

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique



Université Ammar Telidji - Laghouat

Faculté de Technologie

Département de GENIE CIVIL

## Mémoire de Master

Présenté par :

**GACEM Said**  
**TAABA Meriem**

***THÈME:***

***Evolution des Paramètres Physico-chimiques dans une  
Eau Stagnante***

***((Cas d'une Oxygénation Hypoliminique))***

*Soutenu le 01/10/2015 publiquement devant le jury composé de :*

Mr. Hamlat Abdelkader

Président

Mr. Gafsi Mostapha

Encadreur

Mr. Chaibi Rachid

Examineur

Mr. Taouti Mohamed

Examineur

***Année Universitaire 2014/2015***

## **REMERCIEMENTS**

Nous exprimons toutes nos gratitudees à Monsieur GAFSI Mostefa, Maître de conférences à l'Université de Laghouat, directeur de thèse, pour nous avoir fait confiance pour mener à bien ce présent travail. Nous lui suis également reconnaissante pour ses qualités pédagogiques et scientifiques. J'ai beaucoup appris à ces côtés et je lui adresse toute ma gratitude.

Nous tient à remercier tout particulièrement, Mme. Gotteicha Khadidja pour la patience et l'aide qu'il nous a accordé au cours de notre travail entant que co-directeur de mémoire, pour le temps qu'il a bien voulu nous consacrer.

Nous voudrions aussi remercier très vivement les membres de jury pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'examiner cette thèse et pour l'intérêt qu'ils nous ont bien voulu porter à notre travail.

Que nos amies soient aussi récompensées par des grands mercis, pour avoir nous apportés leur aide, leur soutien.

## NOMENCLATURE

SHR	Spring Hollow Reservoir
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Économiques
Pt	teneur en phosphore total,
Chl	teneur en chlorophylle .
Chl. max	teneur maximum en chlorophylle.
DBO	Demande Biologique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène .
DBO5	Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours ou
MES	Matières En Suspension
NTU	Neveu Turbidité Usuelles
CTP	Conductivité-Température-Profondeur
N <sub>2</sub>	Azote gazeux
NH <sub>3</sub>	Ammoniaque
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .	Phosphate
C	Carbone
N	Azote
P	Phosphore .
CO <sub>2</sub>	Gaz Carbonique .
NH <sub>4</sub>	Ammonium .

## Dédicaces

*Je dédie ce travail :*

- A mes chers parents*
- A mon mari et mes enfants*
- A mes frères et sœurs*

*TAABA Mériem*

## Dédicaces

*Je dédie ce travail :*

- A mes chers parents*
- A ma femme et mes enfants*
- A mes frères et sœurs*

*ÇACEM Saïd*

## Tables des matières

Remerciements

Nomenclature

Dédicaces

Liste des figures

Liste des tableaux

Résumé

Preambule

### INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE.....	1
----------------------------	---

### CHAPITRE I : L'eutrophisation et la restauration des lacs

INTRODUCTION.....	3
1. DEFINITION.....	4
2. PROCESSUS DE L'EUTROPHISATION.....	5
3. FACTEURS DE CONTROLE DE L'EUTROPHISATION.....	7
3.1. Les nutriments.....	7
3.2. Climat et hydrologie.....	7
3.3. Géologie et topographie du bassin versant.....	8
3.4. Facteurs humains.....	8
3.5. Facteurs liés au plan d'eau.....	9
3.6. Les actions à l'échelle du bassin versant.....	9
4. POLLUTION ORGANIQUE.....	9

4.1.Origine et effets de la pollution organique.....	9
4.2.Matières en suspension.....	10
5. PARAMETRES PHYSIQUES.....	11
5.1. Température.....	11
5.2. Conductivité.....	11
5.3. Turbidité.....	11
6.PARAMETRES CHIMIQUES.....	12
6.1. pH.....	12
6.2. Concentration en oxygène.....	12
6.3.L'azote.....	13
6.4.Le phosphore.....	13
7. DESCRIPTION D'UN LAC EUTROPHE .....	13
8. PROBLEMES GENERAUX LIES A L'EUTROPHISATION.....	14
8.1.Altération de la qualité de l'eau.....	14
8.2. Altération des usages récréatifs de l'eau.....	15
8.3. Altération de la capacité de résistance des matériaux et des installations.....	15
9. LES MILIEUX TOUCHES.....	15
10. IMPACTS DE L'EUTROPHISATION SUR L'EXPLOITATION DES EAUX.....	15
11. LUTTE CONTRE L'EUTROPHISATION.....	16
11.1. Lutte préventive contre l'eutrophisation.....	16
11.2. Lutte curative après eutrophisation.....	17
12.L'AERATION DES LACS ET RETENUES.....	18
13.LA STRATIFICATION THERMIQUE DANS LES LACS.....	19

13.1. L'Epilimnion.....	19
13.2. Le Métalimnion .....	20
13.3. L'Hypolimnion .....	20
14.Les systèmes d'aération .....	21
14.1.L'aération par le système de déstratification .....	21
14.2.L'aération hypolimnique.....	22
14.3.Avantages .....	24
14.4.Inconvénients .....	23
CONCLUSION.....	25

## **CHAPITRE II : Etudes sur les modèles physiques de l'eutrophisation dans les lacs**

INTRODUCTION.....	26
1 .ETUDE SUR MODELES PHYSIQUES REELS .....	26
1.1. Discussion des résultats du lac d'El Capitan(Fast,1978) .....	26
1.2.Discussion des résultats du lac Waccabuc(Fast,1978) .....	27
a. L'oxygène dissous et la température avant et durant l'aération hypolimnétique .....	27
b. L'évolution de l'oxygène, l'azote et la température durant l'aération hypolimnétique .....	28
1.3.Discussion des résultats du lac Casistas Calif (Fast, 1978) .....	28
1.4.Discussion des résultats du lac de Baldegg en Suisse (Wuest et al, 1992).....	29
a. Evolution de la température durant la déstratification et l'aération hypolimnétique .....	29

b. Evolution de l'oxygène dissous durant la déstratification et l'aération hypolimnétique..	31
1.5 Discussion des résultats aux barrages Cherokee et Blue Ridge (Mobley, 1997) .....	32
1.6.Evolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac Prince (Vickie et al, 2002) .....	33
1.7.L'évolution de l'oxygène dissous dans le réservoir de Camanche (MarcBeutel,2002).....	34
1.8Discussion des résultats du lac de Hallwil (Gafsi et al, 2009).....	34
CONCLUSION .....	39

### **CHAPITRE III : Partie expérimentale**

INTRODUCTION.....	41
1.DESCRPTION DE RESERVOIR SPRING HOLLOW.....	41
2.MODE OPERATOIRE.....	43
3.RESULTATS ET DISCUSSION.....	45
3.1.Evolution spatiale des paramètres physiques et chimique durant l'aération Hypolimnique.....	45
3.1.1. Paramètres chimiques .....	45
3.1.2.Paramètres physiques .....	47
3.1.3.Principaux résultats.....	51
3.2.Evolutions chronologiques des paramètres physique et chimique durant l'aération Hypolimnique.....	51

3.2.2.Paramètres physiques .....	52
3.2.3.Principaux résultats.....	54
3.3.Evolution des paramètres physiques et chimiques moyens entre 15m, 30m et le fond (45m) durant l'aération hypolimnique.....	55
3.3.1.Paramètres chimiques .....	55
3.3.2.Paramètres physiques.....	56
3.3.3. Principaux résultats.....	57
CONCLUSION.....	58
CONCLUSION GENERALE.....	59
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	
ANNEXE	

## **Liste des figures**

**Figure 01 :** Schéma représentatif de différentes étapes de l'eutrophisation d'un lac.

**Figure 02:** Profil d'oxygène caractéristique des étangs-réservoirs

**Figure 03:** structure d'un lac stratifié

**Figure 04 : (a) :** Schéma d'un lac stratifié, **(b) :** La courbe de la température moyenne en été.

**Figure 05 :** Système de déstratification d'un lac.

**Figure 06 :** Représentation schématique de trois dispositifs d'entrée de l'oxygène

**Figure 07 :** Evolution de l'oxygène dissous et de la température avant et durant la déstratification artificielle du réservoir d'El Capitan

**Figure 08 :** Evolution de l'oxygène et de la température avant et durant l'aération hypolimnétique au lac Waccabuc, N. Y.

**Figure 09 :** Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température durant l'aération hypolimnique au lac Waccabuc, N.Y

**Figure 10 :** Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et la température durant la déstratification artificielle au lac Casitas,

**Figure 11:** Profils des températures en fonction de la profondeur durant et après la déstratification et l'oxygénation hypolimnétique du lac de Baldegg

**Figure 12:** Profils de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant la déstratification et l'oxygénation hypolimnétique

**Figure 13 :** Profils de l'oxygène et de la température au barrage CheroKee, Aout 14, 1995

**Figure 14 :** Résultats et disposition des diffuseurs dans le réservoir de Blue Ridge

**Figure 15:** L'évolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac de Prince

**Figure 16 :** L'évolution de l'oxygène dissous avant et après l'aération hypolimnétique dans le réservoir de Camanche

**Figure 17 :** Profils verticaux de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

**Figure 18 :** Profils verticaux de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

**Figure 19 :** Profils verticaux de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

**Figure 20 :** Profils de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

**Figure 21 :** Profils de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique.

**Figure 22 :** Profils de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique.

**Figure 23 :** la localisation géographique de Spring Hollow Reservoir

**Figure 24 :** Spring Hollow Reservoir

**Figure 25:** Photographie et schématique de diffuseur du panache du bulle linéaire dans Spring Hollow Reservoir, Virginie.

**Figure 26 :** Carte bathymétrique de Spring Hollow Reservoir.

**Figure 27 :** Evolution spatial de la concentration en oxygène dissous durant la période hivernal

**Figure 28 :** Evolution spatial de la concentration en oxygène dissous durant la période estival

**Figure 29 :** Evolution spatial de la température durant la période hivernal

**Figure 30 :** Evolution spatial de la température durant la période estival

**Figure 31 :** Evolution spatial de la conductivité durant la période hivernal

**Figure 32 :** Evolution spatial de la conductivité durant la période estival

**Figure 33 :** l'évolution chronologique de la concentration en oxygène dissous entre 15m, 30m et 45m du réservoir durant l'année 2006.

**Figure 34 :** l'évolution chronologique de la température à, 15 m, 30 m et 45m du réservoir durant l'année 2006.

**Figure 35 :** l'évolution chronologique de la conductivité entre 15m, 30m et 45m du réservoir durant l'année 2006.

**Figure 36 :** l'évolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir durant la période de l'aération hypolimnétique (saison hiver et été)

**Figure 37 :** l'évolution de la température moyenne entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir durant la période de l'aération hypolimnétique (saison hiver et été)

**Figure 38 :** l'évolution de la conductivité moyenne entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir, durant la période de l'aération hypolimnique (saison hiver et été)

**Figure 39 :** représente les résultats de teneur en O<sub>2</sub> dissout, la température et la conductivité récoltées a partir de ST2 en mois de janvier

**Figure 40 :** représente les résultats de teneur en O<sub>2</sub> dissout, la température et la conductivité récoltées a partir de ST2 en mois de septembre

**Figure 41 :** l'évolution chronologique de la concentration en oxygène dissous durant le mois de septembre

**Figure 42 :** l'évolution chronologique de la température durant le mois de septembre

**Figure 43 :** l'évolution chronologique de la conductivité durant le mois de septembre

**Figure 44 :** l'évolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous durant le mois de janvier et septembre

**Figure 45 :** l'évolution de la température durant le mois de janvier et septembre

### **Liste des tableaux**

**Tableau 01** : Classification de l'état trophique.

**Tableau 02** : Classes de turbidité usuelles.

**Tableau 03** : Classification des eaux d'après leur PH.

**Tableau 04** : Tableau des caractéristiques des différents niveaux trophiques de lac .

## ملخص

هذا العمل يبين دراسة تقنية التهوية الجزئية لخزان الماء بفرجينيا في الولايات المتحدة الأمريكية والواقع أن الهدف من هذه الدراسة هو لمحاربة عملية تشبع مياه الخزان و من أجل لمواجهة هذه الآفة. تم الشروع في التهوية و / أو أكسجة قاع الخزان المائي خلال سنة 2006 . وتحليل النتائج الفيزيائية والكيميائية خلال عملية استعادة نوعية مياه الخزان . سمح لنا بالتأكد من أن الأجهزة المستعملة تعمل جيدا بمساعدة نموذج محدد وهو عمود الفقاعات الهوائية و هذا طوال سنة الدراسة. أظهرت النتائج ان المعدل الأدنى المحصل عليه لتركيز الأوكسجين المنحل هو 7 غ/م<sup>3</sup> في موسم الشتاء وتجاوز نسبة 4.5 غ/م<sup>3</sup> في أغلبية الفترة الصيفية مع المحافظة على التشكيل الحراري للطبقات المائية و الموصلية الشاردية للمياه طوال السنة. وهذا ما يساعدنا في الحفاظ على نوعية الماء و الجانب السياحي و الاقتصادي و الاجتماعي للبلاد

**الكلمات المفتاحية:** التشبع – التهوية- التشكيل الطبقي الحراري – التهوية الجزئية- التلوث

## Résumé

Ce présent travail décrit une étude sur la technique de l'Aération hypolimnique sur le réservoir de Spring Hollow en Virginie Etats Unies d'Amérique. En effet, l'objectif de cette étude est de lutter contre le phénomène d'eutrophisation de l'eau du réservoir, afin de contrer ce fléau, on procède à l'aération et/ou l'oxygénation hypolimnique durant la l'année 2006. L'analyse des résultats des paramètres physiques et chimiques lors de la restauration du Reservoir Spring Hollow , nous a permis de confirmer le bon fonctionnement de l'installation de l'oxygénation hypolimnique a l'aide du model choisi ( panache des bulle) et ceci durant toute la période étudiée ( année 2006). La concentration dissous moyenne minimale dépasse la valeur 7 g/m<sup>3</sup> dans la période hivernale, alors que qu'elle dépasse la valeur 4,5 g/m<sup>3</sup> dans la majorité de la période estivale. Et la stratification thermique et la conductivité sont bien maintenues dans toute l'année. Ceci qui nous amène à la préservation de la qualité de l'eau, et donne ainsi l'aspect touristique, le développement économique et social du pays.

**Mots clés :** Eutrophisation, aération, stratification, l'aération hypolimnique, pollution.

## Abstract

The present work describes a study on the technical hypolimnic aeration on Spring Hollow reservoir Virginia United States of America. Indeed, the objective of this study is to fight against the eutrophication of water tank to counter this scourge, we proceed to the aeration and / or oxygenation hypolimnic during 2006. The analysis of results of physical and chemical parameters during the restoration of Spring Hollow Reservoir, allowed us confirm the correct operation of the installation of the hypolimnic oxygenation using the selected model (bubble plume) and this throughout the study period (2006). The minimum mean dissolved concentration exceeds a value of 7 g / m<sup>3</sup> in the winter, when it exceeds the value of 4.5 g / m<sup>3</sup> in most of the summer. And thermal stratification and conductivity are maintained throughout the year. This brings us to the preservation of water quality, and gives the tourist aspect, the economic and social development of the country.

**Key words :** Eutrophication, aerations, stratification, hypolimnetic aeration, pollution.

## PREAMBULE

Le travail présenté ici fait l'objet d'une analyse et d'un commentaire des relevés expérimentaux réalisés sur le réservoir **Spring Hollow**, Ces données sont collectées auprès ...du département du génie civil et environnement à l'université de Virginia Technologie (**VirginiaTech**) aux Etats Unis d'Amérique (USA). La confirmation et la permission, quant à l'utilisation de ces données sont indiquées dans la lettre envoyée par le Professeur **Jhon Little** (voir la page ci après).

Construit en 1995, SHR est un petit mésotrophe réservoir courant latéral qui est généralement stratifié de Mai à Décembre.

Le réservoir est géré par l'Autorité de l'Eau de Virginie occidentale et sert comme l'un des sources d'eau potable pour la région de **Roanoke**. La masse d'eau a une profondeur maximale de 65 m et une maximum élévation de 431 m de surface.

La surface approximative et le volume sont de 0,54 km<sup>2</sup> et 12,4 × 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, respectivement. Le réservoir est alimenté avec de l'eau pompée dans la rivière Roanoke. L'afflux pompé dans le réservoir à travers un tuyau vertical qui se décharge au 396 m d'altitude environ 700 m en amont du barrage.

Afin d'éviter l'anoxie dans l'hypolimnion et la détérioration associée de la qualité de l'eau, un diffuseur linéaire équipé fines bulles tuyaux poreux a été installé en 1997.

Le diffuseur peut être alimenté en air comprimé pur ou oxygène à différents débits de gaz et est situé dans la plus profonde partie du réservoir (368 à 372 m d'altitude). Le diffuseur est destiné à libérer un débit de gaz uniforme sur toute sa longueur.

Le but de oxygénation est d'améliorer la qualité de l'eau brute pendant l'été stratification par:

- 1- Augmenter et de maintenir les niveaux d'oxygène tout au long de l'hypolimnion, ainsi que dans les couches supérieures de le sédiment.
- 2- Minimiser le transport de produits chimiques solubles espèces dans les sédiments à l'eau et par la suite réduction de la demande chimique au cours du processus de traitement.
- 3- Et le contrôle de l'eutrophisation à long terme en réduisant le chargement interne du phosphore.

# INTRODUCTION GENERALE

# INTRODUCTION GENERALE

---

## INTRODUCTION GENERALE

L'eutrophisation rapide des lacs et des réservoirs est un problème planétaire croissant limite l'utilisation d'un plan d'eau à des fins récréatives ou comme source d'eau potable.

Les phénomènes engendrés par les pollutions affectant le domaine de l'eau sont souvent spectaculaires. Ils peuvent se manifester par exemple par une prolifération des algues ou encore par l'envasement rapide des fonds lacustres.

La température de la colonne d'eau permet d'évaluer si le plan d'eau est thermiquement stratifié durant l'été. La stratification thermique d'un plan d'eau se définit comme étant la formation de couches d'eau distinctes superposées. La formation de ces couches est due à une différence de température, ce qui entraîne une différence de densité de l'eau.

Cette stratification thermique empêche les échanges entre les différentes couches de l'eau.

L'épilimnion et l'hypolimnion sont des milieux spécifiques à des espèces animales et végétales. L'épilimnion favorise des espèces se développant à températures élevées alors que l'hypolimnion favorise des espèces se développant à basses températures. Réoxygéner l'hypolimnion par brassage général de l'eau entraîne certes une uniformisation de la teneur en oxygène mais aussi une uniformisation de la température. Ceci met en danger les espèces animales et végétales sensibles à la température de leur milieu ambiant.

Conscient de ces problèmes qui nuisent au milieu naturel, mais également à l'ensemble des activités liés aux plans d'eau (pêche, tourisme...) un certain nombre d'actions peuvent être mises en place par les gestionnaires de ces espaces sensibles, pour limiter les phénomènes liés à l'eutrophisation.

L'aération hypolimnique est l'une des techniques les plus utilisées pour la restauration des lacs ou la prévention contre ce fléau. Elle consiste à injecter de l'air à une certaine profondeur du lac afin d'aérer ces zones pauvres en oxygène.

Le Spring Hollow Reservoir (SHR) en Virginie en (USA),est l'exemple d'une expérience réalisée pour restaurer leur qualité d'eau a l'aide d'une technique basée sur l'aération de l'hypolimnion par un diffuseur linéaire installé dans différents points dans ce réservoir.

Le travail présenté ici fait l'objet d'une analyse et d'un commentaire des relevés expérimentaux réalisés sur le lac de Spring Hollow reservoir,Ces données sont collectées auprès du Département des Eaux de Surface, l'universite de Technologie aux Etats Unis (USA).

Le test a été effectué en utilisant un diffuseur linéaire à grande échelle installé dans le reservoir Spring Hollow, Virginia Construit en 1995.SHR est un petit monomictique, réservoir mésotrophe avec un courant latéral qui est généralement stratifié de Mai à Décembre. Le

## INTRODUCTION GENERALE

---

réservoir est géré par l'Autorité de l'Ouest et l'eau de Virginia sert comme l'une des principales sources d'eau potable pour Roanoke County.

Le but de ce travail est d'étudier l'influence de l'aération hypolimnique sur l'évolution spatiale et chronologique des paramètres physiques (température, conductivité) et chimiques (oxygène) lors de la restauration du SHR.

Le présent travail comportera deux grandes parties, une partie (chap. I et II) consacrée à l'étude bibliographique du phénomène d'eutrophisation et les différentes techniques de restauration des plans d'eau tandis que l'autre (chap. III) décrit la partie expérimentale où nous présentons les résultats obtenus et leurs discussions et analyses.

Enfin, nous résumons toutes nos observations et recommandations dans une conclusion générale.

### INTRODUCTION

La pollution aquatique se fait de différentes façons qui nous touchent toutes d'une manière ou d'une autre. L'eutrophisation est un processus naturel et très lent, par lequel les plans d'eau reçoivent une grande quantité d'éléments nutritifs (notamment du phosphore et de l'azote), ce qui stimule la croissance des algues et des plantes aquatiques. Ce processus, se déroule normalement sur une période allant de plusieurs milliers à quelques dizaines de milliers d'années. Cependant, les activités humaines l'ont accéléré dans de nombreux lacs en augmentant la quantité d'éléments nutritifs qui leur parviennent, provoquant des changements dans l'équilibre de ces écosystèmes aquatiques. (Laurentides, 2009).

Les principaux paramètres indicateurs de l'état trophique sont les composés azotés, phosphorés et carbonés, mais de nombreux facteurs physico-chimiques tels que la température, le pH, la teneur en oxygène dissous doivent également être considérés.

De nombreux lacs et réservoirs subissent un phénomène naturel durant l'été connu comme la stratification. La stratification est le résultat de l'échange d'énergie entre le corps de l'eau et de l'atmosphère par des procédés tels que l'évaporation, le vent, le transfert de chaleur, et l'absorption de l'énergie solaire. Comme la stratification se produit, deux couches distinctes forment: l'épilimnion plus chaud, moins dense sur le dessus, et la, hypolimnion froid plus dense sur le fond.

L'eutrophisation réduit considérablement les possibilités d'utilisation des eaux.

Dans les plans d'eau, les apports massifs de nutriments provoquent très souvent l'eutrophisation, caractérisée par la prolifération de plantes aquatiques (Ogutu – Ohwayo et al., 1997).

L'eutrophisation ou hyper-fertilisation des eaux en sels minéraux et en matières organiques est un type de pollution en extension qui atteint aujourd'hui toute la planète. (Rosenberg, 1985 ; Barth et Fegan, 1990).

Plusieurs études ont été menées dans le monde en ce qui concerne l'appauvrissement en oxygène hypolimnique et son effet sur qualité de l'eau des lacs et des réservoirs. Dans un effort pour minimiser les impacts négatifs résultant d'un hypolimnion anoxique, des systèmes d'oxygénation ont été installés.

### 1. DEFINITION

L'eutrophisation est définie par l'OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Économiques) comme un « enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques, tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements symptomatiques considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau » (Daouda , 2010).

L'eutrophisation des eaux est l'un des problèmes environnementaux majeurs du monde contemporain. Les effets visibles sont le développement planctonique; la prolifération des algues et des macrophytes. Le programme coopératif international de surveillance des eaux douces de l'OCDE (1982) a fixé des valeurs limites pour les concentrations en phosphore et en chlorophylle a. (Tab. 1). Ces seuils permettent de déterminer l'état trophique de nombreux lacs tempérés.

**Tableau 01** : Classification de l'état trophique selon l'étude de (Daouda , 2010).

Classe des états trophiques	Indices de l'état trophique (mg/m <sup>3</sup> )		
	Pt	Chl	Chl max
Ultra-oligotrophe	<4.0	<1.0	<2.5
Oligotrophe	<10.0	<2.5	<8.0
Mésotrophe	10-30	2.5-8.0	8-2.5
Eutrophique	35-100	8.25	25-75
Hypereutrophe	>100	>25	>75

Pt = teneur en phosphore total, Chl = teneur en chlorophylle a; Chl. max = teneur maximum en chlorophylle a.

### 2. PROCESSUS DE L'EUTROPHISATION

Voici en résumé les grandes étapes de ce phénomène complexe (Laurentides, 2009):

- Le plan d'eau reçoit des apports en d'éléments nutritifs (particulièrement en phosphore) provenant de sources diverses (naturelles et anthropiques sur une longue ou courte période de temps).
- L'accumulation d'éléments nutritifs dans l'eau provoque, à plus ou moins long terme, une prolifération de plantes aquatiques et d'algues dans la couche supérieure du plan d'eau et dans le littoral, ce qui réduit considérablement la transparence de l'eau (l'eau devient plus turbide).
- L'augmentation de la turbidité limite le passage de la lumière à travers la colonne d'eau. La photosynthèse ne peut alors s'effectuer que près de la surface du plan d'eau.
- Le surplus de matière végétale produit dans l'épilimnion se dépose au fond du plan d'eau, suite à sa sénescence (mortalité).
- Les décomposeurs utilisent l'oxygène dissous afin de dégrader la matière végétale, ce qui provoque une diminution des concentrations d'oxygène dissous en profondeur.

Selon Ramade (1981), les principales phases successives de l'eutrophisation des eaux peuvent être schématisées comme suit :

- Pollution croissante,
- Prolifération des algues,
- Décomposition anaérobie,
- Dégradation extrême du milieu avec une simplification des espèces présentes.

La raréfaction de l'oxygène dissous de la couche inférieure du plan d'eau occasionne un changement dans la biodiversité des espèces présentes dans le lac (ex. : disparition des espèces de poissons d'intérêt sportif tels que les truites).

La figure (1) présente une illustration du processus de l'eutrophisation dans un lac.

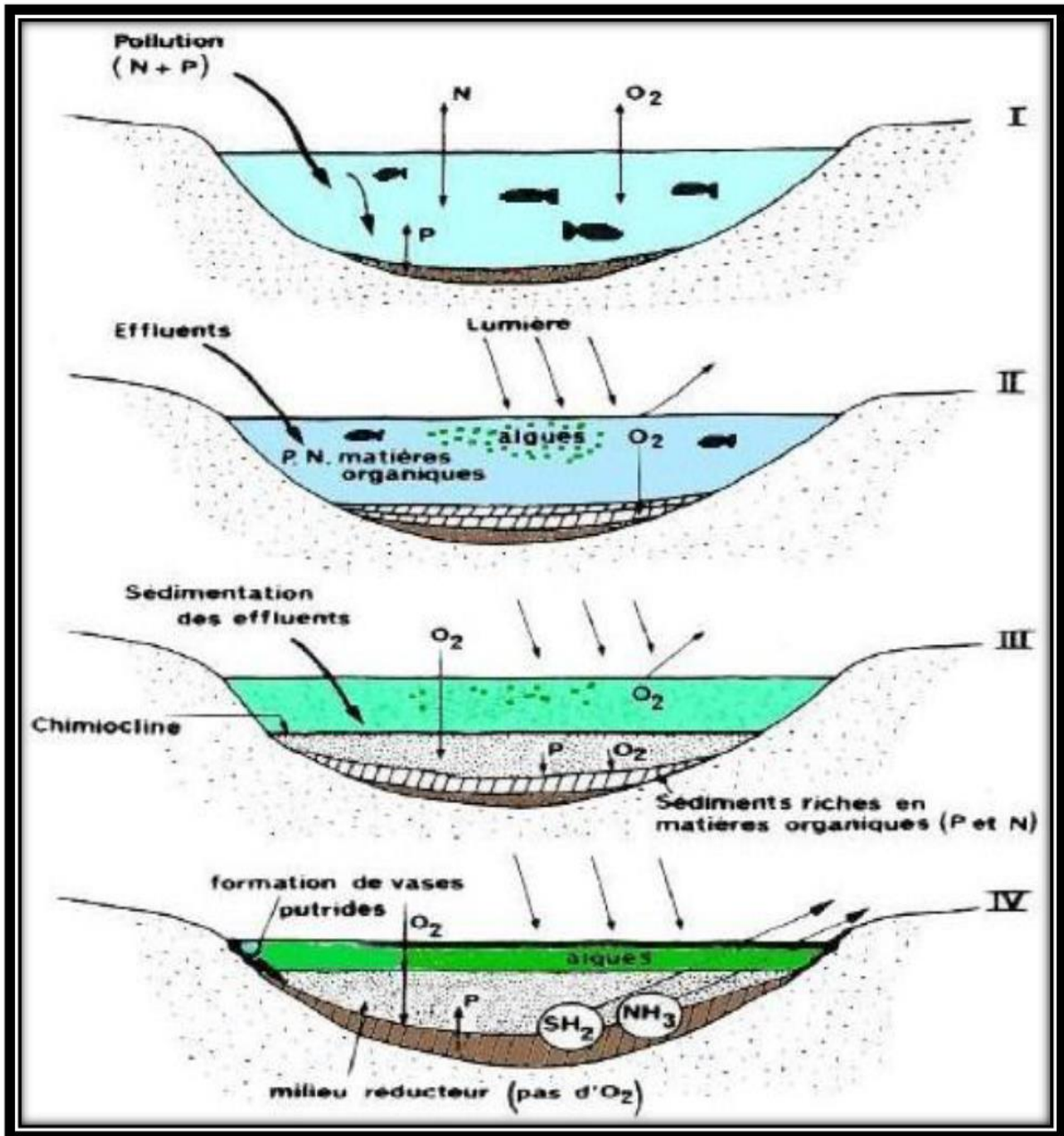


Figure 01 : Schéma représentatif de différentes étapes de l'eutrophisation d'un lac.

(Ramade, 1981)

### 3. FACTEURS DE CONTROLE DE L'EUTROPHISATION

Pour limiter le phénomène d'eutrophisation, il est nécessaire de connaître les différents facteurs de contrôle de l'eutrophisation.

#### 3.1. Les nutriments

Les nutriments (ou éléments nutritifs) sont nécessaires au métabolisme des végétaux, organismes autotrophes capables de transformer la matière minérale en matière organique. Si la croissance des végétaux n'est pas limitée par un autre élément (lumière par exemple), un accroissement de la quantité de nutriments apportée dans le milieu pourra leur permettre de se développer davantage.

Ainsi en milieu aquatique, l'augmentation des apports de matière organique et surtout d'azote et/ou de phosphore est souvent tenue pour responsable des phénomènes de proliférations des plantes aquatiques. Le phosphore est souvent considéré comme facteur limitant en eau douce (Smith et Italice, 1999), cependant le rôle de l'azote ne doit pas être sous-estimé. Après avoir touché les lacs puis les rivières, l'eutrophisation engendrée par l'augmentation des apports terrigènes de sels nutritifs azotés et phosphorés a atteint de nombreux estuaires dans le monde, et même de vastes zones côtières peu profondes.

Ces nutriments ont trois origines : les apports directs par les précipitations tombant sur le plan d'eau; les apports par les cours d'eau en provenance des bassins versants et les apports provenant de rejets anthropiques directs dans le plan d'eau.

#### 3.2. Climat et hydrologie

Le climat influence la productivité des lacs en agissant sur l'apport annuel d'eau et d'énergie, sur l'hydrologie du bassin versant et sur le taux de renouvellement de l'eau, ainsi que sur le transport des nutriments et sédiments vers le plan d'eau (Moss et al., 2005). Le climat détermine entre autres la température de l'eau, la durée de la période de croissance végétale, la direction et la force du vent, la pluviométrie et la stratification thermique du plan d'eau. La disponibilité en énergie solaire est un facteur important du contrôle de la productivité phytoplanctonique.

Le climat influence l'hydrologie des bassins versants. En effet les quantités de nutriments transportés du bassin versant vers le plan d'eau sont proportionnelles à

l'abondance des précipitations. Le transport des sédiments et nutriments associés ne s'accroît pas indéfiniment avec les précipitations. Le ruissellement des eaux, responsable de l'érosion des sols et du transport des particules vers le plan d'eau, s'amplifie avec les précipitations, mais ces dernières favorisent également le développement d'une végétation qui préserve le sol de l'érosion.

### 3.3. Géologie et topographie du bassin versant

Le lac et son bassin versant forment une unité de base de l'écosystème, puisque les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrographique sont intimement reliées par le déplacement de matériaux, des terres vers l'eau. La composition chimique de l'eau d'un lac dépend donc de la composition géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie. Le contenu minéral des eaux douces varie considérablement en fonction des caractéristiques climatiques et géochimiques. En général, les roches éruptives contiennent de 0,07 à 0,13% de phosphore (sous forme d'apatite). Le pourcentage de phosphore est plus élevé dans les roches volcaniques proprement dites mais ce sont les roches sédimentaires qui sont les plus riches en phosphore (Cözar et Italice , 2007).

### 3.4. Facteurs humains

Les stations d'épuration des eaux usées et les autres sources ponctuelles du bassin versant sont les sources principales de nutriments. Alors que la structure géologique et la géographie physique du bassin versant déterminent généralement les caractéristiques physico-chimiques des eaux, la perturbation et la modification du bassin versant par l'homme peuvent engendrer un transfert de nutriments vers le plan d'eau bien plus important que celui dû aux facteurs naturels.

Des changements de techniques de mise en valeur des terres et l'utilisation d'engrais peuvent modifier considérablement la charge nutritive des eaux de ruissellement. La déforestation perturbe cause une accélération de la perte d'ions du bassin versant vers le lac (Moss, 2007).

### 3.5. Facteurs liés au plan d'eau

Bien que les causes principales d'une eutrophisation accélérée demeurent le plus souvent externes au plan d'eau, les caractéristiques de ce dernier peuvent en accentuer ou en atténuer les effets. La productivité globale du plan d'eau n'est pas uniquement fonction des apports externes et des concentrations internes ; la distribution, la disponibilité ou l'assimilation des nutriments sont des facteurs qui interviennent indirectement. Le recyclage interne des substances nutritives à travers le réseau microbien (phytoplancton, zooplancton etc...), le relargage à partir des sédiments de nutriments, de même que les propriétés spécifiques au bassin versant lacustre (morphologie et hydrodynamique), régulent le phénomène d'eutrophisation.

La profondeur moyenne d'un plan d'eau peut influencer considérablement les effets de l'accroissement de la charge nutritive d'un lac ou d'un réservoir. (Daouda, 2010).

### 3.6. Les actions à l'échelle du bassin versant

Réduction des charges de phosphore à la source, sur un bassin versant, les processus actifs, leurs importances et leurs interactions dépendent d'un ensemble de facteurs qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état vont conditionner pour une grande part la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter à ces facteurs, les caractéristiques physiques du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en termes de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques tout comme les variables d'état permettent de décrire le système. Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs dépend de la maîtrise des apports en nutriments et notamment du phosphore qui est généralement le principal facteur limitant du développement algal en eau douce (Tymen, 1997).

## 4. POLLUTION ORGANIQUE

### 4.1. Origine et effets de la pollution organique

Les rejets renfermant des substances organiques sont à l'origine d'une consommation de l'oxygène présent dans le milieu aquatique qui les reçoit et peuvent, s'ils sont trop abondants, tuer le poisson par asphyxie. Une pollution par les matières organiques peut se caractériser par différents paramètres dont principalement (Drire, 2003) :

### ➤ **La Demande Chimique en Oxygène ou DCO**

C'est la quantité d'oxygène exprimée en mg par litre nécessaire pour oxyder les substances organiques à la fois biodégradables et non biodégradables.

La DCO constitue un précieux paramètre indicateur de la présence de polluants dans les eaux résiduaires. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également de sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures...).

### ➤ **La Demande Biologique en Oxygène (DBO)**

C'est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques fermentescibles par voie biologique (par l'action des bactéries aérobies). Elle est donc inversement proportionnelle à la charge en matière organique de l'eau.

### ➤ **La Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours ou DBO5**

Exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction ou à la dégradation des matières organiques d'une eau par les micro-organismes du milieu. Le dosage de la DBO5, qui traduit l'effet des transformations biochimiques relatives à la majeure partie des composés carbonés, est réalisé par comparaison entre la teneur initiale en oxygène dissous et la teneur résiduelle dans l'effluent après incubation à l'obscurité pendant 5 jours à 20°C.

### ➤ **Le rapport DCO/ DBO5**

Ce rapport donne une indication sur la biodégradabilité des lacs ou des effluents. Pour un rapport inférieur à 3, l'effluent ou le lac est facilement biodégradable ; au delà de 5, l'effluent est difficilement biodégradable.

## **4.2. Matières en suspension**

L'importance des matières en suspension dans l'eau réduit la luminosité et abaisse la productivité du milieu récepteur du fait, en particulier, d'une chute de l'oxygène dissous consécutive à une réduction des phénomènes de photosynthèse et préjudiciable à la vie aquatique. Les effets mécaniques des matières en suspension sont également importants.

### ➤ **Les matières décantables**

Elles correspondent aux matières en suspension (MES) qui se déposent au repos pendant une durée fixée conventionnellement à deux heures. Elles sont mesurées par lecture directe du volume occupé au fond d'un cône de décantation par le décantât.

### ➤ Les matières colloïdales

Elles représentent la différence entre les matières en suspension (MES) et les matières décantables. Par ailleurs, les matières en suspension sont constituées de matières minérales et de matières organiques.

## 5. PARAMETRES PHYSIQUES

### 5.1. Température

La température de l'eau est un paramètre important et de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). La température doit être mesurée in situ.

### 5.2. Conductivité

La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution. D'une façon générale, la conductivité s'élève progressivement de l'amont vers l'aval des cours d'eau, les écarts sont d'autant plus importants que la minéralisation initiale est faible, en particulier dans les zones à substrat acide ou à sous-sol siliceux.

### 5.3. Turbidité

La turbidité désigne la teneur d'une eau en particules suspendues qui la troublent. La turbidité peut s'échelonner de moins d'une NTU à plus de 1 000 NTU. À 5 NTU, l'eau est visiblement trouble; à 25 NTU, elle est noirâtre.

**Tableau 02 :** Classes de turbidité usuelles (Daouda, 2010).

NTU < 5	Eau claire
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 50	Eau trouble
NTU	La plupart des eaux de surface atteignent ce niveau de turbidité

### 6. PARAMETRES CHIMIQUES

#### 6.1. pH

Le pH indique l'équilibre entre les acides et les bases d'un plan d'eau. Il influence également la toxicité de plusieurs éléments en régissant un grand nombre de réactions chimiques.

Le pH (Potentiel Hydrogène) mesure la concentration en ions  $H^+$  de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14, la valeur 7 étant le pH de neutralité. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau.

Le pH doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un ph-mètre .

**Tableau 03** : Classification des eaux d'après leur pH (Daouda , 2010).

pH < 5	Acidité forte => présence d'acides minéraux ou organiques dans les eaux naturelles
pH = 7	pH neutre
7 < pH < 8	Neutralité approchée => majorité des eaux de surface
5,5 < pH < 8	Majorité des eaux souterraines
pH = 8	Alcalinité forte, évaporation intense

#### 6.2. Concentration en oxygène

La solubilité de l'oxygène dans l'eau est fonction de la pression atmosphérique (donc de l'altitude), de la température et de la minéralisation de l'eau : la saturation en  $O_2$  diminue lorsque la température et l'altitude augmentent.

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse.

C'est un paramètre utilisé essentiellement pour les eaux de surface. Au niveau de la mer à 20°C, la concentration en oxygène en équilibre avec la pression atmosphérique est de 8,8 mg/l d' $O_2$  à saturation. Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène (torrent),

alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des micro-organismes est sous-saturée. En effet, la forte présence de matière organique, dans un plan d'eau par exemple, permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène. L'oxygène dissous est donc un paramètre utile dans le diagnostic biologique du milieu eau.

### 6.3. L'azote

En absence d'activité humaine, l'azote dans l'environnement provient principalement des micro-organismes (cyanobactéries dans l'eau et quelques bactéries du sol) qui transforment l'azote gazeux ( $N_2$ ) en ammoniacque ( $NH_3$ ). L'azote constitue en effet les quatre cinquièmes de l'air atmosphérique.

### 6.4. Le phosphore

La majorité du phosphore est issue de l'altération des roches phosphorées. Il n'a pas de forme gazeuse, et sa forme minérale principale est le phosphate ( $PO_4^{3-}$ ).

Les sédiments fins servent d'accumulateurs de phosphore dans les conditions oxydantes habituelles, mais ils peuvent toutefois relarguer des quantités importantes de phosphore minéral dans le cas où le milieu deviendrait réducteur (Rosa Galvez-Cloutier, et al., 2002).

## 7. DESCRIPTION D'UN LAC EUTROPHE

Le carbone (C), l'azote (N) et le phosphore (P) sont des nutriments pour les végétaux aquatiques du lac. Lorsqu'il y a suralimentation, on dit que le lac est eutrophe. Pour un lac, le nutriment responsable de l'eutrophisation (l'élément limitant) est le phosphore. Un excès de phosphore provoque une croissance algale trop importante, qui provoque à son tour, lors de sa minéralisation, un appauvrissement en oxygène des couches profondes.

La limite inférieure de la concentration de l'oxygène requise par l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux est de 4mg/l (Jean-Jacques Fiaux, et Italice, 2006).

**Tableau 04 :** Tableau des caractéristiques des différents niveaux trophiques de lac  
(S. Devidal, et Italice, 2007).

## CHAPITRE I : l'eutrophisation et la restauration des lacs

	Caractères trophiques des lacs				
Catégorie	Ultra-Oligotrophe	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	Hypereutrophe
Biomasse	Faible	Faible	Moyenne	Forte	Très forte
Algue verte et cyanobactérie	Faible	Faible	Variable	Forte	Très forte
Macrophytes	Faible à nulle	Faible	Variable	Faible à forte	Faible
Productivité	Très faible	Faible	Moyenne	Forte	Forte/instable
Oxygénation de l'épilimnion	Normale	Normale	Variable	sursaturation	de la sursaturation à une anoxie complète
Oxygénation de l'hypolimnion	Normale	Normale	/	Sous-saturation	

**Remarque :** la surproduction de biomasse et de phytoplancton empêche la pénétration de la lumière dans l'eau, ce qui limite le développement des macrophytes.

### 8. PROBLEMES GENERAUX LIES A L'EUTROPHISATION

#### 8.1. Altération de la qualité de l'eau

Les facteurs qui produisent de l'altération de la qualité de l'eau sont :

Le goût, l'odeur, la filtration, la floculation, la sédimentation et autres difficultés de traitement des eaux.

Les paramètres pouvant atteindre des valeurs critiques pour la faune piscicole sont essentiellement la température, la désoxygénation, la formation de fer, le manganèse, le gaz carbonique (CO<sub>2</sub>), l'ammonium (NH<sub>4</sub>) et le CH<sub>4</sub>H<sub>2</sub>S (Khellou,2012)..

Généralement l'augmentation de la température dans la retenue a un effet négatif sur la population piscicole. De même, la diminution hypolimnique de la concentration en oxygène, est défavorable à la vie piscicole.

### 8.2. Altération des usages récréatifs de l'eau

Les conséquences de l'altération des usages récréatifs de l'eau sont :  
L'aspect inesthétique des lacs et étangs, le danger pour les baigneurs, les risques sanitaires ainsi que l'altération des pêches, la mortalité de poissons et la production d'espèces moins « nobles » (Khellou. 2012)..

### 8.3. Altération de la capacité de résistance des matériaux et des installations

Les résultats de l'altération de la capacité de résistance des matériaux et des installations sont :

- L'envasement, le colmatage des tuyaux et des filtres ainsi que la réduction du débit.
- La cause de tous ces problèmes est la prolifération de micro-algues planctoniques et de macrophytes et d'algues littorales (Khellou. 2012)..

## 9. LES MILIEUX TOUCHES

L'eutrophisation peut atteindre le milieu marin comme les milieux continentaux :

- Les eaux dormantes, telles les lacs et les étangs.
- Les cours d'eau ayant un débit faible ou qui accueillent des rejets trop importants, par exemple, de grosses exploitations agricoles, humaines ou industrielles.
- Les golfes, baies et autres étendues semi-fermées. (Bernard, 2001)

## 10. IMPACTS DE L'EUTROPHISATION SUR L'EXPLOITATION DES EAUX

L'eutrophisation a différents impacts sur l'utilisation de l'eau par l'homme.

### ✓ **Risque sanitaire**

Une eau eutrophiée présente en premier lieu un risque sanitaire pour l'homme et les animaux : risque lié aux nutriments, ou risque lié aux toxines algales (Rosa Galvez-Cloutier, et al., 2002).

### ✓ **Difficultés de potabilisation**

Elles peuvent représenter des mesures supplémentaires à prendre au niveau de la production d'eau potable (Rosa Galvez-Cloutier, et al., 2002).

### ✓ **Biodiversité**

C'est une atteinte importante des écosystèmes aquatiques. La biodiversité diminue, et de nombreuses espèces meurent. Globalement, la mort de poissons est très importante (Rosa Galvez-Cloutier, et al., 2002).

### 11. LUTTE CONTRE L'EUTROPHISATION

Deux niveaux de lutte contre l'eutrophisation selon Khellou. M,2012.

#### 11.1 Lutte préventive contre l'eutrophisation

##### ➤ Le relargage précoce d'éléments nutritifs

Pour lutter contre le relargage précoce d'éléments nutritifs, il est recommandé d'effectuer un débroussaillage complet des terrains à noyer avant la première mise en eau, mais aussi un décapage des sols dont la teneur en matière organique est supérieure à 2 % (UNEP, 1995).

##### ➤ Le marnage

Ce problème est plus délicat car il résulte directement de la plupart des usages des ouvrages (demandes en électricité, irrigation, etc...). Son contrôle implique nécessairement un coût qu'il s'agit de minimiser. Le marnage provoque la dessiccation des sédiments et des sols exondés, ce qui entraîne des modifications de la spéciation du phosphore dans le sens des formes plus labiles (c'est à dire plus facilement mobilisables par les algues et les végétaux supérieurs).

##### ➤ Les apports des bassins versants

Les apports des bassins versants réalisent la majeure partie de la charge nutritive arrivant dans les plans d'eau et fixent le niveau trophique des réservoirs. La meilleure solution reste le traitement à la source du problème du phosphore et de l'azote : il s'agit de la dépollution urbaine et industrielle, la création et la réhabilitation des réseaux d'assainissement et des stations d'épuration, l'infiltration d'effluents en substrats sableux et de la limitation des pollutions diffuses (engrais verts, fertilisation raisonnée...).

#### 11.2 Lutte curative après eutrophisation

##### ➤ Les moyens physiques

Les techniques qui consistent à extraire et exporter les matériaux chargés de phosphore (sédiments et végétaux) sont efficaces à long terme car elles équilibrent le bilan de phosphore. Toutefois, outre le coût important de ces opérations, se pose le problème de la gestion des matériaux extraits: sédiments plus ou moins pollués, biomasse végétale volumineuse, eaux putrides.

### ➤ **Les procédés d'aération**

Ces procédés permettent de fixer le phosphore in situ en le précipitant dans la colonne d'eau ou en le bloquant dans les sédiments. Dans les plans d'eau stratifiés, on peut aérer l'hypolimnion (couche d'eau en profondeur) sans pour autant dé-stratifier. Ceci permet, en rétablissant des conditions oxydantes (formation d'oxydes ferriques) au niveau des sédiments, d'éviter le relargage d'éléments indésirables comme le phosphore, l'hydrogène sulfuré, l'ammoniac et le manganèse.

Pour des plans d'eau dont la profondeur ne permet pas le développement d'une stratification thermique nette en période chaude, l'aération diffuse constitue une bonne solution pour lutter contre le développement de l'anoxie. De l'air comprimé, fourni par un compresseur sur la rive, alimente des rampes de bullage posées sur le fond.

L'oxygénation est obtenue par transfert à la colonne d'eau d'une partie de l'oxygène de l'air injecté, et par réaération superficielle des eaux de fond mises en convection au droit de l'injection d'air.

Il convient de signaler qu'un sous-dimensionnement des appareillages peut entraîner en priorité une oxydation de la matière organique et sa minéralisation.

### ➤ **Les autres procédés**

Les procédés qui visent à immobiliser le phosphore in situ, soit en le précipitant dans la colonne d'eau, soit en le bloquant au niveau du sédiment, permettent d'éviter les contraintes liées à l'évacuation des produits extraits.

Il peut parfois être moins onéreux de simplement placer en tête de retenue un pré bassin qui agira comme un piège à phosphore.

Il est également possible de traiter in situ les sédiments par injection de nitrate de calcium, de chlorure ferrique et de chaux. Ceci permet de chasser les sulfures, de piéger le phosphore et de stimuler la dénitrification (élimination des nitrates) sans pour autant nuire aux populations piscicoles.

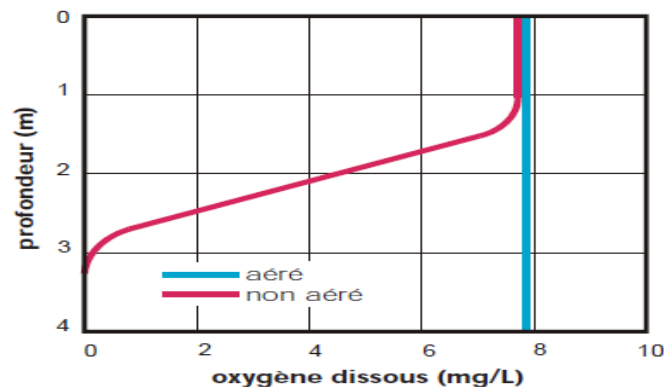
Quel que soit le type de traitement envisagé, il devra être adapté au problème limnologique posé, efficace pour l'effort technique et financier consenti et dépourvu de réactions indésirables et irréversibles. Ces deux dernières conditions n'étant pas systématiquement remplies, il sera bon de prendre des précautions en présentant le traitement comme expérimental et de proposer un suivi "postopératoire" des réactions de l'écosystème.

### 12. L'AERATION DES LACS ET RETENUES :

Les étangs-réservoirs sont des écosystèmes miniatures qui renferment toutes les formes de vie, y compris des plantes, des animaux et des bactéries. Tous ces organismes vivants ont besoin d'oxygène; c'est pourquoi il faut maintenir une concentration d'oxygène adéquate dans l'eau pour préserver la santé de l'écosystème de l'étang. Un étang sain donne une eau de première qualité

#### *-Comment l'oxygène est-il utilisé ?*

Toutes les plantes et tous les animaux utilisent de l'oxygène pour respirer. Cependant, c'est la décomposition des matières organiques se trouvant au fond des étangs-réservoirs qui consomme le plus d'oxygène. Lorsque les plantes et les animaux meurent, ils tombent au fond et se décomposent. Ce processus de décomposition consomme de grandes quantités d'oxygène, ce qui explique que c'est au fond de l'étang que la concentration d'oxygène est la plus faible.



**Figure 02: Profil d'oxygène caractéristique des étangs-réservoirs**

Stratification thermique (Gonet, 2006).

#### *-Que se-passe -t-il lorsque tout l'oxygène est épuisé ?*

Lorsque tout l'oxygène a été consommé, le processus de décomposition se poursuit sans oxygène. C'est ce qu'on appelle la décomposition anaérobie, dont le produit modifie le goût et l'odeur de l'eau.

Cependant, l'eau près du fond de l'étang-réservoir peut être anaérobie à cause des rejets de phosphore et de fer des sédiments.

Le phosphore contribue à la croissance des algues dans les étangs-réservoirs. Par conséquent, une concentration élevée de phosphore entraîne une prolifération d'algues.

Celles-ci meurent, se décomposent, consomment davantage d'oxygène et ont pour résultat le recyclage des matières nutritives et un renouvellement de la croissance des algues (Mackay, 1999)

### 13. LA STRATIFICATION THERMIQUE DANS LES LACS

La stratification thermique d'un lac se définit comme étant la formation de couches d'eau distinctes superposées les unes sur les autres. La formation de ces couches est due à une différence de température entre les couches, ce qui entraîne une différence de densité de l'eau.

#### 13. 1.L'Epilimnion

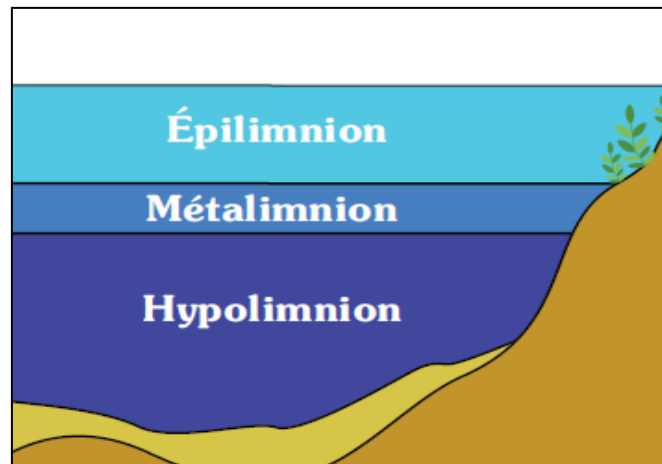
Est la couche de surface la plus chaude où il y a abondance de lumière et où la productivité biologique est la plus importante. Le vent permet à cette couche de se mélanger ; ce qui engendre une homogénéisation de l'oxygène dissous et des autres éléments présents (ex.: phosphore). L'épaisseur de cette couche varie au cours de la saison.

#### 13. 2.Le Métalimnion

Est la couche intermédiaire. Dans cette couche d'eau, la température varie rapidement avec la profondeur. Elle est plus froide que l'épilimnion mais plus chaude que l'hypolimnion. La diminution de la température crée une barrière physique entre les couches d'eau liée à la différence de densité. L'oxygène peut y être encore abondant.

#### 13. 3.L'Hypolimnion

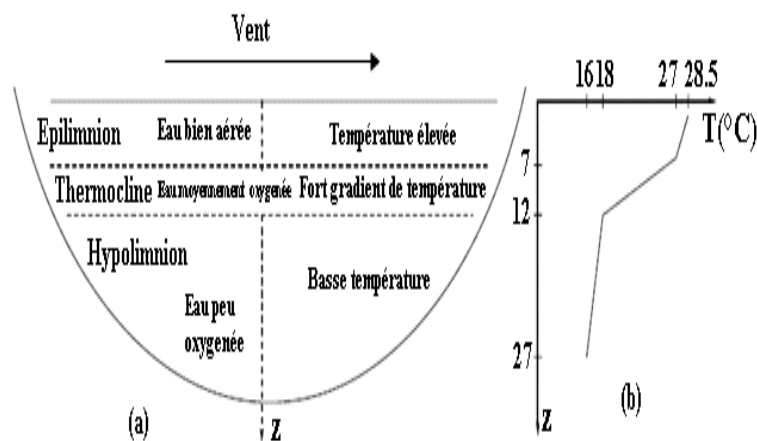
Est la couche froide inférieure faiblement éclairée où la température varie peu. L'oxygène dissous, introduit lors des brassages saisonniers, est utilisé entre autres pour la décomposition de la matière organique. Parfois, l'oxygène disparaît complètement de cette couche d'eau, phénomène que l'on appelle anoxie (, Wetzel, 2001 et HADE, 2002).



**Figure 03: structure d'un lac stratifié**

Stratification thermique (Gonet, 2006).

Les teneurs en oxygène dissous de l'hypolimnion décroissent rapidement avec la profondeur et peuvent être nulles à proximité des sédiments.



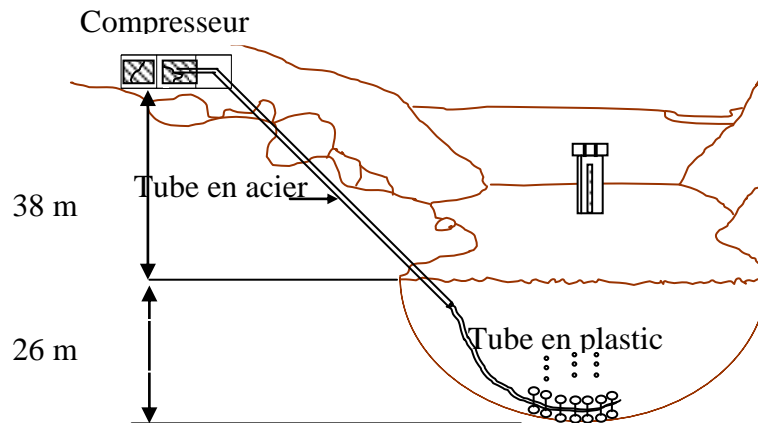
**Figure 04 (a) : Schéma d'un lac stratifié,(b) : La courbe de la température moyenne en été (Semaoune, 2008)**

## 14. Les systèmes d'aération :

### 14.1. L'aération par le système de déstratification :

Les problèmes de la qualité de l'eau sont fréquemment gérés par l'utilisation de mécanismes de déstratification artificielle, desquels, le plus populaire est le système des bulles d'air (Paterson et al, 1989).

L'aération par déstratification est premièrement exposée par Scott et Foley en 1919, cette technique est plus fréquemment achevée par injection de l'air à travers un seul diffuseur d'air, lié à un compresseur d'air localisé à la partie la plus haute du lac (Fig.05) (Fast, 1978 . Gafsi et al, 2007).



**Figure 05 : Système de déstratification d'un lac (Fast, 1978; Gafsi et Itlique, 2007 et Gafsi et Itlique, 2009).**

En plus de l'injection de l'air, des autres techniques incluant le pompage de l'eau du fond du lac à la surface, et le pompage de l'eau de surface au fond du lac (Fast, 1978 . Kettab et al, 2008).

### 14.2. L'aération hypolimnique

Trois mécanismes principaux sont utilisés pour l'aération hypolimnique :

-L'aérateur d'élévation d'air (air lift) (fig. 6a)

L'aérateur d'élévation d'air se compose typiquement d'un tube vertical de canalisation vertical, d'un diffuseur à l'intérieur du fond du tube, d'une chambre de séparation d'air-eau au sommet de la canalisation verticale, et d'un ou deux conduits de retour, appelées les downcomers (McGinnis et Italique, 1997et Vickie et Italique. 2006).

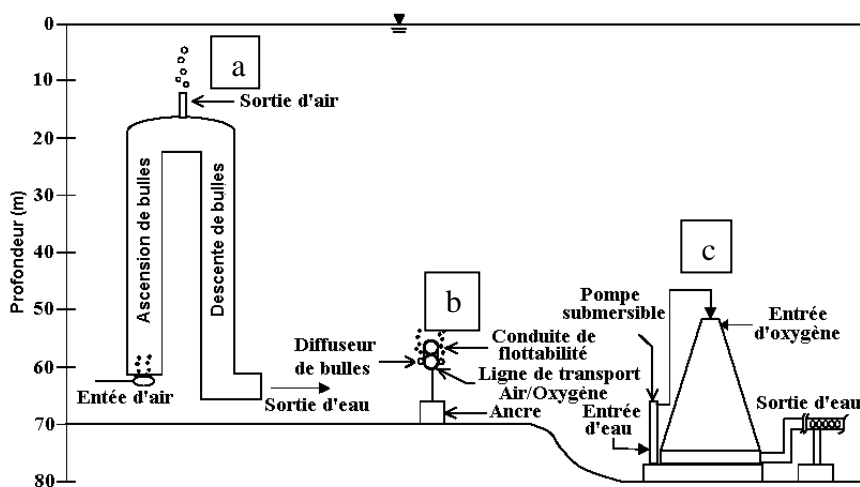
-Les bulles plumes (fig. 6b)

Les diffuseurs de bulle-plume sont généralement linéaires ou circulaire et injectant l'air ou l'oxygène à un débit relativement faible. Ces systèmes sont les plus appropriés aux lacs profonds où la partie des bulles se dissout dans l'hypolimnion et la quantité de mouvement produite par la plume est assez faible pour empêcher une érosion significative de la thermocline (McGinnis et al, 1997et Vickie et al, 2006).

-Le *speece cône* (fig. 6c) :

Ce système se compose d'une source de gaz d'oxygène, une chambre conique de contact de bulle, une pompe submersible, et un diffuseur qui disperse l'eau fortement oxygénée dans l'hypolimnion (McGinnis et al, 1997 et Vickie et al, 2006).

Dans les trois mécanismes d'oxygénation, les bulles de gaz en contact avec l'eau facilitent le transfert inter facial de l'oxygène, aussi bien que l'azote et d'autre gaz solubles. (McGinnis, 2002)



**Figure 06 : Représentation schématique de trois dispositifs d'entrée de l'oxygène (Mc.Ginnis et al, 1997 and Gafsi et al, 2008)**

### 14.3. Avantages :

- Réoxygénation de l'hypolimnion sans destratification de la colonne d'eau, ni augmentation de la température. Il n'y a pas de mélange des eaux profondes et froides avec les eaux superficielles plus chaudes.
- Accroissement possible de l'habitat et de la nourriture pour les poissons d'eau froide.
- Diminution des concentrations en phosphore et autres constituants indésirables dans l'eau tel que l'ammonium, le manganèse, le fer grâce aux réactions redox favorisées par les conditions aérobies.

### 14.4. Inconvénients :

- Un des aspects négatifs est la possibilité de libérer de l'azote gazeux, qui peut provoquer la mort des poissons.
- Il est possible que l'aération de l'hypolimnion provoque une diffusion des nutriments vers le métalimnion entraînant l'apparition de cyanobactéries.

## CHAPITRE I : l'eutrophisation et la restauration des lacs

---

- Les appareils ne sont pas toujours bien dimensionnés, entraînant parfois une destratification des eaux et un effet contraire sur la croissance algale.

En résumé, les effets de l'aération des lacs sont :

- Réduction très importante des concentrations en fer et en Mn de l'eau brute (qui reste précipitée dans les sédiments).
- Teneur faible, voire nulle en ammoniacque.
- Suppression presque complète du relargage du phosphore à partir des sédiments.
- Limitation très importante du développement des cyanophycées qui ne prédominent normalement pas en milieu agité.
- Minéralisation accélérée des matières organiques.
- Réduction des pics de turbidité.
- Qualité d'eau brute stable tout au long de l'année.
- Diminution de la consommation de réactifs et d'eau de lavage des filtres .
- Risque fortement réduit de flottation de boues dans les décanteurs par absence dégazage.
- Une meilleure efficacité de la chloration.

### CONCLUSION

Au plan visuel, l'eutrophisation et ses effets secondaires occasionnent une décoloration des eaux, une diminution de la transparence, une altération esthétique et pour les baigneurs un gêne qui nuit aux activités récréatives. Les agglomérations de macrophytes denses et de macroalgues obstruent les canaux, les lagunes et les estuaires, compromettant la pêche et la navigation et réduisant l'écoulement et la contenance des réservoirs d'eau douce, etc. Avec le vieillissement, le matériel organique en décomposition consomme et, dans des cas graves, épuise la réserve d'oxygène de l'eau, entraînant toute une série de problèmes secondaires comme la mortalité du poisson, la formation de substances corrosives et autres indésirables telles que CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, des substances organoleptiques (aux propriétés sapides et odorantes), des acides organiques, des toxines, etc.

De ce fait, l'étude de l'eutrophisation est l'un des objectifs important est actuellement abordé à l'échelle mondiale.

Les techniques et les systèmes d'aération sont des solutions très répandues pour restaurer les lacs et réservoirs. L'eau d'un étang ou d'un lac n'est amélioré et aérer qu'après utilisation de ces techniques soit l'aération par déstratification ou l'aération hypolimnique, et ceci dans le but de réoxygéner toute la colonne d'eau ou la seulement la couche de l'hypolimnion.

Chacune de ces techniques dispose aussi bien des avantages que des inconvénients. Le système le plus approprié doit satisfaire l'aspect technique et l'aspect économique.

L'aération par déstratification est une technique simple qui nécessite moins de moyens comparés à l'aération hypolimnique, mais reste inefficace quant à la conservation de l'équilibre thermique des lacs. Thermiquement, l'oxygénation hypolimnique quand à elle, est la plus efficace, mais elle n'est pas rentable économiquement.

## **CHAPITRE II**

**Etudes sur les modèles physiques de l'eutrophisation  
dans les lacs**

### INTRODUCTION

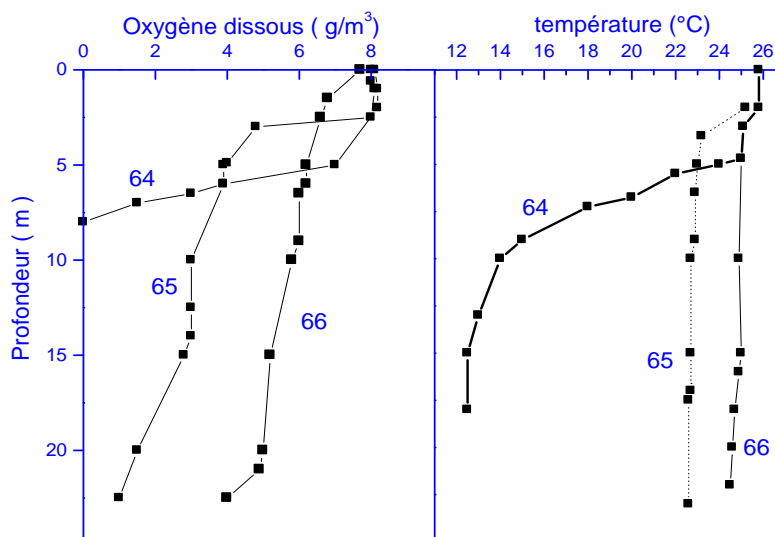
L'étude sur modèle réel, montre la variation de quelques paramètres physiques et chimiques (la température, le phosphore total, la concentration de l'oxygène dissous et la concentration de l'azote dissous) en fonction de la profondeur des lacs. L'étude sur modèles physiques des lacs et réservoirs tel que (Camanche, Baldegg, Blue Ridge, El Capitan, Waccabuc et Casitas, Calif, Hallwil), montre l'évolution chronologique de ces paramètres physiques et chimiques durant les périodes de l'aération par déstratification et l'oxygénation) hypolimnétique.

### 1. ETUDE SUR MODELES PHYSIQUES REELS :

#### 1.1. Discussion des résultats du lac d'El Capitan (Fast,1978) :

La figure 07 représente l'évolution de la concentration en oxygène dissous et de la température du réservoir d'El Capitan avant et durant la déstratification artificielle.

Les valeurs sont prises pour la période mi-août pour chaque année ; ce réservoir n'a pas été aéré durant 64, l'aération a été opérationnelle en Juin 1965 et Mars 1966.



**Figure 07 : Evolution de l'oxygène dissous et de la température avant et durant la déstratification artificielle du réservoir d'El Capitan (Fats, 1978).**

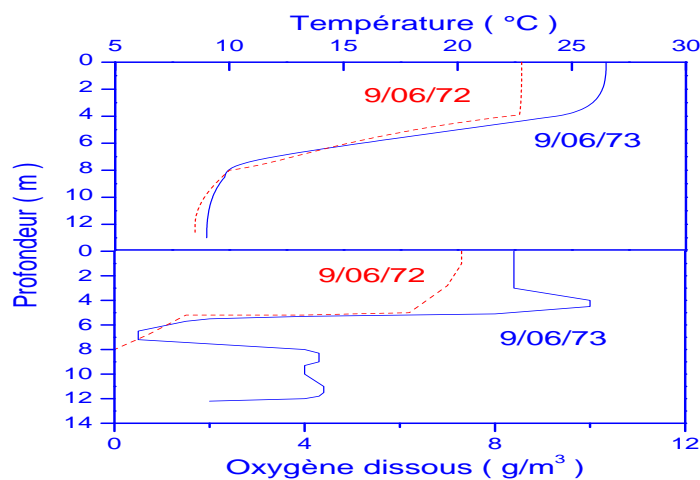
Le profil de la température avant l'aération par déstratification du lac d'El Capitan en 64, montre que la température diminue et proche de zéro en profondeur du lac. Alors que durant l'aération par déstratification en 1965 et 1966, la température présente des profils

verticaux le long de la profondeur du lac ; d'où l'homogénéité de la température de l'eau. Donc l'installation de l'aération fonctionne correctement durant la déstratification .

### 1.2. Discussion des résultats du lac Waccabuc (Fast,1978) :

#### a. L'oxygène dissous et la température avant et durant l'aération hypolimnétique :

La figure 08 représente l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous ainsi que de la température en fonction de la profondeur du lac Waccabuc N.Y, avant et durant l'aération hypolimnétique en 09 Juin 1972 et 09 Juin 1973.



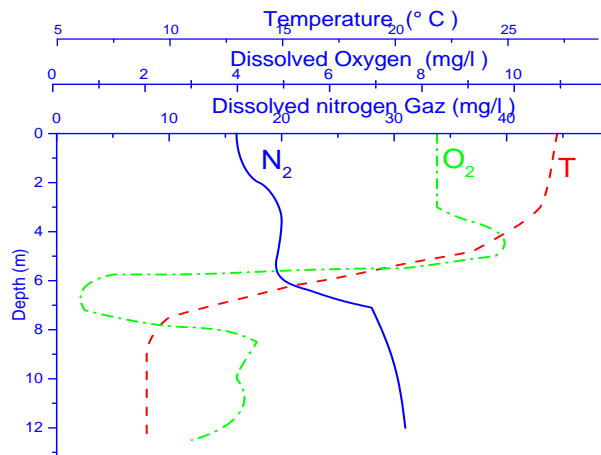
**Figure 08 : Evolution de l'oxygène et de la température avant et durant l'aération hypolimnétique au lac Waccabuc, N. Y. (Fast, 1978).**

Le profil montre que la température du lac Waccabuc avant l'aération hypolimnétique diminue, alors que la température durant l'aération hypolimnétique augmente le long de la profondeur de l'hypolimnion.

Le profil montre que, la concentration de l'oxygène dissous du lac Waccabuc avant l'aération hypolimnétique s'annule entre 8m et 12m de profondeur du lac, alors que durant l'aération hypolimnétique, la concentration de l'oxygène dissous augmente le long de l'hypolimnion. D'où le fonctionnement normal de l'installation de l'oxygénation hypolimnétique .

### b. L'évolution de l'oxygène, l'azote et la température durant l'aération hypolimnétique :

La figure 09 montre l'évolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température en fonction de la profondeur du lac Waccabuc, N.Y. durant l'aération hypolimnétique.



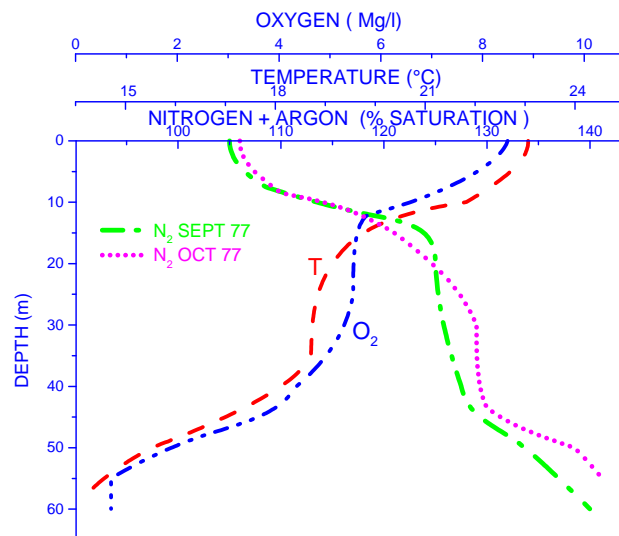
**Figure 09 : Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température durant l'aération hypolimnétique au lac Waccabuc, N.Y (Fast, 1978).**

Les concentrations hypolimnétique en oxygène ont été augmentées de 0.0mg/l à 4mg/l, alors que les températures n'étaient pas changées beaucoup pendant les 80 jours de l'aération. La période de l'aération et/ou de l'injection d'air en profondeur devrait causer encore de grandes sursaturations.

Les profils de la température, l'oxygène dissous et l'azote dissous durant l'aération hypolimnétique au lac Waccabuc, N.Y. augmente le long de sa profondeur, due à l'injection des bulles d'air ou de l'oxygène au niveau de l'hypolimnion, et le fonctionnement permanent du compresseur d'oxygène.

### 1.3. Discussion des résultats du lac Casistas Calif (Fast, 1978)

La figure 10 montre l'évolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température en fonction de la profondeur du lac Casitas, Calif durant l'aération par déstratification.



**Figure10 : Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et la température durant la déstratification artificielle au lac Casitas Calif [Fast, 1978].**

L'aération par déstratification commence en Septembre 1977, elle est opérationnelle en Octobre 1977. Le profil montre que la concentration en oxygène dissous durant la déstratification est proche de zéro en profondeur (60m) du lac, et que la température durant la déstratification du lac Casitas Calif s'annule au fond du lac.

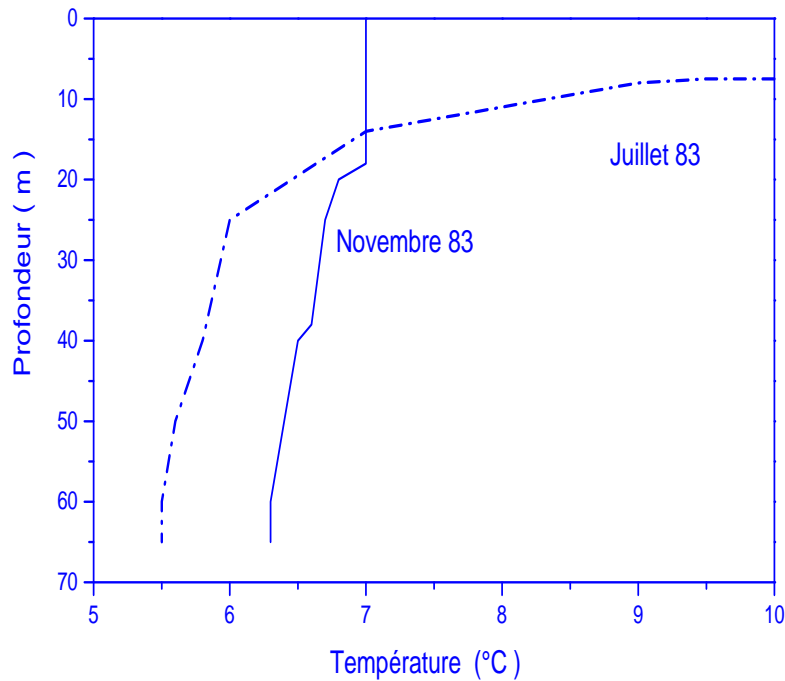
Les profils montrent aussi que, l'azote dissous durant l'aération par déstratification du lac Casitas Calif, augmente le long de la profondeur du lac. C'est le produit de l'injection de l'oxygène pur dans l'hypolimnion (Fast, 1978).

Un gradient thermique existe entre la profondeur de 5 et 12m, alors que l'autre était entre 45 et 55m. Ceci correspond aux changements de la saturation de l'azote.

### 1.4. Discussion des résultats du lac de Baldegg en Suisse (Wuest et al, 1992)

#### a. Evolution de la température durant la déstratification et l'aération hypolimnétique :

Le lac de Baldegg est eutrophisé, parmi tous les lacs de suisse, il a une nécessité d'une déstratification artificielle pendant la période hivernale et une oxygénation hypolimnétique pendant la période estivale. La déstratification artificielle avec des bulles plumes l'air a commencé en février 1982, suivi par une première oxygénation expérimentale de l'hypolimnion qui utilise de l'oxygène pur pendant le mois de Juillet 82.



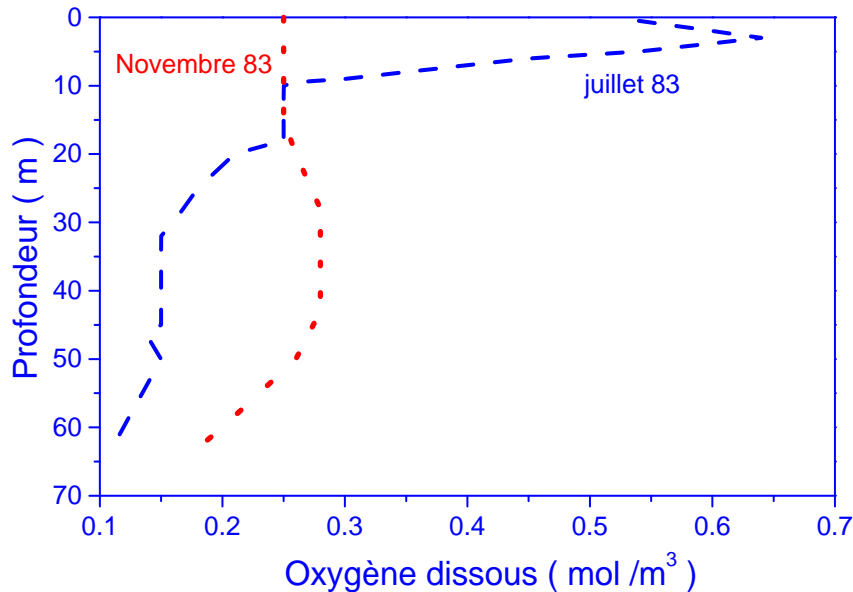
**Figure 11: Profils des températures en fonction de la profondeur durant et après la déstratification et l'oxygénation hypolimnétique du lac de Baldegg (Wuest et al,1992).**

L'évolution de la température durant et après le brassage artificiel de l'eau du lac de Baldegg en Novembre 83 (figure 11), montre l'homogénéité de la température de l'eau le long de la profondeur du lac, cela est confirmé par le profil vertical. D'où le bon fonctionnement de l'installation de l'aération par déstratification.

L'évolution de la température durant et après l'oxygénation hypolimnétique en Juillet 83 dans le lac de Baldegg, montre une diminution de cette température le long de la profondeur du lac, cela est confirmé par le profil. Ce qui explique, le bon fonctionnement des compresseurs d'oxygène utilisés pendant l'oxygénation hypolimnétique.

### b. Evolution de l'oxygène dissous durant la déstratification et l'aération hypolimnétique :

La figure 12 représente, l'évolution de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant l'aération par déstratification et l'oxygénation hypolimnétique.



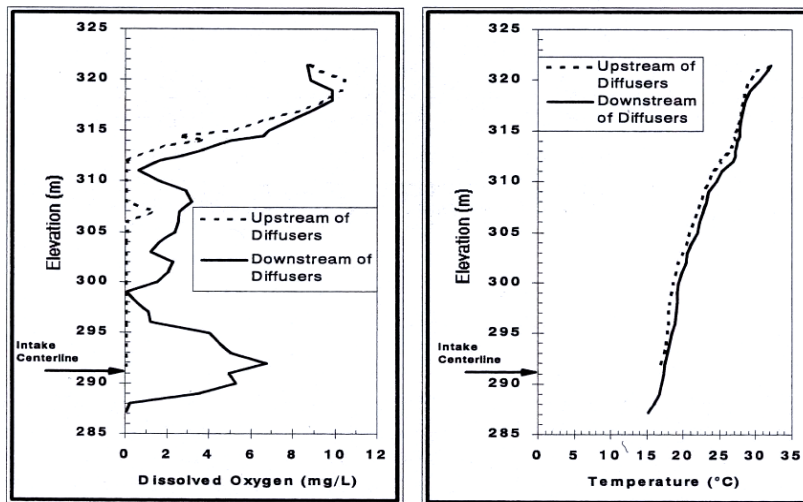
**Figure 12: Profils de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant la déstratification et l'oxygénation hypolimnétique (Wuest et al,1992).**

Le profil de l'évolution de l'oxygène dissous durant la déstratification artificielle en Novembre 83, montre l'homogénéité de l'oxygène dissous le long de la profondeur, sauf entre 60m et 70m du lac où l'oxygène dissous s'annule. D'où le fonctionnement alterné des compresseurs d'air utilisés dans l'installation d'aération.

Le profil de l'évolution de l'oxygène dissous durant l'oxygénation hypolimnétique en Juillet 83, montre une augmentation de l'oxygène dissous le long de la profondeur hypolimnétique du lac de Baldegg. Donc l'installation de l'oxygénation hypolimnétique fonctionne correctement (en permanence) durant cette période .

**1.5. Discussion des résultats aux barrages Cherokee et Blue Ridge (Mobley, 1997) :**

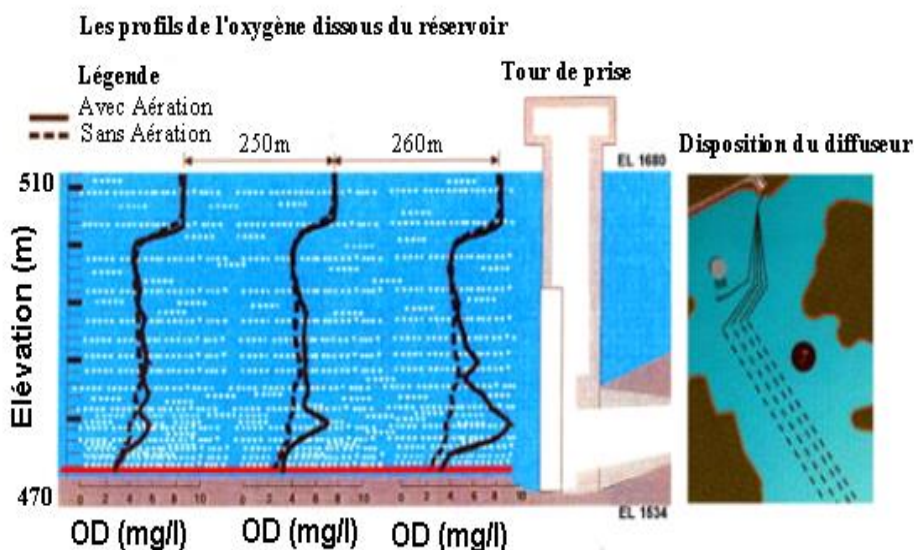
Des profils de température et d'oxygène dissous d'oxygène en amont et en aval de l'installation de diffuseur de l'oxygène au barrage Cherokee sont montrés sur la figure 13.



**Figure 13 : Profils de l'oxygène et de la température au barrage CheroKee, Aout 14, 1995 (Mobley, 1997).**

Comme résultat, l'auteur prouve que les profils l'oxygène dissous de réservoir ont subi augmentations dramatiques dans le hypolimnion sans une rupture significative de la stratification thermique.

Les profils de la figure. 14 montre les résultats d'application de diffuseur de ligne du réservoir de Blue Ridge , qui nous donne l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous, avec et sans aération par déstratification en fonction de l'élévation du réservoir.

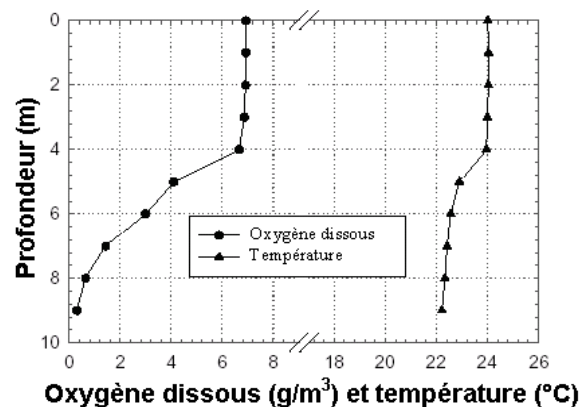


**Figure 14 : Résultats et disposition des diffuseurs dans le réservoir de Blue Ridge (Mobley, 1997).**

Les résultats de diffuseur du réservoir de Blue Ridge, montrent des profils de l'oxygène dissous sans et avec aération par déstratification du réservoir. L'évolution de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la hauteur d'élévation du lac, indique l'augmentation de la concentration en oxygène dissous le long de la profondeur durant la période de l'aération. D'où le fonctionnement normal de l'installation d'aération par déstratification du lac (Mobley, 1997).

### 1.6. Evolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac Prince (Vickie et al, 2002) :

Les profils de la température et de l'oxygène dissous de la colonne d'eau (fig. 15) sont des résultats des données qui ont été recueillies après la troisième semaine de l'expérience de l'aération par déstratification dans le lac Prince. Le profil de l'oxygène dissous après la troisième semaine de la déstratification du lac Prince, diminue et tend vers zéro au niveau de l'hypolimnion, d'où le fonctionnement alterné de l'installation d'aération par déstratification.

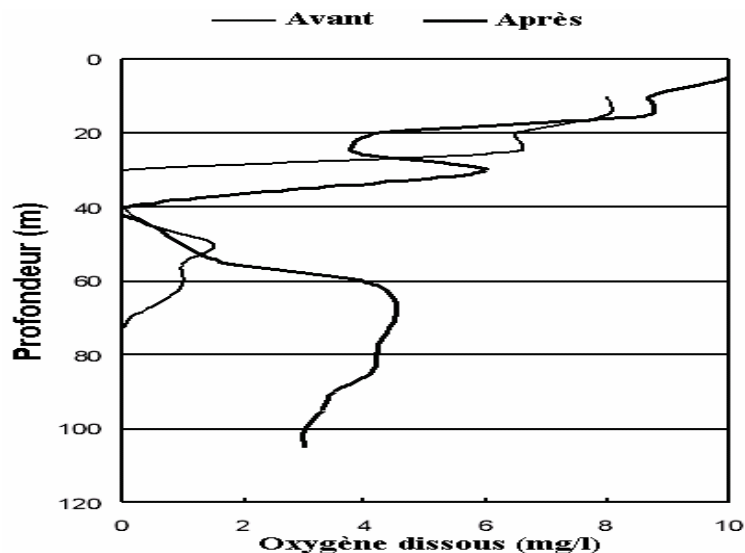


**Figure 15: L'évolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac de Prince (Vickie et al, 2002).**

Le profil de la température après la troisième semaine de la déstratification du lac de Prince, représente un profil vertical, d'où l'homogénéisation de la température le long de la profondeur du lac. Ceci prouve le bon fonctionnement de l'installation de déstratification.

### 1.7. L'évolution de l'oxygène dissous dans le réservoir de Camanche (Marc Beutel, 2002)

La figure 16 montre l'évolution de la concentration en oxygène dissous avant et après la période de l'aération hypolimnétique du réservoir de Camanche.



**Figure 16 : L'évolution de l'oxygène dissous avant et après l'aération hypolimnétique dans le réservoir de Camanche [Marc Beutel, 2002].**

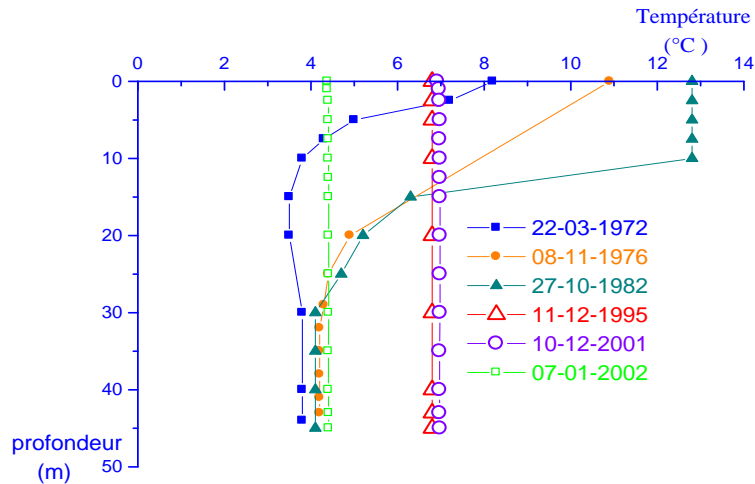
Les profils montrent l'évolution de la concentration en oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnétique en fonction de la profondeur du lac de Camanche. Ces profils nous expliquent, la variation de la concentration en oxygène dissous avant l'aération hypolimnétique, qui s'annule entre les profondeurs 20m et 40m de l'hypolimnion, puis cette concentration est proche de zéro entre 40m et 70m. Alors que durant l'aération hypolimnétique la concentration en oxygène dissous s'annule à la profondeur 40m, puis elle augmente le long de la profondeur de l'hypolimnion.

### 1.8. Discussion des résultats du lac de Hallwil (Gafsi et al, 2009).

L'aération par déstratification du lac de Hallwil a un fonctionnement alternatif du 04 Décembre 85 au 09 Mai 86. L'installation de la déstratification a été opérationnelle dès le 25 Novembre 86, elle est en arrêt depuis le 30 Octobre.

### • Température :

La figure 17 représente l'évolution journalière de la température en °C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

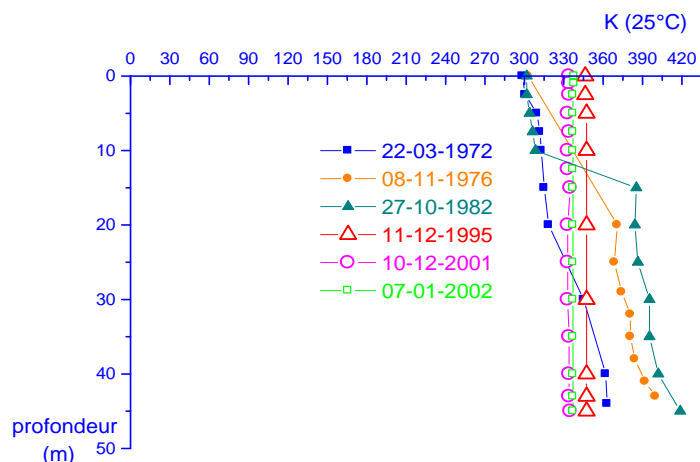


**Figure 17 : Profils verticaux de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.( Gafsi, 2009).**

Sans le brassage de l'eau, les écarts de température entre la surface et le fond était respectivement de 4, 7 et 9 °c dans les années 1972, 1976, et 1982. L'injection de l'air dans toute la colonne liquide a anéantie tous ces écarts, et ce dans les années 1995, 2001 et 2002. En plus, aucune micro stratification n'est apparente à la surface.

### • Conductivité :

La figure 18 représente l'évolution journalière de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

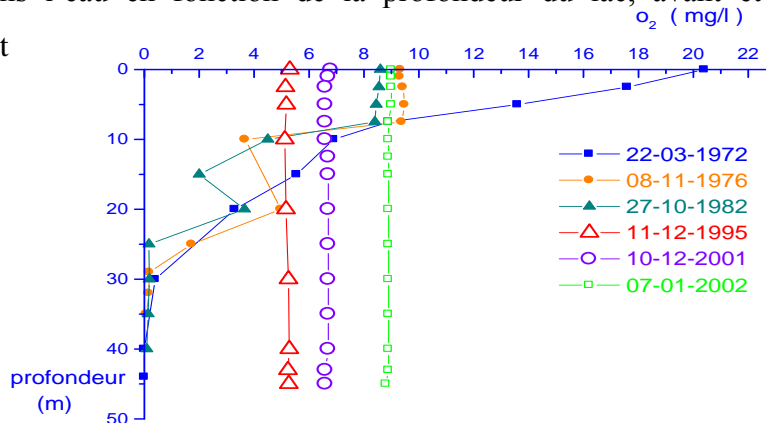


**Figure 18 : Profils verticaux de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification ( Gafsi, 2009).**

La quasi constance des profils de la conductivité (durant l'aération) dans toute la colonne d'eau montre que brassage de l'eau provoquent une distribution uniforme des matières minérales sur toute la profondeur de l'eau.

### • L'oxygène dissous :

La figure 19 représente, l'évolution journalière de la concentration de l'oxygène dissous dans l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération par déstratificat



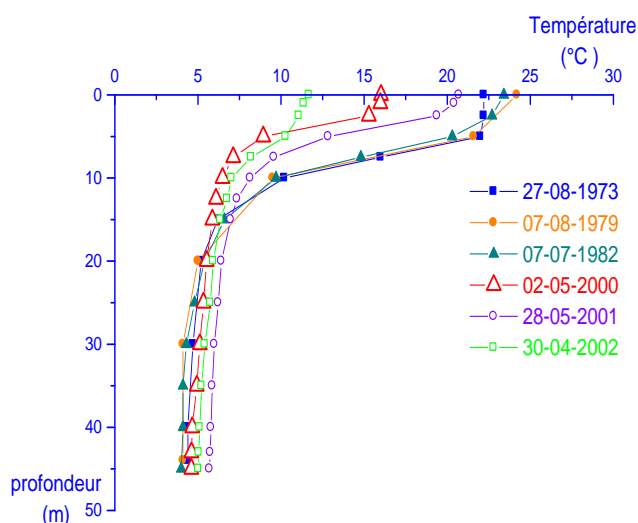
**Figure 19 : Profils verticaux de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification. ( Gafsi, 2009).**

Les profils de l'oxygène dissous avant et durant la déstratification du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de Fast (1978) lors de la restauration du lac d'El Capitan, les profils des travaux de Vickie (2002) lors de l'aération du lac de Prince. La concentration de l'oxygène dissous dans le lac de Hallwil et dans des lacs étudiés par les auteurs cités précédemment est homogène durant la déstratification. Ceci est confirmé par des profils verticaux.

### • Température :

La figure 20 représente, l'évolution journalière des températures de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique.

Durant l'aération, les écarts de températures entre la surface et le fond sont de 11.1 (mai 2000), 15 (juillet 2001), et 5.5 °c (avril 2002) , ce qui montre que pendant l'aération du lac, la stratification thermique est bien maintenue, et qui est plus appréciable dans les plus chaud à savoir les mois de mai et juillet des années 2000 et 2001 respectivement.



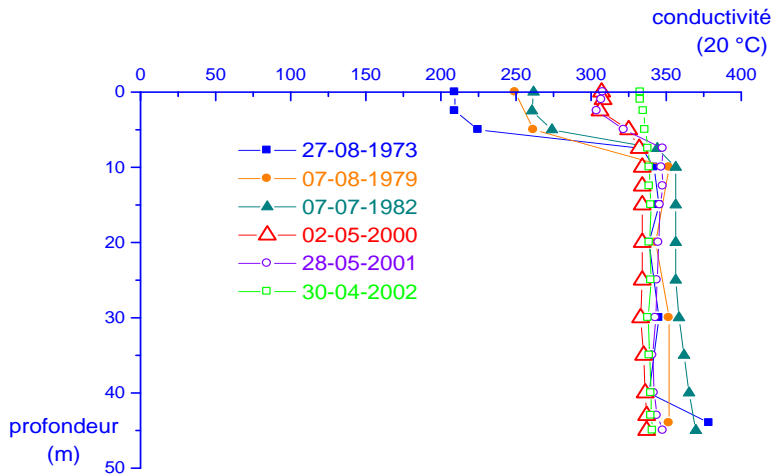
**Figure 20 : Profils de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique ( Gafsi, 2009).**

Les profils des températures avant et durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de McGinnis (2001) lors de la restauration du lac Spring Hollow, aux profils des travaux de Alfred Wüest (1992) lors de l'aération du lac de Baldegg, et aux profils des travaux de Fast (1978) lors de l'aération du lac Waccabuc, N.Y. Les températures augmentent durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil ainsi que dans les lacs étudiés par les auteurs cités précédemment. Donc l'aération hypolimnétique produit une légère augmentation de la température de l'eau.

### • Conductivité à 20°C:

La figure 21 représente, l'évolution journalière de la conductivité de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique.

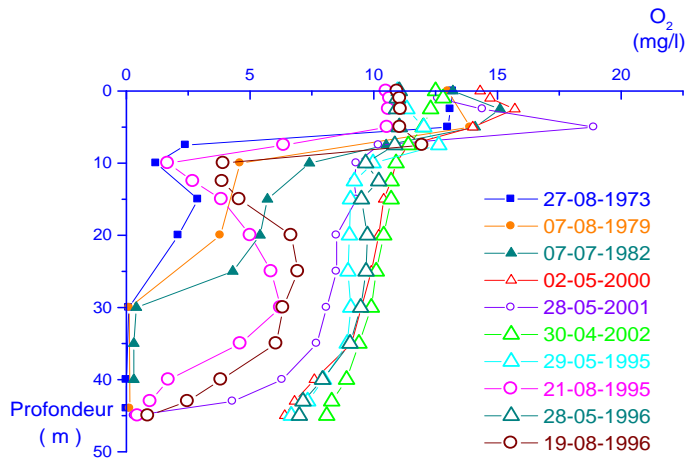
Les profils des valeurs de la conductivité durant l'aération semblent suivent les mêmes tendances que celles observées avant aération, surtout sous la profondeur de 13 m ; celle-ci caractérise la surface de l'hypolimnion. Sous cette zone les profils de la valeur de conductivité (avant et durant l'aération) se coïncident et on ressent une constance de la valeur de la conductivité dans toute la profondeur de l'hypolimnion.



**Figure 21 : Profils de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique ( Gafsi, 2009).**

• **Oxygène dissous :**

La figure 22 représente, l'évolution journalière de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique.



**Figure 22 : Profils de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique ( Gafsi, 2009).**

Les valeurs de la concentration maximales de l'oxygène dans la couche basse du lac sont respectivement 7, 5.8, et 8 mg/l dans les années 2000, 2001 et 2002, contre une valeur presque commune de 0.01 mg/l dans les années 1973, 1979, et 1982 (période non aérée), ce qui montre bien une augmentation très appréciable de la concentration de l'oxygène en couche profonde durant l'opération du système d'aération.

### **CONCLUSION :**

L'étude sur modèles physiques des techniques d'aération (par déstratification et hypolimnétique) des différents lacs, nous montre l'évolution de la température, de l'oxygène dissous et de l'azote dissous, en fonction des profondeurs des ces lacs et réservoirs étudiés. L'analyse des résultats obtenus par les auteurs, montre que durant l'aération par déstratification, la température et l'oxygène dissous augmente ou diminue le long de la profondeur. L'augmentation ou la diminution de ces paramètres explique, le fonctionnement permanent ou alterné de l'installation d'aération par déstratification. Durant l'aération ou l'oxygénation hypolimnétique des lacs, l'augmentation ou la diminution de la température et de l'oxygène dissous le long de la profondeur du lac, nous indique aussi le fonctionnement permanent ou alterné de l'installation d'aération hypolimnétique.

Il a été aussi montré que l'accumulation de l'azote dissous, est le produit de l'injection de l'air durant l'aération ou l'oxygénation hypolimnétique. Cette accumulation conduit à l'augmentation du nitrogène total le long de l'hypolimnion.

L'augmentation de la concentration de l'oxygène dissous, favorise les micro-organismes de consommer la matière organique dans les couches profondes, ce qui produit la préservation du milieu piscicole et la diminution de l'eutrophisation de l'eau du lac.



### INTRODUCTION

On s'intéresse dans ce chapitre à l'analyse et la discussion des données expérimentales collectées auprès de l'Autorité de l'Ouest et l'eau de Virginia qui gère le SHR. Ces résultats sont obtenus durant l'aération hypolimnique du SHR en 2006.

#### 1. DESCRIPTION DE RESERVOIR SPRING HOLLOW

Le réservoir de Spring Hollow a été construit en 1995 pour fournir le comté Roanoke avec de l'eau potable. En raison de sa petite taille, la profondeur importante, et la vie privée, le réservoir de Spring Hollow fournit une occasion exceptionnelle pour l'étude du système d'oxygénation. Le réservoir et le fonctionnement du système de diffuseur sont décrits dans cette section. (Paul A. Gantzer , 2002)

Le réservoir de Spring Hollow est situé sur un 2,19 kilomètres carrés (540 hectares) bassin de drainage et a une superficie de 0,64 kilomètres carrés (158 hectares). Il a une profondeur maximale de 67,1 mètres (220 pieds) à pleine bassin et dispose d'un volume maximal de 13,0 hm<sup>3</sup> (3,4 milliards gallons). Le volume est maintenu par pompage de la rivière Roanoke, lorsque le débit permis, avec une capacité de pompage allant jusqu'à 0,030 hm<sup>3</sup> / jour (80 MGD). L'usine de traitement de l'eau a un 0.011hm<sup>3</sup> / jour capacité et fonctionne actuellement à 0,003 hm<sup>3</sup> / jour. (Paul A. Gantzer , 2002).

La stratification du réservoir commence habituellement au mi-printemps et dure jusqu'à la mi-Décembre. La limite supérieure de l'hypolimnion est située entre 30,5 à 36,6 mètres (100 à 120 pieds) .



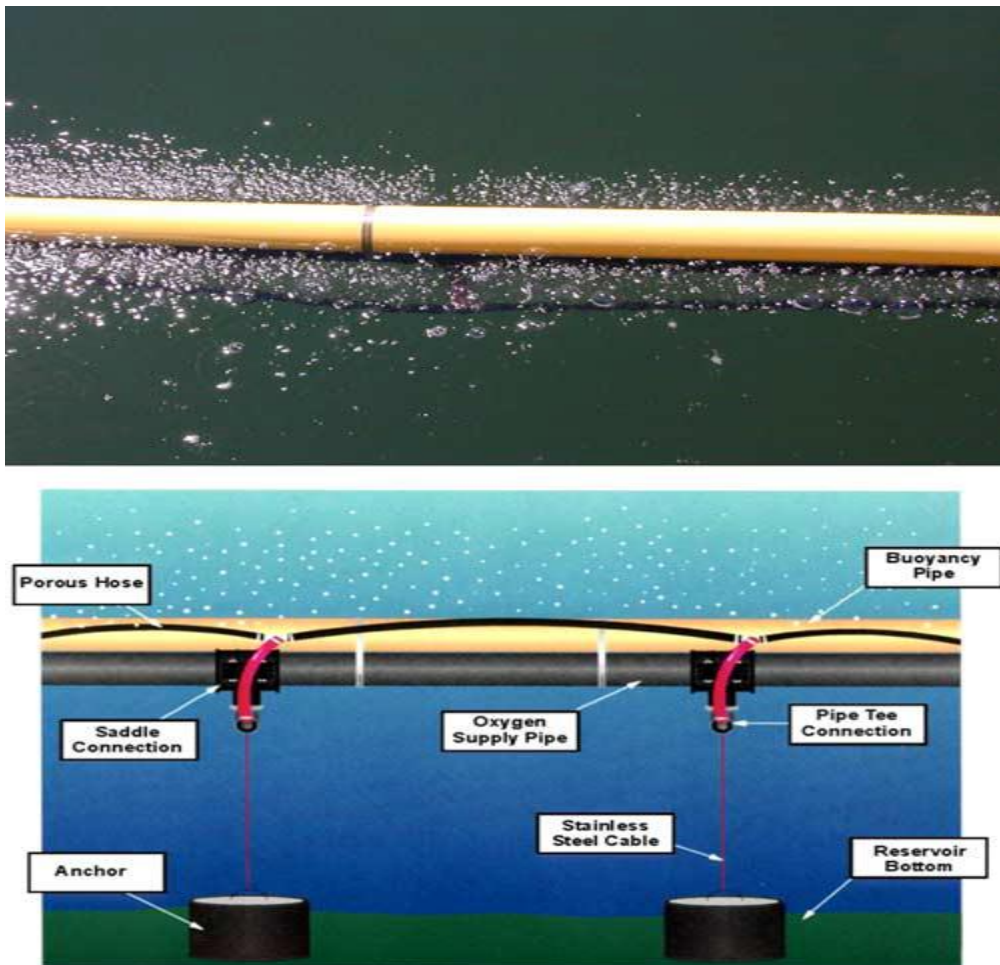
**Figure 23 :** la localisation géographique de Spring Hollow Reservoir (publie en janvier 2009 par Western Virginia Water Authority )



**Figure 24:** Spring Hollow Reservoir (Prise le 24 avril 2008 par Western Virginia Water Authority )

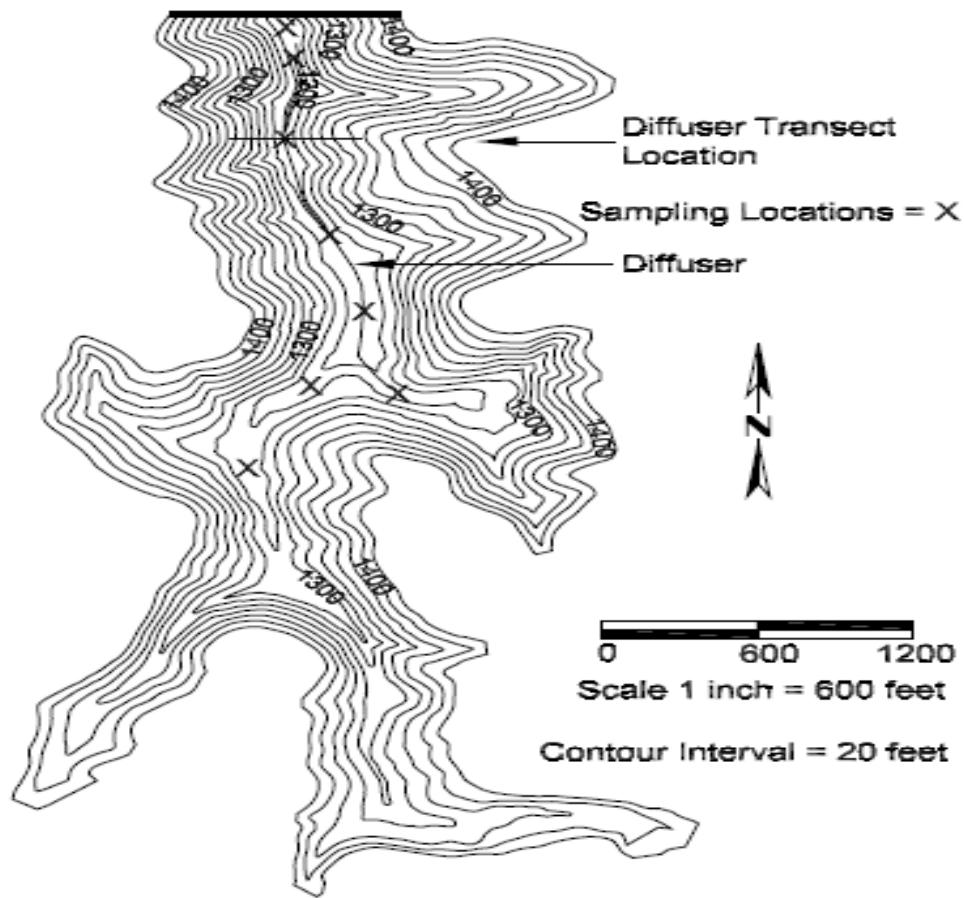
### 2. MODE OPERATOIRE

Pour éviter l'anoxie dans l'hypolimnion et la détérioration associée à la qualité de l'eau brute, un diffuseur linéaire de bulles équipé avec des tuyaux fins et poreux a été installé en 1997 (Figure 25). Le diffuseur de 305 m de long peut être fourni avec l'air comprimé ou de l'oxygène pur à différents débits de gaz et est situé dans la partie la plus profonde du réservoir (368 - 372 m d'altitude). Sur la base d'une surface moyenne élévation de 430 m, la profondeur du diffuseur pendant l'essai variait de 58 à 62 m le long de sa longueur.



**Figure 25** : Photographie et schématique de diffuseur du panache du bulle linéaire dans Spring Hollow Reservoir, Virginie.

(Mark Mobley, Mobley Engineering, Inc 2006)



**Figure 26** : Carte bathymétrique de Spring Hollow Reservoir, Virginie, montrant l'emplacement de diffuseur panache des bulles linéaire et de l'pma conductivité-température-profondeur (CTP) transects latéraux.

**Tableau 06** : Caractéristiques du système de diffuseur dans le SHR  
(l'Autorité de l'Ouest et l'eau de Virginia)

Paramètres	Valeurs
- Profondeur maximale(m)	65
- Superficie (m <sup>2</sup> )	0.53* 10 <sup>6</sup>
- Volume total d'eau (m <sup>3</sup> )	12*10 <sup>6</sup>
- Géométrie du diffuseur	Circulaire
- Profondeur moyenne des diffuseurs (m)	60

**3. RESULTATS ET DISCUSSION**

D'après la base de données collectée auprès de l'Autorité de l'Ouest et l'eau de Virginia, nous avons obtenus les profils des paramètres physiques et chimiques suivants :

**3.1. Evolution spatial des paramètres physiques et chimique durant l'aération hypolimnique**

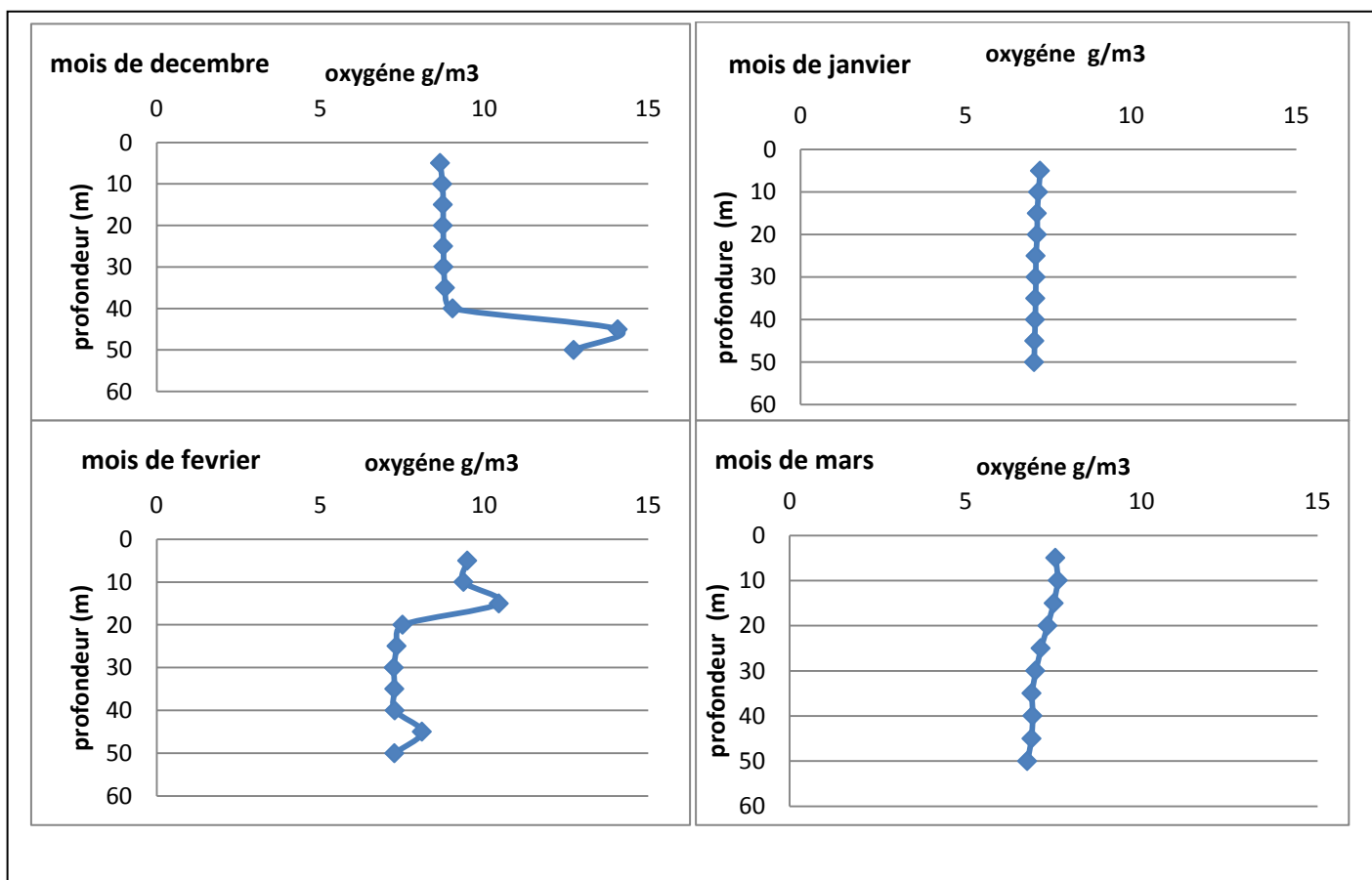
**3.1.1. Paramètres chimiques :**

Le paramètre chimique qui nous intéresse de l'eau du réservoir Spring Hollow est l'oxygène en  $gO_2/m^3$

qui soit  $[O_2]_{min} \geq 4.5 g/m^3$  en variation spatial et  $\geq 5 g/m^3$  en variation temporelle

En outre, le chauffage de l'hypolimnion n'a pas atteint la thermocline et voilà pourquoi la stratification thermique est préservée.

**a. l'oxygène dissous**

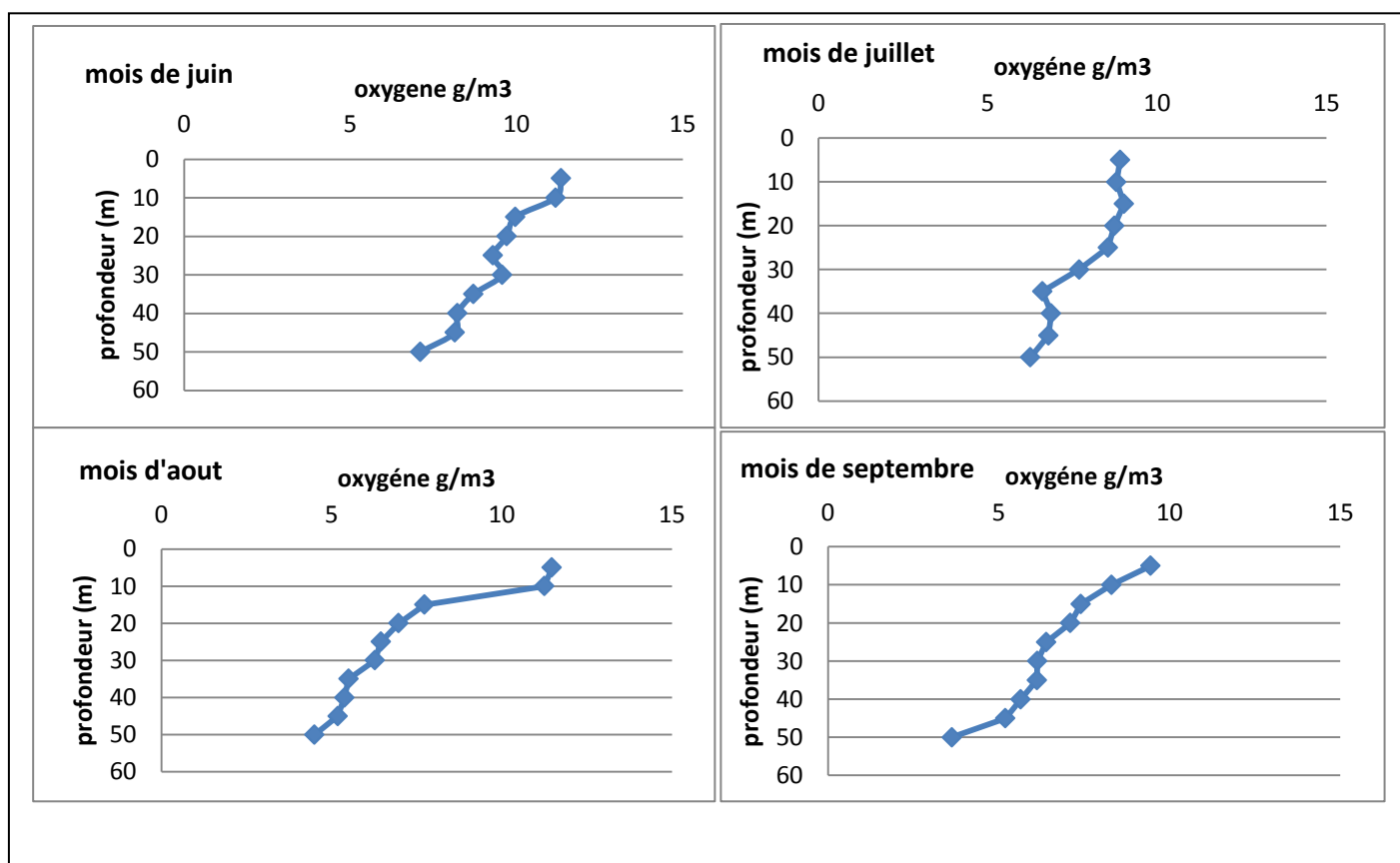


**Figure 27 : Evolution spatial de la concentration en oxygène dissous durant la période hivernal**

### CHAPITRE III : Partie expérimentale

Les concentrations en oxygène dissous dans les trois niveaux sont supérieurs à  $6,76\text{gO}_2/\text{m}^3$  (la valeur limite est  $4,5\text{gO}_2/\text{m}^3$ ) dans la couche la plus profonde. Ce qui signifie que le teneur en  $\text{O}_2$  est bien maintenu durant les 4 mois étudiés.

Sur les quatre (04) graphes et pour (les mois de décembre, janvier, février et mars), les concentrations minimales de l' $\text{O}_2$  dans l'hypolimnion sont respectivement 12,65 ; 7,07 ; 7,24 ;  $6,76\text{gO}_2/\text{m}^3$ . Ces valeurs minimales sont supérieurs à la valeur limite qui est de l'ordre  $4,5\text{gO}_2/\text{m}^3$



**Figure 28 : Evolution spatial de la concentration en oxygène dissous durant la période estival**

Durant la période estival la teneur en  $\text{O}_2$  dans l'hypolimnion a connu une diminution surtout dans les deux mois les plus chauds (Aout et Septembre  $4,5$  et  $3,63\text{gO}_2/\text{m}^3$  respectivement).

Cette diminution de la concentration en  $\text{O}_2$  au-dessus la valeur limite  $4,5\text{gO}_2/\text{m}^3$  (pour le mois de septembre) est justifiée par le fait qu'à ce niveau la consommation d'oxygéné est la plus importante, ajoutée à la stratification thermique qui règne en ces mois.

La teneur moyenne en oxygène dissous dans l'hypolimnion est maintenue supérieure à  $4\text{g/m}^3$  pendant toute la période estivale (à l'exception de mois de septembre  $3,63\text{g/m}^3$ ) mais reste toujours entretenir un habitat convenable pour la vie des poissons des eaux froides, sans perturber la stratification thermique existante.

Les profils de l'oxygène durant l'aération hypolimnénique du lac de Spring Hollow, sont comparables à ceux des profils de Fast (1978) pour la restauration du lac Waccabuc, des profils de Wüest (1992) pour l'aération du lac de Baldegg, des profils of Mobley (1997) pour l'aération du réservoir Blue Ridge, et des profils de Gafsi (2009), pour l'aération du lac de Hallwil.

### 3.1.2. Paramètres physiques :

Les paramètres physiques de l'eau du de SHR sont : la température en degrés Celsius, la conductivité en micro siemens/cm.

#### a. La température :

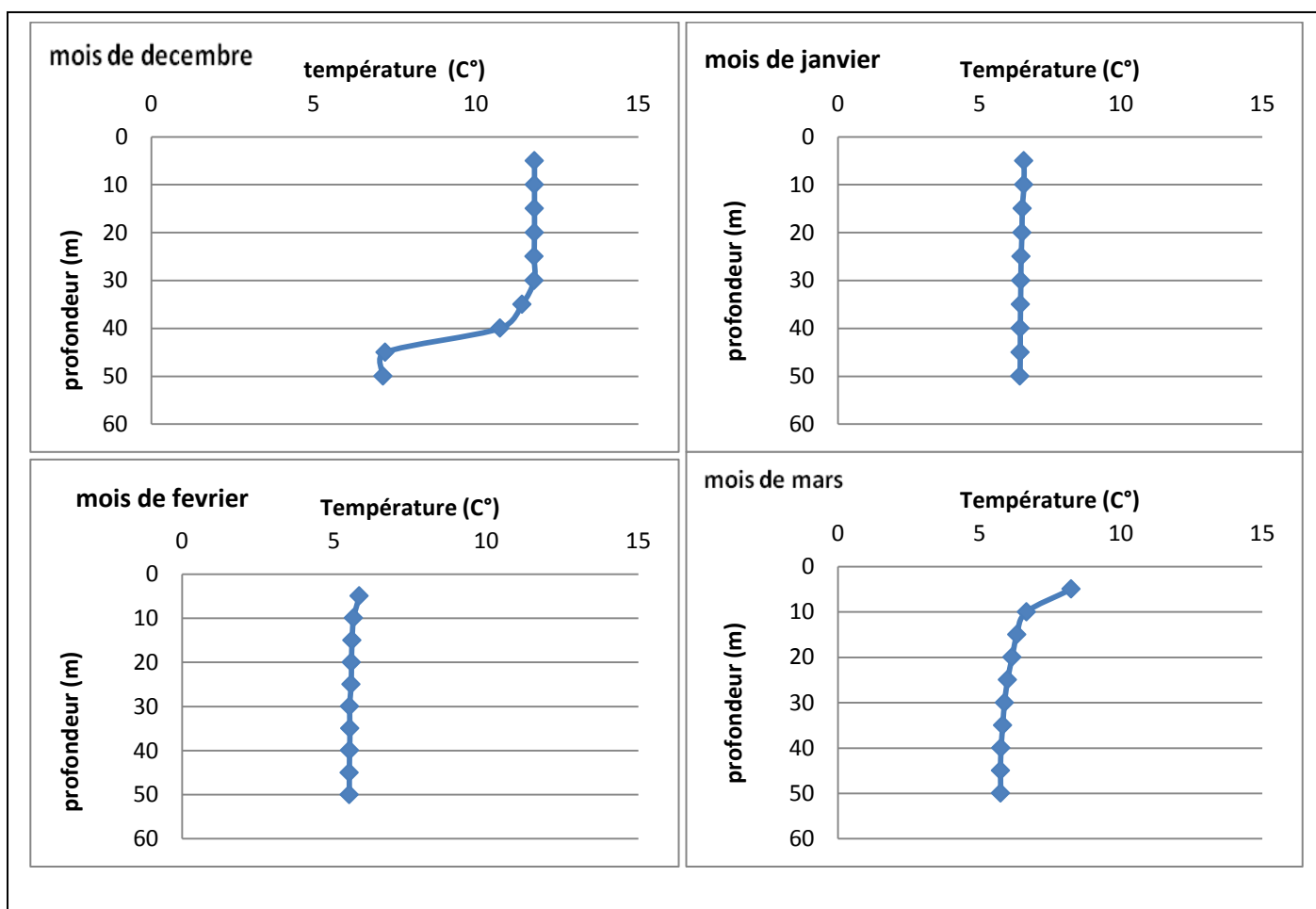
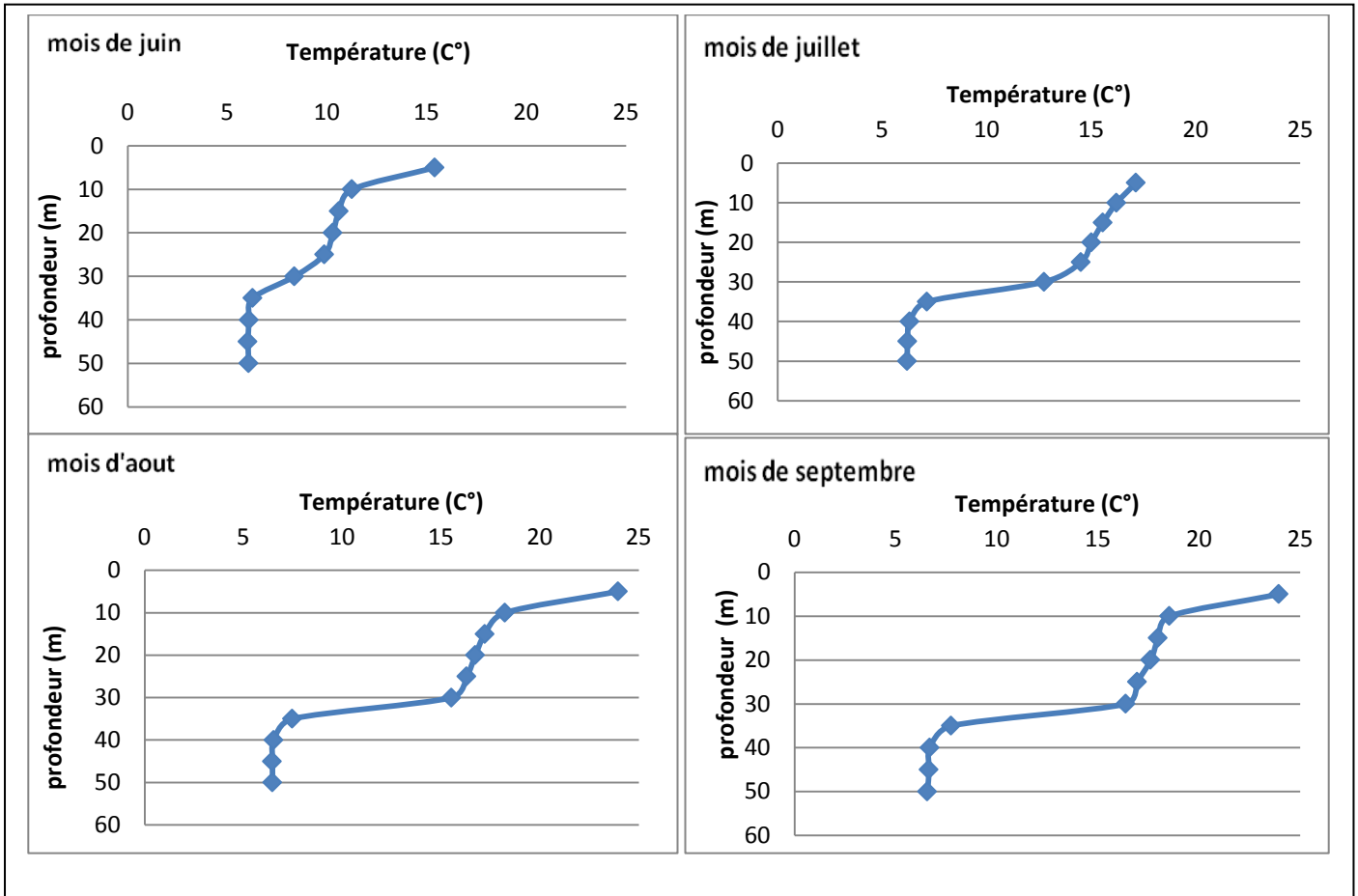


Figure 29 : Evolution spatial de la température durant la période hivernal

Durant la période d'hiver, les allures de la température varient selon les différents mois.

La température varie de 5,5 à 11,8°C pour les 4 mois et pour les différentes profondeurs.



**Figure 30 : Evolution spatiale de la température durant la période estivale**

Durant la période d'été, les profils de température prennent des allures similaires montrant que le réservoir est stratifié normalement.

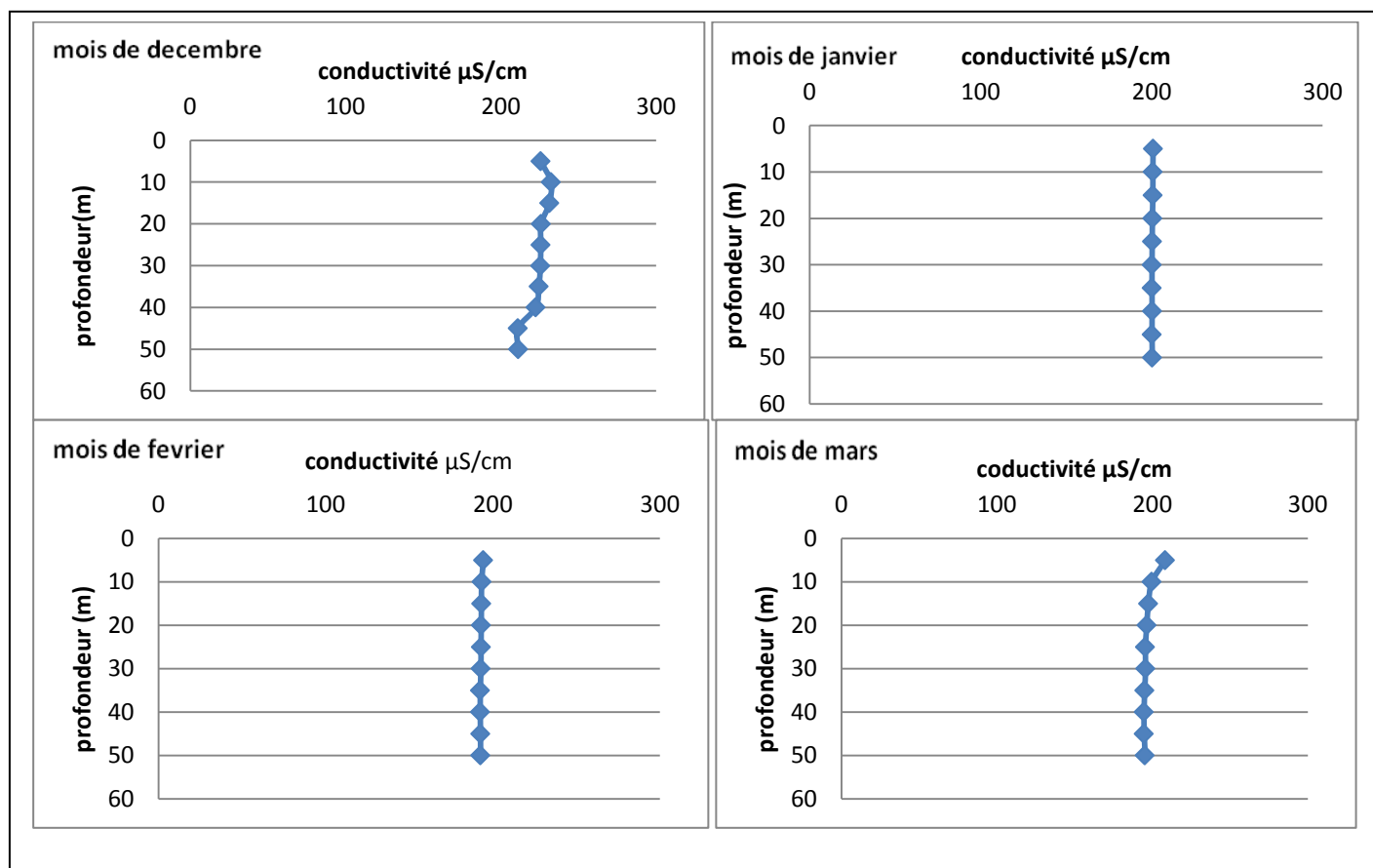
Les gradients  $\Delta t$  ( $T_c^\circ$  à 15m –  $T_c^\circ$  à 45m) de la température obtenue durant le juin, juillet, août et septembre sont respectivement 4,57 ; 9,35 ; 10,76 ; 11,32°C. Ces valeurs montrent l'existence d'une bonne stratification thermique durant les mois chauds entre les différents niveaux, avec un maintien d'une température acceptable dans l'hypolimnion.

Dans le cas contraire, l'échauffement de l'eau dans l'hypolimnion empêche la vie des poissons dans cette zone profonde.

Les profils de températures durant l'aération hypolimnienne du lac de Spring Hollow, sont comparables à ceux des profils de Fast (1978) pour la restauration d'El Capitan, des profils de Wüest (1992) pour l'aération du lac de Baldegg, des profils de Vickie (2002) pour l'aération du lac de Prince, et des profils de Gafsi (2009), pour l'aération du lac de Hallwil. Celles-ci montrent le bon fonctionnement de l'aération hypolimnienne avec le maintien de la stratification thermique.

### b. la conductivité :

Les valeurs normales de conductivité pour les eaux douces naturelles se situent entre 50 et 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . De plus, il faut mentionner qu'il est normal que la conductivité augmente avec la profondeur, principalement dans l'hypolimnion. Ce résultat est vérifié par par Milanie Richard-Bond(2012).

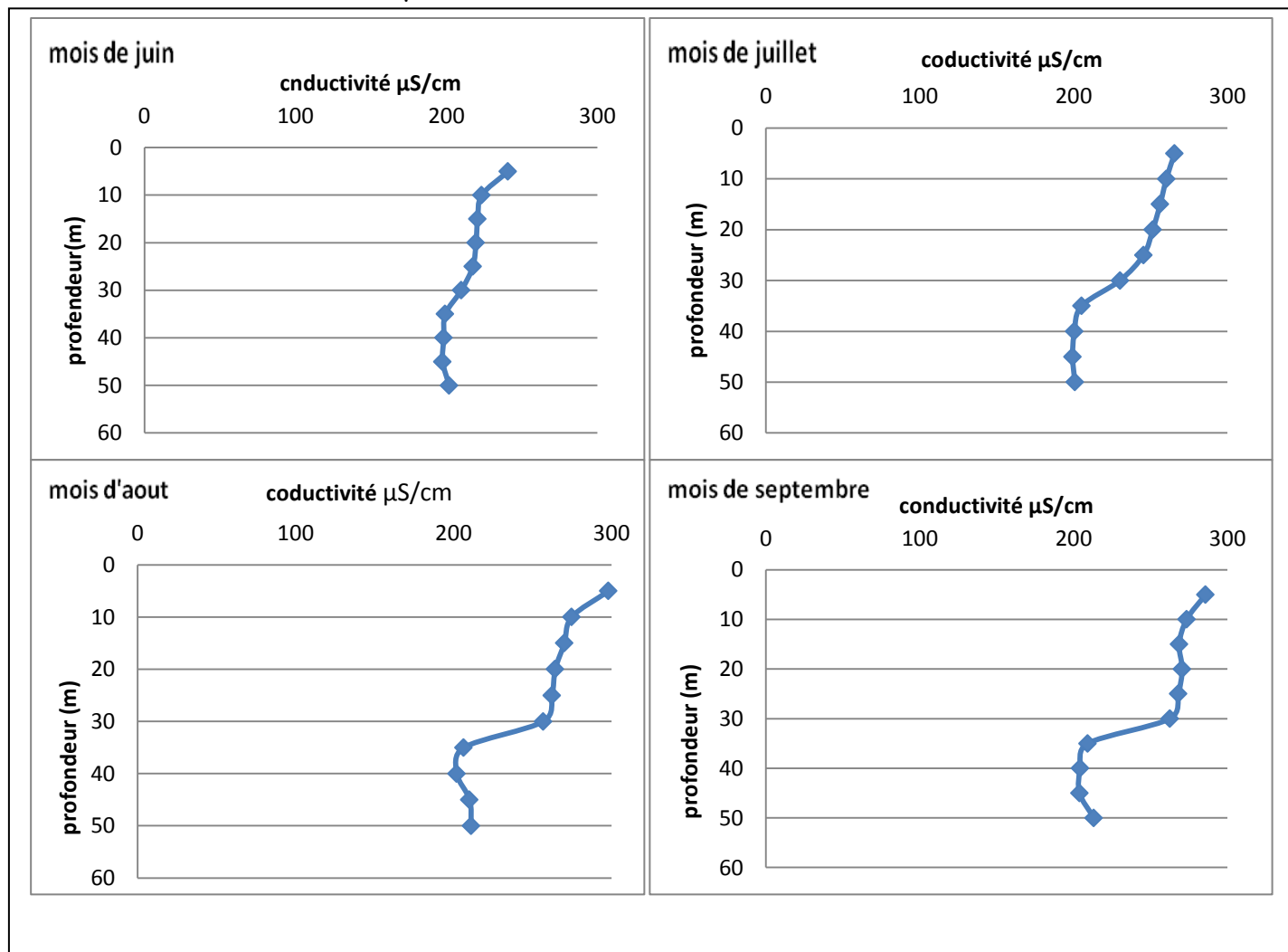


**Figure 31 : Evolution spatiale de la conductivité durant la période hivernal**

Les profils des valeurs de la conductivité durant l'aération hypolimnienne durant les 4 mois d'hiver varient entre 192,49 et 232,31  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et selon chaque profondeur .

### CHAPITRE III : Partie expérimentale

On remarque aussi que la conductivité de l'eau au fond durant le brassage hypolimnique varie entre 192.21 et 211  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .



**Figure 32 : Evolution spatial de la conductivité durant la période estivale**

Les profils des valeurs de la conductivité durant l'aération hypolimnique durant les quatre (04) mois d'été varie entre 197.47 et 298.09  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Les résultats sont inclus dans l'intervalle d'acceptation qui est entre 50 et 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

On remarque aussi que la conductivité de l'eau au fond durant le brassage hypolimnique varie entre 197.47 et 213.19  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ce qui montre qu'il y'a une petite préservation de la conductivité au fond du réservoir.

Si on compare la conductivité obtenue dans les deux saisons, on remarque une augmentation de la conductivité au fond de 192.21 à 213.19  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ce qui montre l'existence d'une petite augmentation des nutriments dans l'hypolimnion ; d'où l'augmentation de la conductivité de l'eau, et donc l'augmentation du degré de l'eutrophisation.

Les profils de conductivités durant l'aération hypolimnénique du lac de Spring Hollow, sont comparables à ceux des profils de Gafsi (2009), pour l'aération du lac de Hallwil.

### 3.1.3. Principaux résultats

La mise en service du système d'aération hypolimnénique a permis d'obtenir les résultats suivants :

- L'injection de l'air/oxygène au fond du réservoir n'a pas perturbé la stratification thermique qui existait avant l'aération. Ainsi, il n'y a pas eu de mélange des eaux froides du fond avec celles de la surface.
- Les valeurs de la conductivité dans les couches profondes et plus précisément dans l'hypolimnion n'ont pas été beaucoup influées par l'injection de l'air.
- Maintien de la teneur en oxygène dans l'hypolimnion à des concentrations supérieures à 4,5 mg/l pendant toute la période de fonctionnement de l'aérateur, sans perturber la stratification thermique existante. Sauf que dans le mois de septembre, on remarque une petite diminution en teneur d'oxygène dissout  $3,63 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ .

## 3.2. Evolutions chronologiques des paramètres physique et chimique durant l'aération hypolimnénique

### 3.2.1. Paramètres chimiques :

Le seul paramètre chimique étudié dans notre travail est l'oxygène dissout en  $\text{gO}_2/\text{m}^3$ .

#### a. L'oxygène dissous

La figure 33 représente, l'évolution chronologique de la concentration en oxygène dissout entre 15m, 30m et 45m du réservoir durant l'année 2006.

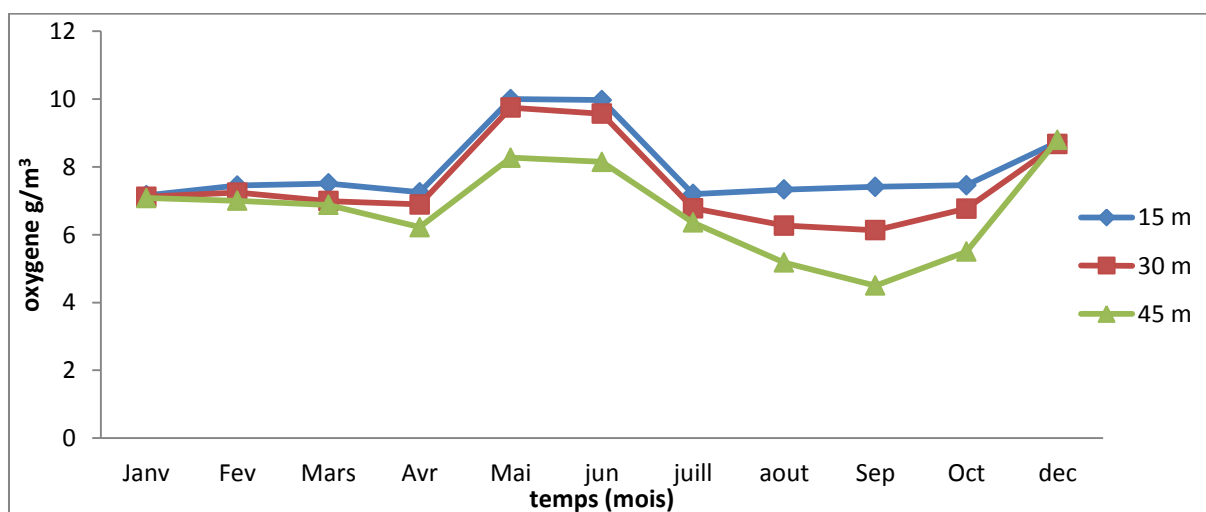


Figure 33 : l'évolution chronologique de la concentration en oxygène dissout entre 15m, 30m et 45m du réservoir durant l'année 2006.

L'évolution chronologique de la concentration en oxygène dissous est composée par deux parties

Dans la première (Janvier – Avril) les trois profils des trois niveaux sont presque fusionnés avec une concentration d'oxygène moyenne de  $6,3 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ , qui est supérieure à la valeur limite  $4,5 \text{ gO}_2/\text{m}^3$

La deuxième partie (Avril – Décembre) est aussi constituée d'un profil ascendant (Mai – juin) montrant l'augmentation de la teneur de ce composé dans la période estivale (période la plus critique), et d'un profil descendant représentant une diminution de la quantité d'oxygène dans la période du mois de Juin - Septembre. Et ascendant après le mois de septembre.

La diminution la plus nette de la teneur en oxygène dissous est ressentie au niveau le plus bas du réservoir et plus précisément dans le mois le plus chaud (Septembre) ( $3,63 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ ) Cette diminution est justifiée par le fait qu'à ce niveau la consommation d'oxygène est la plus importante, ajoutée à la stratification thermique qui règne en ces mois.

Aux mois les plus chauds (Juillet-septembre), les concentrations de ce composé, prennent respectivement des valeurs de  $6,23 \text{ g/m}^3$  et  $3,36 \text{ g/m}^3$  des niveaux 30 et 45m.

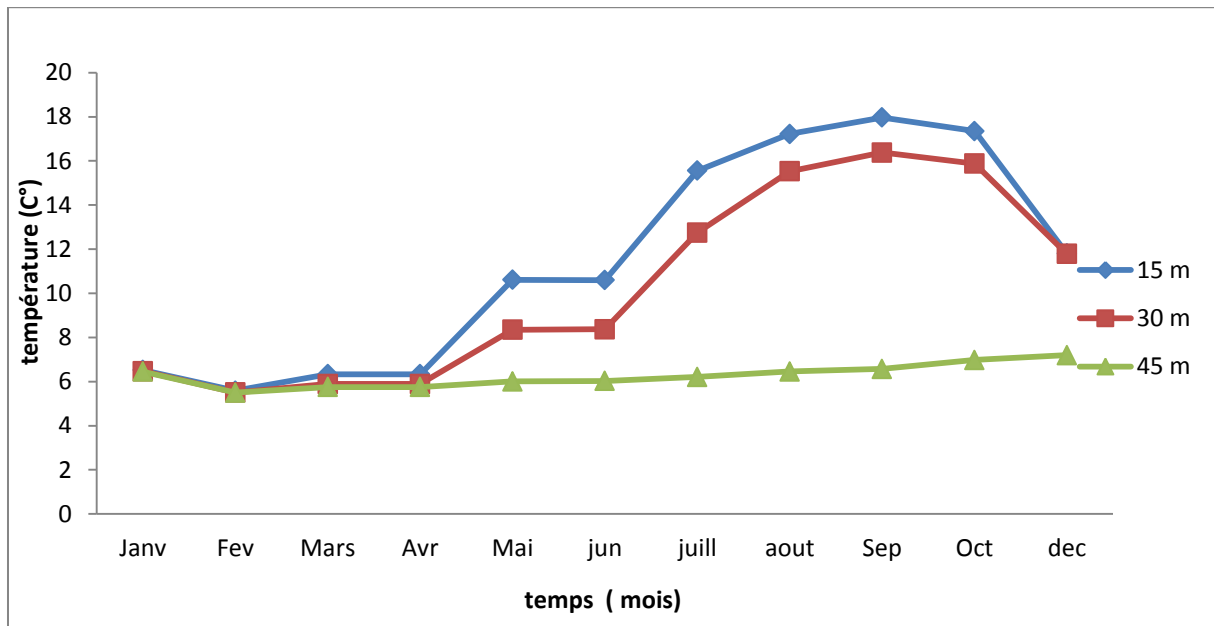
La faible valeur de l' $\text{O}_2$  dissous ( $3,36 \text{ g/m}^3$ ) observée au fond du réservoir (niveau 45m) se justifie par la forte demande de l'oxygène dissous des éléments chimiques du fond, et des éléments chimiques régénérés par la couche sédimentaire du fond du réservoir .

### 3.2.2. Paramètres physiques :

Les paramètres physiques de l'eau du réservoir Spring Hollow sont : la température en degrés Celsius, la conductivité en micro siemens/cm.

### a. La température :

La figure 34 représente l'évolution chronologique de la température à, 15 m, 30 m et 45m du réservoir durant l'année 2006.



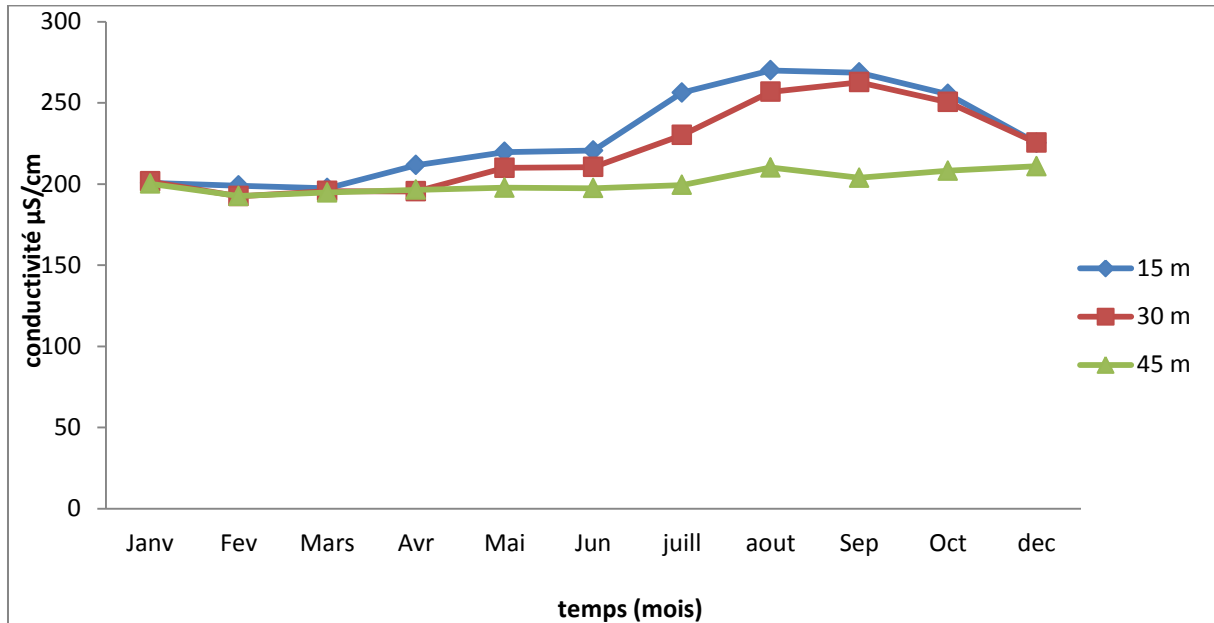
**Figure 34 : l'évolution chronologique de la température à, 15 m, 30 m et 45m du réservoir durant l'année 2006.**

Durant les mois les plus froids, les trois profils des niveaux 15 et 30 et 45m se coïncident, ce qui montre que la température du réservoir est constante dans toute la profondeur du réservoir. Ceci est justifié par le fait qu'il existe une auto-aération durant ces mois.

Par contre, durant les mois les plus chauds, les profils de trois niveaux 15, 30 et 45m sont bien distingués. Ceci montre qu'il existe une stratification thermique durant ces mois. Les températures de l'hypolimnion obtenues sont toutes supérieures à 5 C°, ce qui montre que la température est bien maintenue durant tous les mois.

### b. La conductivité :

La figure 35 représente, l'évolution chronologique de la conductivité entre 15m, 30m et 45m du réservoir durant l'année 2006.



**Figure 35 : l'évolution chronologique de la conductivité entre 15m, 30m et 45m du réservoir durant l'année 2006.**

L'évolution chronologique de la conductivité durant l'aération hypolimnique, montre que les points expérimentaux du fond se distinguent des valeurs des deux niveaux 15 et 30 m (qui se fusionnent presque pendant toute la période). Les résultats obtenus montrent le maintien de la conductivité (valeurs permises sont comprises entre 200 et 250 ms/cm) durant presque toute l'année.

### 3.2.3. Principaux résultats

L'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques pendant l'aération hypolimnique indique

- Le profil du niveau 30m et du fond sont bien distingués, ceci montre que l'aération hypolimnique n'a pas atteint la thermocline et ne n'a pas perturbé la stratification thermique du réservoir.
- La teneur en oxygène dans les deux niveaux 15 et 30 m sont uniformisés, cependant les concentrations les plus faibles apparaissent au fond (mois de

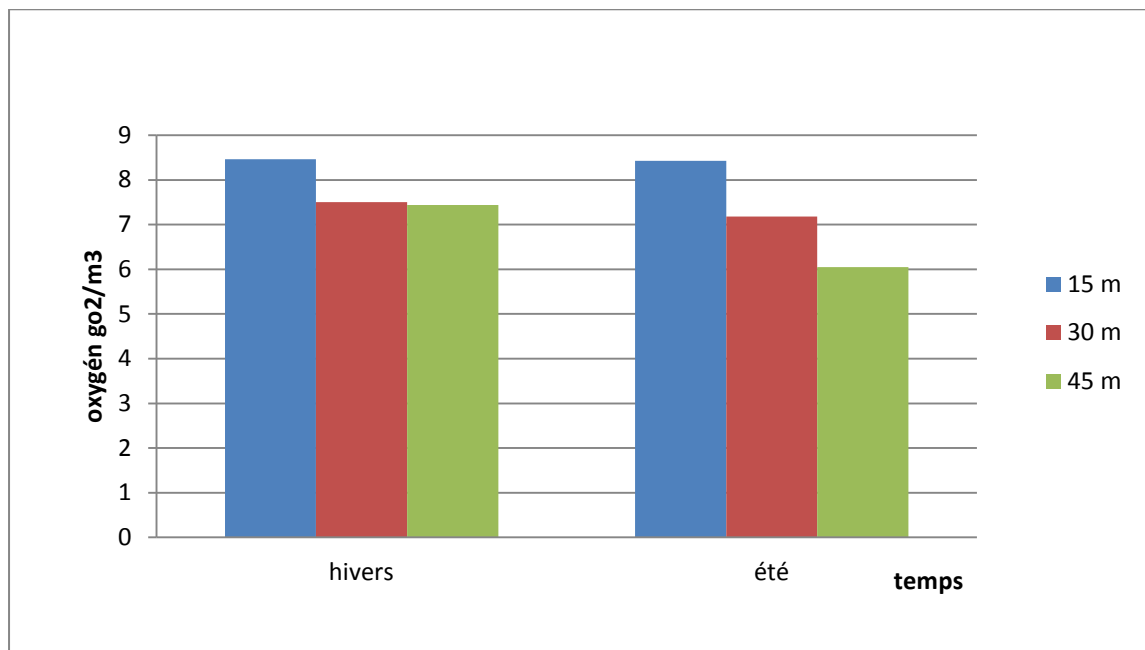
septembre  $3.63\text{gO}_2/\text{m}^3$ ) du réservoir causé par la dégradation des matières organiques dans ce niveau.

### 3.3. Evolution des paramètres physiques et chimiques moyennes entre 15m, 30m et le fond (45m) durant l'aération hypolimnique

#### 3.3.1. Paramètres chimiques :

##### a. La concentration moyenne de l'oxygène dissous :

La figure 36 représente, l'évolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir durant la période de l'aération hypolimnique (saison hiver et été)



**Figure 36 : l'évolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir durant la période de l'aération hypolimnique (saison hiver et été)**

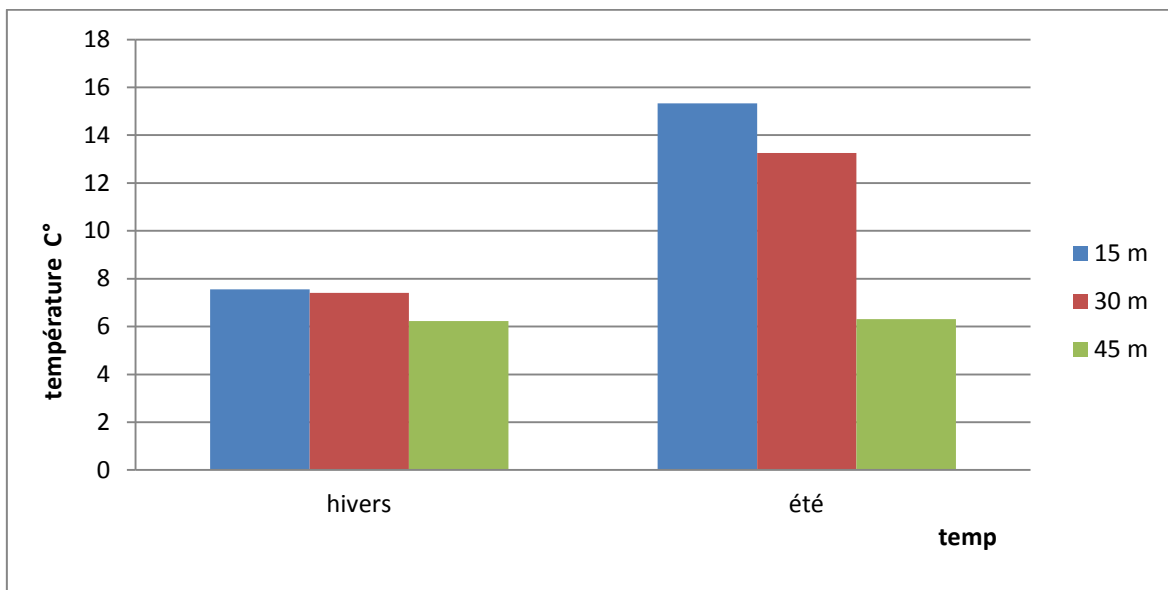
Selon le profil de la concentration moyenne de l'oxygène dissous durant l'aération hypolimnique (hiver et été) dans la couche hypolimnion, la concentration de l' $\text{O}_2$  est diminuée de  $7.44\text{g}/\text{m}^3$  à  $6.05\text{g}/\text{m}^3$ . La diminution de l'oxygène est due à l'augmentation de la consommation de l'oxygène au cours de la saison chaude. Durant l'aération, la quantité de l'oxygène est très satisfaisante (supérieure à  $4,5\text{g}/\text{m}^3$ ), pour les profils des deux niveaux 15 et 30 m. Les moyennes de concentration en  $\text{O}_2$  sont presque identiques dans les deux saisons.

Ces teneurs obtenus en  $\text{O}_2$  sont dues au bon fonctionnement de l'aération hypolimnique.

### 3.3.2. Paramètres physiques :

#### a. La température moyenne :

La figure 37 représente, l'évolution de la température moyenne entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir durant la période de l'aération hypolimnétique (saison hiver et été)



**Figure 37 : l'évolution de la température moyenne entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir durant la période de l'aération hypolimnétique (saison hiver et été)**

Une stabilité de la température moyenne durant l'aération hypolimnétique de 6,25 C° au fond durant les deux périodes (hiver et été).ce qui montre qu'il y'a un bon entretien de la température au niveau de l'hypolimnion.

Par contre, les profiles de températures moyennes obtenus pour les niveaux 15 et 30m présentent une augmentation marquante dans la température dans les mois d'hiver et les mois d'été.

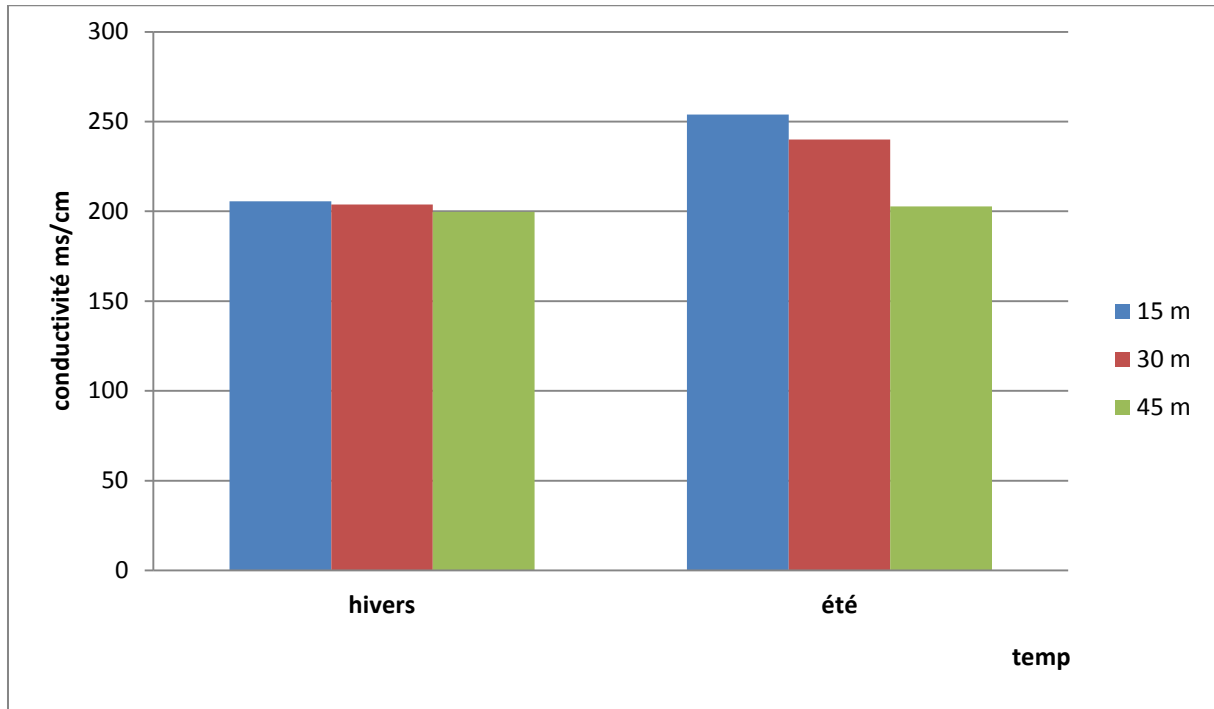
-Niveau 15 m : la température moyenne augmente de 7,56 à 16,26C°

-Niveau 30 m : la température moyenne augmente de 7,41 à 15,33C°

Ces résultats montre le maintien de la stratification thermique durant les mois les plus chauds et l'existence d'une auto-aération durant les mois les plus froids

### b. La conductivité moyenne :

La figure 38 représente, l'évolution de la conductivité moyenne entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir, durant la période de l'aération hypolimnique (saison hiver et été)



**Figure 38 : l'évolution de la conductivité moyenne entre 15m, 30m et le fond (45m) du réservoir, durant la période de l'aération hypolimnique (saison hiver et été)**

On remarque une stabilité durant toute la période d'aération hypolimnique (199,645 $\mu$ S/cm.en hiver et 202,73  $\mu$ S/cm.en été). Cette homogénéisation explique le bon brassage de l'hypolimnion.

#### 3.3.3. Principaux résultats

L'évolution moyenne des paramètres physiques et chimiques pendant l'aération hypolimnique indique.

- Le maintien d'une concentration moyenne en oxygène dissous acceptable et l'augmentation de la température moyenne.
- L'homogénéisation de la conductivité moyenne, entre les niveaux 15m, 30m et le fond qui favorisent la vie piscicole, et facilite ainsi l'exploitation de l'eau brute. D'où le bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique.

### CONCLUSION

L'analyse des résultats des paramètres physiques et chimiques lors de la restauration du Reservoir Spring Hollow , nous a permis de confirmer le bon fonctionnement de l'installation de l'oxygénation hypolimnique a l'aide du model choisi ( panache des bulle) et ceci durant toute la période étudiée ( année 2006). La concentration dissous moyenne minimale dépasse la valeur  $7 \text{ g/m}^3$  dans la période hivernale, alors que qu'elle dépasse la valeur  $4,5 \text{ g/m}^3$  dans la majorité de la période estivale. Et la stratification thermique et la conductivité sont bien maintenues dans toute l'année.

# **CONCLUSION GENERALE**

## CONCLUSION GENERALE

Dans le cadre de cette thèse, nous avons étudié les divers aspects liés au processus de l'aération mécanique des lacs touchés par le phénomène d'eutrophisation.

À travers l'exposition des différents résultats des paramètres physiques et chimiques (la température, la conductivité, l'oxygène dissous) dans le mode d'aération, hypolimnique, nous avons abouti à une amélioration de la qualité des eaux du lac. Ainsi l'étude des résultats de la campagne de mesures faites, à partir de 2006, permet de diagnostiquer l'effet de la technique d'aération mécanique sur l'amélioration de l'état du réservoir Spring Hollow.

Si l'on reprend les objectifs qui étaient attendus au réservoir Spring Hollow, il est possible de dresser les conclusions suivantes :

- ✓ Objectif 1 : Amélioration de la qualité des eaux : augmentation du taux d'oxygène.
- ✓ Objectif 2 : Conservation de stratification thermique

Les installations de brassage apparaissent homogénéiser les masses d'eau situées entre la surface de la thermocline et le fond du réservoir, tout en conservant la stratification thermique. Ce résultat est confirmé par les profils de température.

Dans la zone brassée de la couche hypolimnique, la teneur en oxygène dissous est maintenue au dessus du seuil nécessaire, lorsque le brassage est opérationnel. De plus, la conservation de stratification thermique crée un habitat adéquat quant à la sauvegarde de la température favorable des poissons des eaux froides. Ainsi, les profils de la température, d'oxygène confirment cela.

- Pendant la période estivale, la couche la plus profonde du lac se trouve privé en quantité suffisante en matière d'oxygène (surtout dans les mois les plus chauds de l'année), et ce pour neutraliser la matière polluante interne et externe.
- Le brassage de l'eau dans la période hivernale, additionné au pouvoir du lac à s'auto-épurer, les plus grandes concentrations en oxygène dissous sont plutôt observées en période hivernale qu'en période estivale, et ce malgré l'injection d'une importante quantité d'oxygène pure en cette période.

- Le mode d'aération hypolimnique paraît le plus approprié dans les mois chauds de l'année, car il permet d'une part de promouvoir la teneur en oxygène dissous dans les couches profondes, et d'autre part de maintenir la stratification thermique, laquelle entretenant un milieu convenable des poissons des eaux froides. Par contre le brassage complet des eaux n'est permis quand la stratification thermique fait défaut.

Notre étude s'est concentrée surtout à l'oxygène et la température, car ce sont des éléments qui déterminent l'état eutrophe du lac. De plus, le lac étudié se distingue par un grand déficit d'oxygène, surtout dans les profondeurs.

### **Recommandations et Perspectives :**

Pour que le traitement et le processus de l'aération hypolimnique soit complet et efficace, nous proposons les recommandations suivantes :

- Augmenter en période estivale la concentration en oxygène au niveau le plus bas du lac (pendant les mois les plus chaud), et ceci soit par augmentation de la charge d'oxygène, soit à revoir l'emplacement de la profondeur des diffuseurs par rapport à celle de la zone du fond;
- Limitant la dégradation de l'environnement, comme la déforestation;
- Limitant l'utilisation des engrais dans les terrains agricoles;
- Le maintien d'une teneur en oxygène supérieur à 4mg/l, par l'utilisation des techniques d'aération et/ou d'oxygénation, et la bio manipulation (introduction des espèces de poissons consommatrices des algues);

Enfin, le traitement et le processus de l'aération mécanique est incomplet, il nécessite l'étude sur d'autres paramètres physiques tel que la turbidité, la luminosité et les paramètres chimiques tel que le méthane, le fer et le manganèse, les nitrates, les nitrites et le magnésium...etc., afin d'aboutir à un traitement adéquat physique et chimique de l'eau du lac de Spring Hollow.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUE**

## **References bibliographique**

**Barth H., Fegan L., 1990**, Eutrophication- related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones: proceedings of workshop held in Rome, 28-30 May 1990.

**Biere 2006**. Bureau d'Etudes Industrielles "Energies Renouvelables et Environnement)

**Cózar A., Bergamino N., Mazzuoli S., Azza N., Bracchini L. & Dattilo A.M. (2007)** Relationships between wetland ecotones and inshore water quality in the Ugandan coast of Lake Victoria, *Wetlands Ecol Manage* 15 (6) pp. 499–507.

**Daouda M., 2010**, Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du Lac Noköue (Bénin), Thèse de Doctorat de l'université Limoges, 177p.

**Devidal, 2007** S. Devidal, C. Rivard-Sirois, M-F. Pouet, O. Thomas, « Solutions curatives pour la restauration de lacs présentant des signes d'eutrophisation, rapport interne, Observatoire de l'environnement et du développement durable », 2007.

**Drire, 2003** DRIRE Nord, « L'industrie au regard de l'environnement » Pas-de-Calais – IRE–EAU, 2003

**Fast, 1978** Fast, AW., « Artificial Aeration as a lake restoration technique ». Proceeding of National Conf on lake restoration, (1978), 121-131.

**Fiaux, 2006** Jean-Jacques Fiaux, Sandra Knispel, Brigitte Lods Crozet, Andrès Strawczynski, Philippe Vioget du SESA et Bernard Buttiker, Philippe Gmür du SFFN, « Le Lac de Joux et L'orbe milieu vivant, Evolution de La qualité des eaux »: p.1985 – 2004 ; Octobre 2006.

**HADÉ, A., 2002** Groupe de recherche en limnologie et en environnement aquatique « Nos lacs – les connaître pour mieux les protéger ». Éditions Fides, 360 p.2002

**Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2007)**. L'aération artificielle et ses effets sur le contrôle de la pollution dans les réserves ".Acte du 9ime Symposuim International de Cannes 2007 (France), 26-28 juin

**Gafsi, M., Kettab, A., et Benmamar, S. (2008b)**. The Strategy of the Control of Nutritional Elements in the Water Reserve. Twelfth International Water Technology Conference 27-30

**Gafsi, 2009** Gafsi M., and Kettab, A, “ L'eutrophisation Dans Les Eaux De Surface, Modelisation Physique ‘’, Thèse De Doctorat D'état En Hydraulique, Ecole Nationale Polytechnique (ENP) d'Alger, Algérie. 2009.

March 2008 Alexandria – Egypt. Proceeding: pp. 1699-1710.

**Gafsi Mostefa, Kettab Ahmed, Djehiche Abdelkader, and Goteicha Khadidja 2014**, “Study of the Efficient of Hypolimnetic Aeration Process in the Preservation of the Thermal Stratification”

**Galvez-Cloutier, 2002** Rosa Galvez-Cloutier, Sylvaine Ize, Sylvain Arsenault, « La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation », Novembre 2002.

**Gonet, 2006** O. Gonet, Claude Perrinjaquet , « Le Léman respire », Société Internationale de Sauvetage du Léman, Les dossiers techniques de la SISL, 27.06.2006.

**Kettab, A , Gafsi, M., and Benmamar, S. (2008).** How to manage the thermal stratification in the water reserves. International Symposium on Sediment Management, Lille, July 9-11 Th, 2008. Proceeding: pp. 653-656.

**Khellou Meïada** : flux de l'azote et du phosphore minéraux a l'embouchure d'oued Seybouse, 2012.

**Lindenschmidt, K.E and Hamblin, P.F. (1997).** Hypolimnetic Aeration in Lake Tegel, Berlin. Wat.Res.Vol.31, No.7, pp1619-1928, 1997.

**Mackay, 1999** B. Mackay, W.C. Mackay & Associates; et B. Fairley, ARAP, « pourquoi aérer votre étang-réservoirs », Agriculture et Agroalimentaire Canada, Novembre 1999.

**McGinnis, 1997** McGinnis, D.F et Little, J.C. « Nutrient Control in Standley lake. Evaluation of three Oxygen Transfer Devices ». In proceeding of the IAWQ/IWSA joint specialist Conference Reservoir Management and Water Supply-an Integrated System Prague, Czech Republic, May 1997.

**McGinnis, 2002** McGinnis, D.F et Little, J.C. « Nutrient Control in Standley lake : Evaluation of Three Oxygen Transfer Devices ». In Proceeding of the IAWQ/IWSA joint Specialist Conference Reservoir Management and Water Supply-an Integrated System Prague, Czech Republic, May 1997, (2002).

**Moss B., Backer T., Stephen D., Williams A., Balayla D., Beklioglu M. & Carvalho L., 2005,** Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment: Deviations from the norm? *Freshwater biology*, 50, 1687 – 1705.

**Moss B., 2007,** The art and science of lake restauration; *Hydrobiologia* 58, 15 – 2.

**(Ogutu – Ohwayo et al., 1997).**

**Paterson, J.C., and Imberger.J. (1989).** Simulation of bubble plume destratification systems in reservoirs. *Aquatic Sciences*. 51(1).3-18.

**Paul A. Gantzer (2002)** , Diffuser Operations at Spring Hollow Reservoir , Thesis submitted to the Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfillment for the degree of Master of Science ,06-07

**Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP), 1995,** Evaluation de l'état de l'eutrophisation en mer méditerranée, Ed. Athènes, 225p.

**Ramade F. (1981)** Eléments d'écologie : écologie appliquée. 4ème édition, Paris, Ed. Mc Graw Hill, 578 p.

**Rosenberg R., 1985**, Eutrophication- the future marine coastal nuisance, Ed. Marine pollution. bull., 16 (6): 227-231.

**Semaoune, 2008** Semaoune M., and Kettab, A, “ Etude comparative de l'Aération par Déstratification et de l'Aération Hypolimnique, Application sur le lac Hallwil en Suisse”, Thèse De Magister En Hydraulique, Ecole Nationale Polytechnique (ENP) d'Alger, Algérie. 2009.

**Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C., 1999**, Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems, Ed. Environ. Poll. 100: 179-196.

**Simoneau, M., 2004**. Lake Memphremagog *Water Quality*, 1996-2002, Québec, ministère de

**Tymen R., 1997**, Traitement curatifs de l'eutrophisation sur quelques retenues du bassin Loire Bretagne, Rapport de synthèse, Agence de l'eau Loire Bretagne, Université Louis Pasteur de Strasbourg (Institut de Géologie), 56 p.

**Vickie and Little, 2006** Vickie L. Singleton and Jhon C. little Designing Hypolimnetic Aeration and Oxygenation Systems. Environmental Sciences and Technology/Vol. 40, No.20, 2006, pp.7512-7520. (2006).

# ANNEXE

July 9, 2010

To whom it may concern:

This letter serves to confirm that Dr. Mustapha Gafsi visited the Environmental and Water Resources Engineering Program in the Department of Civil and Environmental Engineering at Virginia Tech from June 25, 2010 to July 11, 2010.

The purpose of the visit was to spend time in my research group (which focuses on water resources management) gaining experience from the local systems (Spring Hollow Reservoir (SHR) and Carvins Cove Reservoir (CCR) that we study. SHR and CCR are water-supply reservoirs for the city of Roanoke and surrounding counties and are located on private, heavily-forested watersheds in southwestern Virginia, USA. SHR is a pump-storage, side-stream reservoir while CCR is supplied by two natural tributaries that flow from predominantly agricultural land and two creeks that are diverted from an adjoining watershed. Both reservoirs have linear bubble plume diffusers using pure oxygen gas, although the use of air is also possible. SHR is deeper and sheltered from wind-driven currents, whereas CCR is shallower and more susceptible to wind-driven effects. The diffuser in CCR is designed to control the release of iron and manganese from the sediments. During his visit, Dr. Gafsi spent time on the reservoirs with Kevin Bierlein, one of my graduate students, engaged in measurements and sampling to understand the various processes.

I understand that it is very difficult to obtain good experimental data from lakes and reservoirs in Algeria, so, to the extent that I am able, I will send Dr. Gafsi some data collected from SHR and CCR with suggestions for research to be undertaken by him and his students. I hope that this data will result in some useful new insights into how to successfully operate bubble-plume diffuser systems as well as an improved understanding of how best to manage water quality in a wide range of lakes and reservoirs.

Sincerely



John C. Little, Ph.D., P.E.  
Professor and Coordinator  
Environmental and Water Resources Engineering Program

*Invent the Future*

