

**REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE**

**Ministère de l'Enseignement Supérieur**

**et de la Recherche Scientifique**

**Ecole Nationale Supérieure Polytechnique**

**Département de l'hydraulique**

**Laboratoire de Recherches en Sciences de l'Eau**

**Mémoire de Magister**

Présenté Par

**Mr : SEMAOUNE Mansour**

**(Ingénieur d'Etat en Hydraulique)**

Thème

***ETUDE COMPARATIVE DE L'AERATION PAR  
DESTRATIFICATION ET DE L'AERATION  
HYPOLIMNIQUE: APPLICATION SUR  
LE LAC HALLWIL EN SUISSE***

Soutenu publiquement le : 23/02/2009 devant le jury d'examen composé de :

Présidente :	Mme : D. HARIK	Professeur à l'ENSP
Directeurs du Mémoire :	Mr : A. KETTAB	Professeur à l'ENSP
	Mr : M. GAFSI	C. C. à l'Université de Laghouat
Examineurs :	Mlle : S. BENMAMAR	Maître de Conférences à l'ENSP
	Mr : M. BERKANI	Chargé de Cours à l'ENSP
	Mr : S. BENZIADA	Chargé de Cours à l'ENSP
Invité :	Mr : M. RAMDANE	Directeur Adjoint, ANRH

— Année universitaire 2007/2008 —

ENSP, 10 Avenue Hassen Badi, El-Harrach, Alger.

[www.enp.edu.dz](http://www.enp.edu.dz)

## ملخص

الدراسة المبينة في هذا العمل والمقارنة بين أعمال المؤلفين في مختلف بحيرات العالم ، ونتائج المعطيات التي تم جمعها من دائرة بحوث المياه السطحية و التسيير للمعهد الفيدرالي للتهيئة، التصفية و حماية المياه (EAWAG) ،أدرکنا من خلال تحليل وتفسير المنحنيات البيانية ، أثر التهوية و / أو الأكسدة على تطور الوسائط الفيزيائية والكيميائية لمياه البحيرة المدروسة. المقارنة الفسفور والنتروجين بين التهوية الكاملة والتهوية الجزئية، يظهر انخفاض هذين الوسيطين على امتداد طبقات العمق ، مما أدى إلى انخفاض التزويد لمياه البحيرة. إلا أن التهوية الجزئية لها فوائد أكثر من التهوية الكاملة لكونها تحافظ على أفضل حرارية التكوين الطبقي للمياه، و الذي يؤدي إلى الحفاظ على حياة المائيات.

**كلمات مفتاحية :** التزويد، التهوية، تكوين الطبقات، مزج الطبقات، تقنيات الهيكلية، التلوث.

## Résumé

L'étude présentée dans ce travail et la comparaison entre les travaux des auteurs sur différents lacs du monde, et les résultats de données collectées auprès de département des eaux de surface-recherche et management de l'institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), que nous avons concrétisés par des courbes analysées et interprétées, montre l'effet de l'aération et /ou de l'oxygénation sur l'évolution des paramètres physiques et chimiques de l'eau du lac étudié. La comparaison du phosphore total et de l'azote total entre l'aération par déstratification et l'aération hypolimnique, montre la diminution de ces deux paramètres le long de la profondeur du lac, ce qui entraîne la diminution de l'eutrophisation de l'eau. Par conséquent l'aération hypolimnique présente plus d'avantage que l'aération par déstratification, car elle préserve au mieux la stratification thermique de l'eau d'où la préservation de la vie piscicole.

**Mots clés :** Eutrophisation, aération, stratification, déstratification, techniques de restauration, pollution.

## Abstract

The study presented in this work and comparison between the work of authors in various lakes in the world, and the results of data collected from department of surface-research and management of the Federal Institute for Development, the purification and water protection (EAWAG), we realized by curved analyzed and interpreted, shows the effect of aeration and / or oxygen on the evolution of physical and chemical water Lake studied. The comparison of total phosphorus and total nitrogen from the air by flattening and ventilation hypolimnetic shows the decline of these two parameters along the depth of the lake, resulting in the reduction of eutrophication of the water. Therefore aeration hypolimnetic has more advantage than aeration by flattening because it preserves the best thermal stratification of the water where the preservation of fish life.

**Key words:** Eutrophication, ventilation, stratification, destratification, technics of restoration, pollution.

## **Remerciements**

*Tout d'abord je remercie «ALLAH», le clément et le miséricordieux de m'avoir donné le courage ainsi que la force pour pouvoir achever ce modeste travail.*

*Je remercie chaleureusement toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail par leur amour, sacrifice et compétence.*

*Je remercie particulièrement mon promoteur Mr Ahmed KETTAB, Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure Polytechnique et Directeur du Laboratoire de Recherches en Sciences de l'eau, qui m'a proposé ce sujet et qui a bien voulu m'encadrer, de m'avoir dirigé et pour toutes les idées qu'il m'a données et ses conseils précieux, ainsi que pour son grand encouragement.*

*Je tiens aussi à remercier mon Co-promoteur Mr Mustapha GAFSI, Chargé de Cours à l'Université Amar Télidji de Laghouat, de m'avoir aidé, suivi et encouragé et pour toutes les idées qu'il m'a données pendant la période de réalisation de ce mémoire.*

*Je remercie Mme Djamila HARIK, Professeur à l'École Nationale Supérieure Polytechnique, de m'avoir fait l'honneur d'accepter d'être la présidente du jury.*

*Je tiens également à remercier vivement Mlle Saâdia BENMAMAR, Maître de Conférences à l'Ecole Nationale Supérieure Polytechnique, de m'avoir aidé, suivi et encouragé ainsi que pour ses conseils pertinents. Je ne peux lui être que très reconnaissant.*

*Je remercie Mrs M. BERKANI, S. BENZIADA et M. RAMDANE qui m'ont fait l'honneur de participer au jugement de ce travail.*

---

**Table des figures**

1	Culture de cyanobactéries observée au microscope.....	9
2	Schéma du processus de l'aération mécanique.....	15
3	(a) : Schéma d'un lac stratifié, (b) : La courbe de la température moyenne en été.....	21
4	Vue schématique de Diffuseur du réservoir.....	22
5	Schéma d'une section de diffuseur de ligne.....	23
6	Schéma du principe de l'aération par déstratification.....	24
7	Schéma de principe de la déstratification.....	25
8	Schéma d'une aération hypolimnique.....	26
9	Schéma de principe du Limno.....	27
10	Représentation des trois mécanismes d'aération hypolimnique.....	28
11	Système d'oxygénation hypolimnique.....	29
12	L'aérateur d'élévation d'air du lac de prince (LPA).....	29
13	Système d'oxygénation de la chambre de contact submergée.....	32
14	L'évolution de l'oxygène dissous avant et après l'aération hypolimnique dans le réservoir de Camanche.....	38
15	Evolution de l'oxygène dissout et de la température avant et durant la déstratification artificielle du réservoir d'El Capitan.....	39
16	Evolution de l'oxygène et de la température avant et durant l'aération hypolimnique au lac Waccabuc, N. Y. (Fast, 1975).....	40
17	Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température durant l'aération hypolimnique au lac Waccabuc, N.Y.(Fast et al., 1975).....	41
18	Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et la température durant la déstratification artificielle au lac Casitas, Calif.....	42
19	Influence de l'aération artificielle sur les poissons d'un lac eutrophe durant les mois d'été.....	43
20	Profils des températures en fonction de la profondeur durant et après la déstratification et l'oxygénation hypolimnique du lac de Baldegg.....	45
21	Profils de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant la déstratification et l'oxygénation hypolimnique.....	46
22	Résultats et disposition de diffuseur dans le réservoir de Blue Ridge.....	47
23	L'évolution du gaz total dissous et l'Azote dissous avant et durant la déstratification du réservoir de Spring Hollow.....	47
24	L'évolution de la température et de l'oxygène dissous durant la déstratification du réservoir de Spring Hollow.....	48
25	L'évolution de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnique du réservoir de Spring Hollow.....	49
26	L'évolution des températures avant et durant l'aération hypolimnique du réservoir de Spring Hollow.....	50
27	L'évolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac de Prince.....	51
28	Représentation schématique de bulles plumes dans un lac stratifié.....	52
29	L'oxygène dissous hypolimnique (en dessous de 13 m de profondeur) du lac de Hallwil.....	53
30	L'évolution des phosphates (PO <sub>4</sub> ) durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil en mois d'Octobre des années 98 au 01.....	54

---

31	Evolution du phosphore, l'oxygène, potentiel redox, et de la température au lac Casitas, Calif, en Juillet 76.....	55
32	Evolution de la teneur en phosphore total dans l'épilimnion et l'hypolimnion en mois de Janvier des années 95 à 01.....	56
33	Situation géographique du lac de Hallwil.....	59
34	L'un des six diffuseurs de Tanytarsus de 6.5mètres de diamètre.....	60
35	La bathymétrie du lac de Hallwil.....	61
36	La déstratification du lac de Hallwil.....	64
37	L'aération du lac de Hallwil avec de l'air.....	64
38	L'aération du lac de Hallwil avec de l'oxygène.....	65
39	L'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'oxygène.....	66
40	L'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'air.....	66
41	Profils verticaux de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	67
42	Profils verticaux de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	68
43	Profils verticaux du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	68
44	Profils verticaux de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	69
45	Profils verticaux de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	70
46	Profils verticaux de la concentration du Nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	71
47	Profils de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	72
48	Profils de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	73
49	Profils du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	73
50	Profils de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	74
51	Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	75
52	Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	76
53	Evolution chronologique de la température entre la surface et le fond du lac durant la déstratification en 86 et 87.....	77
54	Evolution chronologique de la conductivité entre la surface et le fond du lac durant la déstratification en 86 et 87.....	78
55	Evolution chronologique du pH entre la surface et le fond du lac durant la déstratification en 86 et 87.....	78
56	Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre la surface et le fond du lac durant la déstratification en 86 et 87.....	79
57	Evolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification en 86 et 87.....	80
58	Evolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification en 86 et 87.....	80
59	Evolution chronologique de la température entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac durant l'aération hypolimnique en 87.....	81

---

60	Evolution chronologique de la conductivité entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac durant l'aération hypolimnique en 87.....	82
61	Evolution chronologique du pH entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac durant l'aération hypolimnique en 87.....	83
62	Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac durant l'aération hypolimnique en 87.....	83
63	Evolution chronologique du phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac durant l'aération hypolimnique en 87.....	80
64	Evolution chronologique du nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac durant l'aération hypolimnique en 87.....	85
65	Evolution de la température moyenne entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification en 11/82 à 05/83 et de 11/86 à 04/87.....	86
66	Evolution de la conductivité moyenne entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification en 11/82 à 05/83 et de 11/86 à 05/87.....	87
67	Evolution du pH moyen entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification en 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.....	87
68	Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre la surface et le fond avant et durant la déstratification en 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.....	88
69	Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond avant et durant la déstratification en 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.....	89
70	Evolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond avant et durant la déstratification en 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.....	89
71	Evolution de la température moyenne entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique en Mai/Septembre 82 et Mai/Septembre 87.....	90
72	Evolution de la conductivité moyenne entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique en Mai/Septembre 82 et Mai/Septembre 87.....	91
73	Evolution du pH moyen entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique en Mai/Septembre 82 et de Mai/Septembre 87.....	92
74	Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre la surface, 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique en Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.....	92
75	Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique en Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.....	93
76	Evolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique en Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.....	94
77	Profils verticaux de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	95
78	Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	95
79	Evolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification en 86 et 87.....	96
80	Evolution chronologique du phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac durant l'aération hypolimnique en 87.....	96
81	Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification en 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.....	97
82	Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique en Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.....	97

---

83	Profils verticaux de la concentration du Nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	98
84	Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	99
85	Evolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification en 86 et 87.....	99
86	Evolution chronologique du nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac durant l'aération hypolimnique en 87.....	100
87	Evolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification en 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.....	101
88	Evolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique en Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.....	101

---

**Liste des tableaux**

1	Classification des eaux d'après leur pH.....	6
2	Tableau des caractéristiques des différents niveaux trophiques du lac.....	8
3	Paramètres permettant l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau.....	8
4	Stratification thermique.....	21
5	Qualité de l'eau représentative des lacs au Canada en hiver.....	22
6	Les avantages et les inconvénients des systèmes d'oxygénations.....	33
7	Valeurs des paramètres physiques.....	49
8	Dimensions d'aérateur d'élévation d'air.....	51
9	Caractéristiques du système de diffuseur dans le lac de Hallwil.....	79
10	Les résultats de l'aération du lac de Hallwil.....	63



## Table des Matières

Introduction générale.....	1
Chapitre I: L'eutrophisation des lacs.....	3
Introduction.....	3
I.1. Les lacs eutrophes.....	3
I.2. Définition de l'eutrophisation.....	3
I.3. Pollution organique.....	4
a. Origine et effets de la pollution organique.....	4
b. Matières En Suspension (MES).....	5
I.4. Paramètres physiques.....	5
a. Température.....	5
b. Conductivité.....	5
I.5. Paramètres chimiques.....	6
a. pH (Potentiel Hydrogène).....	6
b. Concentration en oxygène.....	6
c. L'azote.....	6
d. Le phosphore.....	6
I.6. Description d'un lac eutrophe.....	7
I.7. Les différents stades de l'eutrophisation.....	7
I.8. Présence des cyanobactéries dans l'eau.....	9
a. Croissance d'une population de cyanobactéries.....	9
b. Technique d'élimination des cyanobactéries.....	9
I.9. Problèmes généraux liés à l'eutrophisation.....	10
I.10. Les milieux touchés.....	10
I.11. Mécanisme de l'eutrophisation.....	10
I.12. Les causes de l'eutrophisation.....	11
a. Les causes directes du phénomène.....	11
b. Les causes indirectes de l'eutrophisation.....	11
I.13. Distinction eaux stagnantes / eaux courantes.....	12
I.14. Critère d'eutrophisation : charges en phosphates.....	12
I.15. Conséquences de l'eutrophisation dans le traitement des eaux potables.....	12
I.16. Impacts de l'eutrophisation sur l'exploitation des eaux.....	13
I.17. Les inconvénients principaux de l'eutrophisation.....	13
I.18. Lutte contre l'eutrophisation.....	13
a. Les moyens préventifs de lutte.....	13
b. Les moyens curatifs de lutte.....	15
I.19. Procédés utilisés au niveau des affluents.....	17
a. Infiltration (fossés et bassins).....	17
b. Filtration sur filtres à alumine activée.....	17
c. Pré-réservoirs bio-réacteurs.....	17
d. PEL Basin system.....	17
I.20. Effets théoriques de la circulation artificielle.....	18
a. Oxygène dissous.....	18
b. Éléments nutritifs.....	18
c. Les effets de la circulation de l'eau d'un lac.....	18
Conclusion.....	18
Chapitre II: L'aération des lacs eutrophes.....	20
Introduction.....	20

II.1. Définition du plan d'eau.....	20
II.2. Mécanisme de la stratification thermique.....	20
II.3. Historique des procédés d'Aération des lacs.....	22
II.4. Ligne de Diffuseur.....	22
a. Concept du diffuseur.....	22
b. Description du diffuseur de ligne.....	23
II.5. L'aération par déstratification.....	23
II.5.1. Principe.....	23
II.5.2. Le dispositif d'Aération par déstratification.....	24
a. Réseau de circulation d'air immergé.....	25
b. Fontaines d'eau.....	25
c. Mélangeurs mécaniques.....	25
d. Traitement à l'air ozoné.....	26
II.6. L'aération hypolimnique.....	26
II.6.1. Principe de fonctionnement.....	26
II.6.2. Aérateurs hypolimnique.....	27
II.6.3. Mécanismes principaux de l'Aération hypolimnique.....	28
II.7. Systèmes de l'Aération artificielle et hypolimnique.....	30
II.8. L'oxygénation hypolimnique.....	30
II.8.1. Oxygénation du jet latéral.....	31
II.8.2. Oxygénation de Bulles Plumes.....	31
II.8.3. L'oxygène diffuse dans l'eau profonde.....	32
II.9.4. Systèmes de chambre de contact submergée.....	32
II.9. Avantages et inconvénients des systèmes d'oxygénation.....	33
II.10. Les effets positifs de l'aération par déstratification et l'aération hypolimnique des lacs.....	34
a. Le système d'aération par déstratification.....	34
b. Le système d'aération hypolimnique.....	34
II.11. Avantages de l'aération par déstratification.....	35
II.12. Inconvénients de l'aération par déstratification.....	35
II.13. Avantages de l'aération hypolimnique.....	35
II.14. Inconvénients de l'aération hypolimnique.....	36
II.15. Les effets négatifs des systèmes d'aérations des lacs.....	36
Conclusion.....	37
Chapitre III: Présentation de quelques études sur modèles physiques.....	38
Introduction.....	38
III.1. L'évolution de l'oxygène dissous dans le réservoir de Camanche.....	38
III.2. Discussion des résultats du lac d'El Capitan.....	39
III.3. Discussion des résultats du lac Waccabuc.....	40
a. L'oxygène dissous et la température avant et durant l'aération hypolimnique.....	40
b. L'évolution de l'oxygène, l'azote et la température durant l'aération hypolimnique.....	41
III.4. Discussion des résultats du lac Casistas Calif.....	42
III.5. Influence de l'aération artificielle sur les poissons d'un lac eutrophe.....	43
III.6. Discussion des résultats du lac de Baldegg en Suisse.....	44
a. Évolution de la température durant la déstratification et l'aération hypolimnique.....	44
b. Évolution de l'oxygène dissous durant la déstratification et l'aération hypolimnique.....	45
III.7. Discussion des résultats du réservoir de Blue Ridge.....	46
III.8. Concentration du gaz total et de l'Azote dissous.....	47

III.9. Évolution de la température et de l'oxygène dissous.....	48
III.10. Diffuseur de la bulle plume.....	48
a. La concentration de l'oxygène dissous.....	49
b. La température de l'eau.....	50
III.11. Méthodes et équipement du laboratoire.....	50
III.12. Modèle de la bulle plume.....	51
III.13. Discussion des résultats du lac de Hallwil.....	52
a. L'évolution du phosphore dans le lac.....	53
b. Procédés utilisés pour la restauration du lac.....	53
c. L'objectif de la restauration du lac.....	54
III.14. Comparaison des concentrations en phosphates du lac de Hallwil durant 98 à 01.....	54
III.16. L'évolution de l'oxygène, la température, le potentiel redox et le phosphore..	55
III.15. Bilan du phosphore total.....	56
Conclusion.....	57
Chapitre IV: Analyse des résultats et discussion.....	58
Introduction.....	58
IV.1. Situation géographique du lac de Hallwil.....	58
IV.2. Schéma du modèle expérimental du lac de Hallwil.....	59
IV.3. L'endroit des stations et le système de diffuseurs dans le lac de Hallwil.....	61
IV.4. Description de l'installation de déstratification et de l'aération hypolimnique..	61
IV.4.1. Description de l'installation de la déstratification du lac de Hallwil.....	61
a. Sur la rive.....	61
b. Dans le lac.....	62
c. Fonctionnement de l'installation de la déstratification du lac.....	62
IV.4.1. Description de l'installation d'aération hypolimnique du lac de Hallwil.....	62
a. Sur la rive.....	62
b. Dans le lac.....	62
c. Fonctionnement de l'installation de l'aération hypolimnique.....	62
IV.5. Résultats expérimentaux.....	63
IV.6. Analyse des résultats expérimentaux.....	64
a. Histogramme de la déstratification du lac de Hallwil.....	64
b. Histogramme de l'aération du lac de Hallwil avec de l'air.....	64
c. Histogramme de l'aération du lac de Hallwil avec de l'oxygène.....	65
d. Histogramme de l'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'oxygène....	65
e. Histogramme de l'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'air.....	66
IV.7. Évolution des paramètres physiques et chimiques en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	67
a. Évolution des paramètres physiques en fonction de la profondeur du lac.....	67
b. Évolution des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du lac.....	68
IV.8. Évolution des paramètres physiques et chimiques en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	72
a. Évolution des paramètres physiques en fonction de la profondeur du lac.....	72
b. Évolution des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du lac.....	73
IV.9. L'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques entre la surface et le fond durant la déstratification.....	77
IV.9.1. L'évolution chronologique des paramètres physiques entre la surface et le fond durant la déstratification.....	77
IV.9.2. L'évolution chronologique des paramètres chimiques entre la surface et le fond durant la déstratification.....	78

IV.10. L'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques entre la surface, 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnique.....	81
IV.10.1. L'évolution chronologique des paramètres physiques entre la surface, 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnique.....	81
IV.10.2. L'évolution chronologique des paramètres chimiques entre la surface, 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnique.....	82
IV.11. L'évolution des paramètres physiques et chimiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification.....	86
IV.11.1. L'évolution des paramètres physiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification.....	86
IV.11.2. L'évolution des paramètres chimiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification.....	87
IV.12. L'évolution des paramètres physiques et chimiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique.....	90
IV.12.1. L'évolution des paramètres physiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique.....	90
IV.12.2. L'évolution des paramètres chimiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique.....	91
IV.13. Comparaison de l'évolution de la concentration du phosphore total dans les deux techniques d'aération.....	94
a. L'évolution de la concentration du phosphore total avant et durant l'aération par déstratification.....	94
b. L'évolution de la concentration du phosphore total avant et durant l'aération hypolimnique.....	95
c. L'évolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification.....	96
d. L'évolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant l'aération hypolimnique.....	96
e. L'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification.....	97
f. L'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique.....	97
IV.14. Comparaison de l'évolution de la concentration du nitrogène total dans les deux techniques d'aération.....	98
a. L'évolution de la concentration du nitrogène total avant et durant l'aération par déstratification.....	98
b. L'évolution de la concentration du nitrogène total avant et durant l'aération hypolimnique.....	98
c. L'évolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification.....	99
d. L'évolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant l'aération hypolimnique.....	100
e. L'évolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification.....	100
f. L'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique.....	101
Conclusion.....	102
Conclusion générale.....	103
Recommandations et Perspectives.....	104
Annexes.....	105
1. Graphes de la température et de la conductivité en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	105

2. Graphes du pH et de la concentration de l'oxygène en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	106
3. Graphes de la concentration du phosphore total et du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.....	107
4. Graphes de la température et de la conductivité en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	108
5. Graphes du pH et de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	109
6. Graphes de concentration du phosphore total et du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.....	110
Références Bibliographiques.....	111

## **Introduction générale**

L'eau est une ressource naturelle précieuse dont la bonne gestion s'inscrit dans la politique du développement durable de tout pays.

La protection et la restauration des lacs sont des enjeux forts en termes d'environnement, mais aussi de ressource en eau et de développement économique et touristique.

L'eutrophisation est un processus évolutif qui se manifeste surtout par le manque d'oxygène dissous dans l'eau entraînant une dégradation progressive de la qualité de l'eau des lacs. L'aération mécanique 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 soit par dissolution d'air ou en poussant l'eau vers le haut afin de l'oxygéner par contact des eaux superficielles ou par l'air atmosphérique.

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.

En plus des répercussions écologiques, ce phénomène a diverses conséquences économiques et sociales non négligeable : la dégradation des pêcheries, l'augmentation du coût de traitement de l'eau potable suite à la dégradation de la qualité de l'eau, perte de l'aspect touristique des lacs. Face à cette situation, les techniques de restauration des lacs ou de prévention contre l'eutrophisation sont nombreuses (chimiques, biologiques, biochimiques, mécaniques (déstratification et aération de l'hypolimnion),...etc.).

Vu les coûts excessifs et les rendements relativement faibles de quelques uns de ces moyens possibles, le processus d'aération dynamique reste le moyen le plus promoteur. Il consiste à injecter de l'air au fond du lac pour pousser l'eau vers le haut afin de l'oxygéner par contact des eaux superficielles ou par l'air atmosphérique et dans une faible mesure par dissolution ; en pratique, la méthode consiste à immerger un réseau de canalisation perforé permettant à l'air comprimé envoyé dans ces tuyaux de former un rideau de bulles d'air.

Dans ce mémoire, on s'intéresse à l'analyse et la discussion des données expérimentales collectées auprès du Département des Eaux de Surface-Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG). Ils ont appliqué l'aération mécanique qui comporte deux techniques de restauration, qui sont utilisées séparément ou en combinaison :

Le mélange artificiel de la colonne d'eau durant la saison froide, et l'injection de l'oxygène dans l'hypolimnion durant la saison chaude, et ceci dans le but de préserver la stratification.

Le lac de Hallwil est localisé sur les plateaux de suisse, l'eau du bassin hydrographique s'écoule sur une agriculture intensive, ce qui a causé le niveau élevé en phosphore, et présenté une eutrophisation, et des conditions d'anaérobies aux eaux profondes. Face à ce phénomène, le «Tanytarsus», système du diffuseur a été installé pour lutter contre l'anoxie et

l'eutrophisation de l'eau. Le système d'aération du lac peut fonctionner, soit par le brassage artificiel (déstratification) qui utilise des bulles d'air, ou par l'aération et l'oxygénation hypolimnique qui utilise de l'air ou de l'oxygène pur. Les six diffuseurs du diamètre de 6.5m, sont près du centre du lac qui a un diamètre de 300m de configuration circulaire.

Ce mémoire est constitué de quatre chapitres qui sont ordonnés comme suit :

- L'eutrophisation des lacs
- L'aération des lacs eutrophes
- Présentation de quelques études sur modèles physiques
- Analyse des résultats et discussion.

Dans le premier chapitre, on donne des généralités sur l'eutrophisation des lacs, les causes directes et indirectes du phénomène, ainsi que les moyens de lutte contre ce fléau. Le deuxième chapitre aborde les techniques d'aération des lacs, et le principe de fonctionnement de la déstratification et l'aération hypolimnique. On termine le chapitre par la présentation des avantages et inconvénients de chaque type d'aération ou d'oxygénation.

Le troisième chapitre est consacré à la présentation de quelques études sur modèles physiques, pour les différents travaux des auteurs sur l'aération des lacs et réservoirs. Ces résultats montrent l'évolution de la température, l'oxygène, l'azote et le phosphore en fonction des profondeurs des lacs. Dans le quatrième chapitre, nous avons donné le système d'aération qui a été installé dans le lac, puis nous avons abordé l'analyse et l'interprétation des données qui ont été collectées auprès de (EAWAG), cette analyse montre l'évolution des paramètres physiques et chimiques en fonction de la profondeur du lac. On a montré à travers l'analyse des données collectées auprès de (EAWAG), l'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques, durant les périodes de la déstratification et de l'aération hypolimnique. On termine ce chapitre par l'analyse des graphes de l'évolution des paramètres physiques et chimiques moyens avant et durant la déstratification et l'aération hypolimnique, puis la comparaison du phosphore total et du nitrogène total dans les deux techniques d'aérations.

# CHAPITRE I



## **Chapitre I**

### **L'eutrophisation des lacs**

#### **Introduction**

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

Il existe de nombreuses solutions proposées pour faire face aux manifestations directes de l'eutrophisation. On ne peut définir une technique d'intervention unique applicable à tous les milieux aquatiques, car chaque plan d'eau possède ses caractéristiques propres.

Les différentes techniques qui seront présentées sont des moyens de lutte curatifs. Il est par conséquent essentiel de préciser que ces techniques traitent le problème de pollution uniquement de façon ponctuelle dans le temps.

La lutte contre l'eutrophisation des plans d'eau devrait passer avant tout par des méthodes préventives, qui s'attaquent réellement au problème de contamination, en limitant la diffusion du phosphore, de l'azote, de la matière organique ou encore des polluants, dans l'environnement.

#### **I.1. Les lacs eutrophes**

Il est maintenant défini comme étant l'enrichissement d'un plan d'eau par des éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes ou autres producteurs primaires (Kalff, 2002). Les éléments souvent considérés sont le phosphore et l'azote car ces deux éléments limitent généralement la croissance des producteurs primaires plus que tout autre élément (Wetzel et Likens, 2000).

L'eutrophisation d'un lac, est l'augmentation de la production biologique qui lui est associée à des conséquences majeures sur les paramètres bio-physico-chimiques. L'eutrophisation d'un lac est un problème croissant à l'échelle mondiale et affecte de plus en plus les lacs et les étangs (Skulberg et al.1984; Smith 2003). En Europe, Asie et Amériques, ce sont maintenant plus de 40% des lacs qui sont eutrophes (Bartram et al., 1999) [Martin, 2004].

#### **I.2. Définition de l'eutrophisation**

L'eutrophisation d'un milieu aquatique, tel que cours d'eau ou mares, désigne son caractère eutrophe (du grec Eu : « bien » et tropheïn : « nourri »), c'est à dire riche en éléments nutritifs, initialement sans caractère négatif, mais souvent employé pour désigner le déséquilibre qui résulte d'un apport excessif de nutriments : azote, carbone, et phosphore.

Comme le rappelle (Genovese, 1973), le préfixe « Eu » contient l'idée de bien, d'utile, d'optimal. On en vient à considérer qu'un milieu est eutrophe quand il est riche en nutriments. À partir des années 1970, le terme a été employé pour définir la dégradation des grands lacs comme le lac d'Annecy, le lac du Bourget ou le lac Léman. Il a aujourd'hui un sens proche de l'eutrophisation accélérée ou dystrophisation.

L'eutrophisation a été définie en 1999 (Durrant, 1999) comme un enrichissement de l'eau en nutriments qui a pour conséquence l'accroissement de la production d'algues et de

macrophytes, une détérioration de la qualité de l'eau et d'autres symptômes de changement tout autant indésirables (mauvaises odeurs, eau trouble).

Le phénomène d'eutrophisation commence dans une eau lorsque la concentration en phosphore est supérieure à 0.1mg/l. La concentration naturelle en phosphore dépasse rarement 0.01mg/l (Durrant, 1999).

L'eutrophisation est le processus d'enrichissement d'une masse d'eau en sels minéraux et en matières organiques. Lors de sa dégradation ce matériel végétal provoque une déplétion des réserves en oxygène des plans d'eau qui en retour induit des problèmes secondaires tels que la mortalité de poissons, la libération de gaz corrosifs et autres substances indésirables tels que CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, des substances organoleptiques (responsables de goûts et d'odeurs) [Frédéric, 2006].

### **I.3. Pollution organique**

#### **a. 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. Elle se mesure par oxydation au bichromate de potassium (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) en milieu acide porté à 140°C à 150°C pendant deux heures.

##### **•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). La DBO est donc inversement proportionnelle à la charge en matière organique de l'eau. Elle s'exprime en grammes d'oxygène par jour et par habitant.

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

Elle 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. Pour une eau naturelle superficielle (rivière, étang,...), ce paramètre traduit la consommation d'oxygène relative au phénomène d'auto-épuration. 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 cinq, l'effluent est difficilement biodégradable. Les flux de DCO peuvent s'exprimer en équivalent habitant (rejet moyen de 120 g/j par habitant).

**b. Matières En Suspension (MES)**

Les matières en suspension ont plusieurs origines soit (allochtones) provenant du cours d'eau amont et/ou du bassin versant, soit (autochtones) issues de la biomasse du lac. Ces MES sont composées de matières organiques en majorité et de matières minérales [Trintignac P., 2004].

La matière en suspension est la quantité de matière qu'un échantillon d'eau contient après filtration sur un filtre en fibres de verre avec pores de 1,5 µm lorsqu'on la fait sécher à 105°C [Serge, 2005].

Les matières en suspension sont de nature à engendrer des maladies chez le poisson et même l'asphyxie par colmatage des branchies. Les matières en suspension (MES) comprennent [Drire, 2003]:

**•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.

Les flux de matière en suspension (MES) peuvent s'exprimer en équivalent habitant (flux moyen de 90 g/j par habitant).

**I.4. Paramètres physiques****a. 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 de l'eau doit être mesurée in situ par un thermomètre. Les appareils de mesure de la conductivité ou du PH possèdent généralement un thermomètre intégré.

**b. Conductivité**

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau.

La conductivité est également fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente. Les résultats de mesure doivent donc être présentés en terme de conductivité équivalente à 20°C ou à 25°C.

La conductivité est également l'un des moyens de valider les analyses physicochimiques de l'eau : la valeur mesurée sur le terrain doit être comparable à celle mesurée au laboratoire.

### **I.5. Paramètres chimiques**

#### **a. pH (Potentiel Hydrogène)**

Le pH 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.

Le pH doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH-mètre ou par colorimétrie. Si le pH est inférieur à cinq, les poissons ne survivent pas. Entre 5 et 6, les poissons ne se reproduisent pas (Valdeyron A., 1993). Dans les lacs piscicoles, les variations peuvent être un peu plus grandes. En fonction des caractéristiques du lac et du bassin versant, les valeurs sont comprises entre 6,5 et 9 (Schlummerger O., 2002). Elles peuvent dépasser localement 9 en période estivale dans des barrages de cours d'eau (Francisco P. et al., 1999) [Trintignac P., 2004].

**Tableau 1** : Classification des eaux d'après leur PH.

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

#### **b. Concentration en oxygène**

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. Des mesures sur des étangs du Jura en période estivale ont montré des concentrations d'oxygène allant de 10 à 12 mg/l en surface et diminuant vers le fond à des valeurs comprises entre 2 et 4 mg/l (Cadiou G., 2002). La consommation de l'oxygène est plus importante avec l'augmentation de la température (Belaud A., 1996). En effet, la dissolution de l'oxygène augmente avec la pression et diminue avec la température [Trintignac P., 2004].

#### **c. L'azote**

L'azote est présent dans les écosystèmes aquatiques sous trois formes (Banas D., 2001) :

Moléculaire disponible pour l'activité microbienne et les cyanobactéries.

Minérale présente dans l'eau ou les sédiments sous forme d'ions  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  et  $NO_2^-$ .

Organique constituée par les organismes vivants ou morts.

Les apports d'azote peuvent provenir essentiellement des précipitations atmosphériques, du bassin versant par ruissellement ou encore d'une rivière en particulier sous la forme nitrate mais aussi sous la forme azote ammoniacale (Banas D., 2001) [Trintignac P., 2004].

#### **d. Le phosphore**

En milieu aquatique, le phosphore est principalement présent sous forme soit particulaire liée à différents colloïdes ou cations soit soluble mais en proportion beaucoup plus faible (Banas D., 2001). La fraction soluble (P-soluble < 0,45  $\mu m$ ) peut être considérée comme totalement biodisponible alors que la fraction particulaire ne l'est que partiellement (Barroin G., 1990). La biodisponibilité du phosphore particulaire varie en fonction de la composition chimique des particules. Sous chaque forme, le phosphore est à la fois

organique et minéral ce dernier étant plus abondant (Syers J.K. et al., 1973 ; Logan T.J., 1982) [Trintignac P., 2004].

### **I.6. 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, 2006].

### **I.7. Les différents stades de l'eutrophisation**

Les plans d'eau peuvent être classés en fonction de l'état trophique qu'ils présentent. On différencie ainsi plusieurs stades d'avancement dans le processus d'eutrophisation, appelés aussi niveaux (ou états) trophique ou degrés d'eutrophisation.

On retrouve dans cette classification des plans d'eau [Devidal, 2007]:

✓Les lacs « Ultra-Oligotrophe et Oligotrophe » : (peu nourris), ayant une productivité faible, pauvres en nutriments, mais très oxygénés dans toute leur profondeur, et dont la clarté de l'eau est très bonne.

✓Les lacs « Mésotrophe » : qui ont une productivité modéré, et qui correspondent à la catégorie de lacs intermédiaires entre le stade oligotrophe et eutrophe.

✓Les lacs « Eutrophe » : (bien nourris), ayant une forte productivité et une importante biomasse.

✓Les lacs «Hyper-eutrophe » : qui sont des lacs extrêmement affectés par l'eutrophisation, et dont le fonctionnement est très fortement perturbé.

Chaque lac ayant ses propres caractéristiques, il est souvent difficile d'établir une classification précise des différents types de niveaux trophiques. Il existe cependant certains outils et modèles qui permettent d'évaluer le niveau d'eutrophisation.

Le tableau 2 donne une description des différents états trophiques d'un lac, sans avoir de signification très précise, cette description reste néanmoins couramment utilisée pour désigner le potentiel trophique d'un plan d'eau [Galvez-Cloutier, 2002].

**Tableau 2 :** Tableau représentant les caractéristiques des différents niveaux trophiques du lac [Devidal, 2007].

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	

**Disque de Secchi**

Dispositif expérimental qui permet de mesurer la profondeur à laquelle la lumière pénètre à l'intérieur d'un biotope aquatique.

Pour caractériser au mieux l'état trophique des lacs, on évalue le degré d'eutrophisation en se basant sur différents paramètres comme par exemple les concentrations en phosphore total, chlorophylle-a, ou la clarté des eaux mesurée à l'aide du disque de Secchi. En quantifiant ces paramètres pour caractériser la qualité de l'eau, on peut établir une classification des niveaux d'eutrophisation des plans d'eau (Tableau 3) [Galvez-Cloutier, 2002].

**Tableau 3 :** Paramètres permettant l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau [Devidal, 2007].

Valeurs des seuils de l'état trophique des plans d'eau					
Degré de trophie	Phosphore total (mg/m <sup>3</sup> )	Chlorophyllea moyenne (mg/m <sup>3</sup> )	Chlorophyllea maximum (mg/m <sup>3</sup> )	Secchi moyenne (m)	Secchi minimum (m)
Ultra-oligotrophe	< 4	< 1	< 2.5	> 12	> 6
Oligotrophe	< 10	< 2.5	2.5 à 8	> 6	> 3
Mésotrophe	10 à 35	2.5 à 8	8 à 25	3 à 6	1.5 à 3
Eutrophe	35 à 100	8 à 25	25 à 75	1.5 à 3	0.7 à 1.5
Hypereutrophe	> 100	> 25	> 75	< 1.5	< 0.7

### **I.8. Présence des cyanobactéries dans l'eau**

Improprement appelées « algues bleues », les cyanobactéries sont des organismes autotrophes qui, comme les algues ou les plantes, synthétisent des sucres grâce à un appareil photosynthétique utilisant le CO<sub>2</sub> de l'air, la lumière et l'eau. Elles s'accumulent facilement à la surface des plans d'eau, pour former des fleurs d'eau ou «bloom» [Académie de Rennes, 2006].



**Figure 1 :** Culture de cyanobactéries observée au microscope [Académie de Rennes, 2006]

#### **a. Croissance d'une population de cyanobactéries**

Afin d'appliquer des mesures de contrôle adéquates, la compréhension des facteurs menant à la formation de floraisons de cyanobactéries est primordiale, que ce soit pour une question de santé publique et pour maintenir l'équilibre écologique d'un plan d'eau [Académie de Rennes, 2006] [9].

**Température de l'eau :** Les cyanobactéries possèdent un optimum de croissance à des températures typiquement élevées (25°C) (Robarts et Zohary, 1987) [Académie de Rennes, 2006] [9].

**Lumière :** Les cyanobactéries sont capables de croître à de faibles intensités lumineuses en raison de plus faibles exigences énergétiques des cellules (Richardson et al., 1983) [Académie de Rennes, 2006].

#### **b. Technique d'élimination des cyanobactéries**

Pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, il est nécessaire de distinguer deux cas [Académie de Rennes, 2006] :

L'élimination des cyanobactéries, l'élimination des cyanotoxines produites.

Les principales méthodes de traitement utilisées sont :

La réduction de la concentration en cyanobactéries : le micro-tamisage, la coagulation floculation suivie d'une décantation ou d'une flottation, la filtration et l'oxydation.

L'élimination des toxines : l'adsorption sur charbon actif ou l'oxydation.

### **I.9. Problèmes généraux liés à l'eutrophisation**

#### **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.

La corrosion de tuyaux et d'autres réalisations urbaines.

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 [Ryding, 1994].

#### **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 » [Ryding, 1994].

#### **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 [Ryding, 1994].

### **I.10. Les milieux touchés**

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].

### **I.11. Mécanisme de l'eutrophisation**

L'excès d'azote et de phosphore provenant essentiellement des effluents urbains et agricoles provoque un excès en matières organiques suivi d'une dégradation bactérienne excessive. Durant l'hiver, la rupture de la « thermocline » (ligne de séparation des eaux chaudes et froides en zone côtière) favorise le mélange des eaux profondes riches en nutriments avec les couches de surface plus pauvres.

La matière organique non consommée par les organismes des niveaux trophiques supérieurs sédimente et est dégradée par les bactéries lors de sa chute en profondeur. Ce mécanisme entraîne un enrichissement en nutriments des eaux profondes ainsi qu'une diminution des concentrations en oxygène dissous pouvant entraîner une anoxie (absence d'oxygène) et la production de méthane.



La respiration nocturne du phytoplancton ou la dégradation de la matière végétale par les micro-organismes consomme l'oxygène de l'eau.

L'eutrophisation est en fait un processus naturel qui consiste en l'enrichissement en nutriments de l'écosystème par le jeu des apports externes et du recyclage interne de sa propre production. Lié à l'intensification des activités humaines sur les bassins versants (industrie, agriculture, rejets urbains) [Soyris, 2004].

## **I.12. Les causes de l'eutrophisation**

### **a. Les causes directes du phénomène**

La pollution est due à un apport excessif en nutriments et en matières organiques biodégradables principalement issues de l'activité humaine. Ils proviennent principalement des phosphates contenus dans les détergents, les engrais, et des nitrates contenus dans les engrais azotés, mais aussi de l'ammoniac issu de la décomposition des effluents organiques par des bactéries.

Elle se manifeste de la manière suivante :

Les matières organiques biodégradables sont dégradées par les bactéries présentes dans le milieu. Mais parce qu'il consomme beaucoup d'oxygène, ce mécanisme provoque un premier appauvrissement en oxygène dissous.

L'excès de nutriments, de son côté, entraîne une multiplication en surface de certaines plantes aquatiques qui en mourant augmentent encore les quantités de matières organiques biodégradables présentes dans le milieu. Les bactéries, qui vivent dans les profondeurs où se déposent ces matières organiques, prolifèrent et consomment progressivement tout l'oxygène des eaux profondes qui ne peuvent se réoxygéner en raison du faible brassage des eaux.

On observe alors une différence de plus en plus marquée entre les eaux proches de la surface, très oxygénées, et les eaux profondes, totalement désoxygénées et non éclairées, car la prolifération des algues en surface empêche toute pénétration de lumière. Dans ces profondeurs, la vie disparaît peu à peu : les espèces animales et les bactéries aérobies (qui consomment de l'oxygène) meurent par asphyxiées. Au bout d'un certain temps, seules certaines bactéries anaérobies survivent dans ce milieu dépourvu d'oxygène : elles se multiplient et provoquent la fermentation de toute la matière organique accumulée, libérant des gaz (hydrogène sulfuré et ammoniac) et du méthane [Soyris, 2004].

### **b. Les causes indirectes de l'eutrophisation**

Les six principales catégories de pollueurs sont : l'industrie, l'agriculture, les ménages, la circulation, l'urbanisation, les forces armées. Le rejet de ces eaux dans le milieu naturel est la principale pollution qui affecte nos lacs et plus généralement tout le milieu naturel.

Ces rejets comprennent [Bernard, 1996] :

- Les eaux ménagères, c'est-à-dire des eaux de cuisine, de toilette et de lessive contenant des graisses, savons, détergents et déchets divers.
- Les eaux-vannes provenant des lieux d'aisances, contenant les matières fécales et les urines.

- Les eaux d'origines diverses telles les eaux de pluie et de drainage.
- Les eaux usées agricoles provenant de l'élevage dont les fumiers et lisiers sont riches en matières organiques azotées mais dont certains composés, les nitrates par exemple, peuvent être entraînés, en raison de leur grande solubilité, par les eaux de lessivage.
- Les eaux atmosphériques ou de ruissellement provenant du lavage de l'atmosphère (pluies acides) et du lessivage des sols de voirie et de toute surface imperméable (routes, chemins de fer, parkings, surfaces bâties)

### **I.13. Distinction eaux stagnantes / eaux courantes**

Comme l'hydrodynamisme est un facteur important du développement de l'eutrophisation, les apports excessifs de phosphore auront des conséquences différentes s'ils ont lieu dans les cours d'eau à écoulement plus ou moins rapide ou dans les eaux stagnantes (retenues, lacs). En effet, en eaux stagnantes, les nutriments azotés et phosphorés sont piégés. Les premiers sont assimilés et dénitrifiés alors que les seconds sont assimilés et sédimentés. Cet enrichissement des eaux des réservoirs se traduit par une prolifération accrue de micro algues, et plus particulièrement de cyanobactéries au printemps et à l'automne (Moreau, 1997) [Bernard, 2001].

### **I.14. Critère d'eutrophisation : charges en phosphates**

Pour estimer le degré d'eutrophisation, on doit mesurer la production primaire, on dose aussi la chlorophylle a, on suit divers paramètres chimiques (transparence, profils verticaux d'oxygène, etc.) et l'évolution du plancton (abondance, diversité, nature des algues).

Le développement de la production primaire est sous la dépendance de nombreux facteurs du milieu. Mais le plus déterminant est le phosphore, facteur limitant du développement des algues. Contrairement aux « marées vertes littorales » par exemple, l'azote est généralement secondaire pour l'eutrophisation des lacs, parfois même appelée « pollution par le phosphore ». Ce dernier reste très généralement sous la forme de phosphates dissous. Du fait de la sédimentation et des algues, les lacs sont des pièges à phosphore qui s'enrichissent au fil du temps. Le seuil admis de l'eutrophisation est de 0,1 mg/l de Phosphore dissous [Ryding, 1994].

### **I.15. Conséquences de l'eutrophisation dans le traitement des eaux potables**

L'eutrophisation complique la filière et l'exploitation des installations de potabilisation :

L'élévation des teneurs en matières organiques, ayant pour effet l'élévation des consommations d'agents oxydants et flocculants, ainsi que la formation d'haloformes.

La perturbation de la floculation et de la filtration par suite de la variation du pH.

La nécessité éventuelle de la mise en place de traitement spécifique d'élimination du fer et du manganèse. Le développement de goût et d'odeur dans l'eau distribuée par suite de la présence d'algues notamment les cyanophycées.

Le contrôle permanent de l'eau brute à traiter lorsqu'elle est prélevée par prise d'eau à niveaux variables. Le risque d'apparition de toxines lors du pompage de l'eau contenant des Cyanobactéries. L'ajustage permanent du dosage des réactifs.

Surconsommation de chlore du fait de l'apparition des chloramines.

Risque d'apparition de germes dans les réseaux.

Colmatage prématuré des filtres, induisant l'augmentation de la fréquence des lavages et augmentation de la production de boues.

L'eutrophisation a pour conséquence un accroissement des frais d'investissement et de fonctionnement des stations de potabilisation.

Elle présente, dans tous les cas, un risque sur la qualité organoleptique de l'eau distribuée [Galvez-Cloutier, 2002].

### **I.16. 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 eutrophe présente en premier lieu un risque sanitaire pour l'homme et les animaux : risque lié aux nutriments, ou risque lié aux toxines algales [Galvez-Cloutier, 2002].

**Difficultés de potabilisation** : Elles peuvent représenter des mesures supplémentaires à prendre au niveau de la production d'eau potable [Galvez-Cloutier, 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 [Galvez-Cloutier, 2002].

### **I.17. Les inconvénients principaux de l'eutrophisation**

La baisse de la qualité de l'eau en tant que ressource et les effets négatifs sur le tourisme (perte de transparence, développement d'odeurs et envasement) [Bernard, 2001]:

L'augmentation de la biomasse algale, et de la biomasse du zooplancton gélatineux.

La dégradation des qualités organoleptiques de l'eau (aspect, couleur, odeur, saveur), et l'envasement plus rapide, et l'apparition de vase putride, sombre et malodorante.

Le développement de phytoplancton toxique et la diminution de l'indice biotique.

La diminution des espèces (animales et végétales), ainsi que le rendement de la pêche.

Mort des organismes supérieurs (macrophytes, insectes, cnidaires, crustacés, mollusques, poissons, etc.).

### **I.18. Lutte contre l'eutrophisation**

#### **a. Les moyens préventifs de lutte**

##### **Apports d'origine domestique**

Le traitement des eaux usées. La prévention locale par l'assainissement péri-lacustre : les effluents sont récupérés puis évacués en aval du lac.

L'élimination de l'azote se fait par des procédés biologiques.

L'élimination du phosphore dans les eaux usées peut se faire soit par procédé biologique [Galvez-Cloutier, 2002].

##### **Réduction des apports d'origine agricole**

La fertilisation des sols se fait avec de produits contenant phosphore, azote et potassium. Il faut déterminer la fertilisation strictement nécessaire, et donc prendre en compte plusieurs

paramètres, comme la nature du sol, le type de culture, le passé de la parcelle. La sensibilisation des agriculteurs.

Le couvert végétal joue un grand rôle dans la pénétration de l'azote dans le sol et les eaux souterraines : la présence de couvert va limiter la pénétration de l'azote dans le sol.

Lutte contre les apports agricoles dans les bâtiments d'élevages, et au champ (lutte contre l'érosion des terres). Utilisation rationnelle d'engrais en agriculture : analyse de la valeur agronomique des sols [Soyris, 2004].

### **Traitement ou déviations des eaux tributaires**

Pour limiter la pénétration des nutriments dans les lacs ou réservoirs atteints d'eutrophisation, il est possible de traiter ou dévier les eaux chargées en nutriments avant leur arrivée dans la réserve en question.

Ainsi, la construction de pré-barrages permet de retenir les eaux chargées dans des pré-réservoirs pendant quelques jours. S'il y a formation d'algues, ce pré-réservoir peut devenir un réacteur biologique éliminant une partie des nutriments.

Il peut parfois être moins onéreux de placer en tête de retenue un prébassin 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.

Aménagement de retenues secondaires, piégeant le phosphore [Galvez-Cloutier, 2002].

Le principe des marais filtrants est le même : les plantes présentes permettent à la fois la diminution de la vitesse de l'eau, et donc le dépôt des matières solides en suspension, et le développement des micro-organismes.

Le traitement de ces eaux tributaires est aussi possible avant leur pénétration dans la réserve.

L'adjonction directe aux eaux tributaires de produits de précipitation du phosphore, comme les sels de fer ou d'aluminium, entraîne la précipitation immédiate du phosphore dans le réservoir.

Les sels d'aluminium, Les sels de fer et Les sels de calcium des agents flocculants pouvant être utilisés pour inactiver le phosphore des plans d'eau [Devidal, 2007].

La canalisation ou la déviation des eaux usées sont des mesures très efficaces, mais il faut cependant conduire ces eaux jusqu'à une station de traitement.

La création de fossés d'infiltration est encore une mesure économique et naturelle.

Déphosphatation des effluents urbains et industriels sur tout le bassin versant.

Cette technique, appliquée en Allemagne sur le réservoir de Wahnbach a permis d'éliminer 95 % du phosphore total et 90% des phosphates des eaux entrantes d'un réservoir de 41,4Mm<sup>3</sup>, ce qui a permis de réduire fortement les phénomènes d'eutrophisation [Beutel, 1999].

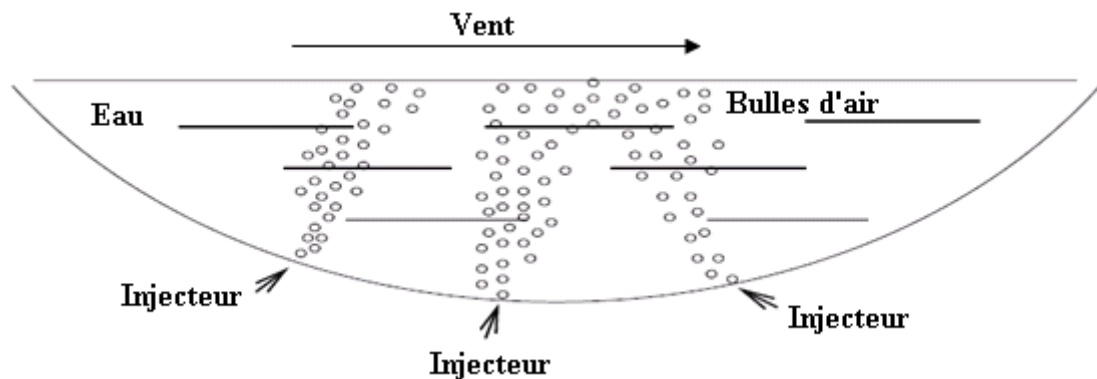
Les retenues pour l'alimentation en eau potable doivent être implantées en tenant compte du risque d'eutrophisation. Un suivi permanent de la retenue est indispensable, et la lutte

contre les apports du phosphore doit concerner l'ensemble du bassin versant, en commençant par les sources principales [Galvez-Cloutier, 2002].

### **b. Les moyens curatifs de lutte**

**Désactiver les nutriments** : En introduisant directement des produits causant la précipitation du phosphore, on provoque l'immobilisation du phosphore.

**Aération mécanique** : Elle consiste à injecter de l'air sous pression à une certaine profondeur du lac afin d'aérer ces zones pauvres en oxygène soit par dissolution d'air ou en poussant l'eau vers le haut afin de l'oxygéner par contact des eaux superficielles ou par l'air atmosphérique. On peut aérer tout le lac s'il est peu profond (déstratification), et on peut aussi limiter l'aération à l'hypolimnion afin d'aérer que la couche profonde et de préserver la stratification thermique.



**Figure 2** : Schéma du processus de l'aération mécanique [M. Abdelwahed, 2002]

**Aérer l'hypolimnion** (oxygénation des eaux profondes sans déstratifier) : Cette méthode est utilisée quand il existe une stratification des eaux marquée. Si le lac est de grande profondeur, il importe de ne pas perturber son équilibre thermique, il faut augmenter fortement la concentration en oxygène de l'hypolimnion.

**Activer la circulation** (déstratification par insufflation d'air) : La déstratification est une technique destinée à aérer les plans d'eau de faible profondeur, par le brassage de l'ensemble des masses d'eau. Les couches froides du fond sont ainsi progressivement mélangées aux eaux de surface. Au fur et mesure que le lac s'homogénéise, la distribution des algues devient uniforme. Ainsi, la densité moyenne des cellules par unités de volume diminue et, par conséquent, la clarté de l'eau augmente. D'autre part, quand on mélange l'eau en la déstratifiant, les algues restent moins longtemps dans la zone éclairée et se multiplient moins vite.

**Augmenter l'écoulement, effet « chasse d'eau »** : Cette méthode consiste à créer un apport artificiel en eau faiblement chargée, afin d'augmenter le taux de renouvellement de l'eau [Cooke, 1993].

**Évacuer sélectivement les eaux hypolimniques** : L'évacuation des eaux les plus riches en nutriments entraîne une diminution du volume de l'hypolimnion et un appauvrissement global du plan d'eau [Cooke, 1993].

**Élévation du niveau d'eau** : Cette méthode peut être envisagée pendant tout, ou une partie du cycle annuel des plantes [Cooke, 1993].

**Abaisser le niveau d'eau et assèchement** : Le but de cette technique est d'exposer les sédiments à l'atmosphère. Cela permet le contrôle des macrophytes et des algues fixées.

**Le dragage** : Cette technique consiste à extraire les sédiments déposés au fond du lac.

**Recouvrir les sédiments** : Ce recouvrement peut se faire à l'aide d'une bâche plastique ou d'un matériau particulaire (cendres volantes).

**Le décapage ou curage mécanique** : Cette technique de nettoyage a pour but de redonner la profondeur initiale au milieu. [Beutel, 1999].

**Enlèvement des sédiments** : Cela permet de diminuer l'apport endogène de nutriment.

**Épandage d'argile à la surface de l'eau** : L'action de l'argile, pulvérisée à surface de l'Eau est de se fixer sur les algues qui ainsi lestées, tombent au fond des lacs.

**Faucarder et récolter les macrophytes** : Cette opération d'élimination des algues est immédiate et permet la réutilisation du plan d'eau pour la baignade.

**Contrôle chimique** : L'utilisation de certains produits chimiques permet l'élimination des plantes aquatiques indésirables.

Épandage de sulfate de cuivre, algicide actif vis à vis des Cyanobactéries.  
Évacuation des eaux profondes vers l'aval pour soutirer le phosphore.

**Irradiation ultrasonique des algues** : La technique par irradiation ultrasonique a récemment été considérée comme une bonne alternative pour le contrôle rapide des fleurs d'eau [Cooke, 1993].

**Les bâches de recouvrement des eaux** : Le but de cette technique est d'empêcher le développement des algues en les privant de la lumière du soleil nécessaire à leur croissance [Cooke, 1993].

**Les encres spéciales** : Technique qui repose sur l'utilisation de teintures ou d'encres pour stopper la croissance des plantes aquatiques nuisibles [Cooke, 1993].

**Ajout de bactéries** : Il est souvent essentiel de coupler cette mesure avec l'installation d'un aérateur avant de procéder à l'application de bactéries.

**Contrôle biologique (la biomanipulation)** : L'introduction d'espèces vivantes nouvelles (carpes consommatrice d'algues) dans un lac peut permettre d'éliminer et de contrôler certaines algues présentes en trop grand nombre.

**Les îles flottantes** : Massif végétal artificiel qui flotte à la surface de l'eau. Ces îles sont construites à base d'une matrice de polymère plastique recouverte de terre végétale dans

laquelle des plantes aquatiques ou semi- aquatiques sont plantées. Les racines de ces plantes constituent alors un rideau permettant la filtration de l'eau et des éléments dissous. Par contre pour obtenir un bon rendement il est préconisé d'installer en même temps un système d'aération favorisant le mouvement de l'eau à travers les racines [Devidal, 2007].

### **I.19. Procédés utilisés au niveau des affluents**

Les interventions au niveau de l'arrivée des affluents dans les plans d'eau suivront l'un des deux principes suivants:

Soit, le piégeage du phosphore particulaire par filtration ou par sédimentation (dans des bassins artificiels ou au sein du plan d'eau lui-même).

Soit le traitement du phosphore, au niveau de stations de déphosphatation ou par conservation de zones humides (marais, marécages, ...).

Ces procédés, basés sur quelques principes différents, auront des domaines d'application spécifiques, avec des efficacités dépendant de facteurs environnementaux extérieurs [Bernard, 2001].

#### **a. Infiltration (fossés et bassins)**

##### **Principe :**

Sous certaines conditions dépendant de leurs caractéristiques, les sols sont capables de fixer le phosphore présent dans les eaux qui les traversent. Les sables argileux (argiles sableuses) conviennent bien. La mise en place d'un pré-bassin (en amont) favorise la décantation des matières en suspension, ce qui facilite ensuite l'infiltration (Barroin, 1999).

#### **b. Filtration sur filtres à alumine activée**

##### **Principe**

Un filtre rempli d'alumine activée (oxyde d'aluminium particulièrement sélectif vis à vis de la fixation des phosphates) est immergé dans le bassin collecteur. L'eau est filtrée et déversée à l'aval. L'élimination du phosphore peut atteindre 75 à 80 % et l'ensemble des autres paramètres de la qualité de l'eau est également amélioré (Bernhardt et Clasen, 1985, In Barroin, 1999) [Bernard, 2001].

#### **c. Pré-réservoirs bio-réacteurs**

##### **Principe**

Le principe est double : il s'agit d'améliorer la qualité des eaux entrant dans le plan d'eau : Par sédimentation des particules charriées, dans un ou plusieurs petits bassins, plus faciles à curer que le plan d'eau lui-même.

On élimine alors le phosphore fixé sur les argiles et les hydroxydes de fer naturellement présents. Par consommation du phosphore par le phytoplancton [Bernard, 2001].

#### **d. PEL Basin system**

##### **Principe**

Le principe est proche de celui des pré-réservoirs construits en dur, sauf que le barrage est « souple » et qu'il est implanté dans la queue de la retenue à protéger ; on y associe des parois longitudinales immergées qui permettent d'accroître la surface disponible pour le périphyton ou (algues fixées), qui contribue comme le phytoplancton à éliminer le phosphore (Lafforgue, 1998) [Bernard, 2001].

## **I.20. Effets théoriques de la circulation artificielle**

### **a. Oxygène dissous**

Le principal effet de la circulation artificielle de l'eau d'un lac est l'accroissement de la concentration d'oxygène dissous. Lorsque l'on procède à la déstratification d'un lac, on assiste à une homogénéisation des concentrations d'oxygène dans la colonne d'eau, ce qui a pour effet d'amener la disparition de l'épilimnion (couche d'eau chaude en surface) et de l'hypolimnion (couche d'eau froide en profondeur). Cette déstratification fait en sorte que les eaux froides peu oxygénées sont déplacées vers la surface [Cooke, 1993].

### **b. Éléments nutritifs**

La charge interne du phosphore peut être réduite par la circulation artificielle de l'eau, dans les cas où le relargage du phosphore par les sédiments constitue le mécanisme principal d'enrichissement des eaux.

Dans de tels cas, l'accroissement de la température de l'eau à l'interface eau-sédiment, causé par la circulation artificielle de l'eau, pourrait même augmenter la charge interne de phosphore. Le relargage du phosphore à partir des sédiments est particulièrement important dans les lacs eutrophes peu profonds et non stratifiés où l'interface eau-sédiment est habituellement bien oxygénée [Cooke, 1993].

### **c. Les effets de la circulation de l'eau d'un lac**

Parmi les nombreux effets potentiellement néfastes associés à la circulation artificielle de l'eau, certains sont plus susceptibles de se produire. Ainsi, si la productivité de l'épilimnion est limitée par les éléments nutritifs, la circulation risque d'accroître le phosphore particulaire ou dissous dans la couche photique. La transparence de l'eau pourrait en retour être diminuée par l'augmentation des matières en suspension (limon et algues microscopiques). Un des effets les plus importants de la circulation complète de l'eau est l'augmentation de la température de l'eau dans l'hypolimnion. Cette hausse favoriserait les espèces de poissons d'eau chaude en augmentant la taille de leur habitat préférentiel [Ryding, 1994].

## **Conclusion**

L'eutrophisation est une forme de pollution qui touche les systèmes aquatiques, ceci est dû à des apports ponctuels (naturels) et diffus (artificiels). Elle a pour conséquence de détruire l'écosystème touché c'est-à-dire la faune et la flore.

Parmi les inconvénients de l'eutrophisation, on a la diminution de la biodiversité, la baisse de la qualité de l'eau en tant que ressource et les effets négatifs sur le tourisme (perte de transparence, développement d'odeurs et envasement).

Pour remédier à ce phénomène, on utilise les moyens de lutte préventifs et aussi les moyens curatifs à fin de réduire les facteurs causant l'eutrophisation des lacs.



Cependant, le phosphore reste le facteur de maîtrise, c'est-à-dire celui sur lequel on peut jouer pour limiter l'eutrophisation et ses conséquences sanitaires, écologiques et économiques.

Les moyens mis en œuvre pour réduire cette forme de pollution sont très coûteux et agissent sur de longues périodes ce qui rend plus longue la décélération de l'activité eutrophique des lacs et des étangs.

Parmi les moyens curatifs de lutte contre ce fléau, on a procédé à l'aération mécanique à cause du côté économique et écologique qu'elle présente. Cette aération consiste la déstratification de la colonne d'eau en saison chaude (estivale), ainsi que l'injection de l'air ou de l'oxygène dans les couches profondes (l'hypolimnion), sans perturber la thermocline en saison froide (hivernale).

La prise de conscience des pouvoirs publics ainsi que de la population permet de prendre les mesures nécessaires contre une avancée supplémentaire de l'eutrophisation.

Il est fondamental de garder à l'esprit qu'une pollution azotée observée aujourd'hui peut être la conséquence d'actions datant d'une dizaine d'années. C'est pourquoi, compte tenu de l'étendue de la pollution actuelle, il faut s'attendre à un temps de réponse long de plusieurs dizaines d'années.

# CHAPITRE II

## Chapitre II

### L'aération des lacs eutrophes

#### Introduction

La stratification (disposition en couches superposées) de l'eau des lacs est due à des variations de leur densité, causées par des variations de température.

La restauration des lacs doit améliorer le niveau d'oxygène hypolimnique et limite le recyclage du phosphore à partir des sédiments dans l'eau.

La déstratification thermique complète présente des risques. L'enjeu est donc de proposer des processus qui maintiennent la stratification thermique et qui favorisent une réoxygénation de l'hypolimnion. Il s'agit également de proposer des processus d'aération impliquant de l'injection d'air.

La stratification thermique des lacs et réservoirs peut résulter largement d'une perte d'oxygène de l'hypolimnion, lequel peut avoir des impacts négatifs sur les poissons de l'eau froide, l'eau d'alimentation et la qualité de l'eau à l'aval.

La prévention de l'hypolimnion contre l'anoxie peut être accomplie avec l'oxygénation des bulles plumes ou autres systèmes d'oxygénation tel que le Speece Cône [McGinnis et al, 1998] ou l'aérateur d'élévation d'air [Burriss et al., 2002].

Les techniques utilisées pour résoudre l'état anaérobie des lacs peuvent être groupées en deux grandes catégories : la déstratification artificielle et l'aération hypolimnique. La technique la plus simple est la déstratification artificielle où l'air comprimé est introduit à travers des diffuseurs localisés au fond du lac. L'aération hypolimnique est une technique utilisée pour maintenir le milieu aérobie dans l'hypolimnion tout en préservant la stratification thermique. Chacune de ces méthodes a ses avantages et ses inconvénients.

#### II.1. Définition du plan d'eau

Le terme lac, issu du latin « lacus », repris au grec « lakkos », proviendrait d'une vieille racine sanscrite (« lag ») signifiant « déchirer ». Le verbe grec « lakein » avait exactement ce sens. Le lac désigne donc une lacération de l'écorce terrestre remplie d'eau. Cependant, les plans d'eau retenus par un barrage naturel (un glissement de terrain, un écroulement rocheux, une langue glaciaire, etc.) sont des lacs pour l'ensemble de la communauté scientifique. La géographe russe S.G. Lioubouchkina a proposé le seuil de un million de mètres cubes au-delà duquel un plan d'eau intérieur serait un lac [Touchart, 2000].

La terminologie scientifique a été fondée par le Suisse F.-A. Forel, dont la définition du lac fait foi depuis 1892. Selon lui, au sens large, «on désigne par lac une masse d'eau stagnante sans communication directe avec la mer, située dans une dépression du sol fermée de tout côté » [Touchart, 2000].

#### II.2. Mécanisme de la stratification thermique

Le cycle thermique annuel d'un plan d'eau est l'un des facteurs les plus importants. Il détermine son fonctionnement physique, chimique et biologique. Pendant la saison chaude des régions tempérées, le réchauffement par l'énergie lumineuse permet un réchauffement inégal de la colonne d'eau dans les retenues. La stratification de l'eau des lacs est due à des

variations de leur densité causées par des variations de température. La densité de l'eau augmente à mesure que la température diminue.

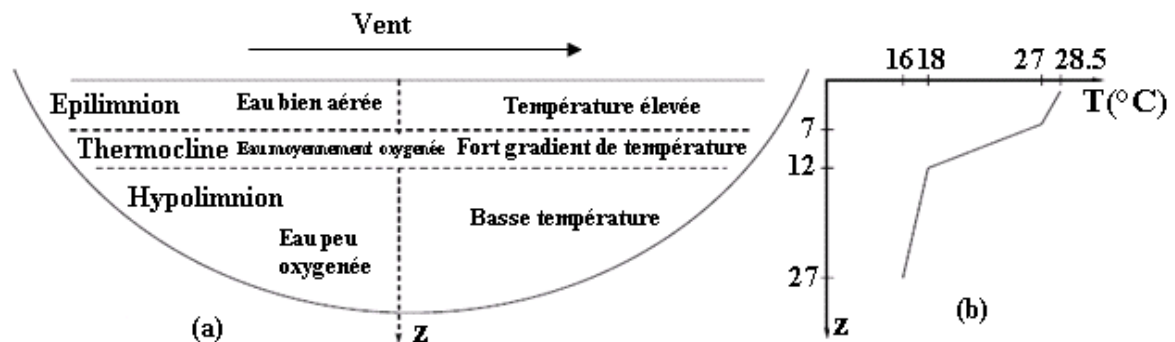
Les eaux chaudes, plus légères, ont tendance à rester au-dessus des eaux froides, plus denses, entraînant une stratification de plus en plus marquée en cours de saison (Barroin, 1999) [Bernard, 2001].

**Tableau 4** : Stratification thermique [Gonet, 2006].

Le tableau 4 donne une synthèse des trois zones de la stratification thermique.

L'épilimnion	Le métalimnion	L'hypolimnion
C'est la couche superficielle réchauffée. L'eau, mise en mouvement par le vent permet une homogénéisation de la température. L'épaisseur de cette couche est variable selon la saison environ 7m.	C'est la couche intermédiaire à température rapidement variable : son épaisseur est de l'ordre de 7m à 12mètres.	C'est la couche inférieure, toujours froide et à température peu variable. Il se situe en fonction des saisons, son épaisseur au-delà des 12mètres.

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



**Figure 3** (a) : Schéma d'un lac stratifié, (b) : La courbe de la température moyenne en été [M. Abdelwahed, 2002]

### Pourquoi aérer les lacs et les retenues ?

L'aération aide à assurer une concentration d'oxygène assez élevée pour prévenir le développement de conditions anaérobies.

L'aération aide à prévenir les mauvais goûts et odeurs de l'eau en empêchant la présence de conditions anaérobies. Elle peut aussi aider à prévenir les émanations de phosphore provenant des sédiments.

L'aération peut améliorer considérablement la qualité de l'eau. Selon l'utilisation du lac, l'aération apporte des avantages économiques et aussi esthétiques [Mackay, 1999].

**Tableau 5 :** Qualité de l'eau représentative des lacs au Canada en hiver [Mackay, 1999]. Ce tableau représente les paramètres de l'oxygène, le fer et le phosphore d'un lac aéré et non aéré.

Paramètre	Aéré	Non Aéré
Oxygène dissous (mg/l)	14.3	0.4
Fer (mg/l)	0.04	1.15
Phosphore (mg/l)	0.05	0.15

### **II.3. Historique des procédés d'Aération des lacs**

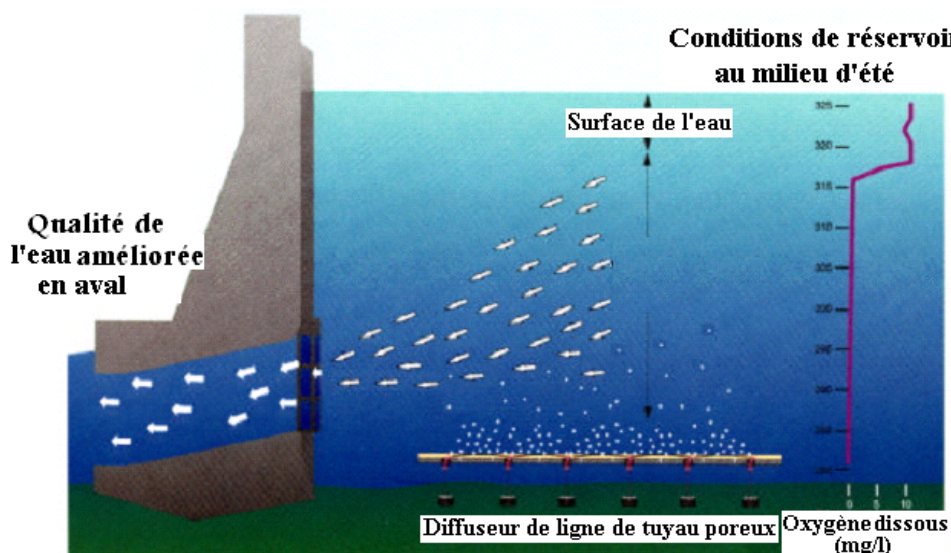
Les procédés d'aération ou de circulation artificielle de l'eau des lacs (pompes, jets d'eau, bulles d'air, etc.) sont des techniques de gestion utilisées depuis le début des années 50. Employées à l'origine pour prévenir la mortalité des poissons en hiver dans les lacs peu profonds couverts de glace, ces méthodes ont été utilisées à compter du début des années 60 pour contrôler les problèmes liés à l'eutrophisation des lacs et des réservoirs (Cooke et al., 1993). L'aération par déstratification est exposée par Scott et Foley en 1919, cette technique est fréquemment achevée par l'injection de l'air à travers un seul diffuseur d'air [Beutel, 1999 ].

### **II.4. Ligne de Diffuseur**

#### **a. Concept du diffuseur**

Un diffuseur est celui qui distribue au fond du réservoir, des bulles du gaz pour augmenter l'oxygène dissous dans l'eau. Le système de diffuseur fournit de l'air comprimé ou de l'oxygène sur rivage. La plupart de l'oxygène est transférée à l'eau.

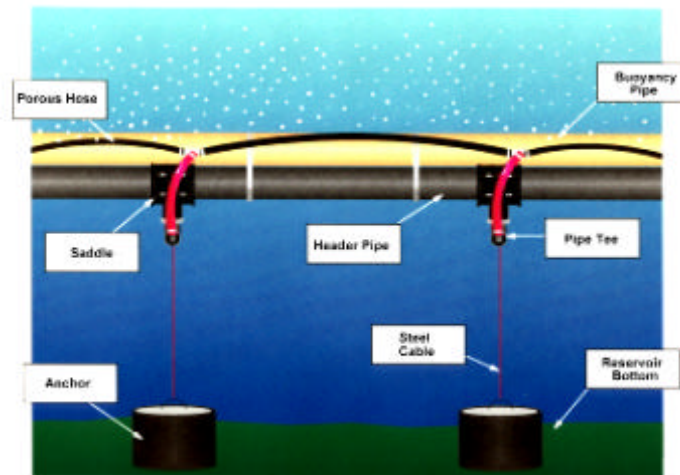
L'oxygénation dans le réservoir est la seule opération qui a la possibilité d'éliminer les produits d'anoxie de l'eau [Mark, 1997].



**Figure 4 :** Vue schématique de Diffuseur du réservoir [Mark, 1997].

### **b. Description du diffuseur de ligne**

Le tuyau poreux occupe toute la longueur du diffuseur, en distribuant l'oxygène dans de petites bulles sur une grande zone. Les petites bulles dispersées, et la pression hydrostatique dans le réservoir contribuent dans l'efficacité du transfert de l'oxygène obtenue par la ligne de diffuseur [Mark, 1997].



**Figure 5:** Schéma d'une section de diffuseur de ligne [Mark, 1997].

## **II.5. L'aération par déstratification**

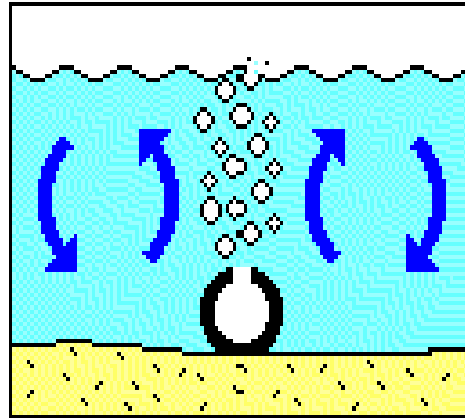
### **II.5.1. Principe**

L'air est envoyé sous pression dans un réseau de canalisations immergées reposant sur le fond du plan d'eau. Ces canalisations perforées forment des rideaux de bulles. En montant, les bulles entraînent avec elles par effet d'air lift une masse d'eau importante. Celle-ci est réoxygénée dans un premier temps au contact des bulles, puis par contact avec l'atmosphère. Les couches froides du fond sont progressivement mélangées aux eaux de surface. Elle est utilisée pour de faible taux d'eutrophisation, quand l'eutrophisation du lac est plus prononcée on utilisera alors le Limno.

Elle assure une parfaite homogénéisation de la température et des caractéristiques de qualité d'eau sur toute la colonne d'eau, et tout au long de l'année.

Ce procédé est généralement efficace vis à vis des algues, si le temps de séjour des eaux dans le lac est suffisant (supérieure à 15 jours en été).

De plus cette efficacité est liée à un bon dimensionnement du système, à la période de démarrage du traitement (avant l'installation de la stratification), et elle dépend également du type de lac. Les meilleurs résultats sont observés sur des lacs profonds, où la lumière, plus que le phosphore, limite le développement algal. Dans ce cas, le coût d'installation est alors important; ceci explique que ce procédé est généralement plus utilisé sur des lacs dont la profondeur est comprise entre 5 et 15 m.



**Figure 6 :** Schéma du principe de l'aération par déstratification [Galvez-Cloutier, 2002].

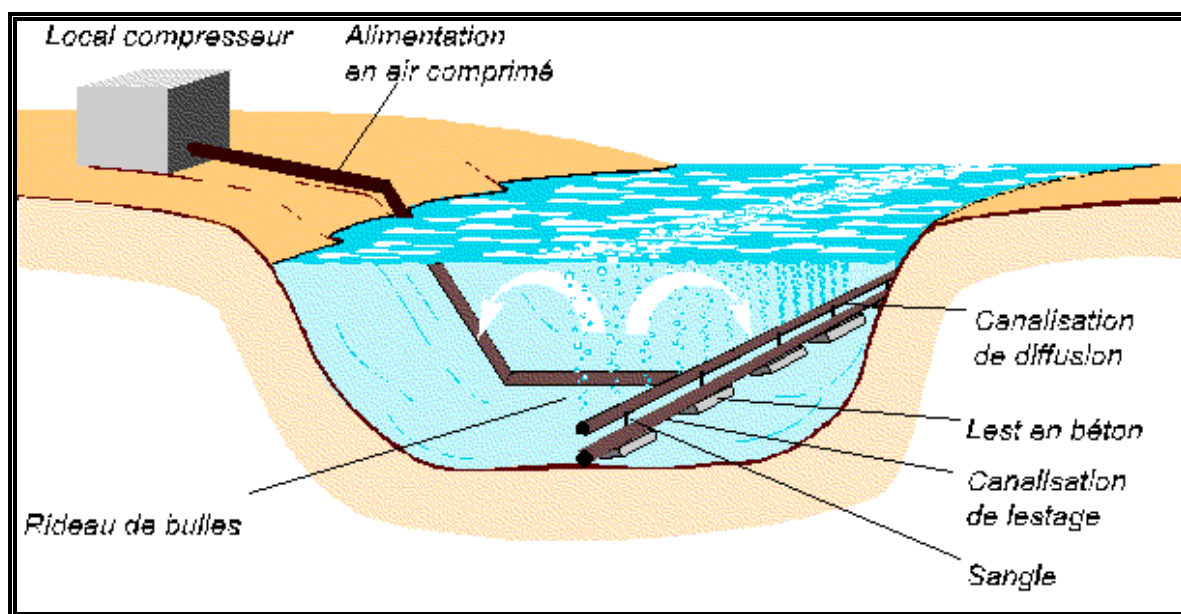
### **Fonctionnement**

L'air est envoyé sous pression dans un réseau de canalisations immergées et judicieusement perforées reposant sur le fond du plan d'eau. Ces lignes de diffusion d'air, dont la longueur totale peut atteindre plusieurs kilomètres, créent des rideaux de bulles. En montant, les bulles entraînent avec elles des masses d'eau très importantes par effet d'air lift. Ces masses d'eau sont, certes aérées au contact des bulles, mais surtout par leur mise en contact avec l'atmosphère : les couches froides du fond sont progressivement ramenées en surface où elles s'aèrent avant d'être retournées au fond.

L'installation de déstratification fonctionne durant la période hivernale d'Octobre à Avril.

### **II.5.2. Le dispositif d'Aération par déstratification**

Afin de garantir la qualité des eaux stockées dans la retenue, un système d'aération par déstratification a été installé afin de ré-oxygéner les couches d'eau et de prévenir les risques d'eutrophisation. Ce phénomène se manifeste en période estivale par la prolifération d'algues qui « étouffent » littéralement le plan d'eau, et détériorent la qualité des eaux. L'aération permet de maintenir une teneur en oxygène dissous favorable au développement de la vie piscicole, Voir figure 7 [Bernard, 2001].



**Figure 7** : Schéma de principe de la déstratification [Bernard, 2001].

#### **a. Réseau de circulation d'air immergé**

Une des techniques permettant l'aération des plans d'eau de faibles profondeurs, consiste en l'instauration d'un réseau de canalisation immergé et perforé, qui permet l'oxygénation des eaux les plus profondes, au moyen de rideaux de bulles créés par injection d'air comprimé dans les canalisations.

Cette technique relativement coûteuse nécessite des travaux importants pour la mise en place du réseau de tuyau d'injection d'air comprimé. Ce système est par conséquent difficile à mettre en place et inadéquat pour des plans d'eau de surfaces importantes [Devidal, 2007].

#### **b. Fontaines d'eau**

Ce dispositif permet l'aération de l'eau de façon épisodique et à faible coût. En installant une fontaine à la surface du plan d'eau, on augmente la surface d'échange entre l'eau et l'air ainsi que la teneur en oxygène dissous.

Cette méthode ne peut cependant pas s'appliquer à des surfaces étendues et n'est efficace qu'à proximité de la fontaine. Ces fontaines d'eau sont mises en route pendant la nuit afin d'éviter au maximum une augmentation de la température [Devidal, 2007].

#### **c. Mélangeurs mécaniques**

Ces systèmes ont le vent en poupe puisqu'ils sont de plus en plus autonomes en énergie grâce à une alimentation électrique, solaire ou éolienne. Le principe de ces dispositifs est de mélanger l'eau du lac à l'aide d'hélices. Les mouvements de l'eau favorisent l'oxygénation du plan d'eau et permet son aération.

Toutefois, les mélangeurs entraînent la plupart du temps une augmentation de la température des eaux. De plus, un mélangeur surdimensionné provoque la remise en suspension de particules (Kirke, 1997) [Devidal, 2007].

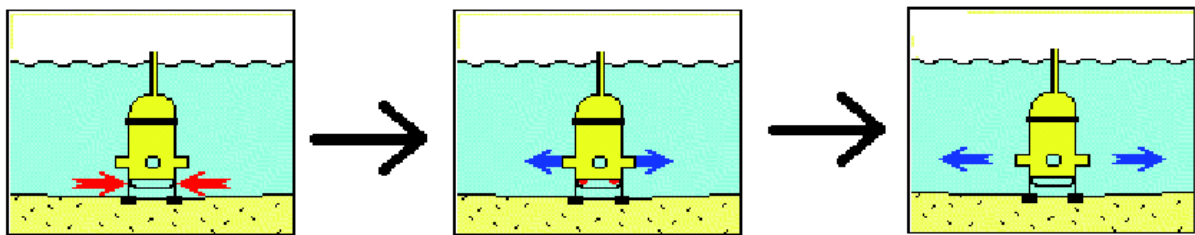


#### d. Traitement à l'air ozoné

Une circulation d'eau est assurée au moyen d'un bateau qui se déplace sur le plan d'eau. L'eau passe par une chambre d'ozonation avant d'être rejetée. Cette technique très peu utilisée a permis de restaurer un plan d'eau en zone industrielle en Floride [Devidal, 2007].

#### II.6. L'aération hypolimnique

L'aérateur hypolimnique ou Limno aère les couches profondes des plans d'eau en y maintenant une teneur minimale en oxygène dissous (3mg/l), sans les déstratifier. De par sa conception, il préserve l'équilibre de tout l'écosystème en évitant le mélange thermique des eaux profondes froides avec les eaux superficielles plus chaudes [Galvez-Cloutier, 2002].



**Figure 8 :** Schéma d'une aération hypolimnique [Galvez-Cloutier, 2002].

Les objectifs de cette méthode sont multiples, elle doit permettre l'augmentation de la concentration en oxygène dissous de l'hypolimnion sans déstratifier l'ensemble de la colonne d'eau ni réchauffer l'hypolimnion. Elle doit également permettre de contrôler et limiter le relargage dans la colonne d'eau du phosphore et d'autres éléments à partir des sédiments (Lindenschmidt, 1997).

Il fonctionne généralement d'Avril à Octobre, car c'est en cette période que les eaux denses et froides se stabilisent au fond et perdent très rapidement leurs oxygène [Soyris, 2004].

##### II.6.1. Principe de fonctionnement :

L'air est envoyé sous pression dans un diffuseur placé à la base du Limno. Les bulles d'air montent et entraînent avec elles une masse d'eau anoxique importante par effet d'air lift. L'eau entraînée est aérée au contact des bulles lors de la montée dans le Limno puis retourne vers le bas pour être éjectée horizontalement sur le fond de la retenue.

L'air en excès s'échappe naturellement par un évent. Il est mis en service d'avril à octobre pendant la période de stabilité thermique du plan d'eau. Un Limno souple mesure 10 m de haut et 3 à 5 m de diamètre. [Galvez-Cloutier, 2002].

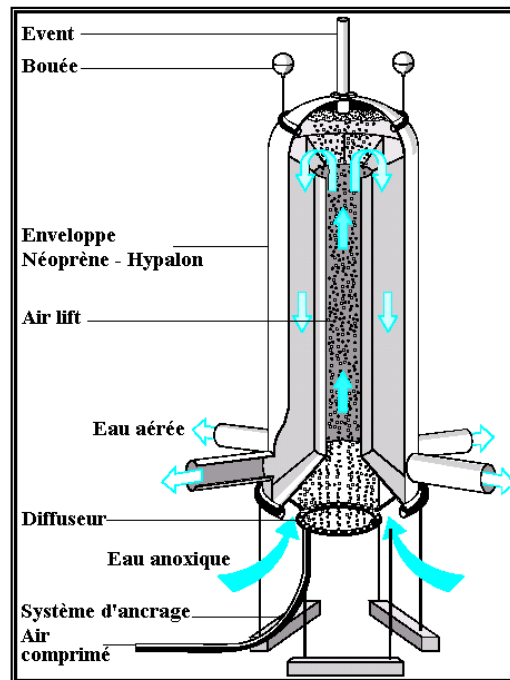


Figure 9 : Schéma de principe du Limno [Galvez-Cloutier, 2002].

### Conditions d'installation

Le Limno ne peut être installé que dans les plans d'eau atteignant une profondeur de plus de 15 à 20m. En deçà, la faible profondeur limite la hauteur du Limno et réduit l'efficacité du transfert d'oxygène. La déstratification est alors plus adaptée [Galvez-Cloutier, 2002].

### Fonctionnement

L'installation d'aération hypolimnique fonctionne durant la période de stabilité thermique des plans d'eau, généralement d'avril à octobre en climat tempéré. Au cours de cette période, les eaux denses et froides stagnent au fond, et leur teneur en oxygène décroît rapidement [Galvez-Cloutier, 2002].

### II.6.2. Aérateurs hypolimnique

Il existe plusieurs types d'aérateur hypolimnique [Beutel, 1999].

#### Aérateur à oxygène pur

Son coût est relativement élevé en raison de l'utilisation d'oxygène pur. De plus, il peut apparaître un problème lié aux remontées de bulles chargées en azote. Les bulles peuvent également provoquer un brassage de l'eau entre l'hypolimnion et l'épilimnion. Il est donc nécessaire que le lac soit suffisamment profond pour que les bulles soient dissoutes avant d'atteindre la surface.

#### Agitation mécanique

Cette méthode consiste à capter l'eau de l'hypolimnion puis à l'aérer à la surface grâce à un bassin agitateur. Ensuite, l'eau est relarguée à sa profondeur initiale. Cette méthode est peu efficace, car les échanges gazeux entre l'air et l'eau sont limités. De plus, cette méthode produit souvent une augmentation non négligeable de la température.

### Injection d'air

Un aérateur permet la réoxygénation de l'eau grâce à un système équipé d'un compresseur qui l'alimente en air comprimé.

Ce système relativement coûteux est néanmoins efficace par son rendement d'oxygénation important (Woo-Myung, 2004).

#### II.6.3. Mécanismes principaux de l'Aération hypolimnique

Trois mécanismes principaux sont utilisés pour l'aération hypolimnique :

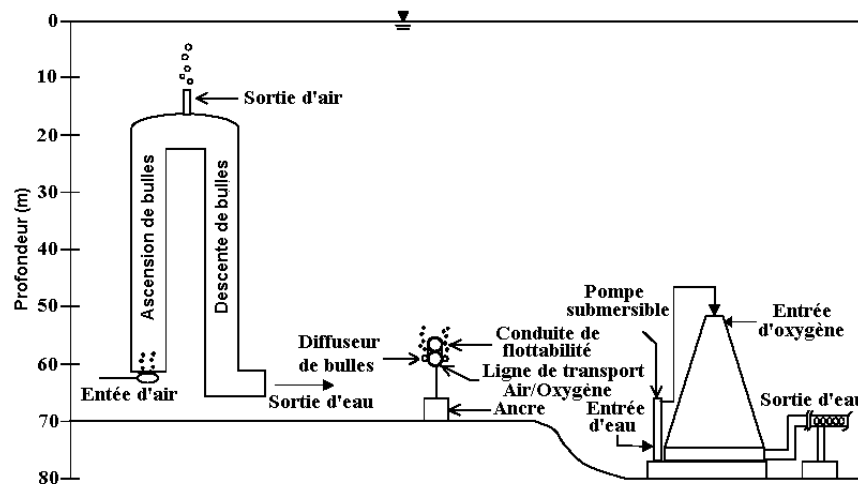
Le speece cône, l'aérateur d'élévation d'air (air lift) et les bulles plumes, l'oxygène pure est utilisé dans le speece cône, l'air est utilisé dans les aérateurs d'élévation d'air (air lift), et les bulles plumes utilisent l'oxygène ou l'air [McGinnis, 1997].

L'oxygène pure est utilisé pour l'oxygénation hypolimnique afin d'empêcher l'accumulation des molécules d'azote, lesquelles peuvent être toxiques aux poissons [Wuest, 1992].

L'aération avec de l'air augmente la turbulence dans l'hypolimnion, qui par conséquent augmente la demande d'oxygène des sédiments, ce qui peut résulter à une déstratification accidentelle. [Marc Beutel, 2002].

L'un des trois types d'oxygénateurs qui est généralement utilisé est l'aérateur d'élévation d'air (air lift) [Vickie, 2002].

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].



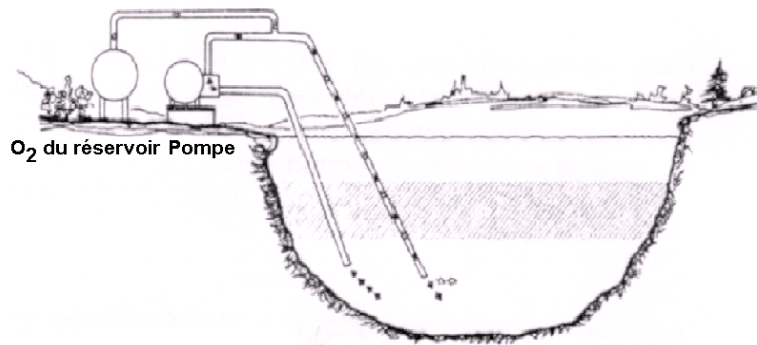
**Figure 10 :** Représentation des trois mécanismes d'aération hypolimnique [McGinnis, 1997].

Fast A.W (1978), a proposé une étude comparative de trois systèmes d'aération hypolimnique, à savoir :

Le pompage du côté-jet (Side-Stream Pumping S.S.P) (Figure 11); Aérateur hypolimnique d'élévation d'air partiel ; Aérateur hypolimnique d'élévation d'air complet. (Ce système

est typiquement opéré à des pressions supérieures à 3 atm et des températures d'eau de 10°C ou moins. L'efficacité de ce système, est basée sur une grande solubilité d'oxygène pure et son injection dans l'eau sous pression. Le système d'oxygénation hypolimnique utilise de l'oxygène liquide (Fast, et al. 1977), sa concentration a été augmentée de 0.0mg/l à plus de 21mg/l, tout en maintenant une forte stratification thermique [Fast, 1975].

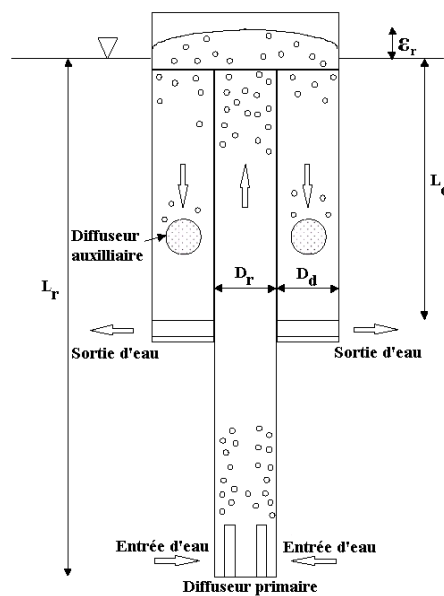
Les auteurs ont comparé le coût de trois types d'aérateurs hypolimniques, et ils ont découvert que la conception d'ascension de l'air complet avait un frais d'exploitation beaucoup plus faible et une grande efficacité que l'un des deux systèmes d'aérateurs, le Side-Stream pumping ou la conception d'ascension de l'air partiel. Le pompage du côté-jet (Side-Stream pumping) a un coût capital plus faible [Daniel, 1998].



**Figure 11:** Système d'oxygénation hypolimnique (Side-Stream Pumping S.S.P) [Fast, 1975].

### Système d'aération d'élévation d'air (air lift)

La figure suivante montre le schéma de l'aérateur d'élévation d'air du lac de prince, qui utilise des bulles d'air lors du fonctionnement de l'aérateur d'air lift.



**Figure12 :** L'aérateur d'élévation d'air du lac de prince (LPA) [Vickie, 2002].

$L_r$  : Longueur de la canalisation verticale d'ascension de bulles.

$L_d$  : Longueur de la canalisation verticale de descente de bulles.

$D_r$  : Diamètre de la canalisation verticale d'ascension de bulles.

$D_d$  : Diamètre de la canalisation verticale de descente de bulles.

$e_r$  : Le contenu du gaz dans la canalisation verticale d'ascension de bulles.

La charge de l'aérateur (Figure 11) consiste en trois tubes verticaux et une boîte séparatrice de l'air et de l'eau, toutes ont construit avec de la fibre de verre. La conduite centrale est la canalisation verticale d'ascension avec un diffuseur localisé au fond.

Les trous sont orientés sur un côté de chaque diffuseur, et les conduites du diffuseur sont montées avec des orifices qui pointent dans de directions contraires. Le tube de la canalisation d'ascension verticale a un trait du télescopage qui permet au sommet de l'aérateur de rester en flottaison, pendant que la base est ancrée au fond du lac. Les deux tubes externes sont les canalisations verticales de la décharge de l'eau oxygénée à une profondeur spécifiée du lac.

Quand l'air diffusé est introduit dans la canalisation verticale, il crée un mélange de l'air et de l'eau qui est moins dense que l'eau environnante, ce mélange suit son parcours vers le haut du tube de canalisation verticale. Quand le mélange atteint le sommet de la canalisation d'ascension verticale, quelques unes des bulles s'échappent dans l'atmosphère tandis que les autres bulles sont entraînés dans l'eau qui entre dans les deux canalisations verticales [Vickie, 2002].

### **II.7. Systèmes de l'Aération artificielle et hypolimnique**

Les techniques utilisées pour éliminer l'anoxie de l'eau peuvent être groupées en trois catégories : La déstratification artificielle, l'aération et l'oxygénation hypolimnique. La méthode la plus simple est la déstratification artificielle où l'air comprimé est injecté par des diffuseurs de lignes perforés situés au fond de la colonne d'eau (Pastorok et al., 1981). La déstratification augmente l'oxygène dissous des couches inférieures d'eau, par la redistribution de l'oxygène produit de la surface aux eaux inférieures, aussi bien que l'augmentation du temps de contact entre l'eau et l'atmosphère.

L'aération hypolimnique est employée pour maintenir un hypolimnion oxygéné, en préservant la stratification thermique (McQueen et Lean, 1986). La technique emploie des bulles d'air qui sont injectés au fond du lac, l'oxygène est transféré à l'eau pendant que le mélange de l'air et l'eau déplace vers le haut du lac (Smith et al 1975, Ashley 1983, Moore et al, 1996). L'introduction de l'air comprimé qui se compose principalement de l'azote peut mener aux niveaux élevés du gaz dissous d'azote dans l'hypolimnion et cause la maladie à la vie piscicole (Fast et al., 1975) [Marc Beutel, 2002].

### **II.8. L'oxygénation hypolimnique**

L'oxygénation hypolimnique est une technique d'aération relativement nouvelle employée pour empêcher l'anoxie hypolimnique. Les systèmes d'oxygénation du lac se composent généralement d'un oxygène liquide, service de stockage sur le rivage, un système de diffuseur placé sous l'eau, ou une chambre de contact submergée dans le lac. Comme

L'aération hypolimnique préserve la stratification thermique, toute fois l'oxygène pur au lieu de l'air [Marc Beutel, 2002].

### **Les inconvénients des systèmes d'oxygénation**

L'abaissement du taux de recyclage, la réduction au minimum la turbulence présentée dans l'hypolimnion. Réduction au minimum la demande de l'oxygène et la déstratification accidentel. Le taux élevé de la livraison de l'oxygène, une demande basse en oxygène tienne compte des niveaux élevés de l'entretien du compresseur et l'injecteur de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion tout au long de la période stratifiée (Thomas et al. 1994, Horne 1995, Prepas et Burke, 1997) [Marc Beutel, 2002].

### **Les avantages de l'oxygénation hypolimnique**

Elle évite la sursaturation de l'azote dissous hypolimnique (Fast et al., 1975), l'utilisation d'une basse énergie (Speece, 1994), et le coût bas de l'oxygène commerciale.

Quatre types principaux des systèmes d'oxygénation sont actuellement en service : L'oxygénation de jet latérale, l'oxygénation de bulles plumes, l'oxygénation d'eau profonde diffuse et l'oxygénation de chambre de contact submergée [Marc Beutel, 2002].

#### **II.8.1. Oxygénation du jet latéral**

Dans l'oxygénation du jet latéral, l'eau hypolimnique est pompée sur le rivage, l'oxygène est injecté et déchargé dans l'hypolimnion (Fast et al. 1975, Fast et al.,1977).

Une aspiration importante en arrière de ce système est les coûts énergétiques élevés liés à l'entretien d'une chambre pressurisée sur le rivage du lac. Ainsi, ce système n'est pas généralement employé pour l'oxygénation hypolimnique. Un système d'oxygénation du jet du côté de tube en U a été développé par Speece (1996) pour des utilisations dans les fleuves et les lacs peu profonds. Le gaz d'oxygène est injecté dans l'eau au fond du tube. La pression hydrostatique dans le tube favorise la dissolution du gaz d'oxygène dans l'eau, et la concentration de l'oxygène dissous dans l'eau déchargée dans le fleuve est autour 50 mg/l [Marc Beutel, 2002].

#### **II.8.2. Oxygénation de Bulles Plumes**

L'oxygénation de bulles plumes consiste à injecter de l'oxygène pur par un groupe dense de diffuseurs au fond du lac. Les bulles de l'oxygène se dissolvent dans une plume environnante de l'eau ascendante. La technologie a été développée en Suisse au début des années 80 pour empêcher le taux élevé du phosphore dans les lacs eutrophes profonds (Imboden 1985, Gächter and Wehrli, 1998).

Le mélange artificiel par l'intermédiaire de l'air comprimé est maintenu de Novembre à Mai en injectant six tonnes par jour d'air à l'aide de trois à quatre diffuseurs profonds. L'oxygénation hypolimnique est opérationnelle à partir de Mai à Novembre avec trois à quatre tonnes/jour d'oxygène injecté par quatre à six diffuseurs. On observe toujours le dégagement du phosphore pendant l'été, mais l'oxygénation cause une diminution d'accumulation de l'ammoniaque et du manganèse hypolimnique (Gächter et Wehrli, 1998). Le système semble avoir une interface de l'eau et sédiment bien oxygénée,

parce que la majeure partie de l'oxygène est distribuée aux niveaux supérieurs de l'hypolimnion, Ceci semble être un inconvénient important du système d'oxygénation de la bulle plume (McGinnis, personnel correspondance) [Marc Beutel, 2002].

### II.8.3. L'oxygène diffuse dans l'eau profonde

L'oxygénation de l'eau profonde diffuse se compose d'un réseau étendu de diffuseurs linéaires qui libèrent les bulles fines de l'oxygène qui se dissolvent rapidement dans l'eau. Cette dissolution en oxygène produit la réoxygénation de l'hypolimnion et l'augmentation de la concentration de l'oxygène dissous dans l'eau hypolimnionique.

Au début des années 70, l'autorité de vallée du Tennessee (TVA) a commencé l'opération de la ré-oxygénation du réservoir des décharges hydroélectriques avec l'oxygène dissous au barrage de Fort Patrick Henry de Tennessee [Nicholas et Ruane, 1975].

Le système d'aération du barrage de Douglas a une capacité massive de livraison de l'oxygène presque 100 tonnes/jour [Marc Beutel, 2002].

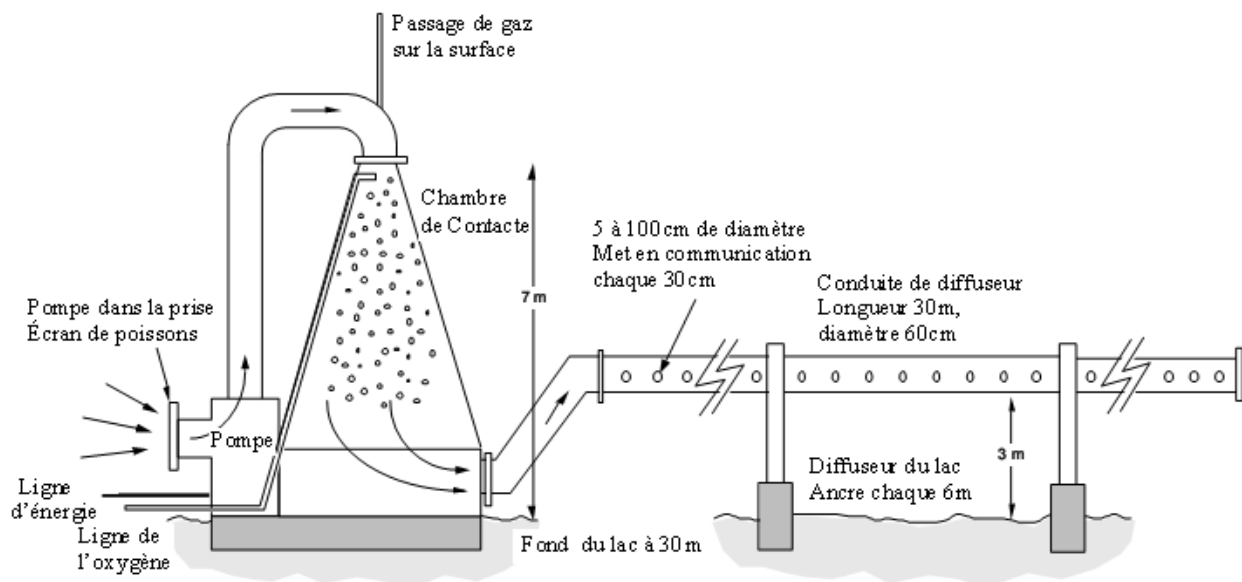
### II.9.4. Systèmes de chambre de contact submergée

Les systèmes d'oxygénation de chambre de contact submergée se composent, d'une chambre de contact submergée en forme de cône, une pompe submersible dans l'hypolimnion au dessus du cône.

Les systèmes d'oxygénation de la chambre de contact submergée ont été installés dans deux lacs, le lac Newman en Washington et le réservoir de Camanche en Californie (Speece 1994, Horne, 1995), pour améliorer l'habitat des poissons de l'eau froide.

Le système d'aération maintient des niveaux de l'oxygène dissous au-dessus de 5 mg/l.

L'oxygénation a eu des effets positifs sur la qualité de l'eau dans le réservoir de Camanche (Jung et al., 1998). Les niveaux hypolimniques du phosphore ont chuté de 200mgP/l avant l'oxygénation à moins de 50mgP/l après l'oxygénation [Marc Beutel, 2002].



**Figure 1 3** : Système d'oxygénation de la chambre de contact submergée utilisée dans le réservoir de Camanche en Californie et lac Newman en Washington [Marc Beutel, 2002].

### II.9. Avantages et inconvénients des systèmes d'oxygénation

En 2002 Marc Beutel, expose un travail qui consiste d'une comparaison sur les systèmes d'oxygénation hypolimnique, en insistant sur leurs effets sur la qualité de l'eau.

**Tableau 6** : Les avantages et les inconvénients des systèmes d'oxygénation

[Marc Beutel, 2002]

Le tableau 6 récapitule ci-dessous les avantages et les inconvénients pour divers systèmes d'oxygénations [Marc Beutel, 2002].

Système (référence)	Avantages	Inconvénients
Chambre submergée de l'oxygène pur	Efficacité très élevée de transfert de l'oxygène. L'oxygène déchargée horizontalement à travers l'interface sédiment-eau. L'efficacité du système est indépendante de la profondeur du lac.	Besoin de chambre et pompe submergée.
Tube en U profond de l'oxygène Pur	Frais d'exploitations bas comparés à la chambre de rivage. Efficacité du système indépendante de la profondeur du lac.	Le besoin de construire le tube en U à 175 m de profondeur. Pompage compliqué.
L'oxygénation de l'eau profonde diffuse	Aucun pompage. Bonne distribution horizontale de l'oxygène.	L'oxygène a libéré en haut et loin de l'interface sédiment eau. Diminutions de l'efficacité du système avec la profondeur du lac. Peut enfoncer la stratification thermique.
Tube en U peu profond de l'oxygène Pur	Tube seulement de 20 à 30m de profondeur. L'efficacité du système indépendante de la profondeur du lac	Pompage compliqué. Comparé au tube en U profond, moins d'oxygène a délivré par l'unité de débit à travers le système.
Oxygénation de bulles plumes	En pompant l'air par les diffuseurs, il peut également être employé comme système de déstratification. .	Diminution de l'efficacité du système avec la profondeur du lac. L'oxygène libéré ci-dessus et loin de l'interface sédiment-eau. Le système peut enfoncer la stratification thermique.
L'oxygène pur sur le rivage de la chambre pressurisée	La plupart des équipements sur le rivage. L'efficacité du système indépendante de la profondeur du lac.	Coût de pompage élevé.



### **Autres avantages de l'oxygénation hypolimnique :**

Faibles taux de recirculation de l'eau, qui minimise la turbulence dans l'hypolimnion, ce qui engendre une faible demande d'oxygène et la chance d'avoir une déstratification accidentelle ; Il maintient de grands niveaux d'oxygène dissous dans toute la période stratifiée ; Utilise une faible énergie ainsi qu'une faible coût de commercialisation de l'oxygène [Marc Beutel., 2002].

## **II.10. Les effets positifs de l'aération par déstratification et l'aération hypolimnique des lacs**

### **a. Le système d'aération par déstratification**

Une étude faite par l'association américaine des travaux en eau sur 26 réserves qui utilisent le système de déstratification artificielle en 1970, et leurs résultats ont montré que : 7% des algues fleurissant sont baissées par la déstratification, 12% des algues fleurissant sont augmentées par la déstratification et 81% de ces algues sont restées inchangés par la déstratification [Fast, 1978].

Plusieurs études avaient montré une augmentation dans la distribution de la profondeur des poissons associées avec la déstratification [Fast, 1978].

Le système de déstratification peut empêcher en hiver les poissons d'être tués par oxygénation des glaces couvrant les lacs [Fast, 1978].

La déstratification peut parfois augmenter la production, en amenant à la surface les éléments nutritifs régénérés de l'hypolimnion, qui ne sont pas précipités par l'augmentation du potentiel redox ou avec  $\text{CaCO}_3$  [Fast, 1973].

### **b. Le système d'aération hypolimnique**

L'aération hypolimnique a plusieurs avantages sur le système de déstratification, les éléments nutritifs (l'azote et le phosphore), ne sont pas transportés à l'épilimnion ou ils peuvent stimuler la croissance algale, et le processus peut préserver un habitat d'eau froide pour les poissons tel que les saumons et les truites [Daniel, 2002].

L'avantage de l'aération hypolimnique est l'aptitude de réapprovisionner l'oxygène dissous tout en préservant la stratification thermique [McGinnis, 2002].

McQueen et Lean, concluent que [Vickie, 2002]:

Un système d'oxygénation bien conçu, peut maintenir la stratification et ne peut augmenter la température d'eau de l'hypolimnion. Le niveau de l'oxygène de l'hypolimnion augmente. Le manganèse, le fer, sulfure d'hydrogène et la concentration du méthane décroissent.

La population du zooplancton n'est pas en général affectée. Les concentrations en chlorophylle A sont habituellement non altérées. La distribution de la profondeur des poissons des eaux froides a été augmentée. L'aération hypolimnique n'avait pas un effet sur la distribution de la profondeur de la plupart des algues.

Les moyens les plus probables par lesquels, elle pouvait affecter la densité algale sont [Fast, 1978] : Changement de cycle du taux des éléments nutritifs. Création d'un changement dans la composition des espèces et la densité des zooplancton, faune benthique et autres niveau trophique [Fast, 1978]. L'aération hypolimnique peut augmenter

une diversité des espèces par création d'un habitat convenable des poissons des eaux froides telles que les truites et les saumons [Fast, 1978]. L'aération hypolimnique est parfois plus désirable que la déstratification, dans la gérance de la pêche et dans la provision d'eau potable [Fast, 1973].

### **II.11. Avantages de l'aération par déstratification**

L'aération par déstratification limite l'eutrophisation des lacs et des retenues de profondeur inférieure à 25 m ainsi elle :

- Recrée des conditions favorables à la vie piscicole en eau profonde et limite à terme le développement d'algues indésirables. Elle autorise à prendre en compte la totalité de la réserve comme volume de réserve réel. Elle améliore la gestion des stations de traitement d'eau potable par :
- Une stabilisation de la qualité des eaux brutes à traiter, saisons après saisons et diminue des concentrations en Fer, Manganèse et Ammoniaque. Elle diminue aussi la fréquence de lavage des filtres [McGinnis, 1997].

#### **Cette technique agit sur plusieurs facteurs :**

Elle empêche la stratification thermique estivale qui génère une zone d'eau morte au fond du lac. Elle oxygène l'ensemble de la colonne d'eau (y compris à l'interface eau-sédiment, ce qui limite le relargage). Et enfin elle mélange l'ensemble des eaux du lac, cette homogénéisation permettant de moyenniser leur qualité.

#### **Autres avantages** [Devidal, 2007] :

Pas de pollution visuelle, technique dite « non polluante ». Elle permet en règles générales une : Amélioration de la transparence de l'eau et l'augmentation de la teneur en oxygène dissous, la réduction des concentrations en matières organiques, faibles coûts de maintenance.

### **II.12. Inconvénients de l'aération par déstratification**

Elle n'est pas applicable pour des lacs dont la stratification thermique est prononcée (lac de profondeur importante). Dans certains cas, nuisances olfactives importantes.

Dans certaines situations, on peut avoir une augmentation de la charge interne du phosphore disponible. Perturbe néanmoins l'équilibre de l'écosystème puisque on a une déstratification totale des masses d'eau, qui se traduit par une homogénéisation des teneurs en oxygène et des températures sur l'ensemble de la colonne d'eau.

Ces conditions entraînent la disparition d'espèces spécifiques aux eaux froides et pauvres en oxygène dissous. Dans certains cas, cette technique peut diminuer la transparence de l'eau avec le brassage des eaux et la remise en suspension des limons et algues microscopiques [Devidal, 2007].

### **II.13. Avantages de l'aération hypolimnique**

En limitant le relargage de phosphore à partir des sédiments, l'aération hypolimnique limite l'eutrophisation des lacs et des retenues d'une profondeur supérieure à 25 m.

Réoxygénation de l'hypolimnion sans déstratification 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 [Devidal, 2007]. Faible taux de recirculation de l'eau, qui

minimise la turbulence dans l'hypolimnion, ce qui engendre une faible demande d'oxygène et d'avoir une déstratification accidentelle. Utilisation de faible énergie. Faible coût de commercialisation de l'oxygène [Cooke, 1993]. Accroissement possible de la nourriture pour les poissons d'eau froide [Devidal, 2007]. Permettre le maintien des poissons d'eau froide (salmonidés) dans les zones habituellement désoxygénées.

Cette technique est efficace vis à vis des objectifs « piscicoles » et de la production d'eau potable (amélioration de la qualité des eaux). Elle limite ainsi, à terme, le développement d'algues indésirables. Elle améliore la gestion des stations de traitement d'eau potable par une [Ryding, 1994] :

Stabilisation de la qualité des eaux brutes à traiter. 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.

Diminution de la fréquence de lavage des filtres, absence de l'ammoniaque, relargage (recyclage) très limité de phosphore, source de l'eutrophisation. Limitation très importante du développement des Cyanophycées toxiques au profit des chlorophycées. Réduction des pics de turbidité. Stabilité de la qualité de l'eau brute durant toute l'année. Meilleure efficacité de la chloration. Diminution importante de la consommation de réactifs et d'eau de lavage des filtres.

#### **II.14. Inconvénients de l'aération hypolimnique**

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.

Les appareils ne sont pas toujours bien dimensionnés, entraînant parfois une déstratification des eaux et un effet contraire sur la croissance algale [Devidal, 2007].

#### **II.15. Les effets négatifs des systèmes d'aérations des lacs**

Il a été reporté que l'aération avec la compression d'air augmente la concentration de l'azote gazeux et qui par conséquent cause la mort des poissons ; alors que McQueen et Lean, ne découvrent aucun effet défavorable sur la population des poissons [Vickie, 2002] Aussi le système de déstratification pouvait augmenter la température d'eau, et l'aération hypolimnique avec l'air pouvait introduire un problème de supersaturation du gaz d'azote [Richard, 1977].

La déstratification fait augmenter largement la température et l'écoulement de l'eau sur les sédiments, ce qui pourrait augmenter le taux d'échange du phosphore avec les sédiments [Fast, 1978]. L'aération par déstratification peut engendrer des impacts nuisibles au lac ; parmi lesquels [Fast, 1978] :

Ces systèmes laissent certaines stratifications microthermiques près de la surface, ce qui résulte dans l'augmentation de la croissance des algues ; Ces systèmes provoquent une grande chaleur (température) dans le lac durant le mois été, ce qui peut éliminer les espèces des eaux froides telles que les « truites » et les « saumons » [McGinnis, 1997].

D'après Brian Kirke et Ahmed El Gezawy (1997), la méthode de déstratification englobe trois inconvénients [Kirke,1997] :

Elle consomme une grande quantité d'énergie. Les compresseurs utilisés ayant une puissance : de 37 à 100 KW, et même ils peuvent être insuffisant pour de grands réservoirs. Une poussée de plume n'est pas capable de pénétrer une forte thermocline, et la déstratification est accomplie seulement par un processus de frottement avec de mélange non productif. Introduction d'un jet de grande énergie du compresseur près du fond, qui peut augmenter la turbidité en troublant le fond des sédiments.

La déstratification par le système des bulles plumes peut avoir des effets négatifs sur la qualité de l'eau [Schladow, 1992].

### **Conclusion**

L'aération est l'un des nombreux outils disponibles pour améliorer la qualité de l'eau des lacs. Les principales autres techniques sont la bonne gestion du terrain entourant le lac et le contrôle des eaux d'arrivée. Quels que soient les outils utilisés, l'eau d'un étang ou d'un lac n'est aérée qu'après utilisation des différentes techniques d'aération soit l'aération par déstratification ou l'aération hypolimnique, et ceci dans le but de réoxygéner toute la colonne d'eau, ou la profondeur hypolimnique du lac. Afin d'améliorer la qualité des eaux des lacs et de préserver la vie piscicole, l'aération mécanique est l'une des techniques les plus efficaces pour la restauration des lacs, qui peut réduire le coût des procédés de traitement des eaux brutes des lacs et réservoirs.

Les techniques d'aération des eaux sont de plus en plus utilisées pour régler les problèmes d'eutrophisation des lacs. Celles-ci ne sont cependant pas toujours les solutions les mieux adaptées pour lutter efficacement contre les effets indésirables du vieillissement prématuré des lacs.

La technique qui semble être la plus pertinente à utiliser sera l'aération hypolimnique, qui permet d'éliminer l'excès de nutriments, et à cause de la profondeur prononcée de notre lac qui est supérieure à 25 m, et vu les avantages qu'elle présente, et leur importance pour la restauration des lacs et réservoirs.

L'étude de l'aération par déstratification et de l'aération hypolimnique, montre les limites d'utilisations et les impacts de ces techniques sur les réserves d'eau, et l'effet de l'injection de l'air ou de l'oxygène sur la diminution du degré d'eutrophisation de l'eau.

# CHAPITRE III

### Chapitre III

#### Présentation de quelques études sur modèles physiques

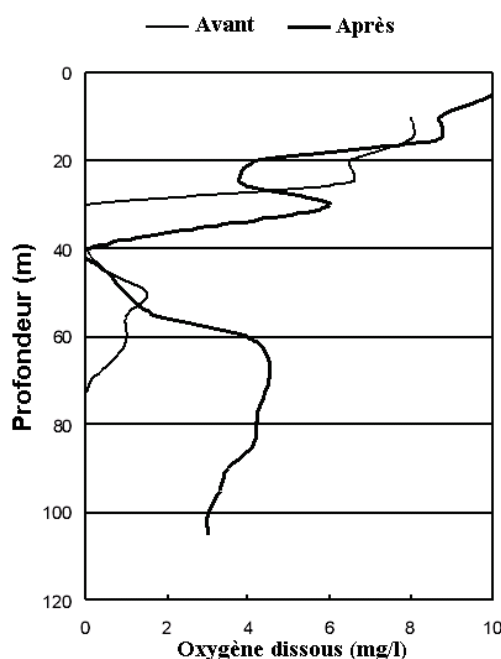
##### Introduction

L'étude sur modèles physiques, concerne l'interprétation et la discussion des différents résultats des auteurs sur l'aération des lacs et des réservoirs, qui ont utilisé des méthodes numériques ou expérimentales, pour étudier 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 (Spring Hollow, Camanche, Baldegg, Blue Ridge, El Capitan, Waccabuc et Casitas, Calif), montre l'évolution chronologique de ces paramètres physiques et chimiques durant les périodes de l'aération par déstratification et de l'aération (ou l'oxygénation) hypolimnique. Les auteurs ont développés plusieurs modèles de bulles plumes, la plupart ont été testé dans le cadre du laboratoire (McDougall, 1978; Asaeda et Imberger, 1993; Borchers et al., 1999; Brevik et Kristiansen, 2002) ou des études qui sont menées à partir des expériences (tests) réalisées dans le site (Wuest et al., 1992; Lemckert et Imberger, 1993; Mobley, 1997; Johnson et al., 2000).

Les auteurs utilisent aussi des modèles physiques qui étudient la qualité de l'eau, concernant la teneur en oxygène dissous, liée à la dynamique de la bulle plume. Le changement de la concentration en oxygène dissous dans la colonne d'eau, est le résultat des débits d'air injecté en saison hivernale ainsi que le débit d'oxygène injecté dans l'hypolimnion en saison estivale, selon la stratification thermique des couches d'eau.

##### III.1. L'évolution de l'oxygène dissous dans le réservoir de Camanche

La figure 14 montre l'évolution de la concentration en oxygène dissout avant et après la période de l'aération hypolimnique du réservoir de Camanche.



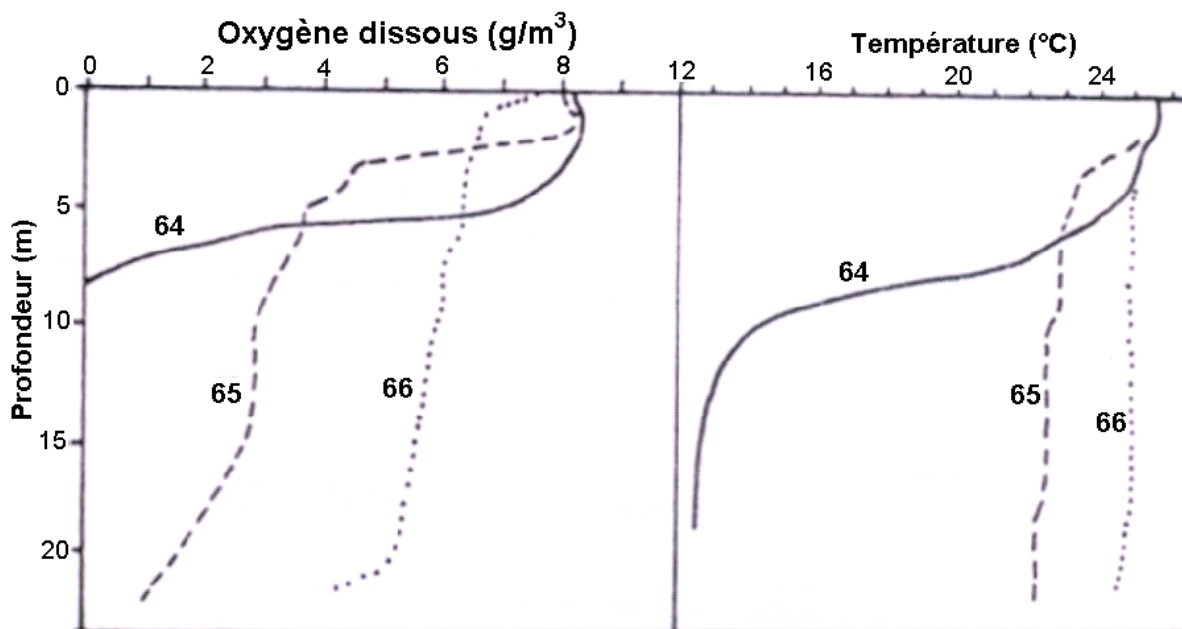
**Figure 14 :** L'évolution de l'oxygène dissout avant et après l'aération hypolimnique dans le réservoir de Camanche [Marc Beutel, 2002].

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

L'évolution de l'oxygène dissout avant et après l'aération hypolimnique dans le réservoir de Camanche, explique que le fonctionnement de l'installation d'aération ou d'oxygénation est non permanent (alterné), cela est confirmé par la valeur nulle au niveau de 40 m de profondeur du lac [Marc Beutel, 2002].

### III.2. Discussion des résultats du lac d'El Capitan

La figure 15 représente l'évolution de la concentration de l'oxygène dissout ainsi que de la température en fonction de la profondeur avant et durant la déstratification du réservoir d'El Capitan en 64, 65 et 66.



**Figure 15 :** Evolution de l'oxygène dissout et de la température avant et durant la déstratification artificielle du réservoir d'El Capitan [Donald, 1973].

La figure 21 représente l'évolution de la concentration en oxygène dissout 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 l'année 64, l'aération a été opérationnelle en Juin 65 et Mars 66.

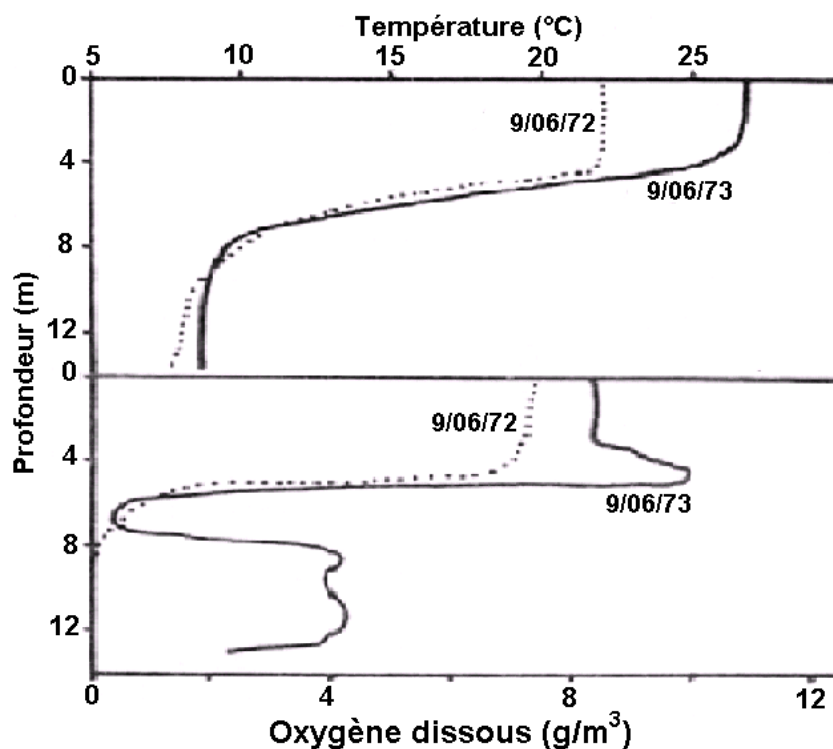
Le profil de la concentration de l'oxygène dissout avant l'aération par déstratification du lac d'El Capitan en 64, montre que la concentration de l'oxygène dissout s'annule entre 5 et 20m de la profondeur du lac. Alors que durant l'aération par déstratification en (65 et 66), la concentration de l'oxygène dissout augmente le long de la profondeur du réservoir. D'où le fonctionnement correct de l'installation de l'aération par déstratification [Donald, 1973].

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 (65et 66), 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 [Donald, 1973].

### III.3. Discussion des résultats du lac Waccabuc

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

La figure 16 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 hypolimnique en 09 Juin 72 et 09 Juin 73.



**Figure 16 :** Evolution de l'oxygène et de la température avant et durant l'aération hypolimnique au lac Waccabuc, N. Y. (Fast, 1975) [Fast, 1978].

Le lac Waccabuc N.Y n'a pas été aéré durant 72, mais l'aération hypolimnique est opérationnelle au début de Juillet 73 (Fast, 1975). Les concentrations de l'oxygène dissous augmentent de 0.0 mg/l à plus de 4 mg/l, tan disque les températures n'avaient pas changé beaucoup lors de l'aération hypolimnique. Si le système est bien dimensionné c'est-à-dire, l'entrée de l'oxygène est moins que la demande d'oxygène, alors la concentration en oxygène sera toujours supérieure à 0.0mg/l (smith et al., 1974) [Fast, 1978].

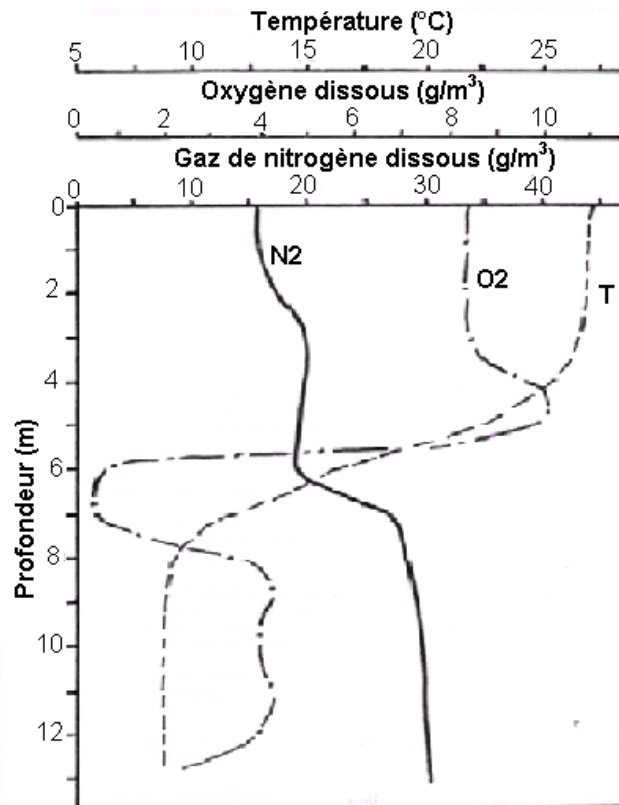
Le profil montre que, la température du lac Waccabuc avant l'aération hypolimnique diminue, alors que la température durant l'aération hypolimnique augmente le long de la profondeur de l'hypolimnion.



Le profil montre que, la concentration de l'oxygène dissoute du lac Waccabuc avant l'aération hypolimnique s'annule entre 8 m et 12 m de profondeur du lac, alors que durant l'aération hypolimnique, la concentration de l'oxygène dissoute augmente le long de l'hypolimnion. D'où le fonctionnement normal de l'installation de l'oxygénation hypolimnique [Fast, 1978].

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

La figure 17 montre l'évolution de l'oxygène dissoute, l'azote et de la température en fonction de la profondeur du lac Waccabuc, N.Y. durant l'aération hypolimnique.



**Figure 17 :** Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température durant l'aération hypolimnique au lac Waccabuc, N.Y.(Fast et al., 1975) [Fast, 1978].

Le gaz d'azote était de 150% saturé au fond du lac, relativement à la pression extérieure, après 80 jours d'aération hypolimnique.

L'injection d'air cause la sursaturation du gaz d'azote, qui cause ainsi des mortalités substantielles de poissons. Le taux de mortalité varie en fonction du niveau de sursaturation, l'espèce de poissons, taille et état de poissons et profondeur de l'eau (Rucker, 1972).

La limite appropriée de l'azote est comprise entre 110 et 115% de saturation (Rulifson et Pine, 1976). Les concentrations de 120% de l'azote ont été tué 50% de la truite testé par Blahm, et al. (1976) pendant 6 jours.

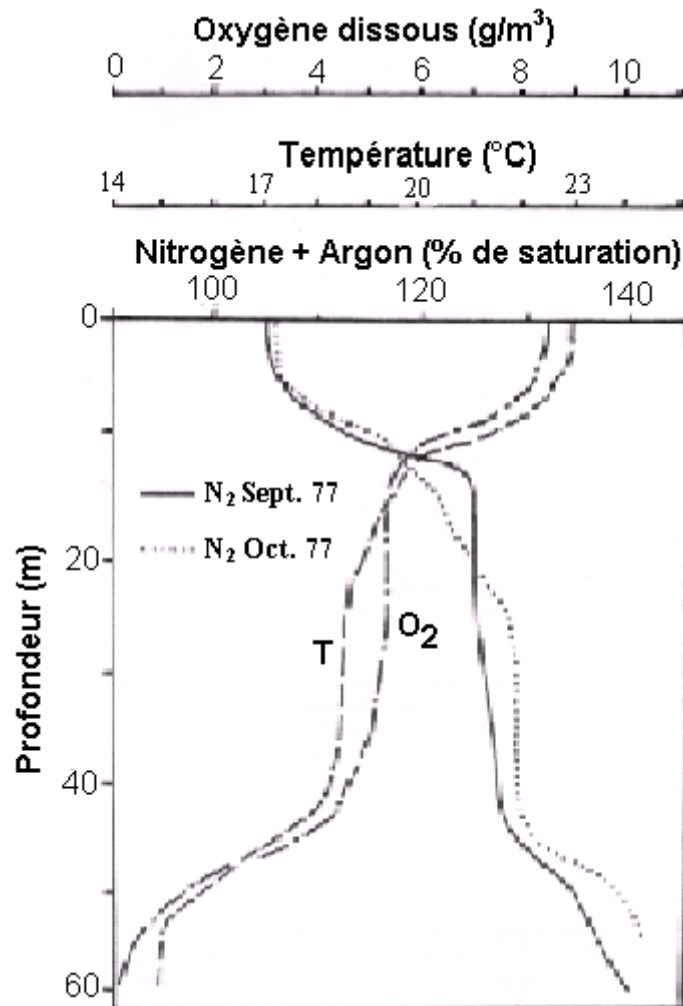
Les concentrations hypolimnique en oxygène ont été augmentées de 0.0mg/l à 4mg/l, alors que les températures n'étaient pas changées beaucoup pendant les 80 jours de l'aération. La période de l'aération et/ou de l'injection d'air en profondeur devrait causer encore de grandes sursaturations.

Les profils de la température, l'oxygène dissous et l'azote dissous durant l'aération hypolimnique 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. L'augmentation de l'azote due à l'accumulation de ce gaz lors de l'injection de l'oxygène pur dans l'hypolimnion [Fast, 1978].

La concentration de l'azote hypolimnique au lac Waccabuc augmente à partir d'une saturation à 150% au fond, relativement à la pression extérieure, après 80 jours d'aération hypolimnique continue (Figure 16; Fast, et al. 1975). L'utilisation de l'injection de l'oxygène aide à éviter les problèmes liés à la supersaturation de l'azote [Marc, 2002]. Aussi le système de déstratification pouvait augmenter la température de l'eau du lac [Richard, 1977].

#### III.4. Discussion des résultats du lac Casistas Calif

La figure 18 montre l'évolution de l'oxygène dissoute, l'azote et de la température en fonction de la profondeur du lac Casitas, Calif durant l'aération par déstratification.



**Figure 18 :** Evolution de l'oxygène dissoute, l'azote et de la température durant la déstratification artificielle au lac Casitas, Calif [Fast, 1978].

La déstratification artificielle au lac Casitas, Calif, cause des supersaturations en excès de l'azote de 140 % au fond dû à l'injection d'air, relatif à la pression de surface. Le lac n'a pas été complètement brassé [Fast, 1978].

L'aération par déstratification commence en Septembre 77, elle est opérationnelle en Octobre 77. 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].

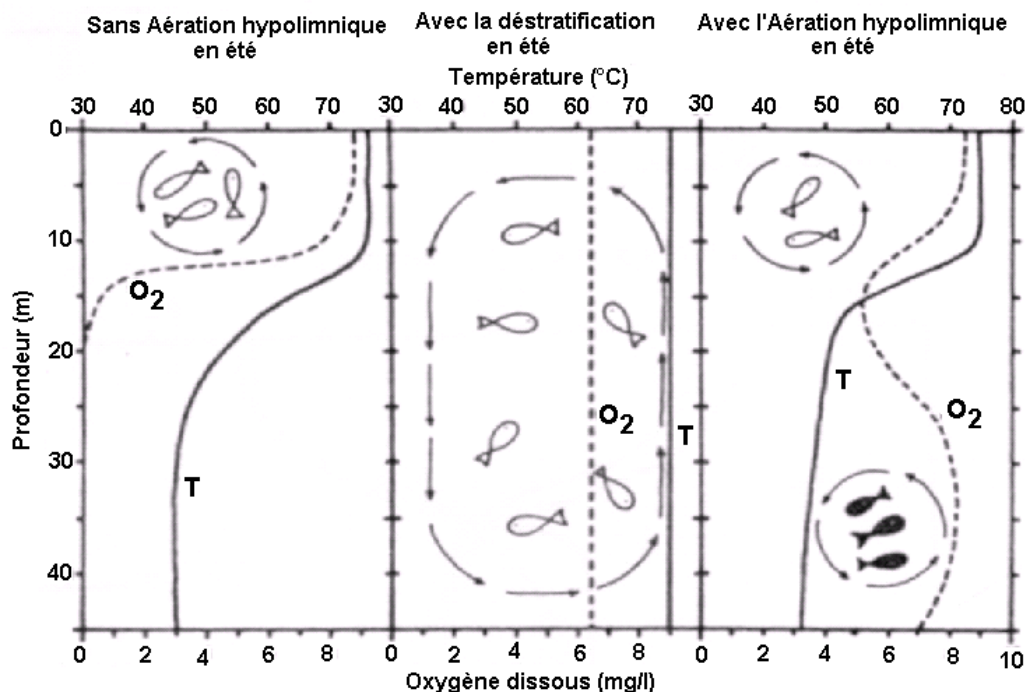
Un gradient thermique existe entre la profondeur de 5 et 12m, alors que l'autre était entre 45 et 55m. Ceci correspond aux changements de la saturation de l'azote.

Fast (1978), mentionne que tous les facteurs affectant les concentrations de l'azote durant la déstratification avec de l'air comprimé ne sont pas identifiés. L'auteur conclue que ces facteurs incluent probablement le degré de mélange, la densité des bulles d'air, les vitesses verticales des plumes, la profondeur de l'injection de l'air, le rapport du volume total d'eau au volume total d'air injecté et le contenu d'oxygène dans l'eau [Fast, 1978].

### III.5. Influence de l'aération artificielle sur les poissons d'un lac eutrophe

La figure 19 montre l'influence de l'aération artificielle sur les poissons d'un lac eutrophe.

Fast (1978), constate que l'aération hypolimnion crée un habitat convenable pour les poissons des eaux froides dans différents lacs, où aucune aération au préalable n'avait existée (Figure 18) [Fast, 1978].



**Figure 19 :** Influence de l'aération artificielle sur les poissons d'un lac eutrophe durant les mois d'été [Fast, 1978].

L'aération hypolimnique permet l'habitat aux espèces de l'eau chaude dans l'eau peu profonde et les espèces d'eau froide en profondeur.

Sans l'aération hypolimnique en été, les poissons sont limités aux eaux peu profondes et seulement les espèces d'eau chaude qui présentes dans cette zone. La déstratification en été permet aux poissons et les espèces d'eau chaude d'habiter le lac.

L'aération hypolimnique maintient l'oxygène et l'eau froide aux espèces de poissons (Overholtz, 1975; Overholtz, et al. 1977). L'aération hypolimnique est employée pour empêcher la mort des poissons (Fast, 1973). L'opération du système pendant l'été oxyde la matière organique et réduite ainsi la demande de l'oxygène.

Bernhardt (1978), montre des résultats à partir d'une aération hypolimnique durant 15 années sur le barrage de Wahnbach ( $Vol_{epi}=20*10^6$  m<sup>3</sup>,  $Vol_{hyp}=16*10^6$  m<sup>3</sup>, profondeur = 45 m), utilisant un aérateur hypolimnique développé par l'association du réservoir Wahnbach, leurs résultats montrent que [Bernhardt, H., et Clasen, J. ,1985]:

Malgré un développement de masse d'algues occasionnelle, la consommation de l'oxygène à l'interface sédiment-eau est compensée durant la stratification. Aucune condition anaérobie ne s'est produite au fond du lac (supérieur ou égal à 4 mg/l d'oxygène dissous).

Les concentrations du fer et du manganèse ne sont pas produites dans l'hypolimnion, et le traitement pour éliminer le manganèse n'est pas nécessaire.

La libération de l'orthophosphate à partir des sédiments demeure faible (charge interne), laquelle empêche un renouvellement rapide de l'eutrophisation.

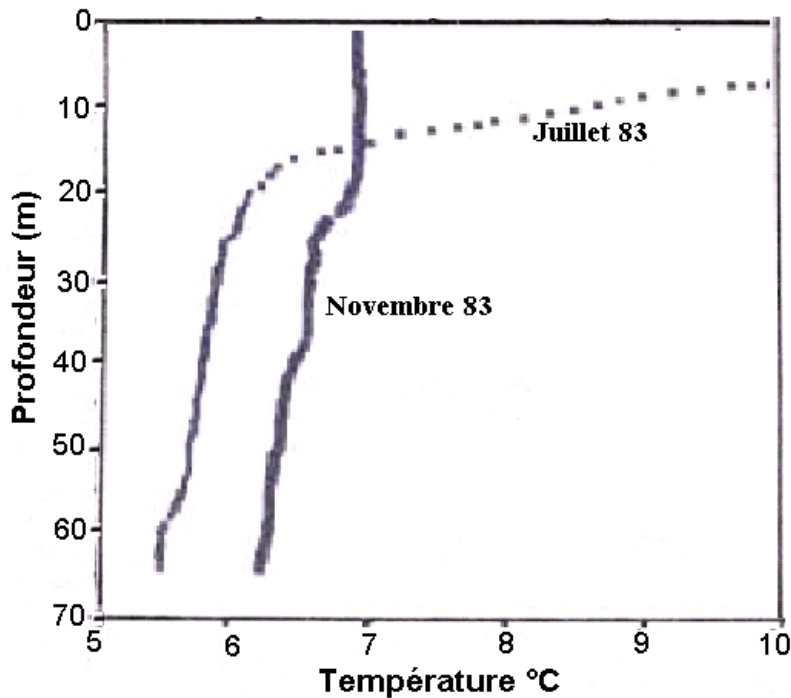
Durant la stratification, l'hypolimnion conserve une température inférieure ou égale à 10°C pour le mois d'Octobre, et obéit à la valeur de l'eau potable [Bernhardt, 1985].

### **III.6. Discussion des résultats du lac de Baldegg en Suisse**

#### **a. Evolution de la température durant la déstratification et l'aération hypolimnique**

Le lac de Baldegg est eutrophique, parmi tous les lacs de suisse, il a une nécessité d'une déstratification artificielle pendant la période hivernale et une oxygénation hypolimnique pendant la période estivale (Imboden, 1985). La déstratification artificielle avec des bulles plumes de l'air a été commencée en février 1982, suivi par une première oxygénation expérimentale de l'hypolimnion qui utilise de l'oxygène pur pendant le mois de Juillet 82.

Les valeurs de la concentration en oxygène dissous et de la température ont été mesurés durant l'oxygénation hypolimnique qui a été opérationnel en Juillet 1983. En Novembre 1983 c'est l'opération du brassage artificielle de l'eau du lac. Les profils du nitrogène total dissous obtenus à partir des valeurs mesurés dans le lac de Baldegg étaient constants et proches des valeurs de saturation à la surface de l'eau en hiver. Il est supposé que la densité de l'eau est définie seulement par la température et la concentration des solides dissous [Alfred, 1992].



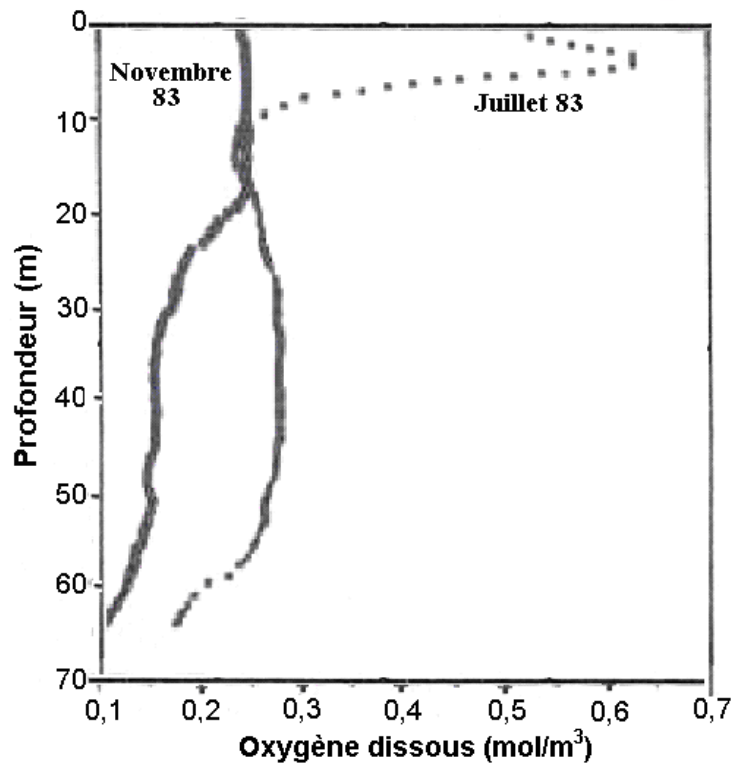
**Figure 20 :** Profils des températures en fonction de la profondeur durant et après la déstratification et l'oxygénation hypolimnique du lac de Baldegg [Alfred,1992].

L'évolution de la température durant et après le brassage artificiel de l'eau du lac de Baldegg en Novembre 83, 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 hypolimnique 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 hypolimnique (concernant le débit d'oxygène injecté et la puissance du compresseur) [Alfred, 1992].

### **b. Evolution de l'oxygène dissous durant la déstratification et l'aération hypolimnique**

La figure 21 représente, l'évolution de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant l'aération par déstratification et l'oxygénation hypolimnique.



**Figure 21 :** Profils de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant la déstratification et l'oxygénation hypolimnique [Alfred, 1992].

Les valeurs de la concentration de l'oxygène dissous mesurées en Novembre 83, sont représentées par un profil vertical de la déstratification artificielle de l'eau du lac.

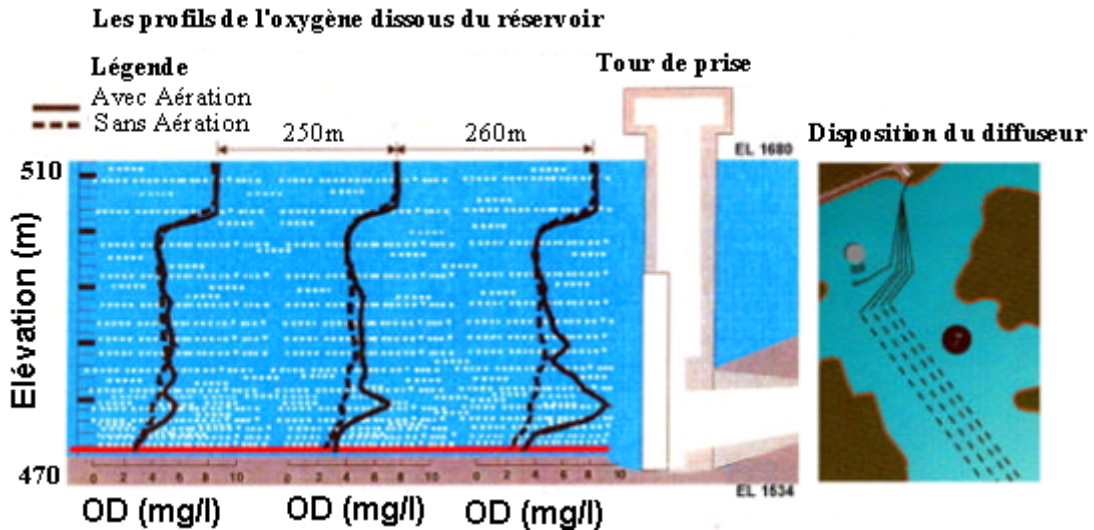
Les valeurs de la concentration de l'oxygène dissous mesurées en Juillet 83, représentées par un profil de l'oxygénation hypolimnique.

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 hypolimnique en Juillet 83, montre une augmentation de l'oxygène dissous le long de la profondeur hypolimnique du lac de Baldegg. Donc l'installation de l'oxygénation hypolimnique fonctionne correctement (en permanence) durant cette période [Alfred, 1992].

### **III.7. Discussion des résultats du réservoir de Blue Ridge**

Les profils de la figure 22 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.

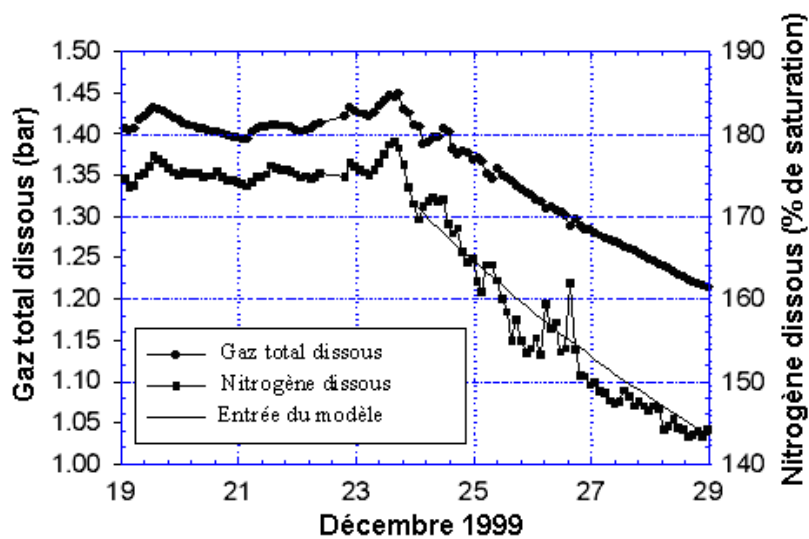


**Figure 22 :** Résultats et disposition de diffuseur dans le réservoir de Blue Ridge [Mark, 1997].

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 [Mark, 1997].

**III.8. Concentration du gaz total et de l'Azote dissous**

En décembre 99, après l'arrêt du système d'aération par déstratification, le gaz total dissous a été employé pour déterminer la concentration en azote dissous. Le compresseur d'air a été installé dans une profondeur de 36 mètres du réservoir Spring Hollow. Des mesures ont été relevées avant et durant la déstratification. [Camacho Rubio, 2000].

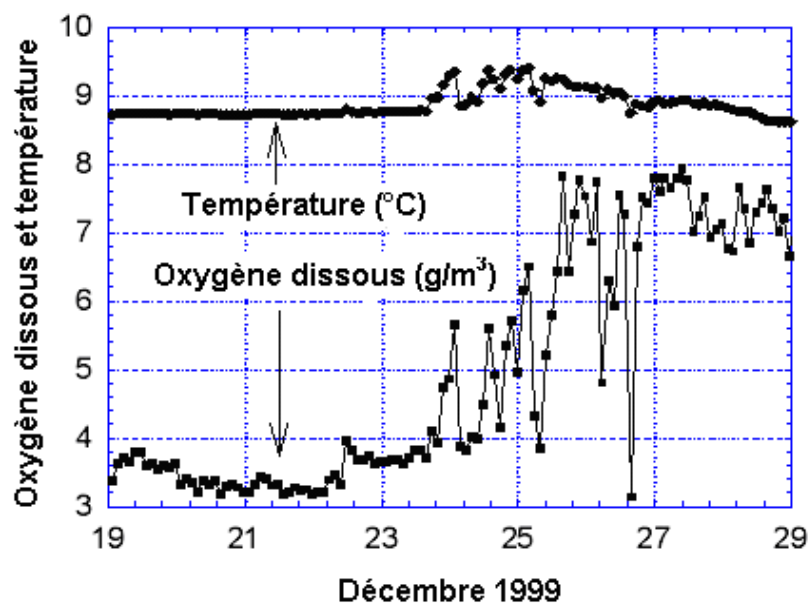


**Figure 23 :** L'évolution du gaz total dissous et l'Azote dissous avant et durant la déstratification du réservoir de Spring Hollow [Camacho Rubio, 2000].

Les profils montrent que les niveaux de l'azote dissous, ont été atteints un taux de 180% de saturation en pression atmosphérique et en température de l'eau. Les profils montrent que le processus de la déstratification a été commencé dès le 23 ou le 24 Décembre 99, bien que le brassage artificiel a été opérationnel le 26 Décembre 99. Le gaz total dissous ainsi que le nitrogène dissous augmente progressivement depuis le 24 à 29 Décembre 99. Ce gaz est nocif à la vie piscicole. Le temps requis pour l'azote dissous du réservoir a été estimé en utilisant un modèle simple du transfert de masse. Le coefficient du transfert de masse a été déterminé, en supposant que le volume de l'eau du réservoir était brassé dès le 19 à 29 Décembre 1999.

### III.9. Evolution de la température et de l'oxygène dissous

La figure 24 montre l'évolution chronologique de la température ainsi que de l'oxygène dissous durant la période de l'aération par déstratification en Décembre 99 dans le réservoir Spring Hollow.



**Figure 24 :** L'évolution de la température et de l'oxygène dissous durant la déstratification du réservoir de Spring Hollow [Camacho Rubio et al., 2000].

La concentration de l'oxygène dissous est homogène du 19 à 24 Décembre 99, puis elle présente des maximums et des minimums de 24 à 27 décembre 99, puis une diminution des pics en oxygène dissous entre 27 et 29 Décembre 99.

L'homogénéisation de la température de l'eau du 19 à 24 puis une variation légère de 24 à 29 Décembre 99. D'où le bon fonctionnement de l'installation de l'aération par déstratification dans le réservoir Spring Hollow [Camacho Rubio, 2000].

### III.10. Diffuseur de la bulle plume

Le tableau 7 nous donne les détails (paramètres et valeurs) d'un diffuseur de la bulle plume installé dans le réservoir de Spring Hollow. Le système de l'aération hypolimnique a été commencé le 28 septembre 98, l'aération alternée est due aux problèmes du compresseur d'air. Le système d'aération a été opérationnel et fonctionne en continu durant le 13 octobre



98. Les valeurs de la température et de l'oxygène dissous ont été mesurées avant et durant la période d'aération hypolimnique. [Camacho Rubio, 2000].

**Tableau 7 : Valeurs des paramètres physiques**

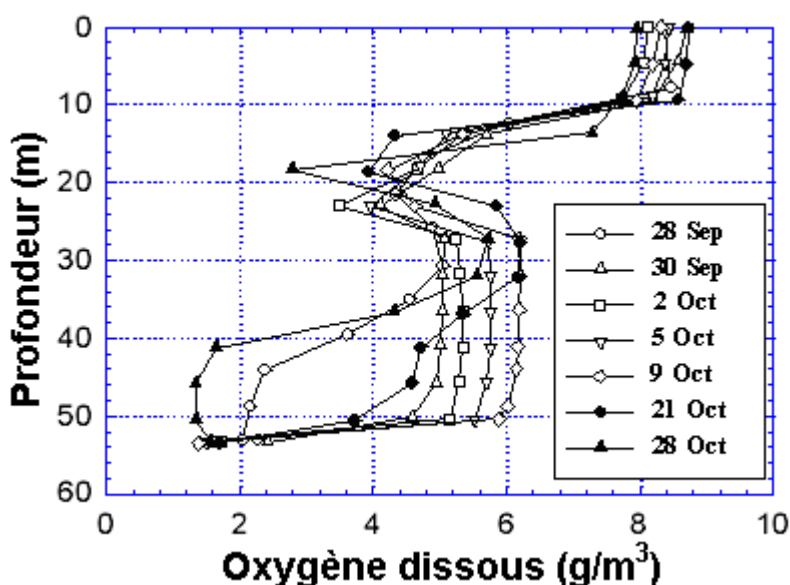
Les conditions de fonctionnement pour le diffuseur de la bulle plume dans le réservoir de Spring Hollow [Camacho Rubio, 2000].

Paramètres	Valeurs
Profondeur maximale	55 [m]
Superficie	0.4 [106 m <sup>2</sup> ]
Volume total de l'eau	7.2 [106 m <sup>3</sup> ]
Longueur active de diffuseur	360 [m]
Profondeur moyenne de diffuseur	43 [m]
Débit d'air	43 [Nm <sup>3</sup> /h]

**a. La concentration de l'oxygène dissous**

Les profils de la concentration de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion augmente de 2 g /m<sup>3</sup> avant l'aération à 6g/m<sup>3</sup> durant l'aération le 9 octobre 98. La concentration de l'oxygène augmente d'une façon continue durant le 13 octobre 98, voir la figure 25.

Les profils de la concentration de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion, sont devenus uniformes durant l'aération hypolimnique. Cela montre que le volume d'eau hypolimnique au-dessus du diffuseur était bien brassé, Ce qui produit une augmentation de l'oxygène dissous au niveau de l'hypolimnion [Camacho Rubio, 2000]



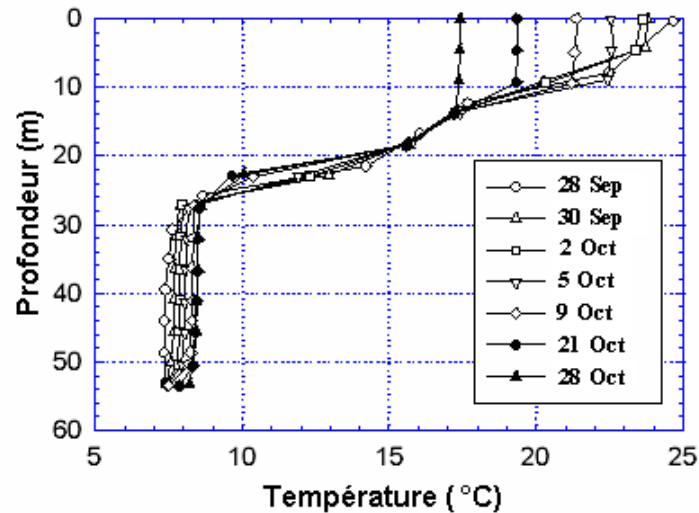
**Figure 25 :** L'évolution de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnique du réservoir de Spring Hollow [D.F.McGinnis, 2001].

Les concentrations de l'oxygène dissous hypolimnique ont été diminuées en 28 septembre, 21 et 28 Octobre 98, à cause du fonctionnement alterné du compresseur d'air. L'analyse montre que le taux de consommation de l'oxygène est de 50kilogrammes/jour avant l'aération, et une

augmentation de la concentration en oxygène dissous à 170kilogrammes/jour pendant l'aération. Donc le taux de l'oxygène dissous augmente durant l'aération hypolimnique du réservoir Spring Hollow. D'où le fonctionnement normal de l'installation d'aération [Camacho Rubio, 2000]

### **b. La température de l'eau**

La figure 26 représente les profils de l'évolution des températures en fonction de la profondeur du réservoir de Spring Hollow avant et durant l'aération hypolimnique.



**Figure 26 :** L'évolution des températures avant et durant l'aération hypolimnique du réservoir de Spring Hollow [D.F.McGinnis, 2001].

Les profils des températures observées dans le réservoir de Spring Hollow avant l'aération hypolimnique sont inférieurs à ceux observés durant l'aération hypolimnique, ce qui explique une augmentation légère des températures durant l'aération hypolimnique, cette augmentation est nocif aux espèces d'eau froide et à la vie piscicole.

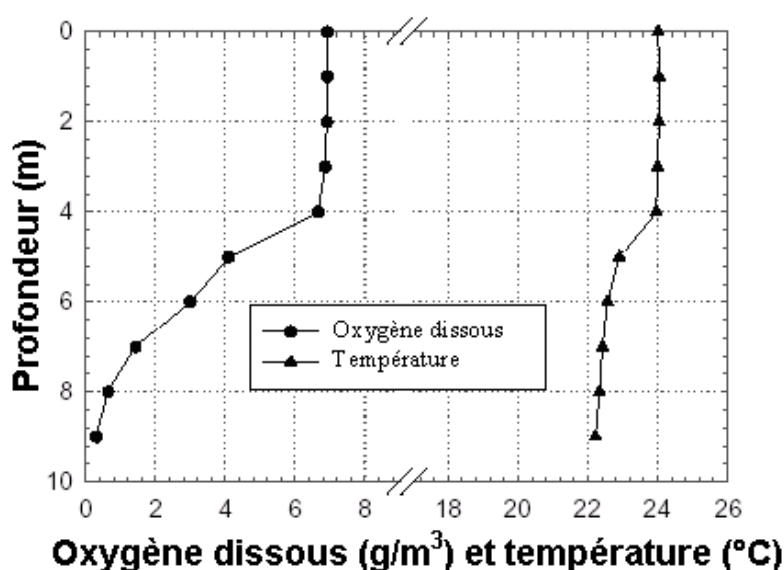
### **III.11. Méthodes et équipement du laboratoire**

La taille de la bulle a été mesurée dans un grand réservoir cylindrique localisé au laboratoire qui a été construit à Tennessee Vallée Autorité. La hauteur du réservoir était de 14m avec un diamètre interne de 2.1m. Une profondeur de l'eau de 10m a été utilisée pendant les épreuves. Pendant les mesures de la taille des bulles, l'air comprimé a été fourni par un diffuseur monté à l'intérieur du réservoir. Le diffuseur est installé sur le fond du réservoir approximativement à 0.36m derrière l'ouverture la plus basse [Vickie, 2002].

**Tableau 8 :** Dimensions d'aérateur d'élévation d'air (LPA : Aérateur du lac de Prince)  
[Vickie, 2002].

Le tableau suivant donne les valeurs des paramètres (longueur et diamètre) de la canalisation verticale d'ascension et descente de bulles d'air.

Paramètres	Valeurs (m)
Longueur de la canalisation verticale d'ascension $L_r$	10
Longueur de la canalisation verticale de descente $L_d$	5
Diamètre de la canalisation verticale d'ascension $D_r$	1.1
Diamètre de la canalisation verticale de descente $D_d$	1.1



**Figure 27 :** L'évolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac de Prince [Vickie, 2002].

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

### III.12. Modèle de la bulle plume

La théorie du modèle de la bulle plume est basée sur les équations de la conservation de masse, vitesse, chaleur, salinité et du gaz (oxygène, azote) (McDougall, 1978). Le modèle de la bulle plume inclut aussi les effets de la stratification due à la température. Une contribution

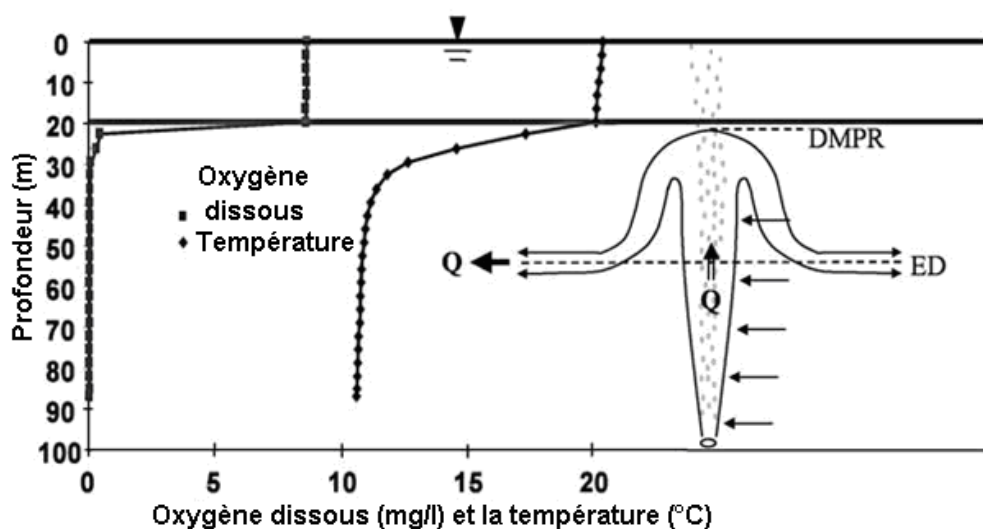
du Wuest et al. (1992), sur le modèle qui explique le changement des dimensions de bulles dû à la décompression et à l'expansion thermique, mais aussi la dissolution du gaz.

Les auteurs ont étudié dans ce modèle les variations des dimensions de bulles, la vitesse d'ascension de bulles et les coefficients du transfert de la masse, et la température de l'eau.

Ce modèle prévoit le taux du débit de l'eau, le transfert du gaz, la température de la plume, les concentrations constituantes (oxygène, azote), la profondeur d'ascension de la plume maximale (DMPR), et la profondeur de l'équilibre (ED) (Burriss et al., 2002)

[McGinnis, 2004].

La figure 28 montre l'évolution de la température et de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac.



**Figure 28 :** Représentation schématique de bulles plumes dans un lac stratifié [McGinnis, 2004].

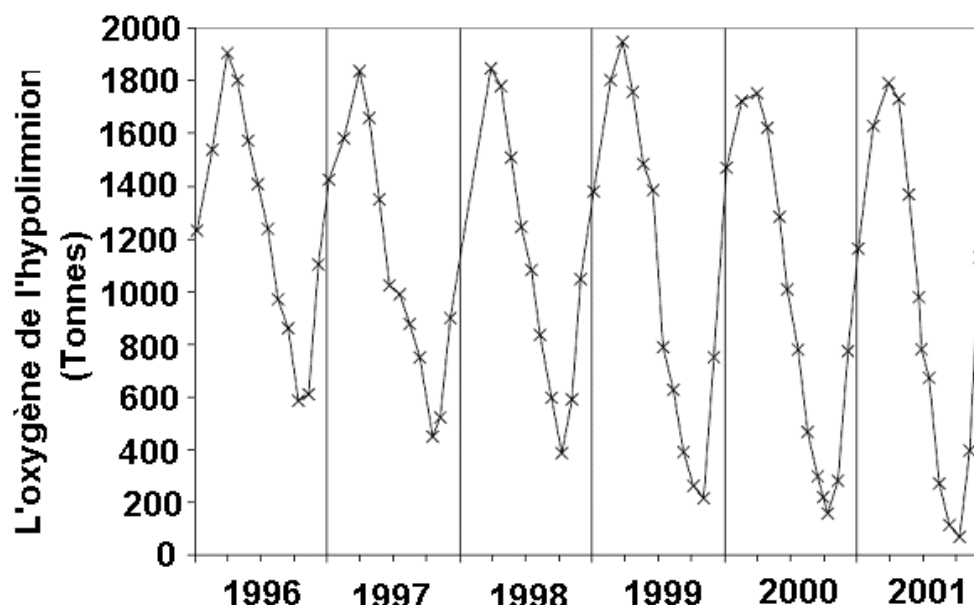
Oxygène dissous (OD) (en carrés) et la température (en diamants), les profils sont montrés pour illustrer des conditions de limite pour la plume. (DMPR) est la profondeur d'ascension de la plume maximale, (ED) est la profondeur de l'équilibre, (Q) est le taux du débit volumétrique de la plume.

L'oxygène dissous est homogène entre la surface de l'eau et la profondeur 20m, il est compris entre 5 et 10mg/l, cela est confirmé par le profil vertical. Alors que entre la profondeur 20m à 30m, l'oxygène dissous diminue brusquement pour qu'il s'annule entre 30m et 90m de profondeur. La température de l'eau est homogène entre la surface de l'eau et 20m, puis elle diminue entre 20m et 30m, elle reste constante entre 30m et 90m [McGinnis, 2004].

### III.13. Discussion des résultats du lac de Hallwil

Le lac de Hallwil a été aéré durant les mois d'hiver de l'année 85 (circulation artificielle). Durant l'été de l'année 86, l'oxygène dissous enregistré dans l'hypolimnion augmente le long de sa profondeur (Stöckli et Schmid, 1987). À la suite des mesures qui ont été faites au cours des premières années d'exploitation, le maximum du contenu de l'oxygène dissous au début de l'année a été augmenté, ainsi que le contenu de l'oxygène hypolimnique à la fin de la phase de stagnation automnale (Scheidegger et al., 1994).

Cependant, durant 96, le contenu de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion à la fin de la stagnation automnale (en dessous de 13 m de profondeur), a été d'environ 600 tonnes en Octobre 96, à environ 70 tonnes en Octobre 01. En automne 01, la concentration en oxygène dissous dans toute la colonne d'eau, au dessous de 10 m a été moins de 1mg /l. Dans le même temps, les concentrations des substances (ammoniac, nitrite et le manganèse) ont été réduites, entre l'été de 96 et 01. La quantité d'oxygène a été augmentée de 307 tonnes à 536 tonnes voir (figure 29) [Lorenz Moosmann, 2002].



**Figure 29 :** L'oxygène dissous hypolimnique (en dessous de 13 m de profondeur) du lac de Hallwil [Lorenz Moosmann, 2002].

#### **a. L'évolution du phosphore dans le lac**

La quantité du phosphore dans le lac de Hallwil à la fin des années 70, est comprise entre 6.4 et 16 tonnes par année, elle est plus importante que celle enregistrée pendant les années 88/90. La charge du phosphore est de 3 tonnes par an en 2000.

Depuis les années 70, l'eau du lac a connu une teneur en phosphore de 250 mg/m<sup>3</sup>. Au début de l'année 97, la charge en phosphore est diminuée à 49 mg/m<sup>3</sup>.

Il a été enregistré en 85/86 un développement de la faune progressivement dans les zones plus profondes du lac [Lorenz Moosmann, 2002].

#### **b. Procédés utilisés pour la restauration du lac**

Le canton d'Argovie a mis en disposition quelques techniques afin de restaurer le lac de Hallwil qui sont : Le traitement des eaux usées domestiques et industrielles.

Le près traitement des eaux de surface, et la création de près bassins des eaux pluviales.

Sensibilisant les agriculteurs par l'école Liebegg agricoles. La circulation artificielle de l'eau (déstratification) en hiver de Novembre à Avril, et l'injection de l'oxygène pur en profondeur de l'eau du lac en été de Mai à Octobre. Le contrôle de la charge du phosphore dans l'eau du lac. Parmi les 3.1 tonnes par année du phosphore, on a 19% qui proviennent de l'évacuation

des eaux usées, 81% sont principalement de l'érosion des sols agricole [Lorenz Moosmann, 2002].

#### Afin d'améliorer la qualité de l'eau du lac

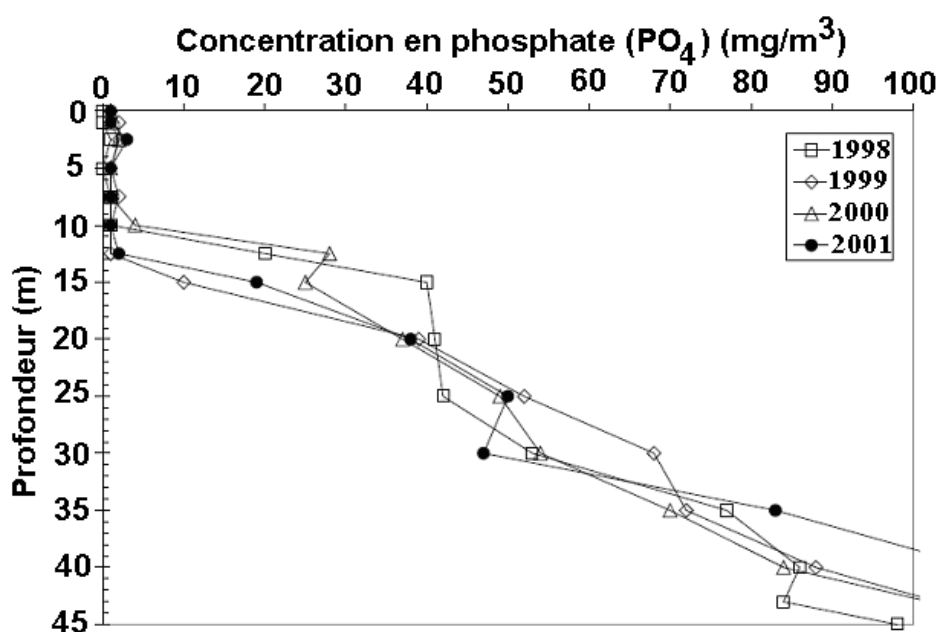
On procède à une protection du milieu naturel et les ruisseaux, l'assainissement des eaux usées, limitant la fertilisation du lac. La réduction du phosphore dans les terrains agricoles. De procéder à une aération par déstratification et l'oxygénation hypolimnique afin de diminuer la production d'algues dans le lac. On procède aussi aux techniques de lutte contre l'érosion des sols. Durant l'année 87, la valeur de l'oxygène dissous à la profondeur de l'eau est de 4 mg / l [Lorenz Moosmann, 2002].

#### c. L'objectif de la restauration du lac

Pour le but d'une bonne restauration du lac, on procède aux techniques d'aération, en limitant la concentration moyenne du phosphore total, qui doit être maintenue entre 20 à 30 mg/m<sup>3</sup>. Ainsi que la teneur en oxygène dissous de l'eau qui doit avoir la valeur de 4mg/ l. Pour un objectif de rétablissement de la reproduction naturelle de toutes les espèces de poissons, en particulier des corégones et autres espèces aquatiques. Afin de conserver une meilleur qualité de l'eau du lac [Lorenz Moosmann, 2002].

#### III.14. Comparaison des concentrations en phosphates du lac de Hallwil durant 98 à 01

La figure 30 montre l'évolution de la concentration en phosphates durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil en Octobre 98 au 01.



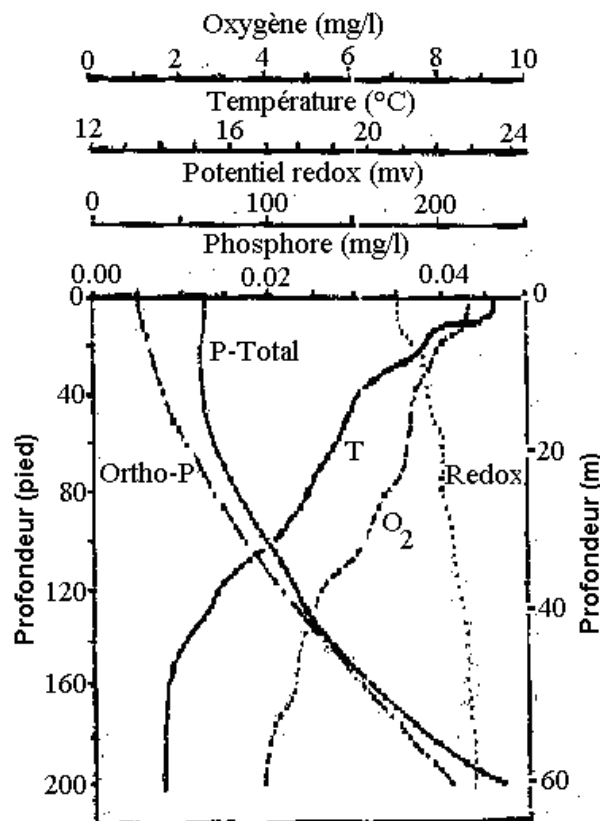
**Figure 30 :** L'évolution des phosphates (PO<sub>4</sub>) durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil en mois d'Octobre des années 98 au 01 [Lorenz Moosmann, 2002].

Les profils des concentrations en phosphates durant les années 98 au 01 montrent, que la production des algues est continuée jusqu'à les profondeurs 10 à 13mètres. Les concentrations en phosphates sont proches de zéro entre la surface libre et 13m de profondeur. Ces concentrations augmentent progressivement le long de l'hypolimnion, pour qu'elles atteignent

le fond du lac pour celle de 98, la profondeur 40m ceux de 99 et 00 ainsi que la profondeur 35m pour la concentration du phosphate en année 01. Donc l'eutrophisation augmente au niveau de l'hypolimnion. D'où le fonctionnement non permanent de l'installation de l'aération hypolimnique durant les années 98 au 01 [Lorenz Moosmann, 2002].

### III.16. L'évolution de l'oxygène, la température, le potentiel redox et le phosphore

La figure 31 montre, l'évolution de l'oxygène dissous, la température, le potentiel redox et le phosphore en fonction de la profondeur du lac Casitas, Calif durant la déstratification partielle en mois de Juillet de l'année 76.



**Figure 31 :** Evolution du phosphore total, l'oxygène, potentiel redox, et de la température durant la déstratification partielle du lac Casitas, Calif, en Juillet 76 (Richard Barnett, communication personnelle, 1977) [Fast, 1978].

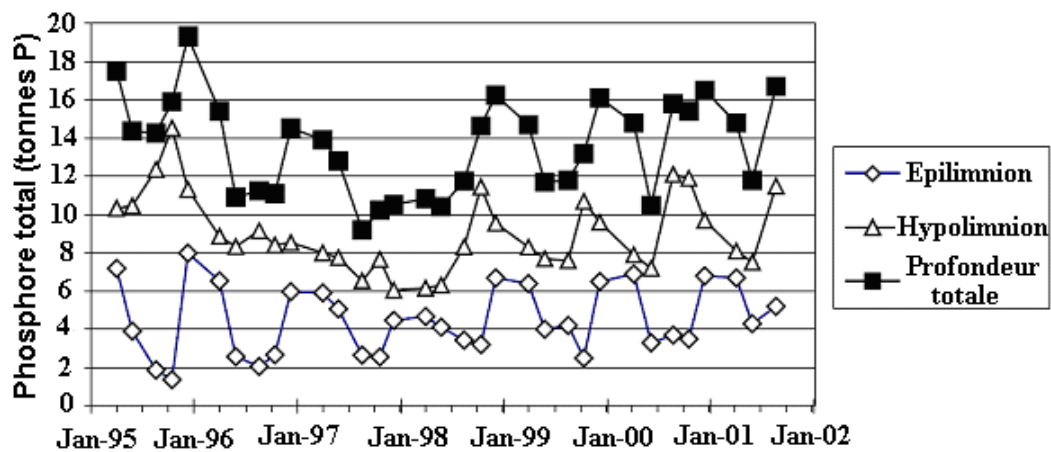
Le lac était partiellement déstratifié par un système d'injection d'air, qui injecte de l'air à 46m de profondeur. Le système d'injection d'air a été en fonctionnement permanent à partir d'Avril à Octobre de l'année 76. La déstratification partielle ne réduit pas totalement la concentration des éléments nutritive dans l'épilimnion.

Au lac Casitas, Calif, la concentration en phosphore était plus basse à la surface du lac et plus élevée en profondeur (figure 30). En outre, le phosphore était de 23% à la surface, et de 87% au fond du lac. Le lac a été déstratifié partiellement, les valeurs de l'oxygène et du potentiel redox étaient élevées le long de la profondeur. Le phosphore de l'eau augmente dans les couches profondes pendant l'été, dû au relargage du sédiment.

Durant l'opération du brassage complet de l'eau, et que le lac est suffisamment profond relativement à sa zone euphotique, alors la déstratification pourrait limiter la croissance d'algues et le phosphore peut diminuer (Murphy, 1962 ; Bella, 1970 ; Oskam, 1971 ; Lorenzen et Mitchell, 1975). En dehors du brassage artificiel du lac, les algues se trouvent distribuées dans l'épilimnion où les conditions sont satisfaisantes pour la photosynthèse. Le phosphore augmente progressivement le long de la profondeur du lac. D'où le fonctionnement non permanent de l'installation de l'aération par déstratification [Fast, 1978].

### III.15. Bilan du phosphore total

La figure 32 représente l'évolution de la teneur en phosphore total en mois de Janvier des années 95 à 01, le long de l'épilimnion et l'hypolimnion, donc le long de la profondeur totale du lac de Hallwil.



**Figure 32 :** Evolution de la teneur en phosphore total dans l'épilimnion et l'hypolimnion en mois de Janvier des années 95 à 01 [Lorenz Moosmann, 2002].

L'entrée du phosphore total par les stations d'épuration de Mosen est compris entre 0.2 et 0.5 tonnes par année.

Le phosphore total produit par les précipitations des sédiments dans le lac est d'environ une tonne par année, dont le taux annuel de variation du phosphore total est faible.

La charge du phosphore total mesurée pendant l'année 01 est de l'ordre de 4 tonnes par année. Le profil de l'évolution du phosphore total le long de la profondeur du lac durant les mois de Janvier des années 95 à 01, montre des valeurs en phosphore qui varient en fluctuation, et présentes aussi des maximums et des minimums [Lorenz Moosmann, 2002].



**Conclusion**

L'étude sur modèles physiques des techniques d'aération (par déstratification et hypolimnique) 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 hypolimnique 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 hypolimnique.

Les résultats de la simulation numérique correspondent aux résultats expérimentaux, car la concentration de l'oxygène dissous augmente le long de la profondeur hypolimnique, ce qui a été confirmé par les profils de l'oxygène dissous.

Il a été aussi montré que l'accumulation de l'azote dissous, est le produit de l'injection de l'oxygène pur durant l'aération ou l'oxygénation hypolimnique. 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.

# CHAPITRE IV

## Chapitre IV

### Analyse des résultats et discussion

#### Introduction

On s'intéresse dans ce chapitre à l'analyse et la discussion des données expérimentales collectées auprès du Département des Eaux de Surface-Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG).

L'augmentation du contenu de matière organique et l'excès du phosphore dans le lac de Hallwil, cause une importante anoxie dans les couches de la colonne d'eau du lac, qui ne contiennent pas suffisamment de l'oxygène dissous, entraîné une croissance des algues dans les couches de l'eau profondes.

À travers la décomposition des sédiments provoquant cette anoxie, l'augmentation de la demande d'oxygène dissous est nécessaire, et faire face à cette demande pendant la stratification thermique du lac, un compresseur d'air a été installé proche du centre du lac, qui injecte de l'air durant la période de déstratification en hiver, et de l'oxygène pur ainsi que de l'air pendant la période d'aération hypolimnique en été. La formation des produits de l'anoxie tels que le méthane, gaz ammoniac, fer, manganèse, et le phosphore cause des inconvénients à l'environnement et au traitement de l'eau potable qui varie selon l'utilisation de l'eau (Wuest et al., 1992; McGinnis et Little, 2002).

L'analyse des données expérimentales recueillis auprès de (EAWAG), montre l'évolution des paramètres physiques (la température et la conductivité), ainsi que les paramètres chimiques (le pH, l'oxygène dissous, le phosphore total et l'azote total) en fonction de la profondeur du lac, journalière ou annuelle avant et durant la période de déstratification et de l'aération hypolimnique. Cette analyse explique aussi l'évolution chronologique de ces paramètres physiques et chimiques avant et durant la déstratification, ou l'aération hypolimnique.

#### IV.1. Situation géographique du lac de Hallwil

Le lac de Hallwil se trouve sur les territoires des cantons d'Argovie et de Lucerne en Suisse. Son nom provient de la famille de Hallwyl et du village proche de Hallwil. Il est de taille moyenne, il a une superficie moyenne de 9.9 km<sup>2</sup> dont 5/6 sur le district de Lenzburg et le reste sur le district de Hochdorf. Il se trouve à une altitude de 449 mètres et sa profondeur maximale est de 46.5 mètres. Sa largeur est d'environ 1500 mètres (figure 32)

[McGinnis, 2004].

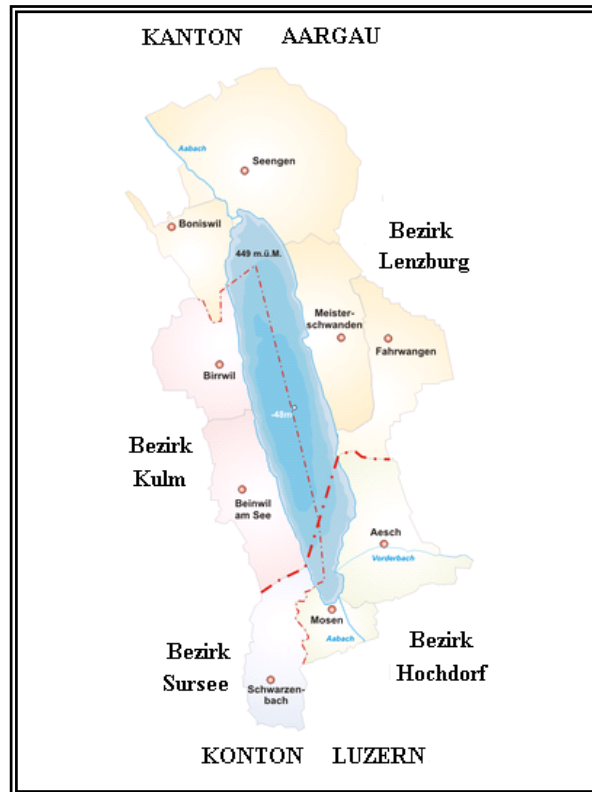
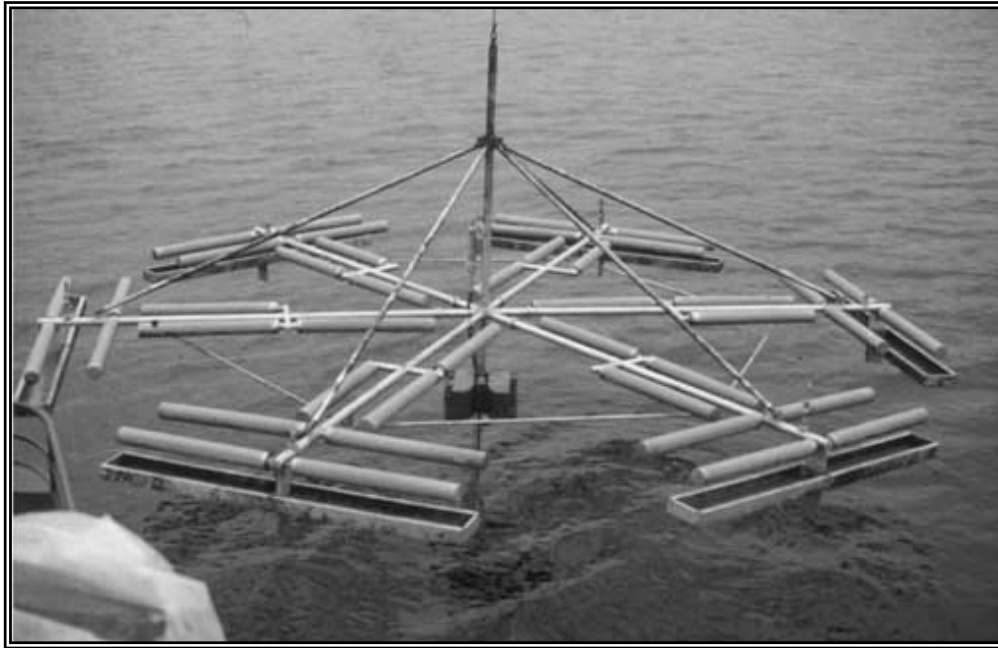


Figure 33: Situation géographique du lac de Hallwil

#### IV.2. Schéma du modèle expérimental du lac de Hallwil

Les eaux du bassin hydrographique s'écoulent sur une agriculture intensive, en raison du niveau élevé en phosphore, le lac présentait une eutrophisation, et des conditions d'anaérobies. Il a une période d'anoxie pendant l'été du siècle passé (Stockli et Schmid, 1987; Scheidegger et al., 1994). En 1986, un système du diffuseur «Tanytarsus», a été installé pour lutter contre l'anoxie et l'eutrophisation de l'eau, c'est une technique efficace de la restauration du lac (Stockli et Schmid, 1987; Wehrli et Wuest, 1996). Le système d'aération peut fonctionner, soit par le brassage artificiel qui utilise des bulles d'air grossières, alors que durant l'aération ou l'oxygénation hypolimnique le système utilise de l'oxygène pur ou des bulles d'air, respectivement.

Les six diffuseurs sont placés près du centre du lac, chaque diffuseur a un diamètre de 6.5m. Ces diffuseurs sont placés à une profondeur de 46m, le débit du gaz dans tous les diffuseurs est de 40 à 148Nm<sup>3</sup>/h de l'oxygène, et de 180Nm<sup>3</sup>/h de l'air. Le rôle de chaque diffuseur est l'injection de l'air ou de l'oxygène pur durant la période estivale, et de l'air pendant le brassage artificiel en période hivernale, voir (figure 33) [McGinnis, 2004].



**Figure34** : L'un des six diffuseurs de Tanytarsus de 6.5mètres de diamètre  
[ McGinnis, 2004].

Le tableau 9, montre les caractéristiques du lac ainsi que le système de diffuseur qui a été installé au niveau du lac de Hallwil, lorsque la déstratification et l'aération ou l'oxygénation hypolimnienne est opérationnelle.

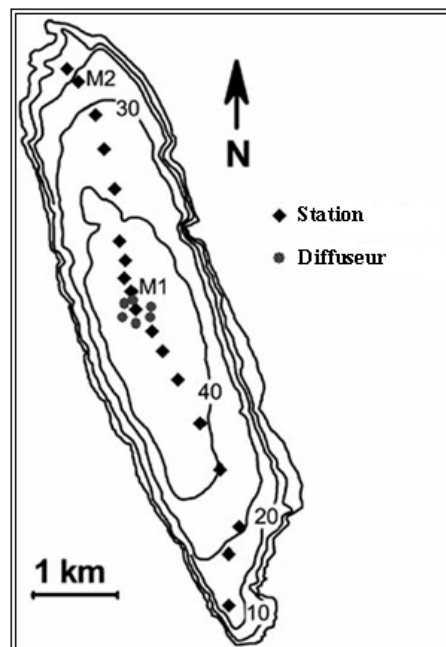
**Tableau 9** : Caractéristiques du système de diffuseur dans le lac de Hallwil  
[McGinnis, 2004].

Paramètres	Valeurs	Unités
Profondeur maximale	46.5	m
Profondeur minimale	28.9	m
L'air de surface	$9.9 \cdot 10^6$	$m^2$
Volume total de l'eau	$285 \cdot 10^6$	$m^3$
Géométrie du diffuseur	Circulaire	/
Nombre de diffuseurs	6	/
Diamètre du diffuseur	6.5	m
Profondeur moyenne de diffuseur	46	m
Quantité du débit du gaz dans tous les diffuseurs	46 à 148 ( $O_2$ ) 180 (air)	$Nm^3/h$ $Nm^3/h$

La pression du gaz est de 1 bar, la température est de  $0^\circ C$ .

### **IV.3. L'endroit des stations et le système de diffuseurs dans le lac de Hallwil**

La figure 35 indique la bathymétrie ou les différents niveaux de la profondeur du lac de Hallwil. L'emplacement des différentes stations de prélèvement des échantillons de l'eau suivant la profondeur du lac, ainsi que l'installation des systèmes d'aération « diffuseurs » dans les différentes positions de la profondeur du lac, pour le but de lutter contre le fléau de l'eutrophisation de l'eau. La mise en service de l'installation de l'aération permet la déstratification de la colonne d'eau pendant la saison froide, et l'aération ou l'oxygénation de l'hypolimnion pendant la saison chaude. L'utilisation des appareils de mesure des paramètres physiques et chimiques de l'eau, comme le thermomètre, le ph-mètre et le débitmètre qui permettent la mesure de la température de l'eau, le potentiel d'hydrogène ainsi que le débit d'air ou d'oxygène injecté. Durant les expériences qui ont été effectués, ils ont détectés des erreurs de mesures, ces erreurs sont dues, soit au climat de l'endroit de prélèvement, ou la performance des appareils de mesures utilisées. Cette opération est maintenue pendant la mise en service de l'aération par déstratification, l'aération et/ou l'oxygénation hypolimnique.



**Figure 35 :** La bathymétrie du lac de Hallwil [McGinnis, 2004].

## **IV.4. Description de l'installation de déstratification et de l'aération hypolimnique**

### **IV.4.1. Description de l'installation de la déstratification du lac de Hallwil**

L'installation d'aération par déstratification dans le lac d'après les données collectées auprès de (EAWAG) se compose des équipements suivants :

#### **a. Sur la rive**

Un local technique installé au pied du lac ou disposé sur une rive. Ce bâtiment est ventilé et insonorisé. Un compresseur électrique à vis lubrifié délivrant de l'air comprimé. Un réseau de distribution équipé d'une batterie de filtre, de vannes, de manomètres et débitmètres. Un séparateur de condensats qui permet la récupération des huiles et leurs traitements.

**b. Dans le lac**

Un réseau de canalisation en polyéthylène haute densité est disposé au fond du lac, en fonction de la bathymétrie et des contraintes de brassage de la colonne d'eau. Il est constitué de lignes de diffusion alimentées par une canalisation branchées à l'unité de compression installée dans le local technique.

**c. Fonctionnement de l'installation de la déstratification du lac**

L'installation a été dimensionnée pour rompre la stratification thermique de l'eau. Elle fonctionne en continu durant la période de la déstratification, soit six mois en période hivernale. Dès le 04 Décembre 85 le fonctionnement est en alternance, l'installation a été opérationnelle le 25 Novembre 86, elle a été en arrêt le 30 Octobre 2001.

**IV.4.1. Description de l'installation d'aération hypolimnique du lac de Hallwil**

L'installation d'aération hypolimnique d'après les données collectées auprès de (EAWAG) comprend les équipements suivants :

**a. Sur la rive**

Un local technique installé dans un bâtiment existant au bord du lac. Ce bâtiment est ventilé et insonorisé. Un compresseur électrique à vis lubrifiée délivrant d'air comprimé. Cet appareil est équipé d'un ordinateur qui permet d'optimiser le fonctionnement de l'installation. Un réseau de distribution équipé d'une batterie de filtre, de vannes et de diverses unités de contrôles (manomètres, débitmètres).

**b. Dans le lac**

Une canalisation en polyéthylène haute densité immergée et assure la jonction entre le compresseur et l'aérateur hypolimnique, elle est disposée au fond du lac en fonction de la profondeur et des contraintes de brassage hypolimnique de la colonne d'eau.

**c. Fonctionnement de l'installation de l'aération hypolimnique**

L'installation a été dimensionnée pour rompre la stratification thermique de l'eau du lac. L'installation a un fonctionnement alternatif dès le 10 Mai à 24 Novembre 86. Elle est opérationnelle depuis le 14 Mai 87, elle a été en arrêt depuis le 23 Octobre 2001. Le compresseur fonctionne six mois durant la saison estivale.

#### IV.5. Résultats expérimentaux

Le tableau 10 montre les données collectées auprès de Département des Eaux de Surface-Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG). Le changement de la date de fonctionnement de l'installation de déstratification, l'aération ou l'oxygénation hypolimnique en fonction des années d'exploitation. La durée d'exploitation en jours qui constitue la déstratification, l'aération avec de l'oxygène et avec de l'air. L'entrée d'oxygène en tonnes durant l'aération hypolimnique avec de l'air et avec de l'oxygène.

**Tableau 10 : Les résultats de l'aération du lac de Hallwil**

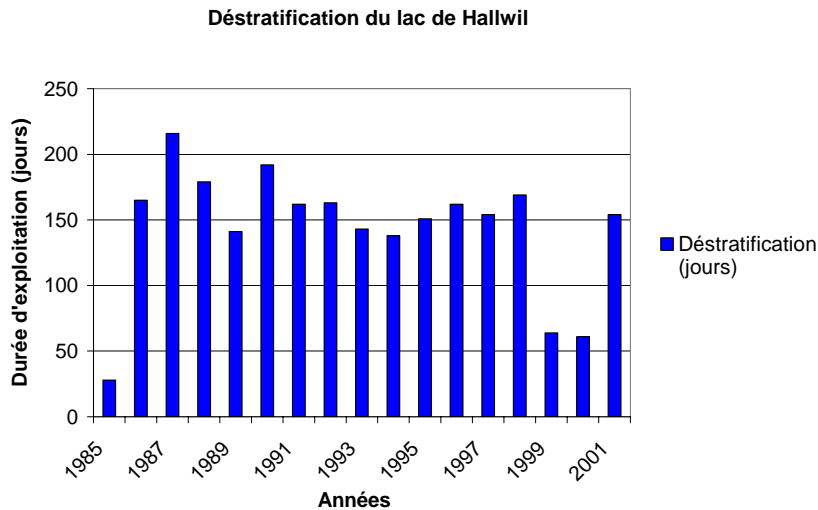
Exploitation Années	Changement de la date de fonctionnement				Durée d'exploitation (jours)			Entrée d'oxygène (t O <sub>2</sub> )	
	Dést./Aér.hyp.	Air/O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub> /Air	Aér.hyp./Dést.	Déstratification	Aération avec l'air	Aération avec l'oxygène	Aération hypolimnique avec l'air	Aération hypolimnique avec l'oxygène
1985				4/12/85	28				
1986	9/5/86	Aérot. En alternance		25/11/86	165	23	62	20	55
1987	4/5/87	14/5/87	30/9/87	30/9/87	216	10	139	5	385
1988	29/4/88	2/5/88	2/11/88	2/11/88	179	34	153	49	396
1989	31/3/89	23/5/89	11/10/89	10/11/89	141	83	141	119	477
1990	3/5/90	3/5/90	23/10/90	23/10/90	192	0	173	0	642
1991	12/4/91	7/6/91	30/9/91	1/11/91	162	88	115	116	412
1992	14/4/92	16/6/92	3/11/92	3/11/92	163	63	140	71	585
1993	2/4/93	7/6/93	9/11/93	10/11/93	143	67	155	76	559
1994	29/3/94	20/6/94	18/10/94	11/11/94	138	107	120	121	435
1995	3/4/95	23/6/95	10/10/95	3/11/95	151	105	109	119	396
1996	10/4/96	1/7/96	25/9/96	30/10/96	162	117	86	132	307
1997	1/4/97	6/6/97	22/9/97	29/10/97	154	103	108	117	412
1998	30/3/98	29/6/98	16/9/98	12/10/98	169	117	79	132	284
1999	29/3/99	16/7/99	13/10/99	13/10/99	64	109	89	123	315
2000	3/4/00	14/7/00	1/11/00	1/11/00	61	102	110	115	424
2001	2/4/01	7/5/01	23/10/01	30/10/01	154	42	169	55	536



#### IV.6. Analyse des résultats expérimentaux

##### a. Histogramme de la déstratification du lac de Hallwil

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), la figure 36 représente, l'histogramme de l'évolution chronologique de la durée d'exploitation en jours durant la période de déstratification du lac de Hallwil.

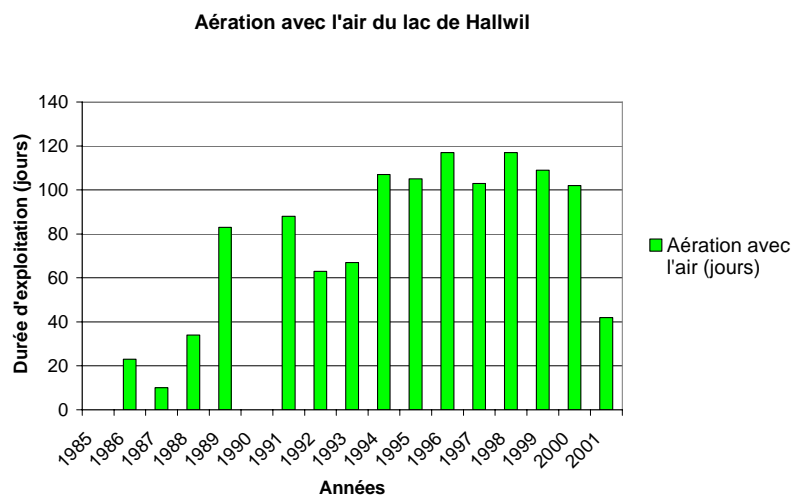


**Figure 36 :** La déstratification du lac de Hallwil.

Les durées d'exploitations en jours présentent des maximums et des minimums au cours de la déstratification du lac. Les valeurs maximales et minimales des durées d'exploitations correspondent aux niveaux trophiques du lac ainsi que l'état du fonctionnement des diffuseurs.

##### b. Histogramme de l'aération du lac de Hallwil avec de l'air

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), la figure 37 représente, l'histogramme de l'évolution chronologique de la durée d'exploitation en jours durant la période de l'aération du lac de Hallwil avec de l'air.

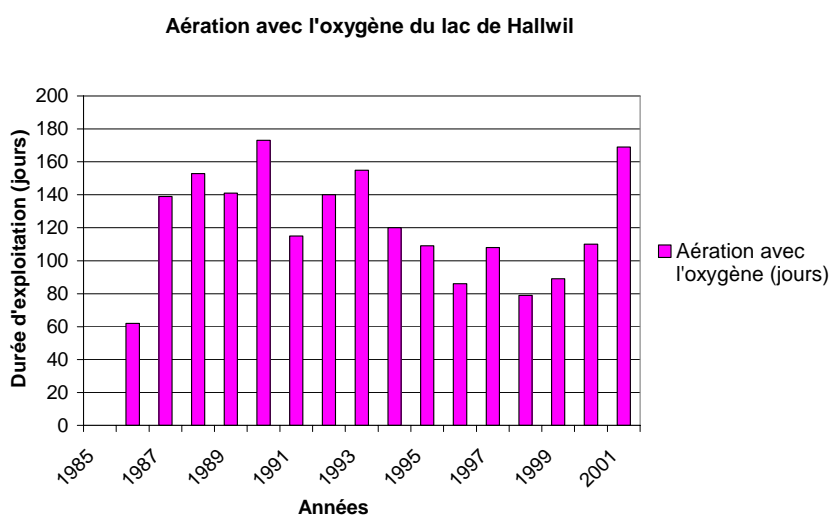


**Figure 37 :** L'aération du lac de Hallwil avec de l'air.

Les durées d'exploitations présentent des maximums et des minimums. Les durées d'exploitations maximales et minimales en jours, correspondent aux degrés d'eutrophisation du lac ainsi que l'état de fonctionnement des compresseurs d'air. La valeur nulle de l'année 90 correspond à l'arrêt des diffuseurs.

### **c. Histogramme de l'aération du lac de Hallwil avec de l'oxygène**

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), la figure 38 représente l'histogramme de l'évolution de la durée d'exploitation en jours durant la période de l'aération du lac de Hallwil avec de l'oxygène.

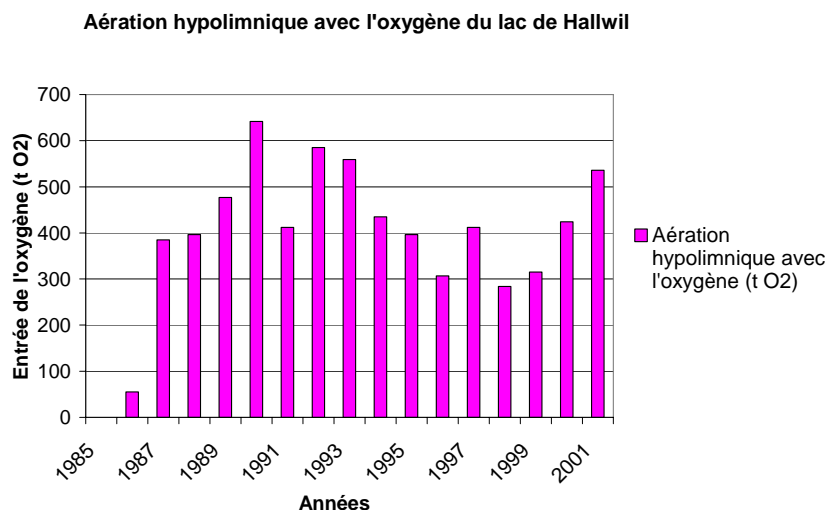


**Figure 38 :** L'aération du lac de Hallwil avec de l'oxygène.

Les durées d'exploitations présentent des maximums et des minimums au cours de l'aération du lac avec de l'oxygène. Les valeurs maximales et minimales des durées d'exploitations correspondent aux niveaux trophiques du lac ainsi que l'état de fonctionnement de l'installation de l'aération du lac avec de l'oxygène.

### **d. Histogramme de l'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'oxygène**

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), la figure 39 représente l'histogramme de l'évolution chronologique de l'entrée d'oxygène en tonnes, durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'oxygène.

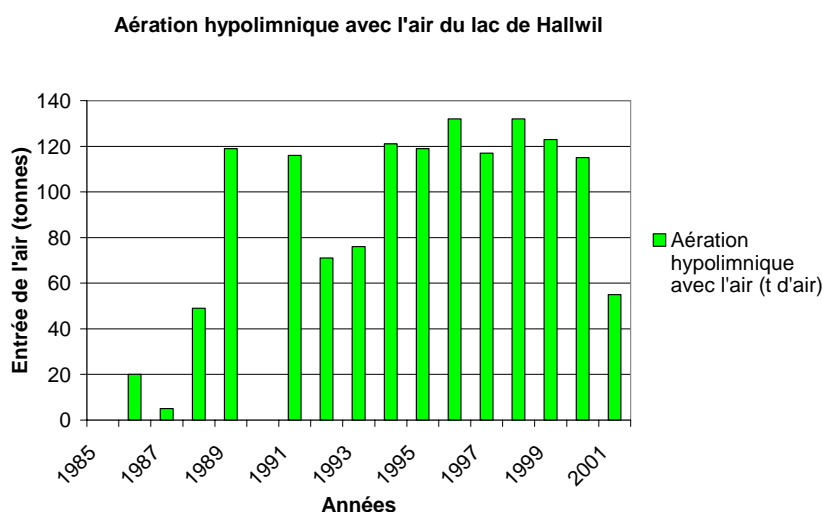


**Figure 39** : L'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'oxygène.

Les quantités d'entrées d'oxygène présentent des maximums et des minimums durant l'aération hypolimnique du lac. Les quantités maximales et minimales d'oxygène correspondent aux degrés d'eutrophisation du lac ainsi que l'état du fonctionnement des diffuseurs d'oxygène.

***e. Histogramme de l'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'air***

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), la figure 40 représente l'histogramme de l'évolution chronologique de l'entrée d'oxygène en tonnes, durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'air.



**Figure 40** : L'aération hypolimnique du lac de Hallwil avec de l'air.

Les quantités d'entrées de l'air présentent des maximums et des minimums durant l'aération hypolimnique du lac. Les valeurs maximales et minimales de l'air correspondent aux degrés d'eutrophisation de l'eau ainsi que l'état du fonctionnement des compresseurs d'air.

### **IV.7. Evolution des paramètres physiques et chimiques en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification**

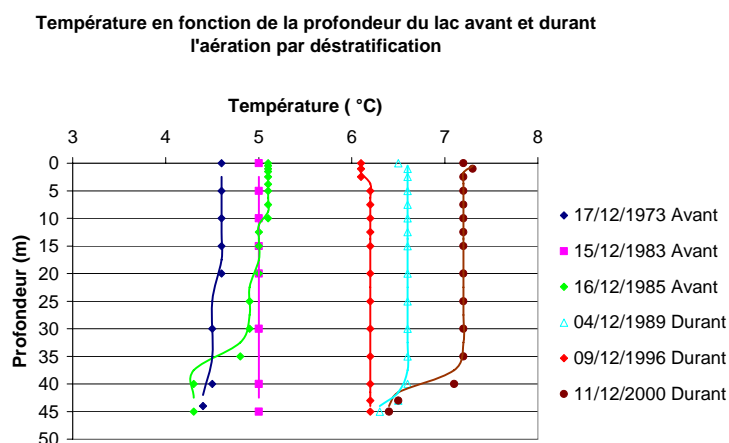
D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation suivante : l'aération par déstratification du lac de Hallwil a un fonctionnement alternatif du 04 Décembre 85 au 09 Mai 86. L'installation de la déstratification a été opérationnelle dès le 25 Novembre 86, elle est en arrêt depuis le 30 Octobre 01.

#### **a. Evolution des paramètres physiques en fonction de la profondeur du lac**

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

##### **La température**

La figure 41 représente l'évolution journalière de la température en °C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.



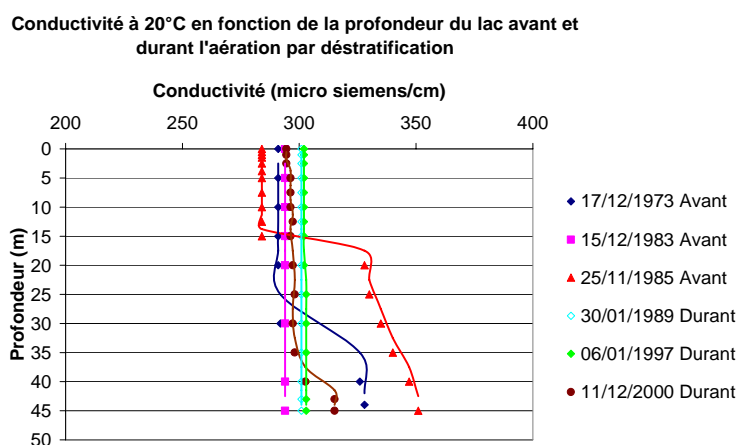
**Figure 41** : Profils verticaux de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

Les valeurs expérimentales sont approximées par des courbes de tendances de type moyenne mobile, qui présentent des profils verticaux. Ces profils indiquent l'homogénéisation thermique de la colonne d'eau ; la différence de la température entre la surface et le fond est comprise entre 4.3 et 5.1°C, avant la mise en place de l'installation par déstratification. Par contre durant l'aération par déstratification la température de l'eau entre la surface et le fond est comprise entre 6.1 et 7.3°C. D'où l'augmentation légère de la température.

Les profils des températures avant et durant la déstratification du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des températures des travaux de (Donald C.Rany , et al.,1973) lors de la restauration du lac d'El Capitan, voir la figure 15 du chapitre III. Et aussi les profils des travaux de (Alfred Wüest, 1992) lors de la restauration du lac de Baldegg, voir la figure 21 du chapitre III. Ainsi que les profils des travaux de (Vickie, 2002) lors de l'aération du lac de Prince, voir figure 27 du chapitre III.

### La conductivité

La figure 42 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 42 :** Profils verticaux de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

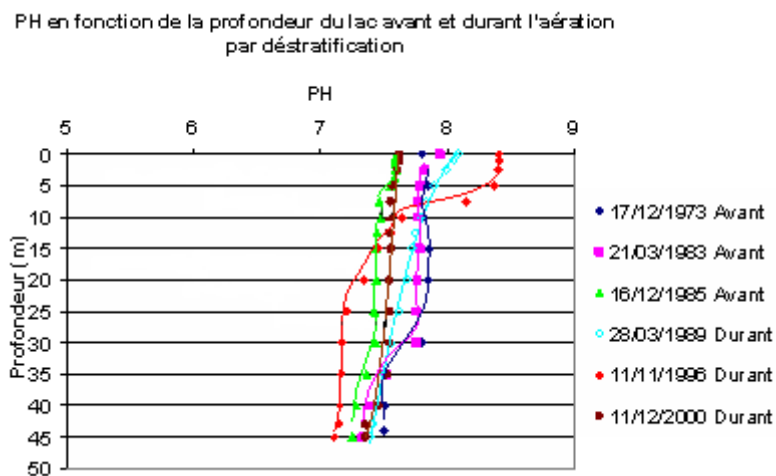
Les profils verticaux, expliquent l'homogénéisation de la conductivité à 20°C le long de la colonne de l'eau du lac. Ces profils montrent une diminution légère de la conductivité durant la déstratification au niveau des couches profondes de l'eau du lac.

### **b. Evolution des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du lac**

Les paramètres chimiques de l'eau du lac de Hallwil sont: Le pH, l'oxygène dissous, le phosphore total, l'azote total.

### Le pH

La figure 43 représente, l'évolution journalière du pH de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération par déstratification.



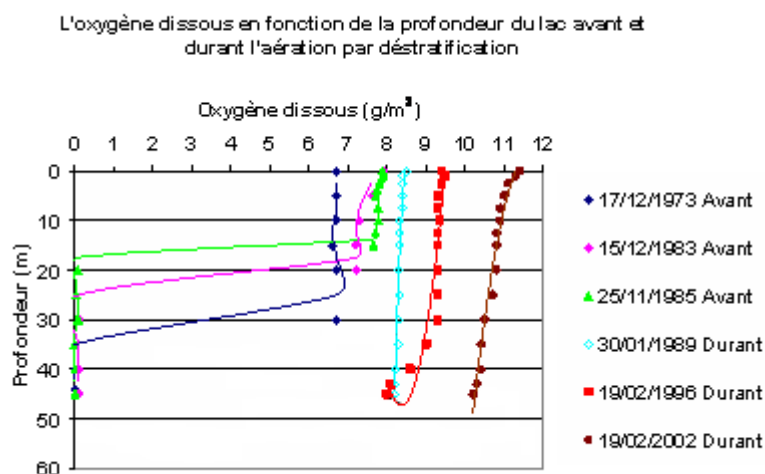
**Figure 43 :** Profils verticaux du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

Les points expérimentaux sont approximés par des courbes de tendances qui donnent des profils verticaux. Ces profils montrent l'homogénéisation du pH sur toute la colonne d'eau, il est maintenu dans un intervalle de 7.62 et 8.4, avant et durant la période de l'aération par déstratification, Donc le milieu est une base faible.

L'homogénéité du pH et la base faible du milieu eau, facilite l'exploitation de l'eau brute du lac, et favorise la reproduction piscicole.

### L'oxygène dissous

La figure 44 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 déstratification.



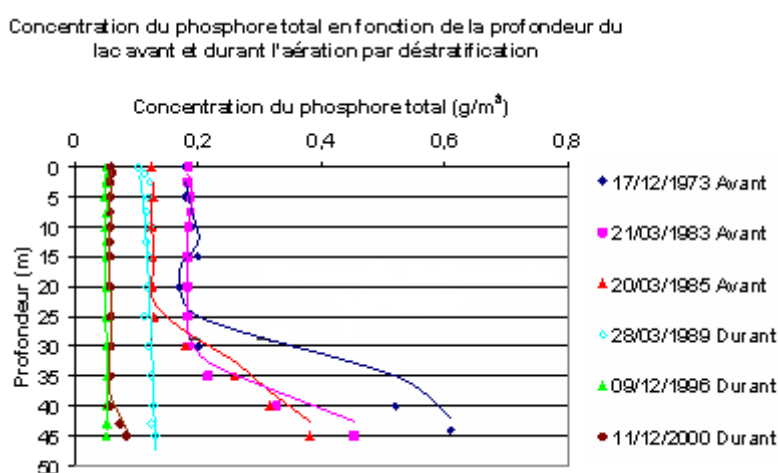
**Figure 44 :** Profils verticaux de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

Les valeurs expérimentales sont approximées par des courbes de tendances qui donnent des profils verticaux durant la déstratification. Ces profils indiquent, le maintien d'une teneur en oxygène dissous en surface et au fond du lac ; régulièrement comprise entre 8.5 et 11.5 $\text{g}/\text{m}^3$  durant la déstratification. Alors qu'avant la déstratification, la teneur en oxygène dissous est proche de zéro au fond du lac. La teneur en oxygène dissous de l'eau pour un lac aéré est de 4 $\text{mg}/\text{l}$ . L'évolution de l'oxygène dissous produit la diminution de l'eutrophisation de l'eau. Les profils de l'oxygène dissous avant et durant la déstratification du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de (Donald C.Rany , et Terry G. Arnold,1973) lors de la restauration du lac d'El Capitan, voir figure 15 du chapitre III. Les profils des travaux de (Vickie, 2002) lors de l'aération du lac de Prince, voir figure 27 du chapitre III. Car la concentration de l'oxygène dissous dans le lac de Hallwil et dans des lacs étudiés par les auteurs cités ci-dessus est homogène durant la déstratification. Ceci est confirmé par des profils verticaux. Donc la déstratification de l'eau du lac de Hallwil et les lacs étudiés par les auteurs produit une augmentation et l'homogénéisation de la concentration de l'oxygène de l'eau du lac.

Les profils de l'oxygène dissous du lac de Hallwil, ne sont pas comparables aux profils des travaux de (Alfred Wüest, 1992) lors de la restauration du lac de Baldegg, voir figure 21 du chapitre III. Car la concentration de l'oxygène dissous durant la déstratification du lac de Hallwil augmente le long de sa profondeur. Alors que durant la déstratification du lac de Baldegg, la concentration de l'oxygène dissous diminue dans sa profondeur. D'où le bon fonctionnement des diffuseurs dans le lac de Hallwil, et le fonctionnement alterné dans le lac de Baldegg.

### Le phosphore total

La figure 45 représente, l'évolution journalière de la concentration du phosphore total dans l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération par déstratification.



**Figure 45 :** Profils verticaux de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

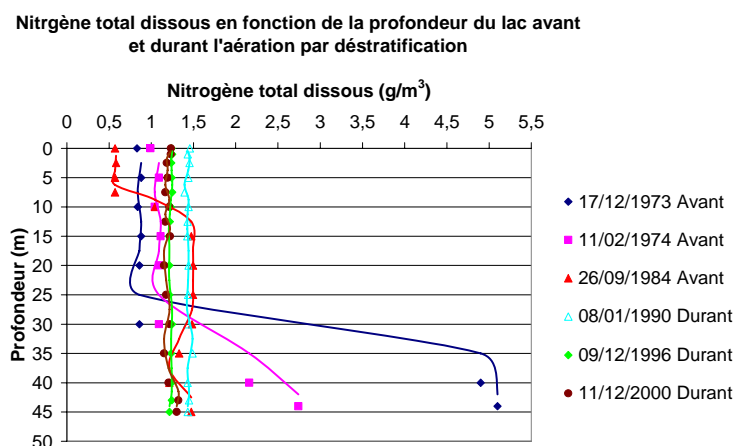
Les valeurs expérimentales sont approximées par des courbes de tendances, qui donnent les profils verticaux. Ces profils indiquent l'homogénéisation du phosphore total dans l'intervalle de  $0,052$  à  $0,131\text{g/m}^3$  sur toute la colonne d'eau, durant l'aération par déstratification. Par contre avant l'aération par déstratification le phosphore total est supérieur à  $0,2\text{g/m}^3$  au fond du lac. Car la valeur du phosphore à ne pas dépasser est de  $4\text{mg/m}^3$  pour un lac aéré.

La diminution et l'homogénéité du phosphore total durant l'aération par déstratification sont confirmées par les profils verticaux.

Les profils du phosphore total obtenus de l'étude de l'aération par déstratification du lac de Hallwil, ne sont pas comparables aux profils du phosphore total des travaux de (Fast, 1978) lors de la déstratification du lac Casitas, Calif, voir figure 31 du chapitre III. Car la concentration du phosphore total diminue durant la déstratification du lac de Hallwil, alors que durant la déstratification du lac Casitas, Calif, elle augmente le long de sa profondeur. D'où le fonctionnement non permanent des diffuseurs dans le lac Casitas, Calif, et le bon fonctionnement de l'installation d'aération dans le lac de Hallwil.

### Le nitrogène total

La figure 46 représente, l'évolution journalière de la concentration de nitrogène total dissous dans l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération par déstratification.



**Figure 46 :** Profils verticaux de la concentration du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

Les valeurs expérimentales sont approximées par des courbes de tendances, qui donnent les profils verticaux. Ces profils montrent l'homogénéisation de l'azote total dissous dans l'intervalle de  $1,23$  à  $1,45\text{g/m}^3$  sur toute la colonne d'eau, durant l'aération par déstratification. Alors que avant l'aération par déstratification, le nitrogène total dissous augmente dans les couches profondes du lac (l'hypolimnion).

Les profils de l'azote total dissous durant la déstratification du lac de Hallwil, ne sont pas comparables aux profils de l'azote total des travaux de (Fast AW, 1978), lors de la déstratification du lac Casitas, Calif. Car l'azote total dissous durant la déstratification du lac de Hallwil, est homogène et présente des profils verticaux. Alors que l'azote total dissous, durant la déstratification du lac Casitas, Calif augmente le long de sa profondeur. D'où le bon fonctionnement des diffuseurs d'air dans le lac de Hallwil, et le fonctionnement alterné de ces diffuseurs dans le lac Casitas, Calif.

### Principaux résultats

Le fonctionnement de l'installation de la déstratification a permis d'obtenir les résultats suivants :

Les profils verticaux de la (température, conductivité, pH, oxygène dissous, l'azote total et le phosphore total), expliquent l'homogénéisation de ces paramètres durant l'aération par déstratification du lac. Ce qui produit la diminution du degré d'eutrophisation de l'eau. D'où le bon fonctionnement de l'installation d'aération par déstratification.



#### **IV.8. Evolution des paramètres physiques et chimiques en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique**

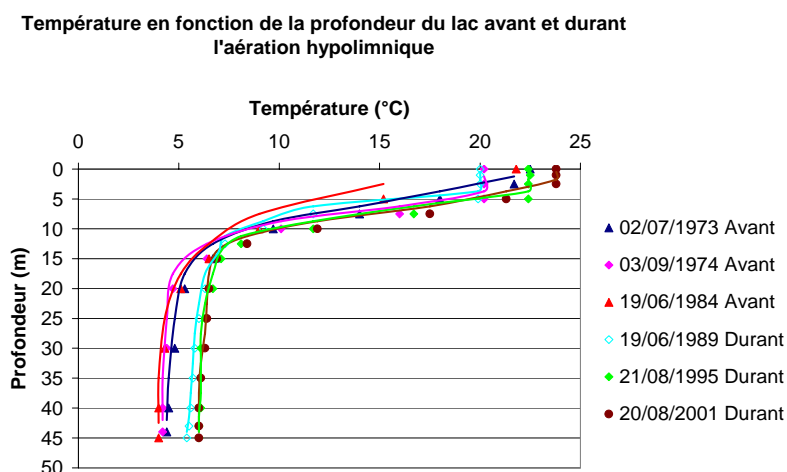
D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation suivante : l'installation de l'aération hypolimnique du lac de Hallwil a été en fonctionnement alterné durant la période 10 Mai au 24 Novembre 86. Elle a été opérationnelle dès le 14 Mai 87, elle est en arrêt depuis 23 Octobre 01.

##### **a. Evolution des paramètres physiques en fonction de la profondeur du lac**

Les paramètres physiques de l'eau du lac de Hallwil sont : La température en degrés Celsius, la conductivité en micro Siemens.

##### **La température**

La figure 47 représente, l'évolution journalière des températures de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnique.



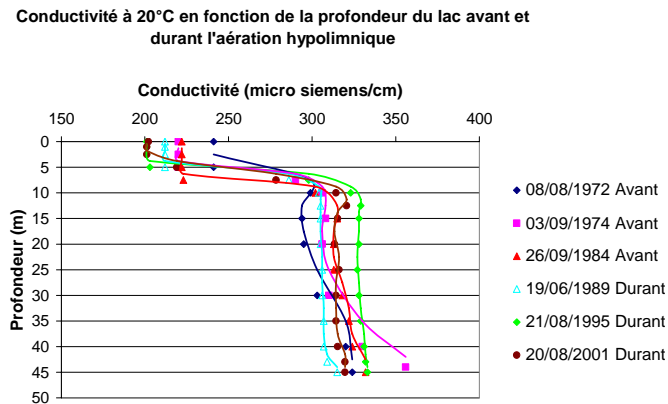
**Figure 47 :** Profils de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.

Les valeurs expérimentales sont approximées par des courbes de tendance, qui donnent les profils de l'évolution de la température en fonction de la profondeur. Cette température est comprise entre 4 et 4,5°C au fond du lac avant l'aération hypolimnique. Alors que durant l'aération hypolimnique au fond du lac, elle est passée de 5 à 6°C. D'où l'augmentation légère de la température durant l'aération hypolimnique.

Les profils des températures avant et durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de (D.F.McGinnis, 2001) lors de la restauration du lac Spring Hollow, voir figure 26 du chapitre III ; profils des travaux de (Alfred Wüest, 1992) lors de l'aération du lac de Baldegg, voir figure 20 du chapitre III ; profils des travaux de (Fast AW., 1978) lors de l'aération du lac Waccabuc, N.Y., voir figure 17 du chapitre III. Car les températures augmentent durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil ainsi que dans les lacs étudiés par les auteurs. Donc l'aération hypolimnique produit une légère augmentation de la température de l'eau.

### La conductivité à 20°C

La figure 48 représente, l'évolution journalière de la conductivité de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnique.



**Figure 48 :** Profils de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.

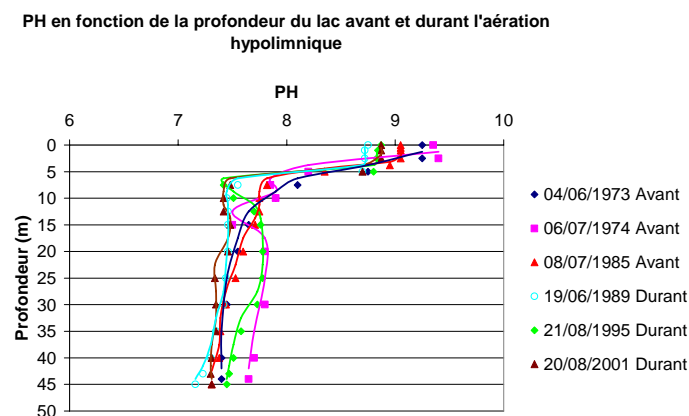
Les points expérimentaux sont approximés par des courbes de tendances, qui donnent les profils de la conductivité en fonction de la profondeur du lac. Cette conductivité de l'eau en surface et au fond du lac avant le brassage hypolimnique, est inférieure à la conductivité de l'eau au fond et en surface durant l'aération hypolimnique. Ce qui montre que l'aération hypolimnique produit diminution des nutriments dans l'hypolimnion, d'où la diminution de la conductivité de l'eau. Donc la diminution de l'eutrophisation du lac.

### **b. Evolution des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du lac**

Les paramètres chimiques de l'eau du lac de Hallwil sont: Le pH, l'oxygène dissous, le phosphore total, l'azote total.

#### Le pH

La figure 49 représente, l'évolution journalière du pH de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnique.

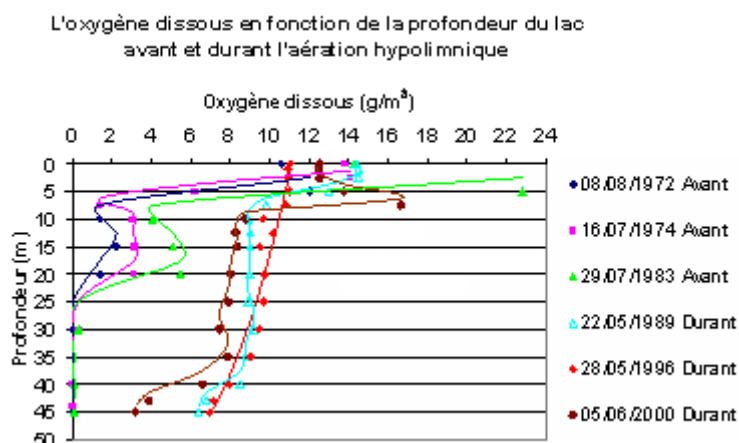


**Figure 49 :** Profils du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.

Les courbes de tendances donnent l'approximation des valeurs expérimentales du pH en fonction de la profondeur. Le pH de l'eau au fond du lac avant l'aération hypolimnique est compris entre 7.30 et 7.65, donc l'eau est une base faible. Alors que durant l'aération hypolimnique le pH varie entre 6.16 et 7.45, cela explique que l'eau du lac passe de l'état d'acide faible à une base faible. Cette variation du pH facilite les procédés de traitement et d'exploitation de l'eau brute du lac, et favorise la reproduction de la vie piscicole.

### L'oxygène dissous

La figure 50 représente, l'évolution journalière de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnique.



**Figure 50 :** Profils de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.

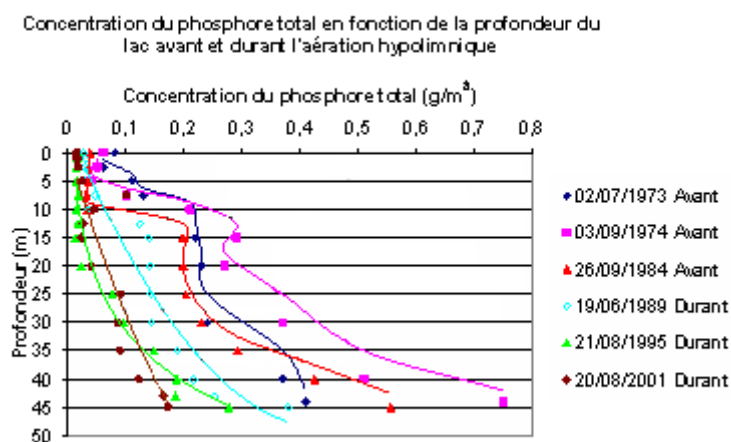
La teneur en oxygène dissous dans l'hypolimnion est maintenue à des concentrations supérieures à  $3\text{g/m}^3$  pendant toute la période estivale, sans casser la stratification thermique existante. L'action de l'oxygénation est perceptible dans un rayon de 150m autour de l'appareil du système d'aération. La concentration en oxygène dissous est maintenue au dessus du seuil nécessaire qui est de  $4\text{mg/l}$ . Les valeurs expérimentales sont approximés par des courbes de tendances, qui régissent l'évolution de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur.

Les profils de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil, sont comparables aux : profils des travaux de (Fast AW., 1978) lors de l'aération du lac Waccabuc, N. Y., voir figure 16 et figure 17 du chapitre III ; profils des travaux de (Alfred Wüest, 1992) lors de la restauration du lac et de Baldegg, voir figure 21 du chapitre III ; profils des travaux de (Mark, 1997) lors de l'aération du réservoir de Blue Ridge, voir figure 22 du chapitre III ; profils des travaux de (D.F.McGinnis, 2001) lors de la restauration du réservoir de Spring Hollow, voir figure 25 du chapitre III. Car la concentration de l'oxygène dissous augmente durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil, ainsi que dans les lacs étudiés par les auteurs cités ci-dessus. Donc l'aération de l'hypolimnion induit une augmentation de l'oxygène dissous, entraîne la diminution de l'eutrophisation de l'eau. D'où

le bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique du lac de Hallwil ; ainsi que le bon fonctionnement des diffuseurs dans les lacs étudiés par les auteurs.

### La concentration du phosphore total

La figure 51 représente, l'évolution journalière de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnique.



**Figure 51 :** Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.

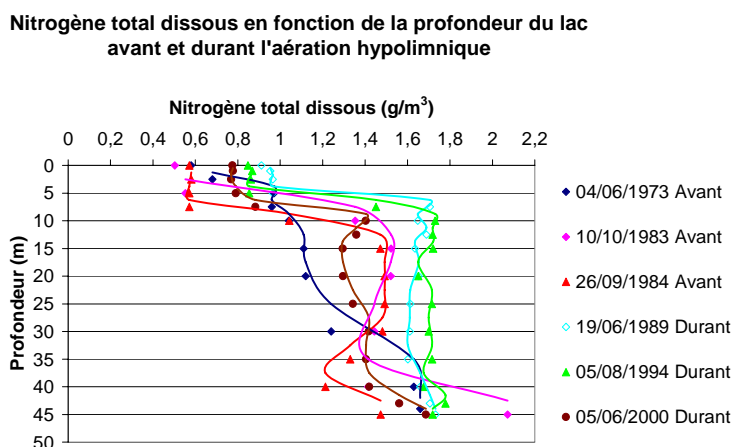
La concentration en phosphore total avant l'aération hypolimnique est passée de  $0.41$  à  $0.75\text{g/m}^3$ . Alors que cette concentration n'a pas dépassé  $0.37\text{g/m}^3$  pendant l'aération hypolimnique. Le seuil nécessaire du phosphore total est de  $4\text{mg/m}^3$  pour un lac aéré. Les courbes de tendances donnent les profils de l'évolution de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur.

Les profils montrent la diminution de la concentration en phosphore total durant l'aération hypolimnique, entraînant la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

Les profils du phosphore total obtenus durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil, ne sont pas comparables aux profils des phosphates obtenus par les travaux de (Lorenz Moosmann, 2002) lors de l'aération hypolimnique du lac de Hallwil. Car la concentration du phosphore total diminue durant l'aération hypolimnique du lac. Alors que la charge des phosphates en O2 augmente le long de la profondeur hypolimnique. D'où le fonctionnement non permanent de l'installation de l'aération hypolimnique en O2.

### Le nitrogène total dissous

La figure 52 représente, l'évolution journalière de la concentration du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnique.



**Figure 52 :** Profils de la concentration du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.

Les points expérimentaux sont approximés par des courbes de tendances, qui donnent les profils de l'évolution de l'azote total en fonction de la profondeur du lac. La teneur en nitrogène total dissous au fond du lac avant le brassage hypolimnique, est maintenue à des concentrations comprises entre 1.47 et 1.66g/m<sup>3</sup>. Alors que durant l'aération hypolimnique la concentration de l'azote total varie entre 1.68 et 1.71g/m<sup>3</sup>. Donc l'injection de l'air dans l'hypolimnion cause une légère augmentation du nitrogène total.

Les profils de l'azote total dissous avant et durant l'aération hypolimnique du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de (Fast, 1978) lors de l'aération hypolimnique du lac Waccabuc, N.Y., voir figure 17 du chapitre III. Car le nitrogène total dissous augmente le long de l'hypolimnion, durant l'aération hypolimnique des deux lacs.

### Principaux résultats

Le fonctionnement de l'installation de l'aération hypolimnique a permis d'obtenir les résultats suivants :

Le maintien de l'oxygène dissous au dessus du seuil nécessaire des lacs aérés, l'augmentation de l'azote total dissous est l'un des inconvénients de l'aération ou l'oxygénation hypolimnique. L'augmentation de la température, la diminution de la conductivité et de la concentration en phosphore total qui tend vers le seuil des lacs aérés, et le maintien du pH neutre durant l'aération hypolimnique. Ceux-ci indiquent le bon fonctionnement de l'installation d'aération, ce qui produit la diminution de l'eutrophisation de l'eau du lac, la reproduction des poissons et la préservation de la vie piscicole.

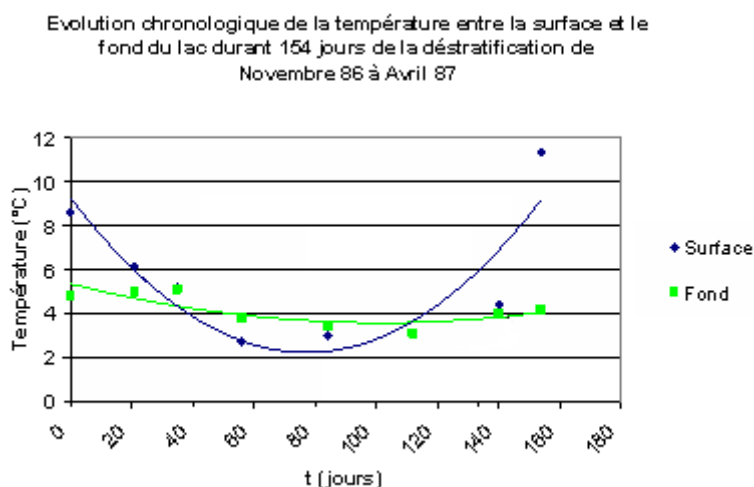
## **IV.9. L'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques entre la surface et le fond durant la déstratification**

### **IV.9.1. L'évolution chronologique des paramètres physiques entre la surface et le fond durant la déstratification**

Les paramètres physiques sont la température (°C) et la conductivité (micro siemens/cm). D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), nous avons obtenu l'interprétation des paramètres physiques suivants :

#### **La température**

La figure 53 représente, l'évolution chronologique de la température entre la surface et le fond du lac, durant 154 jours de l'aération par déstratification de Novembre 86 à Avril 87.



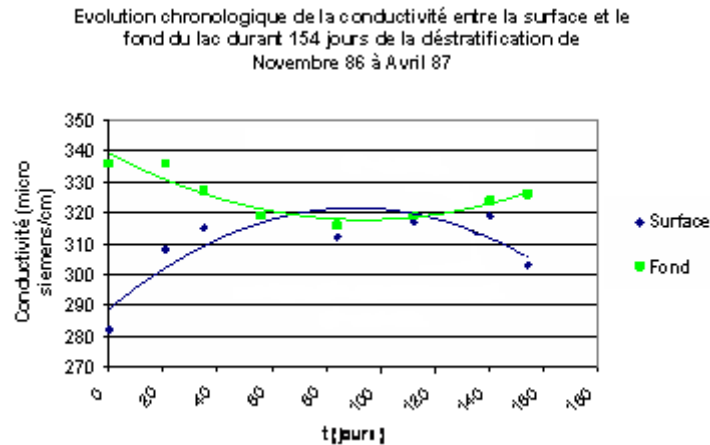
**Figure 53 :** Evolution chronologique de la température entre la surface et le fond du lac durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.

Sous l'effet du brassage, le système de déstratification maintient une homogénéisation de la température entre la surface et le fond. Les profils expérimentaux de l'évolution de la température entre la surface et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent l'évolution de la température durant 154 jours de la déstratification.

L'évolution de la température entre la surface et le fond, montre que la température en surface est plus importante qu'au fond.

#### **La conductivité**

La figure 54 représente, l'évolution chronologique de la conductivité entre la surface et le fond du lac, durant 154 jours de l'aération par déstratification de Novembre 86 à Avril 87.



**Figure 54 :** Evolution chronologique de la conductivité entre la surface et le fond du lac durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.

Les profils expérimentaux de l'évolution de la conductivité entre la surface et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent l'évolution de la conductivité de l'eau durant 154 jours de la déstratification artificielle.

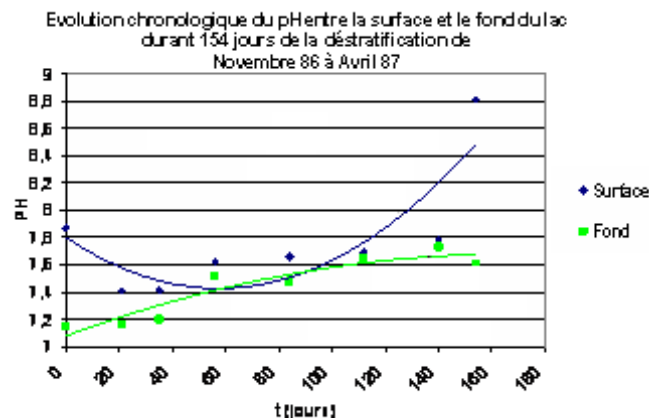
L'évolution de la conductivité au fond est plus rapide à celle de la surface du lac. Ceci est dû à la présence des sédiments au fond, ainsi que le fonctionnement alterné du système d'aération par déstratification.

#### **IV.9.2. L'évolution chronologique des paramètres chimiques entre la surface et le fond durant la déstratification**

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation des paramètres chimiques suivants :

##### **Le pH**

La figure 55 représente, l'évolution chronologique du pH entre la surface et le fond du lac, durant 154 jours de l'aération par déstratification de Novembre 86 à Avril 87.



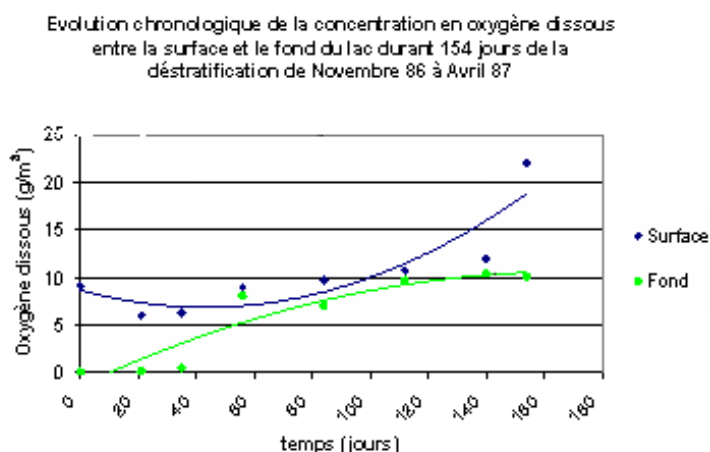
**Figure 55 :** Evolution chronologique du pH entre la surface et le fond du lac durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.

Les profils expérimentaux de l'évolution du pH entre la surface et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent l'évolution du pH en fonction du temps du brassage, durant 154 jours de la déstratification artificielle.

L'évolution du pH de l'eau est plus rapide en surface qu'au fond. Il est compris entre 7.15 et 7.73, donc il est presque homogène, le milieu est une base faible. Cette homogénéité est due au bon fonctionnement de l'installation de l'aération par déstratification. L'intervalle du pH facilite l'exploitation de l'eau brute, et favorise la reproduction des poissons.

### L'oxygène dissous

La figure 56 représente, l'évolution chronologique de la concentration en oxygène dissous entre la surface et le fond du lac, durant 154 jours de l'aération par déstratification du mois de Novembre 86 au mois d'Avril 87.



**Figure 56 :** Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre la surface et le fond du lac durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.

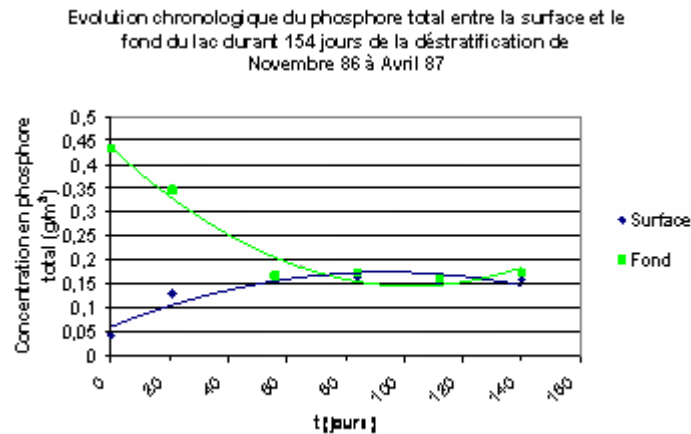
Les profils expérimentaux de l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous entre la surface et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent l'évolution de l'oxygène dissous durant 154 jours de la déstratification artificielle.

L'évolution de l'oxygène dissous est plus rapide en surface qu'au fond du lac. L'augmentation de l'oxygène dissous le long de la colonne d'eau, est le produit du bon fonctionnement de l'installation par déstratification. Ce qui favorise la diminution du taux de l'eutrophisation, et facilite les procédés de traitement de l'eau.

### Le phosphore total

La figure 57 représente, l'évolution de la concentration du phosphore total entre la surface et le fond, durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.





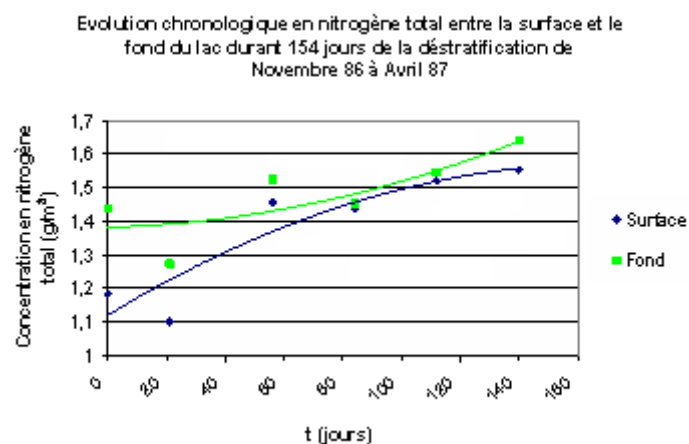
**Figure 57 :** Evolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.

Le phosphore total provient du bassin versant (charge externe) et du sédiment (charge interne). Le phosphore précipite aux couches profondes et ne peut plus être mobilisé par les algues. Les profils expérimentaux de l'évolution de la concentration du phosphore total entre la surface et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent l'évolution du phosphore total durant 154 jours de la déstratification artificielle.

L'évolution du phosphore total est plus rapide au fond qu'en surface du lac. Cette évolution est due au bon fonctionnement de l'installation de la déstratification. La diminution du phosphore total entraîne une diminution de l'eutrophisation de l'eau.

### Le nitrogène total

La figure 58 représente, l'évolution chronologique de la concentration de l'azote total entre la surface et le fond du lac, durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.



**Figure 58 :** Evolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface et le fond du lac durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.

Les profils expérimentaux de l'évolution de la concentration du nitrogène total entre la surface et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent l'évolution du nitrogène total durant 154 jours de la déstratification.

L'évolution du nitrogène total est légèrement rapide au fond qu'en surface du lac.

L'évolution de l'azote total est dû au bon fonctionnement de l'installation d'aération par déstratification, entraînant la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

### **Principaux résultats**

L'évolution des paramètres physiques et chimiques de l'eau, est plus importante au fond qu'en surface du lac. Les points expérimentaux sont approximés par des courbes de tendances. Cette évolution nous montre, la performance des aérateurs ou les compresseurs d'air utilisés dans l'installation de la déstratification. Ainsi que la qualité de l'appareillage utilisés lors de prélèvement de ces paramètres physiques et chimiques. L'augmentation de l'oxygène dissous, l'homogénéisation de l'azote total et la diminution du phosphore total entraînent la diminution de l'eutrophisation de l'eau. Ce qui facilite l'exploitation de l'eau.

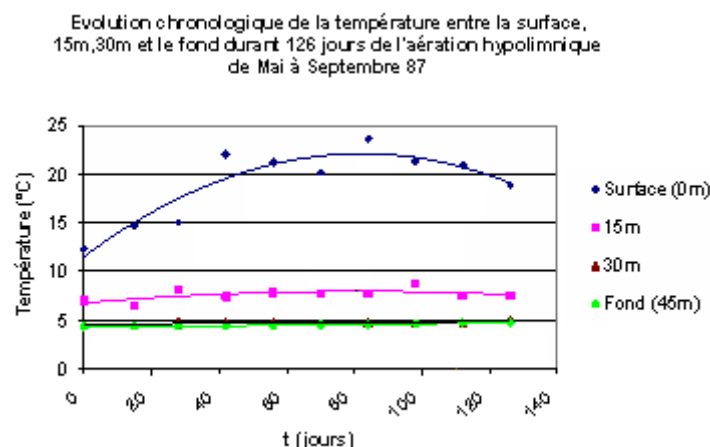
#### **IV.10. L'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques entre la surface, 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnique**

##### **IV.10.1. L'évolution chronologique des paramètres physiques entre la surface, 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnique**

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation des paramètres physiques suivants :

##### **La température**

La figure 59 représente, l'évolution chronologique de la température entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, durant 126 jours de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 87.



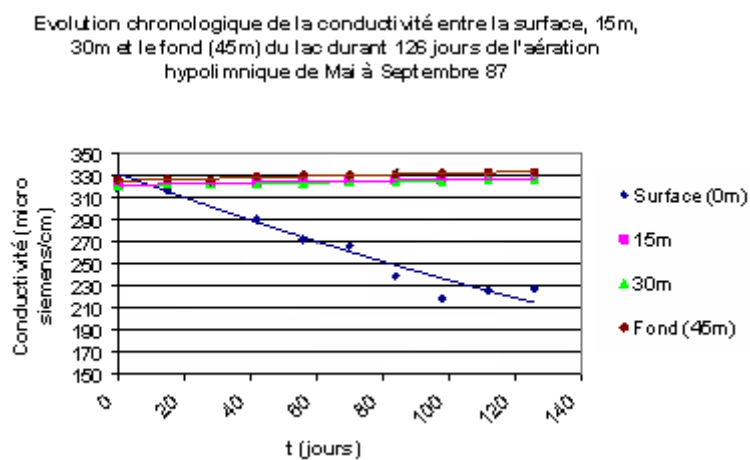
**Figure 59 :** Evolution chronologique de la température entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 126 jours de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 87.

Les profils expérimentaux de l'évolution de la température entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent l'évolution de cette température durant 126 jours de l'aération hypolimnique.

L'évolution de la température est plus importante en surface qu'au 15m, 30m au fond du lac. Donc l'effet du brassage hypolimnique produit l'homogénéité de la température, cette homogénéité est due au bon fonctionnement de l'installation hypolimnique, ce qui favorise la vie piscicole et la reproduction des poissons.

### La conductivité

La figure 60 représente, l'évolution chronologique de la conductivité entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, durant 126 jours de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 87.



**Figure 60 :** Evolution chronologique de la conductivité entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 126 jours de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 87.

Les profils expérimentaux de l'évolution de la conductivité entre la surface, 15m, 30m et le fond sont approximés par des courbes de tendances qui régissent cette évolution durant 126 jours de l'aération hypolimnique.

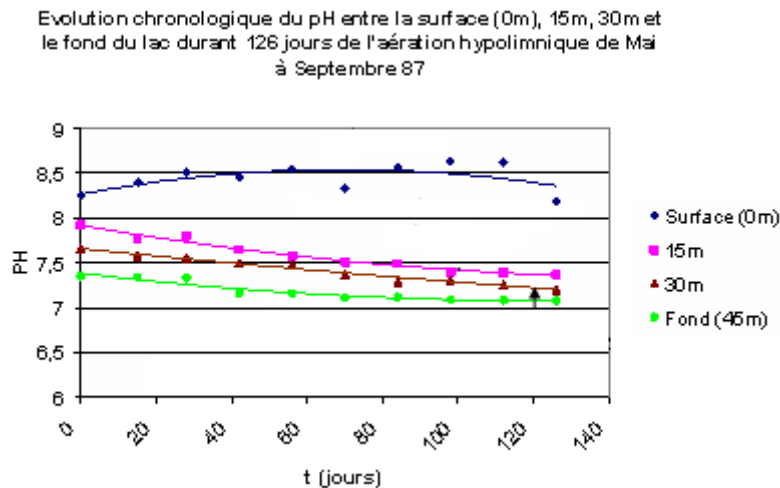
L'homogénéité de la conductivité dans les profondeurs 15m, 30m et le fond est confirmée par les profils horizontaux. Cette homogénéisation est due au bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique. Elle entraîne aussi la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

#### **IV.10.2. L'évolution chronologique des paramètres chimiques entre la surface, 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnique**

D'après la base de données collectée auprès du Département des Eaux de Surface-Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation des paramètres chimiques suivants :

#### **Le pH**

La figure 61 représente, l'évolution chronologique du pH entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, durant 126 jours de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 87.



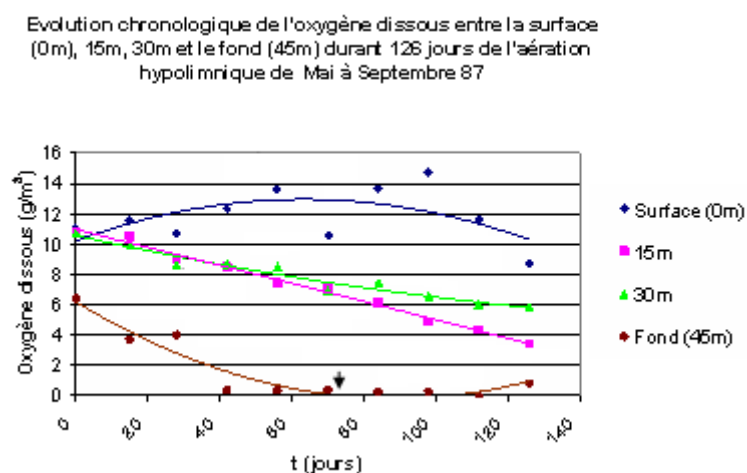
**Figure 61 :** Evolution chronologique du pH entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 126 jours de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 87.

Les profils expérimentaux de l'évolution du pH en surface, 15m, 30m et le fond sont approximés par des courbes de tendance qui régissent cette évolution durant 126 jours de l'aération hypolimnique. Les équations d'approximations sont :

L'évolution du pH en surface est plus importante qu'au 15m, 30m et au fond. Sous l'effet du brassage hypolimnique le pH est homogène, il est compris entre 7.08 et 7.66, donc l'eau est une base faible. Le bon fonctionnement de l'installation d'aération produit une homogénéité durant 126 jours de l'aération hypolimnique. Cette homogénéité du pH et la base faible de l'eau, favorisent la reproduction piscicole, et diminue le coût de traitement et d'exploitation de l'eau du lac.

### L'oxygène dissous

La figure 62 représente, l'évolution chronologique de la concentration de l'oxygène dissous entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, durant 126 jours de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 87.



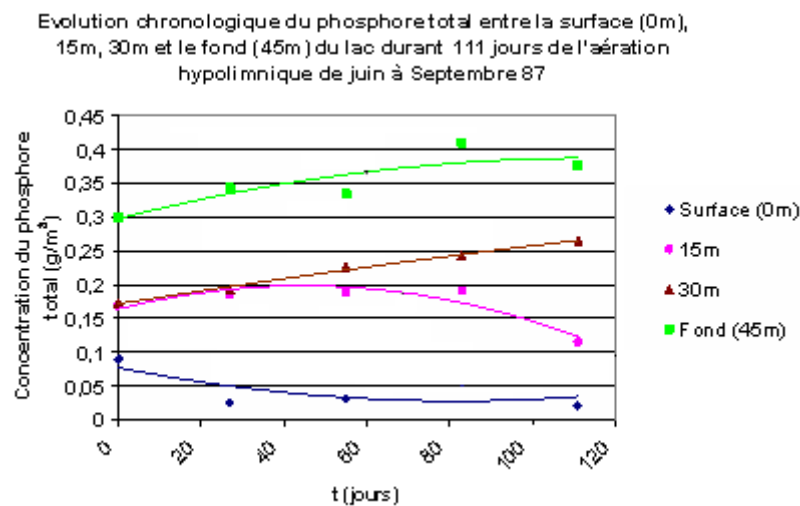
**Figure 62 :** Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 126 jours de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 87.

Les profils expérimentaux de l'évolution de l'oxygène dissous entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent cette évolution durant 126 jours de l'aération hypolimnique.

L'évolution de l'oxygène dissous en surface est plus important qu'au 15m, 30m et le fond. Cette évolution nous montre l'homogénéisation de l'oxygène dissous aux profondeurs 15 et 30m et une diminution de l'oxygène dissous au fond, d'où le fonctionnement non permanent de l'installation d'aération hypolimnique. L'homogénéité de l'oxygène dissous favorise la préservation et la reproduction piscicole, ainsi que la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

### Le phosphore total

La figure 63 représente, l'évolution chronologique de la concentration du phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, durant 111 jours de l'aération hypolimnique de Juin à Septembre 87.



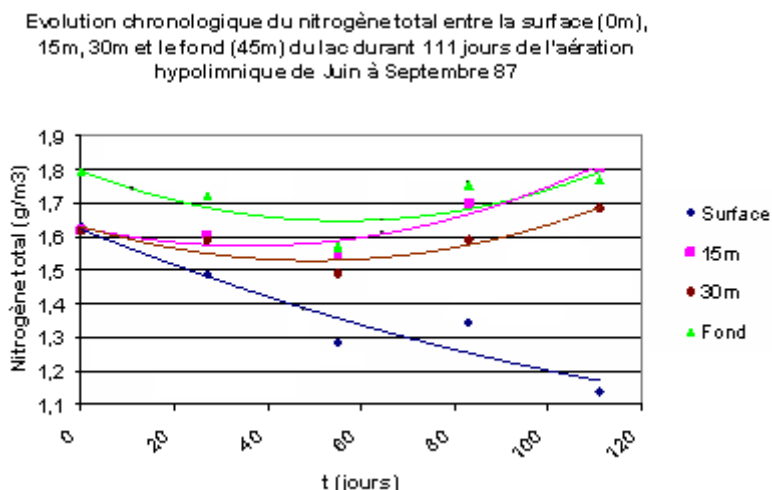
**Figure 63 :** Evolution chronologique du phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 111 jours de l'aération hypolimnique de Juin à Septembre 87.

Le phosphore total est homogène entre les profondeurs 15m, 30m et le fond, le maintien d'une concentration en phosphore total au fond du lac. Les profils expérimentaux de l'évolution du phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent cette évolution durant 111 jours de l'aération hypolimnique.

Le phosphore total en surface est plus important qu'au 15m, 30m et au fond. Donc la concentration du phosphore total est homogène, elle est comprise entre 0.298 et 0.410g/m<sup>3</sup> au niveau de l'hypolimnion. Cette évolution entraînant la diminution de l'eutrophisation. Ce qui facilite les procédés de traitement et l'exploitation de l'eau du lac.

### Le nitrogène total

La figure 64 représente, l'évolution chronologique de la concentration de nitrogène total dissout entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, durant 111 jours de l'aération hypolimnique de Juin à Septembre 87.



**Figure 64 :** Evolution chronologique du nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 111 jours de l'aération hypolimnique de Juin à Septembre 87.

Les profils expérimentaux de l'évolution de l'azote total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, sont approximés par les courbes de tendances, qui régissent cette évolution durant 111 jours de l'aération hypolimnique.

L'azote total au fond est plus important qu'en surface, 15m et 30m du lac. L'intervalle de variation de l'azote est compris entre 1.6 et 1.8g/m<sup>3</sup>, donc il est homogène. Ce qui explique le bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique. D'où la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

### Principaux résultats

Le fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique a permis d'obtenir les résultats suivants : Les profils expérimentaux des paramètres physiques et chimiques sont approximés par des courbes de tendances, qui montrent l'évolution chronologique de ces paramètres durant 111 jours de l'aération hypolimnique. Ceci nous indique une bonne homogénéisation de ces paramètres durant la période de l'aération hypolimnique. D'où le bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique sur toute la colonne d'eau du lac. L'augmentation de l'oxygène dissous, la neutralité et l'homogénéisation du pH, la diminution du phosphore total et l'homogénéité du nitrogène total, entraînent la diminution de l'eutrophisation. Donc la diminution du coût des procédés de traitement de l'eau brute, et la préservation de la vie piscicole du lac.

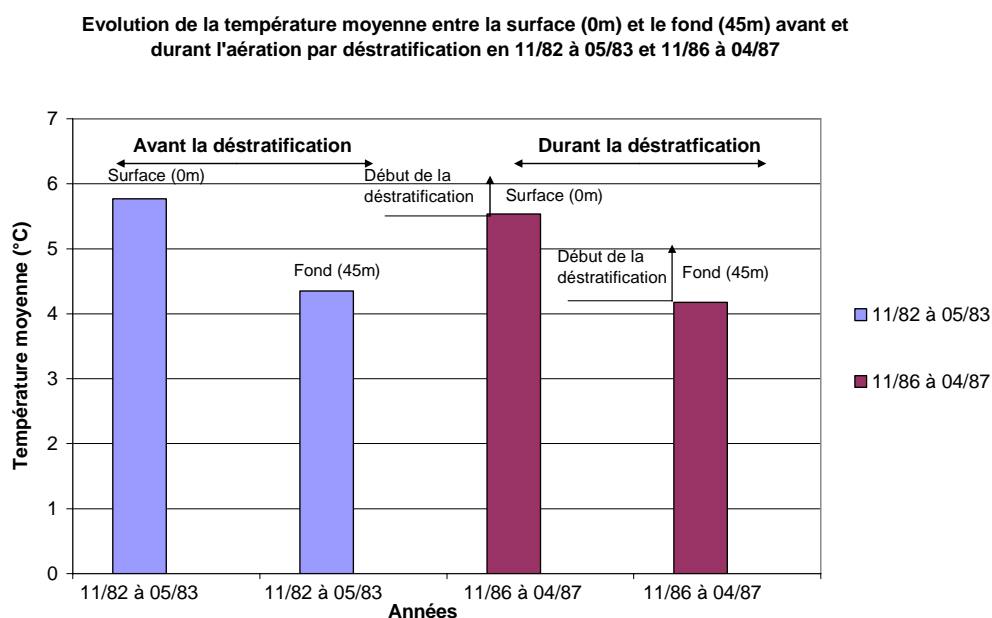
### **IV.11. L'évolution des paramètres physiques et chimiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification**

D'après la base de données collectée auprès du Département des Eaux de Surface-Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation des paramètres physiques et chimiques moyens suivants :

#### **IV.11.1. L'évolution des paramètres physiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification**

##### **La température moyenne**

La figure 65 représente, l'évolution de la température moyenne entre la surface et le fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification en Novembre 82 à Mai 83 et de Novembre 86 à Avril 87.

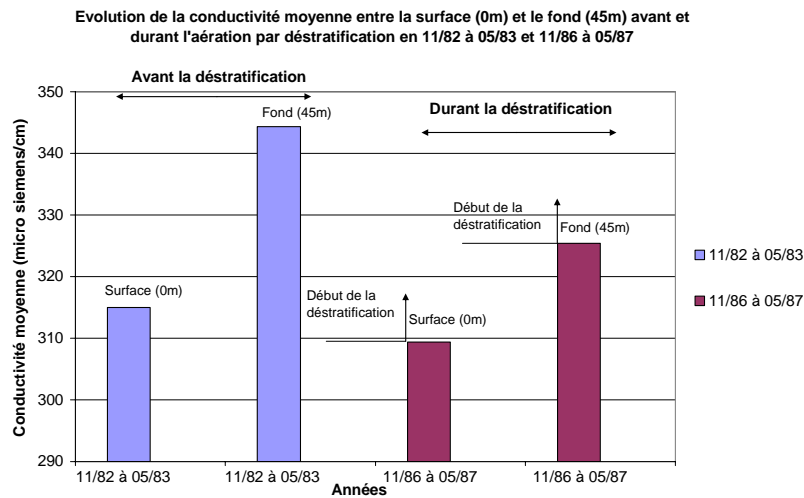


**Figure 65 :** Evolution de la température moyenne entre la surface et le fond avant et durant la déstratification du Novembre 82 à Mai 83 et de Novembre 86 à Avril 87.

Une diminution de la température moyenne avant la déstratification de la surface à la profondeur. Elle est comprise entre 5.9 et 4.35°C, ce qui traduit l'inhomogénéité de la température moyenne. Durant l'aération par déstratification, la température moyenne diminue légèrement de 5.5 à 4.1°C. D'où l'inhomogénéisation de la température moyenne entre la surface et le fond du lac, à cause du fonctionnement non permanent de l'installation de la déstratification, ce qui nuit à la vie piscicole.

##### **La conductivité moyenne**

La figure 66 représente, l'évolution de la conductivité moyenne entre la surface et le fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification en Novembre 82 au Mai 83 et du Novembre 86 au Mai 87.



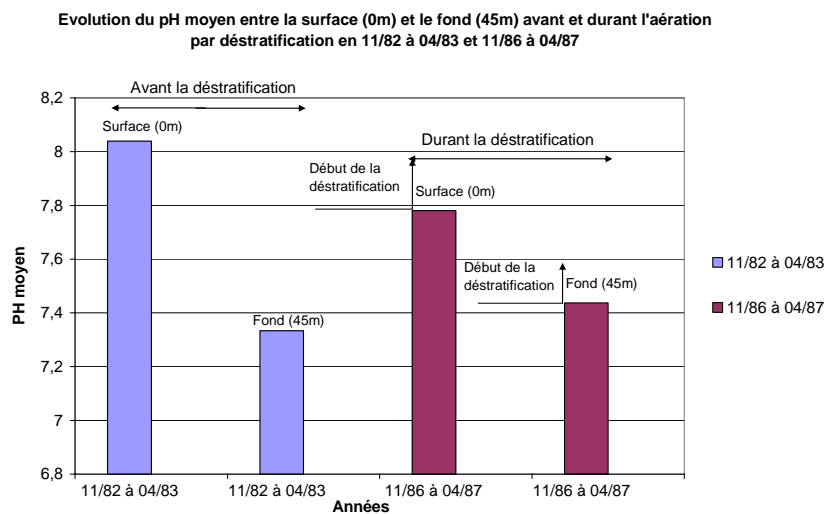
**Figure 66 :** Evolution de la conductivité moyenne entre la surface et le fond du lac avant et durant la destratification du Novembre 82 au Mai 83 et de Novembre 86 à Avril 87.

La conductivité moyenne entre la surface et le fond avant la destratification augmente de 315 à 344.33 micro siemens/cm. Durant la destratification la conductivité moyenne entre la surface et le fond du lac diminue, elle est comprise entre 309.3 et 325.3 micro siemens/cm. Donc l'aération par destratification produit une diminution de la conductivité moyenne sur toute la colonne de l'eau du lac. D'où la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

**IV.11.2. L'évolution des paramètres chimiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la destratification**

**Le pH moyen**

La figure 67 représente, l'évolution du pH moyen entre la surface et le fond du lac, avant et durant la période de l'aération par destratification du Novembre 82 au Avril 83 et du Novembre 86 au Avril 87.



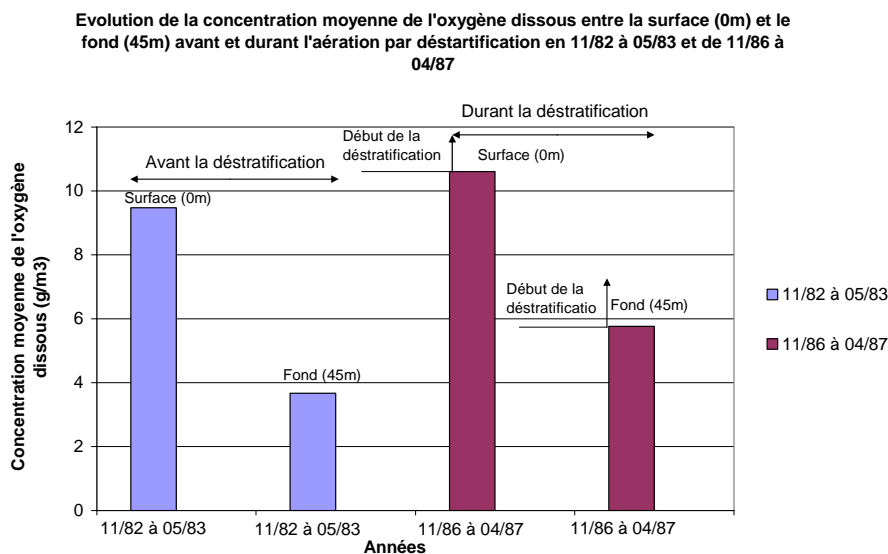
**Figure 67 :** Evolution du pH moyen entre la surface et le fond du lac avant et durant la destratification du Novembre 82 au Mai 83 et de Novembre 86 à Avril 87.



Le pH moyen entre la surface et le fond avant la déstratification, est maintenu entre 7.33 et 8.04. Donc le milieu eau est une base faible. Une diminution de l'écart du pH moyen durant la déstratification. Le pH moyen est compris entre 7.43 et 7.78, ce qui explique que le milieu est une base faible. Cela favorise la reproduction naturelle des poissons, et facilite ainsi les procédés de traitement et l'exploitation de l'eau brute du lac.

### La concentration moyenne de l'oxygène dissous

La figure 68 représente, l'évolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre la surface et le fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification en Novembre 82 au Avril 83 et du Novembre 86 au Avril 87.

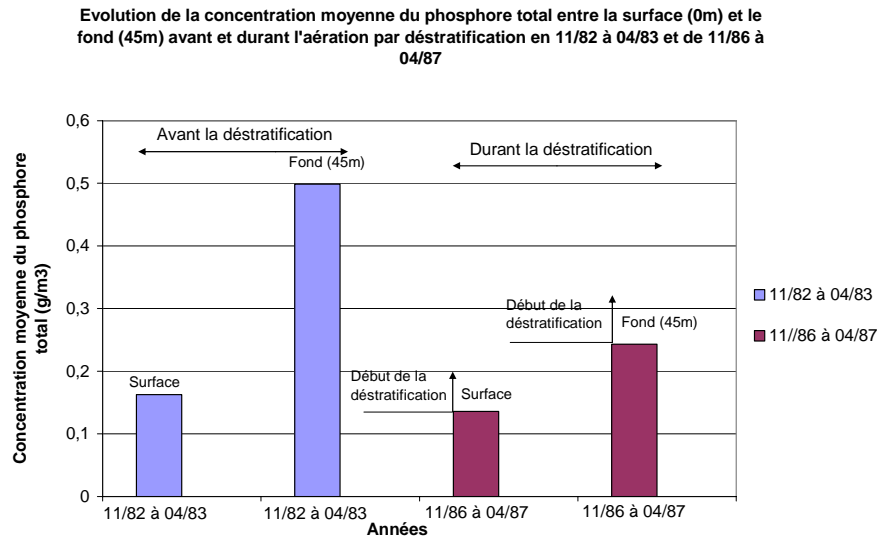


**Figure 68 :** Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre la surface et le fond avant et durant la déstratification de Novembre 82 à Mai 83 et de Novembre 86 à Avril 87.

La concentration moyenne de l'oxygène dissous entre la surface et le fond avant l'aération par déstratification diminue, elle est comprise entre  $9.47$  et  $3.67\text{g/m}^3$ . Durant la déstratification, la concentration moyenne de l'oxygène dissous augmente. Elle est maintenue entre  $10.6\text{ g/m}^3$  en surface et  $5.76\text{g/m}^3$  en profondeur. Donc l'aération par déstratification produit une augmentation de la concentration moyenne de l'oxygène dissous, ce qui favorise la diminution de l'eutrophisation et la préservation de la vie piscicole.

### La concentration moyenne du phosphore total

La figure 69 représente, l'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification en Novembre 82 au Avril 83 et du Novembre 86 au Avril 87.

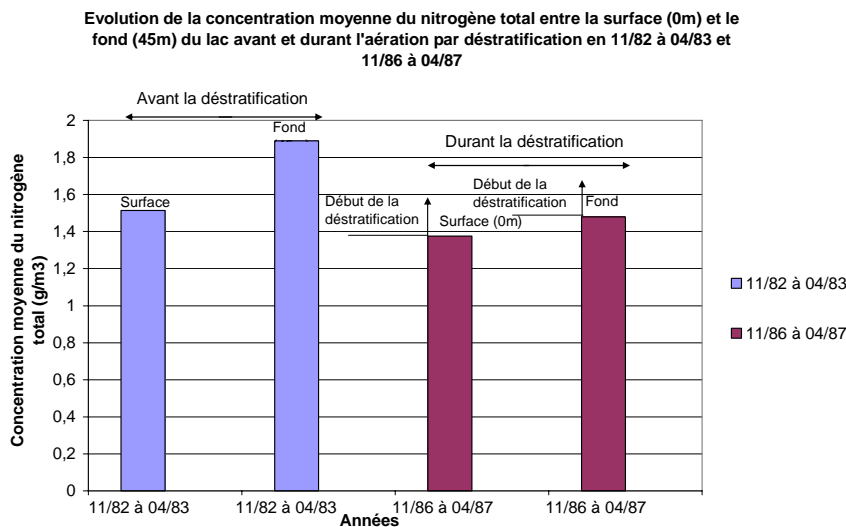


**Figure 69 :** Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond avant et durant la déstratification de 11/82 à Mai 83 et de 11/86 à Avril 87.

La concentration moyenne en phosphore total avant la déstratification, est maintenue à  $0.16\text{g/m}^3$  en surface et  $0.49\text{g/m}^3$  en profondeur. Pendant l'aération par déstratification, la concentration en phosphore total diminue, elle est comprise entre  $0.13\text{g/m}^3$  en surface et  $0.24\text{g/m}^3$  en profondeur. Donc la déstratification produit une diminution du phosphore total, d'où la diminution de l'eutrophisation, ce qui facilite l'exploitation de l'eau.

**La concentration moyenne du nitrogène total**

La figure 70 représente, l'évolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification en Novembre 82 au Avril 83 et du Novembre 86 au Avril 87.



**Figure 70 :** Evolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond avant et durant la déstratification de 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.

Le maintien d'une concentration moyenne en nitrogène total avant la déstratification, entre  $1.51\text{g/m}^3$  en surface et  $1.88\text{g/m}^3$  en profondeur. Durant la déstratification la concentration moyenne du nitrogène total diminue, elle est comprise entre  $1.37\text{g/m}^3$  en surface et  $1.47\text{g/m}^3$  en profondeur, cette concentration est presque homogène. Donc le brassage de l'eau produit une diminution et l'homogénéité de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond du lac. D'où la diminution de l'eutrophisation de l'eau du lac.

### Principaux résultats

La diminution de (la température moyenne, la conductivité moyenne, la concentration moyenne du phosphore total et la concentration moyenne de l'azote total) entre la surface et le fond du lac, durant la période de la déstratification, produit une diminution de l'eutrophisation de l'eau. Le brassage artificiel produit l'homogénéité de ces paramètres le long de la colonne d'eau. L'augmentation de la concentration moyenne de l'oxygène dissous favorise la vie piscicole. Une légère augmentation du pH moyen au fond du lac, favorise la reproduction des poissons, et facilite l'exploitation de l'eau. Ceci explique le brassage correct de la colonne d'eau. D'où le bon fonctionnement de l'installation de l'aération par déstratification.

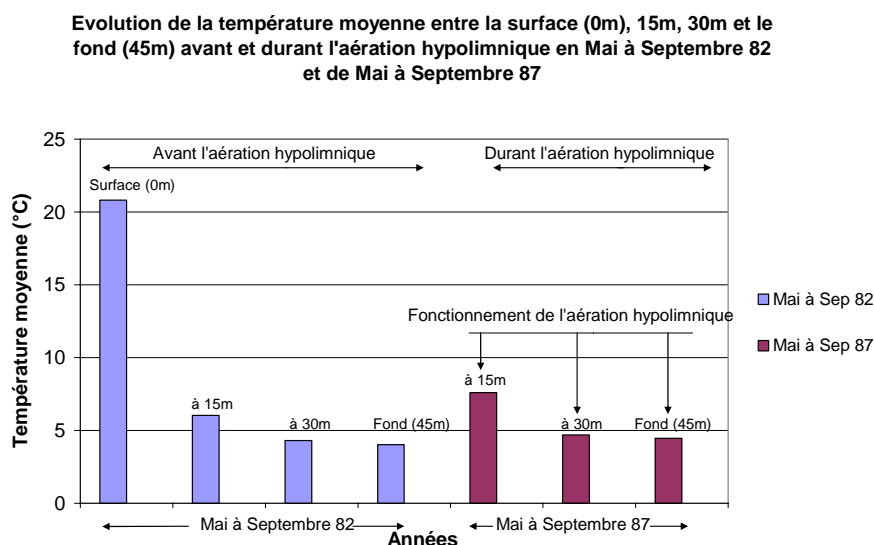
#### IV.12. L'évolution des paramètres physiques et chimiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation des paramètres physiques et chimiques moyens suivants :

##### IV.12.1. L'évolution des paramètres physiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique

###### La température moyenne

La figure 71 représente, l'évolution de la température moyenne entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

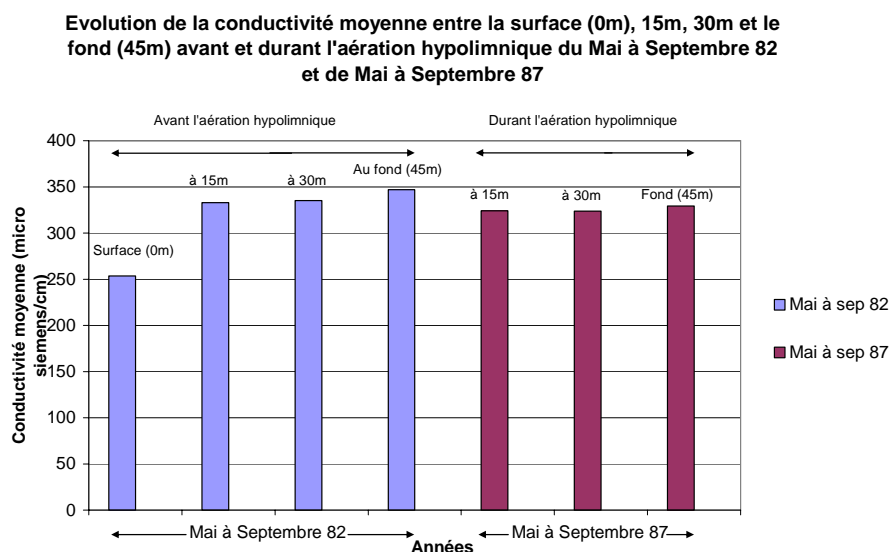


**Figure 71 :** Evolution de la température moyenne entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

Une diminution de la température moyenne estivale de 20.81°C en surface à 4°C au fond du lac avant l'aération hypolimnique. Une évolution de la température moyenne durant l'aération hypolimnique de 7.59°C en 15m, 4.7°C en 30m de profondeur à 4.47°C au fond du lac. L'inhomogénéité de la température moyenne hypolimnique entre 30m et le fond, favorise la vie piscicole, et diminue ainsi le taux de l'eutrophisation. Ceci est dû au bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique.

### La conductivité moyenne

La figure 72 représente, l'évolution de la conductivité moyenne entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnique du Mai au Septembre 82 et de Mai au Septembre 87.



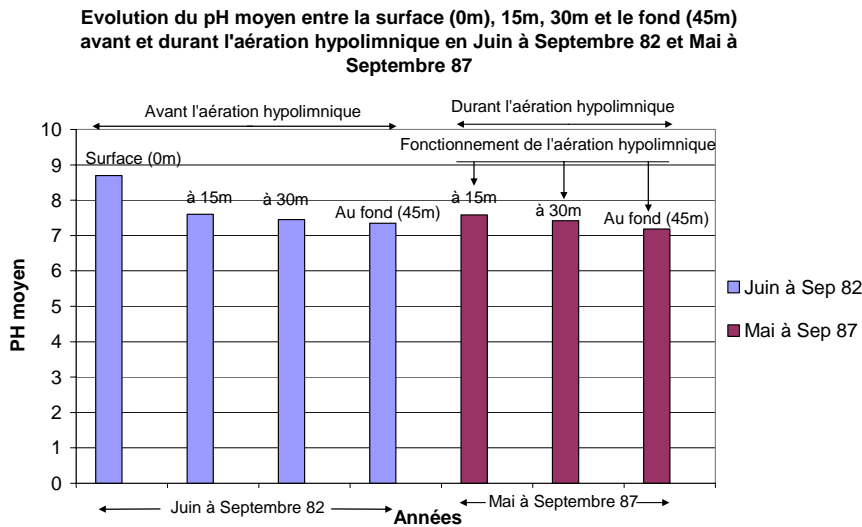
**Figure 72 :** Evolution de la conductivité moyenne entre la surface, 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

Une évolution de la conductivité moyenne avant l'aération hypolimnique, de 253.4 micro siemens/cm en surface à 347.1 micro siemens/cm en profondeur. L'homogénéisation de la conductivité moyenne durant l'aération hypolimnique, de 324.3 micro siemens/cm en 15m à 329.5micro siemens/cm en profondeur. Cette homogénéisation explique le bon brassage de l'hypolimnion, cela est dû au fonctionnement permanent de l'installation d'aération hypolimnique. D'où la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

#### **IV.12.2. L'évolution des paramètres chimiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique**

##### Le pH moyen

La figure 73 représente, l'évolution du pH moyen entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnique du Mai au Septembre 82 et de Mai au Septembre 87.

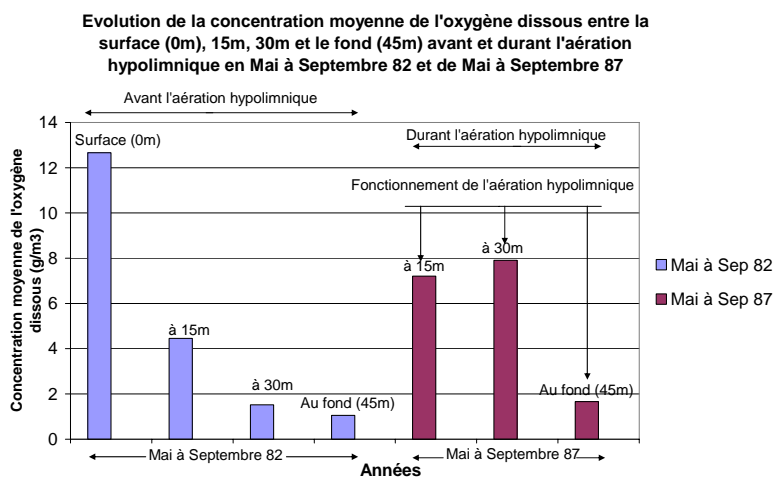


**Figure 73 :** Evolution du pH moyen entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l’aération hypolimnique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

L’évolution du pH moyen avant et durant l’aération hypolimnique, montre une diminution progressive du pH moyen de 8.6 en surface à 7.3 au fond. Le maintien du pH moyen durant l’aération hypolimnique entre 7.5 en 15m et 7.18 au fond, ceci explique l’homogénéisation du pH moyen. Donc l’intervalle du pH moyen indique la neutralité de l’eau. Ceci facilite les opérations du traitement et l’exploitation de l’eau. D’où le bon fonctionnement de l’installation d’aération hypolimnique.

**La concentration moyenne de l’oxygène dissous**

La figure 74 représente, l’évolution de la concentration moyenne de l’oxygène dissous entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac, avant et durant la période de l’aération hypolimnique du Mai au Septembre 82 et du Mai au Septembre 87.

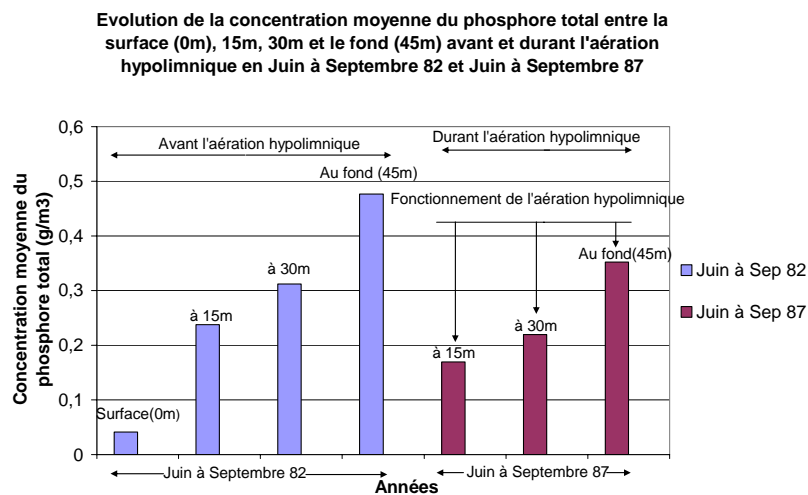


**Figure 74 :** Evolution de la concentration moyenne de l’oxygène dissous entre la surface, 15m, 30m et le fond avant et durant l’aération hypolimnique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

Une diminution de la concentration moyenne estivale de l'oxygène dissous avant l'aération hypolimnique, de  $12.6\text{g/m}^3$  en surface,  $1.51\text{g/m}^3$  en 30m, et  $1.05\text{g/m}^3$  au fond du lac. L'augmentation de la concentration moyenne de l'oxygène dissous durant l'aération hypolimnique, de  $7.2\text{g/m}^3$  en 15m,  $7.9\text{g/m}^3$  en 30m puis une diminution à  $1.6\text{g/m}^3$  au fond. Donc la concentration moyenne de l'oxygène dissous est homogène entre 15 et 30m, et inhomogène au fond du lac. Cette inhomogénéisation est due au fonctionnement alterné de l'installation d'aération hypolimnique. L'augmentation de l'oxygène dissous induit la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

### La concentration moyenne du phosphore total

La figure 75 représente, l'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnique du Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

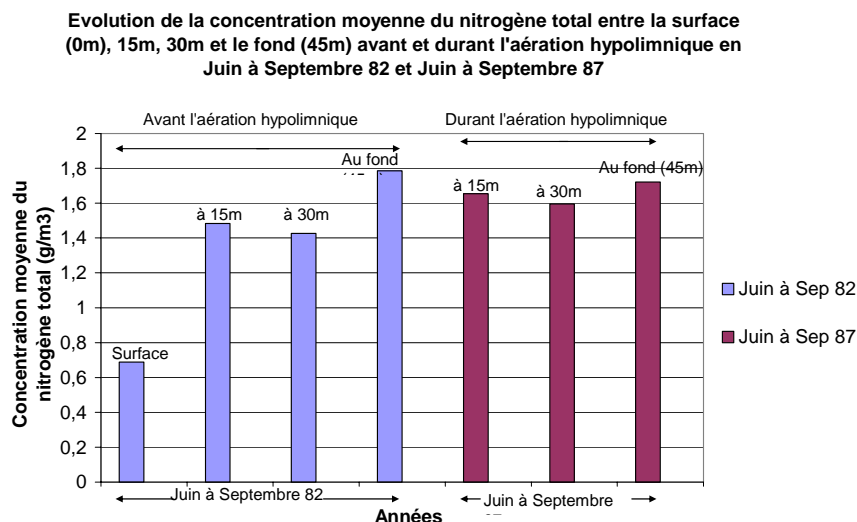


**Figure 75 :** Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

L'évolution de la concentration moyenne du phosphore total avant l'aération hypolimnique, montre une augmentation de  $0.04\text{g/m}^3$  en surface,  $0.31\text{g/m}^3$  en 30m et  $0.47\text{g/m}^3$  au fond du lac. Le maintien d'une concentration moyenne en phosphore total durant l'aération hypolimnique, de  $0.16\text{g/m}^3$  en 15m,  $0.21\text{g/m}^3$  en 15m et  $0.35\text{g/m}^3$  au fond du lac. Donc la concentration moyenne du phosphore total diminue durant l'aération hypolimnique, ce qui conduit à une diminution de l'eutrophisation de l'eau du lac. Donc la diminution du coût de traitement et d'exploitation de l'eau brute. D'où le bon fonctionnement de l'installation de l'aération hypolimnique

### La concentration moyenne du nitrogène total

La figure 76 représente, l'évolution de la concentration moyenne de nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnique du Mai au Septembre 82 et de Mai au Septembre 87.



**Figure 76 :** Evolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

L'évolution de la concentration moyenne du nitrogène total avant l'aération hypolimnique, entre  $0,6\text{g/m}^3$  en surface,  $1,48\text{g/m}^3$  en 15m,  $1,42\text{g/m}^3$  en 30m et  $1,7\text{g/m}^3$  au fond du lac. Donc la concentration moyenne de l'azote total est inhomogène avant l'aération hypolimnique. Le maintien des valeurs entre  $1,67\text{g/m}^3$  en 15m,  $1,57\text{g/m}^3$  en 30m et  $1,7\text{g/m}^3$  au fond du lac, explique l'homogénéité de la concentration moyenne du nitrogène total durant l'aération hypolimnique. Cette homogénéisation produit une diminution de l'eutrophisation de l'eau. Ceci est dû au bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique.

### **Principaux résultats**

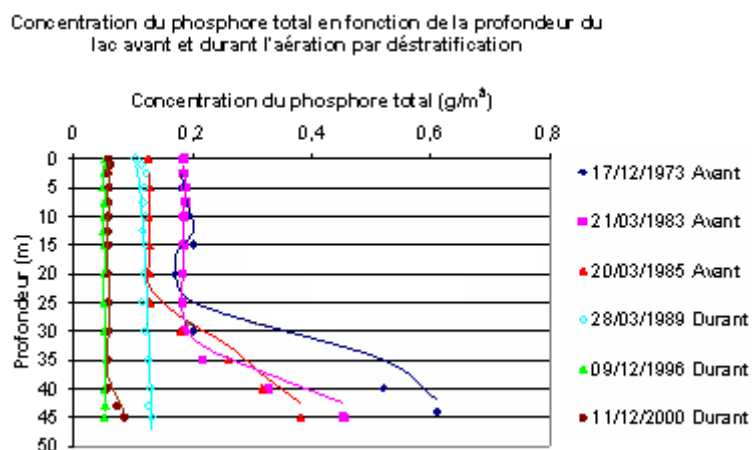
L'homogénéisation de la conductivité moyenne, le pH moyen et la concentration moyenne de l'azote total entre les profondeurs (15m, 30m et le fond), favorisent la reproduction de la vie piscicole, et facilite ainsi l'exploitation de l'eau brute. Une diminution légère de la concentration moyenne du phosphore total dans les profondeurs (15m, 30m et le fond), conduit à une diminution de l'eutrophisation de l'eau du lac. L'augmentation de la concentration moyenne en oxygène dissous et l'augmentation légère de la température moyenne, favorisent la vie piscicole. D'où le bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnique.

### **IV.13. Comparaison de l'évolution de la concentration du phosphore total dans les deux techniques d'aération**

D'après la base de données collectée auprès de (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation suivante :

#### **a. L'évolution de la concentration du phosphore total avant et durant l'aération par déstratification**

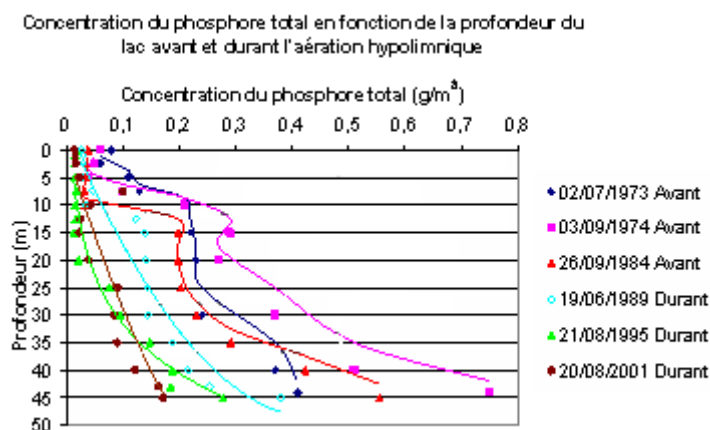
La figure 77 représente l'évolution journalière de la concentration du phosphore total avant et durant l'aération par déstratification.



**Figure 77 :** Profils verticaux de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

**b. L'évolution de la concentration du phosphore total avant et durant l'aération hypolimnique**

La figure 78 représente l'évolution journalière de la concentration du phosphore total avant et durant l'aération hypolimnique.



**Figure 78 :** Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.

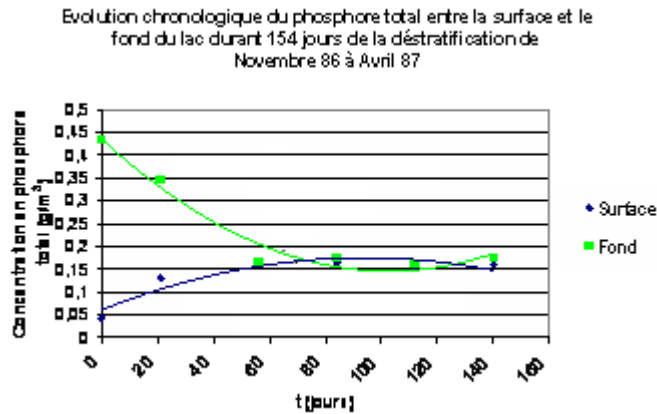
L'évolution du phosphore total avant et durant la déstratification et l'aération hypolimnique, nous a conduit à l'analyse suivante : La concentration du phosphore total augmente le long de la colonne d'eau, avant la déstratification et l'aération hypolimnique. Alors que durant la déstratification la concentration du phosphore total diminue, et homogène le long de la profondeur du lac, cette homogénéité est confirmée par des profils verticaux.

La concentration du phosphore total durant l'aération hypolimnique diminue le long de l'hypolimnion. Donc les deux techniques d'aération produisent une diminution de la concentration du phosphore total, entraînent la diminution de l'eutrophisation de l'eau. D'où le bon fonctionnement de l'aération par déstratification et hypolimnique.



**c. L'évolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification**

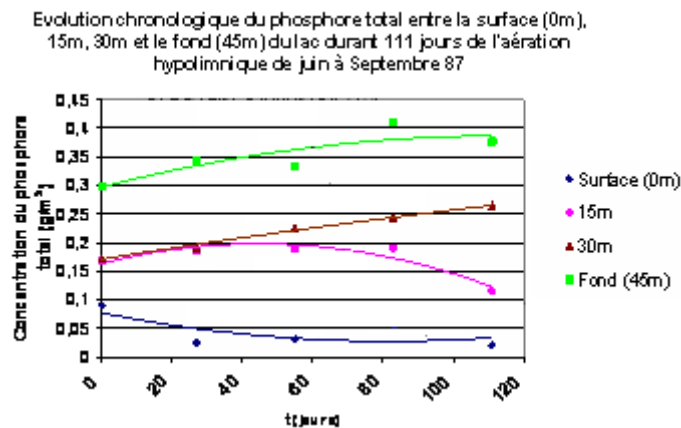
La figure 79 représente l'évolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface et le fond durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.



**Figure 79 :** Evolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface et le fond durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.

**d. L'évolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant l'aération hypolimnique**

La figure 80 représente l'évolution de la concentration en phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond durant 111 jours de la déstratification de Juin à Septembre 87.



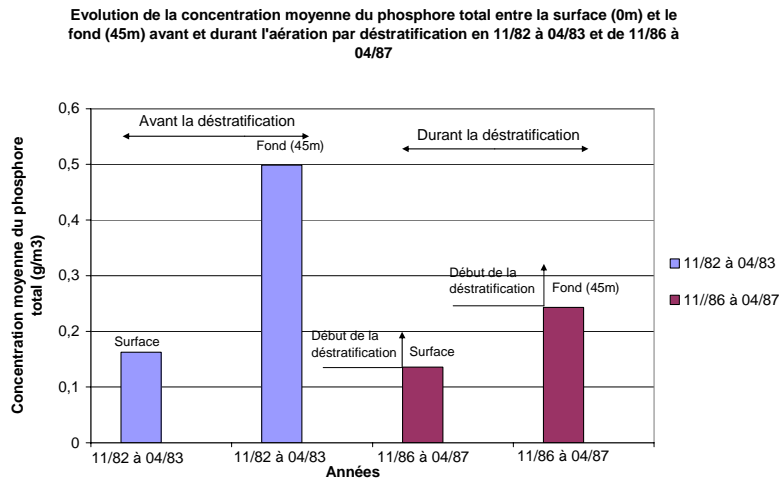
**Figure 80 :** Evolution chronologique du phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 111 jours de l'aération hypolimnique de Juin à Septembre 87.

L'évolution chronologique de la concentration en phosphore total durant la déstratification et l'aération hypolimnique, nous a conduit à l'analyse suivante : L'évolution du phosphore total entre la surface et le fond est régi par des équations de type paraboliques, durant la déstratification et l'aération hypolimnique. La diminution du phosphore total au fond, et l'augmentation légère en surface est le produit du brassage. Alors que durant l'aération hypolimnique, le phosphore total est homogène entre les profondeurs 15m, 30m et le fond. Donc la déstratification et l'aération hypolimnique, produisent une diminution et l'homogénéité du phosphore total. Ceux-ci entraînent la diminution de l'eutrophisation de

l'eau. D'où le bon fonctionnement de l'installation durant la déstratification et durant l'aération hypolimnique.

**e. L'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification**

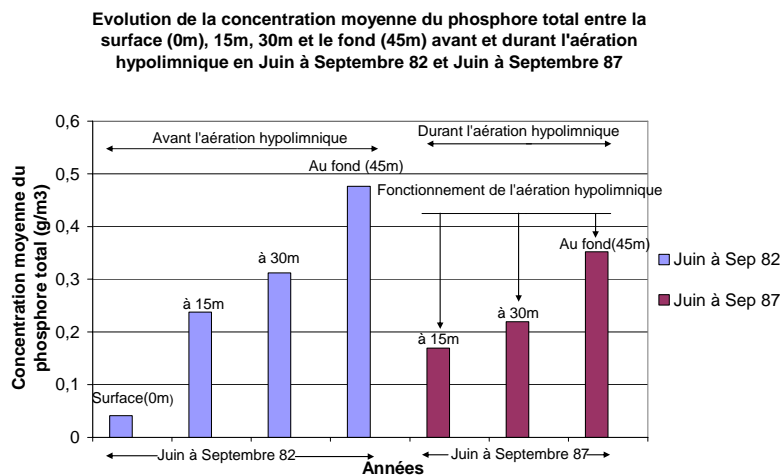
La figure 81 montre, l'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification du Novembre 82 à Avril 83 et de Novembre 86 à Avril 87.



**Figure 81 :** Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification de 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.

**f. L'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique**

La figure 82 montre l'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique en Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.



**Figure 82 :** Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface, 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique de Mai/Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

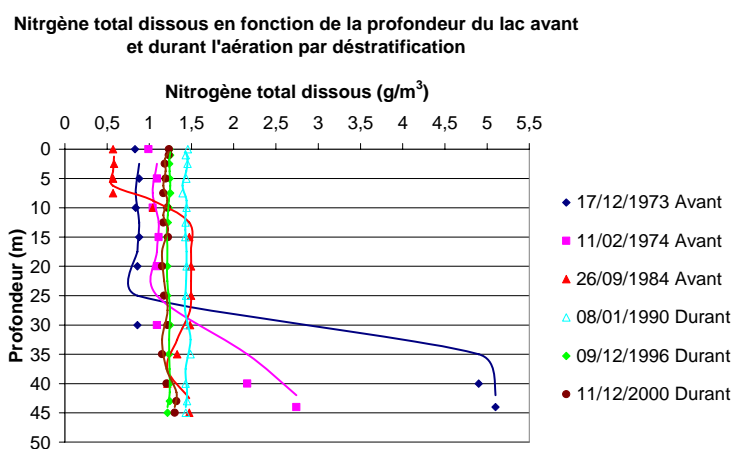
L'évolution de la concentration en phosphore total avant et durant la déstratification et l'aération hypolimnique, nous a conduit à l'analyse suivante : Une augmentation progressive de la concentration moyenne en phosphore total sur toute la profondeur avant la déstratification et l'aération hypolimnique. La diminution de la concentration moyenne en phosphore total entre la surface et le fond durant la déstratification, et aussi entre les profondeurs 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnique. Donc le fonctionnement de l'installation durant la déstratification et l'aération hypolimnique produit une diminution de la concentration moyenne du phosphore total le long de la colonne d'eau. D'où la diminution de l'eutrophisation de l'eau du lac. Ce qui induit la préservation de la qualité de l'eau.

#### **IV.14. Comparaison de l'évolution de la concentration du nitrogène total dans les deux techniques d'aération**

D'après la base de données collectée auprès du Département des Eaux de Surface-Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG), nous avons obtenus l'interprétation suivante :

##### **a. L'évolution de la concentration du nitrogène total avant et durant l'aération par déstratification**

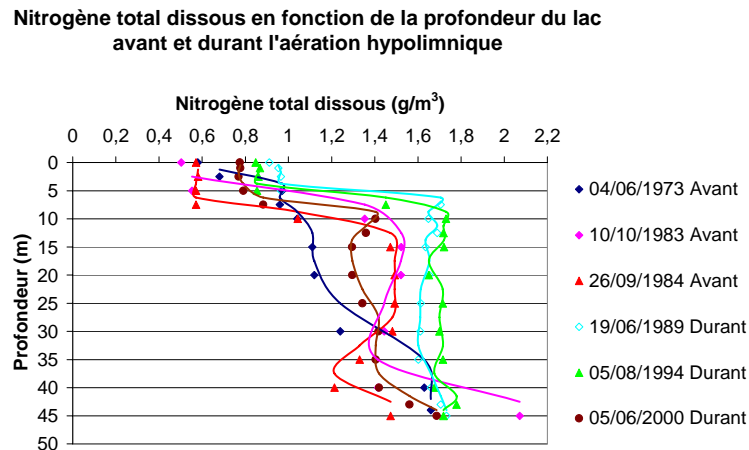
La figure 83 représente, l'évolution journalière de la concentration de nitrogène total dissous en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération par déstratification.



**Figure 83** : Profils verticaux de la concentration du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

##### **b. L'évolution de la concentration du nitrogène total avant et durant l'aération hypolimnique**

La figure 84 représente, l'évolution journalière de la concentration du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnique.

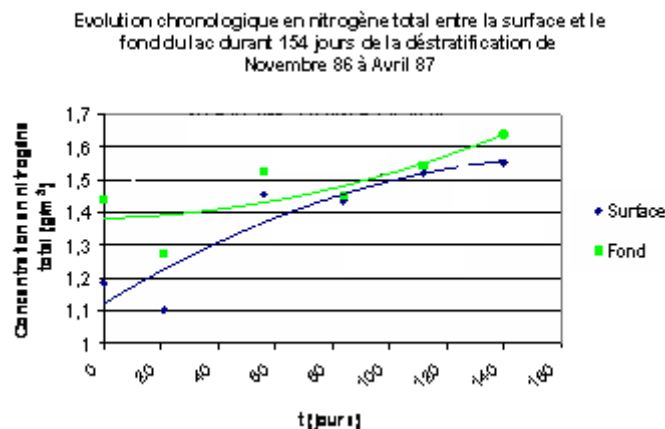


**Figure 84 :** Profils de la concentration du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique.

La comparaison des profils de l'évolution du nitrogène total avant et durant l'aération par déstratification et l'aération hypolimnique, nous conduit à l'analyse suivante : l'homogénéité de l'azote total durant la déstratification est confirmée par les profils verticaux. Alors que avant la déstratification, la concentration en nitrogène total augmente aux couches inférieures. La concentration en nitrogène total durant l'aération hypolimnique est supérieure à celle avant l'aération hypolimnique. Elle varie en fluctuation, cela est dû aux erreurs de prélèvement ainsi qu'au fonctionnement non permanent des compresseurs d'air. Donc l'injection de l'oxygène dans l'hypolimnion produit l'augmentation de l'azote total. Ce qui est nocif à la vie piscicole.

### c. L'évolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification

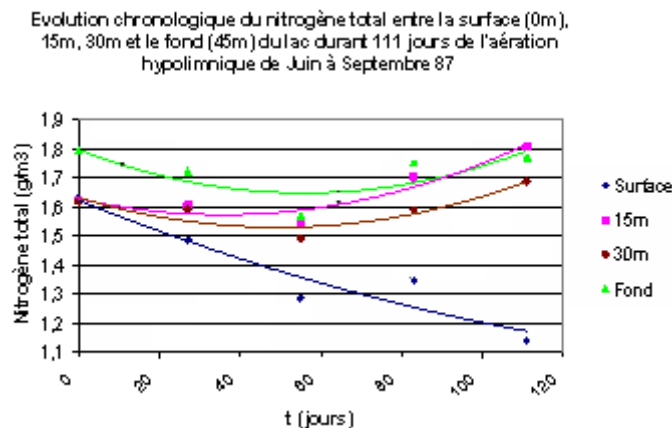
La figure 85 représente, l'évolution chronologique de la concentration de l'azote total entre la surface et le fond, durant 154 jours de l'aération par déstratification du Novembre 86 au Avril 87.



**Figure 85 :** Evolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface et le fond du lac durant 154 jours de la déstratification de Novembre 86 à Avril 87.

**d. L'évolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant l'aération hypolimnique**

La figure 86 représente, l'évolution chronologique de la concentration de nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac, durant 111 jours de l'aération hypolimnique de Juin à Septembre 87.

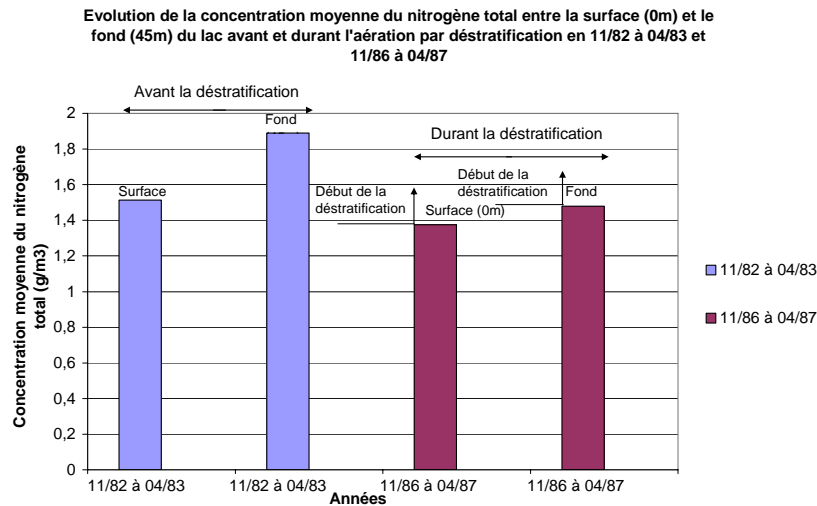


**Figure 86 :** Evolution chronologique du nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond durant 111 jours de l'aération hypolimnique de Juin à Septembre 87.

La comparaison des profils de l'évolution chronologique du nitrogène total durant l'aération par déstratification ainsi que l'aération hypolimnique, nous a conduit à l'analyse suivante : la concentration de l'azote total est homogène entre la surface et le fond durant la déstratification. Elle est homogène aussi durant l'aération hypolimnique, le long des profondeurs 15m, 30m et le fond. Donc la déstratification et l'aération de l'hypolimnion produisent l'homogénéité de l'azote total le long de la colonne de l'eau du lac. Ceci est dû au bon fonctionnement de l'installation d'aération par déstratification et hypolimnique. Ce qui facilite les procédés de traitement de l'eau brute, et préserve la vie piscicole.

**e. L'évolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification**

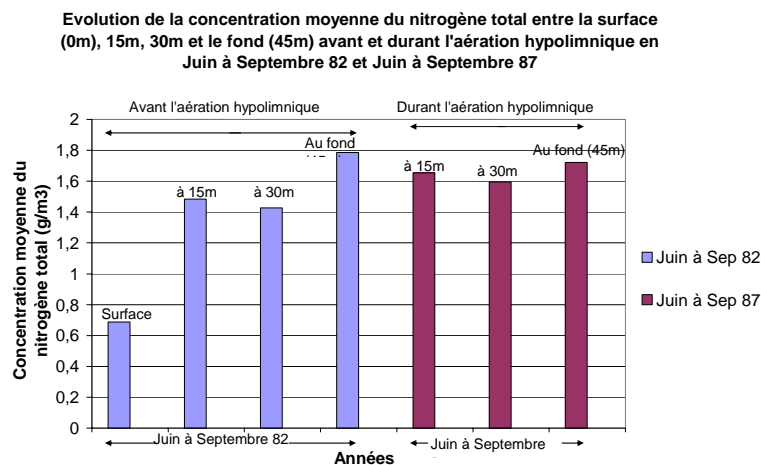
La figure 87 représente, l'évolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification en Novembre 82 à Avril 83 et de Novembre 86 à Avril 87.



**Figure 87 :** Evolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification de 11/82 à 04/83 et de 11/86 à 04/87.

***f. L'évolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnique***

La figure 88 représente, l'évolution de la concentration moyenne en nitrogène total entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnique du Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.



**Figure 88 :** Evolution de la concentration moyenne du nitrogène total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

La comparaison des profils de l'évolution de la concentration moyenne du nitrogène total durant l'aération par déstratification ainsi que l'aération hypolimnique, nous a conduit à l'analyse suivante : la concentration moyenne du nitrogène total diminue entre la surface et le fond du lac durant la déstratification. Alors que durant l'aération hypolimnique, elle varie en fluctuation. Elle augmente entre les profondeurs 15m, 30m, et diminue au fond du lac.

La diminution de la concentration moyenne de l'azote total entre la surface et le fond, durant la déstratification, explique le bon fonctionnement de l'installation de l'aération. La

diminution de l'azote total entre les profondeurs 15m, 30m et l'augmentation au fond, durant l'aération hypolimnique, indique le fonctionnement non permanent de l'installation d'aération ou d'oxygénation hypolimnique.

### **Conclusion**

L'analyse des résultats des paramètres physiques et chimiques de l'eau du lac, montre que la colonne d'eau traitée est homogénéisée, cette homogénéisation est confirmée par les profils de température, la conductivité, le pH, l'oxygène dissous, le nitrogène total et le phosphore total, durant la déstratification et l'aération hypolimnique. L'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques, durant les périodes de la déstratification et de l'aération ou l'oxygénation hypolimnique, montre une amélioration de la qualité des eaux du lac, car la teneur en oxygène dissous est maintenue au dessus du seuil nécessaire à la survie piscicole, lorsque le brassage artificiel ou hypolimnique est opérationnel. De même la neutralité et la basicité faible du pH de l'eau, la diminution des teneurs en nitrogène total ainsi que du phosphore total favorise la survie des poissons, et facilite les procédés du traitement de l'eau brute. La comparaison du phosphore total et de l'azote total durant les deux techniques d'aération, nous indique l'homogénéité de ces paramètres le long de la colonne d'eau, cette homogénéité explique le bon fonctionnement de l'installation d'aération par déstratification ou hypolimnique. La comparaison des résultats du lac de Hallwil aux résultats des auteurs sur des lacs étudiés, montre la concordance ou non des profils. Cela est dû aux performances des compresseurs d'air utilisés, le fonctionnement permanent ou alterné de l'installation d'aération, ainsi que la qualité des appareils utilisés lors des tests effectués.

### **Conclusion générale**

Dans le cadre de ce mémoire, nous avons étudié le phénomène d'eutrophisation des lacs et réservoirs, ainsi que les différents moyens de lutte contre ce fléau. Nous avons étudié aussi les divers aspects liés au processus de l'aération mécanique des lacs touchés par le phénomène d'eutrophisation. A travers l'analyse et l'interprétation des données collectées auprès du Département des Eaux de Surface-Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'épuration et la Protection des Eaux (EAWAG), nous avons aboutis aux résultats suivants : l'évolution des paramètres physiques et chimiques (la température, la conductivité, l'oxygène dissous, le pH, le phosphore total et l'azote total) en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération par déstratification et l'aération hypolimnique, en fonction de la profondeur du lac. Cela nous montre l'influence de l'aération de la colonne d'eau ainsi que la réoxygénation des couches d'eau profondes, sur la diminution du taux de l'eutrophisation de l'eau du lac.

L'homogénéisation de la colonne d'eau est confirmée par les profils des températures, la conductivité mais aussi par ceux d'oxygène dissous, du pH, du phosphore total et de l'azote total. L'augmentation de l'oxygène dissous, la température et la conductivité ; la diminution du phosphore total et le pH nous a conduit à une diminution de l'eutrophisation de l'eau.

L'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques durant la déstratification, et l'aération hypolimnique, nous a conduit à une amélioration de la qualité des eaux du lac, car la teneur en oxygène dissous est maintenue au dessus du seuil nécessaire à la survie piscicole, lorsque le brassage de l'eau est opérationnel. De même l'abaissement du pH, et la diminution du phosphore total, favorisent la vie piscicole et la survie des poissons.

La diminution de la température moyenne, la conductivité moyenne, la concentration moyenne du phosphore total et de l'azote total entre la surface et le fond durant la déstratification, montre l'homogénéisation de ces paramètres le long de la colonne d'eau. Les valeurs expérimentales des paramètres physiques et chimiques sont approchées par des courbes de tendances. L'homogénéisation de ces paramètres nous montre la qualité et la performance des aérateurs et/ou les compresseurs d'air utilisés dans l'installation. L'évolution chronologique des paramètres physiques et chimiques de l'eau, durant l'aération par déstratification et l'oxygénation hypolimnique, montre la diminution ou l'augmentation de ces paramètres le long de la profondeur du lac. L'évolution des paramètres physiques et chimiques moyens durant la déstratification entre la surface et le fond, et durant l'aération hypolimnique entre les profondeurs (15m, 30m et 45m), nous montre une diminution de la température moyenne, la conductivité moyenne, les concentrations moyennes du phosphore total et de l'azote total, ce qui conduit à une diminution de l'eutrophisation de l'eau du lac. L'homogénéisation du pH moyen facilite



les procédés d'exploitation de l'eau ; l'augmentation de la concentration moyenne de l'oxygène dissous favorise la survie piscicole et améliore la qualité de l'eau du lac. La comparaison du phosphore total ainsi que le nitrogène total entre l'aération par déstratification et l'aération hypolimnique, montre que la concentration du phosphore total diminue durant les deux techniques d'aération, ce qui induit la diminution de l'eutrophisation de l'eau. L'homogénéité et l'augmentation légère de l'azote total pendant les deux techniques d'aération nuisent à la vie piscicole et dégrade la qualité de l'eau.

Les difficultés trouvées durant ce travail sont : le manque, la discontinuité ainsi que la dispersion des données journalières et annuelles de quelques paramètres physiques et chimiques, tel que la turbidité, la conductivité, la concentration du phosphore total, la concentration du nitrogène total et le pH, Ceux-ci est du au manque d'appareillage, et les outils de mesure, ainsi que l'état de fonctionnement de l'installation d'aération par déstratification ou hypolimnique.

L'étude comparative entre les résultats recueillis auprès de (EAWAG) et les résultats des auteurs dans les différents lacs et réservoirs étudiés, nous a abouti à une bonne analyse des résultats. Ceci nous a conduit à une amélioration de la qualité de l'eau et la diminution du taux de l'eutrophisation de l'eau du lac de Hallwil.

#### **Recommandations et Perspectives**

Afin de réduire le phénomène de l'eutrophisation et d'éviter les dommages qui résultent à la qualité de l'eau, un certain nombre de recommandations peut être émis, parmi lesquelles nous pouvons citer :

La déphosphatation des effluents, l'aménagement du bassin versant environnant du lac. Limiter la dégradation de l'environnement, comme la déforestation.

Limiter l'utilisation des engrais dans les terrains agricoles, et conseillant les agricultures.

Utiliser les près bassins de décantation et de filtration du phosphore.

Le maintien d'une teneur en oxygène supérieur à 4mg/l, par l'utilisation des techniques d'aération et/ou d'oxygénation. La biomanipulation (introduction des espèces de poissons consommatrices d'algues).

Le maintien d'une teneur en phosphore inférieure à 4mg/m<sup>3</sup>.

Enfin, le traitement et le processus de l'aération par déstratification et de l'aération hypolimnique est incomplet, il nécessite l'étude 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 Hallwil.

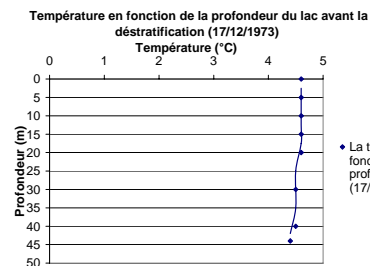
Réaliser une étude expérimentale en Algérie.

Effectuer une étude comparative des lacs d'Algérie avec des lacs du monde.

Effectuer une étude comparative entre lacs et Barrages.

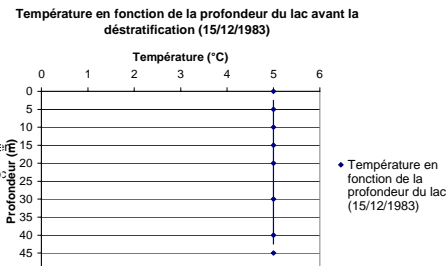
**Annexes**

**1. Graphes de la température et de la conductivité en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification**



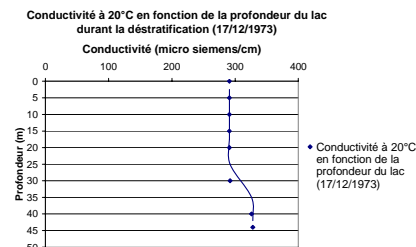
• La température en fonction de la profondeur du lac (17/12/1973)

Avant la déstratification (17.12.73)



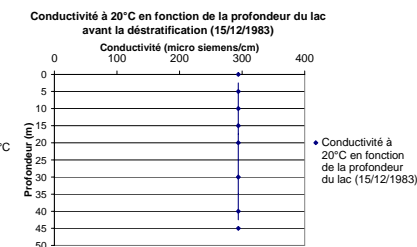
• Température en fonction de la profondeur du lac (15/12/1983)

Avant la déstratification (15.12.83)



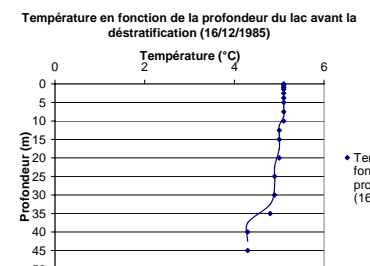
• Conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac (17/12/1973)

Avant la déstratification 17.12.73



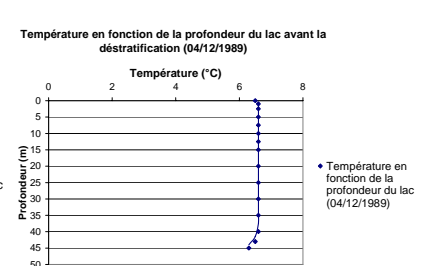
• Conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac (15/12/1983)

Avant la déstratification (15.12.83)



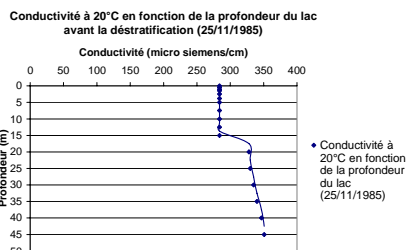
• Température en fonction de la profondeur du lac (16/12/1985)

Avant la déstratification (16.12.85)



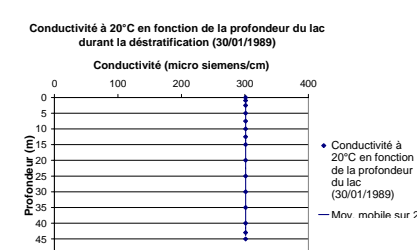
• Température en fonction de la profondeur du lac (04/12/1989)

Durant la déstratification (04.12.89)



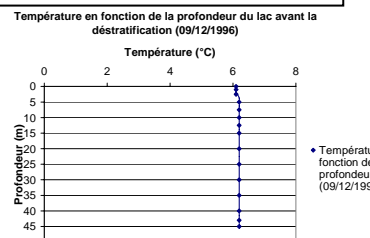
• Conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac (25/11/1985)

Avant la déstratification (25.11.85)



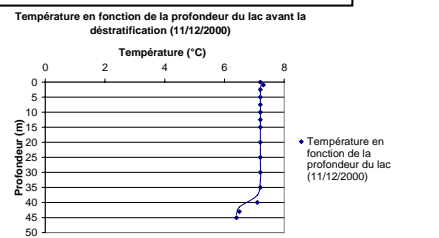
• Conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac (30/01/1989)

Durant la déstratification (30.01.89)



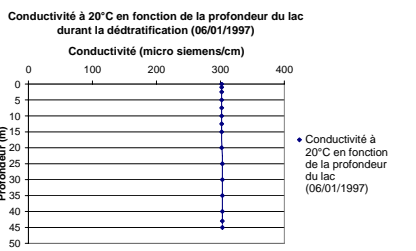
• Température en fonction de la profondeur du lac (09/12/1996)

Durant la déstratification (09.12.96)



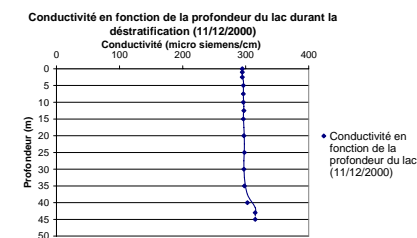
• Température en fonction de la profondeur du lac (11/12/2000)

Durant la déstratification (11.12.00)



• Conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac (06/01/1997)

Durant la déstratification (06.01.97)



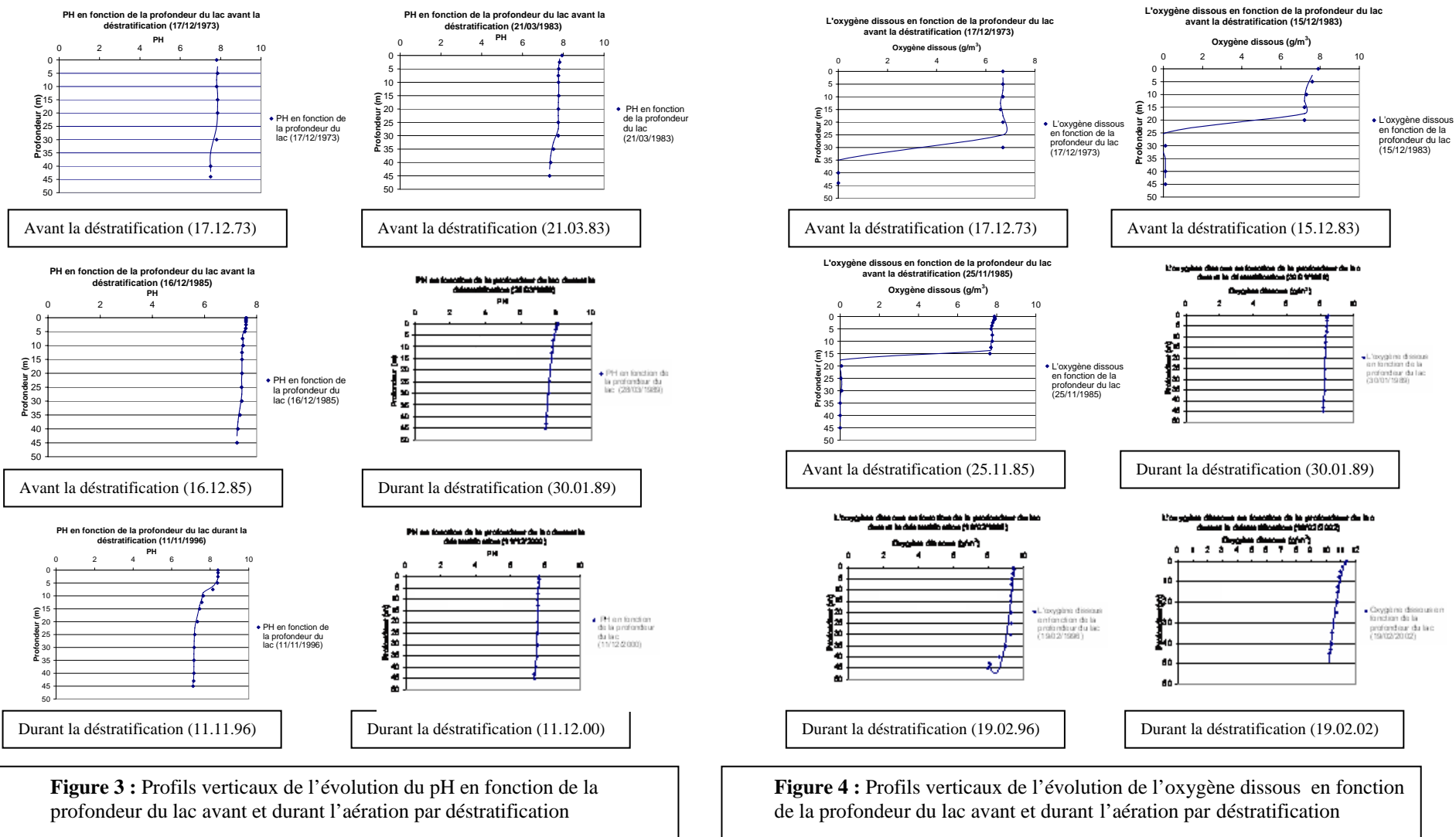
• Conductivité en fonction de la profondeur du lac (11/12/2000)

Durant la déstratification (11.12.00)

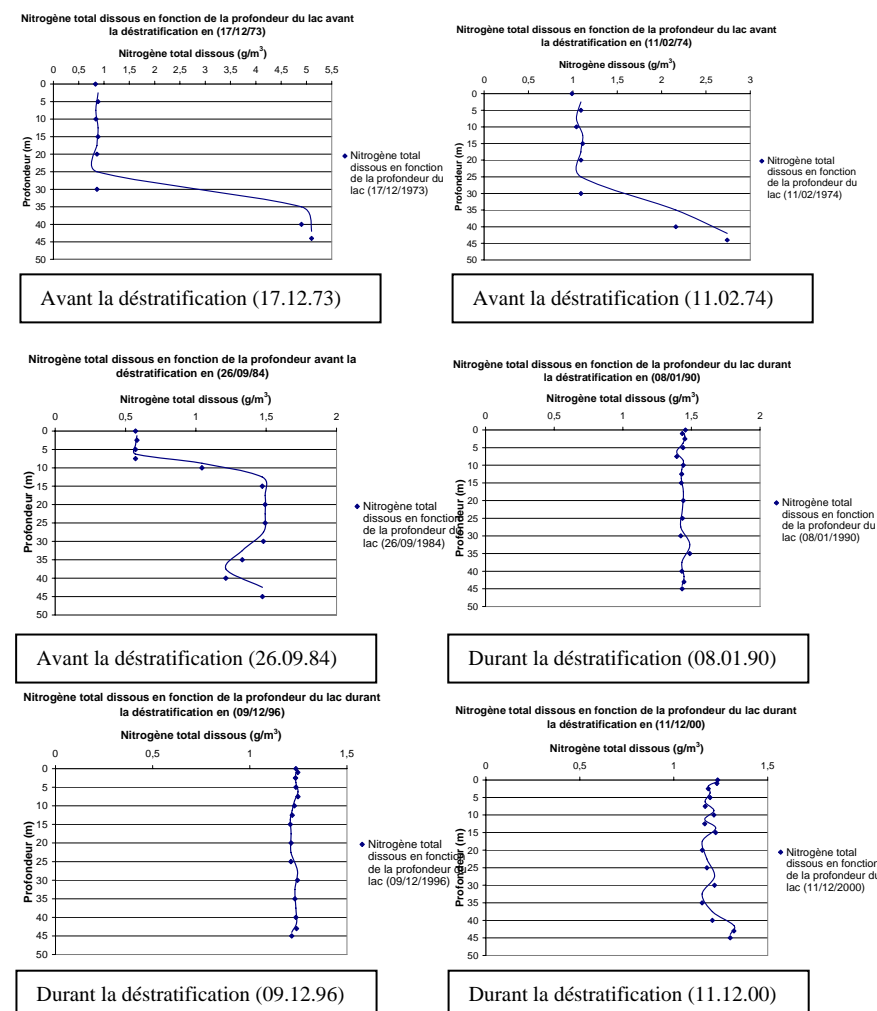
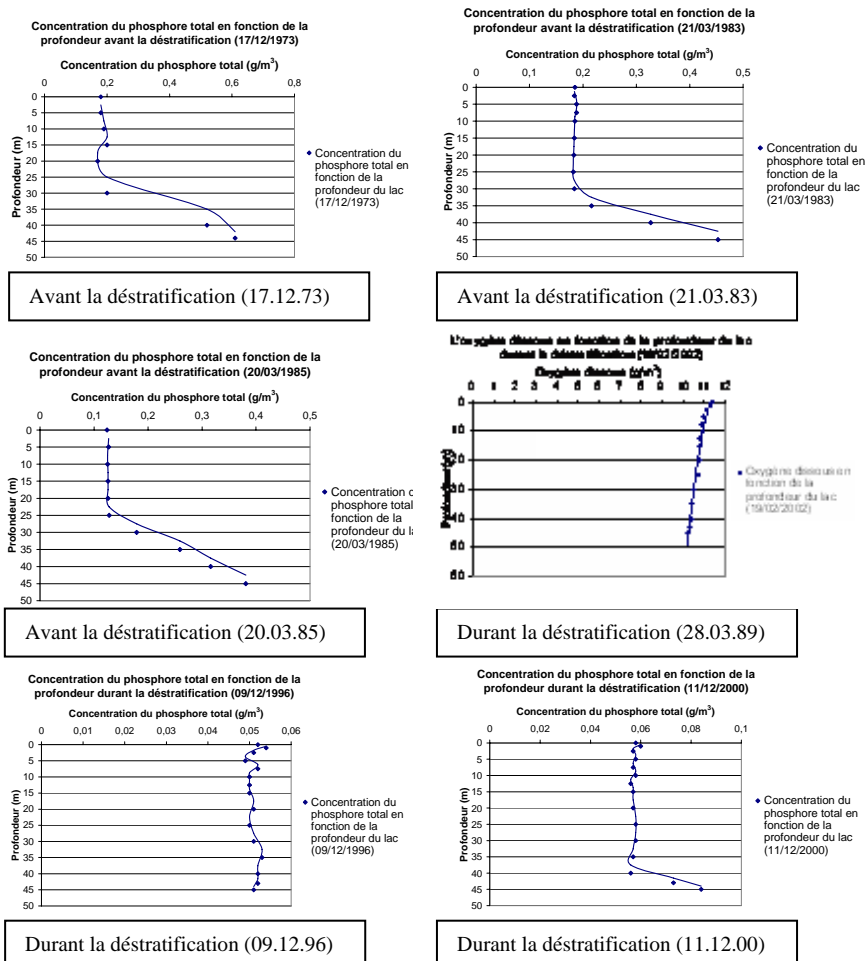
**Figure 1 :** Profils verticaux de l'évolution de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

**Figure 2 :** Profils verticaux de l'évolution de la conductivité à en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

## 2. Graphes du pH et de la concentration de l'oxygène en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification



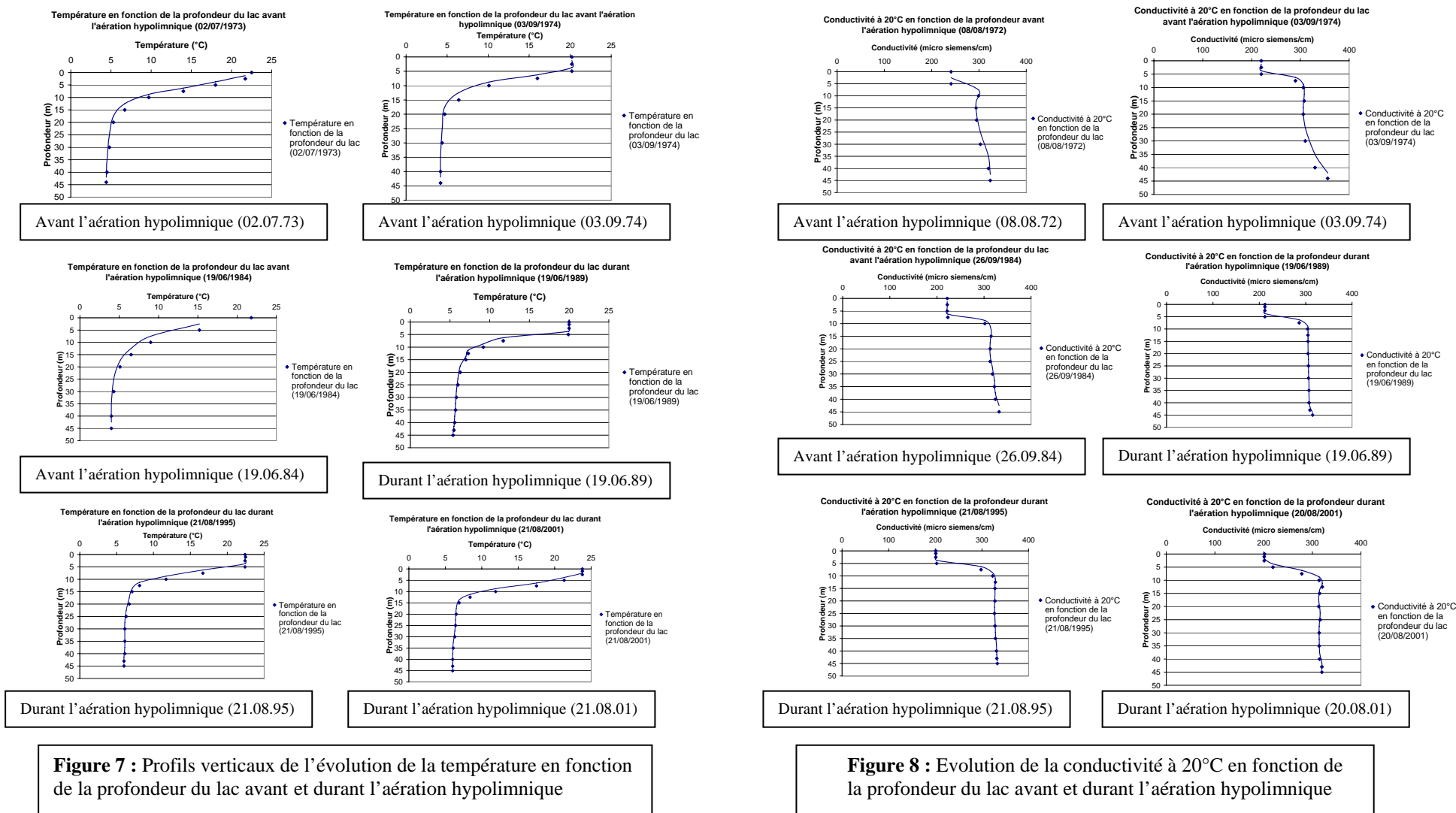
### 3. Graphes de la concentration du phosphore total et du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification



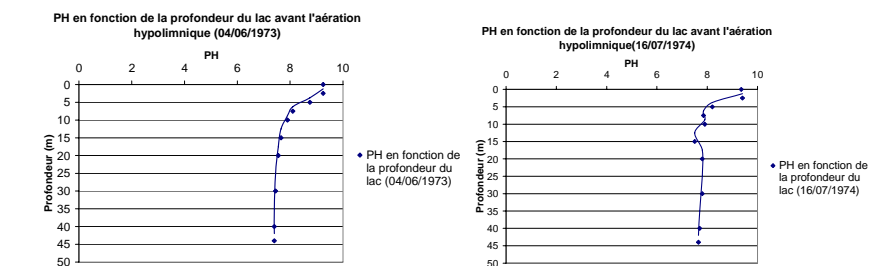
**Figure 5 :** Profils verticaux de l'évolution de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

**Figure 6 :** Profils verticaux de l'évolution de la concentration de nitrogène total dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

### 4. Graphes de la température et de la conductivité en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique

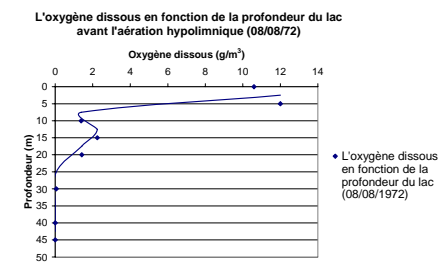


### 5. Graphes du pH et de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique

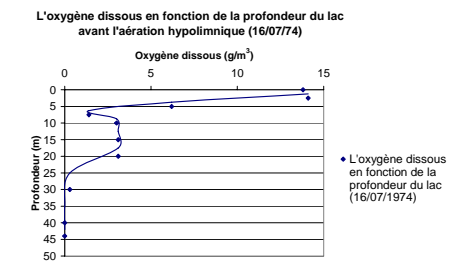


Avant l'aération hypolimnique (04.06.73)

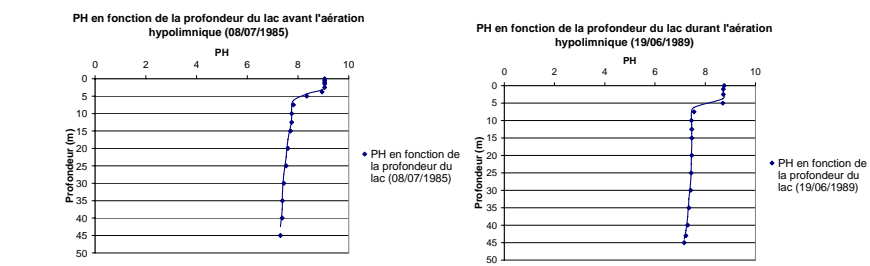
Avant l'aération hypolimnique (06.07.74)



Avant l'aération hypolimnique (08.08.72)

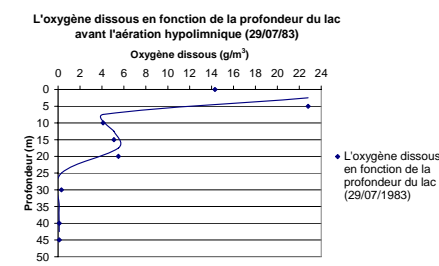


Avant l'aération hypolimnique (16.07.74)

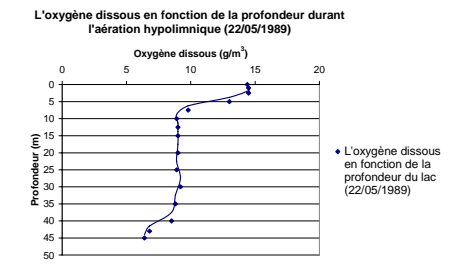


Avant l'aération hypolimnique (08.07.85)

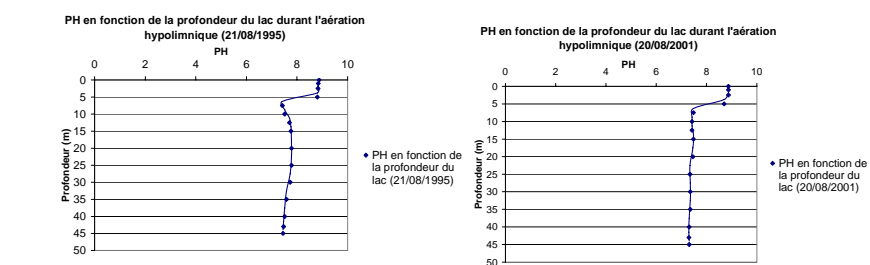
Durant l'aération hypolimnique (19.06.89)



Avant l'aération hypolimnique (29.07.83)

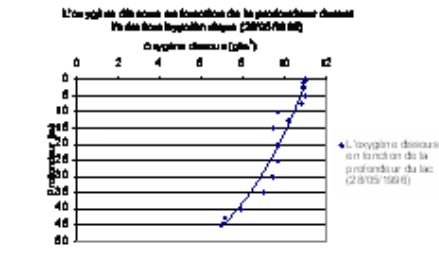


Durant l'aération hypolimnique (22.05.89)

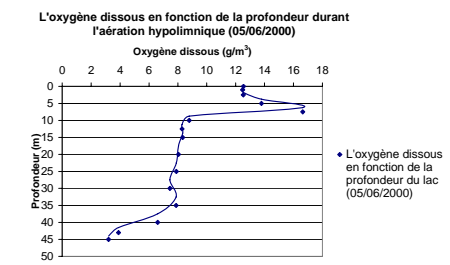


Durant l'aération hypolimnique (21.08.95)

Durant l'aération hypolimnique (20.08.01)



Durant l'aération hypolimnique (25.05.96)

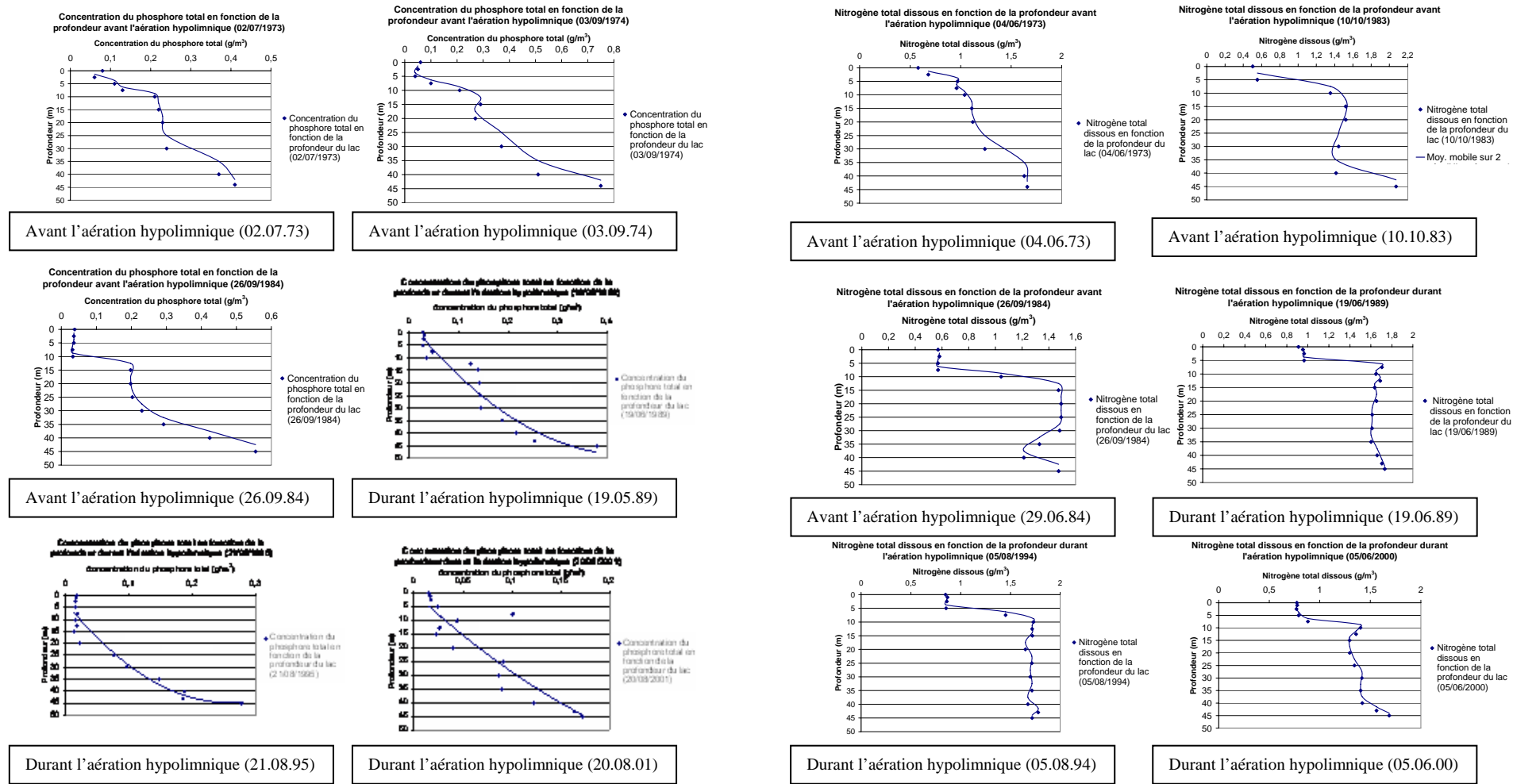


Durant l'aération hypolimnique (05.06.00)

**Figure 9 :** Profils verticaux de l'évolution du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique

**Figure 10 :** Profils verticaux de l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique

## 6. Graphes de concentration du phosphore total et du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique



**Figure 11 :** Profils verticaux de l'évolution de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique

**Figure 12 :** Profils verticaux de l'évolution de la concentration de nitrogène total dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnique

**Références Bibliographiques**

- [**Alfred W., 1992**] Alfred Wüest, Norman H. Brooks : W. M. Keck, Dieter M. Imboden, « Bubble Plume Modeling for Lake Restoration ». *Water Resources Research*, Vol.28, NO 12, Pages 3235-3250, December 1992.
- [**Académie de Rennes, 2006**] Académie de Rennes – Sciences de la Vie et de la Terre, « les cyanobactéries », 01.01.2006.
- [**Bernard B., 1996**] Bernard Baudot, Rhône Méditerranée Corse, « Eutrophisation des milieux aquatiques : Bilan des Connaissances et Stratégie de Lutte », Décembre 1996.
- [**Bernhardt H., 1985**] Bernhardt, H., and Clasen, J. (1985). « Recent developments and perspectives of restoration for artificial basin used for water supply ». *Intern. Congr. on Lake Pollution and Recovery*, 213-227, 1985.
- [**Bernard Baudot, 2001**] Bernard Baudot, Agence de l'Eau réalisatrice de l'étude : Agence Rhône-Méditerranée – Corse, « Aide à la Décision pour le Traitement des Plans d'Eau, Etude sur l'Eau en France », 2001.
- [**Beutel M.,1999**] Beutel, M. W. et A. J. Horne, « A Review of the Effects of Hypolimnetic Oxygenation on Lake and Reservoir Water Quality », *Journal of Lake and Reservoir Management*, vol. 15, n° 4. p. 285-297, 1999
- [**Beutel M., 2002**] Dr. Marc Beutel, « Improving raw water quality with hypolimnetic oxygenation », Brown and Caldwell Environmental Engineering and Consulting 201 North Civic Drive, Walnut Creek, CA 94596, 925-210-2844, 2002.
- [**Cooke G., 1993**] Cooke, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson et P. R. Newroth, « Restoration and Management of Lakes and Reservoirs », 2e éd., Boca Raton (Florida), Lewis Publishers, p. 548 ill. réf. 1993.
- [**Camacho Rubio, 1999**] Fernando Camacho Rubio, Jose Luis Garcia, Emilio Molina, Yusuf Chisti, « Steady-state axial profiles of dissolved oxygen in tall bubble column bioreactors », *Chemical Engineering Science* 54 (1999), 1711-1723.
- [**Camacho Rubio, 2000**] Fernando Camacho Rubio, Jose Luis Garcia, Emilio Molina, Yusuf Chisti, « Axial inhomogeneities in steady-state dissolved oxygen in airlift bioreactors: predictive models », *Chemical Engineering Journal* (2000) 1–13.
- [**Drire N., 2003**] DRIRE Nord, « L'industrie au regard de l'environnement » Pas-de-Calais – IRE-EAU, 2003.
- [**Devidal S., 2007**] S. Devidal, C. Rivard-Sirois, M-F. Pouet, O. Thomas, « Solutions curatives pour la restauration des lacs présentant des signes d'eutrophisation, rapport interne, Observatoire de l'environnement et du développement durable », 2007.
- [**Daniel F., 1998**] Daniel F. Mc Ginnis and John C. Little, « Bubble dynamics and oxygen transfer in a speece cone », *Wat. Sci. Tech.* Vol. 37, No. 2, pp. 285-292, 1998.
- [**Daniel F., 2002**] Daniel F. McGinnis and John C. Little, Vickie L. Burris. « Predicting oxygen transfer and water flow rate in airlift aerators ». *Water Research* 36, 4605-4615, 2002.
- [**Daniel F., 2002**] Daniel F. Mc Ginnis, John C. Little, « Predicting diffused-bubble oxygen transfer rate using the discrete-bubble model ». *Water Research* 36, 4627-4635, (2002).



- [D.F.McGinnis, 2001]** D.F.McGinnis, J.C. Little and A. Wüest, «Hypolimnetic oxygenation: Coupling Bubble-Plume and Reservoir Models», Proceedings of Asian Water Qual , IWA Regional Conference, Fukuoka, Japan, September 2001.
- [Donald C., 1973]** Donald C. Raney, and Terry G. Arnold. «Dissolved Oxygen Improvement by Hydroelectric Turbine Aspiration». Journal of the Power Division. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Vol.99, N°.P01, 139-152, May, 1973.
- [Frédéric C., 2006]** Frédéric Cabanes, «Déphosphatation des Effluents : Précipitation et valorisation du phosphore », 16 janvier 2006.
- [Fiaux J.J., 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 milieux vivant, Evolution de La qualité des eaux »: p.1985 – 2004 ; Octobre 2006.
- [Fast AW., 1975]** Fast, AW., William J. Overholtz, et Richard A. Tubb., « Hypolimnetic Oxygenation Using Liquid Oxygen ». Water Ressources Research, II, 294-29, (1975).
- [Fast AW., 1978]** Fast, AW. « Artificial Aeration as a lake restoration technique proceeding of National Conference on lake restoration », 121-131, 1978.
- [Fast AW., 1973]** Fast, AW., Brian Moss, et Robert G. Wetzel. « Effects of Artificial Aeration on the Chemistrie and Algae of Two Michigan Lakes ». Water Ressources Research, II, 1973.
- [Fast AW., 1978]** Fast, AW., «Arificial Aeration as a lake restoration technique ». Proceeding of National Conf on lake restoration,121-131, (1978).
- [Galvez-Cloutier R., 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 O., 2006]** O. Gonet, Claude Perrinjaquet , « Le Léman respire », Société Internationale de Sauvetage du Léman, Les dossiers techniques de la SISL, 27.06.2006.
- [Kirke B., 1997]** Kirke, B., and El Gezawy, A., . « Design and Model Tests for an Efficient Mechanical Circulator/Aerator for lakes and Reservoirs ». Water Research, Vol.31, N°.6. pp.1283-1290. 1997.
- [Little J.C., 2000]** J. C. Little and D. F. McGinnis, « Hpolimnetic Oxygenation: Predicting Performance Using a Discrete-Bubble Model », Proceedings of 1st World Water Congress, International Water Association (IWA), Paris, France, July 3-7, 2000.
- [Lorenz Moosmann, 2002]** Lorenz Moosmann, Daniel McGinnis and Alfred Wüest, «increased oxygen depletion in summer 2001 Hallwil - causes and possibilities for action», April 2002.
- [McGinnis D.F., 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 D.F., 2004]** D.F. McGinnis, A. Lorke, A. Wuest, A. Stockli, and J. C. Little, « Interaction between a bubble plume and the near field in stratified like »; Water Resources Research, Vol.40, W10206, doi:10.1029/2004WR003038, 2004.

- [**McGinnis D.F., 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).
- [**M. Abdelwahed, 2002**] M. Abdelwahed, F. Dabaghi, « Implimentation parallèle d'un modèle de type Navier-Stokes pour la simulation d'écoulements diphasiques », P. 1-6, Octobre 2002.
- [**Mackay B., 1999**] B. Mackay, W.C. Mackay & Associates; et B. Fairley, ARAP, « pourquoi aérer votre étang-réservoirs », Agriculture et Agroalimentaire Canada, Novembre 1999.
- [**Mark H., 1997**] Mark H. Mobley, Gary E. Hauser, Dan F. McGinnis , R. Jim Ruane, « Diffuser System Modeling and Design for Dissolved Oxygen Enhancement of Reservoirs and Releases», 1997.
- [**McGinnis D.F., 1997**] McGinnis, D.F. et Little, J.C. (1997). « Bubble dynamics and oxygen transfer in Speece Cone ». In Proceeding of the IAWQ/IWSA joint Specialist Conference, Reservoir Management and water Supply- an Integrated System, Prague, Czech Republic, 19-23 May, 1997.
- [**Martin Bouchard, 2004**] Martin Bouchard Valentine, «Floraisons de Cyanobactéries au lac Saint-Augustin : Dynamique à court terme et stratification», Août 2004.
- [**Richard J., 1977**] Richard J. Ruane, Svein Vigander, William R. Nicholas, « Aeration of Hydro Releases at Ft. Patrick Henry Dam ». Proceeding of American Society of Civil Engineers, Vol. 103, N°. HY10, 1135-1145, Octobre 1977.
- [**Ryding S., 1994**] Ryding, S.-O. et W. RAST, « Le Contrôle de l'Eutrophisation des Lacs et des Réservoirs », Paris, Masson, p.294, 1994.
- [**Serge B., 2005**] Serge Bérubé et Roland Leduc, « GCI 515 Génie de l'environnement », 2005.
- [**Soyris D., 2004**] Soyris David, Valette Jennifer, Vitrolles Julie, « L'eutrophisation des étangs et des lacs (une étude précise : la région de Montpellier) », 2004.
- [**Touchart L., 2000**] Touchart L., « Qu'est-ce qu'un lac ? » Bulletin de l'Association de Géographes Français, 77(4), p. 313à 322; 2000.
- [**Trintignac P., 2004**] Trintignac Pascal, Kerleo Violaine, Impacts des Etangs à la Gestion Piscicole sur l'Environnement, 2004.
- [**Vickie L., 2002**] Vickie L. Burris, Daniel F. McGinnis and John C. Little, « Predicting oxygen transfer and water flow rate in airlift aerators ». Water Research 36, 4605-4615 , (2002).
- [**Vickie L., 2002**] Vickie L. Burris, Daniel F. Mc Ginnis, John C. Little, « Predicting oxygen transfer and water flow rate in airlift aerators ». Water Research 36, 4627-4635 , (2002).
- [**Wuest A., 1992**] Wuest, A., Brooks, N.H.et Imboden, D.M. « Bubble plume modelling for lake restoration ». Water Resources Research, 28,12, p.3235-3250; (1992).