝（钱塘江）和丹江口大坝（汉江）的下游，由于水温较低，鱼类产卵的时间被延迟了20-60天（Zhong和Power, 1996）。流速的降低以及流量变小导致这两座坝下游的产卵场被舍弃。水文特性的改变导致鲌鱼（一种高值鱼）在钱塘江灭绝。在钱塘江河口，淡水鱼类种类的数量从96种减少至85种，而海水鱼类种类的数量从15种上增加到80种。在新安江水库和丹江口水库的库区内，由于生境的改变使得喜激流种类减少。现在喜静水的鱼类种类在水库鱼类集群中占主导地位，然而，扩展水生生境有利于了渔业生产。蓄水后两个水库渔获量持续增长了20年，这可能是鱼类孵化场补充放养的结果。

草鱼*Ctenopharyngodon idella*、青鱼*Mylopharyngodon piceus*、鲢*Hypophthalmichthys molitrix*、鳙*Aristichthys nobilis*在中国是适应性很强的种类（Dudgeon, 1995），据报道，四大家鱼在中国水库内成功产卵（Liu et al., 1986）。其产卵场分布很广，绕坝鱼道被认为对于维持四大家鱼的群体并非必需（Yi et al., 1991）。

汉江上的丹江口大坝阻碍了鳗鲡（*Anguilla japonica*）的迁移（Liu和Yu, 1992）。这座大坝也阻碍了具有重要经济意义的鲤科鱼类的洄游。现在迁移主要是从大坝向下游的季节性洄游。总的说来，当年幼鱼的个体都在下降，草食性鱼类生长速率减缓，浮游生物食性鱼类种群小，生长缓慢，而且还注意到了食性转换（如，草鱼现在以附着藻类而非维管束植物为食，摄食软体动物的鱼类现在主要觅食贝类而非螺类）。尽管河流渔业受到了负面影响，但水库渔业却大大地发展了（估计产量为1000-1500吨/年）。

¹ 也称扬子江。

3.3 澳大利亚

Walker (1985) 对澳洲主要河流内的渔业进行了评估。澳洲东北部的大坝、堰及挡潮坝导致沿海的河流、河口和淤泥滩中的一种降河产卵洄游性鱼—尖吻鲈 (*Lates calcarifer*) 渔获量下降。澳洲东南部莱德德格河 (维多利亚州) 上的一座堰对澳洲鳗鲡 (*Anguilla australis*) 及鳟鲈 (*Gadopsis marmoratus*) 不利, 在某种程度上影响了外来鱼类—鳟 (*Salmo trutta*), 但却有利于引进的鲈鱼 (*Perca fluviatilis*)、鲤鱼 (*Cyprinus carpio*) 和丁 (*Tinca tinca*)。塔洛瓦坝 (肖尔黑文河, 新南威尔士州) 下抽水对新斑麦氏鲈 (*Macquaria novemaculeata*)、南茴鱼 (*Prototroctes maraena*) 和澳洲麦氏鲈 (*macquaria australasica*) 的种群是破坏性的。在塔斯马尼亚州, 特别是有对有重要经济意义的洄游鳗鲡而言, 采用助鱼迁移的方法建造坝堰, 还设置鱼梯帮助南乳鱼科的鱼类和七鳃鳗洄游。在墨累-达令水系, 休姆大坝下游200千米处的分水堰是鱼类的一个障碍, 堰坝导致河流适应种墨累螯虾 (*Euastacus armatus*) 被其洪泛平原适应物种小螯虾 (*Cherax destructor*) 代替。包括墨累鳟 (*Maccullochella peeli*) 及鳟鲈在内的大多数土著鱼类减少。季节性洪水周期的破坏也对当地某些鱼类的产卵和补充产生了消极影响。

近来, Walker和Thoms (1993) 调查了流量调节对墨累河下游的环境影响。以前, 墨累鳟和金鲈 (*Macquaria ambigua*) 是这条河流内的两种主要商业性渔业资源。自1950年以来, 由于蓄水区面积扩大、分流以及农业灌溉, 墨累鳟数量逐渐减少。与世界上任何大河相比, 墨累河洪泛平原每平方千米商品鱼产量最低, 然而以前却相差不大。另外, 金鲈渔获量与河水水位明显相关。墨累-达令水系中堰-水池环境的增加、年比例流量离差增加及调节总量增加, 导致物种多样性减少, 环境更有利于普通鲤之类的外来种 (Gehrke et al., 1995; Walker, 1985)。T. Petr (per. comm., 2000) 强调, 如果墨累河的商业性渔获物中包括普通鲤的话, 每千平方米的渔产量会增加相当多。

在昆士兰州, 进行水库放养来增强游钓渔业 (Petr, 1998)。需要在昆士兰州水库中进行鱼种放流, 那里的渔业主要是利用不能在水库中繁殖的种类 (如尖吻鲈) 的投放-生长-捕捞渔业。

3.4 拉丁美洲/加勒比海地区

3.4.1 南美洲

Sugunan (1997) 报道, 巴西有68800座水库, 其中面积大于10000公顷的有50个, 面积大于1000公顷的有528个。这些水库主要是用于水力发电和灌溉工程。巴西东北部的大多数小型水库易干枯。建坝机构必须保证河流的动物区系不因阻断河流而受影响, 如果需要做到这一点, 要么在上游区繁殖和放养受影响的鱼, 要么就需要修建鱼道。另外关注的问题应考虑由水文变化和大坝建造和运行引起的泥沙淤积加重和加重造成的产卵场和补充场减少。引进种 (大多数是尼罗罗非鱼 *Oreochromis niloticus* 和 *Pescada caucunda*) 在渔获物中居多数, 巴西东北部渔获物一半以上是罗非鱼。除了巴西东北部以外, 关于外来种的放养有严格的规定。

Dos Santos和de Oliveira (1999) 对巴西离玛瑙斯上游170千米、位于瓦图芒河上一个面积为2360千米²的水库进行了评估。工程建设导致鱼类生物多样性下降，引起的环境和社会变化。然而，一些鱼类在水库中繁殖，导致水库渔业发展，但产量非常低（2.1千克/公顷/年），渔业主要是开发土库丽鱼（*Cichla* sp.），年总产量估计为500吨/年。

Gomes和Miranda研究了巴西水库渔业产量低的原因，并认为气候和水文妨碍了浮游植物生产同步，从而破坏了这些系统中鱼类生产的基础。水在水库中滞留的时间被认为是一个关键因素。如果没有足够的时间，对支撑渔业有益的水华就不可能繁盛和持久。

伊泰普大坝（巴西巴拉那河）形成的库区面积达13.5万公顷，总渔获量约为1560吨/年，平均产量为11.5kg/ha/year (Sugunan, 1997)。Sugunan (1997) 报道，蓄水前在受影响的河段内有113种鱼；蓄水后约有20种鱼受到大坝的负面影响。Borghetti et al. (1994) 从伊泰普大坝的鱼道内采集鱼类，处于性腺发育成熟期的鱼的比例高（72%）表明，鱼正在进行生殖洄游。Godinho et al. (1991) 研究了蒂古科河（巴西东南部，上巴拉那流域）的鱼道效率，这个受测试的鱼道有25级台阶，长78.3米、高10.8米。在大坝形成的库区内捕获了41种鱼，这41种鱼中，鱼道中有34种，但是只有2%的鱼到达了鱼道的上半段，大多数受影响的鱼是油鲷科的鲷鱼。



照片11: 多米尼加共和国的个体渔民在水库中养殖罗非鱼（美国密西西比州立大学野生生物和渔业系 D.C. Jackson摄）

3.4.2 加勒比海地区

加勒比海地区有一些与大坝有关联的较成功的渔业项目。Sugunan (1997) 对古巴水库渔业进行了评估。鱼在古巴是一种主要的蛋白质源，但是河流以鱼产量的方式对该国的贡献很小，主要原因是由大坝、淤积及河床构造改变引起的流动状态的改变。然而，全国每年总共生产的99000吨鱼中，水库贡献了19000吨，罗非鱼和鲤鱼是水库的优势群体。28座水库的平均产量是125千克/公顷/年。Juarez-Palacios和Olmos-Tomassini (1992) 推算了1984-1988期间古巴15座最大水库的丽鱼科鱼类的产量。他们报道，产量在11.5-297.2千克/公顷/年之间（平均为134.7千克/公顷/年）。

Jackson (1985b) 进行了多米尼加共和国水库和河流的渔业评估。水库渔产量估计在29-75千克/公顷/年之间。建坝前，河流鱼类的重点是螃蟹和溯河洄游的海洋鱼类。这里有出售螃蟹的小市场，但是几乎没有河流鱼类的渔业或市场开发。全国建造水电大坝形成了放养



照片12: 鲤鱼、罗非鱼及孔雀鲈渔业在巴拿马这个高原水库发展良好（美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄）



照片13: 巴拿马福图纳水库, 其位置离上游相当远, 水深且凉, 仅支撑有限的渔业。水或许太冷, 在巴拿马其它水库放养的罗非鱼在该水库不生长 (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

大口黑鲈 (*Micropterus salmoides*) 和罗非鱼的水库和尾水, 这些鱼类数量发展迅速, 很快被当地人们认识到是支撑游钓渔业、个体渔业及自给性渔业的资源基础。当地市场已经接受了这些新的鱼类产品, 并且围绕大口黑鲈的游钓逐渐形成了旅游业。在流量得以维持的尾水区, 当地渔民捕获这两种鱼类用以维持生计。在水库中, 大部分商业性渔获物和自给性渔获物是罗非鱼。主要挑战是冰的获取、渔获物的运输及渔民在小船上捕鱼时遭遇死立木引起的安全问题。限制多米尼加共和国水库渔业的地形是陡坡、波动的水位及鱼类产卵受限制的库岸带。另外, 某些水库的下游区抽水妨碍其作为渔业资源对周围社区的贡献。

3.4.3 中美洲

在中美洲, 除沿海岸狭窄地带的河段外, 一般河流短坡度高。因此, 河流渔业历来规模很小, 即使这样已被当地人们利用当作传统渔业。水库在发展该区域的内陆渔业基础中具有重要作用。

这方面的一个很好的例子是巴拿马共和国。同加勒比海地区国家的情况一样, 内陆渔业在巴拿马共和国的发展是建立在引进外来种的基础之上的。孔雀鲈 (*Cichla ocellaris*) 在被引入查格雷河后, 很快从该河流发展到遍布巴拿马运河的主要水库, 加通水库 (Zaret和Paine, 1973)。孔雀鲈是顶端掠食者, 是高度食鱼的 (Zaret, 1979), 很快吃掉大部分土著鱼类区系并建立有益于渔业开发的群体。逐渐形成了捕捞合作社, 产量估计在

4.8-5.3千克/公顷/年 (Bayley, 1986; Maturell和Bravo, 1994)。这些合作社在渔具、地面运输和销售方面投资。另外, 没有参加合作社的渔民们在路边摆摊卖鱼。随着孔雀鲈的游钓质量被当地巴拿马人及驻扎在附近基地的美国军事人员发现, 也逐渐形成游钓渔业。导游服务业立刻接踵而至, 建立了游钓者的小规模旅游业 (D.C. Jackson, 美国密西西比州立大学, pers. observ., 1995; 1999)。

除加通水库以外, 在这个国家的内陆地区放养了孔雀鲈、普通鲤和罗非鱼。这种组合成功地巴拿马运河区以外的当地社区建立了渔业资源。尽管几乎所有的水库都位于内地高原, 但是主要由于温度的影响, 海拔较低的水库一般比海拔较高的水库的产量高 (海拔较高的水库如福图纳水库的水对热带丽鱼科鱼类来说太凉了) (D.C. Jackson, 美国密西西比州立大学, pers. observ., 1984)。



照片14: 泄放冷水的布尔肖尔斯大坝已将怀特河的渔业从一个世界级天然小口黑鲈和鲈鱼渔业转变为虹鳟的一个高产但人工“投放和捕捞”的尾水渔业 (美国阿肯色州温泉镇渔捞顾问D.B. Flynn摄)

巴拿马的一个特例是巴亚诺水库。该水库于70年代蓄水，是巴拿马最浅的大水库（Maturell, 1984）。巴亚诺水库的渔业生产力相当高（63.2千克/公顷/年，Candanedo和D'Croz, 1983），显然主要是被当地居民开发用于自给目的（D.C. Jackson, 美国密西西比州立大学, pers. observ., 1984）。建坝前，许多海洋鱼类溯河而上，但是大坝合拢后，这些鱼类中的一些成为陆封种。这些广盐性鱼类的种群在水库中逐渐衰退。现在在水库中的是罗非鱼（R. Gonzales, per. comm., 1999）。主要由于有机物分解，水质对这一低海拔水库渔业生产潜力的影响最大（Candanedo和D'Croz, 1983）。

3.5 北美洲、欧洲和独联体

在北美洲，大坝对高产水库渔业（Hall和Van Den Avyle, 1986；Miranda和DeVries, 1996）及尾水渔业的发展起决定作用（Walburg et al., 1981），但是对于洄游性种类如溯河产卵的鲑科鱼类是有问题的。Eble et al. (1989) 报道，在哥伦比亚河，捕捞和因水电大坝、灌溉及除水以外的区域资源开发对河流生境的改变和破坏极大地改变了水库，从而将溯河鱼类的年返回数量从原来的1000-1600万尾成鱼减少至250万尾。成鱼在努力到达上游产卵区的过程中，必须经过各种各样的通道和水库的静水水域；幼鱼必须向下游，通过水库，经过或越过大坝，于是发生高死亡率，渔业受到严重影响。

特别关注的是哥伦比亚河主要支流——斯内克河中的鲑和虹鳟（*Oncorhynchus* spp.）群体。在1962-1975年期间，联邦政府在这条河流上建造了四座大坝。野生鲑群体由20世纪50年代平均超过10万尾下降到1995年的1500尾（美国河流与鳟，1999）。斯内克河的四种鲑全都被列入受威胁或濒危物种名录，斯内克虹鳟（*Oncorhynchus mykiss*）被列入受威胁名录。该水系中春、夏大鳞大马哈鱼情况全面调查的结论是，在某种程度上修复坝前生态系统功能对于这些鱼类具有很高的获得恢复的几率（Nemeth和Kiefer, 1999）。这不只是一个恢复该系统的产卵鱼群的问题，还有通过分解产卵后成鱼的尸体从海洋环境将营养物输入河流环境（Piorowski, 1995；Cederholm et al., 1999）。

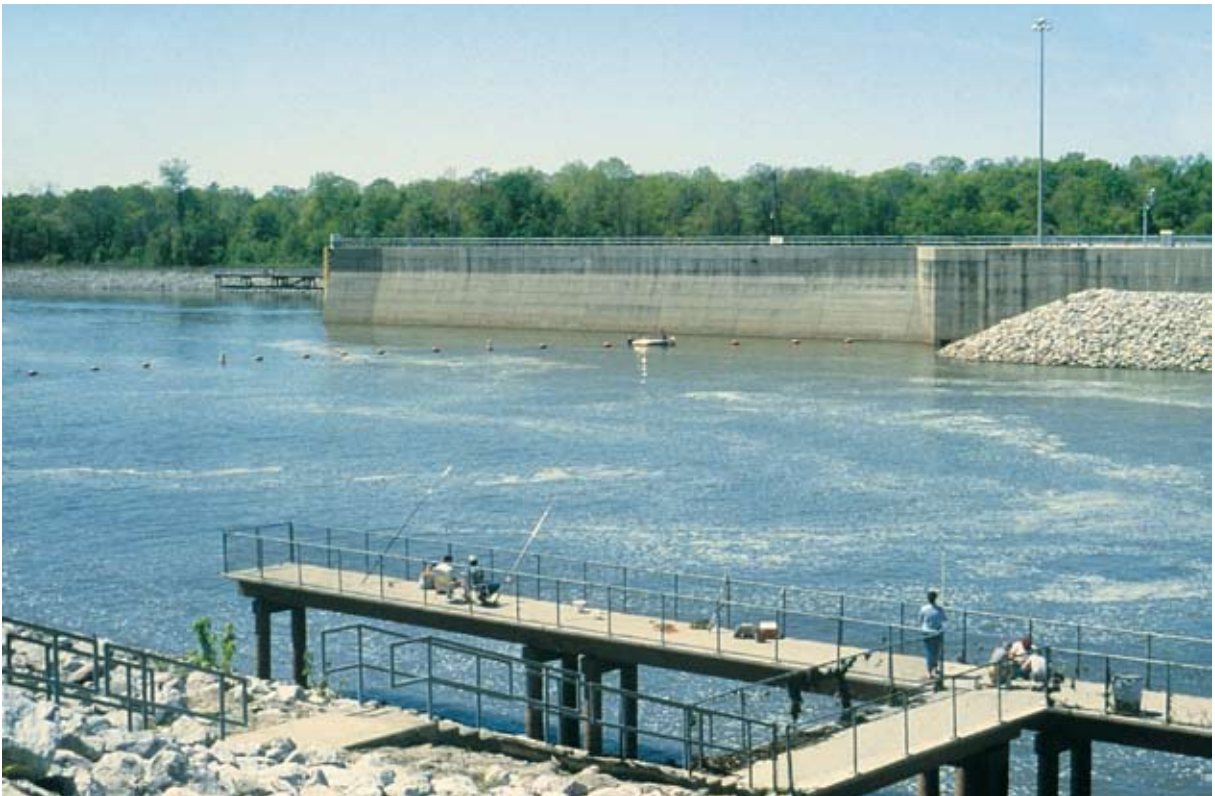
美国西北部的这些水系及其它水系引进了外来种（如小口黑鲈*Micropterus dolomieu*和斑（Fletcher, 1991；Bennett et al., 1991）。尽管这些外来鱼类尚未被垂钓民众很好地接受，而且一般认为不是商品鱼种类，但是随着（或如果）这些受影响河流中的鲑科鱼类资源继续衰退，这些外来鱼类受欢迎的程度就会增加。

在美国内陆，建坝主要是为了发电、航运和防洪。在这一方面第一批具有综合功能的河流之一是由田纳西流域管理局开发的田纳西河（Voigtlander和Pope, 1989）。在其主航道及支流上建坝蓄水。蓄水前，许多支流都有日鲈科各种鱼的游钓渔业，在海拔较高的上游河段有溪红点鲑。大坝形成的滞水环境对大口黑鲈、莓鲈属的几种鱼和其它太阳鱼（*Lepomis* spp.）及陆封的条纹狼鲈（*Morone saxatilis*）有益。围绕着这些渔业产生了一些大的社会经济企事业单位。坝下尾水区逐渐形成高产鲑科鱼——加拿大梭鲈的渔业和小口黑鲈的渔业。

在怀特河（阿肯色州及密苏里州）产生了相似的系统。那里曾经有世界级小口黑鲈的河流渔捞，现在以大口黑鲈为主的水库渔业占优势。从水电大坝泄放的深层水经高度增氧



照片15: 库萨河乔丹坝尾水区渔业发展良好 (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)



照片16: 美国陆军工兵部队建造了一座钓鱼台帮助垂钓者利用汤比格比水路上哥伦布大坝的尾水渔业 (美国密西西比州立大学野生生物和渔业系D.C. Jackson摄)

后证明对土著鱼类和无脊椎动物太凉 (Hoffman和Kilambi, 1971)。为了补偿这些温水河流渔业的损失, 引进了鳟类 (主要是虹鳟*Oncorhynchus mykiss*和鳟*Salmo trutta*) (Fry和Hanson, 1968)。峰值量泄水妨碍鳟类在尾水区真正意义上的自然产卵, 于是渔业由联邦和州的孵化场进行的放流来维持 (Baker, 1959)。鳟类在尾水区生长特别快并达到非常大的个体 (一般大于10千克)。同时, 尾水区鳟类渔业对支持整个地区经济做出显著贡献的、价值数百万美元的旅游业起的作用非常大 (Baker, 1959) (然而, 该地区仍然是这个国家最贫穷的地区之一)。例如, 在布尔肖尔斯坝下, 沿怀特河有许多为游钓垂钓者提供伙食的私有垂钓胜地。这些胜地得到当地游钓导游者的帮助, 并且在后勤上得到提供商品和服务的当地商店的支持 (D.C. Jackson, 美国密西西比州立大学, pers. observ., 1965-1999)。田纳西河形成了鳟类的尾水渔业 (Parsons, 1955)。

除了尾水渔业外, 水库中还放养了鳟。鳟生活在深水层。这种“多层”渔业同水库中的温水渔业一起可以轮捕鳟。

在美国东南部, 汤比格比河历来被认为是该国整个国家生物学上更丰富和更具多样性的河流生态系统之一 (Boschung, 1987)。这条河因田纳西-汤比格比水路的建造被完全改变成为大坝和封闭系统连接的一系列滞水池和人工渠 (Jackson, 1995)。水路修建前, 该河支撑了当地的有限渔业, 主要是鲇渔业和日鲈科渔业。随着水路的出现, 形成了几座大型水库和许多尾水区。水库水较浅, 岸线发育程度高, 对日鲈科鱼类 (主要是大口黑鲈、莓鲈和太阳鱼) 的生产有利。尾水对鲇类、莓鲈及日鲈科的黑鲈是高产的 (Jackson和Dillard, 1993), 金眼狼鲈 (*Morone chrysops*) 渔业正在发展中。在裁弯取直后的弯道 (故道), 莓鲈渔业发展良好 (Sarnita, 1991)。最终, 这些弯道因沉积过程逐渐与主河道隔绝而演变成为牛轭湖 (Jackson, 1995)。

Moffett (1949) 报道, 萨克拉门托河 (美国加利福尼亚) 沙斯塔大坝泄下的水流, 通过稳定自然环境特征, 有利于坝下河流中的鲑鳟。然而, 大坝运行引起流量减少可负面影响鱼类群体 (Bain和Boltz, 1989)。Whitley和Campbell (1974) 研究了美国密苏里河上的大坝造成的流量下降的影响, 并且证明被淹没的洪泛平原显著减少。被淹没的洪泛平原减少可导致河流-洪泛平原生态系统内鱼类群体减少 (Welcomme, 1985; Junk et al., 1989; Jackson和Ye, 2000)。在密苏里河一段长145千米的河道内, 流量调节导致洪泛区减少67%; 渔获量降低80%以上 (Whitley和Campbell, 1974)。密苏里河大坝下游捕捞量降低也可能是河床自然减少和水位波动的结果 (Hess et al., 1982)。密苏里河上的水库充当沉淀器, 泄出的清水加速了大坝下游的削减并最终能导致回水区无水。这可能导致回水区鱼产量下降及鱼处境困难。

帕斯卡古拉河 (密西西比州) 是美国大陆48个州中自然性质未改变的、最大的河流生态系统 (Dynesius和Nilsson, 1994)。它位于密西西比州, 直接流入墨西哥海湾。其主要支流之一, 布耶河在密西西比州哈蒂斯堡市附近流淌。现在有一个提案, 建议在布耶上建一、二座大坝, 主要用来增加对该市及周边地区的供水。提议修建的水库的鱼产量的第一次估计量 (采用本报告中前部分提出的模型) 表明, 拟建水库的水库渔业将补偿河

流遭受的损失。然而，布耶河中有两种列入受威胁名录的鱼，尖吻鲟 *Acipenser oxrhynchus desotoi* (Zehfuss et al., 1999) 和珍珠小鲈 *Percina aurora* (Ross, 于出版中)。1999年10月14日，D. Jackson (本章节的作者之一) 在美国密西西比州立大学召开了一个会议，以共享信息并讨论关于这条河流的蓄水问题，与会者是来自州、联邦自然资源机构、研究机关、工程和环境咨询公司、保护组织及一个当地市民团体的代表。普遍认为，渔业本身不是关键问题，但是尖吻鲟和珍珠小鲈的生存及河流生态系统的自然和生物的整体性具有国内和国际意义。代表生物学、生态学及自然资源专业的与会者的反对被认为是对在布耶河上修建蓄水工程倡议的批评。这一书一直未出版。

Lelek (1989) 报道，莱茵河的高莱茵河段（德国）的最大鱼产量为37.6 千克/公顷/年，低莱茵河段的最高鱼产量为45 千克/公顷/年。高莱茵段蓄水水库产量在21.1-61.8 千克/公顷/年，但是最高值（67.7 千克/公顷/年）与莱茵河在两个大坝之间的流动段有关。据报道，在上莱茵河段，水库产量为42.4 千克/公顷/年，而定期泛滥的回水区历史上的产量为115 千克/公顷/年。

Backied和Penczank (1989) 报道，维斯瓦河（波兰）的产量为26 千克/公顷/年。Bacalbasa-Dobrovici (1989) 报道多瑙河在德国境内的产量为65-76 千克/公顷/年，而在奥地利境内为32 千克/公顷/年。多瑙河下游的鱼总产量约为水利工程改变前多瑙河产量的一半。

Karpova et al. (1996) 阐明了独联体（前苏联）内49个水库的渔业特征。在1980-1991的12年期间，鱼产量范围从最北、最冷的水库的0.14 千克/公顷/年到乌克兰水库的48.11 千克/公顷/年。他们还注意到，中亚及哈萨克斯坦境内的水库产量相当低（平均为11.48 千克/公顷/年），这与其说与水库的生产潜力有关，毋宁说与文化当地的风俗（喜欢吃牛肉，不喜欢吃鱼）有关。

4. 结论

大坝改变了河流生态系统并且随后要求在人类和与河流生态系统有关的自然资源之间建立新的关系。我们建造大坝是因为我们感觉大坝会以能量、水源、运输、防洪、渔捞、娱乐、审美等形式给我们带来效益。然而，我们必须对生态系统及其提供的资源，还对以消费方式或别的方式与资源相互作用及在决策过程中几乎没有声音的人谨防产生骄傲情绪 (Catton和Dunlap, 1980)。从人类方面的观点看，在资源是非携带性自然资源（如河流及其鱼类群体）时，情形尤其如此。通过文化、传统、经济等与河流渔业相联系的个人将河流渔业作为其个人的身份的主要组成部分 (Brown et al., 1996; Jackson, 1991)。在影响或失去其身份的基础后，其价值和活动的重新取向可能对这些人、其所在的社区及其文化产生相当大的社会经济压力 (Barid, 1994; Broen et al., 1996)。

从鱼业的观点看，大坝及其形成的水库能有益于人类社会。然而，大坝通常改变了传统的河流渔业，有时是积极的（如尾水渔业），但更通常是消极的。一般，动物区系从河

流适应种转变为更适应于静水环境的种类，随着河流适应种从系统中消失，水库中的物种多样性通常会下降。对于具有相当高浓度的溶解固体和位于其各自河流生态系统上游的较小、较浅的水库，由河流蓄水产生的效益似乎更加明显。然而，同一河流流域内几个这样的水库能导致对下游渔业的叠加性负面影响。只要外来种在环境上是稳妥的和在文化上对于周围的人群是能接受的，引进外来种（在水库和尾水区）通常提高产量。尽管管理大坝能形成可接受的渔业，然而，如果这种管理的重点仅放在渔业上，未包含在渔业中可能受威胁或濒危的鱼类种类的特殊需要则处于被忽略的危险。

对河流渔业产量损失的补偿可能很难通过发展水库渔业来实现。鱼产量的损失还被假定是人类营养，主要是蛋白质的损失。河流越大，大坝的位置越在下游，水库渔业补偿河流渔业遭受的损失的可能性就越小。在这方面，减轻损失重点应集中在水库水面对库容之比和温度范围上。较浅的水库和热带区的补偿潜力显然高于较深的水库和更高纬度地区的补偿潜力。如果渔业的对象是洄游性鱼类群体，大坝对河流渔业及在某种情况下对海洋渔业（如溯河性鲑科鱼类）则是灾难性的。然而，也有大坝不危害河流渔业的例外，Petr（pers. comm., 2000）强调，沃尔特水库在阿科松博（加纳）的大坝离海不很远，而延伸数百千米的沃尔特水库蓄水时也一片汪洋，水却很浅，从而正面影响这一系统的渔业生产。

如果因大坝失去季节性洪水脉冲，对具有洪泛平原的河流生态系统的渔业会产生相当大的损失（Welcomme, 1985; Junk et al., 1989）。另外，由于建造大坝是为了促进社会经济发展，大坝往往会引起人们及产业部门的兴趣。接着，包括大坝在内的河流生态系统必须同污染、资源开发及获取增加、与大坝和水库对河流生态系统的物理量纲和生物量纲的直接影响无关但增加的压力作斗争。鉴于以上关注的问题，许多缺乏自然河流资源和/或河流渔业的区域（如多米尼加共和国、斯里兰卡、巴拿马共和国）往往从发展水库渔业中获取最大程度的净效益。然而，在渔捞和鱼的消费不是一个传统的文化氛围中发展渔业时，应特别小心谨慎。否则，就必须承认拦河筑坝改变河流渔业的可能性。

我们可以从一个完全不同的观点来看待河上建坝的问题。如果我们的空间尺度足够大（全球的，大陆的，或者是区域性的和生物群系），而且时间尺度足够长（几十年，几个世纪，上千年），在一条河流上建一座坝只不过是增加大气中的水蒸汽（通过水库水的蒸发，这在更干旱的环境中可能是极端，Ptre和Mitrofanov, 1998），减少长期向下流动的河流（Jackson和Dancies, 1988a和1998b; Jackson et al., 1991），干燥陆地环境，使周边地区盐碱化及改变生物能的过程（其中一些过程能够导致植物区系和动物区系灭绝）。对于这些现象中的任何一个我们都不能确定是“好”还是“不好”。它们只是反映了人类在这个星球上的活动。然而，如果我们考察的空间尺度小些，时间尺度短些（这一点我们显然不能忽视。因为我们不得不做出的决定不仅对人类的这一代和未来世代有影响而且还对现在和将来的活的水生物资源有影响），我们必须牢记，大坝及其水库虽然在某些情况下能有助于更好地养育人们并使其生计更加具有可持续性，但是如果位置不恰当，也会导致渔业明显衰落和水生物种灭绝。

倘若时间充足，地球物理力和气候力将会超过和减小大坝的自然影响，并且进化力将改变生命形态与形成环境的相互作用。在这些过程中是否将包括作为一个物种的人类，现

在不知道，我们看问题未免太短视。但是短期（一般为100年）的观点对于建造大坝是十分重要的。永远，作为一个概念，对于我们太大了。我们做设计时关心的，或我们的责任感常常不会超过3、4代人。超过3、4代，人们一定能够关心他们自己。大自然不会关心人们。能够关心（满怀希望地）并应当承担责任的是我们。

河流的整体性受到了人们对其产品的需要和来自需要过程的缓冲的挑战。作为地球的协同进化的一部分，人类利用和改造河流及其关联的资源来满足现实或察觉到的需求。我们利用河流作为探索、征服及解决人类基本需求的信息通路，我们利用河流运输货物、公用设施及废物；我们利用河流的水及能量来保护并给我们自己和我们的文明提供动力。我们对河流的使用导致了我们对它们的侵犯，人类的这些活动改变了河流怎样发挥功能及我们怎样使它们发挥功能。

现在占主导地位的意图几乎总是美好的，目的是为了推进人类文明和减轻人类的苦难。然而，在一些时候，我们必须问自己，我们是否有了充分认识后才对河流的未来做出决策，决策一旦错了会降低人类文明并增加人类的苦难。当我们沉思我们留给后代的遗产时，这些问题公正地考问我们的心。

虽然在技术、工程和科学方面受过训练，但是我们在执业时认识到，最终做出决策不能仅仅通过心理过程。人类经验的一些方面确实超越了推理与逻辑。我们发现，如果我们依赖我们的头脑，我们将在大部分时间里是正确的。然而，如果我们在决策上加上了人的良心，就能够显著地提高正确的概率。这不是低估专业的客观性，而是相反扩大了我们操作的数据库。要强调的现实是，我们是人，我们的所作所为应该像人；我们必须牢记还有其他人依靠我们。

参考文献

- Ali, A.B., 1996. Chenderoh Reservoir, Malaysia: the Conservation and Wise Use of Fish Biodiversity in a Small Flow-through Tropical Reservoir. *Lakes and Reservoirs*. In: *Research and Management*, Vol.-2:-17-30.
- Ali, A.B. and K.Y. Lee, 1995. Chenderoh Reservoir, Malaysia: a Characterization of a Small-scale, Multigear and Multispecies Artisanal Fishery in the Tropics. In: *Fisheries Research* 23: 267-281.
- American Rivers and Trout Unlimited, 1999. Dam Removal Success Stories: Restoring Rivers through Selective Removal of Dams that don't Make Sense. In: *American Rivers*. Washington D.C., 53p.-+6-figs.
- Bacalbasa-Dobrovici, 1989. The Danube River and its Fisheries. In: *Proceedings of the International Large River Symposium* (ed. D.P. Dodge). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. Ottawa, Ca.: pp. 455-468.
- Backiel, T. and T. Penczak, 1989. The Fish and Fisheries in the Vistula River and its Tributary, the Pilica River. In: *Proceedings of the International Large River Symposium* (ed. D.P. Dodge). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. Ottawa, Ca.: pp. 488-503.
- Bain, M.B. and J.M. Boltz, 1989. Regulated Streamflow and Warmwater Stream Fish: a General Hypothesis and Research Agenda. In: *U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report* 89(18): 28.
- Baird, I.G., 1994. Community Management of Mekong River Resources in Laos. In: *NAGA, the ICLARM Quarterly*. October 1994. Pp. 10-12.
- Baker, R.F., 1959. Historical Review of the Bull Shoals Dam and Norfolk Dam Tailwater Trout Fishery. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Game and Fish Commissioners* 13(1959): 229-236.
- Balogun, J.K. and M.O. Ibeun, 1995. Additional Information on Fish Stocks and Fisheries of Lake Kainji (Nigeria). In: *Current status of fisheries and fish stocks of the four largest African reservoirs: Kainji, Kariba, Nasser/Nubia and Volta* (eds R.C.M. Crul and F.C. Roest). CIFA Tech. Pap. No. 30. FAO. Rome. Pp.-1-18.
- Bayley, P.B., 1986. Fisheries Assessments in Panama Reservoirs. *FAO Consultant's Report*. FAO. Rome. p.-19.
- Bayley, P.B., 1989. Aquatic Environments in the Amazon Basin, with an Analysis of Carbon Sources, Fish Production and Yield. In: *Proceedings of the International Large River Symposium* (ed. D.P. Dodge). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. Ottawa, Ca.: pp. 399-408.
- Bayley, P.B., 1995. Understanding Large River-Floodplain Ecosystems. *Bioscience* 45(3): 153-158.
- Bennett, G. W., 1970. *Management of Lakes and Ponds*. Van Nostrand Reinhold, New York. XV + 375p.
- Bennett, D.H., J.A. Chandler and L.K. Dunsmoor, 1991. Smallmouth Bass in the Pacific Northwest: Benefit or Liability. In: *Proceedings of the First International Smallmouth Bass Symposium*. Mississippi Agricultural and Forestry Experiment Station, Mississippi State University, U.S.A (ed. D.C. Jackson). Pp.-126-135.
- Bernacsek, G.M., 1984. Guidelines for Dam Design and Operation to Optimize Fish Production in Impounded River Basins. CIFA Technical Paper No. 11. FAO. Rome. 98p.

- Boschung, H., 1987. Physical Factors and the Distribution and Abundance of Fishes in the Upper Tombigbee River System of Alabama and Mississippi, with Emphasis on the Tennessee-Tombigbee Waterway. In: Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes (eds W.J. Matthews and D.C. Heins). University of Oklahoma Press. Norman and London. Pp. 184-192.
- Borghetti, J.R., V.S.G. Nogueira, N.R.B. Borghetti and C. Canzi, 1994. The fish ladder at the Itaipu Binational Hydroelectric complex on the Parana River, Brazil. *Regulated Rivers: Research and Management* 9: 127-130.
- Braimah, L.I., 1995. Recent Developments in the Fisheries of Volta Lake (Ghana). In: Current Status of Fisheries and Fish Stocks of the Four Largest African Reservoirs: Kainji, Kariba, Nasser/Nubia and Volta (eds R.C.M. Crul and F.C. Roest). CIFA Technical Paper No. 30. FAO. Rome.
- Brown, R.B., J.R. Toth Jr. and D.C. Jackson, 1996. Sociological Aspects of River Fisheries in the Delta Region of Western Mississippi. Project Completion Report. Federal Aid to Sport Fish Restoration Project F-108. Mississippi Department of Wildlife, Fisheries and Parks. Jackson, Mississippi, U.S.A. 99p. + appendices.
- Cadwallader, P.L., 1978. Some Causes of the Decline in Range and Abundance of Native Fish in the Murray-Darling River System". *Proceedings of the Royal Society of Victoria* 90: 211-224.
- Candanedo, C. and L. D'Croiz, 1983. Ecosistema Aquatico del Lago Bayano: un Embalse Tropical. Publication Technica IRHE. Direccion de Ingenieria. Departamento de Higrometeorologia, Panama. 38p.
- Catton, W.R. Jr. and R.E. Dunlap, 1980. A New Ecological Paradigm for Post-exuberent Sociology. *American Behavioral Scientist* 24: 15-47.
- Cederholm, C.J., M.D. Kunze, T. Murota and A. Sibatani, 1999. Pacific Salmon Carcasses: Essential Contributions of Nutrients and Energy for Aquatic and Terrestrial Ecosystems. *Fisheries* 24(10): 6-15.
- Crul, R.C.M. and F.C. Roest, 1995. Current Status of the Fisheries and Fish Stocks of the Four Largest African Reservoirs; Kainji, Kariba, Nasser/Nubia, and Volta. CIFA Technical Paper No. 30. FAO, Rome. 143p.
- Dodge, D.P., 1989. Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. Ottawa.
- Dos Santos, G.M. and A.B. de Oliveira Jr., 1999. A Pesca no Reservatorio da Higreletrica de Balbina (Amazonas, Brasil). *Acta Amazonica* 29(1): 145-163.
- Dudgeon, D., 1995. River Regulation in Southern China: Ecological Implications, Conservation and Environmental Management. *Regulated Rivers: Research and Management* 11(1): 35-54.
- Dudley, R.G., 1974. Growth of *Tilapia* on the Kafue Floodplain, Zambezi: Predicted Effects of the Kafue Gorge Dam. *Transactions of the American Fisheries Society* 103: 281-291.
- Dynesius, M. and C. Nilsson, 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science* 266 (4 November 1994): 753-762.
- Eble, J.W., C.D. Becker, J.W. Mullan and H.L. Raymond, 1989. The Columbia River - Toward a Holistic Understanding. In: Proceedings of the International Large River Symposium (ed. D.P. Dodge). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. Ottawa. Pp. 205-209.
- Eschmeyer, R.W. and L.F. Miller, 1949. Fishing in TVA Tailwaters. Tennessee Valley Authority. Knoxville, Tennessee (U.S.A.). 9p.

- 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. 260p.
- Fletcher, D.H., 1991. Interspecific Impacts of Smallmouth Bass in the Northwestern United States. In: Proceedings of the First International Smallmouth Bass Symposium (ed. D.C. Jackson). Mississippi Agricultural and Forestry Experiment Station, Mississippi State University, U.S.A. Pp. 104-109.
- Flotemersch, J.E., 1996. Utilization of Crayfish by Channel Catfish in a Floodplain-River Ecosystem. Ph.D. Dissertation. Mississippi State University, U.S.A. 85p.
- Fry, J.P., 1965. Harvest of Fish from Tailwaters of Three Large Impoundments in Missouri. Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Game and Fish Commissioners 16 (1962): 405-411.
- Fry, J.P. and W.D. Hanson, 1968. Lake Taneycomo: a Cold-water Reservoir in Missouri. Transactions of the American Fisheries Society 97: 1 38-145.
- Gehrke, P.C., P. Brown, C.B. Schiller, D.B. Moffatt and A.M. Bruce, 1995. River Regulation and Fish Communities in the Murray-Darling River System, Australia. Regulated Rivers: Research and Management 11: 363-375.
- George, W., 1995. Review of fishery management in Water and Power Development Authority (WAPDA) reservoirs in Pakistan. In: Regional Symposium on Sustainable Development of Inland Fisheries Under Environmental Constraints (eds T. Petr and M. Morris). Fisheries Report No. 512 Supplement. FAO, Rome. Pp. 141-153.
- Gill, A.S., 1984. Effect of Dams and Water-ways on Fish Fauna in Rivers of Punjab. Pp. 125-126. In: Status of Wildlife in Punjab. Indian Ecological Society, Ludhiana, India.
- Godinho, H.P., A.L. Godinho, P.S. Formagio and V.C. Torquato, 1991. Fish Ladder Efficiency in a Southeastern Brazilian River. Ciencia e Cultura 43(1): 63-67.
- Gomes, L.C. and L.E. Miranda (submitted 1999). Hydrological and Climatic Factors Limiting Phytoplankton Biomass in the Upper Parana River Basin, Brazil. Hydrobiologia. (Draft manuscript available from L.E.-Miranda, Department of Wildlife & Fisheries, Mississippi State University, U.S.A.).
- Goulding, M., 1980. The Fishes and the Forest. University of California Press, Berkeley. 280p.
- Hall, G.E. and M.J. Van Den Avyle, 1986. Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, U.S.A. 327p.
- Hess, L.W., A.B. Schlesinger, G.L. Hergenrader, S.D. Reetz and H.S. Lewis, 1982. The Missouri River Study - Ecological Perspective. In: The Middle Missouri River. Missouri River Study Group (eds L.W. Hess, G.L. Hergenrader, H.S. Lewis, S.D. Reetz and A.B. Schlesinger). Pp. 287-301. Nebraska Game and Parks Commission, Lincoln, Nebraska (U.S.A.). 301p.
- Ho, S.C., 1995. Status of Limnological Research and Training in Malaysia. In: Limnology in Developing Countries (eds B. Gopal and R.G. Wetzel). International Association for Limnology. International Scientific Publications, 50-B., Pocket C., Sidhartha Extension, New Delhi. Pp 163-189.
- Hoffman, C.E. and R.V. Kilambi, 1971. Environmental Changes Produced by Cold-water Outlets from three Arkansas Reservoirs. Arkansas Water Resources Research Center, University of Arkansas, Fayetteville, Arkansas (U.S.A.). Publication 5. 169p.

- Holcik, J. and I. Bastl, 1977. Predicting Fish Yield in the Czechoslovakian Section of the Danube River Based on the Hydrological Regime. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 62(4): 523-532.
- Jackson, D.C., 1985a. The Influence of Differing Flow Regimes on the Coosa River Tailwater Fishery below Jordan Dam. Doctoral Dissertation. Auburn University, Alabama (U.S.A.). 102p.
- Jackson, D.C., 1985b. Final Report on Inland Fisheries and Fisheries Administration in the Dominican Republic. Inter-American Dev. Bank, Washington, D. C. SEA-BID Contract No. 585/SF-DR-ATP. 83p.
- Jackson, D.C., 1991. Social and Cultural Values of Turbid, Warmwater Streams and their Fisheries in the Southeastern United States. In: *Proceedings of the Warmwater Fisheries Symposium I* (eds J.L. Cooper and R.H. Hamre). U.S.D.A. Forest Service General Technical Report RM-207. Pp. 169-174.
- Jackson, D.C., 1995. Distribution and Stock Structure of Blue Catfish and Channel Catfish in Riverine Macrohabitats of the Tennessee-Tombigbee Waterway. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 845-853.
- Jackson, D.C. In press. Distribution Patterns of Channel Catfish (*Ictaluridae: Ictalurus punctatus*) in the Yalobusha River Floodplain River Ecosystem. In: *Proceedings of the Seventh International Symposium on the Ecology of Fluvial Fishes* (eds P. Hickley and H. Tompkins). Polish Archives of Hydrobiology.
- Jackson, D.C. and W.C.D. Davies, 1988a. The Influence of Differing Flow Regimes on the Tailwater Fishery below Jordan Dam (Coosa River, Alabama). *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 40(1986): 36-46.
- Jackson, D.C. and W.D. Davies, 1988b. Environmental Factors Influencing Summer Angler Effort on the Jordan Dam Tailwater. *North American Journal of Fisheries Management*. Vol. 8: 305-309.
- Jackson, D.C. and J.R. Dillard, 1993. Sport Fisheries Exploitation in Riverine Sections of the Tennessee-Tombigbee Waterway. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 45(1991): 333-341.
- Jackson, D.C., A.V. Brown and W.D. Davies, 1991. Zooplankton Transport and Diel Drift in the Jordan Dam Tailwater during a Minimal Flow Regime. *Rivers*. Vol. 2(3): 190-197.
- Jackson, D.C. and Q. Ye, 2000. Riverine Fish Stock and Regional Agronomic Responses to Hydrological and Climatic Regimes in the Upper Yazoo River Basin. In: *Proceedings of the Symposium on Management and Ecology of River Fisheries* (ed. I. Cowx). The University of Hull International Fisheries Institute. Blackwell Science. London, United Kingdom. Pp. 242-257.
- Jenkins, R.M. 1982. The Morphoedaphic Index and Reservoir Fish Production. *Transactions of the American Fisheries Society* 111: 133-140.
- Juarez-Palacios, J.R. and M.E. Olmos-Tomassini, 1992. Tilapia in capture and culture-enhanced fisheries in Latin America. Pp. 244-273. In: *Papers contributed to the Workshop on Tilapia and Culture-Enhanced Fisheries in the Indo-Pacific Fishery Commission Countries* (ed. E.A. Baluyut). Fisheries Report No. 458 Supplement. FAO, Rome.
- Junk, W.J., P.B. Bayley and R.E. Sparks, 1989. The Flood Pulse Concept in River-floodplain Systems. In: *Proceedings of the International Large River Symposium* (ed. D.P. Dodge). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. Ottawa. Pp. 110-127.
- Kapetsky, J.M. 1986. Management of Fisheries on Large African Reservoirs - an Overview. In:

Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80's. American Fisheries Society (eds G.E. Hall and M.J. Van Den Avyle). Bethesda, Maryland, U.S.A. Pp. 28-38.

Karpova, E.I., T. Petr and A.I. Isaev, 1996. Reservoir fisheries in the countries of the Commonwealth of Independent States. Fisheries Circular No. 915, FAO, Rome.

Khoo, K.H., T.S. Leong, F.L. Soon, S.P. Tan and S.Y. Wong, 1987. Riverine Fisheries in Malaysia. Archiv fuer Hydrobiologie. Beiheft. 28: 261-268.

Kvernevik, T., 1997. Movement Patterns of Fishes in Malaysian Rivers: Effects of Migration Barriers on Community Structure. Master's thesis. University of Oslo (Norway). 110p.

Lelek, A., 1989. The Rhine River and some of its Tributaries under Human Impact in the Last Two Centuries. In: Proceedings of the International Large River Symposium (ed. D.P. Dodge). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106. Ottawa. Pp. 469-487.

Lelek, A. and S. El-Zarka, 1973. Ecological Comparison of the Pre-impoundment and Post-impoundment Fish Fauna of the River Niger and Kainji Lake, Nigeria. In: Man-made Lakes: their Problems and Environmental Effects (eds W.C. Ackerman, G.F. White and E.B. Worthington). Geophysical Monograph 17, American Geophysical Union, Washington, D. C. Pp. 655-660.

Lewis, D.S.C., 1974. The Effects of the Formation of Lake Kainji (Nigeria) upon the Indigenous Fish Population. Hydrobiologia 45(2-3): 281-301.

Liu, J.K. and Z.T. Yu, 1992. Water Quality Changes and Effects on Fish Populations in the Hanjiang River, China, Following Hydroelectric Dam Construction. Regulated Rivers: Research and Management. 7(4):-359-368.

Liu, L.H., G.X. Wu, W.X. Cao and Z.L. Wang, 1986. Studies on the Ecological Effect on Spawning of the Black Carp, the Grass Carp, the Silver Carp and the Bighead Carp in the Changjiang River after Construction of the Gezhouba Hydroelectric Project. Acta Hydrobiologica Sinica. 10(4): 353-364.

Lu, X., 1986. A Review of Reservoir Fisheries in China. FAO Fisheries Circular No. 803. Rome. 37p.

Luo, B., P. Xue, J. Lu and S. Huang, 1992. Impact of the Three Gorges Project on the Fishery of the Changjiang River Estuary and Adjacent Waters. Studia Marina Sinica 33:341-351. (In Chinese with English abstract).

Machena, C., 1995. Recent Developments in the Fisheries of Lake Kariba (Zambia/Zimbabwe). In: Current Status of Fisheries and Fish Stocks of the Four Largest African Reservoirs: Kainji, Kariba, Nasser/ Nubia and Volta (eds R.C.M. Crul and F.C. Roest). CIFA Techn. Pap. No. 30. FAO, Rome. Pp-41-79.

Maheen, H.W. van der, 1994. Practical Aspects of Stocking Small Water Bodies: an Example from Zimbabwe. CIFA Technical Paper No. 28. FAO, Rome. 40p.

Marshall, B. and M. Maes, 1994. Small Water Bodies and their Fisheries in Southern Africa. CIFA Tech. Pap. No. 29. FAO, Rome. 68p.

Maturell, J.C., 1984. Recopilación sobre las Características Generales y Potencial Pesquero de los Embalses Gatun, Alajuela y Bayano en la República de Panama. Dirección Nacional de Acuicultura, Ministerio de Desarrollo Agropecuario, Panama. 8p.

Maturell, J.C. and R. Bravo, 1994. Cambios en las Pesquerías y la Ecología de los Lagos Gatun y Alajuela. Regional Symposium on Reservoir Fisheries of Latin America. Comisión de Pesca Continental Para America Latina. Havana, Cuba. 17p. + 15 figs.

- Miller, L.F. and C.J. Chance, 1954. Fishing in the Tailwaters of T.V.A. Dams. *Progressive Fish-Culturist* 16(1): 3-9.
- Miranda, L.E. and D.R. DeVries (eds), 1996. *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management*. American Fisheries Society Symposium 16. Bethesda, Maryland U.S.A..
- Moffett, J. W. 1949. The first four years of king salmon maintenance below Shasta Dam, Sacramento River, California. *California Fish and Game*. 35: 77-102.
- Nemeth, D.J. and R.B. Kiefer, 1999. Snake River Spring and Summer Chinook Salmon - the Choice for Recovery. *Fisheries*. 24(9): 16-23.
- Nielsen, L.A., 1993. History of Inland Fisheries Management in North America. In: *Inland Fisheries Management in North America*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland (eds C.C. Kohler and W.A. Hubert). Pp 3-31.
- Parsons, J.W., 1955. The Trout Fishery of the Tailwater below Dale Hollow Reservoir. *Transactions of the American Fisheries Society*. 85: 75-92.
- Pasch, R.W., Hackney, P.A. and J.A. Holbrook II, 1980. Ecology of Paddlefish in Old Hickory Reservoir, Tennessee, with Emphasis on First-year Life History. *Transactions of the Am. Fish. Society*. 109(2):157-167.
- Petr, T., 1975. On Some Factors Associated with the Initial High Fish Catches in New African Man-made Lakes. *Archiv fuer Hydrobiologie*. 75(1): 32-49.
- Petr, T., 1998. Review of the administration and of benefits from fishery enhancements in Australia. Pp. 65-78 In: *Inland fishery enhancements* (ed. T. Petr). FAO Fish. Tech. Pap. No. 374. FAO, Rome.
- Petr, T. and V.P. Mitrofanov, 1998. The Impact on Fish Stocks of River Regulation in Central Asia and Kazakhstan. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 3: 143-164.
- Piorkowski, R.J., 1995. *Ecological Effects of Spawning Salmon on Several Southcentral Alaskan Streams*. Ph.D. Dissertation. University of Alaska, Fairbanks.
- Rashid, M. M., 1995. Some Additional Information on Limnology and Fisheries of Lakes Nasser (Egypt) and Nubia (Sudan). In: *Current Status of Fisheries and Fish Stocks of the Four Largest African Reservoirs: Kainji, Kariba, Nasser/Nubia and Volta* (eds R.C. Crul and F.C. Roest). CIFA Technical Paper No. 30. FAO, Rome. Pp. 81-109.
- Roberts, T., 1993a. Artisanal Fisheries and Fish Ecology below the Great Waterfalls of the Mekong River in Southern Laos. *The Natural History Bulletin of the Siam Society*. 41: 31-62
- Roberts, T., 1993b. Just another Dammed River? Negative Impacts of Pak Mun Dam on Fishes of the Mekong Basin. *The Natural History Bulletin of the Siam Society*. 41: 105-133.
- Roberts, T.R., 1995. Mekong Mainstream Hydropower Dams: Run-of-the-river or Ruin-of-the-river. *The Natural History Bulletin of the Siam Society*. 43: 9-19.
- Ross, S.T. In press. *Inland Fishes of Mississippi*. University Press of Mississippi. Jackson, Mississippi (U.S.A.).
- Rutherford, D.A., W.E. Kelso, C.F. Bryan and G.C. Constant, 1995. Influence of Physico-chemical Characteristics on Annual Growth Increments of Four Fishes from the Lower Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society*. 124: 687-697.
- Ryder, R.A., 1965. A Method for Estimating the Potential Fish Production of North-temperate Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*. 94: 214-218.

- Ryder, R.A., S.R. Kerr, K.H. Loftus and H.A. Regier, 1974. The Morphoedaphic Index, a Fish Yield Estimator - Review and Evaluation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 31: 663-688.
- Ryder, R.A., 1978. Fish Yield Assessment of Large Lakes and Reservoirs - a Prelude to Management. In: *Ecology of Freshwater Fish Production* (ed. S.A. Gerking). Blackwell Scientific Publications, London, United Kingdom. Pp 403-423.
- Sagua, V.O., 1997. The Contribution of Fisheries in Man-made Lakes and Irrigation Dams to Food Security in the Sahelian zone. CIFA/PD:S/97/2. FAO, Rome. 48p. + 2 figs.
- Sandhu, J.S. and H.S. Toor, 1984. Effects of Dams and Fishways on Fish Fauna with Special Reference to Punjab. In: *Status of Wildlife in Punjab*. Indian Ecological Society, Ludhiana, India. Pp. 117-124.
- Sarnita, A.S., 1991. Characteristics of White Crappie Stocks in Selected Stream Reaches below Aberdeen and Columbus Dams, Tennessee-Tombigbee Waterway, and their Management Implications. Ph.D. Dissertation. Mississippi State University, U.S.A. 147p.
- Schlesinger, D.A. and H.A. Regier, 1982. Climatic and Morphoedaphic Indices of Fish Yields from Natural lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*. 111: 141-150.
- Sparks, R.E., 1995. Need for Ecosystem Management of Large Rivers and their Floodplains. *Bioscience*. 45: 168-182.
- Sugunan, V.V., 1995. Reservoir Fisheries in India. FAO Fish. Tech. Pap. No. 345. Rome. 423p.
- 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. p 149.
- Sukadi, M.F. and E. S. Kartamihardja, 1995. Inland fisheries management of lakes and reservoirs with multiple use in Indonesia. In: *Regional Symposium on Sustainable Development of Inland Fisheries Under Environmental Constraints* (eds T. Petr and M. Morris). Fisheries Report No. 512 Supplement. FAO, Rome. Pp. 101-111.
- Tan, E.S.P. and J. Hamza (undated). Game Fishes of Taman Negara. School of Biological Sciences, Universiti Sains Malaysia, Penang, Malaysia.
- Thorp, J.H. and M.D. DeLong, 1994. The Riverine Productivity Model: an Heuristic View of Carbon Sources and Organic Processing in Large River Ecosystems. *Oikos*. 70(2): 305-308.
- Tolmazin, D., 1979. Black Sea - Dead Sea. *New Scientist*. 84: 767-769.
- Turner, D.W. and W.L. Cornelius, 1989. The 1988 Version of Four National Reservoir Research Data Bases. FWS-14-16-0004-928. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Van der Knapp, M., 1994. Status of Fish Stocks and Fisheries of 13 Medium-sized African Reservoirs. CIFA Tech. Pap. No. 26. FAO, Rome. 107p.
- Vannote, R.L., G.M. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell and C.E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37: 130-137.
- Vladykov, V.D., 1964. Inland Fisheries Resources of Iran, Especially of the Caspian Sea with Special Reference to Sturgeon. Report No. 1818. FAO, Rome. 51p.
- Voigtlander, C.W. and W.L. Poppe, 1989. The Tennessee River. In: *Proceedings of the International Large River Symposium* (ed. D.P. Dodge). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 106. Ottawa. Pp. 372-384.

- Walburg, C.H., J.F. Novotny, K.E. Jacobs, W.D. Swing and T.M. Campbell, 1981. Water Quality, Macroinvertebrates and Fisheries in Tailwaters and Related Streams: an Annotated Bibliography. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Technical Report E-81-8. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi (U.S.A.). 200p.
- Walker, K.F., 1985. A Review of the Ecological Effects of River Regulation in Australia. *Hydrobiologia*. 125: 111-129.
- Walker, K.F. and M.C. Thoms, 1993. Environmental Effects of Flow Regulation on the Lower River Murray, Australia. *Regulated Rivers: Research and Management*. 8: 103-119.
- Welcomme, R.L., 1976. Some General and Theoretical Considerations on the Fish Yield of African Rivers. *J. Fish Biol.* 8: 351-364.
- Welcomme, R.L., 1985. River Fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 262. FAO, Rome. 330p.
- Welcomme, R.L., 1986. The Effects of the Sahelian Drought on the Fishery of the Central Delta of the Niger River. *Aquaculture and Fisheries Management*. 17: 147-154.
- Whitley, J.R. and R.S. Campbell, 1974. Some Aspects of Water Quality and Biology of the Missouri River. *Transactions of the Missouri Academy of Science*. 8: 60-72.
- Xin, D., D. Zonglin and C. Mingyan, 1991. Spawning Population Characteristics of *Acipenser sinensis* in Yangtze River just below Gezhouba Dam, in Williot, P. (ed) Proceedings of the First International Symposium on Sturgeon. Bordeaux (Gironde, France). Pp. 235-242.
- Yap, S.Y., 1992. Inland Capture Fisheries in Malaysia. In: Indo-Pacific Fishery Commission, Country Reports presented at the fifth session of the Indo-Pacific Fishery Commission Working Party of Experts on Inland Fisheries, Bogor, Indonesia, 24-29 June 1991 and Papers contributed to the Workshop on Tilapia in Capture and Culture-Enhanced Fisheries in the Indo-Pacific Fishery Commission Countries, Bogor, Indonesia, 27-29 June 1991 (ed. E.A. Baluyut). Pp. 25-46. FAO Fish. Rep. No. 458, Suppl. FAO, Rome, 1992. 281p.
- Ye, Q., 1996. Riverine Fish Stock and Regional Agronomic Responses to Hydrologic and Climatic Regimes in the Upper Yazoo River Basin. Ph.D. Dissertation. Mississippi State University U.S.A. 99p.
- Yi, B., Z. Yu, Z. Liang and S. Shen, 1991. Distribution, Natural Conditions and Breeding Production of the Spawning Grounds of Four Famous Freshwater Fishes on the Main Stream of the Changjiang River, in Proceedings of the Fourth Chinese Oceanological and Limnological Science Conference. Science Press. Beijing, China. Pp. 181-190.
- Yusoff, F.M., M.Z. Zaidi and M.A. Ambak., 1995. Fisheries and environmental management of Lake Kenyir, Malaysia. Pp. 112-128. In: Regional Symposium on Sustainable Development of Inland Fisheries Under Environmental Constraints (eds T. Petr and M. Morris). FAO Fish. Rep. No. 512. FAO, Rome.
- Zaret, T.M., 1979. Predation in Freshwater Fish Communities. In: Predator-Prey Systems in Fisheries Management (ed. H. Clepper). Sport Fishing Institute. Washington, D.C. Pp. 135-143.
- Zaret, T.M. and R.T. Paine, 1973. Species Introductions in a Tropical Lake. *Science*. 182: 449-455.
- Zehfuss, K.P., J.E. Hightower and K.H. Pollock, 1999. Abundance of Gulf Sturgeon in the Apalachicola River, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society*. 128: 130-143.
- Zhong, Y. and G. Power, 1996. Environmental Impacts of Hydroelectric Projects on Fish Resources in China. *Regulated Rivers: Research and Management*. 12: 81-98.

致谢

We acknowledge with thanks the valuable assistance of Ms Kelly McCoy (Mississippi State University) and Dr Qifeng Ye (South Australia Fisheries Research Station) in locating and assimilating literature.

环境问题、大坝与鱼类洄游

Michel Larinier

流体力学研究所

Avenue du Professeur Camille Soula, 31400

法国图卢兹

全文概要

鱼类种群高度依赖于支撑其所有生物学功能的水生生境。洄游性鱼类在其生活史的繁殖、幼鱼培育、生长及性成熟等主要阶段需要不同的环境。河海洄游鱼类的生命周期部分在淡水中，部分则在海水中：溯河产卵鱼类的生殖在淡水中发生，而降河产卵鱼类洄游到海洋中繁殖，在淡水中觅食。还必须考虑整个生命周期在河流系统的内陆水域中完成的河湖洄游性种类的洄游。

拦河筑坝会阻断或延迟鱼类的溯河洄游，从而对在其生命周期的某些阶段依赖于沿河流连续统一体纵向迁移的鱼类的衰退及甚至灭绝起作用。鱼类在降河洄游期间经过水力涡轮机或翻越泄洪道时产生的死亡率是很高的。已有的经验表明，与降河洄游有关联的问题也可能是影响溯河洄游或降海洄游鱼类群体的一个重要因素。大坝引起的生境的丧失或改变、流量改变、水质和水温改变、掠食压力增大及洄游延迟都是值得注意的问题。

溯河性鱼类及河湖洄游鱼类通过障碍物的溯河通道可通过水池式鱼道、丹尼尔鱼道、有自然特征的旁路水道、升鱼机或鱼闸、集运设施这几种类型的鱼路来提供。欧洲、日本、新西兰和澳大利亚仅建成了降河产卵鱼类，即鳗鲡的少数专用鱼道。

溯河性鱼类通道设计的关键是鱼道入口的位置及吸引流，这要考虑洄游期间河流的流量和目标种相对于坝基处流动类型的行为。一些位置可能需要几个入口和几条鱼道。

降河洄游问题远没有与溯河洄游有关的问题研究得那么深入或考虑得那么充分。防止鱼进入涡轮机的公认降河通道技术是与表面旁路毗连的物理栅栏、角铁架及隔栅。未证明行为引导装置（光、声、电吸引或排斥）在宽范围条件下成功进行，因而认为它仍属于实验性。

本文评述了全世界大坝的鱼类设施使用现状，考察了北美洲、西欧、东欧、拉丁美洲、非洲、新西兰、及亚洲（包括日本）的主要目标种。

鱼道失败最常见的原因包括：缺乏吸引流、入口位置不当、维护不充分、鱼道内的水力条件（流态、流速、湍流度和曝气水平）不适合于目标种。

可以认为，在北美洲和欧洲，仅包括鲑科鱼类（如大西洋鲑和太平洋鲑、海洋洄游性鳟）和鲱科鱼类（如美洲西鲱，欧洲西鲱、灰西鲱，篮背鲱）在内的几种溯河性种类的溯河通道技术非常发达。

现在急需更可靠的生物学信息（如洄游期、游泳能力、洄游行为），急需进行其它土著鱼类的过鱼（溯河和降河）研究。

鱼道的效用是一个定性概念，其要点是检查洄游期间，在观察的环境条件范围内，鱼道能否让所有的目标种通过。效率可通过肉眼观察，诱捕，视频监控等来测量。

鱼道的效率是对其性能的一个较为量化的描述。它可定义为大坝附近现存群体那时进入并在可接受时间长度内成功通过鱼道的比例。深入了解鱼道效率的方法比深入了解其效用的方法复杂得多。标志技术和遥测技术是评定鱼道总效率和洄游路上各种大坝的累积效应的重要技术。

必须根据所追求的生物学目标来定义一个特定位置的目的效用。因此，这与所研究的种类、河上障碍物的数量及洄游路线上障碍物的位置有关。

对洄游种类，尤其对发展中国家的洄游种类几乎一无所知，不应成为对大坝无所作为的借口。由于缺乏洄游种类方面的可靠知识，鱼道应尽可能设计成通用型并易于改建。在对象为多种洄游鱼类时，一些鱼道如有连续水池的垂直式狭槽鱼道比另一些鱼道适应性强。必须安装监测鱼道的装置，这一监测过程使鱼道能够得到评估，并且这样获得的反馈信息可用于同一区域范围的其它鱼道工程。

对于高坝，如果对多种鱼的游泳能力、洄游行为和种群大小的变异性都知之甚少，最好刚开始将减轻的研究计划集中在鱼道下部，即至少在初始阶段建造包括入口、补充吸引流和可用来捕鱼、随后将鱼运往上游的暂养池在内的集鱼系统并使之最佳化。

鱼道的设计需要多学科研究。工程师、生物学家及管理者们必须密切合作，必须对过鱼设施进行系统评价。必须记住，鱼道技术在该术语的最初意义上是以实验为基础的，即依据从经验中获得的反馈信息，在系统地评估了鱼道效用及有义务提供监测结果的国家里鱼类通过技术取得了非常显著的进展。

我们决不应该看不到鱼道效用的限度。除了与鱼类通过障碍物有关的问题外，还有大坝的间接影响。这些间接影响如流量、水质改变、掠食增多和上、下游生境急剧变化都证明具有重要意义。应在比鱼类通过严格方面宽得多的范围保护一特定大坝的洄游种类。

1. 鱼类洄游

鱼类种群高度依赖于支持其全部生物学功能的水生生境的特征。这种依赖性在生殖、幼鱼培育、生长和性成熟等生活史的主要阶段要求不同环境的洄游鱼类非常明显。为了继续生存物种不得不从一个环境迁移到另一个环境。

通常根据鱼类在其生活史的某些阶段处理不同盐度水的能力对鱼类进行分类（McDowall, 1988）。

河湖洄游性鱼类的整个生活史都在一个水系的淡水中发生（Northcote, 1998）。可按从几米到数百千米不等的距离区分生殖区和索饵区。

河海洄游鱼类的生活史部分在淡水中，部分在海水中发生，生殖区与索饵区相距数千千米。

河海洄游鱼类可分为两个不同的类群：

- **溯河性产卵鱼类**（如鲑），其生殖在淡水中发生，生长阶段则在海洋中。返回到淡水是为了生殖。
- **降河性产卵鱼类**（如鳗鲡）的生活史却相反，洄游到海是为了生殖，返回到淡水则是一种出于营养目的的建群。降河洄游比溯河洄游不常见得多。

溯河性鱼类能识别其出生的河流流域并返回到那里生殖，误差率很低，这一返回其出生河流（“回家”）的现象主要依赖于嗅觉对河流的识别。因此，每个流域都有一个其自身的、是一个惟一单位的群体。

不定向洄游种类（如鲱）部分生活史在淡水中度过，部分生活史在海水中度过，其洄游不是为了生殖，一般与索饵和/或寻求庇护有关联。

生活在淡水中的鱼类约有8000种，另外12000种生活在海洋中，在淡水和海水间定期迁移的鱼类约有120种（Cohen, 1970）。

2. 大坝对鱼类群落的影响

修建一座大坝一般都会对鱼类种群有重要影响，洄游和鱼类的其它活动可能被终止或延迟；鱼类生境的质量、数量及可进入性都可能受到影响，而鱼类生境的质量、数量及可进入性在种群可持续性中起着重要作用。鱼类在穿过水力涡轮机或越过泄洪道期间会遭受严重伤害。泄水方式或水质的改变也可能对鱼类有间接影响。对洄游鱼类上、下游掠食增强也与大坝有联系，由于大坝的存在，鱼被延迟和集中于此，生境变得对某些掠食性种类更有利。



照片1: 哥伦比亚河 (美国) 上邦纳维尔大坝鸟瞰图 (Larinier摄)



照片2: 古埃河 (法国布列塔尼) 上的古埃大坝阻挡了鲑的洄游 (Larinier摄)

2.1 溯河洄游

筑坝对鱼类种群的主要影响之一是溯河洄游性种类的衰退。大坝阻挡了索饵区与生殖区间的洄游。在河流或其坝下游的支流中没有产卵场时，这种影响可以变得非常严重，导致物种灭绝。



照片3: 2001年仍在施工中的44米高的卡利甘达基“ A ”型水电大坝（尼泊尔），阻断了当地鱼类如结鱼（*Tor sp.*）和鱼丕（*Bagarius bagarius*）到达其上游重要产卵场（Marmulla摄）

自19世纪以来，法国境内河海洄游鱼类资源持续衰退。在大多数情况下，衰退的主要原因是筑坝阻碍了鱼类自由畅通的溯河洄游，这些阻碍物对溯河产卵鱼类（尤其是大西洋鲑和欧洲西鲑）的负面影响比主要河流中的水污染、过度捕捞及生境破坏所带来的负面影响严重得多。阻碍物是鱼类（莱茵河，塞纳河及加龙河中的鲑）整个群体灭绝或某一种鱼被封闭在某一河流流域的非常受限制的区域（卢瓦尔河中的鲑，加龙河或罗纳河等中的西鲑）的原因（Porcher和Travade, 1992）。鲟鱼资源特别受到伏尔加河、顿河及高加索河上水电大坝的威胁（Petts, 1988）。在美国东海岸，修筑大坝被确认是康涅狄格河、梅里马克河和佩洛布斯科特河上的洄游鱼类如鲑和美洲西鲑灭绝或衰退的主要原因。

Zhang和Power（1996）报道，由于新安江大坝（中国）阻断洄游，鱼类种类数量由107种下降到83种。生物多样性降低不仅发生在洪水泛滥区段也发生在坝下河流中。



照片4: 塞纳河（法国）上的通航坝是塞纳河中淡、海水洄游鱼类整个群体灭绝的主要原因（Larinier摄）



照片5: 怀卡托河（新西兰）上的卡拉皮罗大坝是阻止洄游鱼类（尤其是鳗鲡）过坝到达上游的许多障碍物之一（Larinier摄）

Quiros (1989) 提出, 在拉丁美洲河流上游筑坝似乎导致河湖洄游性鱼类群体在水库及建筑物的上游河流中消失, 在建有梯级大坝和水库的河段出现类似情况。

在澳大利亚, 鱼类通道受阻导致物种在受影响流域中种群衰退和灭绝的例子有很多 (Barry, 1990; Mallen-Cooper和Harris, 1990)。

阻碍洄游的概念通常与大坝的高度有关。然而, 即使低堰也可能是溯河洄游的一大障碍。相对于受阻鱼类的游泳能力和跳跃能力而言, 一个障碍物能否被通过取决于障碍物上方和底座处的水力条件 (速度、水深、曝气、湍流度等)。游泳能力和跳跃能力则因鱼类的种类、个体大小、生理条件以及水质因素 (如水温及溶氧量) 而异。某些降河洄游鱼类在溯河洄游期间具有跃过障碍的特殊能力; 除了游泳速度外, 只要刷子和草坡保持足够湿, 幼鳗能够穿过刷子或越过草坡而攀缘; 一些种类 (即鳢虎鱼) 具有吸盘和加宽的鳍, 利用吸盘和加宽的鳍它们可以贴在基底上并绕瀑布边缘和在激流周围攀缘 (Mitchell, 1995)。

对于任何一个特定的目标种, 一个障碍物可能就是全部, 即对所有个体都是永远无法逾越的; 也可能是部分的, 即对某些个体是可通过的; 也可能是暂时的, 即在一年的某些时候是可通过的 (在某些水文或水温条件下)。在低流量条件期间, 堰可能是无法逾越的, 因为堰面上水的深度太浅, 不允许鱼游过去。然而, 在排水率较高时, 堰可能成为可通过了, 因为水深加大而且建筑物处的落差减小。不应低估暂时性障碍物引起的对鱼的负面影响, 因为这使鱼的洄游延迟, 并可能使鱼在河的下游段不适宜区逗留, 或由于反复、无效的努力引起伤害。

2.2 降河洄游

在大坝设计的第一阶段, 工程师和渔业生物学家全神贯注于提供溯河鱼类通过设施。通过水力涡轮机和越过溢洪道未被认为会对降河洄游鱼类造成伤害是一个特别重要的原因。经验表明与降河洄游有关的问题可能是影响海、淡水洄游鱼类资源的主要因素。

降河洄游涉及海、淡水洄游种类: 溯河产卵鱼类的幼鱼、降河产卵鱼类的成鱼和某些溯河产卵鱼类的成鱼 (反复多次产卵的鱼)。对于河湖洄游性种类而言, 水电大坝附近的降河鱼类通道一般被认为在欧洲和北美不太需要。然而, 某些河湖洄游鱼类能洄游很长的距离, 因此, 应当认为河湖洄游鱼类提供通道的需要因种类而异、因地点而异。

2.2.1 水力涡轮机引起的伤害

通过水力涡轮机的鱼易遭受各种形式的胁迫, 可能引起高死亡率。这些胁迫包括, 涡轮机的运动部件或固定部件 (导向叶片, 叶片或轮叶) 撞击的可能性, 突然加速或减速, 压力和涡凹非常突然的改变。好几个国家 (美国、加拿大、瑞典、荷兰、德国及法国) 主要对幼鲑, 较少对鲱科和鳗鲡进行了许多实验来确定因其通过主要类型的涡轮机引起的死亡率 (Bell, 1981; Monten, 1985; Eicher, 1987; Larinier和Dartiguelongue, 1989; EPRI, 1992)。

幼鲑在弗兰西斯涡轮机和开普兰式涡轮机中的死亡率差异很大，视轮子的特性（直径、转速等）、其运行状况、水头以及过鱼的种类和大小而定。在弗兰西斯涡轮机的情况下，死亡率变动在不到5%到90%以上之间。在开普兰涡轮机的情况下死亡率较低，从低于5%到约20%。两种类型涡轮机的差异是由于弗兰西斯涡轮机通常安装在较高的水头下。

成鳗（*Anguilla* spp.）因其体长死亡率一般较高，成鳗死亡率比幼鲑高4-5倍，在大型低水头涡轮机中最低达10-20%（而幼鲑只有几个百分点），在大多数小规模水电厂使用的较小涡轮机中，死亡率超过50%（Desrochers, 1994; Haddingh和Bakker, 1998; Monten, 1985; Larinier和Dartiguelongue, 1989）。

某些鱼类的死亡率可能更高。在通鳔鱼类（如鲑科鱼类、鲱科鱼类及鲤科鱼类），鳔内的压力可通过气管和嘴较为迅速地调节，因而这些种类能够承受压力突然变化。在闭鳔鱼类（如鲈科鱼类），压力调节是通过与鳔壁中的血管交换气体进行的，因而慢得多。压力突然下降后鳔破裂的危险于是大得多，闭鳔鱼类对压力的变化敏感得多（Tsvetkov et al., 1972; Larinier和Dartiguelongue, 1989）。



照片6: 法国加龙河上的溢洪道

2.2.2 溢洪道造成的伤害

通过溢洪道可能是伤害或死亡的一个直接原因，或一个间接原因（迷失方向或被撞伤的鱼被掠食的可能性增大）。死亡率因溢洪道位置不同有很大的差异，对于幼鲑，哥伦比亚河上的邦纳维尔大坝、麦克纳里大坝和约翰迪大坝（溢洪道高约30米）的死亡率在0-4%之间，格林斯大坝（溢洪道高60米）为8%，而埃尔伍哈河上的下埃尔伍哈大坝（溢洪道高30米）为37%（Bell和Delacy, 1972; Ruggles和Murray, 1983）。

有几种死因：剪切效应、被溢洪道表面擦伤、坝基处消力池中的湍流、鱼击水时速度和压力突然改变及躯体抗消能撞击。溢流道中的消能方式可能对鱼类死亡率具有决定性影响。

实验表明，下游水池中水面上的鱼的撞击速度超过16米/秒时，不论其个体大小，都会发生严重伤害（对鳃、眼及内部器官）（Bell和Delacy, 1972）。在一个13米的跌水水柱达到鱼的临界速度。超过13米，伤害可能变得非常严重，死亡率会迅速增加，与跌水高度成正比（对于一个50-60米的跌水，死亡率为100%）。

在自由落体条件下（即，没有水柱）通过溢洪道对小鱼的危害常常不是很大，在此情况下其终端速度低于临界速度。对于较大的鱼而言，不论它们是在自由落体条件下通过还是被包含在水柱中，伤害都是相同的。

如果鱼在水柱外和其底部有一个容积足够大的水池条件下自由落下，由于消除了溢洪道表面擦伤，尤其对于小鱼，“滑雪跳跃式”溢洪道优于其它类型溢洪道。

对于中等高度的大坝（低于10米），在坝基处有足够的深度并且没有过于侵蚀性的缓冲板（预制块、抛石等）的情况下，溢洪道通常被认为是降河洄游鱼类通过大坝最安全的通路。

2.2.3 洄游延迟

蓄水会对鱼类降河洄游时机的选择有影响。在哥伦比亚河流域，低流量期间，幼大鳞大麻哈鱼到达河口的时间比建坝前晚了约40天。大坝截断河流蓄水使得幼鱼洄游至海所需要的时间增加了一倍多。这种延迟会对鱼类有相当大的危害，使鱼遭受密集掠食、氮过饱及其它几种危害，如遭受病害生物和寄生物的危害，延迟也会导致幼鱼群体中的很大一部分残余化并在淡水中度过几个月时间（Ebel, 1977）。

2.3 生境消失

筑坝可能严重地影响洄游鱼类的生境。河流蓄水的结果是激流环境变成了静水环境。与畅通无阻通过问题无关，河流蓄水可能消除在较快流动的江段中产卵的种类。从对俄克拉何马州受威胁的鱼类的研究来看，Hubbs和Pigg（1976）认为，人引起的物种衰退的55%是水库淹没导致失去自由流动的河流生境引起的；另外19%的衰退是修建充当鱼类洄游障碍的大坝引起的。

钱塘江中富春江大坝以上约40%的产卵场是因淹没而丧失的（Zhong和Power, 1996）。在印度河上修筑古兰姆马霍米德大坝使洄游的印度鲌（*Hilsa ilisha*）失去其以前产卵区的60%（Welcomme, 1985）。由于在哥伦比亚河及其主要支流斯内克河上修建了多个大坝，形成连续的梯级水库，多数产卵生境被淹没（Raymond, 1979）。

通过调节流量遏制水库下游的洪水状况，使许多鱼类种类失去产卵场和重要的饵料基础（Petts, 1988）。由于洪泛平原产卵鱼的消失，这会导致种类组成改变。在巴西里奥莫日瓜苏境内建造产业用大坝导致洪泛平原湿地逐渐丧失（Godoy, 1975）。峰值流量减弱、水位稳定、流速及水温下降的累积效应，导致钱塘江和汉江大坝下产卵场消失，6种洄游鱼类和5种喜急流生境的鱼类严重衰退（Zhong和Power, 1996）。沙里河、尼日尔河及塞内加尔河鱼类群落对自然气候变化引起的洪水减退的反应说明，遏制洪水的后果是高度有害的（Welcomme, 1985）。

2.4 流量改变

一个水库对河流下游流动特征（流态）的改变会对鱼类有各种各样的负面影响：失去对洄游的刺激，洄游路线和产卵场的消失，卵及幼鱼的存活率下降，食物生产减少。

洄游期间调节河流流量能改变季节洄游动态和日洄游动态。河流的调节可导致洄游群体的锐减，甚至到其完全灭绝。洄游活动期间河流流量的任何程度的减少都会减弱河流的



照片7：罗纳河（法国）一座大坝下游流量急剧减少（Croze摄）



照片8: 新西兰一大坝下游流量严重减少 (Larinier摄)

吸引潜力，从而减少进入河流的产卵鱼的数量。正因为这样，河流的调节能够大大影响洄游至河流在坝址下的非调节区的程度。在齐姆良水库初始蓄水期间，向来都在北顿涅茨河汇合处上的顿河产卵的两种鱼，俄国鲟 (*Acipenser guldenstädti*) 和欧洲鳊 (*Huso huso*)，却进入以前不为它们所知的支流生殖 (Pavlov, 1989)。

Zhong和Power (1996) 指出高泄水量对诱导溯河性鱼类溯河产卵是非常重要的。钱塘江上的富春江大坝建成后，溯河性产卵鱼长颌鲚 (*Coilia ectenes*) 的捕捞量和工程泄水量之间显著相关。

水电大坝运行引起的流态改变可能对鱼类区系有严重的后果。美国科罗拉多河格伦峡谷坝下水位每天波动2-3米导致地方性鱼类衰退 (Petts, 1988)。土著鱼类被引进的鱼类代替，本地鱼类的产卵被限制在支流中。Walker et al. (1999) 阐述了澳大利亚墨累河中贪淡鳊 (*Tantanus tandanus*) 的消失与应下游水用户要求水库泄水引起水位短期波动的关系。由能源需要引起水位和流速的波动可能对鱼类具有灾难性的影响：产卵行为可能被抑制，幼鱼可能被高流量冲到下游，流量突然下降会使卵和幼鱼处于困境 (Petts, 1988)。

2.5 水温和水质变化

大坝会改变河水的温度特性和化学特性，大坝泄水的质量是由蓄水的淡水生物决定的。表层泄水水库充当营养物截流器和热输出器，而深层泄水水库则输出营养物和冷水 (Petts, 1988)，这都会影响下游鱼类及其种群。

水温变化通常被确定为本地鱼类减少的一个原因，特别是产卵成功的一个结果 (Petts, 1988)。从科罗拉多河高坝泄出的冷水导致本地鱼类资源量下降 (Holden和Stalnaker, 1975)，鲑属的几种鱼代替了约20种本地鱼的原因就是温水变成了冷水。

水化学变化可能对鱼类的影响也是很明显的，从水库深层泄出的缺氧水会导致坝下鱼死亡 (Bradka和Rehackova, 1964)。

高水期间，溢过坝顶的水可能变得气体（氮气和氧气）过饱和到对鱼致死的水平。将鱼暴露于溢洪道下游这样的致死浓度时间延长可能导致死亡。在哥伦比亚河上的约翰迪坝下观察到，产生高度过饱和（120-145%）高溢洪流引起鲑鱼类成鱼和幼鱼大量死亡。巴拉那河上亚西累塔大坝产生可影响鱼类健康状况的过饱和水平的总溶解固体。1994年，该大坝下游100米处的河道中出现了大量的鱼类死亡，100千米的河段内观察到大量死鱼 (Bechara et al., 1996)。

2.6 更易被掠食

建坝改变了正常的掠食行为，尽管迄今现存资料甚少，但似乎洄游鱼类在大坝附近遭受其它鱼类或鸟类的掠食增多。这可归因于坝上的鱼在前池中异乎寻常地集中、或鱼在溢洪道下的支流或循环涡流中被截获、或在通过涡轮机后受到撞击、胁迫和迷失方向的鱼更易受到掠食者的攻击。在某些河流或水电系统中，鱼类种群中受掠食影响的比例很大。在哥伦比亚河，因通过涡轮机遭受掠食者的攻击是鲑死亡的主要原因。对卡普兰式涡轮机进行的试验表明平均损失7%。研究表明，如包括掠食引起的间接死亡，幼银大马哈鱼的间接死亡率可达30% (Ebel et al., 1979)。

3. 溯河纵向连通性的恢复

3.1 溯河鱼类通过设施

溯河鱼类通过设施（或鱼道）的一般原理是，将洄游鱼类吸引到河流中障碍物下游的一个指定位置并诱导它们（主动），或甚至开辟一条水道（严格意义上的鱼道），或用一个水槽截获并将其转运到上游（升鱼机或运输系统如卡车运载）使鱼（被动）上溯通过

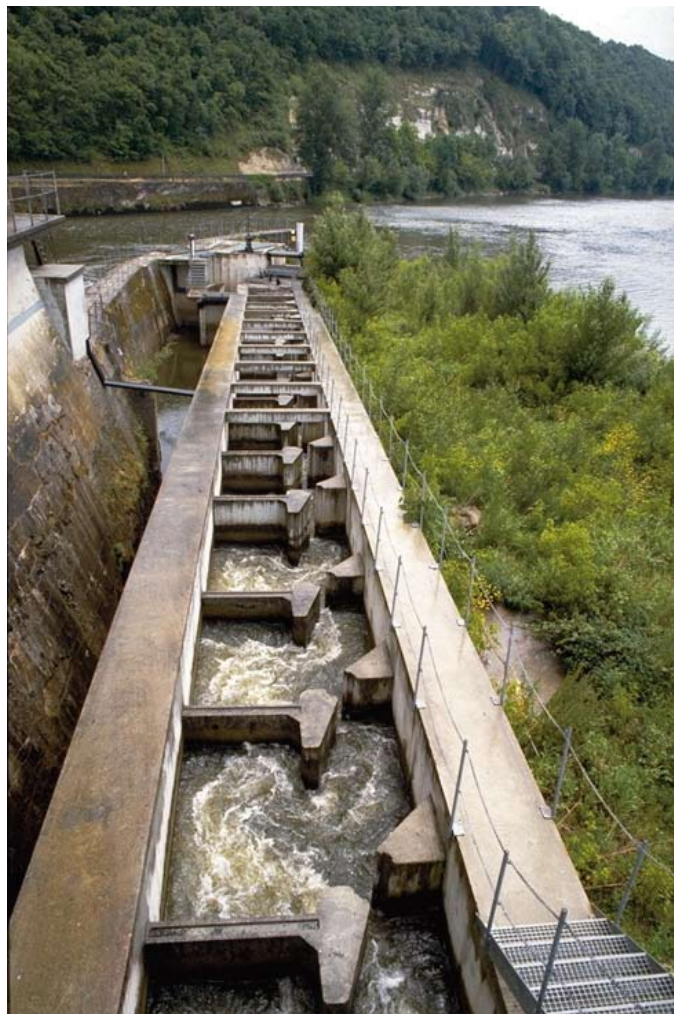
在北美和欧洲，主要包括鲑科鱼类（如鲑、鳟）和鲱科鱼类（如西鲱、灰西鲱、蓝背鲱）在内的某些溯河鱼类的溯河通过技术是非常发达的。溯河通道可由几种类型的鱼道

提供：水池式鱼道、丹尼尔鱼道（或隔板式鱼道）、具有自然特征的旁路通道、升鱼机和鱼闸、集运输设施。欧洲、日本、新西兰和澳大利亚建造了降河产卵鱼类，即鳗鲡的专用结构。

鱼道的设计应考虑洄游鱼类行为的若干方面，尤其是鱼道效用与设施内水的流速及流态密切相关。鱼道内水的流速必须适合于有关种类的游泳能力及行为。一些种类对某些流况或流动条件非常敏感：水池间过大的水位差、过度曝气或过于湍急，大旋涡的存在及太低的流速都能充当鱼的障碍。除了水力学因素外，鱼类对其它可能具有妨碍作用的环境参数（溶氧量，温度，噪音，光，气味等）很敏感。这特别适合于进入鱼道的水的质量不同于流过大坝的水的质量（低氧水平，温度，气味等不同）的情形。

3.2 水池型鱼道

广泛使用的水池型鱼道是一个非常古老的概念，上世纪法国（Philippe, 1897）进行的一次官方调查显示有100多个水池型鱼道。水池型鱼道的原理是：将待通过的高度分成数个



照片9：多尔多涅河（法国）毛扎克大坝上的垂直狭槽鱼道（Larinier摄）



照片10: 莱茵河伊费热伊姆大坝上的鱼道是欧洲最近建造的垂直狭槽鱼道之一, 连同入口建筑物, 37个水池有助于鱼通过10米高的障碍物 (Larinier摄)



照片11: 内斯特河萨朗科兰坝上有三角堰的水池型鱼道 (Larinier摄)

小的落差，形成一个水池系列。水从一个水池流到另一个水池是沿表面溢流，通过两个水池间分隔板上的一个或一个以上的潜流孔口，或通过一个或一个以上的凹口或狭槽。通常可找到水历经凹口、狭槽或流过隔板、浸没流流经孔口的混合式水池鱼道。

水池型鱼道的主要参数是水池的长、宽、深和分隔水池的隔板的几何特征（堰、凹口、狭槽及孔口的尺寸和高度）。这些几何特征与设施的上、下游水位一起共同决定鱼道的水力行为，如流量、水池间的水位差、水池内水的流态。

水池有两个任务：一是为鱼提供休息区，二是保证水的能量充分耗散，不将能量从一个水池转移入另一个水池。全世界有各种各样的水池尺寸、水池间互连类型、水池间压差和流量不同的水池型鱼道。水池长度可变动在0.5米至10米以上之间，水深在0.5米至2米以上之间，流量从几十升/秒到数米³/秒不等；坡度从大于20%到小于5%不等，一般在10%-12%之间（Larinier, 1992a, 1998; Bates, 1992; Clay, 1995）。设计标准系依据所涉及鱼类的游泳能力、行为、水力模型及野外经验。根据洄游的种类，水池间的落差变动在0.1米到0.45米以上之间，视洄游种类而定，一般在0.3米左右。水池容积由水池中限制湍流度和曝气程度的最大能量耗散来确定。这个标准现在已被普遍接受，但必须适应于不同的种类。普遍采用的最大值对鲑科鱼类为200瓦/米³，对小型鱼类及幼鱼为100瓦/米³（Larinier, 1990; Bates, 1992; Beitz, pers. comm., 1999）。

内连深且窄的水池型鱼道，同垂直狭槽鱼道一样，不需要调节段即可适应上、下游水位的显著变动。经验表明，参照不同水力标准很好地设计水池型鱼道时，它们可允许多数种类通过（Travade et al., 1998）。

3.3 丹尼尔鱼道

第一个隔板鱼道是由土木工程师丹尼尔先生在比利时为大西洋鲑设计的。其原理是在坡度较陡(10-25%)的矩形水槽的底板或壁上安装隔板，以减小平均流速。这些隔板呈复杂性程度不同的形状，通过动量的强烈转移。产生确保水流中的能量极其有效耗散的次级螺旋流。丹尼尔概念起源于20世纪10年代。20世纪40年代在美国及新近20世纪80年代在法国、加拿大和丹麦，为了在提供充分水力效率的同时简化原有隔板的形状，丹尼尔概念受到了检验（Larinier, 1992b; Lonnebjerg, 1980; Rajaratnam和Katopodis, 1984）。

丹尼尔鱼道内没有鱼的休息区，鱼必须不停地通过。如果总落差，从而鱼道的长度过大，鱼类必须在可能超过其耐力极限的时期内做非常大的努力。因此应提供一个或数个休息池。实际上，建议对于成鲑每隔10-12米，对于鳟之类较小的鱼类或其它河湖洄游性种类成鱼每隔6-8米修建一个水池（Larinier, 1992b）。

丹尼尔鱼道内水流的特点在于流速、湍流度及曝气程度都很高。这类鱼道具有较强的选择性，实际上只适用于鲑、海洋洄游鳟、海七鳃鳗等种类和鲃等河湖洄游性、喜流性大型种类。一般，丹尼尔鱼道用于体长大于30厘米的鱼。在隔板尺寸或坡降显著减少的情况下，也可用于鳟等较小的种类。



照片12: 泰晤士河上有底板-隔板的鱼道 (Larinier摄)

丹尼尔鱼道的3种结构目前都是常用的。第一种是“平面隔板”或“标准”丹尼尔鱼道。隔板的宽度对鳟为0.6米，对鲑为1.2米。坡度在15-20%之间 (Larinier, 1992b)。在使用的第二种结构（超活性隔板）中，仅在底部安装人字形隔板，通道两侧则保持光滑。这种结构的宽度不受限制，根据河道大小和要求的流量，可并列放置几个单元模型。这种隔板可用预制薄钢板制成。采用的最大坡度为16%。这种鱼道主要在法国，新近在英国和日本使用 (Larinier, 1990; Armstrong, 1996; Nakamura, per. comm., 1999)。第三种结构（阿拉斯加州的陡鱼道）是最初为在偏远地区使用而设计的一种组合式预制丹尼尔鱼道。这种鱼道比前两种模型复杂。隔板在水力上更有效。这就是说可采用更陡的坡度，坡度一般为25-35% (OTA, 1985)。

3.4 具有自然特征的旁路水道

具有自然特征的旁路水道是为鱼绕过非常类似于河流的自然支流的特定障碍物而设计的一种水道。正如Parasiewicz et al. (1998) 所说，具有自然特征的旁路水道的功能在某种程度上是恢复性的，因为它代替了因蓄水而失去的部分流水生境。这些水道的特征是坡度非常低，一般为1-5%，在低地河流中甚至更少。不像在水池型鱼道中那样有明显的、系统分布的落差，能量是通过如同自然水流中位置大体有规律的急流或小瀑布耗散的 (Gebler, 1998)。这一解决办法的主要缺点是，它在障碍物附近需要相当大的空间，而且



照片13: 为克服一个5.5米高的坝在波河上修建了这个具有自然特征的旁路水道, 经评定该鱼道的效率对鲑为100% (Larinier摄)



照片14: 在锡卡河 (芬兰) 修建了一条鱼道作为绕坝的人工河; 在20个自然水池 (两个水池间的落差 $\Delta h = 0.2$ 米) 中能量是渐渐耗散的, 河七鳃鳗、鲈、白斑狗鱼能克服4米高的坝游到上游 (Marmulla摄)

没有特殊装置（闸门，水闸）就不能适应上游水位的显著变化。这些控制装置可造成使鱼类通过困难的水力状况。

正如任何其它鱼道的情形一样，建议鱼进入人工河的入口应尽可能靠近障碍物。倘若坡度非常低，有时很难将入口位置确定在紧靠障碍物下，这就是说入口必须在更下游。这可能限制其效率，从而使得鱼道对于大河不是那么有用。

3.5 鱼 闸

鱼闸是由位于坝下游水位的一个大暂养池通过一个斜轴或垂直轴与位于前池水位的一个上游暂养池连接而成（Travade和Larinier, 1992; Clay, 1995）。在上、下游两个暂养池的尽头装配了自动控制门

鱼闸的操作原理与通航船闸极其相似。鱼被吸引入下游关闭的暂养池并填充至斜轴。鱼通过开启的门游出上游暂养池。通过位于下游暂养池的旁路在轴内产生下游水流，刺激鱼离开鱼闸。

这样一种设施的效率主要取决于在整个吸引阶段必须留在下游暂养池、在充水阶段随着上升的水位而上升及在闸排空前离开闸的鱼的行为。

一方面，下游暂养池中的流速和湍流度必须对鱼是可接受的。另一方面，在鱼闸上升阶段，鱼闸充水不应太快，因为这样会造成过大的湍流度和过多的气泡，而这会促使鱼类留在下面的暂养池。鱼必须有充足的时间离开闸，防止闸倒空后被冲回到下游的可能性。

显然不可能事先确定洄游鱼类的最佳水力条件。运行周期的最佳特性与有关种类密切相关，这就是为什么设计的鱼闸在其运行时必须具有最大的灵活性（运行周期的每一个阶段的持续时间。上、下游闸门等开启的时间和程度）。

尽管注意到了这些问题，仍然有许多鱼闸证明不十分有效或甚至完全无效。与传统的鱼道比起来，鱼闸的主要缺点就是容量有限（可操作的鱼的数量有限），这是由于鱼闸操作的不连续性和下游暂养池容积有限。被吸引入鱼闸的鱼也可能在截获期末前离开下游暂养池。

美国哥伦比亚河上及其它地方最早修建的大坝（邦纳维尔、达勒斯、麦克纳里）上安装鱼闸已被废弃，以利于水池型鱼道的运行。同样，法国多数鱼闸也被认为是无效的（其中一些显然是因为设计原因），一些已经被水池型鱼道取代了。

因鱼类行为引起的技术难题在美国（Rizzo, 1969）、俄罗斯（Pavlov, 1989）及新近在澳大利亚（Beitz, 1997）已得到解决，办法是在暂养池安装一个集鱼群器和一个追随器，在充水阶段将鱼引诱到闸的表面，从而迫使鱼通过到达上游。

3.6 升鱼机

在升鱼机，用一个有V型入口的捕集器直接截获鱼。升高捕集器时，鱼及捕集器下部中少量的水被升起直到捕集器到达坝顶。此时，捕集器下部向前翻转，将其内含物倒入前池。为了在下游水位显著变动的情况下限制捕集器的高度，并确保较易维修，可将升鱼机安装在离普通鱼道一小段距离的上游。

如待过的鱼的数量很大并能达到成千上万尾时，不再可能将鱼装在容积有限的捕集器内。可能出现高死亡率，尤其对欧洲西鲱。因此，通过加入一个吸引洄游鱼的大暂养池，改进了设计。用一个机械集鱼器迫使鱼进入暂养池上游部位处水槽上的区域。升降机内的吸引水部分在水槽的上游端进入，部分通过侧面或底部扩散器和栅板进入。入口处的集鱼器的门仍处于V-捕集器位，阻止鱼通过入口返回。将聚集在水槽中的鱼放入下游低流速的出口水道（Travade和Larinier，1992）。

与其它类型的鱼类通过设施相比，升鱼机的主要优点在于其成本（成本实际上与大坝的高度无关）、总容积小及对上游水位变动的敏感度低。升降机还被认为对某些种类如欧洲西鲱更有效。欧洲西鲱使用传统鱼道有困难。升鱼机的主要缺点是其运行及维修费用较高。此外，由于操作上的原因，不可能使用足够细密的鱼栅，升鱼机对小型种类（如鳗鲡）的效率一般很低。



照片15: 戈尔费奇大坝 ($\Delta h = 17$ 米) 上的升鱼机每年通过数以千计的欧洲西鲱，因而有助于恢复加龙河（法国）中与上游重要产卵场隔绝了的欧洲西鲱种群（Larinier摄）



照片16: 加龙河戈尔费奇大坝上升鱼机中的暂养池和集鱼器 (Larinier摄)

3.7 通航船闸

若通航船闸的吸引力弱，洄游鱼类通过船闸一般是很偶然的。船闸位于较平静的区域才使船易于操作。在美国进行的测验表明，哥伦比亚河上邦纳维尔大坝处使用船闸的洄游鱼类不到1.5% (Monan et al., 1970)。

然而，实验表明，如果船闸的运行适用于鱼类通过，船闸可能是一个重要的辅助设施，或甚至建筑在现有位置的鱼道的有用替代物。必须满足的第一个条件是在船闸下游的进港航道中形成足够的吸引流。开启下游闸门，打开充水闸，这就能形成足够的吸引流。一旦船闸充满水，似乎需要保持足够的表面流速来刺激鱼上溯。1992年，罗讷河上的博凯尔船闸在49个运行周期中，通过该船闸的美洲西鲱超过10000多尾 (Travade和Larinier, 1992)。然而，船闸作为鱼类通过设施的用途是有限的，因为人们要求的船闸运行方法可能与航运要求不一致。

3.8 集运设施

在建造溯河鱼类设施前，截获和转运洄游鱼类的技术通常被用来作为一种过渡性措施。例如，在分级修建鱼道的梯级大坝的情况下，截获和转运可能是一个临时性措施。鱼可在河流上游产卵场区域放流或运到一个孵化场。鲑科鱼类在恢复计划的第一阶段的情形通常就是这样。

在坝非常高、鱼道设置很难的情况下，或在坝间距很近、坝拦截的河段没有重要繁殖生境的梯级大坝的情况下，截获和转运可能是一个较长期的措施。

在适宜入口条件造价极高或甚至实际上不可得的大坝的情况下，可在下游再建一座坝。这第二座坝可能是低矮的，但设计中必须包括最佳入口条件。该坝将鱼引向暂养池。可从暂养池捕获鱼并转运到上游（Clay, 1995）。

Povlov（1989）描述了俄罗斯使用的、作为截获和转运鱼过坝系统一部分的一种浮式鱼捕集器。这是一个停泊在适当位置的、非自动推进的浮动驳船，在驳船尾和两侧装有水泵提供吸引流。吸引一段时间后，集鱼器集中提升装置上方的鱼。然后，该提升装置将鱼提起送往集装箱运货船的转运槽。集装箱运货船是自动推进的，能将鱼运到上游。该系统的优点是可放在尾水渠中的任意位置及洄游鱼类的途中。



照片17：加拿大新不伦瑞克省圣约翰河麦克塔奎克大坝处的转运设施（Larinier摄）

3.9 降河产卵种类鱼道

降河产卵洄游鱼类进入淡水并在幼鱼期溯河洄游。适应降河产卵鱼类鱼道的研究计划少得多，而且是较近的。欧洲、加拿大和新西兰正在建造专门为幼鳗设计的鱼道（Porcher, 1992; Clay, 1995; Mitchell, 1995）。澳大利亚、日本和法国最近启动了设计和测试适合非常小的鱼的鱼道研究计划。



照片18: 怀卡热塔赫克河皮里帕瓦发电站旁的幼鳗陷阱网 (Larinier摄)

3.10 鱼道的位置

对于一个被认为有效的鱼道，其入口应如何设计，鱼能毫不迟疑地发现它，可谓“没有鱼进 = 没有鱼出”（Bates, 1992）。鱼道入口宽度小，与障碍物总宽度成正比，而其流量只是河流总流量的一个有限份额。用来将鱼引向入口的惟一有效刺激是障碍物处的流态。鱼道的吸引，即鱼发现入口迅速与否取决于其相对于障碍物的位置，尤其是其入口的位置及这些入口附近的水力条件（流量、流速和流态）。

在河宽的情况下，可能不仅需要提供几个入口，而且需要提供不止一条鱼道。因为不能期望仅一条鱼道能够吸引来自对岸的某些种类。洄游鱼类要么到达发电厂所在的一岸，要么到达溢洪道正在泄流的一岸。因此，最好设计两条分开的鱼道，每条鱼道有一个或一个以上入口。



照片19: 哥伦比亚河上艾斯港大坝全视图, 该图显示发电厂处的第一条鱼道和集水道及溢洪道处的第二条鱼道。鉴于该河流流量为2800米³/秒, 溯河鱼类设施不同入口处的流量相当于河流总流量的2.6% (即72米³/秒) (Larinier摄)



照片20: 麦克塔奎克电站涡轮机尾水管上的集水道 (加拿大圣约翰河) (Larinier摄)



照片21: 通过伊费热伊姆鱼道（莱茵河）处的侧向滤网引进补充水，补充水流通过一种特制涡轮机从水池供应（鱼道流量为 $1.2\text{米}^3/\text{秒}$ ，涡轮机流量为 $12\text{米}^3/\text{秒}$ ）（Larinier摄）

在选择鱼道的位置时，鱼道入口在障碍物处位置的确定不是惟一要考虑的因素。鱼道出口不应在溢洪道、堰或闸门附近的快速流动区，在快速流动区鱼有被冲回下游的危险，也不应在鱼可能被截获的静止区或回流区。

为有涡轮机的鱼道的入口找到最佳位置并不容易而且很明显。鱼的水力障碍可能在涡轮机泄水产生的大旋涡引起的沸水区上游，尾水管的出口处。反之，当离开涡轮机的水的残余能量非常大时，鱼的水力障碍可能出现在较下游。最后水力障碍的位置可能在同一地点内变动，完全取决于任何一个时刻哪一个涡轮机在运行。

在个别地点，当封闭区不可能明确确定并且可能随发电厂运行状况而改变，就是说鱼道入口的正确位置不明显时，在事先看来最有利的点设置几个入口就能大大提高效率。在鱼类通过设施是供游泳能力和洄游行为完全不同的几个种使用或有时甚至根本不知道的情况下，问题极其复杂且难于解决。如果鱼道主要供洄游性鲑科鱼类用，那么入口应尽可能在上游并离涡轮机较近。但是这又可能对不具备相同游泳能力的较小的鱼不利。对于这些种类，最好将鱼道入口置于较下游，在较平静和较不湍急的区域。这需要在工程一开始就明确确定目标种。

鱼类通过设施的流量必须足以与洄游期间河流中的流量竞争。很难给出一个明确的标准，但是一般，通过鱼道的流量应该约为竞争流量的1-5%。显然，通过鱼道的水流的百分流量愈高，鱼道的吸引力就愈大。虽然在小河的情况下，控制河流流经鱼道的大部分流量是相当可能的，但是在平均流量能够超过数百米³/秒的大河中情况就不是这样了。就成本而论，愈来愈难维持流经设施的足够流量，尤其在高水期间。对于较大的河流，吸引流量约为河流最低流量的10%（对于较低设计流量）和较高设计流量的1-1.5%之间似乎对于一个位置适当的鱼道运行就很令人满意了。

一般，虽然可以证明增加吸引流量导致效率提高，但是不论用洄游鱼类通过的百分率增加，还是用洄游延迟时间减少来表示，都很难量化各点的效益。显然，在这些情况下鱼道流量利用率增加通常使得部分提高效率是入口数量增多的一个函数成为可能。

在需要大水流（数米³/秒）将鱼吸引入鱼道时。为了限制设施的规模 and 成本，应仅允许一部分水流经过鱼道本身。吸引所需的辅助流则通过鱼道下游段中的滤网以低压和低速射入。辅助流（或补充吸引流）或在水池中消能后自流输送，或在大设施中从下游水池中泵入或在流经一个或几个小型专用涡轮机后排出以减少能量损失（Bates, 1992; Larinier, 1992）。

3.11 溯河鱼类设施的效能和效率

对于“鱼道是有效的减轻装置吗？”这一问题的答案目前不明确。修建鱼道的生物学目的因地点而异，甚至在同一地点因所考虑的种而异。因此，效能的概念是非常不确定的，只能根据目的来确定。

效能和效率的概念可用来弄清楚鱼道提供的减轻程度。

鱼道的效能是一个检验鱼道能让所有目标种在洄游期间在观察到的环境条件范围内通过的定性概念。效能可通过肉眼观察、截捕、视频检查来度量（Travade et al., 1998）。

鱼道的效率是对其性能的一个较为定量的描述。它可被定义为大坝附近存在的群体中在被认为一个容许的时间长度内进入并成功通过鱼道的比例。了解鱼道效率的方法比了解效能的方法复杂得多。标志和遥测是评定鱼道总效率和洄游途中各个坝的累积效应的重要技术。

必须根据所追求的生物学目的来确定一特定地点的目标效能。

在一个为淡、海水洄游种类如鲑而设计和位于所有产卵场下游的鱼道中，其目的就是使整个洄游种群通过。如果这条河流用许多障碍物为标记，其目的是使鱼进入鱼道所需的时间最少，以便洄游鱼类能够按时到达生殖区。鱼道的效率用种群中通过障碍物的比例和洄游延迟，即种群或部分种群用了多长时间通过障碍物来表示。反之，如果鱼道位于河中



照片22: 欧洲西鲑通过多尔多涅河（法国）上图伊列雷斯升鱼机的计数室（Larinier摄）

产卵场的上游，鉴于鱼可能在下游生殖而且对洄游的刺激可能是不同的，对百分率和所用时间的要求就不那么严格。无论何种情况，鱼道都必须充分有效，不至于在洄游群体的长期生存中成为一个限制因子。

在设计一条河湖洄游性鱼类的鱼道时，其生物学任务首先是避免种群在各个江段分区，没有必要试图将所有种群移到障碍物的上游。如果“一定数量”的个体，即障碍物下游种群的相当比例通过鱼道，鱼道就是有效的。一个鱼道的任务可能是多重的，可以在每一个阶段为河流中所有的种类和希望通过障碍的所有个体提供通道，也可以为试图跳过障碍物的个别种类提供方便。如果没有确定目标，可能就没有效能的真正度量。

在分析鱼类设施性能（用效能和效率）不良的原因时，常常揭示下列一些因素（Larinier et al., 1992; Nakamura, 1993; OTA, 1995）。

- 鱼道缺乏吸引力，原因是鱼道位置不合理或入口处的流量相对于进入河流的流量不足。

- 相对于洄游期间上、下游水位变动鱼道设计不良，导致对鱼道的水流供给不足和过剩，或入口处落差过大。这可能是在工程规划阶段上、下游水位范围的了解不准确或水位后来变动所致。
- 尺寸不合理：水池容积不足引起湍流度过高，气泡过多、水池间落差过大、对鱼的深度不够，或水池中的流态不适合于目标种。
- 鱼类通过设施常被堵塞或阻塞，起因于防止碎屑进入的保护不充分，或位置过于暴露，或仅仅是操作人员维护不够。
- 调节流量或水池间落差的部件（自动闸门等）或保证升鱼机及鱼闸设施运行的部件（自动闸门、水槽卷扬机、活动筛等）出现故障。

然而，鱼道的效能有限。即使100%有效，一个鱼道也可能证明不足以长期保持洄游种群平衡。正如以前指出的那样，除过鱼引起的问题外，还有间接影响，如水文状况、水质的变化、更易被掠食及上、下游生境的丧失或恶化。这些都可能是限制因子。然而，这些方面都是因种而异，因地点而异。关于一年之中的某些时期水流的管理对于鱼类来说，其它减轻措施可证明是必不可少的。

4. 降河性鱼类通过设施

降河性鱼类通过技术比溯河性鱼类通过设施有关的技术落后得多，是最需要研究的领域。这显然部分是因为致力于重建洄游鱼类自由迁移的计划始于溯河性鱼类通过设施的建造和降河洄游问题只是新近才着手处理。这还因为降河洄游有效设施的研制困难得多和复杂得多。迄今没有一个国家找到了降河洄游问题的一个令人满意的解决办法，尤其在涉及大型设施的地方（EPRI, 1994）。概言之，欧洲及北美深入探讨了溯河性鱼类，特别是鲑科鱼类的降河洄游问题，关于其它洄游种类的信息则比较少。

有许多系统防止鱼被吸入进水口，尽管其效率决非相同。这些系统可采取物理学上阻止鱼进入涡轮机入口的物理障碍的形式和通过应用感官刺激诱出行为应答来吸引或排斥鱼的行为障碍的形式。两种类型都与降河通道的旁路有关联。

助鱼降河通过的有效设施的设计必须考虑目标种的有限游泳能力和行为及进水口处的自然条件和水力条件。

4.1 物理障碍

阻止鱼通过涡轮机的一个办法就是，采用足够小网目的栅栏，用物理的方法把鱼档在进水口处，防止鱼通过。这些栅栏得把鱼引向一条旁路，将栅栏与水流方向斜放，使旁路处于栅栏的下游区段，就能非常有效地导鱼了。



照片23： 降河洄游的美洲西鲑成鱼撞击发电厂进水口（Larinier摄）



照片24： 苏格兰内斯湖上水力发电厂进水口处的细网目栅栏（Travade摄）

为了避免鱼撞击，应提供足够的栅栏面积，形成低流速。朝栅栏方向的流速应适合于有关种类和阶段的游泳能力。物理栅栏可用多孔板、金属杆、楔形金属丝、塑料网或金属网各种材料制成。为了有效地将鱼导向旁路，应在栅栏上游提供匀速和无旋涡水流（ASCE, 1995; Larinier和Travade, 1999）。

4.2 行为障碍

视觉、听觉、电和水力的刺激产生大量试验性障碍：气泡幕、声屏、链式固定屏及链式移动屏、吸引或排斥光屏、电屏及水力（‘百叶窗’式）栅栏。

特殊情况下用各种屏幕（链式可视屏、光屏及声屏）获得的结果表明，因其专一性（效率因种类和大小而异）、低可靠性及其对当地条件（水的混浊度、水力条件）的敏感性，这些屏幕的用途不大。

水力栅栏或‘百叶窗’式栅栏由一排与流向呈规定角度跨水道入口排列的垂直木条组成（ASCE, 1995）并将鱼引向旁路。水力栅栏在几个地方，即在美国东海岸使用取得了一定成功。百叶窗式栅栏被认为适合于引路速度较高、流量均匀和深度较浅的地点（ASCE, 1995）。其效率高度取决于水道入口的流态。第一批百叶窗式栅栏系对引渠全深安装。然而，最近根据洄游大西洋鲑初次降海幼鲑和科鱼类幼鱼仍留在水柱上部的观察，安装了几个‘部分深度’百叶窗系统。美国康涅狄格河上的霍利奥克水电站的进水渠最近安装的部分深度系统对科鱼类幼鱼的效率为86%，对大西洋鲑初次降海鲑为97%（Odeh和Orvis, 1998）。行为障碍的使用尚属试验性质，必须慎重考虑（OTA, 1995）。

4.3 与表面角钢架和深进水口毗连的表面旁路

与间隔较紧密的现有普通拦废物栅或角钢架毗连的表面旁路，尤其在美国东北部和法国已成为小水电工程最通常规定的鱼类保护系统之一。这些结构引导装置充当较大的鱼（降河性洄游成鱼）的物理障碍和幼鱼的行为障碍。其效率与鱼的体长对间隔之比和鱼对引水建筑物前周围及旁路入口处的水力条件的响应密切相关。试验表明，在最佳条件下，效率可达到60-85%（Larinier和Travade, 1999）。旁路中的流量亦被证明是关键性的。美国和法国现在采用的设计标准要求最低流量为涡轮机流量的2%至5%以上（Odeh和Orvis, 1998; Larinier和Travade, 1998）。

在哥伦比亚河流域，正在大力发展与较深进水口毗连的表面旁路。正在对各种各样的设计形状进行评估。充分吸引所要求的旁路流量被认为在5%至10%的范围。这些旁路的设计目标是要引导至少80%的幼鱼（Ferguson et al., 1998）。

4.4 鳗鲡

鳗鲡（*Anguilla* spp.）在水电站附近降河洄游的问题，鉴于其大小及造成的大批死亡引起了人们的焦虑。由于对鳗鲡洄游的认识比较晚，北美或欧洲尚未找到具体的解决办法。仅

物理障碍可能奏效。但是其设置可能意味着重新设计大多数进水口（由于格栅间隔减小滤器表面积增大）。由于鳗鲡的底栖行为，不能肯定对幼鳗采用表面旁路结合以拦废物栅的方法会有效。需要对底旁路进行实验，不过应认识到，即使该技术证明有效，设计不产生大的维修问题的设施是一个相当大的挑战。考虑到鳗鲡对光的排斥，行为光屏的原理似乎是可行的（Haddingh et al., 1992）。降河洄游期间停止涡轮机运转是一个已正视的办法，美国在障碍物的下游捕捉美洲鳗鲡（*Anguilla rostrata*）（Euston et al., 1998）和新西兰捕捉花叶鳗鲡（*Anguilla dieffenbachia*）（Mitchell, 1995）就是这样做的。然而，这些办法假定，降河洄游期可预测并且很短。如果考虑降河洄游监测，欧洲鳗鲡（*Anguilla anguilla*）的情形似乎不是这样（Larinier 和Travade, 1999）。

5. 全世界的鱼道

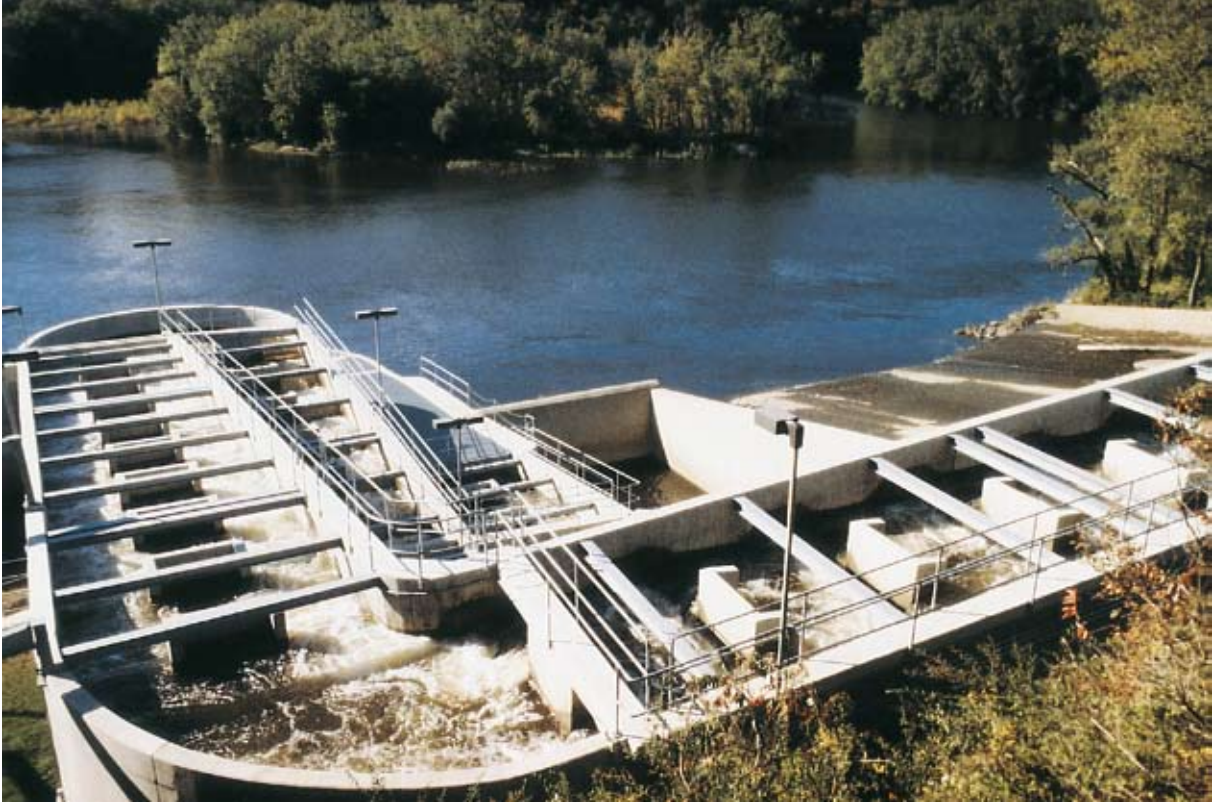
下面的评述并非详尽，旨在探讨全世界鱼道的现有用途、目标种、技术现状和现行设计原理。一些国家未提及，因为缺乏这些国家目前的技术发展水平的资料或其技术不科学，而另一些国家则因为在这个篇幅有限的文献框架内它们没有很大的意义。

5.1 北美洲

美国约有76000座大坝，其中约有2350座用于水力发电，只有1825座是由FERC（联邦能源调节委员会）批准许可的非联邦工程（Cada, 1998）。在FERC颁布了许可证的水电工程中，使用了溯河设施和降河通道技术的水电站分别占9.5%和13%（OTA, 1995）。沿太平洋岸及大西洋岸，修建鱼道的要求非常普遍，这些海洋带支持着最重要的溯河渔业，而在落基山脉中有重要的游钓渔业。

溯河通道技术的主要进展来自美国和加拿大的西海岸。在该地区，自从60年前在哥伦比亚河上修建了第一座大坝（邦纳维尔大坝）以来，鱼类通过设施越来越完善（OTA, 1995）。近来，美国在哥伦比亚河上建立了大约40座大规模水电工程。对于包括鲑科鱼类（太平洋鲑和虹鳟）、鲱科鱼类（美洲西鲱，灰西鲱和篮背鲱）以及条纹狼鲈（*Morone saxatilis*）等在内的主要溯河性产卵鱼类，溯河通道鱼类技术被认为非常发达而且了解得很清楚。没有为河湖洄游鱼类专门设计溯河鱼类通过设施，尽管这些种类中的一些（如鲤鱼、俄勒冈叶唇鱼、胭脂鱼、海鳟、白鲑、圆鳍雅罗鱼、雅罗鱼、莓鲈，鲈鱼，鳟等）会使用这些设施。这些鱼道的大多数为有侧向凹口和孔口的水池型鱼道（艾斯港型水池鱼道），或必须适应上、下游水位较大变化的垂直狭槽水池型鱼道（Clay, 1995）。

对于较小的设施，垂直狭槽鱼道在不列颠哥伦比亚省和池堰式鱼道在华盛顿州及俄勒冈州都是最常见的设计类型（Walburn和Gillis, 1995）。除了在阿拉斯加州用于大麻哈鱼（*Oncorhynchus* spp.）外，丹尼尔鱼道在西海岸未受到广泛使用。在阿拉斯加，丹尼尔鱼道当用建造时，以其重量轻和可移动性证明适用于在除了直升机不可进入的自然障碍物处安装（Zimer, 1962; Clay, 1995）。



照片25: 康涅狄格河特纳斯福尔斯处的艾斯港型水池鱼道 (Larinier摄)

在美国和加拿大的东海岸，鱼道设计的进展是最近的，因为在上世纪60年代在新英格兰的主要河流（康涅狄格河、梅里马克河、佩诺布斯科特河、圣克罗伊河）启动了溯河性种类恢复计划。所有类型的鱼道都用来让下列目标种通过：大西洋鲑（*Salmo salar*）、美洲西鲱（*Alosa sapidissima*）、灰西鲱（*Alosa pseudoharengus*）、条纹狼鲈（*Morone saxatilis*）、彩虹胡瓜鱼（*Osmerus mordax*）和江海洄游性溪红点鲑（*Salvelinus fontinalis*）。升鱼机在康涅狄格河、梅里马克河和萨斯奎汉纳河已成功用来通过大群美洲西鲱。丹尼尔鱼道在美国缅因州用于鲑和灰西鲱。沿海地区鱼道设计似乎仿效了缅因州的经验，只是未广泛修建丹尼尔鱼道（Washburn和Gillis, 1985）。对同一种鱼，宁可选择池堰鱼道，落差对胡瓜鱼为0.15米，对鲑为0.6米（Conrad和Jansen, 1983）。Clay（1995）报道，加拿大东海岸有240座鱼道。

在加拿大和美国的中部，Clay（1995）列举了40个应用于河湖洄游鱼类如胭脂鱼科、鲤科、鲴科、狗鱼属、鳊科和鲈科及红点鲑属、白鲑属、茴属等鲑科的鱼道（Schwallme, 1985）。

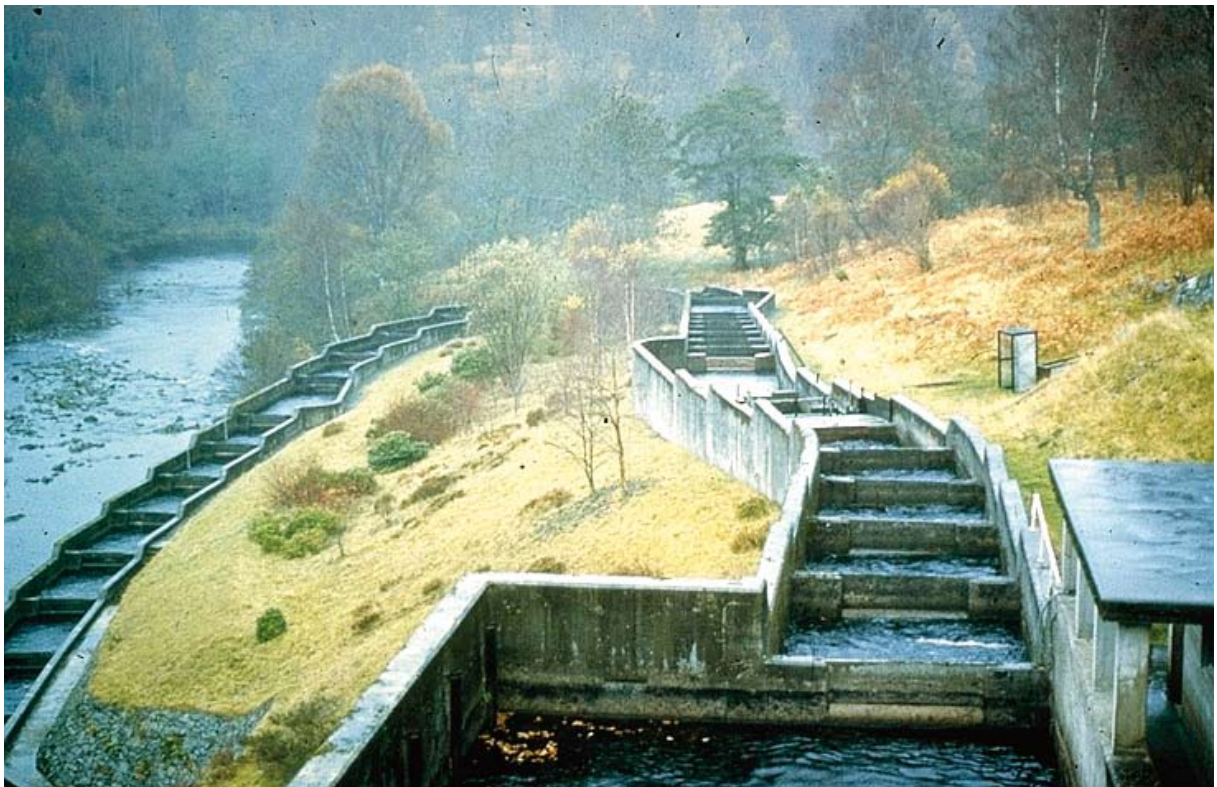
Francfort et al.（1994）采用美国16个案例研究工程的运行监测数据，详细地研究了旨在提高大坝上鱼类溯河和降河通道效率的、美国最常用的措施的效益和成本。至少6个案例研究工程成功地提高了溯河产卵鱼类的上溯通过率或降河通过存活率。最大的成功是科纳温戈大坝上的两架升鱼机，这两架升鱼机是萨斯奎汉纳河美洲西鲱恢复计划的基本部分：

大坝下游美洲西鲱成鱼数量1984-1992年间从4000尾上升到80000尾以上（Cada, 1998）。尽管所有工程都进行了其鱼类通过减轻措施的某种性能研究，但是在研究的范围和严格方面有相当大的差异。对于某些工程，监测仅限于一个季节期间的研究或者仅依凭目测。对于大多数案例研究，工程效益只能用绕坝转运的鱼的增加数量来表示。这些增加的数量对鱼群尔后大小的影响，目前不清楚。

5.2 欧洲

一份最近的清单显示，英格兰和威尔士约有380座鱼道。100多座是1989年以来修建的（Cowx, 1998）。多年来几乎只为大西洋鲑和海洋洄游性鳟修建鱼道，只是最近才意识到需要为河湖洄游性鱼类（除鲑鳟以外的淡水鱼）和其它非鲑科淡、海水洄游性种类如西鲱（欧洲西鲱和混西鲱）或鳗鲡修建鱼道。最常用的鱼道在英格兰和威尔士是水池型鱼道，新近是底板-隔板式丹尼尔鱼道（Armstrong, 1996）。在苏格兰，上世纪50年代使用的是潜流孔口鱼道、池堰道及鱼闸。

在法国，1984年正式通过的法律要求，必须保证自由通过位于标明为“洄游鱼类”河流上的所有障碍物。考虑的种类是大西洋鲑、海洋洄游性鳟、海七鳃鳗、欧洲西鲱和鳗鲡。法律重视的河湖洄游型种类为鳟、白斑狗鱼和茴鱼。在过去17年里，修建或改建了500多座鱼道。根据获得的经验，尤其是用水力模型做的实验和当场检测的结果，已在溯河



照片26: 苏格兰克卢尼大坝上潜流孔口鱼道（Larinier摄）



照片27: 由于多尔多涅河（法国）图伊列雷斯大坝上有升鱼机，洄游性鱼类如鲑和欧洲西鲱能够过坝并到达更上游的产卵场（Larinier摄）

鱼类设施的选择和设计标准方面取得一些进展。丹尼尔鱼道只用于小河流中的大西洋鲑、海洋洄游性鳟和海七鳃鳗。升鱼机或通道又大又深（垂直狭槽或深凹口）的大型水池式鱼道主要用于欧洲西鲱。必须考虑几个种时，推荐水池型鱼道（Larinier, 1998）。

在德国和奥地利，鱼道的设计和建造在过去的15年里也很活跃。鱼道设计往往考虑许多河湖洄游性种类（鳟，鲤科鱼类，鲈科鱼类等）。最常用的鱼道是有自然特征的旁路水道（Parasiewicz et al., 1998）。然而，在土地有限的地方，使用更普通的池堰式鱼道（DVWK, 1996）。

Povlov（1989）评述了前苏联（USSR）的鱼道，对鲑科鱼类使用普通的池堰鱼道。他描述了里海湾、亚速海和黑海，尤其是伏尔加河、顿河和库班河上修建的鱼道，目标种为鲟科、鲱科、鲤科（即文鳊（*Vimba vimba*）、鲈科和鲇科的鱼类。为这些鱼类设计了非常大的鱼闸、船闸、升鱼机以及集运鱼的可移动装置。

5.3 亚洲

日本的河流中设置了大约10000座鱼道（Nakamura和Yotsukura, 1987）。这些鱼道主要是为溯河性大麻哈鱼属的几个种（*Oncorhynchus* spp.）、日本鳡、栉虎鱼的几个种（*Rhinogobius* spp.）和香鱼（*Plecoglossus altiveslia*）而设计的。香鱼是一种非常重要的不定向洄游鱼，其幼鱼（50-60毫米长）溯河洄游。近来，河流性种类亦被选作目标种

(Nakamura, 1993)。95%以上的鱼道是普通的池堰鱼道，其它鱼道则是垂直狭槽型和丹尼尔型鱼道。最初为香鱼设计的鱼道大多数是无效的，因为它们是仅适用于较大鱼的欧洲设计的仿制品(Nakamura et al., 1991)。1990年与1995年在岐阜举行了两次关于鱼道的讨论会后，为改进并使鱼道设计适应于日本种类做出了巨大努力。鱼道的改进进展得如此迅速乃至被称为鱼道革命(Nakamura, 1993)。

正如Wang (1990) 和Clay (1995) 所说，中国具有巨大的水库系统(约86000座)，而且这些水库的渔业被充分利用并由孵化场放养来维持，因而感到几乎不需要修建鱼道。

第一批鱼道仅40岁(Wang, 1990)，约修建了60-80座鱼道(Nakamura, 1993)，主要目标种为河湖洄游性鱼类——四大家鱼及降河性鱼类——主要为鳊鲌。大多数鱼道为水池型。

Zhili et al. (1990) 描述了洙水河上的洋塘鱼道，它可以过45种鱼，每年过鱼数超过580000尾，鱼道的效果受到了很好的监测(每年观察5000小时)。鱼道的作用似乎是明显的，捕鱼量统计表明，洙水河上游地区的年鱼产量上升了2.5倍。这种鱼道是专门为通过非常小的鱼而设计的，水池内的湍流度很低且水池间的落差很小(约0.05米)。涡轮机以上的吸引流(16米³/秒)和集水管在该设施的效能中起重要作用。这个鱼道在发展中国家是设计优良、适应于土著鱼类和监测良好鱼道的少数范例之一。

5.4 非洲

非洲有2000多种知名的土著淡水鱼类。自上世纪50年代以来，为了灌溉和水力发电建造的大坝成倍增加。

北非即摩洛哥的河流中有西鲱种群，但是现有鱼道(或其中一些)和新建鱼道似乎不适合于这种鱼。装备有丹尼尔型鱼道的西地赛伊德大坝建造后西鲱从乌姆赖比阿河中消失(Chapuis, 1963)。1991年计划在塞布河上加尔德大坝上修建的鱼道既不适合于西鲱，也不适合于大坝，显然是注定要失败的(Larinier, per., comm., 1991)。

除了北非的西鲱外，不知道其它溯河性产卵种类。正如Daget et al. (1988) 所说，大坝仅可能阻碍河湖洄游性种类，如与繁殖周期和洪水泛滥有关的长距离溯河或降河种类大野鲮属、鲃属、鲑脂鲤属、复齿脂鲤属和琴脂鲤属，大坝的影响在位于有急流、峡谷、石场的区域中的若干喜流种的群落生境消失中或许更明显，而急流、峡谷和石场都是可能被选作筑坝的区域。

在南非，对鱼道的需求只是最近才逐渐明显。这个国家的淡水鱼类多样性低。在沿海岸河流中只有6种降海产卵鱼类即鲮、淡水鲮和4种鳊鲌(Mallen-cooper, 1996)。在德兰士瓦省较内陆的河流中有河湖洄游鱼类，主要是鲤科鱼，幼鱼和成鱼都洄游。现有为数不多的鱼道(1990年仅7个，Bok, 1990)是依据欧洲和北美对鲑科鱼类的现有设计，未满足土著鱼类的需要。

5.5 澳大利亚

澳大利亚温和的东南部大约有66种土著淡水鱼类，其中40%以上进行对完成其生活史必不可少的大规模迁移或洄游，（Mallen-Cooper和Harris, 1990）。沿海岸的河流中有许多是降海洄游性鱼类或不定向洄游性鱼类，幼鱼和成鱼都溯河洄游。在该国第二大水系，墨累—达令水系中，多数洄游种类是河湖洄游性，成鱼溯河洄游。据记录大约有50座鱼道（Mallen-Cooper和Harris, 1990），其中大多数为水池型鱼道并因为维护不充分，设计特征不合宜，即陡坡、速度和湍流度不适合于土著鱼类被判定为无效。

在新南威尔士，直到20世纪80年代中期仍使用鲑科鱼类设计标准设计的鲑科鱼类水池型鱼道（潜流孔口和池堰型）。近来采用实验性垂直狭槽鱼道对土著鱼类的实验室研究证明是成功的。对这些垂直狭槽鱼道的野外研究证明对土著鱼类有效能（与鲑科鱼类鱼道相比水池间水头损失减少，湍流度降低）（Mallen-cooper, pers., comm., 2000）。对较小的障碍物则采用坡降很低（1:20至1:30）的石坡和有自然特征的旁路通道，其使用仍属于实验性。在过鱼方面它们已获得一些初步成功，在多数情况下评估在继续（Mallen-cooper, pers., comm., 2000）。

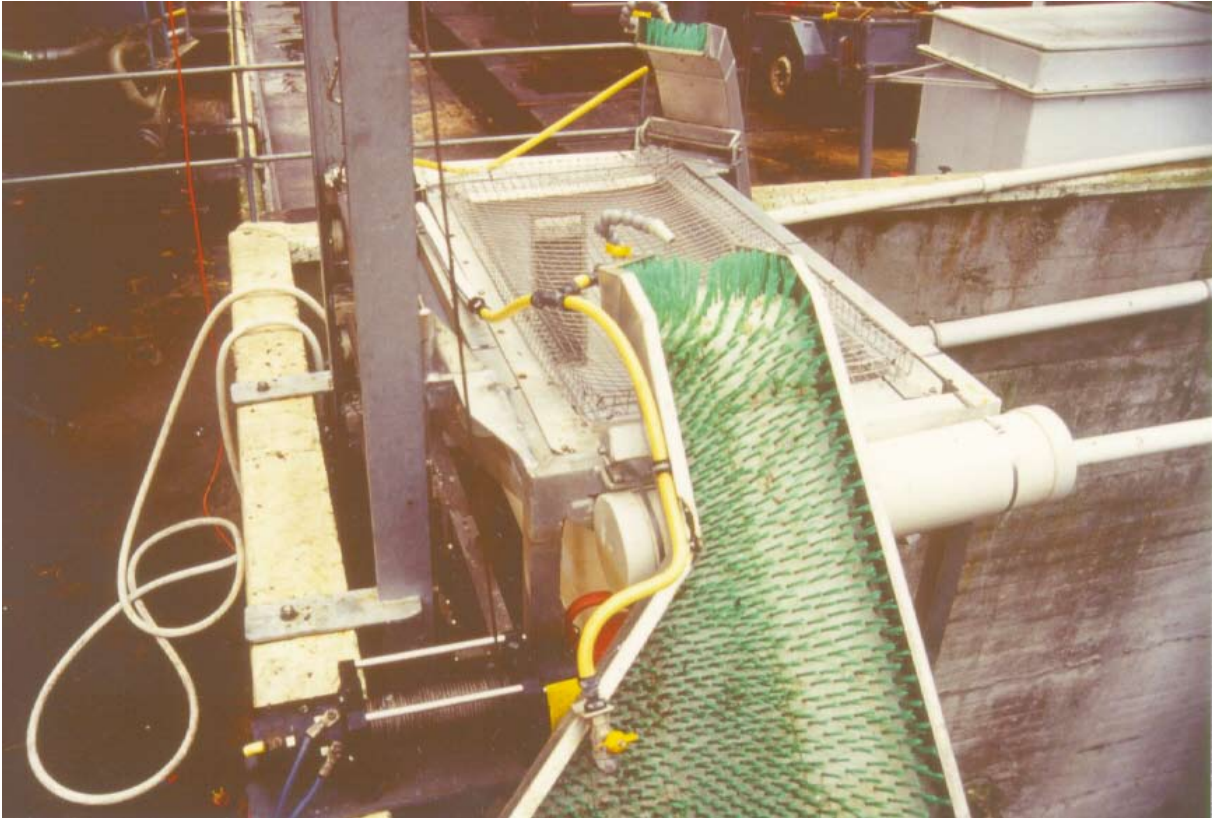
在昆士兰州，即澳大利亚热带和亚热带地区，1970年以前修建了22座鱼道，其中多数在潮汐坝上（Barry, 1990）。早期设计是依据北半球为鲑鳟修建的鱼道，这些鱼道中的大多数在为土著鱼类，主要是鲮（*Mugil cephalus*）和尖吻鲈（*Lates calcurifer*）提供通道方面被判定为无效，而鲮和尖吻鲈支撑着重要的商业性渔业

在鱼道协调委员会的指导下，昆士兰州开始实施一项较好反映土著鱼类需求的鱼道设计、建造和监测的计划。发起了对现有鱼道进行改型的一项重大计划（Jackson, 1997）。昆士兰州的实际准则是，坝高超过6米的地方使用闸，其它地方则采用垂直狭槽鱼道，水池间落差高度在0.08-0.15米之间（Betiz, pers. comm., 1999）。

5.6 新西兰

在新西兰现已识别的35种土著淡水鱼类中，18种是淡海水洄游性鱼类。需要通道去并从海里来的种类是：3种鳗鲡（*Anguilla* spp.）、1种七鳃鳗（南地七鳃鳗*Geotria australis*）、5种南乳鱼科的鱼（*Galaxias* spp.）、2种胡瓜鱼（青瓜鱼*Retropinna* spp.）、4种鮡塘鳢（*Gobiomorphus* spp.）、冰沙鲈（*Cheimarrichthys fosteri*）鲮（*Mugil cephalus*）和菱鲆（*Rhombosolea retiaria*）。还有一种虾（*Paratya curvirostris*）需要通过。有许多海洋鱼类已经受到河流下游中修建的建筑物的影响。淡、海水洄游鱼类中，南乳鱼科的鱼（银鱼）和几种鳗鲡支撑重要的商业性渔业、游钓渔业和传统渔业。除了这些土著鱼种类，至少有一种引进的鲑科鱼确实需要到海里去和从海中回的通道。其它已形成陆封种群的引进种，特别是引进的鳟和虹鳟及亦能在水系内进行广泛洄游的引进种。

1947年鱼道管理章程赋予渔业当局在存在过或可能存在鳟或鲑的河流上修建坝堰时有要求修建鱼道的权利。恰恰相反，没有制定土著鱼类通道的条款。实际上，当时的渔业管理者主张排除幼鳗对引进鳟的溯河种群是有利的。到20世纪80年代初期，散布在新西兰的



照片28: 卡拉皮罗大坝（新西兰）上的幼鳗陷阱网，定期抬高浮式陷阱网让小鳗溯河而上（Larinier摄）

33个左右水电大坝及防洪大坝上仅修建了8座鱼道。这8座鱼道全部都是为鲑建造的，鲑虽然是引进的，但被认为是最具经济价值的鱼类（Jowett, 1987）。

仅因为采用1983年的淡水渔业管理条例，土著鱼类的通道成为对新建筑物的一个要求。虽然自20世纪80年代以来修建了数座鱼道，但是不仅在高坝，而且在堰、涵洞及防洪闸附近仍有许多障碍物。障碍物上放置了衬有刷子的管道或衬有砾石的斜坡，帮助攀缘土著种类上溯通过（Mitchell, 1990, 1995）。尽管在高坝取得了一些成功，但是这些类型的鱼道在低水头建筑物处更加有效得多。对于高建筑物，捕获和转运操作则较为成功，通过短坡采集幼鳗、攀南乳鱼、鮡塘鳢，将其装入暂养箱并通过公路转运到上游。这类操作在有一个或不止一个大坝的系统，或因流动转向通过或进入必定受到限制的系统尤其有用（Boubée, pers., comm., 2000）。

随着鱼道和转运操作成功增多，现在特别需要着手解决成鳗的降河通道。迄今在任何水电大坝尚未安装降河通过设施。

5.7 拉丁美洲

正如Northcote（1998）所说，南美洲可能约有5000种淡水鱼，亚马逊河流域或许就有1300种以上（Petrcere, 1989），鱼类过坝问题有很大的潜力。大河中的鱼类群落主要

由河湖洄游性鱼类脂鲤亚目和鲇亚目组成。在脂鲤亚目鱼类中，鲮脂鲤科的旗尾鲮脂鲤属 (*Semaprochilodus*) 和鲮脂鲤属 (*Prochilodus*) 占渔获物很大比例。鲇亚目包括油鲇属 (*Pimelodus*)、短阔口鲇属 (*Brachyplatystoma*)、假阔口鲇属 (*Pseudoplatystoma*) 和吸口鲇属 (*Plecostomus*)。这些鱼类的洄游距离在200-1000千米之间 (Welcomme, 1985)。

水力发电蓄水被认为可能是人对亚马孙河渔业最危险的威胁 (Bayley和Petrere1989)。在巴西, 据Petrere (1989) 统计, 仅中央政府所有和管理的大坝约1100座。在河流上游建造大坝似乎导致水库中及河流上游中的洄游鱼类群体消失。大多数大坝没有鱼类通过设施 (Quiros, 1989)。Petrere列举了整个拉丁美洲仅有的46座鱼道和7座拟建或在建鱼道。巴拉那河上的伊泰普大坝没有修建鱼类溯河洄游的设施, 仅安装了一个实验模型以获取被吸引到大坝附近的洄游性种类的生物学信息。实验期间如河流的平均流量为11800米³/秒, 则吸引流流量仅为0.3米³/秒 (Borgyhetti et al., 1994)。锡纳马里河 (法属圭亚那) 上新建的珀蒂索特大坝没有鱼类通过设施。

最初修建的鱼道是北半球用来通过鲑科鱼类的池堰型。新近根据Pavlov (1989) 介绍的经验在高度超过20米的障碍物上修建了鱼闸和升鱼机。

经过评估的鱼道甚少, 而且它们运行成功的程度不同。Quiros (1989) 谈到阿根廷有3座不起作用的鱼道。在萨尔托多莫赖斯大坝区域出现的43种鱼中, Godinho et al. (1991) 在一座鱼道内捕捉到了34种。然而, 鱼道似乎具有选择性。每一种鱼的尾数都很少, 仅2%到达鱼道上部。他们谈到, 位于埃马斯福尔斯一座低坝上的另一条鱼道似乎比较有效。

正如Clay (1995) 所说, 拉丁美洲的经验似乎正在仿效世界其它地区的经验, 但因缺乏所涉及种类的知识及没有采用优良鱼道设计所需要的标准成功率有限。

6. 结论和建议

在北美和欧洲, 为这些国家数量非常有限的目标种, 主要是鲑科鱼类和鲱科鱼类建造了鱼道。这些种类是现有关于鱼道效能可靠数据的仅有种类。数据收集自控制站监测、截捕或视频监控等来源, 或通过标志/重捕或遥测等方法。

我们可以认为这类鱼道的设计技术对于这些种类是比较发达的。遵守关于鱼道自身、其位置和其进水口的位置及其流量的一些设计标准, 就能设计出从能通过群体的百分率和洄游延迟的观点来看较为有效的鱼道。

对于其它种类, 尤其是河湖洄游性和降海产卵性鱼类如鳗鲡, 关于鱼道效能的资料少得多。尽管我们知道怎样设计这些种类鱼道的, 即水力条件似乎适合于这些种类的游泳能力和行为的鱼道, 我们至多只能估计哪些鱼道较周密或不怎么周密。在我们不知道洄游需要和可能使用鱼道的洄游群体的大小的情况下, 通常很难评估这类设施的真实效率。



照片29: 为了恢复莱盖河（法国）的生态质量，尤其是河中的鲑种群，1996年爆破了15米高的凯南斯奎莱克大坝（Larinier摄）

重建鱼类溯河通道只是大坝引起的问题的诸多方面之一。还有降河洄游时引起的伤害及与水的流速改变、水质改变、掠食增多、及尤其是上游生境的消失或恶化相联系的间接影响。

这些因素的累加，尤其因为高坝或梯级坝，可能损害洄游鱼类群体的平衡，甚至危及其生存。这一论点与北美和欧洲爆破用途有限的大坝和被认为对环境有很大影响的大坝的趋势一致。法国在洄游群体是恢复计划对象的河流上爆破了3座坝。在美国，已提议拆除埃尔伍哈大坝和格林斯坎宁大坝及斯内克河下游的4座大坝，以恢复当地的鲑渔业。

在种类数量非常有限的鱼道技术先进的国家，我们可以认为，对于未急剧改变生境条件（在梯级大坝的情况下按其高度或数量）或未改变水的流量及水质的障碍物，鱼道是洄游的一个有效的减轻装置。但是对于其它大多数鱼类，尤其是河湖洄游鱼类或降河性产卵鱼类，没有关于鱼道效能的数据。

在其它国家，尤其在南美洲、亚洲及大洋洲，情形则大不相同。有许多洄游性种类，人们对其洄游生物学、洄游期及洄游阶段知之甚少或甚至一无所知。鱼道必须适应大小、游泳能力和洄游行为非常不同的种类，尤其是游泳能力有限的小型降海性产卵种类。

鱼道设计一直主要依据美国或欧洲对鲑科鱼类的经验，而且通常还是非最佳设计标准。鱼道一般不适合于要通过的鱼类种类。它们通常尺寸不够，尤其与它们所在的河流不

是非常适应。鱼道吸引鱼的方面很少被考虑。不但鱼道入口的位置有争论，而且鱼道内的流速不足，并且通常与该河流的等级不一致。

对于这些国家（大多为发展中国家），几乎从未正确考虑过维护鱼类通道。这种鱼道的效能很少被评估。在这样的情况下，鱼道的状况可能被认为是灾难性的也就不足为奇了。

正如Quiros（1989）在讨论南美洲的鱼道时所说，“发展中国家对本地鱼类的游泳能力及洄游行为几乎一无所知并且缺乏关于其行为的可靠数据意味着，不可能制定关于最适鱼道设计的广泛指南”。

应优先考虑获得鱼类群落、其生物学及其洄游行为的更可靠的知识。这些知识应能使我们更好地确定一特定河流中鱼道的任务并设计更适合的装置。

因此，应针对不同于北美或欧洲的环境，研究出合适的技术。一些国家如日本和澳大利亚已经意识到其问题的特殊性，并开始研究适合于自己国家的河流及自己国家的鱼类的技术。日本于1990年和1995年举行了两次学术讨论会，澳大利亚于1992年和1997年举办了两次专题讨论会。这就能拟定一个综述并提出优先考虑的事项，即“能确定洄游需求的、物力财力充沛和方向明确的研究、有生物学家和工程师适当配合的设计方案、必须监测所有新建或改建鱼道的承诺、鱼类在一整条河流内通过而非通过单个障碍物的整体解决”。已获得的结果似乎令人鼓舞。

我们不了解洄游鱼类，更不用说其游泳能力和洄游行为了，这不能成为无所作为的借口。然而，遗憾的是，大家通常都会做出这样的选择。例如法属圭亚那锡南马里河上珀蒂索特大坝最近的情况。

由于缺乏对过鱼种类的充分了解，鱼道应尽可能设计成具有多用途并易于改建。如果目标种为多种洄游鱼类，一些鱼道，例如有连续水池、水池间有落差、在各水池中耗散的能量能适合于鱼个体的大小的垂直狭槽鱼道比另一些鱼道好。应避免使用升鱼机（用于大型鱼类），丹尼尔鱼道亦应避免，因为丹尼尔鱼道往往有很强的选择性。此外，必须安装监测鱼道的装置。这一监测过程将使鱼道评估成为可能，由此获得的反馈信息可能对同一区域环境中的其它鱼道设计有用。

对于高坝，如果对多种鱼类的变动的游泳能力、洄游行为及群体大小都不知道，最好一开始将减轻的研究计划集中在鱼道的下部，即，至少在初始阶段建造并优化包括入口、补充吸引流和可用来捕鱼随后将鱼转运到上游的崭养池在内的集鱼系统。这是法国在20世纪80年代在完全掌握技术前建造欧洲西鲱的第一批鱼道时所采取的做法（Travade et al., 1992）。

鱼道设计要求多学科探讨。工程师、生物学家及管理者必须在一起工作，密切配合。必须对鱼类通过设施进行系统的评价，应该牢记鱼道技术这一术语的本义是经验的，即依据来自经验的反馈信息，如果考察鱼道技术史，显然，最重大的进展是在系统地评价了鱼

道效能和有义务提供结果的国家取得的。在一些国家如美国，新近在法国和德国，新近又在澳大利亚和日本，监测增多和认识到需要是对哪一个国家处于鱼道技术进展的起点。

然而，我们决不应看不到鱼道效能是有限度的。除了与鱼类通过有关的问题外，大坝的间接影响如流量改变、水质改变、更易被掠食及上游或下游生境的急剧改变都证明有重要意义。在一年的某些时间对流量管理的补充性减轻措施可证明对长期保持洄游鱼类群体的良好平衡是必不可少的。必须在比仅允许鱼类通过的狭窄方面宽得多的范围中研究一特定大坝的洄游种类的保护。

参考文献

- Armstrong, G.S., 1996. River Thames Case Study: Blakes weir fish pass, river Kennet. In: Fish pass technology training course (eds R.H.K. Mann and M.W. Aprahamian). Dorset: Environment Agency Publishers.
- America Society of Civil Engineers (ASCE), 1995. Guidelines for design of intakes for hydroelectric plants. New-York: ASCE Publishers.
- Bailey, P. and M. Petrere, 1989. Amazon fisheries: Assessment Methods, Current Status and Management Options. In: Proceedings of the International Large River Symposium (ed. D.P. Dodge). Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci. 106.
- Barry, W.M., 1990. Fishways for Queensland coastal streams : an urgent review. In: Proceedings of the International Symposium on Fishways '90, Gifu, Japan.
- Bates, K., 1992. Fishway design guidelines for Pacific salmon. Report of Washington Department of Fish and Wildlife.
- Baum, E.T., 1994. Evolution of the Atlantic Salmon Restoration Program in Maine. In: A Hard Look at some Tough Issues(eds S. Calabi and A. Stout). Newburyport, MA, USA: New England Salmon Association Publisher.
- Bechara, J.A., H.A. Domitrovic, C.F. Quintana, J.P. Roux, W.R. Jacobo and G. Gavilan, 1996. The effect of gas supersaturation on fish health below Yacyreta dam (Parana River, Argentina). In: Second International Symposium on Habitat Hydraulics (eds M. Leclerc, H. Capra, S. Valentin, A. Boudreault and Y. Côté). Québec, Canada. INRS Publisher.
- Beitz, E., 1997. Development of fishlocks in the Queensland. In: Second National Fishway Technical Workshop (eds A.P. Berghuis, P.E. Long and I.G. Stuart). Rockhampton, Queensland, Australia: Fishery Group, Department of Primary Industries Publishers.
- Beitz, E., 1999. Personal communication with the author. 26 October 1999.
- Bell, M.C., 1981. Updated Compendium of the Success of Passages of Small Fish through Turbines, Fish. Eng. Res. Prog., U.S. Army Corps of Eng., North Pacific Div., Portland, Oregon, USA.
- Bell, M.C. and A.C. Delacy, 1972. A Compendium on the Survival of Fish Passing through Spillways and Conduits. Report Fish. Eng. Res. Prog., U.S. Army Corps of Eng., North Pacific Div., Portland, Oregon, USA.
- Borghetti, J.R., V.S. Nogueira, N.R. Borghetti and C. Canzi, 1994. The fish ladder at the Itaipu binational hydroelectric complex on the parana river, Brazil. In: Regulated Rivers : Research & Management. Vol 9: 127-130.
- Bok, A.H., 1990. The current status of fishway in South Africa and lessons to be learnt. In: Proceedings of the Workshop on the the Rationale and Procedures for the evaluation of the necessity for fishways in South African rivers. Pretoria, Australia, March 1990.
- Boubée, J., 2000. Personal communication with the author. 14 January 2000.
- Bradka, J. and V. Rehackova, 1964. Mass destruction of fish in the Slapy Reservoir in winter 1962-63. In: Vodni Hospodarstvi, Vol 14 : 451-452.
- Cada, G., 1998. Fish passage migration at hydroelectric power projects in the United States. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Blackwell Science Ltd Publisher.
- Chapuis, M., 1963. Des échelles à poissons et du franchissement des barrages par les aloses. In: Bulletin Annuel de Pisciculture du Maroc: 20-23.
- Clay, C.H., 1995. Design of fishway and other fish facilities (2nd edition). Boca Raton, Florida, USA: CRC Press Publisher.

- Cohen, D.M., 1970. How many recent fish are there? In: Proceedings of the California Academy of Science. Vol 38: 341-345.
- Conrad, V. and H. Jansen, 1983. Refinements in design of fishways for small watersheds. Paper presented at Northeast Fish and Wildlife Conference, Dover, Vermont, USA, 15-18 May.
- Cowx, I.G., 1998. Fish Passage Facilities in the UK: Issues, and Options for Future Development. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz, and S. Weiss). Fishing News Books, Blackwell Science Ltd Publisher.
- Daget, J., I.C. Gaigher and G.W. Ssentongo, 1988. Conservation. In: Biologie et écologie des poissons d'eau douce africains (eds C. Levêque, M.N. Bruton and G.W. Ssentongo). Paris: Editions de l'ORSTOM.
- Desrocher, D., 1994. Suivi de la migration de l'anguille d'Amérique au complexe Beauharnois. Report Vice présidence Environnement, Hydro-Québec, Montréal, Canada.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau), 1996. Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Vol. 232: 110 p.
- Ebel, W.J., 1977. Major Passage Problems and Solutions. In: Columbia River Salmon and Steelhead (ed. E. Schwiebert). Proceedings of the AFS Symposium held in Vancouver, Special Publication N°10, American Fisheries Society, Washington, D.C., USA.
- Ebel, W.J., G.K. Tanonaka, G.E. Monan, H.L. Raymond and D.L. Park, 1979. The Snake River Salmon and Steelhead Crisis: its Relation to Dams and the National Energy Shortage. Northeast and Alaska Fisheries Center, National Marine Fisheries Service, Seattle, Washington, USA.
- Eicher, G., 1987. Turbine-related fish mortality : review and evaluation of studies, Report EPRI AP-5480, Palo Alto, California, USA.
- EPRI, 1986. Assessment of downstream migrant fish protection technology of hydroelectric application. Report Stone and Webster Engineering Corporation, Boston, Massachusetts, USA.
- EPRI, 1992. Fish entrainment and turbine mortality review and guidelines. Report Stone and Webster Engineering Corporation, Boston, Massachusetts, USA.
- EPRI, 1994. Research update on fish protection technologies for water intakes. Stone and Webster Eng. Corp. Report.
- Euston, E.T., D. Royer and C. Simons 1998. American eels and hydro plants-clues to eel passage. In: Hydro Review. Vol. 17(4): 94-103.
- Ferguson, J.W., T.P. Poe and T.J. Carlson, 1998. The design, development, and evaluation of surface oriented juvenile salmonid bypass systems on the Columbia River, USA. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Blackwell Science Ltd Publisher.
- Francfort, J.E., G.F. Cada, D.D. Dauble, R.T. Hunt, D.W. Jones, B.N. Rinehart, G.L. Sommers and R.J. Costello, 1994. Environmental mitigation at hydroelectric projects. Idaho: US Department of Energy Publishers.
- Gebler, R.J., 1998. Examples of near-natural fish passes in Germany: drop structure conversions, fish ramps and bypass channels. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Blackwell Science Ltd Publisher.
- Godinho, H.P., A.L. Godinho, P.S. Formagio and V.C. Torquato, 1991. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. In: Ciencia e Cultura. Vol. 43: 63-67.
- Godoy, M.P., 1985. Aquicultura. Actividade multidisciplinar. Escadas e outras facilidades para passagens de peixes. Estações de piscicultura. Florianópolis, Brasil.
- Haddington R.H., J.W. Van Der Stoep and J.M. Hagraken, 1992. Deflecting eels from water inlets of power stations with light. In: Irish Fish. Invest.. Vol. 36: 37-41.

- Hadderingh, R.H. and H.D. Bakker, 1998. Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Oxford, UK: Blackwell Science Ltd Publisher.
- Holden, P.B. and C.B. Stalnaker, 1975. Distribution and abundance of mainstream fishes of the middle and upper Colorado River basins, 1967-1973. In: Transactions of the American Fisheries Society. Vol. 104: 217-231.
- Hubbs, C. and J. Pigg, 1976. The effects of impoundments on threatened fishes of Oklahoma. *Annals of the Oklahoma Academy of Science*. Vol. 5: 133-77.
- Jackson, P., 1997. Strategy for fish passage in Queensland. In: Second National Fishway Technical Workshop (eds A.P. Berghuis, P.E. Long and I.G. Stuart). Rockhampton, Queensland, Australia: Fishery Group, Department of Primary Industries Publishers.
- Jowett, I.G., 1987. Fish passage, control devices and spawning channels. In: Aquatic Biology and Hydroelectric power development in New Zealand (ed. P.R. Henriques). Auckland: Oxford University Press Publishers.
- Larinier, M., 1990. Experience in fish passage in France : fish pass design criteria and downstream migration problems. In: Proceedings of the International Symposium on Fishways '90, Gifu, Japan.
- Larinier, M., 1992a. Passes à bassins successifs, prébarrages et rivières artificielles. In: *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*. Vol. 326-327: 45-72.
- Larinier, M., 1992b. Les passes à ralentisseurs. In: *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture*. Vol. 326-327: 73-94.
- Larinier, M., 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Blackwell Science Ltd Publisher.
- Larinier, M. and J. Dartiguelongue, 1989. La circulation des poissons migrateurs: le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. In: *Bulletin Français de Pisciculture*. Vol. 312-313: 94p.
- Larinier, M., J.P. Porcher, F. Travade 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. La dévalaison des migrateurs: problèmes et dispositifs. In: *Bulletin Français de Pisciculture*. Vol. 353/354: 181-210.
- Liu, J.K. and Z.T. Yu, 1992. Water quality changes and effects on fish populations in the Hanjiang river, China, following hydroelectric dam construction. In: *Regulated Rivers: Research and Management*. Vol. 7: 359-368.
- Lonnebjerg, N., 1980. Fiskepas af modströmstypen. Meddelelser fra Ferskvandsfiskerilab. Fiskeri-og Havundersogelser, Silkeborg, Denmark.
- Mallen-Cooper, M., 1997. Priorities of fishways in semi-arid and tropical streams. In: Second National Fishway Technical Workshop (eds A.P. Berghuis, P.E. Long and I.G. Stuart). Rockhampton, Queensland, Australia: Fishery Group, Department of Primary Industries Publishers.
- Mallen-Cooper, M., 1996. Fishways and freshwater fish migration in south-eastern Australia. Ph.D. thesis dissertation, University of Technology, Sydney.
- Mallen-Cooper, M. and J. Harris, 1990. Fishways in Mainland South-Eastern Australia. In: Proceedings of the International Symposium on Fishways '90. Pp 221-230.
- McDowall, R.M., 1998. Diadromy in Fishes. Migration between Freshwater and Marine Environments. Portland, Oregon: Timber Press Publishers.
- Meyers, T.F., 1994. The Program to Restore Atlantic Salmon to the Connecticut river. In: *A Hard Look*

at some Tough Issues (eds S. Calabi and A. Stout). Newburyport, MA, USA: New England Salmon Association Publisher.

Mitchell, C., 1990. Fish passes for New Zealand native freshwater fish. In: Proceedings of the International Symposium on Fishways '90. Gifu, Japan.

Mitchell, C., 1995. Fish Passage Problems in New Zealand. In: Proceedings of the International Symposium on Fishways '95. Gifu, Japan.

Monan, G., J. Smith, K. Liscom and J. Johnson, 1970. Evaluation of upstream passage of adult salmonids through the navigation lock at Bonneville dam during the summer of 1969. 4th Progress Report on Fish. Eng. Res. Prog. 1966-1972, U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Div.

Monten, E., 1985. Fish and turbines. Fish injuries during passage through power station turbines. Vattenfall, Stockholm, Sweden.

Nakamura, S., 1993. A review of fish passage facilities in East Asia. Fish Passage Policy and Technology. In: Proceedings of the Symposium. Portland, Oregon, USA.

Nakamura, S. and N. Yotsukura, 1987. On the design of fish ladder for juvenile fish in Japan. Paper presented at the International Symposium on Design of Hydraulic Structures, Fort Collins, Colorado, USA, 24-27 August.

Nakamura, S., N. Mizuno, N. Tamai and R. Ishida, 1991. An investigation of environmental improvements for fish production in developed Japanese rivers. Fisheries Bioengineering Symp. 10. American Fisheries Soc. Symp. USA, 32-41.

Northcote, T.G., 1998. Migratory Behaviour of Fish and its Significance to Movement through Riverine Fish Passage Facilities. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Oxford, UK: Blackwell Science Ltd Publisher.

Odeh, M. and C. Orvis, 1998. Downstream Fish Passage Facilities Design Considerations and Development at Hydroelectric Projects in the North-east USA. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Oxford, UK: Blackwell Science Ltd Publisher.

Office of Technology Assessment (OTA), 1995. Fish passage technologies: protection at hydroelectric facilities. Report OTA-ENV-641, Washington DC.

Parasiewicz, P., J. Eberstaller, S. Weiss and S. Schmutz, 1998. Conceptual Guidelines for Natural-like Bypass Channels. In: Fish migration and fish bypasses (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Oxford, UK: Blackwell Science Ltd Publisher.

Pavlov, D.S., 1989. Structures assisting the migration of non-salmonid fish: USSE. FAO Fish. Tech. Pap. No. 308. FAO, Rome.

Petrere, M., 1989. River Fisheries in Brazil: a review. In: Regulated Rivers: Research and Management. Vol. 4: 1-16.

Petts, G.E., 1988. Impounded rivers, Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd Publishers. 326p.

Philippe, L. 1897. Rapport sur les échelles à poissons, Ministère de l'Agriculture, Commission des Améliorations Agricoles et Forestières.

Porcher, J.P., 1992. Les passes à anguilles. In: Bulletin Français de Pêche et Pisciculture. Vol. 326-327: 134-141.

Porcher, J.P. and F. Travade, 1992. Les dispositifs de franchissement: bases biologiques, limites et rappels réglementaires. In: Bulletin Français de Pêche et Pisciculture, Vol. 326-327: 5-15.

Quiros, R., 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonids fish: Latin America, FAO-COPESCAL Technical Paper 5, UN FAO, Rome.

- Rajaratnam, N. and C. Katopodis, 1984. Hydraulics of Denil fishways. In: *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 110: 1219-1233.
- Raymond, H.L., 1979. Effects on Dams and Impoundments on the Migration Rate of Juvenile Chinook Salmon and Steelhead Trout from the Snake River, 1966-1975. In: *Transactions of the American Fisheries Society*. Vol.-108-(6): 509-29.
- Rizzo, B., 1969. Fish passage facilities design parameters for Connecticut river dams. Turners Falls dam. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Boston, Massachusetts. 33p.
- Ruggles, C.P. and D.G. Murray, 1983. A review of fish response to spillways. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1172, Freshwater and Anadromous Division., Resource Branch Department of Fisheries and Oceans, Halifax, Nova Scotia.
- Stolte, L. W., 1994. Atlantic Salmon Restoration in the Merrimack River Basin. In: (eds) *A Hard Look at some Tough Issues* (eds S. Calabi and A. Stout). Newburyport, MA, USA: New England Salmon Association Publisher.
- Travade, F. and M. Larinier, 1992. Ecluses et ascenseurs à poissons. In: *Bulleting Français de Pêche et Pisciculture*. Vol. 326-327: 95-110.
- Travade, F., M. Larinier, S. Boyer-Bernard and J. Dartiguelongue, 1998. Performance of four fish pass installations recently built in France. In: *Fish migration and fish bypasses* (eds M. Jungwirth, S. Schmitz and S. Weiss). Fishing News Books, Oxford, UK: Blackwell Science Ltd. Publisher.
- Tsvetkov, V.I., D.S. Pavlov and V.K. Nezdoliy, 1972. Changes of hydrostatic pressure lethal to the young of some freshwater fish. In: *Journal of Ichthyology*. Vol. 12: 307-318.
- Walker, K.F., T.J. Hillman and W.D. Williams, 1979. The effects of impoundment on rivers: an Australian case study. In: *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. Vol. 20: 1695-701
- Wang, Y., 1990. Design and Application of Fish Passage and Protection Facilities in China. In: *Proceedings of the International Symposium on Fishways '90*. Gifu, Japan.
- Washburn and Gillis, 1985. Upstream fish passage. Montréal: Canadian Electrical Association Publishers.
- Welcomme, R.L., 1985. River Fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 262. FAO, Rome
- Williams, J.G., 1998. Fish passage in the Columbia river, USA and its tributaries: problems and solutions. In: *Fish migration and fish bypasses* (eds M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss). Fishing News Books, Oxford, UK : Blackwell Science Ltd Publisher.
- Zhili, G., L. Qin hao and A. Keming, 1990. Layout and Performance of Yangtang Fishway. In: *Proceedings of the International Symposium on Fishways '90*. Gifu, Japan.
- Zhong, Y. and G. Power, 1996. Environmental impacts of hydroelectric projects on fish resources in China. In: *Regulated Rivers: Research and Management*. Vol. 12: 81-98.
- Ziemer, G.L., 1962. Steeppass fishway development. Informational leaflet of Alaska Dept. of Fish and Game.

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Iakovleva, 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—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。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。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、滤网或削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（Summerflet, 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(Schwalm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、尾水渠道鱼栅、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30-60米³/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度）。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，并最终影响鱼的种类组成 (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。因为累积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。这些小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Holčik, 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，如在发展中国家，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場上更受欢迎。

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Les, 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 implementation 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、资源机构和电管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。

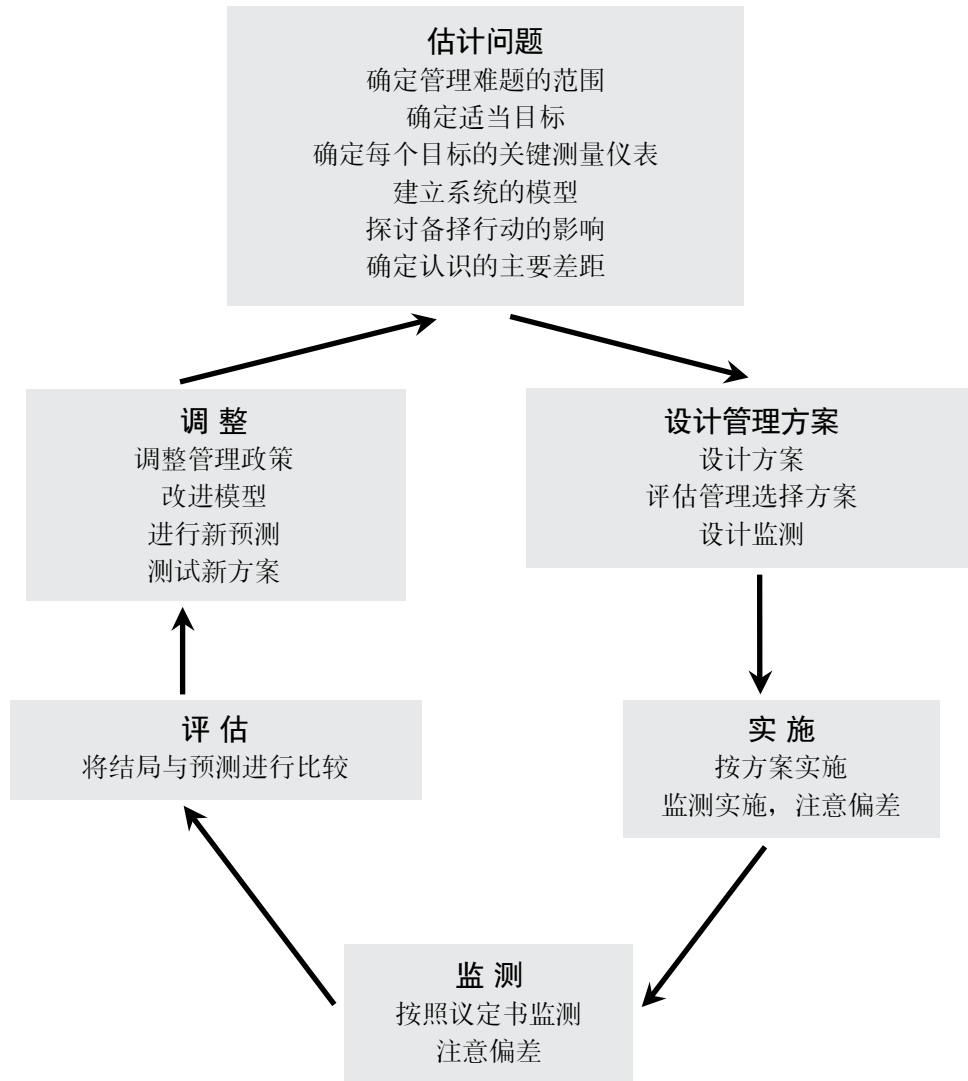


图 1. 自适应管理框架

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.
- Alzguir, 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. Stražkraba). 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.
- Dorrcatague, 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. Assessment 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 Fisheries. *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. Klinec, 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., Petreire 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 Rerelease 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: *Destratification 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.

环境问题、受大坝影响渔业的 管理资格及信息库

Carry M. Bernacsek

全球水协作所有权股份有限公司渔业与环境专家
澳大利亚悉尼新南威尔士2041巴尔梅区伯奇格罗夫街45号

全文概要

评述了大坝论证、大坝设计、大坝工程评估、大坝建造、大坝运行及大坝退役这六个阶段的渔业管理权限和信息库要求。

由于水文变化剧烈及对存在鱼的影响，人们认识到渔业管理应用于大坝是有争议的的和困难的。

大坝通过对溯河或降河方向洄游的阻止或产生障碍及通过鱼类经过大坝泄水结构时的死亡或伤害而直接影响鱼类。

大坝通过改变和/或恶化上游和下游的水生生物环境间接影响鱼类生物多样性、鱼类资源和渔业。水生生物环境的改变和/或恶化包括水库的温度分层、水库下层凉且缺氧的水泄入下游、下游流量改变及下游洪泛平原洪水泛滥终止、水库中泥沙和营养物截留、污染物从被截留泥沙泄入水库食物链、漂浮水生植物在水库中蔓延、被缠结在水库中淹没树上的网具、水位下降期间岸线长距离凹进及水库消落带农业引起的农药污染。

与大坝相关的渔业管理目标包括常规管理目标、防止濒危鱼类或重要经济鱼类生物多样性损失、维持鱼类资源量、渔获量、就业和收入的可持续性、消费者食用鱼供应的安全及可出口鱼产品的生产。

因坝而异的渔业管理目标包括为溯河洄游和降河回游提供旁路设施、开发水库新的渔业潜力及保持受影响环境（支流、下游河流、三角洲、河口及近海区）中的生物多样性。

在大坝论证阶段，在商业性渔业和游钓渔业影响区内必须实行基于社区或用户群的渔业管理体制；必须进行初步环境调查；必须建立一个能尽可能详细提供关于水生生物环境、鱼类多样性、鱼类洄游、上下游现有渔业、大坝的可能影响及合理调节措施的数据库。

在大坝设计阶段，应从前一阶段继续基于社区的渔业管理。应进行环境影响评估，这一阶段要求的信息库建立在前一阶段收集的信息基础之上，但应详细得多、全面得多。研

究的主要产品是评估对鱼类和渔业的影响水平和对鱼类与渔业的风险水平，及从渔业的观点陈述工程的适合程度、可接受性或需要拒绝。此外，应给出一套减轻措施和一个环境管理方案，建议在下列任何一种情况下对工程进行改造：a) 大坝工程总的来说可接受，但改造能改善其环境外观，或b) 不顾渔业部门拒绝工程的忠告接受大坝工程。应将这些改造纳入大坝工程的最后设计。

在大坝工程评估阶段，应从前一阶段继续基于社区的渔业管理。在工程评估期间，要鉴定工程的价值。环境影响评估和环境管理方案中有所需要的主要信息。批准建坝前应解决关于渔业影响及减轻的一批问题并达到标准。

在筑坝阶段，需要进行旨在防止由施工活动引起的对鱼类生物多样性和鱼类资源损害的渔业管理活动。主要影响是土壤侵蚀和粉沙溢出进入河流、下游主要鱼类生境淤积、炸伤和对鱼类洄游的封锁。这一阶段要求实时数据。管理活动必须对施工进度迅速作出反应。对清库应给予特别注意，以减少导致缠结网问题的方式清除林木，但仍允许足够表面积供充当鱼类饵料的水生附着生物生长。信息必须集中在悬浮固体、泥沙迁移、鱼类死亡率、鱼类洄游和鱼类生物多样性。

在大坝运行阶段，必须解决1) 水库及其支流；2) 动物区系及鱼类通过设施；3) 下游河道及洪泛平原；4) 三角洲、河口及近海4个影响区的渔业管理要求。

水库渔业管理关注的焦点是保护支流流入区中的产卵场、放养土著鱼类和非土著鱼类以增加生产、开发上层小型鱼类渔业及管理水位，防止对鱼类群体有害的错误行为。动物区系通过设施的管理包括用种类、数量、长度/重量范围表示的鱼类通过量的监测。应对为各个种提供入口通路的鱼道的效率进行评估，并根据结构进行适当调节以提高其效率。应确定鱼道对水库渔业和下游河流渔业的总影响。

下游河流渔业管理关注焦点是从大坝泄出的缺氧水的曝气、提供高效鱼道让繁殖群体和幼鱼洄游过坝、减少消力池中的湍流及减轻洪泛平原上鱼类损失。释放人工小洪水和提供足够的旱季流量对于维持洄游鱼类，尤其是濒危种类的适宜环境具有决定性意义。三角洲、河口及近海渔业管理关注的焦点是淡水泄入量的改变及水库中可能对某些鱼类资源如上层小鱼及虾有害的泥沙/营养物截流。

大坝运行期间信息库要求可分两类：1) 用来评估渔获量和努力量的规范渔业管理数据；2) 用来评估大坝影响和减轻措施效率的、关于鱼类生物多样性、鱼类资源和环境参数方面的数据。应将数据输入渔业动态模型，以便其输出信号可被大坝操作人员用于水管理控制模型。

在大坝退役阶段，渔业管理应集中在大坝运行期间遭受影响的鱼类资源的迅速恢复上。必须采取措施，防止毁坝期间对鱼类资源的损害，亦应采取改善水生生物环境和相关陆生生物环境的措施，如河流修复。应精心监测鱼类生物多样性和洄游及泥沙负载。应坚持以社区为基础的规范渔业管理。

评述了区域不同坝型特征的若干方面。筑坝的目的多种多样，包括水力发电、灌溉、防洪、航运、饮用水和工业供水、鱼类生产及游钓和划船。有效的环境评估和管理，联同土木工程结构设计的改进使得最近的一些大坝工程对鱼类更友好并在环境上可接受。

与大坝有关的渔业管理法律框架是复杂的。它包含支配许多部门的法律和法规，这些法律和法规涉及水资源、环境评估、渔业管理、生物多样性保护、林业管理及农药。需要起草便于改变大坝结构、纳入减轻措施、改变大坝运行规则、以利于鱼类生物多样性和渔业的法律文件。法规还应要求大坝年收入的一部分用于环境研究和减免，并责成大坝所有者实施有益的减免措施。

提出“生物多样性无损失”的标准作为所有大坝工程必须争取的目标。

1. 引言

渔业管理应用于大坝和受大坝影响的鱼类资源及水生生物环境是一个很难的题目。这之所以是一个多元的努力，因为它包括了与调节渔捞力量和维持资源量及许多类型的土木工程建筑和水生生物环境操作有关连的常规渔业管理活动。在过去，渔业管理关注一般仅适度注意研究预算、大坝设计备择方案（或工程备择方案）选择标准的重要性及减轻对鱼类生物多样性、鱼类资源和渔业的负面影响。令人高兴的是，这一情况已好转，因为环境影响评价（EIA）对于大多数类型的大坝工程已成为普遍强制性的。管理方法和减免措施的重要进展导致新的大坝工程在环境上比过去更友好（例如见Colt和White, 1991）。

但是，在工程周期中，就渔业管理关注而论，仍然存在重大技术缺陷，并且有很大的负面影响，而对这些负面影响又尚未想出始终有效的措施（Roberts, 1995）。这些问题中的一些（对鱼类洄游的阻止、鱼道的效率、洪泛平原鱼类生产减少）使人感到气馁。关于能够减轻这些影响的可行性，在许多渔业专家和环境专家中间出现了难以克服的悲观情绪，导致游说将来暂停对所有大坝的施工。近几年，渔业管理，尤其是资源使用者和遥远的中央政府管理当局间冲突的普通社会和经济理论取得了进展。这导致捕鱼社区大部分以共管、自我管理和私有制等多种形式参与管理。但是难题依然存在，包括执行和处理在世界范围内不平衡和解决资源所有制、交通和执行机关方面的主要突出问题的困难。

大坝的设计、施工和运行是所有土木工程中信息最密集的项目之一，一般采用范围广泛的专业技术。由于大坝运行的复杂性和影响的多样性，责任重大和运行良好的工程产生一个信息和专业资格要求。这个信息和专业资格要求扩展，远超过纯工程、水利和水文技术，包括社会学、环境和经济学科。本文关注的是大坝工程周期各个阶段有效管理渔业部门所需要的信息库。对与受大坝影响的渔业管理有关的事情做出合理决策，应依据综合且高质量的信息，低质量的信息库大概不会导致有利于渔业部门的结局。

本文旨在评述在大坝工程的各个阶段需要何种类型的与渔业管理相关的信息和需要何种渔业管理资格才能保证在大坝工程处实施有效的减缓措施，获得新的渔业开发机会，渔业实现可持续性及其在整个工程周期保护鱼类生物多样性。

本文主要依据已发表的文章和咨询报告的桌面研究而写成的。本文还吸取了作者在非洲和亚洲大坝渔业方面的经验。在大坝及其水库渔业管理方面，全世界有相当丰富的文献。在一篇像本文这样短的文章中，不可能全面评述这些文献。为支持本文中提出的论点提供了一些说明性的例子，而主要资料的参考文献可让读者更详细地追踪重要专题。本卷其它文章中亦能找到有关例子。

2. 大坝工程周期对渔业的主要影响

大坝工程周期有6个阶段（见世界银行，1991a：讨论2-3）：

1. 大坝论证阶段；
2. 大坝设计阶段；
3. 大坝工程评估阶段；
4. 大坝施工阶段；
5. 大坝运行阶段；
6. 大坝退役阶段。

论证、设计和评估阶段主要是规划和验证阶段，不在对渔业有负面影响的领域，也不伴随有任何较大的土木工程活动。因此，除了在未控制的河流中应用的那些措施外，没有渔业管理操作的特殊要求。然而，由于环境评价活动，这些阶段是信息密集的，并且对产生最终修大坝达到渔业管理目的所需要的信息，或因环境原因支持放弃大坝工程的决定关系重大。

施工阶段期间，由于清除活动和挖掘活动，对渔业的主要潜在环境影响产生于土壤侵蚀和粉沙溢出流入河流。这损害水质并可导致对鱼类的急性或亚致死毒性。在河流中亦有鱼类主要繁殖、育苗或越冬生境被淤积的危险。对鱼业的另一危害产生于使用炸药。爆炸冲击可能对鱼类群体引起致死或亚致死伤害。对鱼类洄游的阻止在地貌允许为河流泄水开挖临时旁路通道的坝址处通常不是一个问题。然而，位于狭窄河流峡谷的大坝的受地貌制约不允许为河流泄水开挖旁路水道，而在悬崖峭壁上开挖的导流隧道被用来将河水从坝基开挖区引开。水速、隧道坡度及水跃可能产生对鱼类不友好的条件并有效地阻止鱼类的溯河洄游。

对渔业和水生生物环境最严重的影响是发生在大坝运行阶段，而大坝运行阶段一般跨越50-100年。Petts（1984）和Welcome（1985）综述了全球大坝对渔业和水生生态的影响，而伯纳克塞克（1984a，1997a）对大坝对非洲和东南亚的水生生物环境和渔业的影响进行了详细分析。这些影响可以分为两类：1）对鱼类的直接影响；2）以导致鱼类生物多样性、鱼类资源和/或渔业生产恶化的某种方式对渔业环境的影响（上游河流、水库、下游河流、河口、三角洲及近海）。

第一类影响包括如下：

- 大坝是几乎所有鱼类种类溯河洄游的障碍。这阻止繁殖群体在繁殖季节到达其产卵场，导致大规模补充失败及坝上群体最终灭绝。沿海大坝阻止1、2龄幼鲑和其它鱼类的幼鱼洄游到咸淡水繁殖区和索饵场，到达上游淡水生境，产生类似影响。
- 降河洄游过坝对于许多鱼类种类也可能是很难的或不可能的。从支流洄游进入水库的鱼类可能找不到其到达坝址的路线，随后通过泄水建筑物顺流而下。这会影响到产卵和补充。

- 降河通过大坝处泄水建筑物的鱼可能以磨擦粗糙表面、涡轮机轮叶碾压、压力迅速改变、水剪切效应及消力池中氮过饱和等多种方式遭受死伤。

第二类影响包括如下：

- 暖季期间水库温度分层可导致水库下层水脱氧。从水库下层泄出的凉和/或缺氧水可严重降低下游水质及负面影响鱼类资源和渔业。由于持续缺氧，鱼可从坝下游的江中消失。
- 大库容水库大坝可在下游河道中产生异常低的流量，并减少或消除下游洪泛平原的洪水泛滥。洪水泛滥的水位、持续时间及面积减少严重限制鱼类生产。鱼类生物多样性一般也遭受损失。在水电大坝有地下电站和河的全部流量被导流到电站的情况下，河流中段可能永远是干涸的。
- 水库截留支流带入的泥沙。大坝流出水的浑浊度通常很低，且在下游洪泛平原或三角洲上没有富含营养物的泥沙沉积。这将减少下游水生生物环境的肥力和生产力。在若干情况下，远在河口和近海的下游都可感觉到对渔业生产的负面影响。
- 在泥沙从水库泄出的情况下，浑浊度可能变得非常高。这可能对下游的动植物区系造成严重的问题。
- 水库中截留的泥沙可能被来自汇水源的农药和工业化学物质污染，残留物可能进入水库食物链并污染鱼。
- 水库中大型漂浮植物蔓延可引起水库水质和下游流量下降。这一般是由营养物从被淹没的植被和土壤中释出引发的，导致在蓄水后的头几年期间初级生产的营养高涨和漂浮植物大量产生。一大丛一大丛的漂浮大型植物可导致水柱缺氧和酸化。在这种情况下，鱼类生物多样性和鱼类生产下降，仅呼吸空气的物种能存活。多数类型渔具的使用成为不可能。
- 多数水库在初期蓄水前未清理树木和灌木。在继续网捕和引起鱼类过多死亡的被淹没林木中，渔民经常损失大量刺网。
- 水位下降导致水库岸线在底坡度缓的区域长距离凹进达数千米。这迫使发展中国家中的个体渔捞者（或发达国家中的游钓者）不断迁移才跟上水位下降期间退缩的岸线或不被蓄水期间前进的岸线淹没。将渔获物运过暴露的消落带到公路供商人挑选时亦可能经历困难。渔村仅坐落在底坡度陡的岸线区（岸线位移最小的区域）可能迫使水库中的船长距离航行才进入某些渔场。
- 在许多水库，潮湿的消落带被用来进行农业生产。通常用农药控制害虫蔓延，而这导致水库鱼类污染，从而危害消费者健康。。

在大多数情况下，修建一座大坝导致鱼类生物多样性和资源量下降。通常鱼类种类数量减少。长距离洄游种类和急流种类的群体减少，而上层种类和喜缓流水的（即预先适应了湖泊条件的）种类的群体增加。

3. 与大坝有关的渔业管理目标

在全世界范围内，大坝设计、大坝运行、受大坝影响的环境及气候带都有大量的多样性。尽管如此，制定几套能应用于多数大坝的渔业管理目标仍是可能的。与大坝有关的目标分两类。有常规或规范管理目标，常规或规范管理目标不是只有大坝影响的渔业才有的，而是适用于全世界大多数渔业。这些一般包括下列的若干或全部：

1. 使资源量维持在高水平；
2. 减少过度开发和资源衰退的风险；
3. 实现重要经济鱼类生产的可持续性；
4. 防止鱼类生物多样性损失；
5. 保持就业水平，提高渔业部门的收入；
6. 向国内消费者提供买得起的优质鱼；
7. 生产出口的鱼产品。

大坝把非常专业化和严格的条件强加于渔业和水生生物环境，因此，为了支持和阐明上述总目标，可提出一套对大坝较具体的目标。这些包括：

- A. 为溯河洄游过坝的鱼类（和其它动物）提供有效旁路设施；
- B. 为降河洄游过坝的鱼类提供安全且有效的旁路设施；
- C. 在大坝的水库中增进新渔业潜力；
- D. 保持进入水库的支流中的鱼类生物多样性和生产；
- E. 保持坝下游河流环境中的鱼类生物多样性和生产；
- F. 保持坝下游盐水环境（三角洲、河口及近海）中的鱼类生物多样性和生产。

实现所有这些目标对于多数大坝是一项艰难的任务，而且艰难程度随着大坝高度增加而增加。管理对策的合理规划和建立在可靠和综合信息库基础上的运行，对于实现成功是必不可少的。

4. 大坝论证阶段

4.1 渔业管理资格要求

在这一阶段，没有土木工程野外活动的干扰。因此，对鱼类生物多样性或渔业没有影响。然而，有必要进行规范渔业管理，调节渔捞努力量，避免资源过度开发和保护生物多样性。完善的管理必定使洄游鱼类种类的群体保持高水平。除渔业产生的效益外，这能足以证明洄游繁殖群体对于现有河流渔业的重要性并认为工程周期期间保护资源的管理积极性是有理由的。即使工程最终被无限延期，大坝没有修成，河流渔业完善管理的效益将仍然是显而易见和值得的。

渔业专家的普遍共识是，基于社区的体制对小规模渔业最合适、最有效。例如，对老挝最近竣工的欣本屯大坝提出了一项参与性渔业管理计划（Phonvisay, 1997）。Scudder和

Conelly (1985), Ruddle (1987) Asada et al. (1983)、Berkes和Kislalioglu (1989) 分别介绍了基于社区的渔业管理方法。

粮农组织 (1997) 介绍了管理内陆渔业的一般指南, 小规模渔业的免费赠送指南正在编写中。Welcomme (1985: 24-265) 评述了河流渔业管理的具体措施, 包括进出管理、提高渔民的捕捞资格、禁渔期、鱼类保护区、网目调节、渔具禁用、流量调整、鱼类隐蔽处和产卵区改善、鱼道、新种引进、放养、养殖、网箱养殖、稻—鱼养殖等。

4.2 渔业信息库要求

粮农组织 (1996b) 评述了规范渔业管理的一般信息要求。这些包括渔获量和努力量数据、渔民数量、渔船和渔具的数目及特征、资源评估指数和资源状况、影响鱼类资源的生物参数和环境参数、捕捞社区的社会—经济特征、市场参数及渔业内部的冲突。

在大坝工程周期内, 这一阶段包括合适坝址的论证和与大坝施工及功能有关的一般研究, 其中包括汇水区内的水文特征 (面积、雨量、流量)、坝址处的水力参数、水库形态 (海拔高度、库容、面积关系)、确定目的 (灌溉、发电、供水等) 的潜在生产能力。在坝址处进行各种各样的土工技术研究, 确定最佳坝型。还编写成本和效益的若干指标。

在这一早期阶段, 与大坝工程有关的渔业管理规划应处于初期环境调查 (IEE) 水平。IEE的目的是, 提供工程影响区中鱼类生物多样性和渔业的性质和价值、可预期影响的类型和严重性及可实施的减缓措施的基本评估。实际上, 如果工程进展到设计阶段, 所有大坝工程都需要充分而全面的环境影响评价 (EIA)。因此, IEE被认为是为后来的EIA提供基础和框架的一个有用的暂时性环境评价练习。世界银行 (1991b; 1991c) 及亚洲发展银行 (1993) 的报告中提供了关于大坝工程IEE和EIA指南的例子。联合国 (1990) 提供的EIA指南特别详细且还包括作为例子的案例研究。还应从鱼类资源的角度进行与IEE有关的环境风险评价 (ERA) (关于详细方法, 见亚洲开发银行, 1991), 并在工程周期的随后阶段进一步推敲。

IEE应论证和强调与拟建大坝有关联的渔业和鱼类生态的主要问题。这些问题可能包括对重要经济鱼类群体洄游的封锁、濒危种类的丧失、惟一且珍贵的生态场所如瀑布和急流的淹没、咸淡水上层小型鱼类供饵危机或对坝下濒危鱼类的温度胁迫和氧胁迫的风险。

IEE所需要的渔业信息库包括以下几方面:

- 从渔业角度确定工程的影响区范围;
- 包括产卵区、越冬隐蔽生境 (如河流中的冲刷坑)、洪泛平原、红树林沼泽、三角洲及河口在内的工程影响区的重要或珍稀鱼类生境的位置和特征;
- 鱼类生物多样性及与鱼类生物学和渔业相关的有关水生植物和动物的生物多样性目录;

- 与年水文周期事件相关的每一种鱼的全部生活史和年行为周期信息；
- 整个工程影响区内，特别是坝址附近的鱼类（长距离洄游鱼类和在生活史的某些阶段依靠沿河流连续统一体纵向迁移的鱼类）的洄游行为；
- 上下游现有大坝的数量及其影响；
- 工程影响区中渔业的现状，包括就业、生产、收入、技术、加工、销售及国际贸易；
- 水库（对于蓄水量大的坝）形态测量的一般特征及其可发展渔业的潜在产量。

这一信息库的分析可鉴定重要渔业资源并确定拟建大坝对这些资源的主要影响。IEE亦应指出可用于每一种影响的减免措施类型。

如果论证阶段的结果是判断大坝作为一项工程是否稳妥和可行，大坝作为一项潜在工程可加入部门（即能源部门、农业部门、供水部门）的文件夹中。关于渔业影响的信息通常作为多部门IEE综合报告的一个附件被收入在内，这一综合报告又附于工程论证主要文件之后。这能保证在充分认识对鱼类生物多样性、鱼类资源和渔业部门的可能后果的情况下做出将工程推进到设计阶段的决策。

5. 大坝设计阶段

5.1 渔业管理资格要求

同大坝论证阶段一样，在大坝设计阶段通常不进行干扰的野外活动。因此，对鱼类生物多样性或渔业没有发生影响。上一阶段实施的基于社区的渔业管理应推进到这一阶段。随着信息库在IEE和EIA活动下增大，应根据管理实践进行适当调节。亦有检验假设、进一步增强基于社区的管理结构和修建渔业保护走廊的机会。

5.2 渔业信息库要求

大坝设计阶段的开始表明，某个特殊机构确定经过论证的大坝是满足某一特殊需要（即对电力日益增长的需要、对航运和粮食生产日益增长的需要及对饮用水日益增长的需要）的最佳解决办法，而且从大坝提议方来说着手施工有重要意义。这一阶段的特点在于坝址的详细研究、水文模拟试验、对大坝产出（电力、灌溉水、生活用水供应）的需要量及工程的经济生存能力的综合分析。通常，要准备和评价多个备择地址和大坝设计图，选择最佳设计图，继续筹备至详细施工准备阶段。

大多数国家的环境法和财政支持机构的内部规定通常要求在大坝设计阶段进行综合EIA。这包括影响研究如渔业、社会学、野生生物、林业及健康的范围，目的是分析最佳坝

址和大坝设计图及备择坝址和设计图的影响和减免措施，建议适当修改，尽可能使工程最佳化。然后将这些修改纳入工程的最终设计图中（或如果这不可行，可根据渔业影响建议放弃该工程）。这个过程信息非常密集，而且时间灵敏度高，包括建模、情况分析和做出决策。要使这个过程成功，设计组在适当时期须备有高质量信息。过去，渔业信息质量总是不能满足要求，而且预测能力差（Bernacsek, 1997a）。

EIA要求的信息库比IEE要求的全面得多，而且更集中。EIA要求的信息包括以下几组数据：

- 全面的环境原始数据和与渔业关联的历史水文数据及相关数据的分析。水库形态测量、等高线图绘制、基底类型图/植被图绘制、河中坝址上下游障碍物的数量及特征、水文模型建立及设计规则曲线分析、最少一个全年周期，但最好两个或两个以上年周期的河流淡水生物学研究。
- 坝址上下游、覆盖整个坝影响区的全部鱼类目录。每种鱼类的生活史简介，洄游行为及过坝址洄游，产卵期和产卵生境位置，生长和摄食；
- 河流（坝址上下游）的全流域生态模拟及水库（有坝和无坝）的生态模拟。重点在鱼类生物多样性和鱼类生产，及相关参数如鱼类饵料基础（浮游生物、植物、无脊椎动物、饵料鱼）；
- 大坝上下游渔业部门的渔获物评估及体制调查。关于渔捞努力量和鱼类生产、加工、销售和经济效益（收入和就业）的详细信息，目前渔业管理实践（一般按国家而论，在国家则按河流、其它大坝处）的结构和效率，渔业立法及执行权限；
- 关于工程所有工作的详细信息。结构的设计及负载量，不同设计方案的运行规则（即设计规则曲线）；
- 减轻大坝负面影响可行措施（不同大坝设计方案）分析。起草环境管理总体方案的渔业部分；
- 增进渔业可行措施分析。清除库盆中树木和灌木以利于渔业的生产、引种与放养，水库中渔业基础设施和捕鱼社区的位置。

工程设计的某些方面可能要求周密的分析和可行性研究。鱼道设计关系重大，关于这一重要而困难的课题有大量的文献，如Natarajan和Sehgal（1981），Pavlov（1989），Quiros（1989），Katopodis（1990），印度—太平洋渔业委员会（1991），Larinier et al.（1994），Clay（1995），Pholprasith（1995）及Odeh（1999）。过去十年在日本岐阜举行了两次关于鱼道设计的重要国际学术讨论会（Anon., 1990; 1995a）。这两次学术讨论会对全世界最近的经验进行了大量比较。显然旁路设施在大坝处失败的惟一最重要的原因是鱼道设计的不正确选择，其次是为了节省建筑成本设计不合标准（一般是河床坡度太陡）。倘若鱼道工程可能有非常稳定的收益率，这为修建一个不怎么陡和对鱼类更友好的结构而增加经费给予了一个相当大的余地。对旁路设施的需求也许不只限于鱼类，也会包括江豚这样的旗舰种（Reeves和Leatherwood, 1994）。因此必需全面研究河流动物区系。

新水库中发展的渔业类型预测具有重要意义。设计了许多方法来预报水库潜在渔产量（例如见Henderson和Welcomme, 1974; Bernacsek和Lopes, 1984a; Marshall, 1984a; Morrau和de Silva, 1991; Chookajorn, 1992; Crul, 1992; Bernacsek, 1997a）。这些方法通常给出了近似准确的合理估计，但是就投资、份额或衡量的标准而论，对于指导管理决策是不可靠的。库岸渔业的发展当然依据河流中的鱼类种类。上层小型鱼类渔业的发展是合乎人们愿望的并取决于合适鱼类的有无（可以是土著种或引进种）。水库形态测量的分析表明库岸带和敞水区的相对程度（Bernacsek, 1984a: 41-42）。

需要分析全流域，例如梯级大坝（Hill和Hill, 1994）或流域内与其它类型产业发展相关的多个大坝对渔业的累积影响。Petr（1985）提供的个案研究表明，在资源多用途情况下需要进行全流域跨部门综合规划。

进行充分的环境影响评价需要大量的渔业专业知识，包括渔业生物学、鱼类学、淡水生物学和渔业经济。渔业组要接触水文学、水利工程、大坝设计工程方面的专业知识。水利工程师应该有全面的鱼道设计和施工的专业技术，应与有鱼类生物学、游泳行为和鱼类生态学的可靠知识及鱼道设计和监测方面实践经验的渔业生物学家密切合作。

大坝设计阶段期间的主要渔业产出是可纳入大坝最后设计的一整套减缓措施、一个供随后的大坝施工和运行阶段使用的环境管理方案[EMP（包括影响和减轻效率的综合监测）]及残余影响和风险的应急方案。EIA必须评价对鱼类和渔业的影响水平和风险水平及陈述适合度和可接受度或从鱼业的观点需要拒绝工程。为减少环境影响，渔业专家应准备建议修改大坝设计。例如，由于环境评价，对渔业有利的修改被纳入泰国巴蒙大坝的最后设计中（世界银行，1994）。如果大坝工程总体上可接受但修改能改善其环境外观，应将改善外观的建议纳入大坝设计。如果渔业评价的忠告是放弃工程，但后来不顾这一忠告，还是接受了工程，应将这些修改纳入大坝工程的最后设计。

大坝最后设计（然后进展至评估阶段）的一个重要目的是，在技术上尽可能使大坝最后设计充分最佳化，纳入所有渔业和环境问题的解决方案。应将一切必需且可行的减免措施加入设计中。这只能通过设计组中的渔业、环境和工程全体人员间的密切合作才可实现。环境/渔业专家都应是设计组的主要成员，并作为与工程和工程水文配合的部分，而非作为单独的研究进行其活动。还应在工程周期的极早阶段，在论证（如IEE）和设计（如EIA）期间，对渔业和环境考虑事项起作用。一旦大坝通过评估和审批，任何视减轻措施为解决环境问题的附件的方法都是完全无效的，并可能导致对环境不友好的大坝。

附于设计的EMP应包括对大坝设计中环境/渔业专家减轻不了的任何影响的应急措施。EIA应明确指出何种影响是残余的且没有技术规定。解决这些残余影响的主要方式是依赖于应急措施（应急措施在处理问题问题时可能成功，也可能不成功，因此有很高的风险水平），或确定该工程风险太大，由于不可减轻的残余影响，不应一味蛮干。大坝工程周期中下一个阶段（评估）的任务是做出那个决定：社会准备接受鱼类生物多样性和渔业生产可能遭受损失的风险呢，还是放弃大坝？

6. 大坝工程评估阶段

6.1 渔业管理资格要求

同前两个阶段一样，在大坝工程评估阶段一般不进行干扰的野外活动，因此，没有发生对鱼类生物多样性和渔业的影响。在这一阶段应继续基于社区的管理。

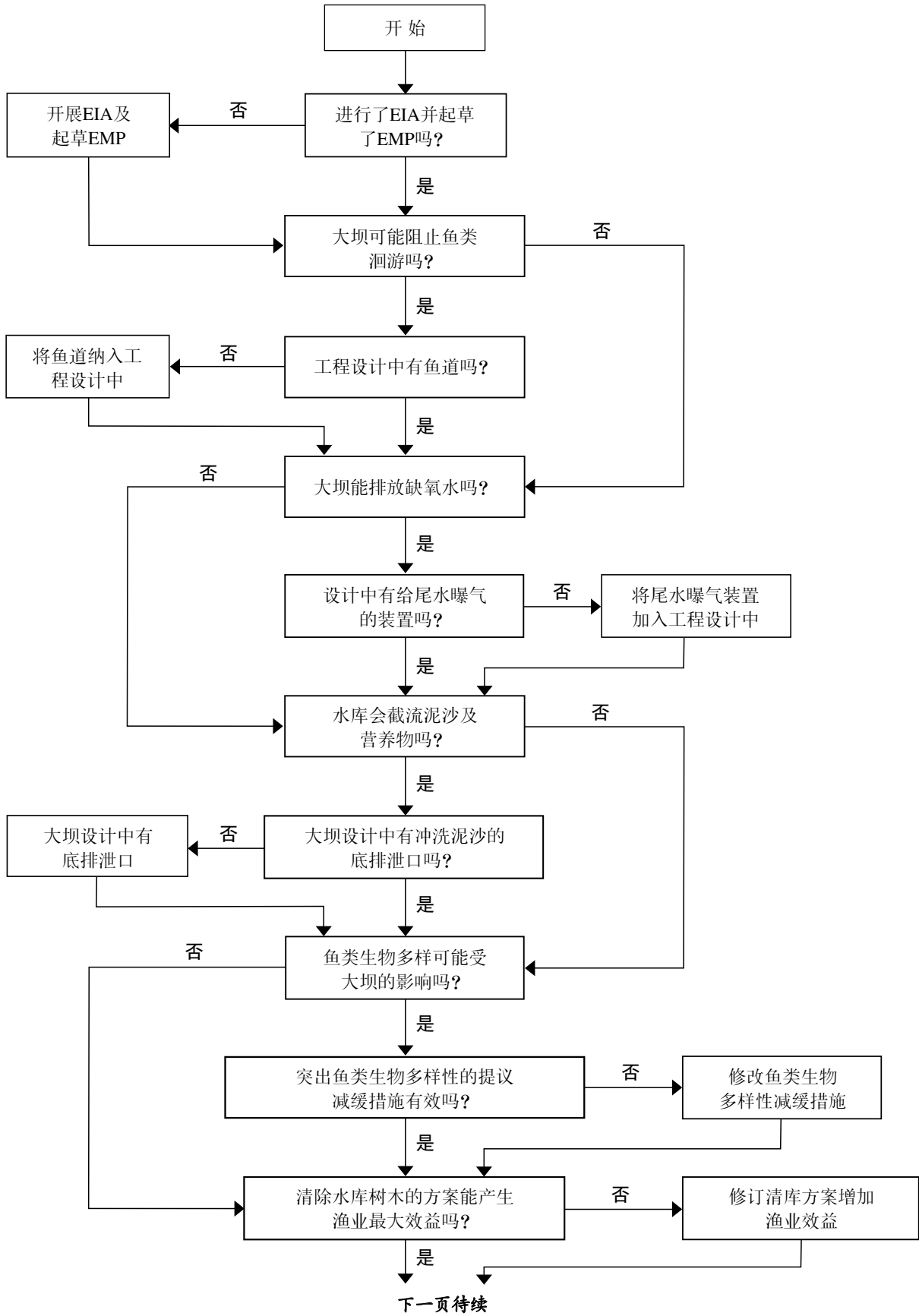
6.2 渔业信息库要求

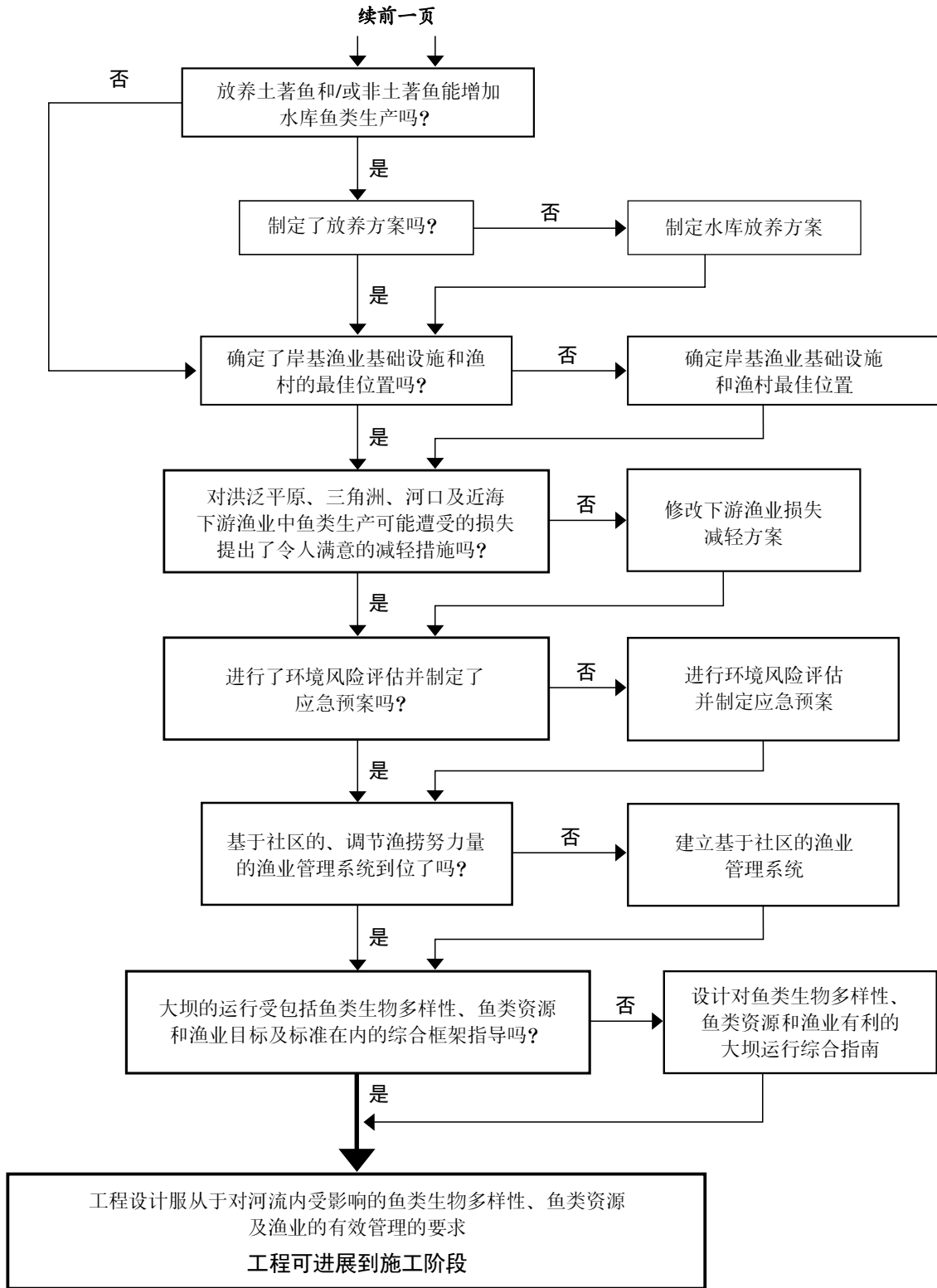
评估是一个拟建工程的审查和评价过程，目的是确定大坝预期的满意度、性能和可接受性。在评估过程末，对是否投资工程和着手施工提出建议。工程评估由财政支持机构结合其它相关管理机构共同进行。评估方法通常在本质上是经济的和财务的，但对于环境因素和事务也给予应有的考虑。近年来，在一些大坝工程中，对渔业问题给予高度关注（如，老挝人民民主共和国中南屯II号大坝。）

评估阶段期间要审查EIA中提供的渔业数据，因此，迫切需要以对下列问题提供简明、合理回答的形式，并提供所有数据和分析结果。

1. 何谓大坝在渔业方面的影响区（即离上游和下游多远）？
2. 大坝会导致失去影响区中的鱼类生物多样性吗？哪一个种和为什么？
3. 大坝会导致影响区中鱼类生产的减少和/或增加吗？哪一个种和为什么？
4. 大坝对上下游渔民的就业和收入的影响程度有多大？
5. 大坝引起的鱼类生物多样性损失和鱼类生产下降的可行减缓措施是什么？其效果如何？代价如何？
6. 何种影响是不可能减轻的并且将仍然是残余的？这些影响的重要性如何？
7. 此工程将给渔业带来何种风险？应该采取何种应急预案？
8. 何谓拟建大坝在渔业方面的总体评估？根据大坝对渔业的影响，大坝到底是应该建，还是不应该建？从鱼业的观点来看有更吸引人的其它工程方案吗？

图1显示了一个决策树。该决策树提供了一个从渔业角度评价拟建大坝工程的方法和逻辑途径。要求包括渔业生物学家、鱼类学家、渔业工程师和渔业经济学家在内的许多类型的专家同评估组一起讨论EIA的结果。





提示：对框内所有条款的正确回答将导致工程批准。对任何一个条款的否定回答都不允许进展到下一阶段直至提出成功的解决办法。不能提出成功解决办法就会形成死路。考虑已设计的其它工程或备择工程，道路才会畅通。

图 1 工程评估阶段期间从渔业角度评价一个拟建大坝工程用的决策树

7. 大坝施工阶段

7.1 渔业管理资格要求

大坝施工必然伴有对河流环境的一个相对剧烈（但持续时间少于大坝运行阶段），但地理上有限的干扰。上面节2中提到的对渔业的四个主要环境威胁，每一个都要求特殊的管理措施：

土壤侵蚀及粉沙溢出进入河流：树木和土被移动期间，正确的施工实践和密切注意河岸附近侵蚀的控制将使河流中的浊度问题和对鱼类群体的威胁最小化。然而，工地上的降雨仍将导致一些细屑（主要是黏土）进入河流。必须小心监测工地上下游的冲刷量，在下游鱼类群体间发生死亡或过度胁迫前采取预防措施。

河流中鱼类主要繁殖、育苗及越冬生境的淤积：不应允许从工地产生的过量推移质物质。这可由正确的施工实践来控制。应监测下游鱼类主要生境，以确定泥沙沉积问题是否在发展中。

使用炸药：爆炸冲击波对鱼类群体的伤害可通过防止鱼类进入爆炸区（即在河流中建立临时围墙或鱼栅）和将炸药的使用选择在鱼不大可能在爆炸区内的时期（即白昼时间、旱季）来控制。

阻碍鱼类洄游：如可行，导流隧洞的水力特征应尽可能设计成对鱼类友好。对一些类型的工程，应考虑安装鱼道，不论是临时的还是永久结构。

大坝施工期间的渔业管理基本上是伤害局部控制的一种做法，这最好由在工程办公室下属的渔业专家组来进行。渔业组必须有接触和接近工地经理和监督员的机会，有野外工作和施工活动的经费和实施保护措施权威。渔业组还应要求当地捕鱼社区和渔业管理机构监测施工对鱼类群体和下游渔业环境的影响。开工前渔业组应审查所有拟开展的施工活动和时间表，并提出任何可能有助于避免有害影响或可能有益于渔业的改进意见。

这一阶段对渔业特别重要的一项工作是清库，从水库中清除还是不清除树木和灌木可能对鱼类生产有重要影响。被淹没的树木为水生附着生物和底栖动物的生长提供了很大的表面积，因此显著地增加了鱼类的饵料基础（Ploskey, 1985; Bernacsek, 1984b）。然而，树木也容易缠住渔具，从而降低了鱼类的起捕率。而且，绊网可能继续相当长一段时期。除了缠住渔网外，树木还容易系住一丛一丛讨厌的漂浮水生大型植物。这种漂浮水生大型植物于是继续扩大面积，并且可能达到非常大的个体。如不系住漂浮水生大型植物，小的大型植物丛通常被向岸风吹到靠近岸线，且多数逐渐被推至岸边并在水位下降期间死亡。库岸附近被淹没的树可能是罪魁祸首，它们可能系住沿岸高产浅水带的大型植物。

部分清除是受青睐的灌木清除法。这使已清理区可用于捕鱼，而未清理区用作鱼类的索饵场和隐蔽处。而且还应考虑对漂浮水生大型植物的系泊效应。灌木清除（不论选择何

种情理方式) 一般在大坝施工期间进行, 不过, 在一些水库, 清除是在大坝合龙后 (对老挝人民民主共和国和泰国 [Bernacsek, 1997b] 珍贵的黄檀属树和加纳 [Petr, pers. comm.] 的薪炭材由使用水下电锯的潜水员操作) 进行的。渔业组必须密切监测灌木清除工作, 保证清除工作与所选择的清理方式一致。

7.2 渔业信息库要求

渔业管理活动在大坝施工期间事实上是非常繁忙的。对施工进度表的响应度是非常重要的, 而且如果要有效地使用信息指导和控制工地上的活动, 大量信息事实上必须是实时的 (天、小时)。因此, 取样、数据分析及建议的形成必须快速而准确, 而且必须及时向施工组提供输入信号。

3个主要文件: 1) 大坝最终设计文件; 2) EIA的渔业附件; 3) 大坝施工方案将有大坝施工期间与渔业有关的普通信息。其中文件将规定: 施工进度; 大坝基础的准确位置和挖掘度; 河流旁路水道的定线工程和挖土工程; 导流隧洞的设计和勘测; 临时性或永久性鱼道、施工引起的尘土和泥沙的颗粒大小组成; 待挖掘总量; 营地、房屋、取土坑、采石场、弃土场及垃圾倾倒地位置; 待清理的林区的位置和使侵蚀最小化的措施及爆破时间表。

渔业组需要依据连续性和经常性来监测的单位质量参数包括:

- 工地下游河流中的悬浮固体 (泥沙冲刷量);
- 迁移到下游的推移质及在主要鱼类生境中的沉积速率;
- 任何类型的鱼类死亡, 如爆炸引起的死亡;
- 通过坝址区的鱼类洄游;
- 坝址区中的鱼类生物多样性;
- 库盆中的林木和灌木清除 (确保依据保留若干区域作为鱼类隐蔽立木的方案)。

大坝施工期间收集信息和实施渔业管理所需要的渔业专业知识包括渔业生物学、淡水生物学和渔业工程。专家在大坝工地应为专职的。

8. 大坝运行阶段

8.1 渔业管理资格要求

大坝一旦交付使用, 渔业管理工作分为四大类:

- 水库及其支流的渔业管理;
- 下游河道及洪泛平原的渔业管理;

- 三角洲、河口及近海的渔业管理；
- 坝址处鱼类通过设施的管理；

就环境参数及渔捞努力量调节而论，这四类中，每一类都提出了专门的管理问题。

水库中可能有重要的渔业，并且为了实现可持续性需要综合管理。在发展中国家，大坝合龙后，为营养物突然急剧增多引起的鱼类生产暂时兴旺所吸引，渔村往往迅速增加。渔捞努力量对于兴旺后群体生产水平可能是过剩的。因此，在水库生命的早期，调节渔捞努力量的工作变得十分重要。通常流行的方法是实施以社区为基础的、要求每个渔夫和渔妇参与股份管理的渔业管理体制。政府机构有几项管理支持作用，包括摊派资本研究、培训和推广及部门的总体调控。

水库中的一些重要鱼类洄游入支流产卵。由于鱼类在这儿越来越密集，并且特别容易被渔具伤害，特别需要保护这些产卵场。产卵亲鱼的保护或许是必须在水库中进行的惟一最重要的渔业管理工作。在泰国乌博尔拉塔纳水库，在产卵季节期间，在管理保护支流流入区后，鱼类生产显著增加（Bernacsek, 1997a）。相反，在附近的锡林通水库的惟一支流中用刺网高强度捕捞导致食用鱼群体严重减少（Bernacsek, 1997b）。一般，水库鱼类群体在产卵洄游进入支流期间大都从禁捕期获益。灌木应从支流流入区中清除，将非法设置的绊网减少到最低程度。禁渔期的实施应由当地捕鱼社区在政府渔业机构支持下进行。

有几种成功增强水库渔业生产的方法（de Silva, 1998b; Bhukaswan, 1980; Peyr, 1994, 1998），放养或许是水库中最普遍的渔业管理实践。水库放养土著鱼类和非土著鱼类有几个目的，如恢复大部分已毁坏的群体、增加渔产量和控制水草。有在较冷的水库成功放养和引进鱒和在较暖的水库中放养和引进罗非鱼及鲤鱼的许多例子（如Baluyut, 1983; 印度太平洋渔业委员会, 1988, 1991; de Silva, 1998a; Caldwell, 1983; Karpova et al., 1996; Sugunan, 1995）。在南非的卡里巴水库和卡霍拉巴萨水库引进沙丁（kapenta）之类的上层鱼类亦导致丰产性渔业（Marshall, 1984b; Bernacsek和Lopes, 1984a）。放养对于中国进行的水库渔业管理综合实践特别重要（Sifa和Senlin, 1995; Lu, 1992; de Silva的几篇论文, 1992）。若干非土著鱼类（即中国的四大家鱼和印度的四大家鱼）由于种种原因不能在水库中繁殖，为了作为渔获物始终一致的成分出现，每年都必须放养。虽然每年放养花钱很多，但是渔产量却是相当高的，尤其在小型水库。小型水库吸引了全世界渔业管理的兴趣。这是因为小型水库不但数量多，而且单位面积产量极高（van der Knaap, 1994; Giasson和Gaudet, 1989; Bernacsek, 1986, 1997a; Marshall和Maes, 1994; Mochl和Davies, 1993; Anon., 1995b）。在评估潜在引进时必须采取谨慎的方法（粮农组织, 1996a）。

节7.1指出了大坝合龙前部分清除库盆中的灌木对水库渔业的重要性。在沙漠区域中修建的水库中，可能几乎没有或完全没有被淹没的灌木。为了增加鱼类生产可设置灌木场（即鱼类吸引装置，FAD）。FAD可以树枝的形式固定在水生植物的基质上或漂浮丛中。

缠在被淹没树上的挂网问题可通过网的适当设计（即，缩短网的长度、去掉沉子纲、使用断裂应变低的细网线）来减轻，使吊起缠刺网较为容易。较好的设置网实践（即沿树丛边缘而非树丛内设置）。在某些情况下，并非所有这类措施都是奏效的或有效的，应仔细监测和评价结果才能确定一套可在水库中规范化的最佳实践。

漂浮水生大型植物过度蔓延问题可通过将营养物冲洗出坝外，结合以水位偶尔大大下降及用食植物的鱼类如草鱼的生物控制来解决。这可长期控制大型植物的爆发。在含有汇水区和城市污水农药、营养物负载大、大型植物蔓延更持久的水库，可通过喷射除草剂来实现控制。为了避免对鱼类的致死和亚致死毒性效应，应仅使用环境友好型除草剂。然而，大量水生植物迅速死亡可能导致因水草成片腐烂引起的水质恶化的暂时问题。对小块大型植物，可用机械割除，但这费用较高。

网箱养殖是在越南、中国、印度尼西亚、菲律宾和其它国家水库中实行的一种生产力极高的水产养殖形式（de Silva, 1988b, 1992）。通常实现了超高产，然而网箱养殖也会产生严重的水污染问题。

在发达国家，水库一般用于少数优质的种类（尤其是鳟、鲑、大眼梭鲈、狼鲈、白斑狗鱼、鲈、鲑）的游钓和垂钓。水位控制对鱼类种群（生产力和行为）可能有强烈影响并能提高或降低起捕率。温带水库的捕捞努力量的强度可能越来越大，而自然补充（如果发生）则随放养量的增加而加大。虽然有例外，渔业管理的重点一般是限制大小和禁捕期，而不是限制进出。然而，游钓渔业是一种高值渔业（由于每条捕获的鱼的总支出额较高），维持放养支出以支持补充所需要的费用可能不是一个关键问题。因此，几乎没有保护支流产卵场和自然补充水库群体的动机。一个更紧迫的问题是维持放养种类的充足饵料来源（饵料鱼、水生昆虫及其它大型无脊椎动物）。为适应饵料鱼及无脊椎动物生活史需要的水位正确管理和提供充足的木质基质（被淹没的林木、灌木场）作为无脊椎动物生境是重要的管理事务。

在饮用水源水库内不妨禁止捕鱼。在捷克共和国等一些国家通过引进非土著鱼类或放养土著鱼类来操作水库生物区系，保持了非常高的水质标准。

库岸基底大面积轻微倾斜的水库中的一个特别危害是，水库鱼类被消落区农业使用的农药污染。渔业管理者需要一个控制农药施用类型、方法和速率的机制。

河道和洪泛平原下游渔业的渔捞努力量的管理应有渔业机构的适当支持，遵循以社区为基础的管理协定。由于许多大坝显著改变水文状况和水质参数，应特别注意使任何负面影响最小化。下面的影响要求实施有效的减轻措施：

- 水库首次蓄水：这会严重降低河流流量和减弱鱼类群体的生活能力。土耳其阿塔特克水库的首次蓄水严重降低了为美索不达米亚沼泽供水的伊拉克幼发拉底河的流量（Maltby, 1994）。应遵循河流最低流量指标，并应考虑泄放正确选择时机的小洪水。

- 水库下层凉水和/或缺氧水的泄放：这会将鱼驱赶至下游，或甚至造成鱼类死亡。全世界都曾记载，由于氧耗尽和流量改变坝下河流中鱼类资源量变动（Welcomme, 1985; Bernacsek, 1984a）。将泄水建筑物定位在坝壁尽可能高的海拔高度、改进涡轮机设计及给泄出的水人工增氧都将有助于将这一问题减轻到最低程度（March et al., 1992; Anon., 1998）。
- 紧靠坝下的消力池中湍流高：这可通过机械伤害或氮过饱和杀死鱼及阻止洄游。这需要适当设计泄水建筑物，降低湍流度，消除水跃（ICOLD, 1987; Clay, 1995）。
- 阻止鱼类洄游：大坝通常阻止鱼类溯河洄游并干扰鱼类降河洄游。采取了许多减轻措施来对付这些问题，而且研究正在继续进一步改善这些问题（Odeh, 1999）。各种类型的鱼道在许多大坝处都是很有有效的（Larinier et al., 1944; Clay, 1995）。
- 对洪泛平原的泛滥减少：这通常导致洪泛平原渔获量大量减少，且亦可影响鱼类生物多样性。减轻措施包括建立鱼类保护区，保护留在洪泛平原上的鱼类群体。雨季期间受控有限泛滥和旱季期间稻-鱼养殖都有助于使洪泛平原鱼类生产保持在一个相当高的水平。

即使对上面的影响实施了有效的减缓措施，鱼类生物多样性仍可能因年水文流量改变而遭受影响。为了帮助濒危种类，可能需要引入蓄养式繁殖生境和特殊保护生境。

下游河口、三角洲及近海的渔业一般因河流水文改变和水库中泥沙/营养物截留而遭受损失。一些有经济价值的海洋种类的资源可能越来越少。离尼罗河河口的海洋上层鱼类减少被认为是阿斯旺高坝造成的（Welcomme, 1985; Bernacsek, 1984a），而离赞比西河河口的河口对虾和小虾群体减少则与卡霍拉巴萨大坝有联系（Gammelsrod, 1992; Hogue, 无日期; Bernacsek和Lopes, 1984b）。渔业管理者往往需要预测这种正在发生的变化，并帮助捕捞船队相应改变捕捞努力量来补偿。应探讨将水文流量改变减少到最低程度的方案。对于某些类型的大坝，使用深入坝基内设置的闸门，通过水库和大坝泄沙是可能的。三角洲上的红树林可能因侵蚀受到负面影响，可能需要采取措施稳定岸线和补种树苗。

减轻下游对渔业的影响也有一些成功的记录。田纳西流域管理局（TVA）通过选择更好的排放时机和改进涡轮机设计能提高下游的溶解氧水平。在许多大坝修建了成功让多种洄游群体越过大坝的鱼道。鱼道设计的正确选择是一个关键因素（Larinier et al., 1994），澳大利亚的经验尤其有启发性。澳大利亚修建的早期鱼梯是北半球用于鲑科鱼类的池堰构造。这些证明对澳大利亚内陆水域中游泳慢的种类是不成功的（Harris和Mallen-Cooper, 1993）。近几年池堰型鱼梯被垂直狭槽鱼道取代，垂直狭槽鱼道非常成功，让大量洄游繁殖群体和幼鱼进入上游生境（Mallen-Cooper, 1994）。

鱼道的运行和管理必然伴有一些活动。主要洄游期间鱼道内鱼类通过量的监测至关重要，至少应确定通过鱼道的种类数、每种鱼的尾数、每种鱼的长度和重量范围。应将这一信息与直接在坝下游的鱼类活动数据进行比较，以评价鱼道为各种鱼提供进入路线的效率。为了确定鱼道对水库渔业和下游河流渔业的总的影 响，应将收集到的水库中和下游河

道中鱼类生物多样性和鱼类生产的日常监测数据与大坝施工前的基线数据进行比较，并根据鱼道通过量监测数据解释差异。如发现某种鱼类不能使用鱼道并且其生产力下降，需要进行鱼道设计的重新评价并对结构进行调节。

蓄水的河流的水文状况变动可能没有规律性。由于自然环境年复一年的改变，除了可能发生什么外，社会对大坝产出（电力和饮用水）的需要量施加了额外的环境压力。产出需要量在短期和长期都会改变。渔业部门管理水库中水团（和水位）的必要性可能不同于对水力发电和灌溉水泄放所要求的必要性。必须保证大坝管理委员会中有渔业部门的代表参加，并将渔业标准纳入指导大坝运行的设计规则曲线。没有渔业部门的代表，水库渔业和下游渔业都可能遭受损失。例如，泰国多用途大坝的水管理对灌溉水、水力发电、生活用水和工业用水、盐度控制及航运的需求很敏感（Siriwadh和Sawatdirurk, 1989）。采用了几个运行规则曲线（洪水控制规则曲线、保护规则曲线、减缓规则曲线、静态规则曲线）。然而，任何一个规则曲线都未包含渔业部门对水的需要。尽管渔业部门对食品生产非常重要。相反，TVA对大坝的河流模拟系统中采用了尾水增氧对鱼类生长的影响。水库水管理应依据统一调配的方法，可将大坝影响区分成多个统一管理单位，而且水管理规则可能对各单位的需求很敏感。

保持下游河道中充足的流量（通过从水库有控制的泄水）对于为河流鱼类提供能生存的水栖环境至关重要，这在试图恢复局部灭绝种或受威胁种以前大部分毁灭的群体的地方尤其重要。发达国家恢复蓄水河流中长途洄游种类如鲑和鲟的种群的前景在很大程度上取决于在坝下游河流中提供令人满意的流动状态。这要求泄放能模拟先在自然泛滥状态的小洪水并严格维持充足旱季流量。小洪水泄放的持续时间必须长到足以让洄游群体完成全距离的洄游路线。

8.2 渔业管理信息库要求

大坝运行阶段期间需要两类渔业信息：1) 对调节渔捞努力量、保证生产的可持续性有用的渔获量和努力量方面的普通信息；2) 关于鱼类生物多样性、鱼类群体及可监测正在实施的对鱼类生物多样性和渔业的环境减缓措施效率的环境参数方面的信息。为了对意想不到的影响（意外事故）给予迅速正确的管理应答，这一信息的一部分必须是实时和近于实时的。

一般来说，应全面监测大坝对上游（水库、支流流入的河流）和下游（河流、河口、三角洲、近海）鱼类生物多样性和鱼类生产的影响。重点是监测水质、鱼类洄游行为及每种鱼实际过坝的尾数、鱼类生物多样性目录、渔捞活动、水库水位下降和蓄水的影响及大坝泄水对下游水生生物环境的影响。要特别关注水库中缠在水下树上的网具、水库繁殖群体洄游至支流流入区产卵、坝下试图溯河洄游的鱼类聚集及洪泛平原上（洄游种类和定局种类）、河口和三角洲中（即对虾和淡水虾）及近海鱼类（上层小鱼）因淡水流量和/或富含营养物的泥沙的体积季节性改变导致的生产下降。

影响监测将产生一个很大的、不断扩大的渔业和环境信息库，若这个信息库对管理鱼类生物多样性和渔业有用，它要求及时分析和信息管理。特别重要的是大坝上、下游渔业动态

模型的构建和保持。该模型应依据多方面（特别是水文方面）的环境参数，并证明环境参数的改变怎样导致渔业状况和产出变化。TVA有几个河流水文和环境影响（包括溶解氧对鱼类生长的影响）的模型。这有助于以降低对鱼类群体胁迫的方式指导梯级大坝的运行。

9. 大坝退役阶段

9.1 渔业管理资格要求

大坝的退役和拆除具有使河流恢复到近乎建坝前水文状况的可能性。理论上，洄游鱼类可又无限制地到达上游支流（Anon., 1999，例如美国近来退役的爱德华兹大坝），下游洪泛平原渔业的生产力可以得到恢复，泥沙及营养物又可到达河口、三角洲及近海。理论上，大坝的影响是可逆的，然而实际上，大坝退役仅可能导致环境部分修复。某些种类的鱼可能永远地消失了，而对环境的改变（上游库盆和下游洪泛平原的清理）可能是难于逆转或证明是不可逆转的。

大坝退役期间，渔业管理面临三个挑战：1)大坝拆除期间防止对鱼类群体的伤害；2)帮助迅速恢复受影响的鱼类生物多样性和鱼类群体；3)实施有效的环境改良措施以实现水生环境和相关陆地环境的恢复。大坝拆除期间的环境威胁类似于大坝施工期间可能发生的环境威胁，应以同样的方式消除之（见上述的第7.1节）。应小心谨慎，防止洄游鱼类在完全拆除前进入可能发生炸伤或泥沙毒性的区域。

鱼类资源和鱼类生境的恢复将需要数年（或可能数十年）才能实现。除了坝址的恢复外，坝址上的主要工作是管理水库上部中支流沉积形成的泥沙和河岸林被及其它植物。坝址下，可要求某些工作恢复河床的沙洲生态、洪泛平原和三角洲上的林被。应考虑放养来恢复摇摆的鱼类生物多样性和鱼类资源，尤其是主要在运行期间遭受损失的种类。需要特殊措施来调节经历恢复计划的鱼类种类的渔获量和努力量。渔业管理体制应与大坝运行期间的体制有普遍连续性。因不再有水库渔业，重点应从下游转移到洪泛平原和海水环境。

9.2 渔业管理信息库要求

大坝退役期间的信息需要量少于大坝运行期间，要确定恢复计划的效率，应仔细监测鱼类生物多样性和鱼类洄游。还应监测泥沙迁移（冲刷量、推移质）。要满足调节渔捞努力量的需要，应继续收集总渔获量和总努力量的信息。

10. 不同坝型的区域特征

主要坝型为水电坝、防洪坝、灌溉坝、生活和工业供水坝、娱乐型坝、鱼类繁殖坝及航运坝（Lecornu, 1998）。大坝亦可能分为单用途坝和多用途坝。可以认为，单用途坝的环境调节比多用途坝的容易，因为考虑的因素少些，但实际情况未必这样。

总的说来，水电坝因其高度巨大具有最严重的环境影响，产生洄游鱼类不能克服的、跨坝的巨大水跃。灌溉坝亦对渔业产生显著影响，这类坝仅泄放水库深层水（即从坝底泄水），而且还有一个阻止鱼类洄游的持久水跃。防洪坝如苏丹的杰贝勒奥利亚坝仅在洪水季节蓄水，并在旱季逐渐泄水，在旱季末期和雨季初，在大坝处可能没有水跃，这使鱼能够在一年的部分时间里自由通过大坝，因此，防洪大坝对鱼类更友好一些。生活和工业供水坝理论上全年都有近乎稳定的水位，并且可能仅泄放水库上层水，在某些情况下，水管理机构不允许在水库中捕鱼。娱乐型坝一般为小型游艇、风帆冲浪、游泳及垂钓提供服务。渔业坝则是为繁殖和生产鱼类而专门建造的，一些大型渔业坝，如泰国的Beung Boraphet坝装有鱼道，让洄游的繁殖群体进入水库（Anon., 1982）。航运坝升高上游河流水位，便于船只开动。

多用途坝执行几个不同的功能。水管理是一项复杂的工作，因为它必须在不同的——通常是相互冲突的产出需要间不断地寻求最佳平衡。几乎没有大坝将渔业保护标准纳入其运行规则中，因为渔业不是大坝经营者优先考虑的事项。然而，TVA满足梯级多用途坝下游鱼类所要求的氧水平的成功经验表明，这种调节在其它地方理应是可行的。

全世界的大坝和水库在渔业管理方面分为两大类。在北美、欧洲、澳大利亚，大多数水库用于游钓（Hall, 1971; Miranda和DeVries, 1996; Anon., 1967, 1996），这类水库放养受垂钓者青睐的鱼类（鳟、鲑、鱼旨科、鲈、鲤、鲈科、狗鱼科）。在亚洲、非洲及南美洲，大多数水库用于个体渔民捕捞的食用鱼和商业性食用鱼生产。这些渔业是基于土著群体和引进种（或能自身维持的群体或定期重新放养的群体），例如罗非鱼、鲤科鱼类、脂鲤科鱼类及鲶类。地区间的其它差异与纬度（即冬季冰盖）、降雨类型及土著鱼类组成的生物多样性有关。

发达国家与发展中国家间的一个重要差异在于环境对下游河流群体影响的减轻程度。前者一般在提高尾水中氧含量、安装鱼道和维持充足流量以保护下游水生生态方面花钱较多。在大多数发展中国家，几乎没有或完全没有减轻下游影响。发达国家还有相对大得多的可资利用的信息库并发展高技术来解决渔业问题。发展中国家的大坝操作人员不得不依赖于精确性或先进性低得多的方法和设备及不良信息库。

11. 受大坝影响的渔业管理的法律问题

在大多数国家，国家及省/州渔业法规（一般在“鱼类条款”）中有渔业管理的一般规则和权力。定期修改的规章中公布了特殊规则（即大小限制和禁渔期）。涉及河流的水管理及调控方面的立法一般包含在水资源法规中。通常还有一个确定对新建工程EIA一般要求及有时是对特殊工程类型如大坝要求的环境法规。可能有重点在保护生物多样性、调节引进种、控制农药、建立保护区和管理森林的其它环境法规。

显然，所有这些类型的渔业法规、水资源法规和环境法规都与蓄水河流中的渔业管理有关联。对一个国家的国家级渔业机构而言，对与受大坝影响的渔业管理有

关的所有现有法规进行一次全面的复查是一个极其重要的任务。这种复查的目的有三个：

1. 全面地整理和综合现有法规；
2. 确定现有法规中可能使渔业易受损害或危害的空白；
3. 起草填补空白的新法规或换言之更新和改进现有法规。

复审必须审查的许多特殊技术问题，包括：

- 国家和提供经费的机构对坝工程（不论大小）EIA的法律要求足够精确而全面地确定位置特异的影响和减缓措施吗？
- 上、下游的鱼类生物多样性充分地受到了法律保护吗？
- 对坝下游河道中水质和流量的法律要求足以保护鱼类群体和水生生态吗？
- 有要求大坝安装鱼道或其它一些类型的旁路装置（上游通道和下游通道）的法律吗？如果发现鱼道和其它一些类型旁路装置不够有效，有要求对现有鱼道进行改进的法律条款吗？
- 选择用于水库放养的非土著鱼类标准严格到足以保护土著鱼类生物多样性吗？

除了确定现有法律和规定是否令人满意及需要何种新的法律手段外，复审应仔细考虑与修改法律有关的程序问题。应找到便于安装和改进减缓措施和容易改变使鱼类生物多样性和渔业状况最佳化的管理措施、过程及建筑物的解决方案。一个方法可能是，在重新核准大坝时在法律上体现相对于鱼类生物多样性和渔业改变大坝运行状况的可能性。EMP应是一个责成大坝所有者进行规定的环境减缓活动的、在法律上有约束力的合同。所有者亦可能在法律上受约束，将大坝年收入的一个确定部分用于渔业研究和保护。一旦某些合乎需要的减缓措施被确定为某个特殊影响问题的适当解决办法，大坝所有者可能在法律上不得不实施这些减缓措施。在EMP下完成的工作应由帮助大坝所有者起草修改工作计划的渔业专家组成的独立团体定期复审。

可在国家环境立法中考虑正式采用的一个保护鱼类和水生生物多样性的特殊方法是，“不因大坝的建造和运行发生生物多样性损失”的标准。显然，这样一种法律要求是非常严格的，而且确实目前几乎没有哪个大坝工程能够达到这个标准。因此，提出这项标准在不久的将来成为可实行的规则是不现实的。尽管如此，这是所有大坝工程都应为之努力的目标。确定生物多样性容许损失的数量界限是可能的，这理应能对大坝工程多么密切地接近“无生物多样性损失”的标准作出评价。将来可使这些数量限制更具有限制性，从而迫使大坝所有者改良鱼类保护技术。

参考文献

- Anon., (undated). Participatory Fishery Management Program in Lao PDR - A case study of Theun Hinboun Power Project (abstract paper), mimeo.
- Anon., 1967. Reservoir Fishery Resources Symposium, Athens, Georgia, USA: University of Georgia, Centre for Continuing Education.
- Anon., 1982. Rehabilitation and development of Beung Boraphet and Nong Han, Bangkok: National Economic and Social Development Board.
- Anon., 1990. Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu, Japan, 8-10 October.
- Anon., 1995a. Proceedings of the International Symposium on Fishways '95 in Gifu, Japan, 24-26 October.
- Anon., 1995b. Fish in farm dams, Fish facts, No. 3, Pyrmont, Sydney, Australia: NSW Fisheries.
- Anon., 1996. Report of the workshop on recreational fishery planning and management strategies in central and eastern Europe, Zilina, Slovakia, 22-25 August 1995. EIFAC Occasional Paper No. 32. FAO, Rome.
- Anon., 1998. Mid-Term Report, Annex 3, Fisheries, Vientiane: Ministry of Agriculture and Forestry, Department of Forestry, Centre for Protected Areas and Watershed Management, Asian Development Bank TA 2734-LAO, Nam Ngum Watershed Management - Lao PDR.
- Anon., 1999. Edwards Dam removal opens new habitat to fish. In: Fisheries. Vol. 24, No. 8: 36.
- Asada, Y., Y. Hirasawa and F. Nagasaki, 1983. Fishery management in Japan. FAO Fish. Tech. Pap. No. 238, Rome.
- Asian Development Bank, 1991. Environmental Risk Assessment, Dealing with Uncertainty in Environmental Impact Assessment. Environment Paper No. 7, Manila.
- Asian Development Bank, 1993. Environmental guidelines for selected industrial and power development projects, Manila: Office of the Environment, Asian Development Bank.
- Baluyut, E.A., 1983. Stocking and introduction of fish in lakes and reservoirs in the ASEAN (Association of Southeast Asian Nations) countries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 236, Rome.
- Berkes, F. and Kislalioglu M., 1989. Community-based management and sustainable development: a framework for research. In: Anon., La Recherche face à la pêche artisanale, Research and Small Scale Fisheries, Draft Contributions, Book 1, Paris: ORSTOM-IFREMER.
- Bernacsek, G.M., 1981. Freshwater fisheries and industry in the Rufiji River basin, Tanzania: the prospects for coexistence. In: Seminar on river basin management and development, Blantyre, Malawi, 8-10 December 1980 (ed. J.M. Kapetsky). CIFA Tech. Pap. No. 8. FAO, Rome.
- Bernacsek, G.M., 1984a. 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. FAO, Rome.
- Bernacsek, G.M., 1984b. A brief review of the importance of bush clearing for fisheries in three African reservoirs, draft prepared for FAO, Rome (mimeo).
- Bernacsek, G.M., 1986. Fisheries in small water bodies: an overview of their potential for supplying animal protein to rural populations of Africa. In: Summary of Proceedings and Selected Papers,

Symposium on Planning and Implementation of Fisheries Management and Development Programmes in Africa, Lusaka, 7-11 October 1985 (eds J.L. Gaudet and D. Parker). FAO Fish. Rep. No. 360, Rome.

Bernacsek, G.M., 1997a. Large dam fisheries of the lower Mekong countries: review and assessment, Vol. I Main Report and Vol. II Database, Bangkok: Mekong River Commission, Project on Management of Fisheries Resources in the Mekong Basin.

Bernacsek, G.M., 1997b. Fisheries development prospectus for selected reservoirs in the lower Mekong Basin, Bangkok: Mekong River Commission, Project on Management of Fisheries Resources in the Mekong Basin.

Bernacsek, G. M. and S. Lopes, 1984a. Mozambique: Investigations into the fisheries and limnology of Cahora Bassa Reservoir seven years after dam closure, Rome: FAO, Sweden Funds-in-Trust, FAO/GCP/MOZ/006/SWE, Field Document 9, June 1984.

Bernacsek, G.M. and S. Lopes, 1984b. Cahora Bassa (Mozambique). In: Status of African reservoir fisheries (eds J.M. Kapetsky and T. Petr). CIFA Tech. Pap. No. 10. FAO, Rome.

Bhukaswan, T., 1980. Management of Asian reservoir fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 207, Rome.

Cadwallader, P.L., 1983. A review of fish stocking in the larger reservoirs of Australia and New Zealand. FAO Fisheries Circular No. 757, Rome.

Chookajorn, T., 1992. Fish Yield Models for Thai Reservoirs. In: Reservoir fisheries of Asia: proceedings of the 2nd Asian reservoir fisheries workshop held in Hangzhou, People's Republic of China, 15-19 October 1990 (ed. S.S. de Silva). Ottawa, Int. Development Research Centre.

Clay, C.H., 1995. Design of Fishways and Other Fish Facilities, Boca Raton, Louisiana, USA: Lewis Publishers.

Colt, J. and R.J. White, 1991. Fisheries Bioengineering Symposium, Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society, Symposium No. 10.

Crul, R.C.M., 1992. Models for estimating potential fish yields of African inland waters. CIFA Occasional Paper No. 16. FAO, Rome.

DeSilva, S.S., 1988a. Reservoirs of Sri Lanka and their fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 298, Rome.

DeSilva, S.S., 1988b. Reservoir Fishery Management and Development in Asia, Proceedings of a workshop held in Kathmandu, Nepal, 23-28 November 1987, Ottawa: International Development Research Centre.

DeSilva, S.S. (ed), 1992. Reservoir fisheries of Asia: proceedings of the 2nd Asian reservoir fisheries workshop held in Hangzhou, People's Republic of China, 15-19 October 1990, Ottawa: International Development Research Centre.

FAO, 1996a. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. No. 2, Rome.

FAO, 1996b. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Fisheries management. No. 4, Rome.

FAO, 1997. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Inland fisheries. No. 6, Rome.

Gammelsrod, T. 1992. Variation in Shrimp Abundance on the Sofala Bank, Mozambique, and its Relation to the Zambezi River Runoff, in Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 35: 91-103.

- Giasson, M. and J.-L. Gaudet (eds), 1989. Summary of Proceedings and Selected Papers, Symposium on the Development and Management of Fisheries in Small Water Bodies, Accra, Ghana, 7-8 December 1987, FAO Fish. Rep. No. 425, Rome.
- Hall, G.E. (ed), 1971. Reservoir Fisheries and Limnology, American Fisheries Society, Special Publication No. 8, Washington, D.C.
- Harris, J.H. and M. Mallen-Cooper, 1993. Fish-passage development in the rehabilitation of fisheries in mainland south-eastern Australia. In: Rehabilitation of Inland Fisheries, Oxford (ed. I.G. Cowx). Fishing News Books, Blackwell Sci. Pubs.
- Henderson, H. F. and R.L. Welcomme, 1974. The relationship of yield to morpho-edaphic index and numbers of fishermen in African inland fisheries. CIFA Occasional Paper, No. 1. FAO, Rome.
- Hill, M. T. and S.A. Hill, 1994. Fisheries ecology and hydropower in the lower Mekong River: An evaluation of run-of-the-river projects, Bangkok. Mekong Secretariat.
- Hoguane, A.M. (undated). Shrimp abundance and river runoff - the role of the Zambezi, (mimeo).
- ICOLD, 1987. Spillways for dams, ICOLD Bulletin No. 58, Paris.
- Indo-Pacific Fishery Commission, 1988. Papers contributed to the workshop on the use of cyprinids in the fisheries management of larger inland water bodies of the Indo-Pacific, Kathmandu, Nepal, 8-10 September, and Country Reports presented at the fourth session of the Indo-Pacific fishery commission working party of experts on inland fisheries, Kathmandu, Nepal, 8-14 September, FAO Fish. Rep. No. 405 Supplement, Rome.
- Indo-Pacific Fishery Commission, 1991. Report of the Fifth Session of the Indo-Pacific Fishery Commission Working party of Experts on Inland Fisheries, Bogor, Indonesia, 24-29 June and Report of the Workshop on Tilapia in Capture and Culture-Enhanced Fisheries in the Indo-Pacific Fishery Commission Countries, Bogor, Indonesia, 27-29 June. FAO Fish. Rep. No. 458, Rome.
- Karpova, E.I., T. Petr and A.I. Isaev, 1996. Reservoir Fisheries in the Countries of the Commonwealth of Independent States. FAO Fisheries Circular No. 915, Rome.
- Katopodis, C., 1990. Advancing the art of engineering fishways for upstream migrants. In: Anon., Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu, Japan, 8-10 October.
- Knaap, van der, M., 1994. Status of fish stocks and fisheries of thirteen medium-sized African reservoirs, CIFA Tech. Pap. No. 26. FAO, Rome.
- Kottelat, M. and T. Whitten, 1996. Freshwater Biodiversity in Asia With Special Reference to Fish. World Bank Technical Paper No. 343, Washington.
- 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.
- Lecornu, J., 1998. Benefits and Concerns About Dams. Paper presented at Water and Sustainable Development International Conference, Paris, France, 19-21 March.
- Lu, X., 1992. Fishery management approaches in small reservoirs in China. FAO Fisheries Circular No. 854. FAO, Rome.
- Mallen-Cooper, M., 1994. How high can a fish jump?. In: New Scientist, 16 April 1994: 32-37.
- Maltby, E., 1994. An Environmental & Ecological Study of the Marshlands of Mesopotamia, Exeter: University of Exeter, United Kingdom, Wetlands Ecosystems Research Group and London: The AMAR Appeal Trust.

- March, P. A., Brice T. A., Mobley M. H. and J.M. Cybularz, 1992. Turbines for Solving the DO Dilemma. In: *Hydro Review*. Vol. 11, No. 1.
- Marshall, B.E., 1984a. Predicting ecology and fish yields in African reservoirs from preimpoundment physico-chemical data. CIFA Technical Paper No. 12. FAO Rome.
- Marshall, B.E., 1984b. Small pelagic fishes and fisheries in African inland waters. CIFA Tech. Pap. No. 14. FAO Rome.
- Marshall, B. and M. Maes, 1994. Small water bodies and their fisheries in southern Africa. CIFA Tech. Pap. No. 29. FAO, Rome.
- Miranda, L.E. and D.R. DeVries (eds), 1996. *Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries Management*, Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society, Symposium No. 16.
- Moehl Jr., J.F. and W.D. Davies, 1993. Fishery intensification in small water bodies: a review for North America. FAO Fish. Tech. Pap. No. 333, Rome.
- Moreau, J. and S.S. de Silva, 1991. Predictive fish yield models for lakes and reservoirs of the Philippines, Sri Lanka and Thailand. FAO Fish. Tech. Pap. No. 319, Rome.
- Natarajan, A.V. and K.L. Sehgal, 1981. State-of-art report on biological behaviour of migratory fishes in context of river valley projects. Central Inland Fisheries Research Institute. Bull. No. 37, Barrackpore, West Bengal, India.
- Odeh, M. (ed), 1999. *Innovations in Fish Passage Technology*, Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Pavlov, D.S., 1989. Structures assisting the migration of non-salmonid fish: USSR. FAO Fish. Tech. Pap. No. 308, Rome.
- 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.
- Petr, T., 1994. Intensification of Reservoir Fisheries in Tropical and Subtropical Countries. In: *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, Vol 79: 131-138.
- Petr, T. (ed), 1998. Inland fishery enhancements. FAO Fish. Tech. Pap. No. 374, Rome.
- Petts, G.E., 1984. *Impounded Rivers, Perspectives for Ecological Management*, Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons.
- Pholprasith, S., 1995. Fishways in Thailand. In: Anon., *Proceedings of the International Symposium on Fishways '95 in Gifu, Japan, 24-26 October*.
- Phonvisay, S., 1997. Preimpoundment Survey and Postimpoundment Management of Fishery in the Theun-Hinboun Hydropower Project in Lao PDR. Paper presented at Workshop on Mainstreaming Freshwater Biodiversity in Water Development Projects, White Oak Conservation Centre, Yulee, Florida, USA, 6-9 February.
- Ploskey, G.R., 1985. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the United States and Canada. FAO Fish. Tech. Pap. No. 258, Rome.
- Quiros, R., 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: Latin America, COPESCAL Tech. Pap. No. 5. FAO, Rome.
- Reeves, R.R. and S. Leatherwood., 1994. Dams and river dolphins: can they co-exist?. In *Ambio*, Vol 23: 172-175.

- Roberts, T.R., 1995. Mekong mainstream hydropower dams: run-of-the-river or ruin-of-the-river?. In: Nat. Hist. Bull. Siam Soc., Vol 43: 9-19.
- Ruddle, K., 1987. Administration and conflict management in Japanese coastal fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 273, Rome.
- Scudder, T. and T. Conelly, 1985. Management systems for riverine fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 263, Rome.
- Sifa, L. and X. Senlin, 1995. Culture and Capture of Fish in Chinese Reservoirs, Penang, Thailand: Souhbound and Ottawa: International Development Research Centre.
- Soukhathammavong, K., 1989. Outline of the multipurpose development planning of the river basins in Lao PDR, Vientiane: Ministry of Agriculture and Forestry, Department of Meteorology and Hydrology.
- Sribhibhadh, S. and C. Sawatdirurk, 1989. Water management of multipurpose projects in Thailand. In: Proceedings of the Seminar-Workshop on Conflict Analysis in Reservoir Management, Bangkok (ed. J.J. Bogardi). Asian Institute of Technology.
- Sugunan, V.V., 1995. Reservoir fisheries of India. FAO Fish. Tech. Pap. No. 345, Rome.
- United Nations, 1990. Environmental Impact assessment. Guidelines for Water Resources Development, New York: ESCAP - Environment and Development Series, United Nations.
- Welcomme, R.L., 1985. River fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. No. 262, Rome.
- World Bank, 1991a. Environmental Assessment Sourcebook, Volume I, Policies, Procedures, and Cross-Sectoral Issues, World Bank Technical Paper No. 139, Washington.
- World Bank, 1991b. Environmental Assessment Sourcebook, Volume II, Sectoral Guidelines, World Bank Technical Paper No. 140, Washington.
- World Bank, 1991c. Environmental Assessment Sourcebook, Volume II, Guidelines for Environmental Assessment of Energy and Industry Projects, World Bank Technical Paper No. 154, Washington.
- World Bank, 1994. Pak Mun, The Facts, The Background, Questions & Answers, Bangkok: World Bank, External Affairs Office for East Asia and Pacific Region.

本出版物中提供的四篇论文论述了由世界大坝委员会（WCD）和粮农组织确定的与大坝有关的主要渔业问题，以便WCD评述全球的“大坝与发展”。评述了全世界各个区域的河流渔业和水库鱼业的特征。给出了非洲、亚洲、拉丁美洲和加勒比海地区及独联体的水库鱼产量数字。还提供了大河鱼产量的数字，强调了洪泛平原对鱼类生产的重要性。给出了全世界大坝附属鱼类设施使用现状的不详尽评述，考察了北美洲、欧洲、拉丁美洲、非洲、澳大利亚、新西兰、日本及亚洲其它地区的主要捕捞种类。考察了大坝工程周期的六个阶段（即大坝的选型、设计、工程评价、大坝施工、运行及退役）的渔业管理资格和信息库技术要求。有效的环境评估和管理及土木工程结构设计的改进，使一些最近的大坝工程对鱼类更友好和在环境上可以接受。最后强调需要起草法律文件的重要性，这将有利于改变大坝结构，引入减轻措施并有助于改变大坝运行规则，以更加有利于鱼类生物多样性和渔业。

