

MANAGEMENT OF RESERVOIR WATER QUALITY

Introduction and recommendations

GESTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES RETENUES

Introduction et recommandations

Bulletin 128



2004

Cover photograph
Bardwell dam (USA) showing a multiple intake tower
for selective withdrawal

*Photo de couverture
Barrage Bardwell (États-Unis) montrant une tour de prise d'eau
à niveaux multiples pour prélèvement sélectif*

AVERTISSEMENT – EXONÉRATION DE RESPONSABILITÉ :

Les informations, analyses et conclusions contenues dans cet ouvrage n'ont pas force de Loi et ne doivent pas être considérées comme un substitut aux réglementations officielles imposées par la Loi. Elles sont uniquement destinées à un public de Professionnels Avertis, seuls aptes à en apprécier et à en déterminer la valeur et la portée.

Malgré tout le soin apporté à la rédaction de cet ouvrage, compte tenu de l'évolution des techniques et de la science, nous ne pouvons en garantir l'exhaustivité.

Nous déclinons expressément toute responsabilité quant à l'interprétation et l'application éventuelles (y compris les dommages éventuels en résultant ou liés) du contenu de cet ouvrage.

En poursuivant la lecture de cet ouvrage, vous acceptez de façon expresse cette condition.

NOTICE – DISCLAIMER :

The information, analyses and conclusions in this document have no legal force and must not be considered as substituting for legally-enforceable official regulations. They are intended for the use of experienced professionals who are alone equipped to judge their pertinence and applicability.

This document has been drafted with the greatest care but, in view of the pace of change in science and technology, we cannot guarantee that it covers all aspects of the topics discussed.

We decline all responsibility whatsoever for how the information herein is interpreted and used and will accept no liability for any loss or damage arising therefrom.

Do not read on unless you accept this disclaimer without reservation.

Original text in English
French translation by Y. Le May

*Texte original en anglais
Traduction en français par Y. Le May*

MANAGEMENT OF RESERVOIR WATER QUALITY

Introduction and recommendations

GESTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES RETENUES

Introduction et recommandations

Commission Internationale des Grands Barrages - 151, bd Haussmann, 75008 Paris
Tél. : (33-1) 53 75 16 52 - Fax : (33-1) 40 42 60 71
E-mail : secretaire.general@icold-cigb.org
Sites : www.icold-cigb.org & www.icold-cigb.net

COMMITTEE ON THE ENVIRONMENT
COMITÉ DE L'ENVIRONNEMENT

(1997-2003)*

<i>Chairman/Président</i>	G. GUERTIN
Canada/Canada	
<i>Members/Membres</i>	
Algeria/Algérie	A. BOUCHAMA
Australia/Australie	R. WARK
Austria/Autriche	H. GAISBAUER
Brazil/Brésil	G.V. CANALI
Cameroon/Cameroun	T. NSANGOU
China/Chine	Xiaohong RUAN
France/France	J. MICHEL
Germany/Allemagne	H. MANTWILL
Indonesia/Indonésie	D.M. ROEDJITO
Iran/Iran	R. GHARAVY
Italy/Italie	G. CESARI
Japan/Japon	J. HARADA
Malaysia/Malaisie	ZAINAL ABIDIN OTHMAN
Netherlands/Pays-Bas	H. L. F. SAEIJS
New Zealand/Nlle-Zélande	P. RILEY
Norway/Norvège	M.E. SKOFTELAND
Pakistan/Pakistan	R. AHMAD KHAN
Romania/Roumanie	S. IONESCU
Russia/Russie	A. ASSARIN
Spain/Espagne	J. FORA BECEDONIZ
Sweden/Suède	B. SVENSSON
Switzerland/Suisse	B. HAGIN
United Kingdom/Royaume-Uni	R. TAYLOR
U S A /États-Unis	B. DWYER
Venezuela/Venezuela	Mrs. E. COLON C.
Zimbabwe/Zimbabwe	J. HART

(*) Membership in 2001/*Composition en 2001*

SOMMAIRE

AVANT-PROPOS

1. INTRODUCTION
2. PRINCIPAUX ASPECTS
PHYSIQUES ET
BIOCHIMIQUES DE LA
QUALITÉ DE L'EAU
3. ÉLABORATION D'OBJECTIFS
ENVIRONNEMENTAUX
RÉALISTES
4. GESTION DE LA QUALITÉ
DE L'EAU
5. CONCLUSIONS
6. RÉFÉRENCES ET
BIBLIOGRAPHIE

CONTENTS

FOREWORD

1. INTRODUCTION
2. MAJOR PHYSICAL AND
BIOCHEMICAL ASPECTS OF
WATER QUALITY
3. CREATION OF REALISTIC
ENVIRONMENTAL GOALS
4. MANAGEMENT OF WATER
QUALITY
5. CONCLUSIONS
6. REFERENCES AND
BIBLIOGRAPHY

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	8
1. INTRODUCTION	10
1.1. Généralités	10
1.1.1. Pourquoi la qualité de l'eau est-elle importante ?	10
1.1.2. Influence des études de projet et de l'exploitation sur la qualité de l'eau	12
1.2. Objet du Bulletin	14
1.2.1. Vue d'ensemble	14
1.2.2. Références pour une évaluation plus approfondie	14
1.3. Domaine traité dans le Bulletin	16
1.4. Structure du Bulletin	16
1.5. Application du Bulletin	18
2. PRINCIPAUX ASPECTS PHYSIQUES ET BIOCHIMIQUES DE LA QUALITÉ DE L'EAU	20
2.1. Introduction	20
2.2. Aspects physiques	20
2.2.1. Morphologie	20
2.2.2. Gradients longitudinaux et verticaux	22
2.2.3. Brassage et situation des apports dans la retenue	24
2.2.4. Modes de prélèvement d'eau de restitution	26
2.2.5. Temps de séjour et écoulement à travers la retenue	26
2.2.6. Stratification	28
2.2.7. Alluvionnement et érosion	30
2.2.8. Turbidité et pénétration de la lumière	34
2.3. Aspects biochimiques	36
2.3.1. Effets biochimiques de la stratification	36
2.3.2. Dynamique de l'oxygène dissous	36
2.3.3. Anoxie et substances réduites	38
2.3.4. Eutrophisation	40
2.4. Effets régionaux des retenues	42
2.4.1. Considérations climatiques	44
2.4.2. Impacts locaux	48
2.4.3. Perceptions régionales de la qualité de l'eau	50

TABLE OF CONTENTS

FOREWORD	9
1. INTRODUCTION	11
1.1. Background	11
1.1.1. Why is water quality important?	11
1.1.2. Influence of design and operation on water quality	13
1.2. Purpose of this Bulletin	15
1.2.1. Overview	15
1.2.2. References for more extensive evaluation	15
1.3. Scope of this Bulletin	17
1.4. Organization of this Bulletin	17
1.5. Application of this Bulletin	19
2. MAJOR PHYSICAL AND BIOCHEMICAL ASPECTS OF WATER QUALITY	21
2.1. Introduction	21
2.2. Physical	21
2.2.1. Morphometry	21
2.2.2. Longitudinal and vertical gradients	23
2.2.3. Inflow mixing and placement	25
2.2.4. Outflow mechanisms	27
2.2.5. Residence time and flow through	27
2.2.6. Stratification	29
2.2.7. Sedimentation and erosion	31
2.2.8. Turbidity and light penetration	35
2.3. Biochemical	37
2.3.1. Biochemical effects of stratification	37
2.3.2. Dissolved oxygen dynamics	37
2.3.3. Anoxia and reduced substances	39
2.3.4. Eutrophication	41
2.4. Regional effects of impoundment	43
2.4.1. Climatic considerations	45
2.4.2. Localized impacts	49
2.4.3. Regional perceptions of water quality	51

2.5. Impacts sur la qualité de l'eau après le remplissage d'une retenue	50
2.5.1. Effets dans la zone de la retenue	50
2.5.2. Effets dans la zone à l'aval de la retenue	52
3. ÉLABORATION D'OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX RÉALISTES	56
3.1. Coopération entre parties et intérêts affectés	56
3.2. Objectifs	56
3.2.1. Élaboration d'objectifs accessibles	56
3.2.2. Nécessité de modifier les objectifs	58
3.2.3. Élaboration d'objectifs réalisables	58
4. GESTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU	62
4.1. Conception, projet, construction et exploitation du barrage	62
4.1.1. Intégration des études de qualité de l'eau	62
4.1.2. Effets des objectifs et types de projet	64
4.1.3. Implication du public	64
4.2. Considérations relatives au bassin versant	66
4.2.1. Évaluation systématique	66
4.2.2. Effets de sources non ponctuelles	68
4.2.3. Compromis entre le contrôle ponctuel et le contrôle non ponctuel	68
4.3. Techniques de gestion/amélioration	70
4.3.1. Déstratification	70
4.3.2. Aération/oxygénation hypolimnique	72
4.3.3. Aération/oxygénation aux turbines	76
4.3.4. Brassage localisé	80
4.3.5. Installation d'un seuil	82
4.3.6. Ouvrages de prise à niveaux multiples	84
4.3.7. Prélèvement hypolimnique	88
4.3.8. Barrage subaquatique	88
4.3.9. Réaération structurelle	90
4.4. Méthodes d'évaluation des stratégies de gestion de la qualité de l'eau des retenues	90
4.4.1. Collecte de données in situ	90
4.4.2. Modélisation	92
4.4.3. Vérification après construction	98
5. CONCLUSIONS	100
6. RÉFÉRENCES ET BIBLIOGRAPHIE	104

2.5. Impacts to water quality following impoundment	51
2.5.1. Effects in the impounded zone	51
2.5.2. Effects in the downstream zone	53
3. CREATION OF REALISTIC ENVIRONMENTAL GOALS	57
3.1. Cooperation among affected parties and interests	57
3.2. Goals	57
3.2.1. Setting attainable goals	57
3.2.2. Need for modifying goals	59
3.2.3. Setting objectives conducive to stated goals	59
4. MANAGEMENT OF WATER QUALITY	63
4.1. Dam planning, design, construction, and operations	63
4.1.1. Integration of water quality studies	63
4.1.2. Effects of project purposes and types	65
4.1.3. Public involvement	65
4.2. Watershed considerations	67
4.2.1. Systematic evaluation	67
4.2.2. Role of non-point sources	69
4.2.3. Tradeoffs between point and non-point control	69
4.3. Management/enhancement techniques	71
4.3.1. Destratification	71
4.3.2. Hypolimnetic aeration/oxygenation	73
4.3.3. Turbine venting/oxygenation	77
4.3.4. Localized mixing	81
4.3.5. Weir implementation	83
4.3.6. Multilevel intake structures	85
4.3.7. Hypolimnetic withdrawal	89
4.3.8. Underwater dam	89
4.3.9. Structural reaeration	91
4.4. Methods for assessment of reservoir water quality management strategies	91
4.4.1. Field data collection	91
4.4.2. Modeling	93
4.4.3. Post-construction verification	99
5. CONCLUSIONS	101
6. REFERENCES AND BIBLIOGRAPHY	104

AVANT-PROPOS

Le présent Bulletin préparé par le Comité de l'Environnement traite de l'important sujet de la gestion des retenues en vue d'obtenir la meilleure qualité d'eau possible dans la retenue et dans les lâchures à l'aval. Les diverses étapes destinées à l'obtention d'une bonne qualité de l'eau débutent dès les études préliminaires d'un projet et s'étendent tout au long des études et de la construction pour s'achever avec l'exploitation journalière et annuelle de la retenue. De nombreuses mesures peuvent être prises au cours de la conception et des études de projet, et lors de l'établissement des méthodes d'exploitation du barrage et de la retenue. Certaines mesures peuvent être adoptées après la construction du barrage et la mise en eau de la retenue. L'importance de l'eau de la retenue et les diverses mesures destinées à obtenir et à contrôler la bonne qualité de l'eau sont traitées dans le Bulletin. En plus du large domaine couvert, un grand nombre de références bibliographiques sont données pour des informations complémentaires.

La première rédaction du Bulletin a été réalisée par le Comité des Effets Environnementaux de l'USCOLD, remplissant les fonctions de coordinateur du groupe de travail « Gestion des Retenues » du Comité CIGB de l'Environnement. La plus grande partie du Bulletin a été préparée par Dr. Jeffery P. Holland, Special Assistant to the Director Coastal and Hydraulics Laboratory, Waterways Experiment Station, Corps of Engineers, USA, qui a conçu la structure du document et rédigé le projet initial. Les membres du Comité des Effets Environnementaux de l'USCOLD et du Comité de l'Environnement de la CIGB ont examiné et commenté le projet de rédaction, et participé à l'élaboration de la version finale.

G. GUERTIN

Président du Comité de l'Environnement

FOREWORD

This Bulletin, by the Committee on the Environment, covers the important subject of management of reservoirs to achieve the best possible water quality in the reservoir and downstream releases. The steps important to realizing good water quality begin in the planning phase of a project and extend through the design, construction and conclude with the day to day and year to year operation. Many steps can be taken in the planning and design processes and in the operational practices in a dam and reservoir. Some measures can be taken after the dam is constructed and the impoundment created. The importance of reservoir water and the many measures to achieve and monitor good water quality are the subjects of this Bulletin. In addition to the wide coverage of the subject a large number of literature references are given for further information.

This Bulletin was initially drafted by the USCOLD Committee on Environmental Effects serving as the head of the ICOLD Committee on the Environment Working Group on Reservoir Management. The major portion of the Bulletin is the work of Dr. Jeffery P. Holland, Special Assistant to the Director Coastal and Hydraulics Laboratory, Waterways Experiment Station, Corps of Engineers, USA, who designed the overall structure of the work and wrote the initial draft. The members of the USCOLD/COEE and the ICOLD/COE have reviewed and commented the work, and contributed to the final version.

G. GUERTIN
Chairman, Committee on the Environment

1. INTRODUCTION

1.1. GÉNÉRALITÉS

1.1.1. Pourquoi la qualité de l'eau est-elle importante ?

L'assurance d'une bonne qualité de l'eau est liée directement ou indirectement à tout objectif économique visé dans la construction d'un barrage. L'eau destinée à l'alimentation domestique, à l'industrie, aux activités de loisirs et à l'agriculture doit répondre aux prescriptions de qualité. Les aménagements hydroélectriques, de maîtrise des crues, d'alimentation en eau et de navigation ont tous des objectifs et des prescriptions concernant la qualité de l'eau. Cela nécessite de s'assurer que la qualité de l'eau est convenable pour les écosystèmes aquatiques, les loisirs, etc., dans la retenue et à l'aval de celle-ci, et qu'une bonne qualité de l'eau destinée à l'alimentation des populations est obtenue.

Aujourd'hui tout aménagement existant ou tout nouveau projet sera considéré du point de vue du développement durable des ressources en eau et du soutien de la qualité de l'eau de la retenue. Un bon programme de gestion de la qualité de l'eau, introduit au cours de la phase d'avant-projet et poursuivi au cours des études de projet, de la construction et de l'exploitation, fournira une bonne base pour le soutien d'un niveau satisfaisant de qualité de l'eau.

Il est reconnu que la création de retenues a divers impacts sur les écoulements fluviaux. Il faut également mentionner la modification de la qualité des lâchures d'eau de la retenue influant sur la qualité de l'eau à l'aval. Les principaux impacts sont les suivants :

- A. Modifications de la température et de la teneur en oxygène dissous (OD) de l'eau stockée. Du fait de l'augmentation de la profondeur par rapport à celle de l'ancien écoulement, le rayonnement solaire ne pénètre que partiellement à travers la profondeur de retenue. Il en résulte souvent une stratification de la densité de l'eau dans la retenue, qui est autoentretenu par entrave au brassage vertical de l'eau. La stratification crée trois couches principales dans les grandes retenues : l'épilimnion, zone chaude, bien brassée, présentant généralement une bonne qualité (teneur élevée en oxygène dissous, par alimentation depuis la surface) ; le métalimnion, zone de très grand gradient thermique ; l'hypolimnion, zone plus froide et parfois plus épaisse que les deux précédentes, dans laquelle l'oxygène biochimiquement épuisé n'est pas remplacé par suite d'absence d'échange depuis la surface au cours de la période d'été. De ce fait, les teneurs en oxygène dissous de l'hypolimnion sont souvent proches de zéro dans de nombreuses retenues stratifiées. La présence de ces trois zones, avec leurs caractéristiques très distinctes, crée dans la retenue des biotopes aquatiques différents de ceux ayant existé avant la construction du barrage sur la rivière.
- B. Modifications de la qualité de l'eau évacuée d'une retenue présentant une stratification définie ci-dessus, par rapport aux conditions fluviales qui

1. INTRODUCTION

1.1. BACKGROUND

1.1.1. Why is water quality important?

Assurance of good water quality is involved directly or indirectly in any and all economic objectives to be achieved in the construction of a dam. Water for domestic, industrial, recreational, and agricultural purposes must meet the quality requirements for that purpose. Hydroelectric, flood control, water supply, and navigation projects all have water quality objectives and requirements. These needs are to insure that the water quality is appropriate for aquatic ecosystems, recreation, etc., within and downstream from the impoundment, and to insure that human consumptive requirements for good quality water are met.

Today every existing and new project should be considered from the aspect of the sustainability of water resources and the water quality of the project. A good water quality management program introduced during the planning phase and continued through design, construction, and into operation will provide a good basis for sustaining a proper level of water quality.

The impoundment of rivers is known to impact the quality of riverine flows in a variety of ways. A direct by-product of this impact is the subsequent modification of the quality of releases from the impoundment, thereby affecting the tailwater and downstream riverine water qualities as well. Primary examples of such impacts include:

- A. Changes in the thermal and dissolved oxygen (DO) resources of the impounded flows. Due to the increased depth of impoundments, relative to their former riverine natures, solar radiation penetrates only partially through the impoundment depth. The result of this is often the formation of density stratification in the impoundment, which is self-enhancing through its impedance of vertical mixing. The resulting stratification creates three primary vertical strata within large impoundments: the epilimnion, a warm, well-mixed region with generally good quality (e.g., high DO concentrations from surface replacement); the metalimnion, the region of largest thermal gradient; and, the hypolimnion, a cooler region sometimes larger than the first two that is effectively cut off from the vertical replacement of biochemically-depleted oxygen from surface exchange during the summertime. Thus, stable hypolimnetic DO levels often approach zero for many stratified impoundments. The creation of these three zones, with their three distinctly differing qualities, produces very differing in-situ habitats for the aquatic biota within the impoundment than would have existed prior to river impoundment.
- B. Modifications in the quality of the water released from an impoundment experiencing the stratification-related effects in (A) above compared with

existaient avant création de la retenue. La qualité des eaux évacuées dépend de celle des eaux in situ, de l'emplacement des points (niveaux) de prélèvement dans les ouvrages d'évacuation, de l'importance de la stratification et du débit des lâchures à l'aval. De ce fait, la qualité de l'écosystème aquatique à l'aval est fortement affectée, au point d'être gérée, par les opérations d'exploitation de la retenue.

- C. Menaces sur la qualité de l'eau, la durée de vie et les fonctions de la retenue, résultant de l'eutrophisation. L'eutrophisation est due à l'excès d'apports de silts, de matières organiques et d'éléments nutritifs dans les retenues, conduisant à un développement de la production d'algues et de plantes à racines, et à la diminution du volume de retenue. Les symptômes d'eutrophisation sont : une prolifération d'algues, de faibles teneurs en oxygène dissous dans les eaux de la retenue et dans les eaux évacuées à l'aval, une altération de l'eau destinée à la consommation domestique, une accumulation de sédiments de fond et une élimination potentielle des pêches en eaux froides dans les retenues stratifiées. Les conséquences de l'eutrophisation sont : des limitations concernant les activités de loisirs, des fournitures d'eau d'alimentation de qualité dégradée, une réduction de la capacité de retenue et une détérioration des ressources biologiques à l'intérieur de la retenue et à l'aval.

Les caractéristiques, la gestion et l'utilisation du bassin versant de la rivière peuvent avoir une grande influence sur la qualité de l'eau dans la rivière et sur sa modification ultérieure par la retenue. De nombreux problèmes de qualité de l'eau dans une retenue résultent d'une mauvaise gestion du bassin versant. Ces problèmes peuvent souvent être évités ou atténués par une gestion d'ensemble du bassin versant. Il est difficile et coûteux de réparer dans la retenue les défaillances commises dans la gestion du bassin versant.

Ces impacts sont d'une grande importance pour les exploitants de retenues en raison de la gestion et/ou des règlements visant à maintenir les aménagements de ressources en eau indéfectibles sur le plan de l'environnement. En effet, la non-satisfaction des normes de qualité de l'eau a conduit à des arrêts ou des réductions d'exploitation de retenues, ce qui revêt une très grande importance pour les exploitants d'aménagements hydroélectriques, les fournisseurs d'eau, les agences de ressources naturelles et les associations de loisirs.

1.1.2. Influence des études de projet et de l'exploitation sur la qualité de l'eau

Il y a une forte interaction entre les qualités de l'eau d'une retenue, la zone à l'aval des ouvrages de restitution d'eau de la retenue, et la conception et l'exploitation de ces ouvrages. Par exemple, si des prises d'eau à niveaux multiples existent, elles seront exploitées en tenant compte de la qualité de l'eau de la retenue, de la qualité requise à l'aval, et des niveaux d'implantation et des capacités de débit des prises. Par contre, pour les prises d'eau d'usines hydroélectriques, situées à des niveaux fixes, la qualité de l'eau évacuée à l'aval dépend presque entièrement de la conception et de l'exploitation des conduites forcées de l'usine. De plus, la qualité de l'eau d'une retenue dépend beaucoup du niveau d'évacuation de la retenue, de la durée de stockage des eaux dans la retenue, de la nature et de

preimpoundment riverine conditions. The quality of impoundment releases becomes a function of the quality of the in-situ waters, the location of release points (withdrawal elevations) within the outlet works, the strength of stratification, and the downstream release quantity. Thus, the quality of the tailwater ecosystem is strongly affected, to the point of being managed, by reservoir operations.

- C. Threats to the water quality, life span, and usefulness of impoundments resulting from eutrophication. Eutrophication is the process of excessive addition of silt, organic matter, and nutrients to impoundments at rates sufficient to increase algal and rooted plant production and to decrease reservoir volume. Symptoms of eutrophication included algal blooms, low dissolved oxygen concentrations in-situ and in reservoir releases, impaired drinking water, accumulation of bottom sediments, and potential elimination of cold water fisheries in stratified reservoirs. The consequences of eutrophication include limitations on recreation, degraded potable water supplies, reduced impoundment storage, and damage to biological resources both inpool and downstream.

The character, management and utilization of the watershed of the river or stream can have a major influence on the quality of the water in the river and how it is further modified by the impoundment. Many problems of reservoir water quality are the result of poor management of the watershed. These problems often can be avoided or mitigated by comprehensive watershed management. It is difficult and expensive to repair in the reservoir what has been failed to do in the management of the watershed.

These impacts are of great importance to reservoir operators because of the stewardship and/or legal requirements for maintaining environmentally sound water resources projects. Indeed, failure to meet water quality standards has resulted in stoppage or reduction in reservoir operations, a matter of extreme importance to hydropower operators, water suppliers, natural resource agencies, and recreational groups.

1.1.2. Influence of design and operation on water quality

There is a strong feedback between the qualities of an impoundment, the tailwater region downstream from the impoundment's release structure(s), and the design/operation of said impoundment's release structure(s). For example, if multi-level intakes exist in a given structure, they will be operated as a function of impoundment quality, downstream quality requirements, and the relative elevations and hydraulic capacities of the intakes. Conversely, for fixed-elevation hydropower intakes, the quality of the downstream tailwater is almost entirely dictated by the design and operation of the hydropower penstocks. Additionally, the quality of a given impoundment is strongly dependent upon the level of release from the impoundment, the residence time of flows within the impoundment, the nature and

l'utilisation du bassin versant, et de l'époque et de la durée des ruissellements d'orage parvenant dans la retenue. L'effet des conditions climatiques intervient également.

La sévérité des impacts sur la qualité de l'eau est très souvent spécifique au site. Les objectifs de qualité de l'eau dans la retenue, de l'eau restituée ou de l'écoulement à l'aval, établis pour un aménagement donné, dépendent des prescriptions définies par l'agence de ressources en eau pour le maintien de l'écosystème aquatique local. Il est donc nécessaire que les services chargés de la gestion des ressources en eau collaborent avec les services locaux pour établir des objectifs de qualité de l'eau réalistes et accessibles. La possibilité de satisfaire à ces objectifs axés très souvent sur les paramètres de teneur en oxygène dissous et de température (ainsi que sur les paramètres de teneurs en éléments nutritifs, métaux, hydrogène sulfuré, de turbidité et autres paramètres) dépend de l'écosystème aquatique désiré, du débit et de la répartition des lâchures à travers le barrage, de l'emplacement des ouvrages d'évacuation, des apports solides dans la retenue, de la morphologie du réservoir, de l'hydrométéorologie locale, etc.

1.2. OBJET DU BULLETIN

1.2.1. Vue d'ensemble

Diverses techniques ont été utilisées par des organismes d'exploitation des ressources en eau (par exemple, l'U.S. Army Corps of Engineers, la Tennessee Valley Authority et le Bureau of Reclamation, aux États-Unis) pour la gestion de la qualité des eaux des retenues et des eaux restituées à l'aval. La plupart de ces techniques comportent des mesures de nature opérationnelle et/ou structurelle, destinées à obtenir la qualité prescrite pour les eaux dans la retenue, les eaux restituées ou les lâchures à l'aval. Le Bulletin présente les techniques les plus connues et le plus souvent adoptées pour une telle gestion. Les techniques de nature opérationnelle et structurelle sont retenues en priorité dans cet examen. D'autres méthodes de gestion de la qualité de l'eau des retenues, allant de la stabilisation chimique au moyen d'alun à la biotechnique, sont laissées à d'autres documents.

Il importe également que les services chargés de la gestion de retenues aient une connaissance générale des facteurs qui influencent/maîtrisent la qualité des eaux des retenues et des eaux restituées à l'aval, et de leur interaction avec l'exploitation des ouvrages d'évacuation. Aussi, avant de présenter les méthodes de gestion de la qualité de l'eau des retenues, un examen d'ensemble des facteurs physiques et biochimiques affectant la qualité de l'eau des retenues sera-t-il présenté. Juste après cet examen, la détermination d'objectifs environnementaux accessibles sera discutée, cette étape précédant l'évaluation et le choix de méthodes appropriées pour la gestion de la qualité de l'eau.

1.2.2. Références pour une évaluation plus approfondie

De préférence à une présentation détaillée de l'analyse de la qualité de l'eau des retenues, de la détermination des objectifs environnementaux, et des techniques

utilization of the watershed, and the timing and duration of storm runoff into the impoundment. These all are affected by the weather.

The severity of water quality impacts is most often site-specific in nature. The in-reservoir, tailwater, or downstream water quality objectives set for a given project are a function of resource agency requirements for maintaining the local aquatic ecosystem. It is, therefore, imperative that the water resources managers work with local resource managers to establish realistic and attainable water quality objective. The ability of a project manager to meet these objectives, which center very often around DO and temperature objectives (along with nutrients, metals, hydrogen sulfide, and turbidity as other often-targeted parameters), is a function of the desired aquatic ecosystem, the rate and distribution of discharges through the dam, the withdrawal locations, loadings to the impoundment, reservoir morphology, localized hydrometeorology, etc.

1.2. PURPOSE OF THIS BULLETIN

1.2.1. Overview

There are a number of differing techniques that have been used by water resources agencies (e.g., U.S. Army Corps of Engineers, the Tennessee Valley Authority, and the Bureau of Reclamation within the United States) to manage reservoir and tailwater quality. Most of these techniques involve operational and/or structural means for engineering the required in-reservoir, tailwater, or downstream release water quality. Presented in this Bulletin are some of the better-known, and most-often implemented, reservoir and tailwater quality management techniques. Operational and structural techniques are favored in this review by design. Other methods for managing reservoir water quality, ranging from chemical stabilization using alum to bioengineering, are left for other documents.

It is also important for reservoir managers to have a general understanding of the forces that integrate to influence/control impoundment and tailwater qualities, and their interactions with reservoir outlet works operations. Therefore, prior to presenting methods for reservoir water quality management, an overview of the physical and biochemical factors affecting impoundment water quality will be presented. Just after this overview, the setting of attainable environmental goals will be discussed as a precursor to the evaluation and selection of appropriate water quality management methodologies.

1.2.2. References for more extensive evaluation

Rather than presenting detailed analysis of reservoir water quality, environmental goal setting, and water quality management techniques, an overview

de gestion de l'eau des retenues, un examen d'ensemble de chacun de ces domaines sera effectué. Le lecteur pourra consulter d'excellents ouvrages de référence, tels que Cooke et Kennedy (1989), Price et Meyer (1992), Electric Power Research Institute (1990) pour des détails complémentaires. Le lecteur doit également noter qu'une mesure destinée à améliorer la qualité de l'eau restituée et de l'eau à l'aval d'une retenue a traditionnellement consisté à améliorer la qualité de l'eau, soit dans l'ensemble de la retenue, soit dans la zone de la retenue proche du barrage. Ainsi, un grand nombre des techniques examinées ci-dessous, si elles influent sur les conditions de l'eau stockée, ont, en fait, été mises en œuvre pour la gestion de la qualité de l'eau à l'aval de la retenue.

1.3. DOMAINE TRAITÉ DANS LE BULLETIN

Le Bulletin présente un examen d'ensemble des facteurs influençant et/ou maîtrisant la qualité de l'eau au cours de la création et de l'exploitation des retenues. Il décrit les méthodes techniques destinées à gérer et à améliorer la qualité des eaux des retenues et des eaux restituées à l'aval. En outre, le Bulletin examine ces méthodes techniques et ces facteurs de contrôle pour les retenues des régions tempérées et des régions tropicales, dans des chapitres séparés mais complémentaires.

De nombreuses retenues ont été confrontées à une contamination de l'eau et à une propagation de maladies d'origine hydrique à travers le monde. La compréhension d'une telle contamination de l'eau dans le court et le long termes, et le champ des ressources et moyens techniques pour maîtriser de telles situations sont d'importantes considérations, mais sortent du cadre du présent Bulletin. L'approche conduisant à la participation des organismes gouvernementaux et non-gouvernementaux et des communautés sera indiquée, afin que toutes les implications pratiques à l'amont ainsi qu'à l'aval de la retenue soient comprises.

1.4. STRUCTURE DU BULLETIN

Le chapitre 2 du Bulletin présente un examen d'ensemble des principaux aspects physiques et biochimiques de la qualité de l'eau des retenues. Les effets physiques, biochimiques et régionaux sont considérés. Les impacts sur la qualité de l'eau, postérieurement à la mise en eau de la retenue, sont mis en évidence.

Le chapitre 3 précise l'importance d'établir des objectifs environnementaux réalistes par rapport aux conditions spécifiques du projet.

Le chapitre 4 examine la gestion de la qualité de l'eau des retenues, aux stades de la conception, de l'étude de projet, de la construction et de l'exploitation des aménagements de ressources en eau. Le chapitre présente les méthodes de gestion le plus souvent utilisées et consacrées par l'usage. Les moyens permettant d'évaluer l'efficacité de ces méthodes dans la satisfaction des objectifs environnementaux sont également traités.

of each is provided. The reader is referred to several excellent references, such as Cooke and Kennedy (1989), Price and Meyer (1992) or Electric Power Research Institute (1990), for additional details. The reader should also note that a primary means of effecting improved tailwater and downstream water quality has traditionally been through improvement of in-reservoir quality either within the entire reservoir or in the near-dam region of the impoundment. Thus, many of the techniques discussed below, while affecting in-reservoir conditions, have in actually been implemented for tailwater or downstream quality management.

1.3. SCOPE OF THIS BULLETIN

This Bulletin will overview the factors influencing and/or controlling water quality during construction and operation of reservoirs. The Bulletin will describe the engineering methods to improve, manage, and enhance reservoir and tailwater qualities. Further, the Bulletin will consider these engineering methods and controlling factors for both temperate and tropical reservoirs in separate but complementary sections.

Many reservoir projects have been facing water contamination and spread of water borne diseases worldwide. Understanding of such water contamination in the short and long term period and the range of technical means and resources to overcome such situations are important considerations but are beyond the scope of this document. The participatory approach involving government, non-government and communities should be given, so that the practical implications of all the actives both upstream and downstream of the impoundment are understood.

1.4. ORGANIZATION OF THIS BULLETIN

Chapter 2 of this Bulletin overviews the major physical and biochemical aspects of impoundment water quality. Physical, biochemical, and regional effects are considered. The impacts to water quality following impoundment are highlighted.

Chapter 3 details the importance of creating realistic environmental goals and objectives relative to specific project conditions.

Chapter 4 discusses the management of impoundment water quality as a part of planning, design, construction, and operation of water resources projects. The chapter then reviews the most-often used water quality management methods that have received wide usage. Methods for assessing the efficacy of given management methods in meeting environmental objectives are discussed as well.

1.5. APPLICATION DU BULLETIN

Les modifications de qualité de l'eau susceptibles de se produire dans une retenue dépendent, en grande partie, des conditions suivantes :

- 1) Conditions des apports, telles que : débit, qualité et température de l'eau.
- 2) Configuration de la retenue : superficie, volume, profondeur et forme de la retenue.
- 3) Conditions climatiques : rayonnement solaire, température et vent.
- 4) Situation du barrage : altitude et latitude.
- 5) Exploitation du barrage : par exemple, variation du débit annuel, emplacement du prélèvement sélectif des ouvrages de restitution.

Du fait que les problèmes de qualité de l'eau ne concernent pas tous les barrages, la prise en compte de ces conditions dans les applications pratiques du Bulletin aura une grande importance.

1.5. APPLICATION OF THIS BULLETIN

The possibility of changes in water quality occurring in a dam reservoir depends, to a large extent, on the following conditions:

- 1) Inflow conditions such as, flow, water quality, and water temperature.
- 2) Dam reservoir configuration: reservoir area, reservoir volume, reservoir depth, and shape of the reservoir.
- 3) Climatic condition: solar radiation, temperature, and wind.
- 4) Dam location: altitude and latitude.
- 5) Dam operation, e.g. annual discharge variation, selective withdrawal location of river outlet works.

Because not all dams have a water quality problem, full consideration should be given to these conditions in the practical application of this Bulletin.

2. PRINCIPAUX ASPECTS PHYSIQUES ET BIOCHIMIQUES DE LA QUALITÉ DE L'EAU

2.1. INTRODUCTION

Les caractéristiques du bassin versant de la retenue, le climat de la région, les facteurs géométriques et internes propres à la retenue influent sur la qualité de l'eau du réservoir. Cette qualité est également influencée par le type, l'emplacement et les caractéristiques d'exploitation des ouvrages d'évacuation de la retenue. L'association des conditions météorologiques, des apports du bassin versant, des facteurs internes propres à la retenue, des lâchures et des caractéristiques d'exploitation représente les facteurs dominants qui influent sur la qualité des eaux dans la retenue et des eaux restituées à l'aval (Gosse 1997, Salencon 1988, Thébault 1993). Il importe donc de bien connaître les processus physiques et biochimiques qui régissent la qualité de l'eau des retenues. Ces processus sont examinés ci-après.

2.2. ASPECTS PHYSIQUES

2.2.1. Morphologie

Les variables morphologiques influençant les caractéristiques hydrologiques et limnologiques d'une retenue (et, par extension, la qualité de l'eau de celle-ci) sont : la superficie, le volume, la profondeur moyenne, la profondeur maximale, la longueur relative du contour de la retenue et le fetch. Il y a une corrélation entre les caractéristiques morphologiques. Par exemple, la profondeur moyenne est calculée en divisant le volume de la retenue par la superficie du plan d'eau. De faibles profondeurs moyennes peuvent conduire à un fort potentiel de pénétration de lumière jusqu'au fond de la retenue, à des eaux plus chaudes, à des taux de décomposition organique plus élevés et à une régénération plus importante des substances nutritives. Tous ces facteurs peuvent contribuer à une plus grande productivité. Par contre, de faibles profondeurs moyennes peuvent limiter la stratification de densité (voir sous-chapitres ci-dessous), ce qui, par rapport aux retenues présentant une stratification de densité, favorise un brassage vertical permettant à des teneurs en oxygène dissous plus élevées d'atteindre les eaux de fond (avec atténuation des effets des phénomènes anoxiques dans ces eaux).

Les retenues ayant une longueur relative élevée de rives reflètent une morphologie dendritique, avec des anses et des baies, tandis que de faibles longueurs relatives de rives traduisent des retenues de forme plus prismatique, avec des traversées rapides par les eaux (temps de séjour court). La productivité biologique est généralement plus élevée dans les anses que dans la cuvette principale ; de ce fait, les retenues présentant un contour de rives de grande longueur relative tendent à être plus productives que celles ayant une faible longueur relative de rives.

2. MAJOR PHYSICAL AND BIOCHEMICAL ASPECTS OF WATER QUALITY

2.1. INTRODUCTION

Reservoir water quality is a system response to inputs and forcings from the reservoir's watershed, the region's climate, and the geometric and internal processes within the given reservoir. Reservoir water quality is affected by the type, location, and operational characteristics of reservoir outlet works. The coupling of project meteorology, inflows, internal processes, outflows, and operations is highly dynamic in most reservoirs and represents dominant factors that control impoundment and tailwater quality (Gosse 1997, Salencon 1988, Thebault 1993). It is imperative, therefore, that one understand the physiobiochemical processes that govern reservoir water quality. These processes are overviewed below.

2.2. PHYSICAL

2.2.1. Morphometry

Morphometric variables that influence hydrologic and limnologic characteristics of a reservoir (and, by extension, its water quality) are surface area, volume, mean depth, maximum depth, shoreline development ratio, and fetch. Morphometric characteristics are themselves interrelated. Mean depth, for example, is computed as reservoir volume divided by surface area; shallow mean depths may indicate a high potential for light penetration to the reservoir bottom, warmer water temperatures, higher organic decomposition rates, and greater nutrient regeneration. All of these factors can contribute to greater productivity. Conversely, shallow mean depths may also point to limited potential for density stratification (see the next sections), with the result that vertical mixing is a viable mechanism for movement of greater dissolved oxygen concentrations into reservoir bottom waters (with the resulting mitigation of the onset of anoxia in these waters) than would occur for density-stratified reservoirs.

Reservoirs with high shoreline development ratios are indicative of dendritic systems with coves and embayments, while low values of this ratio often indicate more prismatic, high flow-through (low residence time) reservoirs. Biological productivity usually is higher in coves than in the main pool; thus, reservoirs having high shoreline development ratios tend to be more productive than those with lower ratio values.

Le fetch est la distance au-dessus du plan d'eau, sur laquelle le vent peut souffler sans être interrompu par la terre. Lorsqu'elle est calculée pour la direction du vent dominant, la longueur du fetch peut donner des indications sur les hauteurs des vagues et les zones susceptibles d'être érodées dans la zone de la retenue. Cela peut conduire à des préoccupations concernant la sédimentation et la turbidité à l'intérieur de la retenue. En outre, des valeurs élevées de fetch peuvent conduire à des taux élevés d'évaporation à l'intérieur de la retenue, ce qui influe sur le bilan thermique du réservoir et la gestion de l'eau.

2.2.2. Gradients longitudinaux et verticaux

Les réservoirs, et spécialement les retenues de stockage, présentent généralement des gradients physiques, chimiques et biologiques marqués dans les directions longitudinale et verticale. Trois zones longitudinales caractéristiques se forment souvent à l'intérieur de ces retenues, en fonction de l'époque de l'année, des relations profondeur/volume et du temps global de séjour. Ces trois zones sont : une zone de caractère fluvial, une zone de transition, une zone de caractère lacustre.

La zone fluviale est relativement étroite, bien brassée et sujette à des transports relativement importants de matériaux en suspension (résultant de vitesses relativement élevées dans cette zone). La pénétration de lumière y est réduite et peut être le facteur limitatif contrôlant la productivité. La décomposition des matières organiques apportées par les écoulements crée souvent une forte demande en oxygène ; cependant, le milieu aérobie est maintenu car la zone est relativement peu profonde et bien brassée.

À l'intérieur de la zone de transition, un important alluvionnement peut se produire, avec une augmentation de la pénétration de lumière. Dans cette zone, les apports peuvent, en fonction de l'époque de l'année, de la température de l'eau et de la teneur en sédiments, s'écouler le long de la surface de la retenue, descendre au fond de la retenue, ou se situer dans la zone intermédiaire. Les apports traversent souvent rapidement la retenue (en particulier, les débits d'orage), influençant ainsi la qualité de l'eau dans la retenue et à l'aval de celle-ci (lors des lâchures). La mécanique de l'écoulement des apports est examinée plus en détail dans un prochain sous-chapitre du Bulletin.

La zone lacustre présente les caractéristiques d'un lac naturel. La sédimentation de particules inorganiques est faible ; la pénétration de lumière est suffisante pour favoriser une production primaire avec de faibles niveaux d'éléments nutritifs comme facteur limitatif. En raison de considérations de bilan thermique, une stratification de densité peut s'établir, limitant le brassage vertical. Le brassage des eaux stratifiées dépend alors du mode de prélèvement d'eau dans la retenue, du degré de brassage de l'eau de surface par le vent et de l'emplacement des ouvrages d'évacuation.

La gestion de la qualité de l'eau d'une retenue peut être fortement affectée par une stratification verticale dans la retenue. Cette stratification résulte de la combinaison d'une augmentation de l'ensoleillement au cours des mois de printemps et d'été, et d'une diminution des apports au cours de l'été. Cette combinaison influence tout d'abord les eaux de surface d'une retenue, réchauffant cette zone et la

Fetch is the distance over water that the wind has blown uninterrupted by land. When computed along the direction of the prevailing wind, the fetch length can provide an indication of wave heights and potential erosion areas within the reservoir. This, in turn, can point to potential sedimentation and turbidity concerns within the impoundment. Further, high fetch values point to potentially large evaporation rates within the impoundment that are of importance to reservoir heat budgets and overall water management.

2.2.2. Longitudinal and vertical gradients

Reservoirs especially storage impoundments, usually exhibit pronounced longitudinal and vertical physical, chemical, and biological gradients. Three characteristic longitudinal zones often develop within these reservoirs as a function of time of year, depth/volume relationships, and overall residence time. These three zones are: a riverine zone, a zone of transition, and a lacustrine zone.

The riverine zone is relatively narrow, well mixed, and subject to relatively high transport of suspended material (due to relatively large velocities within this zone). Light penetration in this zone is minimal and may be the limiting factor controlling productivity. The decomposition of inflowing organic loadings often creates significant oxygen demand; however, the aerobic environment is maintained because the zone is relatively shallow and is well mixed.

Within the zone of transition, significant sedimentation may occur with a subsequent increase in light penetration. In this zone, inflows may, as a function of time of year, water temperature, and sediment concentration, ride along the surface of the impoundment, fall to the bottom of the reservoir, or reside there between. The resulting inflows often shortcircuit the reservoir (particularly storm flows), thereby impacting water quality in-reservoir and downstream (through releases). There is more discussion of inflow mechanics in a later section of this document.

The lacustrine zone is characteristic of a natural lake system. Sedimentation of inorganic particulates is low; light penetration is sufficient to promote primary production with low nutrient levels as the limiting factor. Due to heat budget considerations, density stratification may set in that may limit vertical mixing. Mixing of stratified waters then becomes a function of the withdrawal pattern in the impoundment, the level of surface wind mixing, and the location of the outlets from the impoundments.

Management of impoundment water quality can be strongly affected by vertical stratification within the reservoir. This stratification is the result of a combination of increased solar insolation in the spring and summer months coupled with other decreased inflows during summer periods. This combination first impacts near-surface waters of a reservoir, warming said region and deepening

rendant plus profonde dans la retenue. Le réchauffement de ces eaux produit une poussée d'Archimède naturelle due à la densité relativement plus faible de l'eau chaude par rapport à celle de l'eau plus profonde et plus froide dans la retenue. Cette stratification thermique augmente au cours des mois de printemps et d'été, créant dans la retenue les trois zones mentionnées dans l'introduction : l'épilimnion, zone bien brassée, fortement oxygénée et relativement chaude ; le métalimnion, zone intermédiaire présentant un gradient thermique (ou de densité) élevé (thermocline) ; l'hypolimnion, zone profonde relativement froide. Dans la plupart des retenues présentant une stratification de densité, la stratification limite le brassage vertical et la réaération hypolimnique. Si des matières à forte demande en oxygène sont présentes dans l'hypolimnion ou dans les sédiments au fond de la retenue, une anoxie se manifeste au cours des mois d'été. Cette anoxie conduira à une augmentation des teneurs en substances réduites, telles que fer, manganèse et hydrogène sulfuré, chacune de ces substances (avec la diminution des teneurs en oxygène dissous) étant nuisible au milieu aquatique de la retenue et de la zone à l'aval.

2.2.3. Brassage et situation des apports dans la retenue

Les apports pénètrent dans la retenue par la zone fluviale, se mélangent avec l'eau de la retenue et entrent dans la zone principale du réservoir au droit d'une couche de densité très proche de celle des eaux brassées. Des apports relativement froids, tels que ceux résultant de la fonte des neiges, ont généralement une densité supérieure à celle de l'eau de la retenue. En général, ces apports, désignés sous le terme de courants de fond, entrent dans la zone fluviale, se mélangent avec l'eau de la retenue et plongent au fond du réservoir. Les apports résultant d'orages d'hiver et de début de printemps, qui ont souvent des charges solides élevées, se comportent également souvent comme des courants de fond. Par contre, certains apports de fin de printemps et d'été peuvent avoir des densités proches de celle de l'eau de surface de la retenue. Ces apports sont désignés sous le terme de courants de surface du fait qu'ils s'écoulent le long de la surface de la retenue. Les écoulements intermédiaires, dont les densités les placent à des niveaux médians dans la retenue, correspondent à des apports du début de l'été à l'automne.

La mécanique de l'écoulement des apports a une très grande importance vis-à-vis de la qualité de l'eau d'une retenue. Ces apports, suivant la saison, se caractérisent par des eaux froides, bien oxygénées (hiver, printemps), par des eaux chargées de sédiments (printemps à automne), et par des matières à demande en oxygène (toute période, mais demande peut-être plus importante au cours des mois d'été). Chacun de ces types d'apports affecte la retenue de diverses façons. En outre, les différences de densité entre les apports et les eaux de la retenue conduisent (pour les écoulements de fond et les écoulements intermédiaires, spécialement pour les forts débits) à des écoulements traversant rapidement la retenue. Il en résulte une réduction du brassage des eaux. Ainsi, la qualité des lâchures d'eau de la retenue peut être influencée par ces écoulements beaucoup plus que ce qui pourrait être suggéré par des calculs supposant un bon brassage, ou seulement par la qualité de l'eau de la zone lacustre.

the region within the impoundment. The warming of these waters produces a natural buoyancy of the water due to the relatively lighter density of the warmer water compared to the deeper, cooler regions within the reservoir. This density stratification intensifies throughout the spring and summer months, thereby creating the three basic zones within the impoundment described in the introduction: the epilimnion, the well-mixed, highly-oxygenated, relatively warmer zone; the metalimnion, the intermediate zone within the reservoir that houses the greater thermal (or density) gradient change within the impoundment (the thermocline); and the lower relatively cool portion of the reservoir, the hypolimnion. In most density-stratified reservoirs, the existence of the stratification limits vertical mixing and natural hypolimnetic reaeration. If significant oxygen-demanding materials are present in the hypolimnion or in bottom sediments, anoxia often sets in the summer months. This anoxia will result increased levels of reduced substances, such as iron, manganese, and hydrogen sulfide, each of which (along with reduced dissolved oxygen concentrations) is detrimental to in-situ and downstream aquatic communities.

2.2.3. Inflow mixing and placement

Inflows into reservoirs enter through the riverine portion of the reservoir, mix with impoundment water, and enter the main portion of the impoundment at a vertical strata most nearly the density of the mixed inflow. Relatively cold inflows, such as those resulting from snow melt, are usually denser than the impoundment. These inflows, referred to as underflows, usually enter the riverine zone, mix with the reservoir, and dive to the bottom of the impoundment. Winter and early spring storm inflows, which often have significant sediment loads, also often act as underflows. Certain later spring and summer inflows, on the other hand, may be more nearly the density of impoundment surface waters. These inflows are called overflows because they ride along the surface of the impoundment. Interflows, those inflows having intermediate densities that result in their seeking median levels within the impoundment, are indicative of early summer to fall inflows.

Inflow mechanics are of critical importance to reservoir water quality. These inflows, as a function of season, carry well-oxygenated, cool water (winter, spring); sediment-laden water (spring to fall), and oxygen-demanding materials (any period, though perhaps more important in summer months) into the reservoir. Each of these inflow types affects the impoundment in differing ways. Further, the density differences between inflows and surrounding impoundment waters result (for underflows and interflows, particularly for large inflows) in these inflows “short-circuiting” the reservoir. This short-circuiting results in minimized mixing for the inflows, and relatively quick movement and withdrawal of these inflows through the impoundment. Thus, the quality of releases from the impoundment may be influenced by inflows much more than would have been suggested by well-mixed calculations or lacustrine-zone water quality alone.

2.2.4. Modes de prélèvement d'eau de restitution

En l'absence de stratification de densité, le prélèvement d'eau de restitution pourrait s'étendre, en théorie, du niveau supérieur au fond d'une retenue. Cette disposition, en réalité, sera limitée par la viscosité de l'eau et le prélèvement se fera à des niveaux plus ou moins profonds (fond, niveau intermédiaire, niveau supérieur).

Cependant, de nombreuses retenues, excepté celles où le temps de séjour de l'eau est court (par exemple, des aménagements au fil de l'eau), présentent une stratification de densité. Cette stratification limite la zone verticale de prélèvement. La répartition des points de prélèvement dans une retenue stratifiée dépend de la conception hydraulique des ouvrages d'évacuation, de l'importance de la stratification, du débit à l'aval. L'ouvrage de Davis *et al.* (1987) traite de la mécanique des prélèvements, en particulier des méthodes permettant d'étudier la répartition des ouvrages de restitution d'eau de retenues stratifiées.

Diverses conceptions se présentent pour un tel ouvrage hydraulique : ouvrages de restitution à niveaux multiples (désignés sous le terme d'ouvrages de prélèvement sélectif ou de maîtrise de la température) ; ouvrage unique de restitution de fond (comme dans le cas d'aménagements anciens ou à but unique de maîtrise des crues) ; ouvrage de restitution de surface (comme dans le cas d'évacuation de crues) ; ou prises d'eau d'usines hydroélectriques, à niveaux fixes. Les ouvrages de restitution à niveaux multiples ont une ou plusieurs tours, chacune contenant un certain nombre d'orifices de prise à divers niveaux. Cette conception permet une souplesse pour l'évacuation d'eau depuis divers niveaux de la retenue, en vue de satisfaire aux objectifs de température ou de qualité de l'eau à l'aval (et, parfois, dans la retenue).

2.2.5. Temps de séjour et écoulement à travers la retenue

Comme indiqué précédemment, l'eau séjournant dans les retenues change de caractéristiques physiques et biochimiques. Si de nombreux facteurs influent sur le degré de changement, le temps de séjour de l'eau dans la retenue est généralement l'un des plus importants. Ce temps de séjour dépend : 1) du volume de la retenue, 2) de la quantité d'apports provenant des précipitations, des eaux de ruissellement de surface et des eaux souterraines, 3) de la quantité d'eau restituée à l'aval et des pertes par infiltration et évaporation. Les retenues de grande capacité peuvent stocker de l'eau pendant plusieurs années. Les temps de séjour dans de petites retenues peuvent être seulement de quelques heures ou jours (U.S. Department of the Interior, 1984).

Le volume et l'écoulement traversant une retenue peuvent être représentés par le temps de rétention calculé (volume d'été/débit moyen) de l'eau dans l'aménagement (EPRI, 1990).

Lorsque le temps de séjour est court, la température et d'autres caractéristiques physiques et chimiques de l'eau sortant de la retenue sont généralement peu différentes de celles de l'eau y entrant. Par contre, l'eau séjournant longtemps dans une retenue peut subir d'importantes modifications de ses caractéristiques physiques – principalement de sa température – et chimiques – résultant, en grande

2.2.4. Outflow mechanisms

In the absence of density stratification, the withdrawal of releases from an impoundment would theoretically extend from top to bottom of the impoundment. This distribution would, in reality, be limited by water viscosity and would be skewed higher or lower in the impoundment as a function of the withdrawal location (top, intermediate, or bottom).

However, most impoundments, except those with minimal residence times (such as run-of-the-river projects), experience density stratification. This stratification acts to limit the vertical extent of withdrawal. The distribution of withdrawal from a stratified impoundment is a function of the reservoir outlet works hydraulic design, the strength of impoundment stratification, and the downstream discharge. Documentation of the mechanics of withdrawal, including methods for predicting outflow distributions from stratified impoundments, is given in Davis et al (1987).

The design of a hydraulic structure may include multi-level outlet works (referred to as selective withdrawal or temperature control structures), single bottom withdrawal (as in the case of older or single-purpose flood control projects), surface withdrawal (such as for spillway actions), or fixed-location hydropower intakes. Multilevel outlet works have one or more outlet towers, each containing a number of inlet ports at differing elevations. This design provides flexibility to release water from several levels within the reservoir in order to meet downstream (and occasionally, in-reservoir) temperature or water quality objectives.

2.2.5. Residence time and flow through

As alluded to above, impounding flowing water almost always changes its physical and biochemical characteristics. While many factors affect the degree of change, water detention time in the reservoir is generally one of the most important. The length of time water is detained in the reservoir – the residence time – depends on: (1) the volume of the impoundment; (2) the amount of inflow from precipitation, surface and groundwater; and (3) the amount of water lost from planned releases, seepage, and evaporation. Large storage reservoirs can detain water for up to several years. Smaller impoundments may have a residence times of only a few hours or days (U.S. Department of the Interior, 1984).

The volume and through-flow of a reservoir can be represented by the calculated retention time (summer volume/average flow rate) of the water in the project (EPRI, 1990).

When residence time is of short duration, temperature and other physical and chemical characteristics of the outflowing water generally differ little from those of the inflowing water. However, an impoundment with a long residence time may experience significant alterations in physical characteristics – principally temperature – as well as chemical characteristics – largely related to depleting

partie, de la diminution de la teneur en oxygène dans les eaux de la retenue (U.S. Department of the Interior, 1984). Les longs temps de séjour sont le plus souvent associés à de grandes retenues profondes qui présentent une stratification de densité, un potentiel élevé d'anoxie hypolimnique, et des modifications de régime thermique dans les lâchures à l'aval par rapport aux écoulements fluviaux dans le passé.

2.2.6. Stratification

La stratification de densité/thermique revêt une grande importance, car elle influence directement les conditions chimiques et biologiques de l'eau dans la retenue et immédiatement à l'aval (en raison des lâchures). Au cours de l'été, les eaux froides du fond de la retenue présentent souvent de faibles teneurs en oxygène dissous et peuvent avoir de fortes concentrations d'ammoniac, d'hydrogène sulfuré et de substances potentiellement toxiques libérées par les sédiments de fond. À l'inverse, l'eau de surface est chaude, biologiquement active et a généralement une faible teneur en substances toxiques (U.S. Department of the Interior, 1984).

Le temps de séjour et la profondeur de la prise de l'ouvrage d'évacuation sont les principaux facteurs influant sur la stratification thermique d'une retenue. La densité de l'eau varie en fonction de sa température, l'eau froide étant plus dense et donc plus lourde que l'eau chaude (EPRI, 1990).

Lorsque l'eau séjourne longtemps dans une retenue (plusieurs mois), cette eau peut devenir plus chaude que l'eau de ruissellement ou l'eau souterraine entrant dans la retenue, en particulier plus chaude que l'eau de ruissellement ombragée par la végétation des rives. La stratification thermique débute lorsque l'eau de surface de la retenue se réchauffe et « flotte » au-dessus de l'eau froide dans la retenue. Cette couche d'eau de surface, chaude et moins dense, est appelée épilimnion. Une zone de transition – appelée métalimnion – se forme entre l'épilimnion et l'eau de fond, froide et dense, appelée hypolimnion (EPRI, 1990).

À mesure que la saison estivale avance, l'épilimnion s'agrandit par suite du réchauffement solaire et du brassage de l'eau de surface par le vent. Les dimensions du métalimnion et de l'hypolimnion dépendent du niveau des ouvrages de restitution de la retenue, des valeurs des débits d'été et de l'importance de la stratification (qui intervient pour empêcher le brassage vertical). Des courants de densité se produisent dans le métalimnion et l'hypolimnion où la teneur en oxygène dissous est régie principalement par le processus de consommation, ces zones n'étant pas réapprovisionnées par l'atmosphère ou la production d'algues dans l'épilimnion (EPRI, 1990).

Dans les retenues de stockage, la stratification est souvent importante – avec une grande différence de température entre la surface et le fond – et se maintient au cours de l'été et de l'automne. Généralement, l'eau froide qui, à l'origine, se trouve dans une retenue de stockage au cours de l'hiver, peut y rester jusqu'à l'automne prochain, en particulier si l'ouvrage d'évacuation est situé à mi-profondeur ou à un niveau supérieur, la zone de prélèvement ne s'étendant pas ainsi jusqu'au fond du réservoir (EPRI, 1990).

oxygen in the reservoir waters (U.S. Department of the Interior, 1984). High retention times are most indicative of large, deep storage impoundments that experience density stratification, higher potential for hypolimnetic anoxia, and changed thermal regimes in downstream releases compared with historical riverine flows.

2.2.6. Stratification

As discussed above, thermal/density stratification is important because it has a direct effect on chemical and biological conditions in a reservoir and (due to project releases) immediately downstream. During the summer, cold bottom waters often contain low concentrations of dissolved oxygen and may have high levels of ammonia, hydrogen sulfide, and potentially toxic substances that diffuse from bottom sediments. In contrast, the surface water is warm, biologically active and generally low in toxic substances (U.S. Department of the Interior, 1984).

Retention time and depth of outlet are the main factors that affect thermal stratification within a reservoir. Water temperature is related to water density such that cold water is more dense and therefore heavier than warmer water (EPRI, 1990).

When a reservoir has a long residence time (several months), impounded water can become warmer than inflowing surface or ground water, especially surface water shaded by riparian vegetation. Thermal stratification begins when the reservoir surface water warms and floats on top of colder water within the reservoir. This layer of warm, less dense surface water is known as the epilimnion. A transition zone – called the metalimnion – develops between the epilimnion and the cold dense bottom water which is called the hypolimnion (EPRI, 1990).

As the warm season progresses, the epilimnion gets larger from increased solar heating and mixing of the upper layer by wind energy. The size of the metalimnion and the hypolimnion depends on the vertical location of the reservoir outlet, the sizes of summer discharges, and the strength of stratification (which acts to inhibit vertical mixing). Density currents occur in the metalimnion and the hypolimnion where DO is also dominated by consumption processes as these areas are not replenished by the atmosphere or algal productivity that occurs in the epilimnion (EPRI, 1990).

In storage reservoirs, stratification is often strong – with a large difference in temperature between the top and bottom – and persists through the summer and fall. Commonly, the colder water that is in a storage reservoir originally during the winter may remain until the next fall, particularly if the outlet is at a mid-level point in the reservoir or above such that the withdrawal zone does not extend to the reservoir bottom (EPRI, 1990).

Les couches de stratification peuvent être stables et bien définies lorsque les différences de densité rendent impossible tout brassage, jusqu'à ce que les températures des couches deviennent à peu près identiques à celle de l'épilimnion, habituellement en automne où peut se produire un brassage des couches. Dans une grande retenue de stockage, l'épilimnion se maintient généralement pendant les mois chauds jusqu'à l'automne (EPRI, 1990).

La stratification tend à diminuer dans les retenues plus petites et de faible profondeur. La stratification est d'autant plus faible que la disposition des ouvrages permet d'évacuer les apports d'eau froide plus rapidement depuis le fond. Le réchauffement progressant au cours de l'été et de l'automne, l'eau froide est remplacée par des apports d'eau plus chaude. Une certaine forme de stratification, bien que plus faible que dans le cas d'une retenue de stockage, peut se maintenir suivant le temps de rétention. Dans les petites retenues de faible profondeur, avec des temps de rétention courts, la stratification peut même ne pas se produire, sauf dans le cas de faibles débits associés à des périodes de sécheresse (EPRI, 1990).

2.2.7. Alluvionnement et érosion

L'alluvionnement comprend trois processus : érosion, transport et dépôt. Ce sont des processus géologiques naturels qui peuvent être accélérés par des activités humaines perturbant les sols. L'érosion provoquée par l'eau comporte des arrachements sur la masse de sol et un transport principalement par l'écoulement d'eau, les particules de sol pouvant, par intermittence, être transportées ou se déposer en fonction des vitesses d'écoulement (Brady, 1974).

L'arrachement de sol résulte de l'impact des chutes de pluie et des forces de cisaillement des eaux de ruissellement. Les chutes de pluie qui arrachent des particules de sol meuble et les ruissellements de surface qui les transportent au bas des versants fournissent l'énergie pour cette érosion et ce transport. Le déplacement vers le pied des versants se fait sous la forme de nappe d'écoulement de faible épaisseur ou d'écoulement canalisé (rigoles ou ravines).

Un ruissellement ne se produit que lorsque l'intensité de la pluie dépasse le taux d'infiltration dans le sol. Cependant, une fois que le ruissellement commence, la quantité et les dimensions des matériaux déplacés dépendent de la vitesse et de la turbulence du ruissellement. Le taux d'infiltration dans le sol varie suivant les dimensions des particules, la végétation qui joue un rôle de protection, la topographie et le drainage du site (Brady, 1974).

Les matériaux provenant de l'érosion peuvent se déposer lorsque la vitesse ou la turbulence du ruissellement diminue de façon significative. Lorsque les sédiments atteignent le lit d'une rivière, si l'énergie de celle-ci est plus grande que celle nécessaire au transport des sédiments, l'écoulement d'eau pourra éroder avec apports supplémentaires de sédiments ; si la charge de sédiments est supérieure au pouvoir de transport de la rivière, les sédiments se déposeront (Guy, 1970).

La vitesse critique d'érosion est la plus basse vitesse à laquelle seront entraînées des particules d'une dimension donnée, présentant un caractère meuble

The stratified layers may be stable and well defined when density differences preclude mixing, until the temperatures of the layers become about the same temperature as the epilimnion, usually in the fall when mixing of the layers can occur. In a large storage reservoir, the epilimnion typically remains in the reservoir throughout the warmer months until fall turnover (EPRI, 1990).

Stratification tends to decrease with smaller and more shallow impoundments. Stratification is weaker when the outlet works configuration is such that cold water inflows are released more rapidly from the bottom. As the warming pattern progresses into the summer and fall, this winter water is replaced by warmer inflow water. Some form of stratification, though weaker than for a storage reservoir, may be maintained depending on retention time. In small shallow impoundments with short retention times, stratification may not even occur, except under low flow conditions associated with droughts (EPRI, 1990).

2.2.7. Sedimentation and erosion

Sedimentation involves three processes: erosion, transportation, and deposition. These are natural geologic processes that can be significantly accelerated by man's land-disturbing activities. Erosion caused by water involves detachment from the soil mass and transportation primarily by flowing water, where soil particles may be intermittently moved and deposited depending on flow velocities (Brady, 1974).

Soil detachment occurs by raindrop impact and by runoff shear forces. Raindrops which break individual soil particles loose and surface runoff that carries them down slope supplies the energy to erode and transport soil particles. Down-slope movement occurs by sheet flow or channelized flow such as rills or gullies.

Substantial runoff does not occur until rainfall intensity is greater than the soil infiltration rate. However, once runoff begins, the quantity and size of material moved is a function of runoff velocity and turbulence. The soil infiltration rate is a function of particle size, protective vegetation, topography and related site drainage (Brady, 1974).

Deposition of eroded sediment may occur when the velocity or turbulence of runoff decreases significantly. Once eroded sediment reaches a stream channel, if available energy is greater than the sediment load being carried, the moving water will erode to obtain additional sediment; if the load is greater, the soil particles drop out and become deposited sediment (Guy, 1970).

The critical erosion velocity is the lowest velocity at which grains of a given size, loose on the bed of a channel, will move. Much lower erosion velocities are required

sur le lit de la rivière. Les vitesses d'érosion des sables sont plus faibles que celles relatives aux silts ou aux graviers. Les grains fins sont résistants en raison des forces de cohésion élevées qui lient les grains, et du fait que des grains de petites dimensions tendent à former un lit sans aspérités, conduisant à une faible turbulence. Les gros éléments, tels que les graviers, sont difficiles à entraîner en raison de leurs dimensions et de leurs poids (Morisawa, 1968).

Le dépôt de sédiments dépend de la vitesse de chute des particules et de la turbulence de l'écoulement. Les vitesses de décantation tendent à présenter une relation plus linéaire, les grosses particules se déposant à des vitesses plus élevées que les particules fines. Une fois que des silts et des argiles sont entraînés, ils peuvent être transportés à des vitesses beaucoup plus faibles que celles relatives aux sables et à des éléments plus gros (Morisawa, 1968).

La construction d'un barrage et la création d'une retenue, non seulement forment un obstacle physique au mouvement des sédiments, mais également modifient leur transport en réduisant les vitesses et la turbulence. La profondeur de l'écoulement augmente également, causant le dépôt des matériaux charriés. Les gros sédiments commencent à se déposer dans la zone amont de la retenue, tandis que les sédiments fins peuvent être transportés jusqu'à une zone proche du barrage (Simons, 1979).

La construction d'un barrage, qui modifie les conditions naturelles d'écoulement de la rivière, change également la morphologie du lit à l'aval. Les sédiments entrants étant captés par la retenue, les lâchures sont constituées d'eau essentiellement claire « avide de sédiments », entraînant des sédiments du fond du lit et érodant les rives de la rivière. Cela peut causer un creusement du lit si un pavage constitué de gros éléments ne se forme pas (Simons, 1979).

Les sédiments entrant dans les retenues ont diverses origines : 1) érosion des rives de la retenue résultant des variations du plan d'eau, de la présence de matériaux instables le long des rives, et de l'action des vagues ; 2) activités modifiant la morphologie du sol près de la retenue ; 3) sédiments générés dans le bassin versant de la retenue et provenant de sources naturelles, telles que des glissements de terrain et des glaciers, ou résultant d'activités telles que l'exploitation de forêts et la construction de routes.

L'alluvionnement peut entraîner une perte de capacité de stockage des retenues utilisées pour la production d'énergie, la fourniture d'eau domestique et industrielle, l'irrigation, la maîtrise des crues, la navigation, les loisirs et autres buts. La durée de vie d'une retenue est diminuée par la perte de capacité causée par le dépôt de sédiments. Elle est aussi influencée par l'efficacité de la retenue dans le captage de sédiments et par la quantité de sédiments provenant du bassin versant (Simons, 1979).

De grandes retenues peuvent capter jusqu'à 100 % des sédiments entrants. Les petites retenues capteront un pourcentage beaucoup plus faible, mais seront plus vulnérables à une perte importante de capacité de stockage (Simons, 1979). Les ouvrages d'évacuation, implantés à des niveaux bas, peuvent être efficaces pour maintenir des zones localisées exemptes de dépôts de sédiments.

Le dépôt de sédiments, en tête de retenue, peut entraîner la formation d'un delta, ce qui augmente le risque d'inondation des terres adjacentes. Les courants de

to move sand than to move either silt or gravel. The finer grains are resistant because of strong cohesive forces that bind the grains, and because small grains tend to form a smooth bed with little turbulence. Larger particles such as gravel are hard to entrain because of the size and weight of the particles (Morisawa, 1968).

Sediment deposition depends on the particle fall velocity and turbulence of the flow. Settling velocities tend to have a more linear relationship such that larger particles are deposited at higher velocities than smaller particles. So, once silts and clays are entrained, they can be transported at much lower velocities than sand-sized or larger particles (Morisawa, 1968).

Construction of a dam and creation of a reservoir not only creates a physical obstacle to movement of sediment, but also alters sediment transport by causing reduced velocities and less turbulence. The depth of flow increases as well, causing deposition of bed material size sediments. Typically coarse sediments begin to deposit in reservoir headwaters, while finer sediments are carried closer to the dam before they drop out of the water column (Simons, 1979).

Stream regulation from dam construction also changes downstream channel morphology. Since impoundments trap inflowing sediment, releases of essentially clear "sediment-hungry" water derive its equilibrium load by entraining bed sediments and eroding river banks. This may cause degradation of the channel if a protective armor layer of large particles does not develop (Simons, 1979).

Sources of sediment input to reservoirs include: (1) reservoir shoreline erosion from fluctuating water levels, unstable materials along the shoreline, and wave action; (2) land-disturbing activities near the reservoir; and (3) sediment generated in the watershed upstream of the reservoir from natural sources such as landslides or glaciers and land uses such as logging and road construction.

Accumulated sediments can cause loss of storage in reservoirs used for power, water supply, irrigation, flood control, navigation, recreation, and other purposes. The life of a reservoir is lessened by the change in capacity caused by deposition of sediments. It is also influenced by the reservoir trap efficiency and sediment yields from the upper watershed (Simons, 1979).

Large reservoirs may trap up to 100 percent of the inflowing sediments. Smaller reservoirs will trap a much smaller percentage of the total load, but are more vulnerable to significant loss of storage (Simons, 1979). Low level outlets may be effective in keeping localized areas free from sediment buildup.

Deposition in reservoir headwaters can cause deltas to develop that can increase the risk of flooding adjacent lands. Turbidity currents, or density flows, can

turbidité, ou courants de densité, peuvent également transporter des sédiments, de la taille de l'argile et du silt, jusqu'au barrage où ils obstruent parfois les ouvrages d'évacuation à niveau bas (Simons, 1979).

Les effets nuisibles sur l'environnement comprennent : 1) impacts sur la vie sauvage résultant des dégâts causés aux habitats terrestres par l'érosion ; 2) enfouissement d'œufs de poissons et atteinte à la naissance d'alevins causés par les dépôts de sédiments ; 3) impacts sur la qualité de l'eau. Les sédiments peuvent être contaminés par des substances toxiques. Les dragages remettent en suspension les sédiments et les mises en dépôt sur le sol peuvent nuire aux habitats terrestres.

2.2.8. Turbidité et pénétration de la lumière

La turbidité de l'eau résulte de la présence de matières en suspension, comprenant des matières inorganiques (sils et argiles) et des matières organiques (plancton et autres organismes microscopiques et résidus provenant de la décomposition de plantes) (EPA, 1991).

Des niveaux élevés de turbidité ont des effets nuisibles sur la qualité de l'eau destinée à l'alimentation et réduisent la pénétration de la lumière nécessaire à la croissance des plantes aquatiques et du plancton. La turbidité de l'eau gêne aussi la vision des organismes aquatiques, est désagréable à la vue et diminue l'attrait pour les sports aquatiques. Une eau turbide peut traduire un taux élevé de matériaux argileux et silteux en suspension susceptibles d'obstruer ou d'endommager le matériel de manœuvre hydraulique (EPA, 1991).

La turbidité n'est pas une mesure de la masse des matériaux en suspension ou de la charge en sédiments. Elle est plutôt une expression de la propriété optique d'un échantillon d'eau à disperser et absorber la lumière plutôt qu'à la transmettre de façon rectiligne à travers l'échantillon (EPA, 1991).

Les essais pour corrélérer la turbidité avec la concentration (en poids) des matières en suspension n'ont pas réussi, du fait que les paramètres qui influencent les propriétés optiques de l'échantillon – dimensions, forme et indice de réfraction des particules – ont peu de relation directe avec la concentration et le poids volumique des matières en suspension (EPA, 1991).

Avant les années 1970, la méthode standard de mesure de la turbidité était le turbidimètre de Jackson, qui donne des mesures en unités de turbidité Jackson (JTUs). Les turbidimètres photoélectriques sont plus précis et mesurent la turbidité en unités de turbidité néphélométriques (NTUs). En raison des différences entre les techniques de mesure, il n'y a pas de conversion standard entre les unités JTUs et NTUs (EPA, 1991).

Les normes de turbidité applicables à l'eau destinée à la consommation sont exprimées en termes absolus ; le règlement actuel EPA exige que la turbidité des fournitures d'eau municipales ne dépasse pas 1 NTU. Des normes de turbidité relative ont été établies dans certains états. Le critère général pour la protection des poissons d'eau douce et autre vie aquatique est que la profondeur du point de compensation photosynthétique ne doit pas être réduite de plus de 10 % par rapport à la norme saisonnière relative à la vie aquatique (EPA, 1991).

also carry clay to silt sized sediments to the dam where they can block low level outlet structures or pipes (Simons, 1979).

Adverse effects to environmental resources include : (1) impacts to wildlife from erosion damage to terrestrial habitat; (2) smothering of fish eggs and preventing emergence of fry by sediment deposition; and (3) impacts to water quality. Sediments may be contaminated with toxic substances. Dredging re-suspends sediments and disposal on land can adversely affect terrestrial habitats.

2.2.8. Turbidity and light penetration

Turbidity in water due to the presence of suspended matter including inorganic silts and clay, and organic matter such as plankton and other microscopic organisms and residues from decomposing plant materials (EPA, 1991).

High levels of turbidity adversely effect the quality of water for water supply and reduce light penetration needed for aquatic plant and plankton growth. Turbid water also interferes with the vision of aquatic organisms, is unsightly, and decreases the desirability of water-contact sports. Turbid water may indicate a high level of suspended silt and clay that can clog or damage water-handling equipment (EPA, 1991).

Turbidity is not a measurement of the weight of suspended material or sediment load. It is, rather, an expression of the optical property of a water sample which causes light to be scattered and absorbed rather than transmitted in straight lines through the sample (EPA, 1991).

The reason attempts to correlate turbidity with the weight concentration of suspended matter have been less than successful is because the attributes that influence the optical properties of the sample - size, shape, and refractive index of the particles - may bear little direct relationship to the concentration and specific gravity of the suspended material (EPA, 1991).

Prior to about 1970, the standard method for measuring turbidity was the Jackson candle turbidimeter, which gives measurements in Jackson turbidity units (JTUs). More accurate photoelectric turbidimeters measure turbidity in nephelometric turbidity units (NTUs). Because of the differences in measurement techniques, there is no standard conversion between JTUs and NTUs (EPA, 1991).

Turbidity standards for drinking water are in absolute terms; current EPA regulation require turbidity in municipal supplies not to exceed 1 NTU. Relative turbidity standards have been established in some states as increases above background turbidity levels. The general criteria for protection of freshwater fish and other aquatic life is that the depth of the photosynthetic compensation point should not be reduced by more than 10% from the seasonally norm for aquatic life (EPA, 1991).

Les mesures de turbidité peuvent être utilisées pour contrôler les effets de l'exploitation d'un aménagement donné, en comparant les mesures à l'amont et à l'aval, avec la présomption que toute augmentation de turbidité est due à cette exploitation. Cette méthode est spécialement efficace au cours des périodes de faibles débits où la turbidité est faible et varie peu ; l'évaluation des effets au cours d'orages est beaucoup plus difficile et moins sensible (EPA, 1991).

2.3. ASPECTS BIOCHIMIQUES

2.3.1. Effets biochimiques de la stratification

La stratification se traduit par la formation de couches d'eau dans la retenue, ayant différentes températures et teneurs en oxygène dissous. Les températures les plus élevées et les teneurs les plus fortes en oxygène dissous sont situées dans l'épilimnion à la surface de la retenue, décroissent à travers la couche intermédiaire du métalimnion, et sont les plus basses au fond de la retenue dans l'hypolimnion. Les valeurs élevées des températures et des teneurs en oxygène dissous dans l'épilimnion permettent également la production photosynthétique d'oxygène par des algues (EPRI, 1990).

La température influe sur la biochimie en augmentant la vitesse des réactions chimiques aux températures élevées et en diminuant la vitesse de ces réactions aux basses températures. La température influe également sur la quantité d'oxygène se dissolvant dans l'eau (U.S. Fish and Wildlife Service, 1984).

Les processus biochimiques – réaction aérobie (avec oxygène) ou réaction anaérobie (sans oxygène) – dépendent de la teneur en oxygène dissous. Les conditions aérobies conviennent mieux à la vie aquatique, de sorte que les formes de vie aquatique se produisent surtout dans l'épilimnion. Les métaux lourds se présentent généralement sous forme de précipités en présence d'oxygène et généralement deviennent plus solubles dans des conditions de réduction ou anaérobies, où ils peuvent devenir toxiques pour la vie aquatique (Brady, 1974). De faibles teneurs en oxygène dissous sont également associées à la présence d'hydrogène sulfuré (EPRI, 1990).

2.3.2. Dynamique de l'oxygène dissous

La teneur en oxygène est un facteur fondamental pour les systèmes biologiques de l'eau de surface. Il est également nécessaire pour une rivière ou une retenue d'assimiler les eaux résiduaires traitées et les phénomènes biochimiques de demande en oxygène, tels que la décomposition. L'oxygène dissous est une mesure importante de la qualité de l'eau (EPRI, 1990).

L'oxygène dissous est un équilibre variable entre la production et la consommation d'oxygène. Les sources naturelles d'oxygène sont l'atmosphère et l'activité de photosynthèse des plantes aquatiques, incluant les algues. L'atmosphère est généralement la source principale d'oxygène dissous. Avec la température de

Turbidity measurements can be used to monitor the effects of a specific management activity by comparing measurements upstream (control) and downstream of the project (treated) with the presumption that any increase in turbidity is due to that activity. This procedure is especially effective during periods of low flows when background turbidity is low and consistent; assessing effects during storms is considerably more difficult and less sensitive (EPA, 1991).

2.3. BIOCHEMICAL

2.3.1. Biochemical effects of stratification

Stratification causes layers of water to form within a reservoir that have different levels of temperature and dissolved oxygen. The highest temperatures and highest levels of dissolved oxygen typically occur in the epilimnion at the surface of the reservoir, decline through the intermediate layer of the metalimnion, and are lowest in the bottom of the reservoir in the hypolimnion. Higher temperatures and dissolved oxygen levels in the epilimnion also allow photosynthetic generation of oxygen by algae (EPRI, 1990).

Temperature effects the biochemistry primarily by increasing the speed of chemical reactions at higher temperatures and decreasing the speed of these reactions at lower temperatures. Temperature also influences how much oxygen will dissolve in the water (U.S. Fish and Wildlife Service, 1984).

The level of dissolved oxygen affects whether biochemical processes will occur as aerobic (with oxygen) or anaerobic (without oxygen) reactions. Most life functions best in aerobic conditions, so most life forms occur in the epilimnion. Heavy metals generally occur as precipitates in the presence of oxygen and typically become more soluble in reducing or anaerobic conditions, where they may be toxic to aquatic life (Brady, 1974). Low levels of dissolved oxygen are also associated with the presence of hydrogen sulfide (EPRI, 1990).

2.3.2. Dissolved oxygen dynamics

Dissolved oxygen is a fundamental requirement for surface water biological systems. It is also necessary for a river or reservoir to assimilate treated wastewater and other oxygen demanding biochemical processes such as decomposition. Dissolved oxygen is an important measure of general water quality (EPRI, 1990).

Dissolved oxygen is a variable balance between both oxygen producing and consuming process. Natural sources of oxygen are the atmosphere and photosynthesis from aquatic plants, including algae. The atmosphere is generally the major source of dissolved oxygen. Along with water temperature, atmospheric

l'eau, l'oxygène atmosphérique est le facteur dominant affectant la concentration d'oxygène dissous dans l'eau (EPRI, 1990).

Lorsque la teneur en oxygène dissous est inférieure au niveau de saturation, elle n'est pas en équilibre avec l'atmosphère, de sorte que l'eau absorbe de l'oxygène provenant de l'atmosphère. Dans le cas de lacs présentant une eutrophisation, lorsque, dans l'épilimnion, l'oxygène dissous est dans un état de sursaturation, l'atmosphère absorbe de l'oxygène en provenance de l'eau. Les niveaux de saturation sont plus élevés aux basses températures (EPRI, 1990).

Le processus de consommation d'oxygène comprend : 1) décomposition de matières organiques provenant de sources naturelles et de sources créées par l'homme (par exemple, évacuations d'eau résiduaire) ; 2) respiration d'algues associée à la photosynthèse ; 3) nitrification qui est l'oxydation de l'ammoniac (NH_4) et de la nitrite (NO_2) en nitrates (NO_3) ; et 4) oxydation du fer lorsqu'il est présent dans un état chimiquement réduit dans les sédiments de la retenue (EPRI, 1990).

Les températures froides associées à l'hypolimnion retardent le processus de consommation d'oxygène. Il en résulte que l'oxygène dissous restera dans le métalimnion et l'hypolimnion pendant de longues périodes, à moins que des matières organiques ne soient présentes à des concentrations relativement élevées. Par conséquent, le métalimnion et l'hypolimnion présentant de basses températures ont généralement suffisamment d'oxygène dissous pour la vie aquatique (EPRI, 1990).

Cependant, l'hypolimnion peut avoir des teneurs plus faibles en oxygène dissous après un contact prolongé avec des matières organiques contenues dans les sédiments. Même si l'oxygène dissous est réduit au fond de la retenue, le volume de cette eau ayant une faible teneur en oxygène dissous est généralement relativement petit par rapport au volume du métalimnion et de l'épilimnion (EPRI, 1990).

L'équilibre entre les processus de production et de consommation d'oxygène dépend d'un certain nombre de variables telles que : 1) vitesses des processus microbiologiques ; 2) contact entre l'eau et l'atmosphère, qui est influencé par la turbulence et les courants de densité ; 3) morphologie du lit et du substratum ; 4) disponibilité d'éléments nutritifs pour les algues et les plantes aquatiques ; 5) vitesse du vent, température, pression atmosphérique et incidence solaire ; et 6) substances toxiques pouvant supprimer l'activité de microorganismes (EPRI, 1990).

2.3.3. Anoxie et substances réduites

Les grandes retenues de stockage comportant des ouvrages d'évacuation de fond subiront très probablement une réduction totale de l'oxygène dissous – appelée anoxie – dans les sédiments sur la plus grande partie de la retenue où l'écoulement principal se produit. Dans ces conditions, des substances chimiques, telles que de l'hydrogène sulfuré, du fer et du manganèse, sont libérées depuis les sédiments. De fortes concentrations de ces substances peuvent être toxiques à la vie aquatique et causer une souillure du matériel (EPRI, 1990).

La décomposition anaérobie des matières organiques est beaucoup plus lente que la décomposition en présence d'oxygène. L'absence d'oxygène change

oxygen is the dominant factor affecting the saturation concentration of dissolved oxygen in water (EPRI, 1990).

When the dissolved oxygen content is less than saturated, it is not in equilibrium with the atmosphere, so the water absorbs oxygen from the atmosphere. It is the case of eutrophicated lakes when in the epilimnion the dissolved oxygen is supersaturated, the atmosphere acts as a "sink" and absorbs oxygen from the water. Saturation levels are higher at lower temperatures (EPRI, 1990).

Oxygen consuming processes include: (1) decomposition of organic matter from natural sources and man-made sources such as wastewater discharges; (2) algal respiration associated with photosynthesis; (3) nitrification, which is the oxidation of ammonia (NH_4) and nitrite (NO_2) to nitrates (NO_3); and (4) oxidation of iron when it is present in a chemically reduced state in reservoir sediments (EPRI, 1990).

Cold temperatures associated with the hypolimnion retard oxygen consumption processes. As a result, dissolved oxygen will remain in the metalimnion and hypolimnion for long periods of time unless organic matter is present in relatively high concentrations. Consequently, the cooler metalimnion and hypolimnion usually have sufficient dissolved oxygen for aquatic life (EPRI, 1990).

The hypolimnion, however, can have lower dissolved oxygen levels after staying in contact with organic matter in the sediments for a prolonged period. Even if dissolved oxygen is depleted in the bottom of the reservoir, the volume of this low dissolved oxygen water is typically relatively small compared with the volume of the metalimnion and epilimnion (EPRI, 1990).

The balance between oxygen producing and consuming processes depends on a number of variables such as: (1) rates of microbiological processes; (2) contact between water and the atmosphere, which is influenced by turbulence and density currents; (3) channel morphology and substrate; (4) nutrient availability for algae and aquatic plants; (5) wind speed, temperature, atmospheric pressure, and solar incidence; and (6) toxic substances that can suppress microorganism activity (EPRI, 1990).

2.3.3. Anoxia and reduced substances

Large storage reservoirs with bottom level outlets are the most likely to experience complete dissolved oxygen depletion - known as anoxia - in the sediments throughout most of the reservoir where the main flow occurs. Under these conditions, chemical substances such as hydrogen sulfide, iron, and manganese are released from the sediments. High levels of these substances can be toxic to aquatic life and can cause biofouling of equipment (EPRI, 1990).

Anaerobic decomposition of organic materials is much slower than decomposition in the presence of oxygen. The absence of oxygen completely

complètement la nature des processus de décomposition ainsi que leurs vitesses. Il en résulte que les produits de décomposition et de décomposition moins complète sont tout à fait différents dans des conditions anoxiques (EPRI, 1990).

La nature chimique de certains éléments change en passant d'un état oxydé à un état réduit dans des conditions anoxiques. Cela comporte un changement dans le pH survenant dans ces réactions. Les conditions de réduction tendent à un faible pH et les conditions d'oxydation tendent à un pH plus élevé. Par exemple, les formes oxydées du carbone, de l'azote, du soufre, du fer et du manganèse subissent des changements : l'anhydride carbonique, les nitrates, les sulfates, les oxydes ferriques, les oxydes manganéux deviennent du méthane, de l'ammoniac, de l'hydrogène sulfuré et des formes réduites de fer et de manganèse. Les natures réduites, qui sont plus solubles que les formes oxydées, peuvent être présentes en quantités suffisantes pour être toxiques à la vie aquatique (Brady, 1974).

2.3.4. Eutrophisation

L'eutrophisation est le processus d'accumulation de résidus organiques aquatiques dans une masse d'eau. La présence de substances inorganiques, en particulier d'azote et de phosphore, favorise la croissance d'algues et d'autres plantes aquatiques. Lorsque les algues et plantes aquatiques meurent, elles sont la source de résidus organiques (Brady, 1974).

L'eutrophisation est causée par une concentration de substances nutritives non souhaitée dans les rivières, lacs et retenues. L'azote et le phosphore proviennent principalement de terres agricoles où des engrais ont été utilisés, de zones de stockage de déchets animaux, de décharges d'eau résiduaire, de décharges industrielles et de ruissellements urbains. Alors que l'azote est soluble et est dissous dans les eaux de ruissellement, du phosphore peut être trouvé sous forme soluble (détergents de lessive) et sous forme d'éléments fixés aux particules du sol, qui pénètrent dans l'eau par érosion et sédimentation (Brady, 1974).

Par suite de l'enrichissement en substances nutritives, une prolifération d'algues bleues – vertes se produit, pouvant créer une turbidité, être désagréables à la vue et obstruer des ouvrages hydrauliques. Les algues produisent de l'oxygène à la surface de l'eau ; par contre, lorsqu'elles meurent, la décomposition de grandes quantités de matières organiques provoque une forte demande en oxygène. Comme l'oxygène est enlevé de l'eau, il y a épuisement de l'oxygène dissous et des conditions de réduction peuvent en résulter. Les sédiments peuvent devenir anoxiques et des états réduits de certains éléments, tels que le soufre, peuvent produire des odeurs désagréables (EPRI, 1990).

Des dispositifs d'aération (bulles d'air) ont été installés dans des petites retenues utilisées pour les loisirs ; mais le moyen généralement le plus efficace pour lutter contre l'eutrophisation est la maîtrise des entrées d'azote et de phosphore dans les retenues. Plusieurs méthodes existent. Toutes nécessitent une forte implication du public. Ces mesures comprennent : le traitement des résidus municipaux et industriels ; des modifications des pratiques agricoles dans le bassin versant – par exemple, réduction de l'utilisation d'engrais et contrôle de la pollution

changes the nature the decay processes as well at the rates at which they occur. As a result, the products of decomposition and less complete decomposition, are entirely different under anoxic conditions (EPRI, 1990).

The chemical forms of certain elements changes from oxidized to reduced states in anoxic conditions. This implies a change in pH that occurs with these reactions. Reducing conditions tend to be low pH and oxidizing conditions tend to be higher pH. For example, the oxidized forms of carbon, nitrogen, sulfur, iron, and manganese changes from carbon dioxide, nitrates, sulfates, ferric oxides, and manganese oxides, to methane, ammonia, hydrogen sulfide, and reduced forms of iron and manganese. The reduced states, being more soluble than the oxidized forms, may be present in such quantities as to be toxic to aquatic life (Brady, 1974).

2.3.4. Eutrophication

Eutrophication is the process of accumulation of organic residues from aquatic species in a body of water. The presence of inorganic nutrients, particularly nitrogen and phosphorus, encourages the growth of algae and other aquatic plants. When the algae and aquatic plants die and decompose, they are the source of organic residues (Brady, 1974).

Eutrophication is caused by unwanted nutrient concentration in streams, lakes, and reservoirs. Sources of nitrogen and phosphorus are principally runoff from farmland where fertilizer has been applied, runoff from animal waste storage areas, discharges of waste-water, industrial discharges, and urban runoff. While nitrogen is soluble and is dissolved in runoff, phosphorus can be found in both soluble forms (laundry detergents) and attached to soil particles that enter the water via erosion and sedimentation (Brady, 1974).

As water becomes enriched with nutrients major population blooms of blue-green algae occur which can create turbidity, be unsightly, and can clog water works. While the algae produce oxygen at the water surface, as the algae dies, decomposition of large quantities of organic material exerts a large oxygen demand. As oxygen is removed from the water, dissolved oxygen is depleted and reducing conditions may result. Sediments may become anoxic and reduced forms of certain elements such as sulfur may cause unpleasant odors (EPRI, 1990).

While aeration systems (bubblers) have been installed in small reservoirs used for recreation, typically the most effective means to contend with eutrophication is to control the input of nitrogen and phosphorus entering water bodies. Several approaches can be taken. All of these require strong community involvement. These measures include: treatment of wastes from municipal and industrial sites; changes in the operation of agricultural operations in the water shed - such as best management practices to reduce the use of fertilizer and pollution control at animal

aux endroits d'alimentation des animaux ; et amélioration des pratiques d'utilisation des terres dans le bassin versant, par exemple en créant des marais pour absorber les substances nutritives.

Le Comité Australien des Grands Barrages indique que même les systèmes ayant de très faibles niveaux d'apports de substances nutritives peuvent, dans des conditions climatiques convenables (c'est-à-dire flux thermiques élevés) devenir eutrophes, avec les algues bleues-vertes générant leurs propres éléments nutritifs. Aucune opération de gestion du bassin versant ne maîtrisera ce problème.

2.4. EFFETS RÉGIONAUX DES RETENUES

On doit porter une grande attention aux conditions spécifiques du site d'un barrage lors de l'examen des mesures à prendre au cours de la conception, du projet, de l'exploitation, en vue d'optimiser la qualité de l'eau de la retenue et de la rivière à l'aval. Les effets régionaux sont parmi les plus importants agissant sur la qualité de l'eau des retenues. Les facteurs culturels, climatiques, morphologiques et hydrologiques ont tous une grande influence sur les processus de stratification et d'eutrophisation, et sur la qualité de l'eau des retenues et des lâchures à l'aval. Cela apparaît dans les résultats des études effectuées sur la qualité de l'eau des retenues aux États-Unis. Les résultats montrent que les retenues présentant la plus forte probabilité de ne pas satisfaire aux normes de qualité de l'eau sont situées dans la Vallée de l'Ohio et dans le Sud-Est. Ces régions ont une population dense, sont très industrialisées et ont des climats chauds et humides. Les résultats d'une autre étude indiquent que les problèmes sont beaucoup moins nombreux et moins importants pour les retenues créées par des barrages situés en haute montagne ou dans des zones arides et très chaudes, et généralement dans des zones où la population et l'industrialisation sont relativement faibles. Une étude portant sur 73 aménagements hydroélectriques et leurs ouvrages d'évacuation d'eau à l'aval a montré que les aménagements présentant de graves problèmes d'oxygène dissous étaient tous situés dans les parties Centrale et Sud-Est des États-Unis. Les aménagements situés dans la région Nord-Ouest bordant le Pacifique ne connaissent pas, ou très peu, de problèmes d'oxygène dissous.

Il existe de nombreux concepts généraux décrivant les phénomènes limnologiques dans une retenue et comment ces phénomènes déterminent la qualité de l'eau dans la retenue et dans la rivière à l'aval. À partir de ces concepts scientifiques de base, des règles générales et des conclusions ont été préparées pour évaluer l'état limnologique de la retenue, et la qualité de l'eau de la retenue et de la rivière.

Ces concepts et règles sont utiles pour comprendre les phénomènes physiques, chimiques et biologiques intervenant. Ils peuvent donner une première indication sur la situation existante ou prévue et sur la qualité de l'eau à laquelle on peut s'attendre sur la rivière à l'aval. À partir d'une telle évaluation initiale, une autre étude appropriée et/ou des mesures peuvent être effectuées très utilement pour mieux définir les conditions réelles de qualité de l'eau qui existeront ou peuvent exister à un barrage particulier sur la rivière à l'aval.

feed lots; and improving watershed land practices such as creation of wetlands to absorb nutrients.

The Australia Committee on Large Dams reports that even systems that have very low nutrient inflow levels, can under the right climatic conditions (i.e. high thermal fluxes) turn eutrophic, with the blue green algae generating their own nutrient streams. No amount of catchment management will control this problem.

2.4. REGIONAL EFFECTS OF IMPOUNDMENT

Careful attention must be given to the site specific conditions of a dam when considering actions to be taken during the planning, design and operation in order to optimize the water quality of the reservoir and river below the dam. Regional influences result in some of the most significant influences upon the water quality of reservoirs. Cultural, climatic, morphometric, and hydrologic factors all have a major effect on the processes of stratification and eutrophication and how they affect the water quality of reservoir and reservoir releases. This is illustrated in the results of studies of reservoir water quality in the USA. The results show that the reservoirs with the highest probability for noncompliance with water quality standards are in Ohio Valley and the Southeast. These areas are densely populated, highly industrialized, and have warm, wet climates. The results of another study show much fewer and less significant problems for reservoirs where the dams are located in the high mountain or arid, hot areas; and generally where the population and industrialization is relatively low. In a study of 73 hydropower projects and their tailwater conditions, the results show that projects with severe dissolved oxygen problems were all located in the central and Southeastern part of the United States. The projects located in the Pacific Northwest experienced no or minor dissolved oxygen problems.

There are many general concepts which describe the limnological processes in a reservoir and how these processes determine the water quality in the reservoir and the river downstream. Using these basic scientific concepts, general rules and conclusions have been prepared to estimate the limnological state of the reservoir and associated reservoir and river water quality.

These concepts and rules are useful in forming a basic understanding of the physical, chemical, and biological processes involved. They can give some initial indication of the existing or proposed situation and possible expected downstream river water quality. With such an initial assessment, appropriate further study and/or measurements can be most effectively made to further define the actual water quality conditions that will or may exist at a particular dam in the river downstream.

De nombreux facteurs spécifiques au site ont une forte influence sur les phénomènes limnologiques et la qualité de l'eau qui en résulte dans la retenue et à l'aval. Parmi les plus importants, il y a les conditions climatiques et hydrologiques. La morphologie de la retenue peut jouer un rôle critique sur les processus physiques, chimiques et biologiques intervenant dans une retenue, et, en définitive, influence la qualité de l'eau. Les effets régionaux de l'utilisation et de la productivité des terres, de la population et des activités industrielles sur la qualité de l'eau dans la retenue et de l'eau restituée à l'aval sont parfois minimisés ou entièrement négligés.

Sans étude complémentaire sur ces facteurs spécifiques du site, l'application des concepts et règles générales peut être très fallacieuse pour toute situation spécifique donnée. Les conséquences d'une acceptation de l'estimation initiale de la qualité de l'eau sans une évaluation correcte des facteurs spécifiques du site peuvent être coûteuses en termes de mesures ou d'ouvrages correctifs non nécessaires, ou conduire à des retards dans l'exploitation de l'aménagement et/ou à des dépenses additionnelles pour des mesures correctives destinées à faire face à des problèmes de qualité de l'eau inattendus.

2.4.1. Considérations climatiques

Le climat et la latitude ont des effets importants sur les phénomènes physiques, chimiques et biologiques qui régissent la qualité de l'eau d'une retenue et de la rivière à l'aval. Un des facteurs les plus importants concernant la qualité de l'eau est

Tableau 1
Classification des types de stratification des lacs et retenues

Latitude	Stratification
0-25	Oligomictique à polymictique suivant l'altitude. Aux basses altitudes, les masses d'eau tendent à rester stratifiées sur de longues périodes (oligomictique). Aux altitudes élevées, les masses d'eau peuvent subir de fréquentes périodes de circulation entre les périodes de faible stratification (polymictique).
25-40	Monomictique chaud. Les températures de la masse d'eau sont supérieures à 4 °C, et la circulation est libre.
40-60	Dimictique. Les masses d'eau circulent librement deux fois annuellement au printemps et en automne, et sont stratifiées au printemps et en hiver.
60-80	Monomictique froid. Les températures de la retenue ne sont jamais supérieures à 4 °C, et la retenue subit une seule période de circulation (en été).
80-90	Amictique. Rare et il existe généralement une couverture de glace pendant la plus grande partie ou la totalité de l'année

There are many site-specific factors which have a profound impact on the limnological processes and the resulting reservoir and tailwater quality. One of the most important is climatic and hydrologic conditions. Reservoir morphology can play a critical role in the way physical, chemical, and biological processes of a reservoir take place and, in the end, influence water quality. Regional influences of land productivity and use, population, and industrial activity upon reservoir and tailwater water quality are sometimes minimized or overlooked altogether.

Without further study of these and similar site-specific factors, the application of the general rules and concepts can be most misleading for any given specific situation. The consequences of accepting the initial water quality assessment of a situation without proper evaluation of the site-specific factors can be expensive in terms of unnecessary corrective actions or structures or cause delays in full project operation and/or additional project expense in order to take corrective steps to cope with unforeseen water quality problems.

2.4.1. Climatic considerations

Climate and latitude have a significant effect on the physical, chemical and biological processes which govern the water quality of a reservoir and the river below the dam. One of the most important factors in water quality is the tendency of

Table 1
Classification of Lake and Impoundment Stratification Types

Latitude	Stratification
0-25	Oligomictic to polymictic depending upon altitude. At lower altitudes, water bodies (lakes, reservoirs) tend to be stratified longer (oligomictic). At higher altitudes, water bodies may experience frequent periods of circulation between periods of weak stratification (polymictic).
25-40	Warm monomictic. Water body temperatures are above 4°C and circulate freely.
40-60	Dimictic. Water bodies circulate freely twice annually in the spring and fall, and are stratified in the spring and winter.
60-80	Cold monomictic. Impoundment temperatures are never above 4° C, and the impoundment experiences one circulation period (in the summer).
80-90	Amictic. Rare and generally covered by ice for most or all of the year.

la tendance des lacs et des retenues à la stratification. Une déstratification se produit aussi en général, le plus souvent une fois en automne (bien que des exceptions aient été notées, par exemple pour des lacs en montagne où le phénomène peut se produire deux fois annuellement, et pour des lacs équatoriaux qui peuvent ne pas changer pendant de nombreuses années). Les types de stratification des retenues et des lacs sont présentés dans le Tableau 1.

Les types de stratification donnés correspondent aux basses altitudes, généralement au-dessous de 1 000 m. Aux altitudes plus hautes, le type est plus caractéristique des latitudes élevées.

Les conditions qui s'appliquent et influencent l'exploitation d'un barrage et d'une retenue situés dans une région alpestre ne peuvent s'appliquer aucunement à un site tropical. Dans les emplacements tropicaux, les processus biologiques sont plus vigoureux. Par conséquent, les pratiques de construction et de gestion acceptables dans les régions plus tempérées ne sont pas toujours applicables. Par exemple, le défrichement du site d'une retenue est généralement une bonne mesure dans les zones tempérées, en vue d'éliminer la végétation qui peut se décomposer et causer des problèmes de qualité de l'eau lors du remplissage de la retenue. Par contre, dans des zones tropicales, le défrichement d'un réservoir peut conduire à de petites plantes de croissance très vigoureuse et donc à plus de végétation qu'avant le défrichement. La décomposition de la végétation peut causer de sérieux problèmes de qualité de l'eau, tels qu'une faible teneur en oxygène dissous, et la présence de gaz indésirables comme l'hydrogène sulfuré et le méthane. La croissance de plantes aquatiques et d'algues ne pose généralement pas de problème en haute montagne, le problème pouvant être, par contre, sérieux dans les retenues situées dans des régions tropicales.

La vigueur biologique est également associée à l'état trophique d'une retenue. L'état trophique d'une retenue se rattache beaucoup plus au climat ainsi qu'à d'autres facteurs. Le concept de situation trophique d'une retenue provient de la limnologie des lacs. D'un point de vue simpliste, il y a deux types fondamentaux de lacs, les lacs oligotrophes et les lacs eutrophes. Les lacs oligotrophes ont une faible productivité et sont clairs, avec une activité biologique faible ou limitée. Par contre, les lacs eutrophes sont considérés comme des lacs riches en substances nutritives, avec une forte activité biologique et une productivité élevée. Les lacs avec un niveau de productivité intermédiaire sont appelés mésotrophes.

Les conditions oligotrophes ont été associées à une eau de qualité élevée, comportant une excellente population piscicole (truite ou espèces identiques). Les conditions eutrophes sont associées aux lacs et retenues connaissant une croissance démesurée de plantes aquatiques et d'algues nocives, et présentant une eau de faible qualité. Dans une large mesure, l'état trophique d'une retenue résulte de la quantité de substances nutritives dans la retenue. Les principaux éléments nutritifs sont le phosphore et l'azote. Un équilibre de ces éléments est nécessaire pour le développement des croissances indésirables associées à l'eutrophisation. Le développement d'algues et de plantes aquatiques à racines, ainsi que la stratification, peuvent provoquer une réduction d'oxygène dans la retenue.

Le développement et l'importance des problèmes de qualité d'eau associés à l'eutrophisation résultent de nombreux facteurs, en plus du niveau et de la proportion de phosphore et d'azote. Il s'agit de facteurs physiques, chimiques et

lakes and reservoirs to stratify. Each generally destratifies (turns over) as well, usually once in the fall of the year (although there are noted exceptions, such as for mountain lakes which may turn over twice annually, and equatorial lakes, which may not turn over for many years). Trophic states for reservoirs and lakes are presented in Table 1.

The stratification patterns given are for lower altitudes, generally below 1000 m. At higher altitudes, the pattern is more characteristic of higher latitudes.

Conditions which apply and influence the operations of a dam and reservoir in an alpine situation may not be at all applicable in a tropical site. In tropical locations the biological processes are more vigorous. Consequently the construction and management practices which are acceptable in more temperate climates are not always applicable. For example, clearing of reservoir sites is usually a good practice in temperate zones in order to eliminate vegetation which can decay and cause water quality problems with the filling of the reservoir. However, at tropical locations, clearing of a reservoir can result in a very vigorous growth small plants which result in more vegetation than before clearing. The decay of vegetation can result in serious water quality problems such as low dissolved oxygen, and the presence of undesirable gasses like hydrogen sulfide and methane. Aquatic plants and algae growth are usually not a problem in high mountain, cold climate reservoirs, but they can be a serious problem in tropical reservoirs.

The biological vigor is also related to the trophic state of a reservoir. The trophic condition of a reservoir is very much related to the climate of the reservoir as well as other factors. The concept of the trophic condition of a reservoir comes from the limnology of lakes. From a simplistic point of view, there are two fundamental types of lakes, oligotrophic and eutrophic. Oligotrophic lakes have low productivity and are clear, with little or limited biological activity. Eutrophic lakes, on the other hand, are considered well nourished lakes with, much biological activity and high productivity. Lakes with a productivity level in between are considered mesotrophic.

Oligotrophic conditions have come to be associated with high quality water and excellent trout or similar fisheries. Eutrophic conditions are associated with lakes and reservoirs with excessive plant growths and heavy blooms of noxious algae and poor water quality. To a large degree, the trophic state in a reservoir is the result of the nutrients in the reservoir. The principal nutrients are phosphorus and nitrogen. A balance of these are necessary for the development of the undesirable growths associated with eutrophication. The development of algae and rooted aquatic plants, together with stratification, can cause a depletion of oxygen in the reservoir.

The development and extent of eutrophication-related water quality problems are the result of many factors in addition to the level and ratio of phosphorus and nitrogen. These include physical, chemical, and biological factors. The lake

biologiques. La morphologie et la situation du lac peuvent être des facteurs importants. Un paramètre morphologique important est la profondeur moyenne, rapport entre le volume d'eau et la surface du plan d'eau.

Les lacs profonds avec des versants raides ont une productivité inférieure à ceux de faible profondeur. Pour de mêmes conditions de débit, de volume, d'exposition et de pénétration de la lumière, les lacs profonds auront un volume plus faible dans lequel les algues peuvent vivre. La situation du lac et le climat influenceront de façon significative sur la température et la quantité de matières organiques entrant dans la retenue. Des saisons de croissance plus longues et une eau plus chaude sont associées à une augmentation de la production d'algues.

Bien que de nombreux critères et indices aient été utilisés pour décrire l'état trophique d'une retenue en termes objectifs ou mesurables, un grand nombre de différences apparaissent dans les perceptions individuelles d'un état trophique. Les définitions données dans le Tableau 2 ont été utilisées par l'U.S. Corps of Engineers dans une étude de la qualité de l'eau dans des retenues créées par des barrages de l'U.S. Corps.

Tableau 2
Définition des états trophiques de retenues

État trophique	Définition
Oligotrophe	Faibles teneurs en éléments nutritifs et en chlorophylle, clarté élevée de l'eau, et/ou conditions d'oxygène dissous non altérées dans les eaux de fond.
Mésotrophe	Teneurs moyennes en éléments nutritifs et en chlorophylle, clarté de l'eau réduite, et/ou conditions d'oxygène dissous modérément altérées dans les eaux de fond.
Eutrophe	Teneurs élevées en éléments nutritifs et en chlorophylle, clarté de l'eau fortement réduite, et/ou conditions d'oxygène dissous fortement altérées dans les eaux de fond.
Hypereutrophe	Teneurs extrêmement élevées en éléments nutritifs et en chlorophylle, clarté de l'eau minimale, et/ou conditions d'oxygène dissous sévèrement altérées dans les eaux de fond.

2.4.2. Impacts locaux

Les conditions spécifiques du site d'une retenue peuvent influencer fortement sur la qualité de l'eau. Parmi ces conditions, on peut citer : les sources amont d'éléments nutritifs et de pollution, incluant les impacts de l'utilisation des terres dans le bassin versant, la topographie générale autour de la retenue, l'hydrologie générale du bassin fluvial, les conditions de vent dominant et la forme de la retenue.

morphometry and location can be important to these factors. A major morphological parameter is average depth, the ratio of the water volume to surface area.

Deep lakes with steep sides are less productive than shallow ones. For reservoirs of similar flow, volume, and light exposure and penetration, deep lakes will have a smaller volume in which algae can live. Lake location and climate will significantly affect the temperature and amount of organic material brought into the reservoir. Longer growing seasons and warmer water are associated with increased algae productivity.

Although many criteria and indices have been used to describe the trophic state of a reservoir in objective or measurable terms, many regional differences are apparent in individual perceptions of trophic state. The definitions in Table 2 have been used by the U.S. Corps of Engineers in a study of water quality in Corps dams.

Table 2
Definition of Trophic States for Impoundments

Trophic State	Definition
Oligotrophic	Low nutrient and chlorophyll concentrations, high water clarity, and/or unimpaired dissolved oxygen conditions in bottom waters
Mesotrophic	Intermediate nutrient and chlorophyll concentrations, reduced water clarity, and/or moderately impaired dissolved oxygen conditions in bottom waters.
Eutrophic	High nutrient and chlorophyll concentrations, greatly reduced water clarity, and/or greatly impaired dissolved oxygen conditions in bottom waters
Hypereutrophic	Extremely high nutrient and chlorophyll concentrations, minimal water clarity, and/or severely impaired dissolved oxygen conditions in bottom waters

2.4.2. Localized impacts

The site specific conditions of a reservoir can have a profound effect on the water quality. Some of the conditions which can be involved are: upstream sources of nutrients and pollution which include the impacts of watershed use and development, the general topography of the land around the reservoir, the general hydrology of the river basin, the prevailing wind conditions, and the shape of the reservoir.

Lors de l'examen des mesures appropriées à prendre dans la gestion de la qualité de l'eau d'une retenue, une attention particulière doit être portée aux conditions spécifiques de site existantes afin d'éviter de commettre des erreurs coûteuses, certaines conditions locales importantes pouvant avoir un impact élevé sur la qualité de l'eau de la retenue.

2.4.3. Perceptions régionales de la qualité de l'eau

La définition de la qualité de l'eau est très influencée par les perceptions régionales. Cela est bien illustré par le fait que la productivité et l'état trophique réels varient d'un endroit à un autre en fonction de nombreux facteurs autres que la teneur en substances nutritives de l'eau. En outre, la perception des problèmes d'état trophique et de qualité de l'eau variera d'un endroit à un autre. Dans une étude destinée à mettre au point les descriptions régionales de qualité de l'eau accessible, incluant une étude de la relation entre la qualité de l'eau perçue et celle mesurée ou observée, quatre régions très séparées ont été étudiées : Nouvelle-Angleterre, Atlantique Nord, Atlantique Sud et Pacifique Nord. Quatre paramètres de qualité de l'eau furent utilisés : phosphore total, azote total, profondeur Secchi et chlorophylle.

L'état trophique perçu des quatre régions variait largement entre les situations principalement oligotrophes et mésotrophes dans le Pacifique Nord, et les situations principalement eutrophes et mésotrophes dans l'Atlantique Sud. Des différences régionales dans l'état trophique et dans ses mesures furent constatées. Ces différences laissent supposer que l'état trophique et la qualité de l'eau sont évalués et jugés sous une perspective régionale. En outre, l'évaluation sera influencée par l'existence ou non de nombreux lacs naturels dans la région. Lorsque des lacs naturels existent, les conditions dans les retenues seront comparées aux conditions dans les lacs naturels. De plus, les conditions jugées pleinement acceptables dans un lieu peuvent être jugées contestables dans un autre. De ce fait, les aspects réels ainsi que les aspects perçus des problèmes relatifs à l'état trophique et à la qualité de l'eau de la région doivent être abordés en termes de conditions de qualité de l'eau raisonnable et accessible lors de l'examen des mesures de gestion destinées à assurer une bonne qualité de l'eau.

2.5. IMPACTS SUR LA QUALITÉ DE L'EAU APRÈS LE REMPLISSAGE D'UNE RETENUE

2.5.1. Effets dans la zone de la retenue

De grandes quantités de résidus organiques restent généralement dans la zone du réservoir lors du remplissage. Au début, lorsque la décomposition de ces résidus commence, il y a une forte demande en oxygène dans la retenue. Dans certains cas, cependant, une productivité élevée des pêches se produit par suite de minéraux provenant des sols nouvellement inondés, ainsi que de la présence de souches et de détritiques submergés qui constituent un habitat idéal pour les poissons et de la

When considering the appropriate steps to be taken in the management of the reservoir water quality, special attention must be paid to the existing site specific conditions to avoid costly ineffective mistakes or fail to take into consideration some major local condition which has a large impact on the reservoir water quality.

2.4.3. Regional perceptions of water quality

The definition of water quality is very much influenced by regional perceptions. This is well illustrated by the fact that the actual productivity and trophic state vary from location to location depending on many factors other than nutrient content of the water. In addition, the perceived trophic state and water quality problems will vary from location to location. In a study to develop regional descriptions of attainable water quality, including a study of the relationship between perceived water quality and measured or observed water quality, four widely separated regions were studied: New England, North Atlantic, South Atlantic, and North Pacific. Four water quality parameters were used: total phosphorus, total nitrogen, Secchi depth, and chlorophyll.

The perceived trophic state of the four regions varied widely ranging from mainly oligotrophic and mesotrophic in the North Pacific to mainly eutrophic and mesotrophic in the South Atlantic. Regional differences in both the trophic state and its measurements were found. These differences suggest that trophic state and water quality are evaluated and judged with regional perspective. Furthermore, the assessment will be influenced by whether or not there are many natural lakes in the area. Where natural lakes are present, the conditions in reservoirs will be compared to conditions in natural lakes. Furthermore, the conditions judged fully acceptable in one location may be considered questionable in another. Thus, both the actual and perceived aspects of trophic state and water quality problems of the region need to be addressed in terms of reasonable and attainable water quality conditions when considering the management measures to be instituted to insure good water quality.

2.5. IMPACTS TO WATER QUALITY FOLLOWING IMPOUNDMENT

2.5.1. Effects in the impounded zone

Large amounts of organic debris typically remain in the area to be impounded when the reservoir is filled. Initially, as decomposition of this debris begins, there is a large oxygen demand within the reservoir. In some instances, however, high productivity of fisheries may occur due to release of minerals from newly flooded soils, as well as the presence of submerged stumps and debris that provide ideal habitat for fish and fish food organisms (EPRI, 1990). Minerals in the underlying

nourriture pour ceux-ci (EPRI, 1990). Des minéraux dans la roche sous-jacente ou des sédiments peuvent également devenir disponibles et introduisent rarement des substances toxiques.

Des modifications de la qualité de l'eau dans la retenue sont principalement associées à la température, à la teneur en oxygène dissous et aux vitesses d'écoulement. Les grandes surfaces de plans d'eau exposées à la lumière solaire tendent à réchauffer la surface du réservoir par rapport à la température des apports. La retenue peut subir une stratification avec des couches présentant différentes températures et quantités d'oxygène dissous. Une eau anoxique peut se présenter au fond de la retenue sous certaines conditions.

La réduction des vitesses dans la retenue peut produire une augmentation des dépôts. La clarté de l'eau peut augmenter au fur et à mesure que les sédiments sont retenus et se déposent.

2.5.2. Effets dans la zone à l'aval de la retenue

Les barrages peuvent réduire les variations saisonnières et journalières de température dans la zone à l'aval de la retenue. La température peut également influencer sur la solubilité de l'oxygène et la toxicité vis-à-vis de certaines espèces de poissons. La température et la teneur en oxygène dissous des eaux sortant de retenues stratifiées varient en fonction de la profondeur de prélèvement.

L'eau évacuée depuis la surface est généralement plus chaude et a une teneur en oxygène dissous plus élevée. L'eau évacuée par des ouvrages situés près du pied du barrage est généralement plus froide et a une teneur en oxygène dissous plus faible. Dans certains cas, l'eau évacuée par des ouvrages de niveau bas peut être anoxique. Les lâchures ayant de faibles teneurs en oxygène dissous peuvent avoir des effets nuisibles sur la vie aquatique. Toutefois, les mesures effectuées montrent que les organes de restitution : vannes à jets multiples ou à jet creux, et même les vannes plates et brise-jets, permettent une réoxygénation instantanée et importante des eaux restituées. Le brassage naturel de l'eau dans le lit mineur concourt également à cette oxygénation : une quasi-saturation en oxygène est ainsi obtenue dès quelques dizaines ou centaines de mètres depuis la restitution.

La température et la teneur en oxygène dissous des lâchures peuvent être efficacement maîtrisées en utilisant des ouvrages d'évacuation à niveaux multiples. Une amélioration de la teneur en oxygène dissous dans les lâchures provenant de la retenue est possible au moyen de dispositifs de réaération dans les ouvrages de fuite ; dans les aménagements hydroélectriques, de l'oxygène peut être injecté dans les turbines.

Dans certains types d'évacuateurs et de configuration d'ouvrages de restitution aval, des concentrations d'azote dissous dépassant 130 % des niveaux d'équilibre normal (niveaux de sursaturation) ont été mesurées dans les eaux évacuées à l'aval. Une sursaturation en azote provoque une affection des poissons par bulles de gaz, pouvant entraîner une mortalité (U.S. Department of the Interior, 1984).

La possibilité d'une sursaturation augmente avec l'accroissement de la turbulence associée à la chute d'eau et au bassin d'amortissement, et dépend donc de la hauteur de chute, du débit passant sur l'évacuateur et de la quantité d'eau dans le bassin d'amortissement (U.S. Department of the Interior, 1984).

rock or sediments may also become available, and rarely, may introduce toxic substances.

Changes in the water quality in the impounded zone are primarily related to temperature, dissolved oxygen, and flow velocities. The greater surface area exposed to incidence of sunlight tends to warm the surface of the reservoir compared to inflows. The reservoir may undergo stratification with layers with differing amounts of dissolved oxygen and temperatures. Anoxic water could develop in the reservoir bottom under some conditions.

Reduced velocities in the impoundment cause increased deposition. Water clarity may increase as sediment is trapped and deposited.

2.5.2. Effects in the downstream zone

Dams may reduce the seasonal and daily temperature fluctuations of the downstream zone. Temperature can also affect the solubility of oxygen and the toxicity of some substances of fish. The temperature and dissolved oxygen content of releases from stratified reservoirs varies with the depth from which the water is withdrawn.

Water released from the surface is generally warmer and higher in dissolved oxygen. Water released from low level outlets near the base of the dam is generally colder and has lower levels of dissolved oxygen. Low level outlets can, in some instances, release anoxic water. Discharges that have low levels of dissolved oxygen can have adverse effects to aquatic life. However, instrumental data reveals that the outlet works, multiple jet and hollow jet valves, and even lift gates and baffles, instantly produce significant reoxygenation of the outflow. Natural mixing of the water in the main river channel also contributes to oxygenation : near-saturation is thus achieved within a few tens or hundreds of metres from the outlet.

Temperature and dissolved oxygen of releases can most effectively be controlled by using a multi-level outlet structure. Dissolved oxygen in reservoir releases can be improved by reaeration structures in the tailrace, and in hydroelectric projects, oxygen can be injected into the turbines.

Under certain circumstances of spillway design and configuration of tailwaters, dissolved nitrogen concentrations of more than 130% of normal equilibrium levels (supersaturation levels) have been measured in tailwaters. Nitrogen supersaturation causes gas bubble disease in fish which can result in mortality (U.S. Department of the Interior, 1984).

The possibility of supersaturation increases with the increasing turbulence from the falling water and the plunge pool, and so is a function of head, flow over the spillway, and the amount of water in the plunge pool (U.S. Department of the Interior, 1984).

Des lâchures d'eau claire d'une retenue résultent de sa capacité de rétention des sédiments entrants. Si la qualité de l'eau est améliorée au début, par contre l'eau qui s'écoule à l'aval a une capacité d'érosion plus forte, ayant plus d'énergie pour transporter des sédiments. Le tronçon aval peut donc être affecté par une érosion du lit et des rives (Simons, 1979).

Sur les bassins situés en zone tempérée et où les sols sont relativement peu érodables (du fait de leur pente atténuée et de leur couverture végétale), il convient toutefois de minimiser cette appréciation : la capacité de transport des eaux est faible et limitée à une faible quantité de fines dont une partie est effectivement piégée dans les réservoirs : les eaux restituées en aval lors de phénomènes de crues sont moins turbides que les eaux entrantes. Les mesures effectuées à sec dans les cuvettes montrent cependant que les dépôts sont insignifiants et de l'ordre du millimètre par an. Sauf situation exceptionnelle, les gestionnaires de tels ouvrages (CACG au Sud-Ouest de la France) n'ont pas eu, depuis une quarantaine d'années, à modifier les dispositifs de prise de fond comme la possibilité en avait été ménagée dès la conception d'origine.

Clear-water releases from the reservoir occur as a result of the reservoir's ability to trap incoming sediment. While the water quality is improved initially, the flowing water becomes more erosive because it has more energy to carry sediment than the reduced sediment load it has when it leaves the reservoir. Therefore, the downstream reach may become more vulnerable to bank and channel erosion (Simons, 1979).

On catchments in temperate areas where soils are not sensitive to erosion (by reason of the shallow gradient and plant cover), this assessment should however be minimised : the flow has little carrying capacity, confined to a small amount of fines, part of which is effectively trapped in reservoirs : flood outflows display less turbidity than the inflow. Measurements in empty reservoirs do however show that deposits are insignificant, of the order one millimetre per year. Except under exceptional conditions, it has not been necessary, in the last forty years, for operators of such dams (CACG in south-west part of France) to make the modifications to outlets provided for in the original design.

3. ÉLABORATION D'OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX RÉALISTES

3.1. COOPÉRATION ENTRE PARTIES ET INTÉRÊTS AFFECTÉS

La démarche initiale dans la coopération est d'identifier toutes les parties et tous les intérêts pouvant être affectés par l'action proposée ou, sinon, intéressés à ce propos.

Les organismes intéressés par les problèmes d'environnement rentrent généralement dans trois catégories aux États-Unis : organismes fédéraux ; organismes d'état ; et organisations non-gouvernementales.

Les organismes fédéraux généralement concernés par un projet hydraulique comprennent : 1) l'U.S. Fish and Wildlife Service ; 2) le National Marine Fisheries Service, dans les cas de présence de poissons anadromes (migrateurs) ; 3) le National Park Service ; 4) les organismes de gestion des terres, tels que l'U.S. Forest Service et le Bureau of Reclamation ; 5) l'U.S. Army Corps of Engineers, si un permis 404 de dragage et de remblayage est nécessaire ou si des marais sont concernés ; 6) l'Advisory Council on Historic Preservation, si des ouvrages historiques ou des ressources culturelles sont affectés ou sont dignes d'être enregistrés dans le National Register of Historic Places.

Les organismes d'état généralement concernés par un projet hydraulique comprennent : 1) l'organisme d'état qui administre la Section 401 du Clean Water Act – processus de certification de la qualité de l'eau ; 2) les organismes d'état fish and wildlife ; 3) l'organisme d'état des loisirs ; 4) l'officier d'état chargé de la préservation du patrimoine historique.

Les organisations non-gouvernementales comprennent de nombreux groupes intervenant dans les problèmes d'environnement et de loisirs, par exemple : Trout Unlimited, American Rivers, American Whitewater Affiliation, Audobon Society et Izaak Walton League.

Si vous n'êtes pas sûrs qu'une partie soit intéressée, renseignez-vous. Les personnes jugeant qu'on a essayé de les exclure seront beaucoup moins portées à participer aux discussions de manière coopérative.

3.2. OBJECTIFS

3.2.1. Élaboration d'objectifs accessibles

Il est extrêmement important d'établir des objectifs au cours des étapes initiales d'une discussion. Cela permet aux parties d'identifier les résultats souhaités dans le processus et fournit une base pour mesurer les progrès. L'élaboration d'objectifs fournit également un cadre pour mettre au point un processus en vue d'atteindre un

3. CREATION OF REALISTIC ENVIRONMENTAL GOALS

3.1. COOPERATION AMONG AFFECTED PARTIES AND INTERESTS

The initial step in cooperation is to identify all of the parties and interests that may be affected by, or otherwise interested in the proposed action.

Environmental interests generally fall into three categories in the United States : Federal agencies, state agencies, and non-governmental organizations.

Federal agencies that would typically be interested in a water project include : (1) U.S. Fish and Wildlife Service ; (2) National Marine Fisheries Service in cases where anadromous (migrating) fish are present ; (3) National Park Service ; (4) land-managing agencies such as the U.S. Forest Service and Bureau of Reclamation ; (5) U.S. Army Corps of Engineers if a 404 dredge and fill permit is needed or wetlands are involved ; and (6) the Advisory Council on Historic Preservation if historic buildings or equipment, or cultural resources are affected or are eligible for listing on the National Register of Historic Places.

State agencies that would typically be interested in a water project include: (1) state agency that administers the Clean Water Act's Section 401 water quality certification process; (2) state fish and wildlife agency or agencies; (3) state recreation agency; and (4) state historic preservation officer.

Non-governmental organizations include an array of environmental and recreation-oriented groups. Examples include Trout Unlimited, American Rivers, American Whitewater Affiliation, the Audobon Society, and Izaak Walton League.

If you are not sure if a party would be interested, ask and find out. People who feel there have been attempts to exclude them are far less likely to participate in the process in a cooperative manner.

3.2. GOALS

3.2.1. Setting attainable goals

It is extremely important to set goals in the initial stages of a process. This enables the parties to identify the desired results of the process and provides a basis for measuring progress. Setting goals ensures that the process has a purpose. Setting goals also provides a framework for developing a process for reaching a desired

résultat souhaité. Les objectifs doivent être accessibles afin d'avoir une chance réelle de succès et de maintenir une collaboration productive des parties concernées. Des objectifs non réalistes sont rarement atteints.

De nombreux facteurs et contraintes influent sur la qualité de l'eau à l'amont, à l'aval et dans la retenue. Les divers usages de l'eau, tels que l'alimentation des populations, la fourniture d'eau aux industries et à l'agriculture, les loisirs, l'hydroélectricité, la navigation, etc., requièrent l'élaboration d'objectifs de qualité de l'eau spécifiques concernant chacun de ces usages. La gestion de la qualité de l'eau des retenues nécessite de vérifier que la qualité de l'eau convenant à tous ces usages, et également importante vis-à-vis de l'écosystème entier, en plus de la consommation humaine, reste appropriée.

3.2.2. Nécessité de modifier les objectifs

La partie qui instaure un processus et met des objectifs sur la table – comme toutes les autres parties dans le processus – vise à maximiser ses propres bénéfices. Les objectifs doivent être classés par ordre d'importance en vue d'identifier les domaines où un compromis est possible. Souvent les objectifs peuvent être modifiés pour concilier les préoccupations de toutes les parties. Des modifications relativement faibles apportées aux objectifs satisferont généralement aux besoins des diverses parties.

Souvent les domaines de désaccord concernent le processus visant à atteindre des objectifs mutuellement satisfaisants. Les parties peuvent ne pas être d'accord sur chaque point. Les parties peuvent accepter un désaccord sur certains sujets, les efforts étant concentrés sur les domaines où un consensus est possible. Cependant, si les objectifs des parties s'excluent l'un l'autre, il doit y avoir une nouvelle réflexion sur la raison du processus et sur les objectifs à atteindre. Des parties qui ne s'entendent pas sur les objectifs deviennent des adversaires. La modification des objectifs constitue un enjeu pour les parties dans la réussite du processus.

3.2.3. Élaboration d'objectifs réalisables

Lorsqu'un objectif a été identifié, il y a généralement une certaine souplesse dans le processus visant à atteindre cet objectif. Il y aura un examen et une discussion entre les parties sur ce qui est nécessaire pour atteindre l'objectif spécifié. Un processus logique sera établi pour la réalisation d'un objectif, ce processus se décomposant en diverses étapes accessibles. L'opération principale dans l'élaboration des objectifs consiste à vérifier si l'on obtient ce qui est nécessaire pour aborder l'étape suivante dans l'avancement du processus vers l'obtention des objectifs spécifiés.

L'élaboration d'objectifs contribue à identifier l'information devant être recueillie ou développée, et fournit un cadre pour évaluer diverses méthodes ou approches destinées à rassembler l'information nécessaire. Les aspects positifs et négatifs de chaque approche identifiée seront examinés en détail. Il y a souvent d'importantes différences de temps, de coût et de niveau de détails dans les diverses approches destinées à remplir les objectifs.

result. Goals must be attainable in order to have a real opportunity for success and to keep the parties involved in a cooperative productive manner. Goals that are not realistic are rarely achieved.

Many forces and factors influence and control the water quality upstream, downstream, and in the impoundment. The diverse uses of the water, such as, domestic, industrial, agricultural, recreational, hydroelectric, navigation, etc., require setting specific water quality goals and objectives relative to each of these uses. The reservoir water quality management needs to ensure that the water quality appropriate for all diverse uses, and equally important for the entire ecosystem besides human consumption, remains fit.

3.2.2. Need for modifying goals

The party that initiates a process and puts goals on the table – like all other parties in the process – comes from a perspective of wanting to maximize its own benefits. Goals must be ranked in order of importance in order to identify areas where compromise is possible. In many cases goals can be modified to accommodate concerns of all the parties. Typically relatively small changes to the goals will meet the needs of the different parties.

Often the area of disagreement is in the process of achieving mutually agreeable goals. Parties may not agree on every point. Parties may agree to disagree on certain items, and efforts focused on areas where consensus is possible. If, however, the parties goals are mutually exclusive there must be a fundamental re-thinking of the reason for the process and what the goals should be. Parties that cannot agree on goals become adversaries. Modifying goals generally results in a buy-in for the parties and gives each a stake in the success of the process.

3.2.3. Setting objectives conducive to stated goals

Once a goal has been identified, there is typically some flexibility in how a goal can be reached. There should be consideration and discussion among the parties of what is needed to reach the stated goal. Developing objectives sets up a logical process for reaching a goal, and breaks up the process into attainable increments. The key test in setting objectives is whether it provides what is necessary to take the next step in moving the process forward towards achieving the stated goals.

Setting objectives helps to identify what information must be collected or developed, and provides a framework for evaluating various methods or approaches to provide the needed information. The positive and negative aspects of each identified approach should be examined in detail. Often there are significant differences in timing, cost, and level of detail embodied in different approaches to meeting the objectives.

Du fait de la variabilité temporelle et spatiale de la qualité d'eau à l'échelle d'une ou plusieurs années et des caractéristiques hydrodynamiques et écologiques d'un réservoir, il n'est pas toujours facile de prévoir l'efficacité d'une action choisie, surtout si elle fait appel à une technique ou technologie nouvelle. Des campagnes de mesure et de modélisation très lourdes peuvent alors être nécessaires dans certains cas pour être sûr que les évolutions physico-chimiques constatées sont bien dues à l'action engagée. C'est le prix à payer pour une application réaliste de cette action sur d'autres réservoirs.

Au-delà des modélisations, il convient également de s'appuyer sur les retours d'expérience déjà acquis pendant plusieurs dizaines d'années par les maîtres d'ouvrages/gestionnaires de parcs importants de réservoirs ; les résultats d'études détaillées et ponctuelles doivent également être intégrés à cette réflexion : ils servent d'ores et déjà à l'élaboration des études des impacts prévisibles et à la définition des méthodes constructives et des modes d'exploitation de nouveaux ouvrages similaires ainsi qu'aux possibles modifications à apporter sur des ouvrages plus anciens.

Because of the variability of water quality in place and time on a scale of one or more years and the hydrodynamic and ecological characteristics of reservoirs, it is not always an easy matter to predict the outcome of any course of action, especially if it involves a new technique or technology. Extensive measurement and modelling may be needed to be sure that observed physical/chemical changes are in fact due to the measures taken. This is the price that has to be paid if the measures are to be realistically transposed to other reservoirs.

Besides modelling, help must be sought in feedback and experience acquired over many years by dam owners and operators controlling a large number of reservoirs; results of detailed specific studies must also be considered : such data is already being used when preparing environmental impact assessments and specifying construction methods and operating methods for new dams of a given type and for possible modifications to older dams.

4. GESTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU

La gestion de la qualité de l'eau d'une retenue entraîne la gestion de l'ensemble retenue, bassin versant et eau à l'aval. Cela est effectué en examinant la qualité de l'eau au cours des phases de conception, de projet, de construction et d'exploitation. Souvent, la préoccupation concernant la qualité de l'eau d'une retenue peut être atténuée lors d'une coopération entre les diverses agences de ressources en eau, les exploitants de retenues et le public.

L'importance d'une approche préventive dans la gestion de la qualité de l'eau est soulignée. Pour parvenir à une telle approche préventive, on doit s'efforcer de maximiser la qualité de l'eau au cours de l'étape d'avant-projet et de poursuivre ces efforts au cours des études de projet, de la construction et de l'exploitation.

Le présent chapitre contient une vue d'ensemble des principales techniques utilisées dans la gestion de la qualité de l'eau des retenues. Toutefois, ces techniques ne doivent être mises en œuvre qu'après un examen approprié de la qualité de l'eau au cours du développement du projet, et après une évaluation du rôle du bassin versant supérieur dans la qualité de l'eau d'une retenue. Ces deux points sont de première importance dans le choix de techniques économiques et efficaces pour la gestion de la qualité de l'eau.

Enfin, le chapitre recommande un certain nombre de méthodes pour évaluer les diverses solutions de gestion de la qualité de l'eau d'une retenue. Une telle évaluation est de première importance pour vérifier l'efficacité à long terme des méthodologies de gestion mises en œuvre.

4.1. CONCEPTION, PROJET, CONSTRUCTION ET EXPLOITATION DU BARRAGE

4.1.1. Intégration des études de qualité de l'eau

Au cours de la phase de conception d'un projet de barrage, les facteurs pouvant influencer sur la qualité de l'eau de la retenue et de la rivière à l'aval feront l'objet d'une étude bien définie. Un effort concerté portera sur l'identification des études déjà effectuées sur la rivière au site du barrage et concernant la qualité de l'eau et les facteurs qui influencent celle-ci.

Ces facteurs comprennent les conditions existantes de climat, hydrologie, topographie du site, vent, végétation du bassin versant, densité de population, industrialisation et agriculture. Ces informations contribueront à définir les conditions de la qualité de l'eau à stocker et comment la dynamique de la retenue peut modifier la qualité de l'eau entrant dans la retenue.

Les exigences de qualité de l'eau doivent être bien définies et inclure la santé humaine et l'écologie aquatique de la retenue et de la rivière. Une claire compréhension des exigences de qualité de l'eau est nécessaire pour l'eau de la

4. MANAGEMENT OF WATER QUALITY

The management of reservoir water quality entails a combination of reservoir, watershed, and tailwater management. This is effected through proper consideration of water quality throughout project planning, design, construction, and operation. Often, reservoir water quality concern can be lessened through cooperation of differing resource agencies, reservoir operators, and the public.

The importance of a preventative approach to water quality management is emphasized. To achieve such a preventative approach efforts need to be taken to maximize water quality during the planning stage and extended through the design, construction and day to day, year to year operations.

Presented in this section is an overview of the major techniques used in reservoir water quality management. However, these techniques should be used only after proper consideration of the water quality throughout project development, and after evaluation of the role of upland watershed loadings on reservoir water quality. These two points are of prime importance in the selection of cost-effective and technically proficient reservoir management techniques.

Finally, this section recommends a number of methods for assessing the worth of differing reservoir water quality management alternatives. Such assessment is key to assuring the long-term efficacy of implemented management methodologies.

4.1. DAM PLANNING, DESIGN, CONSTRUCTION AND OPERATIONS

4.1.1. Integration of water quality studies

During the planning stage of a dam project, a well defined study should be made of the factors which can influence the water quality of the reservoir and the river below the dam. This study should include a concerted effort to identify studies which have already been conducted of the river at the dam site relating to the water quality and factors which influence water quality.

These factors will include the existing conditions of climate, hydrology, site topography, wind conditions, watershed vegetation, population density, industrialization, and agriculture. This information will help define the given conditions of the quality of the water to be impounded and how the reservoir dynamics may modify the quality of the incoming water.

The requirements for water quality should be well defined and include both human health and the aquatic ecology of the reservoir and the river. A clear understanding of the specific water quality requirements needs to be established for

retenue, l'eau destinée à l'agriculture ou à l'alimentation des populations, et l'eau restituée à l'aval.

Une partie importante de l'étude de la qualité de l'eau est de bien comprendre et d'inclure les objectifs du projet dans l'alimentation en eau, la production hydroélectrique, la maîtrise des crues, la navigation, l'amélioration de la population piscicole et de la faune, et les loisirs.

En associant ces facteurs avec les travaux techniques au cours de la conception, des études de projet et de la construction de l'aménagement, on obtiendra le plan de gestion le plus économique pour l'optimisation de la qualité de l'eau dans la retenue et de l'eau restituée et fournie. On s'exposera à d'importants retards dans le projet et à de fortes augmentations non nécessaires de son coût si les mesures destinées à traiter la qualité de l'eau pour les besoins humains et dans le domaine de l'écologie aquatique sont différées jusqu'à ce que les travaux techniques soient bien entrepris. Des exemples spécifiques d'intégration d'études de la qualité de l'eau et autres études environnementales dans les travaux techniques d'un projet ont été présentés lors des Congrès CIGB de 1988 et 1991.

4.1.2. Effets des objectifs et types de projet

Chaque projet particulier aura des buts spécifiques qui doivent être atteints. Les plans de gestion pour l'optimisation de la qualité de l'eau doivent être en harmonie avec ces buts du projet. En considérant ensemble les objectifs de qualité de l'eau et les buts du projet, on pourra préparer un plan très économique. Il importe que cela soit réalisé au début de la phase de conception du projet afin d'éviter des changements coûteux devant être imposés plus tard au cours des études de projet ou, encore pis, après la construction et la mise en service de l'aménagement. Par exemple, les exigences de température de l'eau pour la vie piscicole à l'aval d'un aménagement hydroélectrique peuvent être beaucoup plus facilement satisfaites au cours de la phase préliminaire de projet en prévoyant un seuil amont, au lieu d'en réaliser un après la construction du barrage. Souvent, une approche de bassin fluvial peut être utilisée en vue d'ajuster la gestion de plusieurs barrages pour concilier les exigences de qualité de l'eau de la rivière et satisfaire toujours aux exigences globales concernant la fourniture d'eau et la production hydroélectrique. Les mesures particulières d'exploitation prises pour assurer la qualité de l'eau différeront en fonction de la situation et du type d'aménagement.

4.1.3. Implication du public

Il est maintenant bien reconnu que l'implication, le plus tôt possible et de manière continue, du public au cours de la conception d'un projet est la méthode la plus économique de réaliser rapidement un aménagement. Cela est particulièrement vrai en vue d'obtenir une qualité d'eau satisfaisante dans la retenue et les fournitures et lâchures d'eau. Cette implication du public permettra à ceux directement concernés par le projet et ses impacts sur la région de participer activement à l'obtention d'une qualité de l'eau convenable et à la réalisation des objectifs économiques du projet. Les comptes rendus des Congrès CIGB de 1988, 1991 et 1994 contiennent de nombreux et intéressants exemples des avantages retirés d'une participation du public de bonne heure et de façon approfondie.

the water in the reservoir, the water delivered for irrigation or public water supply, and the water released downstream.

A critical part of the water quality study is to fully understand and include the project goals in water supply, hydropower generation, flood control, navigation, fish and wild life enhancement, and recreation.

By integration of these activities with the engineering work in the planning, design and construction of the project, the most cost effective management plan for optimizing water quality in the reservoir and of the waters released and delivered will be achieved. Major delays in the project and large unnecessary increases in project costs will be incurred if the measures for dealing with water quality for human and aquatic ecological needs are deferred until the engineering work is well underway. Specific examples of the integration of water quality and other environmental studies with the project engineering work have been given in the 1988 and 1991 ICOLD Congresses.

4.1.2. Effects of project purposes and types

Each individual project will have specific goals that are to be achieved. The management schemes for optimizing water quality will have to be in harmony with these project goals. By looking at the water quality targets and the project goals together the most cost effective plan can be prepared. Again it is imperative that this be done early in the planning stage of the project to avoid costly changes which must be imposed later in the design process or even worse imposed after construction and the project has been placed in operation. For example, water temperature needs for a downstream fishery from a hydroelectric plant can much easier be taken care of during the original design phase by an appropriate upstream weir than by attempting one after the dam is constructed. Often a river basin approach can be utilized in order to adjust the management of several individual dams to accommodate the water quality needs of the river and still meet the overall needs for water supply and hydropower generation. The particular operational measures taken for water quality needs will differ depending upon the situation and the kind of project involved.

4.1.3. Public involvement

It has become well established that early and continuous public involvement in the planning of a project is the most cost effective method of quickly realizing a particular project. This is especially true in achieving the appropriate water quality in the reservoir and the waters delivered and released in the reservoir. Through public involvement those directly concerned with the project and concerned about the region of the project will be able to be actively involved in the development of reasonable and achievable water quality and reaching the economic goals of the project as well. The proceedings of the ICOLD Congresses in 1988, 1991 and 1994 all have many good examples of the advantages of early and extensive public involvement.

4.2. CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU BASSIN VERSANT

La qualité de l'eau des apports entrant dans une retenue est déterminée dans une large mesure par les conditions du bassin versant à l'amont de l'aménagement. Ces conditions comprennent les caractéristiques naturelles géologiques, minéralogiques et topographiques, les variations des précipitations et des températures, ainsi que les caractéristiques d'utilisation des terres et de perturbation des sols, et les évacuations provenant de sources artificielles.

4.2.1. Évaluation systématique

Le bassin versant à l'amont d'un aménagement fera l'objet d'une évaluation systématique des facteurs susceptibles d'influencer la qualité de l'eau des apports entrant dans la retenue. Les aspects naturels du bassin versant ainsi que les utilisations de celui-ci par l'homme seront pris en considération.

La nature des roches, des dépôts non consolidés et des sols ont une influence importante sur les charges en sédiments d'une rivière, ainsi que sur la nature du lit de la rivière et l'hydrologie. Des glissements de terrains, des détériorations en masse et des glaciers peuvent ajouter de grandes quantités de sédiments à une rivière. Des minéraux provenant de sources géologiques peuvent être dissous dans l'eau ou être transportés sous forme de débits solides. Des substances telles que des métaux lourds ou de l'arsenic peuvent exercer une influence nuisible sur la qualité de l'eau, d'autres substances pouvant affecter le pH de l'eau, ce qui a un effet important sur la chimie de l'eau.

La topographie du bassin versant influe sur les réseaux d'écoulement et sur les pentes des rivières, ainsi que sur la morphologie des lits des rivières. Cela influence le volume, la durée et la vitesse des écoulements dans les affluents et dans la rivière principale. Les vitesses d'écoulement, ainsi que les dimensions et la nature des sources de sédiments, ont un effet particulièrement important sur la quantité et la composition des sédiments transportés. La rugosité du lit de la rivière affecte la turbulence des écoulements, ce qui influe sur les teneurs en oxygène dissous.

Les variations des précipitations dans le bassin versant à l'amont d'une retenue influent non seulement sur le volume d'écoulement de la rivière, mais également sur les variations de débit. Les températures de l'air influencent les températures de l'eau, ce qui affecte les teneurs en oxygène dissous, ainsi que les conditions piscicoles en eau chaude ou eau froide.

L'utilisation des terres dans le bassin versant a également des effets sur le ruissellement. L'enlèvement de végétation résultant de l'abattage d'arbres, de l'exploitation agricole et d'autres activités perturbant le sol, réduit l'infiltration dans le sol et augmente le potentiel d'érosion. La construction de routes peut être une importante source de sédiments et modifier les réseaux d'écoulement. La construction de surfaces imperméables augmente le ruissellement, celui-ci parvenant plus rapidement au cours d'eau avec risque d'inondation. Les ruissellements provenant de routes et d'emplacements de parking peuvent contenir des sels et autres substances susceptibles d'avoir des effets nuisibles sur la qualité de l'eau et d'être même toxiques à la vie aquatique.

4.2. WATERSHED CONSIDERATIONS

The water quality of flows entering a reservoir is largely determined by watershed conditions upstream of the project. Watershed considerations include natural geologic, soils, and topographic characteristics, variations in rainfall and temperature, as well as land-use characteristics and land-disturbing activities, and discharges from man-made sources.

4.2.1. Systematic evaluation

The watershed above a project should be given a systematic evaluation of factors that may be influencing the water quality of flows entering the reservoir. Both the natural aspects of the watershed and the human uses of the watershed should be considered.

The nature of the rock types, unconsolidated deposits, and soils have a significant effect on the sediment loads of a river as well as the nature of the river channel and related hydrology. Landslides and mass wasting as well as glaciers can add large quantities of sediment to a river. Minerals from geologic sources and soils may be dissolved in the water or carried as sediment. Substances such as heavy metals or arsenic may adversely affect water quality, and other substances may affect water pH, which has a significant effect on water chemistry.

The topography of the watershed affects drainage patterns and stream gradients as well as stream channel morphology. This affects the volume, timing, and velocities of tributary flows and the related effects on river flows. Flow velocities along with the size and nature of sediment sources, are a particularly important element in the size and composition of sediment loads. The roughness of the stream channel affects turbulence of flows, which in turn can affect dissolved oxygen levels.

Variations in precipitation in the watershed above a reservoir affect not only the volume or magnitude of stream flow, but the timing of flow fluctuations. Air temperatures affect water temperatures, which have a direct effect on dissolved oxygen levels, as well as affecting conditions for warm water or cold water fisheries.

Land use in the watershed also effects the timing and magnitude of runoff. Removal of vegetation from logging, agriculture, and other land-disturbing activities reduce soil infiltration and increase erosion potential. Road construction can be a large source of sediment and can alter drainage patterns. Construction of impervious surfaces increases the magnitude of runoff and causes runoff to move more quickly into watercourses where it can contribute to flooding. Runoff from roads and parking lots can contain salts and other substances that may cause adverse impacts to water quality and even be toxic to aquatic life.

Des sources artificielles de débits comprennent 1) des sources non ponctuelles (ruissellements provenant de terres agricoles, de routes et de zones urbaines) ; 2) des sources ponctuelles (décharges d'eau résiduaire et d'eau industrielle). Ces débits peuvent contenir des éléments susceptibles d'altérer la qualité de l'eau dans la retenue et dans les lâchures. Cela peut influencer sur la capacité de l'aménagement à satisfaire les objectifs prescrits de qualité de l'eau de la retenue. L'identification et l'inventaire de ces débits est une phase importante dans l'évaluation systématique de l'effet du bassin versant sur la qualité de l'eau de la retenue. Les sources ponctuelles d'impacts sur la qualité de l'eau font généralement l'objet de réglementation et peuvent être déterminées.

4.2.2. Effets de sources non ponctuelles

Les sources non ponctuelles deviennent une cause de plus en plus importante d'impacts sur la qualité de l'eau, les sources ponctuelles ayant fait l'objet de réglementation et ayant été contrôlées et réduites. Des sources non ponctuelles peuvent se présenter en divers endroits et être difficiles à déterminer. La principale composante des sources non ponctuelles est le sédiment, des résidus pouvant également provenir de pesticides susceptibles d'être toxiques à la vie aquatique et d'engrais pouvant contribuer à l'eutrophisation. Les ruissellements provenant de zones où le bétail est concentré et de zones de stockage d'engrais transportent également des éléments nutritifs contribuant à l'eutrophisation.

Les sources non ponctuelles de sédiments situées sur des terres agricoles sont très efficacement contrôlées en utilisant d'excellentes pratiques de gestion, telles que celles définies par l'U.S. Department of Agriculture's Soil Conservation Service, qui aussi développe des méthodes pour dériver et filtrer les ruissellements provenant de zones de bétail et de stockage d'engrais. D'autres sources non ponctuelles, telles que les sels des routes et les résidus rejetés par les véhicules, sont plus difficiles à contrôler.

4.2.3. Compromis entre le contrôle ponctuel et le contrôle non ponctuel

Historiquement, la qualité de l'eau des retenues a été gérée principalement au moyen de méthodes de traitement en « fin de conduit » ; c'est-à-dire, la qualité de l'eau des lâchures était gérée au moyen de méthodes d'amélioration appliquées dans ou près des ouvrages de restitution, ou au moyen de méthodes mises en œuvre dans la retenue, telles que l'oxygénation ou le brassage. Cependant, la qualité de l'eau d'une retenue résulte directement de la qualité des apports provenant du bassin versant supérieur. Souvent, il est possible d'évaluer la relation entre les sources ponctuelles (débits uniques) et les sources non ponctuelles (débits diffus, tels que les ruissellements sur le bassin versant), pour connaître l'origine de la majorité des apports solides dans une retenue. Si les exploitants de retenues ont parfois une possibilité limitée de contrôler la qualité des apports amont, ils peuvent, par contre, débattre tout niveau requis dans la technique de gestion de la qualité « fin de conduit », avec ses coûts et efficacité associés, comparativement au coût d'un système analogue entraînant des réductions d'apports solides provenant du bassin supérieur. Ainsi, sur le plan financier, les exploitants de retenues peuvent juger utile de proposer un niveau donné de maîtrise des charges (sources ponctuelles et sources non ponctuelles) dans le bassin supérieur, couplée, le cas échéant, avec un système d'amélioration dans la retenue, dans les ouvrages, ou même dans les eaux restituées à l'aval.

Discharges from man-made sources include (1) non-point discharges from agricultural lands and runoff from roads and urban areas; and (2) point sources such as wastewater and industrial discharges. These discharges can contain water constituents that can impair the water quality in and releases from the impoundment. This may influence the ability of the project to meet the prescribed water quality objectives of the reservoir. The identification and inventory of these discharges is an important step in the systematic evaluation of the influence of the watershed on the reservoir water quality. The point sources of water quality impacts are usually regulated and can be determined.

4.2.2. Role of non-point sources

Non-point sources are becoming an increasingly important cause of impacts to water quality as point sources have been subject to regulation and have been controlled and reduced. Non-point sources may be ubiquitous and hard to delineate. The largest component of non-point sources is sediment, which may also carry residues from pesticides that may be toxic to aquatic life and fertilizers that can contribute to eutrophication. Runoff from areas where livestock is concentrated as well as manure storage areas also carries nutrients that contribute to eutrophication.

Non-point sources of sediment on agricultural lands are most effectively controlled using best management practices as defined by the U.S. Department of Agriculture's Soil Conservation Service, which also addresses methods to divert and filter runoff from livestock and manure storage areas. Other non-point sources such as road salt and residues from vehicle exhaust are more difficult to control.

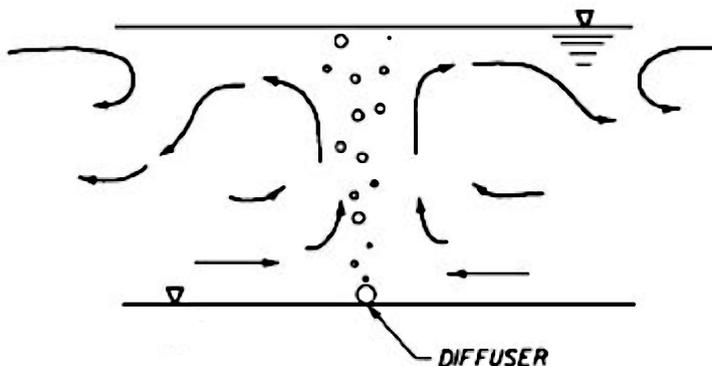
4.2.3. Tradeoffs between point and non-point control

Historically, reservoir water quality was managed through primarily end-of-pipe treatment methods. That is, release water quality was managed through enhancement techniques in or near the outlet works, or through in-reservoir methods such as oxygenation or mixing. However, reservoir water quality is a direct offshoot of the quality of inflows from the upland watershed. Often, it is possible to evaluate the relationship between point (single discharges) and non-point (diffuse discharges such as watershed runoff) to assess which is providing the majority of loadings to an impoundment. While reservoir managers may have limited ability to control upstream inflow quality, there may be opportunities for managers to negotiate any required level of end-of-pipe quality management technique, with its associated costs and effectiveness, with analogous system costs following unit reductions in upland reservoir loadings. Thus, in a cost-shared environment, reservoir managers may find it useful to propose a given level of upland point and non-point loadings control coupled with, if appropriate, an in-reservoir, structural, or even tailwater enhancement system.

4.3. TECHNIQUES DE GESTION/AMÉLIORATION

4.3.1. Déstratification

Une déstratification, comme le terme l'indique, entraîne la destruction de la stratification de densité dans une retenue, ou dans une partie de celle-ci, au moyen d'opérations mécaniques. La destruction de cette stratification est souvent bénéfique du fait que le potentiel de création de zones anoxiques et la formation de métaux réduits et d'hydrogène sulfuré dans l'hypolimnion sont atténués. Du fait que la déstratification augmente l'épaisseur de la couche de brassage à la surface des retenues, cela peut supprimer la croissance des algues en raison de la limitation de lumière (Pastorok *et al.*, 1980). L'augmentation du brassage vertical à la surface de retenues peut causer non seulement la modification de la biomasse algale, mais également le changement des espèces algales en raison de la modification du milieu physico-chimique de l'épilimnion (Shapiro, 1979). Johnson (1984) présente une vue d'ensemble des diverses techniques de déstratification. Deux moyens principaux de déstratification existent : pneumatique et hydraulique. La déstratification pneumatique, moyen efficace et de loin le plus couramment utilisé à ce jour, est réalisée en introduisant un panache de bulles d'air dans la colonne d'eau en profondeur (Fig. 1). L'ascension des bulles d'air entraîne l'eau environnante, et continue sur presque la totalité ou la totalité de la colonne d'eau. Au fur et à mesure que le panache de bulles monte, une petite quantité d'oxygène provenant des bulles d'air (résultant du pompage d'air comprimé plutôt que d'oxygène) est transférée à l'eau. La plus grande partie de la réaération dans cette technique est conçue pour se produire lorsque l'eau non épilimnique est transportée à la surface pour réaération. Davis (1980) présente des recommandations pour la conception et l'exploitation de dispositifs de déstratification pneumatique. La Société Française Aquatechnique peut concevoir et construire, sous la forme de marché clé en main, des systèmes d'aération de réservoirs utilisant cette technique de déstratification.



Les systèmes de déstratification hydraulique reposent sur le même principe que celui des systèmes pneumatiques, mais en utilisant des jets d'eau au lieu de panaches de bulles d'air. Des pompes immergées émettent un jet d'eau de l'épilimnion dans l'hypolimnion. Le jet issu remonte sous l'effet d'une combinaison de forces de

4.3. MANAGEMENT/ENHANCEMENT TECHNIQUES

4.3.1. Destratification

Destratification, as the word infers, involves the destruction of density stratification in a reservoir, or a portion thereto, through mechanical means. Destruction of this stratification is often beneficial because the potential for creation of anoxic zones, and the formation of reduced metals and hydrogen sulfide within the hypolimnion, is mitigated. Since destratification augments the mixing layer thickness at the surface of reservoirs, it may suppress the growth of algae due to light limitation (Pastorok et al., 1980). The increased vertical mixing at the surface of reservoirs can cause not only the change of algal biomass but also the algal species shift due to the physicochemical environment change of epilimnion (Shapiro, 1979). Johnson (1984) provides an overview of the differing destratification techniques. Two primary destratification means exist: pneumatic and hydraulic. Pneumatic destratification, which is efficient and is by far the most common means used to date, is accomplished through introducing a diffused bubble plume into the water column at depth (Fig. 1). The rising bubbles entrain, by air lift phenomenon, the surrounding water, and, due to the column's positive buoyancy, continue to rise throughout much, or all, of the water column. As the plume rises, a small amount of oxygen from the plume's bubbles (which are the result of pumping compressed air rather than oxygen for this technique) is transferred to the water. The bulk of reaeration for this technique, however, is designed to occur as the non-epilimnetic water is transported to the surface for reaeration. Davis (1980) provides guidance for the design and operation of pneumatic destratification devices. The French Company Aquatechnique is capable of designing and constructing on a turn key basis, lake aeration systems by using this destratification technique.

Fig. 1
Destratification induced by bubble column
Déstratification induite par une colonne de bulles d'air

Diffuser

Diffuseur

Hydraulic destratification systems work on the same principle as their pneumatic brothers using water jets rather than air plumes. Submerged pumps jet epilimnetic water upward into the hypolimnion. The issued jet rises through a combination of momentum and buoyancy fluxes, entraining hypolimnetic water as it

mouvement et de poussée ascendante, entraînant de l'eau hypolimnique. La réaération s'effectue suivant le même mécanisme que celui de la déstratification pneumatique. Holland et Dortch (1984) présentent des recommandations concernant ces systèmes. L'utilisation de systèmes hydrauliques est très faible comparativement aux systèmes pneumatiques pour les raisons suivantes : forte consommation d'énergie, important entretien des pompes submersibles.

La déstratification a été beaucoup utilisée aux États-Unis, en Europe, au Japon et en Australie (McAuliffe T. A. et Rosich R. S., 1989). Ces références sont fournies en détail par Price et Meyer (1992). Cependant, il existe un certain nombre de considérations relatives à l'utilisation de tels systèmes. Si les systèmes sont très efficaces pour satisfaire aux objectifs fixés, la déstratification complète d'une retenue est, par contre, très coûteuse si celle-ci est importante ou si le dispositif a été mal dimensionné. Les coûts du matériel (compresseurs, tuyauterie, etc.) et de sa mise en place (souvent en milieu humide dans le cas de retenues existantes) peuvent être moyennement élevés. Les systèmes dépendent des caractéristiques de la retenue : volume, surface, profondeur et différences de température. En outre, ces systèmes peuvent nécessiter un entretien assez important.

La principale préoccupation associée aux systèmes de déstratification concerne le réchauffement général d'une retenue, et donc la zone de restitution et la zone à l'aval au cours des lâchures, lors de l'utilisation du système. Cela est dû à l'augmentation du brassage (résultant de l'action de déstratification) de la chaleur (résultant du rayonnement solaire) à l'intérieur de la retenue. La vie aquatique n'est pas souvent affectée. Une autre préoccupation peut résulter de la remise en suspension des sédiments de fond de la retenue qui sont entraînés dans le panache de déstratification. Dans les aménagements récents, ce problème est supprimé en maintenant le diffuseur à quelques mètres au-dessus des sédiments. Si on peut supporter une augmentation des températures dans la retenue, les eaux de restitution et les eaux à l'aval, la déstratification est une excellente méthode pour améliorer les teneurs en oxygène dissous et la qualité générale d'une retenue. Cependant, sur certains aménagements, en particulier sur ceux exigeant une eau froide dans la retenue ou dans les lâchures, la mise en place d'un tel système peut être inappropriée.

4.3.2. Aération/oxygénation hypolimnique

L'aération/oxygénation hypolimnique peut être effectuée suivant divers moyens : pompage de l'eau de l'hypolimnion vers la surface pour réaération, introduction d'air ou d'oxygène moléculaire au moyen de diffuseurs à pores fins placés en profondeur dans l'hypolimnion, systèmes aérant les eaux hypolimniques sous la forme de panaches de bulles qui n'élèvent ces eaux que jusqu'à des profondeurs intermédiaires dans la retenue. Ces systèmes d'aération de l'hypolimnion sont généralement conçus sur le principe de l'échange panache de bulles-eau (à la différence des systèmes de déstratification qui visent à transporter de l'eau, sous l'action du panache de bulles, jusqu'à la surface pour réaération). Le choix entre ces systèmes dépend directement du volume de l'hypolimnion, de la stratification thermique de la colonne d'eau, de l'importance de l'aération nécessaire à l'obtention de la qualité requise pour les eaux hypolimniques, et du volume des débits de l'aménagement.

risers. Reaeration is accomplished through the same mechanism as for pneumatic destratification. Holland and Dortch (1984) provide design guidance for these systems. The use of hydraulic systems is quite small in comparison to pneumatic systems for the following reasons: high power consumption and heavy maintenance of submersible pumps.

Destratification has been employed extensively in the United States, Europe, Japan and Australia (McAuliffe T.A. and Rosich R.S., 1989). These references are detailed by Price and Meyer (1992). However, there are a number of considerations for the use of such systems. While the systems are very effective in meeting their stated objectives, full destratification of a reservoir can be quite expensive for large reservoirs or if the system is badly sized. Capital costs associated with delivery system (compressors, piping, etc.) and its placement (which is often in the wet for existing impoundments) can be moderately expensive. The systems depend upon the characteristics of the impoundment such as volume, area, depth, and temperature differences. Additionally, these systems can be somewhat maintenance intensive.

The most important concern for destratification systems involves the general warming of a reservoir, and subsequently the tailwater and downstream region during project releases, through system use. This is due to the increased mixing (due to the destratification action) of heat (due to solar radiation) within the reservoir. Often this does not affect aquatic life. A secondary concern may arise from resuspension of bottom sediments that are entrained in the destratification plume. In recent plants, this problem is suppressed by maintaining the diffusers at a few meters distant from the sediment. If one can withstand increased in-reservoir, tailwater, and downstream temperatures, destratification is an excellent method for improving the DO concentrations and general quality of a reservoir. However, some projects, particularly those with cold water requirements in-reservoir or in the release, could find implementation of such a system inappropriate.

4.3.2. Hypolimnetic aeration/oxygenation

Hypolimnetic aeration/oxygenation can be accomplished through a variety of means ranging from pumping hypolimnetic water to the surface for reaeration, to introduction of air or molecular oxygen through fine-pore diffusers placed deep within the hypolimnion, to systems which aerate the hypolimnetic waters through bubble plumes which lift these waters only to intermediate depths within the reservoir. These systems are designed generally to aerate the hypolimnion through plume-water exchange (as opposed to destratification systems which seek to transport the water through plume action to the surface for reaeration). Selection between these systems is directly related to the volume of the hypolimnion, the thermal stratification of the water column, the amount of reaeration required to allow the hypolimnetic waters to meet quality objectives, and the volume of the project discharge.

Par contraste avec les systèmes de déstratification, les systèmes d'aération/oxygénation hypolimnique sont spécifiquement conçus pour maintenir le régime thermique existant à l'intérieur de la retenue. L'aération et l'oxygénation hypolimniques diffèrent seulement suivant que de l'air ou de l'oxygène moléculaire est introduit dans la retenue. Le choix dépend des mêmes variables que celles susmentionnées, en tenant compte des deux points suivants : l'air est équivalent seulement à 1/5 d'oxygène, ce qui nécessite le pompage de volumes plus importants d'air que d'oxygène pour obtenir la même réaération (le risque de déstratification accidentelle d'une partie de la retenue étant augmenté) ; le coût de l'oxygène se situe entre 55 \$ et 100 \$ la tonne, ce qui rend son utilisation coûteuse pour les grandes retenues.

Lorenzen et Fast (1977) fournissent des informations pour la conception de ces systèmes, ces informations concernant principalement des systèmes d'aération qui ont été généralement utilisés sur des retenues de petites et moyennes dimensions. Pastorok, Lorenzen et Ginn (1982) présentent une revue approfondie d'expériences d'aération et d'oxygénation hypolimniques. Cette étude est très intéressante du fait qu'elle présente un examen approfondi des configurations possibles du système et des considérations de conception dont on doit tenir compte, encore aujourd'hui, pour ces systèmes.

Un dispositif français utilise un aérateur constitué de deux tuyaux concentriques recouverts d'un dôme et interconnectés par des parois radiales. L'unité est ancrée au fond. Un compresseur sur rive fournit l'air comprimé. De fines bulles montent à travers le tube interne et un écoulement d'eau ascendant est généré, attirant l'eau de faible teneur en oxygène dissous dans l'unité. De l'oxygène est transféré à l'eau, et l'eau se répand sur le pourtour du tube interne et sort au fond de l'unité sous forme d'un certain nombre de jets horizontaux. On indique que ce système peut répondre à une grande plage de demandes en oxygène à un prix économique (Geney, 1988).

S'il reste beaucoup à faire dans l'élaboration de recommandations définitives relatives aux systèmes d'aération/oxygénation hypolimnique, de grands progrès ont cependant été réalisés dans ce domaine au cours de la décennie écoulée. Une grande partie des progrès réalisés résultent de méthodes empiriques déduites de l'installation d'un système d'oxygénation hypolimnique sur la retenue Richard B. Russell. Des détails et des informations sur le projet initial de ce système peuvent être trouvés dans « Design Memorandum N° 3 » (USAED, Savannah, 1981). D'autres expériences de ce système sont signalées par Gallagher et Mauldin (1987).

Il est reconnu que l'aération/oxygénation hypolimnique est une méthode très viable pour l'augmentation de l'oxygène dissous, ou la réduction des conditions anoxiques, dans les retenues stratifiées. La plupart des applications de cette technologie aux grandes retenues, telles que les retenues d'aménagements hydroélectriques, ont utilisé une combinaison de diffusion avec de l'air et de l'oxygène. Ces systèmes sont très attrayants pour le gestionnaire qui doit améliorer les teneurs en oxygène dissous tout en maintenant les conditions de stratification in situ. En traitant la retenue plutôt que les lâchures, la demande biochimique est souvent satisfaite dans la retenue. Les lâchures ultérieures du réservoir sont donc plus prévisibles et fiables que dans le cas de systèmes de traitement appliqué seulement en « fin de conduit ».

In contrast to destratification systems, hypolimnetic aeration/oxygenation systems are specifically designed to maintain the existing thermal regime within the reservoir. Hypolimnetic aeration and oxygenation differ only in whether air or molecular oxygen is being introduced into the reservoir. The decision between these two is a function of the same variables as presented just above, allowing for two points: air is only 1/5th oxygen, thus requiring the pumping of larger volumes of air than oxygen to achieve the same reaeration potential (and, thus, increasing the potential for accidental destratification of a portion of the impoundment); and, molecular oxygen is known to cost between \$55 and \$100 per ton, making its use potentially expensive for large reservoirs.

Lorenzen and Fast (1977) provide some design information for these systems, with much of this information being primarily for partial and full airlift systems that have generally been used on small and intermediate-sized reservoirs. Pastorok, Lorenzen, and Ginn (1982) provide a thorough review of hypolimnetic aeration and oxygenation experiences to that date. This review is very good in that it gives a thorough look at the potential system configurations and design considerations one must still today consider for these systems.

A system in France uses an aerator consisting of two concentric tubes covered by a dome and interconnected by radial walls. The unit is anchored to the bottom. A compressor on shore supplies compressed air. Fine bubbles rise through the inner tube and upward water flow is generated, drawing the low DO water in to the unit. Oxygen is transferred to the water and the water spreads over the rim of the inner tube and leaves to bottom of the unit through a number of horizontal jets. It is reported this system is able to meet a large range of oxygen demand requirements at an economical price (Geney, 1988).

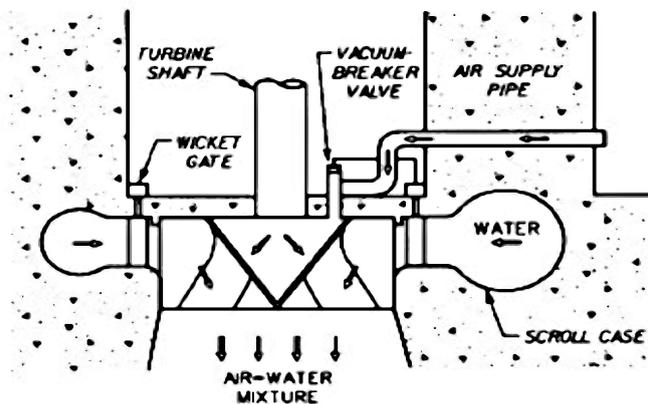
While much is left to do toward the development of definitive guidance for hypolimnetic aeration/oxygenation systems, major strides have been made in said design over the past decade. Much of the progress made has come from practical rules-of-thumb that have come from the implementation of a hypolimnetic oxygenation system at Richard B. Russell Reservoir. Details and initial design information for this system can be found in Design Memorandum No.3 (USAED, Savannah, 1981). Additional experiences with this system are documented in Gallagher and Mauldin (1987).

Hypolimnetic aeration/oxygenation is known to be a highly viable method for enhancing the DO, or relieving the anoxic conditions, in stratified reservoirs. Most of the implementations of this technology for large reservoirs, such as those with hydropower, have used a combination of diffuse technology with air or oxygen. These systems are very attractive for the resource manager who must improve DO levels while maintaining stratified conditions in-situ. By treating the reservoir, rather than the release, biochemical demand is often assuaged in-reservoir. The subsequent reservoir release is therefore more predictable and reliable than for those systems treating only the end-of-the-pipe.

Cependant, ces systèmes peuvent présenter des inconvénients. Les systèmes d'aération hypolimnique nécessitent un volume de gaz environ cinq fois supérieur par rapport aux systèmes d'oxygénation. Par contre, l'oxygène moléculaire est beaucoup plus coûteux que l'air comprimé. Les aspects de réalisation et d'entretien de ces systèmes peuvent également être des sources de préoccupation. Beaucoup de ces systèmes doivent être installés en profondeur, en milieu humide. D'autres peuvent être construits sur la rive et descendus au fond. Il s'agit encore d'un challenge et d'une proposition coûteuse. En outre, beaucoup de ces systèmes utilisent des dispositifs de diffusion à pores fins qui perdent leur efficacité par suite d'obstruction par des déchets, de souillures biologiques et de colmatage par des sédiments. Des têtes de diffuseurs avec auto-nettoyage sont en cours d'étude. De plus, le coût de l'oxygène moléculaire peut être élevé. Ce coût comprend, en plus du prix d'achat de l'oxygène, le coût des installations pouvant être nécessaires sur le site pour stocker et fournir les quantités d'oxygène requises. Toutefois, la technologie est relativement bien comprise et représente un des très rares moyens permettant aux gestionnaires de contrôler simultanément la température et l'oxygène dissous. L'expérience acquise sur l'aménagement Russell a montré que l'oxygénation hypolimnique était une technique très viable de gestion de la qualité de l'eau, tant qu'on portera une attention soutenue à l'efficacité de tels systèmes (qui sont fortement affectés par la sédimentation sur les têtes des diffuseurs du système) et qu'on recherchera les prix d'oxygène les plus compétitifs. Davis (1980) présente des recommandations concernant le projet et l'exploitation de dispositifs de déstratification pneumatique.

4.3.3. Aération/oxygénation aux turbines

Les systèmes d'aération/oxygénation aux turbines (le premier utilisant de l'air au lieu d'oxygène) introduisent de l'air/oxygène dans les zones de basse pression à l'aval des aubes de la turbine, ce qui résulte de la géométrie spécifique de la turbine et de l'aspirateur, de la vitesse de l'écoulement, des niveaux des eaux amont et aval, etc. (Fig. 2). La présence de cette zone de basse pression permet de contrôler le degré d'introduction d'air dans l'aspirateur. Une fois réalisée l'introduction d'air/oxygène dans l'aspirateur, l'augmentation de pression hydrostatique accompagnant l'écoulement dans l'aspirateur accroît l'efficacité du transfert



However, these systems do have potential drawbacks. Hypolimnetic aeration systems will require around five times the volume of gas compared to oxygenation systems. Conversely, molecular oxygen is much more expensive than compressed air. Construction and maintenance aspects of these systems may also be of concern. Many of these systems will have to be constructed at depth in the wet. Some others can be built on the shore and sunk. This is still a challenging, and expensive, proposition. Further, many of these systems employ fine-pore diffuse systems that lose efficiency due to debris clogging, biofouling, and sediment clogging. Self-cleaning diffuse heads are being evaluated presently. Additionally, the costs of molecular oxygen may be high. These costs include more than just oxygen purchasing; special handling systems may be required on-site to store and deliver the amounts of oxygen required. Still, the technology is relatively well understood, and it represents one of very few ways to allow resource managers to have both temperature and DO control simultaneously. Experience at the Russell project has shown that hypolimnetic oxygenation is a very viable water quality management technique as long as one is willing to pay relatively close attention to the efficiency of such systems (which are strongly affected by sedimentation on the system's diffuser heads) and willing to shop for the most competitive oxygen prices. Davis (1980) provides guidance for the design and operation of pneumatic destratification devices.

4.3.3. Turbine venting/oxygenation

Turbine venting/oxygenation systems (the former using air as opposed to oxygen) introduce air/oxygen into low-pressure regions downstream of turbine blades that result from the specific geometry of the turbine and draft tube, the discharge rate, headwater and tailwater elevations, etc. (Fig. 2). The strength of this low-pressure region controls the aspiration rate of air into the draft tube. Once the air/oxygen is introduced into the draft tube, the hydrostatic pressure increase that accompanies flow movement down the draft tube produces increases in the oxygen transfer efficiency over that which normally occurs at the water surface. This results

Fig. 2
 Vacuum-breaker venting system
Système d'aération anti-dépression

Turbine shaft	<i>Arbre de la turbine</i>
Vacuum-breaker valve	<i>Clapet anti-dépression</i>
Air supply pipe	<i>Conduit d'alimentation en air</i>
Wicket gate	<i>Distributeur</i>
Water	<i>Eau</i>
Air-water mixture	<i>Mélange air-eau</i>
Scroll case	<i>Bâche spirale</i>

d'oxygène par rapport à ce qui se produit normalement à la surface de l'eau. Il en résulte une méthode très efficace de transfert d'oxygène à l'écoulement dans l'aspirateur, étant donné que de l'air/oxygène peut être aspiré (ou, dans certains cas, injecté) dans l'aspirateur tant soit peu. Certains types de turbine et installations spécifiques au site (par exemple, emplacement de la turbine tenant compte du niveau d'eau aval) ont ou produisent une faible aspiration.

Des essais sur des déflecteurs sont décrits dans Bohac *et al.* (1983), Harshbarger (1987), Bohac et Ruane (1991), et Naghash et Bohac (1992). Wilhelms, Schneider et Howington (1987), et Price (1988) relatent les expériences du Corps of Engineers dans l'aération aux turbines. La plupart des essais d'aération aux turbines effectués à ce jour ont concerné des turbines Francis.

Les essais effectués par TVA et WES ont permis de déduire certaines méthodes empiriques. On a démontré que l'aération aux turbines pouvait combler jusqu'à 30 % environ du déficit d'oxygène dissous (différence entre la teneur en oxygène dissous in situ et la teneur de saturation à la température et à la pression in situ) pour les déficits supérieurs à 3 mg/l ; le niveau de réponse au déficit d'oxygène dissous dépend du déficit lui-même. La méthode peut être efficace pendant un certain nombre d'années. Les coûts d'installation de systèmes d'aération aux turbines sont faibles à modérés, et dépendent de l'importance des modifications requises pour l'installation de déflecteurs. Toutefois, TVA et WES ont constaté des pertes de rendement des turbines de l'ordre de 1 à 4 % résultant d'opération d'aération. Cela conduit à des problèmes de réduction de revenus. Des problèmes d'augmentation du potentiel de cavitation ont été également signalés, mais aucune évidence quantifiée de tels problèmes n'a été enregistrée. En outre, en raison de la durée de contact limitée pour l'oxygène d'aération à une turbine, les matériaux présentant une demande biochimique en oxygène peuvent conduire à des départs de concentrations d'oxygène dissous de l'aspirateur avec baisse à l'aval. Ainsi, l'aération à une turbine sera considérée comme une technologie concernant la qualité de l'eau en « fin de conduit » ou dans les lâchures. Cependant, la technique est très viable pour l'amélioration de la qualité des lâchures, en particulier lorsqu'elle est utilisée conjointement avec d'autres méthodes de gestion.

La Tennessee Valley Authority conduit actuellement les travaux d'un consortium (comprenant le Corps of Engineers, le Bureau of Reclamation et l'Iowa Institute of Hydraulic Research) chargé de recherches sur la viabilité de la technologie d'auto-aération aux turbines. Ces turbines seront spécialement conçues pour aspirer d'importantes quantités d'air en vue d'améliorer la qualité, sans perte significative de rendement. Waldrop (1991) présente une vue d'ensemble de cette technologie. Toutefois, celle-ci est encore au stade de recherche et d'essai pour des applications générales. Néanmoins, il s'agit là d'une technologie pleine de promesses, qui fournira aux exploitants d'aménagements hydroélectriques un important moyen de contrôle de la qualité.

Une récente application d'aération aux turbines a été réalisée au barrage Bagnell (Missouri Central – États-Unis) en vue d'améliorer les niveaux d'oxygène dissous à l'aval et augmenter l'efficacité (Jarvis, 1998).

in a highly efficient method for transferring oxygen to draft tube flows given that the air/oxygen can be aspirated (or, in some cases, injected) into the draft tube at all. Certain turbine types and site-specific settings (such as location of the turbine with respect to the tailwater) have or produce poor aspiration characteristics.

Hub baffles testing is included in Bohac et al. (1983), Harshbarger (1987), Bohac and Ruane (1991) and Naghash and Bohac (1992). Wilhelms, Schneider, and Howington (1987) and Price (1988) record Corps of Engineers experiences in turbine venting. Most of the turbine venting testing to date have been conducted for Francis turbines.

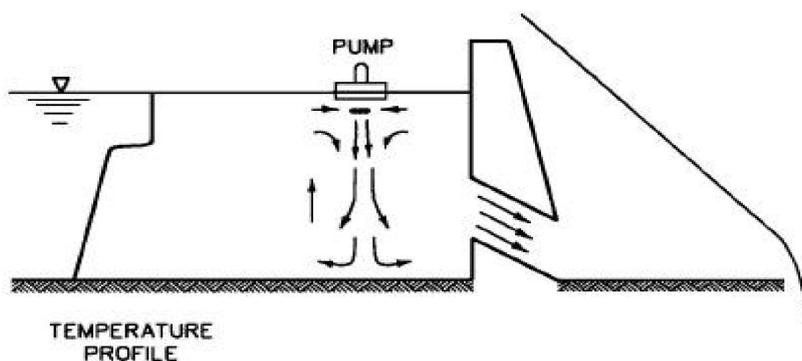
From the testing conducted by TVA and WES, certain rules-of-thumb have resulted. Turbine venting has been shown to be effective in satisfying up to approximately 30% of the DO deficit (difference in in-situ DO concentration and saturated concentrations at that in-situ pressure and temperature) for deficits greater than 3 mg/l; the actual amount of DO deficit satisfaction is a function of the deficit itself. The method may be effective for a number of years in this capacity. The costs of implementing turbine venting systems are low to moderate depending on the amount of alteration required to implement deflectors. However, both TVA and WES have noted turbine efficiency losses on the order of 1 to 4% with the advent of turbine venting operations. This leads to direct revenue reduction concerns. Concerns about increased cavitation potential have also been expressed, although no quantified evidence of such is known to have been recorded. Additionally, due to the limited contact time for turbine-vented oxygen, biochemical oxygen-demanding materials may cause the oxygen concentrations leaving the draft tube to exhibit a classic sag downstream. Thus, turbine venting should be considered as an "end-of-pipe" or release quality technology. Still, the technique is very viable for release quality enhancement, particularly when used in conjunction with other management methods.

The Tennessee Valley Authority is leading a consortium (made up of the Corps of Engineers, Bureau of Reclamation, and the Iowa Institute of Hydraulic Research) which is conducting research into the viability of developing autoventing turbine technology. These turbines would have specialized designs that aspirate significant quantities of air for quality improvement without suffering significant efficiency losses. Waldrop (1991) provides an overview of this activity. The technology is, however, still in a research testing phase for general applications. Nonetheless, this may be a promising technology which would provide hydropower producers with an important quality management technology.

A recent application of turbine venting has been used to improve downstream dissolved oxygen levels and increase plant efficiency at Bagnell dam in Central Missouri, USA (Jarvis 1998).

4.3.4. Brassage localisé

Le brassage localisé, comme l'indique la Fig. 3, consiste en opérations de pompage vers le bas pour mélanger un volume accru d'eau épilimnique avec le débit évacué, localement à proximité de l'entrée des ouvrages d'évacuation. Il y a seulement un brassage dans une zone très restreinte (i.e. la zone proche des ouvrages d'évacuation), réduisant ainsi le risque de déstratification dans la retenue. La méthode est utilisée sur des aménagements équipés d'ouvrages d'évacuation de niveau bas ou intermédiaire, pour réchauffer les températures des lâchures ou augmenter les teneurs en oxygène dissous de celles-ci. Les importantes lâchures peuvent nécessiter une installation de forte puissance. Les caractéristiques de l'eau de la retenue ne sont pas modifiées. Ainsi, si une augmentation des températures de l'eau à l'aval est admissible, le brassage localisé est une méthode convenant pour l'augmentation des teneurs en oxygène dissous dans les lâchures, à l'exception de celles des très grands aménagements hydroélectriques (i.e. supérieures à 5 000 ft³/s – 140 m³/s). Une procédure de conception a été établie par Holland (1984) pour cette technologie.



Cette technologie a été appliquée sur des aménagements hydroélectriques et autres. Robinson *et al.* (1982), Price (1988), Mobley et Harshbarger (1987) relatent des expériences d'exploitation de dispositifs de brassage localisé.

Brown *et al.* (1988) ont élaboré un modèle numérique unidimensionnel concernant l'action d'un jet de brassage localisé au barrage Douglas. Dans un cas particulier d'application de cette technique, Price (1990) a utilisé un dispositif de brassage par aspiration dans les eaux à l'aval d'un aménagement hydroélectrique, destiné à améliorer la qualité des eaux de l'ouvrage de fuite et à l'aval. Ces diverses applications ont montré que le brassage localisé était une technique très valable pour l'amélioration des teneurs en oxygène dissous (principalement) dans les eaux provenant d'aménagements hydroélectriques.

Des limitations possibles de cette méthode concernent le réchauffement de l'eau des lâchures résultant de l'augmentation de la contribution épilimnique aux lâchures aval. En outre, avec l'augmentation des débits évacués de l'aménagement,

4.3.4. Localized mixing

Localized mixing, as shown in Fig. 3, uses simple downward pumping actions to mix an increased volume of epilimnetic water with the bulk discharge being released in the local vicinity of the withdrawal device. The technique mixes only a very small region (i.e., the outlet structure's near field), thereby reducing the likelihood of destratifying the impoundment. The method is used for projects with intermediate or low release levels to either warm release temperatures or to increase release DO concentrations. Large releases could require high power construction. The lake water characteristics are not changed. Thus, if one can tolerate increased water temperatures downstream, localized mixing is a straightforward method for increasing release DO levels for all but the largest hydropower releases (i.e., greater than 5000 cfs). A general design procedure for this technology has been developed by Holland (1984).

Fig. 3
Schematic of localized mixing application
Schéma de l'application d'un brassage localisé

Pump
Temperature profile

Pompe
Profil de température

Several applications of this technology for both hydropower and non-power projects have been conducted. Robinson et al. (1982), Price (1988), and Mobley and Harshbarger (1987) all relate operational experiences with localized mixing devices.

Additionally, Brown et al. (1988) have formulated a one-dimensional numerical model of the mixing action of a localized mixing jet for Douglas Dam. In a variation on the general use of this technique, Price (1990) used an aspirating mixing device in the tailwater of a hydropower facility to improve downstream and tailrace water quality. Throughout these field implementations, localized mixing has shown itself to be a very applicable technology for improving release DO (primarily) from mostly hydropower projects.

Potential limitations to the method include the warming of release temperatures that will result from increased epilimnetic contributions to downstream discharges. Further, as project discharges increase, the number of

le nombre de pompes nécessaires à l'injection des volumes requis d'eau épilimnique vers la zone d'évacuation peut conduire à une installation très lourde. Certaines personnes ont jugé que la présence d'un grand nombre de pompes de surface juste au droit des ouvrages d'évacuation pouvait compromettre la sécurité en raison du nombre de connexions électriques nécessaires au fonctionnement des pompes (des personnes pratiquant des loisirs risquant d'être entraînés dans le sillage du pompage). Ces pompes doivent être très bien amarrées afin d'éviter tout entortillement des lignes d'alimentation en énergie autour de ces appareils. En outre, l'intensité du pompage doit être ajustée pour tenir compte des variations dans les besoins de pompage d'eau épilimnique et dans la stratification. Un excès de pénétration des jets épilimniques descendants, résultant d'une surestimation du degré de stratification, peut remettre en suspension des sédiments de fond ou déstratifier partiellement la retenue.

4.3.5. Installation d'un seuil

Les ouvrages d'évacuation des retenues ont souvent des niveaux de prise qui ne permettent pas de satisfaire à certains objectifs de qualité de l'eau. Si l'ouvrage de prise prélève principalement de l'eau hypolimnique, comme dans le cas d'un aménagement hydroélectrique, les eaux évacuées peuvent présenter de faibles teneurs en oxygène dissous et/ou contenir de fortes concentrations de divers éléments. Dans de tels cas, une évacuation d'une proportion accrue d'eau épilimnique sera bénéfique. La réalisation de telles évacuations sur des aménagements à débits élevés, tels que les aménagements hydroélectriques, à travers des prises d'eau ou des pertuis, conduira au développement d'une grande zone de prélèvement et à une dilution de l'écoulement d'eau épilimnique.

Dans de tels cas, des seuils submersibles peuvent être installés. Ces seuils sont conçus pour s'étendre jusqu'à la partie supérieure de la thermocline depuis le fond de la retenue. Ils sont situés juste à l'amont de l'ouvrage de prise d'eau de l'aménagement et agissent comme des barrières réduisant l'évacuation d'eau hypolimnique. Les seuils s'étendent également latéralement sur des longueurs dépassant souvent des centaines de mètres, permettant ainsi le prélèvement d'importants volumes d'eau épilimnique avec une épaisseur réduite de zone de prélèvement (et en maximisant le prélèvement d'eau épilimnique). De cette façon, ces seuils permettent le prélèvement d'eau épilimnique pour évacuation à l'aval.

Des modèles numériques de simulation (Davis *et al.*, 1987; Brown, Yates et Johnson, 1992) ont été utilisés pour la conception de seuils pour des retenues. Les multiples conditions hydrologiques et météorologiques constituent des données pour de tels modèles et les évaluations du niveau optimal de la crête du seuil et de son extension latérale. Lors de l'application de cette technologie, il importe que l'on tienne compte explicitement des variations du plan d'eau et des changements d'épaisseur de l'épilimnion pendant les périodes de stratification, étant donné que le niveau du seuil sera fixe après la construction.

Des seuils constituent un moyen efficace de prélever de grandes quantités d'eau épilimnique pour contribuer à la gestion de l'oxygène dissous dans les lâchures. Cependant, avec cette augmentation de prélèvement d'eau épilimnique, il faut s'attendre également à une augmentation des températures à l'aval (ce qui est en

pumps that are required to jet the required volumes of epilimnetic water downward into the withdrawal zone for effective release augmentation may become unwieldy. The existence of large numbers of surface pumps just in front of an outlet works has been perceived by some as a potential safety hazard due to the number of electrical couplings required to operate the pumps (and possible entrainment of recreationalists in the pumping wakes). These pumps must also be very well moored to insure that they will not wrap their power supply lines around themselves. Additionally, the pumping rates must be adjusted to account for increases and decreases in epilimnetic pumping requirements and stratification strength. Over-penetration of the downward epilimnetic jets, due to over-estimation of stratification strength, may resuspend bottom sediments or partially destratify the reservoir.

4.3.5. Weir implementation

Impoundment outlet works often have fixed withdrawal elevations that are inadequate for meeting certain water quality objectives. If the intake structure withdraws primarily hypolimnetic water, such as for a hydropower project, the release may be low in DO and/or contain high concentrations of trace constituents. In such cases, withdrawal of an increased proportion of epilimnetic water would be beneficial. Accomplishment of these withdrawals for projects having high discharges, such as power projects, through intake ports or orifices will result in large withdrawal zone development and subsequent dilution of the desired epilimnetic flow component.

In such cases submerged skimmer weirs can be installed. These weirs are designed to extend to the top of the reservoir thermocline from the reservoir bottom. They are placed just upstream of the project's intake structure and act as barriers which minimize the withdrawal of hypolimnetic water. The weirs also extend laterally often over hundreds of meters, thereby allowing the withdrawal of large volumes of epilimnetic water with a minimized withdrawal zone thickness (thus maximizing epilimnetic water withdrawal). In this sense, these weirs skim epilimnetic water for release downstream.

Numerical simulation models (Davis et al., 1987; Brown, Yates, and Johnson, 1992) have been used to design weirs for reservoir projects. Multiple hydrologic and meteorological conditions are input to such models, and evaluations of optimal weir crest elevation and lateral extents evaluated. It is imperative when considering the implementation of this technology that one explicitly incorporate water surface fluctuations and epilimnetic thickness changes throughout stratified periods given that the weir elevation will be fixed following construction.

Skimming weirs offer highly effective means for withdrawing large amounts of epilimnetic water as part of release DO management. However, with this increased epilimnetic release component, increased downstream temperatures should also be expected (especially in sharp contrast to predominantly hypolimnetic releases

contraste frappant avec les lâchures d'eau hypolimnique prédominant jusque là). La construction de ces seuils est coûteuse, mais leur entretien est souvent très faible pendant un certain nombre d'années. Des événements hydrologiques exceptionnels, tels que des crues, peuvent rendre les seuils inefficaces du fait d'une stratification minimale ou de niveaux d'eau élevés qui placent les crêtes des seuils dans la zone métalimnique de la retenue pendant certaines périodes. En outre, la situation de ces seuils peut limiter le transport de sédiments à travers l'aménagement et renforcer le niveau d'anoxie hypolimnique par suite de la réduction des lâchures d'eau hypolimnique. Diverses méthodes de construction de ces seuils, par exemple une structure en forme de rideau immergé, ont été examinées par le Bureau of Reclamation (Johnson, 1991). Un rideau vertical épilimnique installé au travers de la retenue, ayant une profondeur pour couvrir l'épaisseur de l'épilimnion, réduit la fourniture de substances nutritives, contenues dans les apports riches en éléments nutritifs, à l'épilimnion aval de la retenue et réduit la croissance des algues. Ce dispositif est efficace dans une retenue où la destruction de la thermocline est prohibée pour maintenir la température souhaitable à l'aval de la retenue (Asaeda *et al.*, 1996). Cette méthode est une technique économique, présentant un niveau de simplicité et de fiabilité plus élevé que d'autres mesures de contrôle existantes.

Une autre utilisation de la technologie des seuils consiste à les situer à l'aval des ouvrages d'évacuation pour un nouveau réglage de l'écoulement et une réaération. Hauser *et al.* (1991) relatent les expériences de la TVA concernant de telles situations de seuils. À l'aval de l'un des aménagements hydroélectriques de la TVA, la population piscicole a été augmentée. La France a utilisé avec succès un seuil à l'aval de la retenue de Petit Saut (Guyane Française) en vue d'oxygéner la rivière à l'aval (Gosse, 1997).

Une pratique est actuellement testée par un aménageur et gestionnaire du Sud-Ouest de la France (CACG) : une petite contre-digue submersible a été édiflée en amont immédiat d'un grand barrage essentiellement aux fins de piéger les poissons lors des vidanges importantes. Une campagne de suivi pluriannuelle actuellement en cours permettra de vérifier cette analyse dans une situation de bassin de piémont en zone tempérée.

4.3.6. Ouvrages de prise à niveaux multiples

L'exploitation d'un ouvrage de prise à niveaux multiples nécessite de tenir compte d'un grand nombre de conditions et de contraintes, dont les plus importantes sont les buts des lâchures de l'aménagement et le degré de stratification de densité de la retenue. Au fur et à mesure que la stratification se développe, l'étendue verticale (limites) de la zone de la retenue affectée, à partir de laquelle les lâchures sont prélevées, est réduite par les effets de différences de densité. De ce fait, les évacuations depuis un niveau donné de prise peuvent ou ne peuvent pas donner la température correspondant à la température dans la retenue à ce niveau. Cela est important pour l'exploitant de la retenue du fait de la nécessité d'exploiter les ouvrages de prise à niveaux multiples suivant un mode prévisionnel en vue de satisfaire aux objectifs de qualité de l'eau dans la retenue et à l'aval.

Le prélèvement sélectif est défini comme la possibilité de décrire la répartition verticale des prélèvements depuis une retenue présentant une stratification de

theretofore). The construction of these weirs is expensive, but their maintenance is often trivial for years. Extreme hydrologic events, such as flood events, may render the weirs ineffective due to minimal stratification or high water elevations which place the weir crests in the metalimnetic region of the reservoir for certain periods. Additionally, placement of these weirs may limit the transport of sediments through the project, and may strengthen the level of hypolimnetic anoxia due to reduce hypolimnetic withdrawals. Alternative methods for construction of these weirs, such as submerged fabric curtains, have been considered by the Bureau of Reclamation (Johnson, 1991). Epilimnetic vertical curtain installed across the reservoir having depths to cover the epilimnion thickness curtail the nutrient supply from the nutrient-rich inflow to the downstream epilimnion of the reservoir and it mitigates algal blooms. This device is efficient at the reservoir where the thermocline destruction is prohibited to maintain desirable temperature downstream of the reservoir (Asaeda et al., 1996). This method is particularly a low-cost technique with higher degree of reliability and simplicity than other existing control measures.

An alternative use of weir technology involves their placement downstream from outlet structures for flow reregulation and reaeration. Hauser et al (1991) report TVA experiences with such weir placement. Their design has been shown to augment fisheries habitat downstream from a one of their hydropower projects. France has successfully used a weir downstream of Petit Saut reservoir in French Guiana in order to oxygenate the downstream river (Gosse, 1997).

A practice is currently being tested by a developer and manager in south-west part of France (CACG) : a small submersible dam was built just upstream of a large dam, mainly to trap fish during major drawdowns. A monitoring programme lasting several years is in progress to check this analysis on a temperate zone catchment in foothills.

4.3.6. Multilevel intake structures

The operation of a multilevel intake structure requires consideration of multiple project conditions and constraints, the most important of which are the project's release objectives and the strength of project density stratification. As stratification develops, the vertical extents (limits) from which releases are withdrawn from the affected impoundment are reduced by the effects of density differences in the system. Thus, releases from a given intake location may or may not produce the temperature corresponding to the reservoir in-situ temperature at that given elevation. This is important to the reservoir manager because of the need to operate multilevel intake structures in a predictable fashion to meet downstream and in-reservoir water quality objectives.

Selective withdrawal is defined as the capability to describe the vertical distribution of withdrawal from a density-stratified reservoir, and then to use that

densité, et d'utiliser cette possibilité pour restituer, de façon sélective, de l'eau ayant la qualité désirée. Ceci, à son tour, permet de choisir quels emplacements de prise et quelle répartition du débit entre ces divers emplacements conviennent le mieux pour satisfaire à un objectif de gestion de qualité de l'eau. Souvent, le mélange de débits provenant de diverses couches de la retenue est nécessaire pour satisfaire à l'objectif de qualité de l'eau aval prescrite. L'utilisation d'ouvrages de prise à niveaux multiples permet un tel mélange.

Des recherches dans le domaine des prélèvements sélectifs ont été conduites sur une période de plus de trois décennies. Une vue d'ensemble d'informations sur cette technique et de résultats d'expériences sont disponibles dans USAE Waterways Experiment Station (1986). Une grande partie de ces informations ont été prises en compte dans le modèle unidimensionnel SELECT de gestion d'un système de prélèvement sélectif (Davis *et al.*, 1987). Ce modèle a été utilisé pour l'exploitation au jour le jour d'ouvrages de prise à niveaux multiples, et pour leur conception. Schneider (1992) examine la prévision numérique des prélèvements d'eau de grandes retenues. Howington (1989) et Price et Holland (1989) relatent l'utilisation de modèles thermiques unidimensionnels de retenues, incorporant les algorithmes de prélèvement sélectif dans SELECT avec des procédures de programmation dynamique et d'optimisation non-linéaire, pour optimiser l'exploitation des prises à niveaux multiples et leur conception. Ces mêmes modèles sont utilisables, conjointement avec une optimisation ou sans optimisation, pour évaluer les impacts d'autres scénarios opérationnels sur la qualité de l'eau de l'aménagement. De telles évaluations peuvent être effectuées a priori afin de permettre d'améliorer l'exploitation de l'aménagement. Souvent des conflits entre des projets entrant en concurrence, par exemple qualité de l'eau et énergie hydraulique, peuvent être résolus par l'utilisation avisée d'une simulation/optimisation numérique.

Le prélèvement sélectif a été principalement adopté pour la gestion de la qualité de l'eau des lâchures à l'aval (le plus souvent, la température). Toutefois, la gestion des objectifs dans la retenue, tels que l'évacuation d'apports présentant une turbidité, l'anoxie hypolimnique, ou les teneurs minimales en oxygène dissous dans le métalimnion, est tout à fait possible également avec cette technique, si des emplacements appropriés de prise à niveaux multiples sont disponibles. Cela n'affecte pas les modifications dans la stratification de la retenue ou n'atténue pas les changements de qualité de l'eau causés par la stratification.

La hauteur du prélèvement sélectif influence la position de la thermocline. Bien entendu, le degré de cette influence dépend du rapport entre le débit de la prise d'eau et le volume de la retenue. Mais l'influence possible de l'emplacement du prélèvement sélectif sur la position de la thermocline ne peut être ignorée.

Les méthodes de gestion des prélèvements sélectifs sont limitées pour les raisons suivantes : au fur et à mesure que la stratification de densité diminue, par exemple aux cours de fortes crues, les possibilités de contrôle des prélèvements sélectifs sont fortement compromises ; en l'absence de niveaux multiples de prélèvement, il peut être impossible de choisir, pour le prélèvement, la couche de retenue présentant la qualité souhaitée ; l'évacuation de débits très élevés peut affecter les limites de prélèvement imposées par la stratification, créant un type de prélèvement du sommet au fond et conduisant donc à une perte de maîtrise de la

capability to selectively release the quality of water that is desired. This, in turn, allows the selection of which intake locations, and what distribution of flow between those locations, is most appropriate to meet a water quality management objective. Often, the blending of flows from differing reservoir strata is required to meet the prescribed downstream quality objective. This blending effect is available through the use of multilevel intake locations.

Research has been ongoing in the selective withdrawal arena for over three decades. An overview of the bulk of known selective design information and operational experience is available in USAE Waterways Experiment Station (1986). Much of this information is incorporated in the one-dimensional selective withdrawal management model SELECT (Davis et al., 1987). This model has been used to manage the day-to-day operations of multilevel intake structures, and to aid in their design. Schneider (1992) discusses numerical prediction of withdrawal from large reservoirs. Howington (1989) and Price and Holland (1989) record the use of one-dimensional reservoir thermal models that incorporate the selective withdrawal algorithms in SELECT with dynamic programming and nonlinear optimization procedures, respectively, to optimize multilevel intake operations and design. These same models can be used, in conjunction with optimization or without, to evaluate the impacts of alternative operational scenarios on project water quality. Such evaluations can be made a priori so that actual enhancements to project operations can be implemented. Often, conflicts between competing project authorizations, such as water quality and hydropower, can be resolved through enlightened use of numerical simulation/optimization.

Selective withdrawal has been used primarily as a technology for management of downstream release quality (mostly temperature). However, management of in-reservoir objectives, such as the release of turbid inflows, hypolimnetic anoxia, or metalimnetic DO minima, are also quite possible with this technique if appropriate multilevel intake locations are available. It does not affect the changes in the reservoir stratification or mitigate the water quality changes caused by the stratification.

The selective withdrawal height influences the position of the thermocline. Of course, the degree of the influence is based on the ratio of intake volume of water and the reservoir capacity. But the possibility that the selective withdrawal position influences the thermocline position can't be ignored.

Selective withdrawal management methods are limited by the following: as density stratification weakens, such as near fall turnover or during large flood events, the control capabilities of selective withdrawal are greatly impaired; in the absence of multiple withdrawal elevations, it may not be possible to selectively release reservoir strata of the desired quality; the discharge of very large flows may overwhelm stratification-imposed limits of withdrawal, effectively creating a top-to-bottom withdrawal pattern and, subsequently, a loss of control on release quality; single wetwell intake structures, which require interactive tuning of intake openings

qualité des lâchures ; des ouvrages de prise, qui nécessitent un réglage interactif des orifices de prise pour réaliser un mélange des débits provenant de différentes couches de la retenue, sont généralement requis lors de la mise en œuvre de cette technologie sur des aménagements hydroélectriques. Un tel réglage interactif peut être une opération astreignante lorsqu'il est effectué manuellement ; la construction d'ouvrages de prise sélective est très coûteuse. Néanmoins, cette technique est tout à fait applicable aux retenues stratifiées dans une variété de conditions.

4.3.7. Prélèvement hypolimnique

Des prélèvements d'eau hypolimnique impliquent des opérations sélectives avant et pendant les périodes de stratification afin de réduire les concentrations de substances nutritives. De l'eau épilimnique, de meilleure qualité, est maintenue dans la retenue, tandis que de l'eau hypolimnique, anoxique ou proche de l'anoxie, est évacuée. Il en résulte un mouvement descendant d'eau aérobie et une réduction d'entrée de phosphore dans l'hypolimnion dans des conditions anaérobies. Nurnberg (1987) présente des recommandations générales relatives aux prélèvements hypolimniques. La connaissance des procédures prévisionnelles de prélèvement sélectif, comme indiqué ci-dessus, sera suffisante pour évaluer l'efficacité potentielle des prélèvements hypolimniques.

Si les coûts des prélèvements hypolimniques sont réduits (en supposant que la retenue a un point de prélèvement à niveau bas), il y a, par contre, plusieurs conséquences associées à l'utilisation de cette technique. Un prélèvement d'eau dans la zone d'hypolimnion réduira ou éliminera l'habitat piscicole d'eau froide dans la retenue. La qualité de l'eau restituée et de l'eau à l'aval sera souvent affectée à divers degrés par suite de lâchures d'eau hypolimnique, de faible teneur en oxygène dissous et de mauvaise qualité au cours de certaines périodes. En outre, la température de ces lâchures d'eau hypolimnique peut être trop froide pour permettre des pêches à l'aval sur plusieurs périodes au cours du printemps. Cette technique n'est parfois pas utilisable sur les aménagements d'énergie de pointe ne permettant pas des lâchures d'eau hypolimnique de façon régulière ; cette technique s'est avérée principalement avantageuse pour les petits lacs présentant une forte stratification. Cependant, cette technique est l'une de celles que l'exploitant de la retenue aura dans son arsenal de moyens de gestion, pouvant mieux convenir pour la réduction à court terme de l'anoxie ou de la turbidité résultant d'apports de pluies d'orage.

4.3.8. Barrage subaquatique

Les retenues présentant une stratification importante et stable, avec un hypolimnion de température froide, de qualité relativement bonne, peuvent maintenir ou augmenter les pêches en eau froide au cours de l'été. Sur des aménagements faisant l'objet d'importants prélèvements hypolimniques, tels que des aménagements hydroélectriques, il est parfois difficile de maintenir la stabilité de l'hypolimnion. Cependant, pour les aménagements ayant un hypolimnion stable, de bonne qualité, une alternative à la lâchure d'eau de l'hypolimnion consiste à installer un barrage ou un rideau étanche subaquatique à l'intérieur d'une zone de la retenue, afin de retenir des eaux froides, au cours de l'été, dans l'hypolimnion. Cette technique atténuera les mouvements dans l'hypolimnion et permettra de capter ces eaux à l'intérieur de la retenue.

to effect blending of flows from differing reservoir strata, are generally required when using this technology at hydropower projects. Such interactive tuning may be operationally demanding if done manually; and, the construction of selective withdrawal intake structures is quite expensive. Nonetheless, this technique is very applicable for stratified reservoirs under a variety of conditions.

4.3.7. Hypolimnetic withdrawal

Hypolimnetic withdrawal involves selectively withdrawing hypolimnetic water prior to and during stratified periods to reduce internal nutrient loadings. Better-quality, epilimnetic water is retained in the impoundment, while near-anoxic or anoxic hypolimnetic water is released. The result is a downward movement of aerobic water, and a reduction in the release of phosphorus to the hypolimnion under anaerobic conditions. General guidance for hypolimnetic withdrawal is given by Nurnberg (1987). Knowledge of selective withdrawal predictive procedures, as discussed above, would be sufficient for one to evaluate the potential efficacy of hypolimnetic withdrawal.

While the costs of hypolimnetic withdrawal are minimal (assuming that the impoundment has a low-level release point), there are several ramifications associated with use of the technique. Removal of the hypolimnetic zone will reduce or eliminate in-reservoir cold-water fishery habitat. Downstream and tailwater quality will often suffer to varying degrees due to the release of low-DO, poor quality hypolimnetic water during certain periods. Additionally, the temperature of these hypolimnetic releases may be too cold to functionally support downstream fisheries for several springtime periods of the year. This technique may not be viable for peaking-power projects that cannot afford the flushing of hypolimnetic water on a regular basis; indeed, this technique has been found to benefit mostly small lakes with strong stratification patterns. Still, the technique is one the reservoir manager should have in his/her management arsenal that may be best used for short-term reduction of anoxia or turbidity due to storm inflows from synoptic events.

4.3.8. Underwater dam

Reservoirs that exhibit strong, stable stratification patterns with cool, relatively good-quality hypolimnia, may be able to maintain or augment summertime cool-water fisheries. Projects which make large hypolimnetic withdrawals, such as hydropower plants, may have difficulty in retaining stable hypolimnia (notwithstanding their difficulty in maintaining good hypolimnetic water quality in general). However, for those projects having stable, good-quality hypolimnia an alternative to the release of the hypolimnion is the installation of a submerged barrier curtain or dam within a portion of the reservoir to retain summertime cool-water resources within the hypolimnion. This technique would mitigate hypolimnetic movement and effectively trap these waters within the reservoir.

Le procédé général adopté pour la mise en œuvre de cette technique comprend la construction d'un tel barrage subaquatique généralement dans une anse sur une rive de la retenue afin de réduire ses dimensions et le coût de construction. Cependant, le barrage peut être placé théoriquement à presque n'importe quel endroit de la retenue. Une procédure de projet concernant l'utilisation d'un barrage subaquatique en vue de constituer une zone d'eau froide dans une retenue est fournie par TVA (Bohac, 1989). TVA a mis en œuvre cette technique, avec succès, à la retenue Cherokee.

Bien que cette technique ait été peu appliquée, elle apparaît prometteuse dans le cadre du problème spécifique abordé. Cependant, le coût de construction peut être modéré à élevé (suivant les conditions spécifiques du site). L'emplacement du barrage peut altérer les échanges entre l'anse et la retenue principale. Le barrage lui-même est susceptible de retenir des sédiments et de restreindre la migration de certaines espèces de poissons. En outre, la réduction du mélange lac-anse peut donner naissance à une anoxie non enregistrée auparavant. Dans ces cas, une aération ou oxygénation dans l'anse est parfois nécessaire pour maintenir un habitat piscicole viable pendant tous les mois d'été.

4.3.9. Réaération structurelle

Un certain nombre d'ouvrages des aménagements de maîtrise des crues présentent d'excellentes caractéristiques de réaération pour un large domaine d'opérations. Un comblement presque total des déficits d'oxygène dissous est obtenu lors de déversements sur un évacuateur de crue ou de lâchures à travers d'ouvrages d'évacuation de la retenue (ouvrages non hydroélectriques), suivis d'une dissipation d'énergie dans un bassin d'amortissement aval. Des améliorations à court terme des teneurs en oxygène dissous dans les eaux restituées et à l'aval peuvent souvent être obtenues en modifiant les stratégies de lâchures en vue d'une utilisation accrue de ces ouvrages. Les coûts associés à de telles méthodes, en supposant que les ouvrages existent déjà, sont faibles dans le cas d'aménagements non hydroélectriques. Le déversement représente naturellement une perte de revenus dans le cas d'aménagements hydroélectriques.

4.4. MÉTHODES D'ÉVALUATION DES STRATÉGIES DE GESTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES RETENUES

4.4.1. Collecte de données *in situ*

Toutes méthodes efficaces destinées à évaluer les opérations, potentielles ou mises en œuvre, de gestion de la qualité de l'eau des retenues débutent par une collecte complète et concise de données *in situ*. Une compréhension des problèmes de qualité de l'eau à l'intérieur et à l'aval d'une retenue, l'évaluation des causes et des effets de ces problèmes, et la déduction de scénarios de solutions possibles nécessitent une collecte de données appropriées. La validité de toutes formes de modélisation (voir ci-après) pour une prise de décision concernant la qualité de l'eau d'une retenue est directement liée au champ d'application et à la confiance que les exploitants ont dans leurs activités de prise d'échantillons. L'absence de données appropriées sur l'hydrologie, la qualité de l'eau et la morphologie de la retenue rendra tout à fait inopérantes les évaluations de qualité de l'eau.

The general approach taken for implementation of this technique involves construction of such an underwater dam usually in an embayment of side arm of the reservoir to minimize its size and construction costs. However, the dam could be placed in theory most anywhere in the reservoir. A design procedure for the use of an underwater dam in creating a cool-water zone within a reservoir is provided by TVA (Bohac, 1989). TVA has implemented this technique at Cherokee Reservoir with general success.

Although the technique has received only limited application, it appears to have promise for the specific problem it addresses. However, its construction costs may be moderate to high (on a site-specific basis). The placement of the dam may alter embayment-main reservoir stem exchanges. The dam itself may act as a sediment trap, and may limit migration patterns of certain species of fish. Further, the reduction of lake-embayment mixing may encourage the onset of heretofore unexperienced anoxia. In these cases, aeration or oxygenation in the embayment may be required to sustain a viable fishery habitat throughout the summer months.

4.3.9. Structural reaeration

A number of structural components of flood control projects exhibit exceptional reaeration characteristics for a wide range of operations. Nearly complete satisfaction of DO deficits is provided as discharges are spilled from a spillway or released through reservoir outlet works (non-hydropower) and subsequently dissipated within downstream stilling basins. Short-term improvements of downstream and tailwater DO concentrations can often be obtained through modified release strategies that make for increased use of these structures. The costs associated with such methods, assuming the structures already exist, are small for non-hydropower projects. Spillage does, of course, represent a real cost of business for hydropower projects due to the potential loss of head incurred through such operations.

4.4. METHODS FOR ASSESSMENT OF RESERVOIR WATER QUALITY MANAGEMENT STRATEGIES

4.4.1. Field data collection

All effective methods for assessment of potential or implemented reservoir water quality management actions start with complete, concise field data collection. An understanding of the water quality concerns within and downstream from an impoundment, assessment of cause and effects for those concerns, and derivation of potential solution scenarios requires appropriate data collection. The worth of all forms of modeling (see below) for impoundment water quality decision making is directly linked to the coverage and confidence reservoir managers have in their sampling activities. The absence of adequate reservoir hydrologic, water quality, and morphometric data will render water quality assessments quite impotent.

À cet effet, il est essentiel que les exploitants de retenues conduisent un programme bien conçu et consistant de prise d'échantillons pour évaluer la qualité de l'eau. Ce programme sera établi en tenant compte des objectifs de qualité de l'eau de la retenue en question (objectifs de température, d'oxygène dissous, de pH, etc., dans la retenue et les eaux restituées à l'aval). Il est, en définitive, beaucoup trop tard d'entreprendre une prise d'échantillons lorsqu'apparaissent des préoccupations concernant la qualité de l'eau d'une retenue. Des informations de routine, telles que la température, les teneurs en oxygène dissous, les concentrations de substances réduites, etc. dans les lâchures, et des informations identiques le long de profils verticaux à divers endroits dans la retenue, seront recueillies. L'échelle des temps pour de tels relevés dépendra de la retenue concernée, mais inclura les variations saisonnières et des prises d'échantillons intensives au cours de périodes importantes, telles que les périodes de frai de poissons, si cela est possible.

Ces contrôles doivent, bien entendu, être menés en corrélation avec un suivi de la qualité des eaux d'alimentation du réservoir afin de déterminer l'incidence des charges et éléments nutritifs provenant du bassin en vue de pouvoir conclure utilement sur les phénomènes de transformation dans le réservoir. Ce suivi peut également déboucher sur des recommandations ou des interventions sur ce bassin pour diminuer les entraînements de sédiments et éléments nutritifs.

Il y a de nombreuses informations sur les stratégies de conception de prise d'échantillons pour l'évaluation de la qualité de l'eau des retenues. Pour plus de détails, on peut se reporter au rapport établi par Cooke et Kennedy (1989).

4.4.2. Modélisation

Tous les modèles sont, par définition, des représentations de processus réels survenant dans des milieux naturels ou artificiels. Un des avantages de ces représentations est que l'exploitation des modèles est moins coûteuse et plus rapide que l'expérimentation exécutée sur l'ouvrage réel. Une des conséquences associées à cet avantage est que des hypothèses sont utilisées pour simplifier le système réel, et ces hypothèses peuvent imposer des limitations concernant l'utilisation et l'interprétation des résultats du modèle. Aussi doit-on être au courant des hypothèses associées au modèle avant le choix et la mise en œuvre du modèle. L'utilisation de modèles comprend les étapes suivantes :

- a. *choix du modèle.* Un modèle ou un ensemble de modèles appropriés sera choisi pour application à un problème donné, en se basant sur les objectifs de qualité de l'eau, les caractéristiques de la retenue, les données disponibles, les caractéristiques du modèle, les recommandations présentées dans la littérature et l'expérience. L'incertitude dans le choix d'un modèle peut conduire à appliquer plusieurs modèles simultanément.
- b. *collecte des données.* Une des principales tâches dans la mise en œuvre d'un modèle concerne la collecte et le traitement des données d'entrée. Les données nécessaires dépendront de l'évaluation à effectuer et du modèle choisi. Les catégories de données comprennent : l'hydrologie des affluents et les teneurs en substances nutritives ; la morphologie, l'hydrologie et les conditions de qualité de l'eau de la retenue ; les caractéristiques de la retenue et des ouvrages d'évacuation ; les nombreux paramètres physiques, biologiques et chimiques.

To this end, it is essential that reservoir managers conduct a planned and consistent water quality sampling program. This program should be built around the water quality objectives of the given impoundment (in-reservoir and tailwater objectives for temperature, dissolved oxygen, pH, etc.). It is definitely much too late to begin baseline sampling when one has observed reservoir water quality concerns. Routine information such as release temperature, dissolved oxygen levels, concentrations of reduced substances, etc., and similar information along vertical profiles at differing locations within the impoundment should be taken. The temporal scale for such data will vary as a function of the given reservoir, but should include seasonal variations, and intensive sampling during important periods such as fish spawning, if at all possible.

These inspections must of course be conducted in correlation with water quality monitoring on the reservoir inflow to determine the impact of pollution and nutrients from the catchment in order to draw meaningful conclusions on changes in the reservoir. The monitoring may also lead to recommendations or measures on the catchment to reduce entrainment of sediment and nutrients.

There is a large body of information on sampling design strategies for reservoir water quality. The reader is referred to Cooke and Kennedy (1989) for more details.

4.4.2. Modeling

All models are, by definition, representations of actual processes occurring in natural or man-made systems. One of the benefits of these representations is that the models can be manipulated for less cost and in a shorter time than experimentation on the prototype. One of the costs associated with this benefit is that assumptions are used to simplify the real-world system, and these assumptions can impose limitations on the use and interpretation of model results. Therefore, one must be familiar with model assumptions before selecting and implementing a model. The following steps are involved in the use of models:

- a. *model selection.* An appropriate model or set of models should be selected for application a given problem based on water quality objective, impoundment characteristics, available, data, model characteristics, literature guidance, and experience. Uncertainty in the selection of alternative models can be addressed by applying more than a single model simultaneously.
- b. *data compilation.* Most of the effort involved in implementing a model is directed toward gathering and processing input data. The data required will vary depending upon the assessment to be made and the model selected. Data categories include tributary hydrology and nutrient concentrations; impoundment morphometry, hydrology, and water quality conditions; reservoir and outlet structure characteristics; and numerous physical, biological, and chemical coefficients.

c. *étalonnage/vérification*. Tous les modèles nécessitent un étalonnage avec les données existantes. Les procédures d'étalonnage comprendront un ajustement des coefficients du modèle en se basant sur des comparaisons des résultats du modèle initial avec les observations sur le bilan hydraulique, le transport hydraulique et autres composants. Si possible, la capacité prévisionnelle du modèle étalonné sera évaluée au moyen d'une comparaison avec un ensemble indépendant d'observations non utilisées dans l'étalonnage du modèle (vérification).

d. *application*. Après étalonnage et vérification du modèle (ou des modèles), il peut être utilisé pour étudier diverses solutions d'exploitation et de gestion de la retenue. On apportera du soin à l'application du modèle en dehors du domaine de conditions utilisées dans les simulations d'étalonnage/vérification. Une analyse de sensibilité et d'erreur sera requise dans l'application du modèle. Lors de l'interprétation des résultats du modèle, on doit tenir compte également de toutes les hypothèses adoptées dans le modèle et concernant la discrétisation spatiale, la technique de résolution, l'écoulement avec stratification de densité et les formulations des composants. Les résultats du modèle doivent être également explicables et réalistes.

Il y a de nombreuses techniques de modélisation analytique, numérique et physique. Des exemples de chacune d'entre elles sont donnés ci-après.

– *Modèles relatifs aux teneurs en éléments nutritifs*. Les modèles relatifs aux teneurs en éléments nutritifs sont des techniques simplifiées qui prédisent, dans l'espace et dans le temps, les conditions moyennes de qualité de l'eau dans le domaine de l'eutrophisation : éléments nutritifs, croissance d'algues, matières organiques, transparence et réduction d'oxygène dissous dans l'hypolimnion. Les données d'entrée comprennent les caractéristiques morphologiques, hydrologiques et d'apports d'éléments nutritifs, dont les moyennes sont établies sur une base annuelle ou saisonnière. Les modèles sont basés sur un équilibre de masse de l'élément nutritif limiteur de croissance (très souvent le phosphore) pour une retenue. Les modèles relatifs aux teneurs en éléments nutritifs sont examinés en détail dans les rapports établis par Walker (1984) et par l'U.S. Army Corps of Engineers (1987).

– *Modèles numériques*. Les modèles numériques sont des programmes informatiques conçus pour reproduire, dans le domaine de la qualité de l'eau, les réponses d'une retenue et de son réseau fluvial aux écoulements externes, charges et données énergétiques, ainsi qu'aux phénomènes internes. Ces modèles représentent une des techniques les plus courantes et utiles, permettant aux exploitants de retenues d'analyser et de prédire la qualité de l'eau de celles-ci. Les modèles numériques de qualité de l'eau ont des modules d'écoulement et de transport de qualité de l'eau, ainsi que d'autres capacités de gestion (par exemple, ils peuvent constituer des supports de décision pour l'exploitation d'ouvrages d'évacuation avec prélèvement sélectif dans une maintenance objective de qualité de l'eau). L'utilisation d'un modèle numérique de qualité de l'eau nécessite que la retenue soit idéalisée ou discrétisée en une série de volumes de contrôle discrets ou un système de grille approprié. Pour chaque volume de contrôle ou point de la grille, les équations de conservation sont résolues avec les équations cinétiques de qualité de l'eau pour les éléments présentant de l'intérêt. Diverses techniques existent pour résoudre les équations dans les divers modèles.

c. *calibration/verification*. All models require calibration with existing data. Calibration procedures should include adjustment of model coefficients based on comparisons of initial model output with observations of water budget, hydraulic transport, and other constituents. Whenever possible, the calibrated model's predictive capability should be measured through comparison with an independent set of observations not used in model calibration (verification).

d. *application*. After the model (or models) is calibrated and verified, it can be used to investigate various impoundment operational and management alternatives. Care should be used in applying the model outside the range of conditions used in the calibration/verification simulations. Sensitivity and error analysis should be required components of the application of the model. When interpreting model results, consideration must also be given to all model assumptions concerning spatial discretization, solution technique, density-stratified flow, and constituent formulations. Model results must also be explainable and realistic.

There are numerous analytical, numerical, and physical modeling techniques. Examples of each is overviewed below.

- *Nutrient loading models*. Nutrient loading models are simplified techniques that predict spatially and temporally averaged water quality conditions related to eutrophication, including nutrients, algal growth, organics, transparency, and hypolimnetic DO depletion. Input variables include morphometric, hydrologic, and nutrient inflow characteristics averaged on an annual or seasonal basis. The models are based upon average mass balance of the growth-limiting nutrient (most often phosphorous) for an impoundment. Nutrient loading models are discussed in detail in Walker (1984) and in U.S. Army Corps of Engineers (1987).

- *Numerical models*. Numerical models are computer programs designed to reproduce the water quality responses of a reservoir and its associated stream system to external flow, loads, and energy inputs and to internal processes. These models represent one of the most common and useful techniques available to reservoir managers for analyzing and predicting reservoir water quality. Numerical water quality models have both flow and water quality transport modules, as well as other management capabilities (such as decision support tools for operation of selective withdrawal outlet works in water quality objective maintenance). Use of a numerical water quality model requires that the impoundment be idealized or discretized in to a series of discrete control volumes or an appropriate grid system. For each control volume or grid point, the conservation equations are solved along with the water quality kinetic equations for the constituents of interest. Several differing techniques are used to solve the equations in different models.

Les modèles numériques sont classés suivant des dimensions spatiales (unidimensionnel, bidimensionnel, tridimensionnel), la dynamique de simulation (état stable ou instable), et les éléments particuliers de qualité de l'eau simulés par le modèle. Le type particulier de modèle de qualité de l'eau choisi dépend directement du problème de qualité de l'eau dans la retenue, de l'exploitation de la retenue et de la conception des ouvrages d'évacuation. Par exemple, des modèles unidimensionnels (direction verticale) thermiques et de qualité de l'eau de retenues sont toujours utilisés pour examiner les caractéristiques de température et de qualité de l'eau des lâchures, et les mesures consécutives d'exploitation des ouvrages d'évacuation, pour un certain nombre de grandes retenues présentant une stratification de densité. Cela a conduit à des modèles bidimensionnels qui simulent mieux les gradients verticaux et longitudinaux dans les retenues. Les principales difficultés associées aux modèles bidimensionnels dans le passé, à savoir la collecte des données et la charge de calcul, ont été largement surmontées au cours des dernières années, à tel point que ces modèles sont couramment utilisés pour la gestion des retenues sur des ordinateurs personnels et stations de travail.

Les modèles numériques tridimensionnels pour l'analyse de la qualité de l'eau ne sont utilisés que pour les masses d'eau de très grandes dimensions et les plus critiques. À ce jour, ces masses d'eau ont été principalement des estuaires clés (Chesapeake, Galveston et San Francisco) avec des écosystèmes de productivité élevée. Ces modèles font appel à des ordinateurs de grande puissance. Les modèles tridimensionnels ne sont cependant pas utilisés pour la prise de décision concernant la gestion d'une retenue, mais peuvent être adoptés si des gradients latéraux sont considérés comme une partie importante des préoccupations relatives à la qualité de l'eau d'une retenue.

Il y a un certain nombre de modèles de qualité de l'eau, bien documentés et très fiables, utilisables par des spécialistes bien formés, ces modèles servant d'appui pour une prise de décision concernant la qualité de l'eau d'une retenue. L'U.S. Army Corps of Engineers (1987a, b) présente un listing de tels modèles. Si ces listes sont légèrement désuètes, elles indiquent cependant les types de modèles disponibles, leurs noms, et les modèles et domaines d'applicabilité pour des études générales. Il y a lieu de noter qu'à l'époque de l'établissement de ces deux listes, la technologie de modélisation tridimensionnelle de la qualité de l'eau n'était pas jugée réaliste ou fiable. Comme indiqué ci-dessus, cela n'est plus vrai.

En outre, ce document résiste, dans un but réfléchi, à la tentation de documenter des modèles spécifiques. Cela est réalisé en vue de réduire l'aspect de suggestion de modèles « préférés ». Le choix de modèles particuliers est laissé, à juste titre, aux exploitants de retenues.

- *Modèles physiques.* Des modèles physiques se sont avérés valables pour la compréhension des réseaux d'écoulement tridimensionnels complexes et des conditions aux limites, et pour la conception des ouvrages d'évacuation à niveaux multiples. Des modèles pour études générales en laboratoire ainsi que des modèles spécifiques au site de systèmes prototypes ont été utilisés pour l'étude du brassage physique et des processus d'écoulement, en particulier dans les systèmes présentant une stratification de densité. L'U.S. Army Corps of Engineers (1987 a) présente des détails sur de tels modèles.

Numerical models are classified according to spatial dimensionality (one, two, or three space dimensions), dynamicness of simulation (steady state or unsteady), and the particular water quality constituents simulated by the model. The particular type of water quality model selected is a direct function of the impoundment water quality concern at hand, the operation of the impoundment, and the design of the outlet works. For example, one-dimensional (vertical) reservoir thermal and water quality models are still used to examine the release thermal and water quality characteristics, and subsequent outlet works operational measures, for a number of large, density-stratified reservoirs. These have given way, primarily, to two-dimensional models which more effectively simulate both the vertical and longitudinal gradients with impoundments. The primary difficulty with two-dimensional models in the past, computational burden and data assembly, have been largely overcome over the last few years to the degree that these models are routinely utilized for reservoir management on personal computers and workstations.

Three-dimensional numerical models are utilized for water quality analyses on only the largest, and most crucial, water bodies. To date, these water bodies have primarily been key estuaries (Chesapeake, Galveston, and San Francisco) with highly productive ecosystems. These models are executed primarily on supercomputers. Three-dimensional models are not yet used in reservoir management decision making but could be utilized if lateral gradients were deemed important as part of a reservoir water quality concern.

There is a number of well-documented, highly credible water quality models available for use by trained modeling specialists in support of reservoir water quality decision making. U.S. Army Corps of Engineers (1987a, b) present one listing of such models. While these listings are slightly out of date, they do point to the types of models available, their names, and the models, ranges of applicabilities for general applications. One note should be made: at the time of the developments of these two listings, three-dimensional water quality modeling technology was not viewed as realistic or reliable. This is, as stated above, no longer true.

As an additional note, this document purposefully resists the temptation to document specific models. This is done in an effort to reduce the appearance of suggesting "preferred" models. The selection of particular models is left, rightfully, to reservoir managers.

- *Physical models.* Physical models have proven to be valuable tools in understanding complicated three-dimensional flow patterns and boundary conditions and in designing multi-level outlet works. Both generalized laboratory models and site-specific models of prototype systems have been used to study physical mixing and flow processes, particularly in density-stratified systems. Details of such models are presented in U.S. Army Corps of Engineers (1987a).

4.4.3. Vérification après construction

Une position courante dans le projet, la construction et l'exploitation d'une retenue est d'ignorer les prévisions de qualité de l'eau utilisées dans le développement de l'aménagement donné après son achèvement. Cependant, il est à la fois utile et subtil de réexaminer les hypothèses faites lors de l'établissement des prévisions utilisées dans le projet de retenue, sous la forme d'un audit ou d'une vérification après construction. Cette vérification permettra de mettre en évidence des différences entre les valeurs prédites et les observations, et entre les hypothèses, conditions aux limites et valeurs initiales utilisées pour faire ces prévisions et les observations réelles modifiant lesdites conditions initiales/conditions aux limites ou hypothèses. Une telle vérification peut signaler des imperfections dans les opérations courantes relatives à la qualité de l'eau d'une retenue, la nécessité d'établir de nouvelles règles d'exploitation, et fournir des données pour l'essai de nouveaux scénarios d'exploitation.

La mesure de la réussite de chaque programme sera exprimée en termes de réalisation des objectifs, durable sur le plan écologique. Un exposé des pratiques de gestion de la qualité de l'eau des retenues, appliquées à la lumière du développement actuel, est un outil valable pour l'évaluation de la réussite du programme concernant la qualité de l'eau.

4.4.3. Post-construction verification

A common activity in reservoir design, construction, and operation is to ignore the water quality predictions used in developing the given project after it has been completed. However, it is both useful and insightful to reassess the assumptions that were made in developing the predictions used in reservoir design in a post-construction audit or verification. This verification will reveal differences between predicted values and observations, and between assumptions, boundary conditions, and initial values used to make those predictions and "real world" observations that change said boundary/initial conditions or assumptions. Such verification can point out inadequacies in current impoundment water quality operations, requirements for development of new operating policies, and input into the testing of new operating scenarios.

The measure of success of each program should be in terms of achieving the goals, sustainable on ecological ground. An account of reservoir water quality management practices applied in the light of current development is a valuable tool in assessing the success of the water quality program.

5. CONCLUSIONS

Le Bulletin a présenté une vue d'ensemble des principaux facteurs physiques et biochimiques influençant la qualité de l'eau dans les retenues. La gestion des ressources environnementales associées dans les retenues est une préoccupation primordiale du rapport. La mise au point, le choix et la réalisation d'objectifs de qualité de l'eau satisfaisante sont considérés, d'après l'expérience, comme une priorité majeure dans la gestion de la qualité de l'eau des retenues. L'élaboration de tels objectifs est examinée dans le Bulletin.

On présente également une série de techniques mises au point pour la gestion de la qualité de l'eau des retenues (principalement, la température et l'oxygène dissous). Ces techniques comprennent des combinaisons de techniques structurelles et opérationnelles applicables aux retenues, aux ouvrages et aux eaux restituées à l'aval. Les techniques ont été élaborées pour la gestion des objectifs de qualité de l'eau dans les retenues, dans les eaux restituées et dans les eaux à l'aval. Plusieurs catégories de techniques de gestion ont été examinées. Des informations, sous la forme de références et d'une vue d'ensemble de l'applicabilité et des limitations des techniques, ont été présentées pour chaque catégorie. Une synopsis de ces informations est donnée dans le Tableau 3.

Souvent, la philosophie de la gestion la plus efficace de la qualité de l'eau se traduit par une combinaison de deux, ou plus, des techniques indiquées. Cependant, dans la plupart des cas, il incombe à l'exploitant de la retenue d'évaluer les contributions amont des industries, des municipalités, des terres agricoles et des phénomènes naturels à la réussite ou à l'échec d'un aménagement dans la satisfaction des objectifs de qualité de l'eau prescrits. Très souvent, c'est l'enlèvement efficace des matières transportées depuis l'amont, associé à des techniques de gestion de la retenue, qui conduit aux résultats les plus durables.

Il importe néanmoins que les exploitants de retenues sachent qu'il existe actuellement des techniques permettant un développement durable des ressources en eau, en tenant compte des problèmes d'environnement, dans un grand nombre de situations où se présentent des préoccupations concernant la qualité de l'eau. On espère que le Bulletin contribuera à élucider quelques-unes des techniques disponibles en vue d'apporter une aide dans un tel développement.

5. CONCLUSIONS

This Bulletin has presented an overview of the major physical and biochemical factors influencing and controlling water quality in reservoirs. The management of the environmental resources associated within reservoirs is a prime concern of the report. Development, selection, and implementation of appropriate water quality objective is deemed from experience to be a top priority in reservoir water quality management. Such objective and goal setting is discussed within the Bulletin.

Also presented herein is a series of engineering techniques that have been developed for management of reservoir water quality (primarily temperature and dissolved oxygen). These techniques involve combinations of structural and operational techniques that are implemented in-reservoir, in-structure, and in the tailwater. The techniques have been developed for management of in-reservoir, in-tailwater, and downstream water quality objectives. Several major classes of management techniques were overviewed. Information, in the form of references and an overview of technique applicability/limitations, was presented for each class. A synopsis of this information is given in Table 3.

Often, the most effective water quality management philosophy involves combination of two or more of the techniques overviewed. However, in most all cases it is incumbent upon the reservoir manager to evaluate the contributions from upstream contributions from upstream industries, municipalities, agricultural lands, and naturally-occurring phenomena to the success or failure of a project in meeting prescribed water quality objectives at their given project. Most often, it is the active cleanup of upstream-generated loadings coupled with in-reservoir management techniques that produces the most lasting results.

It is important, nonetheless, for reservoir managers to realize that techniques do presently exist to allow viable water resources development in an environmentally-responsible manner for many of the water quality concerns presently faced. It is hoped that this Bulletin will help to elucidate some of the techniques available to aid in such responsible development.

Tableau 3
Synopsis des méthodes techniques d'amélioration

Technique	Application*	Limitations	Capital** Coûts	Maintenance** Coûts
Déstratification	Rés, ER, L OD	Rés, ER, L Augmentation de la température	Modérés à élevés	Modérés à élevés
Aération/ oxygénation hypolimnique	Rés, ER, L OD tout en maintenant les températures dans le réservoir	L'utilisation de l'aération peut augmenter le risque de déstratification du réservoir	Modérés à élevés	Modérés à élevés
Aération/ oxygénation aux turbines	ER, L OD	Réduction de ~ 30 % max. du déficit OD, et perte de 1-4 % de rendement	Modérés	Modérés
Brassage localisé	ER, L OD	Augmentation de la température des lâchures ; moins valables pour les grandes lâchures	Faibles à modérés	Faibles à modérés
Seuils	ER, L OD	Captage de sédiments ; des phénomènes exceptionnels réduisent leur efficacité	Modérés à élevés	Faibles
Ouvrages de prise à niveaux multiples	Rés, ER, L T (généralement) et OD	Les grandes lâchures et/ou une faible stratification limitent leur utilisation	Élevés	Faibles
Prélèvement hypolimnique	Rés OD	Périodes de faibles T et OD dans ER et L ; température du réservoir plus élevée	Faibles, en supposant l'existence de lâchures à niveau bas	Faibles
Barrage subaquatique	Rés OD et T	Application limitée à ce jour	Modérés à élevés	Faibles
Réaération structurelle	ER, L OD	Perte de charge; potentielle pour les températures de lâchures élevées	Faibles, en supposant que les ouvrages existent ; sinon élevés	Faibles

* Application-Légende :

Rés – Technique d'amélioration dans le réservoir ;

ER – Technique d'amélioration des eaux restituées ;

L – Technique d'amélioration des lâchures à l'aval ;

OD – Technique améliorant les teneurs en oxygène dissous ;

T – Technique améliorant la maintenance des critères de température.

** Les coûts sont désignés en termes relatifs : « élevé, modéré et faible », comparativement à d'autres techniques.

Table 3
Synopsis of Enhancement Technique Methods

Technique	Application*	Limitations	Capital** Costs	Maintenance** Costs
Destratify	Res, TW, R DO	Res, TW, R temperature increase	Moderate to High	Moderate to High
Hypolimnetic Aeration/ Oxygenation.	Res, TW, R DO while it maintains Res temp.	Aeration use may increase risk of Res destratify	Moderate to High	Moderate to High
Turbine Venting/ Oxygenation	TW, R DO	~ 30% max. Reduction of DO deficit & 1-4% loss in efficiency	Moderate	Moderate
Localized Mixing	TW, R DO	R temp. increases ; less worth for large release	Low to Moderate	Low to Moderate
Weirs	TW, R DO	Sediment trap ; large events reduce worth	Moderate to High	Low
Multilevel Selective Withdrawal	Res, TW, R T (usually) and DO	Large release and/or weak stratifica. limits use	High	Low
Hypolimnetic Withdrawal	Res DO	Periods of poor TW, R T and DO ; Res temp. higher	Low assuming existence of low-level release	Low
Underwater Dam	Res DO and T	Limited application to date	Moderate to High	Low
Structural Reaeration	TW, R DO	Head loss ; potential for higher R temp.	Low assuming structures exist; high otherwise	Low

* Application Key:

Res – In-Reservoir enhancement technique;

TW – Tailwater enhancement technique;

R – Downstream Release enhancement technique;

DO – Technique improves dissolved oxygen concentrations;

T – Technique improves temperature criteria maintenance.

** Costs are provided in relative terms of high, moderate and low compared to other techniques.

6. REFERENCES – BIBLIOGRAPHY / BIBLIOGRAPHIE

ACKERMANN, GERALD (1988). « Effects of Nutrient Load on Water Quality Control in Reservoirs »; Question 60, Report 11, Volume 1, *Sixteenth Congress on Large Dams*, San Francisco, California ; ICOLD, 1988.

AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE-ORLÉANS/INSTITUT DE GÉOLOGIE-UNIVERSITÉ LOUIS PASTEUR de STRASBOURG (1997). « Traitements curatifs de l'eutrophisation sur quelques retenues du bassin Loire-Bretagne ».

AQUATECHNIQUE (1998). Fiche technique sur la retenue de Grangent – La restauration de la qualité des eaux des lacs et retenues. Suivis des années 1996 et 1997. Rapport Aquatechnique, Nanterre, France.

ASAEDA T., PRIYANTHA, D.G.N., SAITOH, S. and GOTOH, K. (1996). « A new technique for controlling algal blooms in the withdrawal zone of reservoirs using vertical curtains, Ecological Engineering, *The Journal of Ecotechnology* 7, pp. 95-104.

BARROIN GUY, (1999). Limnologie appliquée au traitement des lacs et plans d'eau. Étude inter-agences n° 62, janvier 1999. INRA – Thonon-les-Bains (France).

BOHAC, C.E. (1989). « Underwater Dam and Embayment Aeration for Striped Bass Refuge »; *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, Vol. 115, No. 2, pp. 428-446.

BOHAC, C.E., BOYD, J.W. HARSHBARGER, E.D., and LEWIS, A.R. (1983). « Techniques for Reaeration of Hydropower Releases »; Technical Report E-83-5, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

BOHAC, C.E., and RUANE, R.J. (1991). « Tailwater Concerns and the History of Turbine Aeration »; *Hydraulic Engineering: Proceedings of the 1991 National Conference*, American Society of Civil Engineers, New York, NY., pp. 252-256.

BOWLES, PIOWLING and BURNS, Effects on Water Quality of Artificial Aeration and Destratification of Tarago Reservoir, *Department of National Development, Australian Water Resources Council Technical Report 46, Research project 75/89*, Canberra 1979.

BRADY, NYLE C. (1974). *The Nature and Properties of Soils*. Eighth Edition. New York, New York.

BROWN, R.T., YATES, G., and JOHNSON, P. (1992). « Physical and 2-D Computer Models of Skimmer Curtain Effects for Lewiston Reservoir and Outlet Temperatures »; *Proceedings of Hydraulic Engineering Sessions at Water Forum '92*, American Society of Civil Engineers, New York, NY., pp. 507-513.

BURNS and PROWLING, Destratification of Lakes and Reservoirs to Improve Water Quality, *Department of National Development and Energy, Australian Water Resources Council Conference Series No. 2*, 1979.

CADA, G. F., KUMAR, K. D., SOLOMON, J. A., and HILDEBRAND S. G., (1983). « An Analysis of Dissolved Oxygen Concentration in Tailwaters of Hydroelectric Dams and the Implications of Small-Scale Hydropower Development » ; *Water Resources Research*, Volume 19, No. 4, pp. 1043-1048.

CARA, (1998). « Étude de réalimentation sur la qualité des eaux ».

CESARI GIORGO, DESSI VITTORIO, PALMIERI SABINO, SECHI NICOLA, and VACCA SERGIO (1988). « Environmental Impact of Dams and Reservoirs in Water Resources » ; Question 60, Report 54, Volume 1 ; *Sixteenth Congress on Large Dams*, San Francisco, California.

COOKE, D.G., and KENNEDY, R.H., (1989). « Water Quality Management for Reservoirs and Tailwaters, Report 1: In-Reservoir Water Quality Management Techniques » ; Water Operational Technical Support Program Report E-89-1, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

COOKE, G.C. and CARLSON, C. (1989). *Reservoir Management for Water Quality and THM Precursor Control*; AWWA Research Foundation, Denver, Colorado, USA; December, 1989.

COLE, GERALD A., (1979). *Textbook of Limnology*, Second Edition ; The C.V. Mosby Company.

DAVIS, J.E., HOLLAND, J.P., SCHNEIDER, M.L., and WILHELMS, S.C. (1987). « SELECT: A Numerical, One-Dimensional Model for Selective Withdrawal » ; Instructional Report E-87-2, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

DAVIS, J.M. (1980). « Destratification of Reservoirs - A Design Approach for Perforated Pipe Compressed Air Systems » ; Water Services, pp. 497-504.

ELECTRIC POWER RESEARCH INSTITUTE (1990). Dissolved Oxygen Assessment and Guide for Hydropower Discharges. EPRI GS-7001.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989). Report to Congress, Dam Water Quality Study, U.S. Environmental Protection Agency.

FAO. Dam design and operation to optimise fish production in impounded river basins, based on a review of ecological effects of large dam in Africa. CIFA Technical paper n° 11.

FAO. Predicting ecology and fish yields in African reservoirs from pre-impoundment physico-chemical data, CIFA Technical paper n° 12.

GALLAGHER, J.W., JR., and MAULDIN, G.V. (1987). « Oxygenation of Releases from Richard B. Russell Dam » ; *Proceedings: CE Workshop on Reservoir Releases*, Miscellaneous Paper E-87-3, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

GARRY, M. (1997). Large dams fisheries of the lower Mekong countries : Review and Assessment. Mekong River Commission.

GARZON, C.E. (1984). *Water Quality in Hydroelectric Projects - Considerations for Planning in Tropical Forest Regions* ; World Bank Technical Paper No. 20: The World Bank; Washington, D.C., USA.

GAUGUSH, ROBERT, F. and KENNEDY, ROBERT, H. (1990). « Relationship between Observed and Perceived Water Quality in Corps of Engineers Reservoirs »; Corps of Engineers Eighth Water Quality Seminar, Coastal and Inland Water Quality; Las Vegas, Nevada, USA; February 1990.

GENEY, RICHARD, S. (1988) « Improving water quality by reservoir management »; *AWWA WATERWORLD NEWS Vol.4, No. 6, November/December 1988*.

GOLDMAN, CHARLES, R. and HORNE, ALEXANDER, J., (1983). *Limnology*; McGraw-Hill Book Company.

GONAY, E. et LAFFORGUE, M. (1996). Une méthode de restauration de la qualité des eaux des lacs et réservoirs: l'aération par déstratification (l'eau, l'industrie, les nuisances, no 185 et 186), *Colloque Technique de Nanterre*.

GONAY, E. (1996). L'aération hypolimnique: une solution pour lutter contre l'eutrophisation des lacs et des retenues (l'eau, l'industrie, les nuisances, no 195), *Colloque Technique de Nanterre*.

GOSSE, PL, SABATON, TRAVADE, F. (1997). French experience in improving reservoir releases for ecological purposes. AIRH Congress, San Francisco.

GUY, HAROLD, P. (1970). Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey-Chapter C1 Fluvial Sediment Concepts/Book 3 Applications of Hydraulics. Washington D.C.

HARSHBARGER, E.D. (1987). « Recent Developments in Turbine Aeration »; *Proceedings: CE Workshop on Reservoir Releases*, Miscellaneous Paper E-87-3, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

HAUSER, G.E., SHANE, R.M., NIZNIK, J.A., and BROCK, W.G. (1991). « Innovative Reregulation Weirs for Dam Releases »; *Hydraulic Engineering: Proceedings of the 1991 National Conference*, American Society of Civil Engineers, New York, NY., pp.178-183.

HOLLAND, J.P., and DORTCH, M.S. (1984). « Design Guidance on Hydraulic Destratification »; *Environmental and Water Quality Studies Information Exchange Bulletin*, Vol. E-84-4, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

HOLLAND, J.P. (1984). « Parametric Investigation of Localized Mixing in Reservoirs »; *Technical Report E-84-7*, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

HOWINGTON, S.E. (1989). « Intake Structure Operation Study, Lost Creek Dam, Oregon »; *Technical Report HL-89-13*, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

HYDROTOP, (1998). Le traitement des eaux de retenues eutrophisées en vue de la production d'eau potable ; Atelier organisé par l'AGHTM – La maîtrise de l'eau ; HYDROTOP 1998/Marseille (France).

IMBERGER, J.C., and PATTERSON, J.C. (1989). « Reservoir destratification by bubble aerators. *Physical Limnology* ». Academic Press, New York, pp 440-450.

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS (1982). « Dams and the Environment », Bulletin 35; ICOLD, Paris, France.

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS (1985). « Dams and the Environment-Notes on Regional Influences », Bulletin 50, ICOLD, Paris, France.

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS (1988). 16th Congress, San Francisco 1988; Q.60 « Reservoirs and the environment – Experience in management and monitoring ».

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS (1989). 57th Executive Meeting, Pre-meeting Study Tour in Ireland, June 1989.

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS (1994). 18th Congress, Durban 1994 ; Q.69 « Environmental experience gained from reservoirs in operation ».

JARVIS, DAN E., *et al.* (1998). « Using Vent, Low Flows to Enhance Tailwater Dissolved Oxygen » ; *Hydro Review/August 1998*, pp 72, 73.

JIGNOREL, A., et MORIN, J.P., « Eutrophisation et sédimentation dans les retenues départementales des Côtes d'Armor - France » ; *Journées Nationales d'Étude AFEID-CFGB « Petits Barrages »*.

JOHNSON, P.L. (1984). « Thoughts on Selection and Design of Reservoir Aeration Devices » ; *Lake and Reservoir Management, Proceedings of the Third Annual Conference of the North American Lake Management Society*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, pp 537-541.

JOHNSON, P.L. (1991). « Hydraulic Features of Flexible Curtains Used for Selective Withdrawal » ; *Hydraulic Engineering: Proceedings of the 1991 National Conference*, American Society of Civil Engineers, New York, NY., pp.184-189.

KENNEDY, R. H. and GAUGUSH, R. F. (1987). « Assessment of Water Quality Enhancement Needs for Corps of Engineers Reservoirs » ; presented at Seventh Annual International Symposium, North American Lake Management Society; Orlando, Florida, November, 1987.

LEPETIT, J. *et al.*, (1988). « Reservoirs and Fish Population: Downstream Regulated Flow, Fish Migration » ; Question 60, Report 45, Volume 1 *Sixteenth Congress on Large Dams*, San Francisco, California.

LIEBERMAN, DAVINE M., (1988). « Study of the Effects of Hydraulic Retention Time on Zooplankton in a Desert Reservoir: Lake Havasu, Arizona », presented at 8th Annual International Symposium on Lake and Watershed Management; North American Lake Management Society; November 15-18, 1988, St. Louis, Missouri.

LORENZEN, M., and FAST, A. (1977). « A Guide to Aeration/ Circulation Techniques for Lake Management » ; EPA-600/3-77-004, Ecological Research Series, US Environmental Protection Agency.

McAULIFFE, T. A. S. and ROSICH, R. S. (1989). « Review of Artificial Destratification of Water Storages in Australia » ; *Urban Water Research Association of Australia, Research Report 9*, December 1989.

MILLS, A. J., and PATTLE, R. H. (1988). « Port Alfred Off Channel Dam - Strict Environmental Control »; Question 60, Report 43,-Volume 1; *Sixteenth Congress on Large Dams*, San Francisco, California, ICOLD.

MOBLEY, M.H., and HARSHBARGER, E.D. (1987). « Epilimnetic Pumps to Improve Reservoir Releases »; *Proceedings: CE Workshop on Reservoir Releases*, Miscellaneous Paper E-87-3, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

MORISAWA, MARIE (1968). *Streams Their Dynamics and Morphology*. McGraw-Hill, Inc.

MUELLER, DAVID, K. *et al.*, (1981). « Guidelines for Studies of Potential Eutrophication »; Bureau of Reclamation, Division of Planning and Technical Services, Lakewood, CO.

MUELLER, DAVID, K. (1982). « Mass Balance Model Estimation of Phosphorus Concentrations in Reservoirs »; *Water Resources Bulletin*, Vol 18, No.3.

NAGHASH, M., and BOHAC, C.E. (1992). « Numerical Prediction of Aeration in Hydroturbine Draft Tubes »; *Proceedings of Hydraulic Engineering Sessions at Water Forum '92*, American Society of Civil Engineers, New York, NY., pp. 293-298.

NURNBERG, B.K (1987). « Hypolimnetic Withdrawal as Lake Restoration Technique »; *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 113, No. 5, pp. 1006-1017.

ORTIZ-CASAS, J. (1988). « Water Quality Monitoring in Spanish Reservoirs by Satellite Remote Sensing »; paper presented at 8th Annual International Symposium on Lake and Watershed Management, North American Lake Management Society, November 15-18, 1988; St. Louis, Missouri.

PASTOROK, R.A., GINN, T.C. and LORENZEN, M.W. (1980). « Review of aeration/circulation for lake management », *Restoration of Lakes and Inland Waters*, International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration, pp. 124-133.

PASTOROK, R.A., LORENZEN, M.W., and GINN, T.C. (1982). « Environmental Aspects of Artificial Aeration and Oxygenation of Reservoirs: A Review of Theory, Techniques, and Experiences »; Technical Report E-82-3, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

POSHYANANDA, S. *et al.*, (1988). « Environmental Planning and Management of Chiew Larn Multipurpose Project »; Question 60, Report 22, Volume 1; *Sixteenth Congress on Large Dams*; San Francisco, California, ICOLD.

POURRIOT, R., MEYBEC, M. *et al.*, (1995). *Limnologie générale*; Collection d'écologie 25, Masson Ed. Paris, 956 pp.

PRICE, R.E. (1988). « Evaluation of Release Improvement Techniques for J. Percy Priest Reservoir »; Miscellaneous Paper HL-88-6, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

PRICE, R.E. (1990). « Application of Aspirating Hydraulic Mixer to Improve Tailwater Dissolved Oxygen »; *Proceedings of Corps of Engineers Committee on Water Quality Eighth Seminar*, « Coastal and Inland Water Quality »; Seminar Proceedings No. 22, Las Vegas, NV, pp. 107-114.

PRICE, R.E., and HOLLAND, J.P. (1989). « Thermal Analysis of Prompton Reservoir Modification, Pennsylvania »; Technical Report HL-89-20, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

PRICE, R.E. and MEYER, E.M. (1992). « Water Quality Management for Reservoirs and Tailwaters, Report 2, Operational and Structural Water Quality Enhancement Techniques », Technical Report E-89-1, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

RAST, WALTER, HOLLAND, MARJORIE, and RYDING, SEVEN-OLOF (1989). « Eutrophication Management Framework for the Policy-Maker »; United Nations.

RILEY, M. J., and STEFAN, H. G. (1988). Minlake : a dynamic lake water quality simulation model. *Ecol. Modelling*, 43 : pp.155-182.

ROBERTS, C.P.R. (1991). « Integrated Environmental Management as a Procedure to be Used Rather than Environmental Impact Assessment »; Question 64, Contribution/Discussion 16, Volume V; *Seventeenth Congress on Large Dams*, Vienna, Austria, ICOLD.

ROBINSON, K.M., GARTON, J.E. and PUNNETT, R.E. (1982). « Localized Destratification at Lake Texoma »; *Journal of the Environmental Engineering Division*, ASCE, Vol. 108, pp. 739-749.

ROSICH, R. S. and McAULIFFE, T. A. S., Water Quality Effects of Aeration/Destratification at Harding Reservoir, WA, *Urban Water Research Council, Research Report 78*, June 1994

RUANE RICHARD, ANDERSON DON W., and BUTKUS STEVE R. (1988). « Water Quality Management for Tennessee Valley Authority Reservoirs »; paper presented at 8th Annual International Symposium on Lake and Watershed Management, North American Lake Management Society, November 15-18, 1988, St. Louis, Missouri.

RUIZ DE LA TORRE, J. (1988). « Hydrologic-Forestal Study - Andalusian Reservoir Basins »; Question 60, Report 37, Volume 1, *Sixteenth Congress on Large Dams*; San Francisco, California; ICOLD.

SALENCON, M.J. (1988). « Modélisation de l'eutrophisation des lacs et retenues »; *EDF, Bulletin Dir. Études et Recherches. Série A.2,5.9*.

SALENCON, M.J., et THEBAULT, (1997). Modélisation d'écosystème lacustre. Masson Éditeur, Paris. 183 pp.

SCHNEIDER, M.L. (1992). « Numerical Modeling of Withdrawals at Large Dams »; *Proceedings of Hydraulic Engineering Sessions at Water Forum '92*, American Society of Civil Engineers, New York, NY., pp. 341-346.

SHAPIRO, J. (1979). « The need for more biology in lake restoration », *Proceedings of National Conference for Lake Restoration*, USEPA.

SIMONS, DARYL, B. (1979). Effects of Stream Regulation on Channel Morphology. College of Engineering, Colorado State University, Fort Collins, CO.

SCHLADOW, S.G. and HAMILTON, D.P., (1997). Prediction of water quality in lake and reservoirs – Part I: Model description. *Ec Modelling* 96 (1-3) : pp 91-110.

SCHLADOW, S.G. and HAMILTON, D.P., (1997). Prediction of water quality in lake and reservoirs – Part II: Model calibration, sensitivity analysis and application. *Ec. Modelling* 96: pp 111-123.

SWISS NATIONAL COMMITTEE ON LARGE DAMS (1988). « Management of Environmental Impacts of Hydropower in Switzerland »; Question 60, Report 13, Volume 1, *Sixteenth Congress on Large Dams*, San Francisco, California; ICOLD.

TENNESSEE VALLEY AUTHORITY (1987). *Improving Reservoir Releases*, Report, TVA/ONRED/AWR-87/33, Knoxville, Tennessee.

THEBAULT, J.M., SALENCON, M.J. (1993). « Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup): biological model »; *Ecological modeling*. 65, 1-30.

TENNESSEE VALLEY AUTHORITY. *Impact of Reservoir Releases on Downstream Water Quality and Uses*, Chattanooga, Tennessee.

TIMBLIN JR., LLOYD O. (1991). « Dams and River Water Quality »; Question 64, Report 37, Volume 1, *Seventeenth Congress on Large Dams*, Vienna, Austria, ICOLD.

UNE MÉTHODE DE RESTAURATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DES LACS ET DES RÉSERVOIRS : l'aération par déstratification. L'eau-l'industrie-les nuisances. N° 185 et 186.

U.S. ARMY ENGINEER DISTRICT, Savannah (1981). « Design Memorandum No. 3, Richard B. Russell Dam and Lake, General Design Memorandum Supplement No. 2, Water Quality Control System »; Savannah, GA.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (1987a). « Reservoir Water Quality Analyses »; Engineering Manual EM 1110-2-1201, Headquarters, U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (1987b). « Water Quality Models Used by the Corps of Engineers »; Water Operations Technical Support Information Exchange Bulletin, Vol E-87-1, U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, USA.

U.S. COMMITTEE ON IRRIGATION and DRAINAGE and the U.S. COMMITTEE ON LARGE DAMS (1993). Proceedings of the Earth Summit Workshop, USCOLD, Denver, Colorado, USA.

U.S. COMMITTEE ON LARGE DAMS (1993). « Engineering Solutions to Environmental Challenges »; Thirteenth Annual USCOLD Lecture Series, Chattanooga, Tennessee, USCOLD, Denver, Colorado, USA

U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR FISH and WILDLIFE SERVICE (1984). Physical Impacts of Small-scale Hydroelectric Facilities and Their Effects on Fish and Wildlife. FWS OBS-84 19. September 1984.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1991). Monitoring Guidelines to Evaluate Effects of Forestry Activities on Streams in the Pacific Northwest and Alaska. Water Division. EPA/910/9-91-001. Seattle, WA.

- USAE WATERWAYS EXPERIMENT STATION (1986). « Proceedings: CE Workshop on Design and Operation of Selective Withdrawal Intake Structures »; Miscellaneous Paper HL-86-3, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- VISSER, M. P. *et al.*, Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, The Netherlands. 1996, Blackwell Science Ltd.
- WALKER, W.W. (1984). « Empirical Methods for Predicting Eutrophication in Impoundments, Phase II: Model Refinements »; Technical Report E-81-9, Report 3, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- WALDROP, W.R. (1991). « Overview of Autoventing Turbine Technology »; *Hydraulic Engineering: Proceedings of the 1991 National Conference*, American Society of Civil Engineers, New York, NY., pp.257-262.
- WARD, J.C., and KARAKI, S. (1971). « Evaluation of Effects of Impoundment on Water Quality in Cheney Reservoir »; Research Report No. 25, Bureau of Reclamation.
- WETZEL, ROBERT G. (1983). *Limnology*, Second Edition, Saunders College Publishing.
- WILHELMS, S.C., SCHNEIDER, M.L., and HOWINGTON, S.E. (1987). « Improvement of Hydropower Release Dissolved Oxygen with Turbine Venting »; Technical Report E-87-3, USAE Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- WOLFF, P., BOES, M., BUCK, B., and KURYKIN, I.V. (1987). « Effects of Storage Reservoirs on River Water Quality »; *Wasserwirtschaft*, Vol 77.

Imprimerie de Montligeon
61400 La Chapelle Montligeon
Dépôt légal : Avril 2004
N° 23446
ISSN 0534-8293



INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS
COMMISSION INTERNATIONALE DES GRANDS BARRAGES
151, boulevard Haussmann - 75008 Paris - France
Téléphone : (33) 01 53 75 16 52 - Fax : (33) 01 40 42 60 71
<http://www.icold-cigb.org/>

Copyright © ICOLD - CIGB

Archives informatisées en ligne



Computerized Archives on line

*The General Secretary / Le Secrétaire Général :
André Bergeret - 2004*



**International Commission on Large Dams
Commission Internationale des Grands Barrages
151 Bd Haussmann -PARIS -75008**
<http://www.icold-cigb.net> ; <http://www.icold-cigb.org>