

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

Département d'Hydraulique

Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau (LRSE)



THÈSE DE DOCTORAT es-SCIENCES

Présentée par : **Gafsi Mustapha**

Ingénieur d'Etat en Hydraulique de l'Ecole Nationale
Polytechnique(ENP)

Magister en hydraulique de l'ENP

Thème :

L'Eutrophisation dans les Eaux de Surface : Modélisation Physique

Membres du Jury :

Pr Yahi Hamid	Professeur à l'Université de Tizi Ouzou	Président
Pr Kettab Ahmed	Professeur à l'ENSP	Directeur de thèse
Pr Benrachedi Khaled	Professeur à l'Université de Boumerdès	Examineur
Dr Bessenasse Mohamed	Maitre de conférences (A) à l'Université de Blida	Examineur
Dr Benmamar Saadia	Maître de Conférences (A) à l'ENSP	Examinatrice

— Année universitaire 2008/2009 —

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

www.enp.edu.dz

Je dédie ce modeste travail :

- A la mémoire de ma mère

- A mon père

- A ma femme et mes enfants

- A ma sœur et mes frères

Avant-propos

Ce travail a été réalisé au sein :

- Du **Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau** de l'École Polytechnique dirigé par le Professeur **A. Kettab**,
- Du **Laboratoire des Eaux de Surfaces Recherches et Management** du Département de l'Ecologie Aquatique Appliquée de l'institut fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG), Kastanienbaum, Suisse, dirigé par le Professeur **Alfred Johny Wuest**
- Et du **Laboratoire de Recherche de Génie Civil (LRC)** de l'Université de Laghouat dirigé par le Professeur **M.M. Khenfer**.

Que toutes les équipes travaillant dans ces laboratoires trouvent l'expression de ma profonde gratitude.

Tout d'abords, je tiens à remercier vivement Monsieur **Ahmed Kettab**, Directeur du laboratoire LRSE et Professeur à l'ENP d'Alger, directeur de cette thèse, pour son acceptation d'encadrement, son soutien, ses conseils bénéfiques et sa confiance à mon égard durant toute les années de cette thèse. Je le dois beaucoup quant à l'élaboration de mon travail. Merci encore une fois cher Professeur

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Monsieur **Yahi Hamid**, Professeur à l'Université de Tizi Ouzou qui m'a fait l'honneur de présider ce jury.

Je tiens à remercier également Messieurs **Benrachedi Khaled**, Professeur à l'Université de *Boumerdés*, **Benssenasse Mohamed**, Maître de conférences à l'Université de Blida, **Benmamar Saadia** Maître de conférences à l'ENSP, pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail en acceptant de l'examiner.

Mes vifs et sincères remerciements vont également à :

- ❖ Monsieur **Alfred Johny Wuest**, Professeur à l'institut EAWAG, situé à Kastanienbaum, en Suisse de m'avoir accueilli dans son laboratoire, proposer et recommander d'appliquer mon travail préliminaire sur le lac de Hallwil, soutenu durant mes stages de courte durée, ainsi que son assistance et ses conseils objectifs, m'ont été grandement profitables. Merci encore cher Monsieur.
- ❖ Monsieur **Daniel McGinnis**, Docteur et Chercheur au Département de l'Ecologie Aquatique Appliquée de l'institut fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux (EAWAG), situé à Kastanienbaum, en Suisse, de m'avoir aidé, soutenu durant tout mon travail de thèse, d'avoir intervenu pour corriger et évaluer mon article ; et je le dois aussi sa contribution très bénéfique quant à l'élaboration de ma publication.
- ❖ Monsieur **John Little**, Professeur, et coordinateur au programme de l'Engineering des Ressources en eau et l'Environnement, Département de l'Engineering Environnemental et Civil à l'université de Virginia, Blacksburg, en USA, de sa collaboration très fructueuse dans ma publication.

- ❖ Madame **Susan P. Olivier**, d'avoir corrigé le contenu littéraire de ma publication.
- ❖ Mademoiselle **Saadia Benmamar**, Maître de Conférence à l'ENP d'Alger, de son aide, ses conseils très fructueux et son soutien permanent durant toute la durée de ma thèse.
- ❖ Mademoiselle **Samira Harrat**, Enseignante au Département de Génie de Civil à l'Université de Laghouat, de son aide si précieuse à l'élaboration de mon travail de thèse.

Je souhaite également exprimer mes sincères remerciements à Messieurs le Dr **Bernad Abdelmalek** et le Dr **Berkani Milolud**, pour leurs soutiens et leurs coopérations pertinentes.

Je voudrais remercier également toutes les personnes du Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau de l'Ecole Polytechnique, et en particulier, Mr **Benziada Salim**, Mr **Briksi Ali**, Mr **Mazouzi**.

Je voudrais remercier tous mes collègues du département de Génie Civil de l'Université Ammar Telidji de Laghouat, de leurs aides précieuses et leurs soutiens.

Je profite aussi de cette occasion solennelle pour adresser mes remerciements à toute **ma famille** qui m'a toujours encouragé et soutenu toutes au long des années de cette étude.

Je remercie enfin tous ceux qui n'ont pas été cités dans ces quelques lignes et qui ont contribué de près ou de loin par leur aide au bon déroulement de ce travail.

LISTE DES FIGURES

Figure 01 : Systèmes de restauration d'un lac	xvii
Figure 02 : Etat d'un lac eutrophisé	01
Figure 03 : Système de déstratification d'un lac	09
Figure 04 : Systèmes flottant de re-aération des poissons	11
Figure 05 : Side-Stream Pumping	14
Figure 06 : Représentation des trois mécanismes d'aération hypolimnétiques	15
Figure 07 : Photographies des diffuseurs linéaires et circulaires des bulles plumes	16
Figure 08 : Schéma du modèle expérimental	36
Figure 09 : L'évolution de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnétique dans le réservoir de Camanche	57
Figure 10 : Evolution de l'oxygène dissous et de la température avant et durant la déstratification artificielle du réservoir d'El Capitan	58
Figure 11 : Evolution de l'oxygène et de la température avant et durant l'aération hypolimnétique au lac Waccabuc, N.Y	59
Figure 12 : Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température durant l'aération hypolimnétique au lac Waccabuc, N.Y	60
Figure 13 : Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et la température durant la déstratification artificielle au lac Casitas, Calif	61
Figure 14: Profils des températures en fonction de la profondeur durant la déstratification et l'oxygénation hypolimnétique du lac de Baldegg	63
Figure 15 : Profils de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant la déstratification et l'oxygénation hypolimnétique	64
Figure 16 : Profils de l'oxygène et de la température au barrage CheroKee, Aout 14,1995	65
Figure 17 : Résultats et disposition de diffuseur dans le réservoir de Blue Ridge	66
Figure 18 : L'évolution du gaz total dissous et l'Azote dissous durant la déstratification du réservoir de Spring Hollow	66
Figure 19 : L'évolution de la température et de l'oxygène dissous durant la déstratification du réservoir de Spring Hollow	67
Figure 20 : L'évolution de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnétique du réservoir de Spring Hollow	68
Figure 21 : L'évolution des températures avant et durant l'aération hypolimnétique du réservoir de Spring Hollow	69
Figure 22 : L'évolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac de Prince	70
Figure 23 : Evolution du phosphore total, l'oxygène, potentiel redox, et de la température durant la déstratification partielle du lac Casitas, Calif, en Juillet 76	70
Figure 24 : Les bulles formées dans le diffuseur poreux à 12.5m de profondeur de l'eau	76
Figure 25 : Diffusion d'air dans un milieu non stratifiés	78
Figure 26 : Diffusion des bulles d'air dans un milieu stratifié	82
Figure 27 : Structure d'une double plume	88

Figure 28 : Diagramme définissant la géométrie de la bulle plume	94
Figure 29 : Situation géographique du lac de Hallwil dans le canton de Lucerne	104
Figure 30 : L'un des six diffuseurs de Tanytarsus de 6.5m de diamètre.	106
Figure 31 : Bathymétrie du lac de Hallwil, montrant les stations de prélèvement de la conductivité, température et profondeurs (CTD), localisations des diffuseurs (cercles), amarrage 1 (M ₁), et amarrage 2(M ₂)	106
Figure 32 : La déstratification du lac de Hallwil	111
Figure 33 : L'aération du lac de Hallwil avec de l'air	111
Figure 34: L'aération du lac de Hallwil avec de l'oxygène	112
Figure 35 : L'aération hypolimnétique du lac de Hallwil avec de l'oxygène	113
Figure 36 : L'aération hypolimnétique du lac de Hallwil avec de l'air	113
Figure 37 : Profils verticaux de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification	114
Figure 38 : Profils verticaux de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification	116
Figure 39 : Profils verticaux de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification	117
Figure 40 : Profils verticaux du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification	119
Figure 41 : Profils verticaux de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification	119
Figure 42 : Profils verticaux de la concentration de l'azote total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification	121
Figure 43 : Profils de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique	124
Figure 44 : Profils de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique	125
Figure 45 : Profils de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique	126
Figure 46 : Profils du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique	128
Figure 47 : Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique	129
Figure 48 : Profils de la concentration de l'azote total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique	130
Figure 49 : Evolution chronologique de la température entre la surface et le fond du lac durant 152 jours de la déstratification de Novembre 90 à Mars 91	132
Figure 50 : Evolution chronologique de la conductivité entre la surface et le fond du lac durant 152 jours de la déstratification de Novembre 90 à Mars 91.	133
Figure 51 : Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre la surface et le fond du lac durant 183 jours de la déstratification de Octobre 90 à Mars 91	133
Figure 52 : Evolution chronologique du pH entre la surface et le fond du lac durant 152 jours de la déstratification de Novembre 90 à Mars 91	134
Figure 53 : Evolution chronologique de la concentration en phosphore total entre la surface et le fond du lac durant la déstratification d' Octobre 87 à Avril 88	135
Figure 54 : Evolution chronologique de la concentration en nitrogène total entre la surface et le fond du lac durant 213 jours de la déstratification d'Octobre 87 à Avril 88	136
Figure 55 : Evolution chronologique de la température entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 210 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96..	137
Figure 56 : Evolution chronologique de la conductivité entre les niveaux 15m, 30m et le fond du lac durant 214 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96	138
Figure 57 : Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre les niveaux 15m, 30m et le fond du lac durant 214 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96	138
Figure 58 : Evolution chronologique du pH entre la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 183 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96	139

Figure 59 : Evolution chronologique du concentration en phosphore total entre les niveaux 15m, 30m et le fond du lac durant 184 jours de l'aération hypolimnétique de Mai à Octobre 93.	140
Figure 60 : Evolution chronologique de l'azote total entre les niveaux 15m, 30m et le fond du lac durant 214 jours de l'aération hypolimnétique de Mai à Novembre 93	141
Figure 61 : Evolution de la température moyenne entre la surface et le fond avant et durant la déstratification	142
Figure 62 : Evolution de la conductivité moyenne entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification	143
Figure 63 : Evolution du pH moyen entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification	143
Figure 64 : Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre la surface et le fond avant et durant la déstratification.	144
Figure 65 : Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface et le fond avant et durant la déstratification .	144
Figure 66 : Evolution de la concentration moyenne de l'azote total entre la surface et le fond avant et durant la déstratification	145
Figure 67 : Evolution de la température moyenne entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87	147
Figure 68 : Evolution de la conductivité moyenne entre la surface, 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87	147
Figure 69 : Evolution du pH moyen entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87	148
Figure 70 : Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous entre la surface, 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87	149
Figure 71 : Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87	150
Figure 72 : Evolution de la concentration moyenne de l'azote total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87	150
Figure 73 : Evolution chronologique de la température entre la surface et le fond durant déstratification	152
Figure 74 : Evolution chronologique de la conductivité entre la surface et le fond durant la déstratification	153
Figure 75 : Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre la surface et le fond durant la déstratification	154
Figure 76 : Evolution chronologique du pH entre la surface et le fond durant la déstratification	155
Figure 77 : Evolution chronologique du phosphore total entre la surface et le fond durant la déstratification	156
Figure 78 : Evolution chronologique de l'azote total entre la surface et le fond durant la déstratification	157
Figure 79 : l'évolution chronologique de la température entre la surface, 15m, 30 m et le fond durant l'aération hypolimnétique.	160
Figure 80 : Evolution chronologique de la conductivité entre les niveaux 15m, 30 m et le fond durant l'aération hypolimnétique	160
Figure 81 : Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre les niveaux 15m, 30 m et le fond durant l'aération hypolimnétique	161
Figure 82 : Evolution chronologique du pH entre les niveaux 15m, 30 m et le fond durant l'aération hypolimnétique	162
Figure 83 : Evolution chronologique du phosphore total entre les niveaux 15m, 30 m et le fond durant l'aération hypolimnétique	163
Figure 84 : Evolution chronologique de l'azote total entre les niveaux 15m, 30 m et le fond durant l'aération hypolimnétique	164
Figure 85 : Evolution chronologique de la température entre la surface et le fond avant et durant l'aération par la déstratification.	167
Figure 86 : Evolution chronologique de la conductivité entre la surface et le fond avant et durant l'aération par la déstratification	168
Figure 87 : Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre la surface et le fond avant et durant l'aération par la déstratification	169
Figure 88 : Evolution chronologique du pH entre la surface et le fond avant et durant l'aération par la déstratification	170
Figure 89 : Evolution chronologique du phosphore total entre la surface et le fond avant et durant l'aération par la déstratification	171

Figure 90 : Evolution chronologique de l'azote total entre la surface et le fond avant et durant l'aération par la déstratification	172
Figure 91 : Evolution chronologique de la température entre les niveaux 15 m, 30 m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique	173
Figure 92 : Evolution chronologique de la conductivité entre les niveaux 15 m, 30 m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique	174
Figure 93 : Evolution chronologique de l'oxygène dissous entre les niveaux 15 m, 30 m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique	175
Figure 94 : Evolution chronologique du pH entre les niveaux 15 m, 30 m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique	176
Figure 95 : Evolution chronologique du phosphore total entre les niveaux 15 m, 30 m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique	177
Figure 96 : Evolution chronologique de l'azote total entre les niveaux 15 m, 30 m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique	178
Figure 97 : Evolution chronologique alternée de la température entre les niveaux 0 m, 15 m, 30 m et le fond durant la restauration du lac	180
Figure 98 : Evolution chronologique alternée de la conductivité entre les niveaux 0 m, 15 m, 30 m et le fond durant la restauration du lac	181
Figure 99 : Evolution chronologique alternée de l'oxygène dissous entre les niveaux 0 m, 15 m, 30 m et le fond durant la restauration du lac	183
Figure 100 : Evolution chronologique alternée du phosphore total entre les niveaux 0 m, 15 m, 30 m et le fond durant la restauration du lac	184
Figure 101 : Evolution chronologique alternée du pH entre les niveaux 0 m, 15 m, 30 m et le fond durant la restauration du lac	185
Figure 102 : Evolution chronologique alternée de l'azote total entre les niveaux 0 m, 15 m, 30 m et le fond durant la restauration du lac	187

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 01: Résumé des installations d'aération et d'oxygénation hypolimnetiques documentées dans la littérature. Les unités expérimentales et permanentes sont incluses	13
Tableau 02: Aérateur hypolimnétique d'élévation d'air partiel	19
Tableau 03: Les bulles plumes	20
Tableau 04: Le Speece Cône	20
Tableau 05: Les systèmes des oxygénations	21
Tableau 06: Domaine d'application des différentes méthodes d'aération pour le barrage Patrick Henry	22
Tableau 07: Valeurs des paramètres physiques Les conditions de fonctionnement pour le diffuseur de la bulle plume dans le réservoir de Spring Hollow	68
Tableau 08: Caractéristiques particulières du lac de Hallwil et le système de diffuseur (La pression du gaz est de 1 bar, la température est de 0°C).	105
Tableau 09: Périodes d'exploitation des deux systèmes d'aération pendant la durée de restauration du lac de Hallwil.	110

NOMENCLATURE

Lettres romaines

A	Superficie de la bulle	m^2
b	Coordonnée verticale (positif vers le haut).	m
b	Rayon effectif de la plume	m
b	Caractéristique dimensionnelle latérale de la plume	m
b_g	Largeur de la plume dans le modèle gaussien	m
B	Rayon du sommet de la plume	m
B	Flux de poussée de l'écoulement air eau	
β_i	Le coefficient de transfert de masse pour l'espèce du gaz i (oxygène ou nitrogène).	
C	Rapport de l'effet de stratification à la force de poussé des bulles	
C	Concentration dissoute	$molm^{-3}$
C_D	Coefficient de traîne	m
c_i	La concentration du gaz dissous.	
Ci	Concentration du gaz dissous	
C_m	Coefficient de masse dépendant de la forme de la bulle	
C_p	Coefficient de portance dépendant du régime d'écoulement	
C_{si}	Concentration de saturation déterminée par la loi d'Henry	
d	Le diamètre des différentes bulles.	
d_a	Diamètre de la bulle	m
D	Diamètre sphérique équivalent	m
E_{mel}	Efficacité du mélange	
F_D	Flux de l'espèce dissous	$mol s^{-1}$
F_f	Force de flottabilité	N
F_G	Flux de l'espèce gazeux	$mol s^{-1}$
F_p	Force de portance	N
F_{ma}	Force de masse ajoutée	N
F_r	Nombre de Froude	
F_S	Flux de la salinité	$kg s^{-1}$
F_t	Force de traînée	N
F_T	Flux de la température	$^{\circ}C m^3 s^{-1}$
g	Accélération gravitationnelle	$m.s^{-2}$
g'	Anomalie de densité de la plume intérieure	
g''	Anomalie de densité de la plume extérieure	
g'_1	Variable adimensionnelle	
g'_2	Variable adimensionnelle	
G	Rayon de la plume intérieure	m
$G'(r, z)$	Déficit de densité	
H	Coefficient de Henry	$molm^{-3}bar^{-1}$
H	Hauteur total de pression	m
H	Profondeur au dessus de la force d'air	m
H	Profondeur de l'aération	m

Nomenclature

H	Hauteur à la source de la bulle plume	m
H	Profondeur des diffuseurs d'air	m
H ₀	Hauteur de pression atmosphérique	m
H _A	Hauteur de pression absolue à la surface de l'eau	m
H _R	Rapport de la profondeur des diffuseurs à la charge total	
H _T	Hauteur de pression total au diffuseur d'air = H + H _A	
<i>i</i>	Espèce du gaz, oxygène ou azote.	
<i>K_L</i>	Coefficient du transfert de masse	<i>ms</i> ⁻¹
l _p	Rayon du point de plongé	m
M	Rapport de la force de poussé des bulles à la hauteur total de pression	
M	Masse totale de l'eau emmagasinée	kg
M	Flux de la quantité de mouvement	
M _H	Rapport entre la vitesse de montée de la plume d'eau à la vitesse de glissement des bulles	
n	Nombre de bulle dans l'échantillon	
n	Le nombre de bulles dans l'échantillon	
N	Fréquence de la poussée	rad. s ⁻¹
N (z)	Fréquence de la poussé locale	
P ₀	Densité ambiante extérieur	
P ₁	Pressions absolues à la surface de l'eau	N.m ⁻²
P ₂	Pressions absolues à la source de la bulle plume	N.m ⁻²
P ₂	la source de la bulle plume	
P _{1e}	Densité de la partie du liquide de la plume intérieure	
<i>p_i</i>	La pression partielle de la phase gazeuse de l'espèce du gaz, azote	bar
P _a	Pression atmosphérique.	bar
P _E	Energie potentielle emmagasinée dans le profil de densité	N.m
P _{Ef}	Energie potentielle finale	N.m
P _{Ei}	Energie potentielle initiale	N.m
P _{Er}	Energie potentielle da la colonne d'eau	N.m
P _{HT}	Effet de la stratification comparé à la poussée au point de source des bulles	
P _i	Pression partielle de la phase gazeuse	N.m ⁻²
P _N	Rapport de l'effet de la stratification à la poussée comparé à la poussée au point de source des bulles	
Q ₀	Débit d'air	m ³ .s ⁻¹
Q ₀	Débit d'écoulement de l'eau entraînée par le jet horizontal	m ³ .s ⁻¹
Q ₀	Débit d'écoulement d'air à partir des diffuseurs à la pression atmosphérique	m ³ .s ⁻¹
Q ₀	Débit de l'écoulement de l'air à la pression atmosphérique	m ³ .s ⁻¹
Q ₀	Débit d'air à la pression atmosphérique	m ³ .s ⁻¹
Q _{air}	Débit d'écoulement d'air	m ³ .s ⁻¹
Q _B	Débit d'écoulement d'air à partir des diffuseurs à la pression de la profondeur des diffuseurs d'air	m ³ .s ⁻¹
Q _B	Débit d'écoulement du gaz	m ³ .s ⁻¹
R	Distance du point de stagnation à partir de l'axe des bulles	m
R	Rayon de la bulle	m
R	Nombre de Richardson	
R ₁	Rayon de la plume intérieure	m
R ₂	Rayon de la plume intérieure	m
<i>S_a</i>	La salinité ambiante.	<i>gkg</i> ⁻¹
T	La température	°C
<i>T_a</i>	La température de l'eau ambiante donnée par le modèle du lac	°C
U	Vitesse moyenne locale	m.s ⁻¹

U_b	Vitesse des bulles d'air relative à la grande vitesse de la plume	$m.s^{-1}$
U_e	Vitesse d'entraînement	$m.s^{-1}$
U_e	Vitesse de l'eau	$m.s^{-1}$
U_g	Vitesse de la bulle	$m.s^{-1}$
U_m	Vitesse centrale pour un cas d'axe symétrique	$m.s^{-1}$
U_s	Vitesse du glissement des bulles	$m.s^{-1}$
$U(r, z)$	Vitesse verticale moyenne	$m.s^{-1}$
V_1	Vitesse du gaz dans la plume intérieure	$m.s^{-1}$
V_2	Vitesse de l'eau la plume extérieure	$m.s^{-1}$
v_a	Vitesse moyenne de montée des bulles	$m.s^{-1}$
V_{epi}	Volume de l'épilimnion	m^3
V_G	Volume de la bulle	m^3
V_{hyp}	Volume de l'hypolimnion.	m^3
w	Vitesse verticale centrale de la plume d'eau	$m.s^{-1}$
w	Nombre de Weber	
W_{iso}	Travail de compression isothermique	
X	Coordonnée verticale	
z	La coordonné verticale (positif vers le haut)	m
Z	Epaisseur du jet horizontal au point de stagnation	m
Z	Distance dans la direction verticale	m

Lettres grecques

α	Coefficient d'entraînement supposé constant.	
α	Coefficient d'entraînement	
α	Entraînement de fluide de l'environnement dans la plume extérieure.	
α	Le coefficient d'entraînement pour le sommet supérieur de la plume	
α_g	Le coefficient d'entraînement pour le sommet supérieur de la plume dans le modèle gaussien	
α_β	Entraînement de fluide de l'environnement dans la plume intérieure.	
α_γ	Taux de transfert du liquide de la plume intérieure dans la plume extérieure.	
λ	Coefficient de dispersion	
λ	Coefficient de dispersion	
λ	Rapport du rayon contenant de gaz au rayon de la plume	
γ	Rapport de la quantité de mouvement du flux total à la quantité du flux transporté par l'écoulement moyen	
ρ	Densité du fluide	$Kg.m^{-3}$
ρ_a	Densité de la plume.	
ρ_e	Masse volumique de l'eau	$Kg.m^{-3}$
ρ_e	Densité locale de mélange air-eau	
ρ_e	Densité locale du mélange air-eau.	$Kg.m^{-3}$
ρ_e	Densité du liquide.	$Kg.m^{-3}$
ρ_g	Masse volumique de la bulle	
ρ_m	Densité du fluide ambiant	$Kg.m^{-3}$
ρ_p	Densité du mélange de la bulle plume et l'eau	$Kg.m^{-3}$
ρ_p	Densité de la bulle plume de l'eau brassée.	$Kg.m^{-3}$
ρ_w	Densité de l'eau ambiante	$Kg.m^{-3}$
σ	Déviation standard de la distribution de la vitesse latérale.	
η	Représente la force de poussée à n'importe quelle élévation dans la plume	
η	Force de poussée à n'importe quelle élévation dans la plume	
η_{mec}	Efficacité mécanique	
η_{mel}	Efficacité du mélange	

Δt	Changement dans le temps	s
ΔPE	Variation de l'énergie potentielle dans le temps Δt	$\text{Kgm}^{-2} \cdot \text{s}^{-2}$
$\Delta \rho_m(x)$	différence de la densité centrale entre l'eau ambiante et le mélange air-eau dans la plume à un niveau particulier.	$\text{Kg} \cdot \text{m}^{-3}$
∇	Laplacien	

Abréviations

CTD	Appareil mesurant la Conductivité, Température et la Densité	
DO	Dissolved oxygen (oxygène dissous)	$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
DMPR	Depth max plume rise (profondeur maximale de la montée de la plume)	
EAWAG	Département des Eaux de Surface, Recherche et Management de l'Institut Fédéral pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux	
GPS	Global Position System	
pH	Potentiel d'hydrogène	
S.S.P	Side-Stream Pumping	

TABLE DES MATIERES

RESUME	xiii
PREAMBULE	xvi
INTRODUCTION GENERALE	01

TABLE DES MATIERES

PARTIE A

CHAPITRE I

ETUDES COMPARATIVES DES DIFFERENTS SYSTEMES MECANQUES IMPLIQUES DANS LA RESTAURATION DES LACS ET RESERVOIRS

I. 1. INTRODUCTION	05
I. 2. SYSTEMES D'AERATION	09
I.2.1. L'aération par le système de déstratification	09
I.2.2. L'aération hypolimnétique	10
I. 3. EFFETS COMPARES DES SYSTEMES D'AERATION	16
I.3.1. Effets comparés des systèmes d'aération hypolimnétiques	16
I.3.2. Effets comparés des systèmes d'aération par déstratification et hypolimnétique	22
I.3.3. Effets comparés positives de l'aération hypolimnétique et l'aération par déstratification	23
I.3.3.1. Systèmes d'aération par déstratification	23
I.3.3.2. Systèmes d'aération hypolimnétique	24
I.3.4. Effets comparés négatives des systèmes d'aération	26
I. 4. CONCLUSION	28

CHAPITRE II

ETUDES SUR LES MODELES PHYSIQUES DE L'EUTROPHISATION DANS LES LACS

II.1. INTRODUCTION	30
II.2. ETUDE SUR MODELES PHYSIQUES REDUIT :	31
II.2. 1. Etude de Helmut Kobus (1968)	31
II.2. 2. Etude de Trevor J.Mcdougall (1978)	32
II.2. 3. Etude de David et Wilkinson (1977)	33
II.2. 4. Etude de M.Motarjemi et G.J.Jameson (1978)	35
II.2. 5. Etude de J.H. Milgram (1983)	37
II.2.6. Etude de Patterson C. et Imberger J. (1989)	39
II.2.7. Etude de D.M. Robertson, S.G.Schladow et J.C. Patterson (1991)	41
II.2.8. Etude de S.G. Schladow (1992)	42
II.2.9. Etude de Lemckert et Imberger (1992)	44
II.2.10. Etude de Zic K., Stefan H.G., et Ellis C. (1992)	47
II.2.11. Etude de Baines et Leitch (1992)	48
II.2.12. Etude de Takashi Aseada et Jorg Imberger (1993)	51
II.2.13. Etude de de Kyung Soo Jun et Subhashc.Jain(1993)	52
II.2.14. Etude de S.Geoffrey Schladow (1993)	54
II.2.15. Etude de Chen M.H, et Cardoso S. (1999)	55

II.3. ETUDE SUR MODELES PHYSIQUES REELS	57
II.3.1. L'évolution de l'oxygène dissous dans le réservoir de Camanche	57
II.3.2. Discussion des résultats du lac d'El Capitan	58
II.3.3. Discussion des résultats du lac Waccabuc	59
II.3.4. Discussion des résultats du lac Casistas Calif	61
II.3.5. Discussion des résultats du lac Wahnbach	62
II.3.6. Discussion des résultats du lac de Baldegg en Suisse	63
II.3.7. Discussion des résultats aux barrages Cherokee et Blue Ridge	65
II.3.8. Discussion des résultats du réservoir Spring Hollow	66
II.3.9. Evolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac Prince	69
II.3.10. L'évolution de l'oxygène, la température, le potentiel redox et le phosphore	70
II.4. CONCLUSION	71

CHAPITRE III

ETUDE THEORIQUE DU PHENOMENE

III .1. INTRODUCTION	73
III. 2. Etude du mouvement des bulles	74
III. 2.1. Forces exercées sur une bulle (El Dabaghi, 1998)	74
III. 2.2. Mesure et représentation de distribution de taille de bulles	75
III. 2.3. Modelé bulle plume développé par Ditmars et Cederwall (1974)	76
III. 2.4. Modèle bulle plume développé par McDougall (1978)	81
III. 2.4.1. Modèle bulle plume simple	81
III. 2.4.2. Modèle bulle plume double	88
III. 2.5. Modèle bulle plume développé par Wuest et ses collaborateurs (1992)	93
III.3. Efficacité mécanique	98

PARTIE B

CHAPITRE IV

ETUDE EXPERIMENTALE

IV.1. INTRODUCTION	103
IV.2. SITUATION GEOGRAPHIQUE DU LAC DE HALLWIL	104
IV.3. MODELE EXPERIMENTAL	105
IV.3.1. Description de l'installation de destratification et de l'aération hypolimnétique	108
IV.3.1.1. Description de l'installation de la destratification du lac de Hallwil	108
IV.3.1.2. Description de l'installation d'aération hypolimnétique du lac de hallwil	109
IV.4. RESULTATS ET ANALYSES	114
IV.4.1. Evolution des paramètres physico-chimiques en fonction de la profondeur avant et durant l'aération par déstratification	114
IV.4.1.1. Evolution des paramètres physiques en fonction de la profondeur du lac	114
IV.4.1.2. Evolution des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du lac	116
IV.4.1.3. Principaux résultats	122
IV.4.2. Evolution des paramètres physico-chimiques en fonction de la profondeur avant et durant l'aération hypolimnétique	123
IV.4.2.1. Evolution des paramètres physiques en fonction de la profondeur du lac	123
IV.4.2.2. Evolution des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du lac	125
IV.4.2.3. Principaux résultats	130

IV.4.3.	Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques entre la surface et le fond durant la destratification	132
IV.4.3.1.	Evolution chronologique des paramètres physiques entre la surface et le fond durant la destratification	132
IV.4.3.2.	Evolution chronologique des paramètres chimiques entre la surface et le fond durant la destratification	133
IV.4.4.	Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques entre la surface et le fond durant l'aération hypolimnétique	136
IV.4.4.1.	Evolution chronologique des paramètres physiques entre la surface, 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnétique	136
IV.4.4.2.	Evolution chronologique des paramètres chimiques entre les niveaux 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnétique	138
IV.4.5.	Evolution moyenne des paramètres physiques et chimiques entre la surface et le fond du lac avant et durant la destratification	141
IV.4.5.1.	Evolution des paramètres physiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la destratification	141
IV.4.5.2.	Evolution des paramètres chimiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la destratification	143
IV.4.5.3.	Principaux résultats	146
IV.4.6.	Evolution des paramètres physiques et chimiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnétique	146
IV.4.6.1.	Evolution des paramètres physiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnétique	146
IV.4.6.2.	Evolution des paramètres chimiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnétique	148
IV.4.6.3.	Principaux résultats	151
IV.4.7.	Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques durant la période 1985-1997	151
IV.4.7.1.	Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques entre la surface et le fond du lac durant la destratification	151
IV.4.7.2.	Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques entre la surface et le fond du lac durant l'aération hypolimnétique	159
IV.4.8.	Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques avant et durant la restauration du lac : période 1970-1997	167
IV.4.8.1.	Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques avant et durant la destratification pendant la période 1970-1997	167
IV.4.8.2.	Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques avant et durant l'aération hypolimnétique pendant la période 1970-1997	173
IV.4.9.	Evolutions chronologiques alternés (aération hypolimnétique / destratification) des paramètres physiques et chimiques durant la restauration du lac.	179
IV.4.9.1.	Evolution chronologique alternés des paramètres physiques	179
IV.4.9.2.	Évolutions chronologiques alternées des paramètres chimiques	182
IV. 5. CONCLUSION		187
CONCLUSION GENERALE		189
REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE		192
ANNEXES		198

RESUME

Les 10,3 km² du plan d'eau du lac de Hallwil représentent un pôle touristique important pour le canton de Lucerne (Suisse). En effet, la pêche et de nombreux sports nautiques sont pratiqués. Avant sa mise en restauration en hiver de l'année 1985/1986, ce lac présentait une eutrophisation importante (dominée en grande partie par le phosphore) perturbant les activités aquatiques, et des nuisances dommageables à ses différents usages, et de ce fait gênait le développement touristique de la région. La carence en oxygène du lac de Hallwil était catalysée en été par une stratification thermique très marquée (21,1°C), qui favorise la remise en solution des nutriments piégés en période hivernale dans les sédiments. Cette anoxie pouvait être constatée à partir de 3 m de profondeur.

Dans le but de remédier à l'eutrophisation du lac de Hallwil, l'E.A.W.A.G a mis en service dans l'hiver 1985/1986, une installation d'un système d'aération alterné en deux modes d'aération, une aération par un système de déstratification en période hivernale, et une aération hypolimnétique en période estivale (air/oxygène pure).

L'objet principal de notre étude est d'exploiter les relevés des résultats expérimentaux (recueillis à partir des expériences qui ont été faites dans le site du lac de Hallwil), pour analyser et commenter 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). Ces variations se sont réalisées dans l'espace (en fonction de la profondeur du lac) et dans le temps (mensuelle et annuelle) avant et durant le fonctionnement des deux modes d'aération. Enfin, une étude comparative a été faite, dans le but de montrer la performance des deux modes d'aération dans la restauration du lac.

A travers l'exposition des différents résultats des paramètres physiques et chimiques dans les deux modes d'aération, nous avons abouti à une augmentation de la teneur d'oxygène et une diminution de la quantité du phosphore dans les eaux des profondeurs. Ainsi l'étude des résultats de la campagne de mesures faites à partir de 1985, permet de diagnostiquer l'effet des deux techniques d'aération sur l'amélioration de l'état du lac de Hallwil.

Pendant la restauration du lac, la concentration moyenne minimale d'oxygène dépasse la valeur 6 g/m³ dans la période hivernale, alors qu'elle n'excède pas la valeur 4.5 g/m³ dans la période estivale.

Les plus grandes valeurs de la teneur en phosphore sont plutôt observées dans le mode d'aération hypolimnétique que dans l'autre mode d'aération. Les valeurs moyennes maximales de ce composé sont au-dessous de 0.2 g/m³ (période hivernale), et 0.25 g/m³ (période estivale). Ainsi, on peut conclure que les deux techniques d'aération ont contribué d'une façon spectaculaire par chacune de manière opérationnelle à réoxygéner et déphosphorer les couches profondes du lac.

Mot clé : aération artificielle, aération hypolimnétique, déstratification, oxygène dissous, eutrophisation, phosphore, stratification thermique, lac.

Abstract

The 10.3 km² area of Hallwil Lake represent an important touring pole for the district of Lucerne (Switzerland) where fishing and numerous water sports are practiced. Before its restoration in the winter of 1985, the lake represented a significant eutrophication (largely dominated by phosphorus) disrupting aquatic activities. The damaging trouble to its various uses bothers tourism development of the region. The oxygen deficiency of Hallwil Lake was catalyzed in the summertime by a strong thermal stratification (21.1 ° C), which promotes the dissolution of nutrient trapped in the winter season in the sediments This anoxia can be seen at the depth of 3 m.

In the winter of 1985/1986 and In order to pass up the eutrophication of the Hallwil Lake, the EAWAG built an installation of an aeration system in two alternate aeration modes: a destratification Aeration system in winter, and an hypolimnetic aeration in summer (air/ pure oxygen).

The main purpose of our study is to explore the records of the experimental results (collected from the experiments carried out on the site of Hallwil Lake), to analyze and comment the evolution of the physical parameters (temperature and conductivity) and the chemical parameters (pH, dissolved oxygen, total phosphorus and total nitrogen). The variations of these parameters were practiced in space (with respect to the depth of the lake) and time (monthly and yearly) before and during the process of the two modes of aeration. As a final point, a comparative study was made in order to show the efficiency of each mode of aeration.

Throughout the exposure of the different results of the physical and chemical parameters in both modes of aeration, we have achieved an improvement of the lake water quality. Thus, the study of the results of the measurements since 1985, allows to detect the effect of the two aeration techniques on improving the situation of the Hallwil Lake During the restoration of the lake, the average minimum concentration of oxygen in the winter season exceeds 6 g/m³ while it does not go beyond 4.5 g/m³ in the summertime.

The greatest values of phosphorus content are rather observed in the mode of hypolimnetic aeration in another mode of aeration. The maximum average values of this element are less than 0.2 g/m³ (winter) and 0.25 g/m³ (summer). Consequently, we can conclude that both techniques have contributed radically in valuable way to improve the amount of dissolved oxygen and decrease the level of phosphorus in the deep layers of the lake.

Keyword: artificial aeration, hypolimnetic aeration, destratification, dissolved oxygen, eutrophication, phosphorus, thermal stratification lake.

ملخص

إن الامتداد الطبيعي لبحيرة " هالويل " (Hallwil) و البالغ 10.3 كلم² يمثل قطبا سياحيا هاما لمقاطعة " لوسرن " بسويسرا (Lucerne en Suisse)، إذ تمارس فيه كل أنواع الرياضات المائية إلى جانب الصيد. كانت هذه البحيرة قبل إعادة تهيئتها في شتاء 1986/1985 غنية بالأملاح المعدنية (تغلب عليها بصفة كبيرة نسبة الفسفور) مما كان يعيق النشاطات المائية، و يخلف آثارا سيئة على مختلف استعمالاتها، معرقلا بهذا تطور وترقية السياحة في المنطقة. إن النقص الفادح في اوكسجين بحيرة " هالويل " (Hallwil) كان مرده صيفا طبقات حرارية (stratification thermique) واضحة 21.1°، مما يشجع إعادة تحلل المغذيات (Nutriments) العالقة في فصل الشتاء في شكل بقايا ومخلفات. هذا الاختناق كان يسجل انطلاقا من ثلاثة أمتار من عمق البحيرة.

في سبيل معالجة مشكل الترف الغذائي (Eutrophisation) وجود نسبة عالية للفسفور في البحيرة قامت إدارة المياه السطحية، وإدارة البحوث للمعهد لأغراض التنمية، وتنقية المياه وحماية (EAWAG) في لوسرن (سويسرا) بتركيب نظام تهوية يشتغل بتناوب طريقتين للتهوية : الأولى التهوية عن طريق إزالة الطبقات (Aération par déstratification) في المرحلة الشتوية، و الثانية تهوية الطبقة السفلى (Aération hypolimnétique) في المرحلة الصيفية (هواء/اوكسجين نقي).

إن الهدف الأساسي لدراستنا هو استغلال كشوفات النتائج التجريبية (المستقاة انطلاقا من التجارب التي أجريت في موقع بحيرة " هالويل ") ، و ذلك للتحليل ثم التعليق على تطور المقاييس الفيزيائية (درجة الحرارة، الناقلية) و الكيميائية (الـ pH ، الاوكسجين المذاب ، الفسفور الكلي و الازوت الكلي) بدلالة العمق الشهري و السنوي للبحيرة قبل و خلال تشغيل طريقتي التهوية ، هذا من جهة ، و من جهة أخرى مقارنة أداء و مردودية الطريقتين في تهوية البحيرة .

من خلال عرض مختلف النتائج و المقاييس الفيزيائية و الكيميائية في كلتا الطريقتين للتهوية ، وصلنا إلى أن هناك تحسنا نوعيا في مياه البحيرة ، و عليه فان دراسة نتائج القياسات المستقاة ابتداء من سنة 1985 تسمح باستنتاج اثر التقنيتين على تحسن حالة مياه البحيرة أثناء تهويتها ، فالكثافة المتوسطة الدنيا للاوكسجين كانت تتعدى 6 غ/م³ شتاء و 4.5 غ/م³ صيفا.

إن اكبر القيم الدالة على تواجد الفسفور سجلت في الطريقة الثانية (hypolimnétique)، فالقيم المتوسطة القصوى لهذا المركب كانت اقل من 0.2 غ/م³ شتاء و 0.25 غ/م³ صيفا، و عليه يمكن الاستخلاص بأن كلتا الطريقتين شاركتا بصفة بارزة و بصفة عملية في زيادة نسبة الاوكسجين و إنقاص نسبة الفسفور من الطبقات العميقة للبحيرة .

كلمات المفاتيح : تهوية اصطناعية ، تهوية الطبقة السفلى ، إزالة الطبقات ، اوكسجين محلل، الترف الغذائي، الفسفور ، الطبقات الحرارية، بحيرة .

PREAMBULE

Le travail présenté ici fait l'objet d'une analyse et d'un commentaire des relevés expérimentaux réalisés sur le lac de Hallwil, situé à Lucerne (Suisse). Ces données ont été 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) à Lucerne (Suisse).

Histoire de la maladie du lac

Dans les années 1920, la population aquatique dans le lac a diminué d'une manière brutale, et plus tard dans les années 1940, l'oxygène était pratiquement inexistant à partir de 3 à 10 m de profondeur. C'est avec souci que la population de la région constata la mauvaise qualité de l'eau. Des études ont été élaborées dans les années 1950 et des mesures ont été à l'époque prescrites.

A partir de 1963, le lac a été plus ou moins purifié, cependant la concentration du phosphore a augmenté depuis et l'état de l'eau du lac s'est empiré.

Des solutions internes pour la dépollution et la purification ont été développées et des installations internes ont été depuis l'hiver 1985/1986 installées et fonctionnelles.

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 1970, l'eau du lac a connu une teneur en phosphore de 250 mg/m³. Au début de l'année 1997, la charge en phosphore est diminuée à 49 mg/m³.

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

Résultats positifs de la dépollution

Beaucoup d'efforts ont été fournis dans l'amélioration des installations et canalisations pour la consommation locale de l'eau. Ces mesures préventives ont permis de retenir et d'éliminer pratiquement 5 tonnes/ans de phosphore.

Comme attendu la quantité de phosphore dimunia d'une manière rapide dans les années 1970 (de 16 à 6.4 tonnes/an), et se retrouve dans les années 1980/1990 dans la plage des années 1950.

Ce succès est dû d'une part aux mesures prises par les autorités et d'autres part grâce à l'achèvement du réseau de canalisation qui réduit en grande partie le drainage. Ainsi des 3.1 tonnes de phosphore, 19 % (avant c'était 44 -52%) seulement sont directement liés aux eaux résiduaires, le reste (81%) est essentiellement liées aux engrais et fumier flottant.

Mesures internes et externes

Le mauvais état du lac nécessita des mesures externes, mais aussi internes. E.A.W.A.G proposa ainsi en 1979 deux solutions techniques pour l'augmentation de l'oxygène dans le lac. En hiver, et additionnement à son cycle naturel, le lac sera doté d'un circuit de circulation artificiel (Fig.1.a) : l'eau des profondeurs sera transportée vers la surface libre du lac grâce à une pression pneumatique. Elle transportera en même temps vers cette surface libre tous les engrais et fumiers, et était ainsi oxygéné. L'apport calculée et mesurée est de 1000 tonnes d'oxygène.

En été, au lieu de l'air sous pression qui est injecté, c'est l'oxygène pur qui est injecté à partir de la profondeur du lac (Fig.1. b). Ainsi 400 à 600 tonnes d'oxygène sont apportées, et la surface libre chauffée ne sera pas perturbée.

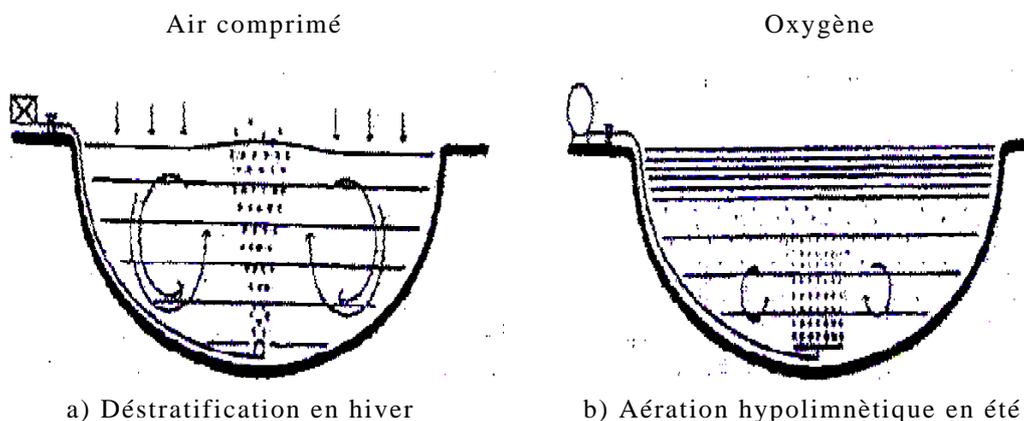


Fig. 01 - Systèmes de restauration d'un lac

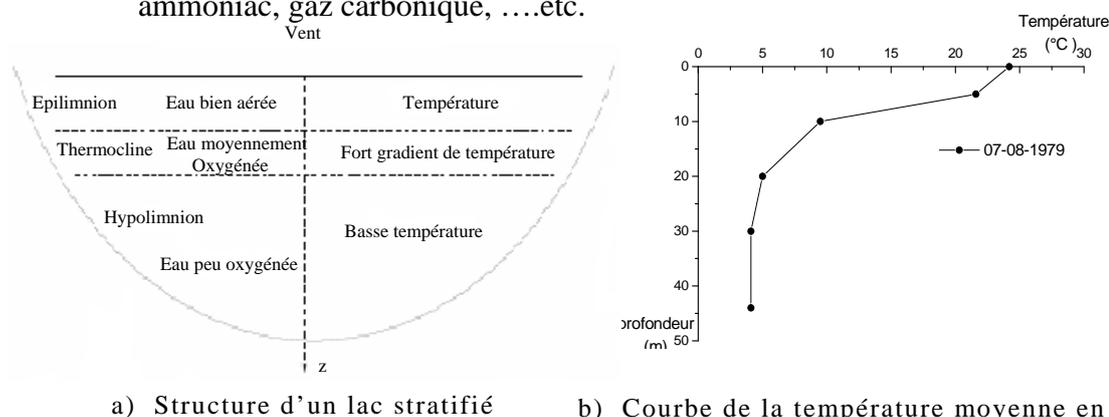
INTRODUCTION GENERALE.

L'eutrophisation des lacs et réservoir est un problème universel croissant. L'augmentation du niveau des éléments nutritives du à l'affluence des déchets organiques, industriels et en engrais peut conduire au développement de variété de problèmes.

Le contenu d'oxygène dissous est l'une des mesures de la qualité de l'eau, et en hiver, l'eau emmagasinée dans les réservoirs est bien mélangée par l'action de la turbulence provoquée par les vagues et les courants de convections.

En été, quand le temps est chaud et les vagues sont faibles, ces réserves deviennent stratifiées thermiquement. En ce temps, si le temps chaud persiste, ce processus conduit à la formation de trois couches distinctes dans les réserves (fig. 2a) :

- L'épilimnion, couche superficielle peu épaisse d'environ 7 m, brassée par les vents, et où la teneur en oxygène est proche de la saturation ;
- La thermocline, zone intermédiaire soumise à une chute rapide de la température de 27°C à 18°C, de profondeur allant de 7 m à 12 m, peu soumise à l'action des vents et où la teneur oxygène est moyenne ;
- L'hypolimnion, couche profonde au delà des 12 m, avec des températures de 14 °C à 18 °C, et où la teneur en oxygène est faible. On y relève de fortes concentrations de gaz nocifs tels que l'hydrogène sulfuré, ammoniac, gaz carbonique,etc.



a) Structure d'un lac stratifié

b) Courbe de la température moyenne en été.

Fig. 02 –Etat d'un lac eutrophisé

Cette stratification thermique est un facteur prépondérant dans le développement du processus de l'eutrophisation, qui se manifeste par la prolifération d'espèces végétales dans les eaux trop chargées en nutriment (azote, phosphore, oligo-élément). La présence des matières organiques dans l'eau favorise la croissance des bactéries hétérotrophes, grandes consommatrices d'oxygène par dégradation de la matière organique, une forte putridité de l'eau, la prolifération des insectes, et la diminution d'espèces végétales et animales.

Cette détérioration peut être dans la forme de couleur, désoxygénation ou l'odeur des algues fleurissant qui peut atteindre le stade du « soupe aux pois », ce qui engendre par conséquent des effets défavorables sur la population des poissons et sur les exploitations à usage divers des eaux du lac.

La thermocline forme une barrière entre l'épilimnion et l'hypolimnion, isolant la couche basse par l'air de la surface. Les matières organiques présentes dans un périmètre nouvellement submergé ou surtout composée des algues mortes, se décomposent et perdent l'oxygène dans l'hypolimnion. Cette région devient rapidement désoxygénée et une détérioration de la qualité d'eau suit à travers la réduction du fer et du manganèse (s'ils sont présents dans les sédiments), et la production de l'ammoniac, sulfure d'hydrogène et du gaz carbonique.

Les 10,3 km² du plan d'eau du lac d'Hallwil représentent un pôle touristique important pour le canton de Lucerne (Suisse). En effet la pêche et de nombreux sports nautiques sont pratiqués. Avant sa mise en restauration en hiver de l'année 1985/1986, ce lac présentait une eutrophisation importante perturbant les activités aquatiques, et des nuisances dommageables à ses différents usages, et de ce fait gênait le développement touristique de la région.

L'eutrophisation très marquée de ce lac était avant tout liée à des apports exogènes en composés nutritifs extrêmement importants dominés en grande partie par le phosphore. Ainsi, les longues périodes de stratifications, associées à une quantité importante de matière organique (principalement le phosphore), étaient à l'origine de fréquentes phases anoxiques des couches profondes. Cette anoxie pouvait être constatée à partir de 3 m de profondeur.

À la faveur d'anoxies estivales, le phosphore était relargué dans les couches profondes du lac. Rendu mobilisable, ce composé engendrait des importantes proliférations algales qui à leur tour entretenaient la désoxygénation du fond par décomposition. Cette carence en oxygène était catalysée en été par une stratification thermique très marquée (24,1°C, fig.2.b), qui favorise la remise en solution des nutriments piégés en période hivernale dans les sédiments. Cette stratification génère d'autres problèmes qui peuvent se résumer comme suit :

- Désoxygénation rapide de la couche profonde ;
- Formation des composés tels que l'ammoniaque ;
- Teneur importante en nitrites au fond du lac ;
- Augmentation progressive des concentrations en fer et manganèse soluble dans les couches profondes ;
- Concentration élevés en ortho phosphate et relargages importants de phosphore.

Face à cette situation dramatique de l'état du lac, qui nuisait non seulement à la vocation des ressources en eau du lac en question, mais aussi à son utilisation touristique. Les techniques de restauration des lacs ou prévention contre l'eutrophisation sont nombreuses (chimiques, biologiques, mécaniques,...). Vu le coût excessif et le rendement relativement faible de quelques unes d'entre elles, le processus d'aération dynamique est un des moyen les plus prometteurs.

Dans notre cas, on s'intéresse à un aspect de cette thématique, à savoir le traitement de l'eutrophisation des lacs par aération mécanique.

Pour cela, l'E.A.W.A.G, dans le but de remédier à l'eutrophisation du lac d'Hallwil, a mis en service au cours de l'hiver 1985/1986, une installation d'un système d'aération alterné en deux modes d'aération à savoir :

- Une aération par un système de déstratification en période hivernale ;
- Une aération hypolimnétique en période estivale (air/oxygène pure).

Les objectifs tracés dans cette étude sont comme suite :

Objectif 1 : Homogénéisation de la colonne d'eau dans le cas du mode d'aération par Déstratification :

Cette homogénéisation sera confirmée non seulement par les profils des températures, mais aussi par ceux d'oxygène, pH et conductivité.

Objectif 2: Amélioration de la concentration d'oxygène dans les zones profondes du lac dans le cas du mode d'aération hypolimnétique tout en préservant la stratification thermique :

Cette situation sera sanctionnée et validée par les profils de température et d'oxygène ;

Objectif 3: Diminution de la quantité de phosphore dans les zones profondes :

Des tracés des profils de phosphore seront présentés dans les deux modes d'aération afin de prouver la nette diminution de ce composé au fond du lac;

Objectif 4: Comparaison des deux modes d'aération et leurs impacts quant à l'évolution des paramètres physico-chimiques du lac :

Un graphe composé comportera l'évolution des paramètres physico-chimiques dans les deux techniques d'aération pendant toute la durée de restauration du lac.

La présente étude comportera deux grandes parties, une partie A consacrée à l'étude bibliographique du phénomène d'eutrophisation, et une partie B qui est la partie expérimentale.

La partie A est divisée en trois chapitres :

- Dans le premier chapitre, on présentera une étude comparative sur les deux modes d'aération mécaniques ;
- Le second chapitre montre les différentes études faites sur le phénomène d'eutrophisation, ainsi que les résultats aboutis ;
- Dans un troisième chapitre, nous exposerons une formulation mathématique qui définit le phénomène en question.

La description du modèle expérimentale, la présentation des résultats, interprétations, ainsi que les principaux résultats feront l'objet de la partie B.

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

PARTIE A

CHAPITRE I

ETUDES COMPARATIVES DES DIFFERENTS SYSTEMES MECANIQUES IMPLIQUES DANS LA RESTAURATION DES LACS ET RESERVOIRS.

I.1. INTRODUCTION :

Les problèmes des qualités des eaux sont reliés à la réduction dans le contenu de l'oxygène dissous de l'eau, particulièrement dans les couches basses [Davis, 1980 and Gafsi et al, 2007], ces dernières peuvent se dégrader significativement, si l'oxygène dissous utilisé par les processus biochimiques n'est pas réapprovisionner par l'aération de la surface ou la photosynthèse [Zic et al, 1992]. Le contenu d'oxygène dissous de l'eau est l'une des mesures de la qualité de l'eau [Davis, 1980 and Steinberger et al, 1999]. La quantité de l'oxygène dissous dans le corps de l'eau, est une indication du niveau de l'activité microbiologique, de la quantité de dégradation de la matière organique présente, et du niveau de la réaération. En plus, l'oxygène dissous est probablement le paramètre le plus signifiant relativement à l'importance de l'habitat des poissons [Steinberger et al, 1999].

La densité de stratification des lacs et les eaux des réservoirs est un fait commun [Paterson et al, 1989]. Dans beaucoup de réservoirs, l'échauffement solaire crée une stable stratification de la température pendant les mois d'été où l'eau chaude de surface flotte au-dessus de l'eau profonde plus froide désignée sous le nom du hypolimnion [Mobley et al, 2000]. Cette stratification thermique des lacs et réservoirs peut résulter largement à une perte d'oxygène de l'hypolimnion [Kyung Soo et al, 1993; Prepas et al, 1997 et Behari Shoo et al, 2005], lequel peut avoir des impacts négatifs sur l'eau froide des poissons, l'eau d'alimentation et la qualité de l'eau à l'aval des réservoirs alimentant des ouvrages hydroélectriques [McGinnis et al, 2001]. Si les concentrations de l'oxygène dissous (DO) véhiculés dans le l'eau, sont suffisamment faibles , des conditions anaérobies telles que le sulfure d'hydrogène, le fer dissous, et le manganèse se produisent, et peuvent atteindre des grandes concentrations dans l'eau tout près des

sédiments [Mobley et al, 2000]. Quand la durée est suffisamment longue la perte de l'oxygène résultant de la demande biochimique et biologique se produit dans l'eau hypolimnétique qui est devenue isolée de la surface d'eau. Les conséquences immédiates de celles-ci varient et peuvent inclure à la formation des composés du fer et du manganèse en solution et en suspension, du méthane, sulfure d'hydrogène, l'ammoniac et le phosphore, qui provoquent la mort des poissons [Schladow, 1993; Kirke et al, 1997 et McGinnis et al, 2004], des recyclages internes accélérés des éléments nutritifs, solubilisation du métal, et des problèmes des goûts et des odeurs qui sont indésirables dans les réserves d'eau [McGinnis et al, 1997 ; McGinnis et al, 2001 et Vickie et al, 2006a]. Ces conditions suppriment cette population, car les œufs déposés dans les sédiments anaérobies ne peuvent se développer [McGinnis et al, 2004]. Aussi, ce déficit d'oxygène est causé par la glace couvrant la surface de l'eau pendant les saisons froides ; cette couverture de la glace empêche le transfert de l'oxygène à l'interface air eau [Prepas et al, 1997 et Stefan et al, 2000], et par conséquent provoque la mort des poissons. Généralement, pour des poissons des eaux froides, la concentration de l'oxygène dissous hypolimnétique devra dépasser 5-7 mg/l. Une concentration minimale de l'oxygène dissous (DO) de 2 à 2.5 mg/l est souhaitée pour éviter la mort des poissons. En pratique, une concentration de l'oxygène dissous de 3 mg/l est désirée [Stefan et al, 2000]. Au printemps, quand la glace et la couverture de neige d'un lac fondent, le rayonnement solaire commence à pénétrer dans le corps de l'eau. L'adsorption de ce rayonnement peut causer la convection où la colonne de l'eau est refroidie au-dessous de la température de la densité maximum [Tobias et al, 2003].

Les systèmes d'aération sont employés dans les lacs, les réservoirs, et les équipements de traitement des eaux résiduaires, pour augmenter les niveaux d'oxygène dissous (DO) et pour favoriser la circulation de l'eau. Ces diffuseurs libèrent des bulles d'air ou de l'oxygène pur en profondeur, produisant une bulle plume turbulente libre qui monte à la surface de l'eau par les forces de flottabilités, rudement à un angle 11° de la propagation [DeMoyer et al, 2003].

Les systèmes de restaurations des lacs sont conçus à améliorer le niveau d'oxygène hypolimnétique, dans l'ordre de [Wuest et al, 1992]:

- Supporter une fermentation biologique comme dans l'effluent ou le traitement des eaux d'égout, ou pour remplacer l'oxygène dans l'approvisionnement de fleuve ou d'eau potable [Motarjemi et al, 1978];
- Limiter le recyclage du phosphore des sédiments dans l'eau du lac [Wuest et al, 1992];
- Créer un habitat convenable pour la pêche [Wuest et al, 1992];
- Déverser l'eau dans les centrales hydro-électriques [Wuest et al, 1992];
- Diminuer les coûts de traitement de l'eau /produits chimique [Wuest et al, 1992].

Le mélange artificiel des lacs stratifiés avec les aérateurs peut effectuer un nombre de changement par exemple :

- Empêcher la stratification et augmente la concentration de l'oxygène dissous dans toute la colonne d'eau [Davis, 1980 et Bernhardt et al, 1985];
- Empêcher la formation des glaces, utilisation comme barrière pour réduire l'introduction des sels à travers les écluses [Kobus, 1968; McDougall, 1978 et DeMoyer et al, 2003], et retarde la formation des glaces dans les ports et les voies navigables [Little et al, 2000] ;
- Production des courants des surfaces pour protéger les surfaces des ports contre les grandes amplitudes des vagues [Wilkinson, 1979; Baines et al, 1992 et Brevik et al, 2002] ;
- Protection des habitats côtiers contre les marées de pétroles [Kobus, 1968; Ditmars et al, 1974; Aseada et al, 1993 et Chen et al, 2000] ;
- Dans la composition de la population algale, dans le nombre total des algues, dans le taux de croissance, en plus causant une compensation presque complète du déficit de l'oxygène résultant à partir de l'activité métabolique [Bernhardt et al, 1985].

L'aération des réservoirs peut être réalisée par des diverses méthodes [Ruane et al, 1977 and Kyung Soo et al, 1993]. Cependant, les techniques actuellement utilisées sont souvent chères et inefficaces [Kyung Soo et al, 1993]. Selon Kyung Soo et son collaborateur (1993), le développement d'une hydro turbine autoventing semble être

prometteur comme une solution rentable à long terme, et ceci pour augmenter l'oxygène dissous en aval des réservoirs.

L'aération artificielle des lacs des eaux dépourvues d'oxygène, est l'une des plusieurs méthodes de restauration [Jerzy et al, 2001]. C'est incontestablement la technique la plus employée [Jerzy et al, 2001 et Renata et al, 2001], et les raisons de sa popularité sont relativement dues au faible coût des installations et au peu de difficultés technologiques [Jerzy et al, 2001]. Les résultats obtenus révèlent que la diminution du niveau trophique a résulté non seulement de la limitation du chargement interne (dû à l'amélioration des conditions aérobies) mais a causé également les changements persistants dans le fond des sédiments [Renata et al, 2001].

Des diverses méthodes de mélange artificielles ont été employées, par exemple, les barboteurs d'air, où de l'air comprimé est injecté continuellement par un diffuseur réglé près du fond du réservoir. Celles-ci, sont généralement utilisés en raison de leur simplicité [McDougall, 1978; Aseada et al, 1993 ; McGinnis et al, 1998 et Behari saho et al, 2005], et ont été utilisés efficacement dans le pratique comme technique de restauration de réservoir/lac depuis le début de année 1950 [Schladow, 1992].

L'efficacité, le coût opérationnel, ou l'investissement nécessaire, ou tous les trois varient considérablement et impose des limitations sur l'utilisation de la plupart des aérateurs [Raney et al, 1973].

Les techniques utilisées pour résoudre l'état anaérobie des lacs peuvent être groupées en deux grandes catégories : la déstratification artificielle et l'aération hypolimnétique [McGinnis et al, 2001].

Dans le premier cas, le lac entier est mélangé par la libération de l'air comprimé à partir des tubulures le long du fond du lac [Fast et al, 1973; Fast, 1978 et Roberston et al, 1991], tan disque le deuxième, l'objectif est d'oxygéner seulement l'hypolimnion tout en préservant la stratification thermique [Fast et al, 1973 et Kortmann et al, 1994]. La méthode la plus simple est la déstratification artificielle où l'air comprimé est introduit à travers des diffuseurs localisés au fond du lac. L'aération hypolimnétique est une stratégie utilisée pour maintenir un milieu aérobie dans l'hypolimnion tout en

préservant la stratification thermique [Raney et al, 1973 et McGinnis et al, 2002]. Ces deux techniques sont utilisées séparément ou en combinaison [Wuest et al, 1992]:

- Déstratification artificielle de la colonne d'eau durant la saison froide ;
- Aération hypolimnétique durant la saison chaude, et ceci dans le but de préserver la stratification

Chacune de ces méthodes à ses avantages et ses inconvénients.

I.2. SYSTEMES D'AERATION :

I.2.1. L'aération par le système de déstratification :

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

L'aération par déstratification est premièrement exposée par Scott et Foley en 1919, cette technique est plus fréquemment achevée par injection de l'air à travers un seul diffuseur d'air, lié à un compresseur d'air localisé à la partie la plus haute du lac (Fig.03) [Fast, 1978 et Gafsi et al, 2007].

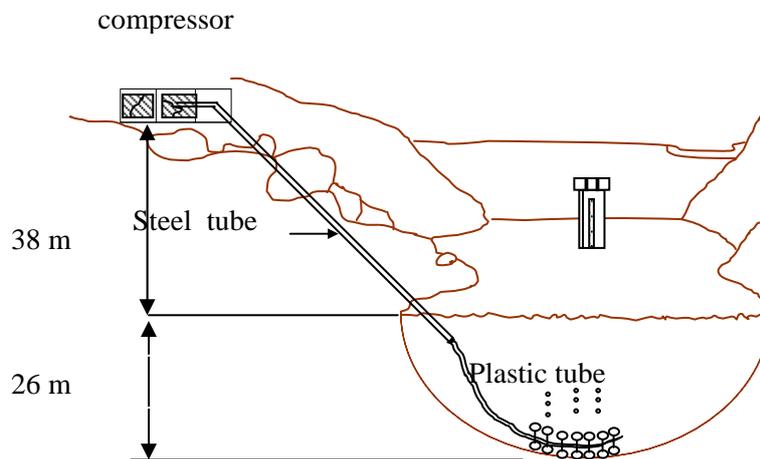


Fig. 03 - Système de déstratification d'un lac [Fast, 1978; Gafsi et al, 2007 et Gafsi et al, 2009].

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

En 1988, Christian Steinberg et ses Collaborateurs, montrent dans leurs travaux de recherche, une étude comparative entre deux modes de restauration (intermittent et permanent déstratification) dans le lac Fischkaltersee, et ceci dans un but de montrer l'effet positive des certains facteurs physiques dans la thérapie du lac.

Ces deux thérapies débutent respectivement au mois d'avril 1980 et avril 1985. Ils démontrent que l'intermittent déstratification à quelques avantages par rapport à la déstratification permanente. Selon les auteurs, il y a même un certain avantage par rapport aux propositions de McQueen (1984). Ces auteurs suggèrent l'aération hypolimnétique en été, dans le but que les gradients thermiques soient persistants. Un autre but est que les algues mortes peuvent se sédimenter et que la fertilisation interne est réduite au minimum.

En conclusion, les auteurs aboutissent aux résultats au sujet de la comparaison des deux thérapies, que le système de déstratification intermittente est une thérapie très pratique et semble être applicable même dans les lacs relativement peu profonds (15 m) dans lesquels le système de déstratification permanente semble être risqué [Steinberger et al, 1988].

I.2.2. L'aération hypolimnétique :

L'aération hypolimnétique est largement la méthode la plus largement admise pour maintenir ou restaurer l'oxygénation des eaux dans les cas ou réservoir. Bien qu'ils soient conçus pour minimiser le mélange entre l'hypolimnion et l'épilimnion, par la nature de leur opération, il est presque impossible d'éviter certains mélanges entre ces couches. Malheureusement, ces mélanges fractionnels provoquent une réduction ou une élimination de la stratification [McGinnis et al, 2002]. Les systèmes d'aération et l'oxygénation hypolimnétique (Voir information dans le tableau 1) sont utilisés généralement pour ajouter l'oxygène dissous nécessaire aux corps de l'eau tout en préservant la stratification [Vickie et al, 2006a].

La pratique de l'aération hypolimnétique est dirigée à introduire de l'oxygène seulement dans l'hypolimnion sans distribution du gradient de température [Bernhardt et al, 1985].

Cette mesure est particulièrement convenable pour améliorer l'équilibre de l'oxygène dans les réservoirs des eaux potables quand l'étendue de l'hypolimnion est supérieure à 10 m et le rapport [Bernhardt et al, 1985 et Kettab et al, 2008]:

$$\frac{V_{epi}}{V_{hyp}} \leq 2 \dots\dots\dots(1)$$

où V_{epi} et V_{hyp} sont respectivement les volumes de l'épilimnion et de l'hypolimnion.

En 1978, Fast a inventé un système d'aération des poissons, ce système consiste soit à un parc flottant ou à un canal construit en matière plastique de faible coût (Fig.4-a et Fig.4-b). Il peut être utilisé en conjonction avec l'aération ou l'oxygénation hypolimnétique. L'eau est remontée ou bien par compression d'air ou par un moyen mécanique. Ce système pouvait causer une baisse d'élément nutritif à partir du lac ; la stratification thermique est maintenue. Le dépouillement naturel par ce moyen restaure non seulement le lac, mais aussi fournit de nouveaux poissons très recherchés à un faible coût [Fast, 1978].

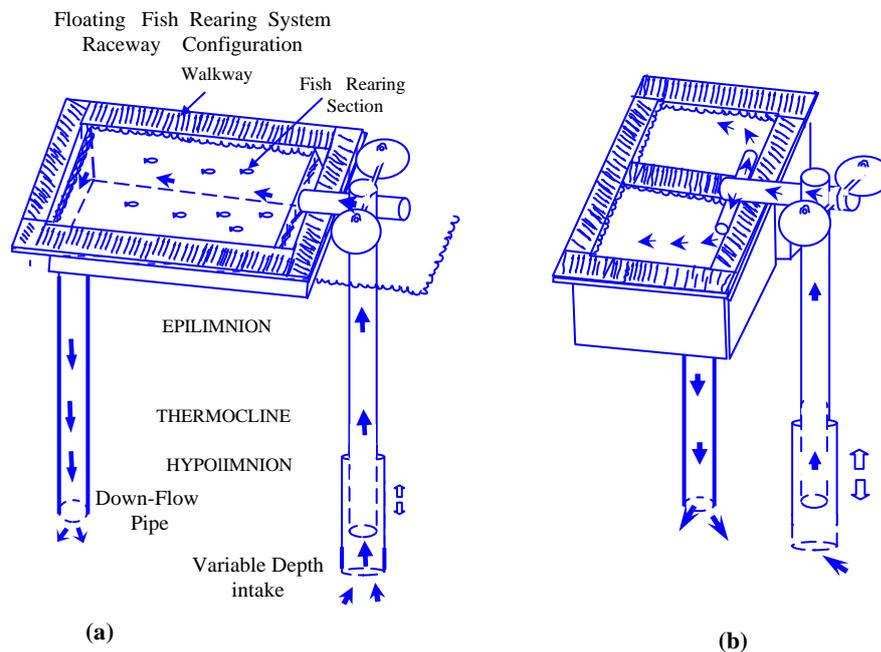


Fig. 04 - Systèmes flottant de re-aération des poissons [Fast, 1978 et Kettab et al, 2005].

Ces systèmes ont un grand potentiel dans leur utilisation dans les lacs eutrophes stratifiées en température ou réservoir. Cependant, ces systèmes peuvent être utilisés dans les eaux marines et les conditions isothermiques[Fast, 1978 and Kettab et al, 2005].

Bernhardt (1978), montre des résultats à partir d'une aération hypolimnétique de 15 années sur le barrage de Wahnbach (en Allemagne) ($V_{\text{epi}}= 20.106\text{m}^3$, $V_{\text{hyp}}=16.106\text{m}^3$, Profondeur = 45 m), utilisant un aérateur hypolimnétique développé par l'association du réservoir Wahnbach, ses résultats montrent que [Bernhardt et al, 1985] :

- Malgré un développement de masse d'algue 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 O_2).
- Les concentrations en trop du fer et du manganèse ne sont pas produites dans l'hypolimnion, et le traitement pour supprimer 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 guide pour l'eau potable.

Tableau n° :01-Résumé des installations d'aération et d'oxygénation hypolimnetiques documentées dans la littérature. Les unités expérimentales et permanentes sont incluses [Vickie et al, 2006b].

Waterbody	Maximum Depth (m)	Volume (10 ⁶ m ³)	Oxygenator type	Year installed	Oxygen addition (kg/d)	References
Wahnbach reservoir,germany	45	42	Fill-lift aerator	1966	1,560	(12,13)
Mirror lake,Wisconsin	13	0.40	Fill-lift aerator	1972	111	(14)
Silver lake,Wisconsin	12		Fill-lift aerator	1972	85	(14)
Larson lake,Wisconsin	12	0.19	Fill-lift aerator	1973	26	(14)
Lake Waccabuc,new York	13	4.1	Partial-lift aerator	1973	350	(15)
Ottoville Quarry,ohio	18	0.063	Side stream pumping	1973	14	(16)
Spruce knob lake, west virginia	6		Full-lift aerator	1974	49	(17)
Clark hill reservoir, georgia		3,096	Bubble-plume diffuser	1975	54,40	(9)
Lake ghirla ,italy	14	2.0	Submerged pumping oxygenation system	1976	0,13	(18,19)
Lake nantua, France	42		Side stream oxygen injection	1976	200-250	(20)
Black lake,british columbia	9	0.18	Full-lift aerator	1978		(21)
Tory lake ,ontario	10	0,055	Full-lift aerator	1978		(22,23)
Lake sarkinen,finland	17	2.5	Mixoxaerator	1980		(24)
Lake st ,george, ontario	16		Full-lift aerator	1980		(25,26)
Lake tegal ,germany	16	24.6	Limnox partial-lift aerator	1980	4,500	(27)
Weblinger see,germany	12	1.0	Limno full-lift aerator	1981	120	(28)
Lake baldegg ,switzerland	66	176	Bubble –plume diffuser	1982	3,000-4,500	(7,29)
Lake pyhajarvi,finland	42		mixox	1983	1,300	(24)
Lake sempach ,switzerland	87	662	Bubble –plume diffuser	1984	3,000	(29)
Lake hald ,denmark	31	44	Bubble-plume diffuser		575	(30)
Richard b ,russell reservoir, georgia	47	1,270	Bubble –plume diffuser	1985	200,000	(19,31)
Glen lake , british columbia	13		Full-lift aerator	1986	40	(4)
Lake hallwil ,switzerland	47	285	Bubble –plume diffuser	1986	1,000-7,100	(32)
Lake kallvesi ,finland	38		Mixox aerator	1986		(33)
Midical lake, washington	18	6.2	Limno partial-lift aerator	1986	225	(34)
St.mary lake ,british columbia	9.1(mean)		Full-lift aerator	1986	311	(35,36)
Lake shenipsit , connecticut	21	12.3	Layer aeration	1987	512(after retrofit)	(37,38)
Lake muggesfelde,germany	21	21	Tibeian full-lift aerator	1987	500	(39)
Amisk lake, alberta	34(north basin)	25(north basin)	Bubble-plume diffuser	1988	750-1,000	(40,41)
Lake huruslahti, finland	26		Mixox aerator	1990		(33)
Lake krupunder , germany	10,5	0,28	Tibeian full-lift aerator	1990	80	(42)
Medical lake, washington	18	6,2	Full-lift aerator	1990	500	(34)
Lake prince , virginia	10	13,9	Full-lift aerator	1991	4,100	(43,44)
Newman lake , washington	10	28,6	Speece cone	1992	2,000	(45,46)
Camanche reservoir, california	41	545	Speece cone	1993	9,000	(47)
Douglas dam, tennessee	38	1700	Bubble-plume diffuser	1993	100,000	(48)
Lake western branch ,virginia	11	24,4	Full-lift aerator	1993	6,600	(43,44)
Lake stevens ,washington	44		Full-lift aerator	1994	2,900	(49)
Tombigbee river, alabama	11	n/a	u-tube		23,600	(50)
Heart lake, ontario	10,9	0,78	Full-lift oxygenator	1995	140-200	(51)
Whittaker lake, ontario	11	0,39	Full-lift oxygenator	1995	140-200	(51)
Spring hollow reservoir, virginia	55	7,2	Bubble-plume diffuser	1998	250	(52,53)
Upper san leandro reservoir, california		51	Bubble-plume diffuser	2002	9,000	(53,54)

Concernant l'oxygénation hypolimnétique, une technique permettant de pomper l'eau du rivage, puis cette eau sera alimenter avec de l'oxygène pur pour ensuite le renvoyer au hypolimnion. Ce système est connu comme Side Stream Pumping (SSP) ou Side Stream Supersaturation, et qui est considéré parmi les systèmes les plus récents (Figure 5). Une autre méthode de puisement au rivage nécessite de mélanger l'air ou l'oxygène pur dans l'eau retirée, de pomper ou passer le mélange de la bulle d'eau en bas d'un tube en U profond pour augmenter le transfert du gaz, et faire retourner l'eau oxygénée, qui s'est écoulé du sommet du tube [Vickie et al, 2006a].

Un système de hypolimnion correctement conçu, maintient la ressource d'eau froide intacte. Cependant, quatre objectifs généraux doivent réaliser pour ce système [Speece, 1994]:

- L'oxygène doit être efficacement absorbé ;
- La turbulence exigée pour le transfert de l'oxygène doit être confinée et empêchée sa contribution quant à la déstratification ;
- Le transport de l'eau oxygénée doit être efficacement fourni au hypolimnion ;
- Il faut être bienveillant quant aux incidences sur l'environnement.

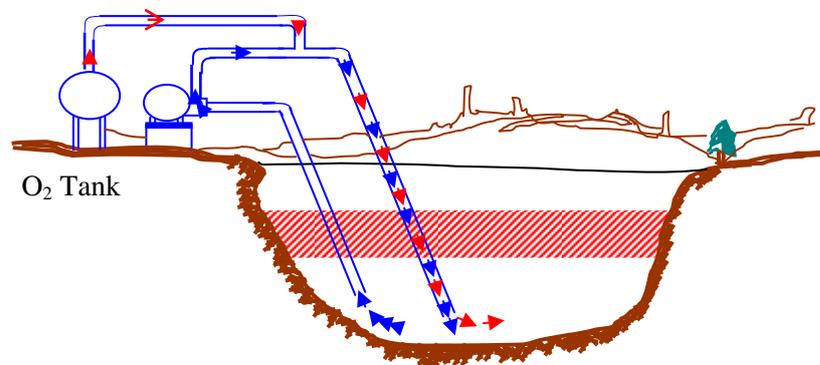


Fig. 05 - Side-Stream Pumping (S.S.P)» ([Fast et al, 1975 ;Fast, 1978; Gafsi et al, 2004a et Gafsi et al, 2009].

Trois mécanismes principaux sont utilisés pour l'aération hypolimnétique (Fig. 6) [McGinnis et al, 1997; Gafsi et al, 2005 et Gafsi et al, 2008a]:

1 . L'aérateur d'élévation d'air (air lift) (Fig. 6-a) :

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

2 .Les bulles plumes (Fig. 6-b) :

Les diffuseurs de bulle-plume sont généralement linéaires ou circulaire (Fig.07) et injectent l'air ou l'oxygène à un débit relativement faible. Ces systèmes sont les plus appropriés aux lacs profonds où la partie des bulles se dissout dans le hypolimnion et la

quantité de mouvement produite par la plume est assez faible pour empêcher une érosion significative de la thermocline [McGinnis et al, 1997 et Vickie et al, 2006a].

3 .Le Speece Cône (Fig. 6-c) :

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

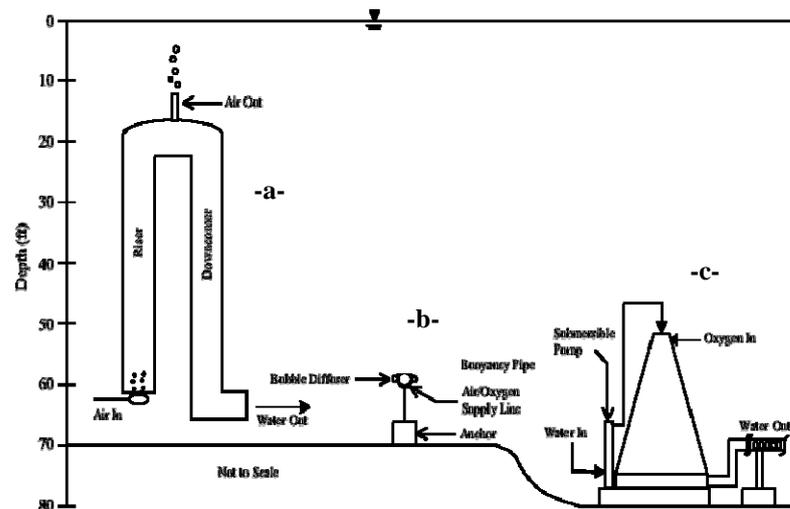


Fig. 06- Représentation des trois mécanismes d'aération hypolimnétiques [McGinnis et al, 1997; Gafsi et al, 2005 ; Gafsi et al, 2008a et Gafsi et al, 2009].

Typiquement, l'oxygène pur 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 et al, 1997 et McGinnis et al, 2002]. L'oxygène pur est utilisé pour l'oxygénation hypolimnétique pour empêcher l'accumulation des molécules d'azote, lesquelles peuvent être toxique aux poissons [Wuest et al, 1992]. Alors que l'aération avec l'air augmente la turbulence dans l'hypolimnion, qui par conséquent augmente la demande d'oxygène des sédiments, ou qui peut résulter à une déstratification accidentelle [Beutel, 2002 et Kettab et al, 2008].

L'un des trois types d'oxygénateur qui est généralement utilisé est l'aérateur d'élévation d'air (air lift) [Vickie et al, 2006a].

Dans tous 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 et al, 2002 et Vickie et al, 2006a].

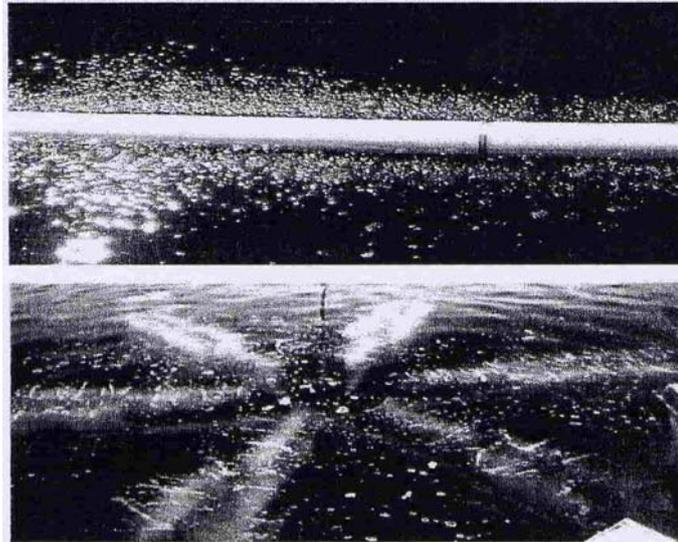


Fig. 07 - Photographies des diffuseurs linéaires (au dessus) et circulaires (au dessous) des bulles plumes [Vickie et al, 2006a].

1.3.EFFETS COMPARES DES SYSTEMES D'AERATION :

1.3.1. Effets comparés des systèmes d'aération hypolimnétiques :

Fast A.W (1978), a proposé une étude comparative de trois systèmes d'aération hypolimnétiques, à savoir [Fast, 1978; Gafsi et al, 2004b et Gafsi et al, 2006] :

- Side-Stream Pumping (S.S.P) (Fig. 05).
- Aérateur hypolimnétique d'élévation partiel d'air.
- Aérateur hypolimnétique d'élévation complet d'air. 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 la grande solubilité de l'oxygène pur et son injection dans l'eau sous pression [Fast et al, 1975 et Fast, 1978].

Des auteurs ont comparé les coûts de trois types des aérateurs de l'hypolimnion, et ils ont découvert que la conception remontant l'air complet avait un frais d'exploitation beaucoup plus faible et une grande efficacité que l'un des deux systèmes des aérateurs,

le S.S.P ou la conception remontant l'air partiel. Le S.S.P a un coût capital plus faible [Fast, 1978; Gafsi et al, 2004b et Gafsi et al, 2006].

Selon Robert W.Kortmann (1994), les premiers aérateurs ont utilisé un processus de pompage d'élevation d'air. Les aérateurs hypolimnétique d'élévation partiels d'air sont devenus les aérateurs hypolimnétique les plus utilisés, quoique l'efficacité de transfert d'oxygène soit plus grande dans l'aérateur hypolimnétique d'élévation complet d'air [Kortmann et al, 1994].

En 1994, Richard E.Speece, compare des efficacités d'absorption de l'oxygène pour le cas du diffuseur des bulles plumes et du Spêece Cône, et montre que pour les réservoirs peu profonds (avec des profondeurs en dessous de 30 m), les diffuseurs des fines bulles exigent une hauteur de montée d'environ 30 m dans le hypolimnion pour assurer un transfert efficace de l'oxygène au hypolimnion.

D'ailleurs, il a été découvert que les bulles doivent être maintenues approximativement 100 secondes en contact avec l'eau, et ceci pour réaliser une efficacité d'absorption d'oxygène excédant 80%. Un tel dispositif de transfert de l'oxygène est le « Downflow Bubble Contact Oxygénateur Speece Cône » de contact développé par l'auteur. L'eau est introduit en bas au du cône avec une vitesse suffisante de manière à ce que les bulles d'oxygène d'une part, ne peuvent s'échapper en dehors du sommet du cône, et d'autre part, d'éviter une coalescence de l'essaim de bulles. Comme la section transversale du cône augmente, la composante de la vitesse descendante de l'eau diminue jusqu'à ce qu'elle soit moins que la vitesse flottante des bulles. Ainsi, les bulles sont emprisonnées indéfiniment dans le cône et efficacité de transfert d'oxygène peut être réalisée.

Enfin l'auteur conclut qu'au profit du maintien de la stratification, et également pour un transfert efficace d'oxygène à l' hypolimnion dans les réservoirs peu profonds, la montée des bulles plumes libres devraient être évitées.

En outre l'auteur mentionne que pour un système d'oxygénation hypolimnétique soit réussie, il faut que l'écoulement soit induit horizontalement à partir d'un puisage de l'eau au rivage « Side Stream » fortement oxygéné. L'écoulement induit verticalement d'une bulle plume à une zone d'influence horizontale d'environ 4 fois la hauteur

d'élévation de la bulle dans l'hypolimnion. Ainsi, pour une profondeur de l'hypolimnion de 30 m, l'eau oxygénée se distribuerait dans une zone ayant la distance relativement petite d'un diamètre de 120 m autour de l'axe de source de la bulle.

Dans sa conclusion, l'auteur mentionne que la circulation verticale est gênée par les gradients de densité dus à la température, alors que la quantité de mouvement horizontale d'apport des eaux froides rencontre des différences de densité négligeables, [Speece, 1994].

En 1994, Richard E. Speece montre l'intervention très bénéfique du système d'oxygénation hypolimnétique dans deux lacs à savoir : lac Newman et lac Camanche :

a. Cas du lac Newman :

Ce lac a une profondeur moyenne de 10 Km et une longueur d'environ 3 Km. Il est localisé près de Spokane, Washington (USA).

Un système d'oxygénation d'hypolimnétique avec l'écoulement horizontal induit a été installé pour maintenir les conditions aérobies requises pour empêcher le recyclage du phosphore.

Le système a fonctionné pendant deux années et a maintenu avec succès des conditions aérobie sans perturber la faible stratification et a éviter le recyclage du phosphore à partir des sédiments. Aussi, ce système a fonctionné en hiver en empêchant l'épuisement de l'oxygène dissous, et ceci dans des conditions où le lac est couvert par glace.

b. Cas du lac Camanche:

Ce lac est situe dans à Oakland, en Californie (USA), et il est utilisé pour la production d'énergie, irrigation, et la pêche. Il a approximativement 15 km de long et de profondeur variable, allant jusqu'à 40 m au barrage. Pendant les années de sécheresse, la profondeur de l'eau diminue au dessous de 8 m. En mi-juin, la concentration de l'oxygène dissous descend en dessous de 7 mg/l.

En fin juillet ou au début d'août, des conditions anaérobies sont établies au fond de l'hypolimnion. En juin 1993, un oxygénateur d'hypolimnion a été installé avec un écoulement horizontalement induit qui pourrait compléter 50% du taux de demande de l'oxygène de l'hypolimnion.

Pendant le premier été, une couche d'eau oxygénée d'environ 9 m d'épaisseur a été observée au niveau de diffuseur et prolongée plus de 3000 m. L'oxygène dissous dans cette couche augmente de 4 à 7 mg/l, et ceci en trois semaines. La concentration en ammonium dans ce lac a diminué et la concentration en phosphore a descendu à 25% de la valeur originale après la mise en opération du système.

Sur la base d'une étude faite dans lac Standley (en Colorado : USA), McGinnis et Little (1997), ont révélé une analyse technique et économique de trois systèmes d'aération (Fig. 6) pour sélectionner le mécanisme le plus approprié pour un lac spécifique ou réservoir et ainsi optimiser à la fois la conception et l'opération qui peut assurer la plus grande efficacité du transfert d'oxygène.

Tableau n° :02 - Aérateur hypolimnétique d'élévation d'air partiel [McGinnis et al, 1997; Gafsi et al, 2005 ; Gafsi et al, 20008b et Gafsi et al, 20009].

Variable et performances prévues :	Valeurs
-Débit d'air (Nm ³ /s)	0.12
-Hauteur du tube élévateur (m)	12.2
-Diamètre du tube élévateur (m)	3.10
-Débit d'eau écoule (m ³ /s)	1.17
-Augmentation dans la concentration d'oxygène (g/m ³)	4.60
-Efficacité du transfert d'oxygène (%)	16
-Transfert total d'oxygène (16 aérateurs) (kg/jour)	464
-Transfert d'oxygène par aérateur (kg/jour)	7400

Tableau n°:03 - Les bulles plumes [McGinnis et al, 1997; Gafsi et al, 2005 ; Gafsi et al, 2008b et Gafsi et al, 2009].

Variable et performances prévues :	Valeurs
-Débit d'oxygène (Nm ³ /s)	0.069
-Diamètre initiale des bulles (mm)	2.5
-Longueur du diffuseur (m)	2.500
-Vitesse initiale de la plume (m/s)	0.038
-Hauteur de montée de la plume	1.5
-Efficacité du transfert d'oxygène (%)	93
-Transfert total d'oxygène (kg/jour)	7400

Tableau n°:04 - Le Speece Cône [McGinnis et al, 1997; Gafsi et al, 2005 ; Gafsi et al, 2008b et Gafsi et al, 2009].

Variable et performances prévues :	Valeurs
-Débit d'oxygène (Nm ³ /s)	0,068
-Diamètre initiale des bulles (mm)	2,0
-Débit d'eau imposée (m ³ /s)	1,3
-Temps de détention des bulles (min)	2,0
-Augmentation dans la concentration d'oxygène (g/m ³)	66
-Transfert total d'oxygène (kg/jour)	94
-Efficacité du transfert d'oxygène (%)	7400

c. Résultats :

McGinnis et Little (1997) ont montré que le diffuseur des bulles plumes est le système le plus économique et peut être le plus simple de ces trois systèmes. Leurs conclusions se sont basées sur les faits suivants :

- Dans l'aérateur d'élévation d'air partiel, qui sont au nombre de 16, l'efficacité de transfert d'oxygène étant la plus faible d'une valeur de 16%.
- Dans le Speece Cône, et les bulles plumes, les valeurs de l'efficacité de transfert d'oxygène sont très rapprochées de valeurs respectives 94 et 93% ; en plus, une grande vitesse d'eau dans tout le cône doit

être maintenue, et ceci pour assurer que les bulles n'atteignent pas l'équilibre avec l'eau dans le cône ; ceci pouvait conduire à une grande accumulation des bulles et une coalescence dans le cône, ce qui engendre une diminution dans l'efficacité totale.

En 2002, Marc Beutel, expose un travail où il a fait une comparaison sur les systèmes d'aération hypolimnétique, en insistant sur les coûts associés avec ces systèmes, et leurs effets sur la qualité de l'eau [Beutel, 2002].

Le tableau 5 montre les coûts aussi bien les avantages et les inconvénients des différents systèmes d'oxygénation.

Tableau n°:05 - Les systèmes d'oxygénation [Beutel, 2002 ; Kettab et al, 2005 et Kettab et al, 2006].

Système de référence	Coût capital	Coût opérationnel	Avantages	Désavantages
Oxygène pur dans une chambre submergée	1 million \$	850 \$	Très grande efficacité de transfert d'oxygène. L'oxygène s'écoule horizontalement sur l'interface sédiment-eau. L'efficacité du système est indépendante de la profondeur du lac	Nécessite une pompe submergée et une chambre.
Oxygène pur dans un tube en U profond	Non reporté	1.000 \$	Faible coût opérationnel comparé à la chambre sur le rivage. L'efficacité du système est indépendante de la profondeur du lac.	Nécessite un tube en U profond de 53.34 m. Pompage pris en compte.
Oxygénation d'eau par la diffusion profonde	1 million \$	1.000 \$	Pas de pompage. Bonne distribution d'oxygène dans le plan horizontal.	Libération de l'oxygène au dessus et loin de l'interface sédiment-eau. L'efficacité du système décroît avec la profondeur du lac. Il pourrait arriver des impacts sur la stratification thermique
Oxygène pur dans un tube en U court	Non reporté	1.200 \$	Tube profond seulement de 6.096 à 9.1440 m L'efficacité du système est indépendante de la profondeur du lac.	Pompage pris en compte comparé au tube en U profond, moins d'oxygène délivré par unité d'écoulement à travers le système.
Oxygénation par les bulles plumes	Non reporté	Non reporté	Par pompage de l'air à travers les diffuseurs, il peut être aussi utilisé comme un système de déstratification.	L'efficacité du système décroît avec la profondeur du lac. L'oxygène est libéré au dessus et loin de l'interface sédiment-eau. Ce système peut avoir un impact sur la stratification thermique.
Oxygène pur dans une chambre sous pression au rivage	Non reporté	3.000 \$	La plupart des moyens sont sur le rivage. L'efficacité du système est indépendante de la profondeur du lac.	Grand coût de pompage.

Les effets de l'oxygénation hypolimnétique sur le niveau de la pollution phosphorée ont été plus variés. McQueen (1986) et ses collaborateurs attribue ceci au niveau du pH et la disponibilité du fer pour la précipitation du phosphore. Plus après, Gâtcher et Wehri (1998), concluent que le cycle interne du phosphore n'est pas affecté par l'augmentation de la concentration de l'oxygène dissous hypolimnétique [Vickie et al, 2002].

I.3.2.Effets comparés des systèmes d'aération par déstratification et hypolimnétique :

Ruane et ses collaborateurs (1977) ont comparés les deux méthodes d'aération (Tableau 6) avec les conditions sous lesquelles elles peuvent être appliquées au barrage Patrick Henry (au sud de la rivière Holston, USA) [Ruane,et al, 1977].

Tableau n° :06 - Domaine d'application des différentes méthodes d'aération pour le barrage Patrick Henry [Ruane, et al, 1977; Gafsi et al, 2004b et Gafsi et al, 2008c].

Conditions sous lesquelles la technique d'aération doit être appliquée	Déstratification		Aération hypolimnétique avec diffusion	
	Pompage Mécanique	Diffusion d'air	Air	Oxygène
Eaux froides	-	-	+	+
Forte augmentation de DO	-	-	?	?
Effet minimal sur la production d'énergie	+	+	+	+
Augmentation minimale dans l'azote dissous	?	?	?	+
Faible coût	+	+	-	-

Note : (+) Indique un effet positif sur la méthode d'aération particulière
 (-) Indique un effet négatif sur la méthode d'aération particulière
 (?) Indique un effet inconnu sur la condition indiquée

Constat

Ruane et ses collaborateurs (1977), ont constaté que la déstratification et l'aération hypolimnétique ne sont pas faisables au barrage Patrick Henry, car la première méthode pouvait augmenter la température de l'eau, ce qui peut engendrer des effets néfastes sur la vie piscicole, puisque le barrage en question est classé comme une pêcherie des eaux froides.

En plus l'aération hypolimnétique avec l'air cause des supersaturations de l'azote, et l'aération avec l'oxygène n'est pas attractive vu le coût élevé de l'oxygène [Ruane et al, 1977 et Gafsi et al, 2008c]. Des effets publiés de l'oxygénation sur la concentration d'azote n'ont pas été consistantes, l'azote total et l'ammonium décroissent dans certaines, mais augmentent dans des autres [Vickie et al, 2002]. Sur la base de leurs études réalisées au barrage Patrick Henry, et en utilisant la diffusion d'oxygène dans une turbine d'aération, Ruane et ses collaborateurs, ont mentionné que la plupart des sources économiques de l'oxygène pouvaient être probablement de l'oxygène liquide à partir des provisions des réservoirs, plutôt que la production du gaz d'oxygène à ce site, parce que l'oxygène nécessaire est saisonnier, varie largement, et relativement faible [Ruane et al, 1977 et Gafsi et al, 2004a].

La technique du gaz d'oxygène peut être utilisée à la place de l'air pour augmenter le contenu de l'oxygène de l'hypolimnion. L'avantage de cette technique, c'est que le compresseur n'est pas nécessaire, et que la sursaturation avec l'azote ne peut se produire [Ruane et al, 1977].

I.4.EFFETS COMPARÉS POSITIVES DE L'AÉRATION HYPOLIMNETIQUE ET L'AÉRATION PAR DÉSTRATIFICATION :**I. 4.1. Systèmes d'aération par déstratification :**

- La déstratification est généralement très effective, spécialement quand le sulfure d'hydrogène, fer, manganèse et d'autres conditions associées avec l'eau anaérobie est un problème [Fast , 1978].
- La déstratification peut limiter la croissance des algues, si le mélange est complet, et si le lac a une profondeur relativement suffisante à sa zone euphotique [Fast, 1978].

- Plusieurs études avaient montré une augmentation substantielle 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 et McCord et al, 2000].
- 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 CaCO_3 [Fast et al, 1973].
- La déstratification par le système des bulles plumes peut avoir des effets sur la qualité de l'eau, car ces plumes peuvent occuper toute la colonne d'eau ou compartimenter cette colonne d'eau par une cascade de plume, ceci a une grande implication sur la qualité de l'eau. Par exemple, une grande concentration des éléments nutritifs à partir des sédiments des lacs, peut être rapidement transférée à la zone photic par une bulle plume qui occupe la colonne d'eau entière. Par contre, une cascade de plume devrait espérer d'avoir une capacité de transfert faible en éléments nutritifs. Ainsi, dans certaines circonstances, une cascade de plume peut être désirable, quoique l'efficacité du mélange soit faible [Schladow, 1992 et Gafsi et al, 2004a].

I.4.2. Systèmes d'aération hypolimnétique:

L'aération hypolimnétique a plusieurs avantages sur le système de déstratification, les éléments nutritifs (l'azote et le phosphore), ne sont pas transportés à l'épilimnion où ils peuvent stimuler la croissance algale, et le processus peut préserver un habitat d'eau froide pour les poissons tel que les truites et les saumons [Kettab et al, 2008 et Vickie et al, 2002]. L'avantage de l'aération hypolimnétique est l'aptitude de réapprovisionner l'oxygène dissous tout en préservant la stratification thermique [McGinnis et al, 2004; McGinnis et al, 2002 et Kettab et al, 2008].

McQueen et Lean, concluent que [McGinnis et al, 2004]:

- Un système d'oxygénation bien conçu, peut maintenir la stratification et ne peut augmenter significativement la température d'eau de l'hypolimnion [McGinnis et al, 2004] ;
- Le niveau de l'oxygène de l'hypolimnion augmente [McGinnis et al, 2004,] ;
- Le fer, manganèse, sulfure d'hydrogène et la concentration du méthane décroissent [McGinnis et al, 2004 et Little et al, 2000] ;
- La population du zooplancton n'est pas en général affectée [McGinnis et al, 2004];
- Les concentrations en chlorophylle A sont habituellement non altéré [McGinnis et al, 2004];
- La distribution de profondeur de la population des poissons des eaux froides est augmentée [McGinnis et al, 2004]

L'aération hypolimnétique 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 du cycle du taux des éléments nutritifs et leur chemin ;
- Création d'un changement dans la composition des espèces et la densité des zooplanctons, faune benthique et autres niveaux trophiques.

L'aération hypolimnétique 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 hypolimnétique est parfois plus désirable que la déstratification dans la gérance de la pêche et dans la provision des eaux domestiques et industrielles, puisqu'un mélange complet peut promouvoir une croissance des algues [Fast et al, 1973; Fast, 1978 et Kettab et al, 2008].

L'aération hypolimnétique peut être aussi utilisée pour empêcher la mort des poissons en hiver. L'opération de ce système durant l'été oxyde les matières organiques et ainsi réduit la demande de l'oxygène en hiver [Fast, 1978 et Kettab et al, 2008].

Autres avantages de l'oxygénation hypolimnétique [Beutel, 2002]:

- 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 ;
- Maintient des grands niveaux d'oxygène dissous dans toute la période stratifié ;
- Faible énergie ;
- Faible coût de commercialisation de l'oxygène.

I.5. EFFETS COMPARÉS NÉGATIVES DES SYSTEMES D'AÉRATION :

Il a été reporté que l'aération avec la compression d'air élève 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 et al, 2002]

Aussi le système de déstratification pouvait augmenter la température d'eau, et l'aération hypolimnétique avec l'air pouvait introduire un problème de supersaturation du gaz d'azote [Ruane et al, 1977]. Par contre, l'utilisation de l'injection de l'oxygène au lieu de l'air aide à éviter les problèmes liés avec la supersaturation de l'azote [Beutel, 2002]

La déstratification est moins effective dans la réduction de la densité algale et la production principale [Fast, 1978].

La déstratification fait augmenter largement la température des sédiments et l'écoulement de l'eau sur les sédiments, ce qui pourrait augmenter le taux d'échange du phosphore avec les sédiments [Fast, 1978].

La déstratification peut croître les éléments nutritifs dans la zone euphotique, et de ce fait, elle stimule la croissance algale [Fast, 1978].

Quand le lac est fortement eutrophisé et contenant une importante couche vaseuse, l'aération hypolimnétique seule, ne peut être capable de maintenir une production d'équilibre respiratoire, même de limiter considérablement. Des recherches ont

découvert que la circulation de l'hypolimnion dans des petits lacs, causent un mouvement des éléments nutritives (phosphates) à partir de l'hypolimnion dans le métalimnion par moyen de diffusion tourbillonnaire, où les biomasses phytoplancton (principalement les algues bleus vertes) sont significativement augmentées [Bernhardt et al, 1985].

Fast (1978), mentionne que tous les facteurs affectant les concentrations de l'azote durant la déstratification avec compression d'air 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].

L'aération par déstratification peut engendrer des impacts nuisibles au lac ; parmi lesquels [Fast, 1978] :

- Ces systèmes laissent certaines stratifications micro thermiques près de la surface, ce qui peut résulter dans l'augmentation de la croissance des algues [Fast, 1978 and Speece, 1994];
- Ces systèmes provoquent une grande température dans le lac durant les mois été, ce qui peut éliminer les espèces des eaux froides telles que les «truites » et les « saumons » [Fast, 1978 ; McGinnis et al, 2001 et Speece, 1994];
- Plusieurs des propriétés chimiques devraient être plus uniformes et font obstacle à la distribution des poissons, Zooplancton, faune benthique et d'autres biotes devraient être minimisés [Fast, 1978].

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

- Elle consomme une grande d'énergie. Les compresseurs utilisés sont dans le rang de puissance : de 37 à 100 kW, et même ils peuvent être insuffisant pour des 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 beaucoup 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.

I. 6. CONCLUSION :

Dans toutes les études décrites précédemment, il a été montré que les techniques et les systèmes d'aération mécaniques englobent chacune aussi bien des avantages que des inconvénients. Le système le plus approprié pour la restauration d'un lac ou un réservoir donné doit satisfaire l'aspect technique et l'aspect économique. L'aération par déstratification est une technique simple qui nécessite moins des moyens comparés à l'aération hypolimnétique, mais reste inefficace quant à la conservation de l'équilibre thermique des lacs. Techniquement, l'oxygénation hypolimnétique quand à elle, est la plus efficace, mais elle n'est pas rentable économiquement.

L'étude qui vient d'être menée, nous permet de conclure que :

- L'aération avec l'oxygène limite la saturation en gaz d'azote, tan disque l'aération avec l'air crée une saturation en gaz d'azote;
- Parmi les systèmes d'aérations hypolimnétique, le système le plus efficace est le diffuseur des bulles plumes, quoiqu'une déstratification accidentelle puisse survenir;
- La déstratification peut être utilisée en hiver, parce que la température du lac n'est pas modifiée. L'aération hypolimnétique est quand à elle utilisée en été, afin d'éviter d'homogénéiser la température du lac pendant cette période de l'année;
- Pour les réservoirs ou barrage, la déstratification en été n'est pas rentable, car l'eau du réservoir s'échauffe, ce qui rend l'eau impropre à la consommation.

Cependant, des expériences ont montré que l'aération mécanique en elle-même n'est pas durable, car :

- Les tubulures des conduits sont fréquemment bouchées par les algues, ce qui rend leur entretien difficile ;
- Une fois l'aération mécanique arrêtée, le lac rechute rapidement et devient de nouveau eutrophisé ;
- Les installations de l'aération mécanique sont placées à environ 7 cm au dessus du fond du lac, cette disposition ne permet pas de restaurer la zone située en dessous, ce qui aura pour effet de provoquer la disparition des poissons peuplant le fond du lac par asphyxie.

En conclusion, nous distinguons qu'en fonction des profondeurs et des dimensions des exploitations deux types de restaurations :

- La restauration par déstratification paraît plus adaptée par temps froid et pour des lacs ou réservoirs de faibles profondeurs ayant des exploitations destinées exclusivement à l'alimentation ou l'irrigation;
- L'aération hypolimnétique convient à des lacs ou réservoirs profonds destinées à diverses exploitations (alimentation, irrigation, loisirs, etc...), permettant l'amortissement des coûts investis dans le système.

Cependant, il faut remarquer dans les lacs ou retenues destinées à l'élevage de poissons, l'oxygénation hypolimnétique permet d'éviter les apports indésirables d'azote provenant de l'aération avec l'air, et de garantir la préservation des peuplades poissonnières.

CHAPITRE II

ETUDES SUR LES MODELES PHYSIQUES DE L'EUTROPHISATION DANS LES LACS

II.1. INTRODUCTION :

Cette étude se consacre aux résultats des travaux antérieurs réalisés sur des modèles physiques réduits et réels. Celles-ci ont utilisé des méthodes numériques ou expérimentales pour étudier la variation des paramètres physiques et chimiques dans les lacs et réservoirs.

Des travaux se sont concentrés principalement sur des plumes dans une eau homogène, et ont révélés des divers caractéristiques des écoulement : la distribution gaussienne de la vitesse de la plume et des bulles, la similarité des profils radiaux aux différents distances à partir de la source, et l'entraînement de l'eau environnante.

Les mesures ont été réalisées sur un rang large de profondeur d'eau, du centimètre au mètre [Kobus, 1968 ; Ditmars et al, 1974] et jusqu'aux dizaines de mètres avec des débits d'air de $4 \cdot 10^{-7} \text{ Nm}^3 \cdot \text{S}^{-1}$ pour des faibles plumes jusqu'au $0.66 \text{ Nm}^3 \cdot \text{S}^{-1}$ pour des fortes plumes [Wuest et al , 1992] .

L'étude sur modèle réel, montre la variation de quelques paramètres physiques et chimiques (la température, le phosphore total, la concentration de l'oxygène dissous et la concentration de l'azote dissous) en fonction de la profondeur des lacs. L'étude sur modèles physiques des lacs et réservoirs (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) hypolimnétique. Les auteurs ont développé plusieurs modèles des bulles plumes, la plupart ont été testé dans le cadre du

laboratoire [McDougall, 1978; Asaeda et Imberger, 1993; Brevik et al, 2002] ou des études qui ont été abouties à partir des expériences réalisées dans le site [Wuest et al., 1992; Lemckert et Imberger, 1993; Mobley, 1997].

II.2. ETUDE SUR MODELES PHYSIQUES REDUIT :

II.2. 1. Etude de Helmut Kobus (1968) :

a) Objet de l'étude :

En se basant sur une étude purement expérimentale dans un environnement non stratifié, l'auteur étudie l'écoulement provoqué par le système des bulles d'air sur un point de source et une ligne de source. Son travail est axé surtout sur la représentation des profils de la distribution de la vitesse verticale et de la vitesse moyenne, et ceci pour corrélérer ses résultats expérimentaux aux travaux analytiques.

b) Modèle expérimental :

Le modèle physique étudié par l'auteur, consiste en un bassin de dimension : 8x280x4,70 m. Les orifices sont localisés à une profondeur de 4,50 m et 0,20 m au dessus du fond du bassin. Certaines mesures ont été faites avec des orifices de 0,20 cm de diamètre à une profondeur de 2 m (élévation au dessus du fond égale à 2,70 m), et à 4,50 m avec un faux fond autour de l'orifice (élévation égale à 0 m au dessus du fond). Les orifices des diamètres 0,05 à 0,5 cm sont testés avec des débits d'air allant jusqu'à 6200 cm³ /s.

Dans le même bassin, un rang d'orifice de 0,1 cm de diamètre et espacés de 7,50 cm est testé. La conduite d'air de longueur de 4,50 m est localisée à 4.50 m sous la surface. En plus, un rang d'orifice de 0,1 cm, espacés de 10 cm a été l'objet d'une étude expérimentale dans un bassin de dimension 1x10x2 m, avec une conduite d'air de longueur égale à 1,0 m, localisée à 2 m sous la surface.

c) Résultats :

L'auteur dégage les constats suivants :

- 1) Les mesures des vitesses verticales sur un orifice débitant un débit d'air dans l'eau, montrent que les profils dans un plan horizontal, peuvent être représentés par la courbe de distribution gaussienne avec une divergence dans la verticale.

- 2) Le taux de divergence des profils est indépendant des dimensions de l'orifice, l'espacement et leur géométrie.
- 3) Le taux de divergence de l'écoulement d'axe symétrique et bidimensionnelle augmente avec le débit d'air de la puissance 0,15.
- 4) La vitesse moyenne de montée semble augmentée aussi avec la puissance de 0,15 du débit d'air, indépendamment des dimensions de l'orifice.
- 5) Les mesures des vitesses et les rapports de flux des volumes pour un point de source et pour une ligne source obtenu par intégration s'accordent bien avec les prédictions analytiques, et elles supposent que leurs extrapolations à une grande profondeur et un grand débit d'air est permis.

II.2. 2. Etude de David et Wilkinson (1977):

a) Objet de l'étude :

Sur la base d'une étude expérimentale sur un modèle à grand échelle sur les bulles plumes réalisé par Bulson (1961, 1967 et 1968), l'auteur axe son travail sur la structure bidimensionnelle d'une bulle plume, et ceci dans le but de faire une comparaison sur les propriétés des plumes miscibles et les plumes à grand et à faible nombre de Weber.

b) Modèle expérimental :

L'étude expérimentale a été réalisée par Bulson (1961, 1967, et 1968), sur un modèle à grand échelle, dont lequel il a étudié la structure d'un courant vertical. Ce modèle physique consiste en un réservoir ayant 280m de longueur, 30 m de largeur, et 11 m de profondeur. Le débit d'air est fournit par un compresseur délivrant jusqu'à 2,4 m³/s d'air. La tubulure d'amené de 150 mm de diamètre est posée à une profondeur de 10,5 m.

c) Observations :

Cette étude, révèle, d'après l'auteur, les observations suivantes :

1. La structure de la bulle plume est fortement dépendante du nombre de Weber à la source. A de faible nombre de Weber, la structure de la bulle plume est conservée et elle est similaire à celle d'une plume simple. Pour

- un grand nombre de Weber de l'ordre de 10^2 et plus, la conservation de la structure des bulles plumes n'est pas longue et les bases théoriques ne sont pas capables de prédire le comportement de la plume;
2. À de faible nombre de Weber, la poussée est largement distribuée dans toute la zone de l'établissement de l'écoulement, alors que pour un grand nombre de Weber, la poussée est concentrée dans la région centrale et la force de poussée communiquée à l'eau est réduite;
 3. Les régions extérieures de la plume sont plus dominées par la force de cisaillement turbulente que par la poussée, et elles deviennent comme un développement des couches cisillées. Pour cette raison, le taux de grosseur de la zone de l'écoulement établi dans les bulles plumes est moins qu'une simple plume, la différence augmente quand le nombre de Weber à la source augmente;
 4. En pratique, si on désire que la capacité du courant généré d'une bulle plume soit optimisée, il est nécessaire d'assurer que le nombre de Weber à la source est faible. Ceci place une limite sur le débit d'air qui peut être libéré, si une efficacité raisonnable soit obtenu. Les données de Kobus (1968), montre que cette efficacité atteinte à la source est de l'ordre de $0.01 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$. En plus l'augmentation dans le débit d'écoulement d'air ne peut causer une augmentation proportionnelle dans la force de poussée du courant;
 5. L'équilibre dynamique dans la plume, exprimé par le nombre de Richardson est basé sur la poussée et les forces d'inerties, alors que le flux a une valeur indépendante de la poussée produite.

II.2. 3. Etude de Trevor J.Mcdougall (1978) :

a) Objet de l'étude :

En 1976, Trevor Mcdougall a réalisé une série d'expérimentation sur modèle réduit et ceci afin d'étudier le comportement des poussées des plumes conduites par une source des bulles dans un environnement stratifié.

L'auteur a proposé deux modèles de plumes, simple et double:

1. Un modèle simple plume, lequel considère la plume comme une seule entité donnant une première évaluation sur les effets de l'expansion du

gaz et la vitesse de glissement des bulles dans l'environnement stratifié.

2. Un modèle double- plume, lequel considéré la plume comme étant composée de deux parties: une plume circulaire intérieure (laquelle contient toutes les bulles du gaz) et une plume annulaire extérieure (laquelle contient seulement le liquide).

b) Modèle expérimental :

L'expérimentation a été conduite dans un réservoir en Plexiglas de section transversale carré (0.6x 0.6m), lequel est rempli à une hauteur de 1.30 m avec une stratification linéaire d'une solution salée.

Dans la première série d'essai, le débit simulé est de $27 \text{ cm}^3/\text{s}$ et de $25 \text{ cm}^3/\text{s}$ pour la deuxième série d'essai.

Dans le but de réduire les dimensions des bulles, l'auteur a essayé plusieurs additives en optant finalement pour l'acide octanoïque, lequel est utilisé à une concentration de 30 p.p.m.

Dans l'ordre de se renseigner où la plume est entraînée et où elle a abandonnée le fluide, l'auteur a fait ses observations sur le mouvement des couches de teintures de densités constantes, et il a aussi utilisé des petits flacons colorés de densités spécifiques, lesquels peuvent flotter librement.

c) Résultats :

Les constats faits par l'auteur sont les suivants :

1. Le premier modèle prévoit que la plume devrait s'étaler à certains niveaux intermédiaires; les couches près du fond se déplacent étroitement ensemble, tandis qu'à certains niveaux plus hauts, les couches se déplacent largement à part. Ceci indique le net effet de la plume d'entraîner le fluide au niveau bas, alors qu'aux niveaux plus hauts, la plume semble abandonner le fluide.
2. L'expérimentation a montré que les bulles montent à la surface dans une faible région, cette dernière s'appellera la plume intérieure, dont laquelle sa vitesse ne varie pas beaucoup. Le rayon de la plume intérieure est précisément le $1/3$ du rayon de la plume extérieure.

3. À de petites distances au-dessus de la région d'étalement des plumes, une couche est parfois observée, laquelle ne se déplaçait ni au-dessus, ni en dessous; ceci implique qu'il pouvait y'avoir une région annulaire autour de la plume intérieure, qui est descendante de telle manière que deux taux d'écoulement de masses passant à ce niveau, sont exactement équilibrés.

Le deuxième modèle, montre qu'initialement la vitesse de la plume extérieure monte à certaines fractions de la vitesse de la plume intérieure, mais puisque sa densité est plus dense que son entourage, elle devrait ralentir et éventuellement s'arrêter de monter tout en commençant à s'étaler horizontalement.

II.2. 4. Etude de M.Motarjemi et G.J.Jameson (1978) :

a) Objet de étude :

En 1978, les auteurs ont étudié expérimentalement le transfert de masse K_L à partir des petites bulles d'oxygène pur et d'air ainsi que leurs vitesses maximum dans l'eau.

L'objectif de leur recherche est de calculer les dimensions optimales des bulles nécessaire pour l'aération de l'eau pour une profondeur donnée en utilisant l'air et l'oxygène, ainsi que leurs impact sur le coefficient de transfert de masse K_L .

Les auteurs ont validé leurs résultats par comparaison avec des travaux faits ultérieurement par des autres chercheurs.

b) Modèle expérimentale:

Le modèle expérimental montré à la figure 08, consiste en une colonne d'absorption construite à partir d'un tube carré réalise en verre de longueur 65 cm et de section : 12 mm x 12 mm.

L'orifice dans le centre de la valve est rempli avec l'araldite dont laquelle sont percées des petites cavités de 0,25 mm et 0,5 mm.

L'oxygène et l'azote fournis par les cylindres (e) et (f) respectivement, sont contrôlés par le tube (d) rempli d'eau de hauteur 1,2 m environ.

L'oxygène est conduit à partir du cylindre du gaz comprimé qui se ramifie en deux parties, l'une de longueur 1m plongeant dans le tube d'eau (d) et l'autre se connecte au bas du tube carre testé (a).

Le cylindre contenant l'azote est lié d'une part au tube carre testé (a) dans le but de purger l'eau, et d'autre part au tube d'eau (d) pour déoxygenner l'eau.

Deux cameras (b) sont utilisés pour capturer les images d'une bulle particulière libérée dans le tube carré testé (a) à deux positions distantes de 20 cm.

Tous les tests sont conduits avec des bulles d'oxygène pures montantes dans les robinets d'eau de la ville de Londres.

L'eau utilisée étant dure avec un pH égal à 8,1, et de conductivité de $680 \mu\Omega$ à 20°c .

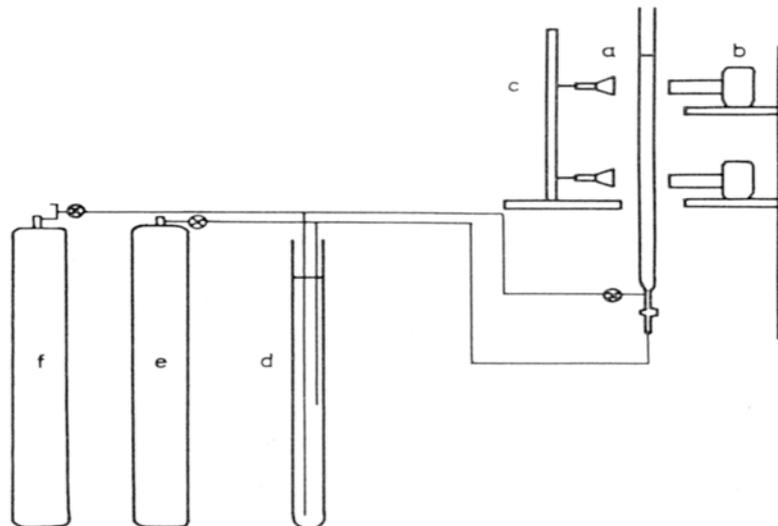


Fig . 08 - Schéma du modèle expérimental

c) Observations :

Les conclusions dégagées par les auteurs sont comme suites :

1. Pour la dimension optimum, les diamètres initiaux des bulles qui atteignent la surface doivent avoir perdu certaines fractions spécifiques de l'oxygène contenu initialement (à raison de 95 %).
2. Avec des bulles de très grandes dimensions, la surface se déplace librement et elle est gênée faiblement par la présence des impuretés de surface. Ainsi les coefficients de transfert des masses K_L de ces grandes

bulles sont vraiment grands. Pour ce qui est des bulles de faibles dimensions (moins de 50 μm de diamètre), ces dernières sont contaminées rapidement par des agents actifs de surfaces qui sont habituellement présent dans l'eau, à moins qu'une extrême attention ait été prise spécialement pour les exclure.

3. La contamination par les impuretés, immobilise les surfaces des bulles, et le coefficient de transfert de masse K_L est donc réduit.
4. Le changement relative dans la dimension des bulles est grand avec les petites bulles qu'avec les grandes bulles.
5. Avec des profondeurs d'eau de 3 m et des bulles d'air de dimensions 5 mm, ces dernières devraient perdre seulement 15% de leur oxygène disponible, tandis que des bulles de dimensions de 2 mm , devraient perdre jusqu'à 50% de leurs oxygène disponible.
6. Pour des bulles qui contenaient initialement de l'oxygène pure et des similaires bulles contenant initialement de l'air et ayant un diamètre supérieur à 2 mm, sont inefficaces, à moins que la profondeur du liquide dépasse 10 m.
7. Le coefficient de transfert de masse K_L augmente continuellement pour atteindre le maximum quand le diamètre des bulles est autour de 2 mm.
8. Pour des bulles ayant un diamètre plus grand que 150 μm , les surfaces de ces bulles commencent à devenir mobile.
9. L'aération avec des bulles d'air est efficace pour des bulles dans le rang : 300-1000 μm , et ceci pour une profondeur inférieure à 6 m.
10. Pour achever une grande efficacité d'utilisation de l'oxygène, il est nécessaire d'utiliser des bulles qui sont beaucoup plus faibles que celles utilisés habituellement.

II.2. 5. Etude de J.H. Milgram (1983)

a) Objet de l'étude :

L'auteur axe ses travaux sur la théorie d'intégrale des plumes dans le but d'approfondir cette théorie, et de déterminer certaines différences qui existent avec des plumes à une phase, et déterminer des approximations pour certaines relations types fonctionnelles utiles, pour les rassembler avec de nouvelles données expérimentales pour des plumes à grande échelle.

L'un des principaux objectifs de son travail, est d'utiliser des résultats expérimentaux pour établir des relations types fonctionnelles entre les propriétés de les plumes et le coefficient d'entraînement α , et le rapport de la quantité de mouvement du flux totale à la quantité de mouvement du flux transporté par l'écoulement moyen γ

b) Expérimentation :

Les expériences se sont déroulées dans un lac naturel Bugg Spring, en Floride. Pour les mesures des profils de vitesses, le gaz étant libéré à une profondeur de 50 m avec un débit allant jusqu'à 0,59 m³/s. Ces mesures sont faites sur un rang de débits d'air de 0.024 , 0.118 , 0.283 , et 0.59 m³/s, avec des profondeurs au dessus de l'injecteur d'air de 16.47 , 25.62 , 37.81 , 43.90 , et 46.95 m.

c) Observations :

Les conclusions tirées par l'auteur, sont comme suites :

1. Il existe quatre paramètres dans la théorie des plumes qui sont : U_b , λ , α et γ . Deux d'entre eux, la vitesse de glissement U_b et le coefficient de dispersion λ , peuvent être approximés à 0.35 et 0.8 m/s. Il est supposé que $\lambda = 1$ pour des grandes valeurs de U/U_b (expérimentation dans les modèles à grandes échelle), tan disque $\lambda = 0.8$ dans les modèles à petites échelles.
2. Le coefficient d'entraînement α est découvert d'être augmenté avec l'augmentation de la valeur de la fraction du gaz et avec l'augmentation de la valeur de la longueur caractéristique formé par la puissance de 4/5 du rayon de la plume et la puissance de 1/5 de la vitesse verticale de la bulle, et décroître avec la distance entre les bulles.
3. Le facteur d'amplification de la quantité de mouvement, lequel est une mesure de la portion du flux moyen de la quantité de mouvement transporté par la turbulence, est découvert décroître avec l'augmentation de la valeur de la distance caractéristique verticale sur laquelle la poussée cause un changement significatif dans la quantité du mouvement du flux, et d'augmenter avec l'augmentation des valeurs de la distance entre les bulles.

4. Le coefficient α est relativement constant pour les grands nombres de Froude des bulles excédant la valeur 50 ($Fr > 50$).
5. Les grandes amplitudes de déplacement de la plume sont dues aux effets des parois du réservoir quand l'étendu horizontal de l'installation n'est pas grand en comparaison avec le diamètre de la plume. Ces effets peuvent être dus aux interactions directes entre la plume et les bords des parois à l'interaction comprenant le retour de l'écoulement dans le réservoir.

II .2.6. Etude de Patterson C. et Imberger J. (1989)

a) Objet de l'étude :

Basés sur le modèle dynamique de simulation (DYRESM) utilisé pour les bulles plumes décrit par McDougal (1978), les auteurs ont utilisé un modèle dynamique simple de bulles plumes qui est incorporé dans le modèle dynamique de simulation citée précédemment (à une seule dimension) pour le tester avec les données prises au réservoir Myponga situé au sud d'Australie.

L'objet de leur étude étant de comparer le domaine des données simulées par le modèle simple avec le modèle dynamique, et ceci pour améliorer le modèle et permettre à certaines expériences numériques d'être assumées avec l'idée de déterminer une conception et des directives opérationnelles pour le système de déstratification.

b) Modèle de vérification :

Le modèle de vérification utilisé par les auteurs, consiste en un petit réservoir domestique localisé à 50 km au sud d'Adelaide dans le sud d'Australie. Le réservoir emmagasine un volume de $28.8 \times 10^6 \text{ m}^3$ et une superficie de $2.8 \times 10^6 \text{ m}^2$. La profondeur maximale est de 40 m près du mur du barrage. Un aérateur est localisé à une profondeur de 23 m sous la crête. Celui-ci consiste en un conduit percé des petits orifices arrangé dans une configuration semi-circulaire contre le mur du barrage, formant un rideau d'air isolant le tour du tuyau d'aération du reste du réservoir sur une profondeur de 23 m. L'aérateur était opérationnel pour la période du 25 novembre 1980 au 8 mai 1981 avec un débit d'air fixe à 47.21 l/s. La période choisie pour les simulations de comparaison étant du 13 septembre 1980 au 28 juin 1981 comprenant un total de 289 jours ; cette période contient une période opérationnelle de l'aérateur de 165 jours et une complète stratification pour changer le cycle.

Les débits de la rivière sont obtenus à partir d'une balance d'eau utilisant les mesures des niveaux de surface et les débits des conduits d'air. Les températures sur l'écoulement entrant ne sont pas habituellement mesurées et sont obtenues par corrélation des températures d'air moyenne hebdomadaire à celles des données disponibles. Les données météorologiques sont disponibles à partir d'un nombre de site voisin.

c) Observations :

Les observations dégagées par les auteurs sont les suivantes :

1. La comparaison du domaine des données simulées sur presque l'année entière, indique que le modèle simple fournit une bonne approche avec le modèle dynamique des plumes, et permet l'utilisation du modèle combiné pour déterminer le comportement des aérateurs sous de stratégies opérationnelles nombreuses.
2. Les simulations montrent que l'efficacité d'une seule plume dépend fortement sur le paramètre qui englobe la stratification et le taux d'écoulement, et que pour une valeur de ce paramètre prise approximativement à l'unité, l'efficacité maximale évidente existe.
3. Par fixation du taux d'écoulement et du nombre de plumes, les plumes s'opéraient sous l'optimum pour une grande partie du temps, particulièrement quand la stratification est déstabilisé.
4. Le processus simple de tourner l'aérateur fermé quand la stratification est réduite à certains niveaux spécifiques, améliore l'efficacité totale disponible par un facteur approximativement égal à deux.
5. Les auteurs recommandent des méthodes plus avancées maximisant l'efficacité, qui peuvent inclure le contrôle du taux d'écoulement d'air ou l'alternance du nombre des plumes séparées sur une échelle de temps journalière.
6. Un excédent de 15 % sur l'efficacité maximale, peut être achevé à partir d'une seule bulle plume, et que l'efficacité totale de l'aérateur opérant avec un taux et une configuration fixée sur la saison entière peut être augmente nettement à partir de 1.5 % à 5.5 % par une méthode simple de

contrôle. Les auteurs suggèrent que l'efficacité totale de l'ordre de 15 % puisse être accomplie par plus de stratégies de contrôle complexes, et qui sera bénéfique en termes de coût opérationnel et du temps de déstratification.

II .2.7. Etude de D.M. Robertson, S.G.Schladow et J.C. Patterson (1991) :

a) Objet de l'étude :

En 1991, Robertson et ses collaborateurs ont menés leur étude sur l'interaction des plumes dans un fluide stratifié, et ceci afin de décrire les effets de ce type d'interaction, et en particulier son influence sur la conception des systèmes d'aération.

Le modèle utilisé par les auteurs pour décrire l'interaction des bulles plumes est une extension du modèle utilisé par Schladow (1991). Ce modèle est purement numérique capable de traiter les plumes comme un point de source de poussée avant leurs interactions, et comme une ligne de source de poussée après leurs interaction. Ce modèle est utilisé pour examiner le changement des caractéristiques de la plume quand elle monte et interagit avec les autres plumes.

c) Observations :

Robertson et ses collaborateurs ont fait les constats suivants :

1. L'interaction des plumes réduit l'entraînement, mais augmente la hauteur de montée des plumes avant qu'un entraînement se produise.
2. L'interaction des plumes peut initialement augmenter l'efficacité de l'aérateur quand la stratification est grande, mais devrait devenir moins efficace quand la stratification est faible.
3. L'interaction entre plumes est supposée se produire quand la largeur du point de source de la plume excède l'espacement entre deux sources.
4. La réduction dans l'entraînement est due à la réduction dans la superficie de la plume.
5. Quand les plumes indépendantes ont une poussée suffisante pour atteindre la surface, l'interaction des plumes entre elles réduit l'entraînement, mais ne peut pas augmenter leur hauteur de montée. Ainsi l'efficacité mécanique décroît régulièrement, aussi l'espacement des sources est décroissant.

6. Si les plumes indépendantes avaient une poussée insuffisante pour atteindre la surface, l'interaction des plumes peut augmenter significativement la hauteur de montée des plumes, et par conséquent provoque la réduction de l'entraînement.
7. L'effet net de l'efficacité est de lui causer une augmentation et de maximiser l'espacement de sources, lequel produit une hauteur de montée équivalente à la profondeur d'eau.
8. Avec des autres interactions, l'espacement des sources moins de 1.5 m, décroît l'entraînement mais n'a pas d'effet sur la hauteur de montée et par conséquent l'efficacité décroît.
9. L'interaction entre les plumes résulte à un taux d'entraînement faible, lequel réduit le centre ligne de vitesse et augmente la hauteur de montée des plumes.
10. L'interaction des plumes peut augmenter l'efficacité de l'aérateur, si un taux d'écoulement d'air par source similaire (pour les sources indépendantes) pouvait ne pas être suffisant pour la plume entraînée d'atteindre la surface avant une chute.
11. Une grande réduction dans l'entraînement total qui est accompagnée par l'interaction des plumes, suggère que ce processus réduit l'efficacité de l'aérateur comme un mécanisme de déstratification, mais ceci n'est pas toujours le cas.

II .2.8 . Etude de S.G. Schladow (1992) :

a) Objet de l'étude :

L'étude de S.G.Schladow est basée sur les travaux du modèle de Mcdougall (1978), dans le but d'examiner dans plus de détail la dynamique associée avec la cascade des bulles plumes. Pour cela, l'auteur a utilisé un modèle bulles plumes pour décrire en première étape les plumes individuelles et les conditions sous lesquelles les cascades se forment, et en second lieu, l'effet de ces cascades sur une structure de densité stratifié.

Les résultats numériques de son étude sont divisés en deux sections : la dynamique de la bulle plume elle-même et son rôle dans le changement du fond de la densité de stratification. Les deux sont intrinsèquement liés et les deux sont fonctions

des deux paramètres, M (représente la force de poussée des bulles comparée à la hauteur totale de pression) et C (représente l'effet de la stratification comparée à la force de poussée des bulles).

Les valeurs des paramètres simulés par l'auteur sont :

$$H = 300 \text{ (m);}$$

$$M = 10; 1; 0.1 \text{ et } 0.01.$$

$$C = 10; 500; 1000; 2000 \text{ et } 50000$$

b) Résultats :

Les travaux de l'auteur ont dégagé les conclusions suivantes :

1. Le comportement des bulles plumes montant à travers un environnement stratifié est contrôlé par deux paramètres adimensionnels M et C . Ces plumes peuvent occuper toute la colonne d'eau ou compartimenter cette colonne par une cascade des plumes ; ceci a une grande implication sur la qualité de l'eau. Une grande concentration des éléments nutritifs à partir des sédiments des lacs, peut être rapidement transférée à la zone photic par une bulle plume qui occupe la colonne entière. Par contre, une cascade de plume pouvait espérer d'avoir une capacité de transfert faible de ces éléments nutritifs. Seulement une faible fraction des éléments nutritifs du fond pouvait être attendue à être entraînée dans la cascade suivante. Ainsi, dans certaines circonstances, il est possible qu'une cascade de plume puisse être désirable, quoique η_{mel} l'efficacité du mélange soit faible.
2. Pour des valeurs simulées assez grandes des profondeurs, la similitude est presque assurée (il y'a au moins une chute qui s'est produite), alors que pour des profondeurs faibles simulées, aucune chute ne s'est produite, et donc la similitude est compromise. Ce problème d'après l'auteur est le résultat de la hauteur de pression atmosphérique qui avait un grand effet de dis proportionnalité sur la hauteur totale de pression dans une faible profondeur.
3. Pour remédier à cette contrainte mentionnée précédemment, l'auteur recommande l'utilisation des chambres d'évacuation sur la surface de l'eau pour minimiser ce problème.

4. Quand l'effet advective du gradient de vitesse domine sur les effets dans l'équilibre des poussées, un point de chute interne se produit; ceci se produit à chaque fois que la décroissance dans la poussée du flux due à la décélération de la plume par l'entraînement excède la décroissance due à l'expansion des bulles.
5. L'effet de l'expansion des bulles est le seul responsable de l'augmentation du centre ligne de la vitesse près de la surface.
6. Deux mesures sont réalisées sur la déstratification du milieu à savoir l'efficacité mécanique (η_{mec}) et l'efficacité du mélange η_{mel} . Pour une augmentation de C (pour M donné), l'efficacité mécanique affiche une série de formes, crêtes et creux. Les crêtes correspondent à la valeur de C à laquelle un nombre intégral de plume remplit juste la profondeur d'eau.
7. Le fait que l'efficacité mécanique diminue, n'est pas une affirmation que le mélange a été possible, mais plutôt que la capacité de la plume de faire encore de plus de mélange n'a pas été utilisée.
8. Le concept de l'efficacité de mélange η_{mel} est la quantité la plus utilisée, comme elle est seulement une mesure de succession des plumes dans la déstratification de la colonne d'eau, mais fournit une estimation de temps à l'aboutissement d'une complète déstratification. Les crêtes dans l'efficacité du mélange correspondent à l'augmentation rapides dans l'efficacité du mélange, tant que les creux correspondent seulement à des faibles augmentations.

II .2. 9 .Etude de Lemckert et Imberger (1992) :

a) Objet de l'étude :

Les auteurs examinent expérimentalement leur travail sur le mélange provoqué par les bulles plumes à partir d'un point de source dans une colonne d'eau d'une stratification stable arbitraire, et ceci pour définir une distance de séparation suffisante. Aussi, l'auteur s'appuie sur les observations faites par McDougall (1978), Asaeda et Imberger (1993) et Schladow (1992), pour les décrire, les analyser et les comparer.

b) Modèle expérimental :

Leurs études sont réalisées avec trois différents diffuseurs d'air, et ceci dans trois différents réservoirs :

1^{er} modèle expérimental :

Ce modèle est réalisé dans le réservoir Wungong du 23 jusqu'au 29 du mois de février 1988.

- Dimension transversal : 1.2×1.2 (m²).
- Diamètre des orifices : 1 mm.
- Espaces entre les orifices : 0.1 m.
- Débit d'écoulement d'air : $5.64 \cdot 10^{-3}$ (m³/s).
- Le tube d'alimentation d'air est suspendu horizontalement à 18 m sous la surface de l'eau et 8 m sur le fond.

2^{ème} modèle expérimental :

Celui-ci est réalisé dans le réservoir Harding du 5 jusqu'au 12 du mois d'avril 1989.

- Diamètre et nombre des orifices : 1.5 mm et 100.
- Espacement entre les orifices : 4.0 m.
- Le tube d'alimentation d'air est suspendu 9 m sous la surface de l'eau et 5m sur le fond.
- Débit d'écoulement d'air : 4.0×10^{-1} (m³/s).

3^{ème} modèle expérimental :

Le troisième domaine de recherche est entrepris dans le lac Argyle du 5 jusqu'au 21 du mois de novembre de l'année 1990.

- Le débit d'air est injecté dans la colonne d'eau à une profondeur de 22 m et 5 m au dessus du fond.
- Nombre et diamètre des diffuseurs : 30 et 1 mm.

Une expérimentation sur modèle réduit au laboratoire a été réalisée, et ceci pour rechercher la largeur de la surface du jet l_p et le taux de chute de la plume. Du sel est utilisé comme agent de stratification.

- Dimensions du modèle : $1.0 \times 1.0 \times 0.8$ m.
- Diamètre des bulles : 3 mm.

c) Résultats :

Les constats faits par les auteurs sont les suivants :

1. La signature de surface des bulles plumes est caractérisée par un noyau central instable consistant en un mélange des bulles d'eaux, entouré par une poussée annulaire montante contenant seulement de l'eau. A l'extérieure de cette région, la plume d'eau montante se répand radialement, plongeant sous la surface, et donc s'écoule vers l'extérieure comme un courant de gravité indiscret à un niveau de l'équilibre de poussée.
2. Dans toutes les expériences, il est constaté que le nombre de Weber $W \gg 1$. Ce résultat suggère que les bulles montantes pouvaient être contenues dans un noyau central entouré par une plume montante conduite par la quantité de mouvement transférée par la couche turbulente de cisaillement.
3. Les vitesses enregistrées dans le noyau des bulles –eau, montrent une faible évidence de la distribution gaussienne.
4. A partir des données collectées dans le deuxième modèle expérimental, le rayon du point de plongé l_p est fortement dépendant sur la stratification ambiante. Le rayon du point de plongé est découvert d'être indépendant de M_H (le rapport entre la vitesse de montée de la plume d'eau à la vitesse de glissement des bulles) et H_R (le rapport de la profondeur des diffuseurs à la charge total).
5. Dans ces études, l'écoulement des bulles a une quantité de mouvement suffisante de transporter l'eau froide de l'hypolimnion à la surface, l'entraînement net est attendu à monter avec l'écoulement de la plume d'eau interne jusqu'au niveau de chute, et ainsi, il pouvait être dépendant sur le flux de poussée de la source.
6. Le taux d'entraînement et de chute provoqué par une énergique bulle plume peut être prévu à partir d'une simple considération d'échelle pour une profondeur de diffuseur donnée, débit d'air, et une arbitraire stratification de la colonne d'eau.
7. Il est possible de prévoir le prolongement radial de la surface du jet provoqué par une énergique bulle plume dans une colonne d'eau de stratification arbitraire, quand il existe un seul point de chute.

II .2. 10 .Etude Zic K., Stefan H.G., et Ellis C. (1992) :**a) Objet de l'étude :**

Zic et ses collaborateurs ont mené des expériences au laboratoire, qui concernent la recirculation artificielle et le mélange de l'eau stratifiée sous l'effet de la température en raison d'un panache de bulles d'air. Leurs mesures s'appliquaient à l'évolution dans le temps de la distribution spatiale des températures d'eau. Leurs expériences sont conduites dans le but d'éclaircir certains des processus de mélange de l'écoulement mis en jeu et de fournir des données pour valider les hypothèses de base d'un modèle de mélange d'un lac développé par Goossens (1979) et modifiée par Zic et Stefan (1988,1990).

b) Modèle expérimental

Les auteurs ont conduit leurs expériences dans deux réservoirs :

1. Réservoir rectangulaire :

Dimensions : 1.12 x 1.12 x 1.44 (m).

2. Réservoir cylindrique :

Diamètre : 4.52 m

Profondeur : 1.0 m

Les dimensions des bulles d'air observées sont dans le rang de : 2-5 mm.

Dans le réservoir rectangulaire, l'air est injecté à travers une série de diffuseur de 1.2 cm de diamètre et 3.5 cm de longueur. L'injection de l'air étant positionné au centre du réservoir, mais la profondeur des diffuseurs étant variable.

Pour ce qui est du bassin cylindrique, un diamètre de 5 cm est utilisé pour la série des diffuseurs. Certains de ces expériences sur ce modèle, sont réalisés en maintenant la surface d'eau fermée

d) Résultats

Les résultats expérimentaux des auteurs, aboutissent aux conclusions suivantes :

1. Les expériences confirment l'existence d'un champ voisin et d'un champ lointain, limitée par une région de plongé et un point de stagnation.

2. L'étendu horizontal du champ voisin est découvert être approximativement égal à la profondeur d'eau, comme a été déclaré dans les expériences ultérieures.
3. Initialement le champ voisin se développe rapidement jusqu'à atteindre une position presque constante. Une seconde phase se développe beaucoup plus faible se présente tardivement, due au volume du champ lointain.
4. L'entraînement de l'eau à partir de l'hypolimnion suit une relation type observée par des autres auteurs sous les conditions iso thermiques.
5. Trois structures des couches sont bien définies dans le champ lointain.
6. Le coefficient d'entraînement de l'écoulement plongeant C_1 reste dans le rang déterminé par des autres recherches.
7. Le coefficient d'entraînement de l'écoulement descendant C_2 est découvert d'être beaucoup plus grand que dans le domaine étudié. Pour réduire cette variabilité, l'écoulement descendant devrait être lié au phénomène plongeant plutôt que l'écoulement hypolimnétique.
8. L'écoulement d'eau est aussi entraîné sous le niveau d'injection d'air.
9. Les rendements des énergies de la déstratification de densité par les bulles plumes d'air sont beaucoup plus faibles (jusqu'à 3%) dans l'eau stratifiée en température (faible stratification) comparée à la stratification en salinité (jusqu'à 12%).

Toutes les découvertes expérimentales justifient les hypothèses de base du modèle numérique.

II .2. 11 .Etude de Baines et Leitch (1992) :

a) Objet de l'étude :

Les travaux de Baines et son collaborateur se basent sur un travail expérimental, qui étudie la progression de l'uniformité d'une distribution de densité stratifiée dans un modèle réduit.

Pour cela, ces auteurs ont axé leurs recherches sur deux profils de densités, un profil discret où deux couches homogènes de densités différentes sont séparées par une interface, et un profil où la densité varie linéairement avec la hauteur, et ceci dans le but

de savoir la mécanique du transport liquide par les bulles dans un environnement stratifié.

b) Modèle expérimental :

Le modèle physique étudié par les auteurs, consiste en un réservoir carré en matière plastique, ayant pour dimension : 40 cm de côté et 80 cm de hauteur. Les bulles sont libérées à partir de l'extrémité d'un tube en Téflon, avec un diamètre intérieur de 3.8 cm et 15 cm de longueur, qui est posé sur un support au milieu du fond du réservoir.

Douze (12) séries des expériences sont réalisées, avec une gamme des débits allant de 1.07 à 6.25 Ncm³/s.

Pour une distribution discrète, le réservoir est remplie par-dessus avec de l'eau de robinet, et l'eau salée est introduit horizontalement le long du fond du réservoir, et ceci pendant deux (2) heures.

La région d'interface a une épaisseur initiale de 5 cm avec une région d'un fort gradient qui est autour de 0.5 cm.

Un shadowgraph est utilisé pour visualiser l'écoulement et le traçage du niveau de l'interface.

c) Résultats :

Les auteurs ont aboutit au résultats suivants :

1. La structure de la plume liquide est beaucoup plus différente de celle observée dans un liquide homogène.
2. Dans le cas d'une distribution de densité discrète, la plume liquide est affectée à la surface et se divise. Presque 20% du volume de flux est transporté par les bulles dans la couche supérieure, où il est mélangé rapidement et uniformément.
3. La majorité du volume du flux ascendant rebrousse son chemin à l'interface et il est mélangé avec une partie du fluide léger. Cette érosion est similaire à celle produite par un jet ou une pure plume à l'interface, mais les bulles transportent moins de 30% qu'un jet.

4. Dans le cas d'une distribution de densité linéaire, la plume liquide produit trois couches dans son environnement :
 - La couche du fond se forme quand la partie externe de la plume s'écoule à l'extérieure ; c'est une couche ayant une faible distribution de densité, qui ressemble exactement à la couche du fond dans une distribution discrète.
 - La partie interne de la plume continue sa montée à la surface libre, où elle déborde et se répand intérieurement, et se mélange rapidement avec la surface du liquide pour former une couche supérieure, ressemblant exactement à celle observée dans le cas d'une distribution discrète.
 - Au milieu, il existe une couche dans laquelle la distribution de densité linéaire est préservée et l'écoulement de la plume est uniforme.
5. L'écoulement ascendant et descendant, ainsi que l'entraînement et la chute de l'écoulement est égal à tous les niveaux.
6. La couche ayant une distribution de densité linéaire est érodée à la fois à la surface et au fond ; et quand celle-ci disparaît, la distribution est identique à une distribution de densité discrète.
7. Les profils de densités mesurées par Goossens (1979) (dans un réservoir large de 1 Km pour 30 m de profondeur), montre la même forme de développement, quand la bulle plume est en action.
8. L'écoulement uniforme observé dans cette expérience diffère complètement de la structure éjection expansion observée par McDougall (1978), et ceci est dû à la structure différente de la plume dans deux cas. Si les bulles occupent l'espace entier dans la section transversale, alors la force de poussée ascendante pourrait surmonter la force descendante due au liquide lourd qui était élevé au dessus de son niveau d'équilibre ; ce qui n'était pas le cas étudié; les bulles occupaient seulement une partie de la section transversale, laquelle est approximativement la dimension de l'écoulement ascendant. L'écoulement descendant est en dehors du courant des bulles. La différence déduite dans la structure est due à la différence dans les conditions expérimentales.

II .2. 12 .Etude de Takashi Aseada et Jorg Imberger (1993) :**a) Objet de l'étude :**

L'objet de leurs recherche est d'éclaircir le comportement des bulles plumes dans un fluide stratifié linéairement sous un grand rang de conditions d'écoulement, d'expliquer les changements observées dans le comportement de l'écoulement, et finalement de décrire une variation dans l'efficacité de l'énergie de conversion. Ainsi, ces travaux décrivent plusieurs aspects des caractéristiques de l'écoulement moyens des plumes induites, en incluant la distribution de vitesse, le coefficient d'entraînement et la vitesse de glissement des bulles.

b) Modèle expérimental :

Les auteurs réalisent leurs expériences dans un réservoir en glace de dimension : 100 x 100 cm, contenant de l'eau à une profondeur de 75 cm. Les bulles d'air sont libérées à partir de types de créateurs de bulles ; l'un consistant à un tube creux de 2.4cm de diamètre avec une extrémité faite d'un matériel uniforme poreux en céramique ; l'autre est un mince éjecteur (ajutage).

Les bulles sont libérées à partir du tube céramique à travers une surface de 20-50 mm² dépendant du débit d'écoulement. Ce tube est positionné au centre du réservoir à une hauteur de 15 cm sur le fond du réservoir.

La stratification linéaire est créée par la méthode des deux réservoirs et le sel est utilisé comme agent de stratification.

La dimension maximale des bulles est moins de 2.0 mm pour le créateur de bulles en céramique, qui est plus fiable que celle fournie par l'injecteur, lequel donne un diamètre de bulle de l'ordre de 4.0 mm.

Les trois conditions d'écoulements étudiés par les auteurs sont :

Type 1 : Grand débit d'écoulement de gaz et faible stratification.

Type 2 : Débit d'écoulement de gaz modéré et une stratification modéré.

Type 3 : Faible débit d'écoulement de gaz et une forte stratification.

c) Résultats :

A partir de leurs résultats expérimentaux, les auteurs dégagent les constats suivants :

1. Quatre régions d'écoulement sont bien observées :
 - Un noyau de bulles en mouvement ascendant ;
 - Une plume interne consistant en un mélange de bulles et un fluide relativement dense ;
 - Un courant d'air descendant, et au delà de celui-ci
 - Une intrusion d'écoulement horizontal.
2. Dépendant du débit du gaz en ce qui concerne la stratification, trois types d'intrusions sont identifiés .Aux grands débits du gaz, une seule intrusion est observée. Comme le débit du gaz décroît, le flux de poussée est insuffisant à transporter le fluide le plus bas vers la surface, et une pile d'intrusions est formée. Aux trop faibles débits du gaz, les intrusions deviennent instables et irrégulières.
3. Ces résultats sont utilisées pour construire un modèle plume double annulaire, lequel est utilisé pour étudier l'efficacité de conversion de l'énergie des bulles à l'énergie potentielle de la stratification; l'efficacité est découvert premièrement d'augmenter, atteindre un maximum, pour décroître avec la décroissance du débit du gaz. Ceci s'accorde bien avec les résultats des expériences au laboratoire.

II .2. 13 .Etude de de Kyung Soo Jun et Subhashc.Jain(1993)**a) Objet de l'étude :**

Les auteurs de cette étude ont conduit des séries des expériences sur un modèle réduit pour l'étude du transfert d'oxygène dans les bulles d'un écoulement turbulent de cisaillement, dans le but d'établir les variables adimensionnelles qui caractérisent le coefficient de transfert.

b) Modèle expérimental :

Leurs expériences sont conduites pour une rangée de vitesses d'écoulement d'eau et du taux d'écoulement d'air avec et sans tourbillon tangentiel.

Les expériences ont été menées dans un réservoir équipé des conduites circulaires de diamètre 7.62 cm alimenté par le réservoir à l'aide d'une pompe. Un système de refroidissement lié au bas réservoir est utilisé pour maintenir la température constante de l'eau du réservoir.

Les taux d'écoulement d'eau et les pressions sont mesurés respectivement à l'aide d'un diaphragme et des manomètres. Le taux d'écoulement d'air, lui est mesuré par un rotamètre.

Les expériences sont conduites dans quatre séries, chacune avec de vitesses d'écoulement d'eau différentes. Dans chaque série, quatre testes sont conduits à de différents taux d'écoulement d'air.

Les débits simulés s'étendent de :

- 103 à 783 cm³/s (série A)
- 108 à 698 cm³ /s (série B)
- 108 à 585 cm³ /s (série C)
- 103 à 690 cm³ /s (série D)

c) Observations:

D'après les auteurs, leur expérimentation a dégagé les observations suivantes :

1. Les dimensions des bulles d'air initiales ne peuvent être contrôlées par le diffuseur, et ce en raison de la formation des poches d'air le long de la conduite, près du point d'injection d'air.
2. Les dimensions des bulles d'air augmentent avec le rapport d'écoulement air - eau (λ). Ainsi les dimensions de ces bulles augmentent, si elles traversent ou parcourent la région d'aval dans laquelle les bulles s'unissent.
3. Pour un rapport d'écoulement air- eau donné, la croissance de la vitesse d'écoulement donne une grande valeur du coefficient de transfert, qui est due à la grande intensité de turbulence.
4. L'augmentation du rapport d'écoulement air-eau pour une vitesse donnée, augmente la détente de l'oxygène en donnant une grande surface des bulles, mais qui résulte une réduction du coefficient du transfert dû à la décroissance de l'intensité de turbulence par unité de volume d'air.

5. Si le rapport d'écoulement air-eau devient grand, alors le taux d'augmentation du coefficient de transfert global ou la détente de l'oxygène décroissent, et ceci est due à la réduction du coefficient de transfert.
6. L'effet de la composante tangentielle de l'écoulement sur le coefficient du transfert global d'oxygène est insignifiant.

II .2. 14 .Etude de S.Geoffrey Schladow (1993) :

a) Objet de l'étude :

En 1993, Schladow a effectué une étude en présentant une nouvelle conception totalement méthodologique pour la conception d'un système de déstratification par les bulles plumes. Sa méthode est basée sur l'interaction qui se produit entre la poussée des plumes et la densité de stratification de la colonne d'eau à travers lesquelles elles montent.

Son travail est axé à modeler explicitement le processus de stratification et de déstratification dans le lac par combinaison du modèle bulles plumes avec le modèle de simulation du lac, et ceci dans le but de rechercher les critères convenables pour déstratifier rapidement une stratification à mi-été, et satisfaire certaines mesures pour l'économie sur l'entière déstratification de la saison.

b) Modèle de simulation :

Pour valider sa méthode, l'auteur a utilisé un modèle de simulation dynamique du réservoir (DYRESM) et un modèle de bulles plumes. Pour cela, l'auteur a utilisé les données mesurées du réservoir « Glennies Creek » en Australie.

Pour améliorer sa conception, les simulations faites par l'auteur sont améliorées en combinant l'algorithme des bulles plumes avec DYRESM.

Deux types de simulations dans ce cas ont été réalisés :

- L'une pour tester la capacité du système conçu pour déstratifier rapidement une forte stratification durant l'été ;
- Et la seconde pour évaluer l'efficacité globale (et donc l'économie) du système quand il opère sur tout l'été entier.

Dans la première simulation, les débits simulés s'étendent de 600 à 2500 l/s avec un nombre de sources rangées de 10 à 2500 pendant une période de 30 jours.

c) Observations :

Les constatations faites par l'auteur sont comme suites:

1. Le modèle combiné explicite prend l'effet de la force météorologique naturelle dans la restratification de la colonne d'eau; son effet est faible quand il est comparé à l'efficacité du système d'aération, ceci est validé par les résultats du modèle combiné.
2. L'effet de la force météorologique naturelle est supposé de grande importance, si le système d'aération est largement sous-estimé.
3. Deux critères sont recommandés par l'auteur, comme étant essentiels au futur pour une conception appropriée à savoir :
 - La capacité à déstratifier rapidement une stratification à mi-été;
 - La capacité de satisfaire certaines mesures intègres à l'économie sur l'entière déstratification de la saison.
4. L'étude économique choisie, réside dans la minimisation de l'air total utilisé quand il opère comme nécessaire sur l'été entier.
5. Une grande économie peut être obtenue en utilisant l'aérateur pendant les heures creuses quand l'énergie électrique est moins coûteuse, ce qui permet d'augmenter la quantité total d'air et de diminuer le coût global.

II .2. 15 .Etude de Chen M.H, et Cardoso S. (1999) :

a) Objet de l'étude :

Le travail présenté par les auteurs est basé sur la recherche de la quantité de mouvement d'une bulle plume à faible nombre de Reynolds dans un liquide stratifié, consistant à deux couches homogènes de densités différentes. Pour cela, ces auteurs développent une nouvelle approche sur la modélisation de la dynamique et le mélange provoqué par une bulle plume appropriée dans la limite des petites bulles. Aussi, ces chercheurs calculent l'évolution du profil de densité dans les deux couches.

Leurs prévisions théoriques sont validées par comparaison avec de nouvelles et anciennes observations expérimentales.

b) Modèle expérimental :

Leurs expériences sont réalisées dans deux réservoirs en matière plastiques :

1^{er} réservoir : Dimensions transversales : 0.2×0.2 (m²).

Hauteur : 0.4 m.

2^{eme} réservoir: Dimensions transversales : 0.4×0.4 (m²).

Hauteur : 0.6 m.

Deux couches stratifiées sont utilisées, l'une, la plus basse, avec une solution aqueuse de Na CL, et l'autre avec l'eau fraîche. Les deux couches sont séparées par une interface d'épaisseur 0.5 cm.

Les bulles sont générées au fond du réservoir par électrolyse d'une solution de NaCL. Les électrodes consistent en une maille de fine métal de platiniim, avec une section de 1.5×1.5 (cm²).

c) Résultats :

Les conclusions dégagées par les auteurs sont comme suites :

1. Les nouveaux résultats expérimentaux montrent que le liquide le moins dense de la couche la plus basse est transporté à travers l'interface par le flux des bulles montantes. La densité de la couche supérieure demeure ainsi constante et égale à celle du début du processus de mélange.
Comme un résultat, le mélange dans les systèmes de couches consiste en un entraînement turbulent du liquide dans la couche supérieure par la chute de la plume liquide à l'interface, et la recirculation du liquide environnant dans la couche la plus basse à travers la plume.
2. Le modèle numérique prévoit la position de l'interface comme une fonction du temps et l'évolution du profil dans les deux systèmes des couches. Les prévisions du modèle numériques sur les résultats expérimentaux sont excellentes.
3. Dans la limite d'une forte stratification, le profil de densité de la couche la plus basse demeure approximativement uniforme.
4. La plume englobant des bulles de faible dimension, est efficace dans la déstratification des régions basses du réservoir, tan disqu'une plume avec

des grandes bulles est plus efficace dans le transport du liquide de la couche la plus basse vers la couche la plus haute, et de ce fait augmente la densité aux niveaux les plus hauts dans le réservoir.

5. L'efficacité globale de conversion de l'énergie libérée à la source des bulles dans l'énergie potentielle est approximativement 15 % pour la plume ayant de petites bulles utilisées dans cette recherche. Celle-ci est significativement plus grande que l'efficacité moyenne du mélange d'une plume ayant de grandes bulles, laquelle a été découverte par des autres chercheurs d'être de l'ordre de 3 à 9% (Schladow, 1992).
6. Du point de vue rendement d'énergie et l'absence d'un mouvement mécanique partiel, les plumes ayant des petites bulles ont un potentiel important dans l'ingénierie comme une technique de mélange.

II.3. ETUDE SUR MODELES PHYSIQUES REELS :

II.3.1. L'évolution de l'oxygène dissous dans le réservoir de Camanche [Marc Beutel, 2002]

La figure 9 montre l'évolution de la concentration en oxygène dissous avant et après la période de l'aération hypolimnétique du réservoir de Camanche.

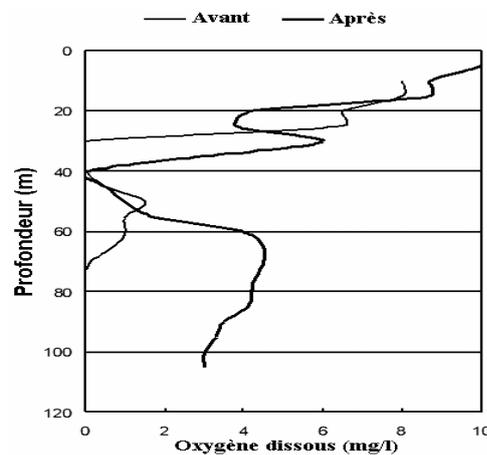


Fig. 9 - L'évolution de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnétique dans le réservoir de Camanche [Marc Beutel, 2002].

Les profils montrent l'évolution de la concentration en oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnétique en fonction de la profondeur du lac de Camanche. Ces profils nous expliquent, la variation de la concentration en oxygène dissous avant l'aération hypolimnétique, qui s'annule entre les profondeurs 20 m et 40 m

de l'hypolimnion, puis cette concentration est proche de zéro entre 40m et 70m. Alors qu'après l'aération hypolimnétique la concentration en oxygène dissous s'annule à la profondeur 40m, puis elle augmente le long de la profondeur de l'hypolimnion.

L'évolution de l'oxygène dissous avant et après l'aération hypolimnétique 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 40m de profondeur du lac [Marc Beutel, 2002].

II.3.2. Discussion des résultats du lac d'El Capitan [Fast, 1978] :

La figure 10 représente l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous ainsi que de la température en fonction de la profondeur avant et durant la déstratification du réservoir d'El Capitan en 1964, 1965 et 1966.

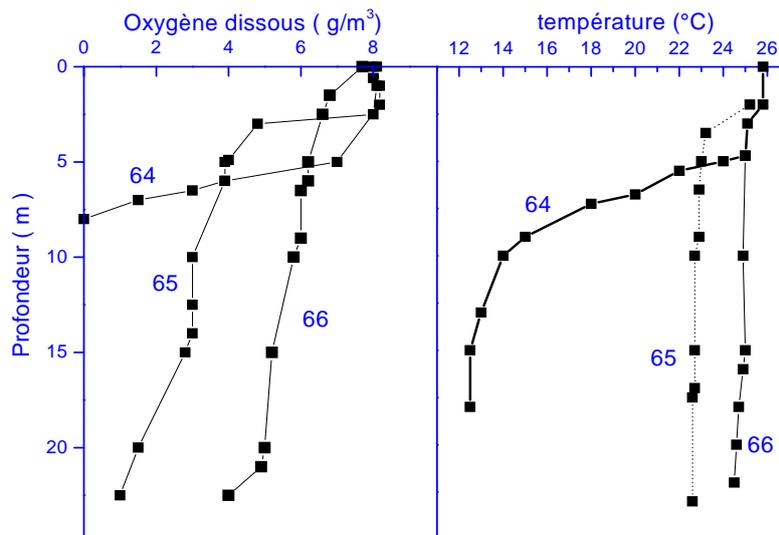


Fig. 10 - Evolution de l'oxygène dissous et de la température avant et durant la déstratification artificielle du réservoir d'El Capitan [Fast, 1978].

La figure 10 représente l'évolution de la concentration en oxygène dissous et de la température du réservoir d'El Capitan avant et durant la déstratification artificielle. Les valeurs sont prises pour la période mi-août pour chaque année ; ce réservoir n'a pas été aéré durant 64, l'aération a été opérationnelle en Juin 1965 et Mars 1966.

Le profil de la concentration de l'oxygène dissous avant l'aération par déstratification du lac d'El Capitan en 1964, montre que la concentration de l'oxygène dissous s'annule entre 5 et 10m de la profondeur du lac. Alors que durant l'aération par déstratification en 1965 et 1966, cette concentration présente une amélioration dans les profondeurs du réservoir. D'où le fonctionnement correct de l'installation de l'aération par déstratification .

Le profil de la température avant l'aération par déstratification du lac d'El Capitan en 64, montre que la température diminue. Alors que durant l'aération par déstratification en 1965 et 1966, la température présente des profils verticaux le long de la profondeur du lac ; d'où l'homogénéité de la température de l'eau. Donc l'installation de l'aération fonctionne correctement durant la déstratification .

II.3.3. Discussion des résultats du lac Waccabuc [Fast,1978] :

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

La figure 11 représente l'évolution de la concentration de l'oxygène dissous ainsi que de la température en fonction de la profondeur du lac Waccabuc N.Y, avant et durant l'aération hypolimnétique en 09 Juin 1972 et 09 Juin 1973.

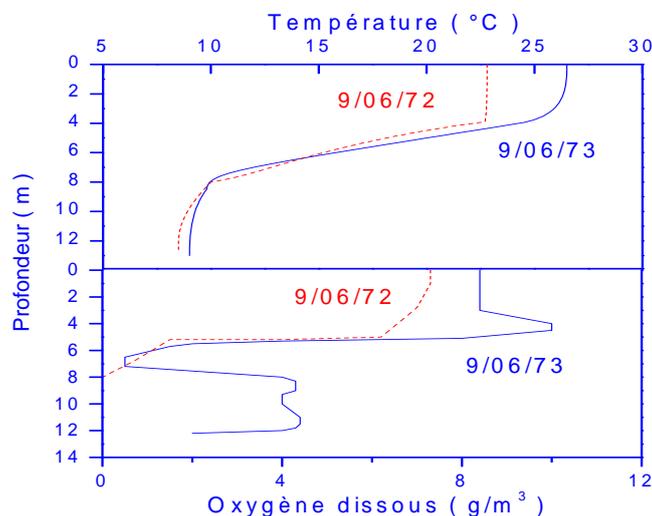


Fig . 11 - Evolution de l'oxygène et de la température avant et durant l'aération hypolimnétique au lac Waccabuc, N. Y. [Fast, 1978].

Le lac Waccabuc N.Y n'a pas été aéré durant 72, mais l'aération hypolimnétique est opérationnelle au début de Juin 73. 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

changées beaucoup lors de l'aération hypolimnétique. 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 supérieur à 0.0mg/l .

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

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

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

La figure 12 montre l'évolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température en fonction de la profondeur du lac Waccabuc, N.Y durant l'aération hypolimnétique.

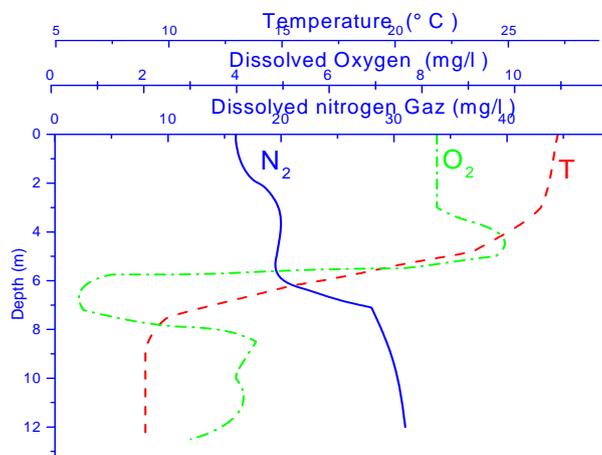


Fig . 12 - Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température durant l'aération hypolimnétique au lac Waccabuc, N.Y [Fast, 1978].

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

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 l'état des poissons et profondeur de l'eau .

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

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

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

La concentration de l'azote hypolimnétique au lac Waccabuc augmente à partir d'une saturation à 150% au fond, relativement à la pression extérieure, après 80 jours d'aération hypolimnétique continue. L'utilisation de l'injection de l'oxygène aide à éviter les problèmes liés à la supersaturation de l'azote.

II.3.4. Discussion des résultats du lac Casistas Calif [Fast, 1978] :

La figure 13 montre l'évolution de l'oxygène dissous, l'azote et de la température en fonction de la profondeur du lac Casistas, Calif durant l'aération par déstratification.

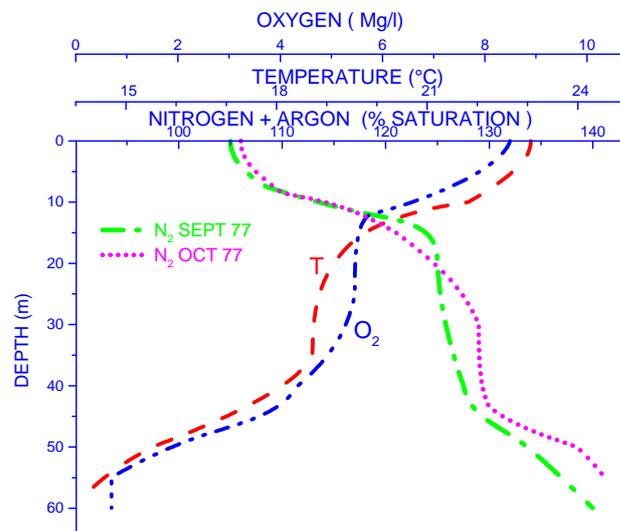


Fig . 13 - Evolution de l'oxygène dissous, l'azote et la température durant la déstratification artificielle au lac Casistas, Calif [Fast, 1978].

La déstratification artificielle au lac Casitas, Calif, cause des super saturations en excès de l'azote de 140 % au fond dû à l'injection d'air, relatif à la pression de surface. Ce lac n'a pas été complètement brassé.

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

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

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

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.

II.3.5. Discussion des résultats obtenus sur le lac Wahnbach [Bernhardt et al, 1985]

Bernhardt (1978), montre des résultats à partir d'une aération hypolimnétique durant 15 années sur le barrage de Wahnbach ($V_{\text{epi}}=20 \times 10^6 \text{ m}^3$, $V_{\text{hyp}}=16 \times 10^6 \text{ m}^3$, profondeur = 45 m). Leurs résultats montrent que :

- Malgré un développement de masse des 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 produits 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.

II.3.6. Discussion des résultats du lac de Baldegg en Suisse [Wuest et al, 1992]

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

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

Les valeurs de la concentration en oxygène dissous et de la température ont été mesurées durant l'oxygénation hypolimnétique 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 l'azote total dissous obtenus à partir des valeurs mesurées 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.

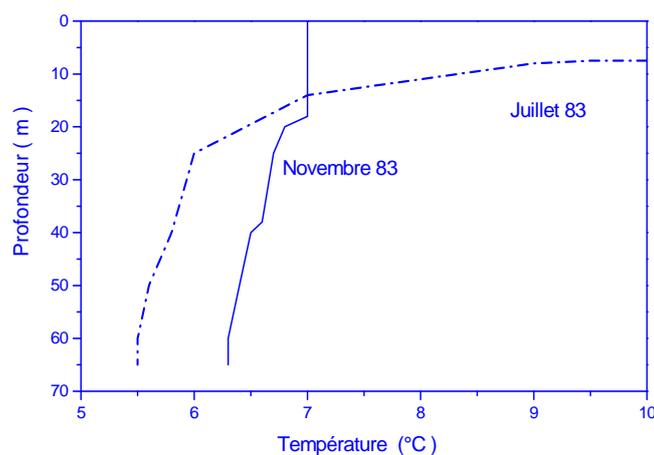


Fig. 14 - Profils des températures en fonction de la profondeur durant et après la déstratification et l'oxygénation hypolimnétique du lac de Baldegg [Wuest et al,1992].

L'évolution de la température durant et après le brassage artificiel de l'eau du lac de Baldegg en Novembre 83 (figure 14), montre l'homogénéité de la température de l'eau le long de la profondeur du lac, cela est confirmé par le profil vertical. D'où le bon fonctionnement de l'installation de l'aération par déstratification.

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

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

La figure 15 représente, l'évolution de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant l'aération par déstratification et l'oxygénation hypolimnétique.

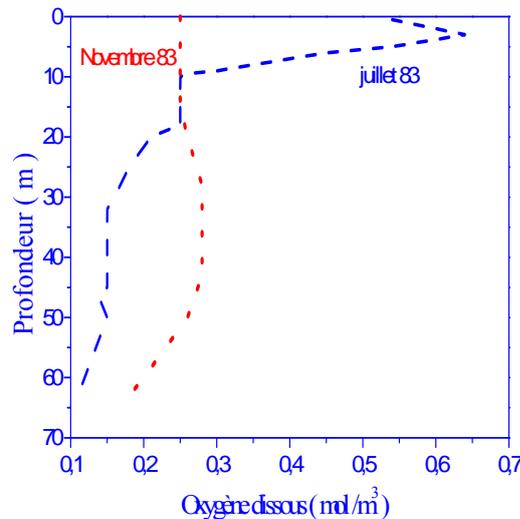


Fig . 15 - Profils de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac de Baldegg durant la déstratification et l'oxygénation hypolimnétique [Wuest et al,1992]. .

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 hypolimnétique.

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

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

II.3.7. Discussion des résultats aux barrages Cherokee et Blue Ridge [Mobley, 1997] :

Des profils de température et d'oxygène dissous en amont et en aval de l'installation de diffuseur de l'oxygène au barrage Cherokee sont montrés sur la figure 16.

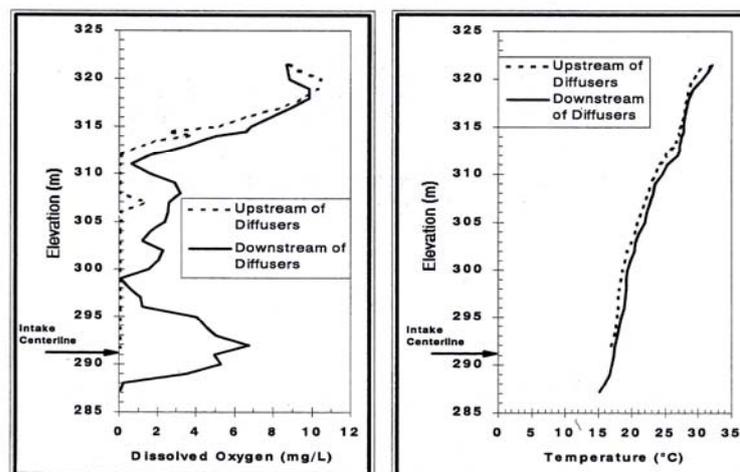


Fig. 16 - Profils de l'oxygène et de la température au barrage CheroKee, Aout 14, 1995 [Mobley, 1997].

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

Les profils de la figure 17 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.

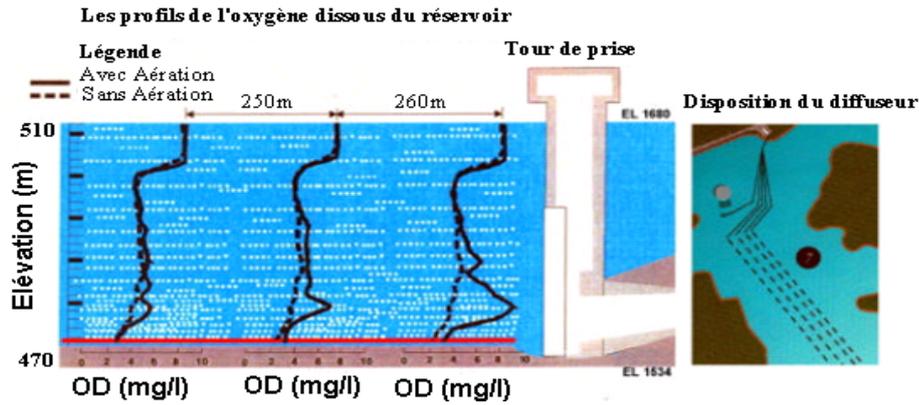


Fig. 17 - Résultats et disposition de diffuseur dans le réservoir de Blue Ridge [Mobley, 1997].

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

II.3.8. Discussion des résultats du réservoir Spring Hollow [Little et McGinnis, 2000].

a. 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.

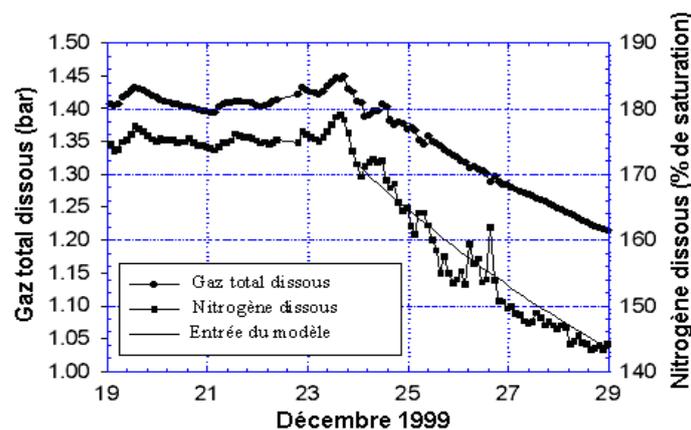


Fig. 18 - L'évolution du gaz total dissous et l'Azote dissous durant la déstratification du réservoir de Spring Hollow [Little et McGinnis, 2000].

Les profils montrent que les niveaux de l'azote dissous, ont été atteint un taux de 180% de saturation en pression atmosphérique et en température de l'eau (figure 18).

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.

b. Evolution chronologique de la température et de l'oxygène dissous :

La figure 19 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.

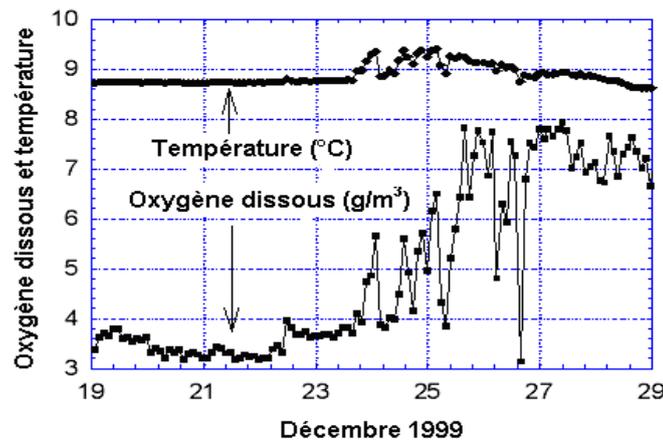


Fig. 19 - L'évolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification du réservoir de Spring Hollow [Little et McGinnis, 2000].

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.

C. Evolution de l’oxygène dissous et des températures en fonction de profondeur avant et durant l’aération hypolimnétique du réservoir de Spring Hollow .

Le tableau 07 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 hypolimnétique a 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 hypolimnétique.

Tableau n° : 07 - Valeurs des paramètres physiques Les conditions de fonctionnement pour le diffuseur de la bulle plume dans le réservoir de Spring Hollow [Little et McGinnis, 2000].

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

Les profils de la concentration de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion augmente de 2 g /m³ (avant l'aération) à 6g/m³ (durant l'aération) le 9 octobre 98. La concentration de l'oxygène augmente d'une façon continue durant le 13 octobre 98 (figure 20). Les profils de la concentration de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion, sont devenus uniformes durant l'aération hypolimnétique. Cela montre que le volume d'eau hypolimnétique au-dessus du diffuseur était bien brassé, Ce qui produit une augmentation de l'oxygène dissous au niveau de l'hypolimnion.

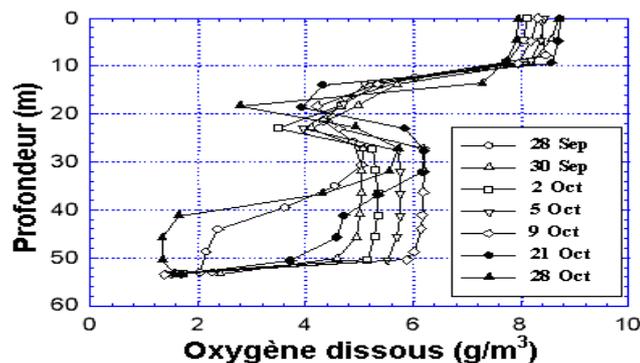


Fig. 20 - L'évolution de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnétique du réservoir de Spring Hollow [Little et McGinnis, 2000].

Les concentrations de l'oxygène dissous hypolimnétique 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 50kg/jour avant l'aération, et une augmentation de la concentration en oxygène dissous à 170kg/jour pendant l'aération. Donc le taux de l'oxygène dissous augmente durant l'aération hypolimnétique du réservoir Spring Hollow. D'où le fonctionnement normal de l'installation d'aération

La figure 21 représente les profils de l'évolution des températures en fonction de la profondeur du réservoir de Spring Hollow avant et durant l'aération hypolimnétique.

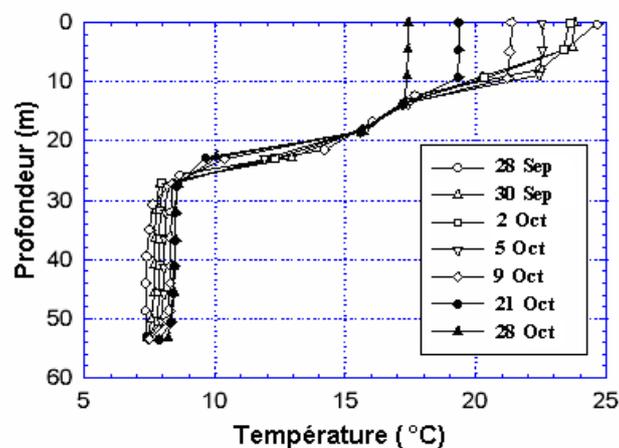


Fig. 21 - L'évolution des températures avant et durant l'aération hypolimnétique du réservoir de Spring Hollow [Little et McGinnis, 2000].

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

II.3.9. Evolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac Prince [Vickie et al, 2002] :

Les profils de la température et de l'oxygène dissous de la colonne d'eau (fig. 22) sont des résultats des données qui ont été recueillies après la troisième semaine de l'expérience de l'aération par déstratification dans le lac Prince. Le profil de l'oxygène dissous après la troisième semaine de la déstratification du lac Prince, diminue et tend

vers zéro au niveau de l'hypolimnion, d'où le fonctionnement alterné de l'installation d'aération par déstratification.

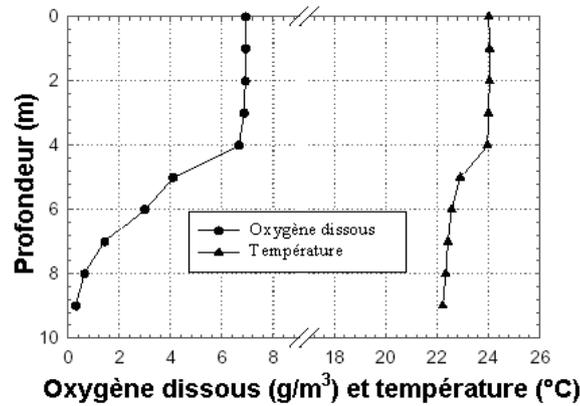


Fig. 22 - L'évolution de l'oxygène dissous et de la température durant la déstratification de la colonne de l'eau du lac de Prince [Vickie et al, 2002].

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

II-3.10. L'évolution de l'oxygène, la température, le potentiel redox et le phosphore [Fast, 1978].

La figure 23 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.

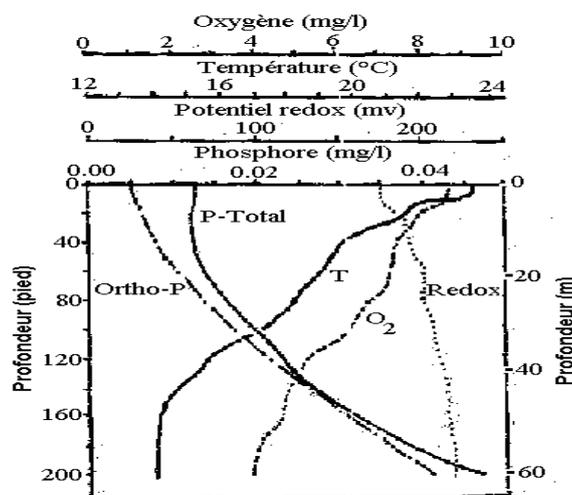


Fig. 23 - Evolution du phosphore total, l'oxygène, potentiel redox, et de la température durant la déstratification partielle du lac Casitas, Calif, en Juillet 76 [Fast, 1978].

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 23). 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 puisque le lac est suffisamment profond relativement à sa zone euphotique, alors la déstratification pourrait limiter la croissance d'algues et le phosphore peut diminuer. 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.

II.4.CONCLUSION :

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

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

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

CHAPITRE III

ETUDE THEORIQUE DU PHENOMENE

III .1. INTRODUCTION :

La modélisation mathématique de la dynamique des bulles plumes dans un environnement stratifié ou non, utilise trois équations différentielles pour décrire le mouvement de la plume, à savoir :

1. Conservation de la masse ;
2. Conservation de la quantité de mouvement ;
3. Conservation de la poussée.

En plus de ces trois équations, Wuest et ses Collaborateurs (1992) ajoutent l'hypothèse d'entraînement, laquelle affirme que le volume d'eau entraînée est proportionnel à la fois à la vitesse locale de la plume et la circonférence de la plume [Mcdougall, 1978 ; Miligram, 1983 ; Wuest et al., 1992 ; Vickie et Little, 2006].

Toutes les théories actuelles définissant l'écoulement moyen pour les bulles plumes, sont des théories d'intégrales. Le mouvement de la plume est supposé turbulent, et les profils latéraux de la vitesse de la plume et le déficit de la densité sont supposés similaires à tous les niveaux et sont approximés par les distributions gaussiennes ; celles-ci sont les plus fréquemment utilisées.

Deux théories d'intégrales ont été développées par Ditmars et Cederwall (1974) et Morton, Taylor et Turner (1956): Ces deux théories coïncident sur le fait qu'elles supposent le flux de la quantité de mouvement est celle de l'écoulement moyen, et ainsi le flux de la quantité de mouvement transporté par turbulence est négligé; mais elles divergent sur le fait que la théorie de Ditmars et Cederwall (1974), admette que le gaz se déplace plus rapidement que le liquide par moyen d'une vitesse de glissement et ils

incluent un paramètre λ . Tandis qu'il est absent dans la théorie de la plume d'une seule phase de Morton et ses collaborateurs [Miligram, 1983].

Plusieurs modèles ont étudié le mouvement de la plume dans le cas d'un environnement stratifié (Mcdougall, 1978; Imberger et Patterson, 1989; Schladow et Patterson, 1991; Schladow 1992 et 1993,...etc.) et dans le cas d'un environnement non stratifié (Kobus,1968; Ditmars et Coderwall,1974; Miligran,1983; Wen et Robert Torrest,1987]

III. 2. ETUDE DU MOUVEMENT DES BULLES :

III. 2.1. Les forces exercées sur une bulle [El Dabaghi, 1998]

Les différentes forces qui s'exercent sur une bulle dépendent de beaucoup des paramètres tels que la taille de la bulle, sa forme, sa masse volumique, sa vitesse ainsi que sa viscosité et la vitesse du fluide qui l'entoure.

Les différentes forces qui s'exercent sur une bulle sont :

a. La force de flottabilité (Archimède)

Sous l'effet de la pesanteur, une bulle en mouvement dans un fluide subit une force verticale, due à la différence de masse volumique, dirigée vers le haut si $\rho_g < \rho_e$ et vers le bas si $\rho_g > \rho_e$. C'est la force de flottabilité qui est généralement responsable de la présence d'une vitesse de glissement entre la particule et le fluide:

$$F_f = g (\rho_g - \rho_e) V_G \dots \dots \dots (III-1)$$

Où

V_G est le volume de la bulle.

b. La force de traînée (Drag)

Elle est due aux contraintes visqueuses que le fluide exerce sur la surface de la bulle. Elle prend la forme suivante pour une bulle sphérique de rayon R:

$$F_t = -C_D \frac{\pi R^2}{2} \rho_e |U_g - U_e| (U_g - U_e) \dots \dots \dots (III .2)$$

Le coefficient de traînée C_D dépend du nombre de Reynolds.

c. La force de masse ajoutée (Added mass)

La force de masse ajoutée s'interprète physiquement comme étant la force qu'il faut exercer sur un fluide pour déplacer en mouvement accéléré un corps dans ce fluide; en effet, le corps doit communiquer à un certain volume de fluide son accélération pour avancer et prendre sa place.

$$F_{ma} = \rho_e V_G C_m \left(\frac{\partial U_e}{\partial t} + U_e \cdot \nabla U_e \right) - \left(\frac{\partial U_g}{\partial t} + U_g \cdot \nabla U_g \right) \dots\dots\dots (III.3)$$

Où

$C_m = 1/2$ pour une bulle sphérique.

Lorsque le fluide est en mouvement accéléré, il convient de rajouter à l'équation

(III.3), un terme $\rho_e V_G \frac{dU_e}{dt}$ qui représente la force que le fluide extérieur exerce sur le volume de fluide correspondant à celui occupé par la bulle.

d. La force de portance (Lift)

Elle désigne la force qui s'exerce sur la bulle perpendiculairement à sa vitesse de glissement.

$$F_p = -C_p \rho_e V_G (U_g - U_e) \cdot \nabla U_e \dots\dots\dots (III .4)$$

Où

C_p dépend du nombre de Reynolds.

III. 2.2. Mesure et représentation de distribution de taille de bulles

Un tuyau poreux de 30 cm de longueur a été placé à 50cm au dessus de la base du réservoir, et de 9 cm derrière une ouverture en verre et d'une balance graduée en 2 mm. Les essais ont été conduits à quatre débits d'air à la profondeur de l'eau de 6,7 et de 12.5m pour déterminer l'effet du débit d'air, et la pression hydrostatique sur la taille de la bulle initiale. Des essais ont été réalisés approximativement aux mêmes débits d'air et de la profondeur de l'eau, (voir figure 24).

Les bulles fournissent un échantillon représentatif, puisque les plus grandes bulles ne sont pas typiquement sphériques. Les axes horizontal et vertical de chaque bulle ont été mesurés.

La superficie d'une bulle, A est [McGinnis et Little, 2002] :

$$A = \pi d_x d_z (\text{mm}^2) \dots\dots\dots(\text{III}.5)$$

Où

d_x et d_z : sont les diamètres de bulles dans les axes horizontal et vertical, respectivement.

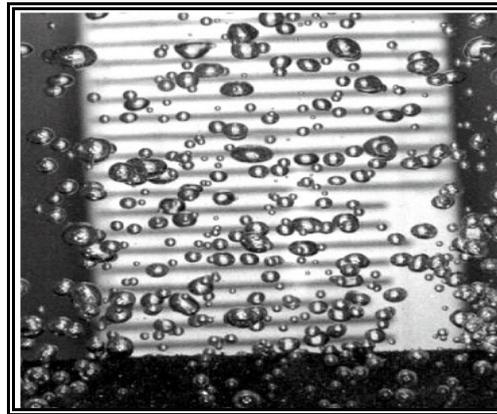


Fig. 24 - Les bulles formées dans le diffuseur poreux à 12.5m de profondeur de l'eau. [McGinnis et Little, 2002].

Le diamètre sphérique équivalent est :

$$d = \sqrt{\frac{A}{\pi}} \text{ (mm)} \dots\dots\dots(\text{III}.6)$$

On considère que le diamètre de la bulle est le diamètre d'une sphère ayant le même rapport du volume à la surface de distribution des bulles, où :

$$d_{3,2} = \frac{\sum_{i=1}^n d_i^3}{\sum_{i=1}^n d_i^2} \text{ (mm)} \dots\dots\dots(\text{III}.7)$$

d : Le diamètre des différentes bulles.

n : Le nombre de bulles dans l'échantillon.

III.2.3. Modèle bulle plume développé par Ditmars et Cederwall (1974) :

Des travaux sur la modélisation des bulles plumes se sont concentrés sur les plumes dans une eau homogène [Kobus, 1968; Wilkinson, 1979; Miligran, 1983].

Un modèle d'intégral des bulles plumes est présenté par Ditmars et Cederwall en 1974. Ce modèle décrit le comportement des bulles plumes générées par un point de source et une ligne de source dans l'eau stagnante d'une densité uniforme.

Ce modèle prédit la largeur de la plume, sa vitesse et ainsi le taux d'écoulement comme une fonction de l'élévation sur la source.

a. Analyse et développement du modèle

L'analyse des bulles plumes d'air nécessite la connaissance des paramètres suivants:

q_0 : débit d'air à la pression atmosphérique.

U_b : vitesse des bulles d'air relative à la grande vitesse de la plume.

H : profondeur au dessus de la force d'air

H_0 : hauteur de la pression atmosphérique.

Le débit d'air à la coordonnée verticale x est donné par :

$$q(x) = \frac{q_0 H_0}{(H_0 + H - x)} \dots\dots\dots (III .8)$$

À la source ($x=0$):

$$q(0) = \frac{q_0 H_0}{H_0 + H} \dots\dots\dots (III .9)$$

L'expansion du gaz est vraisemblablement n'est ni adiabatique, ni vraiment isothermique, mais un processus intermédiaire. Le choix de la loi d'expansion n'affecte pas significativement le résultat et l'expansion isothermique est employé, et les variations des pressions moyennes sur le plan horizontal sont supposées d'avoir un effet négligeable sur la dynamique des plumes [Ditmars et Cederwall, 1974 ; Miligram ,1983].

Les analyses pour un point et une ligne de source sont similaires et le cas d'un point de source est détaillé.

Comme l'indique la figure 25, la vitesse de la plume est donnée par :

$$U(x, r) = U_m(x) e^{-r^2/b^2} \dots\dots\dots (III.10)$$

Où,

U : vitesse moyenne locale

Um : vitesse centrale pour un cas d'axe symétrique

b(x) : caractéristique dimensionnelle latérale de la plume.

Soit :

$$\sigma = \frac{b}{\sqrt{2}} \dots\dots\dots (III.11)$$

Où,

σ: déviation standard de la distribution de la vitesse latérale.

Soit le déficit de densité entre la plume et l'eau environnante :

$$\rho_e - \rho_m = \Delta\rho_m(x) e^{-r^2/(\lambda b)^2} \dots\dots\dots (III.12)$$

Avec:

ρe: Densité locale du mélange air-eau.

ρm: Densité du fluide ambiant.

Δρm(x): différence de la densité centrale entre l'eau ambiante et le mélange air-eau dans la plume à un niveau particulier.

1/λ²: nombre turbulent de Schmit.

D'après Morton et ses collaborateurs (1956), le débit d'eau dans la plume est supposé d'être directement proportionnel à la vitesse centrale moyenne [Ditmars et Cederwall, 1974].

Le débit d'eau à n'importe quelle élévation x est donné par:

$$Q(x) = \int_0^{\infty} 2\pi U_r dr = 2\pi U_m \int_0^{\infty} e^{-r^2/b^2} r dr = \pi U_m b^2 \dots\dots\dots (III.13)$$

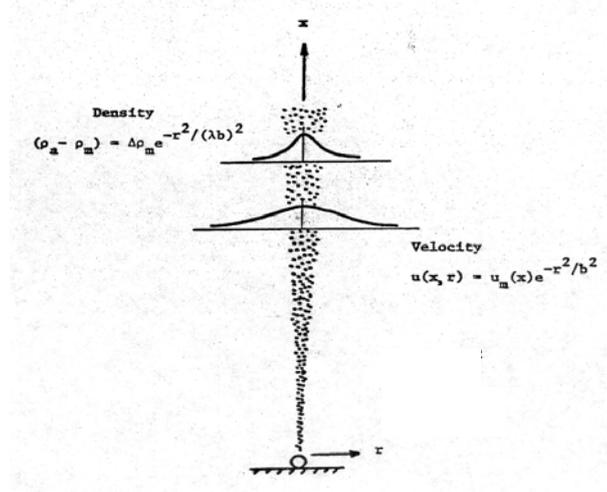


Fig . 25- Diffusion d'air dans un milieu non stratifiés [Ditmars et Cederwall, 1974]

Ditmars et Cederwall (1974), Fanelop et Sjoen (1980), et Miligram et Vanhouten (1982), tous utilisent la même équation de la conservation du liquide [Miligram, 1983]

$$\frac{dQ}{dx} = 2\pi\alpha U_m \dots\dots\dots(III. 14)$$

Où

α : coefficient d'entraînement supposé constant.

Ainsi

$$\frac{d}{dx}(U_m b^2) = 2\alpha U_m b \dots\dots\dots(III.15)$$

Autres recherches [Fox, 1974; Seban et Behnia, 1976] avaient suggéré une relation type fonctionnelle entre les propriétés locales de la plume et le coefficient d'entraînement [Miligram, 1983] :

$$\alpha_{seule-phase} = K_1 + \frac{K_2}{Fr^2} \dots\dots\dots(III.16)$$

Où

K_1 et K_2 sont des constantes et le nombre de Froude du rayon de la plume est donné par:

$$Fr = U \left[\frac{\rho_e}{gb\Delta\rho_m} \right]^{1/2} \dots\dots\dots(III.17)$$

Le flux de poussée de l'écoulement air-eau à n'importe quelle hauteur X est exprimé par [Ditmars et Cederwall, 1974] :

$$B = \int_0^{\infty} 2\pi(U + U_b)(\rho_e - \rho_m)r.dr = \pi U_m \Delta\rho_m \frac{\lambda^2 b^2}{1 + \lambda^2} + \pi U_b \Delta\rho_m \lambda^2 b^2 = \frac{q_0 \rho_2 H_0}{H_0 + H - x} \dots\dots(III.18)$$

Le flux de la quantité de mouvement ($\rho_m \approx \rho_e$), selon la supposition de Boussineq, donne :

$$M = \int_0^{\infty} 2\pi U^2 \rho_2 r.dr = \frac{\pi U_m^2 \rho_2 b^2}{2} \dots\dots\dots(III.19)$$

Et le taux de changement de la quantité de mouvement de flux est gouverné par la différence de densités:

$$\frac{dM}{dx} = \int_0^{\infty} 2\pi(\rho_e - \rho_m)g.r.dr = \pi g \Delta\rho_m \lambda^2 b^2 \dots\dots\dots(III.20)$$

Ainsi:

$$\frac{d}{dx}(U_m^2 b^2) = 2g \frac{\Delta \rho_m}{\rho_e} \lambda^2 b^2 \quad \dots\dots\dots(III.21)$$

b. Observations :

Des études faites sur des modèles, on aboutit à des conclusions suivantes :

- Miligram (1983), découvrait que le coefficient α est augmenté avec l'augmentation de la valeur de la fraction du gaz et avec l'augmentation de la valeur de la longueur caractéristique formée par la puissance $4/5$ du rayon de la plume et la puissance $1/5$ de la vitesse verticale de la bulle, et de décroître avec la distance entre les bulles [Miligram, 1983].
- Les valeurs limites du coefficient d'entraînement α sont trouvées 0,082 et 0,16 pour un point et une ligne de source respectivement [Ditmars et Cederwall, 1974].
- Le choix de $U_b = 0,30$ m/s est découvert d'être appropriée pour les données de Kobus et elle est consistante avec les données des vitesses de montées dans une eau immobile pour des bulles de diamètre allant de 10^{-3} à 10^{-2} m [Ditmars et Cederwall, 1974].
- D'après Miligram (1983), le coefficient α est relativement constant pour les grands nombres de Froude des bulles excédant la valeur 50 ($Fr > 50$).
- La vitesse de glissement U_b et le coefficient de dispersion λ peuvent être approximées à 0,35 m/s et 0,8 respectivement, et $\lambda \sim 1$ pour des grandes valeurs de U/U_b (expérimentation dans les modèles à grande échelle). [Miligram, 1983].
- La valeur du coefficient α obtenue par Fannelop et Sjoen (1980), augmente avec le débit du gaz, étant de 0,075 pour un débit de 0,0050 m^3/s et augmentant à 0.102 pour un débit de 0.22 m^3/s . La comparaison entre la théorie et l'expérimentale pour une vitesse centrale, montre que les valeurs moyennes théoriques sont plus grandes de 15% que celles des mesures expérimentales [Miligram, 1983].
- Des études expérimentales faites par Kobus (1968 et 1970), incluaient l'expansion des bulles et supposaient que la vitesse moyenne de montée

des bulles U_b est indépendante de l'élévation [John et Robert Torres, 1987].

- Le glissement des bulles résulte dans les vitesses des plumes les plus faibles, et évidemment les plus efficaces (de points de vue du mouvement de l'eau), sont celles avec des bulles faibles, lesquelles avaient des vitesses de montée faibles [Ditmars et Cederwall, 1974].
- Rouse et ses collaborateurs (1956) et d'autres chercheurs avaient montré que la vitesse de poussée de la plume est indépendante de la distance de la source, tant que la zone d'expansion s'étend linéairement avec la distance verticale [Wen et Torrest, 1987].
- La comparaison des vitesses mesurées et des quantités de mouvement mesurées dans des bulles plumes de Miligram et Van Houten (1982), montre qu'une moyenne de 50% de la quantité de mouvement est transportée par la turbulence, et cette valeur avait été utilisée dans leurs applications [Miligram, 1983].

III. 2.4. Modèle bulle plume développé par McDougall (1978) :

McDougall (1978) montrait que l'action des bulles dans un milieu stratifié est un peu plus complexe que dans le cas d'un milieu non stratifié [McDougall, 1978 ; Patersson et Imberger, 1989].

McDougall (1978) présentait deux modèles de bulles plumes dans l'environnement stratifié, un modèle de plume simple, qui considère que la plume comme une seule entité, et un modèle double plume, qui considère la plume est composée de deux parties; une partie circulaire intérieure (laquelle contient toutes les bulles de gaz) et une plume annulaire extérieure.

III. 2.4.1. Modèle bulle plume simple

a. Formulation mathématique

Ce modèle étudié par McDougall (1978) est similaire au modèle de Ditmars et Cederwall (1974), sauf que le premier inclue l'effet de la stratification. Ce modèle est représenté dans la figure 26.

Pour l'expansion des bulles de gaz supposée isothermique, McDougall (1978), et Schladow (1992), proposaient le débit d'écoulement du gaz comme suit:

$$Q(Z) = \frac{Q_0 \cdot P_a}{(H - Z) \cdot \rho_e \cdot g} \dots\dots\dots (III.22)$$

Où

Q_0 : débit de l'écoulement de l'air à la pression atmosphérique.

P_a : pression atmosphérique.

g : accélération gravitationnelle

ρ_e : densité du liquide.

$H = h + (P_a / \rho_e g) = h + 10.2$ m : pression statique au bout de l'injecteur.

Topham (1974) mentionnait que l'effet de la température fournie au bout de l'injecteur est négligeable sur la poussée de la plume en comparaison avec la présence des bulles [McDougall, 1978]

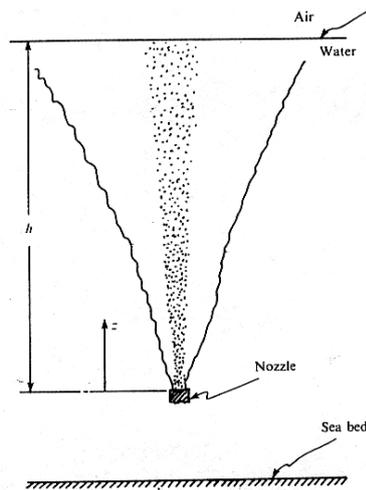


Fig. 26 - Diffusion des bulles d'air dans un milieu stratifié [Mcdougall, 1978]

Les profils des vitesses verticales moyennes et de déficit de densité sont présentés par les profils gaussiens :

$$U(r, z) = U(Z) e^{-r^2/h^2} \dots\dots\dots (III.23)$$

$$g'(r, z) = g'(Z) e^{-r^2/(10h^2)} \dots\dots\dots (III.24)$$

$$g'(r, z) = \frac{g[\rho_0(Z) - \rho(r, Z)]}{\rho_e} \dots\dots\dots (III.25)$$

Où

$U(r, Z)$: Vitesse verticale à la hauteur r et Z.

$U(Z)$: Vitesse verticale au centre ligne à la hauteur Z .

b : rayon effectif de la plume.

$\rho_0(Z)$: Densité de l'environnement à la hauteur Z .

λ : Coefficient de dispersion.

$\rho(r, Z)$: Densité effective moyenne d'une faible région du mélange gaz-liquide.

Le terme de dispersion λ représente le rapport de la largeur de la poussée effectuée à la quantité de mouvement dans la plume. Pour une plume de chaleur, ce terme est supposé plus grand que l'unité ($\lambda > 1$), typiquement $\lambda = 1.2$ [List, 1982, Schladow, 1992].

Pour une bulle plume, la poussée est concentrée à l'intérieur des bulles, et elle est non diffusive [Schladow, 1992].

Les profils gaussiens supposés pour la vitesse et le déficit de densité, ont certains supports expérimentaux dans l'environnement non stratifié [Kobus, 1968], mais dans n'importe quel cas, la forme exacte du profil n'est pas importante dans la détermination du modèle physique, la seule supposition essentielle est que les profils soient similaires à toutes les hauteurs [McDougall, 1978].

La conservation de masse autour d'un élément horizontal de la plume donne [McDougall, 1978 ; Schladow, 1992 ; Wuest et al, 1992 ; Chen and Cardoso, 2000] :

$$\frac{d}{dZ} \left[\int_0^\infty U e^{-r^2/b^2} 2\pi r \cdot dr \right] = 2\pi b U_e \dots\dots\dots (III.26)$$

$$U_e = \alpha U \dots\dots\dots (III.27)$$

Où

U_e : vitesse d'entraînement

α : coefficient d'entraînement constant

Alors on obtient [McDougall, 1978 ; Schladow, 1992 ; Wuest, A., et al, 1992 ; Chen et Cardoso, 2000] :

$$\frac{d}{dZ} (b^2 U) = 2\alpha b U \dots\dots\dots (III.28)$$

La conservation de la quantité de mouvement du même élément horizontal de la plume, donne [McDougall, 1978 ; Schladow, 1992 ; Wuest et al, 1992 ; Chen et Cardoso, 2000] :

$$\frac{d}{dZ} \left[\int_0^{\infty} \rho U^2 e^{-r^2/\lambda^2} 2\pi r dr \right] = \int_0^{\infty} \rho_e g e^{-r^2/\lambda^2} 2\pi r dr \dots\dots\dots (III.29)$$

En utilisant l'approximation de Boussineq, on obtient [McDougall, 1978 ; Schladow, 1992 ; Wuest, A., et al, 1992 ; Chen et Cardoso, 2000] :

$$\frac{d}{dZ} \left(\frac{1}{2} b^2 U^2 \right) = \lambda^2 b^2 g' \dots\dots\dots (III.30)$$

Maintenant, la conservation de la poussée est liée avec deux effets séparés, le premier étant l'effet de la stratification $\frac{d\rho_0}{dZ}$, dans l'environnement, et le second, est l'augmentation du taux de volume d'écoulement du gaz avec la hauteur.

Pour cela, il est utile de séparer ces deux effets, en considérant [McDougall, 1978 ; Schladow, 1992] :

- Premièrement : une plume ordinaire montant dans l'environnement stratifié, et la conservation de la poussée donne dans ce cas :

$$\frac{d}{dZ} \left[\int_0^{\infty} U(r, Z) (\rho_0(Z) - \rho(r, Z)) 2\pi r dr \right] = \pi b^2 U \frac{d\rho_0}{dZ} \dots\dots\dots (III.31)$$

$$\left[\frac{d}{dZ} \left(\frac{\pi \lambda^2 b^2 U g'}{\lambda^2 + 1} \right) \right]_{strat} = -\pi b^2 U N^2(Z) \dots\dots\dots (III.32)$$

Ou :

$$N(Z) = -\frac{g \rho_e^{-1} d\rho_0}{dZ} \quad : \text{ est la fréquence de la poussée locale}$$

ρ_0 : densité ambiante extérieur

- Deuxièmement : on considère une bulle plume montant dans un environnement non stratifié. La densité $\rho(r, Z)$ à n'importe quel point est la densité effective moyenne d'une faible région du mélange liquide-gaz, où cette moyenne est prise sur un volume contenant plusieurs bulles. Maintenant $\rho_0(Z)$ est constante et le rapport local du volume du gaz au

volume du mélange est donné par $g'(r,z)/g$. La vitesse totale moyenne des montées des bulles individuelles est :

$$U(r, z) + U_s \dots\dots\dots(III.33)$$

Où :

U_s : vitesse du glissement des bulles.

Soit le volume d'écoulement des bulles à n'importe quelle hauteur, donnée par (McDougall, 1978 ; Schladow, 1992) :

$$Q(Z) = \frac{Q_0 \cdot P_a}{(H - Z) \cdot \rho_e \cdot g} = \int_0^{\infty} [U(r, Z) + U_s] \frac{g'(r, Z)}{g} 2\pi r \, dz, \dots\dots\dots(III.34)$$

Ou

$$\lambda^2 g' b^2 = Q_0 \frac{P_a (\lambda^2 + 1)}{(H - Z) \pi \rho_e (U + U_s)} \dots\dots\dots(III.35)$$

$$U_b = U_s (\lambda^2 + 1) \dots\dots\dots(III.36)$$

La contribution de la quantité $\rho_e^{-1} d(z)/dZ$ due à l'effet de l'expansion du gaz est donc (McDougall, 1978, Schladow, 1992 ; Behari et Luketina, 2005) :

$$\left[\frac{d}{dZ} \left(\frac{\pi \lambda^2 b^2 U g'}{\lambda^2 + 1} \right) \right]_{\text{exp}} = \frac{d}{dZ} \left[\frac{Q_0 P_a U}{(H - Z) \rho_e (U + U_s)} \right] \dots\dots\dots(III.37)$$

La somme des équations (III.35) et (III.37) donne la conservation de la poussée, exprimée par [McDougall, 1978, Schladow, 1992]:

$$\frac{d}{dZ} \left[\frac{\pi \lambda^2 b^2 U g'}{\lambda^2 + 1} \right] = -\pi b^2 U N^2 + \frac{d}{dZ} \left[\frac{Q_0 P_a U}{(H - Z) \rho_e (U + U_s)} \right] \dots\dots\dots(III.38)$$

Le premier terme de l'équation (III.38), représente l'effet de la stratification ambiante sur le flux de la poussée, et le second terme est l'effet de l'expansion du gaz quand les bulles montent [McDougall, 1978, John Patterson et Jorg Imberger, 1989 ; Schladow, 1992 ; Behari et Luketina, 2005]

L'équation (III.38) peut s'écrire aussi [McDougall, 1978 ; Schladow, 1992] :

$$\frac{d}{dZ} \left[\frac{\pi \lambda^2 b^2 U g'}{\lambda^2 + 1} \right] = -\pi b^2 U N^2 + \frac{Q(Z) g}{(U + U_s)} \left[- + \frac{dU}{dZ} \left(1 - \frac{U}{U + U_s} \right) \right] \dots\dots\dots(III.39)$$

Le membre à droite de l'équation (III.39) représente la somme de trois termes : terme 1 est l'effet de la stratification, terme 2 est l'effet statique de l'expansion des bulles, et le terme 3 est l'effet advective du gradient de la vitesse.

McDougall (1978) résolvait cette équation différentielle pour la conservation de masse, quantité de mouvement et la poussée en introduisant des variables adimensionnelles, données par [McDougall, 1978 ; Schladow, 1992] :

$$\begin{aligned} Z &= Hx, \\ b &= 2\alpha HB, \\ U &= U_b M^{1/3} V \\ g' &= \left(\frac{U_b^2 M^{2/3}}{\lambda H} \right) G \end{aligned}$$

$$\text{Où :} \quad M = \frac{Q_0 P_a (\lambda^2 + 1)}{4\pi\alpha\rho_e H^2 U_b^3} \quad \text{et} \quad C = \frac{N^2 (\lambda^2 + 1) H^2}{U_b^2 M^{2/3}}$$

Les paramètres M et C représentent respectivement, l'effet de la poussée de la source comparé à la hauteur totale et l'effet de la stratification comparé à la force de poussée.

Les équations de conservations deviennent :

$$\frac{d}{dx}(B^2 V) = BV \dots\dots\dots(\text{III.40})$$

$$\frac{d}{dx}(BV) = \frac{BG}{V} \dots\dots\dots(\text{III.41})$$

$$\frac{d}{dx}(B^2 VG) = -CB^2 V + \frac{d}{dx} \left[\frac{V}{(1-x)(V + M^{-1/3})} \right] \dots\dots\dots(\text{III.42})$$

Morton et ses collaborateurs (1956), montraient que pour des faibles hauteurs, une plume ordinaire n'est pas influencée beaucoup par l'effet de stratification et ainsi de considérer C=0: et à x=0, le flux de la quantité de mouvement et de la masse sont nuls [McDougall ,1978 ; Schladow, 1992], alors:

$$B = x \left[0.6 + 0.0179 \left(\frac{x}{M} \right)^{1/3} - 0.02527 \left(\frac{x}{M} \right)^{2/3} + x \{ -0.4609 + 0.000031 M^{-1} \} + \dots \right] \dots (\text{III.43})$$

$$B = x^{-1/3} \left[1.609 - 0.3195 \left(\frac{x}{M} \right)^{1/3} - 0.06693 \left(\frac{x}{M} \right)^{2/3} + x \{ -0.4536 + 0.0105 M^{-1} \} + \dots \right] \dots\dots (\text{III.44})$$

D'après McDougall (1978), les équations (III.40), (III.41) et (III.42) seront résolues numériquement par la méthode Runge-Kutta avec les conditions initiales obtenues à partir des séries de puissances en commençant par la valeur de $x = 0.025$.

b. Observations:

Des études faites sur le modèle bulle-plume simple, dégagent des constats suivants:

- Un modèle similaire au modèle précédent, a été développé pour des bulles plumes bidimensionnelles conduite par une ligne de source de gaz; les résultats montraient les même caractéristique quantitatives comme les solutions d'un point de source [McDougall ,1978].
- Des études expérimentales, ont montré que dans une bulle plume, comme celle étudiée précédemment, les bulles individuelles se brisent quand elles augmentent au delà d'une certaine dimension, et les faibles bulles coalescent jusqu'à atteindre une dimension bulle stable [McDougall ,1978].
- Les vitesses de glissement réduisent le flux effectif de la poussée, parce que les bulles utilisent moins de temps à communiquer leurs poussées à la plume [McDougall ,1978].
- Schladow (1992), montrait que quand la quantité de mouvement de la première plume devient négative, une autre plume commence et conduit à la formation d'une cascade de plume.
- L'action des bulles dans le cas d'un milieu stratifié est un peu plus complexe que dans le cas d'un milieu non stratifié. [McDougall, 1978 ; Patterson et Imberger, 1989].
- Les résultats numériques rapportés par McDougall (1978), indiquent que le taux d'étalement de la plume augmente avec l'augmentation du niveau de la stratification dans le liquide. Le modèle théorique de McDougall (1978), emploie des profils en chapeau (top-hat) pour les vitesses et températures [Hussain et Narang, 1983]
- Un modèle similaire au modèle étudié par McDougall (1978), a été proposé par Hussain et Narang (1984) et suivi par Wuest et ses collaborateurs (1992). Ces modèles sont légèrement plus compliqués avec

Hussain et Narrang (1983) qui tiennent compte de la force de résistance; et pour ce qui de Wuest et ses collaborateurs, ils incluent le gaz, la température et l'échange du solide dissous entre les bulles d'air et eau. Ces modèles fournissant des résultats similaires à ceux obtenus par McDougall en 1978 [Schladow, 1993].

III.2.4.2. Modèle bulle plume double :

a. Introduction

McDougall (1978) proposait une structure "double plume" dans laquelle toutes les bulles sont limitées dans la plume intérieure, tandis que la plume extérieure contient seulement le liquide (voir figure 27).

Pour aboutir à certaines équations qui décrivent le mouvement de la structure "double-plume", McDougall (1978) s'est basé sur les hypothèses suivantes :

- Prendre l'entraînement pour une plume ordinaire ($U_e = \alpha U$), qui implique qu'il existe seulement une échelle de vitesse dans le problème, à chaque hauteur ; celle-ci, d'après l'auteur a été, consistante avec les solutions pour un environnement non stratifié et qui a donné une bonne concordance entre la théorie et l'expérimentale pour le cas d'un environnement stratifié [Mc Dougall, 1978].

Les trois processus d'entraînement, utilisés par Mc Dougall (1978) sont notés par :

α : Entraînement de fluide de l'environnement dans la plume extérieure.

α_β : Entraînement de fluide de l'environnement dans la plume intérieure.

α_γ : Taux de transfert du liquide de la plume intérieure dans la plume extérieure.

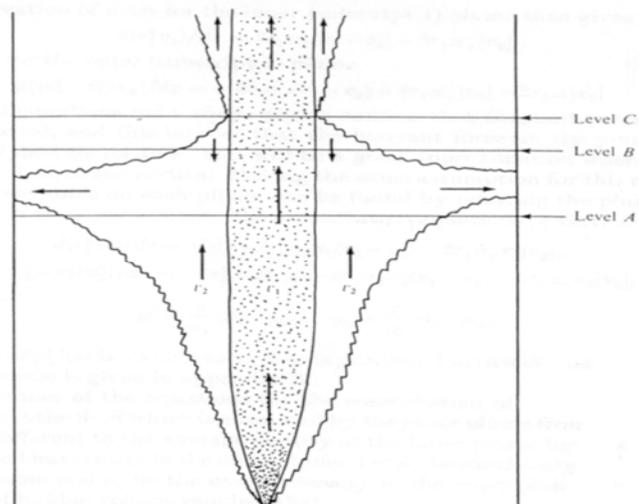


Fig . 27 - Structure d'une double plume [McDougall, 1978]

Le niveau A est à une hauteur à laquelle la plume extérieure s'est ralentie à de faibles vitesses montantes, et son rayon extérieur a commencé d'augmenter très rapidement.

Le niveau B est le niveau où les flux de masses des plumes extérieures et intérieures sont nuls.

Le niveau C décrit le niveau où la structure double plume commence de nouveau, la plume intérieure a en ce moment une grande masse et une grande quantité de mouvement, et la plume extérieure est supposée commencer avec une masse et une quantité de mouvement nulle.

b. Formulation mathématique :

La conservation de la masse pour la plume intérieure, donne :

$$\frac{d}{dZ}(r_1^2 U_1) = 2r_1 \alpha_p (U_1 - U_2) - 2r_1 \alpha_y |U_2| \dots\dots\dots(III.45)$$

Et similairement pour la plume extérieure :

$$\frac{d}{dZ}(r_1^2 - r_2^2)U_2 = -2r_1 \alpha_p (U_1 - U_2) + 2r_1 \alpha_y |U_2| + 2r_2 \alpha |U_2| \dots\dots\dots(III.46)$$

L'équation de conservation de la quantité de mouvement verticale, devient:

$$\frac{d}{dZ}(r_1^2 U_1^2) = r_1^2 y'_1 + 2r_1 \alpha_p U_2 (U_1 - U_2) - 2r_1 \alpha_y U_1 |U_2| \dots\dots\dots(III.47)$$

$$\frac{d}{dZ}[(r_2^2 - r_1^2)U_2^2] = -(r_2^2 - r_1^2)g'_2 - 2r_1 \alpha_p U_2 (U_1 - U_2) + 2r_1 \alpha_y U_1 |U_2| \dots\dots\dots(III.48)$$

Où:

$$g'_1 = \frac{g}{\rho_e}(\rho_0 - \rho_1)$$

et

$$g'_2 = \frac{g}{\rho_2}(\rho_2 - \rho_0)$$

Dans la dérivation des équations, de la conversation de la poussée, Mc Dougall (1978), mentionnait que la densité du fluide entraîné par la plume extérieure de la plume

intérieure, est différente de la densité moyenne de la plume intérieure, parce que les bulles ne sont pas entraînés, mais demeurent dans la plume intérieure.

A n'importe quelle hauteur, la conservation de la masse des bulles nécessite que :

$$Q(Z) = \frac{Q_0 \cdot P_a}{(H - Z) \cdot \rho_e \cdot g} = \pi r_1^2 (U + U_s) A(Z) \dots \dots \dots (III.49)$$

Où

A (z) : est la fraction locale, lequel est occupé par l'air.

Soit la densité globale donnée par :

$$\rho_1 = (1 - A)\rho_{1e} + A\rho_{air}$$

Où

ρ_{1e} : densité de la partie du liquide de la plume intérieure.

$$\frac{\rho_{air}}{\rho_e} \approx 10^{-3}$$

Et puisque $\frac{\rho_{air}}{\rho_e}$, alors la dernière équation devient :

Où

$$\begin{aligned} g_1' &= g_{1e}' + gA \dots \dots \dots (III.50) \\ g_{1e}' &= \frac{\rho_e g}{\rho_0 - \rho_{1e}} \end{aligned}$$

Et les équations de conservation de la poussée, deviennent :

$$\frac{d}{dZ} [r_1^2 U_1 g_1'] = r_1^2 U_1 \frac{g}{\rho_e} \frac{d\rho_0}{dZ} - 2r_1 \alpha_\beta (U_1 - U_2) g_2' - 2r_1 \alpha_\gamma |U_2| g_{1e}' + \frac{d}{dZ} (r_1^2 g U_1 A) \dots (III.51)$$

$$\frac{d}{dZ} [(r_2^2 - r_1^2) U_2 g_2'] = (r_2^2 - r_1^2) U_2 \frac{g}{\rho_e} \frac{d\rho_0}{dZ} + 2r_1 \alpha_\beta (U_1 - U_2) g_2' + 2r_1 \alpha_\gamma |U_2| g_{1e}' \dots (III.52)$$

Mcdougall (1978), utilisait les variables adimensionnelles pour décrire son modèle :

$$r_1 = 2\alpha HR_1, r_2 = 2\alpha HR_2, U_1 = U_s M^{1/3} V_1, U_2 = U_s M^{1/3} V_2, g_1' = \frac{U_s M^{2/3}}{H} G_1, g_2' = \frac{U_s M^{2/3}}{H} G_2$$

$$S^2 = R_2^2 - R_1^2, Z = Hx, \beta = \frac{\alpha_\beta}{\alpha}, \gamma = \frac{\alpha_\gamma}{\alpha}, G_{1L'} = G_1 - \frac{1}{(1-x)(V_1 + M^{-1/3})R_1^2}$$

Où

$$M = \frac{Q_0 P_a}{4\pi \alpha^2 \rho_e H^2 U_s^3}, C(x) = \frac{H^2 N^2}{U_s^2 M^{2/3}}$$

Enfin les équations de conservation deviennent :

$$\frac{d}{dx} [R_1^2 V_1] = \beta R_1 (V_1 - V_2) - \gamma R_1 |V_2| \dots\dots\dots (III.53)$$

$$\frac{d}{dx} [S^2 V_2] = -\beta R_1 (V_1 - V_2) + \gamma R_1 |V_2| + R_2 |V_2| \dots\dots\dots (III.54)$$

Avec des conditions initiales convenables, les équations citées ci-dessus, peuvent être résolues par la méthode de Runge-Kutta.

c. Observations:

Plusieurs études ont été menées sur ce modèle et ont donné les conclusions suivantes:

- La forme des variables adimensionnelles M et C proposée par Mcdougall (1978) diffère légèrement entre les deux méthodes, simple et double, et ceci d'après l'auteur, est dû au fait que le modèle plume simple suppose des distributions gaussiennes des vitesses et de densité, tan disque le modèle double plume suppose des profils en forme de chapeau ("top-hat"). Cette différence conduit à ajouter le terme $(\lambda_2 + 1)$ dans les deux équations. la valeur utilisée pour λ est de 0.3 [Mc Dougall ,1978; Schladow, 1992; Dalimore, 1996] le terme $(\lambda_2 + 1)$ a peu d'effet sur les valeurs C et M et peut être négligé.
- Schladow (1992) modifiait la variable adimensionnelle C à la variable.

$$P_{HT} = \frac{N^3 H_T^4}{Q_0 g H_A / H_T}$$

Cette variable est largement modifiée par Aseada et imberger (1993) au nombre de

plume,
$$P_N = \frac{N^3 H^4}{Q_B g}$$
 (où Q_B : débit d'écoulement du gaz à partir des bulles).

En plus Aseada et Imberger (1993) modifiaient le paramètre M pour inclure le taux d'écoulement volumétrique du gaz Q_B et supprimer H_T en posant :

$$M_H = \frac{Q_B g}{4\pi\alpha^2 H U_S^3}$$

Il existe une certaine confusion avec Aseada et Imberger (1993), donnant des définitions contradictoires de M_H .

Le paramètre P_N représente le rapport de la stratification à la poussée introduite par l'écoulement du gaz, et M_H caractérise la poussée des sources en terme de poussée effective.

- Patterson et Imberger (1989), montraient qu'un paramètre adimensionnel englobant la stratification et le taux d'écoulement d'air, peut être représenté par :

$$P = \frac{\left[\frac{PE}{M} \right]^{3/2}}{gQ_0} h$$

Où

M : est la masse totale de l'eau emmagasinée

PE : énergie potentielle emmagasinée dans le profil de densité

h : profondeur de l'aérateur

Q_0 : taux d'écoulement d'air

Le terme gQ_0/h est associé avec le travail causé par unité de surface par les bulles plumes, et le terme $\left[\frac{PE}{M} \right]^{3/2}$ est associé avec le travail par unité de surface nécessaire pour destratifier le réservoir. Patterson et Imberger (1989) montraient que P est en effet un cas particulier d'un nombre de lac, lequel est un descripteur de l'importance relative des différents processus de mélange dans les lacs.

Ce paramètre est aussi consistant avec le paramètre $\frac{N^3 H^4}{gQ_0}$ Introduit par Aseada et Imberger (1989), pour une stratification linéaire dans une colonne d'eau de dimension uniforme [Dallimore, 1996].

- Moshfegli (1996), mentionnait que le fait que M_H est inversement proportionnelle à α et U_S , pose un problème, car d'après l'auteur, l'augmentation du coefficient d'entraînement α , conduit à l'augmentation dans l'entraînement, mais l'augmentation de la vitesse de glissement U_S ,

conduit à la décroissance de l'entraînement. Moshfegli (1996) ne donnait aucune raison pourquoi l'augmentation de la vitesse de glissement U_s , mais encore, aucune interprétation physique n'est donnée [Dalimore, 1996].

III. 2.5. Modèle bulle plume développé par Wuest et ses collaborateurs (1992) :

Les auteurs ont développé un modèle bulle plume et ceci pour décrire un système d'injection d'une faible bulle d'air (ou oxygène) pour la restauration d'un profond lac stratifié. Leur modèle est conçu pour deux modes d'opération, oxygénation et mélange artificiel, échange de gaz entre l'eau et les bulles. Dans leur étude, la théorie d'intégral des plumes est élargie pour inclure non seulement l'expansion des bulles [Ditmars et Cederwal, 1974], mais aussi l'échange de gaz (dissolution et détachement) pour la dynamique de la poussée de la plume.

La partie hydrodynamique de leur modèle est testée en comparant les résultats du modèle avec les données de l'expérience dans le lac de Bugg Spring de Miligram (1983), et la solution dynamique des bulles est testée en comparaison avec l'expérimentation de Motarjemi et Jameson (1978).

Les principales hypothèses utilisées dans le développement du modèle étudiant l'ascension de la bulle plume dans l'eau uniforme ou stratifié sont comme suites [Wuest et al, 1992] :

- La densité de masse du gaz est négligeable, on la comparée à celle de l'eau dans l'équation de la quantité de mouvement.
- Les distributions uniformes à travers la plume sont assurées pour la vitesse de l'eau, la température, les solides dissous, les gaz dissous et la vitesse de la bulle (fig. 28).
- On assure que le rayon de la plume b pour l'espèce dissoute (l'azote, l'oxygène dissous) est égal au rayon de la plume du sommet supérieure.
- On assure que les courants ambiants (autre que la vitesse d'entraînement de la plume) sont nuls.
- La plume est entièrement turbulente.

- Le transport turbulent de la quantité de mouvement et les quantités scalaires (la chaleur, salinité, gaz) sont négligés, en comparant au transport advectif calculé à partir du débit moyen.
- On assure que la source produit des bulles à un taux constant uniformément réparti sur le secteur circulaire de la source du rayon : λb^0 .
- La coalescence de bulle est négligée. Dans ce modèle, le flux du nombre de bulles N , est maintenu constant avec la hauteur.
- Toutes les bulles ont une taille uniforme.
- Les propriétés de l'eau de la plume initiale sont ceux de l'eau du lac à cette profondeur.
- L'échange du gaz entre l'eau et les bulles du gaz autres que l'oxygène et l'azote est négligé.

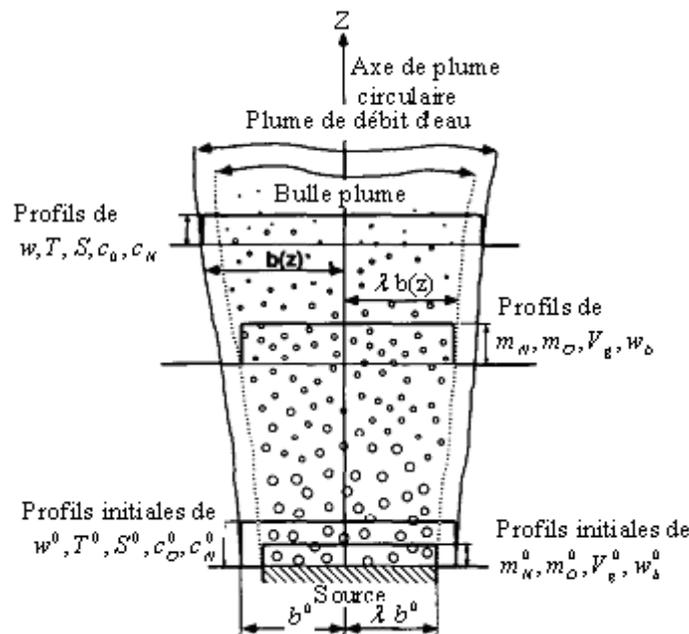


Fig . 28 - Diagramme définissant la géométrie de la bulle plume [Wuest et al, 1992]

Cette figure montre les distributions circulaires du sommet de la plume.

Le rayon supérieur du noyau de la bulle λb , est plus petit que le rayon de la plume b .

a. Équations de conservation :

Les équations différentielles décrivant la dynamique de plume sont basées sur les lois de conservation de masse, la quantité de mouvement et la chaleur [Wuest et al, 1992]

1. Continuité pour le débit de plume d'eau :

Le taux de changement du débit est donné par l'entraînement de l'eau ambiante dans la plume [Wuest et al, 1992]:

$$\frac{d}{dz} [\pi b^2 w (1 - \lambda^2 V_g)] = 2\alpha \pi b w \quad (m^2 s^{-1}) \dots\dots\dots(III.55)$$

Où

z : la coordonnée verticale (positif vers le haut).

$$\alpha = \sqrt{2} \alpha_g \quad \dots\dots\dots(III.56)$$

α : Le coefficient d'entraînement pour le sommet supérieure de la plume

$\sqrt{2}$ la valeur correspondante utilisée pour un modèle de plume Gaussien, α_g .

En outre, le rayon du sommet de la plume est :

$$b = \sqrt{2} b_g \quad (m) \dots\dots\dots(III.57)$$

Où b_g est la largeur de la plume dans le modèle Gaussien ($w = w_m \exp(-r^2 / b_g^2)$). La

limite $\lambda^2 V_g$ est une correction pour le volume occupé par les bulles de gaz. Puisque

$V_g < 10^{-2}$ pour des bulles plumes lors de la restauration du lac. Après la formulation de

Boussinesq, nous pouvons récrire l'équation sans le terme V_g :

$$\frac{d}{dz} (\pi b^2 w) = 2\alpha \pi b w \quad (m^2 s^{-1}) \dots\dots\dots(III.58)$$

2. Flux de la quantité de mouvement :

Nous pouvons négliger le volume et la quantité de mouvement du gaz, en calculant le flux de la quantité de mouvement $M = \pi b^2 w^2$ de la plume. Le taux de changement de M avec la hauteur z est égal à la force de la plume par unité de hauteur:

$$\frac{d}{dz}(\pi b^2 w^2) = \frac{\rho_a - \rho_p}{\rho_p} g \pi b^2 \lambda^2 + \frac{\rho_a - \rho_w}{\rho_p} g \pi b^2 (1 - \lambda^2) \quad (m^3 s^{-2}) \dots\dots\dots(III.59)$$

ρ_a et ρ_w sont les densités de la plume et l'eau ambiante respectivement.

ρ_p : Densité de la bulle plume de l'eau brassée.

Quand il n'y a aucune stratification de l'eau ($\rho_a = \rho_w$), ou quand $\lambda \approx 1$, le deuxième terme s'annule, donc $\frac{d}{dz}(\pi b^2 w^2) = \frac{\rho_a - \rho_p}{\rho_p} g \pi b^2 \lambda^2$, le flux de la quantité de mouvement est constant le long de la hauteur du lac z [Wuest et al, 1992].

3. Flux de la chaleur ou de la température

Le coefficient de la chaleur spécifique par unité de volume de l'eau ($\rho_w k$) est constant. Négligeant le contenu de chaleur du volume du gaz, l'équation de conservation pour le flux de la chaleur ($\pi b^2 w \rho_w k T$) est réduite à l'expression correspondante pour le flux de la température. $F_T = \pi b^2 w T$.

$$\frac{d}{dz}(\pi b^2 w T) = 2 \alpha \pi b w T_a \quad (^\circ C m^2 s^{-1}) \dots\dots\dots(III.60)$$

T_a : La température de l'eau ambiante donné par le modèle du lac [Wuest et al, 1992].

4. Flux des solides dissous :

Pour des températures de l'eau près de 4°C, la concentration des solides dissous, exprimée par la salinité S joue un rôle important en établissant la densité de stratification. Le bilan de matière pour les solides dissous est donné par l'équation:

$$\frac{d}{dz}(\pi b^2 w \rho_w S) = 2 \alpha \pi b w \rho_a S_a \quad (kg m^{-1} s^{-1}) \dots\dots\dots(III.61)$$

S_a : La salinité ambiante.

5. Flux d'oxygène et de l'azote dissous :

Il y a deux gaz, de l'oxygène (O_2) et de l'azote (N_2) moléculaire, et deux phases, dissoutes et gazeuses. Le flux du gaz à travers les surfaces de bulles est donné par [Wuest et al, 1992]:

$$\beta_i(c_{si} - c_i) \quad (\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}) \quad \dots\dots\dots(\text{III.62})$$

β_i : Le coefficient de transfert de masse pour l'espèce du gaz i (oxygène ou nitrogène).

c_i : La concentration du gaz dissous.

c_{si} : La concentration de saturation déterminée par la loi d'Henry :

$$c_{si} = K_i p_i \quad (\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}) \quad \dots\dots\dots(\text{III.63})$$

p_i : La pression partielle de la phase gazeuse de l'espèce du gaz i (oxygène, azote).

b. Observations :

Les auteurs aboutissent aux résultats suivants :

1. Pour de grandes bulles, le transfert total décroît rapidement pour atteindre une valeur de 10 % pour un rayon supérieur à 3 cm. Les faibles bulles se dissolvent plus rapidement et avaient une faible vitesse de glissement que les grandes bulles ; l'effet de dissolution sur la profondeur de montée maximale de la plume (DMPR) est plus prédominant pour les faibles bulles. Pour des bulles de rayon supérieur à 2 cm, la dissolution peut être ignorée. Le taux d'échange de gaz est important pour des bulles ayant un rayon inférieur à 5 mm.
2. La partie hydrodynamique du modèle testée avec les résultats du modèle de Miligram (1983), montre que les valeurs observées pour le flux de volume, rayon de la plume et vitesse de la plume s'accordent dans 10 % partout dans le profil vertical. Les calculs du modèle sont tous près d'une proportionnalité entre le flux de volume d'eau de la plume et la racine carrée du taux d'écoulement d'air observé par Leitch et Baines (1989). La solution dynamique des bulles testée avec l'expérience de Motarjemi et Jameson (1978), dans lesquelles les bulles ont différentes dimensions, et leurs résultats montrent que les taux de dissolutions sont égaux à quelques pourcents.
3. Le modèle est appliqué à un lac stratifié pour un système de diffuseur avec une grande source ouverte et un faible taux d'écoulement de gaz de l'ordre de $5 \cdot 10^{-4} \text{ Nm}^3/\text{sm}^2$; leurs résultats s'accordent bien avec les données expérimentales.

4. L'échange de gaz, décompression et la vitesse de glissement des bulles affectent à la fois le volume des bulles et le temps de séjour des bulles. Par conséquent, le flux de poussée est une fonction complexe de la hauteur.
5. À part la dimension initiale de la bulle, le taux d'écoulement du gaz et le coefficient d'entraînement sont les paramètres à la quelle le modèle est le plus sensible.
6. Pour empêcher la perte d'oxygène par libération des bulles et pour réaliser l'insertion dans les couches profondes pour oxygénation, les rayons des bulles inférieures ou égales à 1 mm, sont les plus choisies (autour de 0.8 mm). Par opposition, le mélange artificiel est plus efficace pour un rayon initial des bulles autour de 1 cm.

III.3. Efficacité mécanique:

a. Introduction:

L'effet majeur des bulles plumes est leur capacité à stratifier une colonne d'eau, en entraînant l'eau pesante du fond et la mélanger progressivement avec l'eau légère de la surface.

Ainsi ces plumes augmentent l'énergie potentielle totale de la colonne d'eau. Une alternative mesure de l'effet d'une plume est de comparer le changement dans l'énergie potentielle avec le travail nécessaire pour produire un taux d'écoulement d'air de la part du compresseur, où cette compression est supposée isothermique [Schladow, 1992].

L'efficacité maximum d'une bulle plume quand la plume est maximum atteint la surface d'eau avec une quantité de mouvement nulle et sans aucun étalement intermédiaire. D'après Asseada et Imberger (1993), le facteur le plus important rentrant dans le système de destratification par les bulles plume, est la conversion de la quantité d'énergie au début en énergie potentielle.

Schladow (1992) et Asseada et Imberger (1993), proposaient une relation de l'efficacité mécanique, donnée comme suite:

$$\eta_{mec} = (PE_f - PE_i) / W_{iso} \dots\dots\dots(III.64)$$

Où

W_{iso} : est le travail de compression isothermique qui est défini par [Roger et Mayhen, 1974; Schladow, 1992].

$$W_{iso} = 2.303P_1\Delta t \log\left(\frac{P_2}{P_1}\right) \dots\dots\dots(III.65)$$

Ici

P_1 et P_2 : sont les pressions absolues à la surface de l'eau et à la source de la bulle plume respectivement.

Δt : pas de temps dans lequel opèrent les bulle plumes

Et :

P_{Ef} et P_{Ei} : sont les énergies potentielles finales et initiales respectivement.

Schladow (1992), proposait un autre paramètre qui est l'efficacité de mélange, qui représente la mesure de l'effet de la bulle plume sur l'intervalle de temps spécifié.

Cet intervalle de temps a été arbitrairement fixé sur un jour; alors l'efficacité de mélange sur un jour est défini par [Schladow, 1992].

$$E_{me\grave{e}} = 8,64.10^4 (PE_f - PE_i) / (PE_h - PE_i)\Delta t \dots\dots\dots(III.66)$$

Où

P_{Ei} : énergie potentielle de la colonne d'eau, indiquée par i, f et h qui se réfèrent aux états, initial, final et homogène respectivement.

Δt : pas de temps (choisi à 1000s) et $8.68.10^4$ représente le nombre de seconde dans un jour. Puisque cette efficacité est liée au mélange effectif dans un jour, alors elle fournit une mesure de la durée de temps nécessaire par déstratifier la colonne d'eau.

Le temps pris pour la destratification est donné par Schladow (1992):

$$T = \frac{\Delta PE}{\eta_{mec} \left[\rho Q_0 g H_A \ln\left(1 + \frac{H}{H_A}\right) \right]} \dots\dots\dots(III.67)$$

Où

H_A et H : sont les hauteurs de pression absolue à la surface de l'eau et à la source de la bulle plume respectivement.

b. Observation :

Les études sur des modèles ont montré les faits suivants:

- Schladow (1992), montrait que l'efficacité des bulles plumes dans la déstratification de la colonne d'eau, dépend à la fois de la force de poussée et la stratification ambiante, laquelle avait une forte dépendance non linéaire sur la profondeur d'eau.
- Schladow (1993), confirmait que l'efficacité maximale correspond à la situation dans laquelle la plume entraînant l'eau a juste à une énergie cinétique suffisante pour atteindre la surface de l'eau.
- Schladow (1992), suggérait qu'une grande efficacité de mélange devrait être réalisée en ayant un taux d'écoulement aussi faible que possible à partir d'une source de plume [Patterson et Imberger, 1989; Schladow, 1992].
- Patterson et Imberger (1989), concluaient que l'efficacité d'une seule plume dépend énormément du paramètre P , lequel dépend de la stratification et du débit d'air. Alors que l'efficacité maximum existe pour une valeur du paramètre P égal à l'unité ($P \approx 1$).
- Schladow et Patterson (1991), affirment que l'interaction des plumes peut augmenter l'efficacité, si le débit de l'écoulement d'air par source (par des sources indépendantes) peut ne pas être suffisant pour entraîner la plume pour atteindre la surface avant de s'étaler horizontalement.

Aseada et Imberger (1988) ont démontré expérimentalement que pour deux couches et linéaire stratification, que l'efficacité maximum valable testée est autour de 12 % [Patterson et Jorg Imberger, 1989].

- L'efficacité maximale correspond à la situation dans laquelle la plume entraînée a juste une énergie cinétique suffisante pour atteindre la surface du réservoir [Schladow, 1993].
- Le changement dans l'efficacité mécanique pour une stratification non linéaire pour être attendu à suivre une même direction que pour une stratification linéaire [Schladow, 1993].

c. Nombre de Weber et Richardson :

Wilkinson (1979), suggère que la structure des bulles plumes dépend de la flux de poussée et la tension de surface σ . Celle-ci peut être exprimé par le nombre weber comme [Wilkinson, 1977 ; Lemckert et Imberger, 1992] :

$$W = \frac{\rho v_a d_a}{\sigma} \dots\dots\dots(III.69)$$

Où

ρ : densité du fluide ; d_a : diamètre des bulles et v_a : vitesse moyenne de montée des bulles.

Matsunashi et Miyana (1990), découvrent la vitesse moyenne montée des bulles d'air sur une profondeur de bulle plume entre 2-30 m, est fonction du débit d'air et peut être approximée par la relation empirique suivante :

$$V_a \approx 0.113 (Q_0.106)^{1/4} \quad [m.s^{-1}] \dots\dots\dots(III.70)$$

où

Q_0 : débit d'air à la pression atmosphérique.

Dans de faibles profondeurs (0.22-0.47 m) et de faibles débits d'air, Leitch et Baines (1989), découvrent la vitesse de montée des bulles d'air comme deux fois que celle de l'équation (III-70) [Lemckert et Imberger, 1992].

Le nombre de Weber dans l'expérimentation de Kobus est de l'ordre de l'unité, suggérant que le rôle de la poussée et la tension de surface sont d'égales importances dans la zone de la formation des bulles dans l'écoulement établi. Pour ce qui est de l'expérimentation de Bulson (1961), le nombre est de l'ordre de 10^2 , indiquant que le flux de poussée est le facteur dominant dans la détermination de la structure de la zone d'établissement de l'écoulement [Wilkinson, 1979].

Dans une colonne d'eau non stratifiée, la vitesse de montée du fluide entraînée peut être approximée par la distribution gaussienne [Kobus, 1968], même pour $W > 1$ [Miligram, 1983].

Wilkinson (1979) suggère que le nombre de Richardson défini l'équilibre dynamique dans la plume ; lequel est basé sur la poussée et les forces d'inerties.

Celui-ci est définie par :

$$R = \frac{\eta}{W^2} \dots\dots\dots(\text{III.71})$$

Où

η : représente la force de poussée à n'importe quelle élévation dans la plume

La valeur moyenne du nombre de Richardson d'une plume simple est de 0.465 ± 0.05 , alors que pour une bulle plume elle est de l'ordre de 0.44 ± 0.06 , presque la même valeur que pour une simple plume [Wilkinson, 1979].

PARTIE B

CHAPITRE IV

ETUDE EXPERIMENTALE

IV.1. INTRODUCTION :

L'augmentation de contenu de matière organique et l'excès du phosphore dans le lac d' Hallwil, cause une importante anoxie dans les couches de la colonne d'eau du lac, qui ne contiennent pas suffisamment de l'oxygène dissous, celle-ci entraîne 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 hypolimnétique 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].

Les résultats expérimentaux recueillis à partir des expériences qui ont été faites dans le site du lac de Hallwil, montrent l'étude de 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 et annuelle avant et durant la période de déstratification et de l'aération hypolimnétique. Les résultats expliquent l'évolution chronologique de ces paramètres physiques et chimiques avant et durant la déstratification, ou l'aération hypolimnétique.

Le lac d' Hallwil est utilisé généralement pour l'agriculture ; celui-ci est de grandeur moyenne. Vu que ce lac est protégé par son relief au vent, et en plus de la teneur en phosphore qui existe dans ce lac, l'hypolimnion est prédisposé à l'existence du milieu anaérobie.

Étude expérimentale

Pour améliorer l'échange de l'oxygène avec l'atmosphère, qui est aéré depuis 1985 pendant les mois d'hiver. Depuis 1986, ce lac est aéré en été dans l'hypolimnion pour compenser le déficit d'oxygène dans le fond de l'eau. Comme conséquence de ces mesures, le contenu d'oxygène augmente aussi bien dans le début que dans la phase de stagnation en hiver.

Depuis 1996, le contenu d'oxygène dans l'hypolimnion décroît en octobre 1996 de 600 t à 70 t en octobre 2001.

Le manque d'oxygène dans le fond du lac, favorise la mort des poissons et le recyclage des phosphates à partir des sédiments du fond du lac. Cette situation est favorisée par l'excès des matières nutritives dans l'épilimnion, et la multiplication anarchique d'algue et leur décomposition au fond des sédiments dans l'hypolimnion.

IV.2. SITUATION GEOGRAPHIQUE ET CARACTERISTIQUE DU LAC D' HALLWIL:

Le lac d'Hallwil se trouve sur les territoires du canton d'Argovie et du canton de Lucerne en Suisse. Son nom provient de la famille d'Hallwil et du village proche d'Hallwil.

Il a une superficie moyenne de 10.3 km² dont 5/6 sur le district de Lenzburg et le reste sur le district de Hochdorf (Figure 29). Il se trouve à une altitude de 449 m et sa profondeur maximale est de 48 m. Sa largeur est d'environ 1500 m.

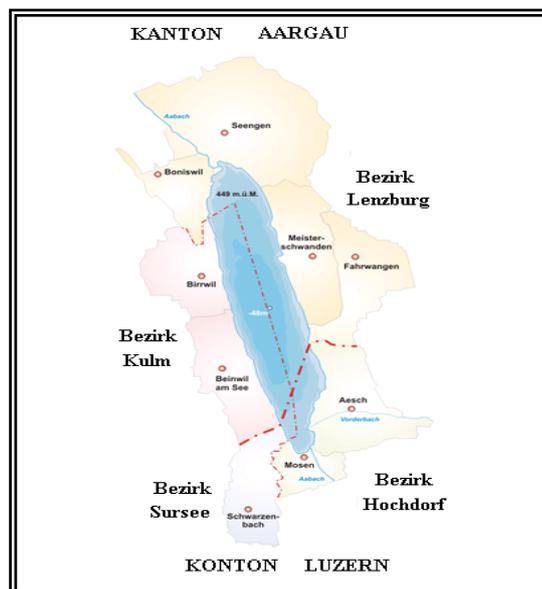


Fig .29 - Situation géographique du lac d' Hallwil dans le canton de Lucerne

Étude expérimentale

Le tableau suivant, 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 hypolimnétique est opérationnelle.

Tableau n° : 08. Caractéristiques particulières du lac de Hallwil et le système de diffuseur [McGinnis et al, 2004]. La pression du gaz est de 1 bar, la température est de 0°C.

Paramètres	Valeurs
-Profondeurs maximale (m)	46.5
-Profondeur moyenne (m)	28.9
- Superficie (106 m ²)	9.9
- Volume total d'eau (106 m ³)	285
-Géométrie des diffuseurs	Circulaire
-Nombre de diffuseur	6
-Diamètre de diffuseur (m)	6.5
-Profondeur moyenne des diffuseurs (m)	46
-Débit d'écoulement du gaz de tous les diffuseurs (Nm ³ . h ⁻¹)	46-148(O ₂) 180 (air)

IV.3. MODELE EXPERIMENTAL :

L'étude expérimentale a été entreprise dans le lac d'Hallwil. Le lac de Hallwil est un lac eutrophe, limité en phosphore, et qui a déjà fait l'objet d'une expérimentation sur le milieu anaérobie durant la période estivale à la fin du dernier siècle. En 1986, le système de diffuseur « Tanytarsus » (Figure 30) est installé comme ultime technique de restauration pour combattre le milieu anaérobie trouvé dans le lac d'Hallwil [McGinnis et al, 2004]. Ce système est alterné entre deux modes d'aération artificielle, l'un étant l'aération par le système de déstratification utilisant de grosses bulles d'air ; tandis que l'autre est l'aération ou l'oxygénation hypolimnétique, utilisant respectivement des fines bulles d'air ou d'oxygène. Le système de brassage des eaux est opéré dans la période hivernale, alors que l'aération hypolimnétique est opérée en période estivale, et ceci pour éviter tous les impacts négatifs que peuvent engendrer ces deux modes d'aération hors de ces périodes.

Étude expérimentale

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 148Nm³/h d'oxygène, et de 180Nm³/h d'air.

Ces systèmes sont plus convenables pour des lacs profonds où la charge des bulles dissoutes dans l'hypolimnion et la quantité du mouvement généré par les plumes est suffisamment faible pour éviter une érosion significative de la thermocline.

Chaque diffuseur fonctionne en utilisant l'air ou l'oxygène durant la période estivale pour le mode d'aération hypolimnétique et l'air durant la période froide pour le mode d'aération par déstratification.

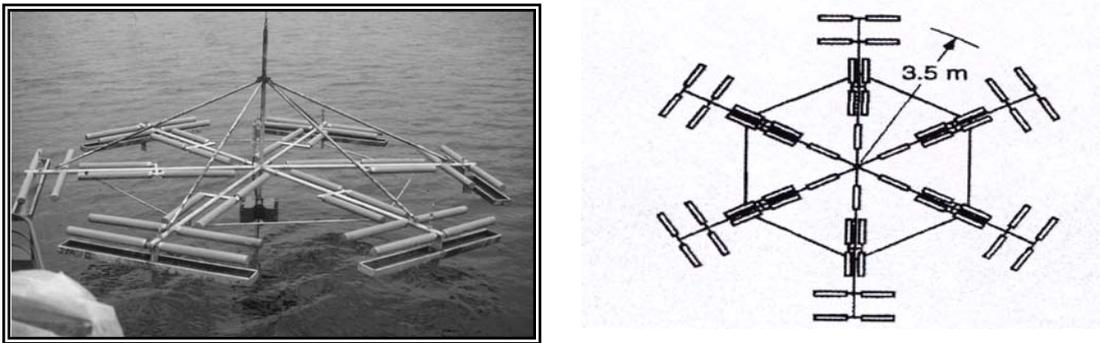


Fig. 30- L'un des six diffuseurs de Tanytarsus de 6.5m de diamètre [McGinnis, 2004].

a. L'endroit des stations et le système de diffuseurs dans le lac d'Hallwil :

La figure 31 indique la bathymétrie ou les différents niveaux de la profondeur du lac d'Hallwil. 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.

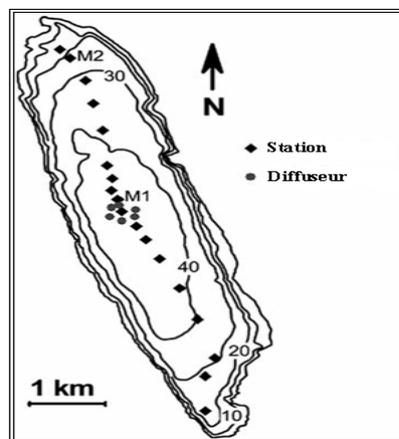


Fig. 31- Bathymétrie du lac de Hallwil, montrant les stations de prélèvement de la conductivité, température et profondeurs (CTD), localisations des diffuseurs (cercles), amarrage 1 (M₁), et amarrage 2 (M₂) [McGinnis et al, 2004].

b. Expérimentation :

Les essais expérimentaux ont commencé au mois de décembre 1985. Pour une bonne représentation de l'état physico- chimique du lac, les mesures se sont faites horizontalement sur 18 localisations le long de l'axe moyen du lac de Hallwil (Figure.31), et verticalement à chaque 3 m en moyenne sur toute la profondeur du lac. Les mesures verticales sur la conductivité, température et profondeurs ont été collectées à l'aide d'un d'appareil CTD SBE19 ; en plus de ces paramètres cités, cet appareil mesure aussi l'oxygène dissous (DO) et le pH.

Une corde flottante sur la surface, fixée à l'aide des bouées flottantes et des ancrs, est placée directement sur une seule plume, et la position de cette corde est vérifiée en utilisant un GPS avec un mouvement non observé. Les mesures sont faites au centre de la plume, et ce sur dix (10) niveaux verticaux, avec le point zéro m situé au plus haut niveau du centre de la plume.

Le dispositif montré sur la figure 30, consiste en un réseau de canalisation de diffusion disposé à une profondeur très précise du plan d'eau, s'est alimenté en air comprimé (ou d'oxygène) par un compresseur installé sur la berge. Ces rampes diffusent l'air (ou l'oxygène) sous forme de rideau de bulles qui provoquent une mise en mouvement de la masse d'eau selon un effet d'air lift. Les colonnes de bulles montantes génèrent des cellules de convection qui homogénéisent thermiquement et chimiquement l'ensemble de la colonne d'eau dans le cas de l'aération par le système de déstratification ; par contre cette homogénéisation thermique et chimique est plutôt bien limitée qu'à la zone basse ou profonde dans le cas de l'aération hypolimnétique. Une fois l'aérateur est mis en opération, des bulles de gaz sont injectées dans la colonne d'eau à travers des diffuseurs circulaires, créant un mélange gaz-eau, qui monte et augmente la quantité de mouvement due à la poussée positive du flux. La poussée du mélange entraîne l'eau à une limite, laquelle augmente le taux d'écoulement de l'eau et la section transversale, mais décroît la quantité de mouvement. La plume monte contre le gradient de densité vertical jusqu'à la profondeur maximale atteinte par la plume ; en ce niveau, la quantité de mouvement de la plume étant nulle.

Étude expérimentale

c. Objectifs visés :

Les stations de prélèvements (Figure.31) ont permis de collecter les mesures sur les paramètres physico-chimiques du lac. Des profils bidimensionnels sur les paramètres physiques (Température et Conductivité), et chimiques (Oxygène, Phosphore, Azote et pH) seront analysés avant et durant l'opération de l'aérateur, et ceci pour les deux modes d'aération.

Dans notre étude, on vise spécialement les objectifs suivants :

- a- Montrer à partir des profils des paramètres physico-chimiques du lac, l'état trophique du lac avant et durant la mise en service du système d'aération ;
- b- Etudier l'influence des deux modes d'aération sur les paramètres physico-chimiques du lac ;
- c- Comparer les impacts des deux modes d'aération sur les paramètres physico-chimiques du lac ;
- d- Examiner les performances des deux modes d'aération sur les variations des paramètres physico-chimiques du lac.

IV.3.1. Description de l'installation de déstratification et de l'aération hypolimnétique:

IV.3.1.1. Description de l'installation de la déstratification du lac de Hallwil

L'installation d'aération par déstratification dans le lac de Hallwil se compose des équipements suivants :

a. Sur la rive

Un local technique est installé au pied du lac ou disposé sur une rive. Ce bâtiment est ventilé et insonorisé. Un compresseur électrique à vis lubrifiée délivrant de l'air comprimé. Un réseau de distribution équipé d'une batterie de filtre, des 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 haut 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 branchée 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.3.1.2. Description de l'installation d'aération hypolimnétique du lac d'Hallwil :

L'installation d'aération hypolimnétique 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, des vannes et de diverses unités des contrôles (manomètres, débitmètres).

b. Dans le lac

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

c. Fonctionnement de l'installation de l'aération hypolimnétique

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.

Étude expérimentale

d. Période d'opération de l'aérateur

La mise en service de l'aérateur a commencé en 1985 (Tableau. 09). Ce système a été installé à titre expérimental sur le site du lac de Hallwil, et fait l'objet d'un suivi technique et scientifique depuis 09-05-1986.

Tableau n° : 09 - Périodes d'exploitation des deux systèmes d'aération pendant la durée de restauration du lac de Hallwil [EAWAG, Lucerne en Suisse].

Exploitation	Changement de la date de fonctionnement				Duré d'exploitation (jours)			quantité d'O ₂ (t O ₂)		
	Années	Dést/aér	Air/O ₂	O ₂ /Air	Aér/Dés	Déstratification	Aération avec l'air	Aération avec O ₂	Aération hypolimnétique avec l'air	Aération hypolimnétique avec O ₂
1985					4/12/85	28				
1986		09/5/86			25/11/86	165	23	62	20	55
1987		04/5/87	14/5/87	30/9/87	30/9/87	216	10	139	5	385
1988		29/4/88	2/6/88	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		03/5/90	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		02/4/93	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		03/4/95	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		01/4/97	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		03/4/00	14/7/00	1/11/00	1/11/00	61	102	110	115	424
2001		02/4/01	07/5/01	23/10/01	30/10/01	154	42	169	55	536
Jusqu' au 2003						60	200	0	225	0
Jusqu'au 2010						60	0	0	0	0

e. Histogramme de la destratification du lac d'Hallwil [Eawag, Lucerne en suisse]:

La figure 32 représente, l'histogramme de l'évolution chronologique de la durée d'exploitation en jours durant la période de destratification du lac d' Hallwil.

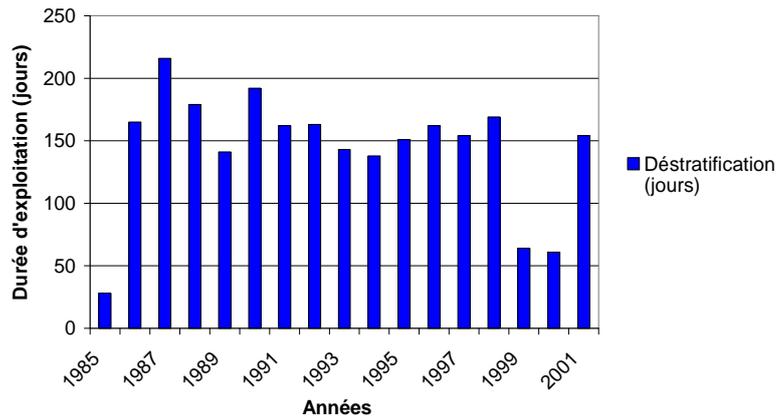


Fig. 32 - La déstratification du lac de Hallwil [EAWAG, Lucerne en Suisse].

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 de fonctionnement des diffuseurs.

f. Histogramme de l'aération du lac d'Hallwil avec de l'air :

La figure 33 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.

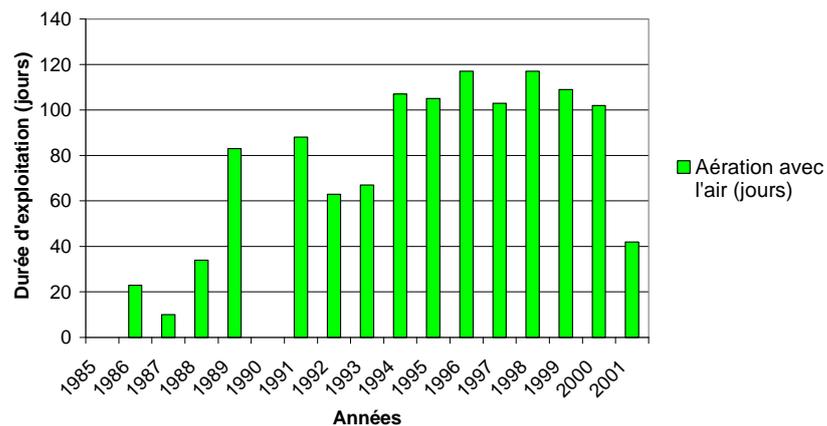


Fig. 33 - L'aération du lac de Hallwil avec de l'air [EAWAG, Lucerne en Suisse].

Les durées des exploitations présentent des maximums et des minimums. Les durées des exploitations maximales et minimales en jours, correspondent aux

Étude expérimentale

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.

g. Histogramme de l'aération du lac de Hallwil avec de l'oxygène [EAWAG, Lucerne en suisse] :

La figure 34 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.

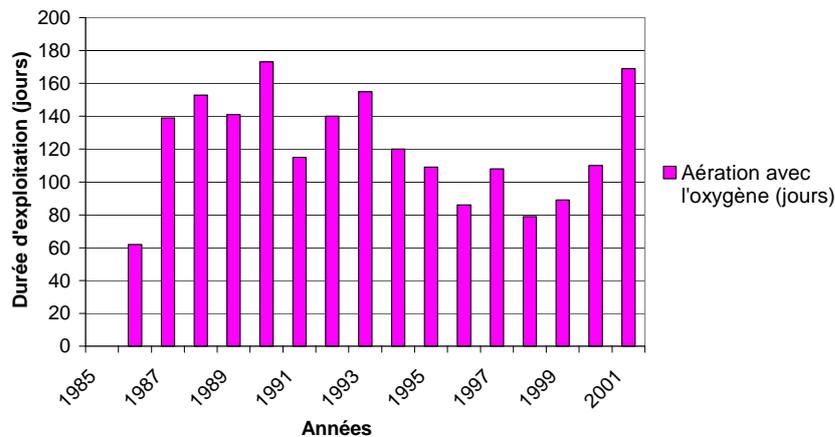


Fig. 34 - L'aération du lac de Hallwil avec de l'oxygène [EAWAG, Lucerne en Suisse].

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'exploitation correspondent aux niveaux trophiques du lac ainsi que l'état de fonctionnement de l'installation de l'aération du lac avec de l'oxygène.

h. Histogramme de l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil avec de l'oxygène [EAWAG, Lucerne en Suisse].

La figure 35 représente l'histogramme de l'évolution chronologique de l'entrée d'oxygène en tonnes, durant l'aération hypolimnétique du lac d'Hallwil avec de l'oxygène.

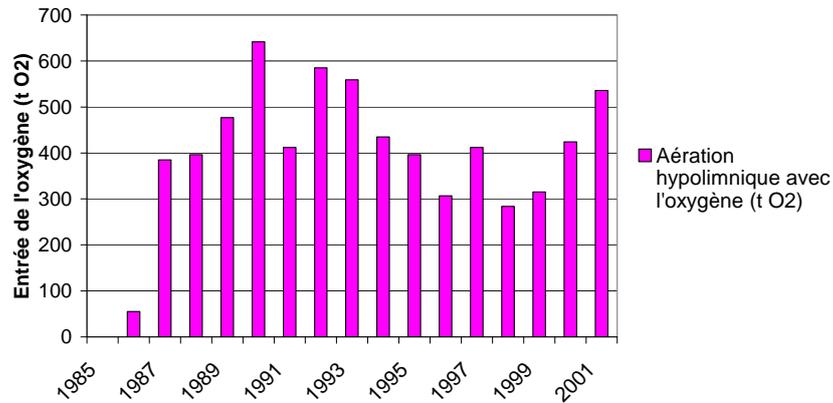


Fig . 35 - L'aération hypolimnétique du lac de Hallwil avec l'oxygène [EAWAG, Lucerne enSuisse].

Les quantités d'entrées d'oxygène présentent des maximums et des minimums durant l'aération hypolimnétique 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.

i. Histogramme de l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil avec de l'air :

La figure 36 représente l'histogramme de l'évolution chronologique de l'entrée d'oxygène en tonnes, durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil avec de l'air.

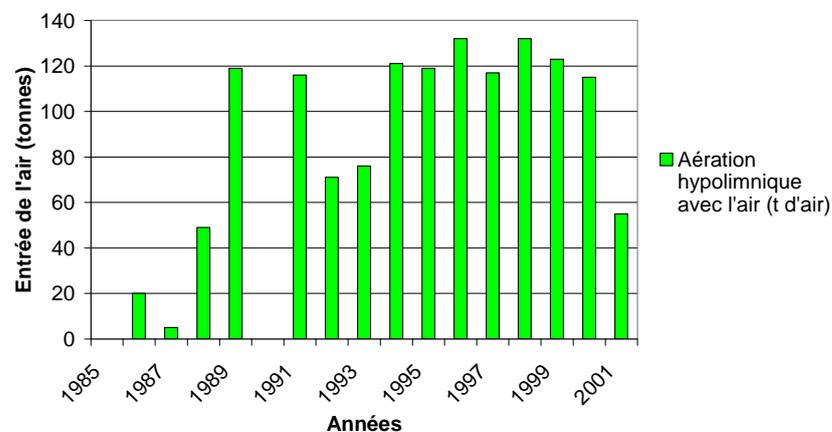


Fig . 36 - L'aération hypolimnétique du lac de Hallwil avec de l'air [EAWAG, Lucerne en Suisse].

Étude expérimentale

Les quantités d'entrées de l'air présentent des maximums et des minimums durant l'aération hypolimnétique 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.4. RESULTATS ET ANALYSES :

IV.4.1. Evolution des paramètres physico-chimiques en fonction de la profondeur avant et durant l'aération par déstratification :

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.

IV.4.1.1. 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 37 représente l'évolution journalière de la température en °C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

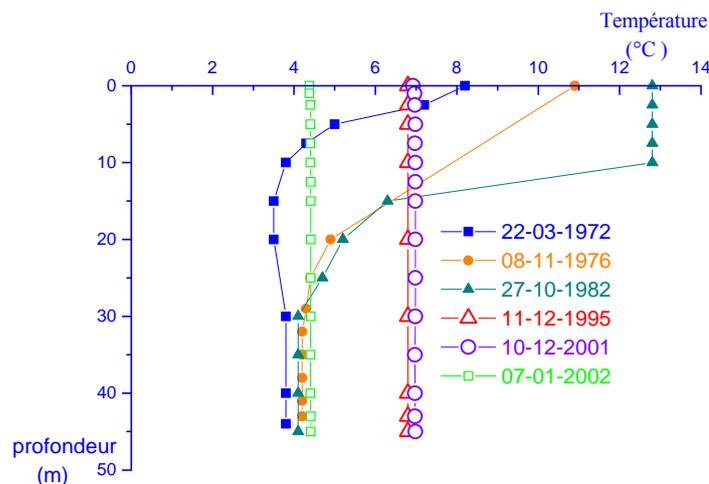


Fig. 37 - Profils verticaux de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

Étude expérimentale

Avant le fonctionnement de l'aérateur, la stratification thermique dans le lac est bel et bien apparente (Figure 37), et l'écart de température entre le fond et la surface pouvait atteindre au minimum 4°C.

Depuis la mise en service de l'aérateur (Décembre 1995), et sous l'effet du brassage, les écarts des températures entre le fond et la surface ont été maintenus sous la valeur de 1°C et ce pour les 15 points de prélèvements. Les résultats de relevés, à partir du 11 décembre 1995 s'apparentent à ceux obtenus en décembre 2001 et janvier 2002, et traduisent une bonne homogénéisation de la colonne d'eau.

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

Les profils des températures avant et durant la déstratification du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des températures des travaux de Fast (1978) lors de la restauration du lac d'El Capitan, et aussi les profils des travaux de Alfred Wüest (1992) lors de la restauration du lac de Baldegg, ainsi que les profils des travaux de Vickie (2002) lors de l'aération du lac de Prince. Les températures de l'eau des lacs étudiés par les auteurs cités ci-dessus sont homogènes durant la déstratification, ceci est confirmé par des profils verticaux de la température. Donc la déstratification de l'eau du lac de Hallwil et les lacs étudiés par les auteurs produit une homogénéisation thermique de l'eau.

- **La conductivité**

La figure 38 représente l'évolution journalière de la conductivité à 25°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

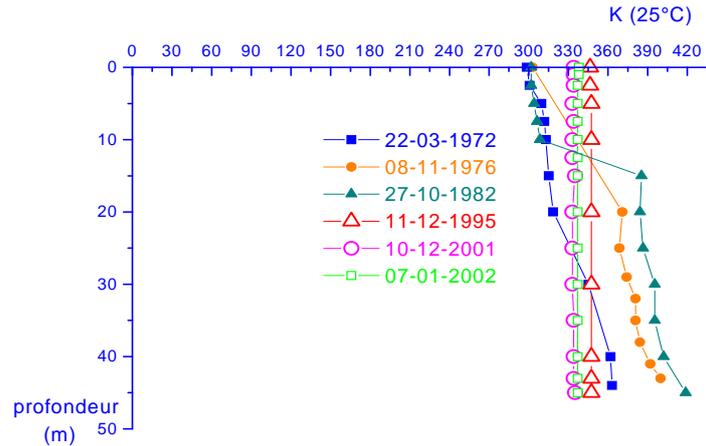


Fig. 38 - Profils verticaux de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

Les valeurs de la conductivité à la surface ($300\mu\text{s}/\text{cm}$) diffèrent de celles du fond (340 , 360 et $400\mu\text{s}/\text{cm}$) avant la restauration du lac ; alors durant l'aération, le brassage de l'eau provoque une homogénéisation presque totale de la conductivité. La valeur moyenne de la conductivité sur toute la profondeur du lac étant égale à 330 , 330 , et $340\mu\text{s}/\text{cm}$ durant les années 1995, 2001, et 2002.

La quasi constance des profils de la conductivité (durant l'aération par déstratification) dans toute la colonne d'eau montre que brassage de l'eau provoquent une distribution uniforme des matières minérales sur toute la profondeur de l'eau. Ce résultat a été trouvé par Fast et ses collaborateurs (1973), dans leurs recherches sur le lac de Hemlock, où ils ont constaté une constance de la conductivité durant l'été de l'année 1970. Le lac Hemlock a été aéré du 14 juin au 7 septembre de l'année 1970.

IV.4.1.2. Evolution des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du lac

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

- **L'oxygénation**

La figure 39 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.

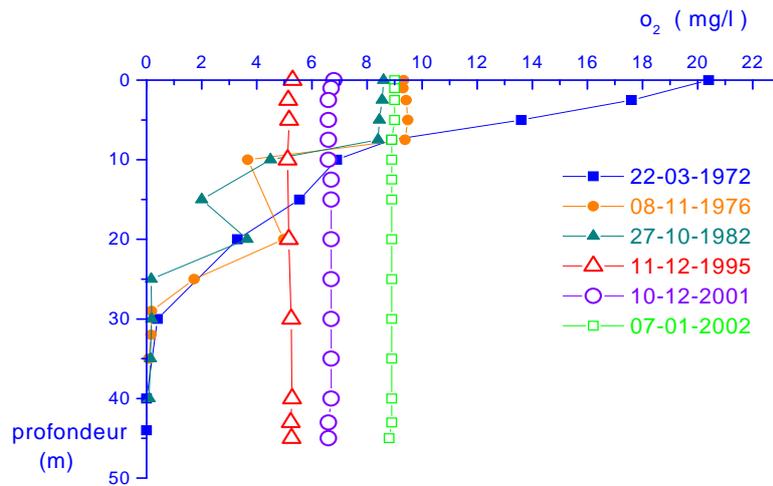


Fig. 39 - Profils verticaux de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

Avant la mise en service de l'aérateur, et plus précisément dans les années 1972, 1976, et 1982 (période hivernale), les concentrations en oxygène sont quasiment nulles au fond, ce qui prouve que le lac est bel et bien eutrophisé. Durant l'aération du lac, ces concentrations en oxygène au fond sont augmentées à des valeurs 4.85, 6.7 et 9 mg/l respectivement dans les années 1995, 2001, et 2002, et ce sur la totalité des points de prélèvement. Les relevés effectués dans la zone d'influence directe des lignes de diffusion montrent une bonne homogénéité de l'oxygénation sur toute la colonne d'eau.

La teneur minimale en oxygène dissous pendant le brassage de l'eau dépasse la valeur de 5 mg/l; cette valeur étant convenable pour la survie des poissons froides. Ce résultat se concorde avec celui qui mentionné par Stefan et ses collaborateurs en 2000. Elle était presque sous la valeur de 0.1 mg/l dans les périodes non aérées.

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

Étude expérimentale

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. 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 potentiel d'hydrogène (pH)**

La figure 40 représente, l'évolution journalière du pH de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération par déstratification.

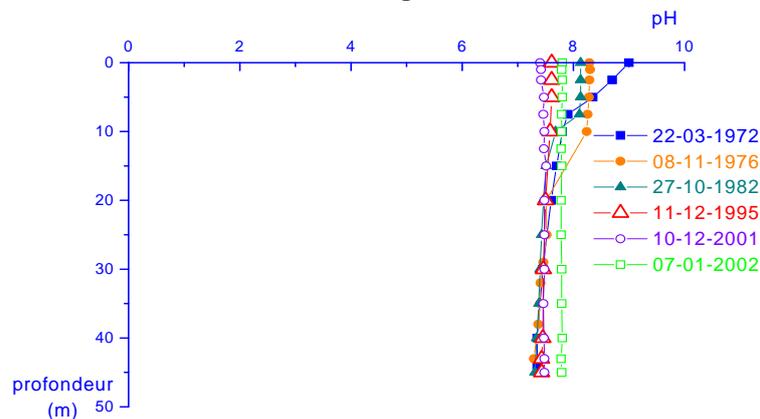


Fig . 40 - Profils verticaux du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

Durant les années 1972, 1976 et 1982 (avant l'aération), les valeurs du pH sont un peu élevées à la surface et ont des valeurs respectives 8.1, 8.3, et 9, mais sont presque égales au fond d'une valeur moyenne égale à 7.4.

Pendant l'aération du lac, cet écart des valeurs de pH entre le fond et la surface est anéanti. Ainsi, une circulation des eaux profondes à surface crée une homogénéisation presque totale du pH surtout durant l'année 2002.

L'écart maximum de la valeur du pH entre la surface et le fond étant de 1.5 (avant aération) pour devenir presque nulle (durant l'aération).

Étude expérimentale

Les faibles valeurs du pH dans l'hypolimnion (avant aération) sont attribuées aux grandes concentrations du dioxyde de carbone associé avec la décomposition organique. durant l'aération et plus précisément durant l'année 2002, les valeurs du pH au fond sont plus grandes que celles observées avant aération (au fond) ; mais à la surface de l'eau, les valeurs du pH (durant l'aération) sont plus faibles que celles observées avant aération.

Ainsi et pendant l'aération du lac, l'augmentation des valeurs du pH du fond par rapport à celles qui sont observées avant aération, sont attribuées aux faibles pertes du dioxyde de carbone à partir du fond de l'eau quand il passe à travers l'aérateur. Tandis que la diminution de la valeur du pH de la surface (durant l'aération) par rapport aux valeurs observées avant l'aération sont dues à la diminution de la photosynthèse.

Ainsi ces résultats rejoignent les résultats trouvés par Fast et ses collaborateurs (1973), pendant le brassage des eaux du lac Hemlock, et ce au début d'aération durant l'été de l'année 1970.

Avant l'aération, l'intervalle du pH entre la surface et le fond était de 8.1-7.4 en octobre 1982, 8.3-7.4 en novembre 1976, et 9-7.4 en mars 1972, pour devenir durant aération 7.4-7.6 en décembre 2001, 7.7-7.4 en décembre 1995, et 7.7-7.75 en janvier 2002.

• Le phosphore

La figure 41 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.

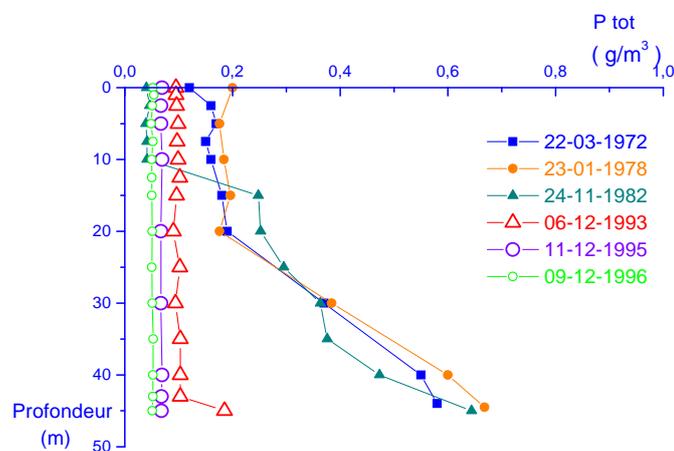


Fig . 41 - Profils verticaux de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification.

Étude expérimentale

La concentration du phosphore avant l'opération de l'aérateur augmentent de la surface vers le fond du lac et suivent une allure identique dans la toute la profondeur de l'eau. Pour les années 1972, 1978, et 1982, les valeurs des concentrations du phosphore ont des valeurs respectives à la surface de 0.1, 0.2 et 0.05 g/m³ et 0.58, 0.65 et 0.67 g/m³ au fond. L'écart maximum moyen entre le fond et la surface étant d'une valeur de 0.52 g/m³

Ainsi les concentrations du phosphore sont faibles en surface et grandes au fond. La valeur minimale étant de 0.1 g/m³ en surface et 0.67 g/m³ comme valeur moyenne maximale au fond.

Pendant l'aération du lac, l'effet du brassage de l'eau crée une uniformité des profils des concentrations du phosphore dans toute la profondeur du liquide. Ainsi, on distingue plutôt une nette diminution de la concentration au fond qu'en surface. La concentration moyenne maximale au fond (durant l'aération par déstratification) étant de 0.1 g/m³, tandis qu'elle prenne une valeur de 0.67 g/m³ avant aération.

En surface, les concentrations du phosphore dans les années 1993, 1995, et 1996 sont respectivement 0.1, 0.08, et 0.06 g/m³, c'est-à-dire sont plus proches que les valeurs observées en surface avant l'aération du lac. Tandis qu'au fond, ces mêmes valeurs sont presque nulles au fond (durant l'aération par déstratification), et différent totalement de celles observés avant aération.

A titre de comparaison, l'écart des concentrations entre le fond et la surface (avant aération) est de 0.52 g/m³, celui-ci est presque nul durant l'aération.

Avant l'aération du lac, la quantité du phosphore au fond observée est générée par la charge externe amenée au lac et la régénération du phosphore des sédiments du à la faible teneur en oxygène dans cette région.

Durant l'aération, la diminution de la quantité du phosphore observée au fond est causée principalement par l'augmentation de la teneur en oxygène au fond, lequel fixe solidement la micro-zone (oxydation de la micro-zone) à la surface des sédiments pour barrer tout échange du phosphore des sédiments à l'eau.

Étude expérimentale

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. La concentration du phosphore total diminue durant la déstratification du lac de Hallwil et prend une valeur presque constante dans toute la profondeur du lac ; alors que durant la déstratification du lac Casitas, Calif, elle est plus faible en surface et plus grande dans les profondeurs du lac. 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.

• L'Azote total

La figure 42 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.

Entre la surface libre et la profondeur 35 m, les valeurs de la concentration de l'azote total avant la restauration du lac sont plus faibles que celle observées pendant la restauration. Aux basses profondeurs (35-45 m), les valeurs de l'azote total avant aération augmentent brusquement jusqu'à la profondeur 45 m. Par contre, les profils de ces concentrations pendant l'aération sont similaires et sont en moyenne uniforme sur toute la profondeur du lac, et ce pour toutes les années d'observation. Ainsi, les valeurs de la teneur en azote total observées avant restauration du lac sont faibles en surface par rapport à celles qui sont observées pendant l'aération, alors qu'elles sont plus grandes au fond. Les valeurs moyennes des concentrations de l'azote total au fond (avant l'aération) sont respectivement de 2, 2.3, et 2.75 g/m³ dans les années 1973, 1974 et 1983, contre une valeur moyenne de 1.5 g/m³ pendant l'aération.

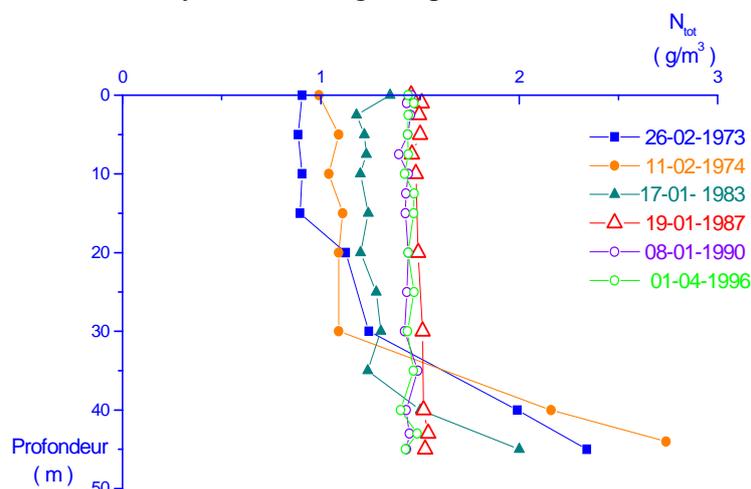


Fig . 42 - Profils verticaux de la concentration de l'azote total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

Étude expérimentale

L'augmentation uniforme de la concentration de l'azote pendant la période de déstratification est favorisée par la mise en circulation d'air à travers les diffuseurs dans toute la colonne d'eau, car l'air injecté cause des saturations en gaz d'azote, et qui est l'un des inconvénients de la technique du brassage de l'eau.

Les profils de l'azote total dissous avant et durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de Fast (1978) lors de la déstratification du lac Casitas, Calif, où il a montré l'évolution du gaz d'azote au lieu de l'azote total. Mais, vu que l'azote total englobe le gaz d'azote, alors une augmentation/diminution de l'un doit engendrer augmentation/diminution de l'autre. Ainsi on a constaté que durant la déstratification l'azote total et le gaz d'azote montrent une augmentation, et ce respectivement dans le lac d' Hallwil et le lac Casitas, Calif.

IV.4.1.3. Principaux résultats:

Le fonctionnement de l'installation d'aération par le système de déstratification durant la période hivernale des années des relevés expérimentaux a permis d'obtenir les résultats suivants :

- L'homogénéisation thermique de la colonne d'eau : La différence de température entre la surface et le fond reste inférieure à 1°C pour presque 100 % des mesures. Elle atteignait au minimum 4 °C avant la mise en place de l'installation (Mars 1972).
- L'homogénéisation de la conductivité sur toute la profondeur du liquide. Ainsi la distribution des matières minérales étant parfaitement uniforme, ce qui n'était pas le cas avant la restauration du lac, et l'écart entre la surface et le fond pouvait atteindre une valeur minimale 40 μ s/ m².
- L'uniformité de la concentration de l'oxygène dans toute la colonne liquide, et le maintien d'une teneur minimale de 5.2 g/m² en oxygène dissous au fond du lac. Cette valeur prouve que le lac n'est plus eutrophié, car celle-ci étant supérieure à la valeur limite de 3 mg/l (indice de l'eutrophisation). Cette teneur était descendu à une valeur presque nulle avant la mise en place du diffuseur d'air (Mars 1972, Novembre 1976 et Octobre 1982).

Étude expérimentale

- L'homogénéisation du pH dans l'intervalle : 7.4 -7.6 (décembre 2001), 7.7-7.4 (décembre 1995) et 7.7-7.75 (janvier 2002) sur toute la colonne d'eau et pendant toute la période hivernale, facilitant ainsi l'exploitation de l'eau brute. La fourchette du pH avant le fonctionnement de l'aérateur était de 8.1-7.4 (octobre 1982), 8.3-7.7 (novembre 1976) et 9-7.4 (mars 1972).
- Une diminution de la teneur en phosphore avec une distribution presque uniforme de cette teneur dans toute la profondeur liquide. La concentration maximale du phosphore dans les couches profondes était maintenue à 0.04 g/m³ en décembre 1996, 0.05 g/m³ (décembre 1995) et 0.08 g/m³ (décembre 1993). Alors que durant la période non restaurée e du lac, ces teneurs au fond dépassaient 0.5 g/m³ pour toutes les trois années d'observation.
- Une distribution parfaitement uniforme de l'azote total dans toute la profondeur du lac, et le maintien de sa concentration en deçà de la valeur de 1.5 g/m³, et ce pour toute les années de restauration.

IV.4.2. Évolution des paramètres physico-chimiques en fonction de la profondeur avant et durant l'aération hypolimnétique:

L'installation de l'aération hypolimnétique du lac d'Hallwil a été en fonctionnement alterné durant la période 10 Mai à 24 Novembre 86. Elle a été opérationnelle dès le 14 Mai 87, elle est en arrêt depuis 23 Octobre 01.

IV.4.2.1. Evolution des paramètres physiques en fonction de la profondeur du lac :

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

- **La température**

La figure 43 représente, l'évolution journalière de la température de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique. Le lac est stratifié normalement durant les années 1973, 1979 et 1982. La thermocline caractérisée par un gradient de température, excède de 9 m à 13 m en août 1973, de 8 m à 13 m en août 1979, et de 7 m à 13 m en juillet 1982. Ces résultats montrent que la surface de l'hypolimnion commence en moyenne à 12 m. Les températures prises durant les années 1973, 1979 et 1982 sont rangées respectivement de 22, 23, et 24 °c à la surface

Étude expérimentale

et 5.2, 5.1, et 5 °c au fond du lac. Pendant la période de l'aération du lac, les profils des températures présentent des allures similaires en moyennes à ceux observées avant l'aération du lac.

En mai de l'année 2001, le profil de température épouse parfaitement les profils des années où le lac est non aéré. Les écarts de températures entre la surface et le fond sont de 17 (août 1973), 19 (août 1979), et 18 °c (juillet 1982), ce qui montre que le lac est bel et bien stratifié thermiquement. durant l'aération, les écarts de températures entre la surface et le fond sont de 11.1 (mai 2000), 15 (juillet 2001), et 5.5 °c (avril 2002) , ce qui montre que pendant l'aération du lac, la stratification thermique est bien maintenue, et qui est plus appréciable dans les plus chaud à savoir les mois de mai et juillet des années 2000 et 2001 respectivement.

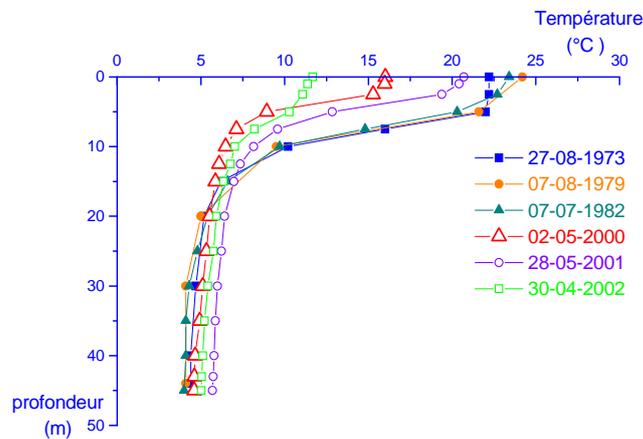


Fig . 43 - Profils de la température en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

En plus, la thermocline est rangée de 4 à 9m (mai 2000), 6 à 13 m (mai 2001) et de 6 à 11 m (avril 2002). Ainsi, la surface de l'hypolimnion commence en moyenne à 13m ; ce qui prouve que la couche de la thermocline n'a pas subi un mélange relatif de la part des eaux de l'hypolimnion.

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

Étude expérimentale

cités précédemment. Donc l'aération hypolimnétique produit une légère augmentation de la température de l'eau.

• La conductivité à 20°C

La figure 44 représente, l'évolution journalière de la conductivité de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique.

Les profils des valeurs de la conductivité durant l'aération semblent suivent les mêmes tendances que celles observées avant aération, surtout sous la profondeur de 13 m ; celle-ci caractérise la surface de l'hypolimnion. Sous cette zone les profils de la valeur de conductivité (avant et durant l'aération) se coïncident et on ressent une constance de la valeur de la conductivité dans toute la profondeur de l'hypolimnion. Ainsi, l'injection du gaz dans cette zone, n'a pas influé globalement sur la valeur de la conductivité. On peut dire que la distribution de la matière minérale du lac a été maintenue durant l'aération du lac, et ce dans la zone de l'hypolimnion. La valeur moyenne de la conductivité dans cette zone étant de 330 μ s/cm.

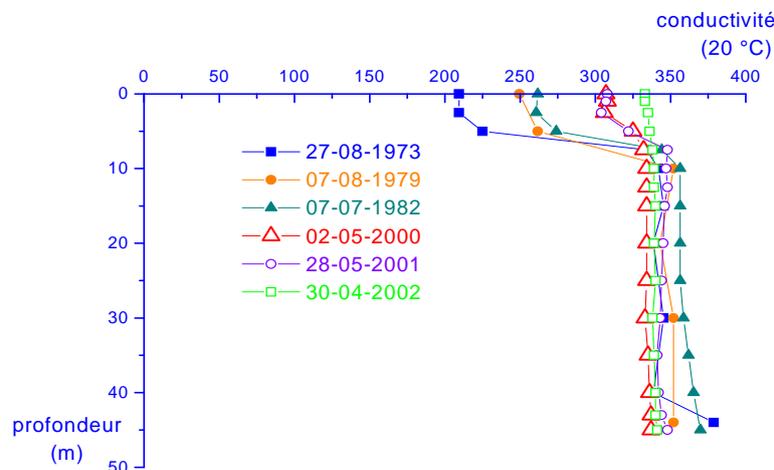


Fig . 44 - Profils de la conductivité à 20°C en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique.

IV.4.2.2. Evolution des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du lac :

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

Étude expérimentale

• L'oxygénation

La figure 45 représente, l'évolution journalière de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique.

Avant l'aération et durant les années 1973, 1979, et 1982 les profils de l'oxygène ont une tendance similaire, c'est-à-dire ayant des valeurs maximales en concentration maximale de l'oxygène à la surface, allant jusqu'à 13 mg/l (juillet 1982), contre des valeurs minimales en profondeurs presque commune de 0.01 mg/l. La perte de la concentration de l'oxygène commence à une profondeur de 8 m en moyenne avec des valeurs minimales au fond du lac.

Durant l'aération les profils de la concentration de l'oxygène en surface (dans les 3 années testées) se concentrent avec ceux observées dans la période non aérée, mais se distinguent des autres profils à partir d'une profondeur de 13 m ; ce qui explique que la reoxygénation a été limitée en profondeur et plus spécialement dans la couche de l'hypolimnion.

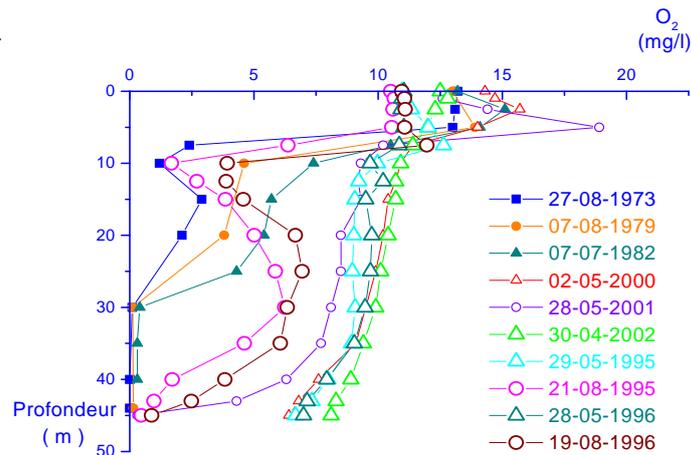


Fig . 45 - Profils de la concentration de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique.

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

Étude expérimentale

La teneur moyenne en oxygène dissous dans l'hypolimnion est maintenue supérieure à 3 mg/l pendant toute la période estivale, sans perturber 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 3mg/l, ceci peut entretenir un habitat convenable pour la vie des poissons des eaux froides. Ce résultat étant confirmé par Stefan et ses collaborateurs en 2000.

Les profils de l'oxygène dissous avant et durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de Fast (1978) lors de l'aération du lac Waccabuc, aux profils des travaux de Alfred Wüest (1992) lors de la restauration du lac et de Baldegg, aux profils des travaux de Mobley (1997) lors de l'aération du réservoir de Blue Ridge, et enfin aux profils des travaux de McGinnis (2001) lors de la restauration du réservoir de Spring Hollow. Dans la période estivale, la concentration de l'oxygène dissous augmente durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil, ainsi que dans les lacs étudiés par les auteurs cités auparavant. Donc l'aération de l'hypolimnion induit une augmentation de l'oxygène dissous, ce qui entraîne une diminution de l'eutrophisation de l'eau. Ce résultat prouve le bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnétique du lac de Hallwil ; ainsi que le bon fonctionnement des diffuseurs dans les lacs étudiés par les auteurs.

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

La figure 46 représente, l'évolution journalière du pH de l'eau en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique.

Pendant toutes les périodes de restauration du lac, les courbes de variation du pH s'apparentent et se fusionnent en surface avec celles observées dans les périodes où le lac était en état non aéré. Tandis qu'à partir de la profondeur 13 m, les profils des périodes comparées précédemment se distinguent légèrement avec une décroissance globalement uniforme de la valeur du pH.

Les valeurs des concentrations du pH sont maximales en surface de l'eau avec une valeur de 9 en juillet 1982 contre 8.7 en juillet 2001.

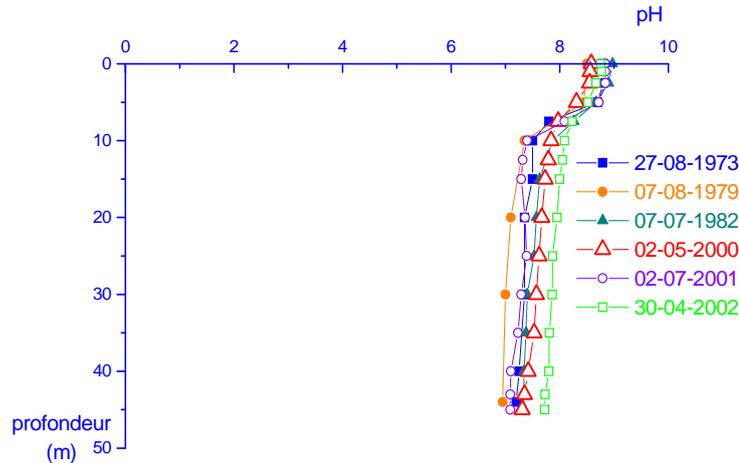


Fig. 46 - Profils du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

Au fond du lac, ces concentrations apparaissent être les plus faibles pour les deux périodes comparés ultérieurement.

Avant l'aération les valeurs des concentrations du pH en surface s'échelonnent de 8.5 (août 1973) à 9 (juillet 1982), alors qu'elles sont de 8.6 (mai 2000) à 8.2 (juillet 2001) dans les périodes aérées. Au fond du lac, ces valeurs sont de 7 (août 1979) à 7.4 (juillet 1982) et de 7.2 (juillet 2001) à 7.8 (avril 2002).

- **Le phosphore**

La figure 47 représente, l'évolution journalière de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique

Pendant la durée non restaurée du lac, les trois courbes de variation du phosphore montre une augmentation nette de la surface vers le fond du lac. Un minimum de la concentration du phosphore est observé en surface avec une valeur de 0.01g/m^3 (août 1973) et un maximum de 0.04 g/m^3 (juillet 1978), alors qu'au fond du lac la valeur minimale étant de 0.4 g/m^3 (juillet 1978 et 1982) et une valeur maximale de 0.5 g/m^3 (août 1973).

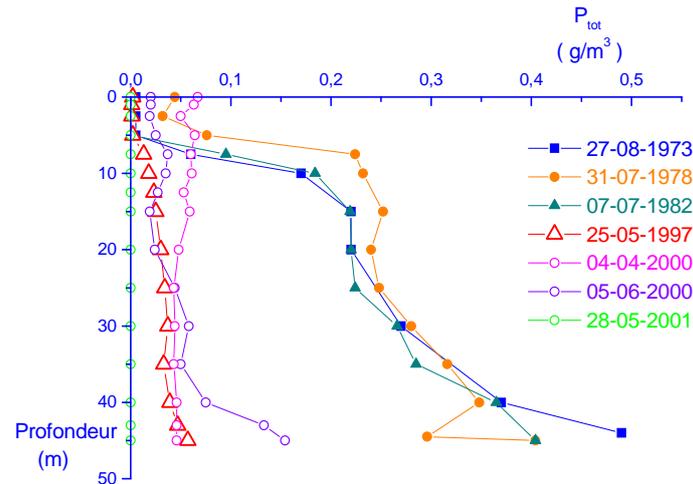


Fig . 47 - Profils de la concentration du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

Après aération, les profils cités précédemment ont plutôt une variation globalement uniforme de la surface jusqu'au fond du lac. Une baisse nette en concentration du phosphore est ressentie après restauration et ceci dans toute la profondeur. En terme de valeur, les concentrations du phosphore en surface ont des valeurs plus proches de 0.0 (mai 1997), 0.02 (avril 2000) et 0.07 (mai 2001), contre des valeurs au fond de 0.05 (mai 1997), 0.04 (avril 2000) et 0.15 (mai 2001). En plus la valeur moyenne de la quantité du phosphore dans toute la profondeur du lac reste au dessous de 0.20 g/m^3 .

- **L'Azote Total**

La figure 48 représente, l'évolution journalière de la concentration du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac, avant et durant l'aération hypolimnétique.

Avant et pendant la restauration du lac, les profils des concentrations de l'azote total ne se distinguent plus dans la couche de l'épilimnion (entre 0 et 15 m) et subissent une augmentation brusque de la surface jusqu'au niveau 15 m, pour prendre une allure presque constante en moyenne dans toute la profondeur du lac. Les quantités de l'azote sont plus faibles en surface par rapport à celle du fond. Ainsi les valeurs des concentrations d'azote (avant et pendant l'aération) en surface sont presque identiques à une valeur moyenne de 0.6 g/m^3 . Tandis qu'au fond, ces valeurs ont une valeur de

Étude expérimentale

1.75g/m^3 . Dans la couche de l'hypolimnion, les profils de la teneur en azote avant et pendant la restauration du lac se fusionnent et ne se distinguent plus.

En moyenne, la valeur maximale de la quantité d'azote au fond (avant l'aération) est de 1.5 g/m^3 en juillet 1973, alors qu'au fond qu'elle n'excède pas la valeur de 1.8g/m^3 en août 1988 (pendant l'aération). Ainsi, l'injection de l'air/oxygène n'a pas montré une amélioration significative quant à la baisse de la teneur en azote total dans la couche du fond, mais plutôt une faible augmentation en cette teneur.

Les profils de l'azote total dissous avant et durant l'aération hypolimnétique du lac de Hallwil, sont comparables aux profils des travaux de Fast (1978) lors de l'aération hypolimnétique du lac Waccabuc, où il a montré l'évolution du gaz d'azote au lieu de l'azote total. Ainsi, on a constaté que durant l'aération hypolimnétique l'azote total et le gaz d'azote subissent tous les deux une légère variation dans l'hypolimnion, et ce respectivement dans le lac d' Hallwil et le lac Waccabuc

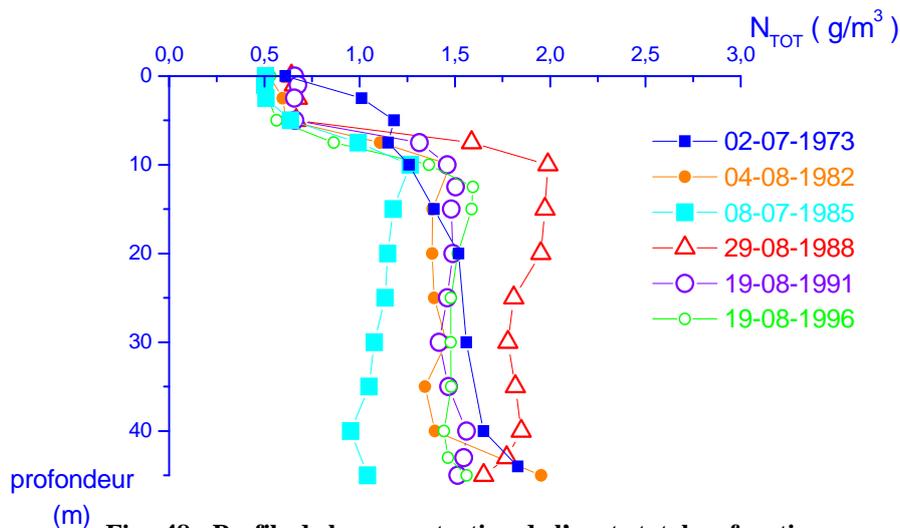


Fig . 48 - Profils de la concentration de l'azote total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

IV.4.2.3. Principaux résultats :

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

Étude expérimentale

- L'injection de l'air/oxygène au fond du lac n'a pas perturbé la stratification thermique qui existait avant l'aération. Ainsi, il n'y a pas eu de mélange des eaux froides du fond avec celles de la surface.
- Le maintien de la teneur en oxygène dans l'hypolimnion à des concentrations supérieures à 5 mg/l pendant toute la période de fonctionnement de l'aérateur, sans perturber la stratification thermique existante. Avant l'aération du lac, la concentration en oxygène au fond était en dessous de 0.2 mg/l, ce qui montre qu'une nette augmentation du niveau de l'oxygène a été ressentie.
- Le recyclage des phosphates par les sédiments a fortement diminué : la concentration en phosphore total avant l'aération était de 0.5 g/m³ (août 1973), 0.4 g/m³ (juillet 1982) et 0.28 g/m³ (juillet 1978), mais était à moins de 0.15 g/m³ (avril 2000), et 0.08 g/m³ (juin 2000 et mai 2001) après aération.
- Maintien de la valeur du pH dans l'intervalle 7.4-8 dans les couches profondes, et ce à partir de la profondeur 13 m (surface de l'hypolimnion). Sous cette profondeur, l'injection de l'air n'a pas modifié globalement l'uniformité et la distribution du pH qui existait avant l'aération du lac, et l'intervalle du pH (avant aération) était de 7-7.4.
- Les valeurs de la conductivité dans les couches profondes et plus précisément dans l'hypolimnion n'ont pas été beaucoup influées par l'injection de l'air. Ainsi la valeur moyenne de la conductivité dans la couche de l'hypolimnion était de 350 μ s/ m² durant l'aération contre 370 μ s/ m² avant aération ; ce qui prouve en moyenne que la minéralisation du lac au delà de 13 m est presque maintenue.
- L'aération par l'air/oxygène n'a pas apporté de changement sur les concentrations de l'azote total dans la couche de l'hypolimnion, ce qui montre qu'il n'a pas eu de super saturation en gaz d'azote par l'injection de l'air au fond. Enfin, la concentration moyenne en azote total reste en dessous de la valeur de 1.8 g/m³.

Étude expérimentale

IV.4.3. Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques à la surface et au fond durant la destratification:

IV.4.3.1. Evolution chronologique des paramètres physiques à la surface et au fond durant la destratification :

Les paramètres physiques sont la température (°C) et la conductivité (micro siemens/cm).

- **La température**

La figure 49 représente, l'évolution chronologique de la température à la surface et au fond du lac, durant 152 jours de l'aération par destratification de Novembre 90 à Mars 91.

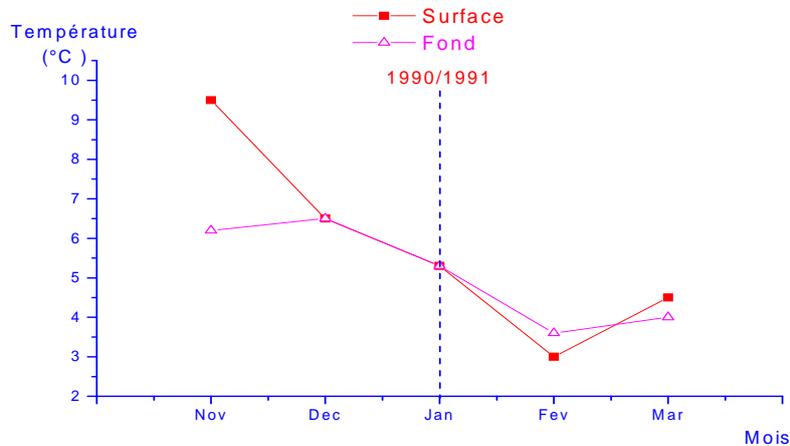


Fig . 49 - Evolution chronologique de la température à la surface et au fond du lac durant 152 jours de la destratification de Novembre 90 à Mars 91.

Au début du brassage, les températures au fond et à la surface sont différentes et ont les valeurs respectives 6.2 et 9.5 ° C ; cette étape montre le début d'aération. A partir du mois de décembre, le mélange des eaux du fond et de surface se réalise, et leurs profils se coïncident jusqu'à la fin de la période d'aération. Cette étape montre l'homogénéisation de la température dans toute la colonne d'eau. Les températures minimales et maximales du mélange durant la période hivernale sont respectivement 3.5 et 6.5 °C

- **La conductivité**

La figure 50 représente, l'évolution chronologique de la conductivité à la surface et au fond du lac, durant 152 jours de l'aération par destratification de Novembre 90 à Mars 91.

Étude expérimentale

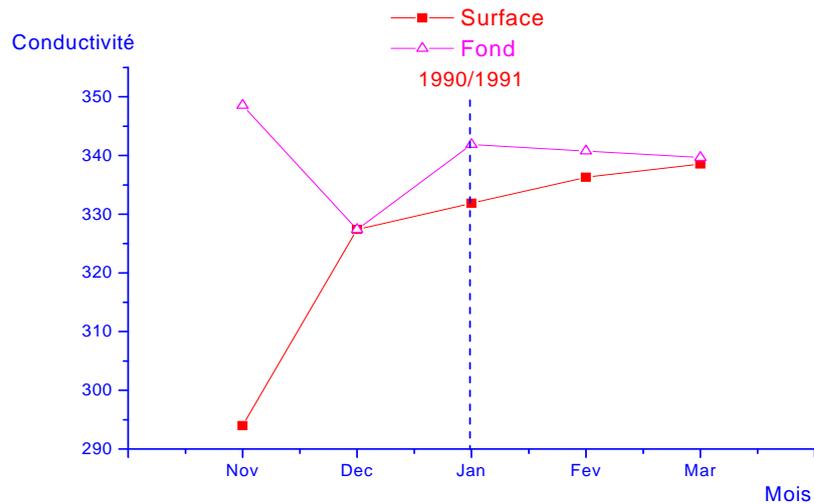


Fig. 50 - Evolution chronologique de la conductivité à la surface et au fond du lac durant 152 jours de la déstratification de Novembre 90 à Mars 91.

Les profils de la conductivité dans les deux niveaux se superposent à partir du mois de décembre avec une allure constante jusqu'à la fin de la déstratification. Ceci confirme la distribution uniforme de la minéralisation dans la profondeur du lac.

Au début du brassage, les valeurs de la conductivité sont $350 \mu\text{s/cm}$ au fond et $295 \mu\text{s/cm}$ à la surface, contre une valeur moyenne de $335 \mu\text{s/cm}$ durant le mélange.

IV.4.3.2. Evolution chronologique des paramètres chimiques à la surface et au fond durant la déstratification :

- **L'oxygénation**

La figure 51 représente, l'évolution chronologique de la concentration en oxygène dissous à la surface et au fond du lac, durant 183 jours de l'aération par déstratification du mois d'Octobre 90 au mois Mars 91.

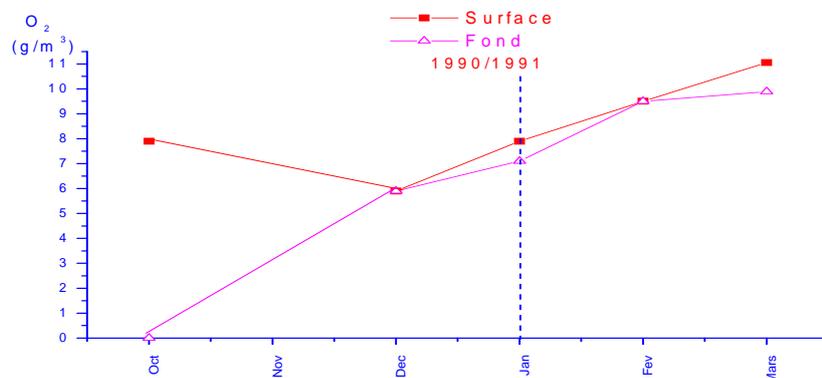


Fig. 51 - Evolution chronologique de l'oxygène dissous à la surface et au fond du lac durant 183 jours de la déstratification d' Octobre 90à Mars 91.

Étude expérimentale

Les eaux du fond atteignent les eaux de surface au mois de décembre de l'année 1990/1991, qui est représentée par le point d'intersection des profils des deux niveaux extrêmes. A partir de cette date et jusqu'à la fin du brassage, les deux tendances sont plus rapprochées et montrent une allure monotone croissante. Ceci s'explique que d'une part de l'homogénéité de la teneur en oxygène dans la colonne d'eau et d'autre part l'augmentation de la concentration de l'oxygène dissous.

Au début du brassage, la valeur de la concentration en oxygène est nulle au fond et 8 g/m^3 à la surface. Les valeurs extrêmes du mélange sont 5.5 et 11.5 g/m^3 . La concentration d'oxygène dans la zone profonde montre une augmentation très remarquable en passant de la valeur nulle (début d'aération) à la valeur 9.5 g/m^3 (fin d'aération).

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

La figure 52 représente, l'évolution chronologique du pH à la surface et au fond du lac, durant 152 jours de l'aération par déstratification de Novembre 90 à Mars 91.

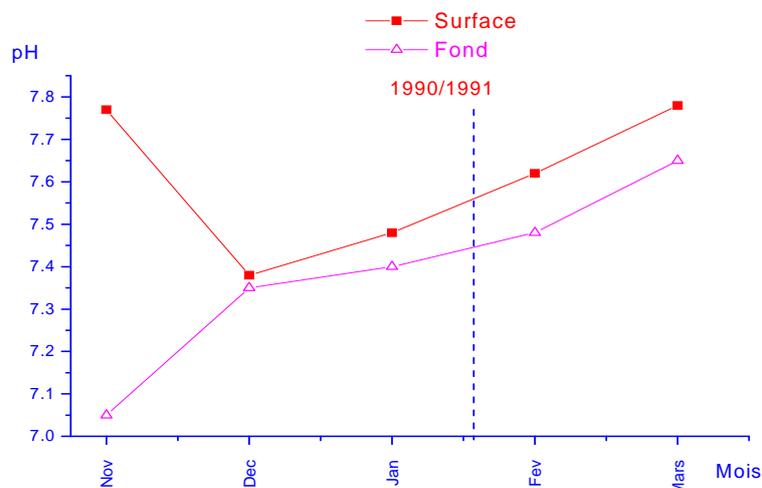


Fig . 52 - Evolution chronologique du pH à la surface et au fond du lac durant 152 jours de la déstratification de Novembre 90 à Mars 91.

A partir de la date 05-12-1990, les deux courbes présentées dans la figure 52, se superposent avec un écart très limité ; ce qui indique que l'alcalinité s'est presque uniformisée dans la profondeur du liquide.

Étude expérimentale

Au début d'aération, les valeurs du pH sont 7.05 au fond et 7.78 à la surface. Les valeurs minimales et maximales du pH au cours du brassage sont respectivement 7.35 et 7.65.

- **Le phosphore total**

La figure 53 représente, l'évolution de la concentration du phosphore total à la surface et au fond, durant 213 jours de la déstratification d'Octobre 87 à Avril 88.

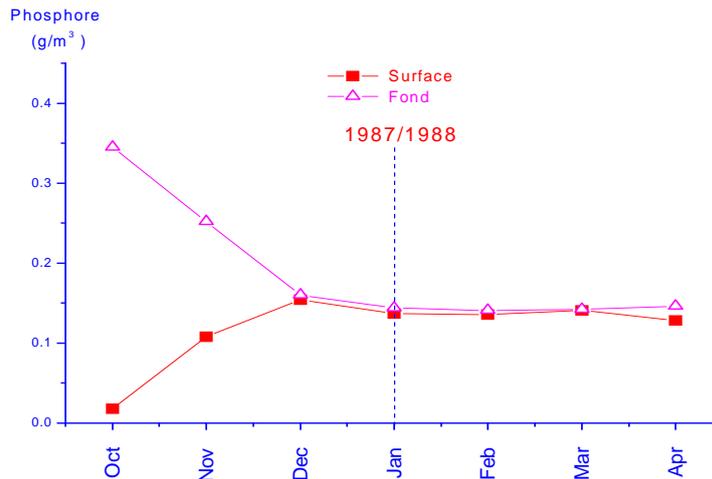


Fig . 53 - Evolution chronologique de la concentration en phosphore total à la surface et au fond du lac durant la déstratification d' Octobre 87 à Avril 88.

Dans les deux périodes de la déstratification, l'écart entre les courbes d'évolution de la teneur en phosphore s'annule à partir de décembre 1987 jusqu'à la fin de la saison hivernale, pour prouver qu'en cette durée le mélange entre les eaux des niveaux extrêmes s'est bien effectué. Par contre, au début d'aération, cet écart est plus appréciable, ce qui montre que le brassage total n'est pas encore réalisé.

Au début d'aération, les teneurs en phosphore dans l'année 1987/1988 sont : 0.010 g/m³ en surface et 0.35 g/m³ au fond. La valeur moyenne du mélange atteint la valeur de 0.14 g/m³.

- **L'Azote total**

La figure 54 représente, l'évolution chronologique de la concentration de l'azote total à la surface et au fond du lac, durant 213 jours de la déstratification d'Octobre 87 à Avril 88.

Étude expérimentale

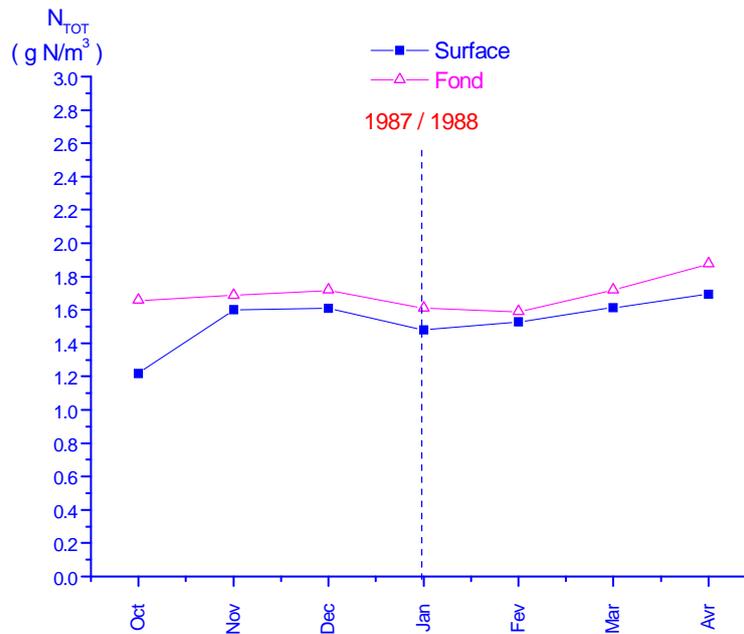


Fig . 54 - Evolution chronologique de la concentration en nitrogène total à la surface et au fond du lac durant 213 jours de la déstratification d'Octobre 87 à Avril 88.

Les profils de la concentration de l'azote total dans les niveaux bas et haut du lac sont très rapprochés, et suivent une tendance presque constante (plus visible dans l'année 1987/1988), et ce dans la majorité des mois d'observation. Ceci, montre que la distribution de ce composé est presque uniforme dans toute la profondeur du lac.

La concentration moyenne du mélange en azote total est de l'ordre de 1.5 g/m^3 dans l'année 1987/1988.

IV.4.4. Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques à la surface et au fond durant l'aération hypolimnétique.

IV.4.4.1. Evolution chronologique des paramètres physiques à la surface, 15m, 30m et au fond durant l'aération hypolimnétique.

- **La température**

La figure 55 représente, l'évolution chronologique de la température à la surface, 15m, 30m et au fond du lac, durant 126 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96.

Étude expérimentale

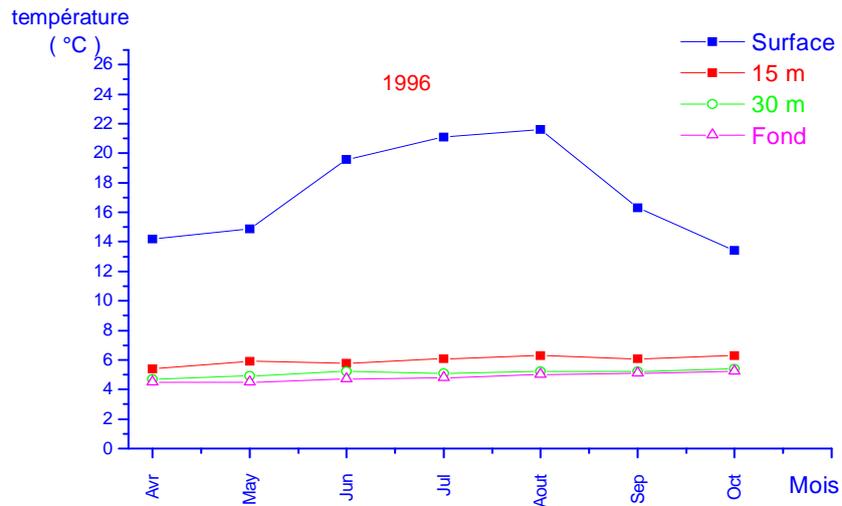


Fig . 55 - Evolution chronologique de la température à la surface, 15m, 30m et le fond du lac durant 210 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96.

Les deux courbes de variation de la température dans les niveaux bas de l'hypolimnion sont plus proches les uns des autres et semblent avoir une allure horizontale constante.

Le mélange s'est ressentie plus entre les niveaux 30 et 45 m. L'écart entre la température dans les niveaux 30 et 45 m n'excède pas 1 °C. L'évolution de la température du niveau 15 m reste au dessus des autres profils pendant toute la durée d'aération, ce qui montre que cette zone n'a pas été influé par l'homogénéité de la température produite dans l'hypolimnion, et ainsi la stratification thermique est bien conservée.

La température moyenne dans l'hypolimnion est comprise entre 4 et 6°C.

- **La conductivité**

La figure 56 représente, l'évolution chronologique de la conductivité aux niveaux 15m, 30m et au fond du lac, durant 214 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96.

Étude expérimentale

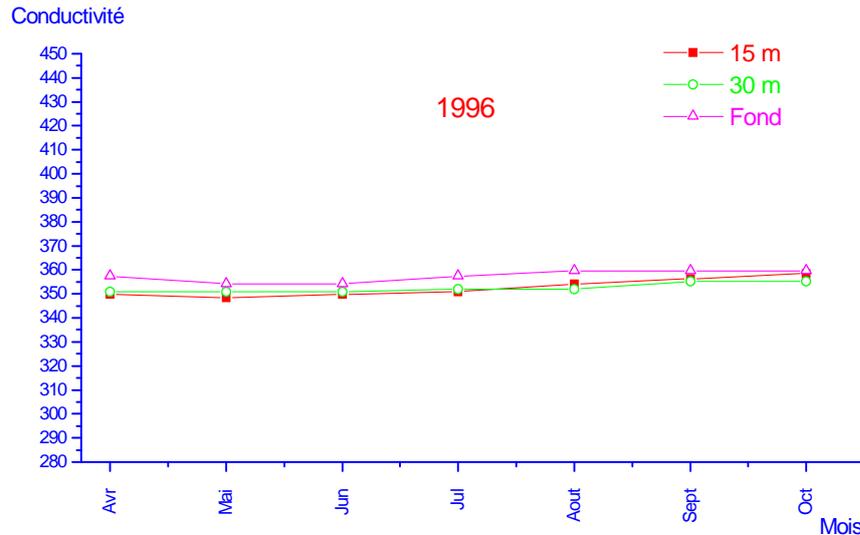


Fig. 56 - Evolution chronologique de la conductivité aux niveaux 15m, 30m et au fond du lac durant 214 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96.

Durant toute la période d'aération, les courbes de variation de la conductivité dans les trois niveaux se superposent de façon intime, et montrent une nette constante surtout dans l'année d'observation 1996. Une distribution uniforme de la minéralisation s'est établie dans toute la zone de l'hypolimnion.

Les valeurs extrêmes de la conductivité (en 1996) sont de l'ordre de 350 et 360 μ S/m.

IV.4.4.2. Evolution chronologique des paramètres chimiques entre les niveaux 15m, 30m et le fond durant l'aération hypolimnétique:

- L'oxygénation

La figure 57 représente, l'évolution chronologique de la concentration de l'oxygène dissous aux niveaux 15m, 30m et au fond du lac, durant 214 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96.

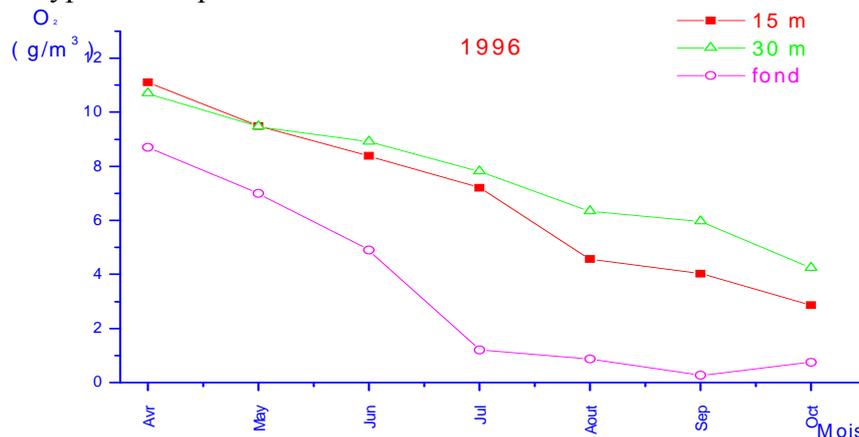


Fig. 57 - Evolution chronologique de l'oxygène dissous aux niveaux 15m, 30m et au fond du lac durant 214 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96.

Étude expérimentale

Les valeurs de la teneur en oxygène dans les trois niveaux sont plus élevées au début de la saison estivale. Cette phase correspond à la fin de la période de déstratification. Les profils de la concentration de l'oxygène ont des tendances monotones décroissantes du début jusqu'à la fin de l'aération.

Au début d'aération, les valeurs respectives de la teneur en oxygène (en 1996) sont 11.2 ; 11 et 8.90 g/m³ dans les niveaux 15, 30 et 45 m, contre des valeurs de 3 ; 4.4 et 1 g/m³ à la fin de la saison estivale. La diminution la plus nette en cette matière est ressentie plus au niveau le plus bas du lac et plus précisément dans les mois les plus chauds de l'année (juillet, août et septembre). Cette diminution est justifiée par le fait qu'à ce niveau la consommation d'oxygène est la plus importante, ajoutée à la stratification thermique qui règne en ces mois. L'écart visible entre la courbe du fond et les deux autres, prouve que le mélange ne s'est pas produit ; par contre ce mélange est réalisé surtout aux quatre premiers mois de la saison estivale.

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

La figure 58 représente, l'évolution chronologique du pH aux niveaux 15m, 30m et au fond du lac, durant 183 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96.

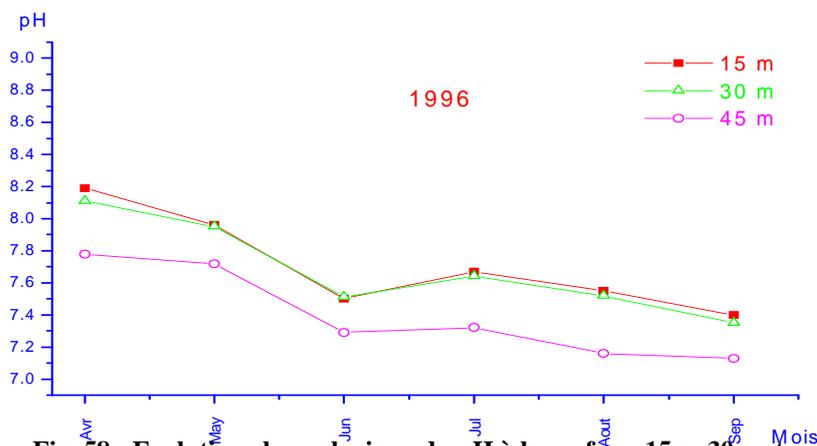


Fig. 58 - Evolution chronologique du pH à la surface, 15m, 30m et au fond du lac durant 183 jours de l'aération hypolimnétique d'Avril à Octobre 96.

Les valeurs du pH dans les trois niveaux subissent une baisse non appréciable du début jusqu'à la fin d'aération. L'écart entre les courbes extrêmes ne dépasse pas l'unité, ce montre une distribution presque de l'alcalinité dans la zone de l'hypolimnion.

Étude expérimentale

Au début d'aération les valeurs extrêmes du pH sont de 7.8 à 8.2, alors qu'elles sont de 7.1 à 7.4 à la fin d'aération.

• Le phosphore total

La figure 59 représente, l'évolution chronologique de la concentration du phosphore total aux niveaux 15m, 30m et au fond du lac, durant 184 jours de l'aération hypolimnétique de Mai à Octobre 93.

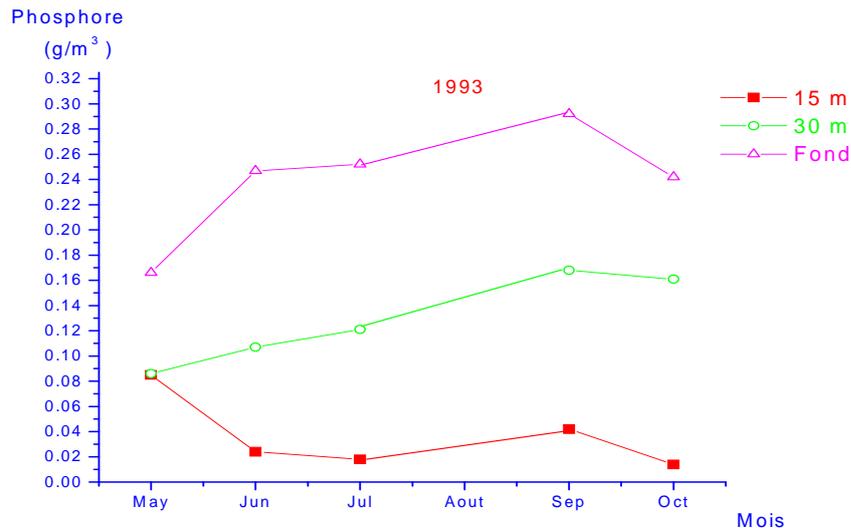


Fig . 59 - Evolution chronologique de la concentration en phosphore total aux niveaux 15 m, 30m et au fond du lac durant 184 jours de l'aération hypolimnétique de Mai à Octobre 93.

Les profils des trois niveaux en question, se distinguent les uns des autres ; ceci confirme que l'aération n'a pas uniformisé la quantité du phosphore dans cette zone profonde du lac.

En moyenne, les teneurs en phosphore des niveaux 30 m et du fond subissent une légère augmentation du début à la fin de la saison estival; par contre au niveau extrême de l'hypolimnion, cette quantité montre une diminution nette du début Mai à la fin Juin, pour rester presque constante jusqu'à la fin de la saison.

Les valeurs extrêmes de la concentration en phosphore sont respectivement 0.06, 0.18 et 0.29 g/m³ dans les couches 15, 30 et 45 m.

Étude expérimentale

• L'Azote Total

La figure 60 représente, l'évolution chronologique de la concentration de l'azote total dissous aux niveaux 15m, 30m et au fond du lac, durant 214 jours de l'aération hypolimnétique de Mai à Novembre 93

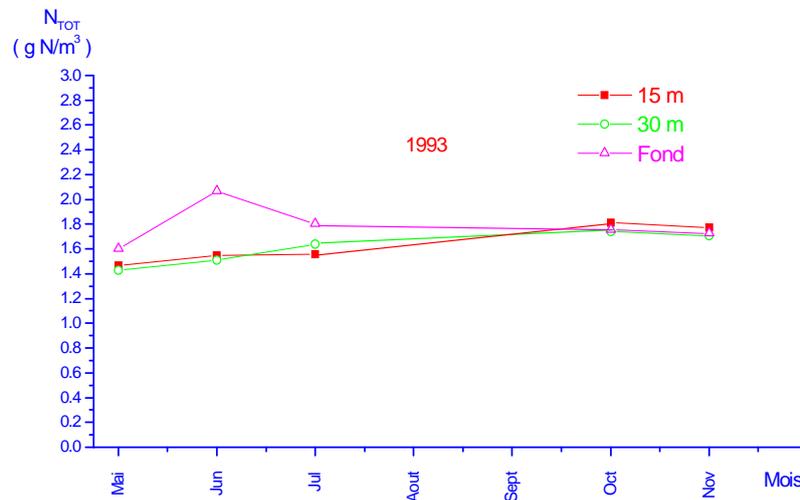


Fig . 60 - Evolution chronologique de l'azote total aux niveaux 15m, 30m et au fond du lac durant 214 jours de l'aération hypolimnétique de Mai à Novembre 93.

Les profils des concentrations de l'azote dans les niveaux 15 et 30 m se superposent durant toute la saison d'observation, mais pour ce qui est du niveau bas du lac, cette situation étant visible qu'à partir du mois de Juillet. On peut constater que l'uniformité complète de la quantité d'azote total s'est produite du mois de juillet jusqu'à la fin de la saison.

La valeur moyenne de cette teneur durant la saison d'observation étant n'excède pas la valeur 1.7 g/m^3 .

IV.4.5. Evolution moyenne des paramètres physiques et chimiques à la surface et au fond du lac avant et durant la destratification

IV.4.5.1. Evolution des paramètres physiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la destratification

• La Température moyenne

La figure 61 représente, l'évolution de la température moyenne à la surface et au fond du lac, avant et durant la période de l'aération par destratification.

Étude expérimentale

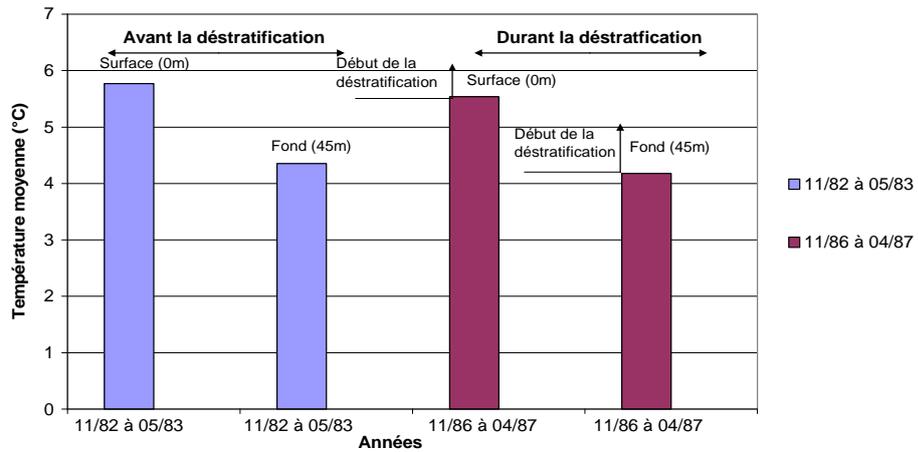


Fig. 61 - Evolution de la température moyenne à la surface et au fond avant et durant la déstratification [Semaoune et al, 2008].

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. L'écart de température moyenne entre les courbes extrêmes étant de 1,4°C (durant le brassage), 1,55°C avant le brassage. Ainsi, la différence de température est presque inversée lors de la restauration du lac.

- La conductivité moyenne

La figure 62 représente, l'évolution de la conductivité moyenne à la surface et au fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification .

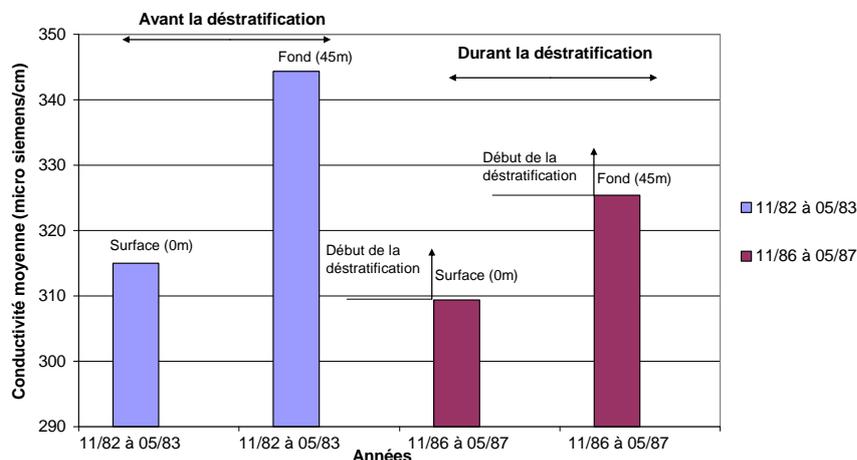


Fig . 62 - Evolution de la conductivité moyenne à la surface et au fond du lac avant et durant la déstratification [Semaoune et al, 2008].

Étude expérimentale

La conductivité moyenne entre la surface et le fond avant la déstratification augmente de 315 à 344.33 micro siemens/cm. Durant la déstratification 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 déstratification 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.4.5.2. Evolution des paramètres chimiques moyens entre la surface et le fond du lac avant et durant la déstratification

- **Le pH moyen**

La figure 63 représente, l'évolution du pH moyen à la surface et au fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification .

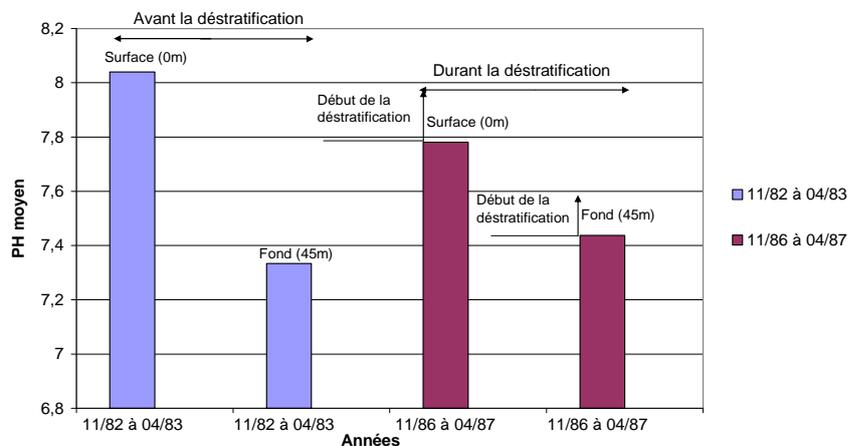


Fig . 63 - Evolution du pH moyen à la surface et au fond du lac avant et durant la déstratification [Semaoune et al, 2008].

Le pH moyen entre la surface et le fond avant la déstratification, est maintenu entre 8.04 et 7.33. Donc le milieu eau est une base faible. Une diminution de l'écart du pH moyen durant la déstratification. Durant le brassage le pH moyen est compris entre 7.78 et 7.43, 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.

Étude expérimentale

- **La concentration moyenne de l'oxygène dissous**

La figure 64 représente, l'évolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous à la surface et au fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification.

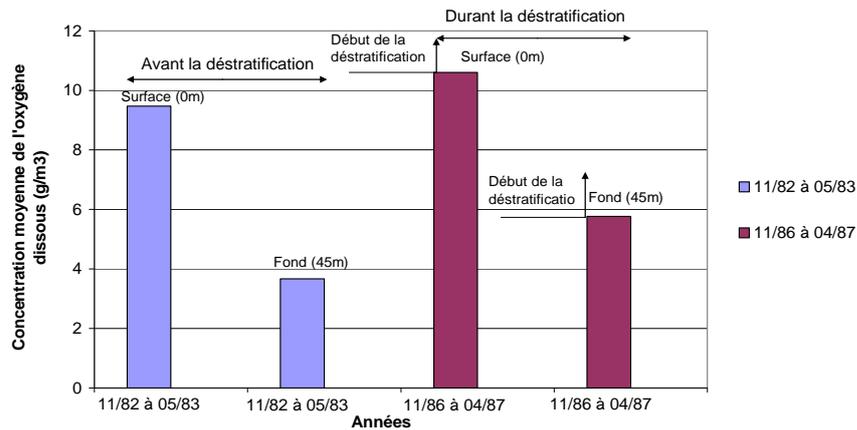


Fig . 64 - Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous à la surface et au fond avant et durant la déstratification [Semaoune et al, 2008].

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 3.67g/m^3 . Durant la déstratification, la concentration moyenne de l'oxygène dissous augmente. Elle est maintenue entre 10.6 g/m^3 en surface et 5.76g/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 65 représente, l'évolution de la concentration moyenne du phosphore total à la surface et au fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification.

Étude expérimentale

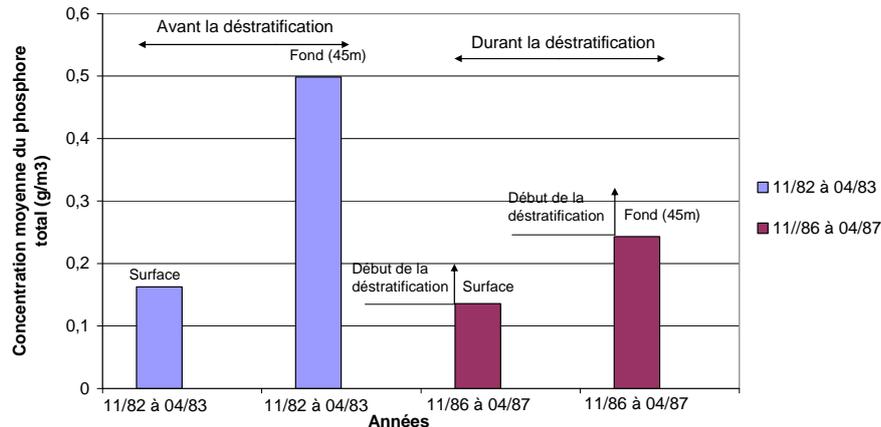


Fig. 65 - Evolution de la concentration moyenne du phosphore total à la surface et au fond avant et durant la déstratification [Semaoune et al, 2008].

La concentration moyenne en phosphore total avant la déstratification, est maintenue à 0.16g/m^3 en surface et 0.49g/m^3 en profondeur. Pendant l'aération par déstratification, la concentration en phosphore total diminue, elle est comprise entre 0.13g/m^3 en surface et 0.24g/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 66 représente, l'évolution de la concentration moyenne de l'azote total entre la surface et le fond du lac, avant et durant la période de l'aération par déstratification.

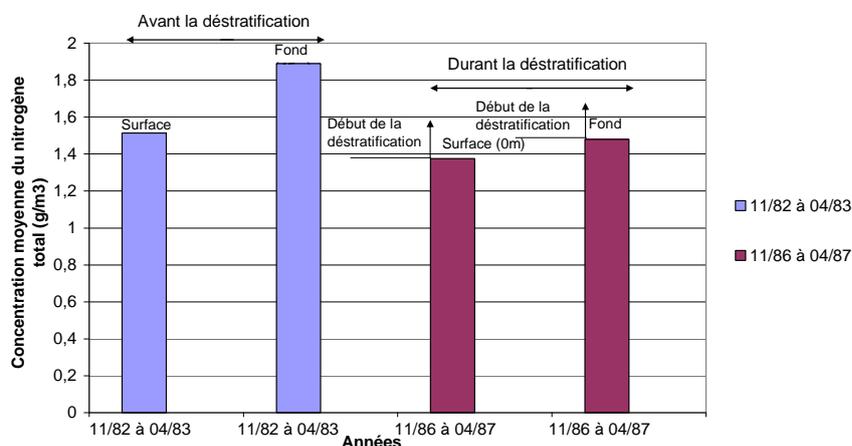


Fig . 66 - Evolution de la concentration moyenne de l'azote total à la surface et au fond avant et durant la déstratification [Semaoune et al, 2008].

Étude expérimentale

Le maintien d'une concentration moyenne en nitrogène total avant la déstratification, entre 1.51g/m^3 en surface et 1.85g/m^3 en profondeur. Durant la déstratification la concentration moyenne de l'azote total diminue, elle est comprise entre 1.37g/m^3 en surface et 1.47g/m^3 en profondeur, cette concentration est presque homogène. Donc le brassage de l'eau produit une diminution et concentration moyenne du nitrogène total entre la surface et le fond du lac. Cette diminution est plus ressentie au fond du lac.

IV.4.5.3.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.4.6. Evolution des paramètres physiques et chimiques moyens à la surface, 15m, 30m et au fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnétique

IV.4.6.1. Evolution des paramètres physiques moyens entre la surface, 15m, 30m et le fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnétique

- **La température moyenne**

La figure 67 représente, l'évolution de la température moyenne à la surface, 15m, 30m et au fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

Étude expérimentale

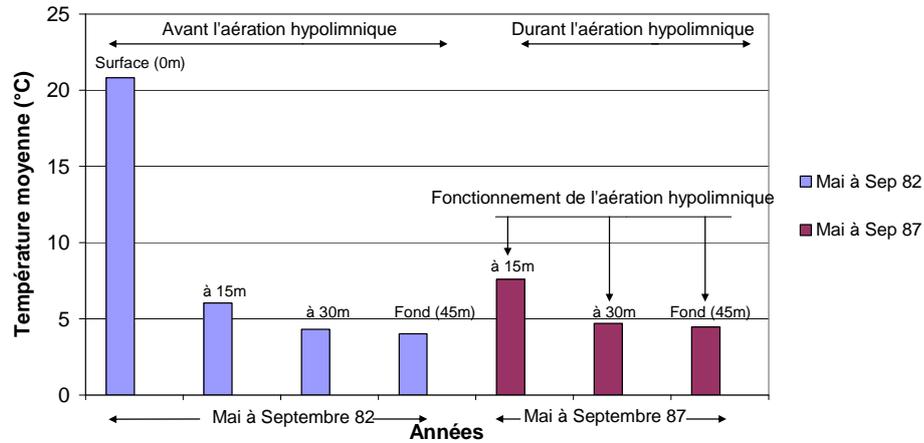


Fig. 67 - Evolution de la température moyenne à la surface (0m), 15m, 30m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87[Semaoune et al, 2008].

Une diminution de la température moyenne estivale de 20.81°C en surface à 4°C au fond du lac avant l'aération hypolimnétique. Une élévation faible de la température moyenne durant l'aération hypolimnétique de 6 à 7,59 °C en 15m . aux autres niveaux, (30 et 45 m) il y'a presque conservation de la température.

- **La conductivité moyenne**

La figure 68 représente, l'évolution de la conductivité moyenne à la surface, 15m, 30m et au fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnétique du Mai au Septembre 82 et de Mai au Septembre 87.

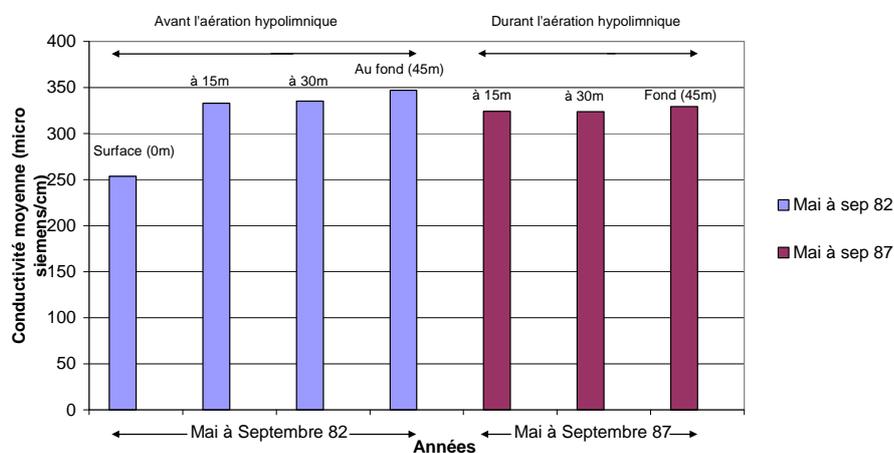


Fig. 68 - Evolution de la conductivité moyenne à la surface, 15m, 30m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87[Semaoune et al, 2008]

Étude expérimentale

Une évolution de la conductivité moyenne avant l'aération hypolimnétique, 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 hypolimnétique, 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 hypolimnétique. D'où la diminution de l'eutrophisation de l'eau.

IV.4.6.2. Evolution des paramètres chimiques moyens à la surface, 15m, 30m et au fond (45m) avant et durant l'aération hypolimnétique:

- **Le pH moyen**

La figure 69 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 hypolimnétique du Mai au Septembre 82 et de Mai au Septembre 87.

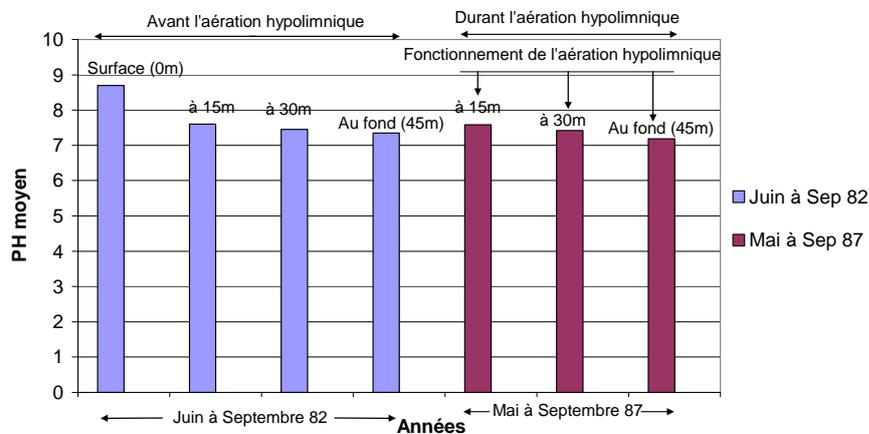


Fig. 69 - Evolution du pH moyen à la surface (0m), 15m, 30m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87[Semaoune et al, 2008]

L'évolution du pH moyen avant et durant l'aération hypolimnétique, 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 hypolimnétique 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 hypolimnétique.

Étude expérimentale

- **La concentration moyenne de l'oxygène dissous :**

La figure 70 représente, l'évolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous à la surface, 15m, 30m et au fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnétique du Mai au Septembre 82 et du Mai au Septembre 87.

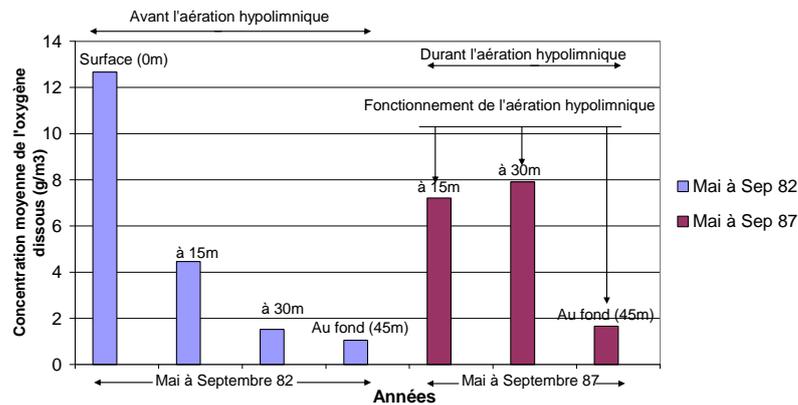


Fig. 70 - Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène dissous à la surface, 15m, 30m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87 [Semaoune et al, 2008].

Une diminution de la concentration moyenne estivale de l'oxygène dissous avant l'aération hypolimnétique est observée et elle de 12.6g/m^3 en surface, 1.51g/m^3 à 30m, et 1.05g/m^3 au fond du lac. L'augmentation de la concentration moyenne de l'oxygène dissous durant l'aération hypolimnétique de 7.2g/m^3 à 15m, 7.9g/m^3 à 30m et à 1.6g/m^3 au fond. L'augmentation de l'oxygène dissous induit la diminution de l'eutrophisation de l'eau. Durant l'aération, la quantité de l'oxygène à augmenté d'une façon appréciable, surtout aux niveaux des 15 et 30 m; d'où le bon fonctionnement de l'aération hypolimnétique.

- **La concentration moyenne du phosphore total:**

La figure 71 représente, l'évolution de la concentration moyenne du phosphore total à la surface, 15m, 30m et au fond (45m) du lac, avant et durant la période de l'aération hypolimnétique du Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87.

Étude expérimentale

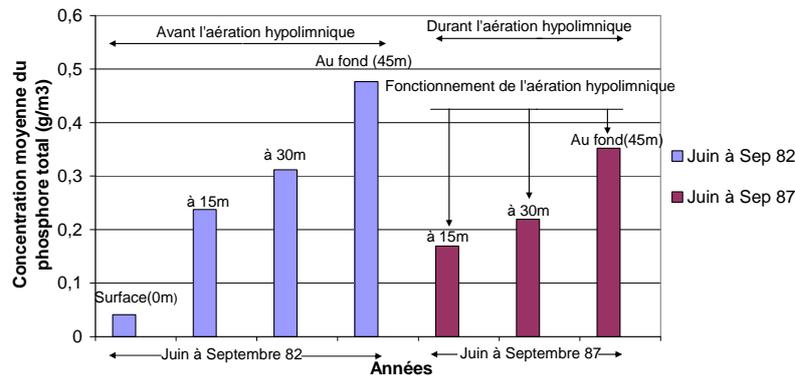


Fig. 71 - Evolution de la concentration moyenne du phosphore total entre la surface (0m), 15m, 30m et le fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87[Semaoune et al, 2008].

L'évolution de la concentration moyenne du phosphore total avant l'aération hypolimnétique, montre une augmentation de 0.04g/m^3 en surface, 0.31g/m^3 en 30m et 0.47g/m^3 au fond du lac. Le maintien d'une concentration moyenne en phosphore total durant l'aération hypolimnétique, de 0.16g/m^3 en 15m, 0.21g/m^3 en 15m et 0.35g/m^3 au fond du lac. Donc la concentration moyenne du phosphore total diminue durant l'aération hypolimnétique, 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 hypolimnétique.

- **La concentration moyenne du nitrogène total**

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

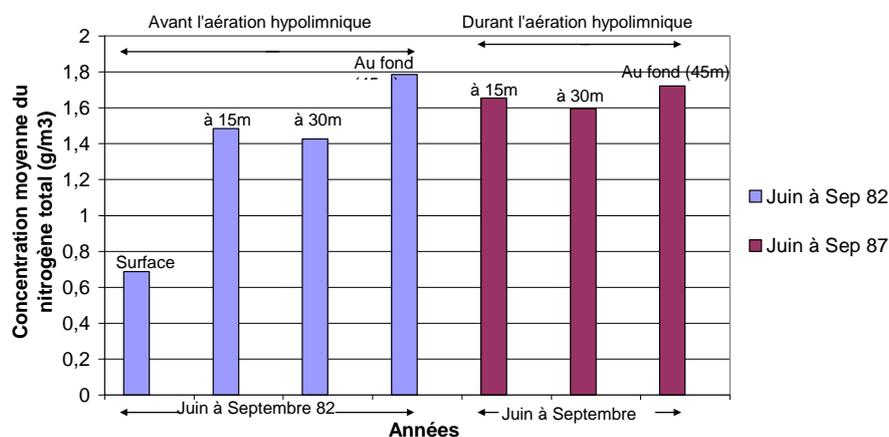


Fig. 72 - Evolution de la concentration moyenne de l'azote total à la surface (0m), 15m, 30m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique de Mai à Septembre 82 et de Mai à Septembre 87[Semaoune et al, 2008]

Étude expérimentale

L'évolution de la concentration moyenne du nitrogène total avant l'aération hypolimnétique, est de 0.69g/m^3 en surface, 1.48g/m^3 à 15m, 1.42g/m^3 à 30m et 1.79g/m^3 au fond du lac. Donc la concentration moyenne de l'azote total est inhomogène avant l'aération hypolimnétique. Le maintien des valeurs entre 1.67g/m^3 à 15m, 1.57g/m^3 à 30m et 1.7g/m^3 au fond du lac, explique l'homogénéité de la concentration moyenne du nitrogène total durant l'aération hypolimnétique. Cette homogénéisation produit une diminution de l'eutrophisation de l'eau. Ceci est dû au bon fonctionnement de l'installation d'aération hypolimnétique.

IV.4.6.3. 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 hypolimnétique.

IV.4.7. Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques durant la période 1985-1997:

IV.4.7.1. Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques à la surface et au fond du lac durant la déstratification

a. Evolution chronologique des paramètres physiques à la surface et au fond durant la déstratification

- **La température**

La figure 73 représente l'évolution chronologique de la température à la surface et au fond durant la déstratification.

Étude expérimentale

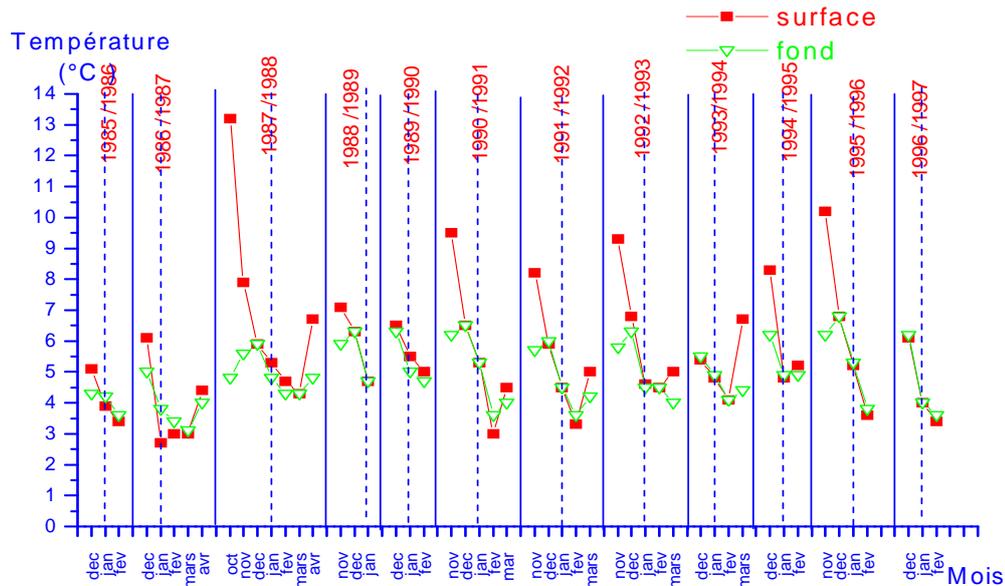


Fig. 73 - Evolution chronologique de la température à la surface et au fond durant la déstratification.

Les écarts des valeurs des points expérimentaux prises en surface et au fond sont plus appréciables au début de la période de déstratification. Cette zone correspond à la fin de la saison estivale et au début de la période hivernale. Plus on s'éloigne de cette zone, et plus les points expérimentaux des eaux de surface et du fond se fusionnent, ce qui montre bien qu'un mélange total s'est produit entre ces eaux. Ainsi l'écart de température moyenne s'échelonne de 4 à 6°, et ce durant toute la période 1986-1997. (Fig.73). A chaque fin d'une période de déstratification, les écarts entre les points expérimentaux reprennent, mais moins appréciable qu'au début, car la fin de la période de déstratification coïncide avec le début de la période estivale. Le mélange total le plus ressenti semble être dans les mois décembre, janvier, février et mars, et ce dans la majorité des périodes de la déstratification.

Les températures moyennes minimales et maximales du mélange apparaissent respectivement au mois de mars de l'année 1986/1987 (3°C), et au mois de décembre de l'année 1996/1997 (6°C).

- **La conductivité**

La figure 74 représente l'évolution chronologique de la conductivité à la surface et au fond durant la déstratification.

Étude expérimentale

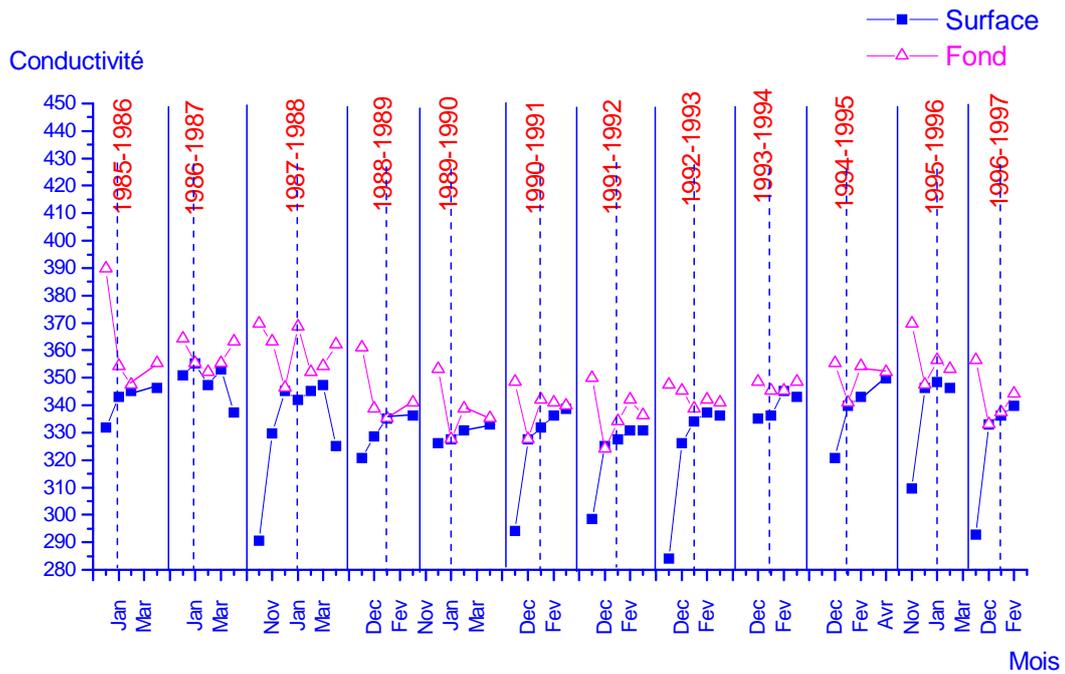


Fig. 74 - Evolution chronologique de la conductivité à la surface et au fond durant la déstratification.

Les valeurs de la conductivité au fond et à la surface (Fig. 74) se distinguent au début de chaque période d'aération, ce qui montre que le mélange n'est qu'à son début, mais aux milieux de ces périodes, les points expérimentaux se concentrent plus, montrant une uniformité de la minéralisation entre les eaux du fond avec les eaux de surface.

Les valeurs moyennes minimales et maximales du mélange sont respectivement de 335 et 355 $\mu\text{s}/\text{m}$.

b. Evolution chronologique des paramètres chimiques à la surface et au fond durant la déstratification

- **L'oxygénation**

La figure 75 représente l'évolution chronologique de l'oxygène dissous à la surface et au fond durant la déstratification.

Étude expérimentale

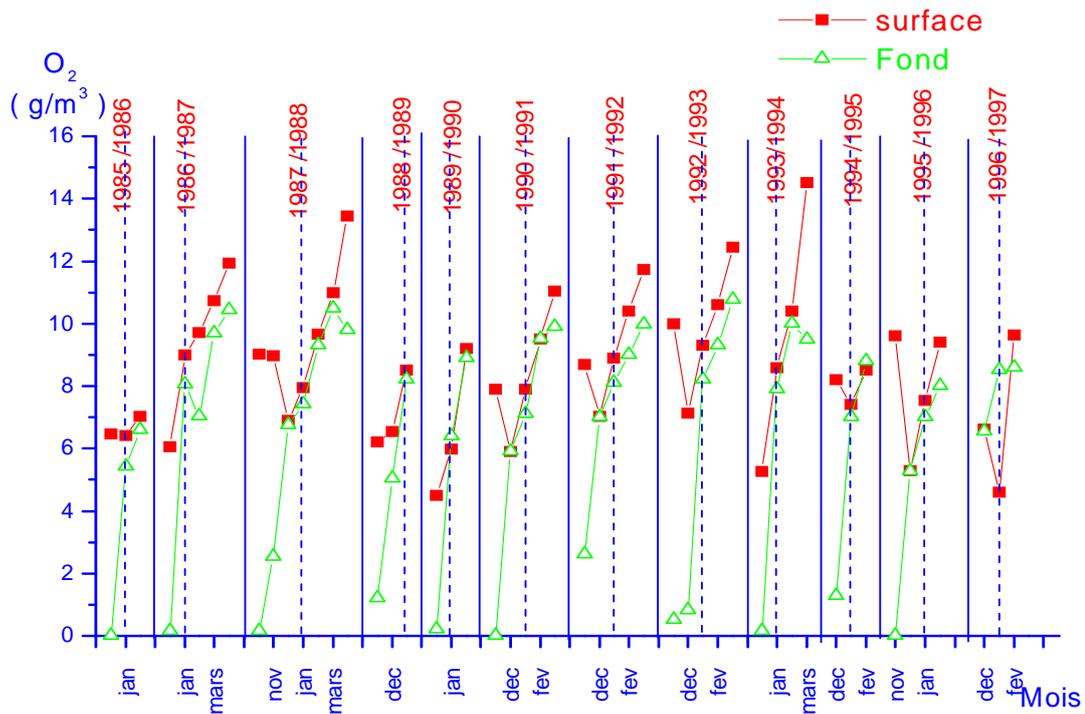


Fig. 75 - Evolution chronologique de l'oxygène dissous à la surface et au fond durant la déstratification

Au début de chaque période d'aération, les écarts entre les points expérimentaux de la teneur en oxygène en surface et au fond sont plus nettes surtout aux mois de novembre, décembre, et dans cette zone le mélange n'est que partiel. Ensuite et à partir des mois de janvier jusqu'au mois de février, les écarts entre les points expérimentaux n'est plus apparent ; cette situation correspond bien à une homogénéisation de la concentration en oxygène dans toute la colonne d'eau. A la fin de la période d'aération, et plus précisément aux mois de mars et avril, les écarts entre ces points reprennent mais faiblement ; cette zone correspond à la fin de la déstratification et au début de la période estivale. La concentration moyenne de la teneur en oxygène dans toute la période 1985-1997, dépasse 8 g/m^3 (Fig. 75).

Les concentrations moyennes minimales et maximales du mélange sont respectivement 4.5 g/m^3 (mi-décembre 1989/1990), et 11 g/m^3 (mars 1987/1988).

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

La figure 76 représente l'évolution chronologique du pH à la surface et au fond durant la déstratification.

Étude expérimentale

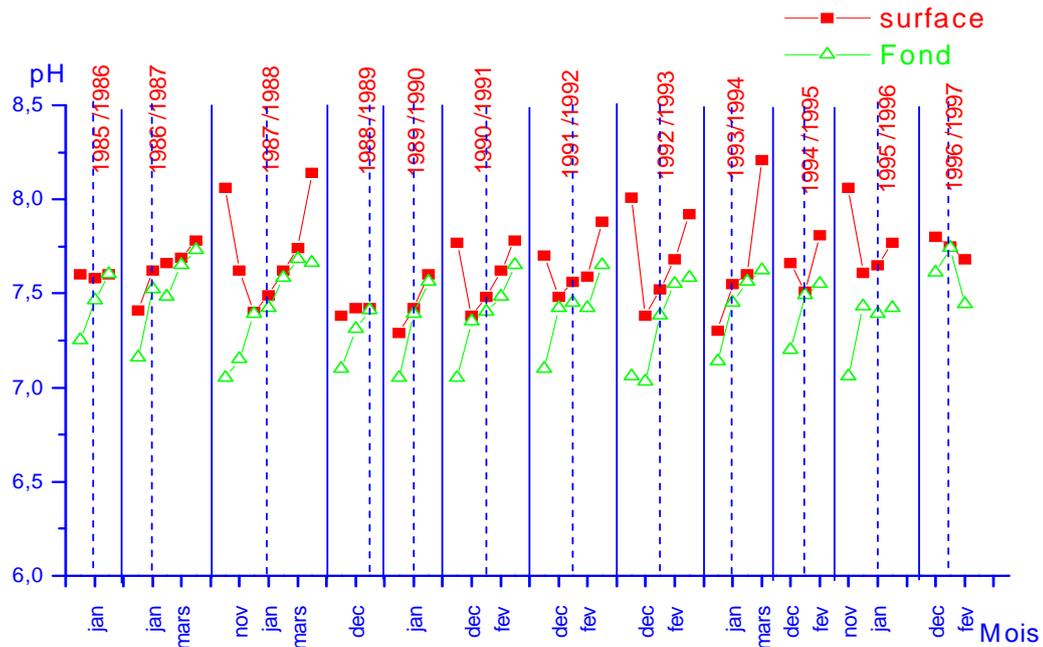


Fig. 76 - Evolution chronologique du pH à la surface et au fond durant la déstratification

Les profils du pH au fond et à la surface libre sont plus concentrés dans la zone médiane de la période de déstratification. Dans cette zone, le mélange total est accompli et plus précisément dans les mois de décembre, janvier et février. Dans les autres mois, le mélange ne peut être qu'au début ou à la fin de la période d'aération et qui est présenté par l'écart plus ou moins visible entre le pH au fon et à la surface, surtout au début de chaque période de déstratification. Globalement, le pH moyen dans la durée d'aération 1985-1997, est entre 7.5 et 7.75 (Fig.76)

Les valeurs minimales et maximales du pH sont apparus respectivement aux mois de décembre de l'année 1990/1991 (7.40), et avril 1986/1987 (7.75).

- **Le phosphore total**

La figure 77 représente l'évolution chronologique du phosphore total à la surface et au fond durant la déstratification.

Étude expérimentale

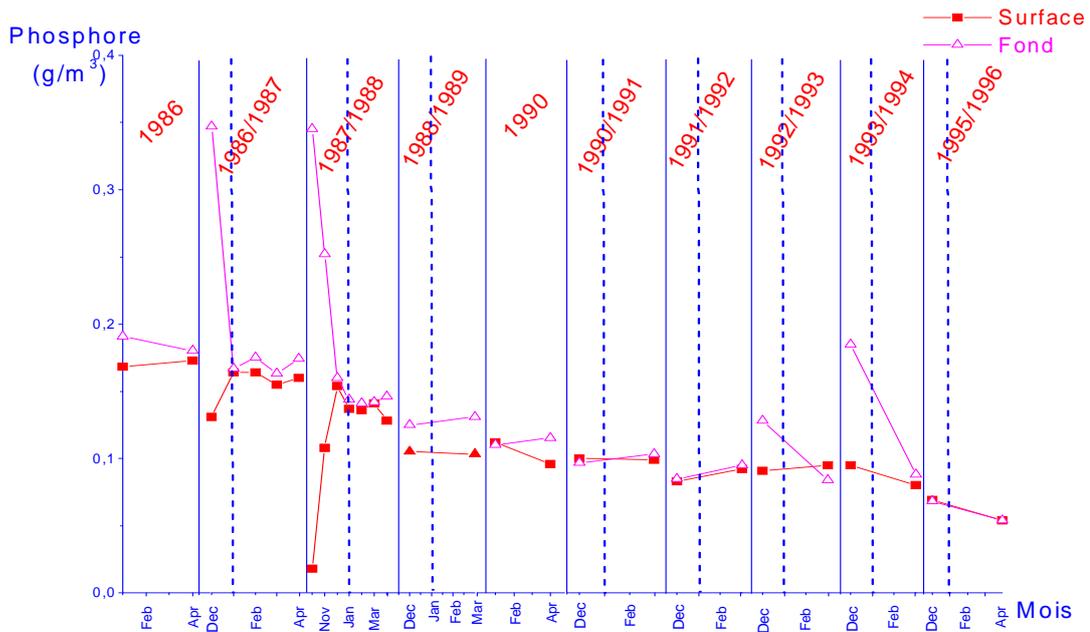


Fig. 77 - Evolution chronologique du phosphore total à la surface et au fond durant la déstratification

L'évolution la plus représentative de la teneur du phosphore (Fig. 77) se distingue dans les années 1986/1987 et 1987/1988, où les points expérimentaux des relevés sont plus nombreux comparés aux restes des années. Dans ces deux périodes, le mélange de la quantité du phosphore du fond et de la surface est plus presque total, surtout dans les mois de novembre, décembre, janvier, février et mars. Dans les périodes 1990/1991, 1991/1992, et 1995/1996, et malgré le nombre faible des points expérimentaux, on distingue un mélange plus net, qui caractérise bien l'homogénéisation de la concentration phosphore durant toute la profondeur du lac.

Au début des périodes d'aération (dans les années 1986/1987 et 1987/1988), les écarts des points expérimentaux sont les plus ressentis. Ainsi, dans cette zone représente, l'aérateur n'est qu'au début de sa mise en service dans ce mode d'aération.

A partir de l'année 1986 jusqu'à l'année 1992, on remarque une baisse visible de la quantité du phosphore de surface et du fond. La valeur moyenne dans toute la durée 1986-1996, reste au dessous de 0.2 g/m^3 .

Les valeurs moyenne minimales et maximales du mélange de la teneur en phosphore se sont distinguées respectivement aux mois de décembre 1990/1991 (0.09 g/m^3), et janvier 1986/1987 (0.17 g/m^3).

Étude expérimentale

• L'Azote total

La figure 78 représente l'évolution chronologique de l'azote total à la surface et au fond durant la déstratification.

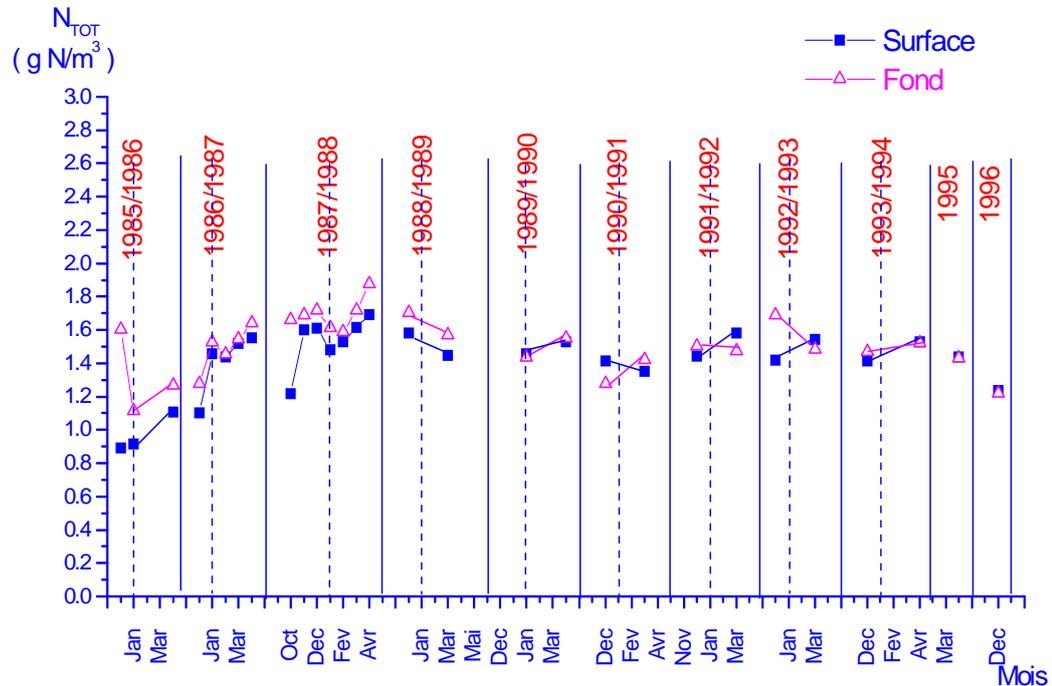


Fig . 78 - Evolution chronologique de l'azote total à la surface et au fond durant la déstratification

Dans l'année 1985/1986, l'écart entre les points expérimentaux de l'azote total du fond et de surface est bien visible (Fig. 78), et le brassage entre ces couches n'est pas encore réalisé. Aux autres périodes d'observation, les points expérimentaux des couches extrêmes se coïncident presque dans la majorité des cas ; ce qui signifie l'uniformité de l'azote total dans toute la colonne du liquide.

Les valeurs moyennes minimales et maximales de l'azote total durant cette période d'observation sont respectivement 1.5 et 1.6 g/m³.

c. Principaux résultats :

• La température

Les points expérimentaux des couches extrêmes du lac se fusionnent dans la majorité des mois de la période hivernale, et ce dans toute la durée 1985-1997. Ceci peut conduire à évaluer le mélange des deux niveaux à 95%.

Étude expérimentale

Les températures minimales et maximales de la couche superficielle apparaissent respectivement en janvier 1986 (2.5 °c) et octobre 1987 (13°c), quant à la couche profonde, elles se distinguent en mars 1986 (3°c) et décembre 1995 (7°c).

- **L'oxygénation**

Dans toutes les périodes d'aération, les valeurs des concentrations de la couche basse et profonde débutent avec un écart très ressentie à chaque début d'aération, puis cet écart se rétrécit au cours de l'aération pour s'anéantir dans la plus part des mois de la saison hivernale. Ceci, montre que les eaux du fond ont atteint les eaux de surface, et leur concentration en oxygène s'est bien égalisée avec celle de la surface. Ainsi, l'échange d'oxygène des deux couches extrêmes peut s'estimer à 90 %.

Dans toute la durée de restauration, la valeur de la concentration moyenne minimale dépasse 4 g/m³, ce qui montre que le lac dépasse stade de l'eutrophisation.

- **Le phosphore total**

Le système de déstratification a engendré une baisse de la teneur en phosphore, surtout dans la couche profonde, et ce dans toute la durée: 1986-1996.

Les valeurs de la quantité du phosphore des couches extrêmes sont très rapprochées dans la plus part des périodes d'aération, ce qui implique qu'un mélange entre ces deux couches s'est produit et la distribution du phosphore dans toute la colonne d'eau s'est uniformisée.

Les valeurs des teneurs en phosphore sont les grandes au fond qu'à la surface. La quantité maximale au fond est sous 0.2 g/m³ (pendant la déstratification), alors qu'elle dépassait 0.6 g/m³ avant la restauration du lac.

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

Les profils du pH de la couche superficielle et du fond se coïncident en plusieurs points dans toute la durée 1985-1995, conduisant à une uniformité de la valeur du pH dans toute la colonne du liquide. Les valeurs extrêmes du pH dans la majorité de la

Étude expérimentale

période hivernale n'excèdent pas 7.25 et 7.75, ce qui prouve la neutralité des eaux du lac. Le système de brassage n'a pas modifié d'une façon appréciable l'alcalinité des eaux du lac.

IV.4.7.2. Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques à la surface et au fond du lac durant l'aération hypolimnétique :

a. Evolution chronologique des paramètres physiques à la surface et au fond durant l'aération hypolimnétique :

- **La température**

La figure 79 représente l'évolution chronologique de la température à la surface, 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique

Les points expérimentaux des profondeurs 30, et 45 m se superposent parfaitement, et ce dans toute les périodes d'aération, ce qui prouve que les eaux du fond sont bien mélangées avec celles du niveau 30 m. Pour ce qui est du niveau 15 m, qui caractérise la surface de l'hypolimnion ou la base de la thermocline, ses points représentatives se distinguent parfaitement aux autres points et qui se situent bien tout au dessus durant toute la période d'aération. Ceci, montre que l'uniformité de la température était plus entre les deux niveaux profonds que le niveau 15m, et par conséquent la couche de thermocline n'a pas été perturbée par diffusion d'air ou d'oxygène. Au niveau le plus haut du lac (niveau 0 m), les profils de températures sont plus éloignés au dessus que celles de la zone de l'hypolimnion, ce qui confirme que le mélange s'est limité au niveau de la couche hypolimnétique. Ainsi, la stratification thermique est bel et bien maintenue.

Entre autres, on remarque que dans chaque période d'aération, une augmentation légère de la température du début jusqu'à la fin.

Les températures minimales et maximales de la profondeur 15 m étant respectivement 5°C et 7°C, et ce dans toute la période 1986-1997. Ceci, montre que globalement le niveau 15 m a presque conservé sa température durant toute la période d'aération.

Les pics des températures au niveau 0 m se distinguent plus au milieu des périodes d'aération, où le temps est le plus chaud (juillet-août), tandis qu'ils sont plus bas à la fin

Étude expérimentale

de la période estivale. Ainsi, ces perturbations dans l'évolution de température dans la zone haute du lac, sont dues non pas à l'aération artificielle, mais plutôt aux changements de climats qui règnent dans cette période, car cette zone étant la plus exposée à telles changement.

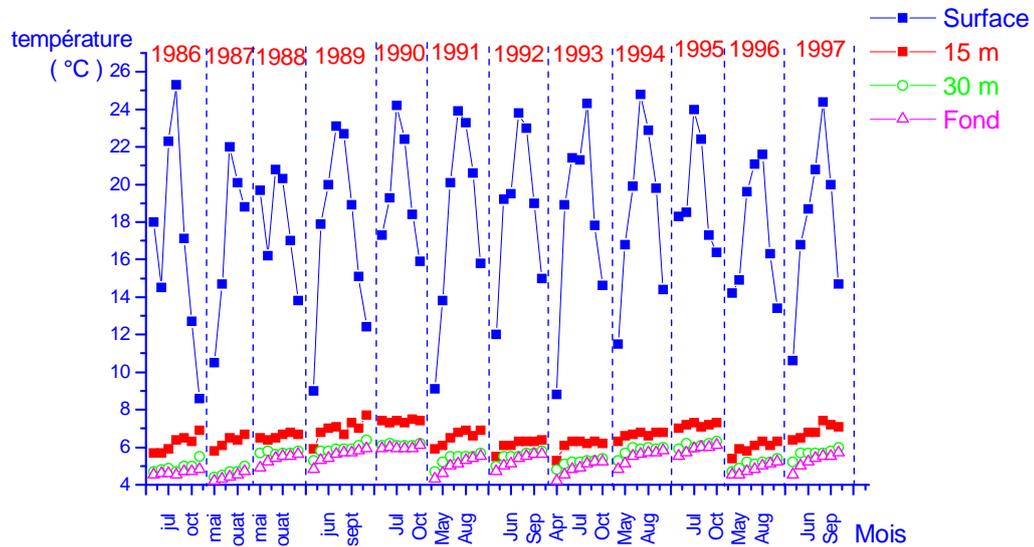


Fig. 79 - l'évolution chronologique de la température à la surface, 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique

- La conductivité

La figure 80 représente l'évolution chronologique de la conductivité à les niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique.

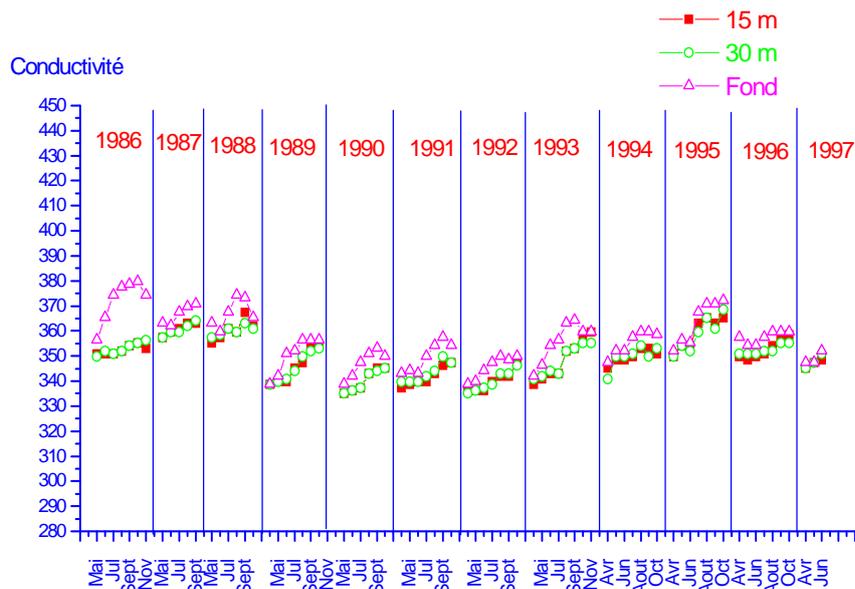


Fig . 80 - Evolution chronologique de la conductivité aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique

Étude expérimentale

Hormis, la période d'aération 1986, où les valeurs de la conductivité du fond se distinguent des deux autres niveaux (début d'aération), les points expérimentaux des trois niveaux sont plus rapprochés, caractérisant ainsi une homogénéisation presque complète de la minéralisation dans tout l'hypolimnion.

Les valeurs moyennes minimales et maximales durant la période 1987-1997, sont respectivement 345 et 365 $\mu\text{s}/\text{m}$.

b. Evolution chronologique des paramètres chimiques à la surface et au fond durant l'aération hypolimnétique :

- L'oxygénation :

La figure 81 représente l'évolution chronologique de l'oxygène dissous aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique.

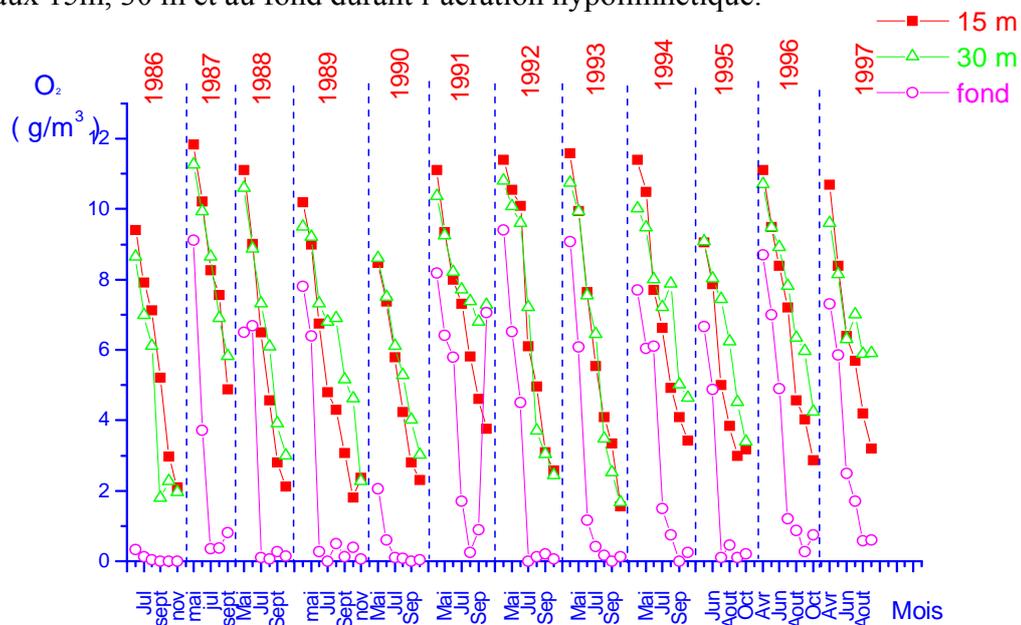


Fig. 81 - Evolution chronologique de l'oxygène dissous aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique

Dans toute la période d'aération, les profils des valeurs des concentrations d'oxygène du fond prennent une tendance descendante, et ce à partir du début d'aération (mois de mai), pour prendre des valeurs presque nulles au milieu des périodes d'aération (juin, juillet, août et septembre).

Au début d'aération, la concentration de l'oxygène du fond étant en moyenne au-dessus de $7\text{g}/\text{m}^3$ à l'exception de la période 1986 où cette concentration était presque

Étude expérimentale

nulle, et qui correspondrait bien au début de la restauration du lac. Toujours à ce niveau, les teneurs en oxygène prennent des valeurs moyennes sous les 2 g/m^3 presque dans la majorité des mois d'aération. Celle-ci s'explique qu'il y'a une grande consommation d'oxygène au fond (zone où il y'a la plus grande consommation d'oxygène).

Aux niveaux des profondeurs 15 m et 30 m, leurs profils se coïncident dans la plus part des cas, et on ressent de la même manière une baisse des concentrations d'oxygène du début et à la fin de la période d'aération, et ce pour toute la durée 1986-1997 ; ceci montre aussi qu'il y'a une consommation importante de l'oxygène à ces niveaux. Toujours à ces niveaux, la valeur moyenne de la concentration d'oxygène au début des périodes d'aération étant au dessus de 9 et 10 g/m^3 respectivement aux niveaux de 30 et 15 m, pour descendre jusqu'à une valeur comprise entre de 2 et 4 g/m^3 à la fin de la période d'aération ; ce qui prouve qu'il y'a eu une consommation d'oxygène du début à la fin d'aération.

Pendant les mois plus chauds, de la saison estivale, et malgré le fonctionnement de l'aérateur, l'oxygène du fond prend des valeurs moyennes en concentration au dessous de 1 g/m^3 et surtout aux mois de juillet, août, septembre et parfois octobre. Ceci, peut s'expliquer peut être par la, perturbation de la couche des sédiments, qui par conséquent recycle des composés grands consommateurs d'oxygène. La concentration moyenne dans tout l'hypolimnion dépasse la valeur 4 g/m^3 dans tout la période 1986-1997, ce qui montre que le stade d'eutrophisation est bel et bien anéanti.

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

La figure 82 représente l'évolution chronologique du pH aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique.

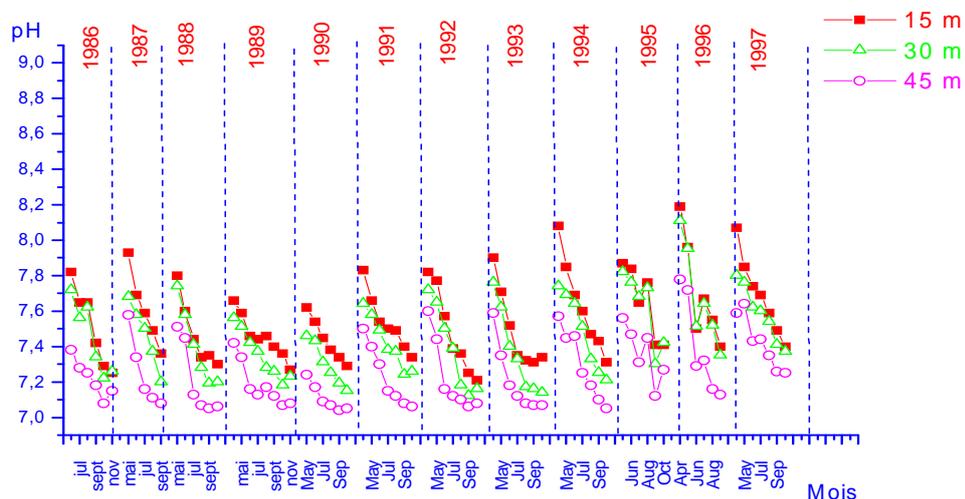


Fig . 82 - Evolution chronologique du pH aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique.

Étude expérimentale

Les profils du pH des trois niveaux étudiés ont une tendance descendante monotone du début jusqu'à la fin de la période d'aération, ceci montre que l'alcalinité des ces trois niveaux subit une baisse pendant le fonctionnement de l'aérateur. Presque dans toute les durées d'aérations, ces profils se superposent sans se fusionner, et donc il n'y pas eu mélange des alcalinités de ces couches. Les valeurs du pH sont respectivement les plus importantes aux niveaux 15, 30, et 45 m, c'est-à-dire que l'aération a contribué dans la diminution de l'alcalinité de ces trois niveaux. Les teneurs minimales et maximales du pH dans l'hypolimnion s'échelonnent de 7.0 à 8.1. La valeur moyenne du pH dans tout l'hypolimnion étant de 7.6. Cette valeur montre la neutralité des eaux profonde après le fonctionnement de l'aérateur dans la durée 1986-1997.

En terme de valeur, l'alcalinité dans la couche de l'hypolimnion s'est presque homogénéisée.

- **Le phosphore total**

La figure 83 représente l'évolution chronologique du phosphore total aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique.

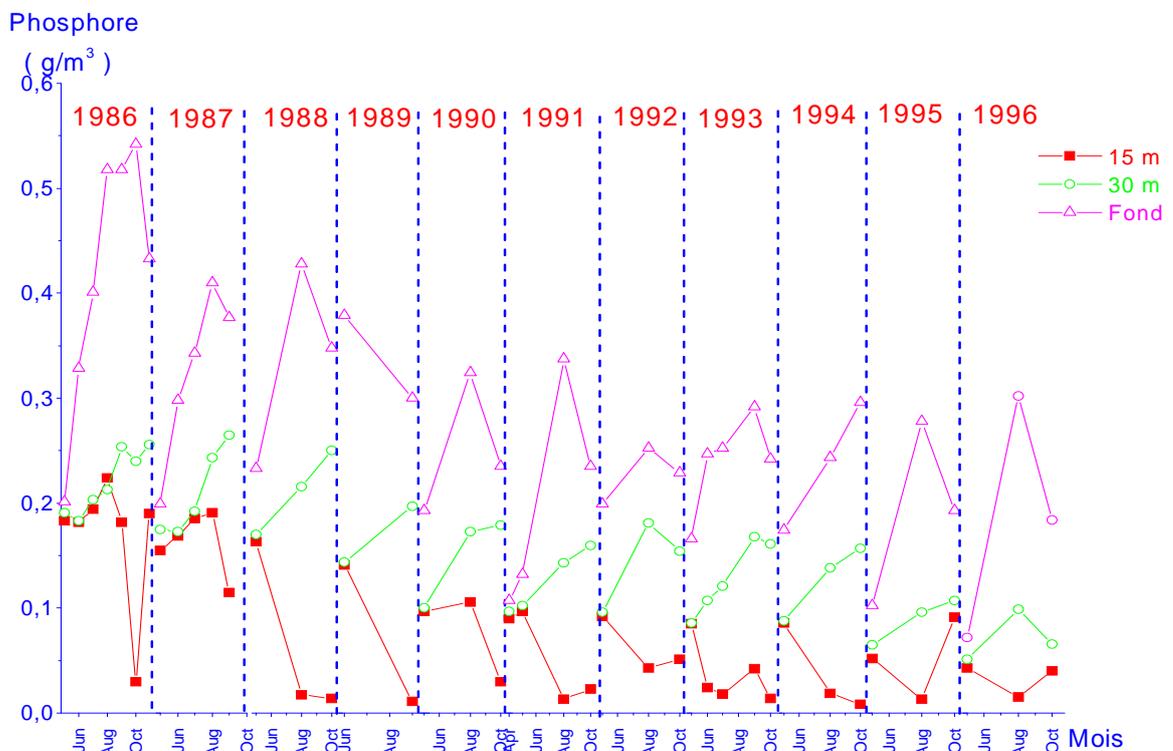


Fig . 83 - Evolution chronologique du phosphore total aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique

Étude expérimentale

A l'opposé des tendances des profils de l'oxygène, les valeurs les plus faibles des concentrations du phosphore apparaissent au début et à la fin de chaque période d'aération, surtout pour les niveaux des profondeurs du fond et de 30 m ; par contre au niveau 15 m, l'évolution de la tendance du phosphore subit de faibles variations. Les plus grandes valeurs de la teneur en phosphore sont celles du fond, tant que les plus faibles sont celles des niveaux 15 m. Les pics des concentrations du phosphore du fond baissent de l'année 1986 (0.55 g/m^3), jusqu'à l'année 1996 (0.30 g/m^3). On remarque durant tous les périodes d'aération, les profils des tendances du phosphore dans les trois niveaux sont bien distincts, c'est-à-dire qu'il n'a pas eu de mélange total entre ces couches. Enfin, l'aérateur a provoqué durant son fonctionnement une baisse nette du niveau du phosphore dans les trois couches. Le recyclage du phosphore à partir des sédiments (dans les mois les plus chauds) dans la couche du fond et la zone intermédiaire (30 m), fait que sa teneur est plus importante dans ces deux niveaux par rapport au niveau 15 m.

En totalité, et durant la période 1986-1997, la concentration du phosphore dans l'hypolimnion est sous la valeur 0.20 g/m^3 .

• L'Azote total

La figure 84 représente l'évolution chronologique de l'azote total aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique.

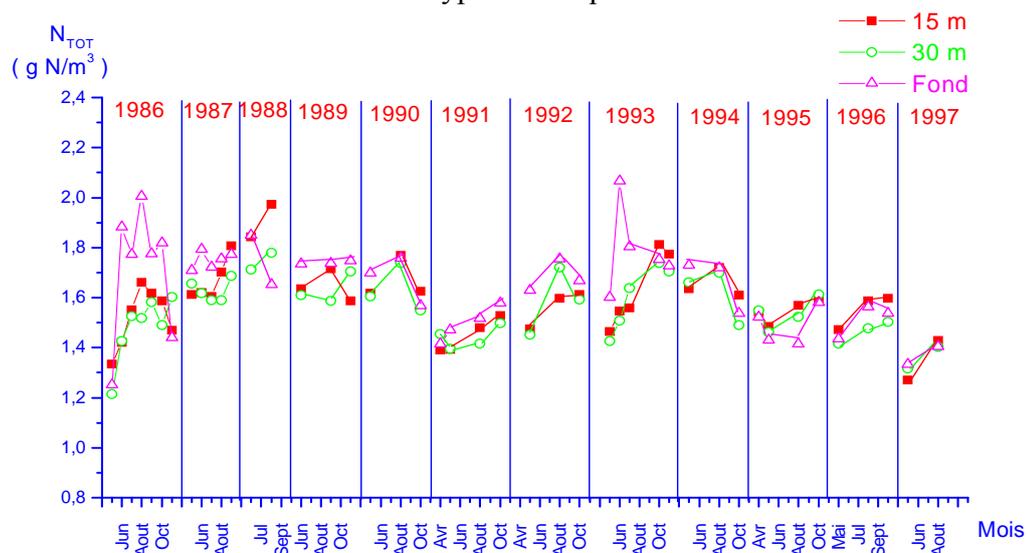


Fig . 84 - Evolution chronologique de l'azote total aux niveaux 15m, 30 m et au fond durant l'aération hypolimnétique

Étude expérimentale

Dans l'année 1986 (Fig. 84), les valeurs de l'azote total du fond se distinguent plus par rapport aux autres niveaux. Ceci traduit, que le mélange s'est limité qu'aux couches extrêmes de l'hypolimnion. A partir de l'année 1987, presque tous les points expérimentaux des trois niveaux se fusionnent, confirmant que l'injection de l'air/oxygène a occasionné une homogénéité de l'azote total dans la couche de l'hypolimnion.

Les valeurs moyennes extrêmes de ce composé, sont observés plus dans les années 1988 (1.8 gN/m³) et 1993 (1.7 gN/m³).

c. Principaux résultats :

- **La température**

Les profils des températures des niveaux 30 et 45 m se sont superposés pendant toute la durée d'aération, pour indiquer une homogénéité de la température dans ces deux zones; par contre le profil de la couche 15 m s'est bien distingué des deux autres profils. Ceci confirme que la plume occasionnée par le système d'aération n'a pas atteint la couche de la thermocline et donc la stratification est conservée.

L'écart maximal de la température de la couche 15 m dans la durée 1986-1997 n'a pas dépassé 2° c. La température moyenne dans la couche de l'hypolimnion est entre 5 et 6 ° c.

- **L'oxygénation**

Deux observations principales à signaler :

- Les tendances de la concentration d'oxygène des niveaux 15 et 30 m sont les plus rapprochées comparés à celle du fond, ce qui montre que la quantité d'oxygène s'est bien uniformisée entre ces deux couches.
- Les valeurs de l'oxygène les plus faibles apparaissent au fond du lac, ceci étant justifié d'une part par la dégradation de la matière organique au fond, et d'autre part du recyclage des éléments phosphores et azotes à partir des sédiments qui tous les deux consomment de l'oxygène. Ainsi, la plus forte demande en oxygène étant au niveau le plus profond du lac.

Étude expérimentale

On peut aussi reprocher cette cadence en oxygène au fond au niveau peut être élevé des diffuseurs par rapport à cette zone, qui par conséquent prive cette couche à une bonne circulation de l'air/oxygène.

• Le phosphore total

La teneur en phosphore a baissé d'une façon remarquable du début jusqu'à la fin d'aération, et ce pour les trois niveaux étudiés.

Au début d'aération, la teneur du phosphore au niveau 15 m était environ égale à 0.22 g/m^3 , pour passer à 0.05 g/m^3 à la fin d'aération. Ainsi, une nette diminution de ce composé est réalisée.

Les quantités maximales du phosphore, au début et à la fin d'aération sont respectivement :

- Niveau 45 m: 0.55 g/m^3 (1986) et 0.3 g/m^3 (1996);
- Niveau 30 m: 0.25 g/m^3 (1986) et 0.10 g/m^3 (1996).

• Le potentiel d'hydrogène (pH):

L'écart entre les valeurs du pH de la couche 15 et 45m ne dépasse pas l'unité, ce qui implique que l'alcalinité s'est homogénéisée dans tout l'hypolimnion, et ce durant dans toute la durée 1986-1997.

Durant la période d'aération, les valeurs extrêmes de la valeur du pH sont dans l'intervalle: 7-7.7. Par conséquent, les eaux du lac en ces périodes estivales sont dans un état de neutralité.

• L'Azote total

Hormis l'année 1986, l'aération hypolimnétique a engendré une distribution presque uniforme de la teneur en azote total dans la couche de l'hypolimnion. Ceci étant justifié par la concentration très étroite des points expérimentaux des trois niveaux considérés.

La valeur moyenne de ce composé reste en deçà de la valeur 1.7 gN/m^3 .

IV.4.8. Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques avant et durant la restauration du lac : période 1970-1997:

IV.4.8.1. Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques avant et durant la déstratification pendant la période 1970-1997.

a. Evolution chronologique des paramètres physiques :

- La température :

La figure 85 représente l'évolution chronologique de la température à la surface et au fond avant et durant l'aération par déstratification.

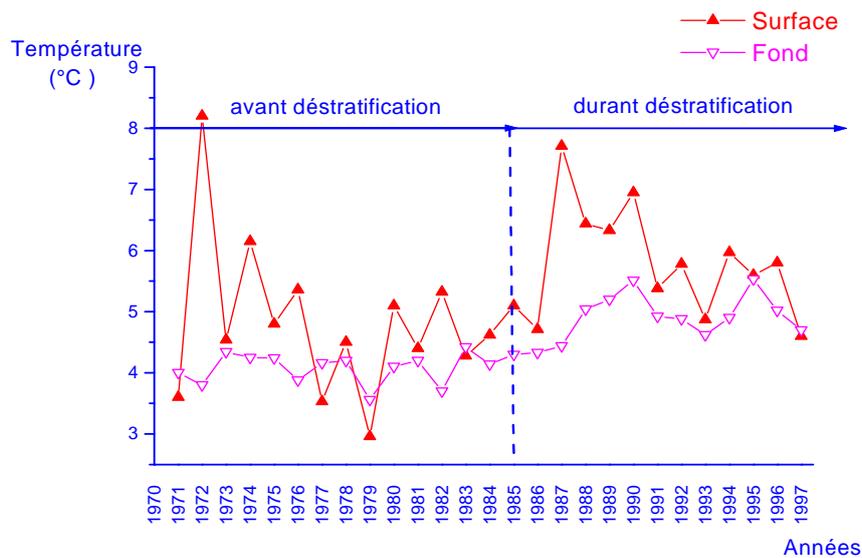


Fig . 85 - Evolution chronologique de la température à la surface et au fond avant et durant l'aération par déstratification.

En moyenne, les variations annuelles de la température en surface (Fig.85) ont subi une légère augmentation pendant le fonctionnement de l'aérateur par rapport à celles observées avant la déstratification ; ceci s'explique par le mélange des eaux moins froides du fond aux eaux de surface plus froides dans cette période hivernale. Pendant la restauration, les températures moyennes minimales et maximales à la surface sont observées respectivement dans les années 1986 (4.8 °c) et 1987 (7.8°c). Par contre, les températures annuelles du fond, n'ont pas occasionnés une croissance distinctive pendant le fonctionnement de l'aérateur.

Durant l'opération de l'aérateur, l'écart maximal entre la température annuelle du fond et de surface dans une année d'observation est de l'ordre de 3°c (en 1987) ; pour

Étude expérimentale

le reste, cet écart ne dépasse pas 1.5 °c ; ce qui prouve que le mélange total des eaux de surface avec celle du fond est presque réalisé.

Globalement, les températures de surface et du fond n'ont pas subi une variation appréciable. Ainsi, le brassage naturel en cette période si froide a dominé sur l'influence de l'aérateur.

- **La conductivité**

La figure 86 représente l'évolution chronologique de la conductivité à la surface et au fond avant et durant l'aération par la déstratification.

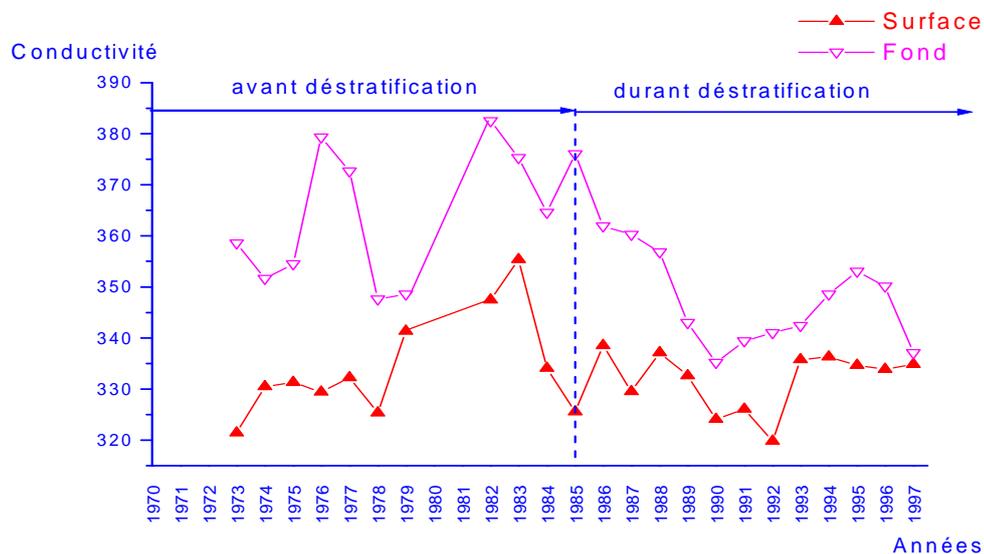


Fig. 86 - Evolution chronologique de la conductivité à la surface et au fond avant et durant l'aération la déstratification.

Au cours de l'opération de l'aérateur, une baisse en minéralisation paraît plus évidente dans les eaux profondes que celle de la surface (Fig.86). Avant l'aération, les valeurs maximales de la conductivité dans les eaux du fond et de la surface atteignent respectivement 350 et 380, contre 335 et 350 au cours de la restauration du lac. L'écart entre les deux profils de la conductivité est plus net avant le brassage, alors qu'il s'atténue de plus en plus au cours de l'aération.

b. Evolution chronologique des paramètres chimiques :

- **L'oxygénation**

La figure 87 représente l'évolution chronologique de l'oxygène dissous à la surface et au fond avant et durant l'aération par déstratification.

Étude expérimentale

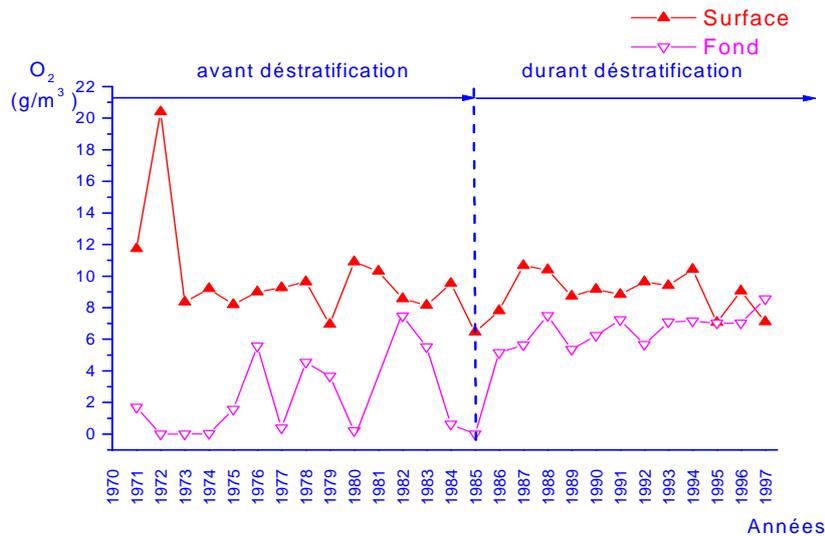


Fig. 87 - Evolution chronologique de l'oxygène dissous à la surface et au fond avant et durant l'aération par la déstratification.

L'aérateur n'a pas apporté une amélioration visible à la concentration de l'oxygène de la couche superficielle (Fig. 87), vue que cette couche est exposé directement à l'atmosphère. Ainsi, la concentration d'oxygène avant et pendant la déstratification est presque conservée. On remarque aussi, que la concentration maximale d'oxygène est observée avant l'opération de l'aérateur, et plus précisément dans l'année 1972 ; ceci, s'explique qu'en cette période il y'avait un grand échange de l'oxygène entre l'atmosphère et la surface de l'eau, et que le climat était non glacial.

Par contre, au fond du lac, le système de déstratification a énormément contribué quant à l'augmentation de l'oxygène dans cette couche.

L'écart entre les profils de la teneur d'oxygène des couches extrêmes se rétrécit plus pendant le brassage, ce qui prouve qu'un mélange de ces couches est produit.

Avant la restauration du lac, la concentration d'oxygène moyenne dans le lac était de l'ordre de 5 g/m^3 , contre 8 g/m^3 pendant l'aération.

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

La figure 88 représente l'évolution chronologique du pH à la surface et au fond avant et durant l'aération par la déstratification.

Étude expérimentale

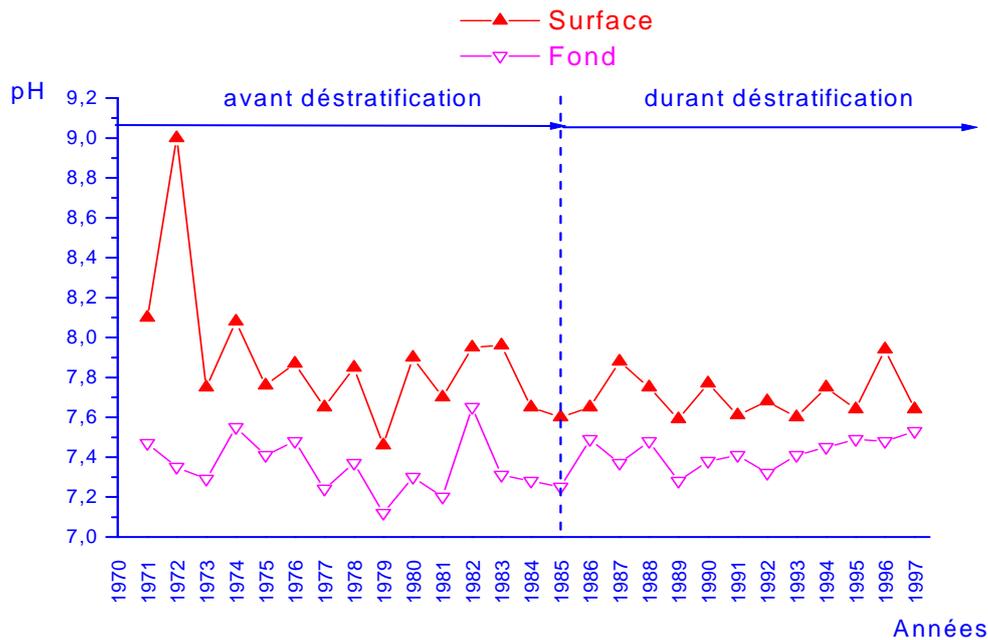


Fig . 88 - Evolution chronologique du pH à la surface et au fond avant et durant l'aération par la déstratification.

Dans la figure 88, le système de déstratification n'a pas contribué énormément quant à la variation de l'alcalinité des eaux de surface et du fond.

Avant le brassage, l'écart entre les pics de conductivité de la surface et le fond est plus grand que celle observés pendant le brassage. Cela signifie que l'homogénéité du PH du lac parait plus évidente pendant l'aération ; ce qui traduit que l'alcalinité qui du lac s'est uniformisé pendant le brassage de l'eau.

L'écart moyen de la conductivité entre la surface et le fond est de l'ordre de 0.3 pendant l'aération, alors qu'il dépassait la valeur 0.5 avant la mise en service de l'aérateur.

- **Le phosphore total**

La figure 89 représente l'évolution chronologique du phosphore total à la surface et au fond avant et durant l'aération par la déstratification.

Étude expérimentale

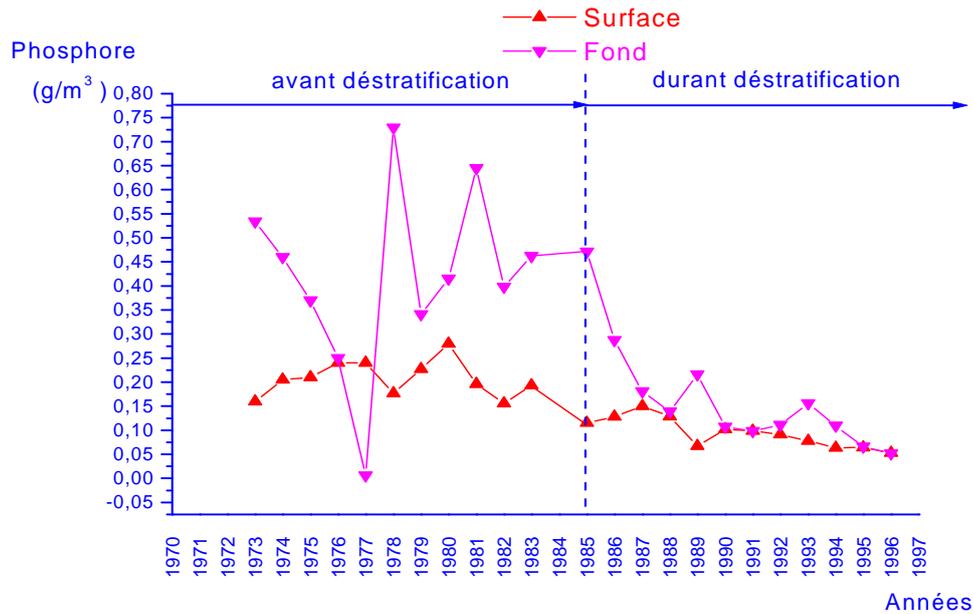


Fig . 89 - Evolution chronologique du phosphore total à la surface et au fond avant et durant l'aération par la déstratification.

Avant l'opération du système d'aération, les écarts entre le phosphore du fond et de la surface sont plus visibles, alors qu'ils s'atténuent de plus en plus pendant l'aération, pour montrer que le phosphore des eaux extrêmes s'est uniformisé dans le lac.

Durant l'opération du système d'aération, la couche profonde du lac a subit une baisse très nette en phosphore ; par contre la couche de surface, cette quantité montre une légère diminution dans la couche de surface (Fig.89).

La concentration moyenne annuelle la teneur en phosphore avant aération dépasse la valeur $0,4 \text{ g/m}^3$, alors qu'elle est sous la valeur de $0,15 \text{ g/m}^3$ pendant le brassage du lac.

- **L'Azote total**

La figure 90 représente l'évolution chronologique de l'azote total à la surface et au fond avant et durant l'aération par la déstratification.

Étude expérimentale

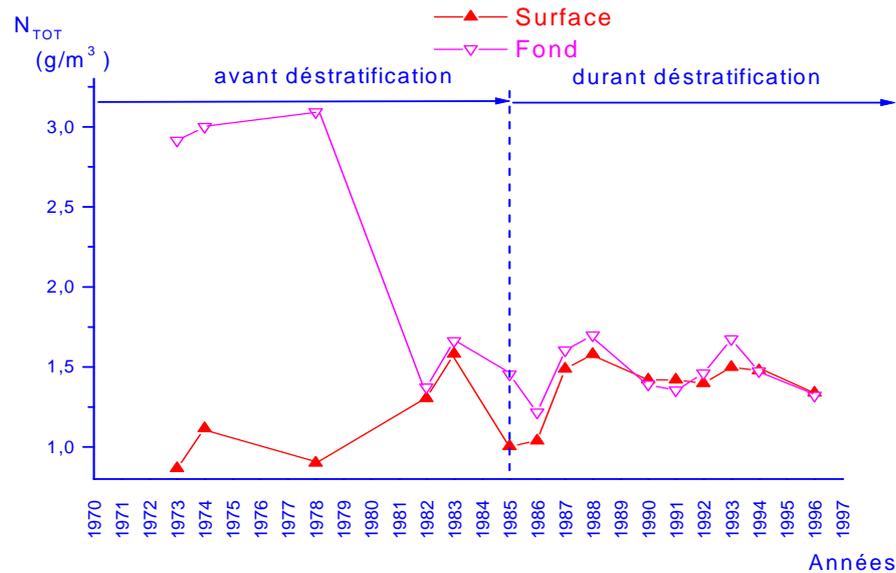


Fig . 90 - Evolution chronologique de l'azote total à la surface et au fond avant et durant l'aération par la déstratification.

Les profils de la variation en azote total des couches extrêmes ne distinguent plus pendant le brassage de l'eau (fig. 90), ce qui prouve une homogénéité de la quantité de l'azote total dans le lac.

Avant le brassage de l'eau, la concentration de l'azote total au fond du lac présente des valeurs très élevées dans la plus part des années d'observation, pour subir une diminution très nette durant toute la période d'aération. Par contre, le système de déstratification n'a pas engendré une amélioration visible de cette teneur en surface.

La baisse brusque en azote totale au fond a commencé depuis l'année 1978 (avant l'opération de l'aérateur) jusqu'à l'année 1985 (début de la déstratification) ; ceci peut s'expliquer par l'apport trop faible en charge externe et le recyclage faible en charge interne en cette période.

Les valeurs maximales de la teneur en azote total au fond sont de l'ordre de $1,6 \text{ g/m}^3$ en 1978 et $1,70 \text{ g/m}^3$ en 1988 et en 1993, alors qu'en surface ces valeurs ne dépassent pas $1,6 \text{ g/m}^3$ (avant et durant l'opération de l'aérateur).

La valeur moyenne annuelle en azote totale dans le fond la dépasse la valeur 2 g/m^3 avant l'aération, or qu'elle est à moins de $1,3 \text{ g/m}^3$ durant le brassage de l'eau.

IV.4.8.2. Evolution chronologique des paramètres physiques et chimiques avant et durant l'aération hypolimnétique pendant la période 1970-1997.

a. Evolution chronologique des paramètres physiques :

- **La température**

La figure 91 représente l'évolution chronologique de la température aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

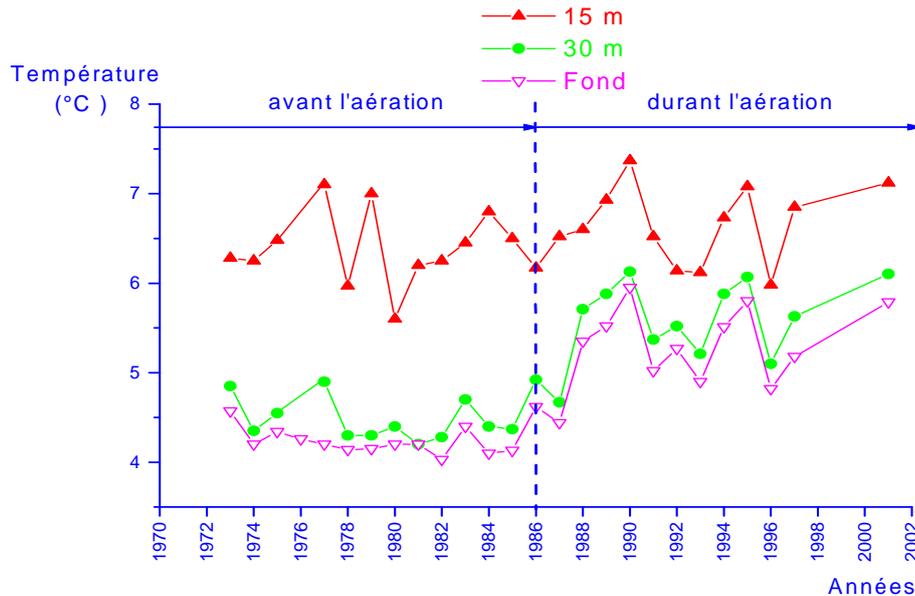


Fig . 91 - Evolution chronologique de la température aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique

Au niveau de la profondeur 15 m, les points de relevés des températures moyennes annuelles avant et pendant l'aération sont moyennement conservées (Fig. 91), ce qui prouve que la diffusion d'air/oxygène n'a pas perturbé cette couche, laquelle est connue comme la base de la thermocline. Ceci dit, que la stratification est bien maintenue après l'opération de l'aérateur.

Par contre au niveau 30 et 45 m (Fig.91), leurs profils se coïncident presque durant tout la période d'observation (1972-2002) et présentent une croissance visible pendant l'aération. Ceci, explique, que l'aération a engendré une faible augmentation de la température des deux couches du fond. La température moyenne des deux couches profondes passe de la valeur 4.3 °c (avant aération) à la valeur 5.5 ° c pendant l'aération.

Étude expérimentale

Pendant l'aération, et en terme de valeur, les niveaux 30 et 45 m, présentent les mêmes températures annuelles, et ce dans chaque période d'observation, confirmant ainsi le mélange parfait qui s'est produit entre ces deux couches.

• La conductivité

La figure 92 représente l'évolution chronologique de la conductivité aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

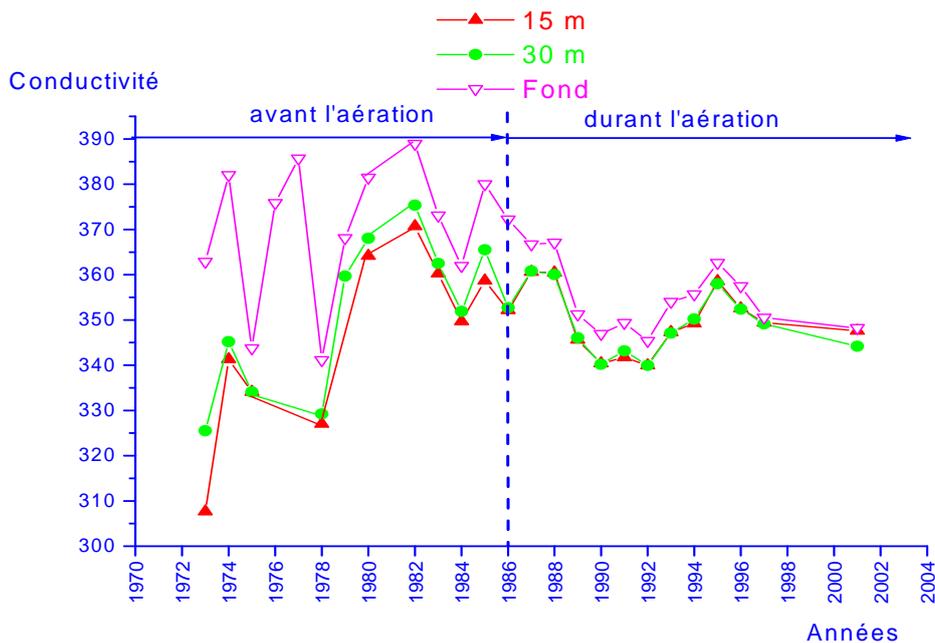


Fig. 92 - Evolution chronologique de la conductivité aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

Les écarts entre pics de la conductivité dans les trois niveaux sont plus visibles avant restauration du lac (Fig. 92), ce qui montre que la minéralisation s'est uniformisée entre ces trois couches pendant l'aération.

Durant l'aération, une baisse appréciable de la conductivité est plus réalisée à la couche du fond que les deux autres niveaux. Les valeurs moyennes de la minéralisation avant et durant l'aération dans la couche de l'hypolimnion sont respectivement 355 et 350 $\mu\text{s/m}$. Les valeurs les plus faibles de la conductivité (avant et durant l'aération), sont celles observées aux niveaux 15 et 30 m.

Étude expérimentale

b. Evolution chronologique des paramètres chimiques:

- L'oxygénation

La figure 93 représente l'évolution chronologique de l'oxygène dissous aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

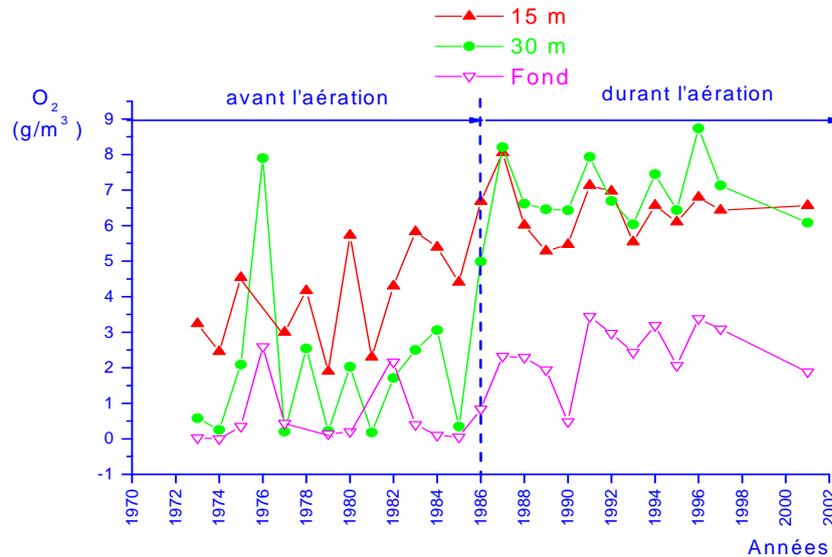


Fig. 93 - Evolution chronologique de l'oxygène dissous aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

Le passage de la période non aérée, à la période aérée, les niveaux 15 et 30 m et du fond subissent une augmentation dans le contenu d'oxygène (Fig. 93), et qui est plus flagrante au niveau 30 m. Ceci montre, que le système d'aération a contribué nettement quant à l'amélioration de la teneur en oxygène dans ces trois zones. La concentration moyenne en oxygène dans la couche de l'hypolimnion passe de la valeur 3 g/m³ (avant aération) à 5 g/m³ (pendant l'aération) .

Les plus grandes teneurs en oxygène sont observées dans la couche intermédiaire et superficielle de l'hypolimnion. Aussi, on peut remarque que les profils des couches extrêmes de l'hypolimnion sont plus rapprochés durant toute la période de restauration, ce qui peut confirmer qu'un mélange complet en teneur d'oxygène s'est réalisé plutôt entre ces deux niveaux.

Dans le niveau le plus bas, les concentrations en oxygène étaient presque nulles avant la restauration du lac, pour passer à une valeur moyenne minimale dépassant les 2 g/m³ .

Étude expérimentale

On remarque que dans la période 1976, la teneur en oxygène dépasse 7.5 g/m^3 , ceci peut être expliqué par le fait que pendant cette période, les points expérimentaux sont relevés seulement dans des mois où le climat était exceptionnel (temps froid), pour que le lac puisse faire son autoépuration.

Enfin, la restauration du lac a beaucoup apporté en quantité d'oxygène surtout dans les couches profondes de l'hypolimnion, zones où il existe une forte demande en oxygène pour l'oxydation des composés phosphorés et azotés générés par les sédiments.

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

La figure 94 représente l'évolution chronologique du pH aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

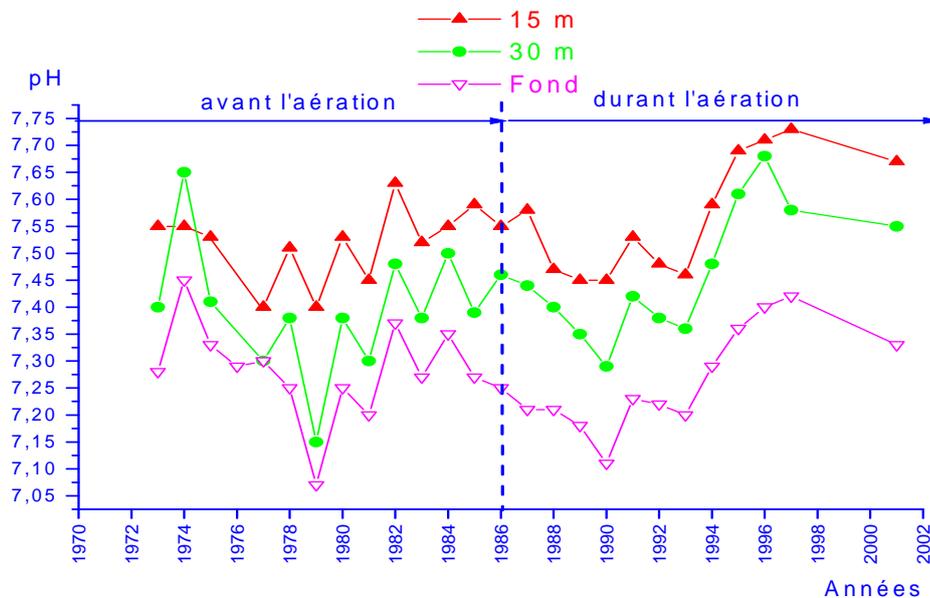


Fig. 94 - Evolution chronologique du pH aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

Avant et pendant l'aération hypolimnétique, les profils de l'alcalinité des niveaux 30 et 15 m, montrent une légère augmentation, alors que la couche du fond a montré en moyenne une constance dans la valeur du pH. Pendant la restauration du lac, les courbes du pH des couches extrêmes de l'hypolimnion sont plus rapprochées par rapport à celle du fond, et donc l'uniformité de l'alcalinité est plus que réalisée entre ces deux couches. En terme de valeur, les trois profils du pH avant et pendant l'aération sont presque identiques, ce qui montre que l'alcalinité qui avait le lac avant sa restauration est

Étude expérimentale

presque conservée pendant l'aération. Par conséquent, l'aération artificielle n'a pas influé considérablement sur l'alcalinité de l'eau.

Les valeurs moyennes du pH avant et pendant la restauration dans l'hypolimnion sont respectivement 7.3 et 7.4, et par conséquent, le lac a maintenu sa neutralité que possédait avant sa restauration.

• Le phosphore total

La figure 95 représente l'évolution chronologique du phosphore total aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

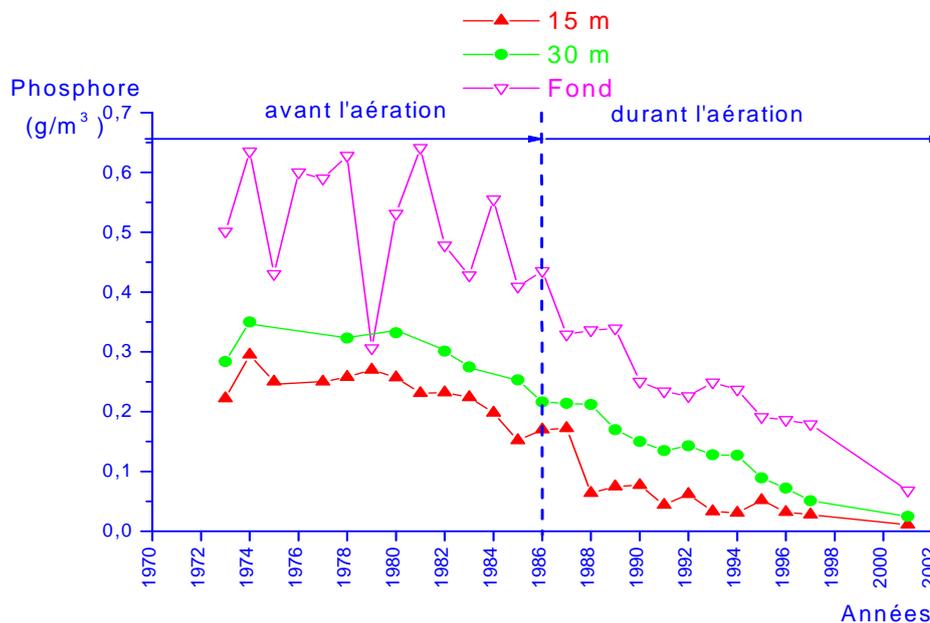


Fig. 95 - Evolution chronologique du phosphore total aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

La quantité du phosphore que contenait le lac avant sa restauration a baissé d'une façon considérable après la mise en service de l'aérateur, et ce pour les trois niveaux considérés (Fig. 95), mais la diminution la plus ressentie est réalisée dans le niveau le plus bas du lac. Ainsi les concentrations les plus faibles de ce composé sont observés dans la couche 15 m et les plus importantes sont celles de la couche du fond. Dans les trois niveaux les teneurs moyennes maximales du phosphore atteignent avant l'aération les valeurs respectives de $0,3 \text{ g/m}^3$, $0,35 \text{ g/m}^3$ et $0,62 \text{ g/m}^3$, pour passer pendant la restauration à $0,18 \text{ g/m}^3$, $0,20 \text{ g/m}^3$ et $0,3 \text{ g/m}^3$ dans les niveaux 15, 30 et 45 m. Ainsi, la mise en service de l'aérateur, a été très bénéfique quant à la diminution de ce

Étude expérimentale

composé chimique, qui dans le cas contraire, son augmentation, ne pourrait que compromettre au niveau eutrophique du lac.

On remarque qu'une valeur de 0.4 g/m^3 est observée dans l'année 1986, et qui n'est pas été prise en compte, vue que le lac n'est qu'au début de sa restauration.

Les concentrations si importantes observées avant l'aération dans la couche la plus profonde du lac sont dues au recyclage à partir des sédiments des composés phosphorés, qui s'intègrent plus dans les eaux basses de l'hypolimnion, et ce faute du manque d'oxygène à ce niveau .

La valeur moyenne de la quantité du phosphore dans l'hypolimnion dépasse la valeur 0.4 g/m^3 avant l'aération, alors qu'elle est sous 0.15 g/m^3 pendant l'aération.

• L'Azote total

La figure 96 représente l'évolution chronologique de l'azote total aux niveaux 15m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

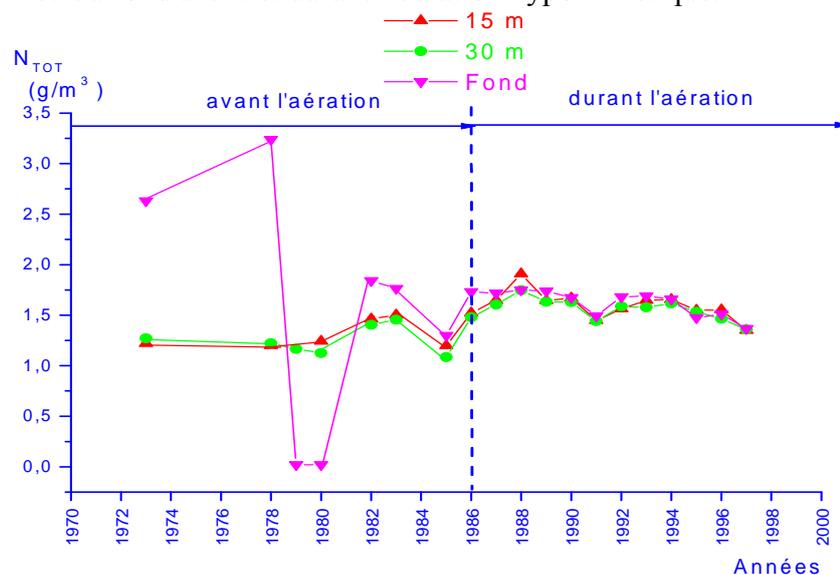


Fig. 96 - Evolution chronologique de l'azote total aux niveaux 15 m, 30 m et au fond avant et durant l'aération hypolimnétique.

Au niveau 45 m (Fig. 96), la concentration en azote total avant aération, présente des valeurs très élevées au fond à partir de l'année 1972 (2.6 g/m^3) jusqu'à l'année 1978 (3.3 g/m^3), pour chuter brusquement à des valeurs presque nulles dans la période 1978-1980 (ceci est dû à une baisse appréciable en charge interne et externe de ce composé), puis reprendre une valeur de 1.7 g/m^3 dans la durée 1980-1982. A partir de

Étude expérimentale

l'année 1982, ces variations s'anéantissent jusqu'à l'année 1998. Par contre aux autres niveaux, leurs profils avant et pendant l'aération prennent une certaine constance. Par conséquent, l'opération de l'aérateur n'a pas apporté une amélioration significative en cette teneur dans ces niveaux.

Avant et durant la période d'aération, les profils en concentration d'azote dans les niveaux 15 et 30 m se coïncident et prennent une allure presque uniforme, montrant ainsi une distribution équitable en cette quantité dans ces niveaux.

Au fond du lac, la valeur maximale de la teneur en azote dépasse la valeur 3.30 g/m^3 (1978), alors qu'elle n'excède pas 1.70 g/m^3 pendant la période d'aération.

Aux autres niveaux, les valeurs maximales, sont respectivement 1.5 g/m^3 en 1983 (avant aération) et 1.70 g/m^3 (durant l'aération).

Avant et durant l'aération, les valeurs moyennes en azote totale dans l'hypolimnion sont respectivement 1.55 et 1.50 g/m^3 .

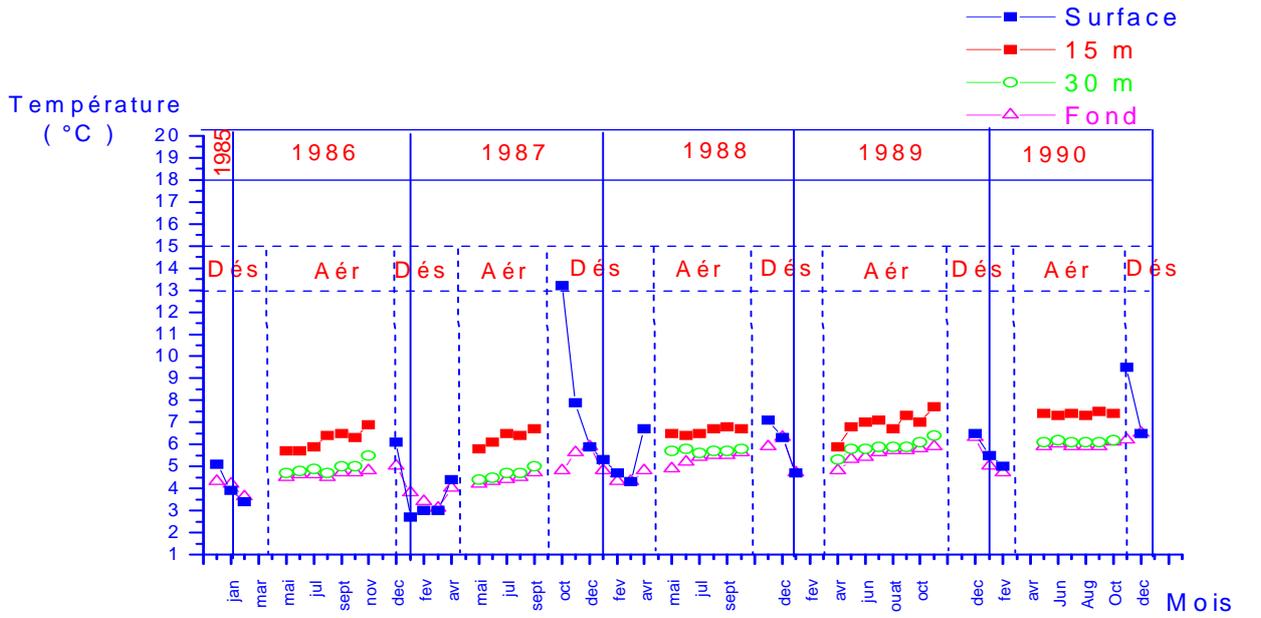
IV.4.9. Evolutions chronologiques alternés (aération hypolimnétique / déstratification) des paramètres physiques et chimiques durant la restauration du lac.

IV.4.9.1. Evolution chronologique alternés des paramètres physiques :

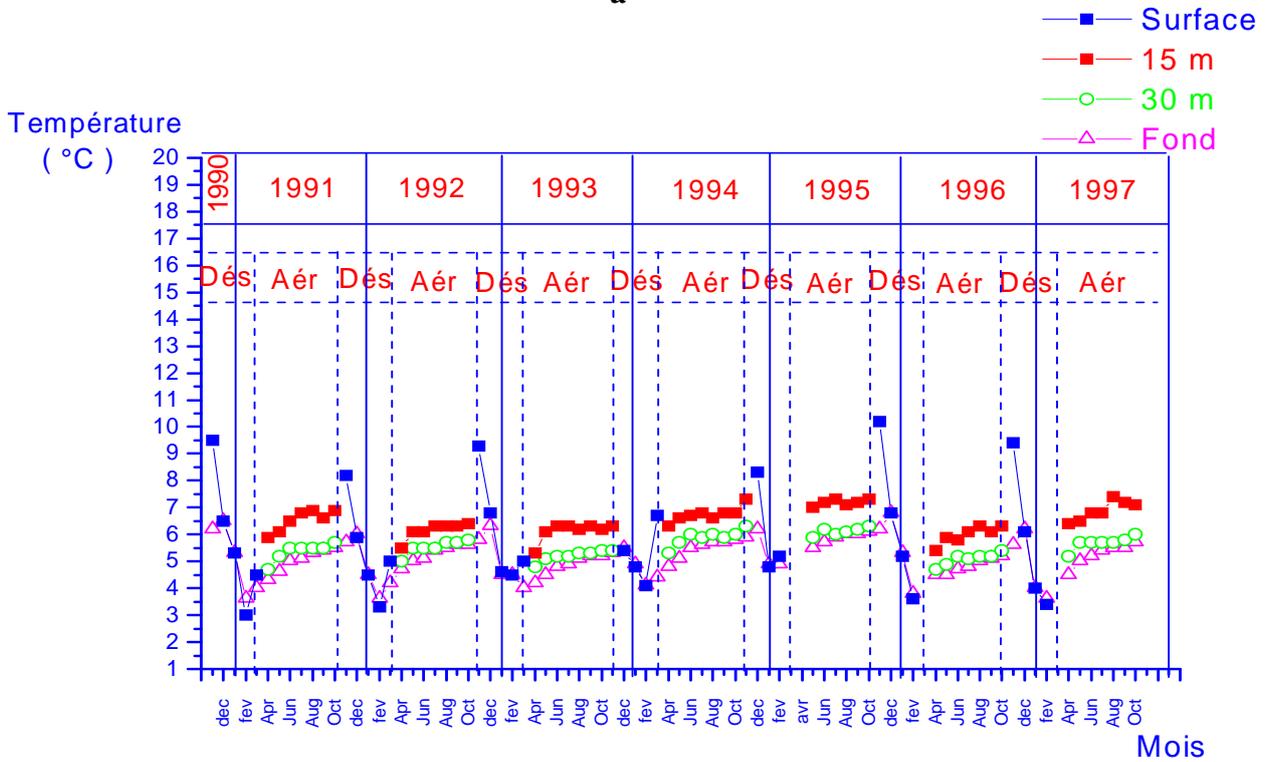
- **La température**

La figure 97 représente l'évolution chronologique alternée de la température aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac

Étude expérimentale



a



b

Fig. 97 -Evolution chronologique alternée de la température aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac

L'évolution alternée dans les deux techniques d'aération durant la période 1985-1997 (Fig. 97. a et b) montre une allure descendante très accentuée (mode d'aération par destratification), puis une ascendance moins légère (mode d'aération hypolimnétique). Ceci signifie qu'au cours du brassage de l'eau la couche du

Étude expérimentale

fond se refroidie dans la période hivernale et s'échauffe légèrement dans la période estivale.

• La conductivité

La figure 98 représente l'évolution chronologique alternée de la conductivité aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et le fond durant la restauration du lac.

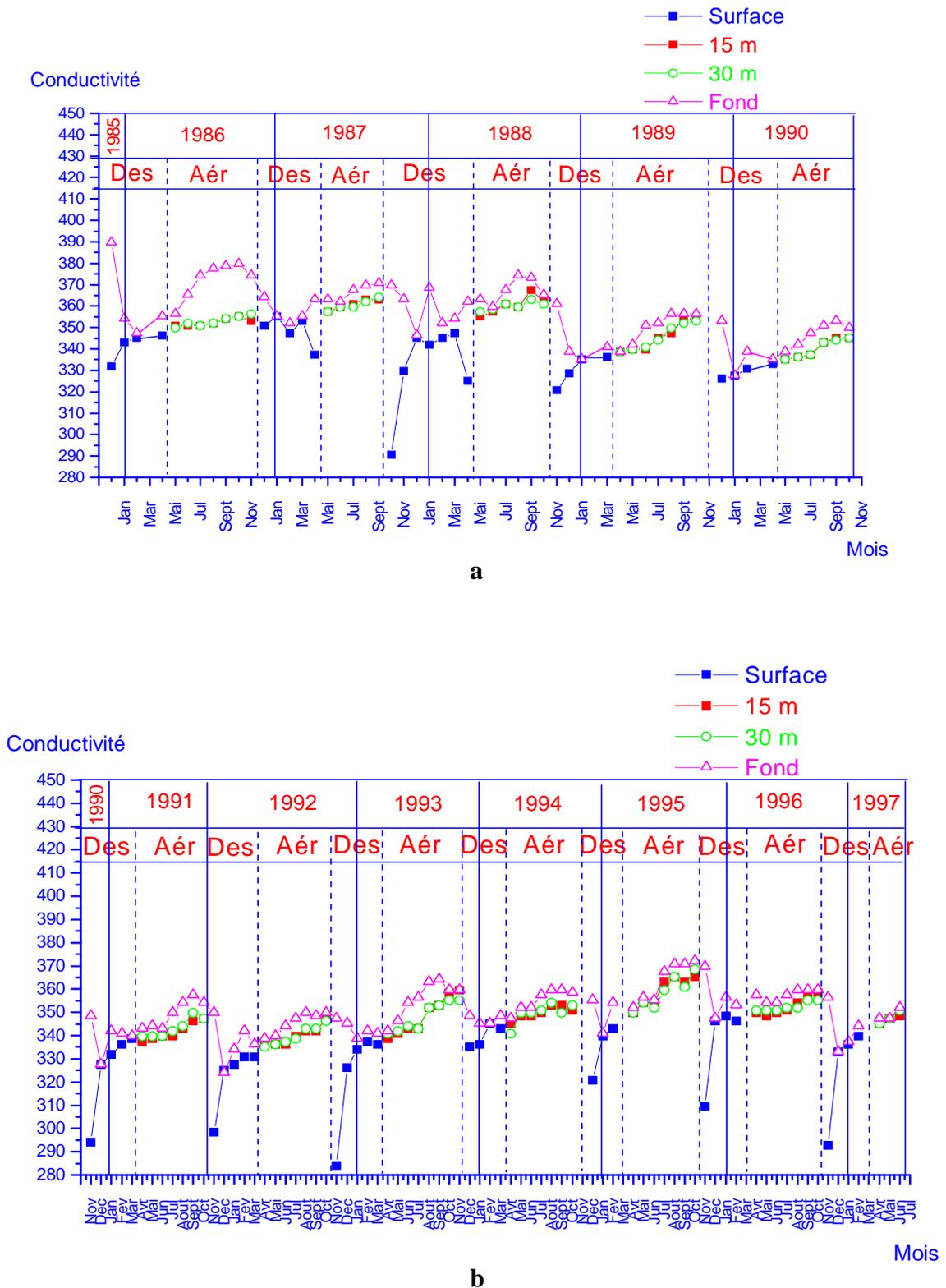


Fig .98 - Evolution chronologique alternee de la conductivité
Aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.

Étude expérimentale

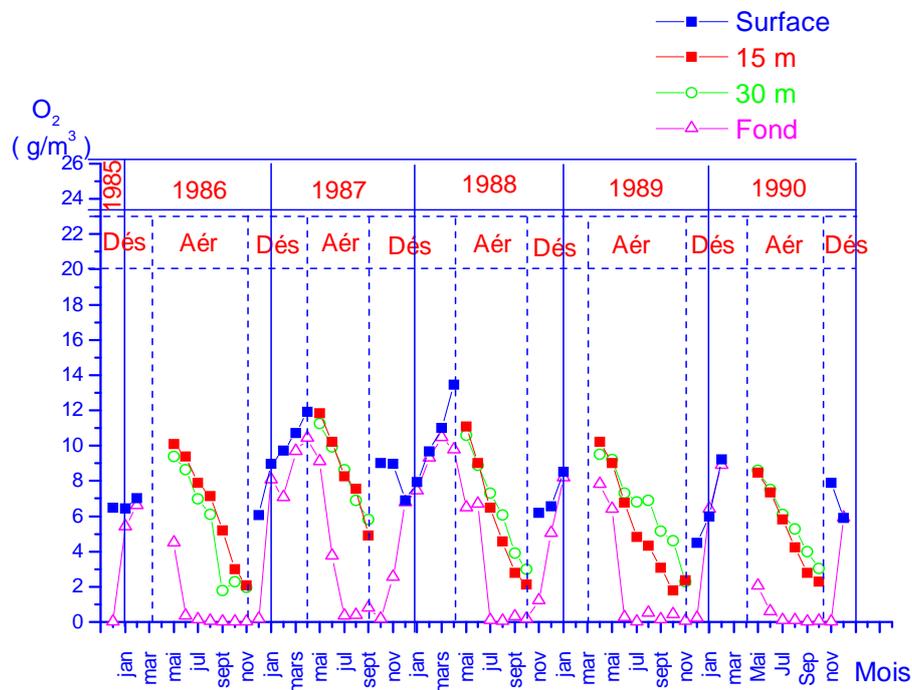
Dans les deux cas de figure (Fig. 98 a et b), une concentration très étroite des points expérimentaux est plus visible dans la période estivale que dans la période hivernale. Ceci implique que la minéralisation des eaux du lac étant plus uniformisée dans le mode d'aération hypolimnétique que dans l'autre mode d'aération. Cette situation peut être expliquée par le fait que le brassage de l'eau limité dans la couche de l'hypolimnion (période estivale) est plus facile à réaliser que le brassage dans toute la colonne de l'eau (période hivernale).

La conductivité de l'eau durant toute la période d'aération subit des variations très légères. Durant toute la période de restauration de lac, sa valeur est comprise dans la gamme : 330-370 $\mu\text{s/m}$.

IV.4.9.2. Évolutions chronologiques alternées des paramètres chimiques :

- **L'oxygénation**

La figure 99 représente l'évolution chronologique alternée de l'oxygène dissous aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.



a

Étude expérimentale

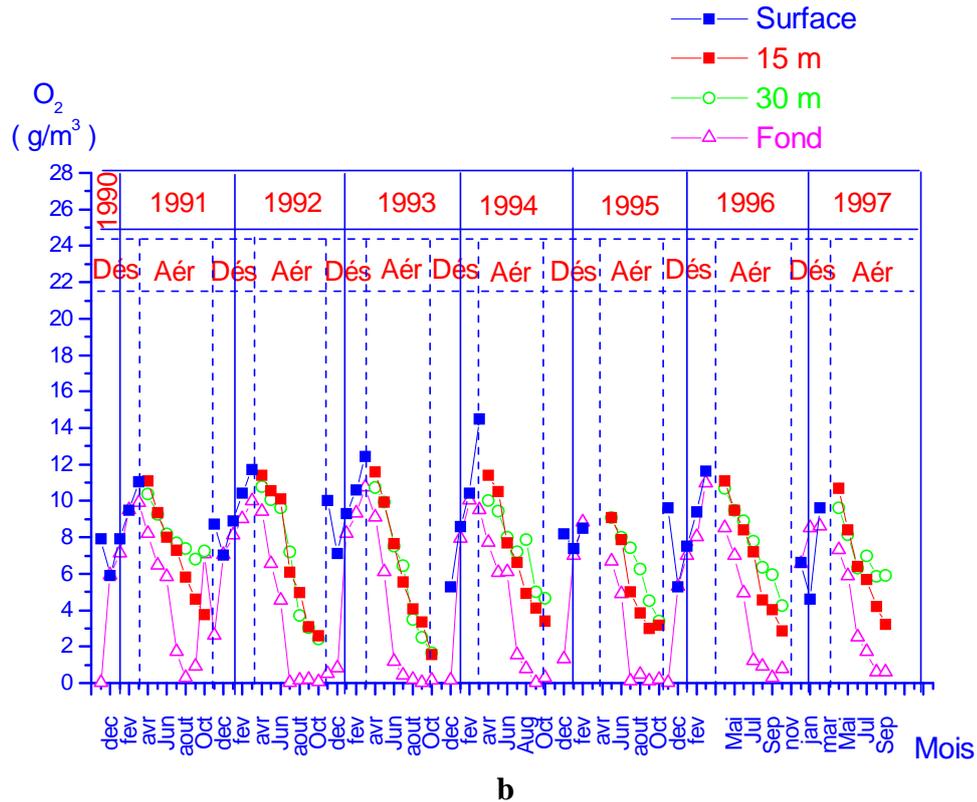


Fig .99 - Evolution chronologique alternée de l'oxygène dissous aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.

L'allure globale présentée dans la figure 99 a et b, ressemble à une forme en dent de scie avec des pics très vifs aux limites des deux modes d'aération, mais ayant une forme aplatie en bas localisée précisément dans les mois les plus chaud de l'année. Cette allure est composée d'un profil ascendant représentant l'augmentation de la quantité d'oxygène dans la période hivernale, et d'un profil descendant montrant la diminution de la teneur en ce composé dans la période estivale. Ainsi, cette augmentation est favorisé par l'apport de l'oxygène des couches superficielle très riches en cette matière, par contre la décroissance réside d'une part dans la perte de composé au profit des matières consommatrices et d'autre part à la perturbation qui peut surgir de la couche des sédiments, laquelle recycle d'autres éléments qui peuvent s'oxyder avec l'oxygène. Enfin, et comme elle confirme la nature, les plus grandes concentrations en oxygène au fond sont observés plutôt en période hivernale qu'en période estivale.

Étude expérimentale

• Le phosphore total

La figure 100 représente l'évolution chronologique alternée du phosphore total aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.

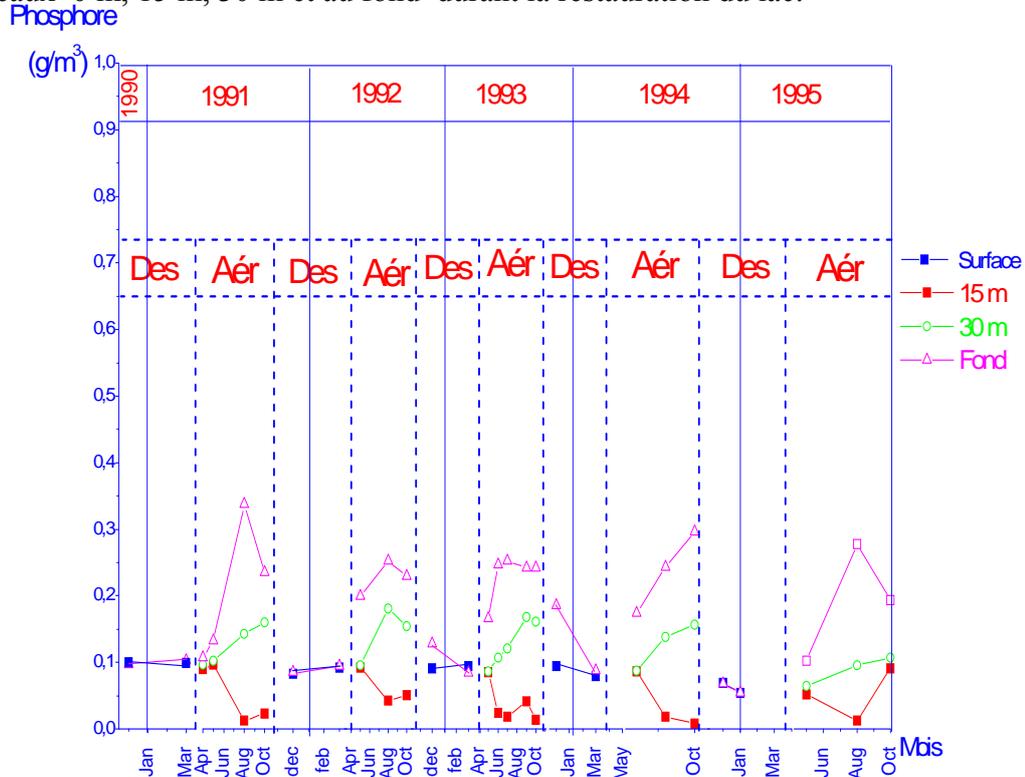


Fig. 100 - Evolution chronologique alternée du phosphore total aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.

L'évolution de la quantité du phosphore du fond (Fig. 100 a et b), montre une variation très nette dans la période estivale, mais assez faible dans la période hivernale. Au fond du lac, les plus grandes valeurs de ce composé sont observées en temps chaud qu'en temps froid.

En période estivale, la valeur moyenne maximale du phosphore n'excède pas 0.2 g/m³ (décembre 1993), alors qu'elle est autour de 0.55 g/m³ (octobre 1986). Ainsi, ces faibles valeurs observées dans les mois froids sont dues non seulement à l'aération artificielle, mais aussi à l'aération naturelle si présente en cette saison. Tandis que les saisons chaudes, et malgré l'opération de l'aérateur, contribuent à l'augmentation de ce composé dans les couches profondes (charge interne).

Étude expérimentale

• Le potentiel d'hydrogène (pH)

La figure 101 représente l'évolution chronologique alternée du pH aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.

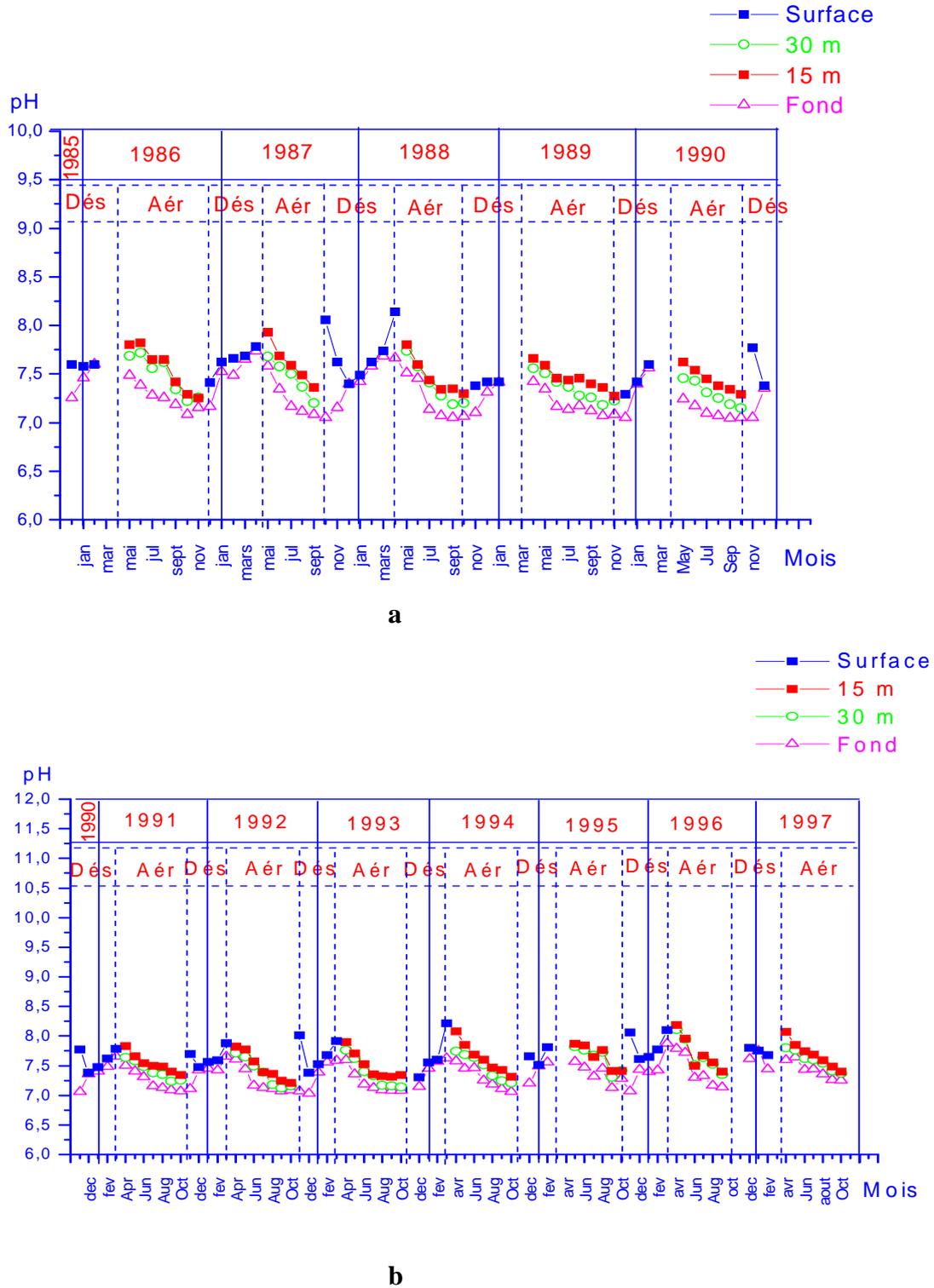


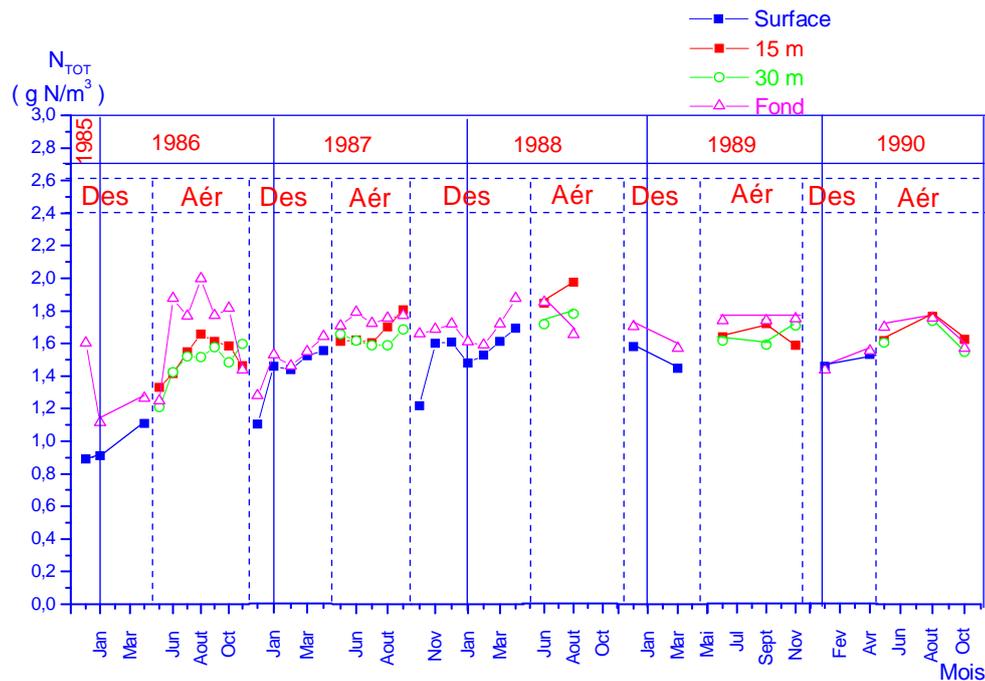
Fig. 101 - Evolution chronologique alternée du pH aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.

Étude expérimentale

L'allure générale du pH au fond (Fig 101. a et b), prend une forme en dent de scie, qui augmente dans la période hivernale et descend dans la période estivale, ce qui montre que le brassage total augmente l'alcalinité, alors que l'aération dans la saison chaude de l'année provoque un redressement du pH. Ainsi, les valeurs du pH au fond sont légèrement plus grandes en période hivernale qu'en période estivale. Globalement, la couche du fond conserve sa neutralité dans les deux modes d'aération, car les valeurs minimales et maximales sont dans la marge : 7.0 à 7.75

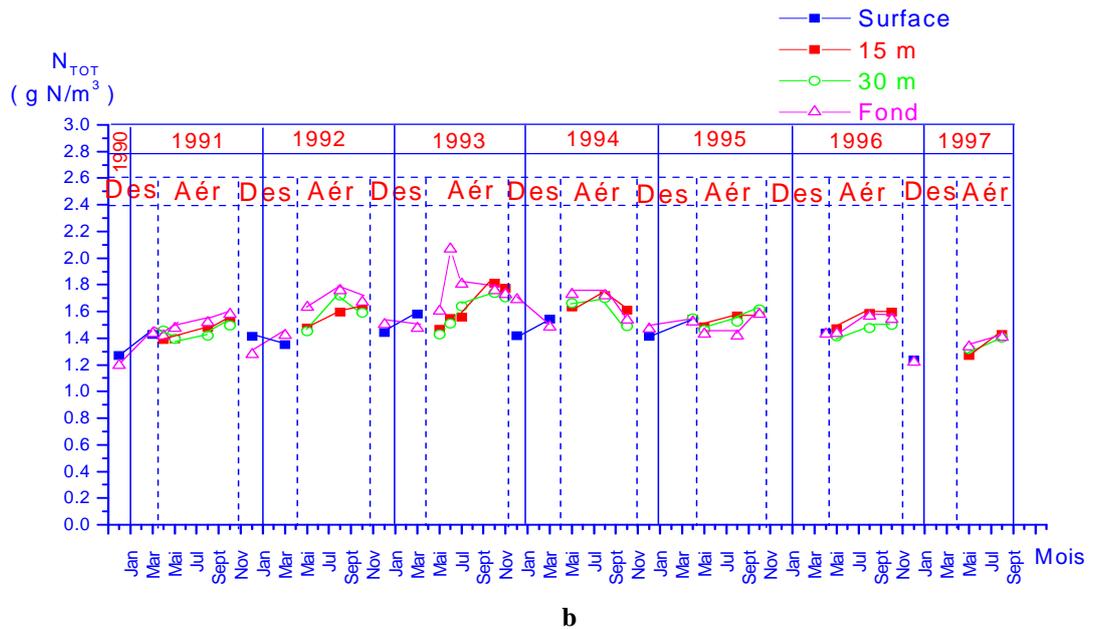
• L'Azote total

La figure 102 représente l'évolution chronologique alternée de l'azote total aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.



a

Étude expérimentale



b
Fig. 102- Evolution chronologique alternée de l'azote total aux niveaux 0 m, 15 m, 30 m et au fond durant la restauration du lac.

Au cours du passage du mode d'aération par déstratification au mode d'aération hypolimnétique, l'azote total du fond subit une croissance appréciable (Fig102 a et b). Ceci se traduit par le fait que les composés azotés sont moins oxydés dans le mélange partiel (seulement dans la couche de l'hypolimnion) que dans le mélange total, c'est-à-dire qu'il y'a une forte demande en oxygène dissous dans la période hivernale que dans la période estivale.

En moyenne, la concentration de l'azote total, passe d'une valeur de 1.4 g/m^3 (période hivernale) à la valeur de 1.7 g/m^3 (période estivale).

IV. 5. CONCLUSION:

Les résultats obtenus des paramètres physico-chimiques dans les deux techniques d'aération permettent de tirer les observations suivantes:

- Une distribution uniforme de tous les paramètres physico-chimiques dans le mode d'aération par déstratification, par contre cette uniformité a concerné que quelques paramètres physico-chimiques, surtout aux profondeurs 15 et 30 m dans la période estivale.
- Pendant la restauration, la concentration moyenne minimale d'oxygène dépasse la valeur 6 g/m^3 dans la période hivernale, alors qu'elle n'excède pas la valeur 4.5 g/m^3 dans la période estivale.

Étude expérimentale

- Les plus grandes valeurs de la teneur en phosphore sont plutôt observées dans le mode d'aération hypolimnétique que dans l'autre mode d'aération. Les valeurs moyennes maximales de ce composé sont au dessous de 0.2 g/m^3 (période hivernale), et 0.25 g/m^3 (période estivale).
- Les valeurs du pH avant et durant l'aération sont presque du même ordre de grandeur dans les deux techniques. Ainsi, l'alcalinité des eaux du lac s'est conservée dans toutes les saisons de restauration. L'homogénéité et la neutralité de la valeur du pH, facilite l'exploitation de l'eau brute du lac, et favorise la reproduction piscicole.
- Dans le mode d'aération hypolimnétique, l'échauffement de l'hypolimnion n'a pas atteint de la thermocline et donc la stratification thermique est conservée.
- La réduction nette du phosphore s'est observée après quatre saisons de la mise en service de l'aérateur, et ce dans les deux modes de restauration.
- La nullité observée des concentrations d'oxygène dans la zone la plus profonde en période estivale et plus précisément dans les mois les plus chauds, et ce malgré de l'injection d'une quantité considérable d'oxygène pure au lieu de l'air. Ceci est justifié par le fait qu'en ces mois si chauds où la stratification thermique est prépondérante, ajouté à la charge externe polluante, et le recyclage de la matière polluante à partir des sédiments (si peut être cette couche sédimentaire est perturbé par l'injection de l'air/oxygène). Ainsi, la consommation d'oxygène a été la plus importante en ces périodes et précisément dans la zone du fond.
- Dans les deux modes d'aération les plus grandes teneurs en phosphore sont observées au fond du lac.
- Les valeurs moyennes telles que l'oxygène et le phosphore sont tous les deux dans la gamme des valeurs permises:
 - Période hivernale : $[\text{O}_2]_{\min} \geq 6 \text{ g/m}^3$; $[\text{P}_2]_{\max} \leq 0.15 \text{ g/m}^3$
 - Période estivale ($30 \text{ m} \geq H \geq 15 \text{ m}$) : $[\text{O}_2]_{\min} \geq 4.5 \text{ g/m}^3$;
 $[\text{P}_2]_{\max} \leq 0.20 \text{ g/m}^3$

Ceci conduit à conclure que l'état du lac est hors du stade d'eutrophisation.

CONCLUSION GENERALE

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

À travers l'exposition des différents résultats des paramètres physiques et chimiques (la température, la conductivité, l'oxygène dissous, le pH, le phosphore total et l'azote total) dans les deux modes d'aération, nous avons aboutis à une amélioration de la qualité des eaux du lac. Ainsi l'étude des résultats de la campagne de mesures faites, à partir de 1985, permet de diagnostiquer l'effet des deux techniques d'aération sur l'amélioration de l'état du lac d'Hallwil.

Si l'on reprend les objectifs qui étaient attendus au lac d'Hallwil, il est possible de dresser les conclusions suivantes :

- Objectif 1 : Homogénéisation de la colonne d'eau dans le mode d'aération par déstratification.

Les installations de brassage apparaissent homogénéiser les masses d'eau situées entre la surface et la profondeur d'implantation des lignes de bullage. Cette homogénéisation est confirmée par les profils de température, d'oxygène, de conductivité et du pH.

- Objectif 2 : Amélioration de la qualité des eaux pour la vie piscicole.

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

- Objectif 3 : Diminution de la teneur en phosphore dans les zones profondes.

Les deux modes d'aération ont permis de réduire largement la quantité du phosphore. La teneur maximale de composé dissous dans le lac est comprise dans l'intervalle d'acceptante. Ceci, étant bien validé par l'évolution en long période du phosphore dans les deux modes d'aération.

- Objectif 4 : Effets comparés des deux d'aération sur l'amélioration de la qualité des eaux du lac.

Les deux techniques d'aération ont contribué d'une façon spectaculaire par chacune de sa manière opérationnelle à réoxygéner et déphosphoriser les couches profondes du lac. Ainsi, les graphes de l'évolution alternée (aération hypolimnétique/déstratification) sur toute la durée d'aération témoignent sur ces faits. Ainsi, on peut citer les faits marquants engendrés par ces deux techniques :

- La technique d'aération en période hivernale paraît plus déterminante quant à l'augmentation de la quantité d'oxygène et la diminution de la teneur du phosphore, mais ceci étant aidé par l'auto-brassage naturelle qui se produit en cette saison.
- La concentration du phosphore dans le lac s'est réduite à partir du milieu des années 70 de 250 mg/m^3 à 49 mg/m^3 . D'autre part l'apport d'oxygène en été a empêché aussi le manque d'oxygène dans les profondeurs, et la teneur a été maintenue au dessus de 4 mg/l d'oxygène.
- Pendant la période estivale, la couche la plus profonde du lac se trouve privé en quantité suffisante en matière d'oxygène (surtout dans les mois les plus chauds de l'année), et ce pour neutraliser la matière polluante interne et externe.
- Le brassage de l'eau dans la période hivernale, additionné au pouvoir du lac à s'auto-épurer, les plus grandes concentrations en oxygène dissous sont plutôt observées en période hivernale qu'en période estivale, et ce malgré l'injection d'une importante quantité d'oxygène pure en cette période.
- Le mode d'aération hypolimnétique paraît le plus approprié dans les mois chauds de l'année, car il permet d'une part de promouvoir la teneur en oxygène dissous dans les couches profondes, et d'autre part de maintenir la stratification thermique, laquelle entretenant un milieu convenable des poissons des eaux froides. Par contre le brassage complet des eaux n'est permis quand la stratification thermique fait défaut.

Notre étude s'est concentrée surtout au phosphore et l'oxygène, car ce sont des éléments qui déterminent l'état eutrophe du lac. De plus, le lac étudié se distingue par une charge importante en phosphore.

Pour conclure, la majorité des objectifs visés sont atteints. Ainsi, grâce à l'amélioration de l'état d'oxygène dans le lac, la vie aquatique est redevenue possible pour toute espèce.

On estime dans l'état actuel de nos connaissances et avec les réserves qu'impose la prudence, que le meilleur moyen de lutter contre la pollution croissante du milieu aquatique est réduire la teneur en phosphore et en azote des décharges provenant des sources ponctuelles, les effluents domestiques en particulier.

Recommandations et Perspectives :

Pour que le traitement et le processus de l'aération par déstratification et de l'aération hypolimnétique soient complets et efficaces, nous proposons les recommandations suivantes :

- Augmenter en période estivale la concentration en oxygène au niveau le plus bas du lac (pendant les mois les plus chaud), et ceci soit par augmentation de la charge d'oxygène, soit à revoir l'emplacement de la profondeur des diffuseurs par rapport à celle de la zone du fond;
- La déphosphoration des effluents, l'aménagement du bassin versant environnant du lac;
- Limitant la dégradation de l'environnement, comme la déforestation;
- Limitant l'utilisation des engrais dans les terrains agricoles;
- Utilisant 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, et la bio manipulation (introduction des espèces de poissons consommatrices des algues);

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

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] **Aseada, T., and Imberger, J. (1993)**. Structure of Bubble Plumes in Linearly Stratified Environments. *J. Fluid Mech.*(1993), vol. 249, pp. 35-57.
- [2] **Baines, W.D., and Leitch, A.M. (1992)**. Destruction of Stratification by a Bubble Plume. *J. Hydraul. Engng ASCE* 118, 559-577
- [3] **Behari Shoo Goloka and David Luketina (2005)**. Gas Transfer During Bubbler Destratification of Reservoirs. *Journal of Environmental Engineering*, Vol.131, No.5, May 1, 2005, pp.702-714.
- [4] **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*, 1985, 213-227.
- [5] **Beutel, Marc, (2002)**. Improving Raw Water Quality with Hypolimnetic Oxygenation. AWWA 2002 Annual Conference Marc Beutel, Brown and Caldwell Environmental and Consulting 201 North Civic Drive, Walnut Creek, CA 94596 925-210-2844, mbeutel@brwncald.com
- [6] **Brevik, I., and Kristiansen (2002)**. The flow in and around air-bubble plumes, *Int. J. Multiphase Flow*, 28(4), 617-634
- [7] **Chen, M.H, and S.S.S. Cardoso (2000)**. The mixing of liquids by a plume of low-Reynolds number bubble. *Chemical Engineering Sciences* 55, 2585-2594.
- [8] **Dallimore, Chris. (1996)**. Integral Models of Bubble Plumes in a Stratified Fluid. Thesis presented for the degree of Bachelor of Environmental Engineering (Hons), Supervisor: Professor Jorg Imberger. Department of Environmental Engineering, University of Westren, Australia.
- [9] **Davis, J. M. (1980)**. Destratification of reservoirs- A design approach for perforated-pipe compressed-air systems. *Water Serv.*, 84, 497-505.
- [10] **DeMoyer, Connie D., Erica L. Schierholz, John S. Gulliver, and Steven C. Wilhelm (2003)**. Impact of Bubble and Free Surface Oxygen Transfer on Diffused Aeration Systems. *Water Research* 37 (2003), pp.1890-1904.
- [11] **Ditmars, D., and Klas Cederwall. (1974)**. Analysis of Air- Bubble Plumes. In *Proc. 14th Conf. Coastal Engng, Copenhagen*, Ch. 128, pp. 2209-2226. ASCE.
- [12] **El Dabaghi F. (1998)**. Numerical Simulation of Some Eutrophication Aspects. *Information Technologie for Water Ressources Management and Modeling in Semi-arid Areas, ESIMEAU-INCO-DC*. Deliverable: report D. Availability: R. Release: n.1-January 12, 1998.

[13] **Fast, AW., Brian Moss, et Robert G. Wetzel. (1973).** Effets of Artificial Aeration on the Chemistrie and Algae of Two Michigan Lakes. *Water Ressources Research*, 9, 624-647.

[14] **Fast, AW., William J. Overholtz, et Richard A. Tubb. (1975).** Hypolimnetic Oxygenation Using Liquid Oxygen. *Water Ressources Research*, II, 294-29.

[15] **Fast, AW. (1978).** Arificial Aeration as a lake restoration technique. *Proceeding of National Conf on lake restoration*, 121-131.

[16] **Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2004a).** L'eutrophisation dans les Eaux de Surface: Effets Comparés des Systèmes d'Aérations. *Proceeding : Séminaire International sur l'eau dans le contexte saharien, Université de Laghouat (Algérie) du 19 au 23 Novembre, 2004.*

[17] **Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2004b).** Lutte contre l'Eutrophisation des Lacs par les Systèmes Mécaniques. *Workshop sur l'apport des technologies de l'information : Problématique de l'Eutrophisation., ENP d'Alger (Algérie), du 4 au 6 décembre, 2004.*

[18] **Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2005).** Etat de Connaissance sur les Différents Systèmes Mécaniques Impliqués dans la restauration des Lacs et réservoirs. *Congrès International sous le thème : De l'Eau pour le développement Durable dans le Bassin méditerranéen, LRS-EAU/RMEI, le 21-22-23 Mai, 2005, Alger (Algérie). ALgerian Journal of Technologie (AJOT), Numéro spécial, 363-373, Mai, 2005.*

[19] **Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2006).** L' eutrophisation dans les Eaux de Surface; Causes, Effects et Luttés. *Third International Conference on Water Ressources in Meditererranean Basin. Watmed3 Tripoli-Lebanon 1-3 Novembre 2006*

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

[21] **Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2008a).** Cas d'une Pollution: L'eutrophisation dans les Cours d'Eau. *4^{ime} Conférence Internationale sur les Ressources en Eau dans le Bassin Méditerranéen.. Watmed4 Alger-Algerie: Le 22-23-24 Mars 2008. Algerian Journal of Technologie (AJOT), Numéro spécial, Vol.1, pp. 207-215.*

[22] **Gafsi, M., Kettab, A., et Benmamar, S. (2008b).** The Strategy of the Control of Nutritional Elements in the Water Reserve. *Twelfth International Water Technology Conference 27-30 March 2008 Alexandria – Egypt. Proceeding: pp. 1699-1710.*

[23] **Gafsi, M., Kettab, A., et Benmamar, S. (2008c).** Eutrophication in the Reserves: Its Effects and Its Remedies. *International Symposium on Sediment Management, Lille, July 9-11 Th, 2008. Proceeding: pp. 609-613*

[24] **Gafsi, M., Kettab, A., Benmamar, S., et Benziada, S. (2009)**. Comparative Studies of the Different Mechanical Oxygenation Systems Used in the Restoration of Lakes and Reservoirs. *International Journal of Food, Agriculture & Environment-JFAE.*, Vol 7. (2) 815-822. 2009

[25] **Hussain, N. A and Narang, B.S. (1984)**. Simplified analysis of air-bubble plumes in moderately stratified environments. *Journal of Heat Transfert*, Vol.106. Paper N°. 83-HT-69. *Trans. ASME C*: 106, 543-551.

[26] **Jerzy Janczak and Andrzej Kowalik (2001)**. Assessment of the Efficiency of Artificial Aeration in the Restoration of Lake Goplo. *Limnological Review* 1(2001), pp. 151-158.

[27] **Kettab, A., Gafsi, M., Benmamar, S., et Benziada, S. (2005)**. Etudes Comparatives des Différents Systèmes Mécaniques Impliqués dans la Restauration des Lacs et Réservoirs. *Proceeding. 6th International Conference. Menton. 7-10 September 2005. "Sharing a common vision for our water resources"*.

[28] **Kettab, A., Gafsi, M., Benmamar, S., et Benziada, S. (2006)**. Les Systèmes d'Aérations Mécaniques et leurs Effets sur le Contrôle de l'Eutrophisation dans les Réserves. *Acte du 8^{ime} Symposium International de Cannes 2006 (France), 26-28 juin 2006*.

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

[30] **Kirke, B., and El Gezawy, A. (1997)**. Design and Model Tests for an Efficient Mechanical Circulator/Aerator for lakes and Reservoirs. *Water Research*, Vol.31, N°.6. pp.1283-1290, 1997.

[31] **Kobus, H.E. (1968)**. Analysis of the Flow Induced by an Air-Bubble system. In *Proc. 11th Conf.Coastal Engng, London*, pp. 1016-1031. ASCE.

[32] **Kortmann, Robert W., George W. Knoecklein, and Charles H. Bonnell (1994)**. Aeration of Stratified Lakes: Theory and Practice. *Lake and Reserv. Manage.* 8(2): 99-120.

[33] **Kyung Soo Jun and Subhash C. Jain. (1993)**. Oxygen Transfer in Bubbly Turbulent Shear Flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 119, N0. 1, January, 1993.

[34] **Lemckert, C. J., and J. Imberger (1993)**. Energetic bubble plumes in arbitrary stratification, *J. Hydraul. Eng.*, 119(6), 680-703.

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

[36] **List, J., (1982)**. Turbulent Jets and Plumes. *Annu. Rev. Fluid Mech.*, 189, 189-212, 1982.

[37] **Little, J.C., and McGinnis, D.F. (2000)**. Hypolimnetic Oxygenation: Predicting Performance Using a Discrete-Bubble Model. *Proceeding of 1st World Water Congress, International Water Association (IWA), Paris, France, July 3-7, 2000.*

[38] **Lorenz Moosmann, (2002), Daniel McGinnis and Alfred Wüest**, «Increased Oxygen Depletion in Summer 2001 Hallwil - causes and possibilities for action», April 2002.

[39]. **McCord Stefan.A, P.E., S. Geoffrey Schladow, and Theron.(2000)**. Modeling Artificial Aeration Kinetics in Ice-Covered Lakes. *Journal of Environmental Engineering*, Vol.126, N° .1, January, 2000. Paper N° .17874. pp.21-31, 2000.

[40] **McDougall, Trevor J. (1978)**. Bubble Plumes in Stratified Environments. *J. Fluid Mech.* (1978), vol. 85, part 4, pp. 655-672.

[41] **McGinnis, D.F et Little, J.C. (1997)**. 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.*

[42] **McGinnis, D.F et Little, J.C. (1998)**. 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.*

[43] **McGinnis, D.F, Little J.C and Wuest A. (2001)**. Hypolimnetic Oxygenation: Coupling Bubble-Plume and Reservoir Models. *Proceedings of Asian WATERQUAL 2001, IWA Regional Conference, Fukuoka, Japan, September 2001*

[44] **McGinnis, D.F et Little, J.C. (2002)**. Predicting Diffused- Bubble Oxygen Transfer Rate Using the Discete-Bubble Model. *Water Research* 36 (2002) 4627-4635.

[45] **McGinnis, D.F, A.Lorke, A.Wuest, A.Stockli, and J.C. Little. (2004)**. Interaction between a bulle plume and the near field in a stratified lake. *Water Resources Research*, Vol.40, W10206, doi:10.1029/2004WR003038, 2004.

[46] **Miligram, J.H. (1983)**. Mean Flow in Round Bubble Plumes. *J. Fluid Fluidm* 133m 345-376.

[47] **Mobley, Mark H. (1997)**. TVA Reservoir Aeration Diffuser System. Technical Paper 97-3 Presented at *WaterPower 97 August 5-8, 1997, Allanta, Georgia*

[48] **Mobley, Mark H, Gary E. Hauser, Dan F. McGinnis, R. Jim Ruane. (2000)**. Diffuser System Modeling and Design for Dissolved Oxygen Enhancement of Reservoirs and Releases. *International Association of Hydraulic Research Symposium 2000, Charlotte, North Carolina.*

[49] **Motarjemi, M., and Jameson, G.J. (1978).** Mass Transfer from very Small Bubbles: The Optimum Bubble Size for Aeration. *Chemical Engineering Science* Vol. 33, pp. 1415-1423.

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

[51] **Prepas, E.E, and J.M.Burke (1997).** Effects of Hypolimnetic Oxygenation on Water Quality in Amisk, Alberta, a Deep, Eutrophic Lake with High Internal phosphorus Loading Rates. *Can. J.Fish.Aqua.Sci.*54:2111-2120(1997).

[52] **Raney Donald C., and Terry G. Arnold. (1973).** Dissolved Oxygen Improvement by Hydroelectric Turbine Aspiration. *Journal of the Power Division. Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, Vol.99, N°.P01, May, 1973, 139-152.

[53] **Renata Brzozowska, Helena Gawronska, Jolanta Grochowska (2001).** Nutrient release from the bottom sediments of artificially aerated lake Dlugie. *Limnological Review* 1(2001), pp.25-32.

[54] **Roberston, D.M., Schladow, S.G., and Patterson, J.C. (1991).** Interacting Bubble Plumes: The Effect on Aerator Design. *Environmental hydraulics*, 1991., pp. 167-172.

[55] **Ruane Richard J., Svein Vigander, et William R. Nicholas. (1977).** Aeration of Hydro Releases at Ft. Patrick Henry Dam. *Proceeding of American Society of Civil Engineers*, Vol. 103, N°. HY10, October, 1977, 1135-1145.

[56] **Schladow, S.G. (1992).** Bubble Plume Dynamics in Stratified Medium and the Implications for Water Quality Amelioration in Lakes. *Water Ressources Research*, Vol.28, N°.2, Pages 313-321, February 1992.

[57] **Schladow, S.G. (1993).** Lake Destratification by Bubble-Plume Systeme: Design Methodologie. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol.119, N°3, March, 1993, 350-367

[58] **Semaoune, M.; Kettab, A., et Gafsi, M.** Etude Comparative de l'Aération par Déstratification et de l'Aération Hypolimnétique : Application sur le lac de Hallwil en Suisse. Thèse de Magister, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, 2008.

[59] **Speece, Richard E. (1994).** Lateral Thinking Solves Stratification problems. *Water Quality . WQI* No.3, 1994, pp.12-15

[60] **Stefan A.McCord, P.E ., S.Geoffrey Schladow and Theron.(2000).** Modeling Artificial Aération Kinetics in Ice-Covered Lakes. *Journal of Environemental Engineering*, Vol.126, N°.1, January,2000.Paper N°.17874.pp.21-31,2000.

[61] **Steinberger Christian, and Gitta M. Zimmermann (1988).** Intermittent Destratification: A Therapy Measure Against Cyanobacteria in Lakes.*Environmental Technologie Letters*, Vol.9, pp.337-350.

[62] **Steinberger Nancy and Midhat Hondzon (1999).** Diffusional Mass Transfer at Sediment-Water Interface.*Journal o Environmental Engineering*, Vo.125 No.2, February, 1999. Paper No.15976, pp192-200.

[63] Tobias Jonas, Arkay Y. Terzhevik, Dmitrii V. Mironov, and Alfred Wuest (2003). Radiatively Driven Convection in an Ice-Covered lake Investigated by Using Temperature Microstructure Technique. *Journal of Geophysical Research*, Vol.108, No.C6, 3183, doi: 10.1029/2002JC001316, 2003, pp.(14-1)-(14-18).

[64] Vickie L. Burris, Daniel F. McGinnis and John C. Little. (2002). Predicting oxygen transfer and water flow rate in airlift aerators. *Water Research* 36, 4605-4615.

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

[66] Vickie L. Singleton, P. Gantzer, and J.C. Little (2006b). Linear Bubble Plume Model For Hypolimnetic Oxygenation: Full Scale Validation and Sensitivity Analysis. Accepted for Publication in *Water Resources Research*.

[67] Wen, J., and R.S. Torrest (1987). Aeration-induced circulation from line sources. I: Channel flows, *J. Environ. Eng.*, 113(1), 82-98.

[68] Wilkinson, D.L.(1979). Two-dimensional bubble plumes. *Journal of Hydraulic Division ASCE*, 105(2), 139-154.

[69] Wuest, A., Brooks, N.H. et Imboden, D.M.(1992). Bubble plume modelling for lake restoration. *Water Resources Research*, 28,12, 3235-3250.

[70] Zic, K., Stefan, H.G., and Ellis, C. (1992). Laboratory study of water déstratification by a bubble plume. *J. Hydraul. Res.*, Vol. 30, N° 1. pp 7-27

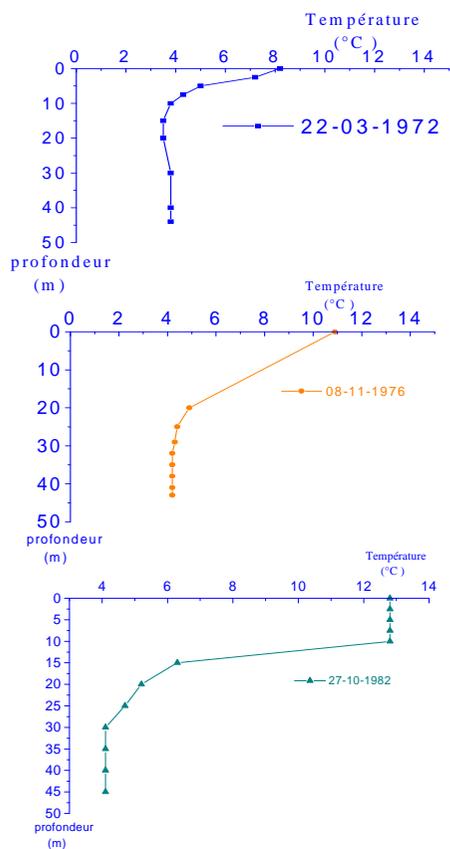


Figure 1 : Profils verticaux de l'évolution de la température en fonction de la profondeur du lac avant l'aération par déstratification

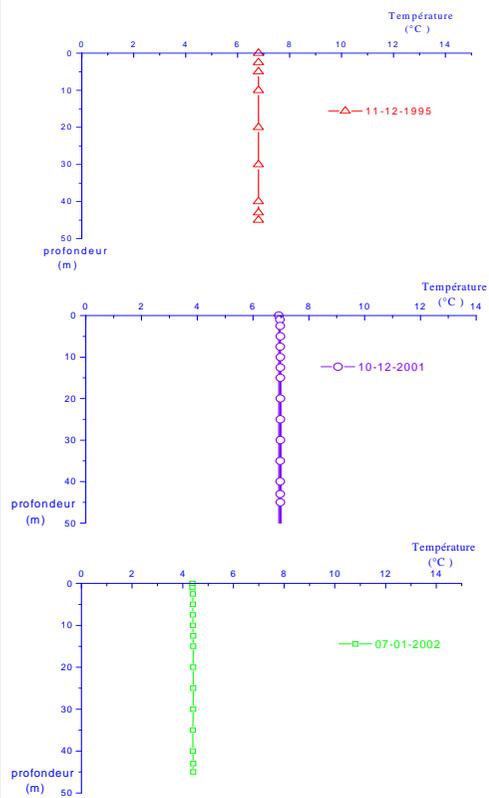


Figure 2 : Profils verticaux de l'évolution de la température en fonction de la profondeur du lac durant l'aération par déstratification

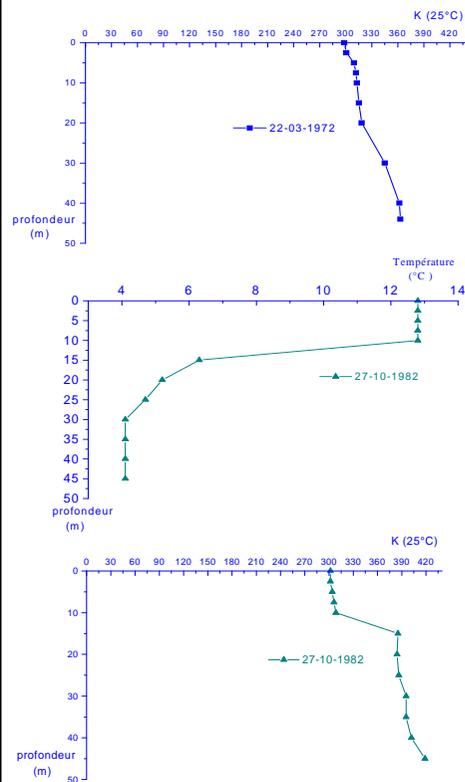


Figure 3 : Profils verticaux de l'évolution de la conductivité à en fonction de la profondeur du lac avant l'aération par déstratification

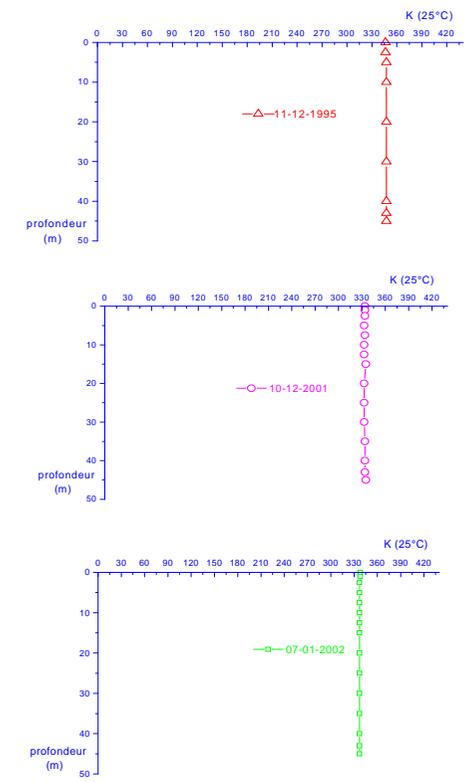


Figure 4 : Profils verticaux de l'évolution de la conductivité à en fonction de la profondeur du lac durant l'aération par déstratification

Graphes de la température et de la conductivité en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

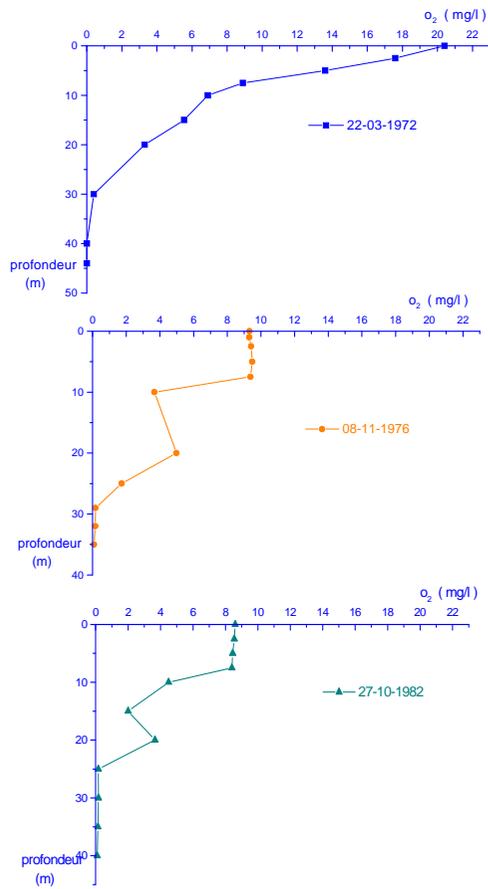


Figure 5 : Profils verticaux de l'évolution de l'oxygène en fonction de la profondeur du lac avant l'aération par déstratification

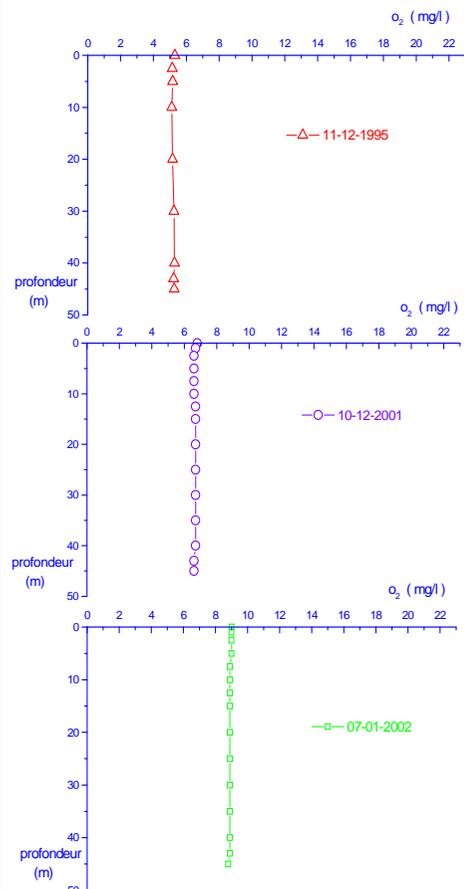


Figure 6 : Profils verticaux de l'évolution de l'oxygène en fonction de la profondeur du lac durant l'aération par déstratification

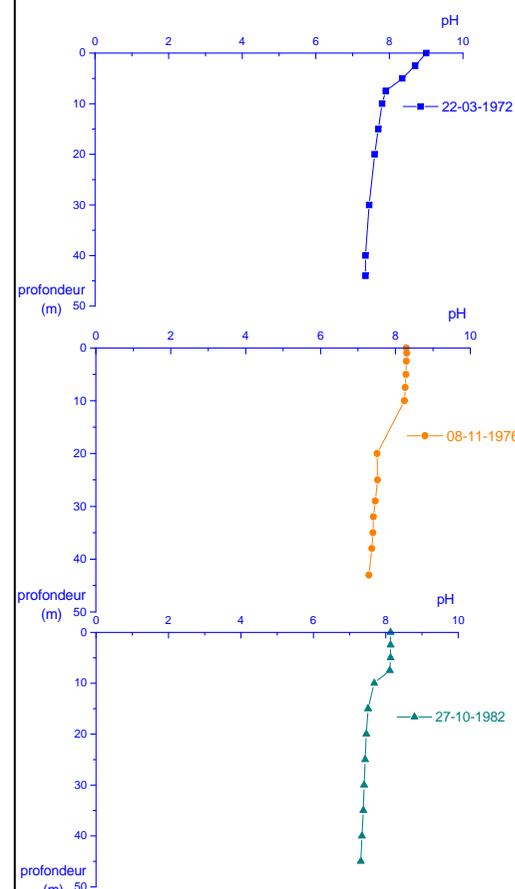


Figure 7 : Profils verticaux de l'évolution du pH en fonction de la profondeur du lac avant l'aération par déstratification

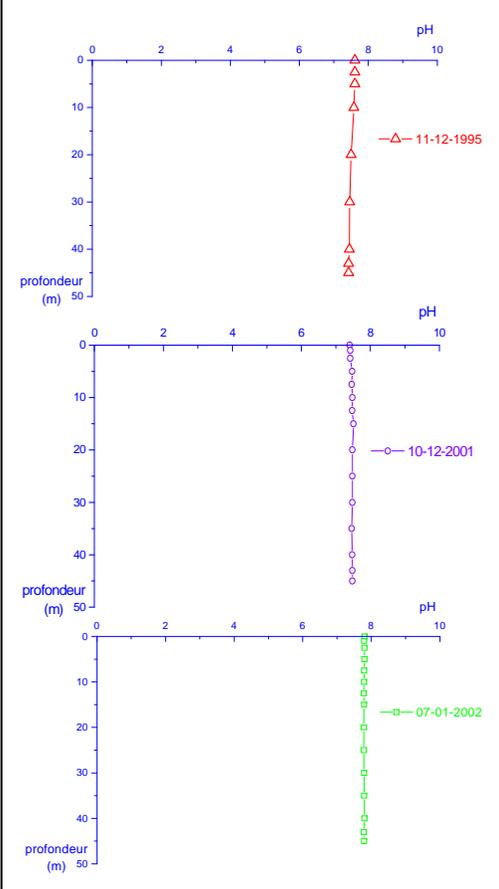


Figure 8 : Profils verticaux de l'évolution du pH en fonction de la profondeur du lac durant l'aération par déstratification

Graphes de l'oxygène et du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

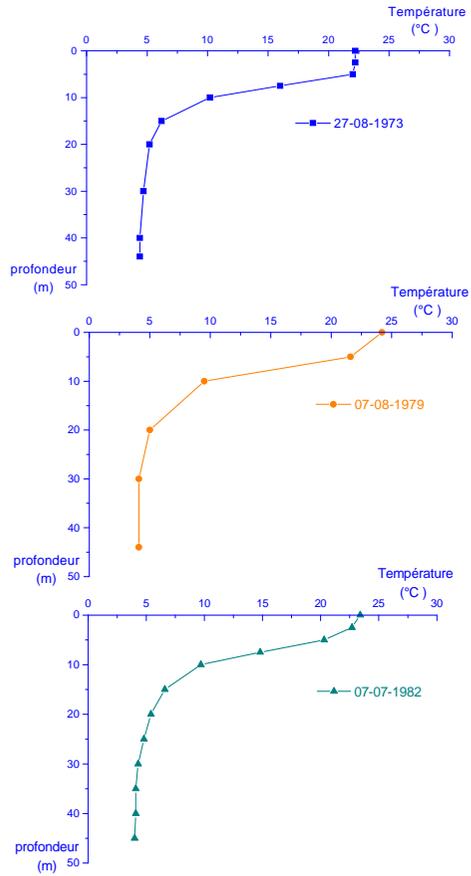


Figure 5 : Profils verticaux de l'évolution de la température en fonction de la profondeur du lac avant l'aération hypolimnétique

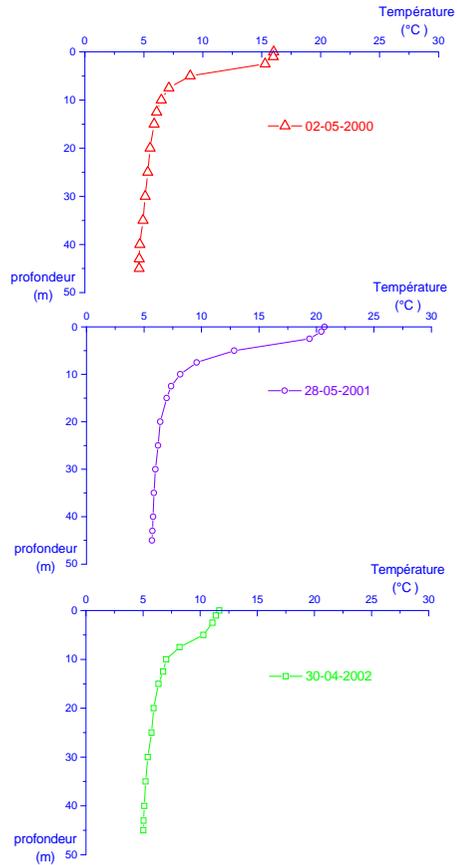


Figure 6 : Profils verticaux de l'évolution de la température en fonction de la profondeur du lac durant l'aération hypolimnétique

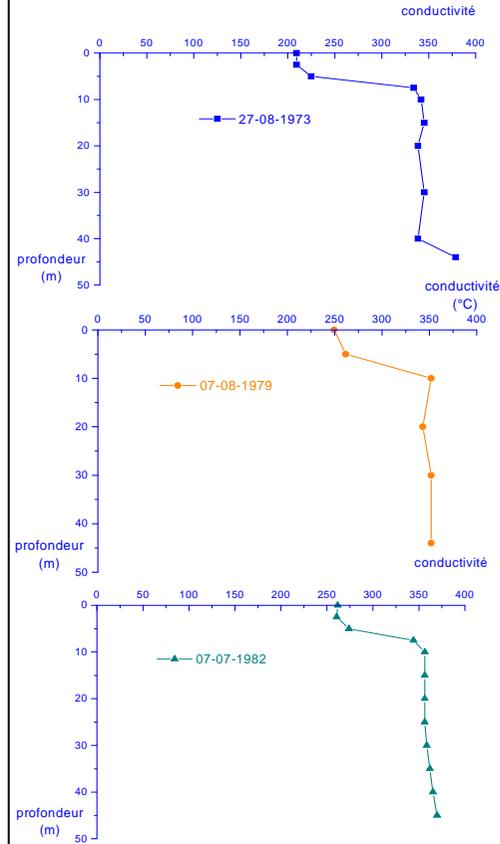


Figure 7 : Profils verticaux de l'évolution de la conductivité à en fonction de la profondeur du lac avant l'aération hypolimnétique

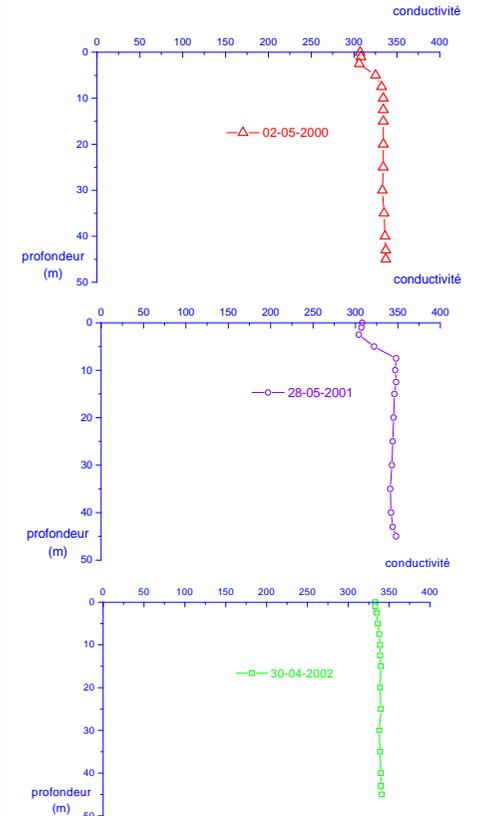


Figure 8 : Profils verticaux de l'évolution de la conductivité à en fonction de la profondeur du lac durant l'aération hypolimnétique

Graphes de la température et de la conductivité en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

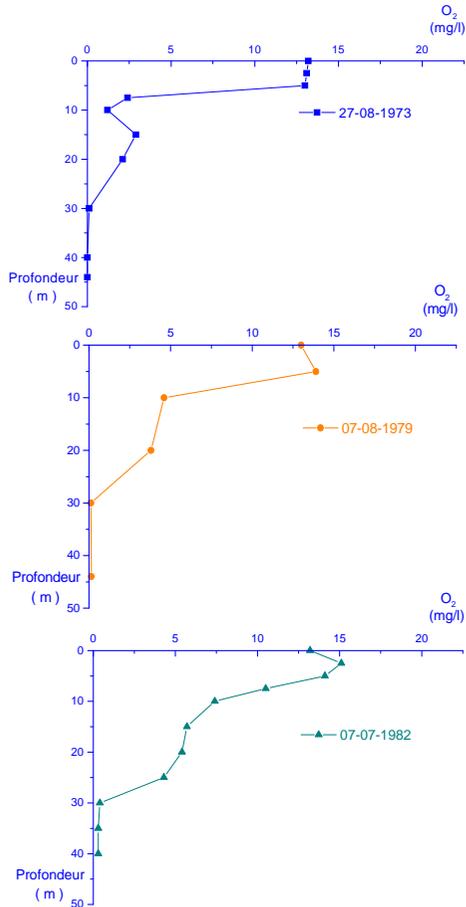


Figure 9 : Profils verticaux de l'évolution de l'oxygène en fonction de la profondeur du lac avant l'aération hypolimnétique

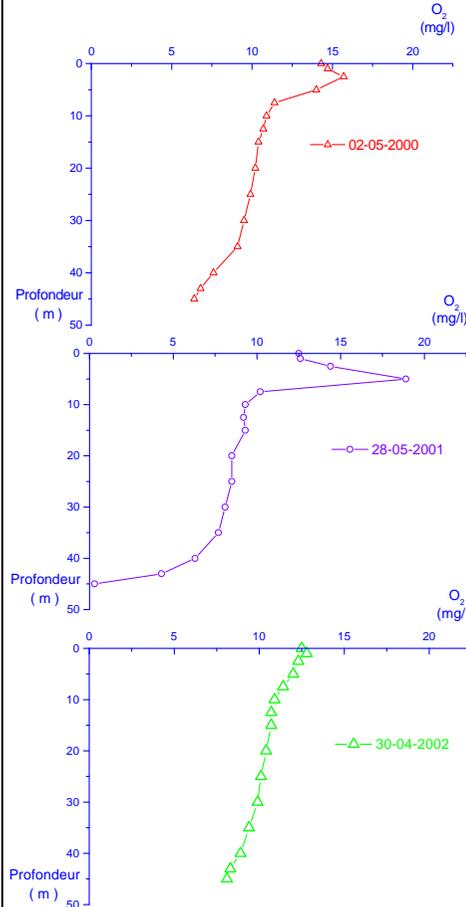


Figure 10 : Profils verticaux de l'évolution de l'oxygène fonction de la profondeur du lac durant l'aération hypolimnétique

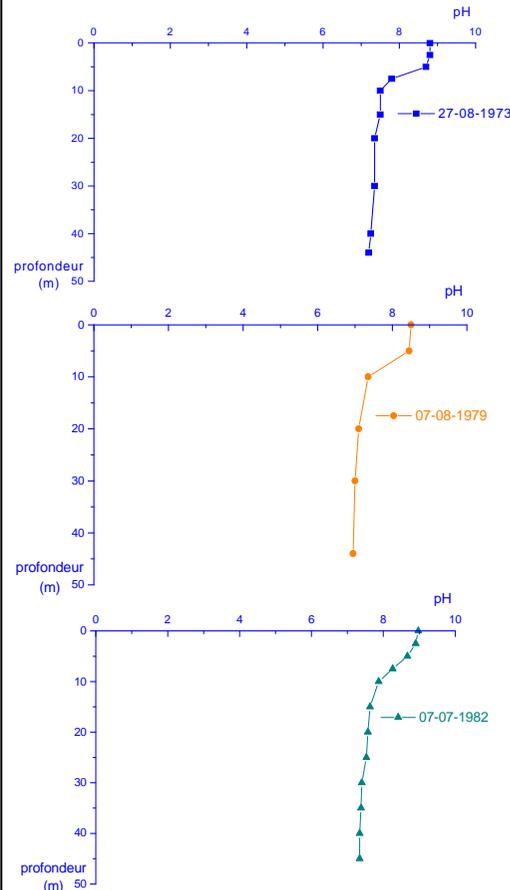


Figure 11 : Profils verticaux de l'évolution du pH en fonction de la profondeur du lac avant l'aération hypolimnétique

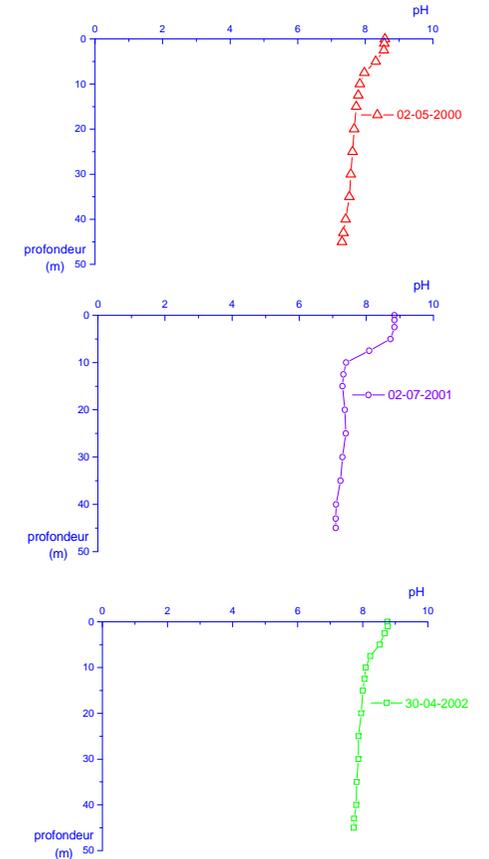


Figure 12 : Profils verticaux de l'évolution du pH en fonction de la profondeur du lac durant l'aération hypolimnétique

Graphes de l'oxygène et du pH en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

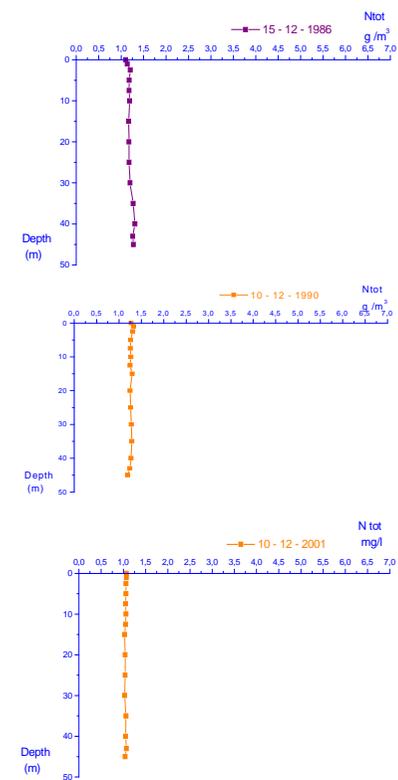
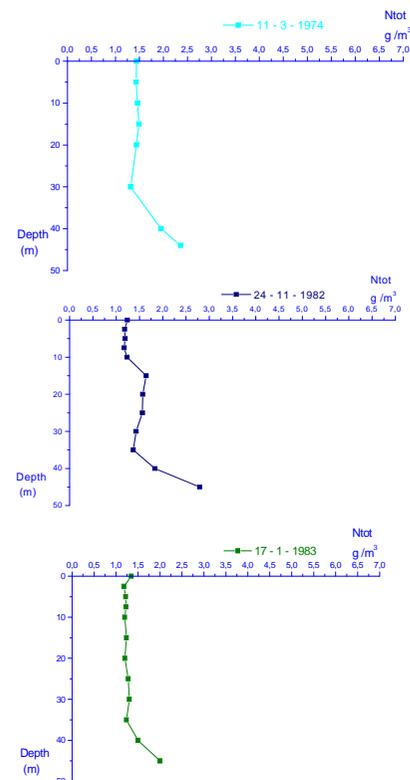
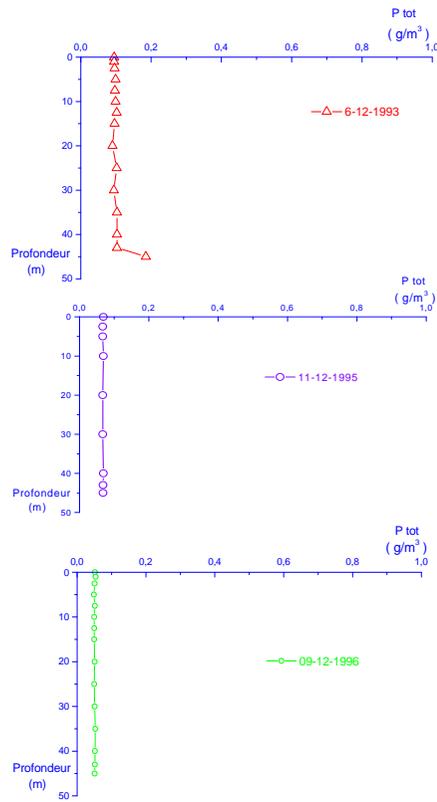
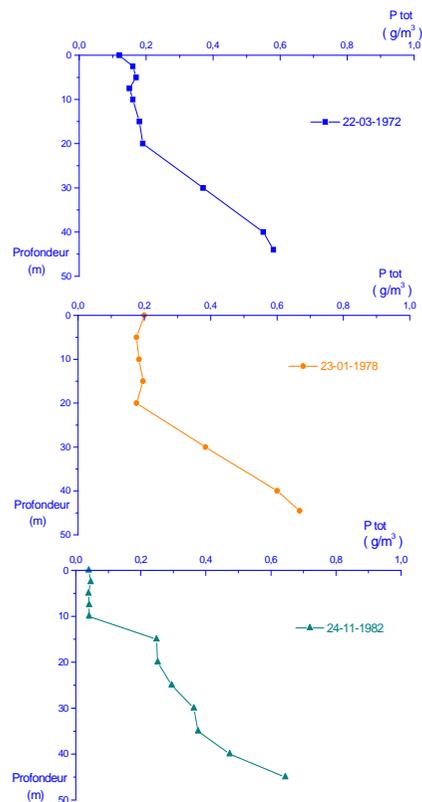


Figure 13 : Profils verticaux de l'évolution du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant l'aération par déstratification.

Figure 14 : Profils verticaux de l'évolution du phosphore total en fonction de la profondeur du lac durant l'aération par déstratification

Figure 15 : Profils verticaux de l'évolution du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant l'aération par déstratification

Figure 16 : Profils verticaux de l'évolution du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac durant l'aération par déstratification

Graphes du phosphore total et du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération par déstratification

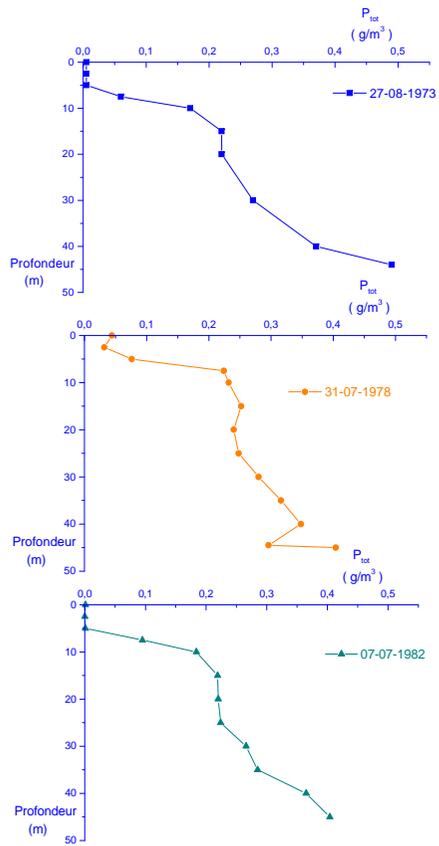


Figure 17 : Profils verticaux de l'évolution du phosphore total en fonction de la profondeur du lac avant l'aération hypolimnétique

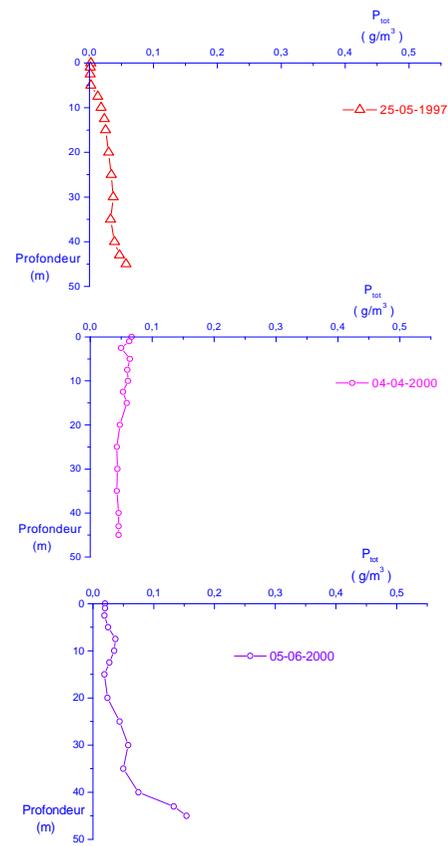


Figure 18 : Profils verticaux de l'évolution du phosphore total en fonction de la profondeur du lac durant l'aération hypolimnétique

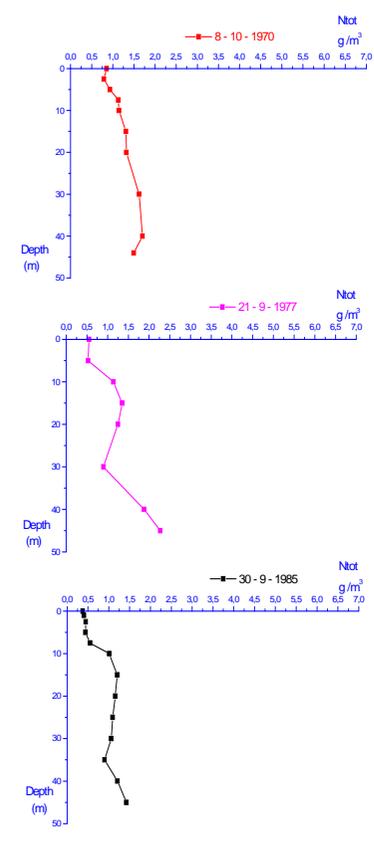


Figure 19 : Profils verticaux de l'évolution du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac avant l'aération hypolimnétique

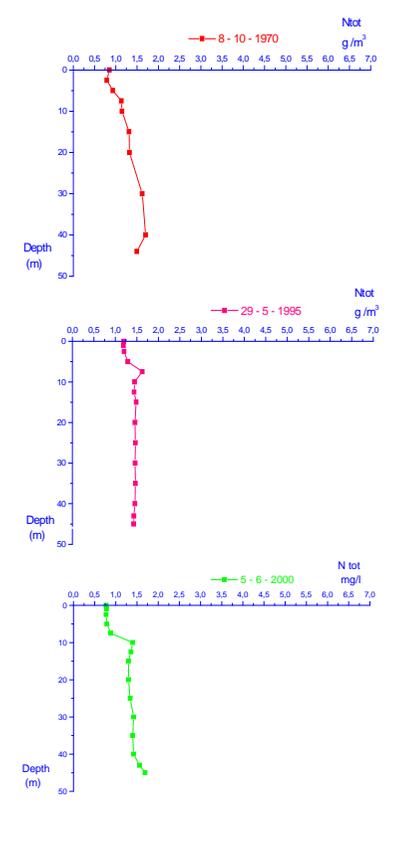


Figure 20 : Profils verticaux de l'évolution du nitrogène total en fonction de la profondeur du lac durant l'aération hypolimnétique

Graphes du phosphore total et du nitrogène en fonction de la profondeur du lac avant et durant l'aération hypolimnétique

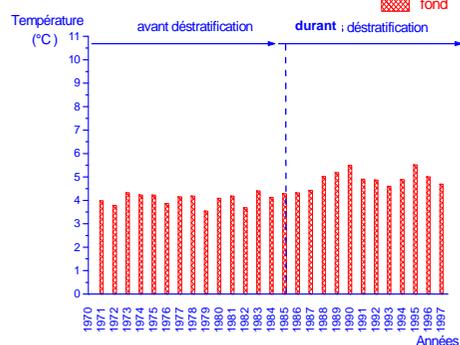
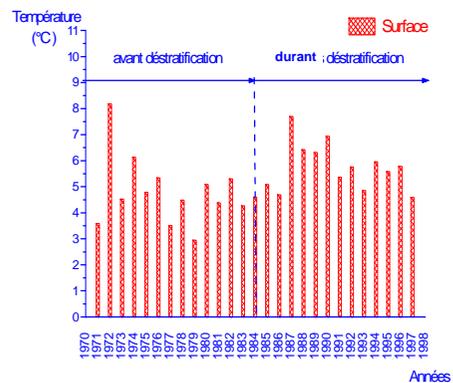


Figure 1 : Evolution de la concentration moyenne de la température à la surface et au fond du lac avant et durant l'aération par déstratification

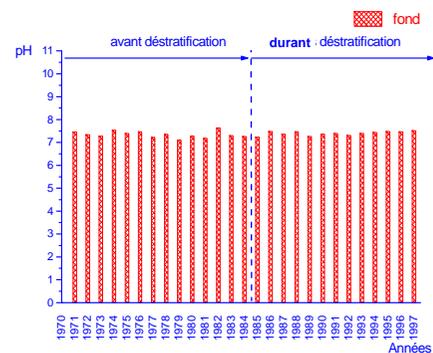
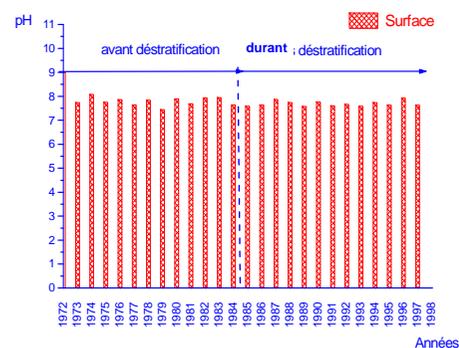


Figure 2 : Evolution de la concentration moyenne du pH à la surface et au fond du lac avant et durant l'aération par déstratification

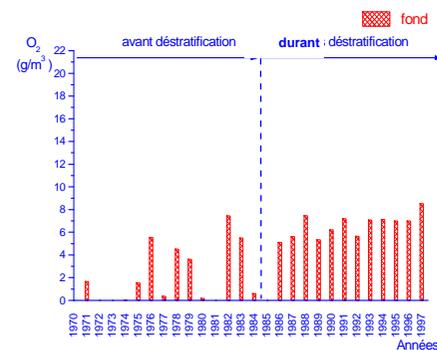
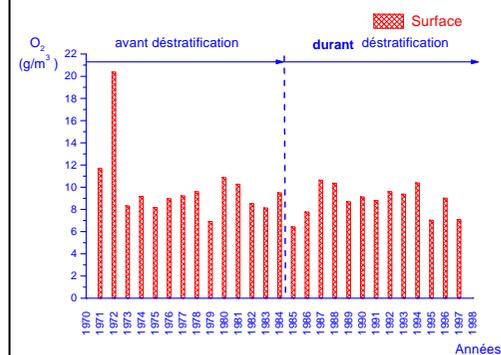


Figure 3 : Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène à surface et au fond du lac avant et durant l'aération par déstratification

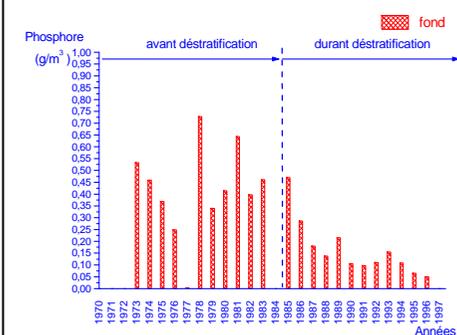
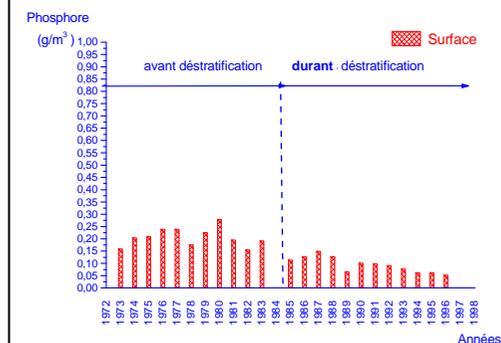


Figure 4 : Evolution de la concentration moyenne du phosphore à la surface et au fond du lac avant et durant l'aération par déstratification

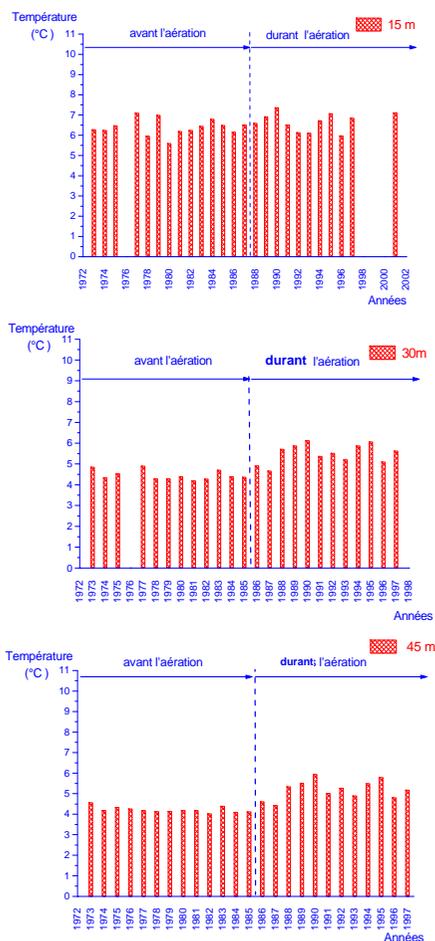


Figure 5 : Evolution de la concentration moyenne de la température avant et durant l'aération hypolimnétique

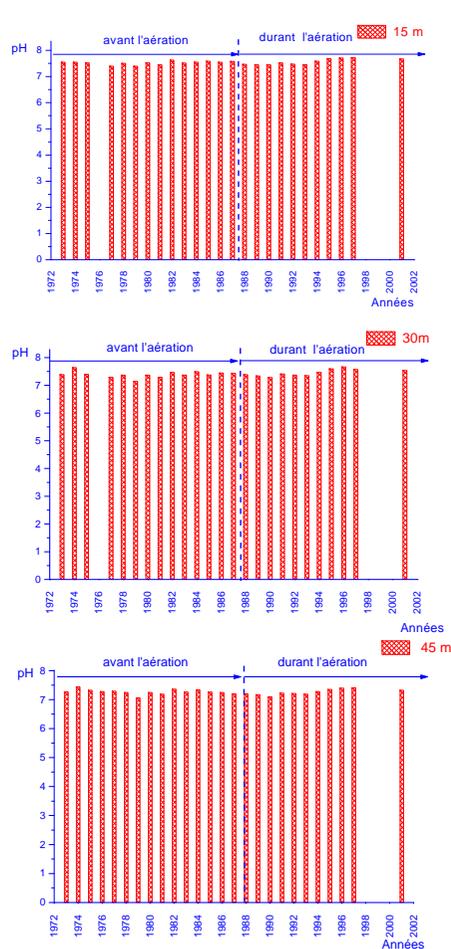


Figure 6 : Evolution de la concentration moyenne du pH avant et durant l'aération hypolimnétique

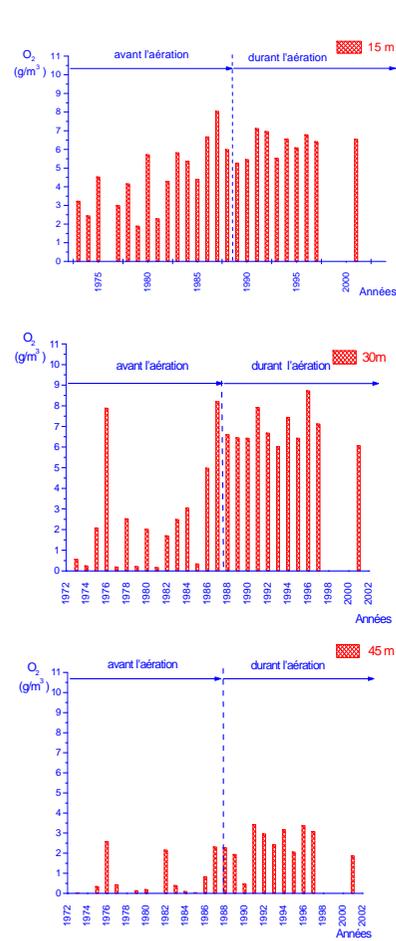


Figure 7 : Evolution de la concentration moyenne de l'oxygène avant et durant l'aération hypolimnétique

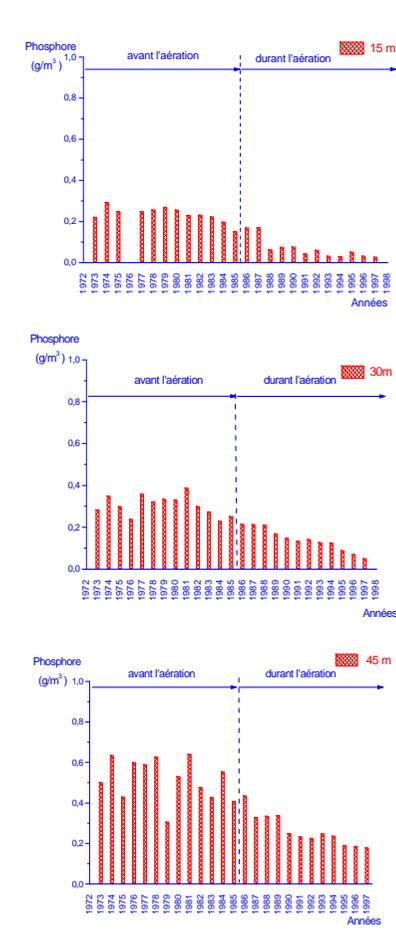


Figure 8 : Evolution de la concentration moyenne de phosphore avant et durant l'aération hypolimnétique