

ALEXANDRE BOURGET

**COAGULATION À L'ALUN ET
RECOUVREMENT ACTIF DE CALCAIRE
POUR CONTRER L'EUTROPHISATION
DU LAC SAINT-AUGUSTIN (QUÉBEC) :
ESSAIS *IN SITU* EN ENCLOS**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en Génie civil
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc)

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL
FACULTÉ DES SCIENCES ET GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2011

Résumé

Le lac Saint-Augustin (Québec) étant en état d'eutrophisation avancée, plusieurs options de traitement ont été évaluées à l'été 2009 lors d'un projet pilote de traitements *in situ* en enclos : (i) coagulation/floculation à l'alun, (ii) recouvrement actif des sédiments par une couche de calcaire, (iii) combinaison de ces deux traitements alun+calcaire, et (iv) enclos témoin.

Les enclos Témoin et Alun ont atteint de hautes concentrations en phosphore soluble (0,58 à 1,05 mg/l). L'enclos Alun+Calcaire a montré une forte réduction en phosphore soluble par rapport au Témoin (83 à 90%), suivi par l'enclos Calcaire (65 à 76%). Les indices trophiques de Carlson montrent que l'enclos Alun+Calcaire a offert la meilleure performance avec des indices (49 à 81) près du lac (42 à 73). La forte présence des escargots *Cipangopaludina chinensis* dans les sédiments a pu jouer un rôle important comme agent de bioturbation, ce qui expliquerait l'hypereutrophie dans les enclos.

Abstract

A pilot project has been conducted for the remediation of eutrophicated Saint-Augustin lake (Quebec) during the summer of 2009. The efficiency of several restoration techniques has been assessed during an *in situ* experiment in four isolated water enclosures: (i) alum coagulation/flocculation, (ii) active capping of sediments using limestone, (iii) combination of those methods (Alum+Limestone), and (iv) control enclosure.

The control and alum enclosures reached high soluble P concentrations (0.58 to 1.05 mg/l). The Alum+Limestone enclosure presented the strongest reduction in P concentrations compared to the control enclosure (83 to 90%), followed by limestone only (65 to 76%). Carlson's trophic status indices (TSI) calculations show the best option to be Alum+Limestone with TSI (49 to 81) closest to the lake (42 to 73). Infestation of the sediments by *Cipangopaludina chinensis* snails observed before experimentation might have served as a strong bioturbation agent, possibly explaining the hypereutrophic state of the enclosures.

Remerciements

Directrice de maîtrise : Docteure Rosa Galvez
Codirecteur de maîtrise : Docteur Serge Leroueil
Évaluatrice externe : Docteure Gaëlle Triffault-Bouchet
Conseiller : Docteur Denis LeBoeuf

Techniciens : Denis Jobin
Christian Juneau
Michel Bisping

Étudiants : David Chartier
Véronique Daviau
Alexandre Gauthier
Sumathi Saminathan

Stagiaires : Vincent Steve
Rémi Debard
Lucie Navarrot
Nicolas Furmanek

Contributions externes : Jean-Serge Leblanc (Chemco)
Marcel Proulx (Dessau)

à ma famille, en souriant au passé comme au futur...

à Amélie, qui me fera toujours sourire...

Table des matières

1.	Introduction	1
1.1	Contexte	1
1.2	Problématique.....	3
1.3	Travaux antérieurs	6
1.4	Objectifs et hypothèses du projet.....	8
2.	État des connaissances	10
2.1	Eutrophisation et phosphore	10
2.1.1	L'élément limitant de l'eutrophisation	10
2.1.2	Les étapes de l'eutrophisation	12
2.1.3	Conséquences de l'eutrophisation.....	13
2.1.4	Autres indicateurs d'eutrophisation	14
2.1.4.1	Chlorophylle a et cyanobactéries.....	14
2.1.4.2	Transparence de l'eau	15
2.1.5	Conductivité électrique.....	15
2.1.5.1	Conductivité spécifique.....	16
2.2	Indice de Carlson.....	17
2.3	Mécanismes de transport des contaminants.....	19
2.3.1	Advection	19
2.3.2	Dispersion mécanique.....	20
2.3.3	Diffusion moléculaire	21
2.3.4	Bioturbation	21
3.	Description du site	23
3.1	Localisation du lac Saint-Augustin.....	23
3.2	Caractéristiques morphométriques	25
3.3	Topographie	26
3.4	Hydrologie et hydrogéologie.....	27
3.5	Contamination du lac	29
3.5.1	Contamination de l'eau.....	29
3.5.2	Contamination des sédiments par le phosphore.....	30
4.	Plan expérimental et méthodologie	31
4.1	Localisation de la plateforme.....	33
4.2	Description de la plateforme	34
4.2.1	Construction.....	34
4.2.2	Montage et déplacement.....	36
4.2.3	Installation des enclos.....	37
4.3	Méthode opératoire.....	40
4.3.1	Traitement à l'alun	42
4.3.2	Recouvrement actif de calcaire.....	46
4.4	Déroulement des essais en plateforme	51
4.4.1	Prélèvements d'eau	51
4.4.2	Mortalité d'escargots.....	53
4.5	Fermeture de la plateforme.....	55

4.6	Analyses	58
4.6.1	Mesures <i>in situ</i> sur l'eau des colonnes d'eau	59
4.6.2	Analyses en laboratoire.....	60
4.6.2.1	Prétraitement et conservation des échantillons.....	60
4.6.2.2	Matières en suspension	61
4.6.2.3	Phosphore soluble.....	62
4.6.2.4	Métaux solubles	62
4.6.2.5	Phosphore total à l'état de trace	63
4.6.2.6	Aluminium total	63
4.6.2.7	Chlorophylle a	63
5.	Résultats.....	64
5.1	Eau des colonnes d'eau des enclos et du lac	64
5.1.1	Analyses en laboratoire.....	64
5.1.1.1	Phosphore soluble.....	64
5.1.1.2	Phosphore total.....	68
5.1.1.3	Aluminium total	68
5.1.1.4	Sodium soluble.....	71
5.1.1.5	Calcium soluble	74
5.1.1.6	Fer soluble	77
5.1.1.7	Chlorures	77
5.1.1.8	Matières en suspension	80
5.1.1.9	Chlorophylle a	81
5.1.2	Mesures <i>in situ</i>	82
5.1.2.1	Transparence de l'eau par disque Secchi.....	82
5.1.2.2	Conductivité spécifique à 25°C.....	84
5.1.2.3	Température	87
5.1.2.4	pH	91
5.1.2.5	Oxygène dissous.....	94
5.1.2.6	Potentiel d'oxydo-réduction	98
5.2	Sédiments prélevés à la fin de l'essai.....	98
5.2.1	Eau interstitielle	99
5.2.1.1	Phosphore soluble.....	99
5.2.1.2	Métaux solubles	99
5.2.1.3	Conductivité spécifique.....	102
5.2.1.4	Chlorures.....	103
5.2.2	Sédiments secs	103
5.2.2.1	Fer total	103
5.2.2.2	Phosphore total.....	104
5.2.2.3	Teneur en eau	105
6.	Discussion.....	107
6.1	Le phosphore dans les enclos et la colonne d'eau du lac	107
6.1.1	Hypothèses d'explication des écarts de concentrations en phosphore avec le lac	109
6.1.1.1	Bioturbation et escargots.....	109
6.1.1.2	Remise en suspension des sédiments.....	110
6.1.1.3	Anoxie.....	112
6.1.1.4	L'effet enclos	113
6.1.2	Le traitement à l'alun utilisé seul	113
6.1.3	La performance de l'enclos Calcaire et de l'enclos Alun+Calcaire.....	115

6.2	Transparence et coloration de l'eau	116
6.3	Interprétation des indices trophiques de Carlson	117
6.4	Température de l'eau.....	124
6.5	Conductivité électrique et pollution ionique de l'eau	126
6.5.1	Sodium, calcium et chlorures.....	126
6.5.2	Conductivité électrique spécifique	129
6.6	Matières en suspension dans l'eau.....	134
6.7	Aluminium total dans l'eau	135
6.8	Autres phénomènes d'intérêt.....	138
6.8.1	Escargots et santé publique	138
6.8.2	Remarques sur un épisode d'eutrophisation dans l'enclos Témoin et le lac	139
6.8.3	Compression des sédiments par le recouvrement de calcaire et de sable.....	141
7.	Conclusions	143
	Bibliographie	148
	ANNEXE : Tableaux et graphiques des résultats	152

Liste des figures

Figure 1 : Occupation du sol autour du lac Saint-Augustin.....	4
Figure 2: Cycle du phosphore.....	11
Figure 3: Localisation du lac Saint-Augustin	24
Figure 4 : Utilisation des terres du bassin versant du lac Saint-Augustin en 2002	25
Figure 5: Topographie aux environs du lac Saint-Augustin.....	27
Figure 6: Topographie et niveau de la nappe phréatique au lac Saint-Augustin	28
Figure 7 : Patron de spéciation du phosphore (P) des sédiments du lac Saint-Augustin	30
Figure 8 : Shéma conceptuel du plan expérimental	32
Figure 9: Carte des points géoréférencés des sites clés à la plateforme à l'aide du logiciel GoogleEarth	34
Figure 10: Plan de la plateforme flottante vue en surface réalisée par la Société Dessau.....	35
Figure 11: Flotteur en PVC sous la plateforme	36
Figure 12: Plateforme flottante prête au déplacement.....	36
Figure 13: Remorquage de la plateforme vers le site choisi.....	37
Figure 14: Enclos pleine hauteur tel que déployé	38
Figure 15: Assemblage d'un des quatre enclos.....	39
Figure 16 : Plongeur au travail pour fixer la toile dans les sédiments	39
Figure 17: Chargement de matériau sur le radeau motorisé	41
Figure 18: Pompe Flygt Ready 4 équipée de l'embout d'agitation rapide.....	43
Figure 19: Ensemble du montage d'agitation (génératrice et pompe doseuse, pompe Ready 4) ...	44
Figure 20: Pompe Flygt Ready 4 équipée de l'embout d'agitation lente.....	45
Figure 21: Tuyau verseur pour le dépôt du calcaire dans l'enclos AC	49
Figure 22: Enclos C, 48h après le dépôt du calcaire.....	50
Figure 23: Dépôt du sable dans l'enclos AC	51
Figure 24: Bouteille de prélèvement en profondeur Van Dorn Beta de 2,2 L	52
Figure 25: Véhicule submersible opéré à distance pour le ratissage sous-marin.....	54
Figure 26: Surface des sédiments jonchée d'escargots au site de la plateforme	55
Figure 27: Carottes de sédiments prélevées à la fin de l'essai	56
Figure 28: Travail de dégagement d'un des enclos.....	57
Figure 29: Entreposage de la plateforme pour l'hiver à la ferme Paquet.....	57
Figure 30: Sonde YSI 6600v2 utilisée pour la prise de mesures sur le lac	59
Figure 31: Disque Secchi utilisé pour les mesures de transparence de l'eau	60
Figure 32: Appareil de colorimétrie Hach 5000	62
Figure 33 : Concentrations de phosphore soluble dans le Lac	65
Figure 34 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Témoin	66
Figure 35 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun	66
Figure 36 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Calcaire.....	67
Figure 37 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun+Calcaire	67
Figure 38 : Concentration en aluminium total à 1,25 m de profondeur dans le lac.....	69
Figure 39 : Concentration en aluminium total à 1,25 m de profondeur dans l'enclos Alun.....	70
Figure 40 : Concentration en aluminium total à 1,25 m de profondeur dans l'enclos Alun+Calcaire	70
Figure 41 : Concentration en sodium soluble dans l'eau du lac	71
Figure 42 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin	72
Figure 43 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun	72

Figure 44 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire	73
Figure 45 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire.....	73
Figure 46 : Concentration en calcium soluble dans l'eau du lac.....	74
Figure 47 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin	75
Figure 48 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun	75
Figure 49 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire	76
Figure 50 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire	76
Figure 51 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau du lac.....	78
Figure 52 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Témoin	78
Figure 53 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Alun.....	79
Figure 54 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Calcaire	79
Figure 55 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire	80
Figure 56: Concentration en matières en suspension dans la colonne d'eau	81
Figure 57 : Transparence de l'eau des enclos et du lac mesurée par disque Secchi	83
Figure 58: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans le lac	85
Figure 59: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Témoin	85
Figure 60: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun	86
Figure 61: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Calcaire.....	86
Figure 62: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun+Calcaire	87
Figure 63 : Températures mesurées dans le lac	88
Figure 64 : Températures mesurées dans l'enclos Témoin	89
Figure 65 : Températures mesurées dans l'enclos Alun	89
Figure 66 : Températures mesurées dans l'enclos Calcaire	90
Figure 67 : Températures mesurées dans l'enclos Alun+Calcaire	90
Figure 68 : pH mesuré dans le lac	92
Figure 69 : pH mesuré dans l'enclos Témoin	92
Figure 70 : pH mesuré dans l'enclos Alun	93
Figure 71 : pH mesuré dans l'enclos Calcaire.....	93
Figure 72 : pH mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire	94
Figure 73 : Oxygène dissous mesuré dans le lac.....	95
Figure 74 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Témoin.....	96
Figure 75 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Alun.....	96
Figure 76 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Calcaire	97
Figure 77 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire.....	97
Figure 78 : Concentration en phosphore soluble dans les enclos et la colonne d'eau du lac	108
Figure 79 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Témoin)	109
Figure 80: Équilibre de solubilité de Al(III)	114
Figure 81: Coloration de l'eau des enclos 30 jours après l'application des traitements	117
Figure 82: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans le lac.....	119
Figure 83: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Témoin.....	119
Figure 84: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Alun	120
Figure 85: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Calcaire	120
Figure 86: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Alun+Calcaire.....	121
Figure 87 : Coloration blanchâtre des enclos traités au calcaire immédiatement après le dépôt .	125
Figure 88: Concentration en sodium soluble dans chaque colonne d'eau	127
Figure 89: Concentration en calcium soluble dans chaque colonne d'eau.....	127
Figure 90: Concentration en chlorures dans chaque colonne d'eau	128
Figure 91: Concentration spécifique à 25 °C dans chaque colonne d'eau.....	133

Figure 92: Écarts de concentration en matières en suspension dans les enclos par rapport au lac	135
Figure 93 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur	136
Figure 94 : Compression des sédiments des enclos et effets sur le phosphore soluble dans l'eau	141

Liste des tableaux

Tableau 1: Critères québécois de classification du statut trophique.....	12
Tableau 2: Équations de calcul de l'indice de Carlson	18
Tableau 3: Indices TSI de Carlson associés à la classification trophique classique et symptômes généraux.....	19
Tableau 4: Caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant	26
Tableau 5 : Historique de contaminants de l'eau du lac Saint-Augustin	30
Tableau 6 : Points géoréférencés des sites clés en relation à la plateforme.....	33
Tableau 7: Identification des enclos, traitements et profondeurs correspondantes	40
Tableau 8: Calendrier des étapes de traitement pour chaque enclos.....	41
Tableau 9: Éléments clés du traitement à l'alun	42
Tableau 10: Résumé des paramètres d'opération du traitement à l'alun	46
Tableau 11: Éléments clés du recouvrement actif de calcaire.....	47
Tableau 12: Calendrier d'échantillonnage de l'été 2009	53
Tableau 13: Résumé des paramètres de mesures <i>in situ</i> et d'analyses en laboratoire.....	58
Tableau 14: Prétraitement et conservation des échantillons.....	61
Tableau 15 : Tendances des concentrations en chlorures des colonnes d'eau étudiées	77
Tableau 16 : Résultats déterminants de conductivité spécifique dans les colonnes d'eau.....	84
Tableau 17 : Écarts de températures de l'eau (Surface vs Moyenne de 1,25 m et 50 cm du fond).	88
Tableau 18: Interprétations suggérées par Carlson et Havens lors d'écarts entre les indices trophiques.....	118
Tableau 19 : Moyennes des concentrations en sodium, calcium et chlorures dans chaque colonne d'eau	128
Tableau 20 : Conductivité non spécifique d'un échantillon d'eau du lac par rapport à la température.....	130
Tableau 21 : Méthode classique de calcul de la conductivité spécifique à l'eau du lac Saint-Augustin	131
Tableau 22 : Résolution par itérations pour obtenir la conductivité spécifique à l'eau du lac Saint-Augustin	131
Tableau 23 : Moyennes de conductivité spécifique à 25 °C mesurées dans chaque colonne d'eau	132

Liste des figures en Annexe

Figure A - 1 : Concentrations de phosphore soluble dans le Lac	153
Figure A - 2 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Témoin	154
Figure A - 3 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun	155
Figure A - 4 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Calcaire	156
Figure A - 5 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun+Calcaire	157
Figure A - 6 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – lac)	158
Figure A - 7 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Témoin)	159
Figure A - 8 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Alun)	160
Figure A - 9 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Calcaire) ...	161
Figure A - 10 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Alun+Calcaire)	162
Figure A - 11 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans le Lac.....	163
Figure A - 12 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans l'enclos Témoin	164
Figure A - 13 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans l'enclos Alun	165
Figure A - 14 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans l'enclos Calcaire.....	166
Figure A - 15 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans l'enclos Alun+Calcaire	167
Figure A - 16 : Transparence de l'eau des enclos et du lac mesurée par disque Secchi	168
Figure A - 17 : Températures mesurées dans le lac	177
Figure A - 18 : Températures mesurées dans l'enclos Témoin	177
Figure A - 19 : Températures mesurées dans l'enclos Alun	178
Figure A - 20 : Températures mesurées dans l'enclos Calcaire.....	178
Figure A - 21 : Températures mesurées dans l'enclos Alun+Calcaire	179
Figure A - 22 : Conductivité non spécifique mesurée dans le lac	179
Figure A - 23 : Conductivité non spécifique mesurée dans l'enclos Témoin	180
Figure A - 24 : Conductivité non spécifique mesurée dans l'enclos Alun	180
Figure A - 25 : Conductivité non spécifique mesurée dans l'enclos Calcaire	181
Figure A - 26 : Conductivité non spécifique mesurée dans l'enclos Alun+Calcaire	181
Figure A - 27 : Oxygène dissous mesuré dans le lac.....	182
Figure A - 28 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Témoin.....	182
Figure A - 29 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Alun	183
Figure A - 30 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Calcaire	183
Figure A - 31 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire.....	184
Figure A - 32 : pH mesuré dans le lac.....	184
Figure A - 33 : pH mesuré dans l'enclos Témoin	185
Figure A - 34 : pH mesuré dans l'enclos Alun.....	185
Figure A - 35 : pH mesuré dans l'enclos Calcaire	186
Figure A - 36 : pH mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire	186
Figure A - 37 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans le lac	187
Figure A - 38 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans l'enclos Témoin	187
Figure A - 39 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans l'enclos Alun	188
Figure A - 40 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans l'enclos Calcaire	188
Figure A - 41 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire	189
Figure A - 42 : Conductivité spécifique calculée à 25°C dans le lac	190
Figure A - 43 : Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Témoin	191
Figure A - 44 : Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun	192

Figure A - 45: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Calcaire	193
Figure A - 46: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun+Calcaire	194
Figure A - 47: Concentration en matières en suspension dans la colonne d'eau	197
Figure A - 48 : Concentration en sodium soluble dans l'eau du lac	198
Figure A - 49 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin	199
Figure A - 50 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun	200
Figure A - 51 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire.....	201
Figure A - 52 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire	202
Figure A - 53: Concentration en sodium soluble dans chaque colonne d'eau.....	203
Figure A - 54 : Concentration en calcium soluble dans l'eau du lac	204
Figure A - 55 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin.....	205
Figure A - 56 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun.....	206
Figure A - 57 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire	207
Figure A - 58 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire.....	208
Figure A - 59: Concentration en calcium soluble dans chaque colonne d'eau	209
Figure A - 60 : Concentration en fer soluble dans l'eau du lac	210
Figure A - 61 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Témoin.....	211
Figure A - 62 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Alun	212
Figure A - 63 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire	213
Figure A - 64 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire.....	214
Figure A - 65: Concentration en fer soluble dans chaque colonne d'eau	215
Figure A - 66 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur dans le lac	216
Figure A - 67 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur dans l'enclos Alun	217
Figure A - 68 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur dans l'enclos Alun+Calcaire	217
Figure A - 69 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur	218
Figure A - 70 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau du lac	219
Figure A - 71 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Témoin.....	220
Figure A - 72 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Alun	220
Figure A - 73 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Calcaire	221
Figure A - 74 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire.....	221
Figure A - 75: Concentration en chlorures à 1,25 m dans chaque colonne d'eau	222
Figure A - 76 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans le lac	223
Figure A - 77 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Témoin	224
Figure A - 78 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Alun	224
Figure A - 79 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Calcaire.....	225
Figure A - 80 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Alun+Calcaire	225
Figure A - 81 : Concentration en fer total dans les sédiments du lac	229
Figure A - 82 : Concentration en fer total dans les sédiments de l'enclos Témoin.....	229
Figure A - 83 : Concentration en fer total dans les sédiments de l'enclos Alun	230
Figure A - 84 : Concentration en fer total dans les sédiments de l'enclos Calcaire	230
Figure A - 85 : Concentration en fer total dans les sédiments de l'enclos Alun+Calcaire.....	231
Figure A - 86 : Concentration en phosphore total dans les sédiments du lac	231
Figure A - 87 : Concentration en phosphore total dans les sédiments de l'enclos Témoin.....	232
Figure A - 88 : Concentration en phosphore total dans les sédiments de l'enclos Alun	232
Figure A - 89 : Concentration en phosphore total dans les sédiments de l'enclos Calcaire	233
Figure A - 90 : Concentration en phosphore total dans les sédiments de l'enclos Alun+Calcaire..	233
Figure A - 91 : Teneur en eau des sédiments du lac	234

Figure A - 92 : Teneur en eau des sédiments de l'enclos Témoin.....	234
Figure A - 93 : Teneur en eau des sédiments de l'enclos Alun.....	235
Figure A - 94 : Teneur en eau des sédiments de l'enclos Calcaire	235
Figure A - 95 : Teneur en eau des sédiments de l'enclos Alun+Calcaire.....	236
Figure A - 96 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac) ...	236
Figure A - 97 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)	237
Figure A - 98 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun) .	237
Figure A - 99 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)	238
Figure A - 100 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire).....	238
Figure A - 101 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments du lac	239
Figure A - 102 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Témoin	239
Figure A - 103 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Alun	240
Figure A - 104 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Calcaire	240
Figure A - 105 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Alun+Calcaire	241
Figure A - 106 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)	241
Figure A - 107 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)	242
Figure A - 108 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)	242
Figure A - 109 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)....	243
Figure A - 110 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)	243
Figure A - 111 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)	244
Figure A - 112 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)	244
Figure A - 113 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)	245
Figure A - 114 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)	245
Figure A - 115 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire).....	246
Figure A - 116 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)	246
Figure A - 117 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin) ..	247
Figure A - 118 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)	247
Figure A - 119 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)..	248
Figure A - 120 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire).....	248
Figure A - 121 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)....	249
Figure A - 122 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)	249
Figure A - 123 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)..	250
Figure A - 124 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)	250
Figure A - 125 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire).....	251
Figure A - 126 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)	251

Figure A - 127 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin) .	252
Figure A - 128 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)	252
Figure A - 129 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire).	253
Figure A - 130 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire).....	253
Figure A - 131 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac).....	254
Figure A - 132 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)..	254
Figure A - 133 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun).....	255
Figure A - 134 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire) .	255
Figure A - 135 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire).....	256
Figure A - 136 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)	256
Figure A - 137 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)	257
Figure A - 138 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)	257
Figure A - 139 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire).....	258
Figure A - 140 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)	258
Figure A - 141 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)	259
Figure A - 142 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin).....	259
Figure A - 143 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)	260
Figure A - 144 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire).....	260
Figure A - 145 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)	261

Liste des tableaux en Annexe

Tableau A - 1 : Concentrations de phosphore soluble dans le Lac	153
Tableau A - 2: Concentration de phosphore soluble dans l'enclos Témoin.....	154
Tableau A - 3 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun	155
Tableau A - 4 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Calcaire.....	156
Tableau A - 5 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun+Calcaire	157
Tableau A - 6 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – lac)	158
Tableau A - 7 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Témoin) .	159
Tableau A - 8 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Alun)	160
Tableau A - 9 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Calcaire).	161
Tableau A - 10 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Alun+Calcaire)	162
Tableau A - 11 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans le Lac.....	163
Tableau A - 12 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans l'enclos Témoin	164
Tableau A - 13 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans l'enclos Alun	165
Tableau A - 14 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans l'enclos Calcaire.....	166
Tableau A - 15 : Chlorophylle <i>a</i> , pheophytine <i>a</i> et phycocyanine dans l'enclos Alun+Calcaire	167
Tableau A - 16 : Transparence de l'eau par disque Secchi de chacun des enclos et du lac	168
Tableau A - 17 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans le lac	169
Tableau A - 18 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans le lac	169
Tableau A - 19 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans le lac	170
Tableau A - 20 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans l'enclos Témoin	170
Tableau A - 21 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans l'enclos Témoin	171
Tableau A - 22 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans l'enclos Témoin	171
Tableau A - 23 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans l'enclos Alun	172
Tableau A - 24 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans l'enclos Alun	172
Tableau A - 25 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans l'enclos Alun	173
Tableau A - 26 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans l'enclos Calcaire	173
Tableau A - 27 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans l'enclos Calcaire.....	174
Tableau A - 28 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans l'enclos Calcaire.....	174
Tableau A - 29 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans l'enclos Alun+Calcaire	175
Tableau A - 30 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans l'enclos Alun+Calcaire	175
Tableau A - 31 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans l'enclos Alun+Calcaire	176
Tableau A - 32: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans le lac	190
Tableau A - 33: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Témoin	191
Tableau A - 34: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun	192
Tableau A - 35: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Calcaire.....	193
Tableau A - 36: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun+Calcaire	194
Tableau A - 37: Matières en suspension dans le lac	195
Tableau A - 38: Matières en suspension dans l'enclos Témoin	195
Tableau A - 39: Matières en suspension dans l'enclos Alun	196
Tableau A - 40: Matières en suspension dans l'enclos Calcaire.....	196
Tableau A - 41: Matières en suspension dans l'enclos Alun+Calcaire	197
Tableau A - 42 : Concentration en sodium soluble dans l'eau du lac	198
Tableau A - 43 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin	199
Tableau A - 44 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun	200

Tableau A - 45 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire	201
Tableau A - 46 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire	202
Tableau A - 47 : Concentration en calcium soluble dans l'eau du lac.....	204
Tableau A - 48 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin	205
Tableau A - 49 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun.....	206
Tableau A - 50 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire	207
Tableau A - 51 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire	208
Tableau A - 52 : Concentration en fer soluble dans l'eau du lac.....	210
Tableau A - 53 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Témoin.....	211
Tableau A - 54 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Alun.....	212
Tableau A - 55 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire	213
Tableau A - 56 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire	214
Tableau A - 57: Concentrations en aluminium total à 1,25 m pour les enclos traités à l'alun et le lac	216
Tableau A - 58: Concentrations en chlorures à 1,25 m pour les enclos et le lac	219
Tableau A - 59: Indices trophiques de Carlson pour les cinq colonnes d'eau.....	223
Tableau A - 60 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans le lac	226
Tableau A - 61 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans l'enclos Témoin	226
Tableau A - 62 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans l'enclos Alun	227
Tableau A - 63 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans l'enclos Calcaire.....	227
Tableau A - 64 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans l'enclos Alun+Calcaire	228

1. Introduction

1.1 Contexte

Au Québec comme ailleurs dans le monde, les lacs sont souvent devenus des lieux convoités, tant au niveau résidentiel que pour des activités de villégiature et de loisir. L'établissement d'une présence humaine importante en pourtour de certains lacs a été suivi par la construction dense de résidences et l'éradication des bandes riveraines (Figure 1), augmentant érosion et ruissellement des contaminants vers ces lacs. Dans certains cas, l'intensification des activités agricoles à l'intérieur d'un bassin versant a causé un accroissement majeur de la teneur en nutriments des eaux de ruissellement et des eaux souterraines s'écoulant vers des lacs. Parmi ces nutriments, on retrouve le phosphore, généralement sous sa forme soluble et biodisponible, le phosphate, qui est l'élément limitant de l'enrichissement nutritionnel causant l'eutrophisation [52].

Le lac Saint-Augustin est un exemple extrême de la problématique de l'eutrophisation des lacs au Québec [25]. Il a subi une occupation résidentielle de sa bande riveraine durant les quarante dernières années (Figure 1). Parmi les actions aggravant l'eutrophisation depuis le début du 20^e siècle, les bandes riveraines ont été remplacées par des pelouses, l'agriculture a foisonné, l'autoroute Félix-Leclerc a été construite en 1974 et traverse son bassin versant, de nombreuses installations septiques inadéquates ont été utilisées et des dizaines de cas d'inversion des raccords aux égouts pluviaux et sanitaires ont été répertoriés. Les conséquences néfastes de l'eutrophisation sont nombreuses : prolifération des algues bleues et des cyanobactéries, dégradation de la qualité de l'eau, interdiction de baignade, diminution de la biodiversité, etc. [25]

Avec la détérioration du lac Saint-Augustin et l'interdiction de baignade instiguée à la fin de l'été 2001, « la Grande Corvée du bassin versant du lac Saint-Augustin » a été initiée par la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures. Ce projet comprend un ensemble

d'études de caractérisation et d'impacts, qui ont permis la mise sur pied d'un plan d'action à long terme pour le rétablissement des usages du lac souhaités par les résidents. En conséquence, à partir de 2002, plusieurs des facteurs néfastes ont été éliminés, comme les inversions d'égouts pluviaux et sanitaires. Le processus de raccordement des dernières résidences au système d'égouts municipal est aussi presque terminé. De plus, des campagnes de sensibilisation continuent d'encourager la responsabilisation des résidents quant à l'utilisation du plan d'eau et le maintien de leur bande riveraine. L'ensemble de ces changements positifs est abordé en sachant que tant que les sources de nutriments vers le lac ne sont pas stoppées, aucun traitement ne pourra assurer la pérennité de la restauration.

Plusieurs projets de recherche appliquée ont été menés sur le dossier du lac Saint-Augustin [8, 21, 25, 27-28, 42]. L'état du lac a été classé comme eutrophe (voire hypereutrophe), avec une eau riche en phosphore (plus de 80 µg/l), ce qui découlerait en partie [42] de la haute teneur en phosphore présente dans les sédiments (approximativement 1200 mg/kg [8]). L'objectif global des projets de réhabilitation du lac Saint-Augustin vise à contrôler le relargage du phosphore des sédiments pour ainsi réduire la teneur en phosphore de l'eau à 20 µg/l.

La Ville de Québec est le promoteur d'un projet pilote de démonstration technologique pour la restauration du lac Saint-Augustin, et l'Université Laval est partenaire de ce projet financé en partie par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). De façon plus globale, le pilote est réalisé dans le cadre d'un projet stratégique du Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG), en partenariat avec la Ville de Québec, la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures, le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), le Conseil de Bassin versant du Lac Saint-Augustin (CBLSA), le Ministère des Transports du Québec (MTQ) et l'Université Laval. Globalement, le projet a consisté en la réalisation d'un pilote *in situ* évaluant l'efficacité des traitements de coagulation à l'alun et de recouvrement actif des sédiments en utilisant du calcaire.

1.2 Problématique

Il y a une cinquantaine d'années, le lac Saint-Augustin était bordé d'arbres et de terres agricoles, seulement entouré de chalets qui, malgré leurs installations septiques inadéquates, ne causaient que peu de répercussions sur le lac de par leurs utilisations saisonnières et leurs petits nombres. Graduellement, des résidences permanentes ont été construites, sans plan urbain adéquat. En conséquence, la plupart de ces résidences sont mal ou pas du tout raccordées au réseau d'égouts, ce qui, en combinaison avec l'éradication des bandes riveraines, a acheminé une masse importante de nutriments vers le lac. En parallèle à cette urbanisation des rives, le zonage s'est modifié graduellement à l'intérieur du bassin versant, convertissant plusieurs terres agricoles en zones résidentielles. En 1950, plus de 40 % du bassin versant était occupé par des terres agricoles, tandis que seulement 20 % subsistent aujourd'hui [46]. La Figure 1 donne un aperçu aérien du changement de vocation des terres autour du lac de 1937 à 2007. La construction de l'autoroute Félix-Leclerc en 1974 coïncide avec cette explosion démographique. D'ailleurs, le tronçon de 2 km d'autoroute présent dans le bassin versant du lac Saint-Augustin apporte, surtout par ruissellement, des contaminants associés aux produits d'entretien routier et au trafic de véhicules, soit les sels de déglaceage et les hydrocarbures. Principal paramètre indicateur de cette contamination ionique, la conductivité électrique de l'eau du lac est passée de 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 1976 à 781 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2001 [2]. Tous ces changements ont entraîné l'enrichissement nutritionnel des eaux de ruissellement et des eaux souterraines vers le lac. Plus spécifiquement, il s'agit d'un apport en azote et en phosphore, qui sont aussi présents à l'état naturel, mais qui en grande concentration deviennent une nuisance, ce qui a causé l'eutrophisation généralisée du lac Saint-Augustin.

L'eutrophisation est directement causée par l'augmentation des apports en nutriments vers un plan d'eau. Les conséquences sont généralement néfastes : accroissement incontrôlé de la production d'algues et de macrophytes, éclosions de cyanobactéries pouvant sécréter des toxines présentant des risques pour la santé humaine, dégradation

des usages de l'eau (interdiction de consommation et de baignade), mortalité de poissons et baisse de la biodiversité [26].

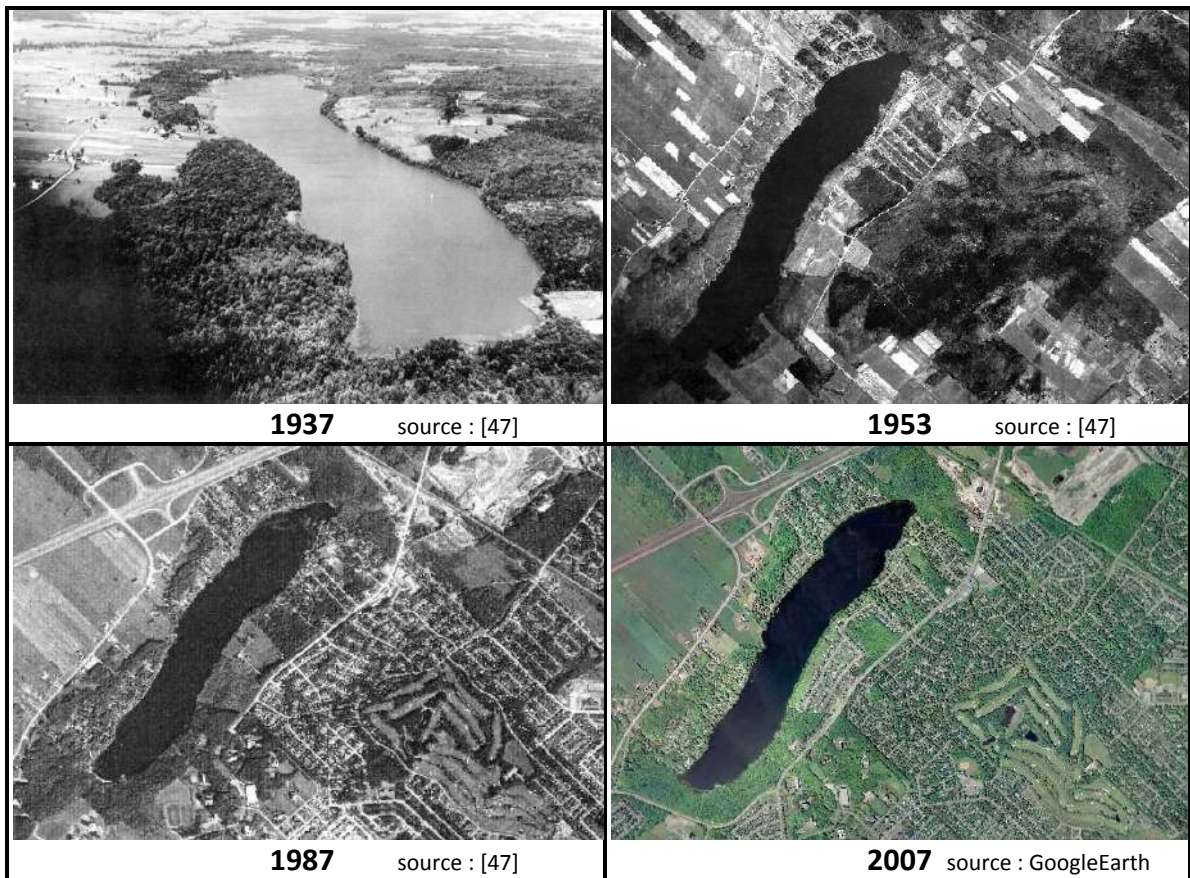


Figure 1 : Occupation du sol autour du lac Saint-Augustin

De plus, il est important de faire la remarque que tel que décrit par Carlson en 1977 [9], par Galvez et Sanchez en 2007 [25], et par d'autres auteurs, plusieurs paramètres de qualité d'eau sont interreliés. Par exemple, pour un grand nombre de lacs, il a été démontré qu'il existe une relation directe entre le phosphore soluble, le phosphore total, la biomasse, la chlorophylle a et la microcystine (la toxine produite par certaines cyanobactéries). Ces paramètres montrent aussi une relation inverse avec la transparence de l'eau et l'oxygène dissous.

L'eutrophisation étant donc associée à l'augmentation de la biomasse algale et aux éclosions de cyanobactéries, la composition chimique générale de cette biomasse devient pertinente quant aux stratégies visant à la réhabilitation du lac Saint-Augustin. La

biomasse algale est principalement composée de carbone, d'azote et de phosphore, dans une proportion C/N/P de 106/16/1 [35]. Le carbone est en grande partie obtenu par la photosynthèse et l'azote par fixation de l'azote présent dans l'air. Par conséquent, la biomasse algale dispose d'un puits infini de carbone et d'azote; ces éléments ne limitent pas leur croissance. Puisqu'aucun mécanisme de la sorte n'existe pour le phosphore, cet élément doit être fourni à la biomasse algale pour sa croissance. Ainsi, le phosphore est l'élément limitant de l'eutrophisation. Concrètement, toute tentative de réduction de l'eutrophisation doit être centrée sur la réduction du phosphore dans l'eau comme clé de voûte de la restauration.

Le critère d'eutrophisation du MDDEP se situant aux concentrations en Phosphore total supérieures à 20 µg/l, le lac Saint-Augustin dépasse largement ce critère avec des concentrations répertoriées à 70 µg/l en 2001, 130 µg/l en 2006 et jusqu'à 420 µg/l en 2007 [55]. De plus, en 2007, par l'évaluation du phosphore total, de l'azote total, de la chlorophylle *a* et de la transparence de l'eau, Galvez et Sanchez [25] placent le lac Saint-Augustin au premier rang d'urgence parmi 154 lacs examinés au Québec, dû à son état d'eutrophisation avancé.

Plus de cinquante ans d'enrichissement nutritionnels ont donc contribué à l'eutrophisation du lac Saint-Augustin : ruissellement d'eaux chargées des nutriments d'engrais, fumiers et détergents phosphatés, des fosses septiques défectueuses ou non conformes, l'éradication des bandes riveraines, des dizaines d'inversions d'égouts pluviaux et sanitaires, l'infiltration dans le sol de ces sources exogènes et la contamination de la nappe phréatique. Cet apport constant en nutriments a aussi contribué à la création d'une source endogène de contamination que sont devenus les sédiments eux-mêmes, avec des concentrations en phosphore total allant jusqu'à 1200 mg/kg en 2007 [8].

Parmi les stratégies de lutte contre l'eutrophisation du lac Saint-Augustin, le projet de « la Grande Corvée du bassin versant du lac Saint-Augustin » initié en 2001 a permis la réduction des sources exogènes par des correctifs (fosses septiques, inversion des égouts), par la sensibilisation des citoyens (utilisation de détergents non phosphatés,

réduction de l'utilisation d'engrais, préservation des bandes riveraines), par une réglementation plus sévère quant à l'utilisation et à la gestion de l'engrais et du fumier en agriculture. Toutefois, même en limitant au maximum ces sources exogènes par ces correctifs, par la sensibilisation et par la réglementation, deux puits importants de phosphore subsistent donc : l'eau du lac Saint-Augustin, ainsi que ses sédiments. Les alternatives technologiques évaluées dans le présent projet ont été précisément choisies en fonction de ces deux sources de phosphore.

1.3 Travaux antérieurs

Les projets réalisés sur le lac Saint-Augustin ont porté, à un premier niveau, sur la caractérisation physicochimique et géotechnique des sédiments et de l'eau du lac. À un deuxième niveau et en relation avec le haut degré d'eutrophisation du lac, ils ont porté sur le développement de concepts, solutions et procédures de traitement *in situ* pour la réhabilitation du lac Saint-Augustin. Le présent projet est donc la suite logique d'une série de travaux antérieurs conduits à l'Université Laval.

En 2004, Dominguez [21] a utilisé des sédiments échantillonnés dans le lac Saint-Augustin pour réaliser des essais de relargage des contaminants vers la colonne d'eau, à l'échelle laboratoire avec des colonnes de 32 cm de haut et 12 cm de diamètre. Il a conclu en l'efficacité de la roche calcaire pour retenir plusieurs types de contaminants. En 2006, Pérez-Arzola [27-28] a mis en lumière la situation hydrogéologique du lac Saint-Augustin. Mettant en relation les paramètres de précipitations directes, ruissellement d'eau, infiltration dans le sol, évapotranspiration, température, et topographie du bassin versant, il a calculé une recharge du lac par la nappe souterraine de $2\,207\,120\text{ m}^3/\text{an}$ pour une charge d'eau totale de $3\,236\,100\text{ m}^3/\text{an}$. Selon cette estimation, en plus du ruissellement et des précipitations directes, 59 % de la charge d'eau totale du lac serait attribuable à la nappe phréatique. Cette estimation élevée est revue à 23 % en 2009 par Daviau [19] en calculant les volumes d'alimentation en eau des trois principaux tributaires du lac par la mesure de leurs débits d'eau tout au long de l'année. La contamination des eaux de

ruissellement fluctue d'un endroit à l'autre ; celles provenant de l'autoroute Félix-Leclerc contiennent notamment du phosphore et des sels de déglacage. En 2007, Brin [8] a procédé à un large échantillonnage de sédiments répartis sur l'ensemble du lac Saint-Augustin pour évaluer la biodisponibilité de contaminants comme le phosphore et les éléments traces métalliques. L'importance des conditions physico-chimiques telles que pH, conductivité, potentiel redox et concentration en oxygène dissous a pu être évaluée lors du relargage des contaminants des sédiments vers la colonne d'eau, et la toxicité due à ces contaminants a été mise en évidence.

L'ensemble de ces travaux a démontré la potentialité du développement d'un procédé applicable sur le lac en tenant compte des impacts au niveau du bassin versant. Parmi plusieurs options, la coagulation à l'alun s'est distinguée quant à l'enlèvement du phosphore présent dans l'eau [21]. Le recouvrement actif de calcaire a été choisi pour retenir le phosphore en relargage à partir des sédiments vers la colonne d'eau [21]. Ce choix est basé sur la capacité du calcaire d'adsorber des contaminants au moment de leur migration des sédiments vers la colonne d'eau ; une propriété utile dans le cadre du profil hydrogéologique au voisinage du lac mis en lumière par Pérez-Arzola [28]. Il a émis l'hypothèse qu'une partie de l'alimentation du lac proviendrait de la nappe souterraine. Le passage advectif de cette eau alimenterait donc le lac en traversant la barrière des sédiments fortement contaminés en phosphore, lessivant une partie de ce phosphore vers la colonne d'eau. En 2007, Parant [42] a réalisé des essais en laboratoire dans des colonnes ($H = 2,70$ m et $\phi = 15$ cm), avec pour objectif d'évaluer l'efficacité de traitements par coagulation/floculation à l'alun et par recouvrement actif de calcaire.

L'ensemble des travaux a montré des résultats prometteurs qui ont justifié de continuer le développement de ces procédés, ce que représente le présent projet. Il consiste en la réalisation *in situ* d'un projet pilote de traitement utilisant les combinaisons de coagulation/floculation à l'alun et de recouvrement actif de calcaire.

1.4 Objectifs et hypothèses du projet

Le projet pilote de procédés de traitement par coagulation et recouvrement actif vise à évaluer l'efficacité de plusieurs options de traitements en enclos sur plateforme flottante.

La plateforme installée à l'été 2009 inclut quatre enclos utilisés ainsi :

- Enclos T : Enclos témoin, aucun traitement appliqué
- Enclos A : Coagulation/floculation à l'alun (sulfate d'aluminium)
- Enclos C : Recouvrement actif de calcaire
- Enclos AC : Coagulation/floculation à l'alun et recouvrement actif de calcaire

Dans chacun des trois enclos traités, le traitement a été appliqué une seule fois au début de l'essai démarrant le 8 juillet 2009. Des mesures *in situ* et des prélèvements d'eau ont été effectués à trois profondeurs différentes dans chacun des enclos, de juillet à octobre inclusivement. Les paramètres évalués dans chacune des colonnes d'eau étudiées, tels que la température, la conductivité et le pH, ont permis de dresser un profil physico-chimique de l'eau, ainsi que de suivre les concentrations de contaminants tels que le phosphore, le calcium, le sodium et autres. À la fin de l'essai et avant le démantèlement de la plateforme pilote, une carotte de sédiments du fond a été échantillonnée dans chacun des enclos. Des analyses de métaux traces sur l'eau interstitielle ainsi qu'une caractérisation physique des sédiments ont été réalisées. Tout au long de l'essai en plateforme, une « colonne témoin » nommée « Lac » a été contrôlée au même titre que les autres enclos, qui est en fait la colonne d'eau située au périmètre extérieur de la plateforme, directement dans le lac. Dans le cadre de l'entente entre l'Université Laval et le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), des échantillons d'eau et de sédiments ont été envoyés au CEAEQ pour des analyses en phosphore total et en fer total. Tous les détails des traitements, des mesures *in situ*, des prélèvements d'eau et des analyses sont présentés au chapitre 4.

Les objectifs du projet sont :

- procéder à la réalisation des essais en accord avec les directives listées à l'Annexe A de la proposition de la Ville de Québec [43] ;
- concevoir des méthodes efficaces et pratiques pour réaliser les traitements à l'intérieur des limitations de la réalité d'une plateforme flottante sur le lac, tant au niveau de la manipulation des matériaux, de l'agitation de l'eau et du dépôt des matériaux au fond des enclos ;
- faire le suivi des paramètres physico-chimiques des enclos pour évaluer la pérennité et la stabilité des traitements appliqués ;
- évaluer la performance des différentes options de traitements en fonction de l'objectif de réduction du phosphore total dans l'eau à 20 µg/l.

Les hypothèses principales projet sont :

- Les enclos recevront les précipitations, mais pas l'eau du lac, tout en offrant une interface eau-sédiment fidèle à celle du fond du lac ;
- l'enclos lui-même aura un effet non négligeable sur la qualité de l'eau à l'intérieur de l'enclos, d'où l'utilisation d'un témoin appelé « Lac » ;
- la coagulation à l'alun créera des floccs qui sédimenteront au fond des enclos A et AC en nettoyant la colonne d'eau de la majeure partie du phosphore présent ;
- la méthode d'épandage du calcaire et du sable sera adéquate pour permettre une couverture uniforme des sédiments sans perturber les floccs d'alun ;
- la couche de calcaire adsorbera la majeure partie des contaminants relargués des sédiments vers la colonne d'eau.

2. État des connaissances

Ce chapitre parcourt les points clés des connaissances actuelles en lien avec le présent projet par une revue de littérature. Le concept d'eutrophisation est défini en relation avec le phosphore en tant qu'élément limitant et avec les cyanobactéries. D'autres paramètres sont aussi discutés comme la transparence de l'eau et la conductivité. Le concept des « indices de Carlson », qui sera abordé dans la discussion, est défini. Les principaux mécanismes de transport des contaminants sont aussi décrits.

2.1 Eutrophisation et phosphore

Le terme « eutrophisation » représente le phénomène d'enrichissement en nutriments associé au vieillissement naturel d'une étendue d'eau, entraînant un ensemble de conséquences néfastes dans la mesure où cet enrichissement est accéléré par les activités humaines. Principalement, c'est la surproduction d'algues et de macrophytes qui crée les conséquences néfastes de l'eutrophisation. Par exemple, la détérioration de la qualité de l'eau au niveau de son apparence et de son goût, ainsi que la perte des usages du plan d'eau par les effets nuisibles que son contact engendre chez l'humain et le reste de la faune et de la flore [26].

2.1.1 L'élément limitant de l'eutrophisation

Les nutriments en cause dans le processus d'eutrophisation sont principalement l'azote et le phosphore. En effet, à l'échelle atomique, la flore algale contient un ratio C/N/P moyen (Carbone/Azote/Phosphore) de 106/16/1 [35]. Si en observant ces ratios, le carbone et l'azote semblent limitants, l'étude des cycles du carbone et de l'azote montre que les plantes puisent le carbone du gaz carbonique de l'atmosphère pour accomplir la photosynthèse, tandis que les organismes capables de la fixation de l'azote peuvent puiser à l'infini dans les réserves d'azote atmosphérique [54]. Le carbone et l'azote ne sont donc pas limitants.

L'étude du cycle du phosphore, présenté à la Figure 2 (traduit de Spellman, 2008 [54]), ne révèle pas ce lien avec l'atmosphère, ce qui en fait l'élément limitant de l'eutrophisation [52]. Les sources de phosphore sont donc exogènes ou endogènes. Les sources exogènes correspondent aux apports externes au lac, comme le ruissellement d'eau par l'agriculture avoisinante, les engrais résidentiels, les déversements accidentels de fosses septiques. Les cas d'inversion d'égouts pluviaux et sanitaires sont aussi un exemple. Les sources endogènes représentent les apports par infiltration des eaux souterraines ou par le relargage à partir des sédiments contaminés [26].

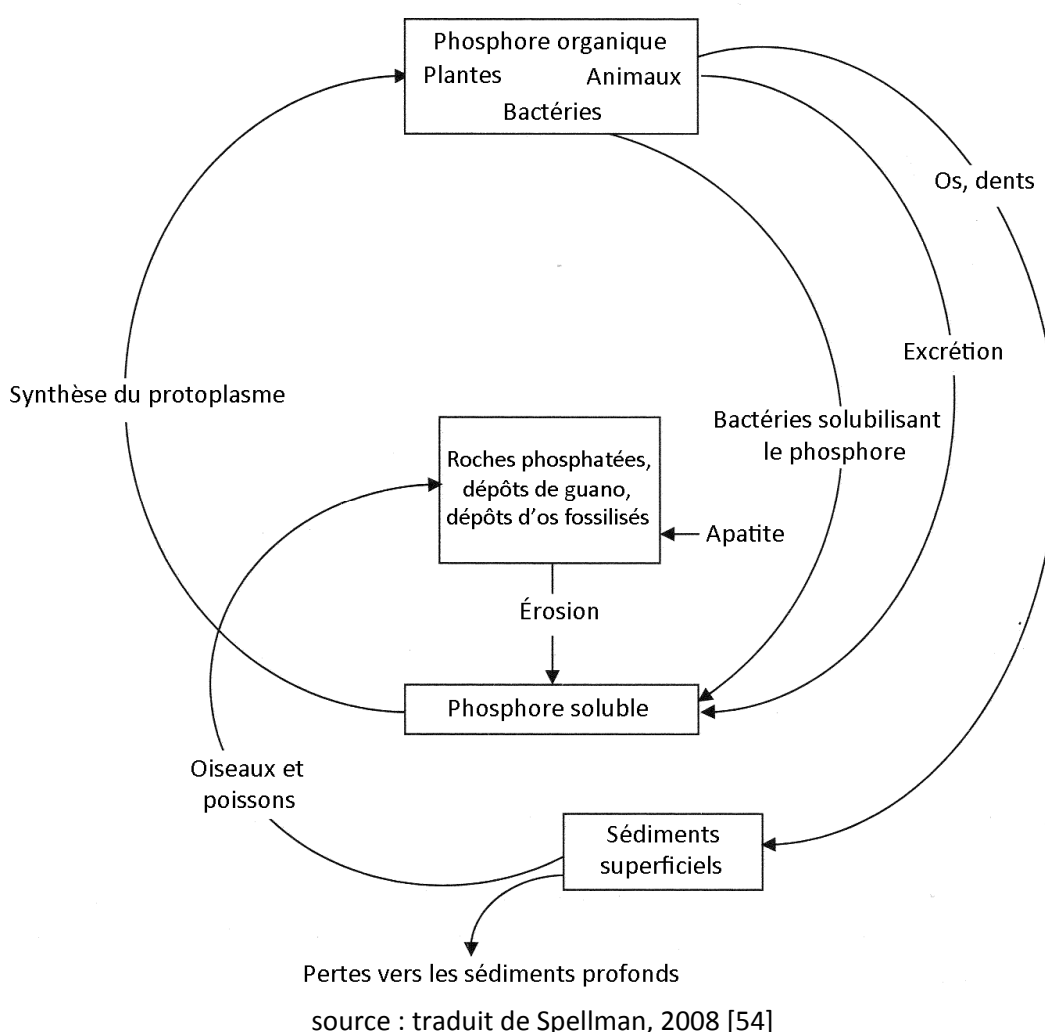


Figure 2: Cycle du phosphore

Le phosphore se retrouve sous différentes formes, dans l'eau et dans les sédiments. Dans l'eau, les orthophosphates (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} et H_2PO_4^-) sont les plus répandus et sont

biodisponibles, souvent sous l'appellation « phosphore soluble » ou « phosphore dissous » puisqu'il s'agit d'anions dissous dans l'eau. Il est aussi retrouvé sous forme d'organophosphates, complexé à la matière organique en suspension ou en colloïdes, de polyphosphates ou de métaphosphates, qui ne sont pas directement biodisponibles [53]. Plus difficile à analyser en laboratoire parce qu'il requiert une digestion par des acides forts, l'appellation « phosphore total » regroupe l'ensemble des formes de phosphore dans l'eau et est la référence générale dans la réglementation en vigueur. En 2007 et 2009, des concentrations en phosphore total ont été mesurées, respectivement à des niveaux de 420 et 300 µg P/l. En comparant ces valeurs aux critères québécois, listés au Tableau 1 [39], le lac peut être considéré comme hypereutrophe, le niveau d'eutrophisation le plus dramatique.

Tableau 1: Critères québécois de classification du statut trophique

Niveaux trophiques québécois [39]	Phosphore total (µg/l)
Ultra-oligotrophique	< 4.0
Oligotrophique	4 à 10
Mésotrophique	10 à 30
Eutrophique	30 à 100
Hypereutrophique	> 100

Dans les sédiments, le phosphore se retrouve sous forme inorganique précipitée et sous forme de composés organiques. Les formes inorganiques sont généralement liées au calcium, à l'aluminium et au fer. Le reste du phosphore est appelé phosphore résiduel. En 2007, Brin a analysé des sédiments du lac Saint-Augustin et mesuré des concentrations en phosphore total de plus de 1200 mg de P/kg sec, majoritairement lié au calcium [8].

2.1.2 Les étapes de l'eutrophisation

Une série d'étapes sont caractéristiques du processus d'eutrophisation [42].

- Enrichissement en phosphore : L'augmentation de la concentration en phosphore biodisponible provoque l'augmentation de la population des organismes se nourrissant du phosphore, comme les algues et les poissons. Pour un temps, ce

foisonnement n'est pas problématique puisque l'espace et l'oxygène continuent d'être disponibles.

- Multiplication du phytoplancton, dont la mort provoque une augmentation de la matière organique au fond du lac.
- Forte prolifération algale et des fleurs d'eau. Épaississement de la matière organique sédimentée, qui provoque l'augmentation de la population bactérienne, ce qui consomme l'oxygène dissous, réduisant la concentration en oxygène dans l'eau.
- Décomposition de la matière organique par des populations de bactéries anaérobies. La concentration en oxygène devient très faible, voir nulle, ce qui engendre un milieu anoxique et réducteur. Les bactéries aérobiques meurent et les bactéries anaérobiques foisonnent, produisant des gaz comme le méthane et l'ammoniac.

2.1.3 Conséquences de l'eutrophisation

Les conséquences de l'eutrophisation sont des impacts sur la santé, des impacts sociaux et des impacts économiques.

Parmi ces conséquences, plusieurs sont importantes [52] :

- augmentation de la population phytoplanctonique et des plantes aquatiques
- changement de la population algale vers des espèces nuisibles envahissantes comme les algues bleu-vert ;
- diminution générale de la biodiversité ;
- mortalité de poissons ;
- diminution de la transparence de l'eau ;
- diminution des qualités esthétiques de l'eau ;
- apparition d'odeurs nauséabondes ;
- perte des usages normaux du plan d'eau et diminution de la valeur des propriétés avoisinantes ;
- risques pour la santé des écosystèmes et des populations humaines.

Les risques pour la santé humaine sont principalement reliés au foisonnement des algues bleu-vert (*cyanobactéries*), qui ont la capacité de former des floraisons et qui ont tendance à augmenter la turbidité de l'eau et à diminuer davantage la concentration en

oxygène dissous au fond du lac. Plus particulièrement, certaines espèces de cyanobactéries produisent des cyanotoxines, qui peuvent causer des effets irritants, mutagènes, neurotoxiques ou même causer la mort. Une des toxines, la microcystine, aurait aussi tendance à causer une bioaccumulation dans la chaîne alimentaire [6].

2.1.4 Autres indicateurs d'eutrophisation

2.1.4.1 *Chlorophylle a et cyanobactéries*

Les différents types de pigments retrouvés dans les végétaux peuvent être associés à des familles spécifiques d'algues. La fucoxantine est présente dans les chromophytes, la diatoxantine dans les diatomées, les chlorophylles *b* et *c* se retrouvent respectivement dans les chlorophytes (algues vertes) et les cryptophytes (algues unicellulaires eucaryotes). Au-delà de cette spécificité, la chlorophylle *a* est un pigment présent dans tous les organismes photosynthétiques. Elle est essentielle pour son rôle de donneur d'électron dans la chaîne de transport des électrons, qui produit l'énergie chimique vitale à l'organisme (l'adénosine triphosphate), tout en libérant de l'oxygène [45]. Ainsi, le dosage de la chlorophylle *a* dans l'eau est un indicateur de la biomasse algale en suspension dans l'eau, généralement sous la forme du phytoplancton. Le phytoplancton représente l'ensemble du plancton photosynthétique et autotrophe pour le carbone. Par son pigment vert, la chlorophylle, une biomasse phytoplanctonique importante créera une coloration distinctement verdâtre dans les eaux touchées. Étant photosynthétique, cette biomasse aura tendance à s'accumuler dans les zones près de la surface, où la lumière est encore disponible [50].

La photosynthèse des cyanobactéries est principalement opérée par la chlorophylle *a*. La plupart des cyanobactéries opèrent de façon autotrophe pour le carbone, au même titre que les plantes que l'on connaît ; en considérant un bilan global, le gaz carbonique est converti en oxygène. Toutefois, lorsque la biomasse algale est trop importante, la lumière devient rare dans l'eau, ce qui entraîne une diminution des nutriments azotés et de l'oxygène dissous. Ne pouvant plus opérer la photosynthèse et manquant de nutriments

azotés, certaines des variétés filamenteuses de cyanobactéries commencent alors à se différencier en espèces hétérotrophes. Ces variétés acquièrent ainsi la capacité de fixer l'azote de l'air à l'aide de l'enzyme nitrogénase, active seulement sous des conditions de faible concentration en oxygène [44]. La conséquence globale de cette adaptation est une saturation de la population algale de surface, qui continue de consommer l'oxygène avant qu'elle puisse pénétrer en profondeur dans l'eau, pendant que des populations de cyanobactéries adaptées utilisent cet avantage pour continuer de proliférer. La prolifération des cyanobactéries est d'autant mieux assurée par le fait qu'elles produisent des toxines comme la microcystine qui, outre sa toxicité importante pour l'homme et la faune, leur procurent divers avantages de défense contre le broutage par le zooplancton ou les crustacés herbivores [45].

2.1.4.2 Transparence de l'eau

La pénétration de la lumière dans l'eau est inversement proportionnelle à la turbidité de l'eau. Dans un lac naturel, cette turbidité est généralement associée à la présence d'une biomasse phytoplanctonique. La mesure de la transparence de l'eau est pratique parce qu'elle ne requiert pas d'équipement coûteux et ne demande que peu d'expertise. L'instrument utilisé est un disque Secchi. Il s'agit d'un disque blanc et noir que le technicien descend dans l'eau pour mesurer à quelle profondeur il disparaît. La transparence de l'eau est donc un indicateur indirect de l'ampleur de la biomasse algale dans l'eau, reliée à l'eutrophisation [9-10, 25, 32].

2.1.5 Conductivité électrique

La conductivité reflète la présence d'ions chargés dissous dans l'eau puisque ce sont eux qui conduisent l'électricité. La conductivité est donc proportionnelle aux solides totaux dissous et à la salinité de l'eau [38, 53, 60]. La conductivité électrique est une mesure communément utilisée parce qu'elle requiert une simple sonde de terrain, qui est bon marché et facile d'utilisation. Cette mesure est particulièrement utile parce qu'elle rend possible l'utilisation de corrélations permettant l'approximation de la force ionique de

l'eau, des solides totaux dissous et même, dans une mesure relative, de la salinité de l'eau.

Au niveau biologique, l'augmentation de la salinité accentue la pression osmotique exercée sur les membranes des organismes vivants. Les organismes peu complexes, comme les bactéries et les cyanobactéries, sont normalement peu adaptés pour réagir à une augmentation de la salinité, mais peuvent s'adapter extrêmement rapidement par leur malléabilité génétique [60]. Ces adaptations sont particulièrement rapides dans le cas des cyanobactéries. En effet, une conductivité élevée a tendance à faire basculer la composition algale des espèces planctoniques cryptophytes et des algues vertes, vers des espèces filamenteuses et coloniales de cyanobactéries [57].

2.1.5.1 Conductivité spécifique

Puisque la température des électrolytes affecte directement la vitesse des ions dans l'eau [60], la conductivité électrique sera directement proportionnelle à la température, étant donc gouvernée par celle-ci. Pour utiliser des corrélations vers des paramètres qui ne sont pas affectés par la température, la conductivité doit être ajustée à une température de référence. Ainsi, la température pourra être exclue des changements de tendance observés durant l'essai. À cette fin, des corrélations d'ajustement existent, vers un paramètre nommé « *Conductivité spécifique* », qui ajuste donc la conductivité à la température de 25°C. L'équation suivante permet cet ajustement :

$$K_{25} = \frac{K_T}{1 + TC (T - 25)}$$

où K_{25} : conductivité spécifique à 25°C ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ;
 K_T : conductivité électrique à la température de mesure ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ;
TC : coefficient de température ;
T : température de l'eau au moment de la mesure (°C).

Communément, différents coefficients TC sont utilisés dans la littérature. Smith (1962) [51] utilise un coefficient de 0,025, tandis que Watson (1989) [58] choisit 0,022. Comme plusieurs sondes, le « Standard methods for the examination of water and

wastewaters » [1] utilise plutôt 0,0191 comme coefficient de correction. Par exemple, un coefficient de température de 0,025 indique que la conductivité varie de 2,5 % pour chaque degré Celsius de variation. Le choix de la méthode de correction modifie fortement la tendance des courbes lorsque des corrections sont appliquées sur des mesures dont la température s'éloigne de la température de référence. Plus récemment, Endoh (2008) [22] a démontré que le coefficient de correction n'est pas constant, mais est lui-même fonction de la température. Par des tests sur des eaux douces, il arrive à l'équation ci-dessous, avec les coefficients $a = -3,58 \times 10^{-4}$ et $b = 3,04 \times 10^{-2}$:

$$K_{25} = K_T \exp \{0.5 a (25^2 - T^2) + b (25 - T)\}$$

où K_{25} : conductivité spécifique à 25°C ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ;
 K_T : conductivité électrique à la température de mesure ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ;
 a, b : coefficients de température ;
 T : température de l'eau au moment de la mesure (°C).

Cette dernière méthode de correction est utilisée dans le traitement des résultats de ce rapport pour la normalisation des mesures de conductivité à 25°C.

2.2 Indice de Carlson

Carlson a travaillé à la mise au point de modèles de classification des niveaux trophiques des eaux naturelles. Son modèle (1977 : [9]) met en relation trois des indicateurs de l'eutrophisation définis au point précédent, soient la concentration en phosphore total de l'eau, la concentration en chlorophylle a et la transparence de l'eau. Il utilise ces indicateurs pour créer ses propres indices trophiques (TSI : Trophic State Index).

Pour résumer sommairement les liens principaux entre ces trois indicateurs, la transparence de l'eau est faible en présence d'une importante biomasse algale dans l'eau du lac. Une biomasse algale abondante résultera en une forte concentration en chlorophylle a , le pigment vert commun à tous les végétaux. La croissance des végétaux est contrôlée par leur nutriment limitant, le phosphore. Bien que les orthophosphates soient les variétés de phosphore biodisponibles, c'est plutôt le phosphore total qui a été

utilisé dans l'élaboration des modèles de Carlson. Le phosphore total représente l'ensemble du phosphore présent dans l'eau, sous quelque forme que ce soit.

Les trois équations obtenues par ses corrélations sont présentées au Tableau 2 [9].

Tableau 2: Équations de calcul de l'indice de Carlson

$TSI (SD) = 10 \left[6 - \frac{\ln(SD)}{\ln 2} \right]$
$TSI (Chl) = 10 \left[6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln(Chl)}{\ln 2} \right]$
$TSI (TP) = 10 \left[6 - \frac{\ln \left(\frac{48}{TP} \right)}{\ln 2} \right]$
SD = Profondeur du disque Secchi (Secchi Depth) (en mètres) Chl = Chlorophylle <i>a</i> (en µg/l ou en mg/m ³) TP = Phosphore total (Total Phosphorous) (en µg/l ou en mg/m ³)

L'intérêt du développement d'un indice est la capacité de déduire le niveau trophique d'un lac en se basant sur un nombre minimal de paramètres, afin de réduire les coûts reliés à l'évaluation préliminaire de la qualité de l'eau d'un lac. Il devient aussi possible d'évaluer plusieurs lacs par la comparaison d'un indice unique, ce qui permet d'établir des listes prioritaires d'intervention. C'est ce que Galvez et Sanchez réalisent en 2007 lors de l'évaluation du statut trophique de 154 lacs du Québec [9, 25]. Ainsi, les indices trophiques de Carlson peuvent être associés à la classification trophique classique utilisée encore aujourd'hui (Tableau 1 : [39]). Ces associations, ainsi que les symptômes généraux qui y sont rattachés, sont présentés au Tableau 3 et font le lien entre phosphore, transparence et biomasse algale.

Tableau 3: Indices TSI de Carlson associés à la classification trophique classique et symptômes généraux

TSI	Classification trophique	Symptômes généraux	source : [9, 25]
< 30	Oligotrophique	Eau claire, oxygène dissous pendant toute l'année dans l'hypolimnion.	
30-40	Oligotrophique	Les lacs profonds sont oligotrophes, mais certains lacs peu profonds montrent une anoxie l'été dans l'hypolimnion.	
40-50	Mésotrophique	Eau moyennement claire, probabilité croissante d'anoxie l'été dans l'hypolimnion.	
50-60	Eutrophique	Début des signes d'eutrophisation. Transparence de l'eau plus faible, hypolimnion anoxique l'été, évidents problèmes de macrophytes, survie des poissons d'eau chaude.	
60-70	Eutrophique	Dominance des cyanobactéries, écume algale probable. Important problème de macrophytes.	
70-80	Hypereutrophique	Possibilité d'importantes floraisons de cyanobactéries pendant l'été. Couche dense de macrophytes au fond, limitée par la pénétration de la lumière.	
> 80	Hypereutrophique	Écume algale, peu de macrophytes. Morts de poissons pendant l'été, dominance des espèces indésirables.	

2.3 Mécanismes de transport des contaminants

Les points suivants décrivent brièvement la théorie des mécanismes de transport des contaminants. Les parties *Advection*, *Dispersion mécanique* et *Dispersion moléculaire* sont extraites, avec sa permission, des notes de cours de la Docteure Rosa Galvez.

2.3.1 Advection

[24] Migration des particules résultant de l'écoulement, mouvement induit par un *gradient hydraulique* $\left(\frac{dh}{dz}\right)$, déplacement en forme de piston le long des lignes de l'écoulement, avec :

$$\bar{v} = v_{moyenne} \quad \bar{v} = \frac{Q}{nA} = -\frac{k}{n} \frac{dh}{dz} \rightarrow \text{Flux Darcien – Loi de Darcy, où}$$

Q : débit volumétrique;

A : aire d'écoulement;

$\frac{dh}{dz}$: gradient hydraulique;

k : coefficient de perméabilité;

n : porosité.

Dans le cas d'un milieu poreux et à partir d'essais sur des colonnes de sable, on notera que le flux n'est pas égal à la vitesse moyenne d'écoulement du fluide qui prend en compte la porosité.

2.3.2 Dispersion mécanique

[24] Mélange hydraulique causé par un *gradient (variation) de la vitesse* à l'échelle des pores. Différence entre le flux d'un fluide dû à sa vitesse réelle (à l'échelle microscopique) et le flux dû à sa vitesse moyenne (à l'échelle macroscopique) $\left(\frac{dv}{dz}\right)$:

$$J_{Dp} = -\eta D_m \frac{dC}{dz} \rightarrow \text{Flux Dispersif} - 1^{\text{re}} \text{ Loi de Fick}$$

$$\text{correspondant à : } \frac{\text{masse_soluté}}{(\text{aire_unitaire}) \times (\text{temps})} = \left[\frac{M}{L^2 T} \right]$$

où $D_{m,ij}$ est le coefficient de dispersion mécanique dans le cadre global d'un écoulement en trois dimensions. Le coefficient de dispersion mécanique peut être exprimé en fonction de la vitesse de pores selon :

$$D_m = \alpha \bar{v}$$

où α est la dispersivité du milieu.

α_L : dispersivité longitudinale (1-10 m)

α_H : dispersivité horizontale (0,1 - 1 m)

α_T : dispersivité transversale (0,01 – 0,001 m)

À l'échelle microscopique, la vitesse varie d'un pore à un autre :

- le profil varie dans un pore (écoulement de type poiseuille par exemple, avec profil des vitesses parabolique);
- la vitesse augmente avec la dimension du pore (d'où le phénomène des écoulements préférentiels);
- la connectivité des pores produit des lignes tortueuses.

Il existe ainsi une dispersion longitudinale, causée par les deux premiers facteurs, et une dispersion transversale liée au troisième.

2.3.3 Diffusion moléculaire

[24] Transport induit par des *gradients de concentration* $\left(\frac{dC}{dz}\right)$:

$$J_{Df} = -\eta D_d \frac{d^2C}{dz^2} \rightarrow \text{Flux Diffusif} - 2^{\text{e}} \text{ Loi de Fick}$$

$$\text{correspondant à : } \frac{\text{masse_soluté}}{(\text{aire_unitaire}) \times (\text{temps})} = \left[\frac{M}{L^2 T} \right]$$

D_d est le coefficient de diffusion moléculaire effectif dans un milieu poreux; il représente le produit du coefficient de diffusion dans un liquide par la tortuosité du milieu. La tortuosité permet de tenir compte de la difficulté supplémentaire liée au contournement des grains des sédiments ou des sols. Ainsi, pour un même matériau, la tortuosité sera inversement proportionnelle à la granulométrie.

$$D_d = D_0 \times \tau \quad \text{avec } 0 \leq \tau \leq 1.0$$

Le coefficient de diffusion (D_0) dans un liquide est connu pour la plupart des solutés. Il est à noter que ce coefficient dépend :

- de la nature de l'ion diffusant;
- de la force ionique de la solution;
- de la température.

2.3.4 Bioturbation

La présence d'organismes, tels que des escargots ou des vers de vase, peut contribuer à augmenter le relargage du phosphore minéralisé dans les sédiments vers la colonne d'eau. En 2009, Biswas [4] décrit comment les larves de la famille *Chironomidae* peuvent accélérer le flux de phosphore vers la colonne d'eau par la combinaison de plusieurs actions :

- la perturbation de la stratification des sédiments augmente l'apport advectif en modifiant les caractéristiques physiques des couches (granulométrie, perméabilité et porosité);
- la remise en suspension des sédiments supérieurs vers la colonne d'eau augmente la surface de l'interface sédiments-eau;
- l'ensemble des actions d'ingestion, de digestion et de défécation des sédiments par les larves cause aussi des changements dans la nature physique des sédiments. Ces changements facilitent ainsi la diffusion moléculaire tout en stimulant les populations de bactéries hétérotrophes et de bactéries solubilisant le phosphate.

3. Description du site

Dans ce chapitre, la situation géographique ainsi que les caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin sont présentées en y associant l'utilisation actuelle du territoire de son bassin versant. Des éléments de topographie, hydrologie et hydrogéologie sont aussi associés à des données climatiques pour mettre en perspective la contamination en phosphore du lac.

3.1 Localisation du lac Saint-Augustin

Le lac Saint-Augustin est situé au cœur de la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures, 16 km à l'ouest du centre-ville de Québec. La pointe sud-ouest du lac se trouve à environ 1,3 km de la rive nord du fleuve Saint-Laurent. La principale route passant à proximité du lac est l'autoroute Félix-Leclerc (40), s'approchant de la région nord-est du lac à une distance de près de 350 mètres. Le lac se situe entre les latitudes 46°41' et 46°42' N, et les longitudes 71°22' et 71°36' O [47]. Sa situation géographique est montrée à la Figure 3 [2].

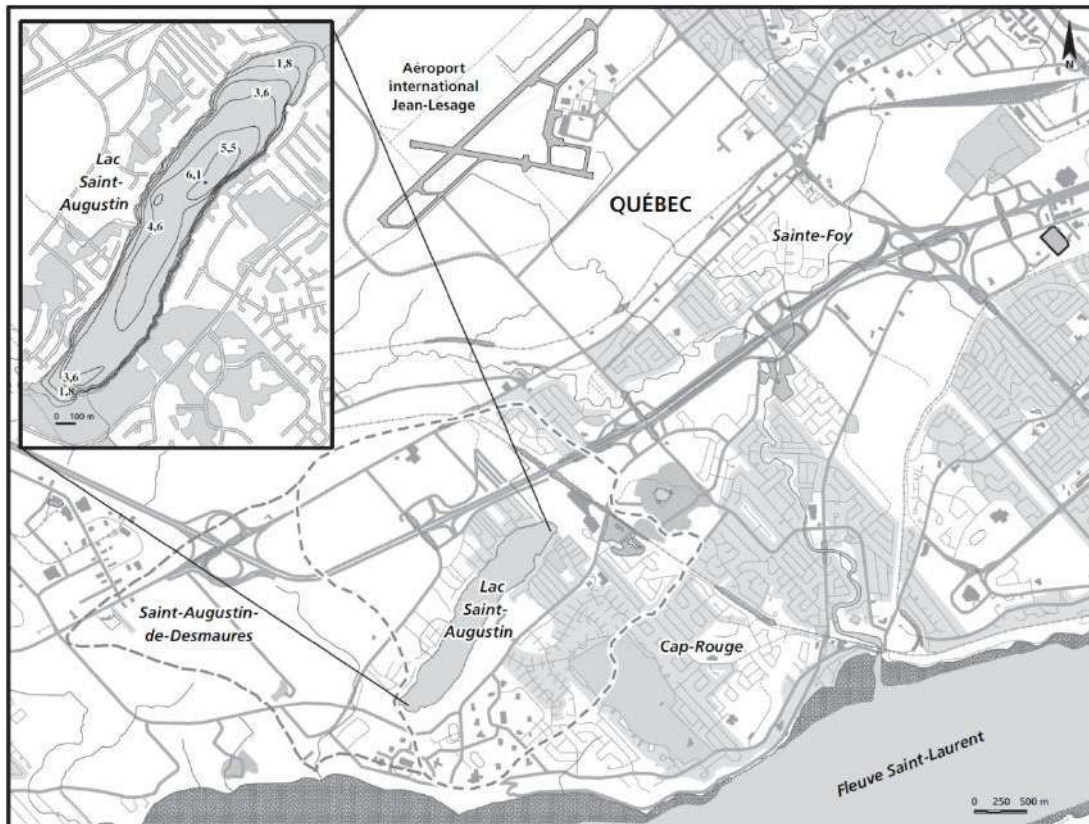
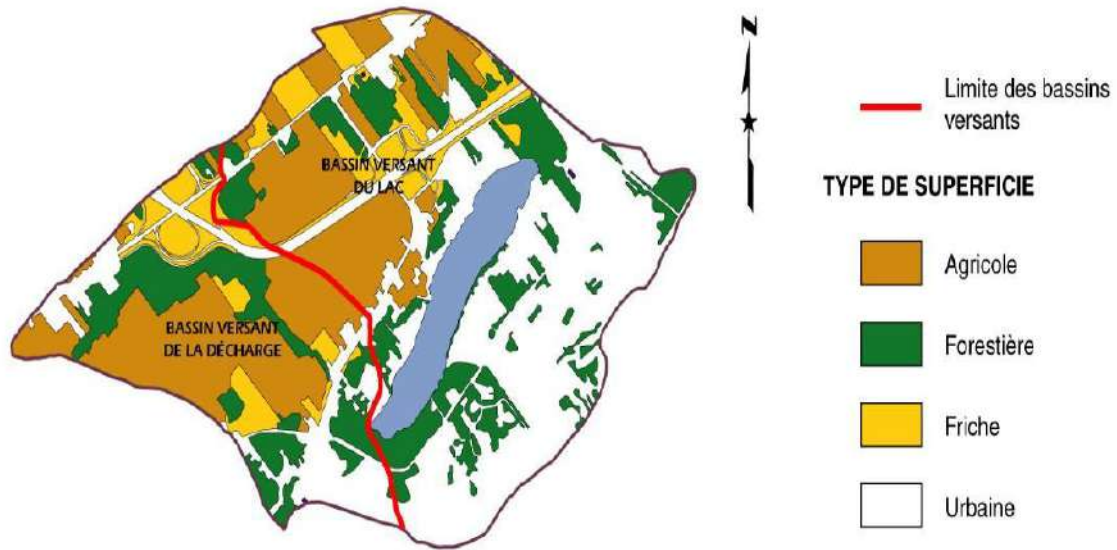


Figure 3: Localisation du lac Saint-Augustin

L'utilisation actuelle du territoire [17], montrée à la Figure 4, n'a pas beaucoup changée depuis 2002. Au nord-ouest du lac, les terres agricoles occupent la majeure partie du territoire, tandis que les zones urbaines dominant largement en périphérie du lac, surtout au niveau de sa rive sud-est. Un léger pourtour forestier subsiste toutefois encore, surtout aux extrémités nord-est et sud-ouest.



source : [17]

Figure 4 : Utilisation des terres du bassin versant du lac Saint-Augustin en 2002

3.2 Caractéristiques morphométriques

De façon générale, le lac couvre une superficie de $0,6 \text{ km}^2$, avec une longueur de $2,10 \text{ km}$ et une largeur de $0,29 \text{ km}$. Avec ses $3,5 \text{ m}$ de profondeur moyenne, il s'agit d'un lac peu profond. De façon plus détaillée, les caractéristiques morphométriques du lac et de son bassin versant sont présentées au Tableau 4 [2]. La superficie du bassin versant modifié est de $6,3 \text{ km}^2$ après que les eaux de ruissellement de deux zones au sud-est du lac aient été détournées du bassin versant naturel dont la superficie était de $7,5 \text{ km}^2$.

Tableau 4: Caractéristiques morphométriques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant

	PARAMÈTRES	VALEURS
Lac	Longueur maximale	2,1 km
	Largeur maximale	0,3 km
	Largeur moyenne	0,29 km
	Superficie du lac (A_{lac})	0,6 km ²
	Périmètre du lac (P_{lac})	4,5 km
	Profondeur maximale	6,1 m
	Profondeur moyenne	3,6 m
	Volume	2,38 x10 ⁶ m ³
	Rapport périmètre/surface (P_{lac} / A_{lac})	7,5 km ⁻¹
	Module annuel (débit annuel moyen à la décharge)	0,17 m ³ /s
Bassin versant naturel	Superficie du bassin versant naturel (A_{bv})	7,462 km ²
	Rapport sup. bassin versant / sup. lac (A_{bv} / A_{lac})	12,4
Bassin versant modifié	Superficie du bassin versant modifié (A_{bvm})	6,293 km ²
	Rapport sup. bassin versant / sup. lac (A_{bvm} / A_{lac})	10,49

source : [2]

3.3 Topographie

Le lac Saint-Augustin repose sur des dépôts fluvioglaciers de sable et de gravier formés suite à la dernière glaciation (10 000 av. J.-C.). Ces dépôts se retrouvent sous l'ensemble du lac jusqu'à la rivière du Cap Rouge. Une zone de dépôts marins sablonneux est aussi présente au sud du lac [28].

La topographie présentée à la Figure 5 montre un dénivelé d'une trentaine de mètres sur environ 250 m au sud-est du lac. De façon similaire, un autre dénivelé d'une trentaine de mètres peut être observé au nord-ouest du lac sur une distance de 1,5 km. Au sud du lac, la pente du terrain est faible de la décharge jusqu'au fleuve et à l'extrémité nord-est, l'élévation diminue de 40 m jusqu'à la rivière du Cap Rouge.

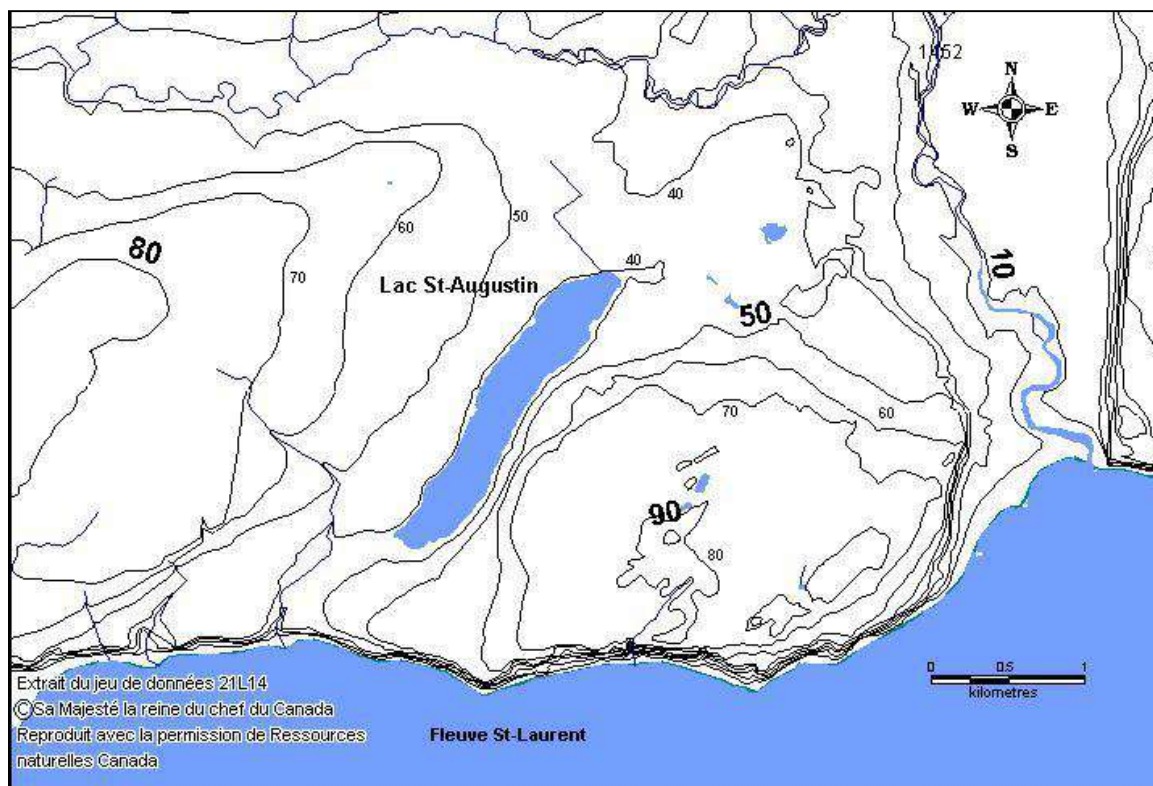


Figure 5: Topographie aux environs du lac Saint-Augustin

3.4 Hydrologie et hydrogéologie

Le lac Saint-Augustin est un lac de tête, ce qui signifie qu'aucun cours d'eau provenant d'un autre bassin ne s'y jette [2]. Plutôt, une combinaison de petits tributaires, d'eaux de ruissellement, d'eaux souterraines et d'eaux de précipitations directes alimente le lac. L'effluent du lac s'apparente surtout à un ruisseau surnommé la « décharge du lac ». Elle est située à la pointe sud du lac et se jette directement dans le fleuve Saint-Laurent, moins de 1,5 km plus loin.

Selon les données climatiques d'Environnement Canada [23] des dix dernières années (2000 à 2009), la précipitation annuelle moyenne est de 1 172 mm et la température moyenne annuelle est de 4,7°C. La température moyenne est de -11,8°C en janvier et de 19,2°C en juillet. Avec des données antérieures, Bergeron (2002) [2] avait pu calculer la fréquence de renouvellement de la totalité des eaux du lac Saint-Augustin en tenant compte du bassin versant modifié et avait obtenu un temps de rétention de

0,58 an, pour une fréquence de renouvellement de 1,72 fois par an. Le lac est donc renouvelé entièrement en près de 7 mois.

Les travaux de Pérez-Arzola [28] ont permis d'établir des constats sur la direction de l'écoulement des eaux de ruissellement routier et des infiltrations. Ces eaux, qui contiennent des sels de déglacage provenant du tronçon routier de l'autoroute Félix-Leclerc (40), coulent vers la zone de recharge en eau souterraine et vers le tributaire qui alimente le lac, au nord-est de celui-ci. La Figure 6 met en relation la topographie et l'hydrogéologie du lac en montrant comment le lac Saint-Augustin est en partie alimenté par la nappe phréatique.

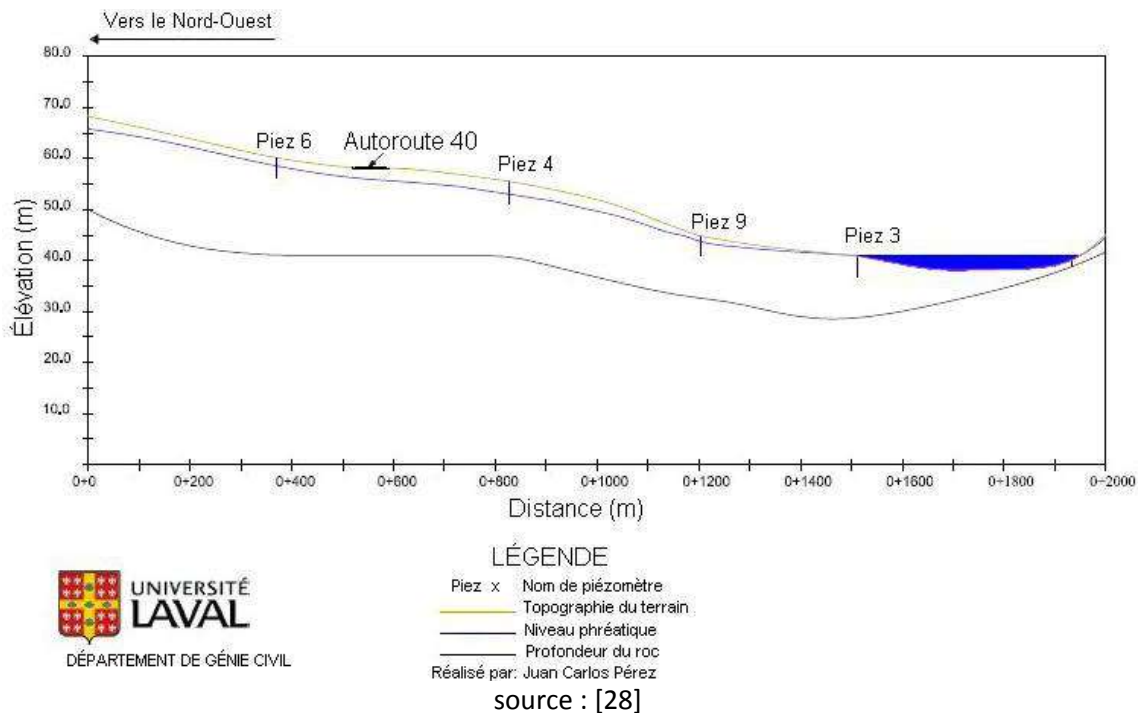


Figure 6: Topographie et niveau de la nappe phréatique au lac Saint-Augustin

Pérez-Arzola calcule une recharge du lac par la nappe souterraine de $2\,207\,120\text{ m}^3/\text{an}$ pour une charge d'eau totale de $3\,236\,100\text{ m}^3/\text{an}$ en mettant en relation les paramètres de précipitations directes, ruissellement d'eau, infiltration dans le sol, évapotranspiration, température, et topographie du bassin versant. Selon cette estimation, en plus du ruissellement et des précipitations directes, 59 % de la charge d'eau totale du lac serait attribuable aux écoulements souterrains. Cette estimation élevée est revue à 23 % en

2009 par Daviau [19] qui en calculant les volumes d'alimentation en eau des trois principaux tributaires du lac par la mesure de leurs débits d'eau tout au long de l'année. En considérant que seuls les trois principaux tributaires sont comptabilisés dans cette estimation, la part d'alimentation attribuable aux écoulements souterrains devrait logiquement être inférieure à 23 % puisque l'ensemble des apports par ruissellement n'est pas comptabilisé.

3.5 Contamination du lac

3.5.1 Contamination de l'eau

Le Tableau 5 présente quelques données historiques de la contamination de l'eau du lac Saint-Augustin. Il montre le phosphore total en tant qu'élément limitant de l'eutrophisation, mais aussi des paramètres de pollution ionique comme la conductivité électrique, le calcium, le sodium et les chlorures ; ces paramètres sont en nette augmentation depuis les quarante dernières années. Leur augmentation semble être associée à la présence de l'autoroute 40 (Félix-Leclerc) depuis 1974, qui contribue à l'augmentation de la charge ionique du lac par les sels de déglacage qui en proviennent lors de la fonte des neiges chargées de ces sels au printemps. Sur le tronçon de 2 km d'autoroute contenu dans le bassin versant du lac Saint-Augustin, de 60 à 90 tonnes de sels de déglacage seraient épandues chaque année [27]. Parmi les produits employés, le chlorure de sodium est utilisé par temps doux (NaCl) et le chlorure de calcium est utilisé par temps très froid (CaCl₂), d'où l'augmentation des concentrations en ions Ca²⁺, Na⁺ et Cl⁻ depuis la construction de l'autoroute. La mesure de la conductivité électrique étant représentative de la teneur en ions dissous dans l'eau, la conductivité augmente avec la concentration de ces ions.

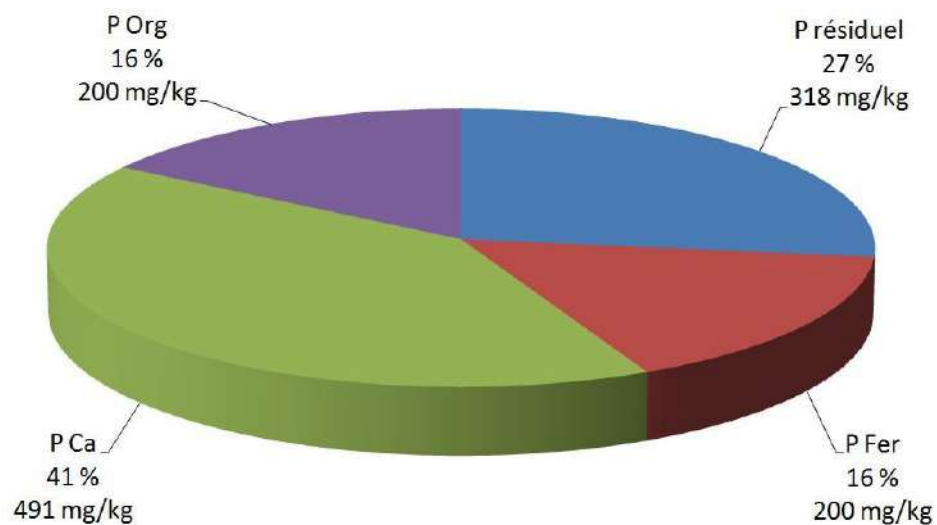
Tableau 5 : Historique de contaminants de l'eau du lac Saint-Augustin

Année	Phosphore total (µg/l)	Conductivité électrique (µS/cm)	Calcium soluble (mg/l)	Sodium soluble (mg/l)	Chlorures (mg/l)
1976	32	350	34	32	46
1977	30	370	31	40	88
1993		540			
2000	73	707	45	79	124
2001	70	781	45	89	150
2006	130				
2007	420				

source : [2, 55]

3.5.2 Contamination des sédiments par le phosphore

Le profil hydrogéologique du lac Saint-Augustin révèle que la portion de son alimentation en eau attribuable à la nappe souterraine alimente le lac en traversant les sédiments par advection. Les travaux de Brin [8] ont montré que ces sédiments constituent un puits de contamination important puisqu'ils sont fortement contaminés en phosphore : jusqu'à 1 200 mg/kg. La Figure 7 présente le patron de spéciation chimique du phosphore présent dans les sédiments analysés par Brin [8].



source : [8]

Figure 7 : Patron de spéciation du phosphore (P) des sédiments du lac Saint-Augustin

4. Plan expérimental et méthodologie

Le projet pilote a été conçu par la mise en commun de ces facteurs d'eutrophisation du lac Saint-Augustin et en tenant compte des améliorations apportées autour du lac par les projets de réduction du phosphore à la source. Malgré ces réductions, deux sources de phosphore demeurent : l'eau du lac et les sédiments du lac. Les deux technologies retenues sont directement en lien avec ces deux sources de phosphore. Le traitement à l'alun retirerait le phosphore de l'eau et le recouvrement actif de calcaire empêcherait le phosphore relargué par les sédiments contaminés d'atteindre la colonne d'eau.

Le plan expérimental est représenté graphiquement à la Figure 8. Ce chapitre portant sur la méthodologie employée durant le projet, il décrit chacune des parties de ce plan expérimental.

- La construction de la plateforme et son installation
- L'installation des enclos de traitements
- Les procédures du traitement à l'alun et du recouvrement actif de calcaire avec les matériaux et les outils utilisés
- Le suivi de quatre enclos d'isolement et d'une colonne d'eau du lac hors enclos
 - Enclos Témoin (T)
 - Enclos Alun (A)
 - Enclos Calcaire (C)
 - Enclos Alun+Calcaire (AC)
 - Colonne d'eau du lac (L)
- Le programme d'échantillonnage de l'eau
- Les procédures d'analyse en laboratoire et de mesures *in situ*
- La procédure d'échantillonnage des sédiments et leurs analyses
- Le démantèlement et l'entreposage de la plateforme

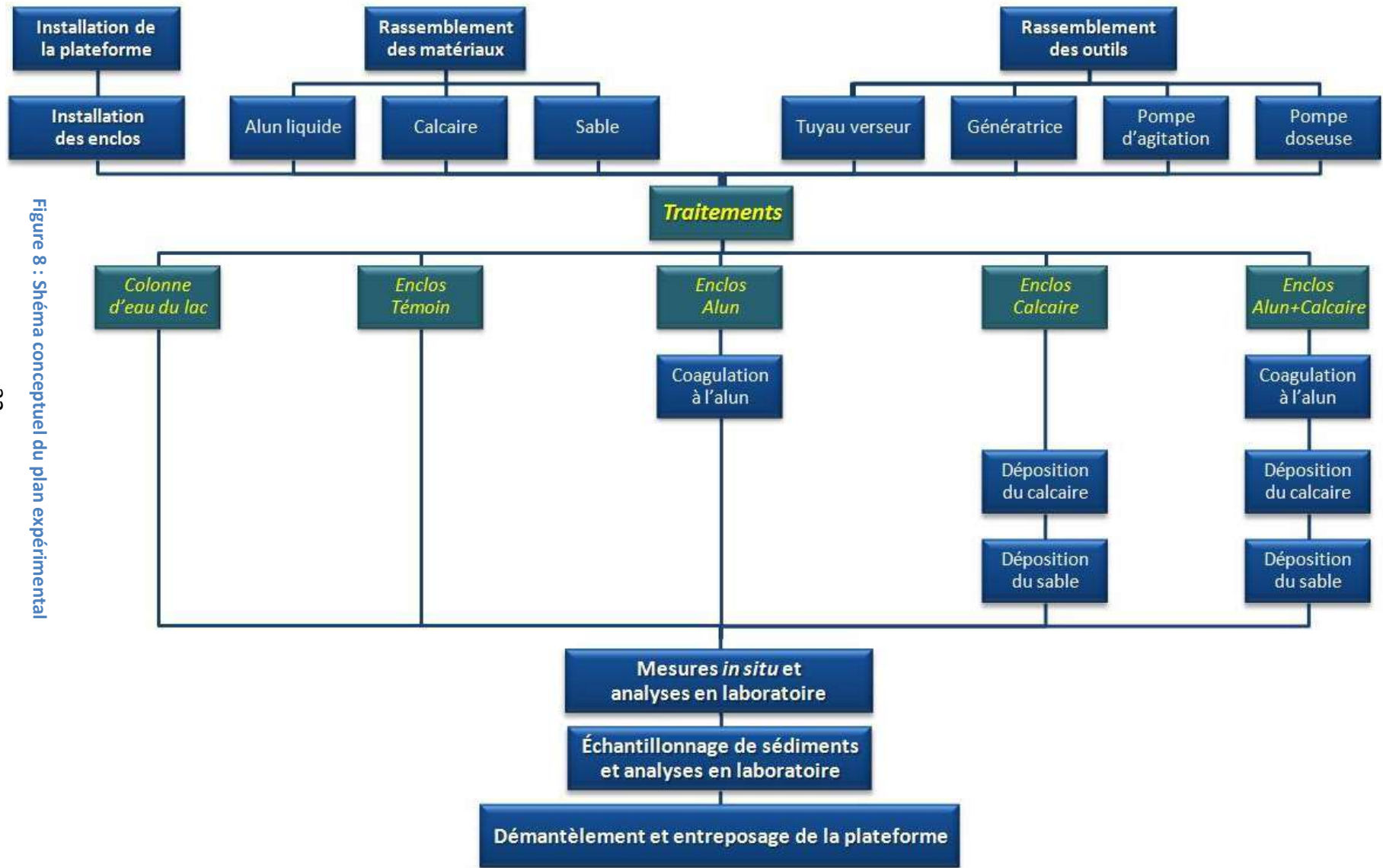


Figure 8 : Schéma conceptuel du plan expérimental

4.1 Localisation de la plateforme

Le site d'installation de la plateforme, montré à la Figure 9, a été choisi pour des raisons pratiques et en accord avec la problématique de contamination des sédiments. Il est en aval des sites D1 et E4 identifiés par Brin en 2004 [8], qui correspondent respectivement à un point du lac face au Camping Juneau et à un autre face à la base d'hydravions; cette dernière est située à 100 m au nord-est du Quai Paquet. Ces deux localisations limitent la zone d'intense activité humaine et ont été identifiées en tant que zones prioritaires à contamination élevée [8]. Les points géoréférencés de la plateforme, du quai du Camping Juneau et du quai de la ferme Paquet sont montrés au Tableau 6.

Tableau 6 : Points géoréférencés des sites clés en relation à la plateforme

Sites	Coordonnées GPS
Plateforme	46°44'44,0"N 71°23'51,5"W
Camping Juneau	46°44'49,8"N 71°23'47,3"W
Ferme Paquet	46°44'58,4"N 71°23'42,6"W



Figure 9: Carte des points géoréférencés des sites clés à la plateforme à l'aide du logiciel GoogleEarth

4.2 Description de la plateforme

4.2.1 Construction

La plateforme flottante, conçue par l'Université Laval, est montrée à la Figure 10. L'ensemble de la plateforme consiste en deux parties distinctes, l'une en surface et l'autre submergée. La Société Dessau fut mandatée pour la construction de la plateforme flottante et des enclos de traitement dans le cadre de ce projet pilote.

En surface, la plateforme flottante est constituée d'une passerelle de bois en forme de croix, de 11 m de longueur par 9,5 m de largeur. En majeure partie submergés, quatre enclos d'une surface de 4 m² isolent quatre colonnes d'eau du lac grâce à une membrane en vinyle. Chacune des colonnes d'eau est exposée aux précipitations de surface et à

l'effet des sédiments, et chaque enclos a accueilli un traitement différent spécifique. Les caractéristiques de chacun des enclos sont décrites plus en détail à la section 4.2.3.

La plateforme est formée de cinq sections rectangulaires de mêmes dimensions, disposées en croix, tel que montré à la Figure 10. Les sections ont été préfabriquées en usine et assemblées sur la rive sud du lac pour un montage sur le terrain. Le matériau utilisé est le bois non traité. La structure en bois non traité repose sur des flotteurs rigides étanches en polychlorure de vinyle (PVC), montrés à la Figure 11.

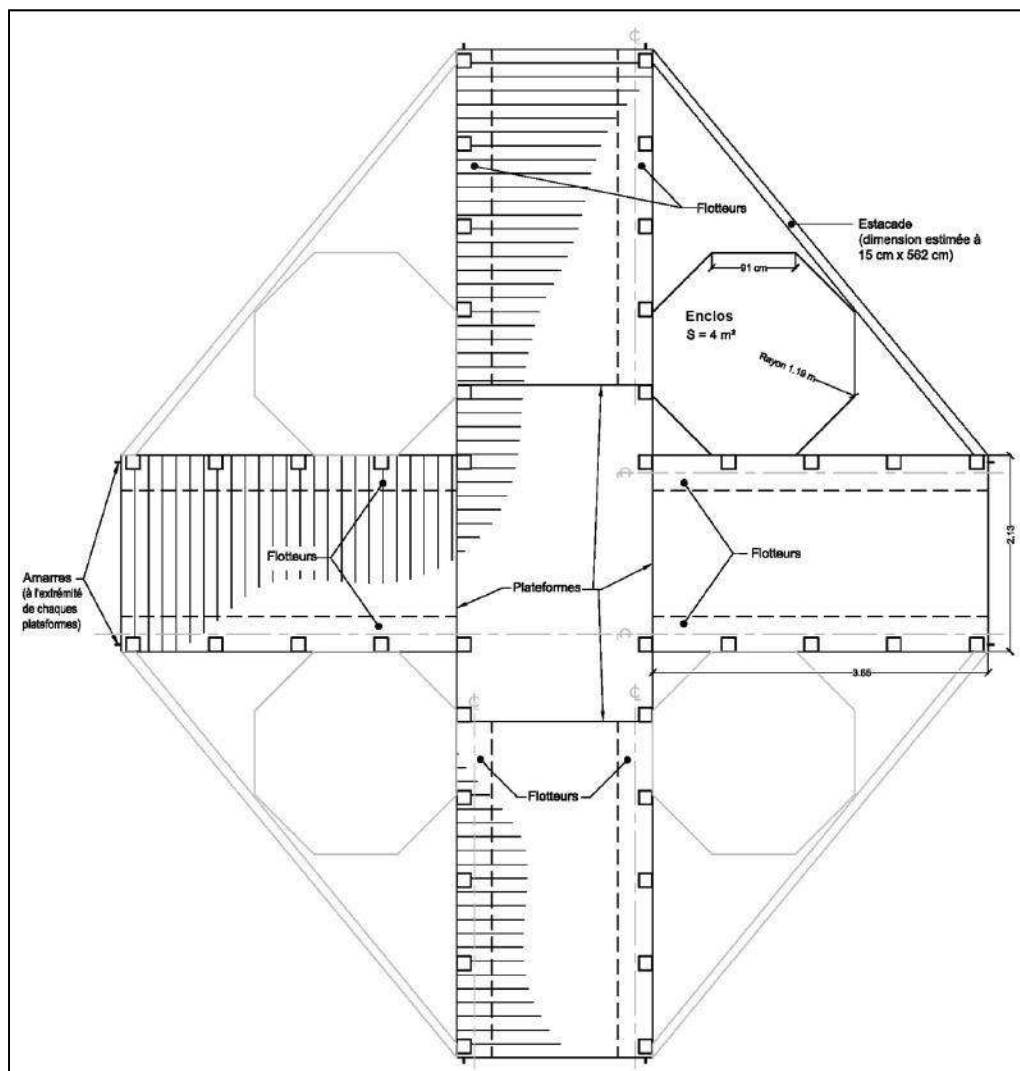


Figure 10: Plan de la plateforme flottante vue en surface réalisée par la Société Dessau



Figure 11: Flotteur en PVC sous la plateforme

4.2.2 Montage et déplacement

Les cinq sections en bois avec leurs flotteurs respectifs ont été assemblées sur la rive de la ferme Paquet, à 500 m de l'emplacement final de la plateforme. La rive possède un faible dénivelé par rapport au lac, avec amplement d'espace, facilitant la livraison par camion et le travail de montage par les techniciens de la firme Dessau. La Figure 12 montre la plateforme prête au déplacement. La plateforme a ensuite pu être remorquée à l'aide d'une chaloupe motorisée munie d'une corde jusqu'au site choisi, manœuvre montrée à la Figure 13.



Figure 12: Plateforme flottante prête au déplacement



Figure 13: Remorquage de la plateforme vers le site choisi

Une fois la plateforme déplacée à la position désirée, la profondeur de l'eau a été mesurée à l'aide d'un ruban muni d'un poids, pour s'assurer qu'elle ne dépassait pas les 3 m, ceci afin de ne pas dépasser la longueur de la membrane des enclos (voir détails au point suivant). Une fois cet exercice accompli, la plateforme a été stabilisée par douze blocs de béton servant d'ancrage, puis reliés à la plateforme à l'aide de cordes. Les cordes étaient fixées à chacun des douze coins de la plateforme en croix et les ancres étaient disposées sous l'eau de façon croisée, pour limiter les déplacements de la plateforme par les courants et le vent. Les blocs de béton peuvent être vus sur la plateforme à la Figure 13.

4.2.3 Installation des enclos

Une fois la plateforme ancrée à son site définitif, les enclos ont été installés. En se référant à la Figure 14, le principe de l'enclos peut être décrit. Les 4 enclos sont de forme octaédrique, chaque arête mesurant 91 cm pour une surface d'eau totale de 4 m². Il est construit à l'aide des supports rigides (tuyaux en PVC blanc). À partir du haut, le deuxième

octogone était disposé au niveau de la surface de l'eau, tandis que le premier demeurait environ 30 cm hors de l'eau, empêchant l'eau du lac de pénétrer dans l'enclos. L'octogone inférieur sert d'ancrage dans les sédiments et son poids fut augmenté par une chaîne en acier inoxydable. L'octogone inférieur a été enfoui d'au moins 10 cm dans les sédiments par des plongeurs professionnels qui ont fait attention à ne pas perturber ou modifier le fond à l'intérieur des enclos. La membrane est en vinyle translucide, souple et étanche.

Le principe global de l'enclos est donc celui d'une colonne d'eau isolée du reste du lac, mais conservant l'apport provenant des précipitations de surface, ainsi que celui provenant des sédiments. Une fois l'ancrage de la plateforme accompli, les quatre enclos ont été assemblés sur la rive, avant leur transport vers la plateforme, comme le montre la Figure 15.



Figure 14: Enclos pleine hauteur tel que déployé



Figure 15: Assemblage d'un des quatre enclos

Les plongeurs ont aussi utilisé des pierres de dix à quinze centimètres de diamètre, déjà au fond du lac, pour stabiliser davantage la toile enfouie. La Figure 16 montre un des plongeurs au travail, inspectant la toile pour limiter la torsion et veiller à son enfouissement dans les sédiments.



Figure 16 : Plongeur au travail pour fixer la toile dans les sédiments

4.3 Méthode opératoire

Chacun des quatre enclos a été nommé par un code lettré en lien avec le traitement auquel il était soumis; ces appellations sont affichées au Tableau 7, en associant leur profondeur de colonne d'eau respective, avant traitement.

Tableau 7: Identification des enclos, traitements et profondeurs correspondantes

Colonne d'eau	Traitement appliqué	Profondeur (m)
Enclos T	Témoin (aucun traitement)	2,2
Enclos A	Traitement à l'alun	2,6
Enclos C	Recouvrement actif de calcaire	2,8
Enclos AC	Traitement à l'alun et recouvrement actif de calcaire	3,0
Lac	Colonne d'eau du lac (aucun traitement)	3,0

L'enclos T n'a subi aucun traitement et sert donc de témoin. Seuls les effets de l'isolement de son eau par la membrane auront été exercés sur l'eau de cet enclos. Un traitement à l'alun a été appliqué à l'eau de l'enclos A. Un recouvrement actif de calcaire a été effectué au fond de l'enclos C. L'enclos AC, quant à lui, a subi le traitement combiné de l'alun et du recouvrement actif de calcaire. La colonne d'eau L est l'ultime témoin, puisqu'il ne s'agit pas d'un enclos, mais bien de la colonne d'eau du lac sans influence de la plateforme. Précisément, la colonne d'eau du lac a été utilisée pour apprécier l'effet créé par la présence de la membrane de l'enclos. Les enclos C et AC ont été choisis pour les positions de la plateforme comportant les profondeurs de colonnes d'eau supérieures, parce que les recouvrements de matériaux allaient faire remonter le niveau du fond de 20 cm; il semblait donc plus judicieux d'utiliser les colonnes d'eau les plus profondes pour ces traitements.

L'expérience s'étant échelonnée de juillet 2009 à octobre 2009, le calendrier de traitement qui a été suivi est présenté au Tableau 8. Chacune des étapes sera détaillée ainsi que les raisons des délais entre les traitements. Il convient toutefois de mentionner que les enclos ont été mis en place le 27 mai 2009, tandis que les traitements ont été réalisés le 9 juillet 2009. Le premier échantillonnage d'eau a été effectué le 8 juillet, la

veille du début des traitements. Ainsi, 43 jours s'étaient écoulés entre l'installation des enclos et le début des traitements.

Tableau 8: Calendrier des étapes de traitement pour chaque enclos

Étape de traitement	Enclos	Date
Traitement à l'alun	A et AC	9 juillet 2009
Recouvrement de calcaire	C et AC	13 juillet 2009
Recouvrement de sable	AC	15 juillet 2009
Recouvrement de sable	C	20 juillet 2009

Le transport de l'équipement et des matériaux représentait une problématique à résoudre. Les outils, la génératrice et les matériaux (calcaire et sable) devaient être acheminés vers la plateforme flottante à partir de la rive de la ferme Paquet, environ 500 m au nord-est de la plateforme. Il s'agit du même site que lors du montage de la plateforme, cet emplacement étant pratique et accessible. Les matériaux ont été transportés sur le lac à l'aide d'un radeau motorisé, tel que vu à la Figure 17. Ce radeau permettait le transport sécuritaire de chargement pouvant aller jusqu'à 500 kg.



Figure 17: Chargement de matériau sur le radeau motorisé

4.3.1 Traitement à l'alun

Le traitement à l'alun doit tenir compte d'un ensemble d'éléments afin d'assurer la bonne performance du traitement ; ceux-ci sont listés au Tableau 9. Ces éléments devaient être contenus à l'intérieur d'une méthodologie réalisable en tenant compte des restrictions pratiques reliées à une plateforme flottante à l'échelle pilote.

Tableau 9: Éléments clés du traitement à l'alun

Courte phase d'agitation rapide (7 minutes)
Longue phase d'agitation lente (2 heures)
Concentration maximale d'alun dans la colonne d'eau = 20 mg/l
Les sédiments au fond de la colonne d'eau doivent être peu perturbés.
Une agitation trop forte pourrait tirer la membrane des sédiments ou pousser l'eau hors des enclos.
La puissance électrique requise pour l'agitation ne doit pas excéder celle d'une génératrice transportable sur un radeau de petite taille, pour des raisons pratiques et de sécurité.

Théoriquement, pour maximiser la réaction initiale de coagulation, le milieu doit subir une agitation rapide tout au long de l'injection de la solution d'alun concentré. L'alun a été fourni par la compagnie Chemco de Saint-Augustin-de-Desmaures, sous forme de sulfate d'aluminium concentré à 640 mg/ml. Tel qu'indiqué au Tableau 7, les enclos A et AC devaient subir un traitement à l'alun. Avec des profondeurs respectives de 2,6 m et 3,0 m et une surface de 4 m², les volumes des colonnes d'eau sont donc de 10,4 m³ et 12,0 m³ respectivement. Ainsi, les volumes d'alun concentré nécessaires au traitement sont de 325 ml pour l'enclos A et de 375 ml pour l'enclos AC. Chaque volume d'alun a été préalablement mesuré et placé dans une bouteille Nalgen de 500 mL, prête à l'injection.

L'agitation lente et l'agitation rapide ont été accomplies à l'aide d'une pompe submersible Flygt Ready 4. D'une puissance nominale de 400 W, cette pompe peut se brancher à une génératrice de faible puissance, ce qui réduit les complications reliées au transport et à la manipulation d'une génératrice de plus haute puissance, beaucoup plus lourde. La pompe aspire l'eau par sa partie inférieure, de façon tangentielle et à l'horizontale, pour ensuite

la repousser verticalement vers le haut. L'avantage de cette aspiration est que l'eau au bas de la pompe n'est pas directement aspirée. Ainsi, si la pompe ne s'approche pas trop du fond de l'enclos, la perturbation des sédiments s'en trouve nulle. Un embout de PVC en forme de « T » a été ajouté à la sortie verticale de la pompe. Cet embout était muni d'une restriction de diamètre de 2" à 1" pour permettre une vitesse plus grande de l'eau en échappement horizontal afin de favoriser la turbulence du fluide pour la phase d'agitation rapide. La Figure 18 montre la pompe équipée de l'embout d'agitation rapide.



Figure 18: Pompe Flygt Ready 4 équipée de l'embout d'agitation rapide

La Figure 18 montre aussi l'emplacement du tube d'injection, attaché à la pompe pour permettre l'injection de l'alun concentré directement à l'entrée d'eau de la pompe. Ce tube d'injection est raccordé à une pompe doseuse de faible débit. La Figure 19 montre l'ensemble du montage avec la pompe doseuse fixée sur le haut de la génératrice. L'alun est aspiré, de la bouteille concentrée jusqu'à la pompe d'agitation. Le débit de la pompe d'injection a été déterminé pour s'assurer que l'ensemble du passage de l'alun dans tout le réseau de tubes, de la sortie de la bouteille Nalgen jusqu'à l'entrée dans la pompe d'agitation, soit d'une durée de cinq minutes. Avec environ 12 m de tubage et un volume

de 350 ml d'alun, le volume total de liquide à transférer a été estimé à 1900 ml en incluant le rinçage du tube. La puissance de la pompe doseuse a ainsi pu être ajustée à 60 % de sa puissance, pour permettre un débit d'environ 400 ml par minute, transférant l'alun en cinq minutes. Tout en continuant l'agitation, l'injection s'est poursuivie avec de l'eau pendant deux autres minutes afin de rincer les tubes et la bouteille d'alun concentré. La phase d'agitation rapide a donc duré 7 minutes. Pendant toute la durée de cette agitation, un balayage vertical a été effectué avec la pompe pour assurer une agitation efficace sans toutefois remuer les sédiments du fond. Horizontalement, la pompe est demeurée au centre de l'enclos, pour limiter la pression sur la membrane flexible.

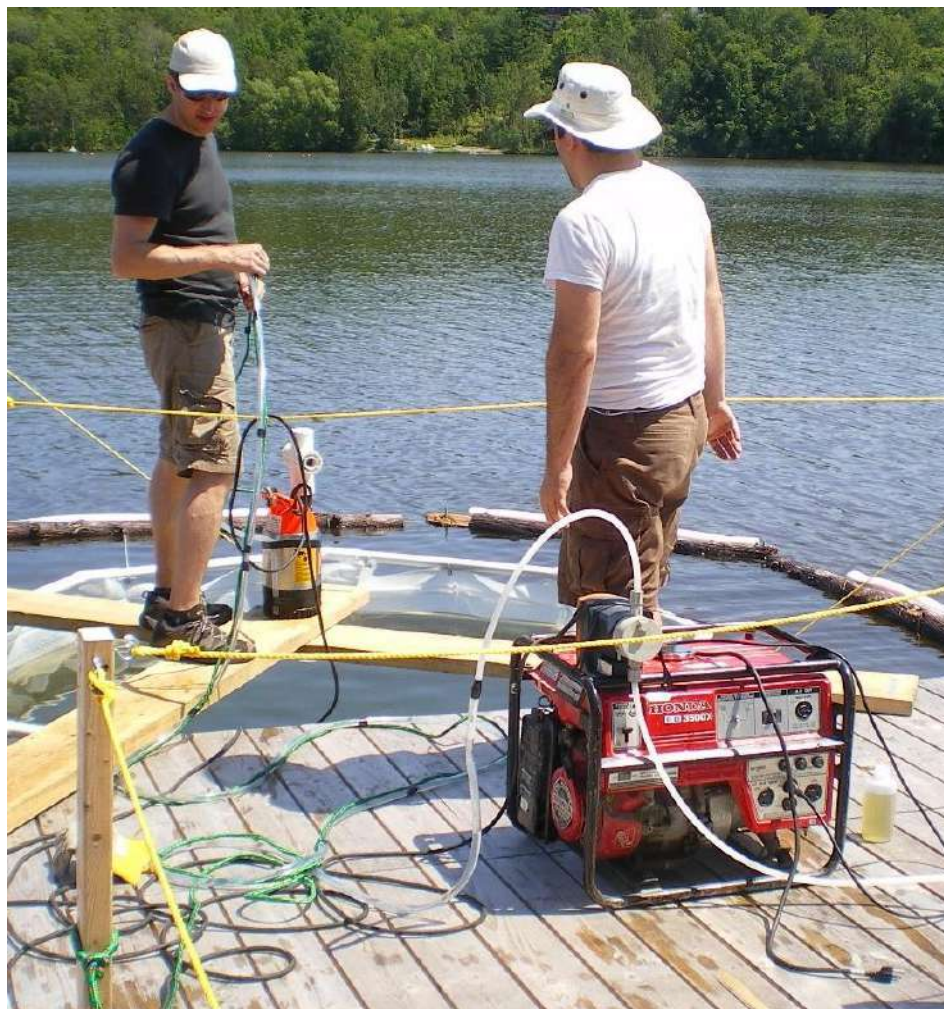


Figure 19: Ensemble du montage d'agitation (génératrice et pompe doseuse, pompe Ready 4)

Après la phase d'agitation rapide, une agitation lente est nécessaire pour permettre la floculation, augmentant la taille des floccs dans l'eau, sans toutefois les briser par des forces de cisaillement trop élevées. La pompe Ready 4 n'étant pas munie d'un dispositif pour régler la puissance, l'embout en forme de « T » avec restrictions a été remplacé par un embout à 4 sorties sans restriction, pour répartir le débit et ainsi réduire la vitesse d'écoulement. La Figure 20 montre ce dispositif. L'agitation lente était d'une durée de 2 heures durant lesquelles la hauteur de la pompe a été variée toutes les 15 minutes afin d'assurer un balayage vertical de l'ensemble de la colonne d'eau.



Figure 20: Pompe Flygt Ready 4 équipée de l'embout d'agitation lente

Le traitement à l'alun des deux enclos a pu être exécuté en entier dans un après-midi. Cette journée de traitement avait été prévue pour le 25 juin, mais deux semaines consécutives de pluie ont retardé le processus. L'utilisation de la génératrice aurait pu être hasardeuse sous la pluie, aucun risque n'a été pris pour la sécurité des travailleurs. Après le traitement à l'alun, un délai d'au moins 72 heures a été jugé nécessaire avant le recouvrement de calcaire de l'enclos AC, pour permettre une sédimentation complète des

flocs d'alun en suspension dans l'eau. Le Tableau 10 résume les principales étapes d'opération du traitement à l'alun.

Tableau 10: Résumé des paramètres d'opération du traitement à l'alun

Traitement à l'alun dans les enclos A et AC (9 juillet 2009)

Phase d'agitation rapide de 7 minutes (coagulation)

Agitation à l'aide d'une pompe submersible Flygt Ready 4
Utilisation de l'embout en forme de « T » avec restrictions
Balayage vertical de la colonne entre la surface et la mi-hauteur lors de l'agitation
Injection à l'aide d'une pompe doseuse à un débit de 400 ml/minute
Injection d'alun liquide concentré à 640 mg/ml
Rinçage du système d'injection durant les deux dernières minutes

Phase d'agitation lente de 2 heures (floculation)

Agitation à l'aide d'une pompe submersible Flygt Ready 4
Utilisation de l'embout à 4 sorties sans restriction
Balayage vertical de la colonne d'eau de la surface à la mi-hauteur, chaque 15 minutes
Aucune injection d'alun

Sédimentation post-traitement d'un minimum de 72 heures

4.3.2 Recouvrement actif de calcaire

Comme dans le cas du traitement à l'alun, l'étape du recouvrement actif de calcaire comporte plusieurs éléments clés se retrouvant au Tableau 11. Ces éléments doivent être encadrés à l'intérieur d'une méthodologie réalisable du point de vue pratique permettant l'atteinte d'une performance optimale de traitement, dans le cadre d'un projet pilote sur une plateforme flottante.

Tableau 11: Éléments clés du recouvrement actif de calcaire

Le transport de plus de 2 tonnes de calcaire et de sable sur la plateforme représente une problématique.
Recouvrement des sédiments par une couche de 10 cm de calcaire.
Recouvrement du calcaire par une couche de 10 cm de sable.
Les couches de matériau doivent être uniformes.
La perturbation des floccs d'alun sédimentés doit être minimale.

Le calcaire utilisé pour le recouvrement actif, fournie par Chemco, provient directement de la Carrière Union Ltée, à Québec, la même qu'utilisée par Dominguez en 2004 [21]. Elle est définie par le fournisseur comme étant de la roche 1/4" nette, donc lavée. Elle a été livrée par camion, déposée sur une toile à quelques mètres de l'eau, à la ferme Paquet.

Le sable déposé après le recouvrement de calcaire, fourni par Chemco, provient de Sable Marco inc. Selon Chemco, ce sable a été traité à la chaleur pour dégrader les composés organiques susceptibles de contaminer l'eau. Il a été livré par camion sur deux palettes d'une tonne chacune, en sacs de 20 kg chacun, aussi à la ferme Paquet.

Tel qu'indiqué au Tableau 7, les enclos C et AC devaient subir l'application d'un recouvrement actif. Il s'agit d'une couche de 10 cm de calcaire déposée directement sur les sédiments et recouverte d'une couche de 10 cm de sable pour appliquer une pression sur celle de calcaire et ainsi solidifier le recouvrement.

Selon la moyenne de cinq échantillons différents pesés dans un bécher de 2 L, la masse volumique du calcaire employé était de 1480 kg/m^3 et la masse volumique du sable était de 1500 kg/m^3 . En considérant une couche de 10 cm et une surface de 4 m^2 , le volume d'une couche devait être de $0,4 \text{ m}^3$. En utilisant les masses volumiques, la masse du calcaire à déposer au fond de chacun des deux enclos était de 592 kg, tandis que la masse de sable était de 600 kg. Préalablement au transport, un niveau a été marqué dans les quinze seaux qui allaient servir au transport du calcaire. Chaque seau rempli jusqu'à ce niveau en contenait 23 kg. Ainsi, chaque enclos devait contenir 26 seaux, pour un total de 52 seaux à transporter sur la plateforme par radeau. Dans le cas du sable, chaque sac contenait 20 kg, nécessitant 30 sacs par enclos, pour un total de 60 sacs à transporter par

radeau. Avec une limitation de chargement d'environ 500 kg sur le radeau, deux techniciens accomplissaient des transports entre la ferme Paquet et la plateforme, pendant que trois autres veillaient au dépôt des matériaux dans les enclos. Cette organisation du travail a permis d'optimiser le temps tout en évitant de surcharger la plateforme.

Avec la grande variabilité naturelle que présentent deux enclos d'une surface de 4 m², même très près l'un de l'autre, la philosophie de traitement qui a été appliquée a reposé sur le principe du « meilleur traitement possible » plutôt que sur celui de « comparaison de duplicata » utilisé généralement en laboratoire. En ce sens, le calcaire n'a pas été déposé de la même manière dans les enclos C et AC, parce que les considérations techniques n'étaient pas semblables. En effet, l'enclos AC ayant subi un traitement à l'alun, les floccs d'alun sédimentés sont légers et donc très mobiles [42]. Une procédure spécifique devait être imaginée pour déposer la roche calcaire sans relarguer les floccs d'alun dans l'ensemble de la colonne d'eau. L'enclos C n'ayant pas subi de traitement à l'alun, cette restriction n'existait pas et il devenait intéressant de profiter du pouvoir d'adsorption des particules fines de calcaire, en contact prolongé avec la colonne d'eau, tout au long de leur sédimentation.

Le dispositif utilisé pour le dépôt du calcaire dans l'enclos AC est montré à la Figure 21. Il s'agit d'un tuyau verseur en PVC de 6" de diamètre et de 4,5 m de longueur, équipé d'un verseur-entonnoir flexible. Alors qu'il était vide, le bout inférieur du tuyau a été déposé au fond de l'enclos AC. Un seau de calcaire pouvait alors être vidé dans le tuyau. Le calcaire a été déposé au fond directement sur les floccs d'alun, sans perturber le reste de la surface à couvrir. Le tuyau était alors soulevé légèrement pour laisser échapper la roche en créant un cône localisé. En quadrillant la surface de l'enclos le mieux possible, les tas de calcaire ont pu se recouper entre eux et ainsi couvrir l'ensemble de l'enclos. À la fin du processus, les techniciens ont aussi réparti la roche à l'aide du bout du tuyau pour mieux uniformiser la couche.



Figure 21: Tuyau verseur pour le dépôt du calcaire dans l'enclos AC

Le dépôt du calcaire dans l'enclos C s'est effectué sans l'utilisation du tuyau verseur. L'ensemble des 26 seaux a plutôt été versé directement à la surface de l'eau. De la même manière qu'avec l'utilisation du tuyau verseur, un quadrillage de l'ensemble de la surface de l'enclos a été effectué, afin d'obtenir une couverture la plus uniforme possible des sédiments avec le calcaire. La membrane isolant la colonne d'eau des courants du lac, le calcaire a pu descendre verticalement jusqu'au fond, facilitant l'application d'une couche uniforme, sauf pour les particules fines de calcaire, qui sont restées en suspension quelques jours.

Il s'est avéré que l'utilisation du tuyau verseur (enclos AC) a grandement limité l'apport en fines particules de calcaire laissées en suspension dans l'eau. Ainsi, le fait de simplement déverser le calcaire à la surface de l'eau (enclos C) ayant laissé beaucoup plus de fines particules en suspension, le temps de sédimentation a été plus long et un plus long délai a

été nécessaire avant de déposer le sable. Le sable a pu être déposé le 15 juillet dans l'enclos AC, tandis qu'il n'a pu être déposé que le 20 juillet dans l'enclos C. La Figure 22 montre la couleur blanchâtre résiduelle dans l'enclos C, 48h après le dépôt du calcaire.



Figure 22: Enclos C, 48h après le dépôt du calcaire

Le procédé de dépôt du sable a été le même dans l'enclos C et l'enclos AC. Étant donné que le sable est d'une granulométrie différente, il n'a pas été possible d'utiliser le tuyau verseur. Comme lors du dépôt du calcaire dans l'enclos C, un quadrillage a donc été effectué et les 30 sacs de sable ont été directement vidés à la surface des enclos C et AC, pour couvrir le plus uniformément possible le calcaire préalablement déposé. La Figure 23 montre un technicien en action lors du dépôt d'un des seaux de sable dans l'enclos AC. Préalablement au dépôt, chaque sac était vidé dans un seau pour une manipulation plus aisée. La sédimentation des fines particules de sable laissées en suspension a été rapide, la couleur brunâtre de l'eau après le dépôt du sable a disparu en moins de 48 heures.



Figure 23: Dépôt du sable dans l'enclos AC

4.4 Déroutement des essais en plateforme

4.4.1 Prélèvements d'eau

Tout au long de l'essai, des prélèvements d'eau des quatre enclos ainsi que de la colonne d'eau du lac ont été effectués, à trois hauteurs différentes. Des mesures directes ont aussi été effectuées à ces mêmes profondeurs. Les profondeurs de prélèvements choisies ont été 0 m (la surface), 1,25 m de la surface et 0,50 m du fond. Puisque la profondeur de chaque enclos différait, les prélèvements de fond sont aussi différents en profondeur absolue par rapport à la surface, mais servent à représenter la même réalité, l'interface sédiment-eau, à 50 cm du fond.

Les prélèvements d'eau étaient effectués dans des bouteilles Nalgen de 500 ml préalablement lavées à l'Extran, rincées trois fois à l'eau du robinet, trois fois à l'eau distillée et une fois à l'eau désionisée. Les prélèvements ont toujours été réalisés à la

surface en premier lieu et ensuite vers le fond. Les échantillons de surface ont été prélevés à même la surface de l'eau, directement dans la bouteille. Les échantillons en profondeur ont été prélevés à l'aide d'une bouteille Van Dorn Beta de 2,2 L, montrée à la Figure 24. Cette bouteille fonctionne selon un principe de clapets, en précipitant un poids le long de la corde de retenue, ce qui actionne un levier et referme la bouteille. La bouteille est descendue lentement dans la colonne d'eau et est laissée ouverte cinq secondes à la profondeur voulue, tout faisant osciller délicatement la bouteille horizontalement pour laisser l'eau y circuler.



Figure 24: Bouteille de prélèvement en profondeur Van Dorn Beta de 2,2 L

Le Tableau 12 présente le calendrier des prélèvements d'eau tout au long de l'essai. Les phases du traitement y sont insérées pour mettre les prélèvements en contexte chronologique. Un échantillonnage a été effectué juste avant chacun des dépôts de sable, d'où les deux dates identiques.

Tableau 12: Calendrier d'échantillonnage de l'été 2009

Jour d'échantillonnage	Date
J0	24 juin
J1	8 juillet
<i>Traitement à l'alun (Enclos A et AC)</i>	9
J2	10
J3	12
<i>Dépôt du calcaire (Enclos C et AC)</i>	13
J4	15
<i>Dépôt du sable (Enclos AC)</i>	15
J5	17
J6	20
<i>Dépôt du sable (Enclos C)</i>	20
J7	23
J8	29
J9	5 août
J10	14
J11	19
J12	26
J13	1 septembre
J14	8
J15	15
J16	24
J17	9 octobre
J18	20

4.4.2 Mortalité d'escargots

Préalablement à l'installation de la plateforme, un ratissage sous-marin du site choisi a été réalisé le 14 mars 2009 par J. Émond, mandatée pour l'opération d'un ROV (Remotely Operated Vehicule) de marque VideoRay. Il s'agit d'un appareil opérable à l'aide d'un caisson contenant un écran et un boîtier de commande, rattaché au sous-marin par un

câble de transfert de données. Le sous-marin, montré à la Figure 25, est muni d'une caméra et d'éclairage permettant l'observation sous-marine.



Figure 25: Véhicule submersible opéré à distance pour le ratissage sous-marin

Outre le constat qu'aucun objet aberrant (réfrigérateur, bicyclette ou autres) ne se trouvait sur le site choisi, l'examen a révélé qu'un très grand nombre d'escargots peuplaient la surface des sédiments. La Figure 26 est une photo capturée à partir de la vidéo produite lors du ratissage des fonds. Un paysage semblable a été observé sur la majeure partie des cent mètres carrés sondés autour du site de localisation de la plateforme.



Figure 26: Surface des sédiments jonchée d'escargots au site de la plateforme

Cette constatation précise la provenance des nombreux escargots morts retrouvés flottants à la surface des enclos T et A (non recouverts de calcaire et de sable). À chaque échantillonnage, jusqu'à une vingtaine d'escargots ont été retirés de la surface de ces enclos, particulièrement pendant les mois de juillet et août.

Vers la fin de l'essai, le 5 octobre 2009, une douzaine d'escargots vivants, au bout de la plateforme et en dehors des enclos, ont été capturés à l'aide d'une benne à sédiments, puis conservés dans l'éthanol à 70 % et réfrigérés. L'échantillon a été envoyé à M. Jean-Denis Brisson, du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec (MRNF), aux fins d'identification de l'espèce.

4.5 Fermeture de la plateforme

La plateforme a été démantelée avant l'hiver, après le dernier prélèvement d'eau, effectué le 20 octobre 2009. Préalablement, une carotte de sédiments a été prélevée du fond de chacun des enclos, ainsi que du fond du lac, hors enclos, pour procéder aux analyses qui seront mentionnées plus loin au Tableau 13. Le tube de carottage était fixé à un embout à clapet qui se referme lorsque le tube est rempli de sédiments, retenant les

sédiments à l'intérieur du tube lors de la remontée de la carotte. Une longue tige de métal est fixée au-dessus de l'embout à clapet pour permettre d'appliquer une pression suffisante à l'enfoncement du tube de carottage dans les sédiments. Ces carottes sont montrées à la Figure 27.



Figure 27: Carottes de sédiments prélevées à la fin de l'essai

En novembre 2009, préalablement au démantèlement de la plateforme, des plongeurs ont complété un examen visuel des quatre enclos. Cet examen a consisté en la vérification de la circonférence extérieure complète des quatre enclos, afin de détecter de possibles perforations de la membrane. Les plongeurs n'ont pas observé de rupture ou déplacement des membranes, ce qui indique que les quatre colonnes d'eau étaient bien isolées du reste du lac.

Une fois cet examen accompli, les plongeurs ont déterré la membrane des sédiments. À la suite à ce travail, l'utilisation future de ces membranes ne sera plus possible, puisqu'elles ont dû être coupées pour être retirées de l'eau, tel que vu à la Figure 28.



Figure 28: Travail de dégagement d'un des enclos

Après le démantèlement de la plateforme, les débris des enclos, ainsi que la plateforme elle-même, ont été remorqués par bateau à la rive de la ferme Paquet. La totalité de l'équipement constituant la plateforme, sauf la toile des enclos, a été sauvegardée et entreposée sur le terrain de la ferme Paquet. Les techniciens de Dessau ont regroupé l'ensemble de la plateforme à une trentaine de mètres de la rive du lac. Des balises ont aussi été disposées en pourtour pour conserver un périmètre sécuritaire et bien défini en prévision de la neige hivernale. L'entreposage de la plateforme démantelée est montré à la Figure 29.



Figure 29: Entreposage de la plateforme pour l'hiver à la ferme Paquet

4.6 Analyses

Le Tableau 13 présente la liste des paramètres d'analyse et les répertorie selon chaque matrice, en spécifiant où les analyses ont été effectuées. Plusieurs de ces analyses ont été faites directement sur le lac, d'autres ont été réalisées en laboratoire. Les échantillons comportant des digestions pour l'analyse de métaux totaux ou de phosphore total ont été acheminés au CEAEQ, selon l'entente entre l'Université Laval et le CEAEQ. Le calendrier d'échantillonnage a été montré, précédemment, au Tableau 12.

Tableau 13: Résumé des paramètres de mesures *in situ* et d'analyses en laboratoire

	Matrice	Paramètre	Nombre	Site
Colonne d'eau	Eau naturelle	Température	270	<i>in situ</i>
		pH	270	
		Potentiel redox	270	
		Oxygène dissous	270	
		Conductivité électrique	270	
		Transparence	270	
	Eau naturelle	Phosphore soluble	270	Laboratoire (ULaval)
		Fer soluble	270	
		Sodium soluble	270	
		Calcium soluble	270	
		Matières en suspension	90	
		Chlorures	90	
		Phosphore total à l'état de trace*	90	
Sédiments	Eau interstitielle	Conductivité électrique	23	Laboratoire (ULaval)
		Métaux traces	161	
		Fer soluble	23	
Phosphore soluble		23		
Chlorures		23		
Sédiments	Sédiments	Teneur en eau	23	Laboratoire (ULaval)
		Phosphore total	23	Laboratoire (CEAEQ)
		Fer total	23	

* Un échantillon a été envoyé au CEAEQ à chaque échantillonnage, correspondant à la profondeur de prélèvement de 1,25 m.

4.6.1 Mesures *in situ* sur l'eau des colonnes d'eau

Toutes les mesures *in situ*, sauf la transparence de l'eau, ont été réalisées à l'aide d'une sonde multi-capteurs YSI 6600v2, montrée à la Figure 30. Cette sonde a permis la prise de mesures de température, pH, oxygène dissous, conductivité électrique et potentiel redox. Les premières mesures de potentiel redox (ORP) n'ont débuté que le 15 juillet puisque le capteur ORP compatible à la sonde YSI était en attente de livraison du fournisseur.



Figure 30: Sonde YSI 6600v2 utilisée pour la prise de mesures sur le lac

Lors des séances de mesures, la sonde était submergée à moitié sous la surface de l'eau, pour que chacun des capteurs soit bien en contact avec celle-ci. Le profondimètre était alors calibré à 0 m et un enregistrement de mesures était effectué. Il était alors possible d'utiliser le profondimètre en descendant la sonde dans l'enclos pour atteindre la profondeur intermédiaire de 1,25 m. Une troisième mesure était finalement réalisée de la même manière à 50 cm du fond de chacun des enclos.

La précision du profondimètre a été vérifiée à l'aide d'un ruban à mesurer qui était attaché au fil électrique de la sonde. La mise à zéro du profondimètre à la surface de chaque enclos a assuré la mesure fiable des profondeurs.

La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque Secchi, vu à la Figure 31. Le disque était descendu lentement vers le bas jusqu'à ce qu'il disparaisse. Il était alors remonté jusqu'à ce qu'on puisse commencer à le percevoir à nouveau; cette profondeur était alors notée comme mesure de la transparence de l'eau. Autant que possible, les mesures ont été prises à heure fixe entre 10h et 14h; l'opérateur adoptant une position maximisant l'ombrage sur l'eau lors de la lecture pour faciliter la vision du disque dans l'eau.



Figure 31: Disque Secchi utilisé pour les mesures de transparence de l'eau

4.6.2 Analyses en laboratoire

4.6.2.1 Prétraitement et conservation des échantillons

Tel que spécifié précédemment, un volume de 500 ml d'eau a été prélevé pour chacune des trois hauteurs des cinq colonnes d'eau, constituant quinze bouteilles de 500 ml lors de chaque échantillonnage. Selon les analyses, la procédure de préparation et de conservation de l'eau devait varier. Le Tableau 14 précise les dispositions prises quant au prétraitement et à la conservation des échantillons pour les différentes analyses ; l'ensemble de ces dispositions a été tiré de méthodes standardisées [1].

Tableau 14: Prétraitement et conservation des échantillons

Matrice	Paramètre	Prétraitement	Entreposage
Eau libre et eau interstitielle	Matières en suspension	• Analyse sur réception	Aucun
	Phosphore soluble	• Filtration sur membrane Millipore 0,45 µm sur réception	-20°C
	Métaux	• Filtration sur membrane Millipore 0,45 µm sur réception • Acidification à l'acide nitrique (pH<2)	4°C
	Chlorures	• Aucun	4°C
	Conductivité (eau interstitielle)	• Analyse immédiate après l'extraction	Aucun
Sédiments	(Carottes de sédiments)	• Aucun • Extraction de l'eau interstitielle par filtration	4°C

4.6.2.2 Matières en suspension

Les analyses de matières en suspension ont été réalisées en accord avec la méthode 2540-D de l'American Water Works Association (AWWA) [1]. Le filtre utilisé était de marque Whatman, modèle 934-AH avec des pores de 1,5 µm, recommandé pour la détermination des solides totaux en suspension. Dû à des contraintes de temps, la procédure de conditionnement des filtres a été raccourcie. Un volume de 750 ml d'eau déminéralisée était précipité à travers le filtre pour libérer un maximum de fibres de verre. Les filtres étaient alors séchés à 105 °C pendant au moins 4 heures, puis placés au dessiccateur pendant 30 minutes. Les filtres étaient ensuite pesés avec leur cupule métallique correspondante, résultant en une masse totale d'un filtre conditionné sec avec sa cupule métallique. Ces filtres pouvaient alors servir à la détermination des matières en suspension puisque des tests sommaires ont révélé qu'un nouveau passage d'eau de 750 ml ne libérait que 0 à 0,2 mg.

Pour éviter les prélèvements de trop grands volumes d'eau dans chaque enclos à chaque échantillonnage, il a été décidé qu'au lieu d'utiliser 1 L d'eau pour chacune des trois hauteurs, des volumes de 250 ml à chacune des hauteurs d'eau seraient plutôt combinés pour former un échantillon global de 750 ml. Cette pratique a permis de limiter le volume d'eau à échantillonner dans chaque enclos, réduisant le nombre de tests de quinze à cinq

par séance d'échantillonnage, tout en obtenant une représentation acceptable de chacune des colonnes d'eau.

4.6.2.3 Phosphore soluble

Les analyses du phosphore soluble dans l'eau ont été réalisées en conformité avec la méthode par acide ascorbique 4500-P-E [1]. Cette méthode repose sur l'acide phosphomolybdique formé par la réaction du molybdate d'ammonium et du tartrate de potassium d'antimoine avec l'anion orthophosphate en milieu acide. L'acide phosphomolybdique est réduit par l'acide ascorbique en bleu de molybdène, dont l'intensité est mesurable par colorimétrie à une longueur d'onde de 880 nm. Afin de maximiser la détection par l'appareil de colorimétrie Hach 5000 (Figure 32), une cellule de 5 cm est utilisée, permettant de dresser des courbes standards fonctionnant dans une plage de concentrations variant de 10 µg/l à 250 µg/l de P. Pour chaque ensemble d'échantillons, au moins un étalon a été revérifié pour assurer la qualité du dosage et valider la méthode.



Figure 32: Appareil de colorimétrie Hach 5000

4.6.2.4 Métaux solubles

Le dosage des métaux solubles dans l'eau des enclos et l'eau interstitielle des sédiments a été effectué à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique par flamme, de modèle AA240FS et de marque Varian, muni d'un échantillonneur automatique SPS 3. La méthodologie employée est en conformité avec la méthode 3111 du « *Standard methods for the examination of water and wastewaters* » [1]. Le cadmium, le chrome, le cuivre, le

fer, le nickel, le plomb et le zinc ont été dosés en mode *absorption*. Le sodium et le calcium ont plutôt été dosés en mode *émission*, le signal résultant étant beaucoup plus stable qu'en mode *absorption*.

4.6.2.5 Phosphore total à l'état de trace

La méthode « MA. 303 - P 3.0 » du MDDEP repose sur les mêmes principes que la méthode utilisée en laboratoire pour la détermination de la concentration de phosphore soluble. Cette fois, l'acide phosphomolybdique est formé par la réaction du molybdate d'ammonium avec l'anion orthophosphate en milieu acide, mais est plutôt réduit en bleu de molybdène par le chlorure stanneux. La longueur d'onde utilisée est de 660 nm. La différence entre les deux méthodes réside principalement dans l'étape de minéralisation qui précède l'analyse. Lors de cette étape, le phosphore inorganique et organique est transformé en orthophosphate, à haute température et sous pression, en présence de persulfate de potassium et d'acide sulfurique [11].

4.6.2.6 Aluminium total

La méthode « MA. 203 – Mét. 3.2 » du MDDEP a été appliquée pour le dosage de l'aluminium total par spectrométrie d'émission au plasma d'argon. Seuls les échantillons d'eau du lac et des deux enclos traités à l'alun, à la profondeur de 1,25 m, ont été analysés par le CEAEQ. Les deux enclos non traités à l'alun devraient contenir des concentrations similaires à celles du lac, leurs eaux n'ont donc pas été analysées.

4.6.2.7 Chlorophylle a

Selon la méthode « MA. 800 – Chlor. 1.0 » du MDDEP, les échantillons ont été filtrés et les pigments extraits à l'acétone 90 %. La concentration en chlorophylle *a* est déterminée après une excitation à une longueur d'onde de 430 nm, en mesurant la fluorescence émise à 664 nm. La concentration mesurée est alors corrigée après une acidification permettant de tenir compte de l'interférence des pigments phéophytine *a* qui absorbe à une longueur d'onde voisine.

5. Résultats

Les résultats les plus pertinents sont présentés dans ce chapitre sous forme graphique et sous forme descriptive. Les résultats de l'eau des colonnes d'eau des enclos et du lac sont présentés; analyses en laboratoire suivies par mesure *in situ*. Les résultats des analyses sur l'eau interstitielle des sédiments et sur les sédiments eux-mêmes seront aussi décrits en référant aux graphiques présentés à l'annexe. L'ensemble des résultats du projet peut aussi être retrouvé en annexe (graphiques et tableaux de données), indépendamment qu'ils aient été présentés dans le présent chapitre ou non. La liste complète des paramètres a été présentée au Tableau 13.

5.1 Eau des colonnes d'eau des enclos et du lac

5.1.1 Analyses en laboratoire

5.1.1.1 Phosphore soluble

Les concentrations en phosphore soluble dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement de la Figure 33 à la Figure 37.

La teneur en phosphore soluble dans la colonne d'eau du lac est demeurée sous 25 µg/l tout au long de l'essai, sauf en un point maximum de 40 µg/l à la fin du mois d'août (Jour 49). La colonne d'eau du lac a montré une tendance à la baisse vers la fin de l'essai, jusqu'à 2 µg/l au Jour 104.

Au contraire, l'enclos Témoin a montré une concentration maximale de 1276 µg/l au début de l'essai pour voir la teneur en phosphore soluble diminuer graduellement à un minimum de 466 µg/l à la fin de l'essai (Jour 104).

Suite au traitement, l'enclos Alun a montré une diminution de 563 à 77 µg/l (Jour 4), avec un minimum à 72 µg/l (Jour 12). Par la suite, les concentrations ont remonté jusqu'à

dépasser celles du Témoin avec un maximum de 843 µg/l (Jour 69). Une tendance à la baisse a suivi jusqu'à 521 µg/l (Jour 104).

Suite à la déposition du calcaire et de la couche de sable dans l'enclos Calcaire, les concentrations ont passé d'un minimum de 202 µg/l à 389 µg/l (Jour 12 à Jour 15). Ces concentrations ont diminué rapidement à 236 µg/l (Jour 21) pour se stabiliser autour de 250 µg/l jusqu'au Jour 69 avant de suivre la même tendance à la baisse que les autres colonnes d'eau par la suite (Jour 69 à Jour 104).

La combinaison des traitements à l'alun et de déposition du calcaire dans l'enclos Alun+Calcaire a montré une diminution de 268 à 54 µg/l (Jour 9). Les concentrations ont remonté en se stabilisant entre 73 et 123 µg/l entre les Jour 15 et Jour 49, avant de diminuer très près des niveaux finaux du lac sous la limite de quantification (Jour 104) (à titre de référence, cette concentration fut mesurée à 7 µg/l).

Aucune tendance ne peut être distinguée entre les trois hauteurs d'échantillonnage.

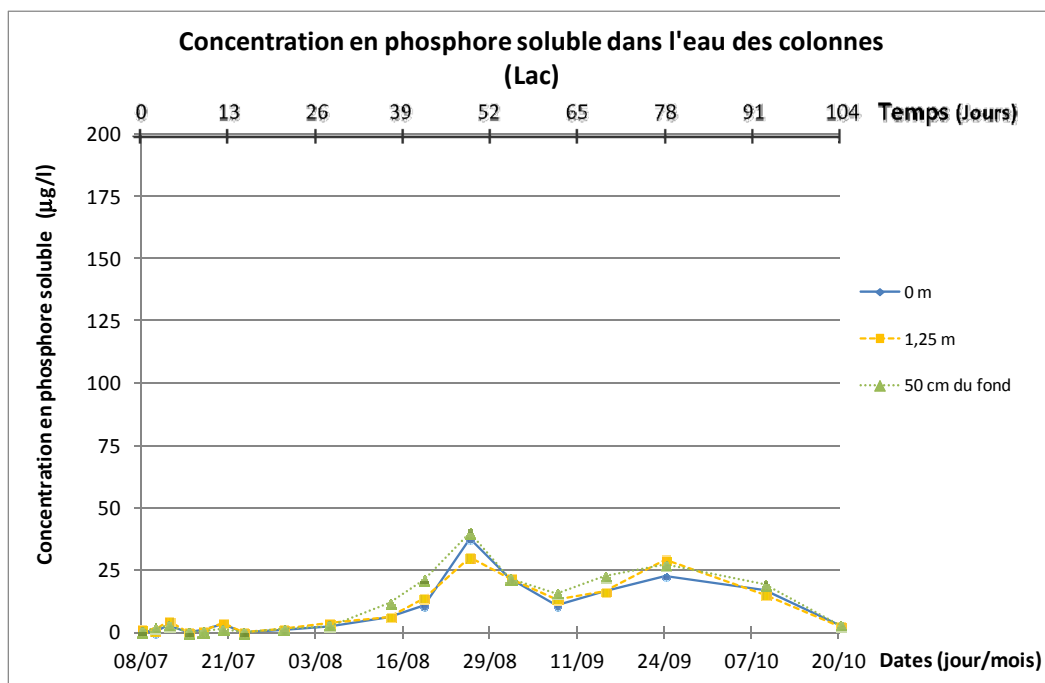


Figure 33 : Concentrations de phosphore soluble dans le Lac

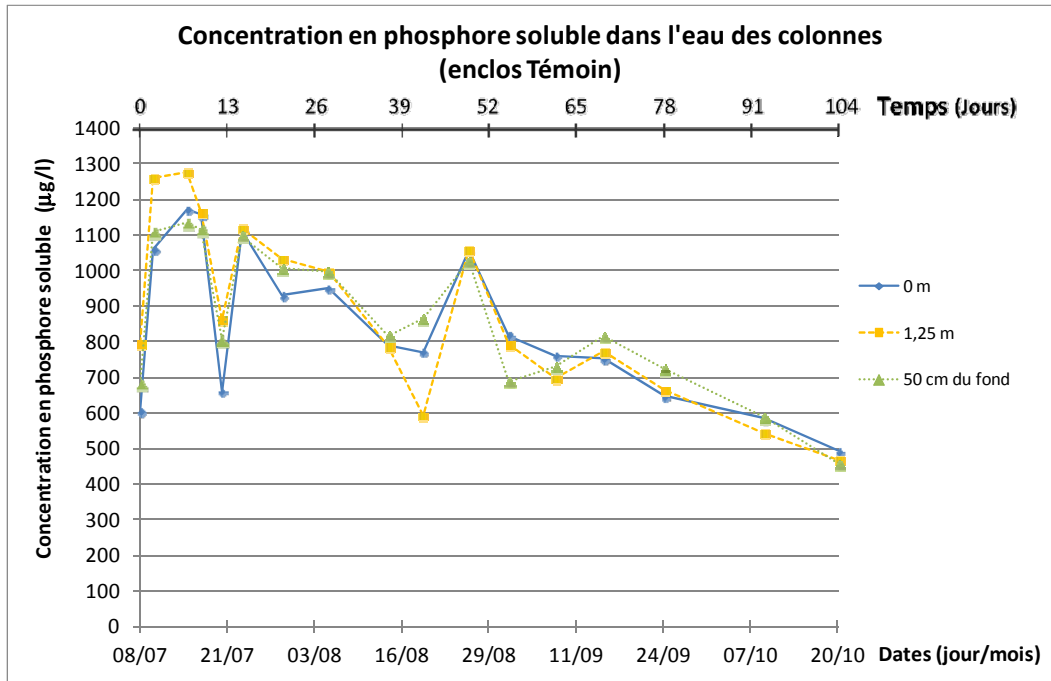


Figure 34 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Témoin

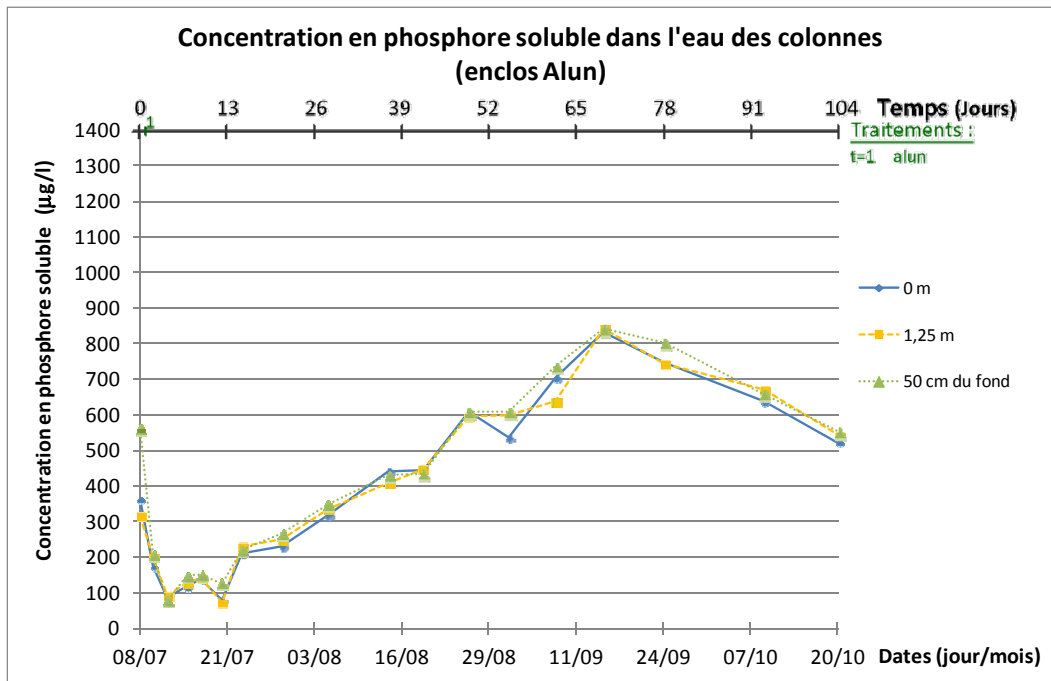


Figure 35 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun

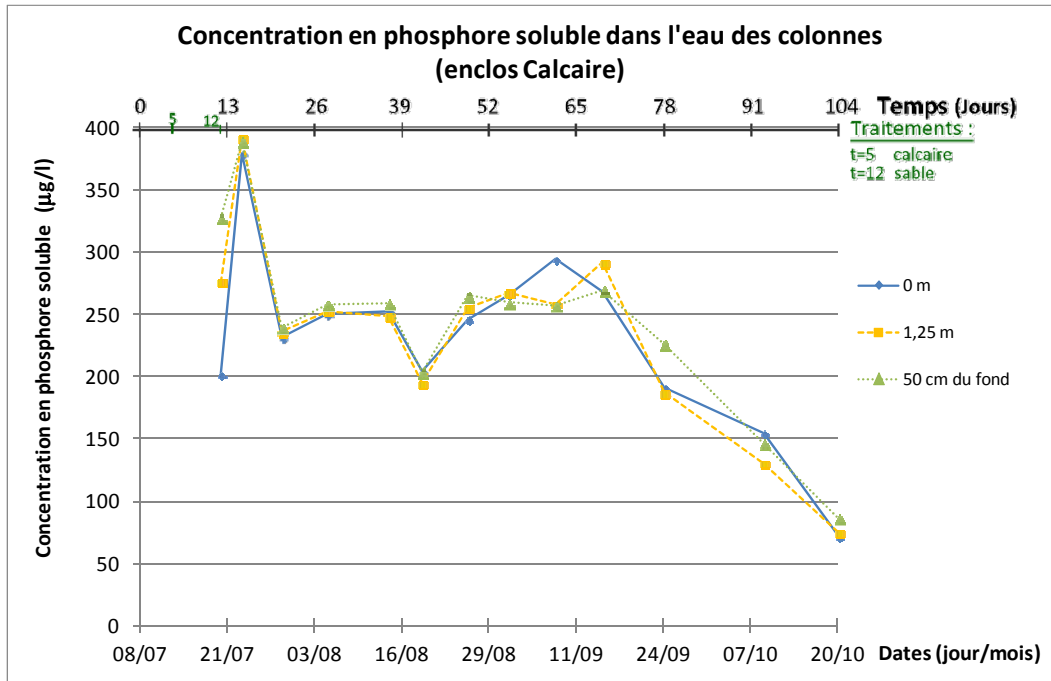


Figure 36 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Calcaire

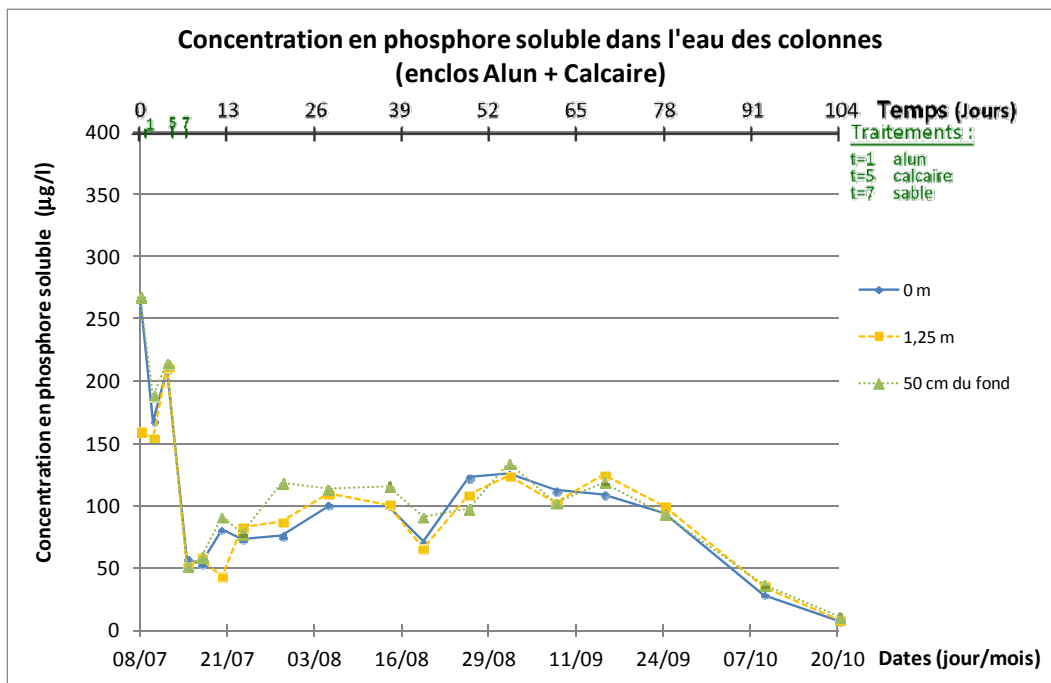


Figure 37 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun+Calcaire

5.1.1.2 Phosphore total

Les concentrations en phosphore total dans l'eau des enclos et du lac sont présentées en annexe (Tableau A - 6 à Tableau A - 10). Les courbes de concentrations sont aussi trouvées graphiquement (Figure A - 6 à Figure A - 10).

La colonne d'eau du lac a montré des concentrations en phosphore total variant entre 33 et 94 µg/l tout au long de l'essai avec une montée maximale à 240 µg/l (Jour 55). La teneur en phosphore total est passée de 94 à 47 µg/l (Jour 62 à Jour 104).

L'enclos Témoin a montré les concentrations maximales dès les premières mesures avec 1700 µg/l (Jour 7, Jour 9, Jour 12, Jour 15). Les concentrations ont ensuite diminué graduellement jusqu'à 864 µg/l à la fin de l'essai.

L'enclos Alun a montré des concentrations en hausse à partir de 470 µg/l jusqu'à se stabiliser autour de 1100 µg/l (Jour 55 à Jour 78) avant de diminuer jusqu'à 939 µg/l à la fin de l'essai.

L'enclos Calcaire a montré un minimum à 310 µg/l (Jour 21) pour graduellement monter jusqu'à 530 µg/l (Jour 55). Les concentrations ont diminué à la fin de l'essai à 331 µg/l.

Les concentrations dans l'enclos Alun+Calcaire ont oscillé entre 180 et 310 µg/l tout au long de l'essai avec un minimum à 87 µg/l (Jour 9). La teneur en phosphore total est passée de 190 à 100 µg/l (Jour 69 à Jour 104).

5.1.1.3 Aluminium total

Les concentrations en aluminium total dans l'eau des deux enclos traités à l'alun et du lac sont présentées graphiquement de la Figure 38 à la Figure 40. Seule l'eau à la profondeur de 1,25 m a été analysée. L'eau des enclos Témoin et Calcaire n'a pas été analysée pour ce paramètre.

La colonne d'eau du lac a montré des concentrations en aluminium total stables tout au long de l'essai en oscillant entre des concentrations sous la limite de détection de

0,005 mg/l et un maximum de 0,015 mg/l (Jour 78), pour atteindre 0,010 mg/l à la fin de l'essai (Jour 104).

L'aluminium total dans l'enclos Alun est passé d'inférieur à la limite de détection de 0,005 mg/l la veille du traitement à l'alun à son maximum de 0,450 mg/l le lendemain du traitement (Jour 2). La teneur en aluminium total a graduellement diminué par la suite sous la forme d'une courbe exponentielle décroissante pour demeurer sous 0,020 mg/l à partir du Jour 37, pour atteindre 0,010 mg/l à la fin de l'essai (Jour 104).

L'enclos Alun+Calcaire n'a augmenté qu'au tiers de l'enclos Alun le lendemain du traitement avec 0,150 mg/l (Jour 2). Ses concentrations ont diminué graduellement jusqu'à 0,049 mg/l (Jour 37), puis sous les 0,020 mg/l à partir du Jour 62, pour atteindre une concentration sous le seuil de détection de 0,005 mg/l à la fin de l'essai (Jour 104).

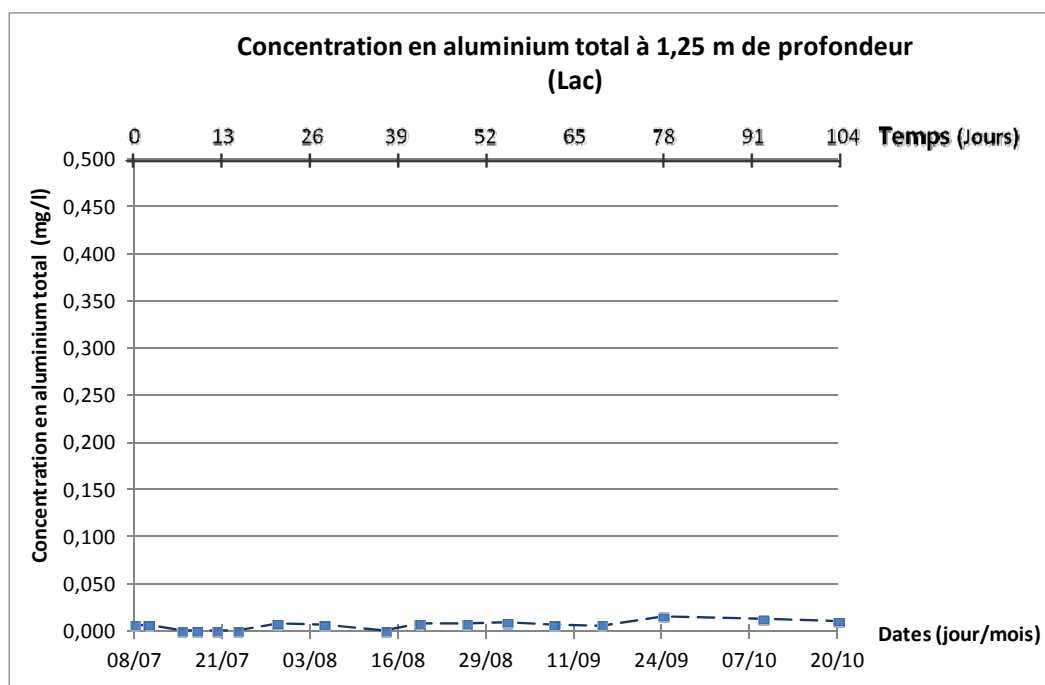


Figure 38 : Concentration en aluminium total à 1,25 m de profondeur dans le lac

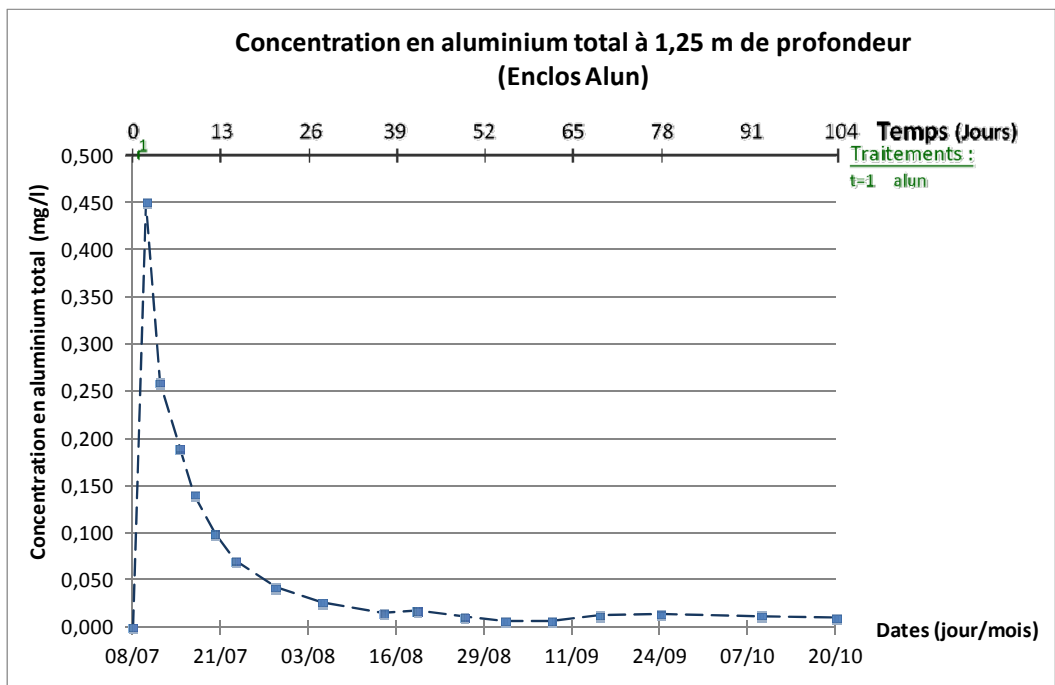


Figure 39 : Concentration en aluminium total à 1,25 m de profondeur dans l'enclos Alun

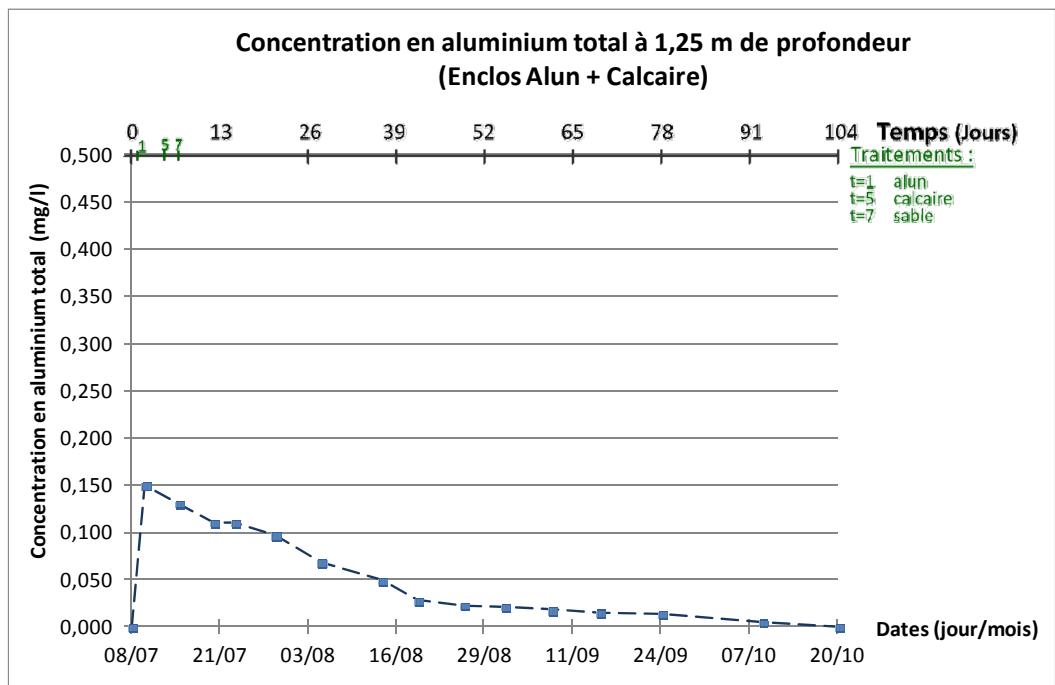


Figure 40 : Concentration en aluminium total à 1,25 m de profondeur dans l'enclos Alun+Calcaire

5.1.1.4 Sodium soluble

Les concentrations en sodium soluble dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement de la Figure 41 à la Figure 45.

Bien que chacun des enclos ait montré une baisse momentanée des concentrations en sodium soluble à 60 mg/l au Jour 9. Les cinq colonnes d'eau ont montré des comportements et des niveaux de concentration en sodium soluble semblables avec des variations entre 65 et 75 mg/l et une moyenne autour de 70 mg/l jusqu'à la fin de l'essai.

Aucune tendance ne peut être distinguée entre les trois hauteurs d'échantillonnage.

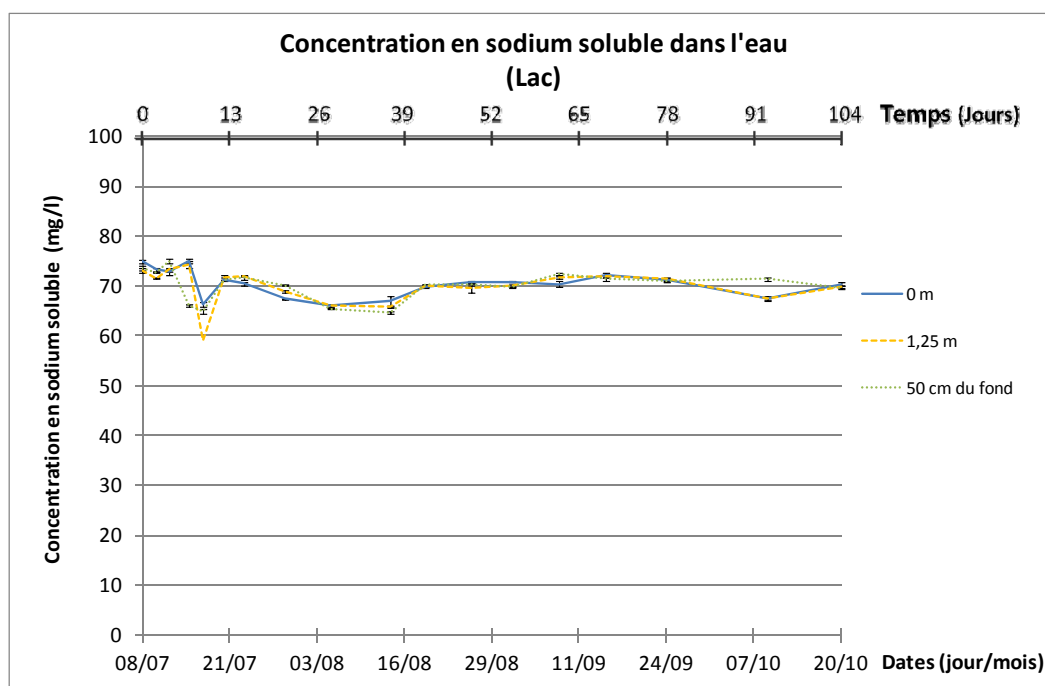


Figure 41 : Concentration en sodium soluble dans l'eau du lac

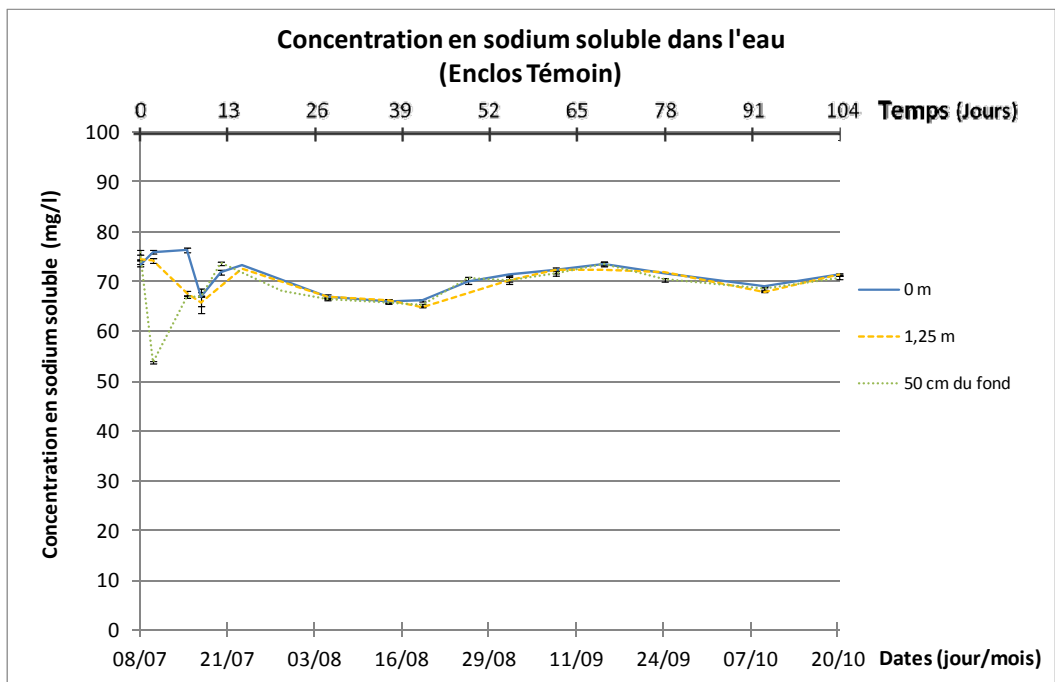


Figure 42 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin

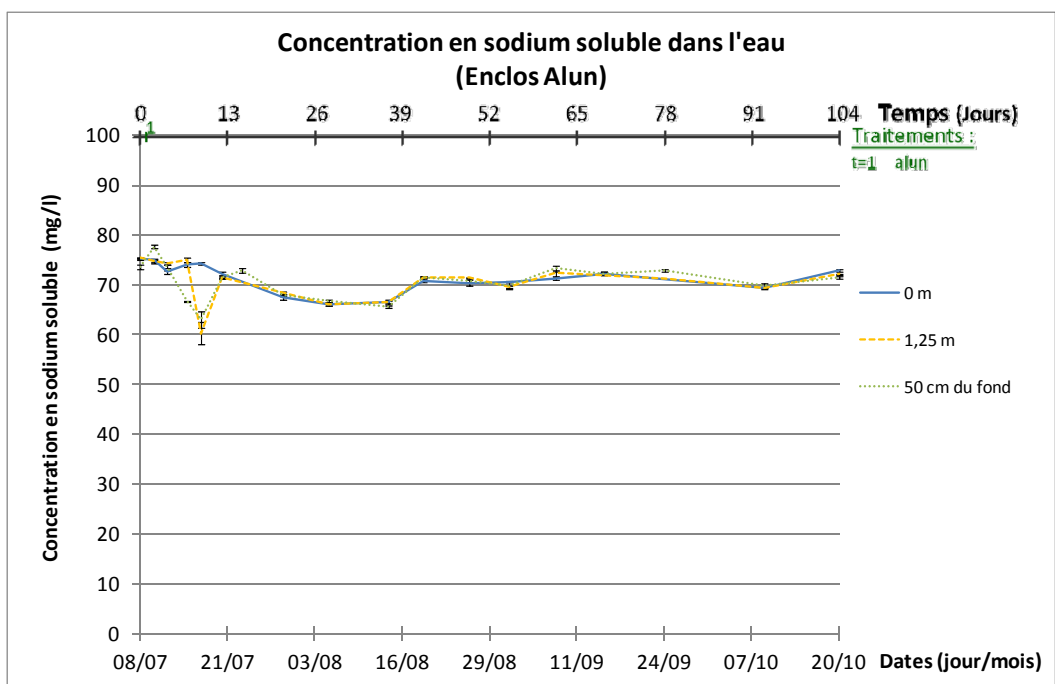


Figure 43 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun

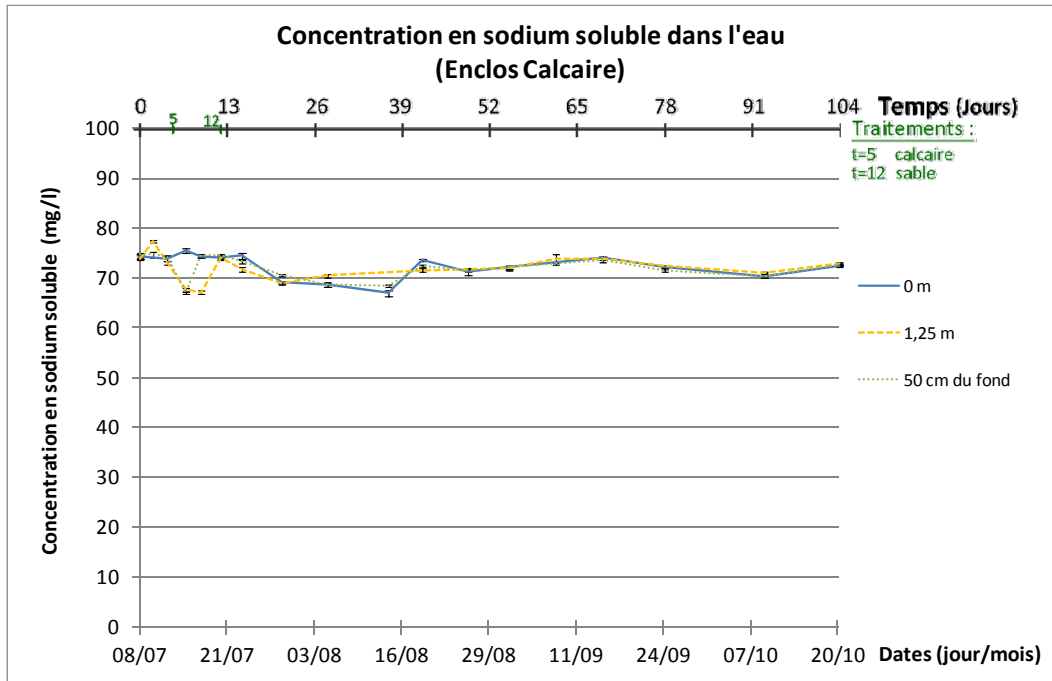


Figure 44 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire

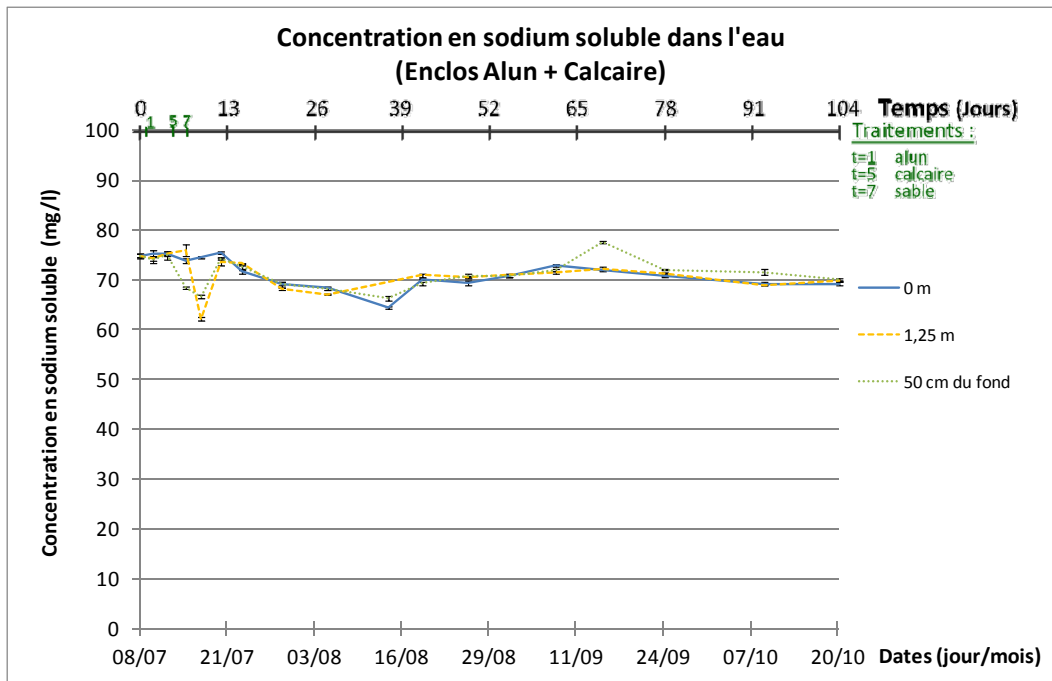


Figure 45 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

5.1.1.5 Calcium soluble

Les concentrations en calcium soluble dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement de la Figure 46 à la Figure 50.

Avec un soubresaut momentané vers des concentrations en calcium soluble minimales entre 33 et 45 mg/l au Jour 9, les enclos ont montré des niveaux stables entre 44 et 50 mg/l jusqu'à la fin de l'essai.

Aucune tendance ne peut être distinguée entre les trois hauteurs d'échantillonnage.

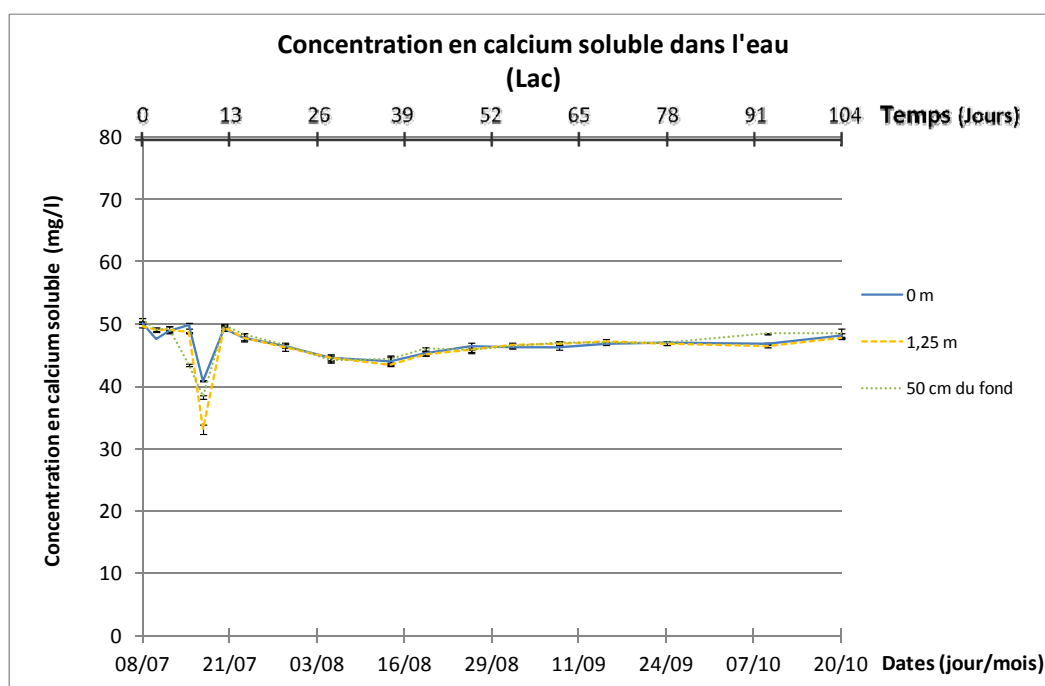


Figure 46 : Concentration en calcium soluble dans l'eau du lac

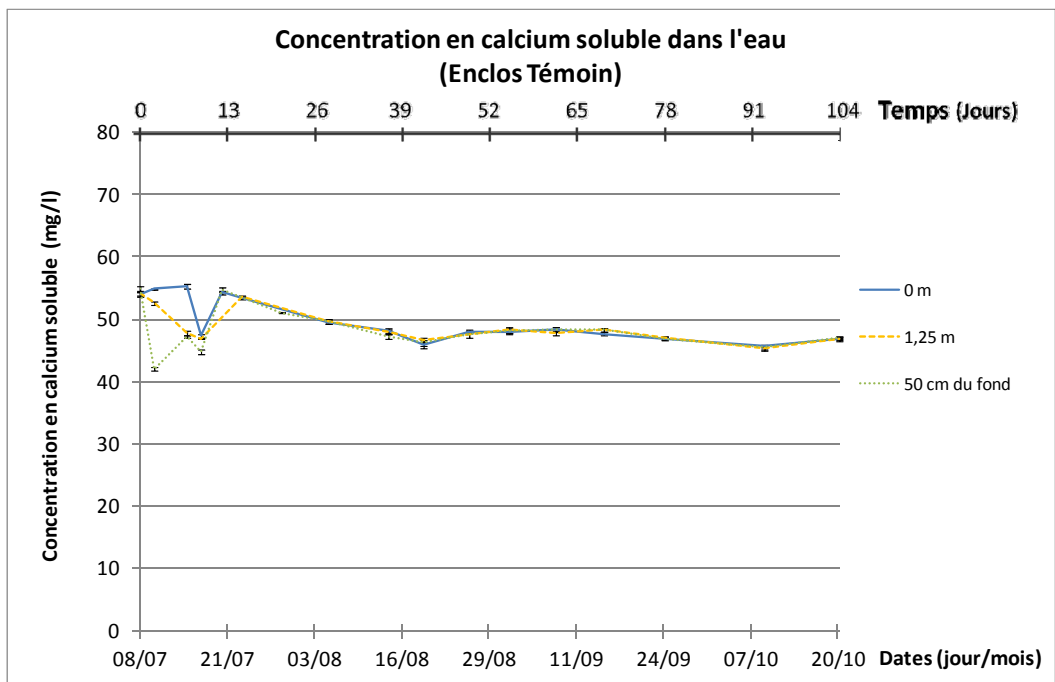


Figure 47 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin

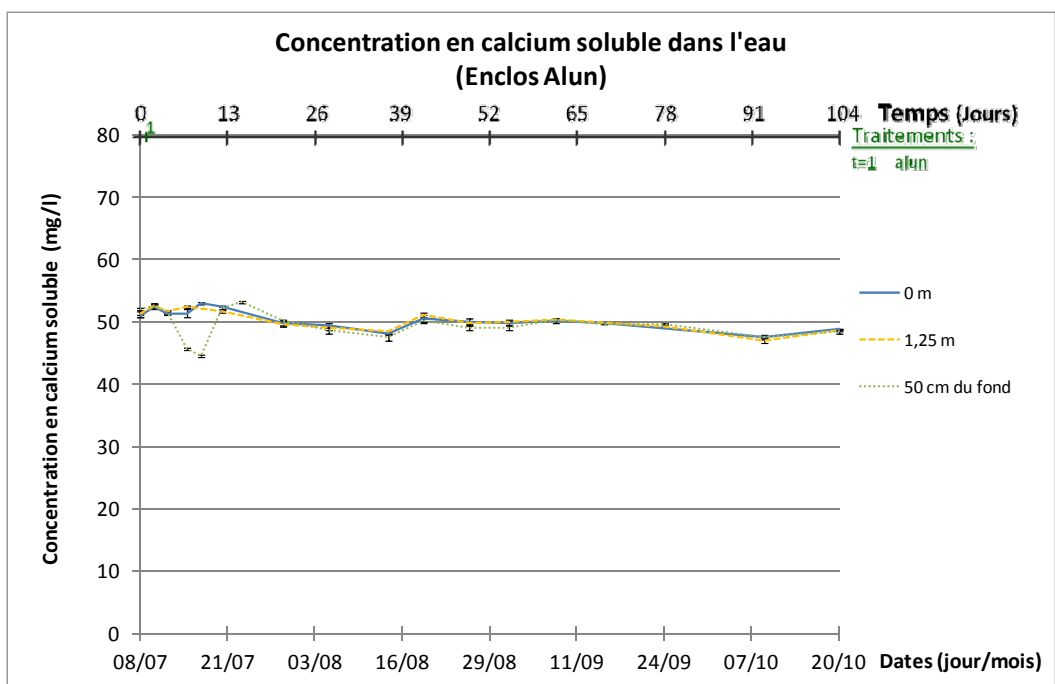


Figure 48 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun

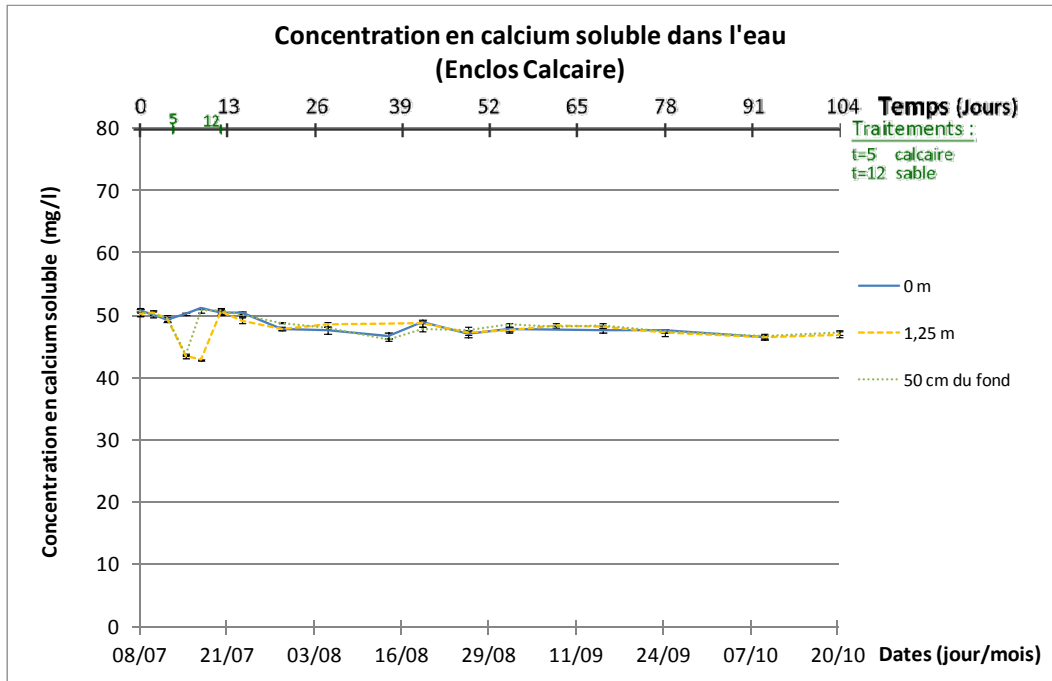


Figure 49 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire

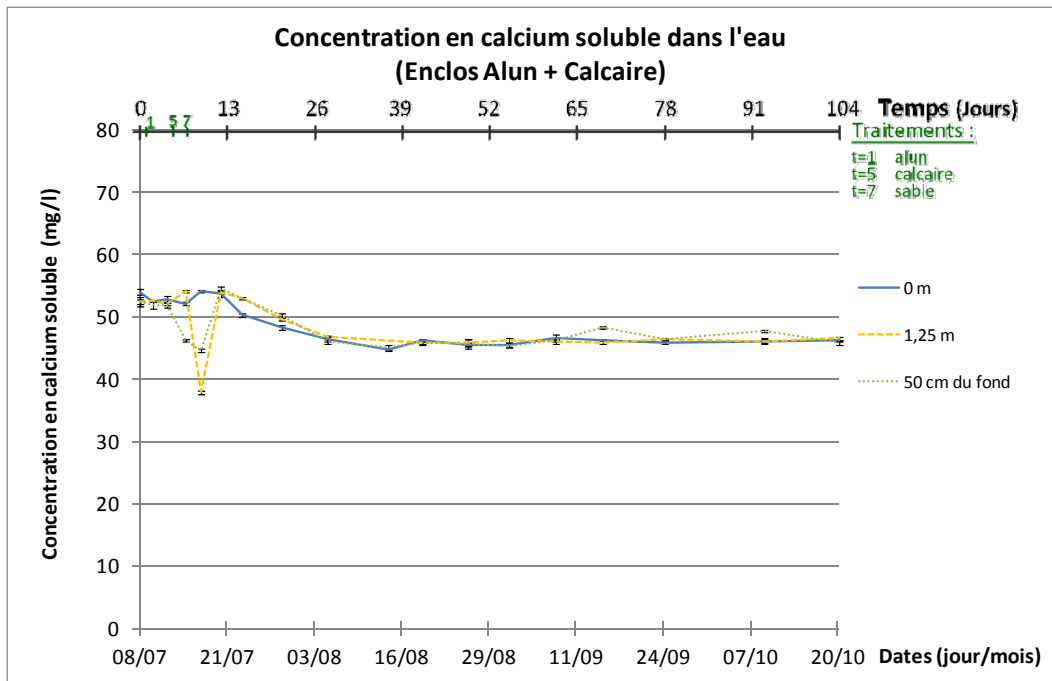


Figure 50 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

5.1.1.6 Fer soluble

Les concentrations en fer soluble sont demeurées faibles et sous la limite de détection de l'appareil d'analyse utilisé (Spectromètre d'absorption atomique par flamme Varian AA240FS). Des analyses de fer total effectuées par le CEAEQ ont confirmé cet état de fait en obtenant des moyennes tout au long de l'essai de 0,010 mg/l en fer total.

Les concentrations en fer soluble obtenues dans l'eau des enclos et du lac sont incluses en annexe, à titre de référence seulement, mais doivent donc être considérées comme étant sous la limite de détection de l'appareil. (Figure A - 60 à Figure A - 64 — Tableau A - 52 à Tableau A - 56).

5.1.1.7 Chlorures

Les concentrations en chlorures dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement de la Figure 51 à la Figure 55.

Les colonnes d'eau ont suivi une même tendance tout au long de l'essai. Un maximum est observé entre les Jour 9 et Jour 12 pour diminuer à un niveau stable entre les Jour 15 et Jour 62. Un deuxième maximum est atteint, inférieur au premier, au Jour 69. Donc, pour chaque colonne d'eau étudiée :

Tableau 15 : Tendances des concentrations en chlorures des colonnes d'eau étudiées

	Concentrations en chlorures (mg/l)				
	Départ	Max 1	Stabilisation	Max 2	Fin
Lac	183	205	186	196	181
enclos Témoin	185	215	191	200	183
enclos Alun	185	206	192	204	189
enclos Calcaire	188	204	194	204	189
enclos Alun+Calcaire	181	211	190	196	184

Ainsi, la comparaison des écarts maximaux pour chaque phase n'a montré qu'une variation de 5,4 % d'une colonne d'eau à l'autre (avec 3,9 % d'écart minimal).

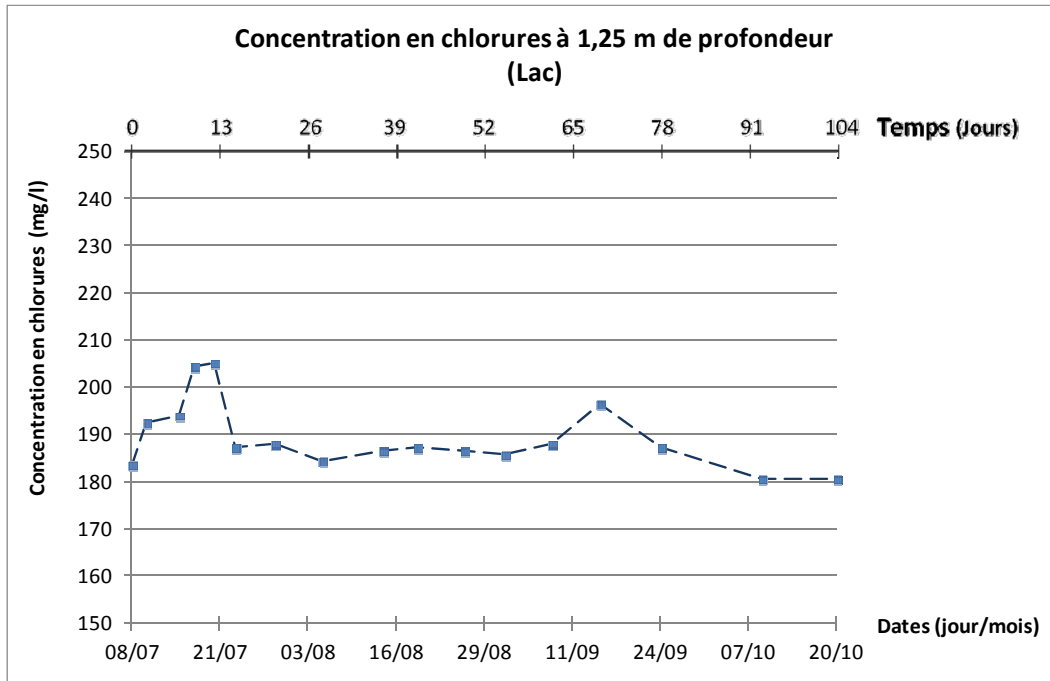


Figure 51 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau du lac

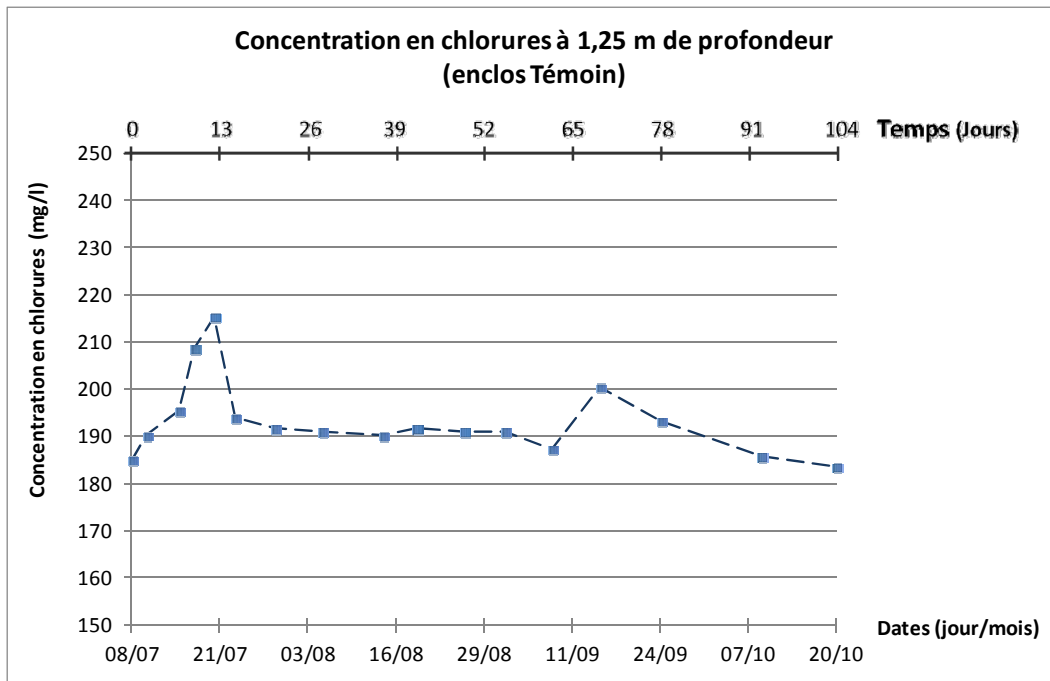


Figure 52 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Témoin

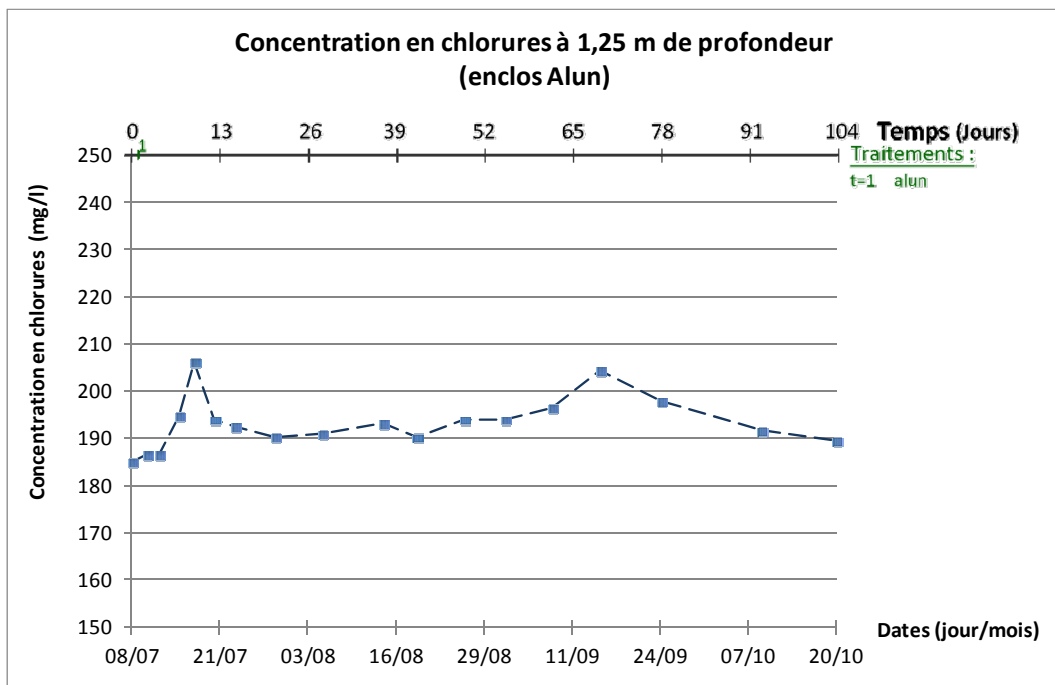


Figure 53 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Alun

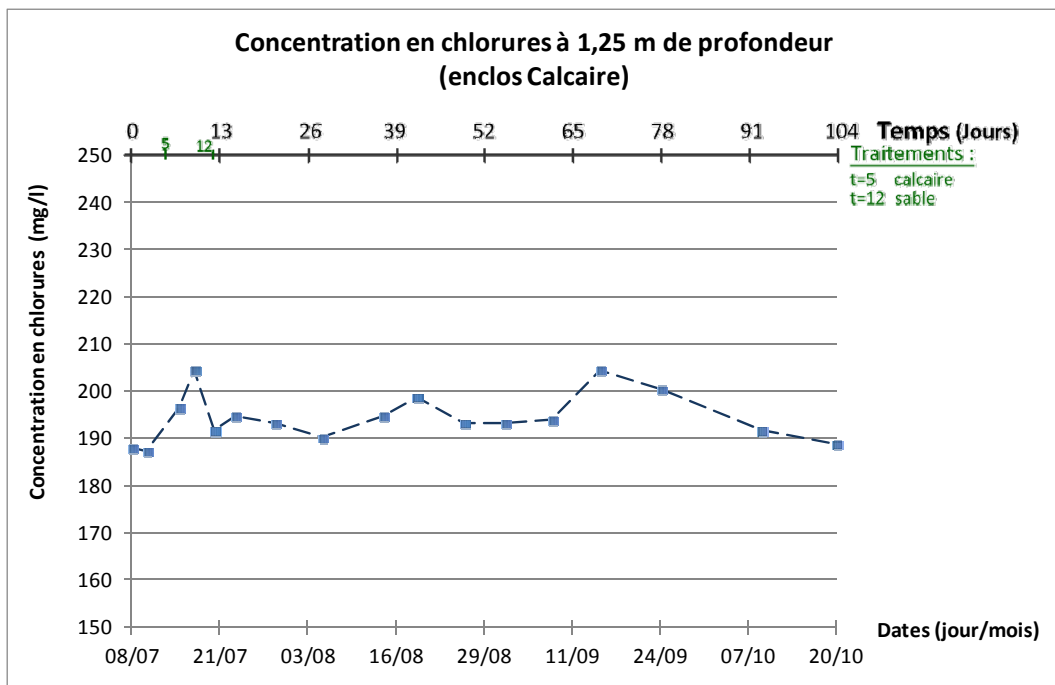


Figure 54 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Calcaire

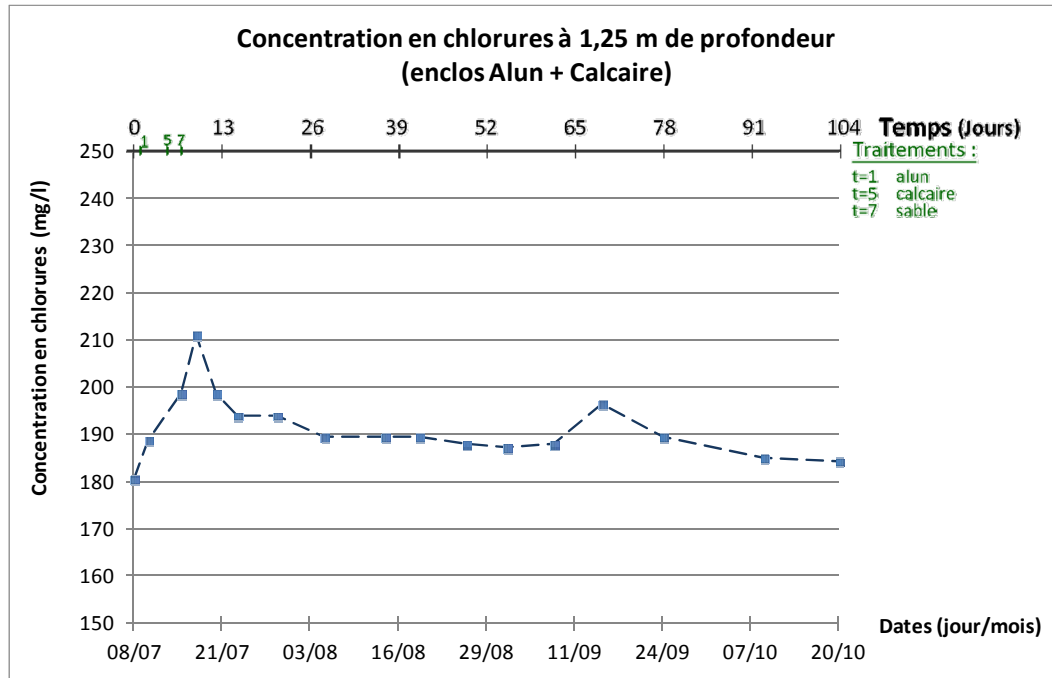


Figure 55 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

5.1.1.8 Matières en suspension

Les concentrations en matières en suspension dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement à la Figure 56.

La colonne d'eau du lac a montré des concentrations en matières en suspension variant entre 4,5 et 10,5 mg/l, avec une moyenne de 7,2 mg/l et une tendance stable.

Le Témoin a présenté une moyenne de 8,5 mg/l avec une tendance stable tout au long de l'essai et des variations entre 5,7 et 14,7 mg/l.

L'enclos Alun a montré des variations de 6,8 à 15,5 mg/l et une moyenne de 10,1 mg/l en présentant une tendance stable.

Les enclos Calcaire et Alun+Calcaire ont montré des niveaux plus bas en matières en suspension que les trois autres colonnes d'eau. L'enclos Calcaire a montré un maximum de 15,5 mg/l correspondant au lendemain de la déposition du calcaire. En excluant ce

point, cet enclos a montré des variations entre 1,5 et 6,0 mg/l, avec une moyenne de 4,0 mg/l. L'enclos Alun+Calcaire a présenté une tendance stable tout au long de l'essai. Une fois stabilisé après la déposition du calcaire et du sable, cet enclos a vu ses concentrations en matières en suspension varier entre 2,1 et 3,2 mg/l avec une moyenne de 2,6 mg/l.

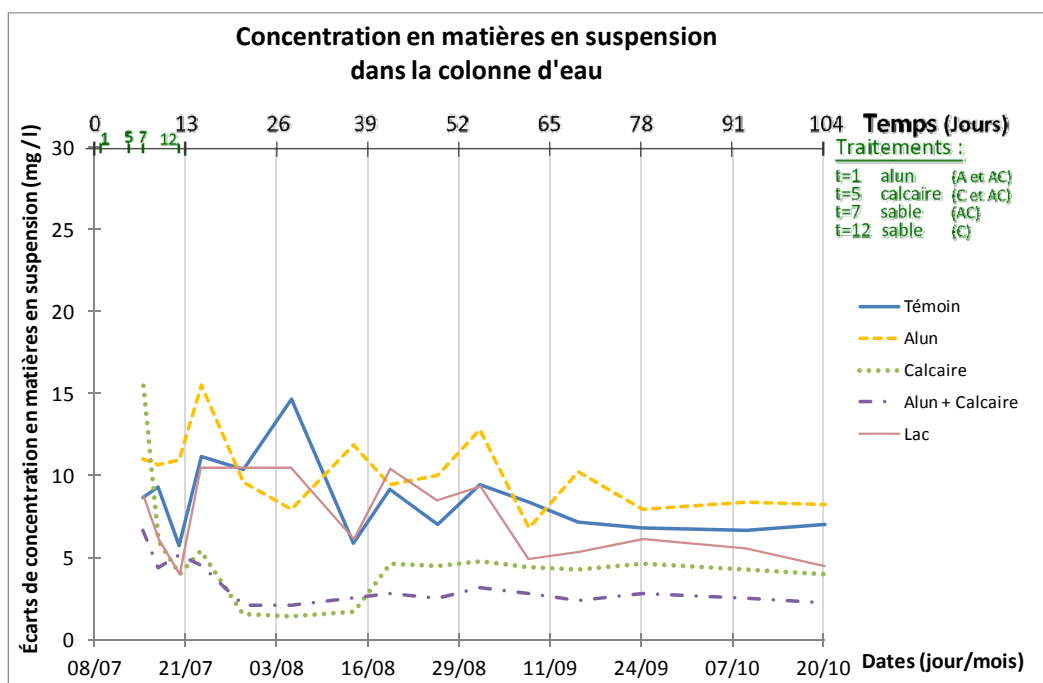


Figure 56: Concentration en matières en suspension dans la colonne d'eau

5.1.1.9 Chlorophylle a

Les concentrations en chlorophylle *a* dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement en annexe (Figure A - 11 à Figure A - 15) avec les tableaux de données.

La colonne d'eau du lac a montré une tendance différente des enclos quant aux concentrations en chlorophylle *a*. Les concentrations ont augmenté de 29,0 mg/l à 56,0 mg/l du Jour 7 au Jour 42, atteignant ainsi son maximum, avant de diminuer jusqu'à

son minimum de 3,1 mg/l au Jour 78. Les concentrations ont ensuite remonté jusqu'à 23,0 mg/l au Jour 104, près de la première concentration de départ enregistrée au Jour 7.

L'enclos Témoin et l'enclos Alun ont présenté des comportements semblables. L'enclos Témoin a montré sa concentration minimale au Jour 7 avec 4,9 mg/l, avant de remonter tout au long de l'essai jusqu'à son maximum de 65 mg/l au Jour 104. L'enclos Alun a montré une diminution de 12,0 mg/l à 5,3 mg/l du Jour 7 au Jour 42, atteignant son minimum, mais a commencé à augmenter par la suite, épousant sensiblement la même tendance que l'enclos Témoin, pour atteindre son maximum au Jour 104 avec 60,0 mg/l.

Les deux enclos traités au Calcaire ont aussi présenté des comportements semblables entre eux. L'enclos Calcaire a montré des concentrations assez stables du Jour 7 au Jour 78, variant entre 15,0 mg/l et 22,0 mg/l. La concentration a ensuite augmenté de 20,0 mg/l à 34,0 mg/l du Jour 78 au Jour 93, atteignant son maximum, avant de diminuer sensiblement jusqu'à 29,0 mg/l au Jour 104. De façon semblable, l'enclos Alun+Calcaire a montré des concentrations assez stables du Jour 7 au Jour 78, variant entre 5,2 mg/l et 13,0 mg/l. La concentration a ensuite augmenté de 6,7 mg/l à 23,0 mg/l du Jour 78 au Jour 93, atteignant aussi son maximum, avant de demeurer sensiblement stable en diminuant jusqu'à 22,0 mg/l au Jour 104.

5.1.2 Mesures *in situ*

5.1.2.1 *Transparence de l'eau par disque Secchi*

La transparence par disque Secchi de l'eau des enclos et du lac est présentée graphiquement à la Figure 57.

La transparence de l'eau de la colonne d'eau du lac est demeurée autour de 1,50 m tout au long de l'essai, avec un maximum à 1,75 m (Jour 2 et Jour 4) et un minimum à 1,20 m (Jour 37).

Les enclos Témoin et Alun ont conservé les transparences les plus faibles. Elles ont oscillé entre 0,35 m et 0,45 m (Jour 0 à Jour 42) pour se stabiliser entre 0,45 m et 0,60 m (Jour 49 à Jour 104).

En début d'essai (Jour 7), les enclos Calcaire et Alun+Calcaire ont montré des transparences faibles, semblables aux enclos Témoin et Alun, mais la transparence a augmenté jusqu'à dépasser celle du lac avec un maximum de 1,40 m (Jour 37). L'enclos Calcaire s'est ensuite stabilisé autour de 1,00 m jusqu'à la fin de l'essai. L'enclos Alun+Calcaire a aussi présenté une stabilisation, à une transparence variant entre 1,10 et 1,20 m.

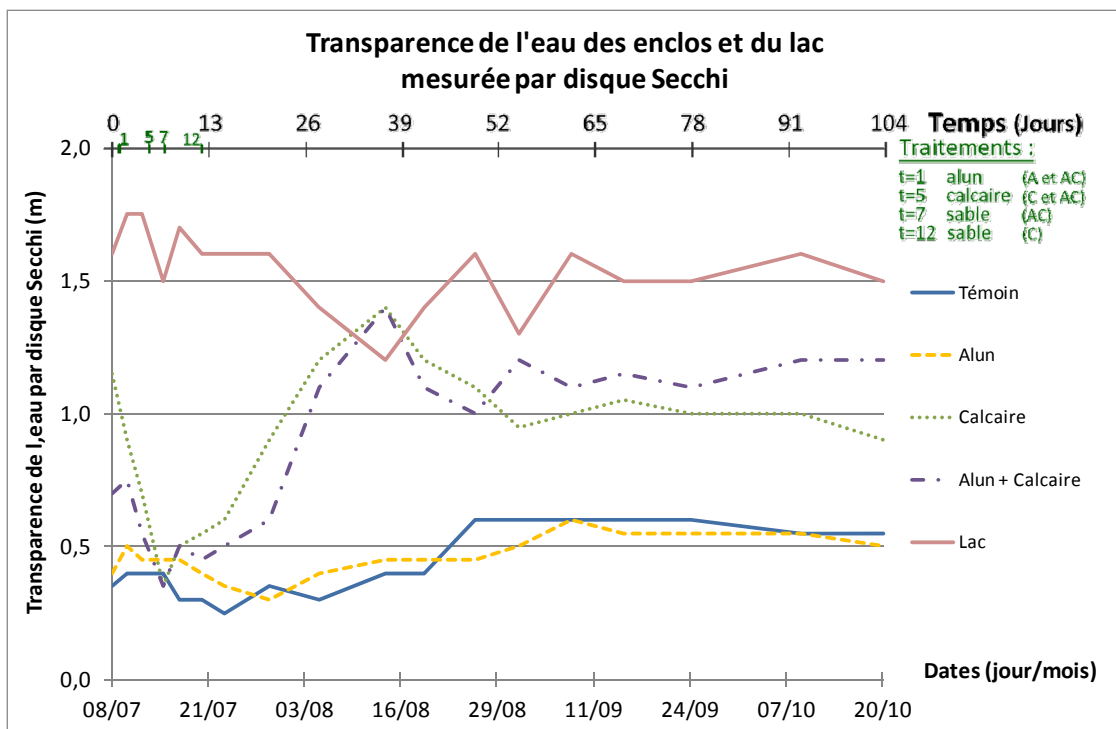


Figure 57 : Transparence de l'eau des enclos et du lac mesurée par disque Secchi

5.1.2.2 Conductivité spécifique à 25°C

La conductivité spécifique à 25°C dans l'eau des enclos et du lac est présentée graphiquement de la Figure 58 à la Figure 62. Les courbes de conductivité non spécifique, variant directement avec la température, ne sont pas présentées, mais sont disponibles en annexe.

Toutes les colonnes d'eau ont présenté une tendance stable, même si légèrement à la baisse, entre le début et la fin de l'essai. De plus, aucune différenciation significative n'est observée entre les trois profondeurs mesurées. Le Tableau 16 présente les résultats de conductivité spécifique principaux pour chacune des colonnes d'eau.

Tableau 16 : Résultats déterminants de conductivité spécifique dans les colonnes d'eau

	Conductivité spécifique à 25°C ($\mu\text{S}/\text{cm}$)				
	Moyenne	Min	Max	Départ	Fin
Lac	694	668	722	717	668
enclos Témoin	717	654	755	748	654
enclos Alun	719	670	742	726	670
enclos Calcaire	715	666	731	722	666
enclos Alun+Calcaire	713	657	755	742	657

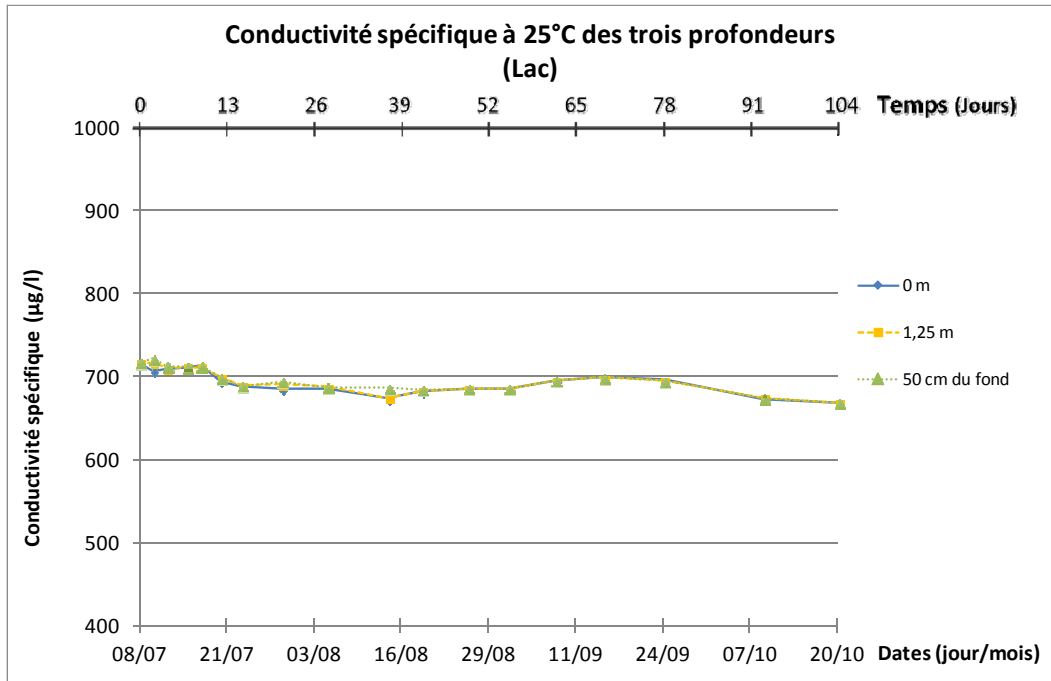


Figure 58: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans le lac

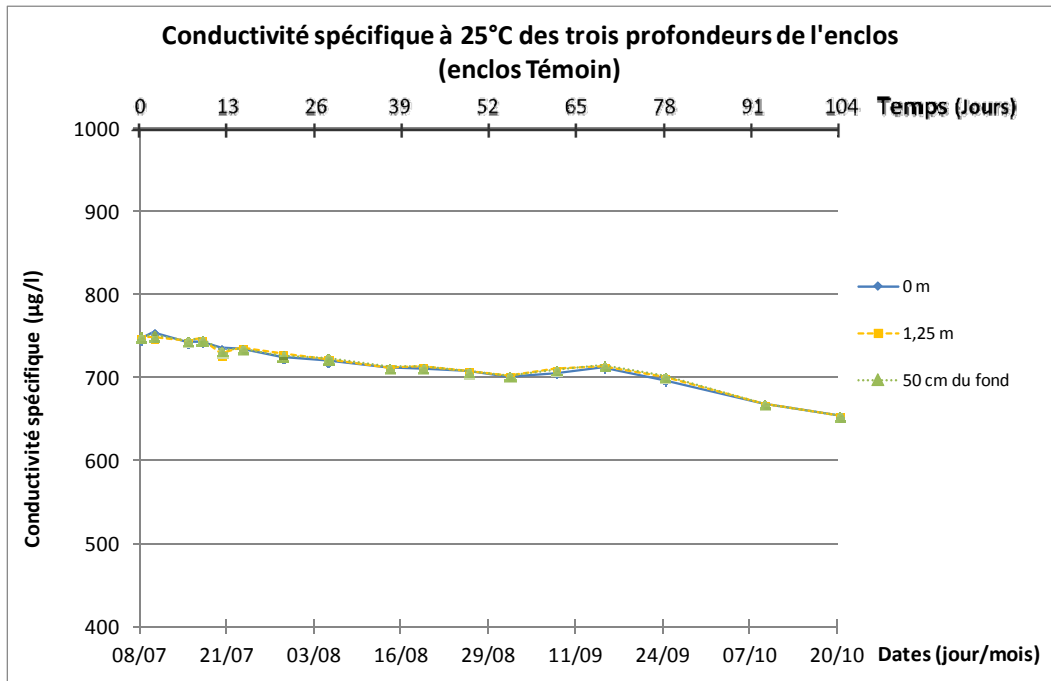


Figure 59: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Témoin

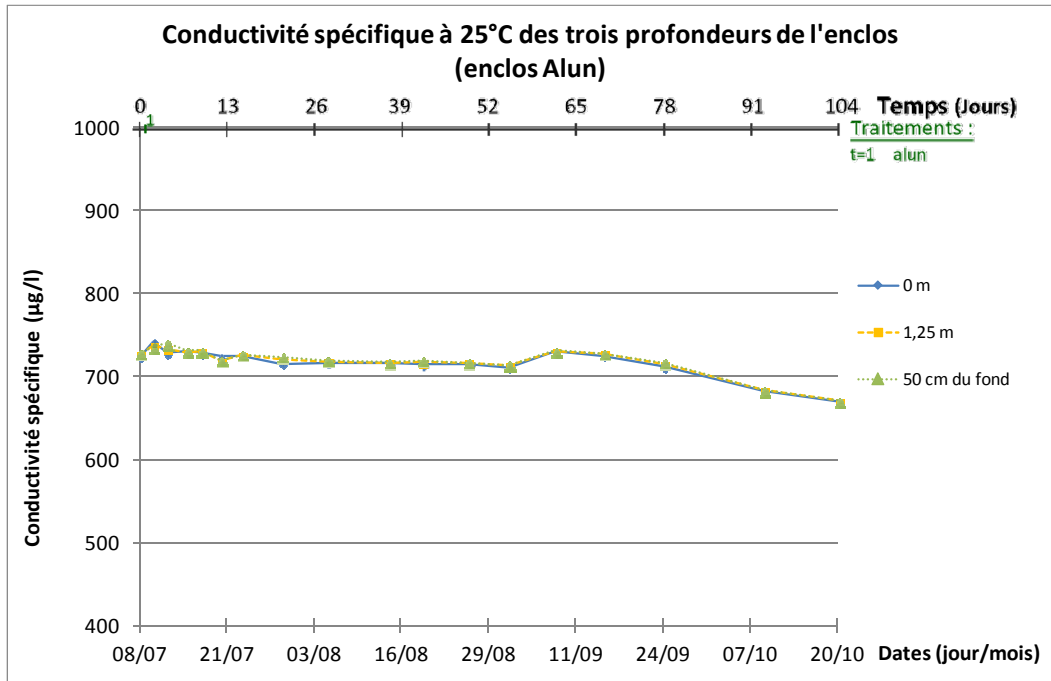


Figure 60: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun

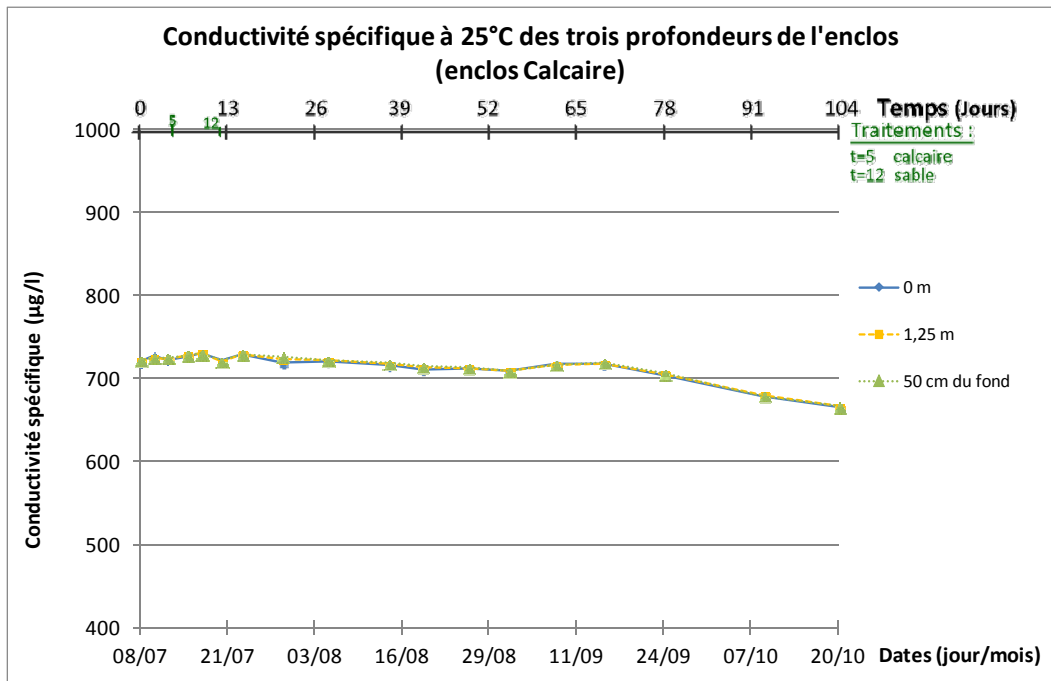


Figure 61: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Calcaire

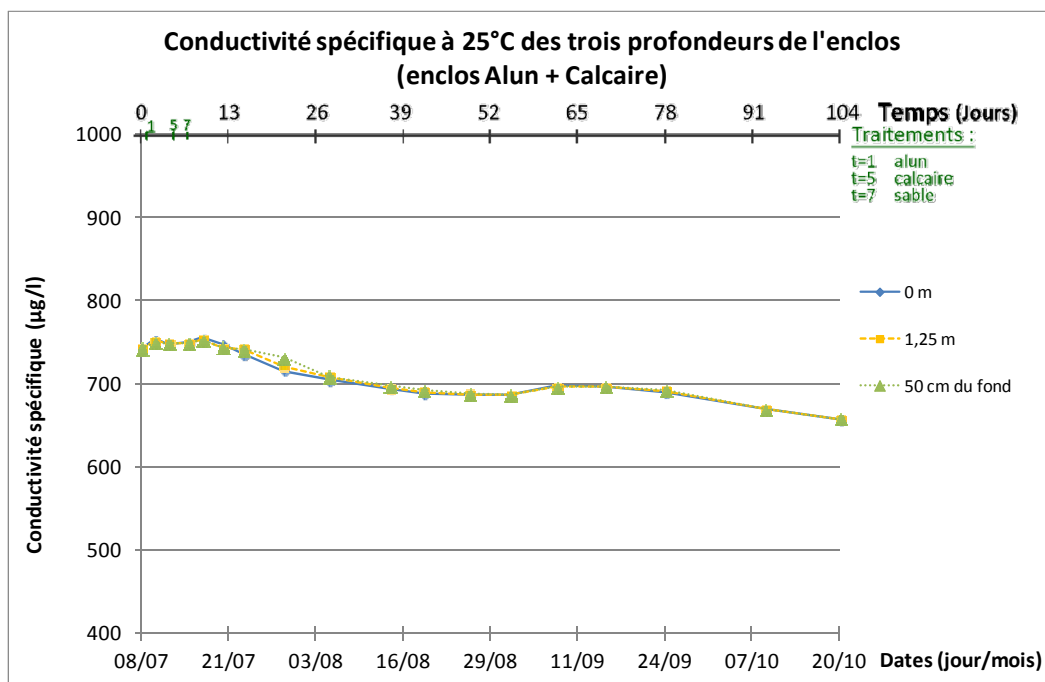


Figure 62: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun+Calcaire

5.1.2.3 Température

Les mesures *in situ* de la température dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement de la Figure 63 à la Figure 67.

Seules les mesures prises à la surface de l'eau distinguent les colonnes d'eau entre elles. Les mesures prises à 1,25 m de profondeur et à 50 cm des sédiments conservent les mêmes tendances avec les mêmes températures. L'essai débute au Jour 0 avec des températures entre 18,99 et 19,29 °C pour augmenter à un maximum entre 24,84 et 25,40 °C au Jour 42.

En surface, la colonne d'eau du lac a atteint un maximum de 25,29 °C, tandis que les enclos Témoin, Alun, Calcaire et Alun+Calcaire ont atteint des maximums plus élevés, respectivement de 26,69 °C, 26,23 °C, 25,87 °C et 25,74 °C. Un écart significatif entre la surface et la moyenne des deux profondeurs 1,25 m et 50 cm des sédiments n'est survenu que du Jour 9 au Jour 42 : pendant cette plage de temps, les températures étaient donc

plus faibles en profondeur qu'en surface. Le Tableau 17 présente les écarts moyens des températures de la surface en comparaison avec la moyenne des deux autres profondeurs, mais spécifiquement pour les Jour 9 à Jour 42. Les écarts maximum ont été observés dans les enclos Témoin et Alun, tandis que les enclos Calcaire et Alun+Calcaire sont comparables à la colonne d'eau du lac.

Tableau 17 : Écarts de températures de l'eau (Surface vs Moyenne de 1,25 m et 50 cm du fond)

	Écarts de température entre la surface et la moyenne des deux autres profondeurs (1,25 m et 50 cm du fond) spécifiquement pour les Jour 9 à Jour 42 (°C)	
	Écart moyen	Écart maximum
Lac	1,20	3,38
enclos Témoin	2,33	5,18
enclos Alun	2,06	4,42
enclos Calcaire	1,30	3,11
enclos Alun+Calcaire	1,43	3,28

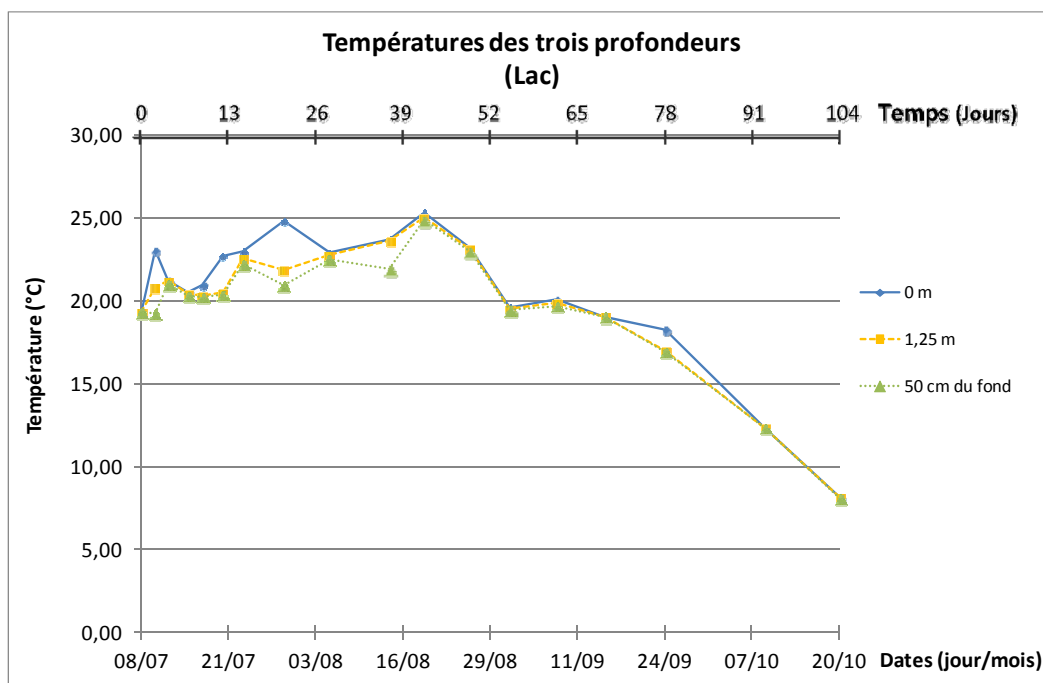


Figure 63 : Températures mesurées dans le lac

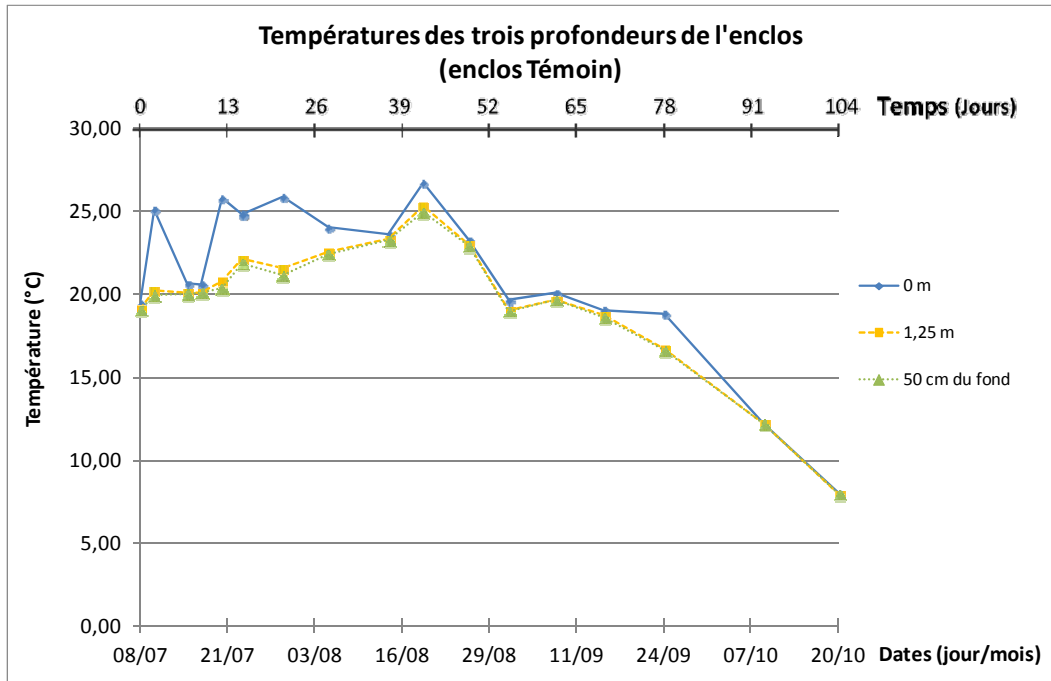


Figure 64 : Températures mesurées dans l'enclos Témoin

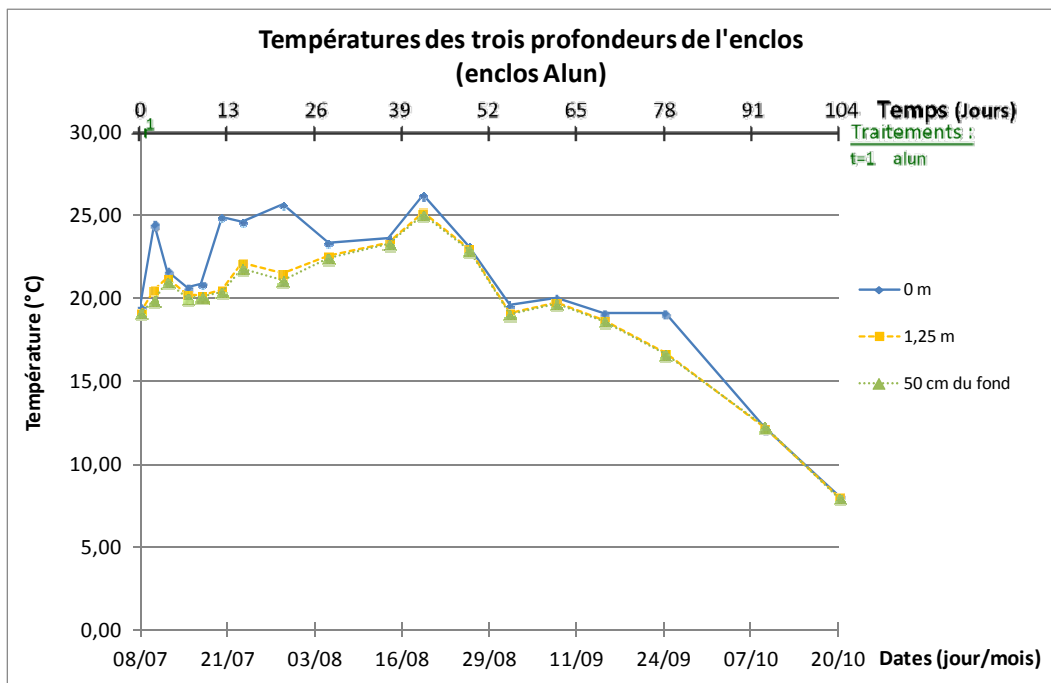


Figure 65 : Températures mesurées dans l'enclos Alun

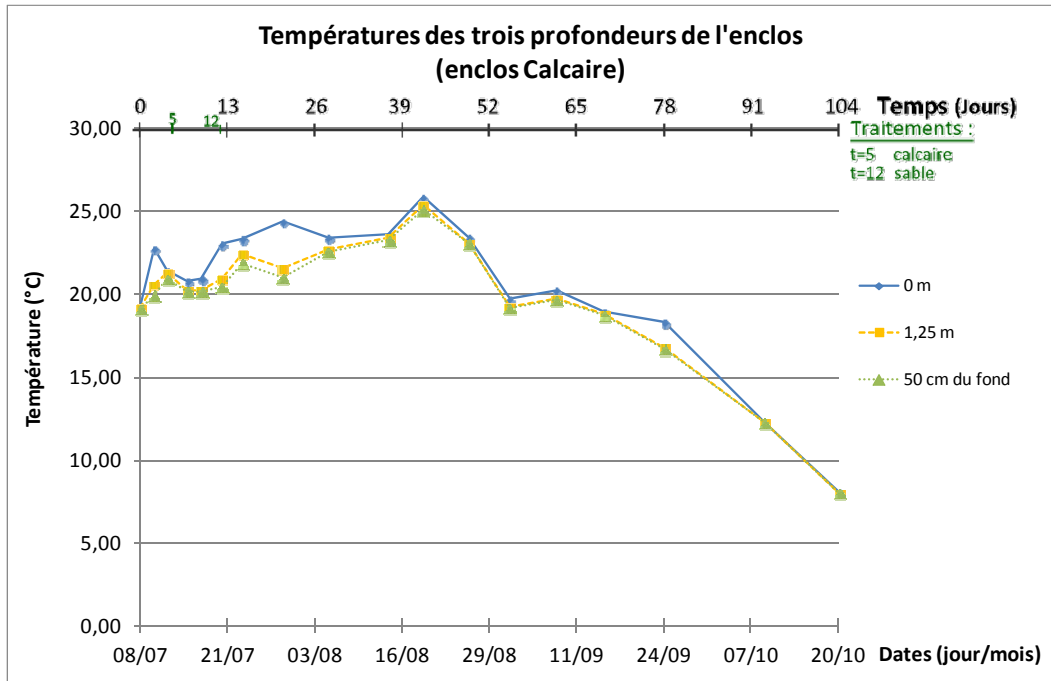


Figure 66 : Températures mesurées dans l'enclos Calcaire

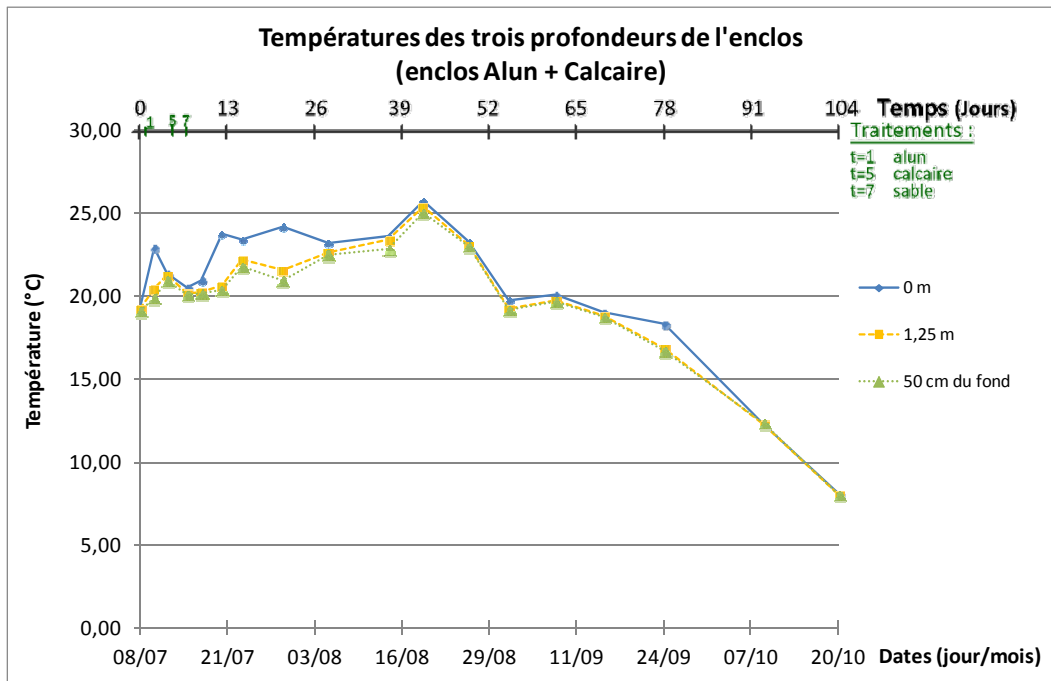


Figure 67 : Températures mesurées dans l'enclos Alun+Calcaire

5.1.2.4 pH

Les mesures *in situ* de pH dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement de la Figure 68 à la Figure 72.

Toutes les colonnes d'eau étudiées ont montré des pH variant entre 8 et 9, avec une moyenne légèrement supérieure à 8,5, qu'il s'agisse d'un enclos ou de la colonne d'eau du lac. Les colonnes d'eau montrent aussi un pH qui diminue avec la profondeur de l'eau ; le pH est plus élevé en surface et plus bas vers le fond. Les enclos traités à l'alun ont vu leur pH diminuer de près de 0,5 unité après le traitement à l'alun, mais seulement de façon momentanée. Tous les enclos montrent aussi une baisse de pH plus ou moins marquée au Jour 49 (jusqu'à plus d'une unité de pH pour l'enclos Témoin, 0,5 pour les enclos Alun et Alun+Calcaire et 0,25 pour l'enclos Calcaire). Entre le Jour 37 et le Jour 49, le lac a subi une diminution de pH de près d'une unité. Aussi, au Jour 37, l'écart de pH entre la surface et le fond du lac dépassait une unité.

Vers la fin de l'essai, du Jour 78 au Jour 104, le lac a montré une tendance stable autour de 8,13, toutes profondeurs confondues. Pour les mêmes jours, le Témoin a montré des fluctuations finales entre 8,46 et 9,10 avec une moyenne de 8,76. L'enclos Alun a fluctué entre 8,82 et 9,17 avec une moyenne de 8,99 pour ces mêmes trois jours. L'enclos Calcaire a montré une tendance claire à la hausse entre le début et la fin de l'essai avec une moyenne des trois profondeurs de 8,38 au début de l'essai vers 9,27 à la fin. La moyenne des mesures du Jour 78 au Jour 104 montre un pH de 9,17. Pour cette même plage de temps, l'enclos Alun+Calcaire a fluctué entre 8,11 et 8,73 pour une moyenne de 8,43.

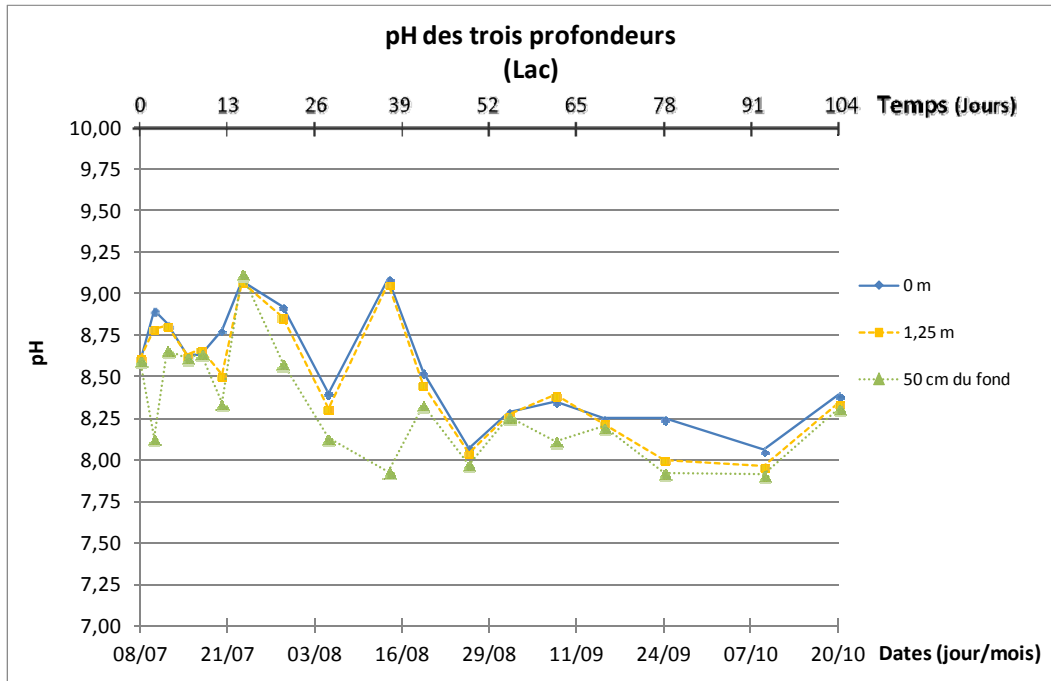


Figure 68 : pH mesuré dans le lac

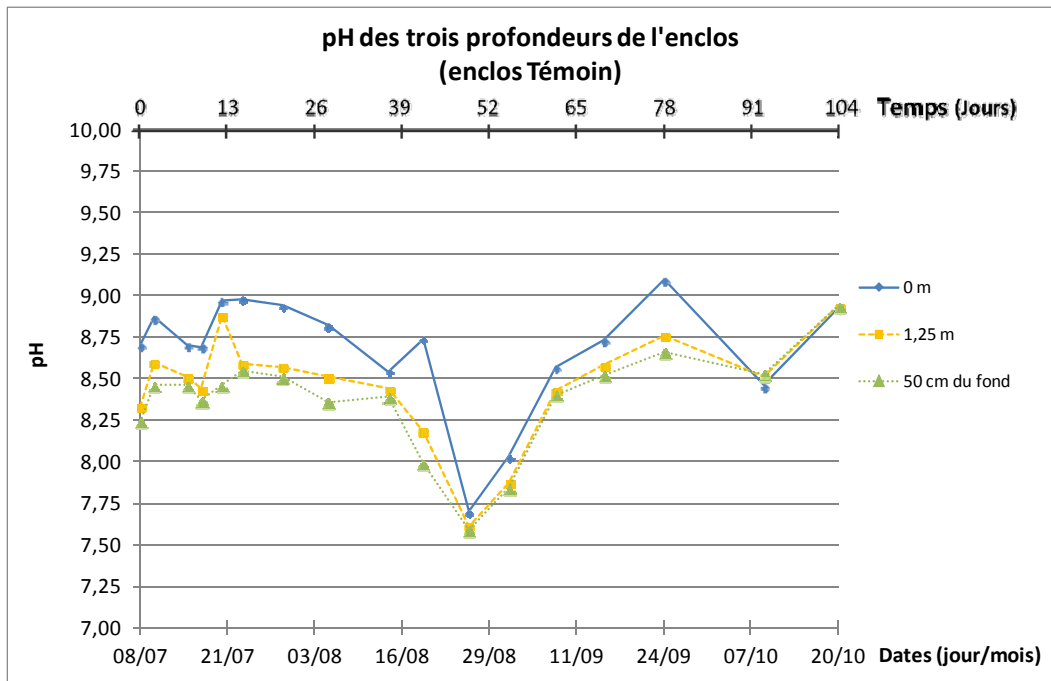


Figure 69 : pH mesuré dans l'enclos Témoin

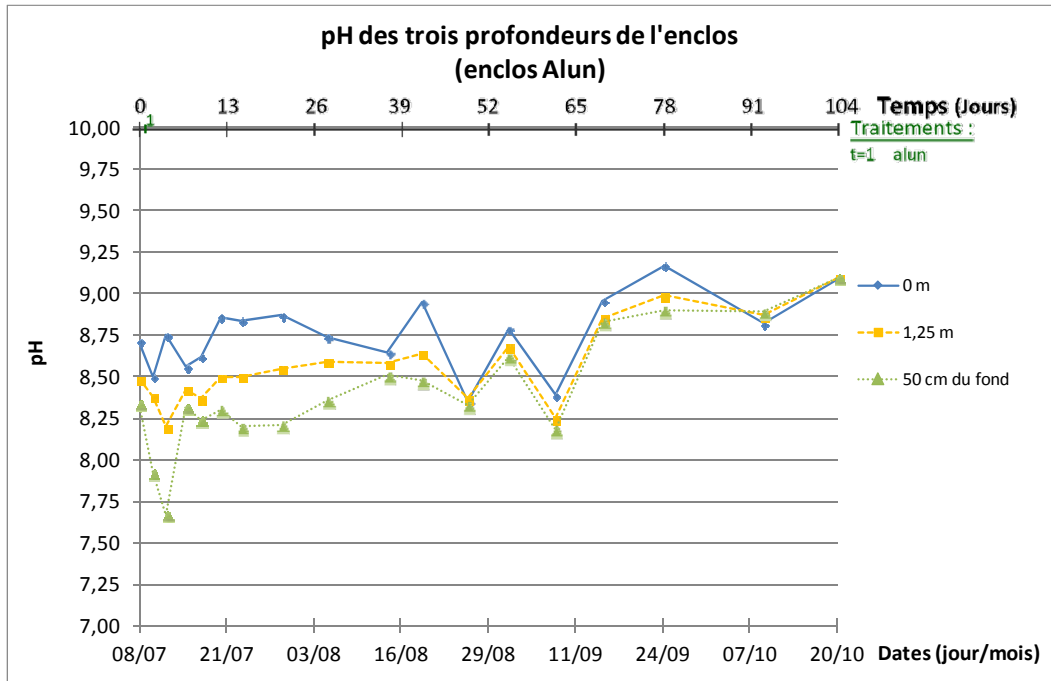


Figure 70 : pH mesuré dans l'enclos Alun

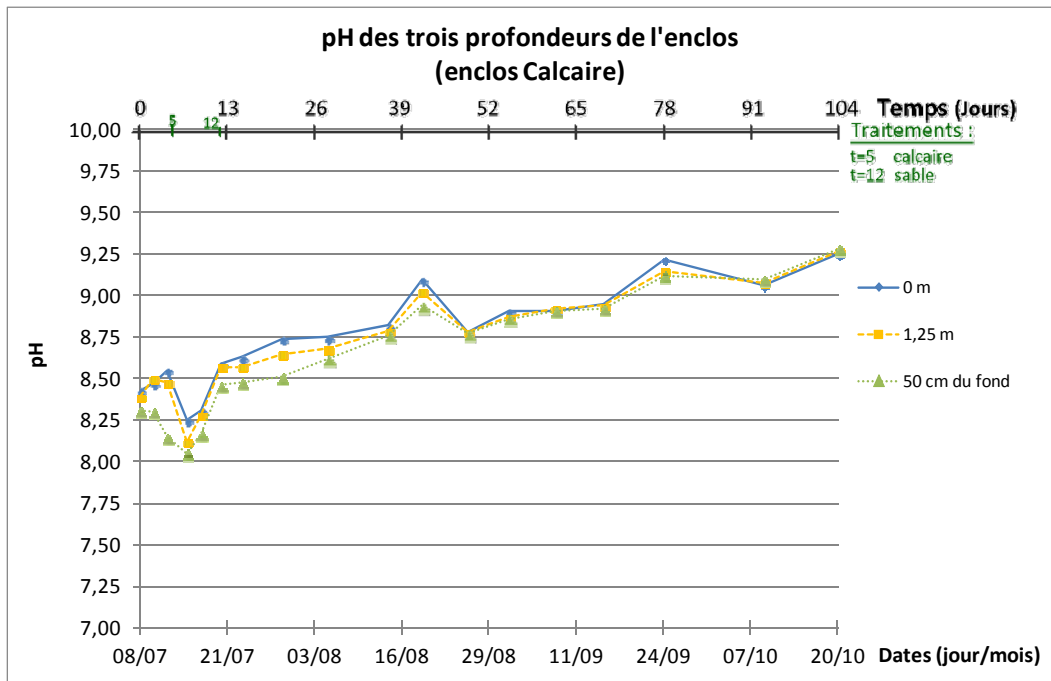


Figure 71 : pH mesuré dans l'enclos Calcaire

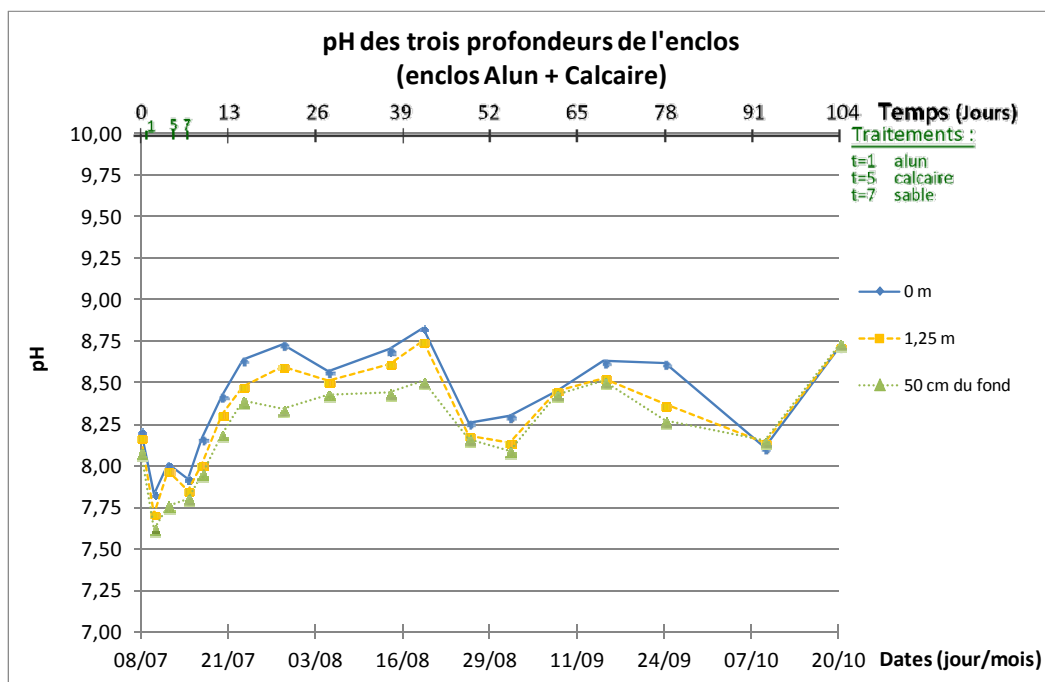


Figure 72 : pH mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire

5.1.2.5 Oxygène dissous

Les mesures *in situ* d'oxygène dissous dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement de la Figure 73 à la Figure 77.

Les quatre enclos ont montré des concentrations en oxygène dissous généralement supérieures à 10 mg/l tout au long de l'essai. La colonne d'eau du lac a quant à elle montré des concentrations légèrement inférieures aux enclos, mais généralement supérieures à 8 mg/l. Comme le pH, toutes les colonnes d'eau étudiées montrent des concentrations en oxygène dissous qui diminuent avec la profondeur de l'eau ; généralement plus élevées en surface et plus basses vers le fond. Tous les enclos montrent aussi une baisse en oxygène dissous plus ou moins marquée au Jour 49 (jusqu'à 8 mg/l de diminution pour l'enclos Témoin, 3 à 4 mg/l pour les autres enclos). Entre le Jour 37 et le Jour 49, le lac a subi une diminution en oxygène dissous de près de 6 mg/l.

Aussi, au Jour 37, l'écart de concentrations en oxygène dissous entre la surface et le fond du lac dépassait 10 mg/l pour atteindre une concentration de 2,06 mg/l.

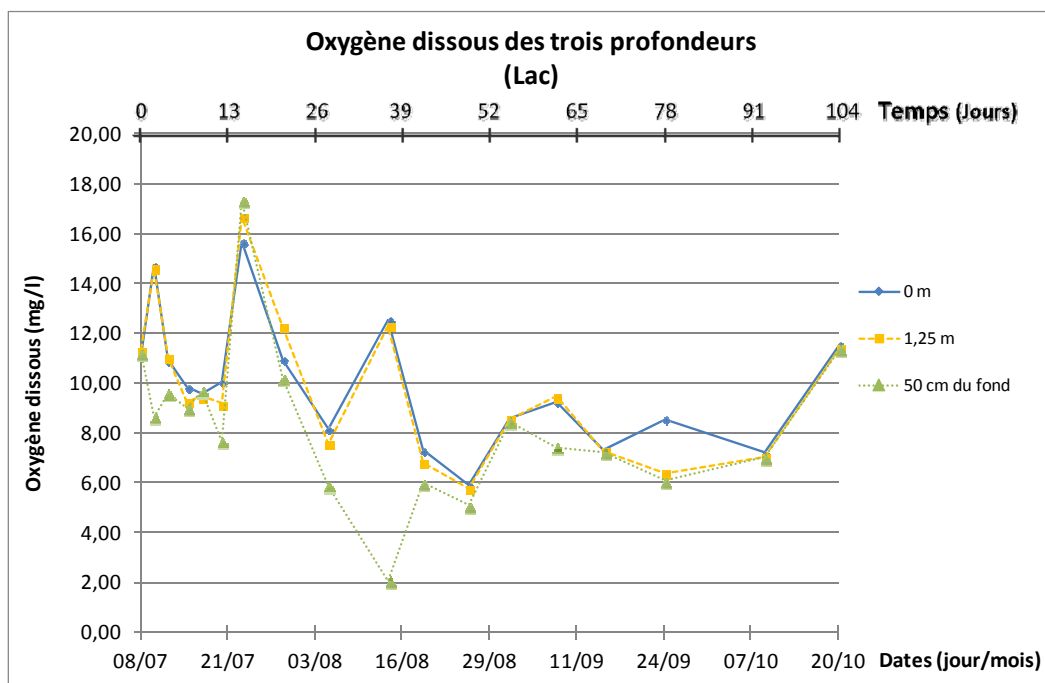


Figure 73 : Oxygène dissous mesuré dans le lac

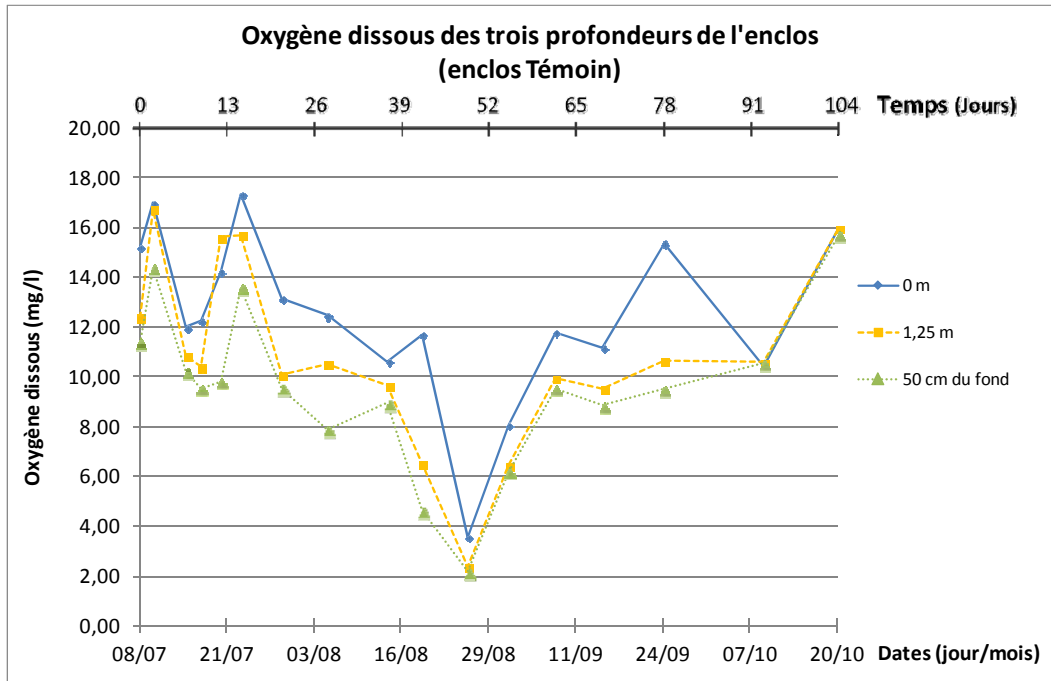


Figure 74 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Témoin

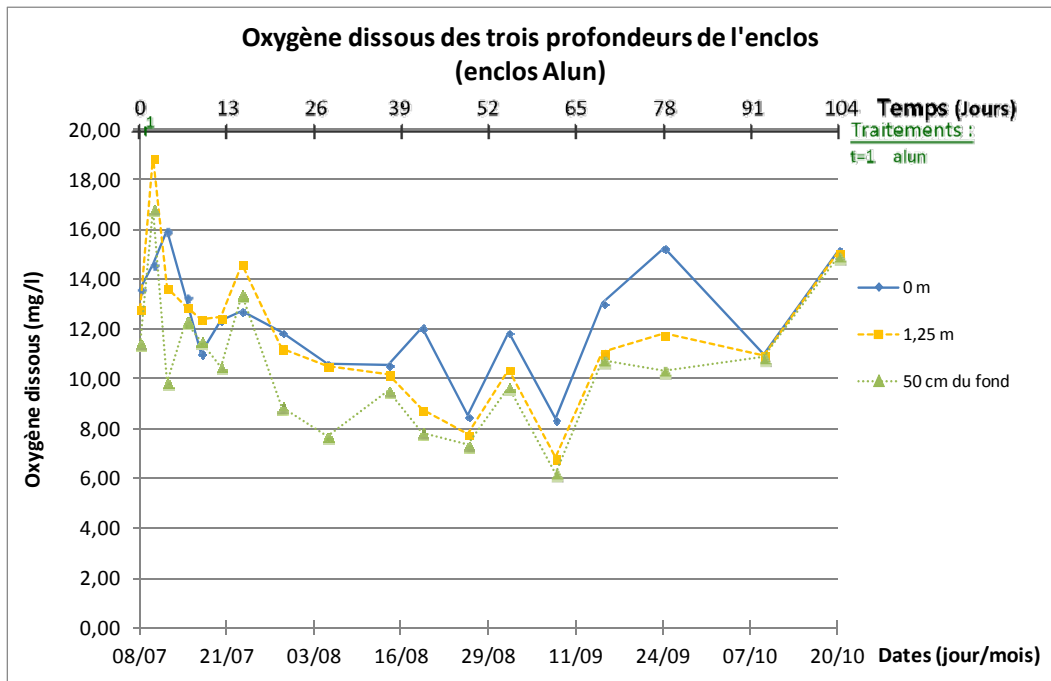


Figure 75 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Alun

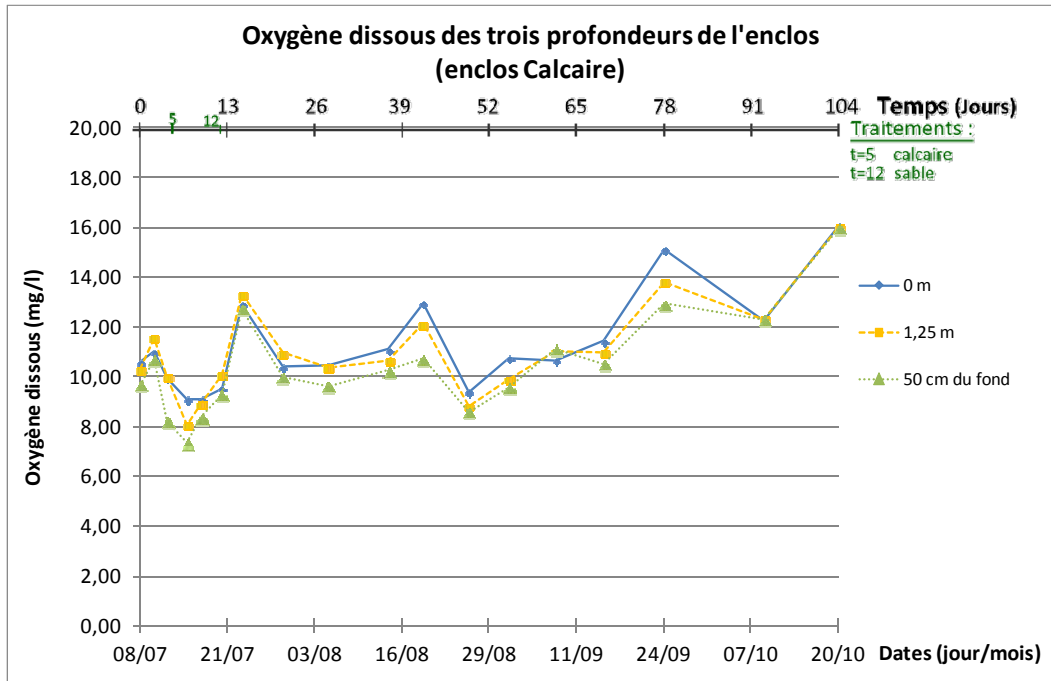


Figure 76 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Calcaire

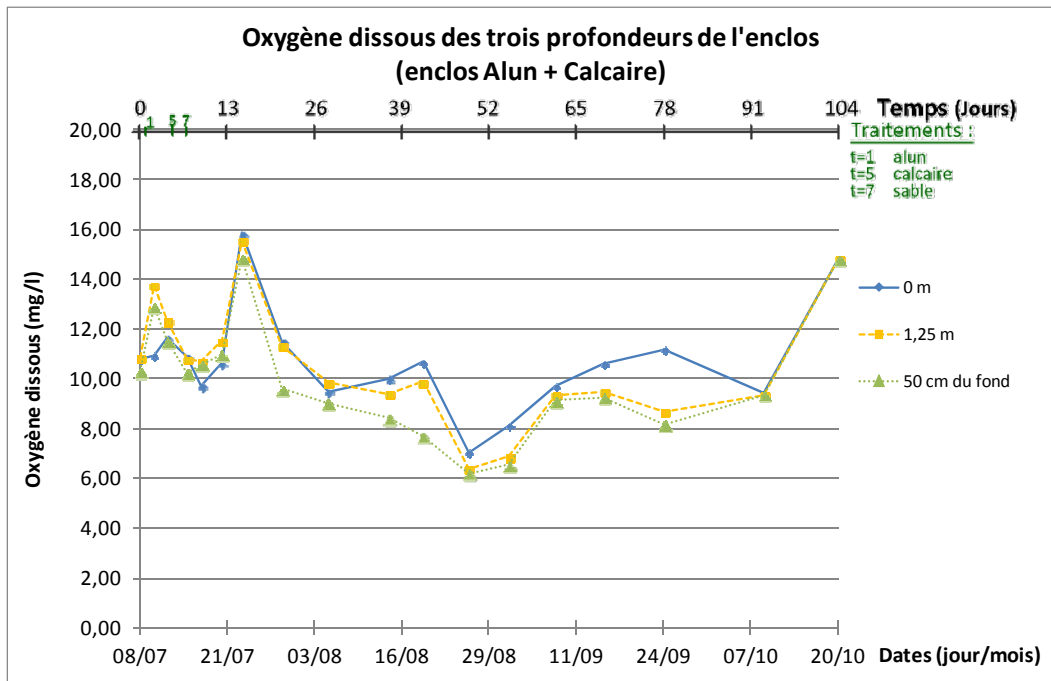


Figure 77 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire

5.1.2.6 Potentiel d'oxydo-réduction

Les mesures *in situ* du potentiel redox dans l'eau des enclos et du lac sont présentées graphiquement en annexe (Figure A - 37 à Figure A - 41). Les résultats sont aussi fournis sous forme de tableaux de données brutes.

Outre deux points minimum à la surface de l'enclos Témoin de 90 et 82 mV aux Jour 21 et Jour 28, ainsi qu'un point à la surface de l'enclos Alun de 106 mV au Jour 28, toutes les mesures sont toujours demeurées au-dessus de 100 mV et sous 215 mV. En se concentrant sur les quatre derniers points (Jour 69 à Jour 104) qui montrent une tendance plus stable et moins erratique que les points précédents, la moyenne de ces points pour le lac et les enclos Témoin, Alun, Calcaire et Alun+Calcaire est respectivement de 153, 139, 134, 138 et 148 mV. Les conditions de l'eau sont largement demeurées en conditions oxydantes tout au long de l'essai, et ce dans toutes les colonnes d'eau.

5.2 Sédiments prélevés à la fin de l'essai

Une carotte de sédiments a été prélevée à la fin de l'essai au fond de chacun des enclos et de la colonne d'eau du lac. Chaque carotte a été divisée en couches pour obtenir un profil de contaminants par rapport à la profondeur des sédiments. Autant que possible, une première couche de 5 cm suivie de couches de 10 cm ont été coupées de la carotte en commençant par le haut. Pour chacune des couches, la teneur en eau a été déterminée et des analyses de concentrations totales ont été faites sur les sédiments secs. Par filtration, une partie de l'eau interstitielle a aussi été prélevée des sédiments pour analyse.

L'ensemble des résultats d'analyses est présenté en annexe sous forme de tableaux et de graphiques (Figure A - 81 à Figure A - 145 — Tableau A - 60 à Tableau A - 64).

5.2.1 Eau interstitielle

5.2.1.1 Phosphore soluble

Les concentrations en phosphore soluble dans l'eau interstitielle des sédiments sont présentées graphiquement en annexe (Figure A - 96 à Figure A - 100).

Les prélèvements d'eau interstitielle des sédiments des cinq colonnes d'eau ont montré des concentrations en phosphore soluble faibles, en dessous ou très près de la limite de détection de la méthode, évaluée à 10 µg/l. Une seule couche (15-25 cm) montre une concentration quantifiable avec 22 µg/l. Des concentrations en phosphore soluble plus élevées ont été mesurées dans l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Alun+Calcaire. Sans observer de tendances claires dans les quatre couches analysées, un minimum de 13 µg/l et un maximum de 30 µg/l sont discernables. Les concentrations de cet enclos sont les plus élevées de toutes les colonnes d'eau.

5.2.1.2 Métaux solubles

Les métaux solubles analysés dans l'eau interstitielle des sédiments sont : chrome, nickel, cadmium, plomb, cuivre, fer et zinc. Leurs concentrations dans l'eau interstitielle sont présentées graphiquement en annexe.

Chrome soluble (Figure A - 111 à Figure A - 115)

Les concentrations en chrome soluble mesurées dans l'eau interstitielle des sédiments sont toutes largement inférieures à la limite de détection de la méthode qui est de 0,060 mg/l. Le maximum mesuré a été de 0,029 mg/l en incluant l'erreur maximale. Les concentrations observées ne sont pas significatives.

Nickel soluble (Figure A - 116 à Figure A - 120)

Les concentrations en nickel soluble mesurées dans l'eau interstitielle des sédiments sont toutes largement inférieures à la limite de détection de la méthode qui est de 0,100 mg/l. Le maximum mesuré a été de 0,020 mg/l en incluant l'erreur maximale. Les concentrations observées ne sont donc pas significatives.

Cadmium soluble (Figure A - 121 à Figure A - 125)

Les concentrations en cadmium soluble mesurées dans l'eau interstitielle des sédiments sont toutes largement inférieures à la limite de détection de la méthode qui est de 0,020 mg/l. Le maximum mesuré a été de 0,012 mg/l en incluant l'erreur maximale. Les concentrations observées ne sont donc pas significatives.

Plomb (Figure A - 126 à Figure A - 130)

Les concentrations en plomb soluble mesurées dans l'eau interstitielle des sédiments sont très près et souvent inférieures à la limite de détection de la méthode qui est de 0,100 mg/l. Le maximum mesuré a été de 0,145 mg/l dans les couches inférieures des enclos Témoin et Calcaire. Bien que l'ensemble des concentrations ait été très près des limites de la méthode, une tendance à la hausse des concentrations en plomb soluble est discernable dans l'eau interstitielle des sédiments de toutes les colonnes d'eau, surtout celles du lac, de l'enclos Calcaire et de l'enclos Alun+Calcaire. Les concentrations des couches supérieures sont toutefois généralement sous 0,100 mg/l, ce qui limite la portée de cette tendance.

Cuivre soluble (Figure A - 131 à Figure A - 135)

Les concentrations en cuivre soluble mesurées dans l'eau interstitielle des sédiments ont été inférieures ou très près de la limite de détection de la méthode qui est de 0,030 mg/l.

Le maximum mesuré a été de 0,075 mg/l dans la couche inférieure de l'enclos Alun+Calcaire (30-40 cm) et de 0,032 mg/l dans la couche inférieure de l'enclos Calcaire. Bien qu'il s'agisse des deux profondeurs inférieures de ces enclos, toutes les autres concentrations n'étant pas significatives, aucune tendance ne peut être distinguée.

Fer soluble (Figure A - 136 à Figure A - 140)

La plupart des concentrations en fer soluble mesurées dans l'eau interstitielle des sédiments ont été quantifiables, étant suffisamment supérieures à la limite de détection de la méthode qui est de 0,060 mg/l. Une tendance claire peut être distinguée : les concentrations augmentent généralement à partir de la couche supérieure de sédiments vers les couches plus profondes.

Ainsi, l'eau interstitielle des sédiments de la colonne d'eau du lac montre 122 mg/l (5-15 cm) en augmentant à 0,469 mg/l dans la couche inférieure (45-55 cm).

Le Témoin montre des concentrations non significatives dans les deux premières couches. Les concentrations des deux autres couches ont été de 0,301 et 0,257 mg/l respectivement dans les couches 15-25 cm et 25-35 cm.

Seule la dernière couche de l'enclos Alun a montré des concentrations significatives avec 0,223 mg/l dans la couche 25-35 cm.

L'avant-dernière couche de l'enclos Calcaire a révélé la plus forte concentration en fer soluble dans l'eau interstitielle des sédiments, en augmentant à 0,263 mg/l dans la couche 5-15 cm, puis à 0,495 mg/l dans la couche 15-25 cm, avant de chuter à 0,297 mg/l dans la couche 25-35 cm.

L'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Alun+Calcaire a montré les concentrations les plus élevées avec 0,350 mg/l dans la couche 25-30 cm et jusqu'à 1,402 mg/l dans la couche 30-40 cm.

Zinc soluble (Figure A - 141 à Figure A - 145)

Les concentrations en zinc soluble mesurées dans l'eau interstitielle des sédiments ont été inférieures ou très près de la limite de détection de la méthode qui est de 0,010 mg/l. Le maximum mesuré dans les enclos a été de 0,023 et 0,042 mg/l respectivement dans les deux couches supérieures des sédiments de la colonne d'eau du lac (0 à 5 cm et 5 à 15 cm). Un maximum de 0,024 mg/l a aussi été dosé dans la couche 5 à 15 cm des sédiments de l'enclos Alun+Calcaire. La plupart des autres couches ont montré des concentrations inférieures à 0,010 mg/l ou très près (0,014 mg/l). Aucune tendance ne peut être distinguée.

5.2.1.3 Conductivité spécifique

Les mesures de conductivité spécifique à 25°C dans l'eau interstitielle des sédiments sont présentées graphiquement en annexe (Figure A - 106 à Figure A - 110).

Sans montrer de tendances graduellement à la baisse à partir des couches supérieures vers les couches plus profondes de sédiments, la conductivité spécifique a été plus élevée dans l'eau interstitielle des couches supérieures de sédiments que dans les couches inférieures. De façon générale, la conductivité dans l'eau interstitielle des sédiments de la colonne d'eau du lac et des enclos Témoin et Alun a été supérieure à 1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans les deux premières couches (0-5 cm et 5-15 cm). L'eau interstitielle de la couche inférieure des sédiments de chacune de ces trois colonnes d'eau a montré des conductivités spécifiques entre 504 et 642 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductivité spécifique dans la première couche des enclos Calcaire et Alun+Calcaire a été respectivement de 648 et 737 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui est aussi le maximum de chacun de ces enclos. Pour ces deux derniers enclos, la baisse de conductivité spécifique avec la profondeur a été moins nette que dans l'eau interstitielle des sédiments des autres colonnes d'eau étudiées. L'enclos Calcaire a montré un minimum à 452 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans la couche 15-25 cm, tandis que le minimum de l'enclos Alun+Calcaire a été de 293 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

5.2.1.4 Chlorures

Les concentrations en chlorures dans l'eau interstitielle des sédiments sont présentées graphiquement en annexe (Figure A - 101 à Figure A - 105).

Les concentrations en chlorures ont présenté une tendance claire pour toutes les colonnes d'eau étudiées. L'eau interstitielle des couches supérieures a montré les concentrations en chlorures les plus élevées en diminuant avec la profondeur des sédiments. Dans l'eau interstitielle des sédiments de la colonne d'eau du lac, le dosage montre une concentration de 128 mg/l (5-15 cm) diminuant jusqu'à 45 mg/l (45-55 cm). L'enclos Témoin passe de 124 mg/l (0-5 cm) à 95 mg/l (25-35 cm). L'enclos Alun passe de 185 mg/l (0-5 cm) à 100 mg/l (25-35 cm). L'enclos Calcaire passe de 149 mg/l (0-5 cm) à 90 mg/l (25-35 cm). L'enclos Alun+Calcaire passe de 128 mg/l (0-5 cm) à 57 mg/l (25-30 cm).

5.2.2 Sédiments secs

5.2.2.1 Fer total

Les concentrations en fer total des sédiments secs sont présentées graphiquement en annexe (Figure A - 81 à Figure A - 85).

Dans l'ensemble, la couche supérieure des sédiments de la colonne d'eau du lac, de l'enclos Témoin et de l'enclos a été plus concentrée en fer total que les couches subséquentes, à l'exception de la couche inférieure.

Les sédiments de la colonne d'eau du lac ont montré une teneur en fer total élevée avec 17 000 mg/kg dans la couche 0-5 cm pour atteindre un minimum de 8 600 mg/kg parmi les trois couches de 5 à 35 cm, avant de remonter à 17 000 mg/kg (35-45 cm) et atteindre un maximum de 25 000 mg/kg (45-55 cm).

L'enclos Témoin a suivi la même tendance avec son maximum dans sa couche supérieure à 28 000 mg/kg (0-5 cm), une diminution à 7 500 mg/kg (5-15 cm) et une remontée à 18 000 mg/kg (15-25 cm), puis 25 000 mg/kg (25-35 cm).

L'enclos Alun pour la même tendance : 12 000 mg/kg (0-5 cm), diminution à 7 100 mg/kg (5-15 cm) et remontée à 8 000 mg/kg (15-25 cm) et 13 000 mg/kg (25-35 cm).

Le phénomène de la couche supérieure plus concentrée en fer total n'a pas été clairement observé dans les enclos Calcaire et Alun+Calcaire. L'enclos Calcaire a montré les deux premières couches à 9 700 mg/kg (0-5 cm) et 8 200 mg/kg (5-15 cm), pour ensuite remonter à 13 000 mg/kg (15-25 cm) et 25 000 mg/kg (25-35 cm). De façon semblable, les trois premières couches de l'enclos Alun+Calcaire ont montré 8 500, 8 500 et 8 600 mg/kg (respectivement 0-5 cm, 5-15 cm et 15-25 cm), pour une remontée à 12 000 mg/kg (25-30 cm) et 24 000 mg/kg (30-40 cm).

5.2.2.2 Phosphore total

Les concentrations en phosphore total des sédiments secs sont présentées graphiquement en annexe (Figure A - 86 à Figure A - 90).

Dans l'ensemble, les sédiments des colonnes d'eau étudiées ont montré une légère tendance à augmenter leurs concentrations en phosphore total à partir des couches supérieures vers les couches inférieures plus profondes. La couche supérieure de l'enclos Témoin a été une exception claire à cette tendance.

La colonne d'eau du lac a montré une couche supérieure à 820 mg/kg (0-5 cm), suivi d'une baisse à 550 mg/kg (5-15 cm), pour ensuite remonter graduellement dans les quatre couches subséquentes, jusqu'à 990 mg/kg dans la couche inférieure (45-55 cm).

Le maximum a été mesuré dans la couche supérieure de l'enclos Témoin, avec 2 800 mg/kg (0-5 cm) pour chuter à 650 mg/kg dans la couche suivante (5-15 cm), en terminant à 840 mg/kg dans la couche inférieure (25-35 cm).

L'enclos Alun a suivi la même tendance avec une couche supérieure à 880 mg/kg (0-5 cm), une baisse à 540 mg/kg (5-15 cm), en terminant à 930 mg/kg dans la couche inférieure (25-35 cm).

Les enclos Calcaire et Alun+Calcaire ont plutôt montré une simple tendance à la hausse de la couche supérieure à la couche inférieure. L'enclos Calcaire est passé de 560 mg/kg (0-5 cm) à 990 mg/kg (25-35 cm). L'enclos Alun+Calcaire est passé de 570 mg/kg (0-5 cm) à 960 mg/kg (30-40 cm).

5.2.2.3 Teneur en eau

Après le découpage des carottes, la teneur en eau de chacune des couches a été déterminée préalablement à toutes manipulations. Ces résultats sont présentés graphiquement en annexe (Figure A - 91 à Figure A - 95).

De façon générale, les sédiments de la colonne d'eau du lac, de l'enclos Témoin et de l'enclos Alun ont montré une couche supérieure avec une teneur en eau largement supérieure suivie d'une diminution importante vers un niveau relativement stable. Les enclos Calcaire et Alun+Calcaire ont plutôt montré une teneur en eau dans la couche supérieure plus semblable à leurs couches inférieures qui atteignent aussi un niveau stable.

Les sédiments de la colonne d'eau du lac montrent un maximum à 305 % pour se stabiliser à une moyenne de 62 ± 25 % dans les cinq couches subséquentes (5 à 55 cm).

L'enclos Témoin a montré la teneur en eau maximum dans la couche supérieure avec 1648 % (0-5 cm), pour diminuer par la suite jusqu'à 133 % (5-15 cm), puis 48 % et 70 % dans les couches inférieures (15-25 cm et 25-35 cm).

L'enclos Alun a aussi montré une teneur en eau maximum dans sa couche supérieure avec 153 % (0-5 cm) pour se stabiliser à une moyenne de 46 ± 5 % dans les trois couches subséquentes (5 à 35 cm).

La teneur en eau de la couche supérieure de l'enclos Calcaire n'est pas aussi clairement plus élevée que couches subséquentes, avec 77 % (0-5 cm), tandis que les trois couches inférieures montrent une moyenne de 48 ± 7 % (5-35 cm).

L'enclos Alun+Calcaire a plutôt montré le minimum entre toutes les colonnes d'eau, dans sa couche supérieure avec 32 % (0-5 cm). Son maximum est atteint dans sa deuxième couche avec 97 % (5-15 cm) pour se stabiliser dans les trois couches inférieures avec 52 ± 3 % (5-40 cm).

6. Discussion

À travers ce chapitre, les résultats principaux montrés au chapitre précédent seront mis en contexte entre eux en vue d'obtenir une perspective globale afin de mettre en lumière l'efficacité des options de traitements et leurs limitations. En premier lieu, le phosphore sera abordé en détail quant à l'efficacité des traitements à en diminuer la concentration et des hypothèses seront fournies comme explications. Les résultats seront aussi mis en contexte par rapport aux indices trophiques de Carlson et les tendances de ces indices seront expliquées. L'effet de la température sera discuté et un phénomène spontané dans l'enclos Témoin sera décrit. Les résultats de conductivité spécifique seront expliqués en lien avec le sodium, le calcium et les chlorures. Les matières en suspension seront brièvement abordées en termes d'écart avec le lac. Les résultats des analyses d'aluminium total seront comparés aux normes québécoises. Finalement, un lien entre la teneur en eau des sédiments et les concentrations en contaminants trouvées sera élaboré.

6.1 Le phosphore dans les enclos et la colonne d'eau du lac

Les résultats en phosphore soluble (Figure 33 à Figure 37) ont montré que la colonne d'eau du lac est demeurée sous 25 µg/l sauf à un seul point de 40 µg/l au Jour 49. En comparaison, le Témoin a atteint une concentration maximale de 1276 µg/l, plus de 30 fois la plus haute concentration de la colonne d'eau du lac. Cet écart ne peut être aléatoire en considérant qu'aucun traitement n'a été appliqué dans le Témoin. L'enclos, et tout ce que sa présence implique, est la seule variable qui différencie le lac de l'enclos Témoin. Cette présence a donc joué un rôle déterminant sur la qualité de l'eau et la réalité biologique et chimique du système. La Figure 78 utilise la moyenne des trois profondeurs en plaçant chaque colonne d'eau sur un même graphique et permet de bien visualiser les écarts entre les enclos et la colonne d'eau du lac. Elle montre aussi qu'en réalité, non seulement le Témoin, mais tous les enclos montrent des concentrations très supérieures au lac.

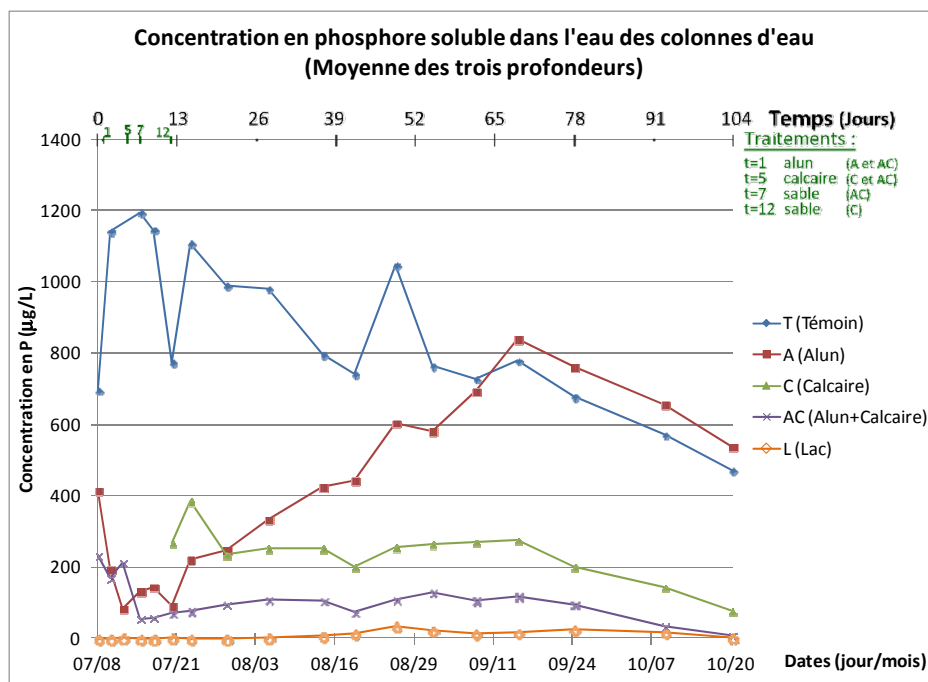


Figure 78 : Concentration en phosphore soluble dans les enclos et la colonne d'eau du lac

Pour tenter de valider le niveau élevé des résultats de phosphore soluble obtenus au laboratoire d'environnement de l'Université Laval, ainsi que par souci de contrôler un paramètre important dans la réglementation québécoise, des échantillons ont été envoyés au CEAQ pour analyse. La Figure 79 montre la comparaison des concentrations, dans l'enclos Témoin, du phosphore total mesurées au CEAQ par rapport au phosphore soluble mesuré à l'Université Laval.

Il est normal d'obtenir une concentration « totale » supérieure à la concentration « soluble » et les niveaux sont conséquents entre eux. Les comparaisons *Total vs Soluble* des autres colonnes d'eau sont aussi fournies en annexe et suivent les mêmes tendances. La validité des niveaux élevés des concentrations en phosphore soluble en est donc confirmée. Il est d'ailleurs utile de rappeler que les données historiques en phosphore rapportées au Tableau 5 se rapportent au phosphore total et non au phosphore soluble. Il est donc normal d'avoir obtenu des résultats de phosphore soluble inférieurs à ces données historiques. Tel que le montre la Figure A - 6, la colonne d'eau du lac a montré des concentrations en phosphore total variant entre 33 et 94 µg/l tout au long de l'essai avec une montée maximale à 240 µg/l (Jour 55), pour une moyenne de 86 µg/l. Cette

moyenne est fidèle aux données de 2000-2001, mais inférieure aux données de 2006-2007.

Des hypothèses doivent donc être avancées pour tenter d'expliquer l'écart important du phosphore dans les enclos par rapport à la colonne d'eau du lac.

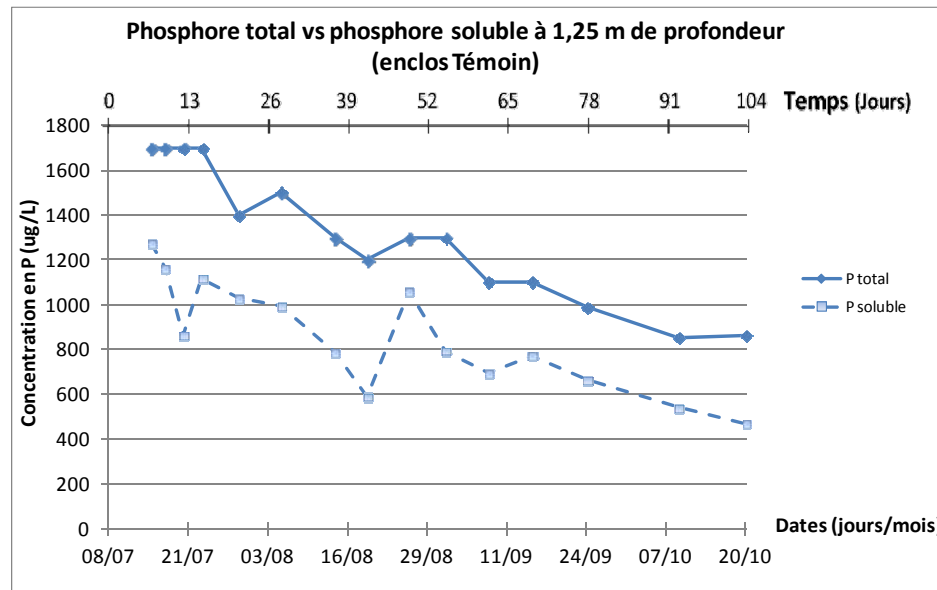


Figure 79 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Témoin)

6.1.1 Hypothèses d'explication des écarts de concentrations en phosphore avec le lac

6.1.1.1 Bioturbation et escargots

Tel que montré précédemment à la Figure 26, un examen du fond du lac préalable à l'installation de la plateforme a révélé la présence invasive d'escargots jonchant la surface des sédiments. Suite à un échantillonnage d'escargots vivants à l'aide d'une benne à sédiments, ils ont été identifiés par Annie Paquet, spécialiste des moules au MRNF, et cette identification a été confirmée par André L. Martel, PhD en sciences biologiques. Selon eux, il s'agirait de l'espèce *Cipangopaludina chinensis*, un mollusque de la classe des Gastéropodes (sous-classe, ordre, superfamille, famille : Prosobranches, Mésogastéropodes, Viviparacés, Viviparidés) [16]. L'espèce *Cipangopaludina chinensis* a

pu être différenciée d'autres espèces plus communément retrouvées au Québec, à savoir les espèces *Campeloma decisum* et *Viviparus georgianus*. Parmi les caractéristiques physiques utiles à la différenciation : la forme des spires, la couleur de la lèvre interne, la forme de l'opercule, la coloration de la coquille, la forme de l'apex et l'angle de la spire.

De façon générale, l'alimentation des gastéropodes est variée : particules en suspension, détritiques, bactéries, filaments d'algues, diatomées, macrophytes et nécrophores [20]. Même si la famille des Viviparidés est généralement une espèce benthique, elle a conservé ses capacités de broutage qui consistent à se nourrir du phytoplancton dans l'eau. Avec la concentration importante d'escargots retrouvée au fond des enclos, ce phénomène de broutage a pu être important.

De plus, les recherches de Biswas [4], en 2009, sur la bioturbation des larves *Chironomidae* et le fait que bon nombre d'entre elles ont été observées dans des sédiments du lac Saint-Augustin [7] permettent de croire qu'une infestation d'escargots benthiques pourrait augmenter davantage le phénomène de bioturbation des sédiments et, par conséquent, le relargage des contaminants vers la colonne d'eau. Avec des concentrations en phosphore soluble dans les enclos plus de 30 fois supérieures à celles de la colonne d'eau du lac, l'ensemble de ces facteurs biotiques pourrait expliquer le phénomène de « l'effet enclos » mentionné précédemment. Ce lien est d'autant justifié en considérant l'avis du MRNF, comme quoi une espèce d'escargots comme *Cipangopaludina chinensis* aura tendance à augmenter ses déplacements dans les sédiments lors d'un stress. Il est probable que la mise en place des enclos ait pu être la source d'un tel stress en stoppant le courant de l'eau pour les isoler du reste du lac. Le rôle des escargots est donc double : broutage des végétaux et bioturbation.

6.1.1.2 Remise en suspension des sédiments

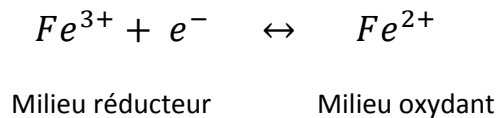
Outre les actions de bioturbation et de remise en suspension des sédiments associées aux escargots. Un épisode de remise en suspension s'est produit lors de la mise en place des enclos. En effet, en se remémorant la méthodologie, les plongeurs ont enfoui l'octogone

inférieur de PVC dans 10 à 15 cm de sédiments. À cette fin, ils ont dû creuser avec leurs mains pour enterrer le bas des enclos, créant nécessairement une suspension de sédiments qui a pu relarguer du phosphore dans la colonne d'eau. Plusieurs études démontrant le rôle de la remise en suspension des sédiments ont déjà été publiées. En 2009, Chung [14] démontre que dans le cas d'un lac peu profond en Californie, la simple action du vent est suffisante à créer des épisodes de remise en suspension des sédiments qui entraînent un relargage des contaminants dans la colonne d'eau. En 2003, Hu [33] associe le passage de bateaux à moteur sur des lacs peu profonds au relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau, particulièrement dans des conditions de pH supérieur à 8,5, ce qui est le cas non seulement dans les enclos, mais aussi dans la colonne d'eau du lac.

Toutefois, la présence même des enclos, en isolant la colonne d'eau, tend naturellement à protéger les sédiments de ceux-ci en limitant non seulement le courant d'eau du lac, mais aussi l'impact des vagues causées par le passage de bateaux à moteur. En admettant que les épisodes de remise en suspension se trouvent donc limités par la présence des enclos, une remise en suspension initiale des sédiments lors de l'installation de l'enclos ne peut expliquer entièrement les hautes teneurs en phosphore dans les enclos. Sinon, quelques passages de bateaux à moteur au début de la saison estivale suffiraient à induire l'eutrophisation d'un lac peu profond pendant tout l'été. Au contraire, il aurait été plus logique de voir une montée initiale des concentrations en phosphore dans les enclos suivie par un retour à l'équilibre, ce qui n'a pas été le cas. Même dans le cas du traitement à l'alun utilisé seul dans l'enclos Alun, qui a montré un abattement initial du phosphore de 86 % après le traitement, les concentrations en phosphore ont commencé à remonter dès le Jour 15, jusqu'à rejoindre l'enclos Témoin. Pourtant, si la remise en suspension initiale des sédiments, par l'installation des enclos, expliquait les écarts de concentration en phosphore entre les enclos et la colonne d'eau du lac, le traitement aurait dû suffire à réhabiliter la qualité de l'eau de façon durable. La remise en suspension initiale des sédiments ne peut donc pas expliquer les écarts de concentration en phosphore entre les enclos et la colonne d'eau du lac.

6.1.1.3 Anoxie

Le terme *anoxie* signifie *absence d'oxygène*. Les eaux anoxiques sont une réalité de l'eutrophisation avancée et entraîne une réaction en chaîne qui tend à causer le relargage des contaminants minéralisés dans les sédiments vers la colonne d'eau. Entre autres, 16 % des 1200 mg/kg du phosphore minéralisé dans les sédiments du lac Saint-Augustin se trouve sous forme de complexe Phosphore-Fer [8]. Du point de vue de l'équilibre d'oxydo-réduction, en situation de concentrations élevées en oxygène, le milieu est généralement un milieu oxydant, alors qu'avec de faibles concentrations en oxygène, il devient plutôt réducteur. En s'attardant uniquement à l'équilibre d'oxydo-réduction [49, 53] du fer, tel que décrit ci-dessous, le fer ferrique est présent en milieu réducteur, tandis que l'équilibre favorise la présence de fer ferreux en milieu oxydant.



La formule chimique du complexe Phosphore-Fer étant $Fe_3(PO_4)_2$, ce complexe est favorisé par la présence de fer ferreux en milieu oxydant, typique en présence d'oxygène. Particulièrement au début de l'essai, les résultats (Figure 74 à Figure 77) ont montré des concentrations sursaturées en oxygène dans tous les enclos, signifiant la présence d'un environnement oxydant. Cette affirmation est confirmée par les mesures largement positives du potentiel d'oxydo-réduction, généralement au-dessus de 125 mV tout au long de l'essai. Deux seuls points d'anoxie peuvent être observés dans ces graphiques : au Jour 37 dans le lac (Figure 73) et au Jour 49 dans l'enclos Témoin (Figure 74). Puisque seuls ces deux points dans le temps ont montré des signes d'anoxie et que les concentrations en phosphore étaient déjà préalablement très élevées, ils ne peuvent donc pas être jugés déterminants pour l'ensemble de l'essai. L'hypothèse de l'anoxie pour expliquer les concentrations élevées de phosphore dans les enclos n'est donc pas valide.

6.1.1.4 L'effet enclos

Après cette discussion sur les trois hypothèses principales tentant d'expliquer les écarts de concentrations en phosphore entre les enclos et le lac, l'hypothèse de la bioturbation par les escargots comme vecteur de relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau est conservée comme hypothèse principale. Malgré tout, d'autres phénomènes ont pu jouer un rôle dans le débalancement du microcosme que constitue un enclos. L'action des macrophytes ou la dégradation de la matière organique par exemple, mais les paramètres étudiés dans le cadre de cette étude ne permettent pas de se prononcer sur ces phénomènes. L'expression « *effet enclos* » se trouve donc définie comme étant l'ensemble des conditions extrêmes, résultat de la présence des enclos d'isolement, dont une des conséquences a été le bouleversement de l'écosystème des escargots qui a généré un stress et provoqué l'accélération de la bioturbation.

6.1.2 Le traitement à l'alun utilisé seul

En observant la courbe de l'enclos Alun à la Figure 78, il est clair que l'enclos Alun a bien subi un abattement maximal rapide du phosphore soluble de 563 à 77 µg/l, une baisse de 86 %, mais ces concentrations ont remonté jusqu'à dépasser l'enclos Témoin, pour atteindre un maximum de 843 µg/l, 59 jours plus tard.

L'alun réagit en formant des hydroxy-complexes, comme le montre la Figure 80 [49], dont la charge est directement déterminée par le pH du milieu. Ainsi, à des pH au dessus de 8, l'hydroxy-complexe aura tendance à être de forme $Al(OH)_4^-$ chargée négativement.

En revisitant la courbe de pH de l'enclos Alun à la Figure 70, les résultats montrent que le pH de l'eau se situait entre 8,25 et 8,75 avant le traitement à l'alun. À la hauteur d'eau inférieure, à 50 cm des sédiments, ce pH a chuté à 7,67, suite au traitement à l'alun, mais a remonté à 8,32 six jours seulement après le traitement. Les concentrations en phosphore soluble à cette profondeur ont commencé à augmenter au même moment que le pH est retourné à son niveau d'origine. La baisse initiale du pH est due au fait que le

sulfate d'aluminium a tendance à acidifier le milieu. Le retour au pH initial est dû au pouvoir tampon élevé des eaux du lac, ce qui est appuyé par des mesures d'alcalinité de 130 mg CaCO₃/l en 2001 [2] et de 118 mg/l CaCO₃ en 2003 [29].

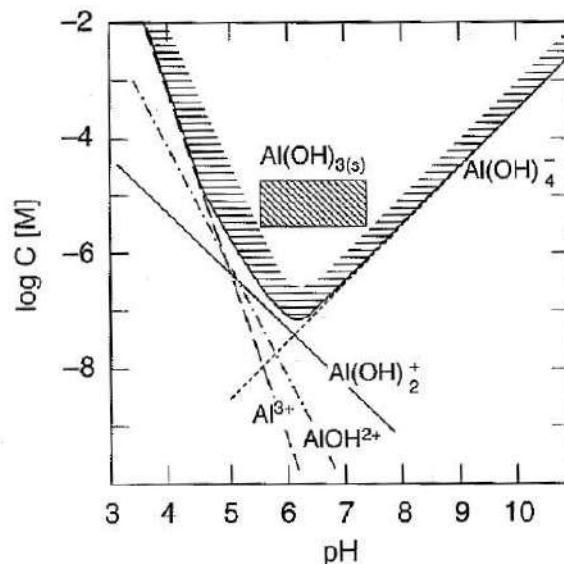


Figure 80: Équilibre de solubilité de Al(III)

En 2007 [30], Georgantas utilise ce mécanisme pour expliquer les baisses de rendement des traitements à l'alun à des pH plus grands que 8 par le fait que l'hydroxy-complexe Al(OH)_4^- et l'ion phosphate PO_4^{3-} sont chargés négativement et par conséquent se repoussent. En 2003 [48], Schauser échafaude un système d'aide à la décision et conclut (traduit de l'anglais) : « Pour la précipitation par des sels d'aluminium, il est important que les sédiments ne soient pas remis en suspension, ce qui pourrait résulter en une intense désorption du phosphore, particulièrement dans les lacs eutrophiques à pH élevé ». Cette affirmation touche directement le lac Saint-Augustin, un lac eutrophique à pH élevé, qui par sa faible profondeur est sujet à la remise en suspension fréquente des sédiments. Plus tôt en 1999 [59], Welch a observé des échecs de traitement ou des longévités d'efficacité de courte durée dans les eaux de pH 8,5 à 9,0. En connaissant l'effet acidifiant de l'alun, cela peut expliquer pourquoi le traitement a eu un réel effet à très court terme, puisque les floccs d'alun demeuraient stables après la baisse de presque une unité de pH le lendemain du traitement (peut-être plus dans les heures qui ont suivies).

Toutefois, lorsque le pH s'est rétabli à ses niveaux d'origine autour de 8,5, possiblement par le pouvoir tampon élevé de l'eau, le phosphate lié aux hydroxy-complexes a pu graduellement se déstabiliser pour être relargué vers la colonne d'eau, phénomène renforcé par la forte bioturbation causée par les escargots. De plus, Welch a aussi pu associer l'échec ou la faible pérennité du traitement à trois cas différents où des macrophytes submergés étaient abondants dans le lac ou le bassin. Une des raisons évoquées mettant en cause ces macrophytes est le fait que leurs profondes racines et épaisses tiges peuvent empêcher une couverture uniforme par les floccs d'alun. De façon similaire, l'abondance d'une espèce invasive d'escargots comme celle retrouvée au fond du lac Saint-Augustin a pu contribuer à perturber la couche de floccs par les déplacements constants de ces gastéropodes à la surface et dans les premiers centimètres de sédiments. Aussi, en 2003, Schauser [48] classe l'utilisation d'une unique application de sulfate d'aluminium comme une solution de faible pérennité pour les lacs de faibles profondeurs comme c'est le cas du lac Saint-Augustin ; la profondeur de l'enclos Alun était de 2,6 m.

Autrement dit, la fragilité des floccs d'alun par le pH élevé, la faible profondeur de la colonne d'eau, ainsi que « *l'effet enclos* » défini au point précédent, ont causé un effet synergique qui explique pourquoi le traitement à l'alun utilisé seul fut un échec.

6.1.3 La performance de l'enclos Calcaire et de l'enclos Alun+Calcaire

Les courbes de concentrations en phosphore soluble des enclos Calcaire et Alun+Calcaire (Figure 78) montrent que ces enclos ont présenté les meilleures performances de traitement, autant par la stabilité acquise que par les niveaux atteints.

En effet, l'enclos Témoin et l'enclos Alun ont été fortement touchés par « *l'effet enclos* ». Le Témoin n'ayant pas subi de traitement, cet enclos a indiqué une tendance à conserver une concentration élevée en phosphore soluble variant entre 800 et 1000 µg/l. Malgré une concentration initiale avant traitement largement inférieure à celle du Témoin et malgré une baisse subséquente à moins de 100 µg/l suite au traitement à l'alun, l'enclos Alun a subi une remontée abrupte de ses concentrations en phosphore soluble jusqu'à

dépasser le Témoin. Autrement dit, « *l'effet enclos* » a exercé un effet net à la hausse des concentrations en phosphore soluble dans les enclos. Cette constatation montre que le recouvrement de calcaire, ainsi que sa combinaison avec le traitement à l'alun, ont combattu la tendance à la hausse du phosphore causée par cet « *effet enclos* ».

En distinguant les niveaux atteints par ces deux enclos durant cette période de hausse des concentrations en phosphore soluble, l'enclos Calcaire s'est stabilisé à $251 \pm 24 \mu\text{g/l}$ (Jour 21 à Jour 69), tandis que l'enclos Alun+Calcaire s'est stabilisé à $96 \pm 22 \mu\text{g/l}$ (Jour 9 à Jour 69). L'enclos Alun+Calcaire a donc démontré une stabilisation du phosphore à un niveau nettement plus bas que l'enclos Calcaire.

Toutefois, en comparant ces niveaux de phosphore soluble avec la classification trophique classique utilisée par le MDDEP au Tableau 1 pour le phosphore total, ces niveaux demeurent en zone hypereutrophique et très loin de l'objectif de réhabilitation du phosphore total à $20 \mu\text{g/l}$. Il faut toutefois mettre les résultats en perspective en incluant le contexte de « *l'effet enclos* ». Dans ce contexte de hausse des concentrations en phosphore, ces deux traitements ont combattu cette tendance en maintenant les concentrations stables, ce qui constitue un succès relatif. Il est permis de croire qu'en conditions normales hors enclos, comme celles des eaux du lac Saint-Augustin qui montraient des concentrations initiales en phosphore total de $60 \mu\text{g/l}$ (Jour 7), ces traitements auraient permis l'atteinte de niveaux plus près de l'objectif de $20 \mu\text{g/l}$.

6.2 Transparence et coloration de l'eau

Les mesures de transparence de l'eau par disque Secchi ont été présentées à la Figure 57 pour les quatre enclos et la colonne d'eau du lac.

Le lac a conservé une transparence supérieure à celle des enclos, autour de 1,50 m, alors que le Témoin et l'enclos Alun ont conservé une transparence faible entre 0,35 m et 0,60 m. Tout au long de l'essai, ces deux enclos ont conservé une forte coloration verte.

La transparence des enclos Calcaire et Alun+Calcaire a augmenté jusqu'à dépasser la transparence de l'eau du lac avant de se stabiliser autour de 1,00 m pour l'enclos Calcaire et 1,20 m pour l'enclos Alun+Calcaire. Ces deux enclos, qui affichaient au début de l'essai la même coloration verte que le Témoin et l'enclos Alun, ont vu cette coloration complètement disparaître avec l'amélioration de la transparence de l'eau, comme le montre la Figure 81.

Ces colorations vertes initiales peuvent être directement associées aux résultats de transparence par disque Secchi, puisque la forte présence de pigments verts empêchait la pénétration de la lumière.



Figure 81: Coloration de l'eau des enclos 30 jours après l'application des traitements

6.3 Interprétation des indices trophiques de Carlson

Tel que décrit précédemment à la section 2.2, les travaux de Carlson ont permis l'élaboration d'un indice trophique qui permet la classification des lacs en se basant sur l'un ou l'autre de trois paramètres : phosphore total, transparence de l'eau par disque Secchi et chlorophylle a . Puisque des analyses pour ces trois paramètres ont été réalisées dans le cadre de cette étude, les graphiques des indices trophiques de Carlson sont présentés de la Figure 82 à la Figure 86. Cinq échantillonnages pour l'analyse de la concentration en chlorophylle a par le CEAEQ ayant été effectués durant l'essai, seuls les points correspondant aux dates communes aux trois indices sont montrés. Les résultats et les données brutes ayant servis à la confection de ces graphiques sont disponibles

en annexe : concentrations en phosphore total et en chlorophylle a , transparence par disque Secchi et calculs des indices trophiques.

L'examen des graphiques de variations des indices de Carlson montre la forte disparité entre les courbes trophiques. Pourtant, selon Carlson en 1977 [9], il s'agissait d'un *indice unique* qui permettait la corrélation entre les trois paramètres. Le principe d'indice unique repose sur l'équilibre des trois paramètres trophiques. À titre d'exemple, avec un indice unique équilibré, une augmentation de la masse algale signifie une augmentation de la concentration en chlorophylle a , causée par une plus grande disponibilité du phosphore, ce qui fait diminuer la transparence de l'eau ; une situation d'équilibre. Depuis la parution de l'article de 1977, Carlson fut très prolifique dans ses travaux à raffiner son concept d'indice trophique. En 2005, Carlson et Havens publient un article énonçant une liste d'interprétations suggérées lors d'écarts entre les indices trophiques des trois paramètres d'analyse. Le Tableau 18 en présente un résumé [10], en assignant un numéro à chacune des possibilités. Ces numéros de cas sont utilisés directement dans les graphiques ci-dessous, afin de comprendre la disparité entre les trois indices.

Tableau 18: Interprétations suggérées par Carlson et Havens lors d'écarts entre les indices trophiques

Cas	Relation entre les indices de Carlson	Interprétation suggérée (traduit et résumé de Carlson et Havens [10])
1	$(\text{Secchi} = \text{Chl } a) \geq P_{\text{total}}$	Le phosphore limite la biomasse algale. Les algues limitent la pénétration de la lumière dans l'eau.
2	$P_{\text{total}} > (\text{Secchi} = \text{Chl } a)$	Un autre facteur que le phosphore limite la biomasse algale. Exemple : Broutage par le zooplancton
3	$(P_{\text{total}} = \text{Secchi}) > \text{Chl } a$	Des particules non algales mais contenant du phosphore sont présentes dans l'eau et atténuent la pénétration de la lumière.
4	$\text{Secchi} > (\text{Chl } a = P_{\text{total}})$	La couleur dissoute affecte la pénétration de la lumière dans l'eau, mais n'est pas reliée à la chlorophylle a ou au phosphore total.
5	$P_{\text{total}} > \text{Secchi} > \text{Chl } a$	Le broutage par le zooplancton a réduit le nombre de petites particules en suspension dans l'eau. La biomasse algale se retrouve à des niveaux plus bas que le prédisaient les concentrations de phosphore total.
6	$P_{\text{total}} > \text{Chl } a > \text{Secchi}$	De larges particules contenant de la chlorophylle a , comme la cyanobactérie <i>Aphanizomenon</i> , dominent la pénétration de la lumière.

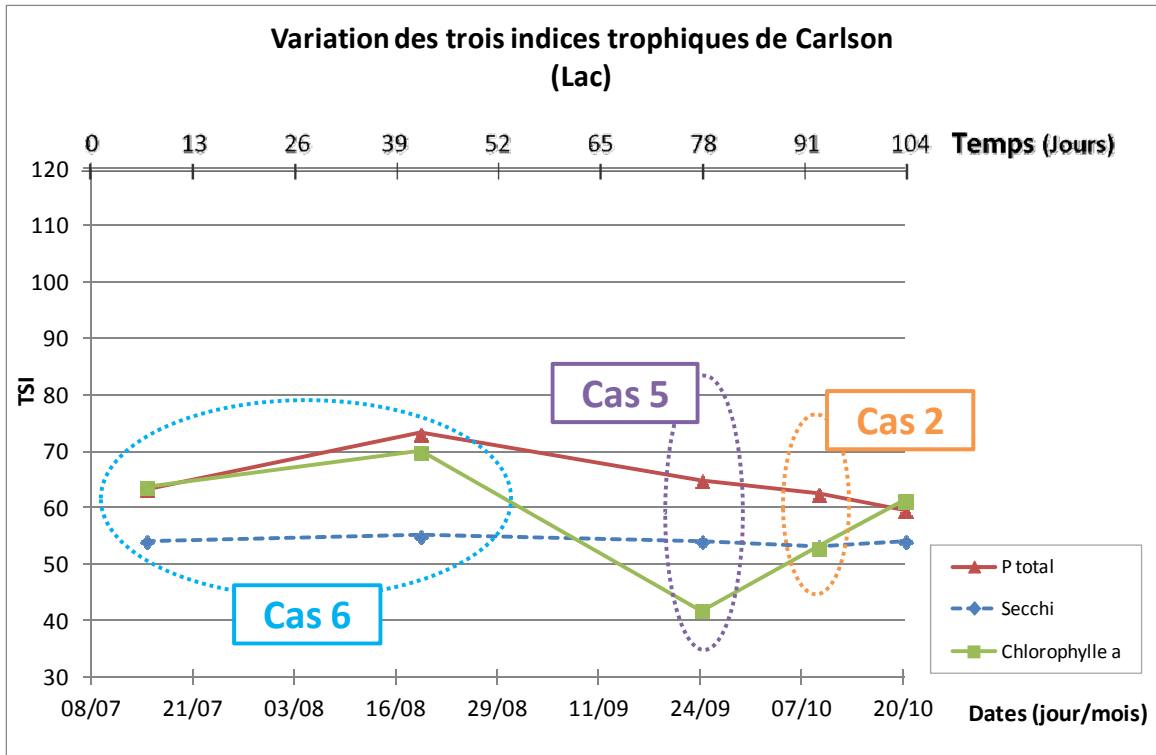


Figure 82: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans le lac

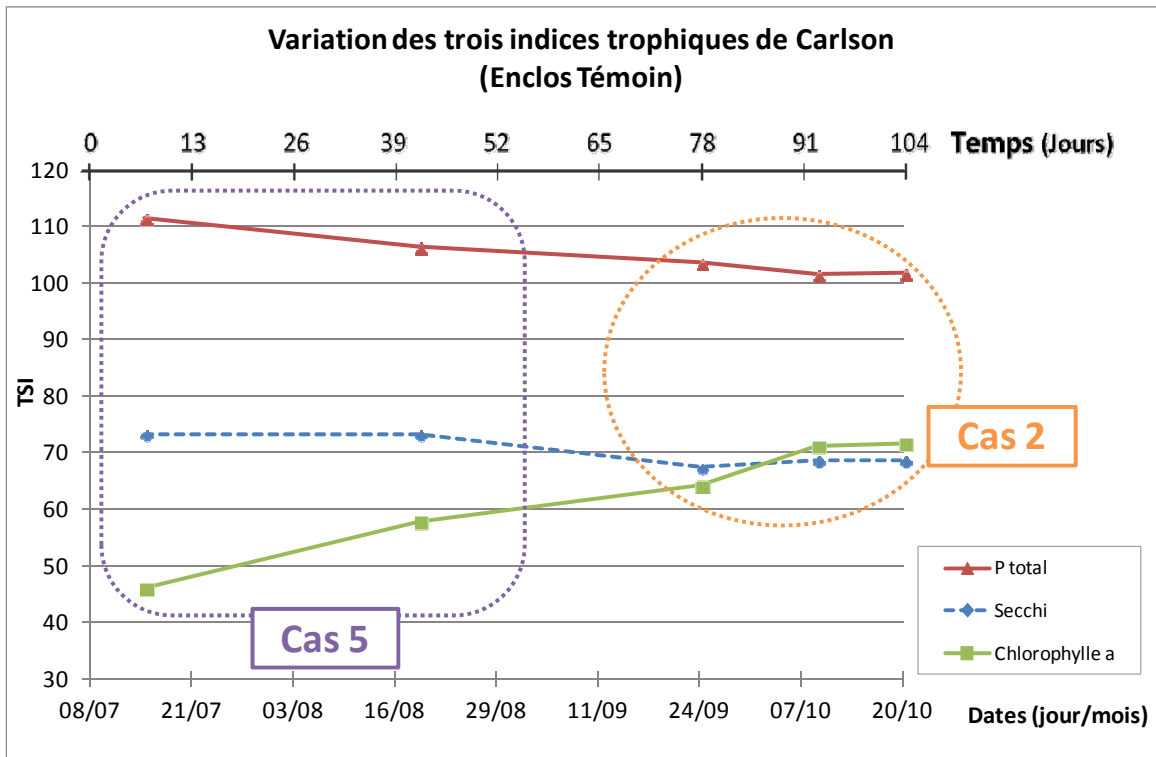


Figure 83: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Témoin

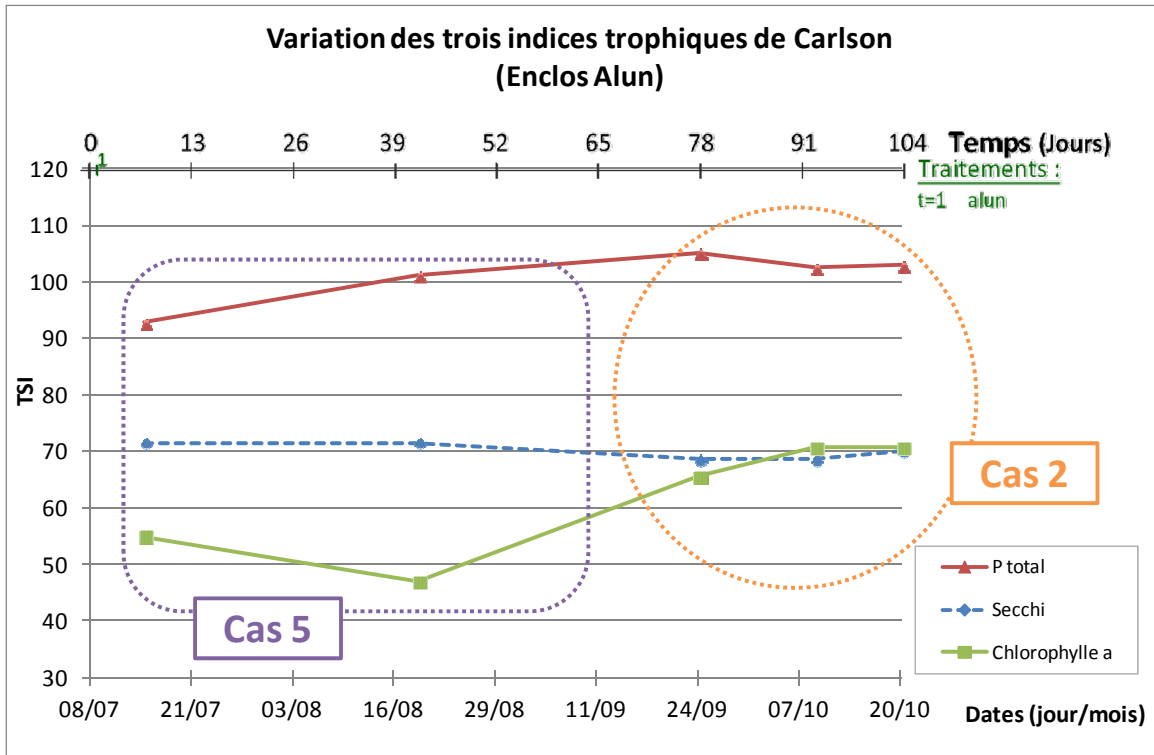


Figure 84: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Alun

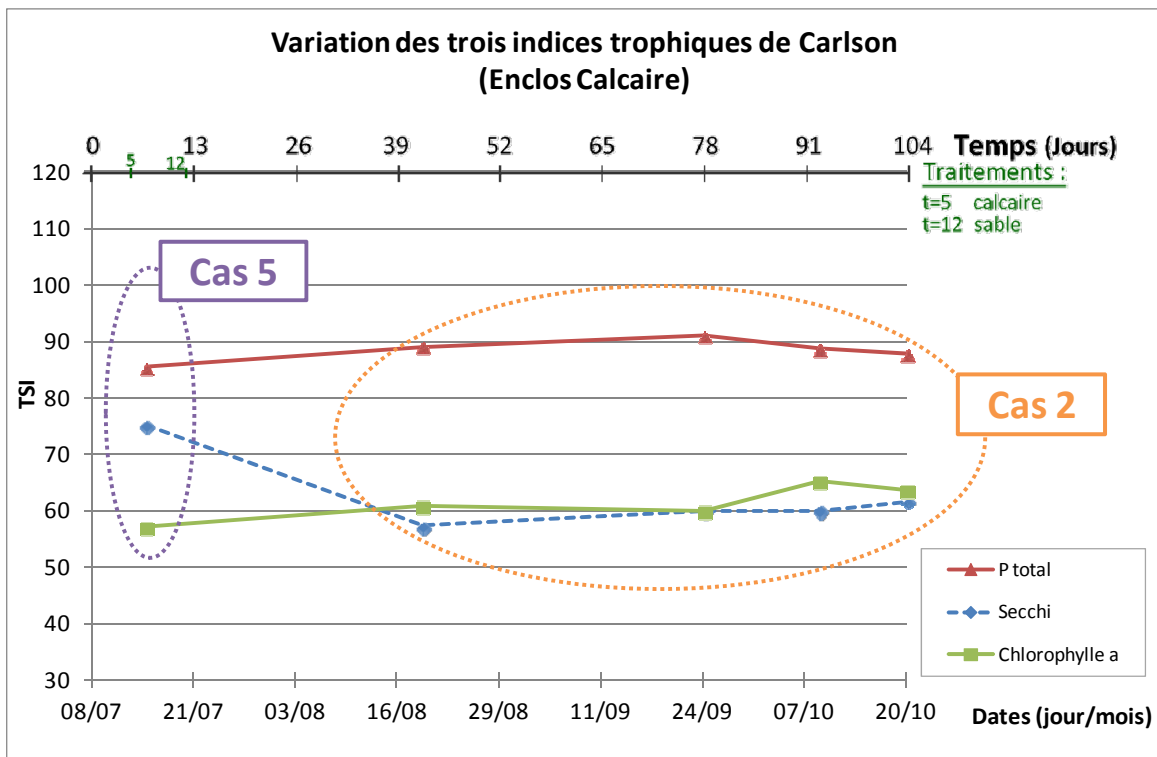


Figure 85: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Calcaire

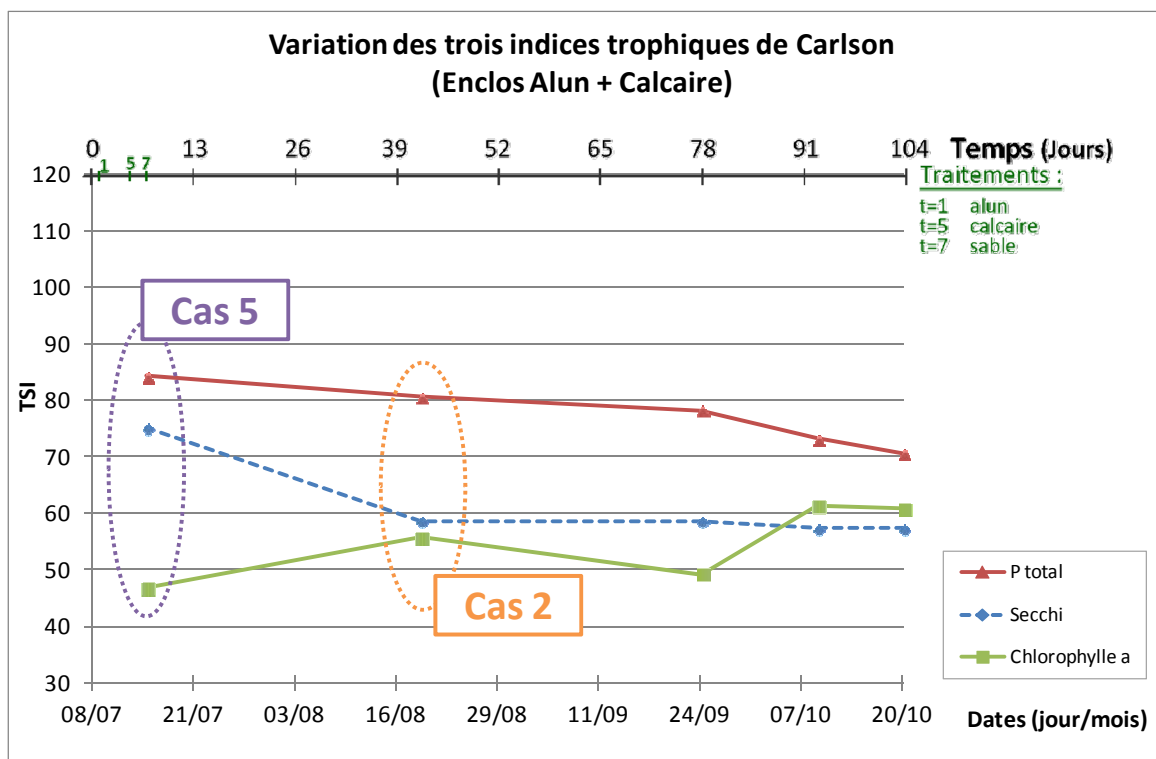


Figure 86: Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Alun+Calcaire

En se remémorant les liens principaux entre ces trois indicateurs, la transparence de l'eau est faible en présence d'une importante biomasse algale dans l'eau du lac (ou d'autres particules). Une biomasse algale abondante résultera en une forte concentration en chlorophylle a , le pigment vert commun à tous les végétaux. La croissance des végétaux est contrôlée par le phosphore.

Les données du Tableau 18 et de la Figure 82 montrent une tendance vers un indice unique au printemps, c'est-à-dire un même indice pour les trois paramètres, avant le début de l'essai, dans la colonne d'eau du lac. Par la suite, la réalité du lac est dominée par le cas 6 pendant l'été pour successivement passer aux situations représentées par le cas 5 et le cas 2, à la fin du mois de septembre et au début d'octobre. Un passage vers un indice équilibré termine l'essai, le 20 octobre.

Plus clairement, le lac montrerait une tendance vers un indice unique équilibré entre les trois paramètres pendant l'hiver et le printemps, en supposant qu'il n'y a pas de changement d'équilibre durant l'hiver. Par contre, du début de l'été jusqu'à l'automne,

une série de déséquilibres survient. Durant la majeure partie de l'été, la biomasse algale serait mieux caractérisée par des espèces de plus grande taille contenant de la chlorophylle *a* ; certaines variétés de cyanobactéries (*Aphanizomenon*) sont typiques de ce phénomène. Ces larges particules laissent mieux pénétrer la lumière dans l'eau, d'où la courbe de l'indice Secchi nettement inférieure aux deux autres. De la mi-août à la fin septembre, il y aurait diminution des petites particules contenant de la chlorophylle *a* en suspension dans l'eau, dû au broutage du zooplancton et à la diminution de la température de l'eau, ce qui limite la prolifération algale sous les prédictions des concentrations en phosphore. La présence invasive des escargots retrouvés au fond du lac pourrait expliquer en partie ce déséquilibre, puisqu'ils acquièrent une partie de leur nourriture par broutage des petites particules de zooplancton.

L'étude des graphiques des enclos montre que la même tendance s'applique à chacun d'eux. Du début de l'essai jusqu'à la mi-août, le point 5 domine, avec un passage vers le point 2 jusqu'à la fin de l'essai. Plus clairement, il n'y a pas de dominance de larges particules de chlorophylle *a* dans les enclos. Dès le début de l'essai, le système indique une limitation de la croissance des petites particules contenant de la chlorophylle *a* en suspension dans l'eau, due au broutage du zooplancton, mais cette fois durant la période la plus chaude de l'année, ce qui limite la prolifération algale sous les prédictions des concentrations en phosphore. La diminution de la température n'étant pas ici en cause, la présence invasive des gastéropodes identifiés à la section précédente expliquerait plutôt la limitation de la croissance algale. L'indice trophique chlorophylle *a* fini toutefois par rejoindre celui de la transparence de l'eau. De plus, en constatant la forte mortalité des escargots dans les enclos pendant l'essai, l'action du broutage du zooplancton a logiquement diminué graduellement pendant l'été pour finalement devenir négligeable.

La présence des escargots permettrait aussi d'expliquer les concentrations de phosphore élevées par leur action de broutage causée par le stress de « *l'effet enclos* », en sachant que ces escargots vont fortement perturber les sédiments en période de stress, relarguant le phosphore dans l'eau. L'indice trophique « phosphore total » se retrouve donc très

élevé par rapport aux deux autres indices puisque le milieu ne pourrait pas supporter une croissance algale proportionnelle à cette concentration de phosphore.

Seul l'enclos Alun+Calcaire démontre une tendance vers le rétablissement d'un indice unique à la fin de l'essai ; les autres enclos conservent leur déséquilibre.

Évidemment, une étude à long terme plus exhaustive serait nécessaire pour mettre en lumière les réelles tendances trophiques du lac Saint-Augustin au-delà des hypothèses mentionnées ici. Les enclos ne peuvent suivre exactement cette tendance parce que les réalités écosystémiques engendrées par « *l'effet enclos* » offrent des limitations de croissance autres que le phosphore, comme la carence d'un autre nutriment essentiel ou le broutage du zooplancton.

Au-delà des tendances, un indice unique pour les trois paramètres ne doit pas être associé à une situation bénéfique pour le lac. Il convient plutôt d'observer le niveau de ces indices en les comparant aux niveaux trophiques présentés au Tableau 3. Ainsi, on voit que les indices trophiques des enclos Témoin et Alun se situent entre 70 et 110, indiquant un niveau hypereutrophe. Les deux enclos utilisant le calcaire montrent des indices trophiques plus faibles, de 60 à 90, ce qui continue de les situer à des niveaux eutrophes. Les enclos Calcaire et Alun+Calcaire sont donc plus performants en considérant que les traitements appliqués ont dû lutter contre les tendances de « *l'effet enclos* ». Selon cette logique, la tendance vers un indice unique montrée par l'enclos des traitements combinés Alun+Calcaire est très convaincante quant à la réussite de ce traitement, puisqu'elle rejoint un indice d'environ 60, au même niveau que le lac. En tenant compte des indices trophiques très élevés en début de traitement, le simple fait d'avoir réussi à réduire ces indices au niveau de ceux du lac pourrait constituer une réussite.

6.4 Température de l'eau

Les températures de l'eau des enclos et de la colonne d'eau du lac ont été présentées graphiquement de la Figure 63 à la Figure 67.

La température est généralement plus élevée en surface qu'en profondeur, logiquement puisque la surface est directement exposée à l'ensoleillement. À mesure que l'été se termine, l'ensoleillement soumet la surface à moins de chaleur et la température plus élevée de la surface va lentement réchauffer les eaux plus profondes du lac, avec les trois profondeurs convergeant à une même température vers la fin du mois d'août. Les températures se mettent alors à diminuer lentement avec la venue de l'automne.

Ces écarts ont été présentés dans le Tableau 17, qui a révélé que le Témoin et l'enclos Alun ont montré les écarts de température les plus élevés entre leur surface et la moyenne des deux autres profondeurs (1,25 m et 50 cm du fond), spécifiquement pour les Jour 9 et Jour 42. Selon Wetzel [60], une différence de température supérieure à 1 °C par mètre de profondeur indique une stratification thermique, ce qui est le cas dans les enclos Témoin et Alun. Il y aurait alors création d'une couche sous la thermocline, appelée hypolimnion, un phénomène réduisant le mélange vertical et entraînant souvent un gradient de concentrations en oxygène dissous [31, 36]. Même si un tel gradient a effectivement été observé dans les enclos en regard des concentrations en oxygène dissous, ce fait n'a pas été considéré dans le cadre de l'analyse des autres paramètres de cette étude, parce que même les concentrations à 50 cm du fond étaient près du point de saturation de l'oxygène dans l'eau. Les seules exceptions ont été en un seul point d'anoxie pour l'enclos Témoin (Jour 46) et un autre point pour la colonne d'eau du lac (Jour 37). Ces exceptions ont été momentanées et ne peuvent donc définir toute la durée de l'essai.

Comme première hypothèse d'explication de la variabilité de la stratification entre les enclos, Kahru en 1993 et Ibelings en 2003 [34, 37] montrent que des espèces de cyanobactéries se positionnent rapidement en surface pour empêcher la lumière de pénétrer en profondeur dans le lac. L'eau en surface devient ainsi plus chaude.

Visuellement, l'enclos Témoin et l'enclos Alun sont demeurés beaucoup plus verts que les deux autres, et ce tout au long de l'essai, ce qui semblerait corroborer cette hypothèse.

D'un autre côté, les mesures de transparence de l'eau ont été deux à trois fois inférieures dans les enclos Témoin et Alun et ce tout au long de l'essai (sauf pendant la sédimentation de la roche calcaire). Que cette faible transparence soit due ou non à la biomasse algale, le fait que la surface bloque presque entièrement les rayons lumineux indique que l'absorption de l'énergie lumineuse s'accomplissait toute en surface, accentuant l'accumulation de la chaleur et provoquant un écart de température par rapport au lac dont l'eau était plus transparente.

Comme dernière hypothèse, les écarts les plus importants qui distinguent les enclos Témoin et Alun comme étant plus chauds que les deux autres enclos et le lac se situent des Jour 12 à Jour 21. En observant la chronologie des traitements, ces jours correspondent assez bien à la phase de sédimentation des particules fines de calcaire en suspension dans l'eau des enclos Calcaire et Alun+Calcaire, conférant à ces enclos une coloration blanchâtre. Le blanc étant la couleur la moins absorbante de lumière, il est possible que cette coloration résiduelle ait limité la hausse de température qui serait survenue aussi dans ces deux enclos, ne serait-ce que par la simple présence de la toile de vinyle empêchant la circulation de l'eau. Cette coloration est montrée à la Figure 87.



Figure 87 : Coloration blanchâtre des enclos traités au calcaire immédiatement après le dépôt

6.5 Conductivité électrique et pollution ionique de l'eau

L'utilisation de sels de déglçage sur les 2 km de l' autoroute Félix-Leclerc contenus dans le bassin versant du lac Saint-Augustin a contribué à l'augmentation des concentrations d'éléments solubles comme le calcium, le sodium et les chlorures. Cette augmentation de la charge ionique dans l'eau du lac est directement liée à l'augmentation de la conductivité électrique depuis la construction de l' autoroute (de 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 1976 à 781 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2001).

6.5.1 Sodium, calcium et chlorures

Les résultats de sodium, calcium et chlorures ont été présentés à la section précédente (Figure 41 à Figure 55). Ces résultats ne montrent pas d'écarts significatifs entre les trois profondeurs mesurées. Ainsi, par la moyenne des trois profondeurs, les concentrations de chacun des enclos peuvent être groupées sur un même graphique et sont montrées ci-dessous pour le sodium (Figure 88) et le calcium (Figure 89). Un graphique groupé est aussi présenté pour les chlorures à la Figure 90.

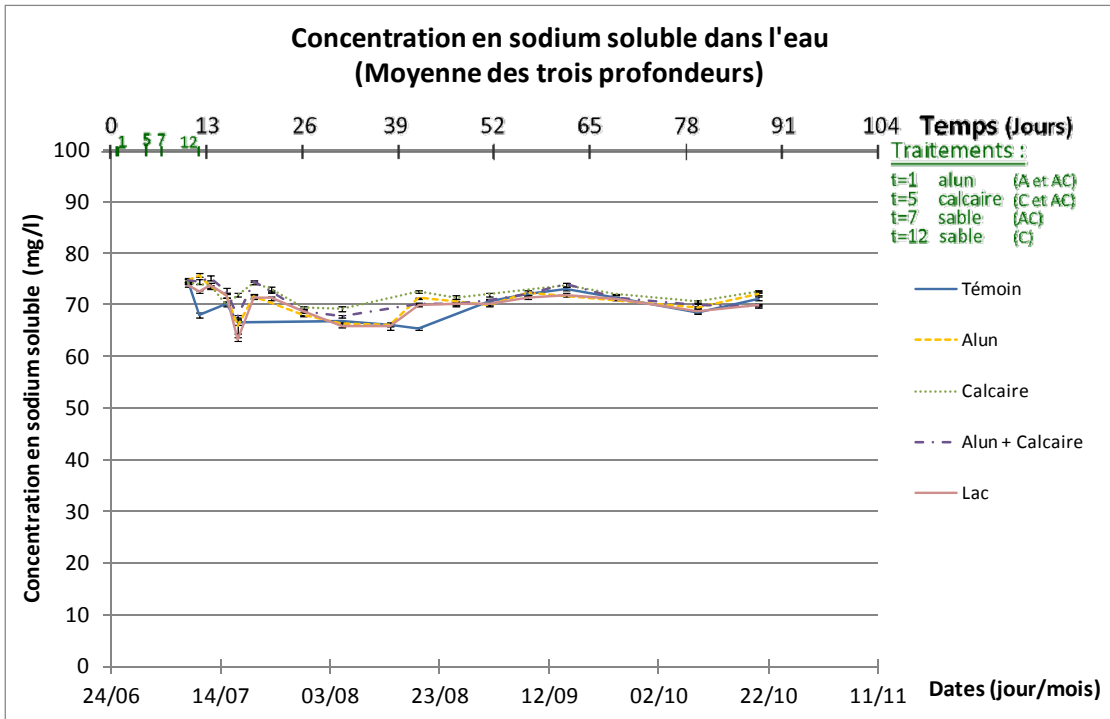


Figure 88: Concentration en sodium soluble dans chaque colonne d'eau

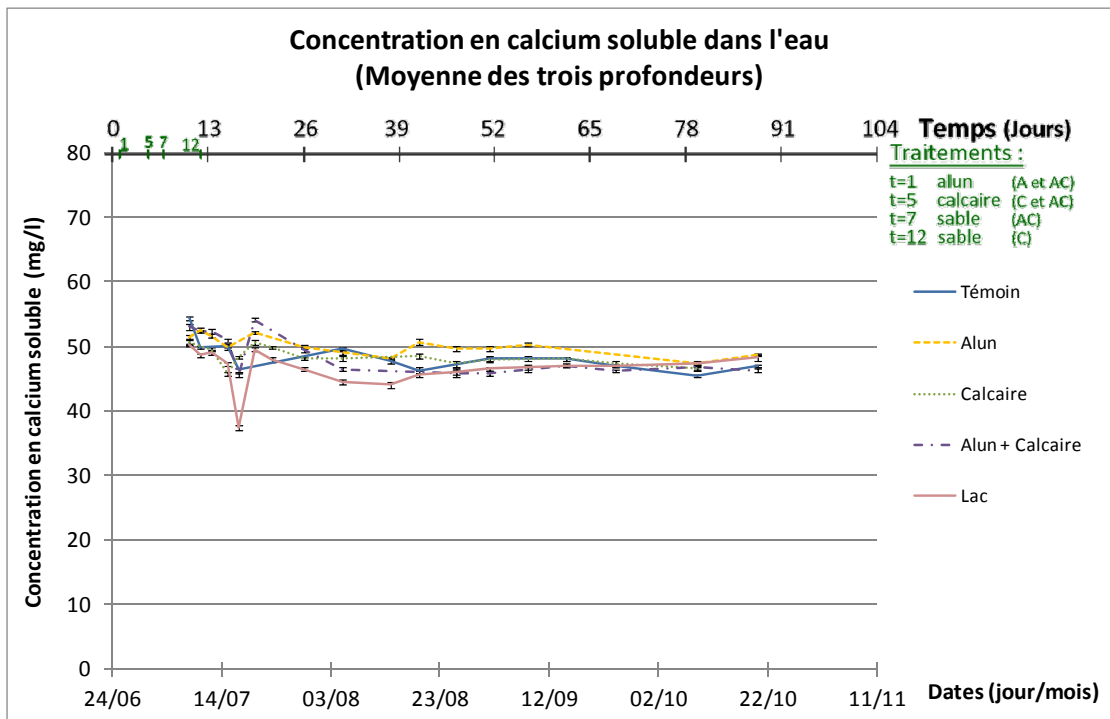


Figure 89: Concentration en calcium soluble dans chaque colonne d'eau

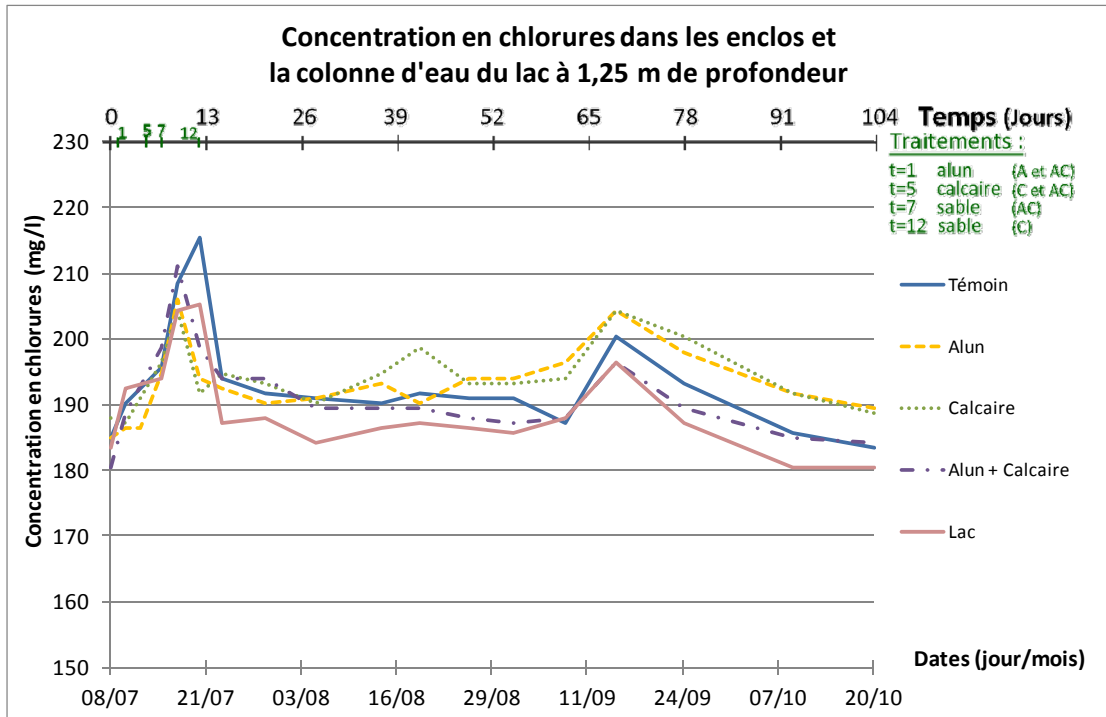


Figure 90: Concentration en chlorures dans chaque colonne d'eau

Avant de tenter d'établir des différences entre les colonnes d'eau, le Tableau 19 montre les moyennes des concentrations en sodium et en calcium à partir de la stabilisation du Jour 15, et la moyenne des concentrations en chlorures pour l'ensemble de la durée de l'essai.

Tableau 19 : Moyennes des concentrations en sodium, calcium et chlorures dans chaque colonne d'eau

	Témoïn	Alun	Calcaire	Alun+Calcaire	Lac
Na ⁺	70 ± 3	70 ± 2	72 ± 2	70 ± 2	70 ± 2
Ca ²⁺	48 ± 2	50 ± 1	48 ± 1	47 ± 2	46 ± 1
Cl ⁻	193 ± 8	193 ± 6	194 ± 5	191 ± 7	189 ± 7

Par l'observation de ce tableau, en tenant compte de l'écart type des moyennes, aucun écart ne peut être considéré comme significatif entre les différentes colonnes d'eau, puisque les différences de concentrations pourraient être attribuables à d'autres facteurs. Par exemple, la complexification de la matrice due aux différences de concentrations importantes d'autres ions comme les ions phosphate a pu causer une interférence lors de l'analyse de spectrométrie d'absorption atomique par flamme.

En comparant les niveaux de chacun de ces paramètres avec les données de 2001 présentées au Tableau 5, qui montrait 89 mg/l en sodium soluble, 45 mg/l en calcium soluble et 150 mg/l en chlorures, les résultats obtenus sont fidèles à l'historique du lac. Il est toutefois intéressant de mentionner la baisse de 89 mg/l à 70 mg/l (-21 %) en sodium dans la colonne d'eau du lac, et la hausse des chlorures de 150 mg/l à 189 mg/l (+26 %).

6.5.2 Conductivité électrique spécifique

Les résultats de conductivité électrique spécifiques ont été présentés à la section précédente (Figure 58 à Figure 62).

Comme indiqué dans la revue de littérature, les mesures de conductivité électrique devaient être ajustées à la température de référence de 25°C, afin d'exclure l'effet de la température et ainsi permettre d'observer les tendances réelles du milieu. Le modèle mathématique élaboré en 2008 par Endoh [22] a été appliqué, mais les constantes **a** et **b** fournies dans son article n'avaient pas été développées pour l'eau du lac Saint-Augustin. Afin de déterminer les constantes **a** et **b** convenables à l'eau du lac Saint-Augustin, un seau d'eau du lac a été prélevé au début de l'essai. La sonde a été plongée dans l'eau à différentes températures et les mesures de conductivité électrique non spécifiques ont été enregistrées et sont présentées au Tableau 20.

Tableau 20 : Conductivité non spécifique d'un échantillon d'eau du lac par rapport à la température

Température (°C)	Conductivité non spécifique (μS/cm)
5,57	451
6,20	467
6,75	478
7,24	486
8,47	508
9,04	516
9,66	523
10,24	530
11,72	548
12,73	560
13,71	571
14,39	580
19,51	636
23,09	691
25,00	720
28,00	766
29,65	796
34,61	868

Bien qu'il n'ait pas été possible d'obtenir les coefficients **a** et **b** par la méthode utilisée par Endoh [22], son équation finale $K_{25} = K_T \exp \{0.5 a (25^2 - T^2) + b (25 - T)\}$ décrite à la section 2.1.5.1 est demeurée valide. En effet, tel que montré au Tableau 20, en utilisant seulement la plage de températures englobant l'ensemble des températures mesurées pendant l'essai et en retirant le point aberrant à 19,51 °C, il est possible d'obtenir deux coefficients **a** et **b** qui minimisent la somme des erreurs au carré lors d'une résolution par itérations. La conductivité spécifique ayant été normalisée à une température de référence de 25 °C, une normalisation efficace devrait s'approcher de 720 μS/cm à toutes les températures pour une même eau. Le Tableau 21 montre l'étendue de l'erreur causée par l'utilisation de la méthode classique, c'est-à-dire celle qui est intégrée dans la plupart des sondes de prise de mesures qui corrigent la conductivité électrique automatiquement à 25 °C. Le coefficient TC le plus utilisé est 0,0191, correspondant à celui décrit dans la méthode AWWA [1].

Tableau 21 : Méthode classique de calcul de la conductivité spécifique à l'eau du lac Saint-Augustin

Température (°C)	Conductivité non spécifique (μS/cm)	Erreurs au carré par méthode classique [1] TC=0,0191	Conductivité spécifique à 25°C (μS/cm)	Erreurs au carré par méthode classique [51] TC=0,0250	Conductivité spécifique à 25°C (μS/cm)
7,24	486	239,939	735,490	23747,032	874,101
8,47	508	501,286	742,389	21253,590	865,786
9,04	516	495,992	742,271	19201,382	858,569
9,66	523	389,633	739,739	16470,485	848,337
10,24	530	326,713	738,075	14384,790	839,937
11,72	548	202,721	734,238	10071,985	820,359
12,73	560	130,219	731,411	7706,978	807,789
13,71	571	63,698	727,981	5706,537	795,542
14,39	580	54,915	727,410	4814,159	789,384
23,09	691	8,050	717,163	31,920	725,650
25,00	720	0,000	720,000	0,000	720,000
28,00	766	20,132	724,487	55,381	712,558
Sommes des erreurs au carré		2433,299		123444,240	

Tableau 22 : Résolution par itérations pour obtenir la conductivité spécifique à l'eau du lac Saint-Augustin

Température (°C)	Conductivité non spécifique (μS/cm)	Erreurs au carré avec <i>a</i> et <i>b</i> par itération	Conductivité spécifique à 25°C (μS/cm)
7,24	486	79,353	711,092
8,47	508	2,926	721,711
9,04	516	10,575	723,252
9,66	523	6,077	722,465
10,24	530	5,312	722,305
11,72	548	3,418	721,849
12,73	560	0,996	720,998
13,71	571	0,547	719,260
14,39	580	0,078	719,720
23,09	691	11,808	716,564
25,00	720	0,000	720,000
28,00	766	26,411	725,139
Sommes des erreurs au carré		147,503	

Le Tableau 22, ci-dessus, montre comment un simple test avant l'essai, combiné à une résolution par itérations, peut grandement améliorer la correction de la conductivité électrique à une température de référence, puisque les coefficients de correction sont alors mieux adaptés à la composition spécifique de l'eau étudiée. Il est utile de mentionner que toutes les mesures de conductivité électrique doivent alors être effectuées en désactivant la fonction de correction automatique de la sonde. Tous les résultats de conductivité spécifique présentés dans le cadre de cette étude sont le résultat de la correction à l'aide de ces coefficients. Les coefficients calculés par itérations sur l'eau du lac Saint-Augustin sont $a = -3,0414 \times 10^{-4}$ et $b = 2,6332 \times 10^{-2}$.

Ainsi, les résultats ne montrent pas d'écarts significatifs entre les trois profondeurs mesurées. Par la moyenne des trois profondeurs, les concentrations de chaque colonne d'eau sont groupées sur un même graphique, montré à la Figure 91. Les moyennes de chacune des colonnes d'eau sont aussi présentées au Tableau 23.

De façon générale, la conductivité spécifique diminue dans les colonnes d'eau étudiées, avec un creux durant le mois d'août (Jour 28 à Jour 42) et une légère remontée au milieu de septembre (Jour 69). De façon générale, la conductivité spécifique diminue avec les mêmes fluctuations pour toutes les colonnes d'eau, qu'il s'agisse du Témoin, du Lac ou des enclos traités, de sorte que les variations ne seraient généralement pas attribuables aux traitements ou à la présence des enclos. Toutefois, l'abattement de conductivité le plus marqué est observé dans l'enclos Alun+Calcaire. Cela pourrait être dû à la création d'une barrière réactive par les floccs d'alun, demeurés intacts sous le recouvrement de calcaire. Cette barrière réactive continuerait à adsorber des ions dissous dans l'eau, même après la sédimentation des floccs d'alun [3]. Cet abattement est toutefois faible et pourrait ne pas être significatif.

Tableau 23 : Moyennes de conductivité spécifique à 25 °C mesurées dans chaque colonne d'eau

	Témoin	Alun	Calcaire	Alun+Calcaire	Lac
Conductivité spécifique (µS/cm)	717 ± 27	719 ± 17	715 ± 17	713 ± 31	694 ± 14

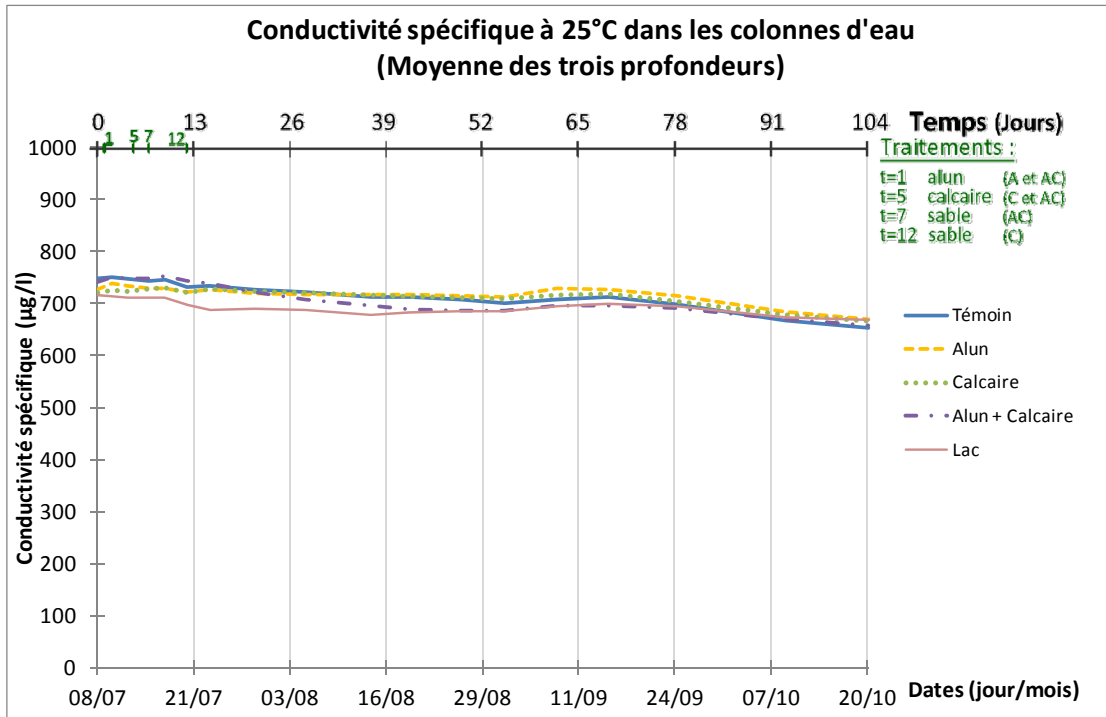


Figure 91: Concentration spécifique à 25 °C dans chaque colonne d'eau

Par l'observation de ces résultats, les enclos ont montré des conductivités électriques de seulement 2,7 à 3,3 % supérieures à celles de la colonne d'eau du lac. La diminution maximale de la conductivité par rapport au Témoïn, dans l'enclos Alun+Calcaire, a été de moins de 1 %. Ainsi, les différences sont peu significatives et ne permettent pas d'éliminer la possibilité d'interférence avec la sonde.

En comparant les niveaux de la conductivité du lac avec ceux présentés au Tableau 5, qui montrait une augmentation graduelle de 350 µS/cm à 781 µS/cm de 1976 à 2001, les résultats obtenus sont fidèles à l'historique du lac, mais montrent une diminution de 11 % par rapport à 2001, de 781 µS/cm à 694 µS/cm. L'importance de cette diminution est amoindrie en sachant que les mesures de conductivité spécifique sont généralement prises à l'aide de sondes qui utilisent la méthode de correction classique, ne tenant pas compte des caractéristiques propres à l'eau du lac Saint-Augustin. Comme le montre le Tableau 21, le recours à cette méthode tend à surestimer les mesures de conductivité spécifique.

6.6 Matières en suspension dans l'eau

Les concentrations en matières en suspension dans l'eau des enclos et de la colonne d'eau du lac ont été présentées graphiquement à la Figure 56.

Globalement, les courbes comportent une légère tendance à diminuer ; l'enclos Calcaire et l'enclos Alun+Calcaire ont montré les concentrations en matières en suspension les plus faibles.

En se référant aux *Critères de qualité de l'eau de surface* du MDDEP en 2009 [40], les critères de « Protection de la vie aquatique » fixent des limites d'augmentation de la concentration en matières en suspension par rapport à la *concentration naturelle* ; dans le cas présent, la concentration naturelle est celle du lac.

En utilisant le critère de « Protection de la vie aquatique (effet aigu) », l'effet aigu est défini par une augmentation maximale de 25 mg/l de matières en suspension par rapport au lac, ce qui n'a jamais été le cas lors de l'essai pour aucun des enclos. En se référant plutôt au critère de « Protection de la vie aquatique (effet chronique) », l'effet chronique est défini par une augmentation moyenne de 5 mg/l. La Figure 92 montre l'écart entre les concentrations en matières en suspension de chacun des enclos par rapport aux concentrations du lac, au temps correspondant donné. La ligne rouge montre l'écart de concentration moyen qui ne doit pas être dépassé pour rester inférieur au critère d'effet chronique. Il est intéressant de constater que les deux enclos traités au calcaire montrent une diminution des matières en suspension par rapport au lac. De plus, ce graphique montre que les augmentations moyennes des enclos ne dépassent jamais le critère d'effet chronique de 5 mg/l. Dans le pire des cas, l'enclos Alun, la concentration moyenne en matières en suspension dépasse celle du lac de 3,2 mg/l, sous la limite de 5 mg/l du critère chronique.

En conclusion, une fois stabilisé après l'ajout du calcaire et du sable, l'enclos Alun+Calcaire offre la plus forte diminution de matières en suspension par rapport à la colonne d'eau du lac (- 4,6 mg/l), suivi par l'enclos Calcaire (- 3,2 mg/l). L'enclos Témoin (+ 1,3 mg/l) et

l'enclos Alun (+ 2,9 mg/l) donnent plutôt une augmentation de ces concentrations, tout en demeurant sous le critère d'augmentation moyenne maximale de 5 mg/l fixé par le MDDEP.

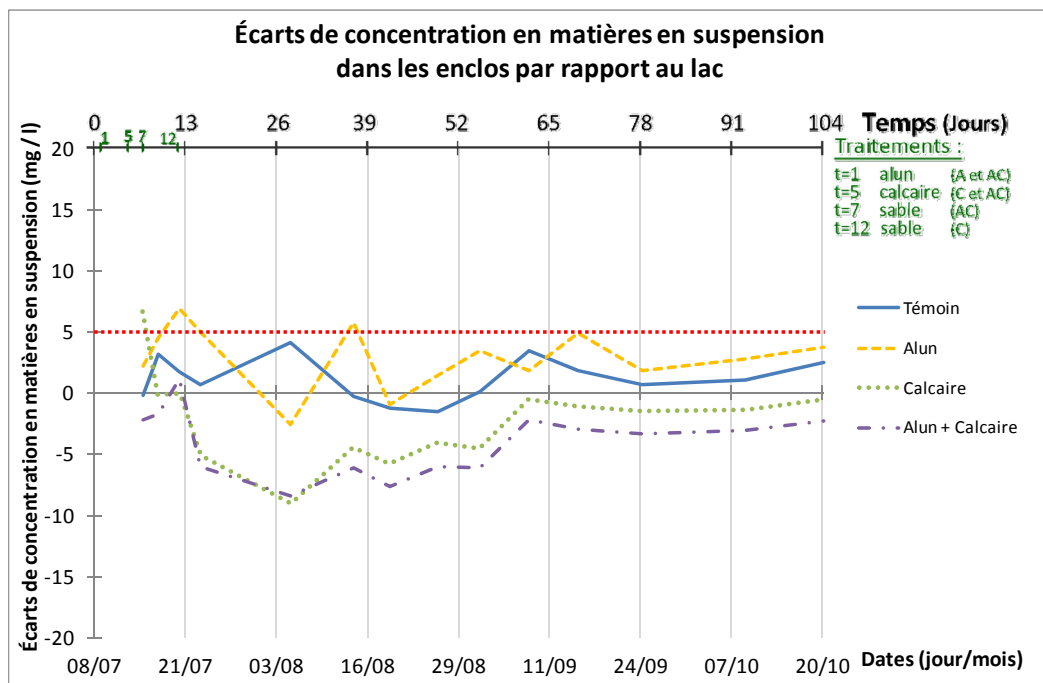


Figure 92: Écarts de concentration en matières en suspension dans les enclos par rapport au lac

6.7 Aluminium total dans l'eau

Les concentrations en aluminium total dans l'eau des enclos traités à l'alun (Alun et Alun+Calcaire) et de la colonne d'eau du lac ont été présentées graphiquement de la Figure 38 à la Figure 40. Les trois courbes sont regroupées et montrées ci-dessous à la Figure 93.

Pour chacun des deux enclos traités, le point le plus haut sur le graphique correspond au lendemain du traitement à l'alun. Le point maximum de l'enclos Alun a atteint 0,450 mg/l le lendemain du traitement à l'alun (Jour 2) ; 0,150 mg/l pour l'enclos Alun+Calcaire.

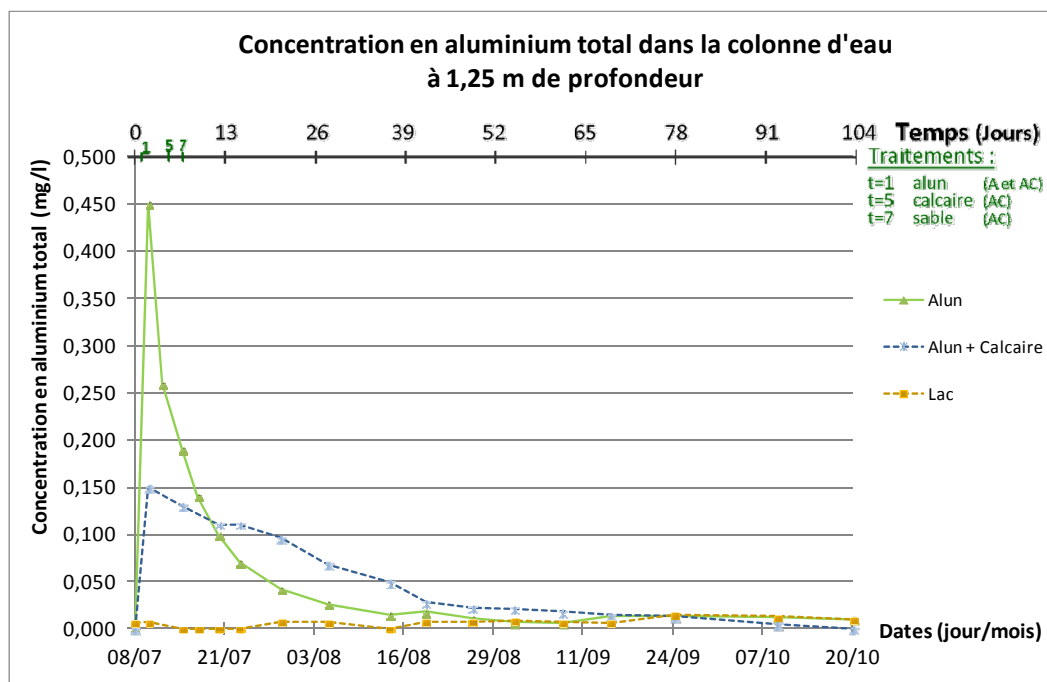


Figure 93 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur

Ces valeurs sont au-dessus du critère de « Prévention de la contamination pour l’eau et les organismes aquatiques » du document *Critères de qualité de l’eau de surface* du MDDEP [40], situant la limite maximale de l’aluminium à 0,1 mg/l. Toutefois, l’abattement est très rapide pour retourner vers cette valeur limite. Pour l’enclos Alun, 10 jours sont nécessaires pour atteindre une concentration sous la limite de 0,1 mg/l. Quant à l’enclos Alun+Calcaire, 10 jours sont nécessaires pour s’approcher très près de cette limite avec des concentrations de 0,11 mg/l, pour un total de 19 jours avant de véritablement passer sous la barre de 0,1 mg/l. Les concentrations en aluminium continuent de diminuer par la suite et les différences avec le lac deviennent inférieures à 0,02 mg/l après 40 jours, pour finalement devenir non significatives. De plus, toujours selon le MDDEP, le critère de « Protection de la vie aquatique (effet aigu) » fixe le seuil de concentration létale à 0,75 mg/l, jamais atteinte durant le traitement. Ainsi, même à très court terme, la toxicité de l’aluminium ne serait pas suffisante pour perturber l’écosystème.

En comparant les courbes des deux enclos, on observe que l’enclos Alun atteint une concentration en aluminium 3 fois supérieure à celle de l’enclos Alun+Calcaire (0,45 mg/l vs 0,15 mg/l). Pourtant, le dosage d’alun concentré avait été calculé par rapport

au volume d'eau total de chacun des enclos. L'enclos Alun+Calcaire étant plus profond, son volume d'eau était plus élevé et un volume d'alun concentré a été injecté proportionnellement à ce volume. En guise d'hypothèse, une concentration plus élevée en aluminium pourrait indiquer que la coagulation a moins bien fonctionné dans l'enclos Alun, laissant plus d'ions en solution. Par contre, en revisitant les courbes de concentration en phosphore soluble pour ces deux enclos (Figure 35 et Figure 37), l'abatement entre le jour précédent le traitement et le jour suivant est, selon la moyenne des trois profondeurs d'eau, de 220 µg/l dans l'enclos Alun et de 62 µg/l dans l'enclos Alun+Calcaire ; plus de 3,5 fois plus. Cette différence viendrait donc nier la précédente hypothèse.

Au-delà de ces hypothèses, la différence entre l'aluminium contenu dans l'alun concentré injecté lors du traitement et celui restant dans l'eau le lendemain du traitement doit être considérée. L'alun injecté a été calculé en fonction d'atteindre une concentration de 20 mg/l de $Al_2(SO_4)_3$ (alun) dans la colonne d'eau. Par les masses molaires, le pourcentage massique d'aluminium d'une molécule d'alun est de 15,8 %. Ainsi, une fois le volume d'alun concentré injecté dans la colonne d'eau, la concentration en aluminium était de 3,16 mg/l. Le lendemain du traitement, il ne restait donc que 14 % d'aluminium dans l'enclos Alun et 5 % dans l'enclos Alun+Calcaire, une différence de 9 %. Avec la complexité du microcosme que constitue un enclos de cette taille et avec un seul essai par traitement, cette différence ne peut pas être considérée comme significative, d'autant plus qu'exception faite des premiers points, les tendances et concentrations finales sont les mêmes entre les deux enclos.

6.8 Autres phénomènes d'intérêt

6.8.1 Escargots et santé publique

Dans une perspective externe au projet, la présence invasive d'escargots de l'espèce *Cipangopaludina chinensis* pourrait représenter une problématique d'un tout autre ordre pour le lac Saint-Augustin. Au Japon, plusieurs cas de maladies intestinales ont été reliés à la présence d'escargots de cette espèce en tant qu'hôte intermédiaire de vers parasites trématodes [12-13, 15]. La larve du trématode, appelée *cercaire*, infeste des hôtes intermédiaires tels que les mollusques. Une fois mature et passée au stade de métacercarie, elle migre hors de son hôte, souvent en se fixant à des végétaux. Puisque des recherches au Japon ont associé les escargots de l'espèce *Cipangopaludina chinensis* à la maladie intestinale de trématodes de la famille *Echinostomatidae*, cette espèce d'escargots est possiblement sensible à l'infestation par d'autres trématodes. Au Québec, une infestation répandue de ce type est celle de la « dermatite du nageur ». Différentes espèces peuvent être responsables de cette infection, toutes des trématodes de la famille *Schistosomatidae*. Les schistosomes infecteraient les escargots en tant qu'hôtes intermédiaires, avant de se fixer aux végétaux dans l'eau (qui foisonnent dans un lac eutrophisé). C'est alors que l'infection peut se propager vers les poissons, les oiseaux et l'humain. Chez l'humain, cette infection est caractérisée par des rougeurs sur la peau et de l'œdème, accompagnés de démangeaisons. Dans les cas plus graves : fièvre, insomnie et nausées. La dermatite du nageur n'est pas contagieuse entre les humains et la réaction immunitaire est rapide chez l'homme ; le parasite disparaît complètement en moins de 72 heures [18, 56]. Le foisonnement des escargots dans le lac Saint-Augustin représente donc un danger pour les baigneurs. De plus, les oiseaux pourraient transporter les schistosomes vers d'autres lacs ou d'autres sources d'infestation.

6.8.2 Remarques sur un épisode d'eutrophisation dans l'enclos Témoin et le lac

En observant les graphiques de température, oxygène dissous et pH dans l'enclos Témoin (Figure 63 à Figure 77), un événement simultané peut être observé au point d'échantillonnage du 26 août (Jour 49), confirmé par les tendances des points précédents et suivant cette date. Alors que l'échantillonnage du 19 août (Jour 42) montre la température la plus chaude de l'été, jusqu'à 26,89 °C dans l'enclos Témoin, les concentrations en oxygène dissous et le pH commencent à chuter dramatiquement pour atteindre un *minimum* 6 jours plus tard. La concentration en oxygène dissous chute jusqu'à 2,18 mg/l alors que le pH diminue jusqu'à 7,59.

Comme le mentionne Brin en 2007 [8], les sédiments du lac Saint-Augustin renferment jusqu'à 11,2 % de matière organique, ce qui est élevé. Cette matière organique est un milieu nutritif idéal pour les bactéries benthiques contenues dans les sédiments. En sachant que l'élévation de la température de l'eau augmente l'activité microbienne, l'atteinte d'une température d'eau élevée accélèrera la dégradation de la matière organique. Les bactéries aérobiques foisonnent dans un tel milieu et consomment l'oxygène dissous dans l'eau par le phénomène de respiration, augmentant les concentrations de CO₂, ce qui acidifie le milieu. La diminution de pH est accentuée par la formation d'acide carbonique (H₂CO₃) et de bicarbonate (HCO₃⁻) [5]. La diminution de l'oxygène dissous causée par l'activité bactérienne est d'autant plus accentuée qu'avec l'augmentation de la température, la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue [2].

Ainsi, la hausse de la température contribue à augmenter l'activité microbienne et à accélérer le phénomène de diffusion. L'activité microbienne diminue le pH et l'oxygène dissous dans l'eau, tout en libérant dans l'eau les constituants nutritifs contenus dans la matière organique (comme le phosphore). L'accélération de la diffusion contribue davantage à lessiver les sédiments de contaminants comme le phosphore. Plus spécifiquement au lac Saint-Augustin, la présence invasive d'escargots de l'espèce *Cipangopaludina chinensis* au fond du lac a pu augmenter la bioturbation dans ces conditions de stress environnemental, perturbant d'autant plus l'intégrité des sédiments

et permettant un relargage plus efficace du phosphore vers la colonne d'eau. Ces phénomènes sont appuyés par les résultats de phosphore soluble de l'enclos Témoin (Figure 34). La concentration en phosphore soluble commence à augmenter en même temps que débute la diminution de pH et d'oxygène dissous, jusqu'à 79 % d'augmentation. Lorsque ces deux paramètres recommencent à augmenter vers leur niveau plus normal, les concentrations de phosphore soluble rechutent à nouveau pour rejoindre leur niveau initial. Ce retour à l'équilibre peut être expliqué par la diminution de la température de l'eau avec la fin de l'été. Au début de cet épisode, la température dépassait les 26 °C alors qu'elle a chuté sous la barre des 20 °C moins de deux semaines plus tard.

Il est intéressant de comparer cet épisode avec la colonne d'eau du lac. Au point d'échantillonnage du 14 août (Jour 37), le lac a subi une courte stratification thermique d'à peine plus de 1,5 °C, entre le fond du lac et la surface de l'eau. Cette stratification thermique a suffi à créer une différence de plus d'un degré de pH, amenant le pH du fond de la colonne d'eau à 7,9 alors qu'il a dépassé 9,0 à la surface. De façon semblable, l'oxygène dissous a diminué à 2 mg/l (24 %) au fond tout en dépassant les 12 mg/l à la surface, à 148 % de son point de saturation. Ces conditions de stratification thermique accompagnées par un environnement s'approchant de l'anoxie sont typiques d'un bloom algal. Le pH très élevé et la concentration en oxygène nettement supérieure au point de saturation, à la surface de l'eau, s'expliquent par la forte photosynthèse des algues [2], qui consomment le CO₂ et libèrent de l'oxygène. L'illustration de l'ensemble de ces phénomènes est pertinente dans la mesure où une éclosion de cyanobactéries a bel et bien été détectée au lac Saint-Augustin dans une région du lac qui englobait la plateforme flottante, selon un article du Soleil en date du 15 août 2009 [41].

6.8.3 Compression des sédiments par le recouvrement de calcaire et de sable

La Figure 94 regroupe, sur un même graphique, les résultats de teneur en eau de la première couche de sédiments (fin de l'essai, 0 à 5 cm) avec les résultats de phosphore soluble des enclos correspondant, en date du 15 septembre 2009 (Jour 69). Cette date est choisie pour ce graphique puisque l'effet ayant pu être provoqué par la compression due à la déposition du calcaire est déjà bien établi ; la déposition a eu lieu 64 jours plus tôt.

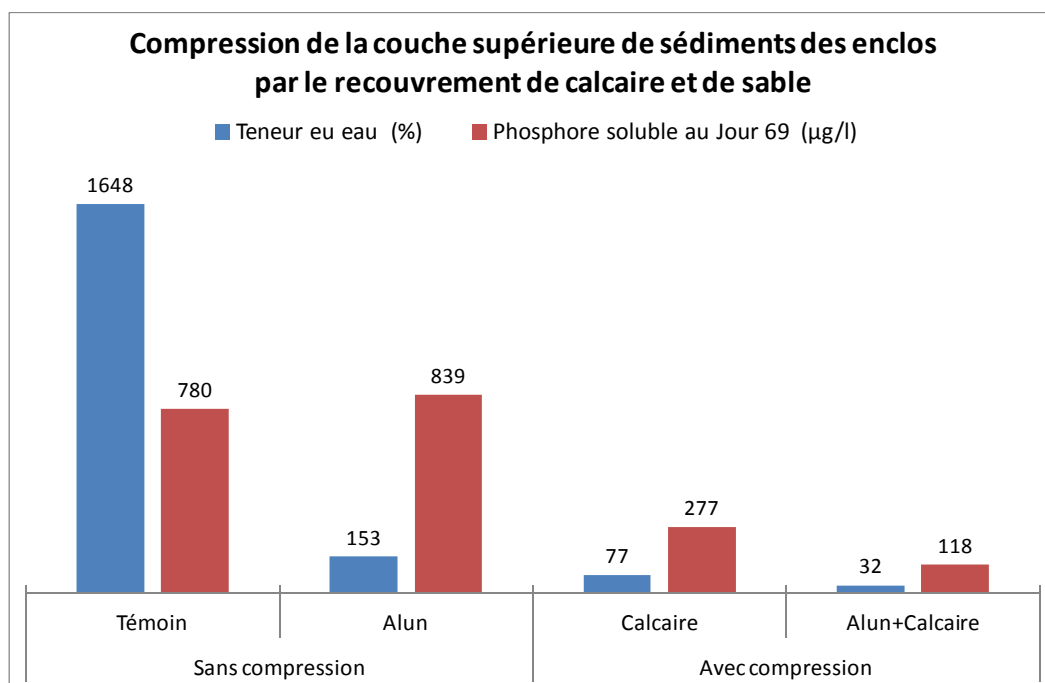


Figure 94 : Compression des sédiments des enclos et effets sur le phosphore soluble dans l'eau

En premier lieu, la teneur en eau de la couche superficielle des sédiments est nettement supérieure, respectivement 1648 % et 153 %, dans les deux enclos Témoin et Alun, au fond desquels aucune déposition de matériaux solides n'a eu lieu. Dans les enclos Calcaire et Alun+Calcaire, au fond desquels ont été ajoutées une couche de 10 cm de calcaire et une couche de 10 cm de sable, les teneurs en eau sont respectivement de 77 % et 32 %. Ces données indiqueraient que la déposition du calcaire et du sable a compressé la couche supérieure des sédiments des enclos Calcaire et Alun+Calcaire.

En deuxième lieu, l'observation du graphique permet de constater que les enclos dont les sédiments ont subi une compression sont aussi ceux dont l'eau a été la moins concentrée

en phosphore soluble. Bien que cette tendance n'est ici représentée que par seulement quatre couples de résultats, elle demeure digne de mention en se remémorant les travaux de Bourget, A. et coll. (2010) [7]. Dans le cadre de ces travaux, vingt carottes de sédiments avaient été prélevées à l'hiver 2009, à cinq sites géographiques différents du lac Saint-Augustin, de la fosse du lac vers le nord-est du lac. Des essais avaient été opérés en laboratoire afin d'observer le rôle des sédiments récents dans le relargage du phosphore par diffusion dans la colonne d'eau. Au terme de ces recherches, il s'était avéré que les carottes prélevées à l'extrême nord-est du lac Saint-Augustin avaient montré des taux importants de relargage du phosphore soluble vers la colonne d'eau, alors que les mesures en phosphore soluble des autres sites géographiques demeuraient sous la limite de détection. Le site géographique à taux élevé de relargage du phosphore par diffusion était caractérisé par une très faible profondeur d'eau (1,2 m) avec des sédiments peu consolidés et d'apparence vaseuse.

Une des conclusions de ces recherches montrait donc que les sédiments peu consolidés auraient tendance à relarguer plus de phosphore vers la colonne d'eau. Dans le cadre des présents travaux et en observant les résultats montrés à la Figure 94, l'hypothèse pourrait être avancée comme quoi la compression par la déposition du calcaire et du sable a pu causer un « *effet de consolidation* » et ainsi aider à limiter le relargage du phosphore vers la colonne d'eau. En plus de cet « *effet de consolidation* », puisque la nature même du calcaire tend à adsorber le phosphore au passage lorsqu'il est relargué des sédiments [42], la combinaison *Compression+Adsorption* a pu jouer un rôle double dans la stabilisation des concentrations en phosphore observée dans les enclos Calcaire et Alun+Calcaire.

7. Conclusions

Ce mémoire a présenté la problématique du lac Saint-Augustin, une revue de la littérature, la méthodologie et les résultats du projet. Le projet que couvre ce rapport a concerné la réalisation des essais sur une plateforme flottante visant à déterminer l'efficacité d'options de traitement par des essais *in situ* de coagulation à l'alun et de recouvrement actif des sédiments au fond du lac en utilisant du calcaire.

Une discussion a été intégrée au rapport pour chacun des paramètres étudiés, décrivant leur rôle ainsi que les liens entre eux, en se basant sur des données provenant de la littérature scientifique et d'études antérieures, tout en comparant certains résultats aux critères de qualité disponibles. Une discussion concernant l'utilisation du concept d'indices trophiques a aussi été présentée. À la base de la discussion sur les résultats, certaines conclusions concernant la performance des traitements ont été retenues. Elles sont présentées ici avec une série de recommandations, afin de mieux entreprendre les actions futures.

- L'analyse du phosphore soluble a montré des concentrations anormalement élevées dans les enclos par rapport au lac, et ce tout au long de l'essai. Dans l'enclos Témoin, jusqu'à 1276 µg/l en phosphore soluble a été mesuré, correspondant à plus de 30 fois la plus haute concentration mesurée dans le lac pendant l'essai.
- L'enclos Alun a subi un abattement rapide du phosphore soluble pendant les trois premiers jours après le traitement, avec plus de 86 % d'abattement. Ce succès ne fut qu'à court terme puisque la teneur en phosphore soluble de cet enclos a rapidement augmenté pour finalement rejoindre celle de l'enclos Témoin, dont la teneur en phosphore soluble était demeurée élevée tout au long de l'essai. Le pH et le pouvoir tampon élevé du lac expliqueraient pourquoi la couche d'alun devient rapidement instable.
- L'enclos Calcaire et l'enclos Alun+Calcaire ont, quant à eux, démontré une capacité à stabiliser la teneur en phosphore dans la colonne d'eau puisqu'une fois l'atteinte de leur concentration post-traitement, ces concentrations sont demeurées stables tout au long de l'été et jusqu'à la fin de l'essai en octobre. Peu de temps après le

traitement, l'enclos Calcaire s'est stabilisé à $251 \pm 24 \mu\text{g/l}$ (Jour 21 à Jour 69), tandis que l'enclos Alun+Calcaire s'est stabilisé à $96 \pm 22 \mu\text{g/l}$ (Jour 9 à Jour 69).

- La meilleure performance, selon ces résultats, a été obtenue par la combinaison des traitements de coagulation à l'alun et de recouvrement actif de calcaire (enclos Alun+Calcaire). Le recouvrement actif de calcaire utilisé seul (enclos Calcaire) a aussi permis une stabilisation des concentrations en phosphore soluble.
- Les concentrations de phosphore anormalement élevées mesurées dans les enclos et leur apparence distinctive de coloration verte montrent l'importance d'un « *effet enclos* » indéniable tout au long de l'essai. Un examen du fond du lac préalable à l'installation de la plateforme a révélé la présence invasive d'escargots jonchant la surface des sédiments. Ces escargots, identifiés par le MRNF à l'espèce *Cipangopaludina chinensis*, ont pu être responsables d'une forte bioturbation des sédiments. Ces escargots ont tendance à remuer les sédiments en période de stress, apparenté ici au changement d'habitat qu'a constitué la mise en place d'enclos d'isolement bloquant le courant de l'eau du lac. De plus, cette espèce jouerait un rôle en tant qu'hôte intermédiaire de vers parasites trématodes comme la dermatite du nageur, très répandue au Québec. La domination d'une espèce unique d'escargots est aussi un indicateur de pollution puisqu'il s'agit d'une diminution de la biodiversité.
- L'expression « *effet enclos* » a été définie comme étant l'ensemble des conditions extrêmes, résultat de la présence des enclos d'isolement, dont une des conséquences a été le bouleversement de l'écosystème des escargots qui a généré un stress et provoqué l'accélération de la bioturbation.
- Les analyses d'aluminium total ont montré une forte hausse de ce métal dans l'eau des deux enclos traités à l'alun, jusqu'à $0,45 \text{ mg/l}$ dans l'enclos Alun et $0,15 \text{ mg/l}$ dans l'enclos Alun+Calcaire, alors que les concentrations maximales mesurées dans le lac ne dépassaient pas $0,02 \text{ mg/l}$. Ces hausses n'ont toutefois été mesurées que le lendemain des traitements à l'alun, puisque l'abattement des concentrations en aluminium total a été rapide par la suite. Après 19 jours, les deux enclos traités montraient des niveaux d'aluminium total inférieurs à $0,1 \text{ mg/l}$ (critère du MDDEP), pour rejoindre les concentrations du lac après 40 jours.
- Les concentrations des ions associés à la pollution ionique (sodium soluble, calcium soluble et chlorures) des sels de déglçage ont révélé que les traitements n'ont pas eu d'impact significatif par rapport à la colonne d'eau du lac.
- Des coefficients optimaux pour la correction de la conductivité électrique à $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ont été calculés spécifiquement pour l'eau du lac Saint-Augustin alors que la méthode normalisée et utilisée par la sonde YSI générerait des erreurs importantes.

Les mesures de conductivité spécifique ont montré que les traitements n'ont pas eu d'effet significatif sur ce paramètre.

- L'eau interstitielle des sédiments n'a pas montré de contamination en métaux solubles et les concentrations en phosphore soluble ont été près de la limite de détection. L'enclos Alun+Calcaire a présenté les concentrations les plus élevées, mais avec un maximum de seulement 30 µg/l. Le métal le plus abondant dans l'eau interstitielle a été le fer soluble avec des maximums dans la couche de sédiments la plus profonde, entre 0,223 et 0,469 mg/l dans la colonne d'eau du lac et les enclos, à l'exception de l'enclos Alun+Calcaire à 1,402 mg/l.
- Les sédiments ont présenté des concentrations en phosphore total entre 550 mg/kg et 990 mg/kg, à l'exception de la couche supérieure de l'enclos Témoin avec 2 800 mg/kg. La teneur en fer total a été importante avec des concentrations entre 7 500 et 28 000 mg/kg.
- Les couches supérieures des sédiments des enclos Témoin et Alun se sont révélées peu consolidées avec des teneurs en eau respectives de 1648 % et 153 %. La compression des sédiments par l'ajout du calcaire et du sable a eu un « *effet de consolidation* » des sédiments puisque les couches supérieures des enclos Calcaire et Alun+Calcaire ont montré des teneurs en eau nettement inférieures, respectivement de 77 % et 32 %. La compression des sédiments a pu jouer un rôle sur le taux de relargage du phosphore vers la colonne d'eau, ce qui, en y combinant l'effet d'adsorption du calcaire lui-même, pourrait expliquer la stabilisation des concentrations de phosphore soluble dans les enclos Calcaire et Alun+Calcaire.
- La transparence de l'eau a beaucoup souffert de « *l'effet enclos* ». Au début de l'essai, l'eau de tous les enclos montrait une coloration verte, particulièrement intense dans les enclos Témoin et Alun. Cette coloration est restée intense pour ces deux enclos, mais s'est estompée complètement moins de 30 jours après les traitements pour les enclos Calcaire et Alun+Calcaire.
- Alors que l'eau du lac montrait une transparence moyenne autour de 1,50 m, la transparence de l'enclos Témoin et de l'enclos Alun a plutôt varié entre 0,30 m et 0,60 m. La transparence de l'eau de l'enclos Calcaire et de l'enclos Alun+Calcaire a graduellement et identiquement augmenté d'environ 0,75 m au début de l'essai jusqu'à 1,4 m, pour diminuer légèrement en se stabilisant par la suite. L'enclos Calcaire s'est stabilisé autour de 1,0 m tandis que l'enclos Alun+Calcaire s'est stabilisé à 1,2 m, confirmant la meilleure performance de ce dernier.
- S'ajoutant au fait que le lac Saint-Augustin se trouve en état eutrophe avancé, l'analyse des indices trophiques de Carlson a confirmé un déséquilibre dans la chaîne trophique, mis en évidence par le débalancement entre les trois indices

trophiques : phosphore total, transparence et chlorophylle *a*. Ce déséquilibre aurait été amplifié par « *l'effet enclos* ». Le lac a montré des niveaux trophiques variant entre 42 (mésotrophe) et 73 (hypereutrophe), avec la tendance d'un débalancement pendant l'été et d'un indice équilibré pendant l'hiver et le printemps. Les enclos ont montré un débalancement tout au long de l'essai sans un retour vers un indice unique (sauf pour l'enclos Alun+Calcaire), un phénomène qui a été associé au broutage et à la bioturbation causés par la forte présence d'escargots. Les indices trophiques des enclos Témoin et Alun ont varié entre 70 et 110 (hypereutrophe). Les enclos Calcaire et Alun+Calcaire ont varié entre 60 (eutrophe) et 90 (hypereutrophe).

- Les indices trophiques de Carlson ont aussi confirmé la meilleure performance de l'enclos Alun+Calcaire en montrant une tendance à converger vers un indice unique équilibré à un niveau trophique d'environ 60, semblable à celui du lac, et ce malgré « *l'effet enclos* ». La performance de l'enclos Calcaire est aussi intéressante dans la mesure où le niveau des indices est nettement inférieur au niveau de l'enclos Témoin et de l'enclos Alun. En tenant compte des indices trophiques très élevés en début de traitement dus à « *l'effet enclos* », le simple fait d'avoir réussi à réduire ces indices au niveau de ceux du lac pourrait constituer une réussite, même si l'objectif de diminution du phosphore total à 20 µg/l n'a pas pu être atteint.

À la lumière de ces conclusions, des recommandations peuvent être émises quant à la poursuite des travaux pour la restauration du lac Saint-Augustin.

La pauvre performance de l'enclos Alun au-delà du très court terme montre que l'application seule d'un traitement de coagulation et floculation à l'alun ne permet pas de réduire la teneur en phosphore dans l'eau de façon durable. Les résultats expérimentaux permettent de déconseiller cette option de traitement dans les eaux du lac Saint-Augustin.

Toutefois, l'utilisation de l'alun ne doit pas être totalement écartée pour le moment, parce que son effet combiné au recouvrement de calcaire a offert les meilleures performances. En effet, la littérature indique que la couche de floes d'alun peut former une barrière réactive [3] dont l'effet d'adsorption du phosphore en processus de relargage pourrait se combiner à l'effet de la roche calcaire. Puisque la déposition du calcaire tend à stabiliser

cette barrière réactive, l'action de la coagulation et floculation à l'alun pourrait dépasser sa simple fonction d'abattement instantané du phosphore présent dans l'eau au moment du traitement.

Le choix entre le recouvrement actif de calcaire utilisé seul (enclos Calcaire) et celui de combiner le traitement à l'alun et le recouvrement de calcaire (enclos Alun+Calcaire) demeure plus équivoque. Les concentrations de phosphore plus faibles et les performances convaincantes des indices trophiques de Carlson observées dans l'enclos Alun+Calcaire tendent à montrer que la combinaison des traitements constitue la meilleure solution de restauration. Cependant, la complexité du microcosme que constitue un enclos permet difficilement de départager l'enclos Alun+Calcaire et l'enclos Calcaire, particulièrement en considérant le puissant « *effet enclos* » observé.

Au-delà des différences de concentrations de phosphore et des indices trophiques de Carlson, c'est plutôt la *stabilité* de la tendance de la concentration de phosphore soluble en fonction du temps qui valide autant le recouvrement actif de calcaire seul que la combinaison des traitements.

Pour départager ces deux options de traitement, il conviendrait d'effectuer une analyse technico-économique, en évaluant la possibilité de n'appliquer ces traitements qu'à certains sites spécifiques du lac, soit aux endroits où la concentration en contaminants est la plus élevée. Par exemple, une action envisageable serait d'accumuler les sédiments contaminés vers une zone adéquate du lac pour ensuite appliquer les traitements sur cette zone spécifique.

Bibliographie

1. AWWA, APHA. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st ed ed. New York: American Public Health Association. 1368 pages.
2. Bergeron, M., Corbeil, C., et Arsenault, S. 2002. *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec:70 pages + 6 annexes.
3. Berkowitz, J., Anderson, M.A., et Amrhein, C. 2006. *Influence of aging on phosphorus sorption to alum floc in lake water*. *Water Research*, 40(5):911-916.
4. Biswas, J.K., Rana, S., Bhakta, J.N., et Jana, B.B. 2009. *Bioturbation potential of chironomid larvae for the sediment-water phosphorus exchange in simulated pond systems of varied nutrient enrichment*. *Ecological Engineering*, 35(10):1444-1453.
5. Black, F.J., Gallon, C., et Flegal, A.R. 2008. *Sediment Retention and Release*. *Encyclopedia of Ecology*, ed. J. Sven Erik et F. Brian. Oxford: Academic Press. 3172-3181.
6. Bouchard-Valentine, M., Vincent, W.F., et Arsenault, S. 2002. *Écologie des cyanobactéries*. Document préparé pour le conseil de bassin du lac Saint-Augustin par EXXEP Environnement, Québec:23 pages.
7. Bourget, A., Galvez-Cloutier, R., et Leroueil, S. 2010. *Projet Pilote pour la restauration du lac Saint-Augustin. Volet II - E2 : Résultats des essais de diffusion du phosphore*. Rapport technique présenté à la Ville de Québec:58 pages.
8. Brin, M.-È. 2007. *Mémoire: Étude de la biodisponibilité des contaminants (éléments traces métalliques et phosphore) contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin*, au Département de génie civil. Université Laval: Québec. 184 pages.
9. Carlson, R.E. 1977. *A trophic state index for lakes*. *Limnology and Oceanography*, 22(2):361-169.
10. Carlson, R.E. et Havens, K.E. 2005. *Simple Graphical Methods for the Interpretation of Relationships Between Trophic State Variables*. *Lake and Reservoir Management*, 21(1):107 - 118.
11. CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. 2010. *Détermination du phosphore total dans les eaux naturelles : minéralisation au persulfate; méthode colorimétrique automatisée; procédures adaptées pour le phosphore en teneur élevée et à l'état de trace*. MA. 303 – P 5.0, Rév. 4 ed: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 28 pages.
12. Chai, J.-Y. et Lee, S.-H. 2002. *Food-borne intestinal trematode infections in the Republic of Korea*. *Parasitology International*, 51(2):129-154.
13. Cho, C.M., Tak, W.Y., Kweon, Y.O., Kim, S.K., Choi, Y.H., Kong, H.H., et Chung, D.I. 2003. *A human case of Echinostoma hortense (Trematoda: Echinostomatidae) infection diagnosed by gastroduodenal endoscopy in Korea*. *Korean J Parasitol*, 41(2):117-20.
14. Chung, E.G., Bombardelli, F.A., et Schladow, S.G. 2009. *Modeling linkages between sediment resuspension and water quality in a shallow, eutrophic, wind-exposed lake*. *Ecological Modelling*, 220(9-10):1251-1265.
15. Chung, P.R. et Jung, Y. 1999. *Cipangopaludina chinensis malleata (Gastropoda: Viviparidae): A New Second Molluscan Intermediate Host of a Human Intestinal Fluke Echinostoma cinetorchis (Trematoda: Echinostomatidae) in Korea*. *The Journal of Parasitology*, 85(5):963-964.
16. Clarke, A.H. 1981. *Les mollusques d'eau douce du Canada*. Ottawa: Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada. 447 p.

17. CONSORTIUM DDM – PRO FAUNE (pour la Ville de Québec). 2005. *Développement d'un outil de gestion in situ du phosphore provenant des sédiments du lac Saint-Augustin (dossier #33666)*: Ville de Québec. 106 pages.
18. Cotruvo, J.A. et Organisation Mondiale De La Santé. 2004. *Waterborne zoonoses : identification, causes, and control*. Emerging issues in water and infectious disease series. London: IWA Pub. xvii, 506 p.
19. Daviau, V. 2009. *Rapport d'avancement: Suivi de la contamination des eaux de surface du lac Saint-Augustin par bilan de masse, au Département de génie civil*. Université Laval: Québec. 64 pages.
20. Dillon, R.T. 2000. *The ecology of freshwater molluscs*. Cambridge: Cambridge University Press. xii, 509 p.
21. Dominguez, G. 2004. *Mémoire: Étude du phénomène de relargage des sédiments du lac Saint-Augustin, au Département de génie civil*. Université Laval: Québec. 136 pages.
22. Endoh, S., Tsujii, I., Kawashima, M., et Okumura, Y. 2008. *A new method for temperature compensation of electrical conductivity using temperature-fold dependency of fresh water*. Limnology, 9(2):159-161.
23. ENVIRONNEMENT CANADA. *Archives nationales d'information et de données climatologiques*. [Consulté: 15 juin 2010]; Adresse URL: http://www.climate.weatheroffice.gc.ca/climateData/canada_f.html
24. Galvez-Cloutier, R. 2009. *Gestion de déchets dangereux et sites contaminés : Notes de cours GCI-6070*. Département de Génie civil, Université Laval. Québec. 110 pages.
25. Galvez-Cloutier, R. et Sanchez, M. 2007. *Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations*. Water Quality Research Journal of Canada, 42(4):252-268.
26. Galvez-Cloutier, R., Ize, S., et Arsenault, S. 2002. *La détérioration des plans d'eau: Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation*. Vecteur environnement, 35(6):18-37.
27. Galvez-Cloutier, R., Leroueil, S., et Pérez-Arzola, J.C. 2006. *Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc*. Rapport technique final 03605'3_06 présenté au Ministère des Transports du Québec:51 pages.
28. Galvez-Cloutier, R., Leroueil, S., et Pérez-Arzola, J.C. 2006. *Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix-Leclerc. Volet Hydrogéologie*. Rapport d'avancement présenté au Ministère des Transports du Québec:51 pages.
29. Galvez-Cloutier, R., Brin, M.-È., Dominguez, G., Leroueil, S., et Arsenault, S. 2003. *Quality evaluation of eutrophic sediments at Saint-Augustin Lake, Quebec, Canada*. ASTM Special Technical Publication, 1442:35-52.
30. Georgantas, D.A. et Grigoropoulou, H.P. 2007. *Orthophosphate and metaphosphate ion removal from aqueous solution using alum and aluminum hydroxide*. Journal of Colloid and Interface Science, 315(1):70-79.
31. Gold, A.J. et Sims, J.T. 2005. *Eutrophication*. Encyclopedia of Soils in the Environment, ed. H. Daniel. Oxford: Elsevier. 486-494.
32. Havens, K.E. et Nürnberg, G.K. 2004. *The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes: Potential Influences of Color and Mixing Regime*. Lake and Reservoir Management, 20(3):188 - 196.

33. Hu, Q.-H., Zhu, Y.-M., Song, J., Li, Z.-Y., et Wen, J.-J. 2003. *Effects of pH and Eh on release of nitrogen and phosphorus from sediments of West Lake*. Journal of Zhejiang University: Science, 4(Compendex):358-362.
34. Ibelings, B.W., Vonk, M., Los, H.F.J., Molen, D.T.V.D., et Mood, W.M. 2003. *Fuzzy Modeling of Cyanobacterial Surface Waterblooms: Validation with NOAA-AVHRR Satellite Images*. Ecological Applications, 13(5):1456-1472.
35. Istvánovics, V. 2009. *Eutrophication of Lakes and Reservoirs*. Encyclopedia of Inland Waters, ed. E.L. Gene. Oxford: Academic Press. 157-165.
36. Ji, Z.G. 2007. *Water Quality and Eutrophication*. Hydrodynamics and Water Quality: John Wiley & Sons, Inc. 247-416.
37. Kahru, M., Leppanen, J.-M., et Rud, O. 1993. *Cyanobacterial blooms cause heating of the sea surface*. MEPS, 101:1-7.
38. Kalff, J. 2002. *Limnology : inland water ecosystems*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. xii, 592 p.
39. MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC. *Classes des niveaux trophiques des lacs avec les valeurs correspondantes de phosphore total, de chlorophylle a et de transparence de l'eau*. [Consulté: 9 août 2010]; Adresse URL: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>
40. MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC. 2009. *Critères de qualité de l'eau de surface: Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN 978-2-550-57559-7 (PDF)*. 506 pages + 16 annexes.
41. Moreault, E. Le Soleil. *Éclosion de cyanobactéries au lac Saint-Augustin*. 15 août 2009 [Consulté: 2 décembre 2010]; Adresse URL: <http://www.cyberpresse.ca/le-soleil/actualites/environnement/200908/14/01-892781-eclosion-de-cyanobacteries-au-lac-saint-augustin.php>
42. Parant, M.-A. 2007. *Mémoire: Évaluation de la performance en essais en colonnes d'un recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac Saint-Augustin (Québec), au Département de génie civil*. Université Laval: Québec. 193 pages.
43. Plante, P., Marin, M., et Gélinas, R. 2008. *Proposition d'un projet pilote pour la restauration du lac Saint-Augustin*. Proposition présentée au MDDEP:68 pages.
44. Platt, T. 1981. *Physiological bases of phytoplankton ecology*. Canadian bulletin of fisheries and aquatic sciences ;. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans. ix, 346 p.
45. Reynolds, C.S. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Ecology, biodiversity, and conservation. Cambridge: Cambridge University Press. xiii, 535 p.
46. Roberge, K. 2004. *Paléolimnologie du Lac Saint-Augustin: Reconstitution de l'histoire trophique par l'étude de diatomées fossiles, des pigments d'algues et de la géochimie des sédiments*, au Département de géographie. Université Laval: Québec. 145 pages.
47. Roberge, K., Pienitz, R., et Arsenault, S. 2002. *Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec: étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau*. Le Naturaliste Canadien, 126(2):68-82.
48. Schauser, I., Lewandowski, J., et Hupfer, M. 2003. *Decision support for the selection of an appropriate in-lake measure to influence the phosphorus retention in sediments*. Water Research, 37(4):801-812.
49. Sigg, L. 2006. *Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. 4e éd. ed. Sciences sup. Paris: Dunod. xx, 564 p.
50. Silk, N. et Ciruna, K. 2005. *A practitioner's guide to freshwater biodiversity conservation*. Reprint ed. Washington, DC: Island Press. x, 393 p.

51. Smith, S.H. 1962. *Temperature Correction in Conductivity Measurements*. Limnology and Oceanography, 7(3):330-334.
52. Smith, V.H. 2009. *Eutrophication*. Encyclopedia of Inland Waters, ed. E.L. Gene. Oxford: Academic Press. 61-73.
53. Snoeyink, V.L. et Jenkins, D. 1980. *Water chemistry*. New York: Wiley. xiii, 463 p.
54. Spellman, F.R. 2008. *The science of water : concepts and applications*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press. xxiii, 422 p.
55. VILLE DE QUÉBEC. *Suivi de la qualité de l'eau du lac Saint-Augustin, Été 2009*: Préparé par Odette Martineau, Service de l'environnement, Division de la qualité du milieu. 36 pages.
56. Villeneuve, A. 2003. *Les zoonoses parasitaires : l'infection chez les animaux et chez l'homme*. Montréal: Presses de l'Université de Montréal. 499 p.
57. Vinebrooke, R.D. et Leavitt, P.R. 1999. *Phytobenthos and Phytoplankton as Potential Indicators of Climate Change in Mountain Lakes and Ponds: A HPLC-Based Pigment Approach*. Journal of the North American Benthological Society, 18(1):15-33.
58. Walton, N.R.G. 1989. *Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids--What is Their Precise Relationship?* Desalination, 72(3):275-292.
59. Welch, E.B. et Cooke, G.D. 1999. *Effectiveness and Longevity of Phosphorus Inactivation with Alum*. Lake and Reservoir Management, 15(1):5 - 27.
60. Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. 2nd ed. Philadelphia: Saunders. 865 p. en pagination multiple.

ANNEXE : Tableaux et graphiques des résultats

Tableau A - 1 : Concentrations de phosphore soluble dans le Lac

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Lac (µg/l)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	1	1	1	1
2	2	2009/07/10	0	1	2	1
4	2	2009/07/12	3	5	3	3
7	3	2009/07/15	0	0	0	0
9	2	2009/07/17	1	0	0	1
12	3	2009/07/20	3	4	1	3
15	3	2009/07/23	0	0	0	0
21	6	2009/07/29	1	1	1	1
28	7	2009/08/05	3	4	3	3
37	9	2009/08/14	6	6	12	8
42	5	2009/08/19	11	14	21	15
49	7	2009/08/26	38	30	40	36
55	6	2009/09/01	21	22	21	22
62	7	2009/09/08	11	13	16	13
69	7	2009/09/15	16	16	22	18
78	9	2009/09/24	22	29	27	26
93	15	2009/10/09	17	15	19	17
104	11	2009/10/20	3	2	3	3

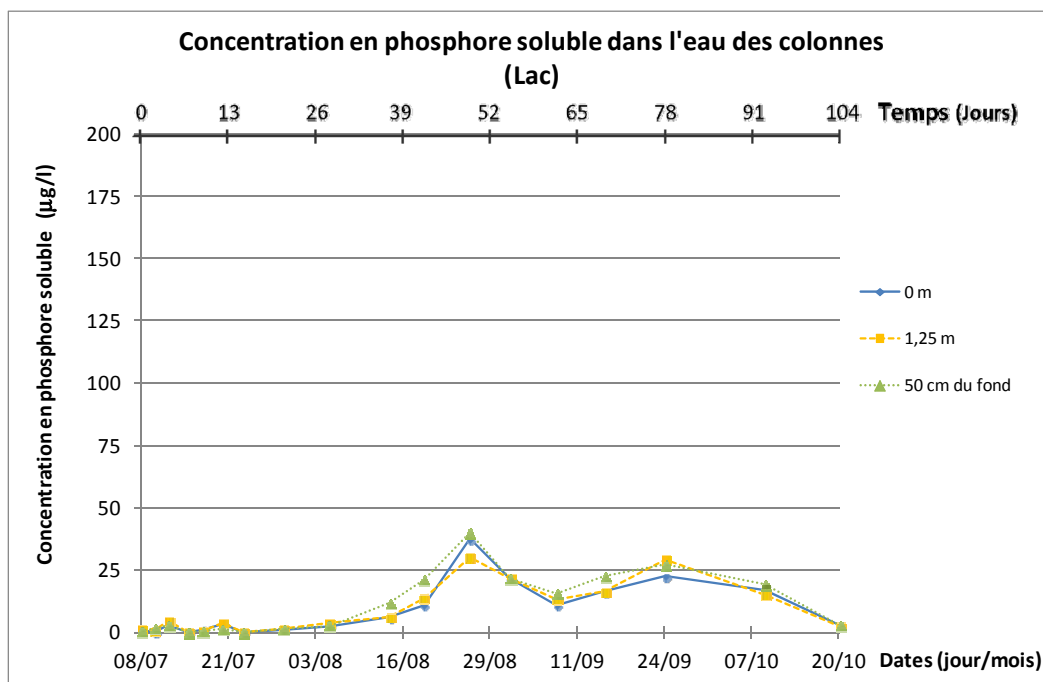


Figure A - 1 : Concentrations de phosphore soluble dans le Lac

Tableau A - 2: Concentration de phosphore soluble dans l'enclos Témoin

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Témoin (µg/l)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	605	797	684	695
2	2	2009/07/10	1060	1260	1108	1142
4	2	2009/07/12				
7	3	2009/07/15	1171	1276	1135	1194
9	2	2009/07/17	1156	1165	1116	1146
12	3	2009/07/20	659	862	805	775
15	3	2009/07/23	1113	1117	1097	1109
21	6	2009/07/29	930	1032	1007	990
28	7	2009/08/05	952	996	996	981
37	9	2009/08/14	789	785	817	797
42	5	2009/08/19	771	591	865	743
49	7	2009/08/26	1056	1060	1026	1047
55	6	2009/09/01	817	793	689	767
62	7	2009/09/08	761	697	729	729
69	7	2009/09/15	753	774	814	780
78	9	2009/09/24	647	664	725	679
93	15	2009/10/09	584	542	588	571
104	11	2009/10/20	493	466	458	472

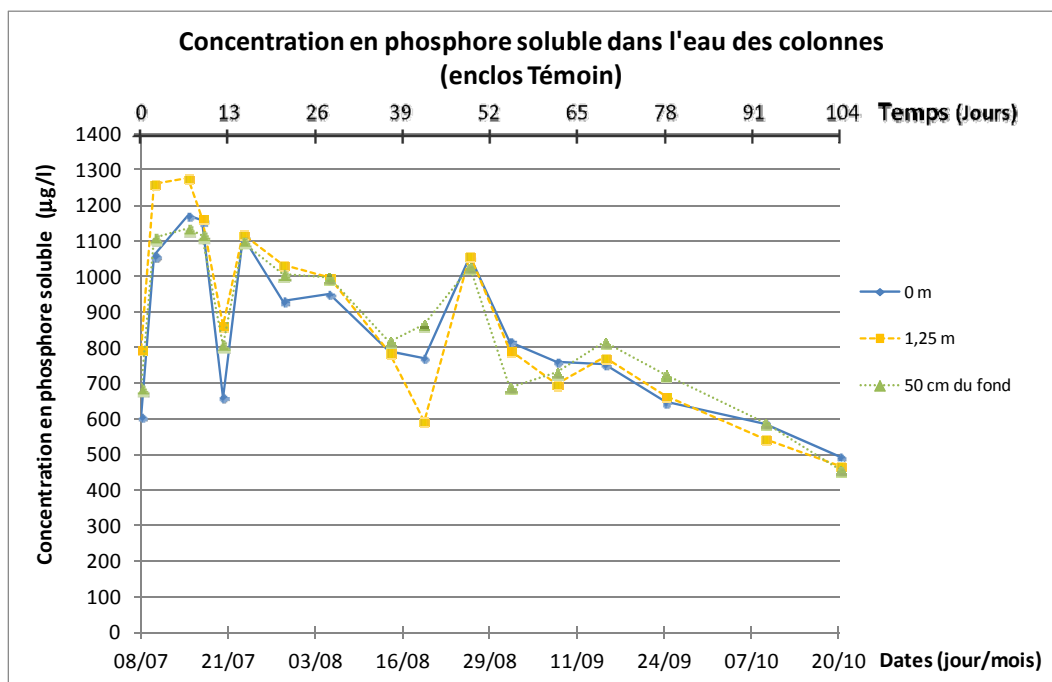


Figure A - 2 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Témoin

Tableau A - 3 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun ($\mu\text{g/l}$)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	363	316	563	414
2	2	2009/07/10	175	201	206	194
4	2	2009/07/12	86	91	77	85
7	3	2009/07/15	120	127	148	132
9	2	2009/07/17	139	141	152	144
12	3	2009/07/20	79	72	127	92
15	3	2009/07/23	211	230	222	221
21	6	2009/07/29	230	250	265	249
28	7	2009/08/05	320	335	348	334
37	9	2009/08/14	440	409	430	426
42	5	2009/08/19	445	446	435	442
49	7	2009/08/26	607	596	608	604
55	6	2009/09/01	536	600	609	582
62	7	2009/09/08	704	639	737	693
69	7	2009/09/15	832	841	843	839
78	9	2009/09/24	745	744	802	764
93	15	2009/10/09	639	672	658	656
104	11	2009/10/20	521	542	552	538

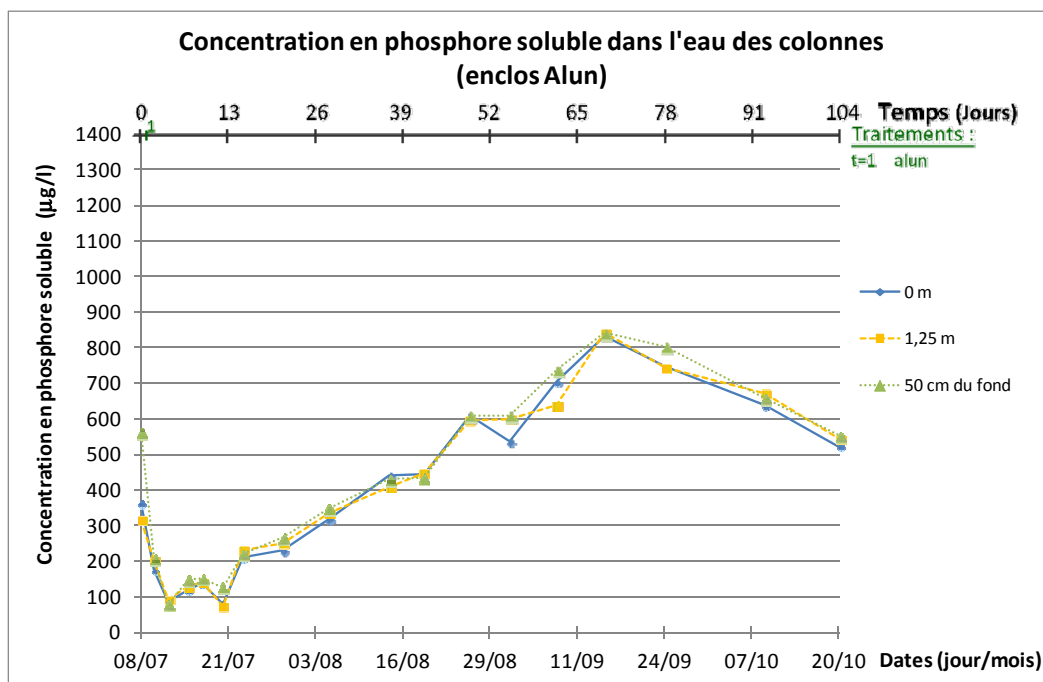


Figure A - 3 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun

Tableau A - 4 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Calcaire

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Calcaire (µg/l)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08				
2	2	2009/07/10				
4	2	2009/07/12				
7	3	2009/07/15				
9	2	2009/07/17				
12	3	2009/07/20	202	276	328	269
15	3	2009/07/23	380	392	389	387
21	6	2009/07/29	232	236	239	236
28	7	2009/08/05	251	252	258	254
37	9	2009/08/14	252	249	259	254
42	5	2009/08/19	204	195	204	201
49	7	2009/08/26	246	256	265	256
55	6	2009/09/01	266	268	260	264
62	7	2009/09/08	294	258	257	270
69	7	2009/09/15	269	292	270	277
78	9	2009/09/24	191	187	226	202
93	15	2009/10/09	155	130	147	144
104	11	2009/10/20	72	75	86	78

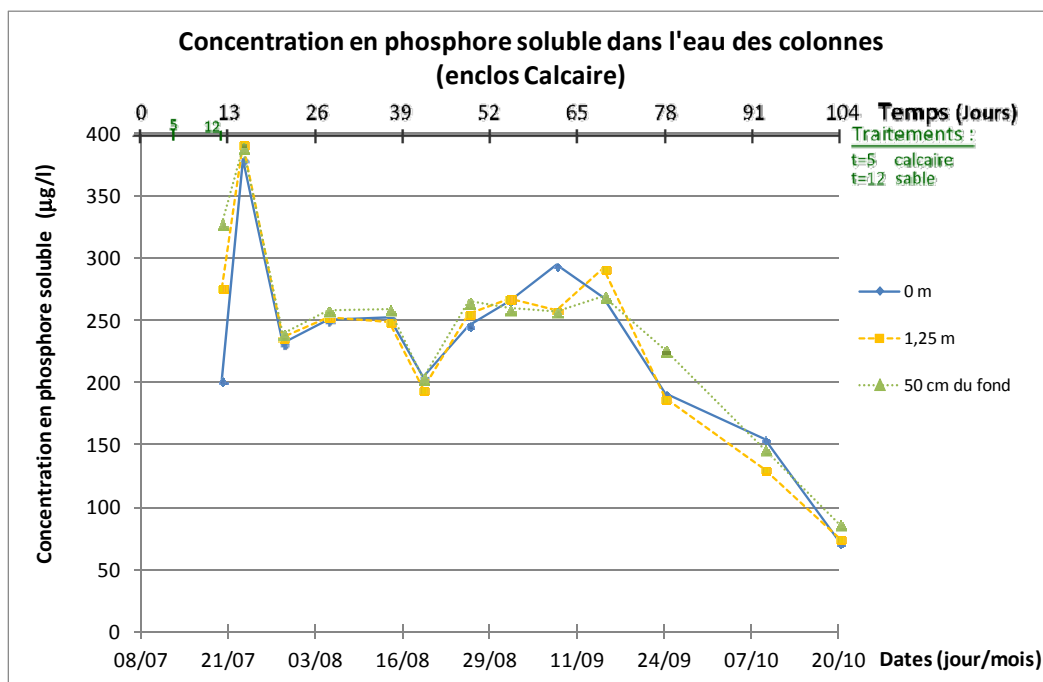


Figure A - 4 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Calcaire

Tableau A - 5 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun+Calcaire

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun + Calcaire (µg/l)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	268	160	268	232
2	2	2009/07/10	168	155	188	170
4	2	2009/07/12	209	212	215	212
7	3	2009/07/15	57	51	51	53
9	2	2009/07/17	54	58	59	57
12	3	2009/07/20	81	43	91	72
15	3	2009/07/23	73	83	78	78
21	6	2009/07/29	76	88	118	94
28	7	2009/08/05	100	110	114	108
37	9	2009/08/14	100	101	116	106
42	5	2009/08/19	71	65	91	76
49	7	2009/08/26	123	109	98	110
55	6	2009/09/01	126	124	134	128
62	7	2009/09/08	113	103	103	106
69	7	2009/09/15	109	125	119	118
78	9	2009/09/24	94	99	93	96
93	15	2009/10/09	29	35	37	34
104	11	2009/10/20	7	9	11	9

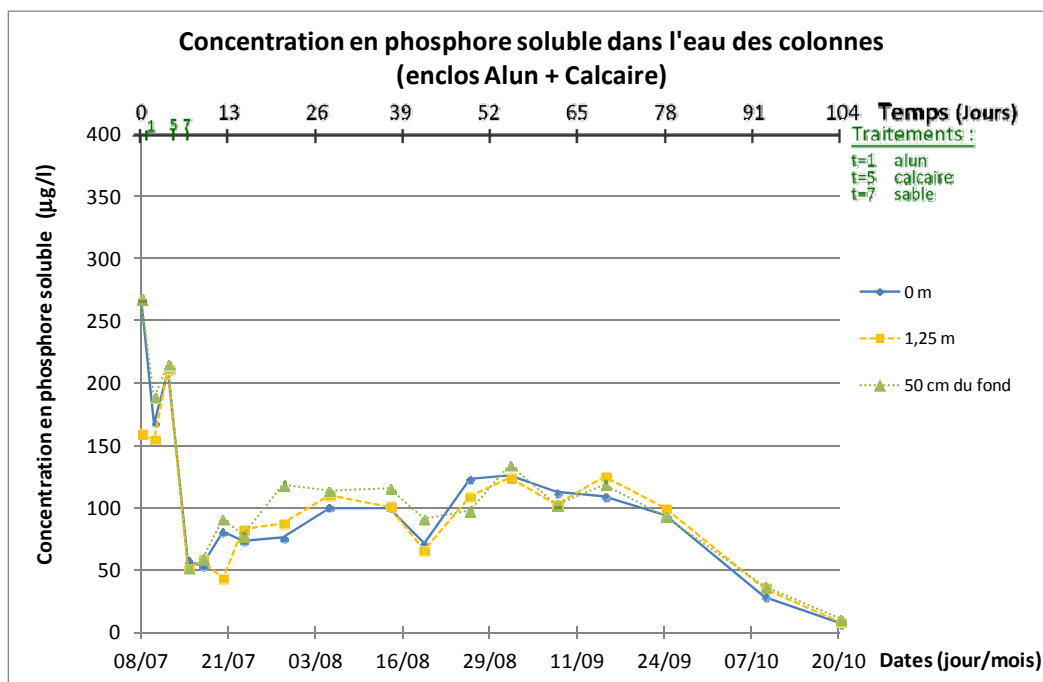


Figure A - 5 : Concentrations de phosphore soluble dans l'enclos Alun+Calcaire

Tableau A - 6 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – lac)

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Lac - 1,25 m (µg/l)			
			Phosphore total	Phosphore soluble	% de phosphore soluble	Phosphore particulaire
0	0	2009/07/08				
2	2	2009/07/10				
4	2	2009/07/12				
7	3	2009/07/15	60	0	0	60
9	2	2009/07/17	88	0	0	88
12	3	2009/07/20	33	4	12	29
15	3	2009/07/23	85	0	0	85
21	6	2009/07/29	40	1	3	39
28	7	2009/08/05	94	4	4	90
37	9	2009/08/14	51	6	12	45
42	5	2009/08/19	120	14	11	106
49	7	2009/08/26	130	30	23	100
55	6	2009/09/01	240	22	9	218
62	7	2009/09/08	94	13	14	81
69	7	2009/09/15	90	16	18	74
78	9	2009/09/24	67	29	43	38
93	15	2009/10/09	57	15	26	42
104	11	2009/10/20	47	2	5	44

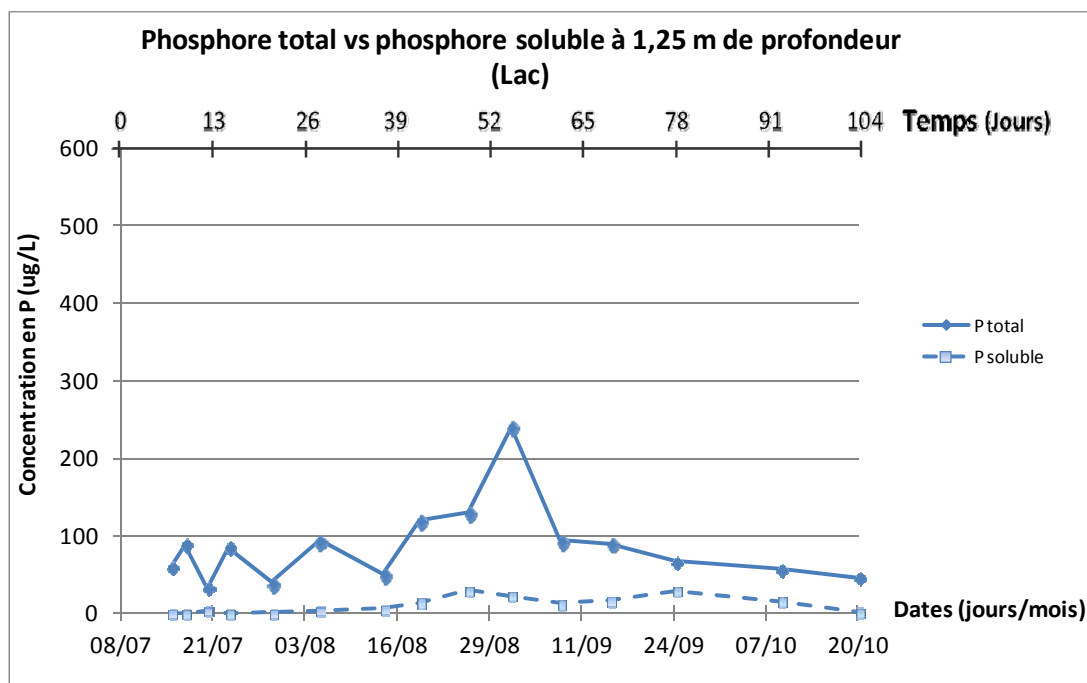


Figure A - 6 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – lac)

Tableau A - 7 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Témoin)

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Témoin - 1,25 m (µg/l)			
			Phosphore total	Phosphore soluble	% de phosphore soluble	Phosphore particulaire
0	0	2009/07/08				
2	2	2009/07/10				
4	2	2009/07/12				
7	3	2009/07/15	1700	1276	75	424
9	2	2009/07/17	1700	1165	69	535
12	3	2009/07/20	1700	862	51	838
15	3	2009/07/23	1700	1117	66	583
21	6	2009/07/29	1400	1032	74	368
28	7	2009/08/05	1500	996	66	504
37	9	2009/08/14	1300	785	60	515
42	5	2009/08/19	1200	591	49	609
49	7	2009/08/26	1300	1060	82	240
55	6	2009/09/01	1300	793	61	507
62	7	2009/09/08	1100	697	63	403
69	7	2009/09/15	1100	774	70	326
78	9	2009/09/24	990	664	67	326
93	15	2009/10/09	851	542	64	309
104	11	2009/10/20	864	466	54	398

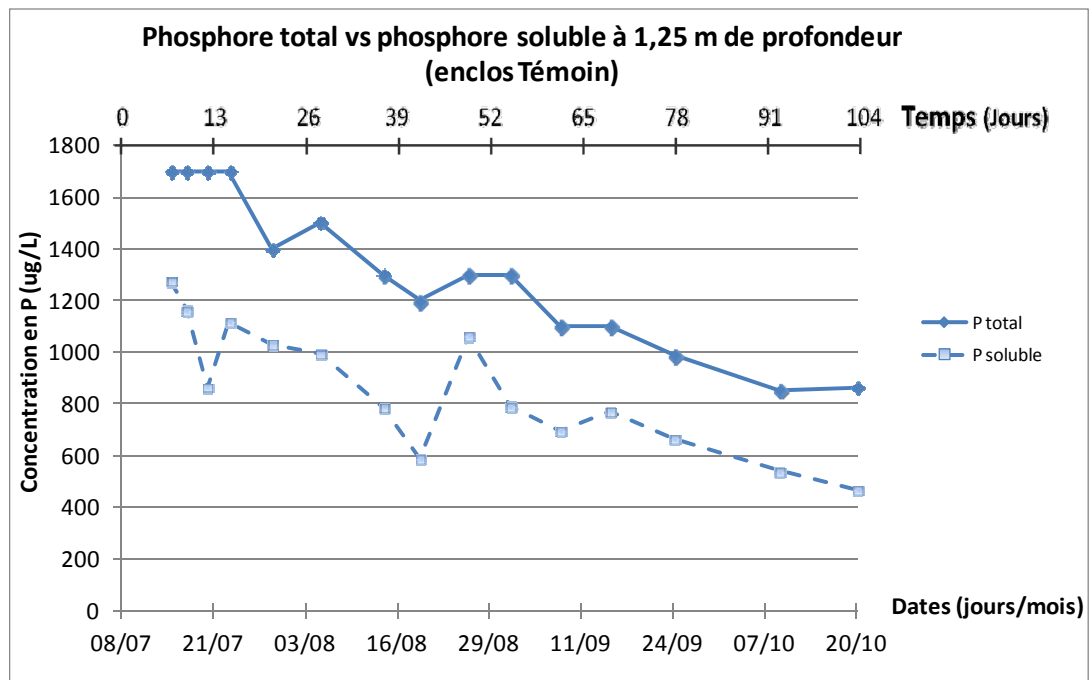


Figure A - 7 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Témoin)

Tableau A - 8 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Alun)

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun - 1,25 m (µg/l)			
			Phosphore total	Phosphore soluble	% de phosphore soluble	Phosphore particulaire
0	0	2009/07/08				
2	2	2009/07/10				
4	2	2009/07/12				
7	3	2009/07/15	470	127	27	343
9	2	2009/07/17	670	141	21	529
12	3	2009/07/20	590	72	12	518
15	3	2009/07/23	660	230	35	430
21	6	2009/07/29	460	250	54	210
28	7	2009/08/05	740	335	45	405
37	9	2009/08/14	850	409	48	441
42	5	2009/08/19	830	446	54	384
49	7	2009/08/26	840	596	71	244
55	6	2009/09/01	1100	600	55	500
62	7	2009/09/08	970	639	66	331
69	7	2009/09/15	1100	841	76	259
78	9	2009/09/24	1100	744	68	356
93	15	2009/10/09	920	672	73	248
104	11	2009/10/20	939	542	58	397

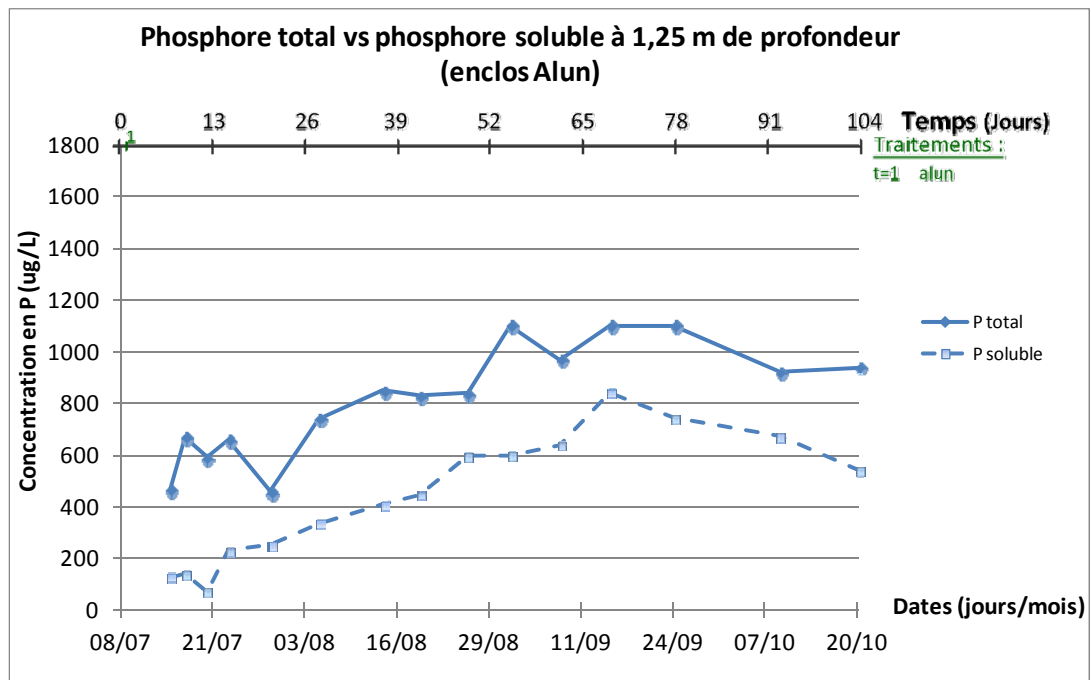


Figure A - 8 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Alun)

Tableau A - 9 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Calcaire)

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Calcaire - 1,25 m (µg/l)			
			Phosphore total	Phosphore soluble	% de phosphore soluble	Phosphore particulaire
0	0	2009/07/08				
2	2	2009/07/10				
4	2	2009/07/12				
7	3	2009/07/15				
9	2	2009/07/17				
12	3	2009/07/20	340	276	81	64
15	3	2009/07/23	350	392	INVALIDE	INVALIDE
21	6	2009/07/29	310	236	76	74
28	7	2009/08/05	330	252	76	78
37	9	2009/08/14	340	249	73	91
42	5	2009/08/19	360	195	54	165
49	7	2009/08/26	390	256	66	134
55	6	2009/09/01	530	268	50	262
62	7	2009/09/08	400	258	65	142
69	7	2009/09/15	410	292	71	118
78	9	2009/09/24	410	187	46	223
93	15	2009/10/09	350	130	37	220
104	11	2009/10/20	331	75	23	256

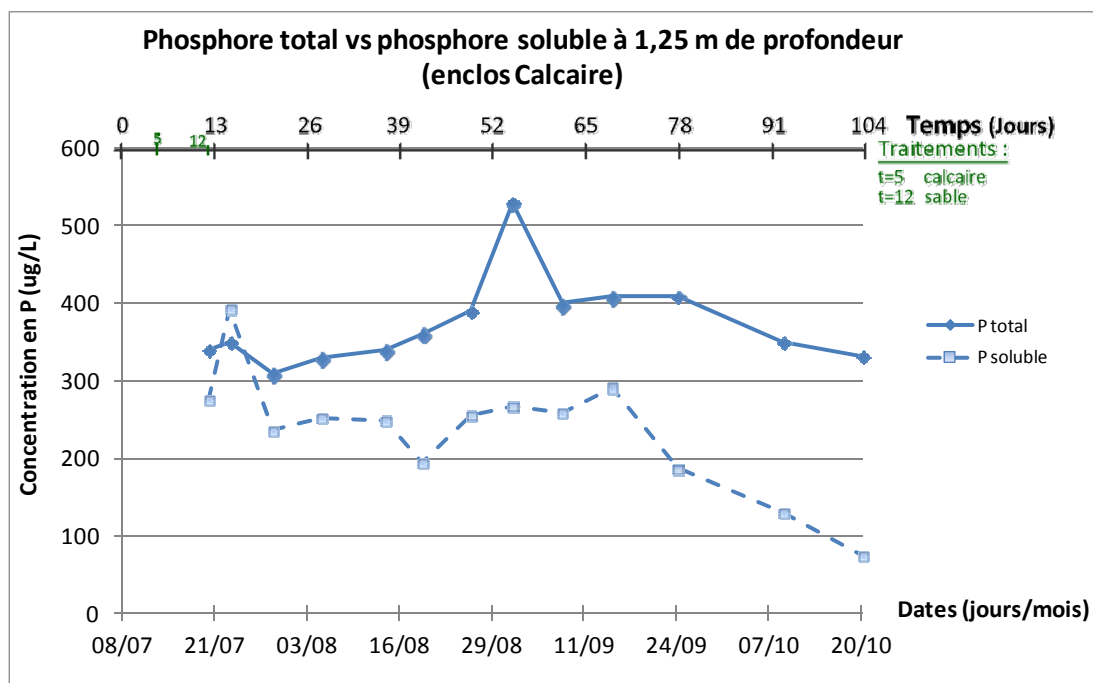


Figure A - 9 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Calcaire)

Tableau A - 10 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Alun+Calcaire)

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun + Calcaire - 1,25 m (µg/l)			
			Phosphore total	Phosphore soluble	% de phosphore soluble	Phosphore particulaire
0	0	2009/07/08				
2	2	2009/07/10				
4	2	2009/07/12				
7	3	2009/07/15	260	51	20	209
9	2	2009/07/17	87	58	66	29
12	3	2009/07/20	260	43	17	217
15	3	2009/07/23	290	83	28	207
21	6	2009/07/29	250	88	35	162
28	7	2009/08/05	190	110	58	80
37	9	2009/08/14	180	101	56	79
42	5	2009/08/19	200	65	33	135
49	7	2009/08/26	220	109	50	111
55	6	2009/09/01	310	124	40	186
62	7	2009/09/08	230	103	45	127
69	7	2009/09/15	190	125	66	65
78	9	2009/09/24	170	99	58	71
93	15	2009/10/09	120	35	29	85
104	11	2009/10/20	100	9	9	91

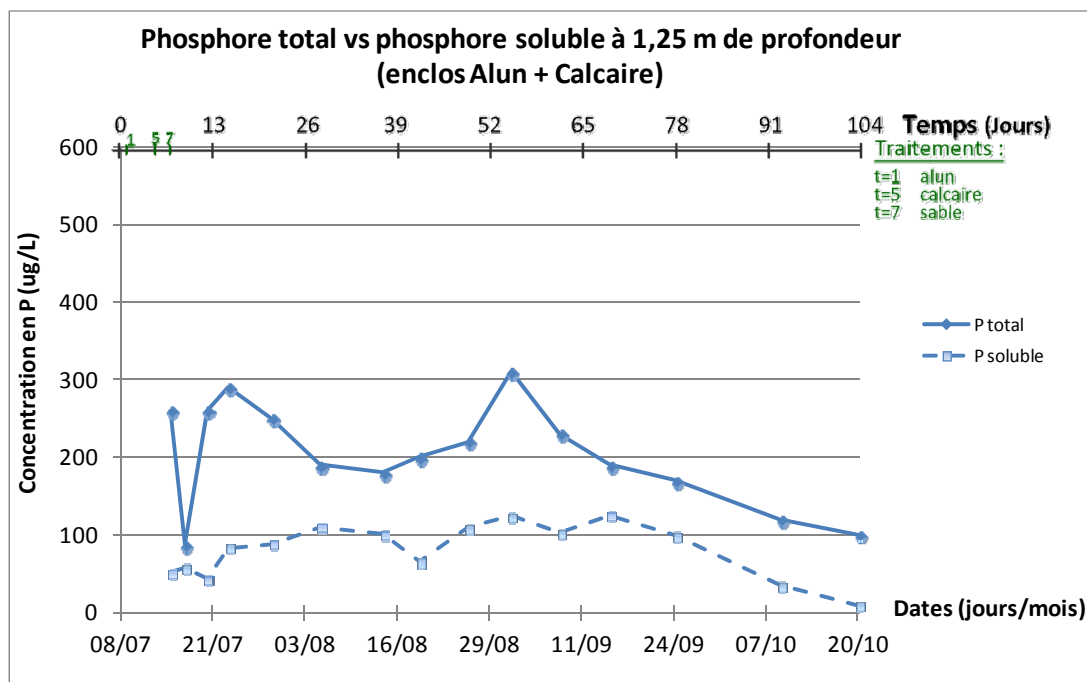


Figure A - 10 : Phosphore total vs phosphore soluble (1,25 m de profondeur – enclos Alun+Calcaire)

Tableau A - 11 : Chlorophylle α , pheophytine α et phycocyanine dans le Lac

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Lac - 0 m ($\mu\text{g/l}$)		
			Chlorophylle α	Pheophytine α	Phycocyanine
7	3	2009/07/15	29,0	0,0	1,4
42	5	2009/08/19	56,0	0,0	1,9
78	9	2009/09/24	3,1	2,4	0,0
93	15	2009/10/09	9,9	4,5	5,6
104	11	2009/10/20	23,0	8,1	1,5

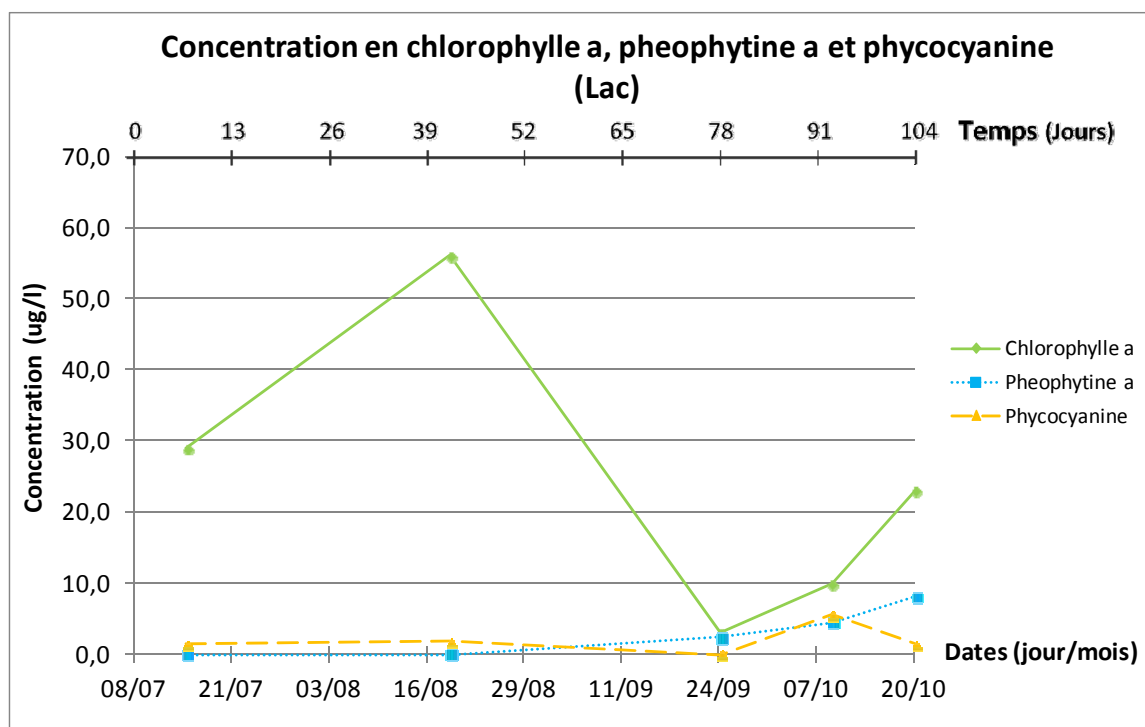


Figure A - 11 : Chlorophylle α , pheophytine α et phycocyanine dans le Lac

Tableau A - 12 : Chlorophylle α , pheophytine α et phycocyanine dans l'enclos Témoin

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Témoin - 0 m ($\mu\text{g/l}$)		
			Chlorophylle α	Pheophytine α	Phycocyanine
7	3	2009/07/15	4,9	1,6	9,3
42	5	2009/08/19	16,0	6,5	7,1
78	9	2009/09/24	31,0	16,0	11,0
93	15	2009/10/09	63,0	32,0	10,0
104	11	2009/10/20	65,0	29,0	11,0

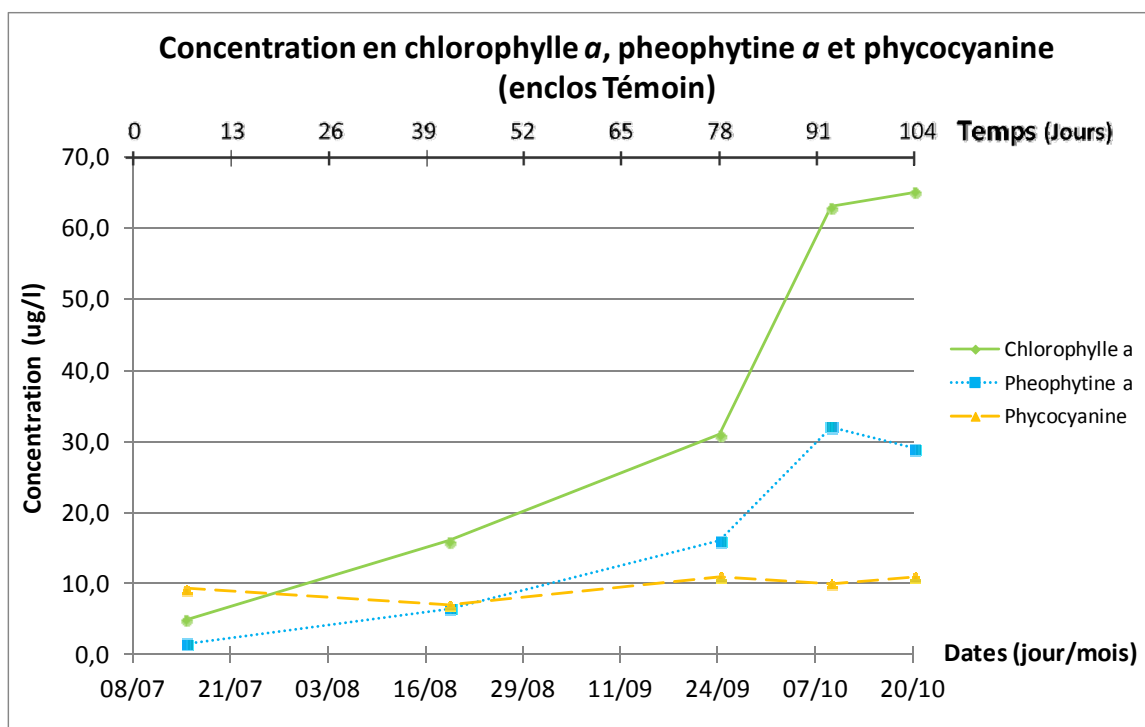


Figure A - 12 : Chlorophylle α , pheophytine α et phycocyanine dans l'enclos Témoin

Tableau A - 13 : Chlorophylle α , pheophytine α et phycocyanine dans l'enclos Alun

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun - 0 m ($\mu\text{g/l}$)		
			Chlorophylle α	Pheophytine α	Phycocyanine
7	3	2009/07/15	12,0	2,8	13,0
42	5	2009/08/19	5,3	1,5	12,0
78	9	2009/09/24	36,0	13,0	39,0
93	15	2009/10/09	60,0	21,0	60,0
104	11	2009/10/20	60,0	17,0	66,0

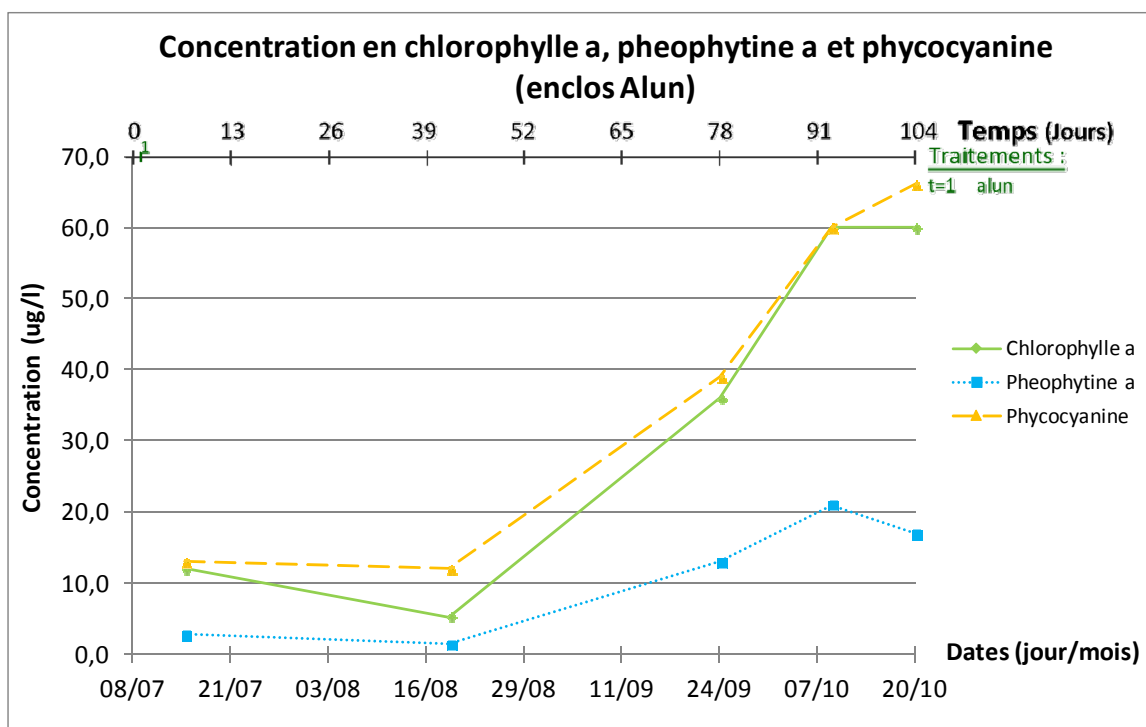


Figure A - 13 : Chlorophylle α , pheophytine α et phycocyanine dans l'enclos Alun

Tableau A - 14 : Chlorophylle a , pheophytine a et phycocyanine dans l'enclos Calcaire

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Calcaire - 0 m ($\mu\text{g/l}$)		
			Chlorophylle a	Pheophytine a	Phycocyanine
7	3	2009/07/15	15,0	2,1	3,3
42	5	2009/08/19	22,0	1,6	19,0
78	9	2009/09/24	20,0	6,9	15,0
93	15	2009/10/09	34,0	11,0	18,0
104	11	2009/10/20	29,0	9,4	16,0

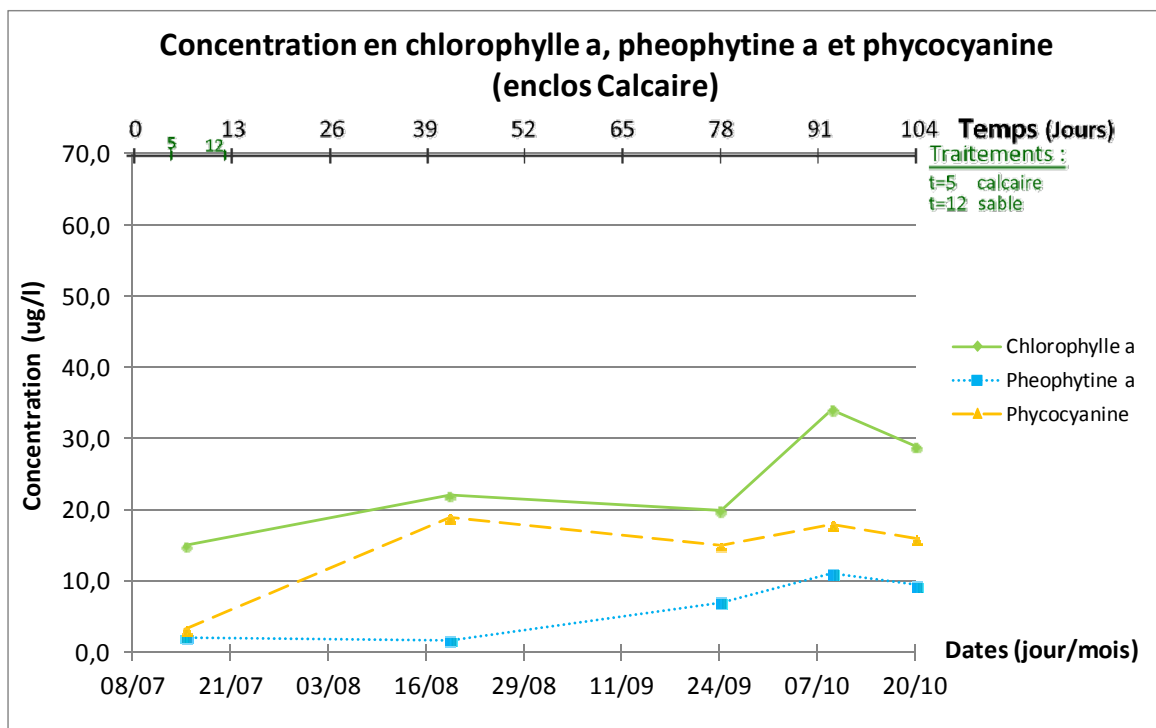


Figure A - 14 : Chlorophylle a , pheophytine a et phycocyanine dans l'enclos Calcaire

Tableau A - 15 : Chlorophylle α , pheophytine α et phycocyanine dans l'enclos Alun+Calcaire

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun + Calcaire - 0 m ($\mu\text{g/l}$)		
			Chlorophylle α	Pheophytine α	Phycocyanine
7	3	2009/07/15	5,2	2,2	5,2
42	5	2009/08/19	13,0	1,3	9,3
78	9	2009/09/24	6,7	4,4	6,1
93	15	2009/10/09	23,0	10,0	17,0
104	11	2009/10/20	22,0	7,7	13,0

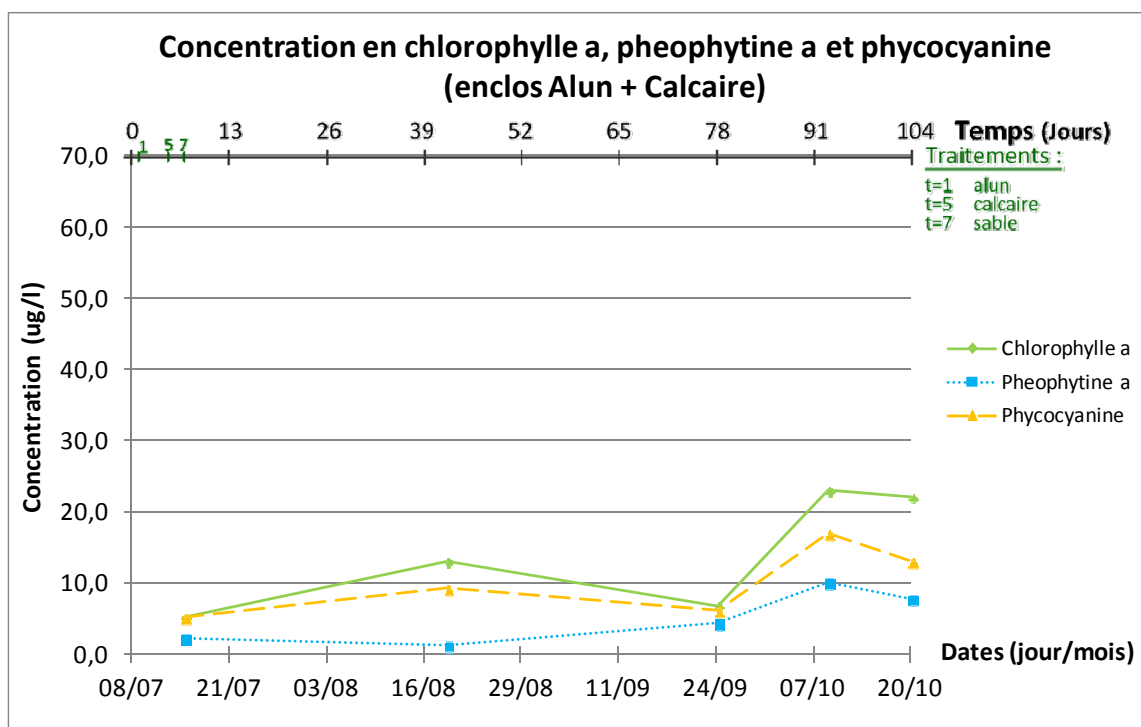


Figure A - 15 : Chlorophylle α , pheophytine α et phycocyanine dans l'enclos Alun+Calcaire

Tableau A - 16 : Transparence de l'eau par disque Secchi de chacun des enclos et du lac

# Jour	Date	Transparence de l'eau (m)				
		Témoïn	Alun	Calcaire	Alun + Calcaire	Lac
0	2009/07/08	0,35	0,40	1,15	0,70	1,60
2	2009/07/10	0,40	0,50	0,90	0,75	1,75
4	2009/07/12		0,45	0,70	0,55	1,75
7	2009/07/15	0,40	0,45	0,35	0,35	1,50
9	2009/07/17	0,30	0,45	0,50	0,50	1,70
12	2009/07/20	0,30	0,40	0,55	0,45	1,60
15	2009/07/23	0,25	0,35	0,60	0,50	1,60
21	2009/07/29	0,35	0,30	0,90	0,60	1,60
28	2009/08/05	0,30	0,40	1,20	1,10	1,40
37	2009/08/14	0,40	0,45	1,40	1,40	1,20
42	2009/08/19	0,40	0,45	1,20	1,10	1,40
49	2009/08/26	0,60	0,45	1,10	1,00	1,60
55	2009/09/01	0,60	0,50	0,95	1,20	1,30
62	2009/09/08	0,60	0,60	1,00	1,10	1,60
69	2009/09/15	0,60	0,55	1,05	1,15	1,50
78	2009/09/24	0,60	0,55	1,00	1,10	1,50
93	2009/10/09	0,55	0,55	1,00	1,20	1,60
104	2009/10/20	0,55	0,50	0,90	1,20	1,50

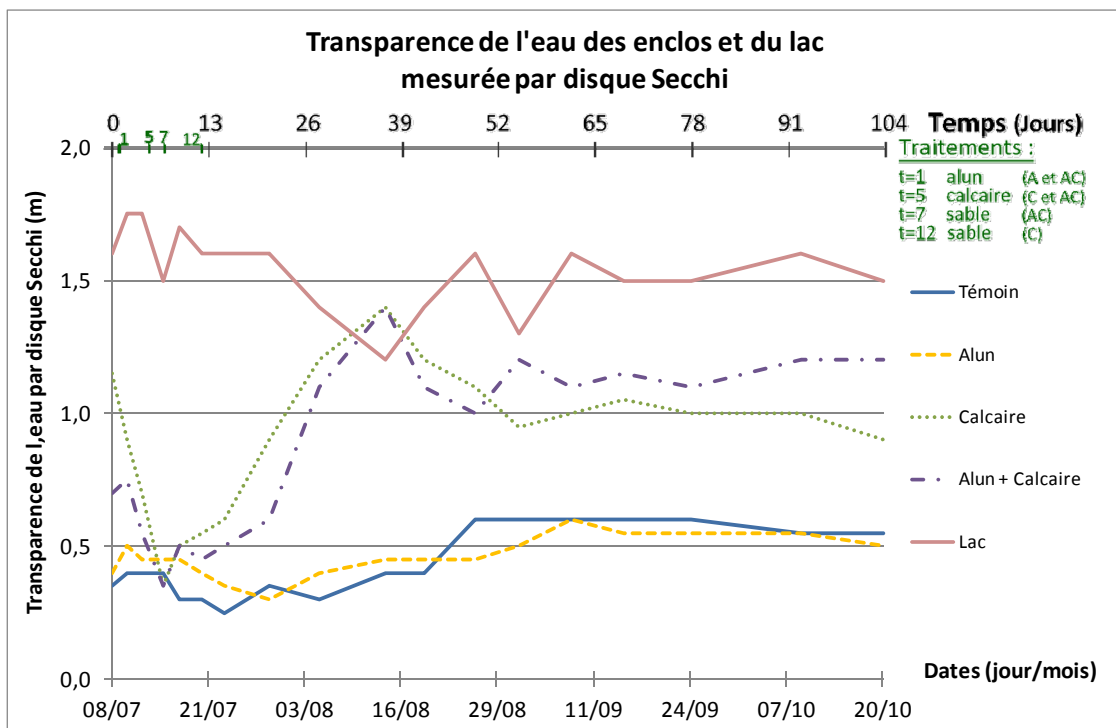


Figure A - 16 : Transparence de l'eau des enclos et du lac mesurée par disque Secchi

Tableau A - 17 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans le lac

Lac - 0 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,26	640	120,7	11,12	0,00	8,59	
2	2009/07/10	23,02	681	171,9	14,72	0,00	8,90	
4	2009/07/12	21,21	659	123,10	10,91	0,00	8,82	173
7	2009/07/15	20,53	652	109,4	9,83	0,00	8,63	166
9	2009/07/17	20,93	659	107,2	9,55	0,00	8,63	192
12	2009/07/20	22,66	664	116,4	10,04	0,00	8,78	170
15	2009/07/23	22,94	662	182,7	15,66	0,00	9,08	155
21	2009/07/29	24,78	682	132,1	10,94	0,00	8,92	147
28	2009/08/05	22,89	659	95,3	8,18	0,00	8,40	124
37	2009/08/14	23,65	657	148,3	12,54	0,00	9,09	119
42	2009/08/19	25,29	686	88,9	7,30	0,00	8,53	159
49	2009/08/26	23,17	662	69,1	5,90	0,00	8,07	188
55	2009/09/01	19,59	617	93,5	8,56	0,00	8,29	150
62	2009/09/08	20,10	632	102,0	9,23	0,00	8,35	167
69	2009/09/15	19,04	622	79,2	7,32	0,00	8,25	147
78	2009/09/24	18,24	609	90,8	8,54	0,00	8,25	150
93	2009/10/09	12,30	518	67,4	7,20	0,00	8,06	161
104	2009/10/20	8,16	467	97,8	11,52	0,00	8,39	146

Tableau A - 18 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans le lac

Lac - 1,25 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,29	641	123,2	11,34	1,25	8,61	
2	2009/07/10	20,80	661	163,6	14,61	1,25	8,79	
4	2009/07/12	21,19	660	124,40	11,03	1,25	8,81	176
7	2009/07/15	20,46	651	102,6	9,23	1,25	8,63	167
9	2009/07/17	20,28	649	104,8	9,46	1,25	8,67	185
12	2009/07/20	20,53	642	102,2	9,18	1,25	8,51	178
15	2009/07/23	22,56	658	193,1	16,67	1,25	9,07	153
21	2009/07/29	21,86	650	140,0	12,25	1,25	8,86	148
28	2009/08/05	22,74	659	87,6	7,54	1,25	8,31	129
37	2009/08/14	23,59	657	145,1	12,29	1,25	9,06	126
42	2009/08/19	25,00	683	82,6	6,81	1,25	8,45	160
49	2009/08/26	23,14	662	67,5	5,76	1,25	8,04	187
55	2009/09/01	19,50	615	93,0	8,53	1,25	8,27	153
62	2009/09/08	19,84	629	103,9	9,46	1,25	8,39	167
69	2009/09/15	19,03	622	78,4	7,26	1,25	8,22	148
78	2009/09/24	16,99	593	66,0	6,37	1,25	8,00	157
93	2009/10/09	12,34	519	66,0	7,05	1,25	7,96	162
104	2009/10/20	8,14	467	96,9	11,41	1,25	8,34	146

Tableau A - 19 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans le lac

Lac - 50 cm du fond								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,29	641	121,6	11,20	2,50	8,60	
2	2009/07/10	19,27	645	93,8	8,64	2,50	8,13	
4	2009/07/12	21,03	660	107,80	9,59	2,50	8,66	173
7	2009/07/15	20,26	649	99,5	8,98	2,50	8,61	168
9	2009/07/17	20,23	649	106,9	9,66	2,50	8,64	187
12	2009/07/20	20,36	639	85,0	7,66	2,50	8,34	182
15	2009/07/23	22,18	652	199,4	17,34	2,50	9,12	152
21	2009/07/29	20,95	642	114,1	10,17	2,50	8,58	155
28	2009/08/05	22,49	655	67,9	5,87	2,50	8,13	152
37	2009/08/14	21,92	647	23,6	2,06	2,50	7,93	156
42	2009/08/19	24,84	682	72,3	5,98	2,50	8,33	161
49	2009/08/26	22,96	660	59,4	5,09	2,50	7,97	188
55	2009/09/01	19,45	615	91,9	8,43	2,50	8,26	155
62	2009/09/08	19,66	627	81,0	7,40	2,50	8,11	173
69	2009/09/15	19,04	622	78,0	7,22	2,50	8,20	149
78	2009/09/24	16,88	591	62,7	6,07	2,50	7,92	159
93	2009/10/09	12,34	519	65,8	7,02	2,50	7,91	163
104	2009/10/20	8,12	467	96,3	11,35	2,50	8,31	147

Tableau A - 20 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans l'enclos Témoin

Enclos Témoin - 0 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,42	669	165,8	15,22	0,00	8,70	
2	2009/07/10	25,09	756	206,2	16,98	0,00	8,87	
4	2009/07/12					0,00		
7	2009/07/15	20,65	683	133,8	11,99	0,00	8,70	155
9	2009/07/17	20,56	682	136,6	12,26	0,00	8,69	203
12	2009/07/20	25,77	747	174,8	14,22	0,00	8,97	134
15	2009/07/23	24,78	732	209,3	17,33	0,00	8,98	159
21	2009/07/29	25,83	736	161,9	13,16	0,00	8,94	90
28	2009/08/05	24,03	707	148,4	12,46	0,00	8,82	82
37	2009/08/14	23,61	694	125,3	10,61	0,00	8,54	124
42	2009/08/19	26,69	734	146,0	11,68	0,00	8,74	159
49	2009/08/26	23,23	684	41,7	3,55	0,00	7,70	205
55	2009/09/01	19,63	631	88,3	8,07	0,00	8,03	148
62	2009/09/08	20,06	641	130,0	11,78	0,00	8,57	156
69	2009/09/15	19,00	633	120,8	11,18	0,00	8,73	127
78	2009/09/24	18,82	617	165,2	15,35	0,00	9,10	139
93	2009/10/09	12,21	513	97,3	10,41	0,00	8,46	143
104	2009/10/20	8,05	456	135,1	15,95	0,00	8,93	134

Tableau A - 21 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans l'enclos Témoin

Enclos Témoin - 1,25 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,08	667	134,3	12,41	1,25	8,33	
2	2009/07/10	20,21	682	185,2	16,73	1,25	8,60	
4	2009/07/12					1,25		
7	2009/07/15	20,08	676	119,6	10,84	1,25	8,51	162
9	2009/07/17	20,09	679	114,7	10,39	1,25	8,44	202
12	2009/07/20	20,81	672	174,8	15,61	1,25	8,88	143
15	2009/07/23	22,15	697	180,2	15,68	1,25	8,59	165
21	2009/07/29	21,55	682	114,7	10,10	1,25	8,57	125
28	2009/08/05	22,52	689	121,9	10,53	1,25	8,51	105
37	2009/08/14	23,32	690	113,3	9,64	1,25	8,44	134
42	2009/08/19	25,29	718	79,6	6,53	1,25	8,18	170
49	2009/08/26	22,96	681	27,8	2,38	1,25	7,61	206
55	2009/09/01	19,04	625	69,7	6,45	1,25	7,87	141
62	2009/09/08	19,67	640	109,0	9,96	1,25	8,43	163
69	2009/09/15	18,72	631	102,4	9,54	1,25	8,58	132
78	2009/09/24	16,73	594	109,8	10,65	1,25	8,76	149
93	2009/10/09	12,21	513	98,8	10,58	1,25	8,51	144
104	2009/10/20	7,96	455	134,9	15,96	1,25	8,94	135

Tableau A - 22 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans l'enclos Témoin

Enclos Témoin - 50 cm du fond								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	18,99	666	122,7	11,36	1,70	8,24	
2	2009/07/10	19,97	681	158,1	14,36	1,70	8,46	
4	2009/07/12					1,70		
7	2009/07/15	20,01	676	112,5	10,21	1,70	8,46	164
9	2009/07/17	20,08	679	105,1	9,52	1,70	8,37	201
12	2009/07/20	20,38	670	108,8	9,80	1,70	8,46	155
15	2009/07/23	21,85	692	155,0	13,56	1,70	8,55	165
21	2009/07/29	21,17	675	107,5	9,54	1,70	8,51	128
28	2009/08/05	22,43	689	91,0	7,87	1,70	8,36	141
37	2009/08/14	23,27	690	104,9	8,94	1,70	8,39	140
42	2009/08/19	24,97	713	55,9	4,62	1,70	7,99	174
49	2009/08/26	22,92	680	25,4	2,18	1,70	7,59	205
55	2009/09/01	18,98	624	66,9	6,19	1,70	7,84	146
62	2009/09/08	19,64	639	104,3	9,54	1,70	8,40	166
69	2009/09/15	18,63	631	94,8	8,84	1,70	8,52	135
78	2009/09/24	16,66	594	97,9	9,51	1,70	8,66	152
93	2009/10/09	12,20	513	98,4	10,54	1,70	8,53	144
104	2009/10/20	7,95	455	132,6	15,69	1,70	8,94	135

Tableau A - 23 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans l'enclos Alun

Enclos Alun - 0 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,51	650	148,6	13,61	0,00	8,71	
2	2009/07/10	24,43	734	175,2	14,60	0,00	8,50	
4	2009/07/12	21,62	683	181,40	15,95	0,00	8,75	169
7	2009/07/15	20,66	671	148,4	13,29	0,00	8,56	166
9	2009/07/17	20,89	673	123,6	11,02	0,00	8,62	196
12	2009/07/20	24,87	723	149,2	12,34	0,00	8,86	154
15	2009/07/23	24,59	720	152,9	12,71	0,00	8,84	161
21	2009/07/29	25,64	724	145,6	11,87	0,00	8,87	121
28	2009/08/05	23,35	695	124,8	10,61	0,00	8,74	106
37	2009/08/14	23,57	697	124,7	10,56	0,00	8,65	130
42	2009/08/19	26,23	731	149,5	12,06	0,00	8,95	152
49	2009/08/26	23,12	690	99,8	8,52	0,00	8,35	187
55	2009/09/01	19,61	640	130,0	11,89	0,00	8,79	139
62	2009/09/08	19,99	662	92,3	8,38	0,00	8,39	166
69	2009/09/15	19,10	646	141,3	13,05	0,00	8,96	129
78	2009/09/24	19,09	634	165,1	15,26	0,00	9,17	125
93	2009/10/09	12,22	524	102,5	10,96	0,00	8,82	141
104	2009/10/20	8,07	467	128,4	15,15	0,00	9,09	132

Tableau A - 24 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans l'enclos Alun

Enclos Alun - 1,25 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,11	647	138,7	12,81	1,25	8,49	
2	2009/07/10	20,47	675	210,3	18,90	1,25	8,38	
4	2009/07/12	21,21	682	154,00	13,65	1,25	8,20	191
7	2009/07/15	20,22	665	142,8	12,90	1,25	8,42	171
9	2009/07/17	20,16	665	137,2	12,41	1,25	8,37	199
12	2009/07/20	20,53	659	138,9	12,47	1,25	8,50	166
15	2009/07/23	22,13	687	167,8	14,60	1,25	8,50	167
21	2009/07/29	21,50	674	127,4	11,23	1,25	8,55	132
28	2009/08/05	22,55	685	121,8	10,52	1,25	8,59	116
37	2009/08/14	23,35	695	119,9	10,20	1,25	8,58	138
42	2009/08/19	25,18	720	106,7	8,77	1,25	8,64	159
49	2009/08/26	22,94	689	90,9	7,79	1,25	8,37	187
55	2009/09/01	19,08	635	112,1	10,36	1,25	8,68	145
62	2009/09/08	19,71	659	74,9	6,83	1,25	8,25	169
69	2009/09/15	18,69	643	118,7	11,06	1,25	8,85	133
78	2009/09/24	16,73	606	121,7	11,80	1,25	8,99	133
93	2009/10/09	12,22	525	102,3	10,95	1,25	8,87	141
104	2009/10/20	8,01	467	127,8	15,10	1,25	9,10	132

Tableau A - 25 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans l'enclos Alun

Enclos Alun - 50 cm du fond								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,06	648	123,3	11,40	2,10	8,34	
2	2009/07/10	19,89	666	185,0	16,82	2,10	7,92	
4	2009/07/12	21,02	685	110,70	9,84	2,10	7,67	203
7	2009/07/15	20,03	664	135,5	12,29	2,10	8,32	175
9	2009/07/17	20,11	665	127,1	11,51	2,10	8,24	200
12	2009/07/20	20,37	658	116,3	10,47	2,10	8,30	172
15	2009/07/23	21,76	683	152,7	13,39	2,10	8,20	172
21	2009/07/29	21,07	671	99,9	8,88	2,10	8,21	143
28	2009/08/05	22,42	685	89,0	7,70	2,10	8,36	146
37	2009/08/14	23,25	694	111,8	9,53	2,10	8,51	144
42	2009/08/19	25,02	720	94,9	7,83	2,10	8,48	162
49	2009/08/26	22,91	689	85,6	7,34	2,10	8,33	187
55	2009/09/01	19,02	635	104,4	9,66	2,10	8,62	149
62	2009/09/08	19,65	659	67,8	6,20	2,10	8,18	170
69	2009/09/15	18,63	642	115,4	10,76	2,10	8,83	135
78	2009/09/24	16,63	606	106,4	10,34	2,10	8,90	136
93	2009/10/09	12,23	525	101,5	10,86	2,10	8,89	142
104	2009/10/20	7,99	467	126,2	14,92	2,10	9,10	132

Tableau A - 26 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans l'enclos Calcaire

Enclos Calcaire - 0 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,20	643	114,7	10,58	0,00	8,43	
2	2009/07/10	22,79	698	128,0	11,01	0,00	8,47	
4	2009/07/12	21,43	674	112,70	9,95	0,00	8,55	192
7	2009/07/15	20,80	670	101,8	9,09	0,00	8,25	149
9	2009/07/17	20,90	675	102,3	9,12	0,00	8,31	193
12	2009/07/20	23,05	696	111,6	9,54	0,00	8,59	178
15	2009/07/23	23,34	707	151,7	12,90	0,00	8,63	163
21	2009/07/29	24,40	711	124,6	10,39	0,00	8,74	140
28	2009/08/05	23,39	699	123,0	10,45	0,00	8,75	128
37	2009/08/14	23,57	697	131,1	11,10	0,00	8,82	123
42	2009/08/19	25,87	723	159,8	12,97	0,00	9,10	139
49	2009/08/26	23,39	691	110,6	9,40	0,00	8,78	166
55	2009/09/01	19,75	640	117,9	10,75	0,00	8,91	148
62	2009/09/08	20,19	654	118,0	10,67	0,00	8,91	158
69	2009/09/15	18,95	637	123,3	11,43	0,00	8,95	139
78	2009/09/24	18,32	617	161,0	15,11	0,00	9,22	136
93	2009/10/09	12,29	522	114,4	12,23	0,00	9,06	145
104	2009/10/20	8,07	464	136,2	16,07	0,00	9,25	128

Tableau A - 27 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans l'enclos Calcaire

Enclos Calcaire - 1,25 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,16	644	111,6	10,30	1,25	8,39	
2	2009/07/10	20,59	666	128,9	11,56	1,25	8,50	
4	2009/07/12	21,25	673	112,80	9,99	1,25	8,48	195
7	2009/07/15	20,20	663	89,4	8,08	1,25	8,12	162
9	2009/07/17	20,24	666	98,9	8,93	1,25	8,28	193
12	2009/07/20	20,95	666	113,1	10,08	1,25	8,57	179
15	2009/07/23	22,41	694	153,7	13,31	1,25	8,57	164
21	2009/07/29	21,58	678	124,5	10,96	1,25	8,65	143
28	2009/08/05	22,70	691	120,5	10,38	1,25	8,68	132
37	2009/08/14	23,38	696	125,6	10,67	1,25	8,79	129
42	2009/08/19	25,34	718	148,2	12,14	1,25	9,02	141
49	2009/08/26	23,07	687	103,1	8,82	1,25	8,78	166
55	2009/09/01	19,24	634	107,4	9,90	1,25	8,87	150
62	2009/09/08	19,74	647	120,9	11,03	1,25	8,92	158
69	2009/09/15	18,83	636	118,1	10,97	1,25	8,94	140
78	2009/09/24	16,80	599	142,6	13,81	1,25	9,15	139
93	2009/10/09	12,29	523	115,1	12,30	1,25	9,08	145
104	2009/10/20	8,01	464	135,5	16,01	1,25	9,27	127

Tableau A - 28 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans l'enclos Calcaire

Enclos Calcaire - 50 cm du fond								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,08	643	104,7	9,68	2,10	8,31	
2	2009/07/10	19,91	657	117,6	10,69	2,10	8,30	
4	2009/07/12	20,93	670	92,10	8,21	2,10	8,15	205
7	2009/07/15	20,12	662	81,1	7,34	2,10	8,05	166
9	2009/07/17	20,13	664	92,5	8,37	2,10	8,17	195
12	2009/07/20	20,41	660	103,1	9,28	2,10	8,46	181
15	2009/07/23	21,87	687	145,3	12,71	2,10	8,48	166
21	2009/07/29	21,01	673	112,4	10,00	2,10	8,51	146
28	2009/08/05	22,54	689	111,4	9,62	2,10	8,62	135
37	2009/08/14	23,23	695	120,2	10,25	2,10	8,76	133
42	2009/08/19	25,10	716	130,2	10,72	2,10	8,94	143
49	2009/08/26	23,04	687	100,3	8,58	2,10	8,77	165
55	2009/09/01	19,16	632	103,9	9,58	2,10	8,86	152
62	2009/09/08	19,68	646	122,0	11,14	2,10	8,91	158
69	2009/09/15	18,74	636	112,9	10,51	2,10	8,92	142
78	2009/09/24	16,70	598	133,2	12,93	2,10	9,12	140
93	2009/10/09	12,29	522	115,1	12,30	2,10	9,10	145
104	2009/10/20	8,00	464	135,0	15,96	2,10	9,28	127

Tableau A - 29 : Mesures par sonde YSI à 0 m dans l'enclos Alun+Calcaire

Enclos Alun + Calcaire - 0 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,34	664	117,4	10,79	0,00	8,21	
2	2009/07/10	22,89	724	127,5	10,94	0,00	7,83	
4	2009/07/12	21,32	696	131,70	11,65	0,00	8,01	200
7	2009/07/15	20,52	687	121,2	10,89	0,00	7,92	126
9	2009/07/17	20,93	698	109,1	9,72	0,00	8,17	195
12	2009/07/20	23,75	730	125,9	10,63	0,00	8,42	174
15	2009/07/23	23,42	714	186,6	15,85	0,00	8,64	161
21	2009/07/29	24,18	704	137,2	11,49	0,00	8,73	148
28	2009/08/05	23,19	681	111,1	9,48	0,00	8,57	125
37	2009/08/14	23,60	676	118,2	10,01	0,00	8,70	127
42	2009/08/19	25,74	697	131,3	10,68	0,00	8,83	149
49	2009/08/26	23,28	665	82,6	7,03	0,00	8,26	180
55	2009/09/01	19,73	619	89,0	8,12	0,00	8,30	156
62	2009/09/08	20,11	634	107,3	9,72	0,00	8,45	166
69	2009/09/15	19,04	619	114,6	10,60	0,00	8,63	141
78	2009/09/24	18,31	604	118,9	11,16	0,00	8,62	143
93	2009/10/09	12,29	515	88,1	9,41	0,00	8,11	159
104	2009/10/20	8,09	458	125,7	14,82	0,00	8,72	138

Tableau A - 30 : Mesures par sonde YSI à 1,25 m dans l'enclos Alun+Calcaire

Enclos Alun + Calcaire - 1,25 m								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,20	662	117,5	10,84	1,25	8,17	
2	2009/07/10	20,42	687	152,7	13,75	1,25	7,71	
4	2009/07/12	21,27	696	139,30	12,32	1,25	7,97	205
7	2009/07/15	20,15	681	119,3	10,80	1,25	7,85	142
9	2009/07/17	20,21	686	118,3	10,69	1,25	8,01	198
12	2009/07/20	20,62	682	128,5	11,52	1,25	8,31	178
15	2009/07/23	22,18	703	178,8	15,55	1,25	8,48	164
21	2009/07/29	21,59	675	128,5	11,30	1,25	8,60	151
28	2009/08/05	22,64	677	114,2	9,85	1,25	8,51	131
37	2009/08/14	23,40	674	110,5	9,39	1,25	8,61	135
42	2009/08/19	25,40	695	120,7	9,88	1,25	8,75	150
49	2009/08/26	23,05	662	74,4	6,37	1,25	8,18	180
55	2009/09/01	19,25	613	74,5	6,87	1,25	8,14	162
62	2009/09/08	19,74	628	102,5	9,35	1,25	8,45	167
69	2009/09/15	18,81	616	101,9	9,47	1,25	8,53	146
78	2009/09/24	16,81	587	89,6	8,67	1,25	8,37	152
93	2009/10/09	12,29	515	87,5	9,35	1,25	8,14	159
104	2009/10/20	8,06	458	125,8	14,85	1,25	8,72	138

Tableau A - 31 : Mesures par sonde YSI à 50 cm du fond dans l'enclos Alun+Calcaire

Enclos Alun + Calcaire - 50 cm du fond								
Jour #	Date	Temp	Cond	DO%	DO Conc	Depth	pH	ORP
		(Celcius)	(uS/cm)	(%)	(mg/L)	(m)		(mV)
0	2009/07/08	19,10	661	111,5	10,30	2,30	8,08	
2	2009/07/10	19,90	678	142,1	12,92	2,30	7,62	
4	2009/07/12	20,90	691	129,20	11,52	2,30	7,76	215
7	2009/07/15	20,11	680	113,1	10,24	2,30	7,80	151
9	2009/07/17	20,13	684	116,7	10,56	2,30	7,95	199
12	2009/07/20	20,33	679	121,8	10,98	2,30	8,19	183
15	2009/07/23	21,78	697	169,5	14,85	2,30	8,39	165
21	2009/07/29	20,92	676	107,7	9,60	2,30	8,34	158
28	2009/08/05	22,50	675	104,1	9,00	2,30	8,43	137
37	2009/08/14	22,86	670	98,0	8,42	2,30	8,44	144
42	2009/08/19	25,00	692	93,3	7,69	2,30	8,51	154
49	2009/08/26	23,00	662	72,5	6,20	2,30	8,16	181
55	2009/09/01	19,16	612	70,9	6,54	2,30	8,09	164
62	2009/09/08	19,68	627	100,0	9,13	2,30	8,43	168
69	2009/09/15	18,75	616	99,2	9,23	2,30	8,51	147
78	2009/09/24	16,70	586	84,0	8,16	2,30	8,27	154
93	2009/10/09	12,30	515	87,6	9,35	2,30	8,15	160
104	2009/10/20	8,03	458	125,5	14,82	2,30	8,73	138

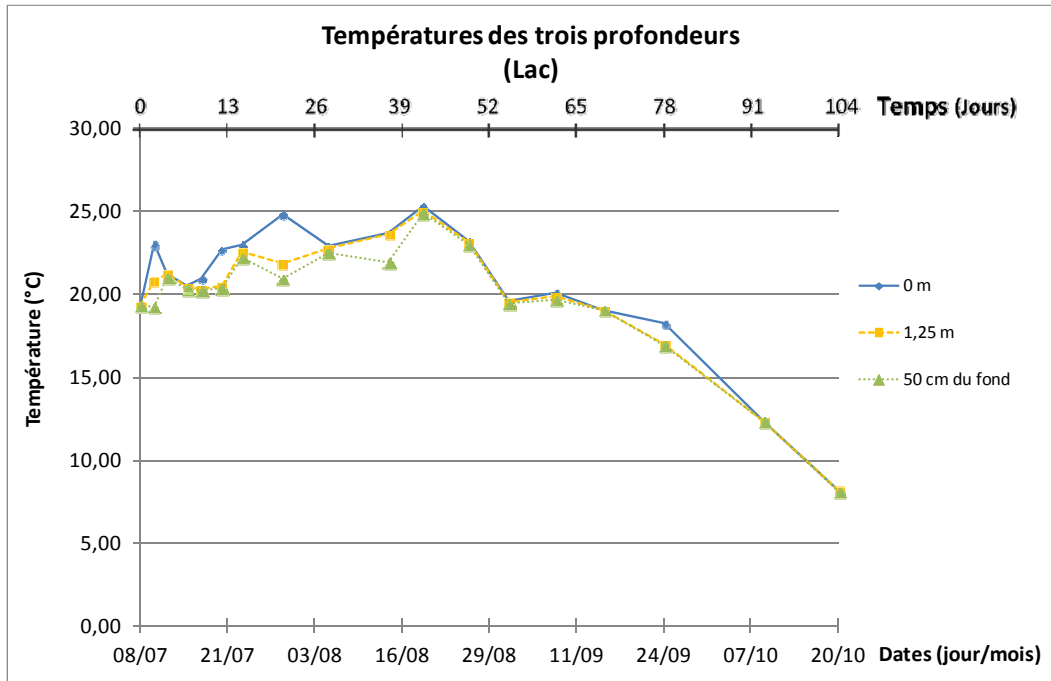


Figure A - 17 : Températures mesurées dans le lac

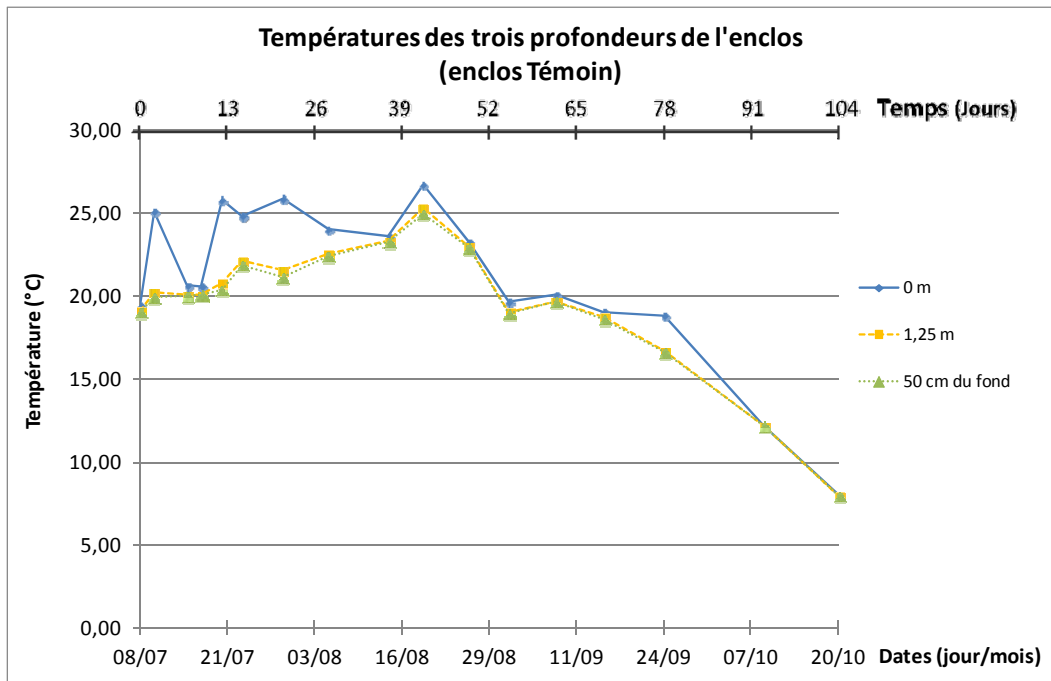


Figure A - 18 : Températures mesurées dans l'enclos Témoin

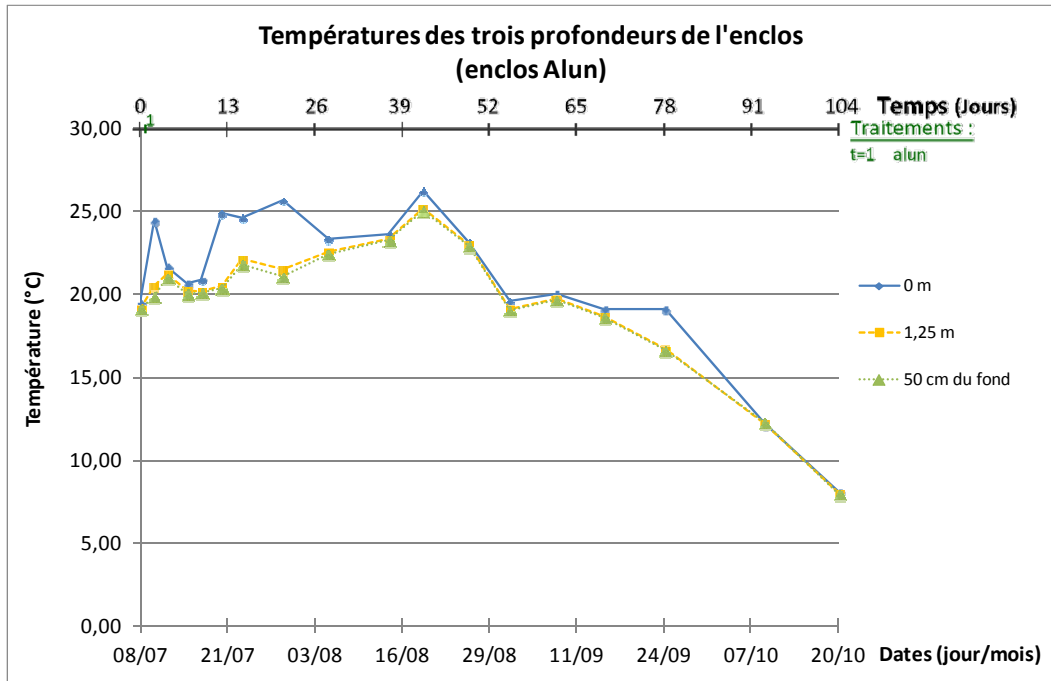


Figure A - 19 : Températures mesurées dans l'enclos Alun

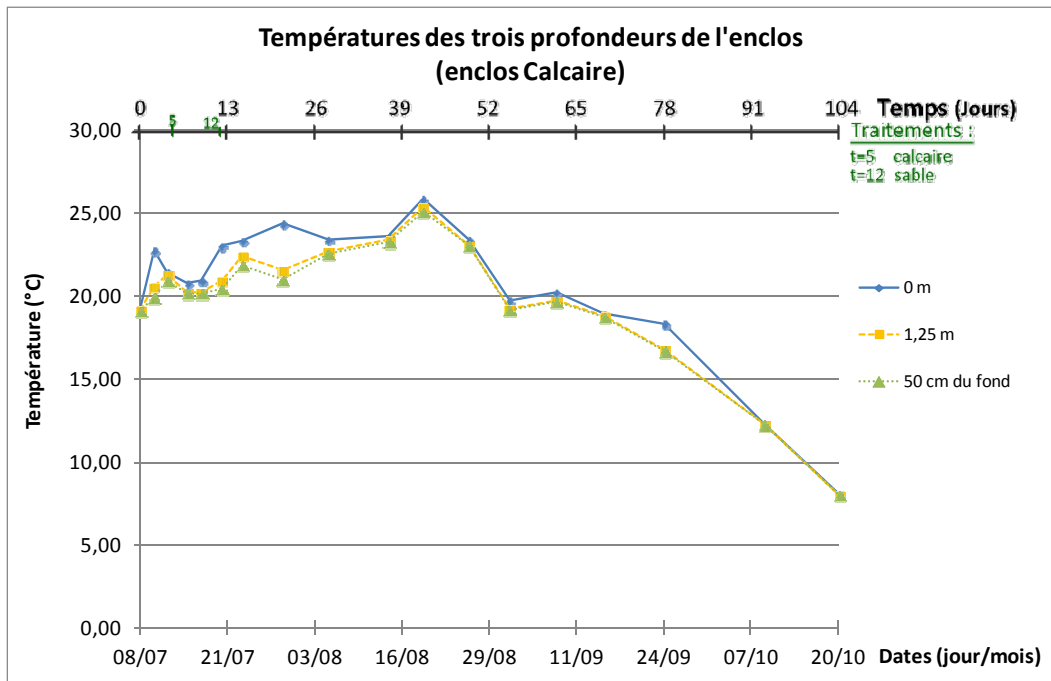


Figure A - 20 : Températures mesurées dans l'enclos Calcaire

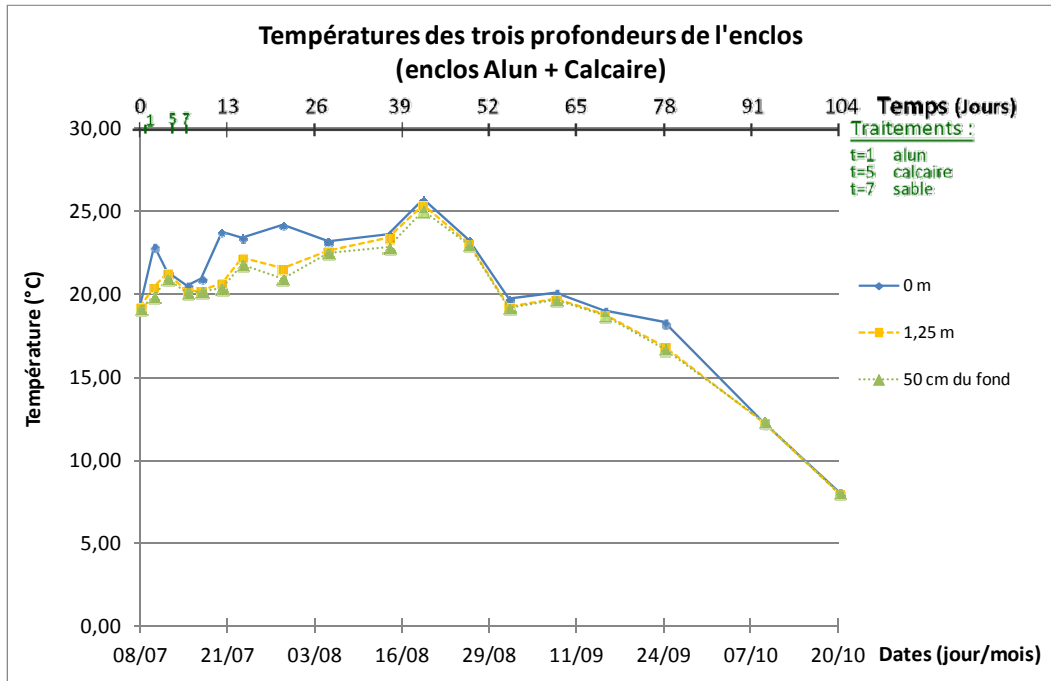


Figure A - 21 : Températures mesurées dans l'enclos Alun+Calcaire

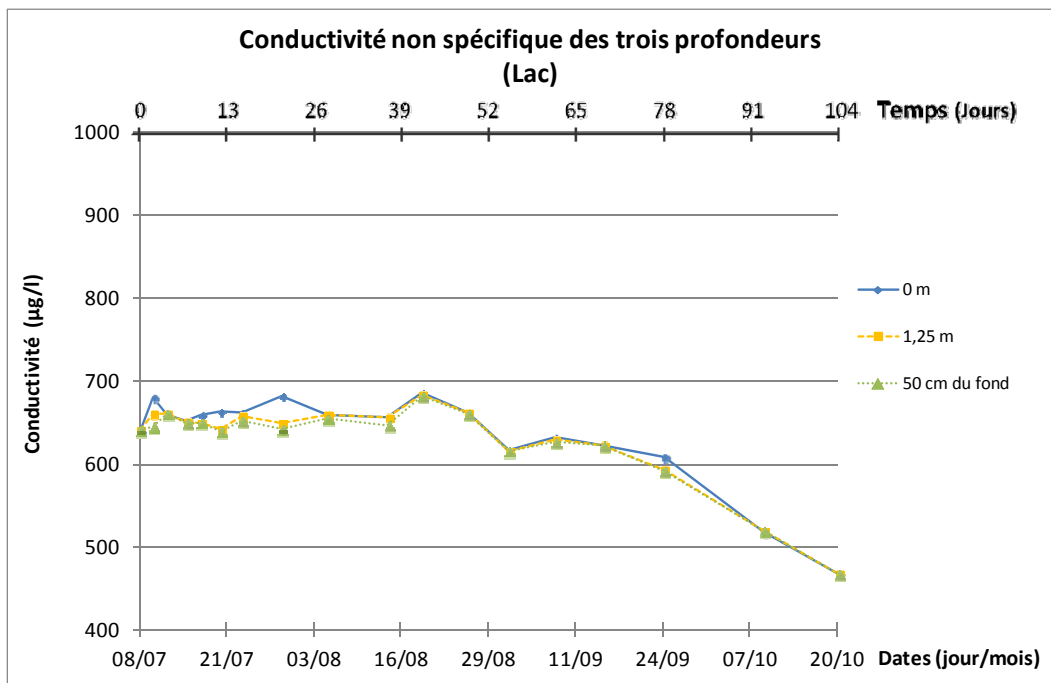


Figure A - 22 : Conductivité non spécifique mesurée dans le lac

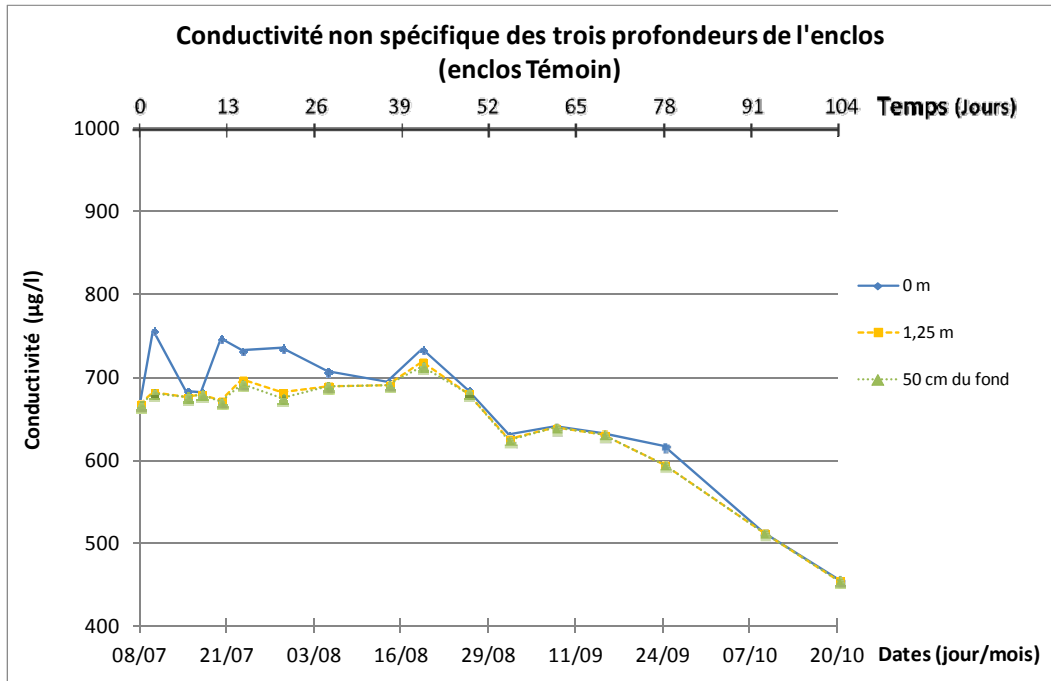


Figure A - 23 : Conductivité non spécifique mesurée dans l'enclos Témoin

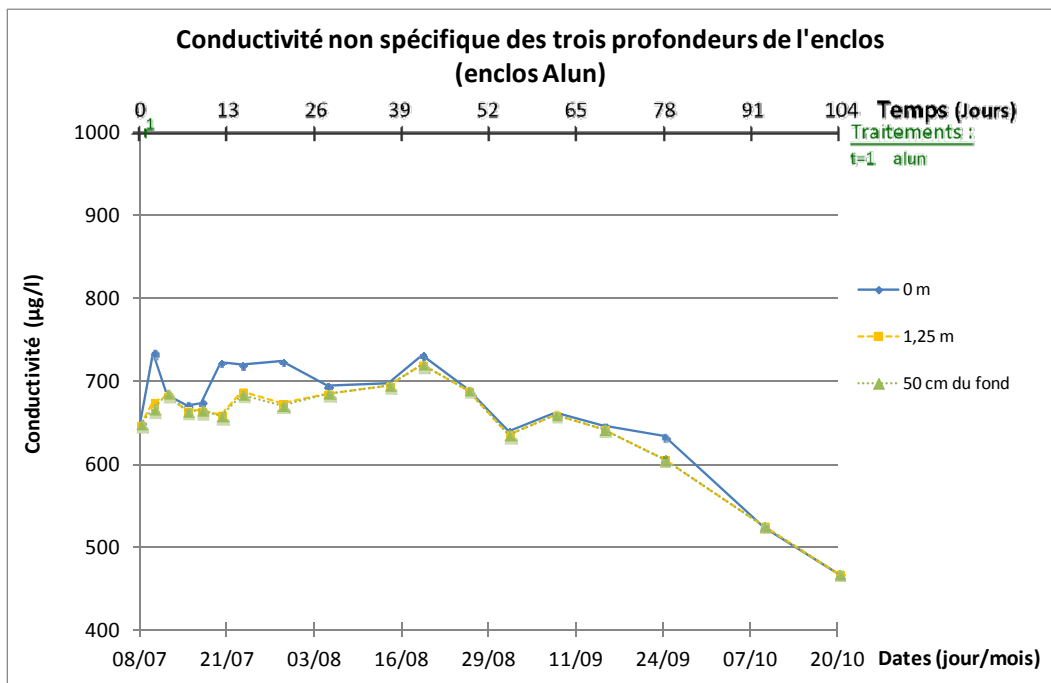


Figure A - 24 : Conductivité non spécifique mesurée dans l'enclos Alun

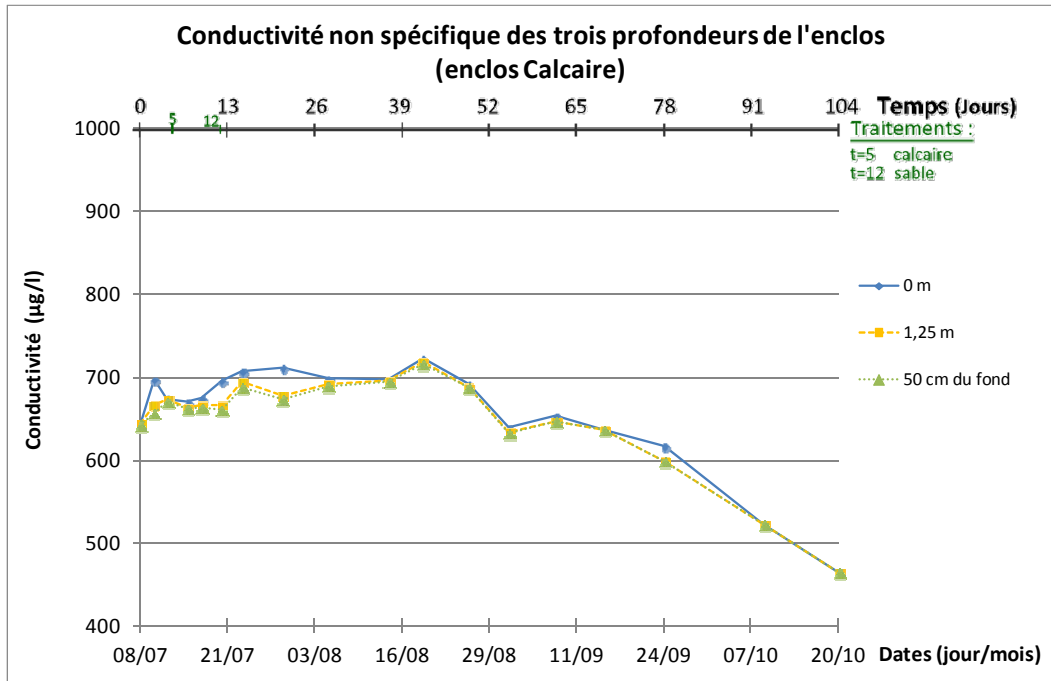


Figure A - 25 : Conductivité non spécifique mesurée dans l'enclos Calcaire

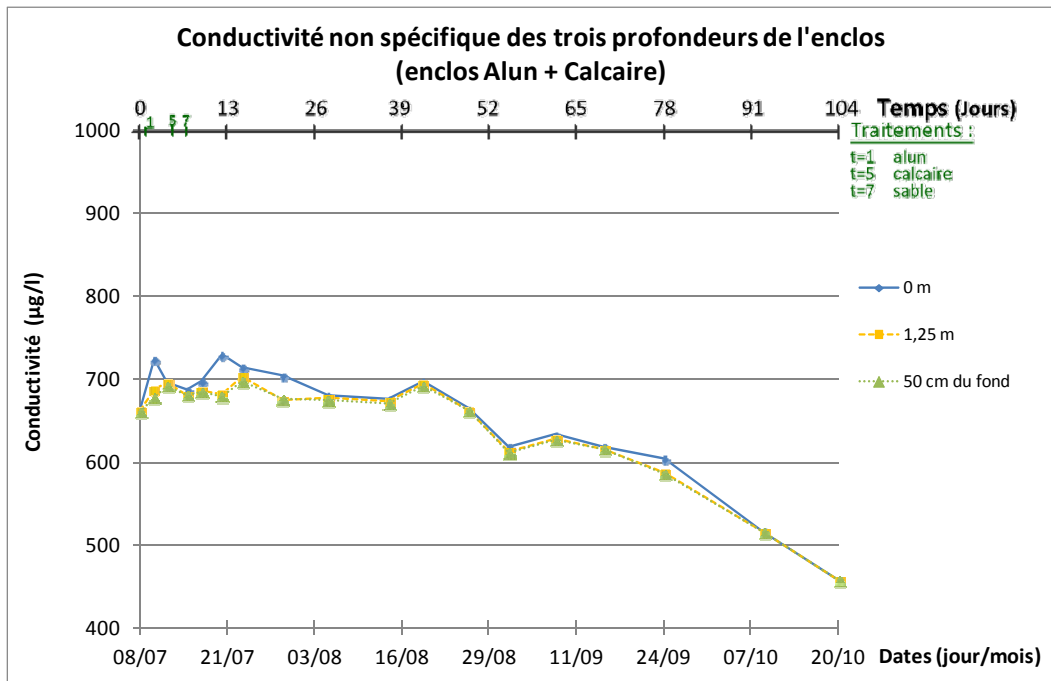


Figure A - 26 : Conductivité non spécifique mesurée dans l'enclos Alun+Calcaire

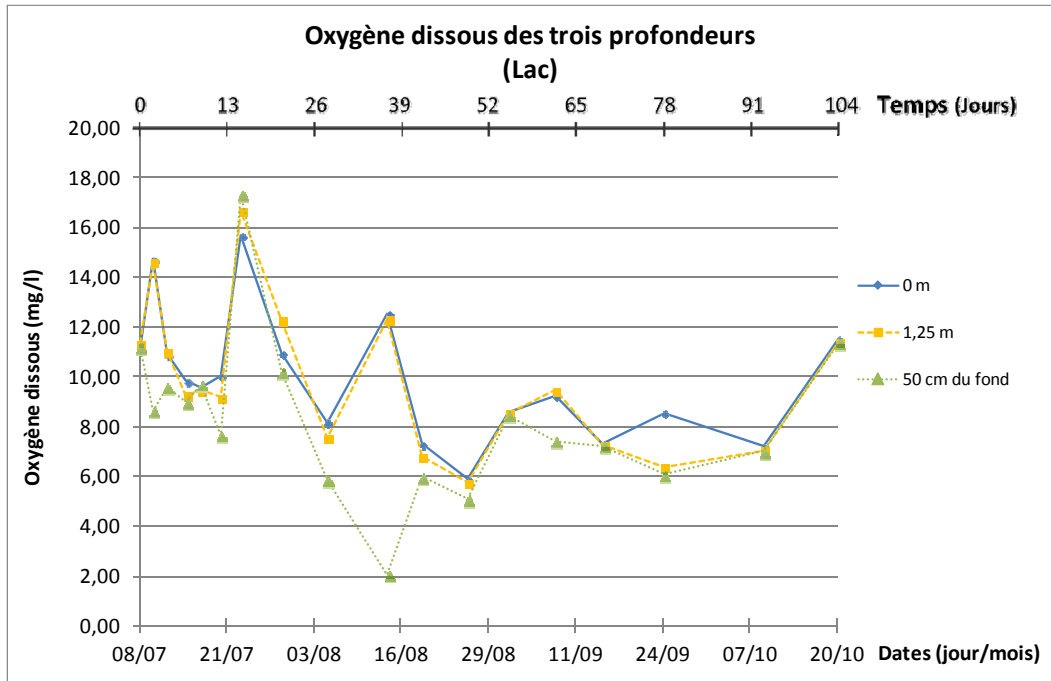


Figure A - 27 : Oxygène dissous mesuré dans le lac

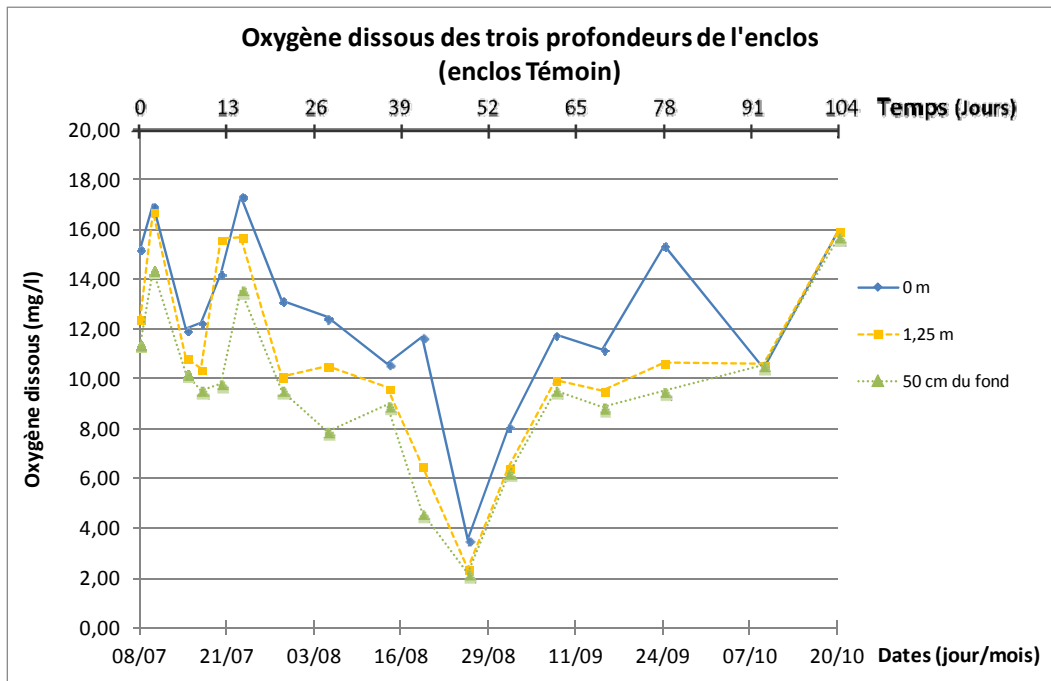


Figure A - 28 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Témoin

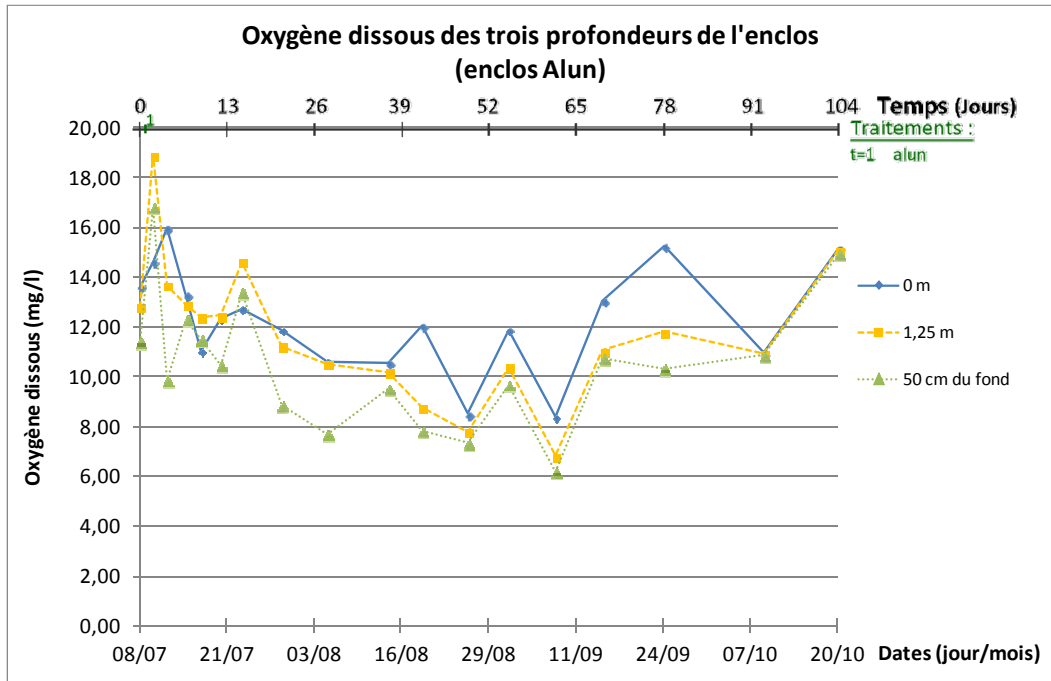


Figure A - 29 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Alun

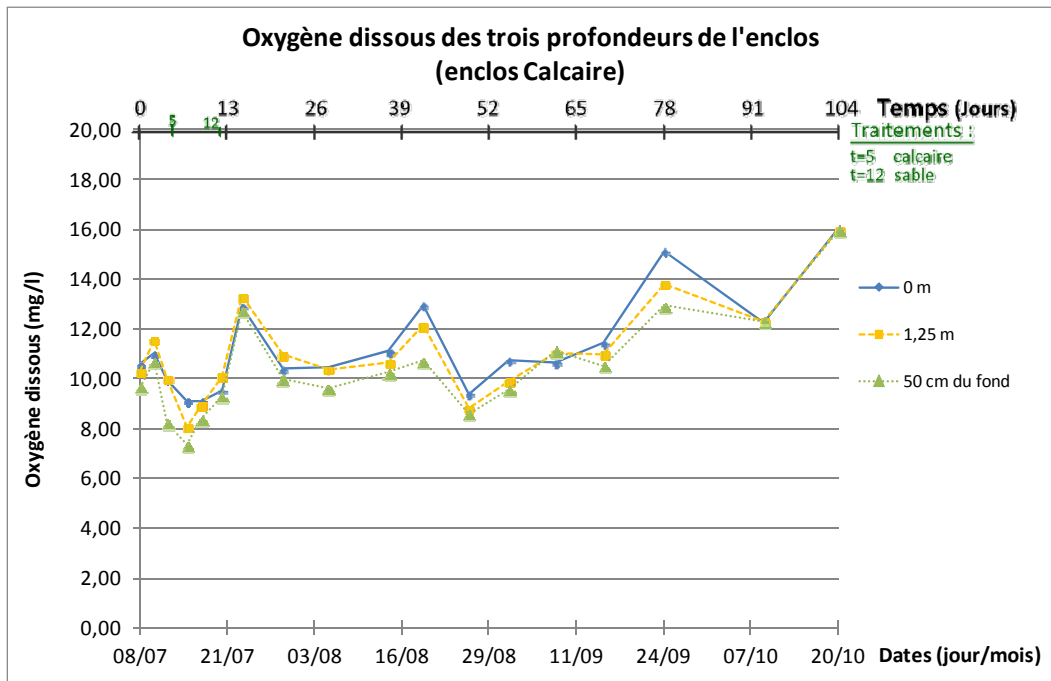


Figure A - 30 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Calcaire

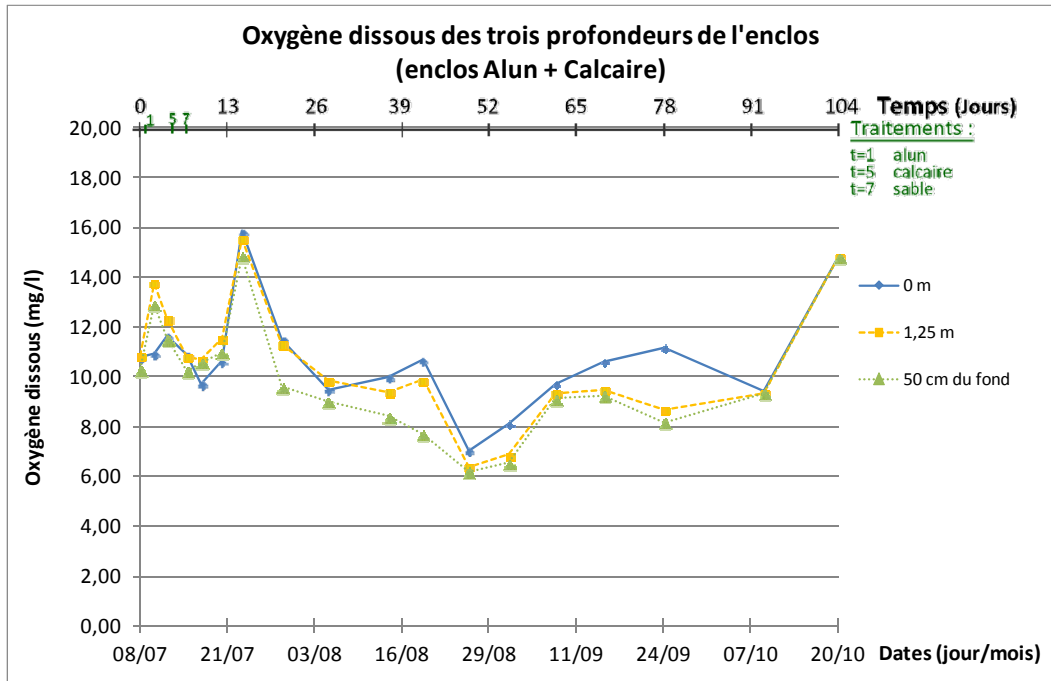


Figure A - 31 : Oxygène dissous mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire

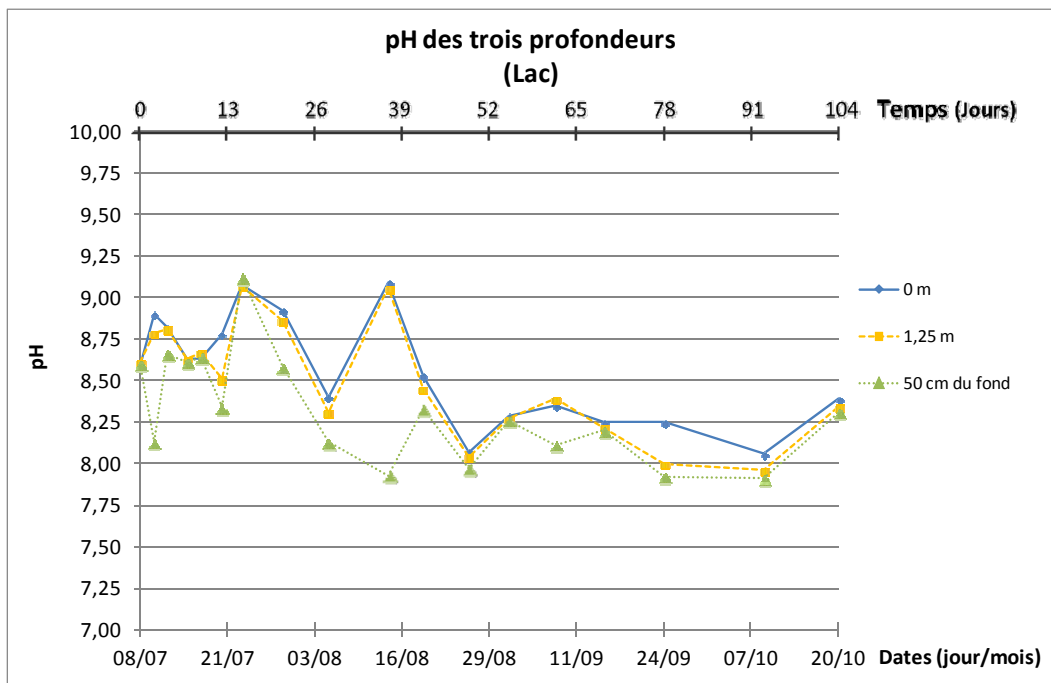


Figure A - 32 : pH mesuré dans le lac

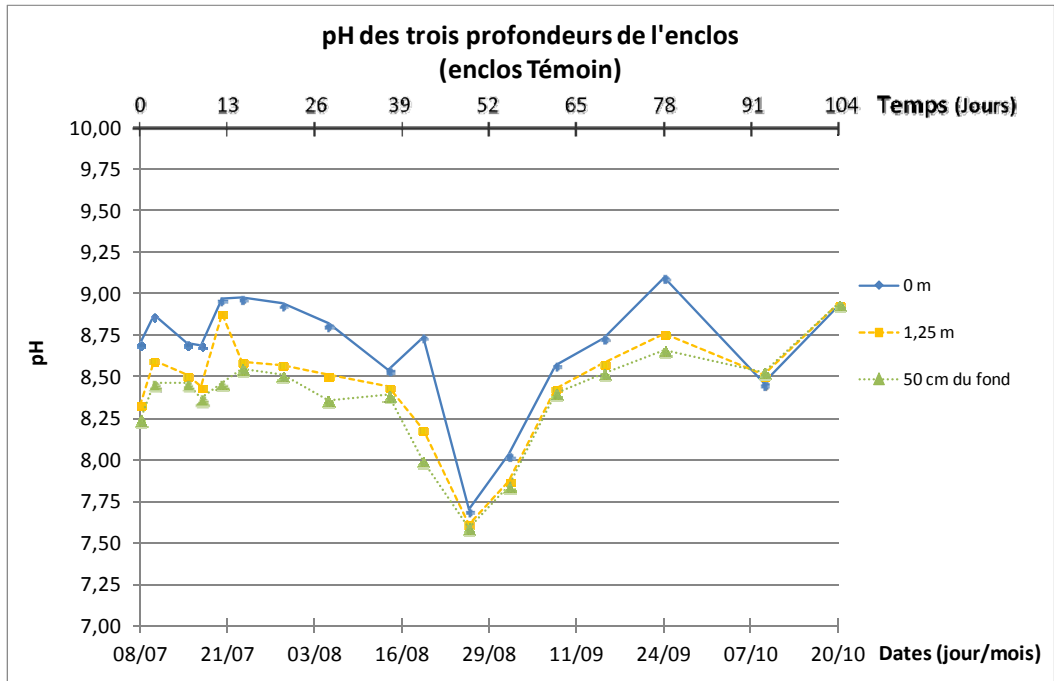


Figure A - 33 : pH mesuré dans l'enclos Témoin

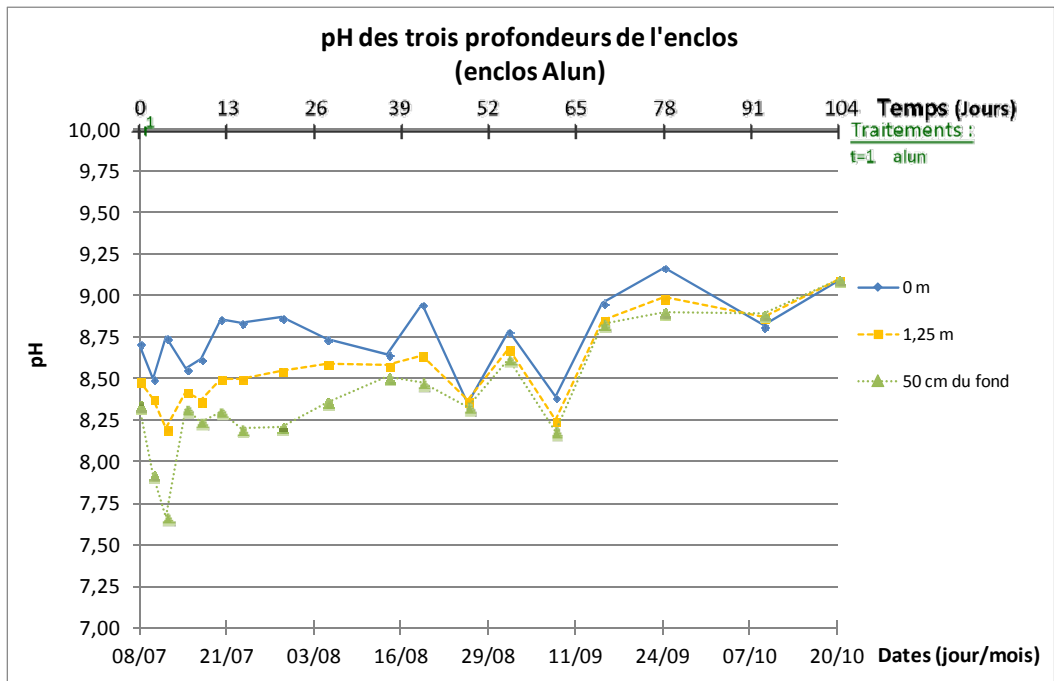


Figure A - 34 : pH mesuré dans l'enclos Alun

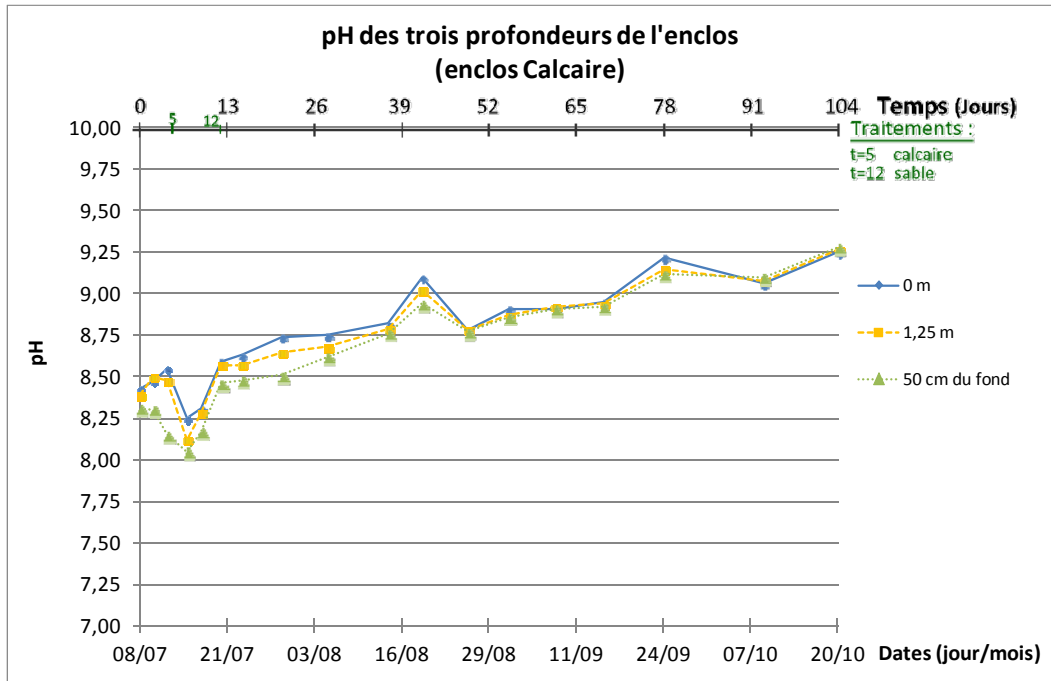


Figure A - 35 : pH mesuré dans l'enclos Calcaire

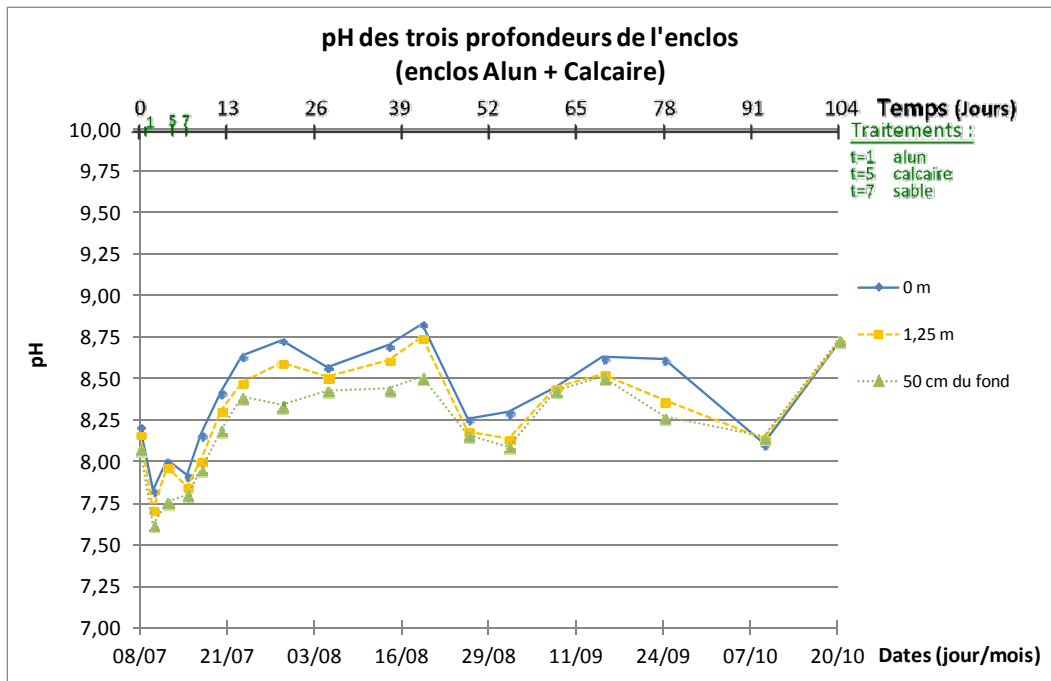


Figure A - 36 : pH mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire

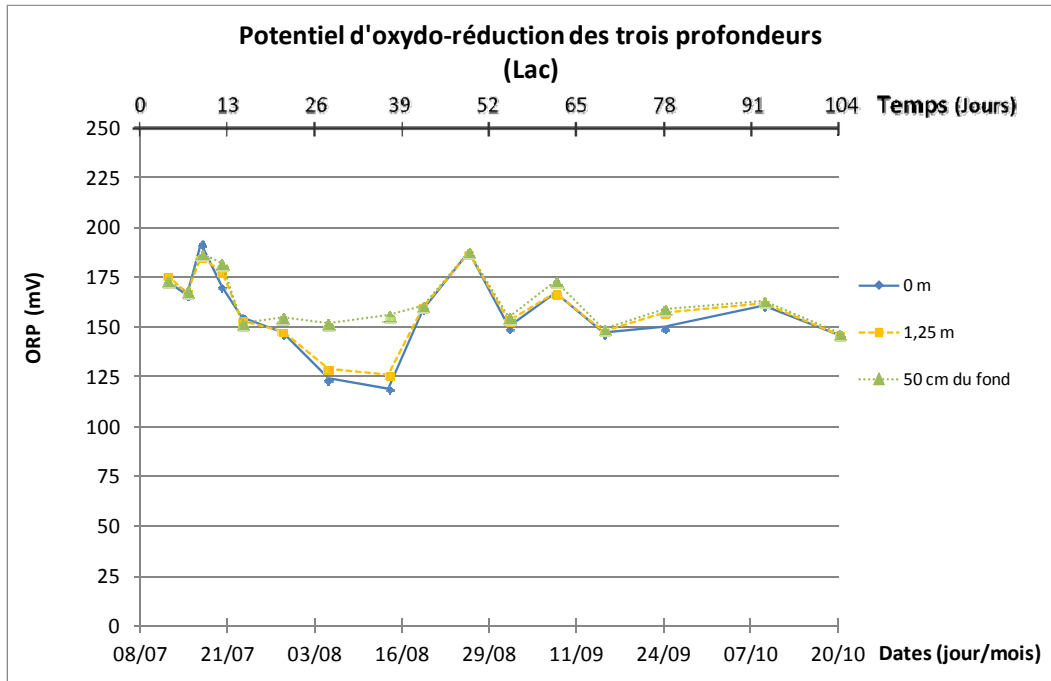


Figure A - 37 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans le lac

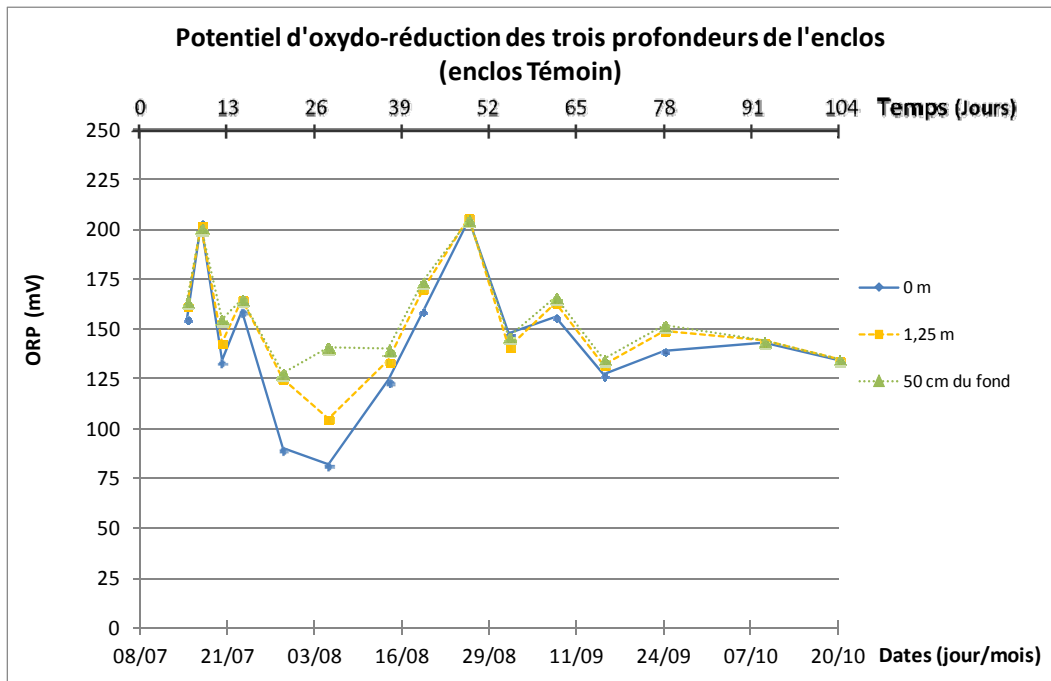


Figure A - 38 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans l'enclos Témoin

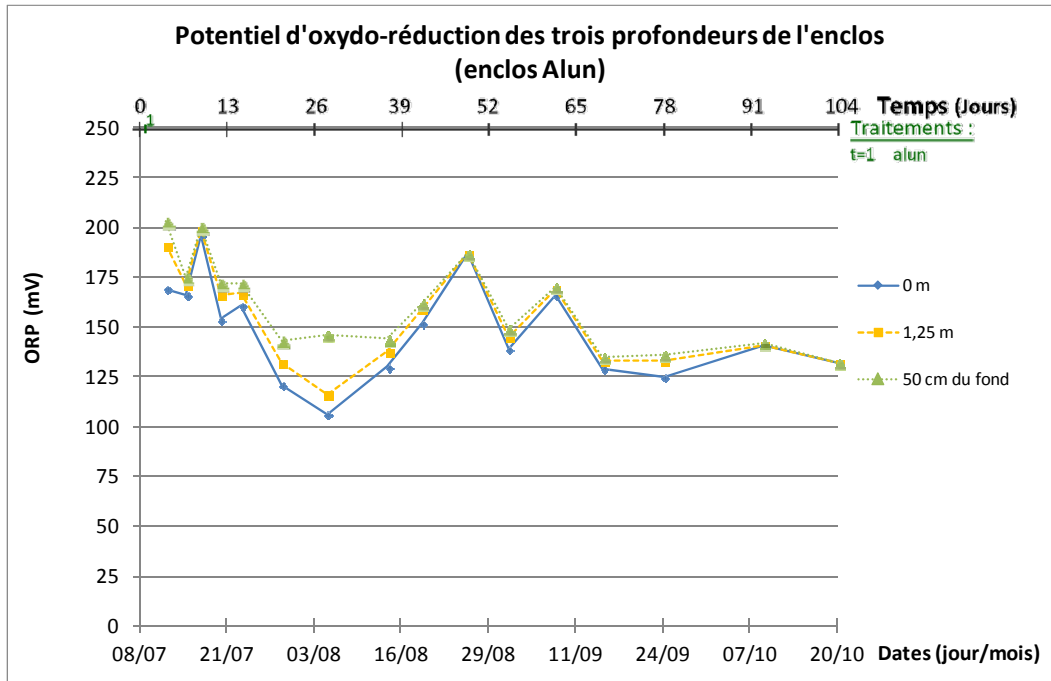


Figure A - 39 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans l'enclos Alun

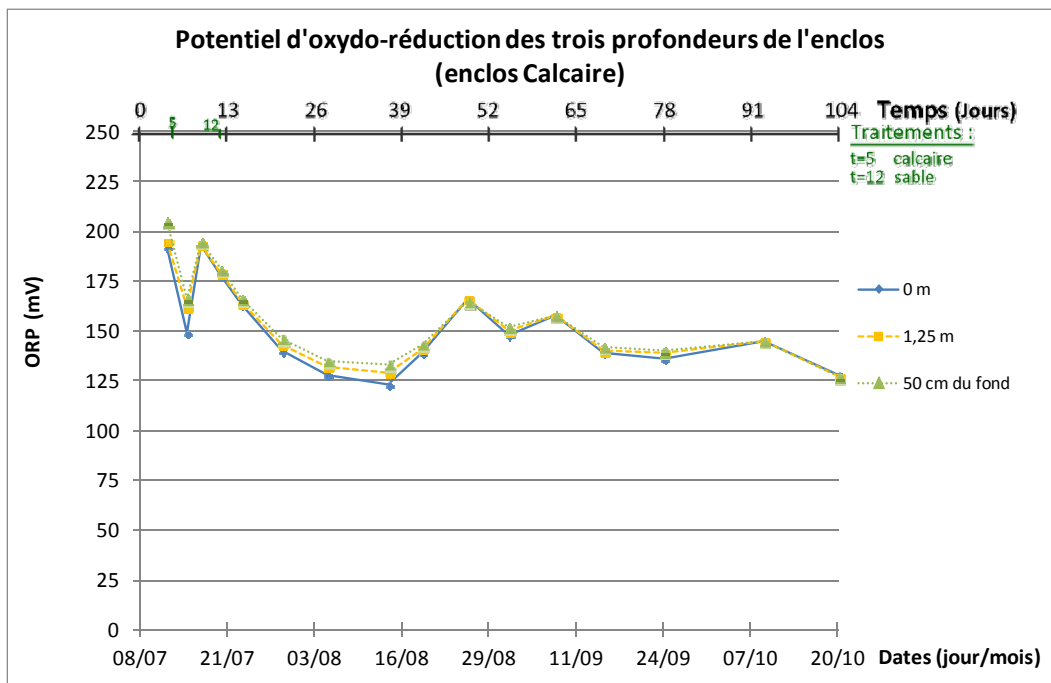


Figure A - 40 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans l'enclos Calcaire

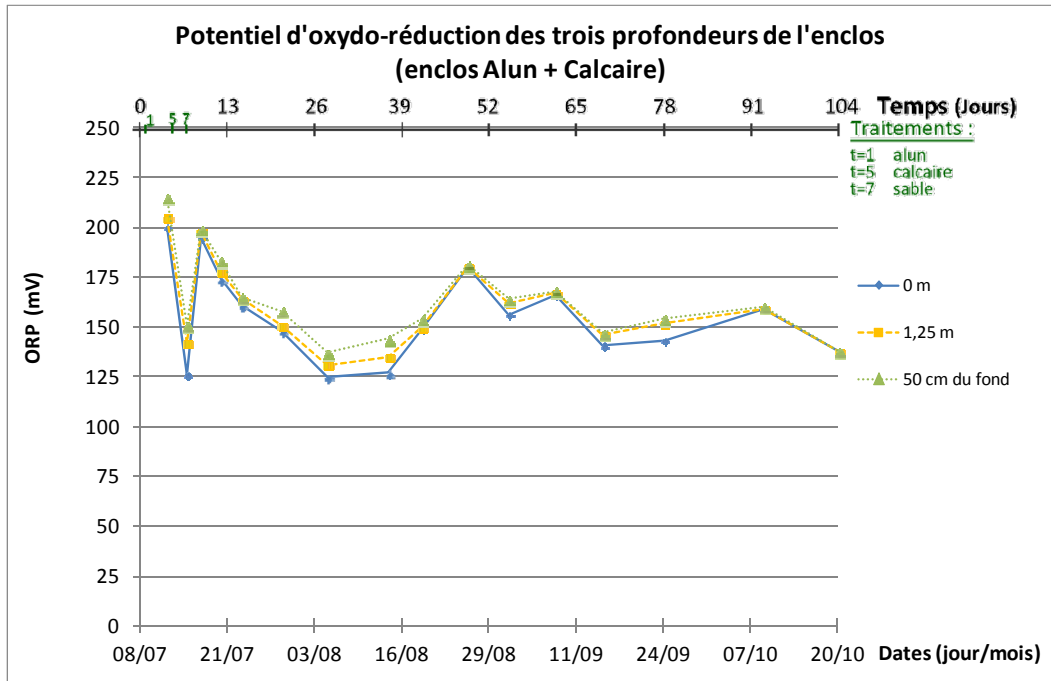


Figure A - 41 : Potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans l'enclos Alun+Calcaire

Tableau A - 32: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans le lac

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Lac ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	728	729	729	729
2	2	2009/07/10	711	726	734	723
4	2	2009/07/12	717	718	721	719
7	3	2009/07/15	720	720	721	721
9	2	2009/07/17	721	721	722	721
12	3	2009/07/20	699	709	709	706
15	3	2009/07/23	692	694	694	693
21	6	2009/07/29	685	697	702	695
28	7	2009/08/05	690	692	692	692
37	9	2009/08/14	677	677	692	682
42	5	2009/08/19	682	683	684	683
49	7	2009/08/26	689	689	690	689
55	6	2009/09/01	697	696	697	696
62	7	2009/09/08	705	706	707	706
69	7	2009/09/15	711	712	711	712
78	9	2009/09/24	710	712	712	711
93	15	2009/10/09	700	701	701	701
104	11	2009/10/20	705	705	706	705

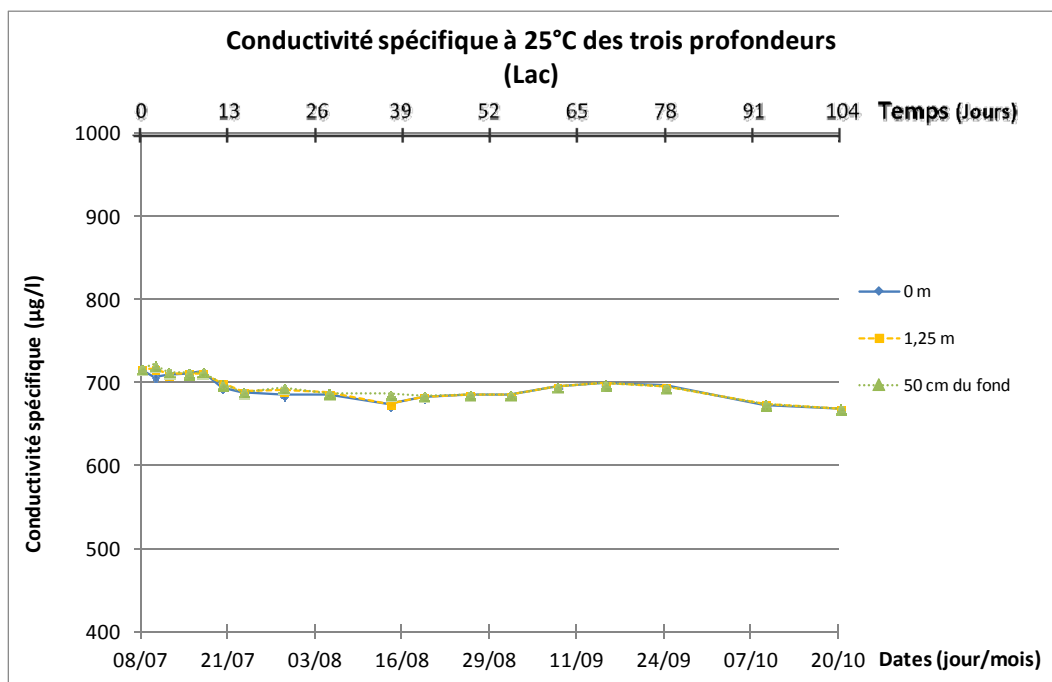


Figure A - 42: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans le lac

Tableau A - 33: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Témoin

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Témoin ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	758	762	763	761
2	2	2009/07/10	755	759	762	759
4	2	2009/07/12	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
7	3	2009/07/15	752	755	756	754
9	2	2009/07/17	753	758	758	756
12	3	2009/07/20	735	738	743	739
15	3	2009/07/23	735	742	742	740
21	6	2009/07/29	723	736	735	731
28	7	2009/08/05	722	728	729	726
37	9	2009/08/14	715	716	717	716
42	5	2009/08/19	708	714	713	712
49	7	2009/08/26	711	712	712	712
55	6	2009/09/01	712	715	715	714
62	7	2009/09/08	716	721	721	719
69	7	2009/09/15	725	727	729	727
78	9	2009/09/24	709	718	719	716
93	15	2009/10/09	695	695	695	695
104	11	2009/10/20	691	691	691	691

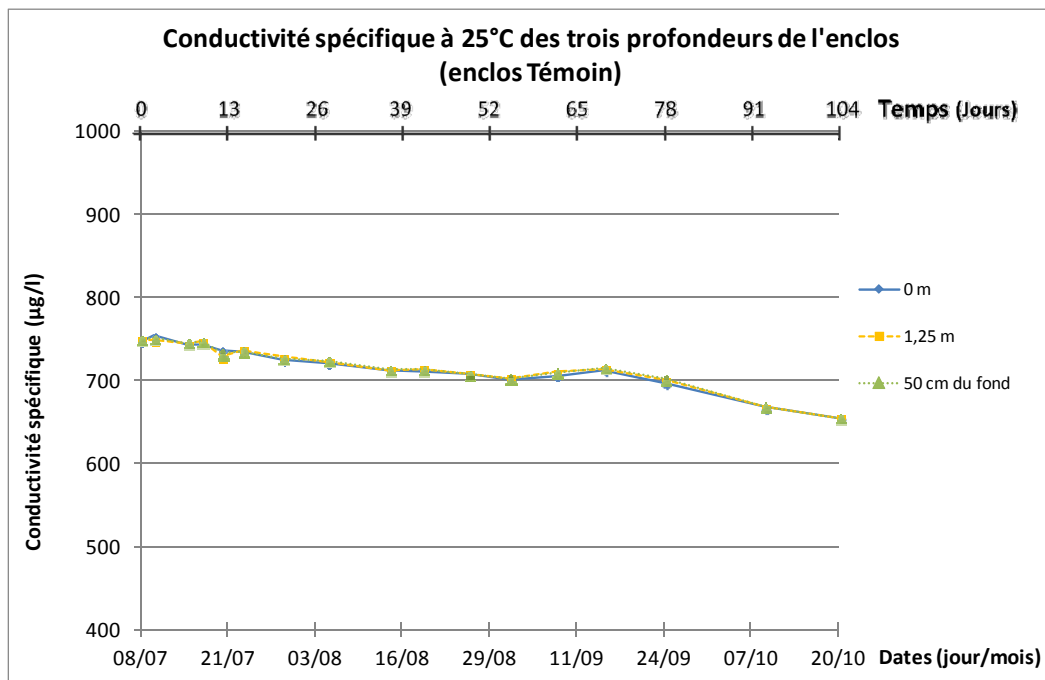


Figure A - 43: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Témoin

Tableau A - 34: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	735	739	741	738
2	2	2009/07/10	743	747	747	746
4	2	2009/07/12	736	742	748	742
7	3	2009/07/15	739	740	742	740
9	2	2009/07/17	737	741	742	740
12	3	2009/07/20	725	728	730	728
15	3	2009/07/23	726	732	734	731
21	6	2009/07/29	714	728	732	725
28	7	2009/08/05	720	723	725	723
37	9	2009/08/14	719	720	721	720
42	5	2009/08/19	712	717	720	716
49	7	2009/08/26	719	721	721	720
55	6	2009/09/01	722	726	727	725
62	7	2009/09/08	741	742	743	742
69	7	2009/09/15	738	742	742	740
78	9	2009/09/24	724	733	734	730
93	15	2009/10/09	710	711	711	711
104	11	2009/10/20	707	708	708	708

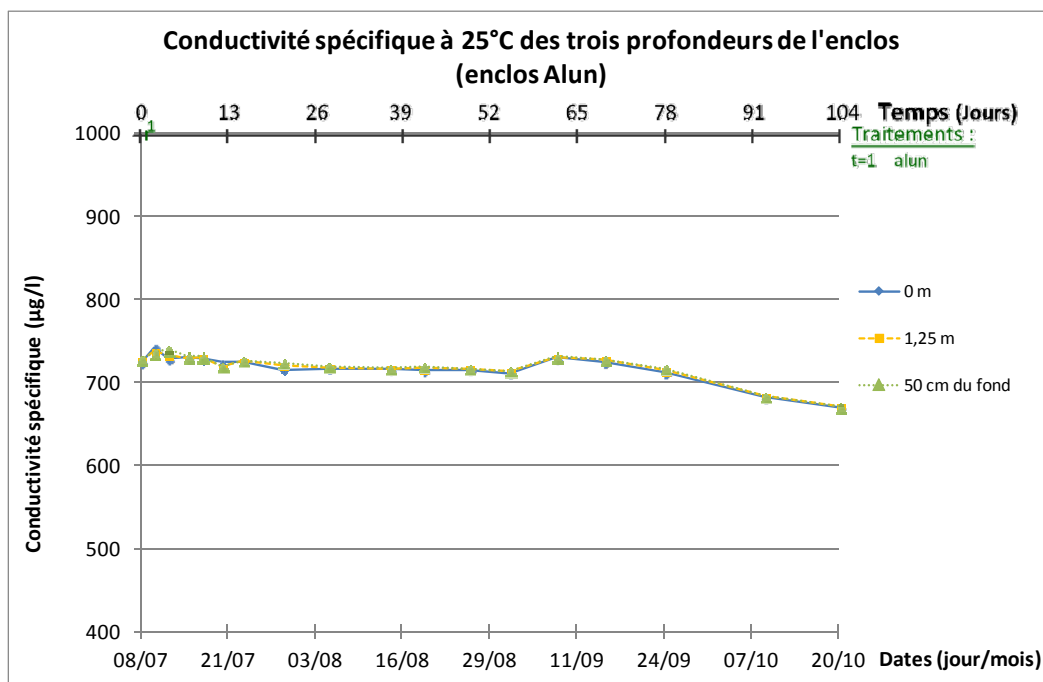


Figure A - 44: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun

Tableau A - 35: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Calcaire

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Calcaire ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	733	735	735	734
2	2	2009/07/10	733	735	736	735
4	2	2009/07/12	729	731	733	731
7	3	2009/07/15	736	738	738	737
9	2	2009/07/17	739	741	740	740
12	3	2009/07/20	726	729	731	729
15	3	2009/07/23	733	735	736	735
21	6	2009/07/29	720	731	735	729
28	7	2009/08/05	724	727	727	726
37	9	2009/08/14	719	721	722	721
42	5	2009/08/19	710	713	714	712
49	7	2009/08/26	716	717	717	716
55	6	2009/09/01	720	722	721	721
62	7	2009/09/08	728	728	728	728
69	7	2009/09/15	730	731	733	731
78	9	2009/09/24	718	723	724	721
93	15	2009/10/09	706	707	706	706
104	11	2009/10/20	702	703	704	703

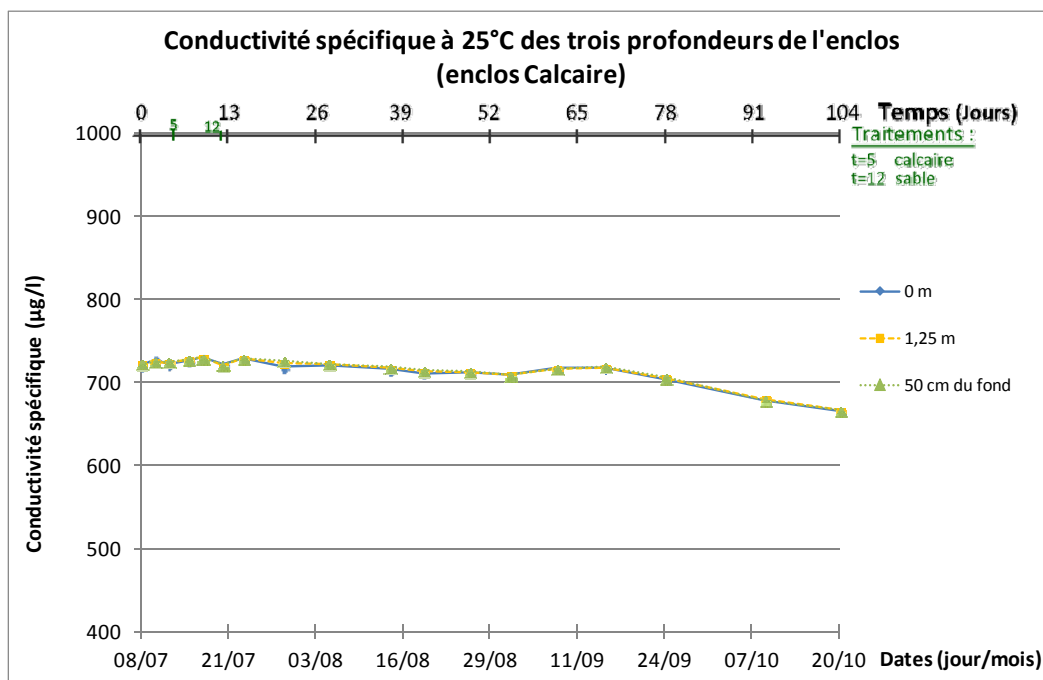


Figure A - 45: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Calcaire

Tableau A - 36: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun+Calcaire

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun + Calcaire ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			
			0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
0	0	2009/07/08	754	754	755	755
2	2	2009/07/10	758	761	760	760
4	2	2009/07/12	755	756	757	756
7	3	2009/07/15	759	759	759	759
9	2	2009/07/17	764	763	763	763
12	3	2009/07/20	750	752	754	752
15	3	2009/07/23	739	748	748	745
21	6	2009/07/29	717	728	740	728
28	7	2009/08/05	708	713	713	711
37	9	2009/08/14	697	698	702	699
42	5	2009/08/19	686	689	692	689
49	7	2009/08/26	690	691	692	691
55	6	2009/09/01	697	698	698	697
62	7	2009/09/08	707	707	706	707
69	7	2009/09/15	708	708	709	709
78	9	2009/09/24	703	708	709	707
93	15	2009/10/09	696	696	696	696
104	11	2009/10/20	693	693	694	693

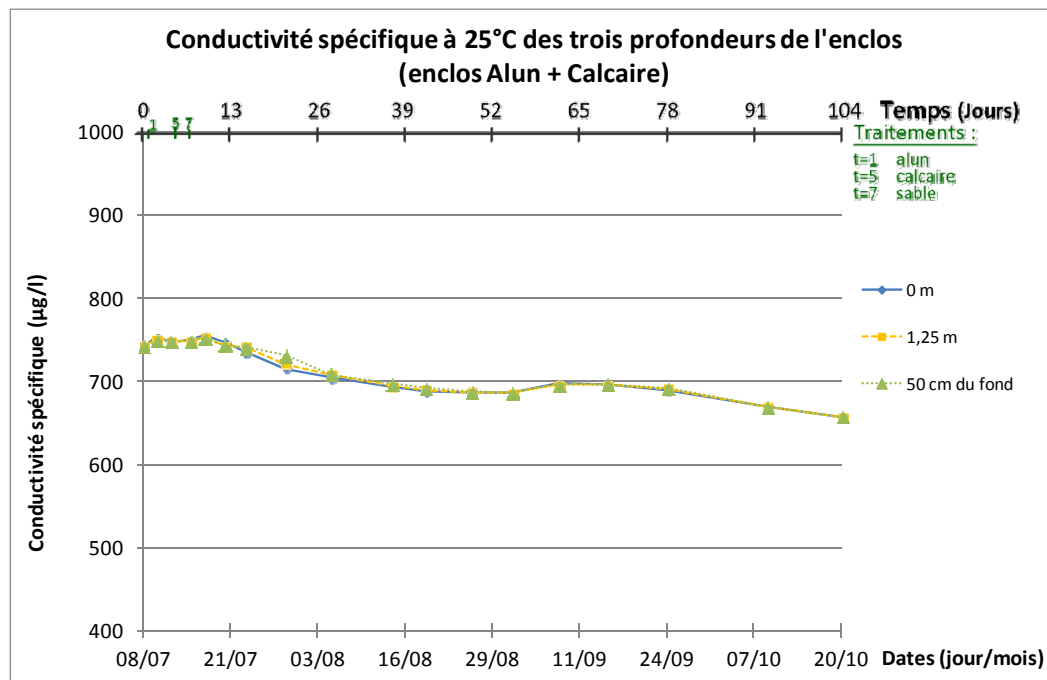


Figure A - 46: Conductivité spécifique calculée à 25°C dans l'enclos Alun+Calcaire

Tableau A - 37: Matières en suspension dans le lac

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Lac						
			Masse de cup+filtre sec (g)	Masse de cup+filtre+MES sec (g)	MES (mg)	* Volume de solution filtrée (ml)	Concentration en MES (mg / l)	Écart avec le témoin (mg / l)	Écart avec le lac (mg / l)
0	0	2009/07/08							
2	2	2009/07/10							
4	2	2009/07/12							
7	3	2009/07/15	1,1002	1,1068	6,6		8,8	0,1	
9	2	2009/07/17	1,1081	1,1127	4,6		6,1	-3,2	
12	3	2009/07/20	1,0989	1,1019	3,0		4,0	-1,7	
15	3	2009/07/23	1,1080	1,1159	7,9		10,5	-0,7	
21	6	2009/07/29							
28	7	2009/08/05	1,1090	1,1169	7,9		10,5	-4,1	
37	9	2009/08/14	1,1028	1,1074	4,6		6,1	0,3	
42	5	2009/08/19	1,1087	1,1165	7,8		10,4	1,2	
49	7	2009/08/26	1,1099	1,1163	6,4		8,5	1,5	
55	6	2009/09/01	1,1080	1,1150	7,0		9,3	-0,1	
62	7	2009/09/08	1,1077	1,1114	3,7		4,9	-3,5	
69	7	2009/09/15	1,1068	1,1108	4,0		5,3	-1,9	
78	9	2009/09/24	1,1067	1,1113	4,6		6,1	-0,7	
93	15	2009/10/09	1,1063	1,1105	4,2		5,6	-1,1	
104	11	2009/10/20	1,1058	1,1092	3,4		4,5	-2,5	

* Le volume de solution filtrée est de 750 ml, représentant un combiné de 250 ml de chaque profondeur échantillonnée, sauf lorsque spécifié dans le tableau.

Moyenne des écarts avec le témoin (mg/l) = -1,2

Tableau A - 38: Matières en suspension dans l'enclos Témoin

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Témoin						
			Masse de cup+filtre sec (g)	Masse de cup+filtre+MES sec (g)	MES (mg)	* Volume de solution filtrée (ml)	Concentration en MES (mg / l)	Écart avec le témoin (mg / l)	Écart avec le lac (mg / l)
0	0	2009/07/08							
2	2	2009/07/10							
4	2	2009/07/12							
7	3	2009/07/15	1,1057	1,1122	6,5		8,7		-0,1
9	2	2009/07/17	1,1043	1,1113	7,0		9,3		3,2
12	3	2009/07/20	1,1042	1,1085	4,3		5,7		1,7
15	3	2009/07/23	1,1061	1,1145	8,4		11,2		0,7
21	6	2009/07/29	1,0908	1,0986	7,8		10,4		10,4
28	7	2009/08/05	1,1200	1,1310	11,0		14,7		4,1
37	9	2009/08/14	1,1057	1,1101	4,4		5,9		-0,3
42	5	2009/08/19	1,1056	1,1125	6,9		9,2		-1,2
49	7	2009/08/26	1,1056	1,1109	5,3		7,1		-1,5
55	6	2009/09/01	1,1039	1,1110	7,1		9,5		0,1
62	7	2009/09/08	1,1044	1,1107	6,3		8,4		3,5
69	7	2009/09/15	1,1056	1,1110	5,4		7,2		1,9
78	9	2009/09/24	1,1052	1,1103	5,1		6,8		0,7
93	15	2009/10/09	1,1032	1,1082	5,0		6,7		1,1
104	11	2009/10/20	1,1066	1,1119	5,3		7,1		2,5

* Le volume de solution filtrée est de 750 ml, représentant un combiné de 250 ml de chaque profondeur échantillonnée, sauf lorsque spécifié dans le tableau.

Moyenne des écarts avec le lac (mg/l) = 1,8

Tableau A - 39: Matières en suspension dans l'enclos Alun

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun						
			Masse de cup+filtre sec (g)	Masse de cup+filtre+ MES sec (g)	MES (mg)	* Volume de solution filtrée (ml)	Concentration en MES (mg / l)	Écart avec le témoin (mg / l)	Écart avec le lac (mg / l)
0	0	2009/07/08							
2	2	2009/07/10							
4	2	2009/07/12							
7	3	2009/07/15	1,1079	1,1162	8,3		11,1	2,4	2,3
9	2	2009/07/17	1,1010	1,1090	8,0		10,7	1,3	4,5
12	3	2009/07/20	1,1122	1,1204	8,2		10,9	5,2	6,9
15	3	2009/07/23	1,0999	1,1106	10,7	690	15,5	4,3	5,0
21	6	2009/07/29	1,1007	1,1079	7,2		9,6	-0,8	9,6
28	7	2009/08/05	1,1026	1,1086	6,0		8,0	-6,7	-2,5
37	9	2009/08/14	1,1069	1,1158	8,9		11,9	6,0	5,7
42	5	2009/08/19	1,1079	1,1150	7,1		9,5	0,3	-0,9
49	7	2009/08/26	1,1143	1,1218	7,5		10,0	2,9	1,5
55	6	2009/09/01	1,1139	1,1235	9,6		12,8	3,3	3,5
62	7	2009/09/08	1,1121	1,1172	5,1		6,8	-1,6	1,9
69	7	2009/09/15	1,1044	1,1121	7,7		10,3	3,1	4,9
78	9	2009/09/24	1,1059	1,1119	6,0		8,0	1,2	1,9
93	15	2009/10/09	1,1065	1,1128	6,3		8,4	1,7	2,8
104	11	2009/10/20	1,1049	1,1111	6,2		8,3	1,2	3,7

* Le volume de solution filtrée est de 750 ml, représentant un combiné de 250 ml de chaque profondeur échantillonnée, sauf lorsque spécifié dans le tableau.

Moyenne des écarts avec le témoin (mg/l) = 1,6

Moyenne des écarts avec le lac (mg/l) = 3,4

Tableau A - 40: Matières en suspension dans l'enclos Calcaire

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Calcaire						
			Masse de cup+filtre sec (g)	Masse de cup+filtre+ MES sec (g)	MES (mg)	* Volume de solution filtrée (ml)	Concentration en MES (mg / l)	Écart avec le témoin (mg / l)	Écart avec le lac (mg / l)
0	0	2009/07/08							
2	2	2009/07/10							
4	2	2009/07/12							
7	3	2009/07/15	1,1037	1,1153	11,6		15,5	6,8	6,7
9	2	2009/07/17	1,1041	1,1086	4,5		6,0	-3,3	-0,1
12	3	2009/07/20	1,1084	1,1114	3,0		4,0	-1,7	0,0
15	3	2009/07/23	1,1127	1,1168	4,1		5,5	-5,7	-5,1
21	6	2009/07/29	1,1031	1,1043	1,2		1,6	-8,8	1,6
28	7	2009/08/05	1,0934	1,0945	1,1		1,5	-13,2	-9,1
37	9	2009/08/14	1,1160	1,1173	1,3		1,7	-4,1	-4,4
42	5	2009/08/19	1,1153	1,1188	3,5		4,7	-4,5	-5,7
49	7	2009/08/26	1,1083	1,1117	3,4		4,5	-2,5	-4,0
55	6	2009/09/01	1,1073	1,1109	3,6		4,8	-4,7	-4,5
62	7	2009/09/08	1,2202	1,2235	3,3		4,4	-4,0	-0,5
69	7	2009/09/15	1,1164	1,1196	3,2		4,3	-2,9	-1,1
78	9	2009/09/24	1,1085	1,1120	3,5		4,7	-2,1	-1,5
93	15	2009/10/09	1,1092	1,1124	3,2		4,3	-2,4	-1,3
104	11	2009/10/20	1,1072	1,1102	3,0		4,0	-3,1	-0,5

* Le volume de solution filtrée est de 750 ml, représentant un combiné de 250 ml de chaque profondeur échantillonnée, sauf lorsque spécifié dans le tableau.

Moyenne des écarts avec le témoin (mg/l) = -3,8

Moyenne des écarts avec le lac (mg/l) = -2,0

Tableau A - 41: Matières en suspension dans l'enclos Alun+Calcaire

Jours écoulés depuis le démarrage	Jours écoulés depuis le dernier prélèvement	Date	Alun + Calcaire						
			Masse de cup+filtre sec (g)	Masse de cup+filtre+ MES sec (g)	MES (mg)	* Volume de solution filtrée (ml)	Concentration en MES (mg / l)	Écart avec le témoin (mg / l)	Écart avec le lac (mg / l)
0	0	2009/07/08							
2	2	2009/07/10							
4	2	2009/07/12							
7	3	2009/07/15	1,1120	1,1170	5,0		6,7	-2,0	-2,1
9	2	2009/07/17	1,1142	1,1175	3,3		4,4	-4,9	-1,7
12	3	2009/07/20	1,1088	1,1127	3,9		5,2	-0,5	1,2
15	3	2009/07/23	1,1077	1,1111	3,4		4,5	-6,7	-6,0
21	6	2009/07/29	1,1194	1,1210	1,6		2,1	-8,3	2,1
28	7	2009/08/05	1,1005	1,1021	1,6		2,1	-12,5	-8,4
37	9	2009/08/14							
42	5	2009/08/19	1,1148	1,1169	2,1		2,8	-6,4	-7,6
49	7	2009/08/26	1,1055	1,1074	1,9		2,5	-4,5	-6,0
55	6	2009/09/01	1,1045	1,1069	2,4		3,2	-6,3	-6,1
62	7	2009/09/08	1,1042	1,1063	2,1		2,8	-5,6	-2,1
69	7	2009/09/15	1,1144	1,1162	1,8		2,4	-4,8	-2,9
78	9	2009/09/24	1,1063	1,1084	2,1		2,8	-4,0	-3,3
93	15	2009/10/09	1,1058	1,1077	1,9		2,5	-4,1	-3,1
104	11	2009/10/20	1,1047	1,1064	1,7		2,3	-4,8	-2,3

* Le volume de solution filtrée est de 750 ml, représentant un combiné de 250 ml de chaque profondeur échantillonnée, sauf lorsque spécifié dans le tableau.

Moyenne des écarts avec le témoin (mg/l) = -5,4

Moyenne des écarts avec le lac (mg/l) = -3,5

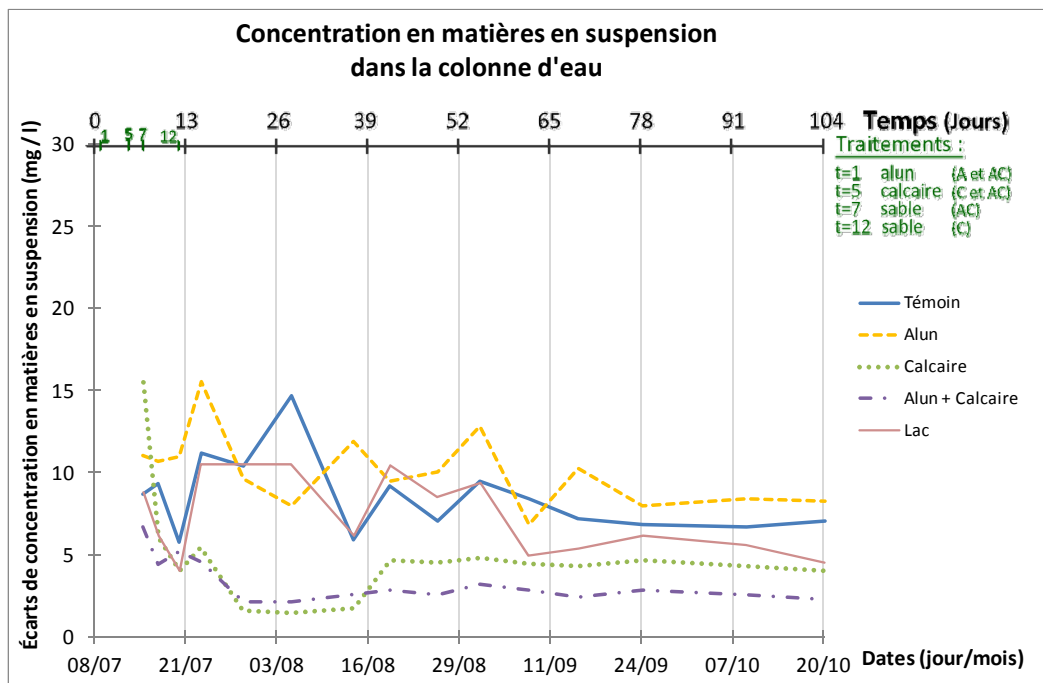


Figure A - 47: Concentration en matières en suspension dans la colonne d'eau

Tableau A - 42 : Concentration en sodium soluble dans l'eau du lac

Date et heure	Lac (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	74.9 ± 0.4	73.1 ± 0.4	73.6 ± 0.4	73.9 ± 0.4
2009/07/10	73.3 ± 0.4	71.6 ± 0.1	72.7 ± 0.1	72.5 ± 0.2
2009/07/12	72.8 ± 0.6	73.3 ± 0.4	75.1 ± 0.5	73.7 ± 0.5
2009/07/15	75.0 ± 0.4	74.3 ± 0.7	66.0 ± 0.3	71.8 ± 0.5
2009/07/17	66.3 ± 0.4	59.0 ± 0.1	64.8 ± 0.5	63.4 ± 0.3
2009/07/20	71.3 ± 0.4	71.8 ± 0.5	71.1 ± 0.1	71.4 ± 0.4
2009/07/23	70.4 ± 0.4	72.0 ± 0.1	71.6 ± 0.4	71.3 ± 0.3
2009/07/29	67.4 ± 0.1	68.9 ± 0.3	70.1 ± 0.1	68.8 ± 0.2
2009/08/05	66.0 ± 0.3	66.0 ± 0.4	65.4 ± 0.1	65.8 ± 0.3
2009/08/14	66.9 ± 1.1	65.8 ± 0.3	64.6 ± 0.3	65.8 ± 0.5
2009/08/19	69.7 ± 0.2	70.0 ± 0.2	70.2 ± 0.2	70.0 ± 0.2
2009/08/26	70.8 ± 0.2	69.6 ± 1.0	70.2 ± 0.3	70.2 ± 0.5
2009/09/01	70.8 ± 0.1	70.0 ± 0.3	69.7 ± 0.1	70.2 ± 0.2
2009/09/08	70.3 ± 0.6	71.7 ± 0.3	72.4 ± 0.1	71.5 ± 0.3
2009/09/15	72.2 ± 0.4	71.9 ± 0.2	71.6 ± 0.5	71.9 ± 0.4
2009/09/24	71.2 ± 0.3	71.4 ± 0.2	71.1 ± 0.3	71.2 ± 0.3
2009/10/09	67.5 ± 0.5	67.4 ± 0.3	71.4 ± 0.4	68.8 ± 0.4
2009/10/20	70.3 ± 0.4	69.9 ± 0.2	69.6 ± 0.3	69.9 ± 0.3

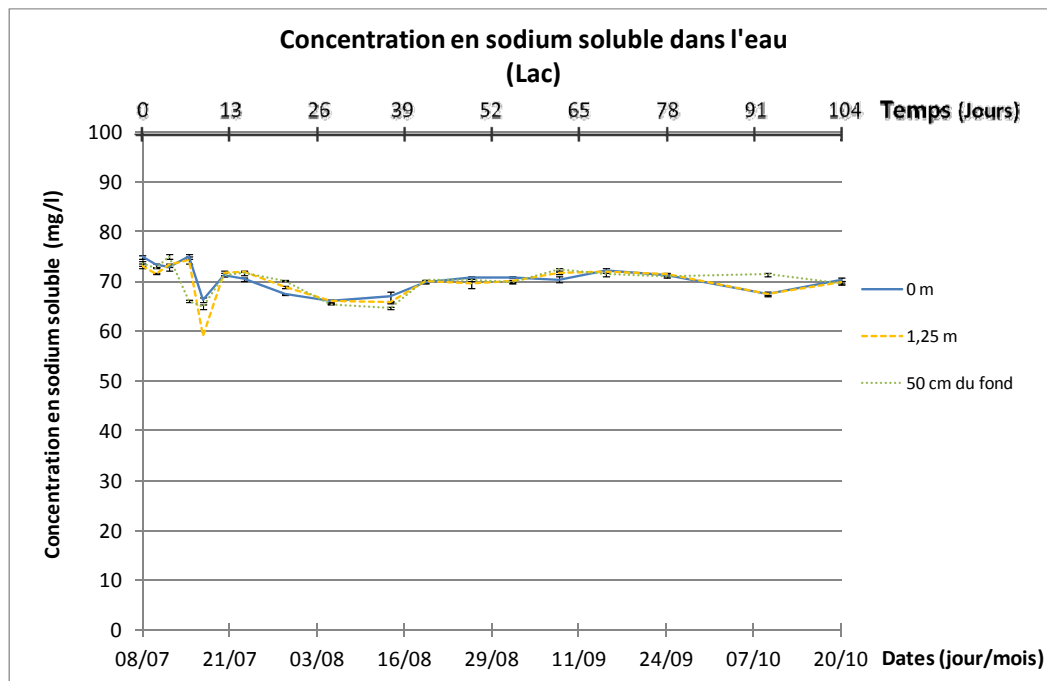


Figure A - 48 : Concentration en sodium soluble dans l'eau du lac

Tableau A - 43 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin

Date et heure	Témoin (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	73.3 ± 0.4	74.4 ± 0.2	75.9 ± 0.7	74.5 ± 0.4
2009/07/10	75.9 ± 0.3	75.9 ± 0.3	53.8 ± 0.5	68.0 ± 0.4
2009/07/12				
2009/07/15	76.3 ± 0.5	76.3 ± 0.5	66.9 ± 0.3	70.3 ± 0.3
2009/07/17	67.0 ± 0.7	67.0 ± 0.7	66.8 ± 0.1	66.5 ± 0.5
2009/07/20	71.9 ± 0.4	71.9 ± 0.4	73.7 ± 0.1	72.8 ± 0.3
2009/07/23	73.4 ± 0.4	73.4 ± 0.4		72.9 ± 0.4
2009/07/29			68.1 ± 0.4	68.1 ± 0.4
2009/08/05	66.9 ± 0.3	66.9 ± 0.3	66.5 ± 0.1	66.8 ± 0.2
2009/08/14	66.1 ± 0.1	66.1 ± 0.1	65.9 ± 0.3	66.0 ± 0.2
2009/08/19	66.2 ± 0.1	66.2 ± 0.1	65.3 ± 0.1	65.4 ± 0.3
2009/08/26	69.9 ± 0.3	69.9 ± 0.3	70.6 ± 0.1	70.3 ± 0.2
2009/09/01	71.3 ± 0.5	71.3 ± 0.5	70.3 ± 0.2	70.6 ± 0.3
2009/09/08	72.2 ± 0.1	72.2 ± 0.1	71.7 ± 0.3	72.1 ± 0.2
2009/09/15	73.6 ± 0.3	73.6 ± 0.3	73.5 ± 0.3	73.1 ± 0.3
2009/09/24	71.6 ± 0.3	71.6 ± 0.3	70.4 ± 0.2	71.3 ± 0.2
2009/10/09	69.0 ± 0.3	69.0 ± 0.3	68.7 ± 0.3	68.5 ± 0.3
2009/10/20	71.4 ± 0.2	71.4 ± 0.2	70.8 ± 0.5	71.2 ± 0.3

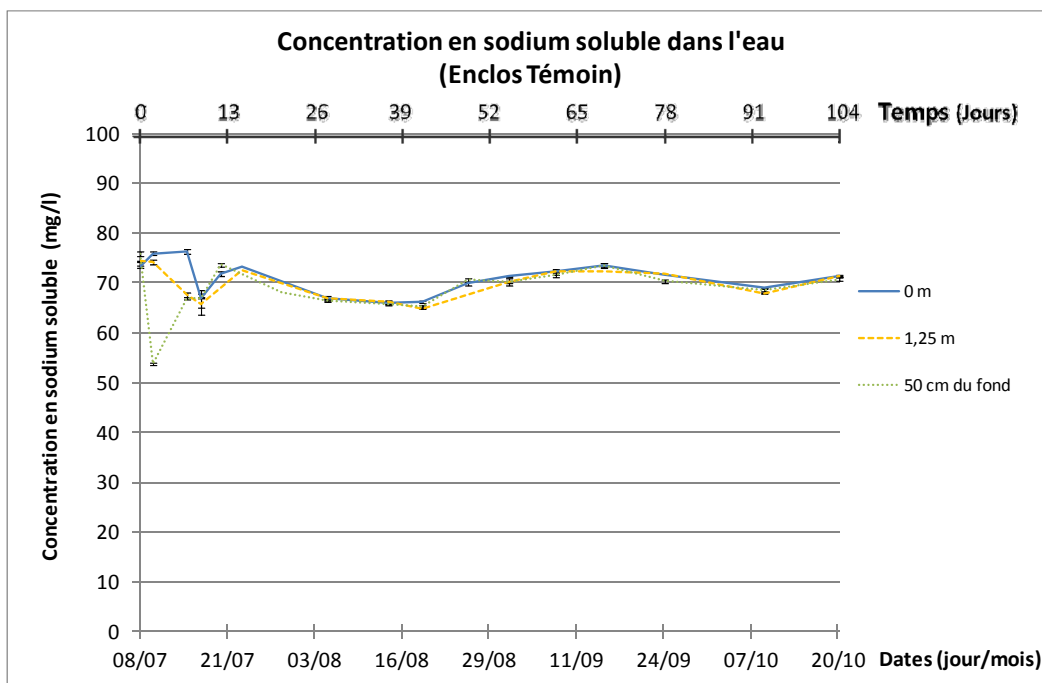


Figure A - 49 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin

Tableau A - 44 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun

Date et heure	Alun (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	75.3 ± 0.2	75.4 ± 0.2	73.6 ± 0.4	74.7 ± 0.3
2009/07/10	75.0 ± 0.4	74.7 ± 0.4	77.7 ± 0.3	75.8 ± 0.4
2009/07/12	72.6 ± 0.4	74.2 ± 0.2	73.7 ± 0.4	73.5 ± 0.3
2009/07/15	74.1 ± 0.5	75.0 ± 0.5	66.7 ± 0.2	71.9 ± 0.4
2009/07/17	74.3 ± 0.1	60.3 ± 2.2	63.0 ± 1.7	65.9 ± 1.3
2009/07/20	72.2 ± 0.5	71.4 ± 0.2	71.5 ± 0.4	71.7 ± 0.4
2009/07/23			72.8 ± 0.5	72.8 ± 0.5
2009/07/29	67.4 ± 0.3	68.4 ± 0.2	68.0 ± 0.1	68.0 ± 0.2
2009/08/05	66.2 ± 0.4	66.1 ± 0.1	66.7 ± 0.3	66.3 ± 0.3
2009/08/14	66.6 ± 0.4	66.5 ± 0.3	65.6 ± 0.3	66.2 ± 0.3
2009/08/19	70.9 ± 0.3	71.5 ± 0.1	71.5 ± 0.1	71.3 ± 0.2
2009/08/26	70.2 ± 0.4	71.4 ± 0.2	70.8 ± 0.3	70.8 ± 0.3
2009/09/01	70.6 ± 0.1	69.6 ± 0.2	69.7 ± 0.7	70.0 ± 0.3
2009/09/08	71.2 ± 0.2	72.3 ± 0.6	73.2 ± 0.6	72.3 ± 0.5
2009/09/15	72.2 ± 0.4		72.3 ± 0.4	72.2 ± 0.4
2009/09/24		71.3 ± 0.0	72.9 ± 0.3	72.1 ± 0.1
2009/10/09	69.5 ± 0.1	69.3 ± 0.2	69.8 ± 0.4	69.5 ± 0.3
2009/10/20	72.9 ± 0.3	72.1 ± 0.1	71.4 ± 0.3	72.2 ± 0.2

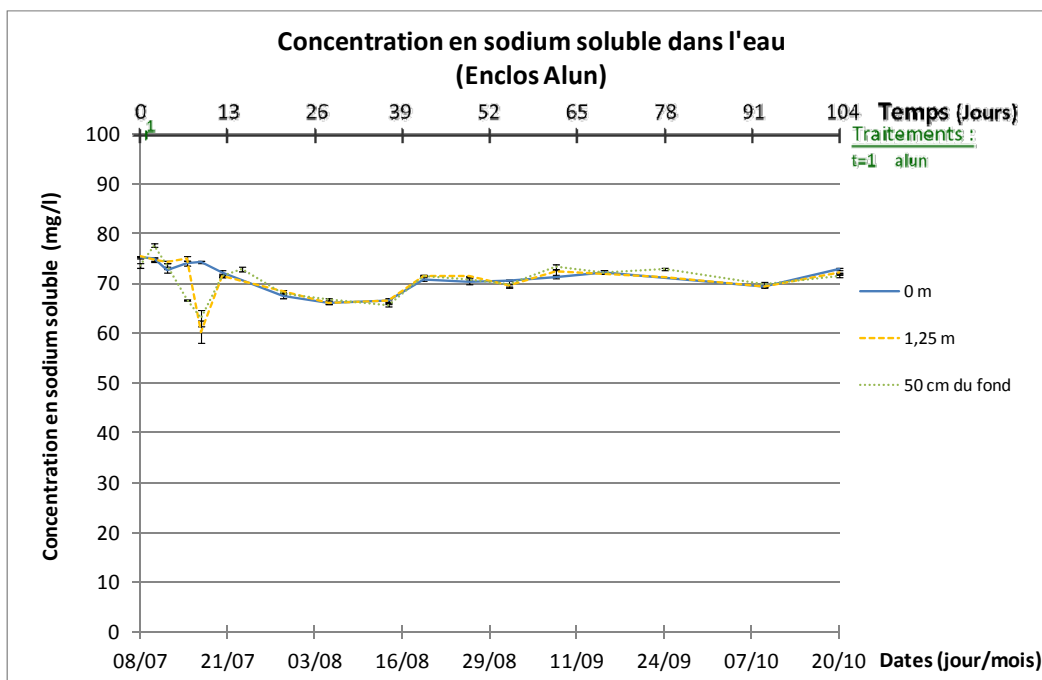


Figure A - 50 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun

Tableau A - 45 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire

Date et heure	Calcaire (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	74.3 ± 0.4	73.8 ± 0.1	74.8 ± 0.2	74.3 ± 0.3
2009/07/10		77.3 ± 0.2	74.7 ± 0.5	76.0 ± 0.4
2009/07/12	73.9 ± 0.5	73.0 ± 0.4	74.4 ± 0.2	73.8 ± 0.4
2009/07/15	75.4 ± 0.5	67.7 ± 0.3	67.0 ± 0.3	70.0 ± 0.4
2009/07/17	74.4 ± 0.4	67.1 ± 0.3	74.4 ± 0.2	72.0 ± 0.3
2009/07/20	74.1 ± 0.4	74.0 ± 0.1	74.6 ± 0.2	74.2 ± 0.2
2009/07/23	74.4 ± 0.5	71.7 ± 0.5	73.2 ± 0.4	73.1 ± 0.5
2009/07/29	69.1 ± 0.3	68.9 ± 0.3	70.6 ± 0.3	69.5 ± 0.3
2009/08/05	68.6 ± 0.4	70.5 ± 0.4	68.7 ± 0.5	69.3 ± 0.4
2009/08/14	66.9 ± 0.6		68.5 ± 0.2	67.7 ± 0.4
2009/08/19	73.6 ± 0.2	71.5 ± 0.4	72.3 ± 0.2	72.5 ± 0.3
2009/08/26	71.2 ± 0.6	71.7 ± 0.2	71.6 ± 0.3	71.5 ± 0.4
2009/09/01	72.1 ± 0.4	71.8 ± 0.4	72.1 ± 0.4	72.0 ± 0.4
2009/09/08		73.9 ± 0.8	72.9 ± 0.3	73.4 ± 0.6
2009/09/15	74.2 ± 0.1	73.8 ± 0.2	73.6 ± 0.5	73.9 ± 0.3
2009/09/24	72.2 ± 0.1	72.3 ± 0.1	71.5 ± 0.3	72.0 ± 0.2
2009/10/09	70.2 ± 0.3	71.1 ± 0.1	70.4 ± 0.3	70.6 ± 0.2
2009/10/20	72.5 ± 0.1	72.8 ± 0.1	72.7 ± 0.4	72.7 ± 0.2

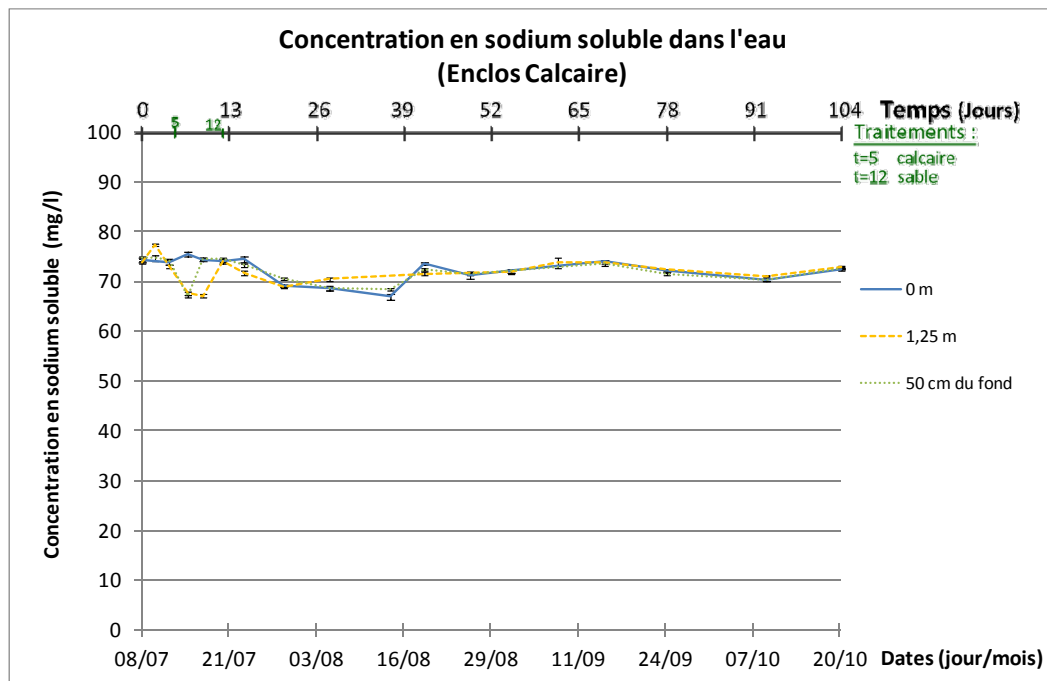


Figure A - 51 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire

Tableau A - 46 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

Date et heure	Alun + Calcaire (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	74.9 ± 0.3	74.7 ± 0.4	74.8 ± 0.4	74.8 ± 0.4
2009/07/10	75.3 ± 0.5	74.2 ± 0.4	74.1 ± 0.7	74.5 ± 0.5
2009/07/12	75.2 ± 0.2	75.3 ± 0.5	74.9 ± 0.8	75.1 ± 0.5
2009/07/15	73.8 ± 0.5	76.0 ± 1.1	68.3 ± 0.2	72.7 ± 0.6
2009/07/17	74.5 ± 0.1	62.2 ± 0.4	66.6 ± 0.3	67.8 ± 0.3
2009/07/20	75.5 ± 0.3	73.6 ± 0.7	74.3 ± 0.1	74.4 ± 0.4
2009/07/23	71.6 ± 0.4	73.3 ± 0.1	72.5 ± 0.3	72.5 ± 0.3
2009/07/29	69.2 ± 0.3	68.2 ± 0.1	69.1 ± 0.6	68.8 ± 0.4
2009/08/05	68.4 ± 0.3	67.1 ± 0.1	68.2 ± 0.3	67.9 ± 0.2
2009/08/14	64.5 ± 0.3		66.3 ± 0.5	65.4 ± 0.4
2009/08/19	70.1 ± 0.1	71.0 ± 0.4	69.3 ± 0.3	70.1 ± 0.3
2009/08/26	69.3 ± 0.5	70.5 ± 0.2	70.8 ± 0.3	70.2 ± 0.3
2009/09/01	70.8 ± 0.2	70.9 ± 0.4	70.8 ± 0.1	70.8 ± 0.2
2009/09/08	72.9 ± 0.2	71.5 ± 0.3	71.9 ± 0.2	72.1 ± 0.2
2009/09/15	72.0 ± 0.2	72.3 ± 0.4	77.5 ± 0.3	73.9 ± 0.3
2009/09/24	70.7 ± 0.1	71.3 ± 0.1	72.0 ± 0.1	71.4 ± 0.1
2009/10/09	69.2 ± 0.3	69.0 ± 0.2	71.5 ± 0.6	69.9 ± 0.4
2009/10/20	69.2 ± 0.3	69.7 ± 0.1	70.1 ± 0.3	69.7 ± 0.2

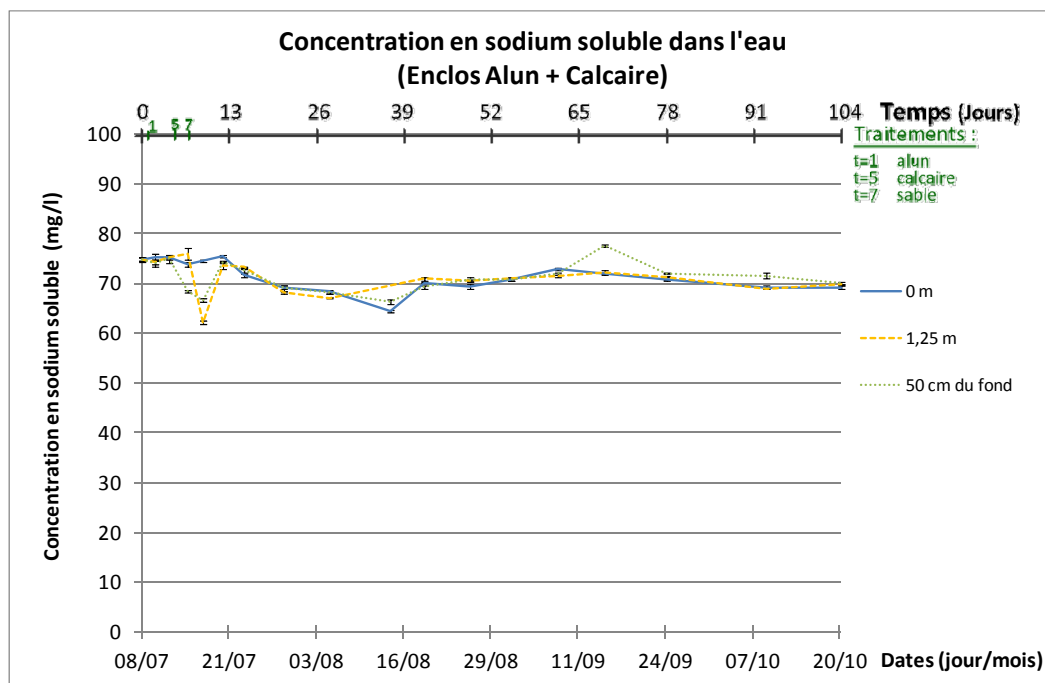


Figure A - 52 : Concentration en sodium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

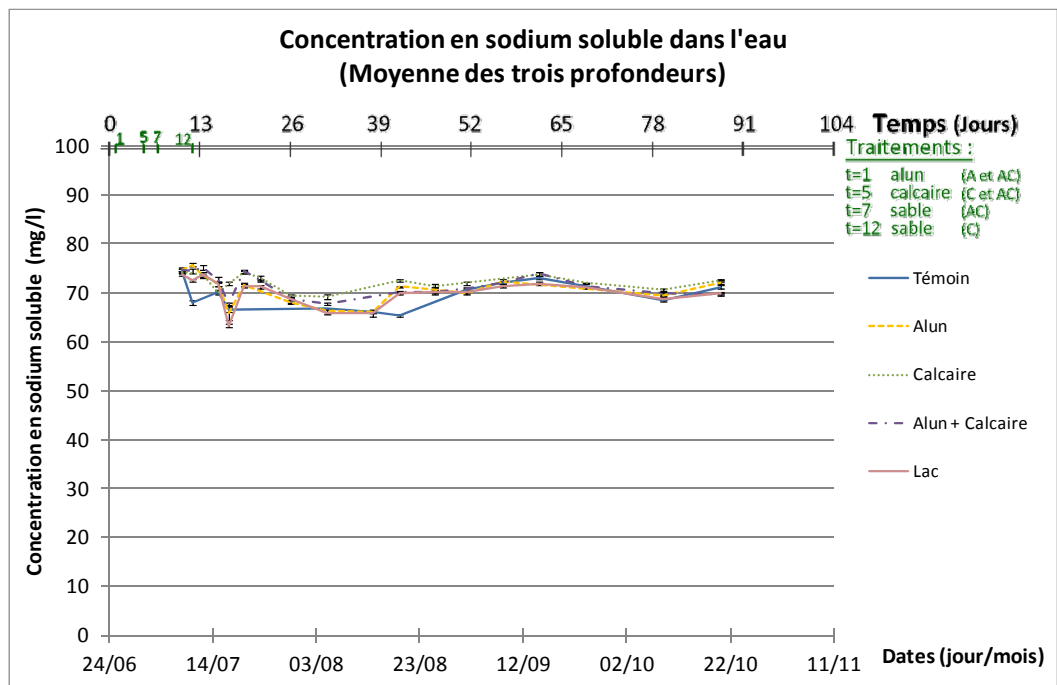


Figure A - 53: Concentration en sodium soluble dans chaque colonne d'eau

Tableau A - 47 : Concentration en calcium soluble dans l'eau du lac

Date et heure	Lac (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	50.3 ± 0.2	49.7 ± 0.2	50.7 ± 0.3	50.2 ± 0.2
2009/07/10	47.6 ± 0.0	49.1 ± 0.2	49.1 ± 0.4	48.6 ± 0.2
2009/07/12	48.8 ± 0.3	49.2 ± 0.5	49.2 ± 0.3	49.1 ± 0.4
2009/07/15	49.8 ± 0.5	48.7 ± 0.1	43.4 ± 0.2	47.3 ± 0.3
2009/07/17	40.9 ± 0.0	33.1 ± 0.8	38.3 ± 0.3	37.4 ± 0.4
2009/07/20	49.3 ± 0.2	49.4 ± 0.5	49.9 ± 0.2	49.5 ± 0.3
2009/07/23	47.9 ± 0.7	47.7 ± 0.3	48.2 ± 0.3	47.9 ± 0.4
2009/07/29	46.5 ± 0.2	46.3 ± 0.5	46.6 ± 0.4	46.5 ± 0.4
2009/08/05	44.6 ± 0.5	44.6 ± 0.4	44.2 ± 0.3	44.5 ± 0.4
2009/08/14	44.0 ± 0.7	43.5 ± 0.1	44.5 ± 0.6	44.0 ± 0.5
2009/08/19	45.3 ± 0.4	45.2 ± 0.2	46.0 ± 0.2	45.5 ± 0.3
2009/08/26	46.4 ± 0.5	45.9 ± 0.6	45.8 ± 0.3	46.1 ± 0.5
2009/09/01	46.4 ± 0.2	46.7 ± 0.3	46.6 ± 0.3	46.5 ± 0.3
2009/09/08	46.4 ± 0.5	46.9 ± 0.2	47.0 ± 0.2	46.7 ± 0.3
2009/09/15	46.8 ± 0.2	47.2 ± 0.4	47.0 ± 0.2	47.0 ± 0.3
2009/09/24	47.1 ± 0.1	46.9 ± 0.2	46.9 ± 0.3	47.0 ± 0.2
2009/10/09	46.9 ± 0.1	46.5 ± 0.2	48.4 ± 0.1	47.3 ± 0.2
2009/10/20	48.2 ± 0.4	47.9 ± 0.2	48.5 ± 0.8	48.2 ± 0.5

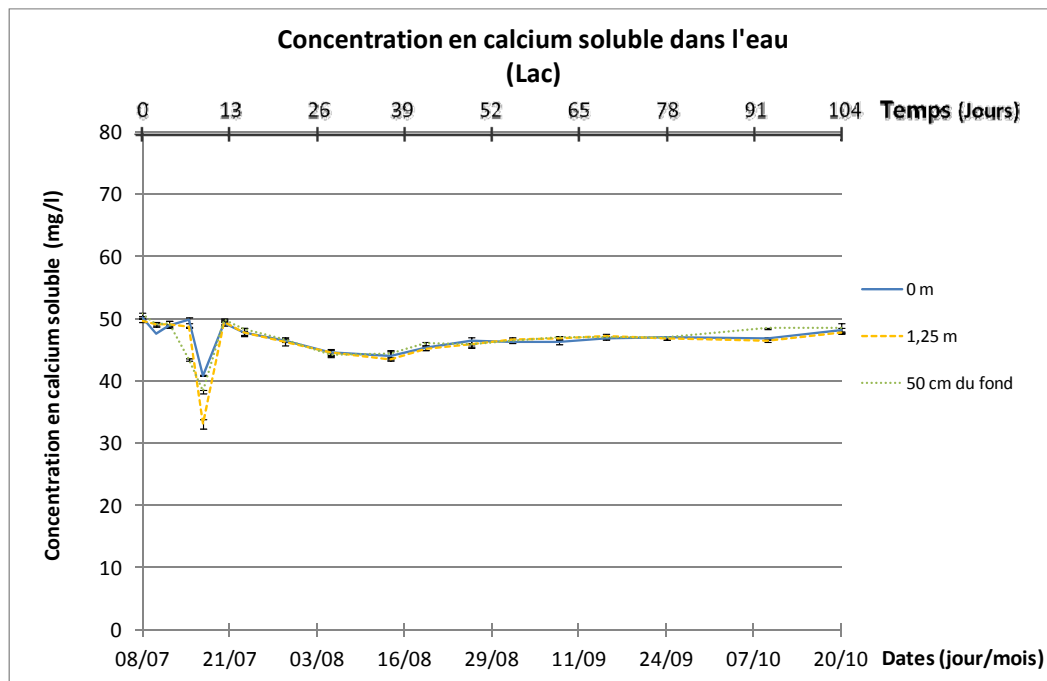


Figure A - 54 : Concentration en calcium soluble dans l'eau du lac

Tableau A - 48 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin

Date et heure	Témoin (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	53.9 ± 0.3	54.1 ± 0.3	54.9 ± 0.4	54.3 ± 0.3
2009/07/10	54.8 ± 0.2	54.8 ± 0.2	42.0 ± 0.3	49.8 ± 0.3
2009/07/12				
2009/07/15	55.3 ± 0.3	55.3 ± 0.3	47.2 ± 0.1	50.1 ± 0.3
2009/07/17	47.3 ± 0.3	47.3 ± 0.3	44.8 ± 0.3	46.3 ± 0.3
2009/07/20	54.3 ± 0.3	54.3 ± 0.3	54.8 ± 0.3	54.5 ± 0.3
2009/07/23	53.5 ± 0.2	53.5 ± 0.2		53.5 ± 0.2
2009/07/29			51.0 ± 0.1	51.0 ± 0.1
2009/08/05	49.4 ± 0.2	49.4 ± 0.2	49.7 ± 0.3	49.5 ± 0.2
2009/08/14	48.1 ± 0.4	48.1 ± 0.4	47.2 ± 0.3	47.8 ± 0.4
2009/08/19	45.8 ± 0.5	45.8 ± 0.5	46.3 ± 0.5	46.2 ± 0.4
2009/08/26	48.1 ± 0.2	48.1 ± 0.2	47.6 ± 0.5	47.8 ± 0.4
2009/09/01	47.9 ± 0.2	47.9 ± 0.2	48.2 ± 0.4	48.1 ± 0.4
2009/09/08	48.4 ± 0.3	48.4 ± 0.3	48.3 ± 0.3	48.2 ± 0.4
2009/09/15	47.7 ± 0.3	47.7 ± 0.3	48.3 ± 0.3	48.1 ± 0.3
2009/09/24	46.9 ± 0.3	46.9 ± 0.3	46.9 ± 0.1	46.9 ± 0.2
2009/10/09	45.6 ± 0.1	45.6 ± 0.1	45.5 ± 0.4	45.5 ± 0.2
2009/10/20	46.9 ± 0.4	46.9 ± 0.4	47.0 ± 0.2	46.9 ± 0.3

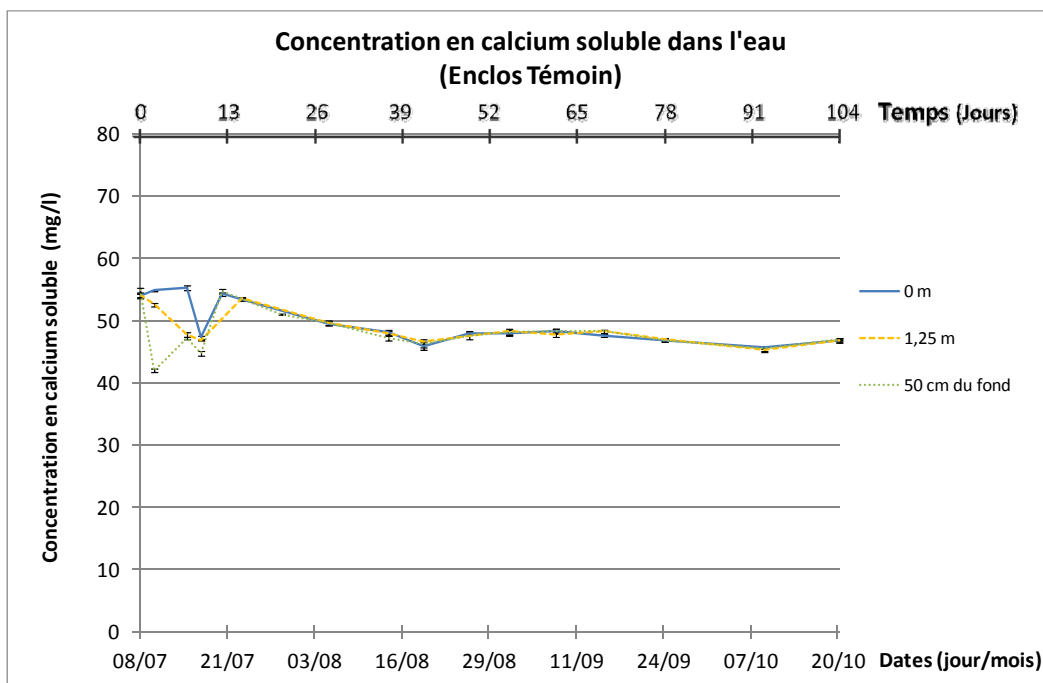


Figure A - 55 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Témoin

Tableau A - 49 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun

Date et heure	Alun (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	51.0 ± 0.1	51.3 ± 0.6	52.0 ± 0.4	51.4 ± 0.3
2009/07/10	52.5 ± 0.3	52.6 ± 0.5	52.7 ± 0.2	52.6 ± 0.3
2009/07/12	51.4 ± 0.2	51.7 ± 0.3	51.7 ± 0.3	51.6 ± 0.2
2009/07/15	51.4 ± 0.7	52.5 ± 0.2	45.7 ± 0.2	49.9 ± 0.4
2009/07/17	53.0 ± 0.2		44.5 ± 0.2	48.8 ± 0.2
2009/07/20	52.4 ± 0.3	51.8 ± 0.2	52.2 ± 0.3	52.1 ± 0.3
2009/07/23			53.2 ± 0.1	53.2 ± 0.1
2009/07/29	49.8 ± 0.2	49.7 ± 0.5	50.2 ± 0.3	49.9 ± 0.3
2009/08/05	49.5 ± 0.4	49.0 ± 0.2	48.7 ± 0.5	49.1 ± 0.4
2009/08/14	48.1 ± 0.1	48.5 ± 0.0	47.6 ± 0.5	48.1 ± 0.2
2009/08/19	50.5 ± 0.7	51.1 ± 0.4	50.3 ± 0.4	50.6 ± 0.5
2009/08/26	50.1 ± 0.5	49.8 ± 0.3	49.1 ± 0.3	49.7 ± 0.4
2009/09/01	49.8 ± 0.3	50.1 ± 0.4	49.1 ± 0.3	49.7 ± 0.3
2009/09/08	50.2 ± 0.4	50.3 ± 0.1	50.4 ± 0.3	50.3 ± 0.3
2009/09/15	49.9 ± 0.1		49.7 ± 0.1	49.8 ± 0.1
2009/09/24		49.3 ± 0.3	49.7 ± 0.1	49.5 ± 0.2
2009/10/09	47.6 ± 0.1	46.9 ± 0.4	47.6 ± 0.4	47.4 ± 0.3
2009/10/20	48.9 ± 0.1	48.7 ± 0.2	48.6 ± 0.4	48.7 ± 0.2

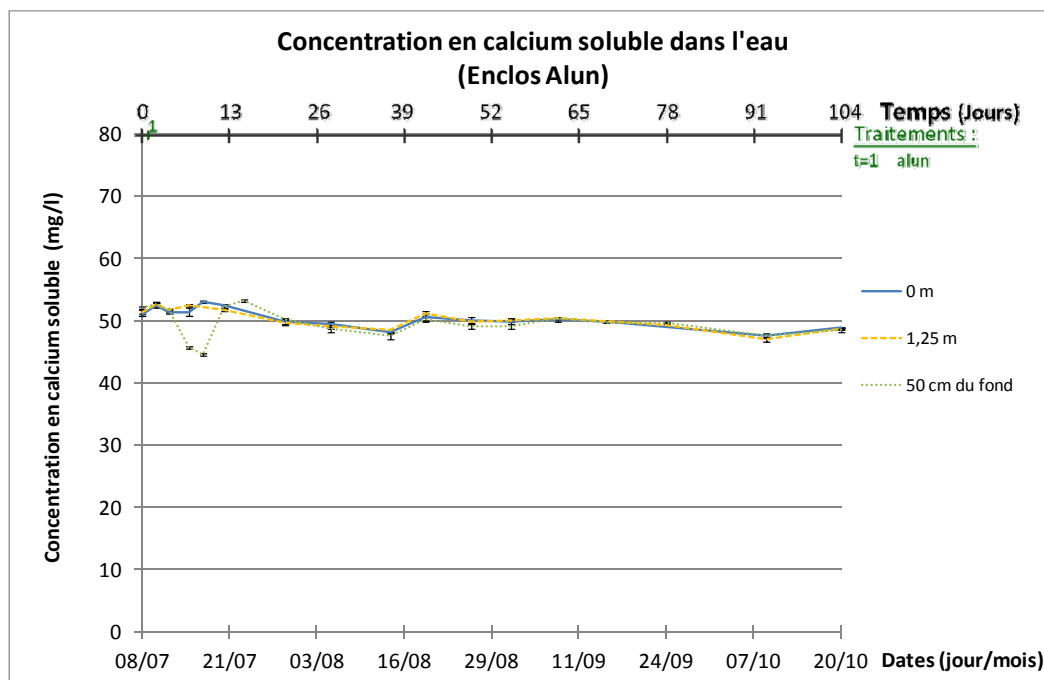


Figure A - 56 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun

Tableau A - 50 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire

Date et heure	Calcaire (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	50.8 ± 0.2	50.2 ± 0.3	50.6 ± 0.7	50.5 ± 0.4
2009/07/10		50.4 ± 0.4	50.1 ± 0.5	50.3 ± 0.4
2009/07/12	49.3 ± 0.3	49.4 ± 0.3	49.7 ± 0.2	49.5 ± 0.3
2009/07/15	50.2 ± 0.2	43.4 ± 0.3	43.6 ± 0.2	45.7 ± 0.2
2009/07/17	51.1 ± 0.2	42.8 ± 0.1	50.8 ± 0.4	48.2 ± 0.2
2009/07/20	50.4 ± 0.4	50.6 ± 0.5	50.8 ± 0.3	50.6 ± 0.4
2009/07/23	50.4 ± 0.2	49.2 ± 0.4	50.0 ± 0.1	49.8 ± 0.3
2009/07/29	47.7 ± 0.2	47.8 ± 0.3	48.8 ± 0.1	48.1 ± 0.2
2009/08/05	47.6 ± 0.5	48.6 ± 0.3	48.0 ± 0.2	48.1 ± 0.4
2009/08/14	46.7 ± 0.4		46.1 ± 0.2	46.4 ± 0.3
2009/08/19	49.0 ± 0.3	48.6 ± 0.5	47.8 ± 0.3	48.5 ± 0.4
2009/08/26	46.9 ± 0.6	47.2 ± 0.2	47.7 ± 0.5	47.3 ± 0.4
2009/09/01	47.8 ± 0.4	47.6 ± 0.3	48.5 ± 0.3	47.9 ± 0.4
2009/09/08		48.3 ± 0.3	48.1 ± 0.2	48.2 ± 0.3
2009/09/15	47.5 ± 0.2	48.2 ± 0.2	48.3 ± 0.4	48.0 ± 0.3
2009/09/24	47.5 ± 0.3	47.1 ± 0.4	47.4 ± 0.2	47.3 ± 0.3
2009/10/09	46.5 ± 0.3	46.5 ± 0.1	46.7 ± 0.4	46.6 ± 0.3
2009/10/20		46.9 ± 0.5	47.2 ± 0.3	47.1 ± 0.4

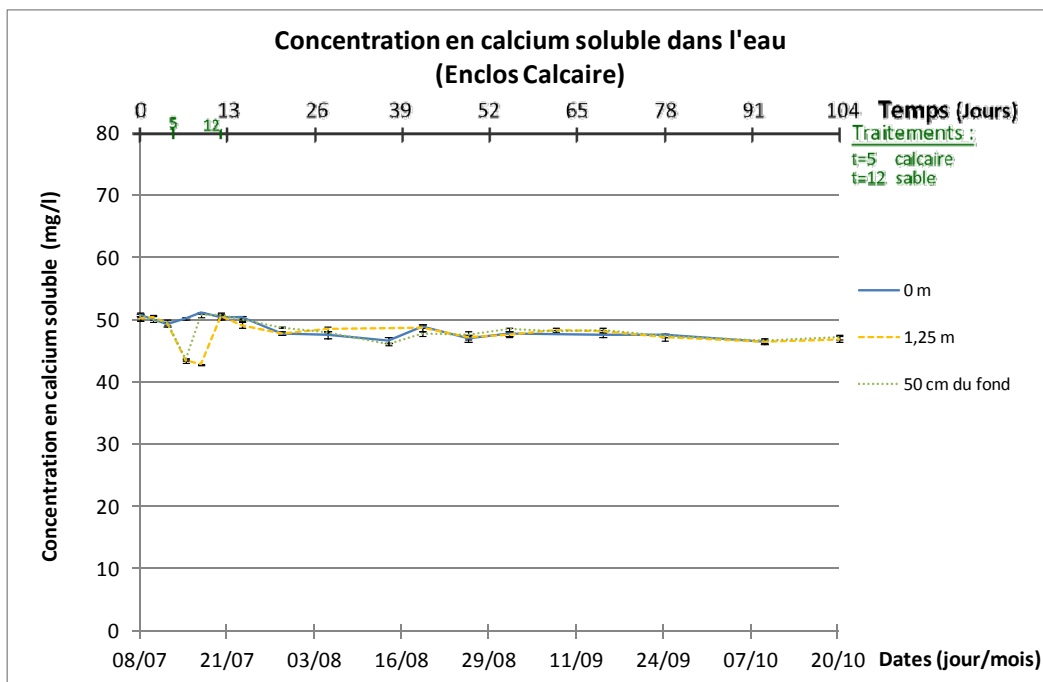


Figure A - 57 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire

Tableau A - 51 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

Date et heure	Alun + Calcaire (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	54.0 ± 0.5	52.5 ± 0.4	52.5 ± 0.8	53.0 ± 0.6
2009/07/10	52.6 ± 0.1	52.6 ± 0.1	51.9 ± 0.5	52.3 ± 0.2
2009/07/12	52.9 ± 0.5	52.1 ± 0.3	52.0 ± 0.4	52.3 ± 0.4
2009/07/15	52.1 ± 0.3	54.2 ± 0.2	46.3 ± 0.2	50.9 ± 0.2
2009/07/17	54.2 ± 0.3	37.9 ± 0.3	44.6 ± 0.3	45.6 ± 0.3
2009/07/20	53.7 ± 0.6	54.0 ± 0.1	54.6 ± 0.3	54.1 ± 0.3
2009/07/23	50.4 ± 0.3	53.0 ± 0.2		51.7 ± 0.2
2009/07/29	48.4 ± 0.3	49.6 ± 0.2	50.3 ± 0.4	49.4 ± 0.3
2009/08/05	46.4 ± 0.4	46.8 ± 0.3	46.1 ± 0.3	46.4 ± 0.3
2009/08/14	44.8 ± 0.2		45.1 ± 0.4	45.0 ± 0.3
2009/08/19	46.3 ± 0.2	45.9 ± 0.2	45.9 ± 0.3	46.0 ± 0.2
2009/08/26	45.6 ± 0.4	45.9 ± 0.6	45.8 ± 0.7	45.8 ± 0.5
2009/09/01	45.5 ± 0.4	46.2 ± 0.4	45.4 ± 0.4	45.7 ± 0.4
2009/09/08	46.7 ± 0.4	46.1 ± 0.4	46.3 ± 0.2	46.4 ± 0.3
2009/09/15	46.4 ± 0.1	46.0 ± 0.3	48.4 ± 0.2	46.9 ± 0.2
2009/09/24	46.0 ± 0.3	46.4 ± 0.2	46.4 ± 0.1	46.3 ± 0.2
2009/10/09	46.2 ± 0.5	46.2 ± 0.2	47.8 ± 0.2	46.7 ± 0.3
2009/10/20	46.2 ± 0.2	46.6 ± 0.3	45.9 ± 0.4	46.2 ± 0.3

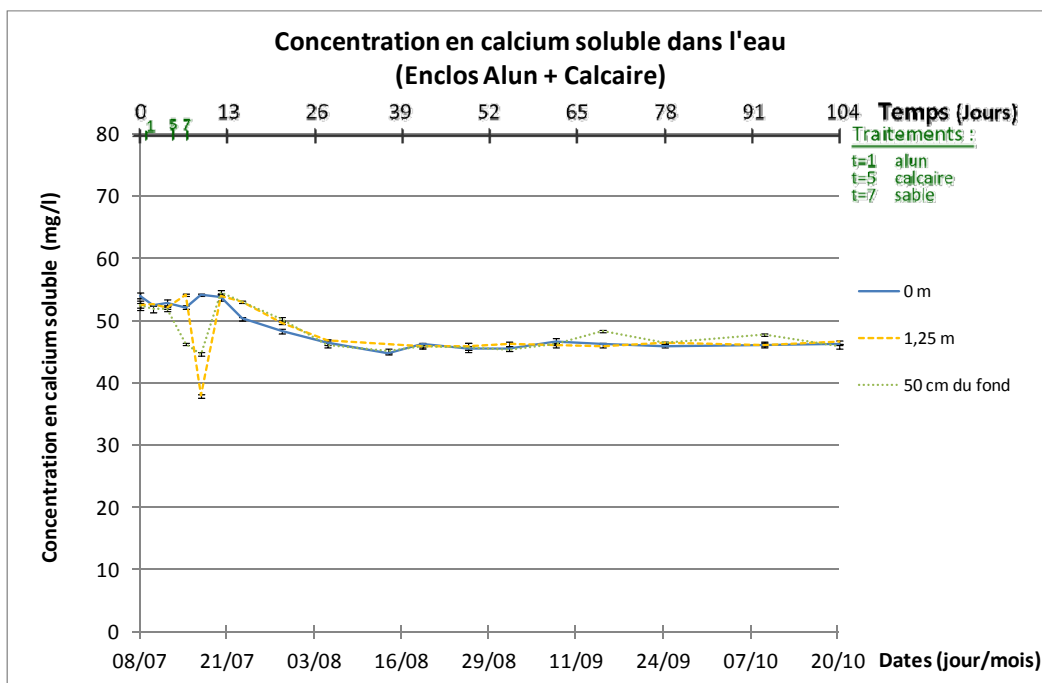


Figure A - 58 : Concentration en calcium soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

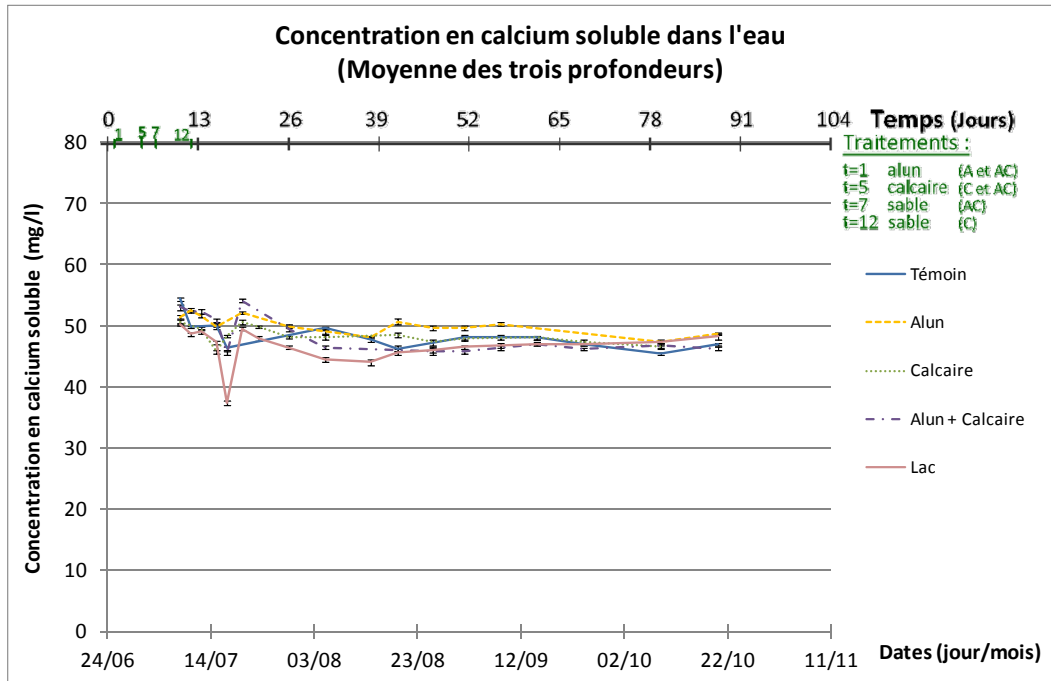


Figure A - 59: Concentration en calcium soluble dans chaque colonne d'eau

Tableau A - 52 : Concentration en fer soluble dans l'eau du lac

Date et heure	Lac (mg/l)			
	0m	1,25m	50cm du fond	Moyenne
2009/07/08		0.008 ± 0.002	0.006 ± 0.001	0.007 ± 0.001
2009/07/10	0.007 ± 0.003	0.008 ± 0.003	0.003 ± 0.002	0.006 ± 0.002
2009/07/12	0.030 ± 0.003	0.009 ± 0.003	0.011 ± 0.001	0.017 ± 0.002
2009/07/15	0.008 ± 0.002		0.000 ± 0.000	0.004 ± 0.001
2009/07/17	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/20	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/23	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/29	0.007 ± 0.003	0.005 ± 0.002	0.011 ± 0.005	0.008 ± 0.003
2009/08/05	0.010 ± 0.002	0.011 ± 0.005	0.010 ± 0.002	0.010 ± 0.003
2009/08/14	0.007 ± 0.002	0.014 ± 0.003	0.016 ± 0.003	0.012 ± 0.003
2009/08/19	0.018 ± 0.002	0.015 ± 0.004	0.017 ± 0.003	0.016 ± 0.003
2009/08/26	0.023 ± 0.002	0.023 ± 0.002	0.029 ± 0.003	0.025 ± 0.002
2009/09/01	0.015 ± 0.003	0.014 ± 0.004	0.014 ± 0.002	0.014 ± 0.003
2009/09/08	0.038 ± 0.003	0.012 ± 0.002	0.010 ± 0.001	0.020 ± 0.002
2009/09/15		0.005 ± 0.002	0.008 ± 0.002	0.007 ± 0.002
2009/09/24			0.002 ± 0.001	0.002 ± 0.001
2009/10/09	0.013 ± 0.005	0.013 ± 0.003	0.031 ± 0.003	0.019 ± 0.003
2009/10/20	0.020 ± 0.003	0.025 ± 0.005	0.021 ± 0.002	0.022 ± 0.003

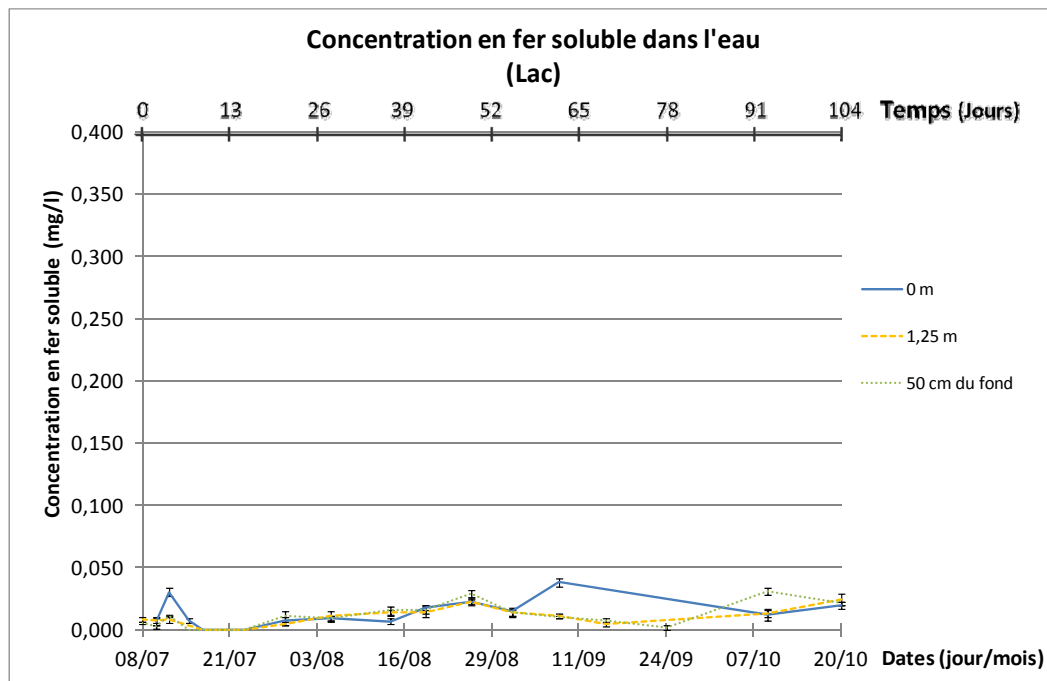


Figure A - 60 : Concentration en fer soluble dans l'eau du lac

Tableau A - 53 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Témoin

Date et heure	Témoin (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	0.000 ± 0.000	0.005 ± 0.005	0.006 ± 0.002	0.004 ± 0.002
2009/07/10	0.006 ± 0.004	0.006 ± 0.004	0.003 ± 0.003	0.006 ± 0.003
2009/07/12				
2009/07/15	0.007 ± 0.003	0.007 ± 0.003	0.000 ± 0.000	0.002 ± 0.001
2009/07/17			0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/20	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/23	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/29	0.015 ± 0.003	0.015 ± 0.003	0.025 ± 0.007	0.017 ± 0.004
2009/08/05	0.034 ± 0.003	0.034 ± 0.003	0.013 ± 0.001	0.029 ± 0.002
2009/08/14	0.007 ± 0.002	0.007 ± 0.002	0.009 ± 0.002	0.007 ± 0.001
2009/08/19	0.007 ± 0.002	0.007 ± 0.002		0.007 ± 0.003
2009/08/26	0.015 ± 0.003	0.015 ± 0.003	0.042 ± 0.003	0.024 ± 0.003
2009/09/01	0.006 ± 0.004	0.006 ± 0.004	0.013 ± 0.003	0.007 ± 0.002
2009/09/08	0.009 ± 0.005	0.009 ± 0.005	0.011 ± 0.002	0.009 ± 0.003
2009/09/15	0.022 ± 0.003	0.022 ± 0.003	0.010 ± 0.002	0.011 ± 0.001
2009/09/24	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/10/09	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/10/20	0.007 ± 0.001	0.007 ± 0.001	0.006 ± 0.001	0.005 ± 0.001

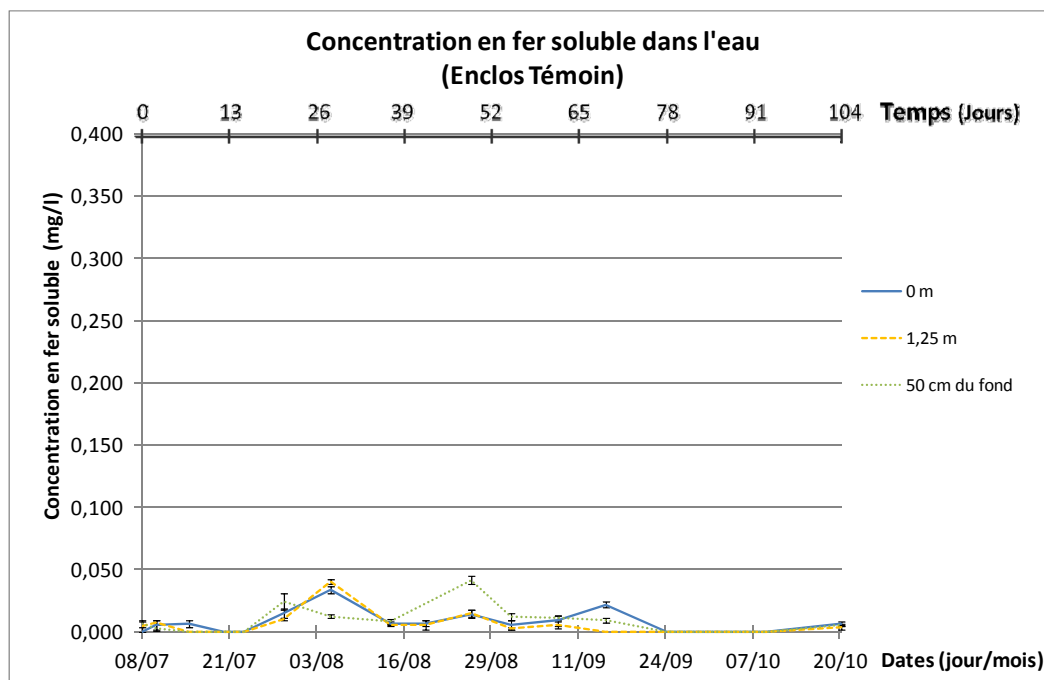


Figure A - 61 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Témoin

Tableau A - 54 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Alun

Date et heure	Alun (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	0.007 ± 0.004	0.007 ± 0.002	0.006 ± 0.002	0.007 ± 0.003
2009/07/10	0.005 ± 0.002	0.006 ± 0.000	0.003 ± 0.002	0.005 ± 0.001
2009/07/12	0.006 ± 0.000		0.031 ± 0.002	0.019 ± 0.001
2009/07/15	0.008 ± 0.001	0.056 ± 0.003	0.004 ± 0.001	0.022 ± 0.002
2009/07/17		0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/20	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/23	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/29	0.019 ± 0.005		0.004 ± 0.002	0.011 ± 0.003
2009/08/05	0.007 ± 0.002	0.005 ± 0.004	0.003 ± 0.001	0.005 ± 0.002
2009/08/14	0.004 ± 0.003	0.008 ± 0.003	0.005 ± 0.002	0.006 ± 0.002
2009/08/19	0.018 ± 0.002	0.007 ± 0.003	0.010 ± 0.001	0.012 ± 0.002
2009/08/26	0.014 ± 0.002	0.014 ± 0.004	0.016 ± 0.001	0.015 ± 0.002
2009/09/01	0.016 ± 0.006	0.014 ± 0.002	0.016 ± 0.002	0.015 ± 0.004
2009/09/08	0.006 ± 0.002	0.010 ± 0.001	0.005 ± 0.004	0.007 ± 0.002
2009/09/15	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/09/24	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/10/09	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.006 ± 0.004	0.002 ± 0.001
2009/10/20	0.008 ± 0.003	0.009 ± 0.002	0.009 ± 0.003	0.009 ± 0.003

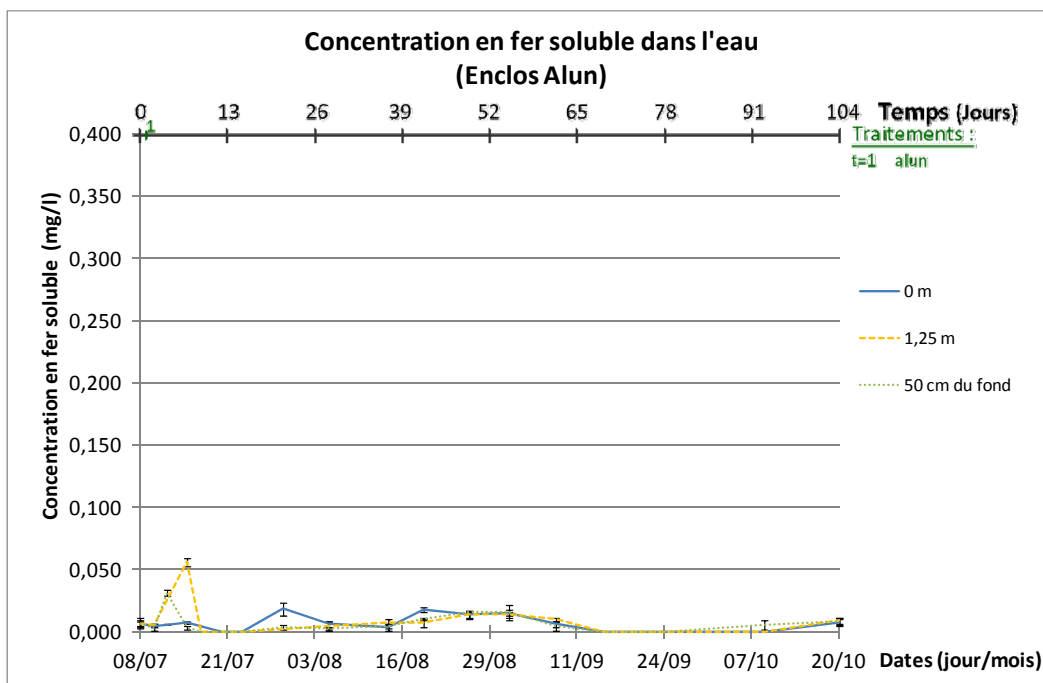


Figure A - 62 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Alun

Tableau A - 55 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire

Date et heure	Calcaire (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	0.005 ± 0.002			0.005 ± 0.002
2009/07/10	0.004 ± 0.001	0.004 ± 0.002	0.007 ± 0.004	0.005 ± 0.003
2009/07/12	0.004 ± 0.002	0.003 ± 0.002	0.007 ± 0.003	0.005 ± 0.002
2009/07/15	0.005 ± 0.001	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.002 ± 0.000
2009/07/17	0.010 ± 0.003	0.000 ± 0.000		0.005 ± 0.002
2009/07/20	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/23	0.000 ± 0.000	0.005 ± 0.002	0.000 ± 0.000	0.002 ± 0.001
2009/07/29	0.007 ± 0.004		0.007 ± 0.001	0.007 ± 0.002
2009/08/05	0.005 ± 0.001			0.005 ± 0.001
2009/08/14		0.008 ± 0.001	0.006 ± 0.001	0.007 ± 0.001
2009/08/19	0.009 ± 0.002	0.008 ± 0.003	0.007 ± 0.002	0.008 ± 0.002
2009/08/26	0.013 ± 0.003	0.013 ± 0.001	0.013 ± 0.001	0.013 ± 0.002
2009/09/01	0.017 ± 0.001	0.011 ± 0.005	0.008 ± 0.001	0.012 ± 0.002
2009/09/08	0.005 ± 0.004	0.003 ± 0.002	0.000 ± 0.000	0.003 ± 0.002
2009/09/15	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/09/24	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/10/09	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/10/20	0.005 ± 0.004	0.004 ± 0.002	0.006 ± 0.000	0.005 ± 0.002

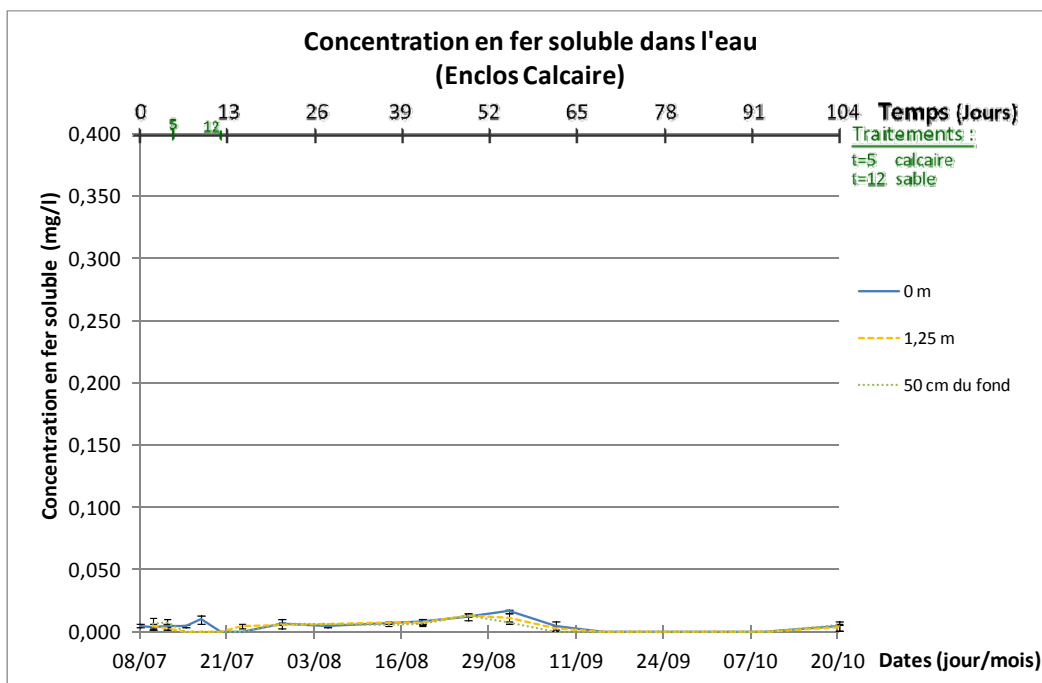


Figure A - 63 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Calcaire

Tableau A - 56 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

Date et heure	Alun + Calcaire (mg/l)			Moyenne
	0m	1,25m	50cm du fond	
2009/07/08	0.000 ± 0.000	0.008 ± 0.004	0.006 ± 0.002	0.005 ± 0.002
2009/07/10	0.004 ± 0.002	0.026 ± 0.005	0.010 ± 0.002	0.013 ± 0.003
2009/07/12	0.009 ± 0.002	0.005 ± 0.002	0.005 ± 0.002	0.006 ± 0.002
2009/07/15	0.008 ± 0.004	0.009 ± 0.003	0.026 ± 0.001	0.014 ± 0.003
2009/07/17	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/20	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/07/23	0.017 ± 0.002	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.006 ± 0.001
2009/07/29	0.008 ± 0.003			0.008 ± 0.003
2009/08/05	0.006 ± 0.002	0.009 ± 0.002	0.006 ± 0.003	0.007 ± 0.002
2009/08/14	0.007 ± 0.003	0.007 ± 0.004	0.028 ± 0.002	0.014 ± 0.003
2009/08/19	0.013 ± 0.006	0.014 ± 0.004	0.014 ± 0.001	0.014 ± 0.003
2009/08/26	0.016 ± 0.003		0.010 ± 0.001	0.013 ± 0.002
2009/09/01	0.009 ± 0.001	0.016 ± 0.006	0.009 ± 0.004	0.011 ± 0.004
2009/09/08			0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/09/15	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/09/24	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000
2009/10/09	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.000	0.006 ± 0.003	0.002 ± 0.001
2009/10/20	0.007 ± 0.004	0.005 ± 0.005		0.006 ± 0.004

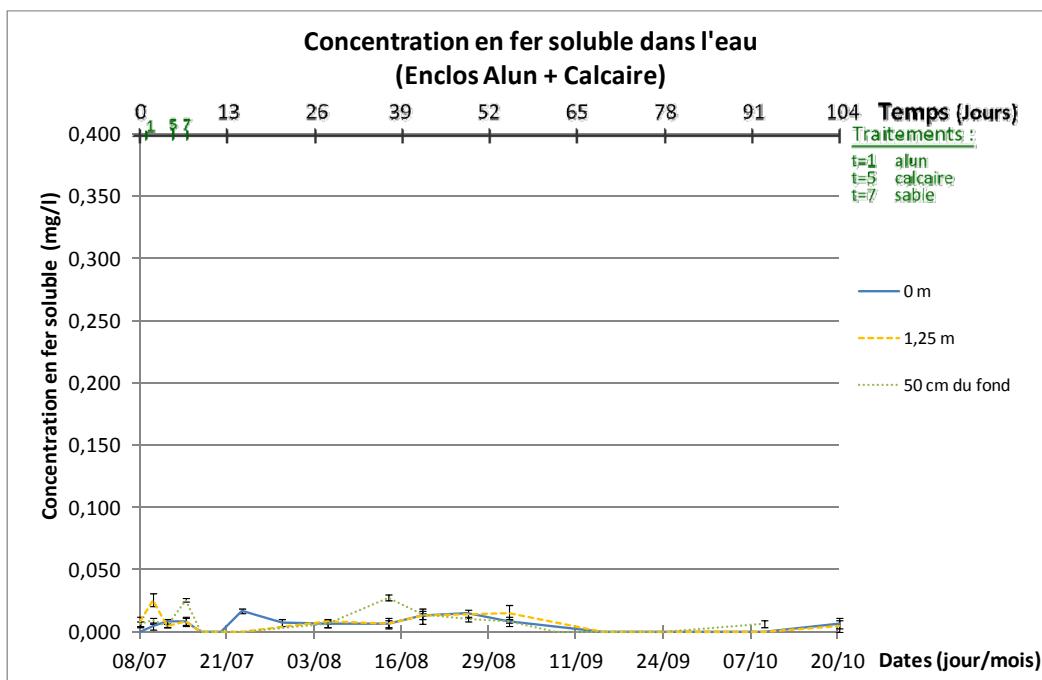


Figure A - 64 : Concentration en fer soluble dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

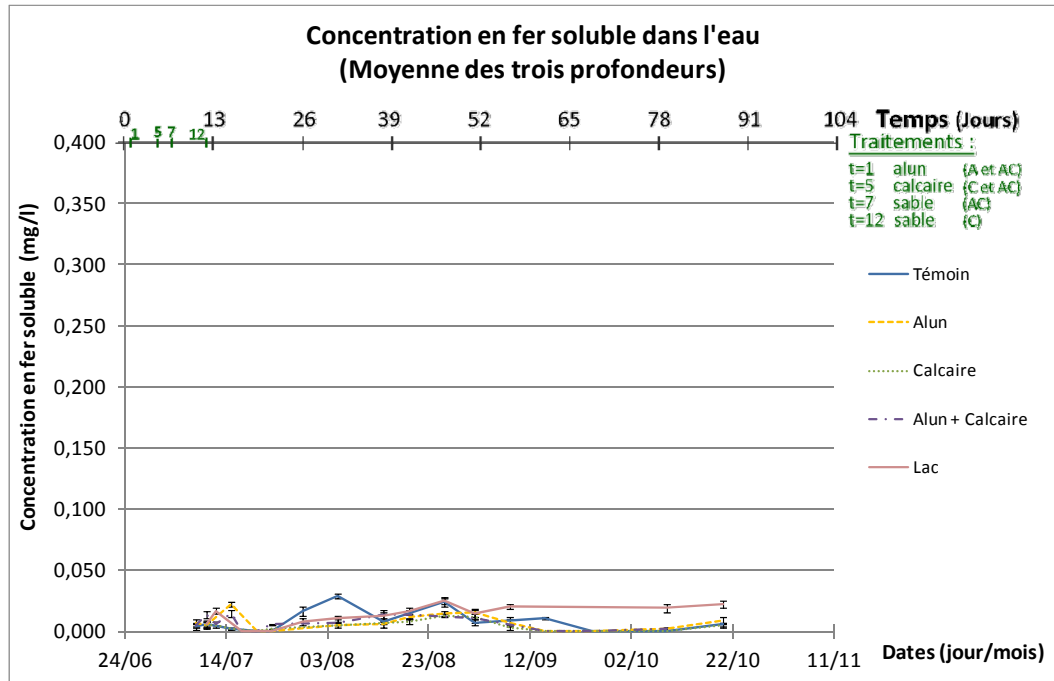


Figure A - 65: Concentration en fer soluble dans chaque colonne d'eau

Tableau A - 57: Concentrations en aluminium total à 1,25 m pour les enclos traités à l'alun et le lac

Date	Concentrations en Aluminium Total (mg/l)		
	Alun	Alun + Calcaire	Lac
2009/07/08	< 0,005	< 0,005	0,006
2009/07/10	0,450	0,150	0,007
2009/07/12	0,260		
2009/07/15	0,190	0,130	< 0,005
2009/07/17	0,140		< 0,005
2009/07/20	0,099	0,110	< 0,005
2009/07/23	0,071	0,110	< 0,005
2009/07/29	0,042	0,097	0,008
2009/08/05	0,026	0,068	0,007
2009/08/14	0,015	0,049	< 0,005
2009/08/19	0,018	0,028	0,008
2009/08/26	0,011	0,022	0,008
2009/09/01	0,007	0,021	0,009
2009/09/08	0,006	0,018	0,007
2009/09/15	0,013	0,015	0,006
2009/09/24	0,014	0,014	0,015
2009/10/09	0,012	0,005	0,013
2009/10/20	0,010	< 0,005	0,010

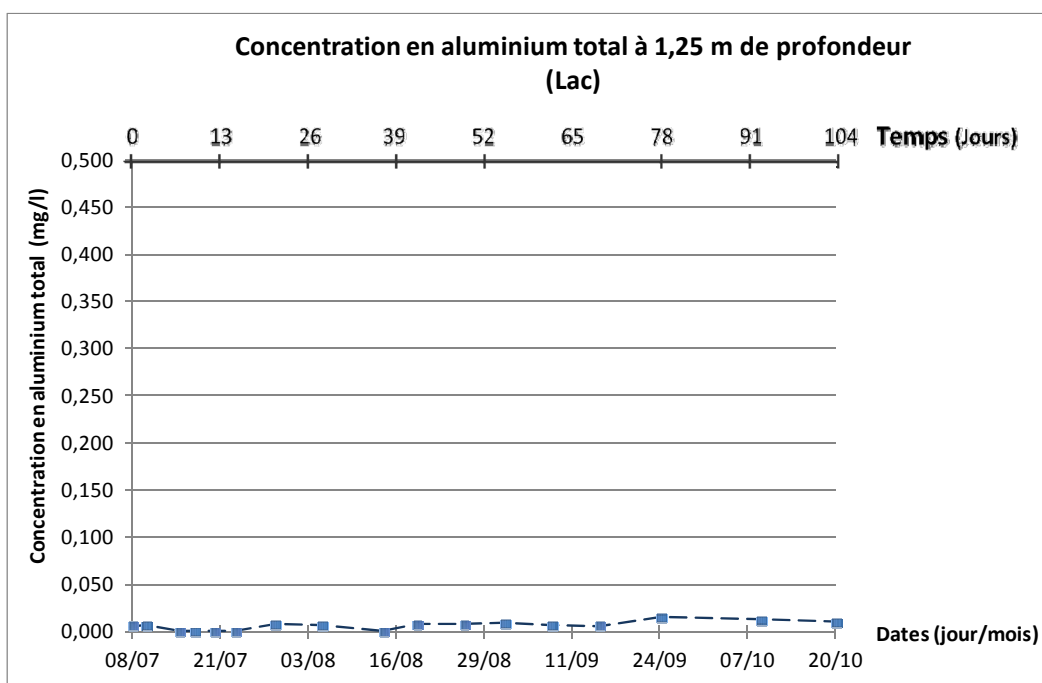


Figure A - 66 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur dans le lac

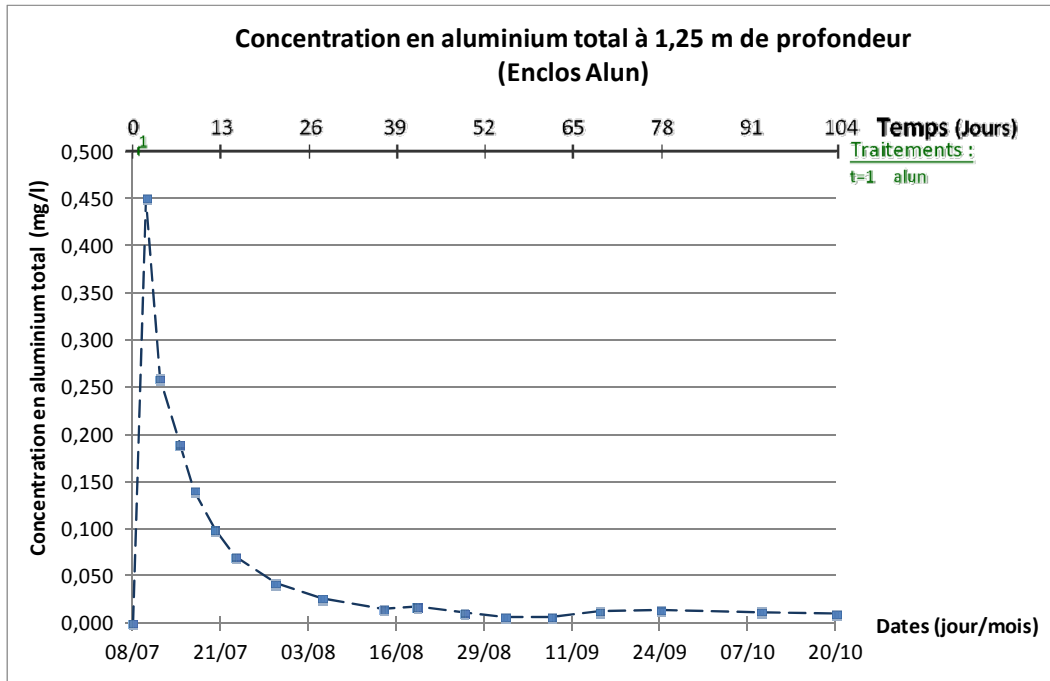


Figure A - 67 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur dans l'enclos Alun

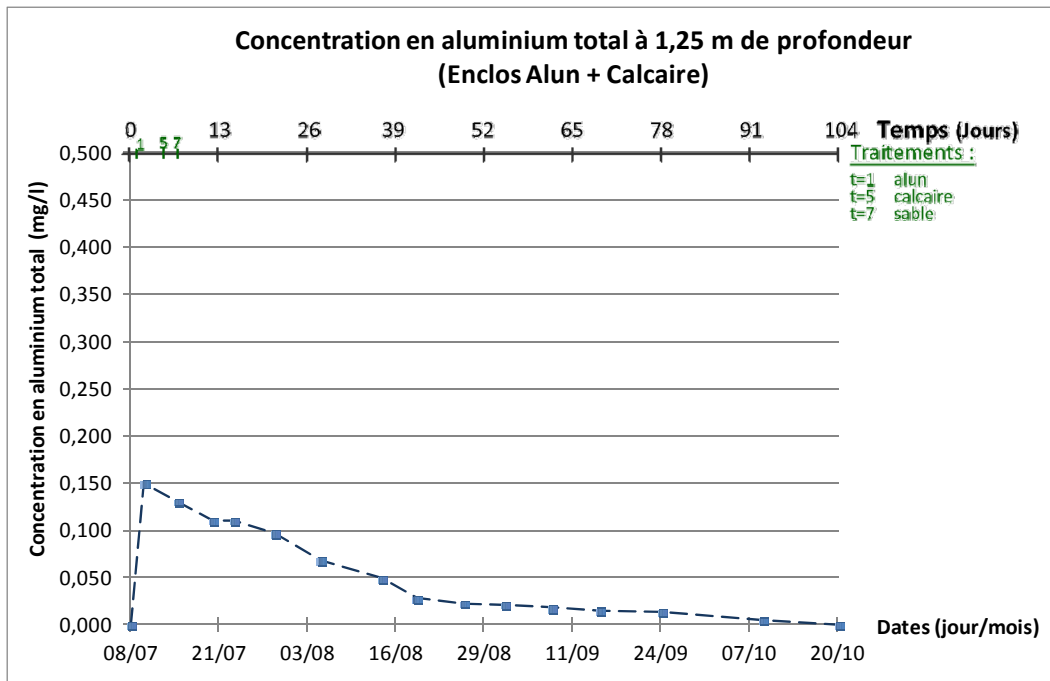


Figure A - 68 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur dans l'enclos Alun+Calcaire

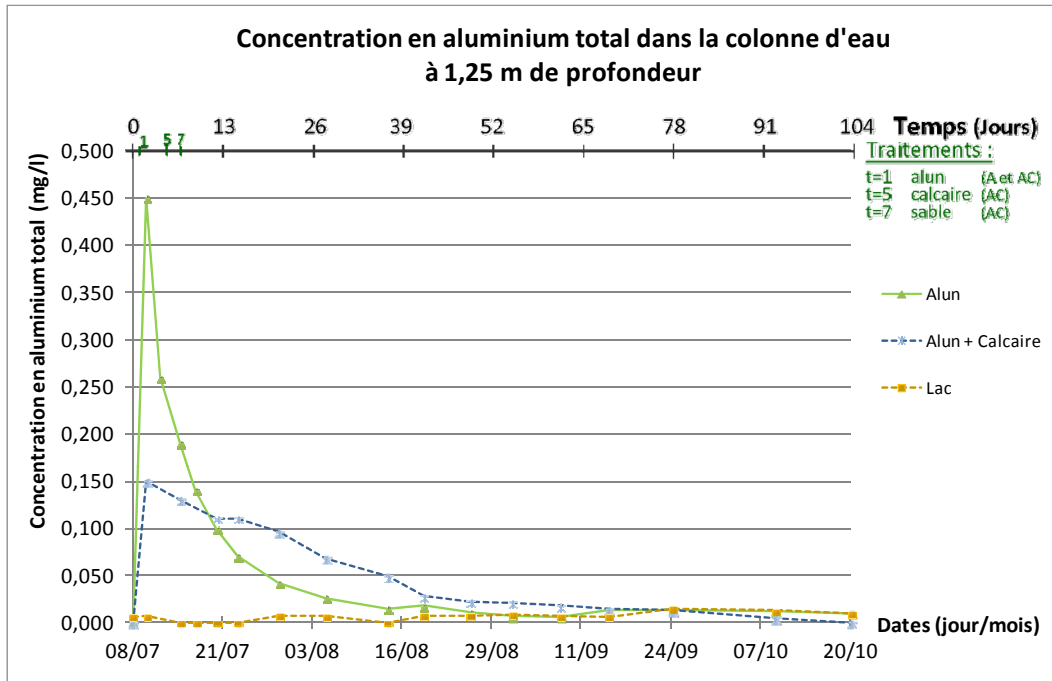


Figure A - 69 : Concentration en aluminium total à 1,25m de profondeur

Tableau A - 58: Concentrations en chlorures à 1,25 m pour les enclos et le lac

Date	Concentrations en chlorures (mg/l)				
	Enclos Témoïn	Enclos Alun	Enclos Calcaire	Enclos Alun+Calcaire	Lac
2009/07/08	185	185	188	181	183
2009/07/10	190	186	187	189	192
2009/07/12		186			
2009/07/15	196	195	196	199	194
2009/07/17	209	206	204	211	204
2009/07/20	215	194	192	199	205
2009/07/23	194	192	195	194	187
2009/07/29	192	190	193	194	188
2009/08/05	191	191	190	189	184
2009/08/14	190	193	195	189	186
2009/08/19	192	190	199	189	187
2009/08/26	191	194	193	188	186
2009/09/01	191	194	193	187	186
2009/09/08	187	196	194	188	188
2009/09/15	200	204	204	196	196
2009/09/24	193	198	200	189	187
2009/10/09	186	192	192	185	181
2009/10/20	183	189	189	184	181

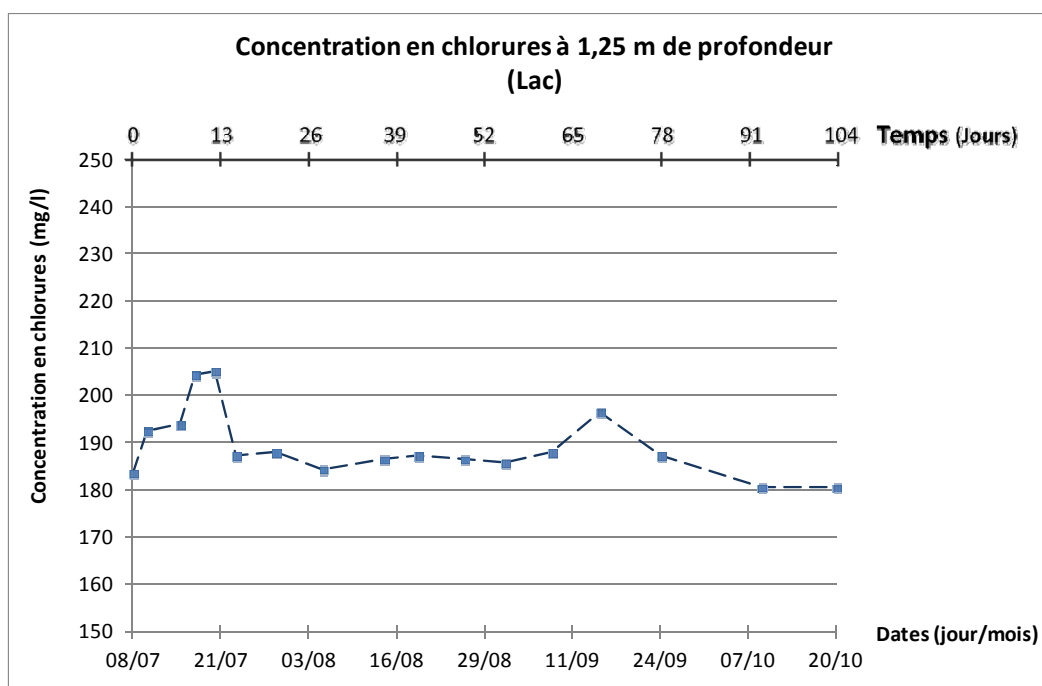


Figure A - 70 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau du lac

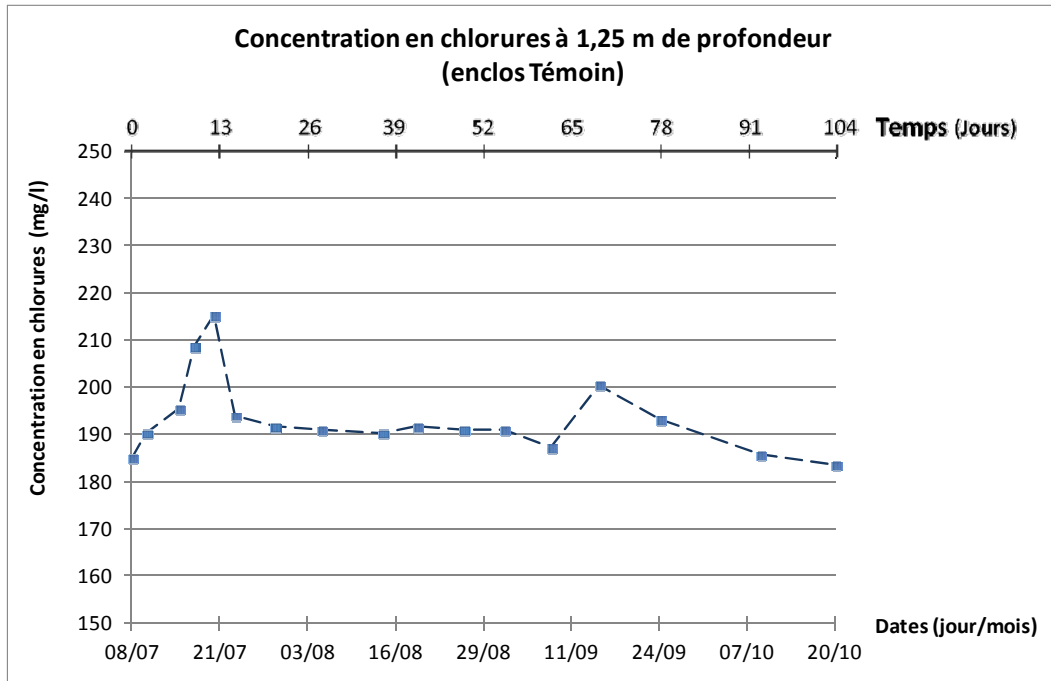


Figure A - 71 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Témoin

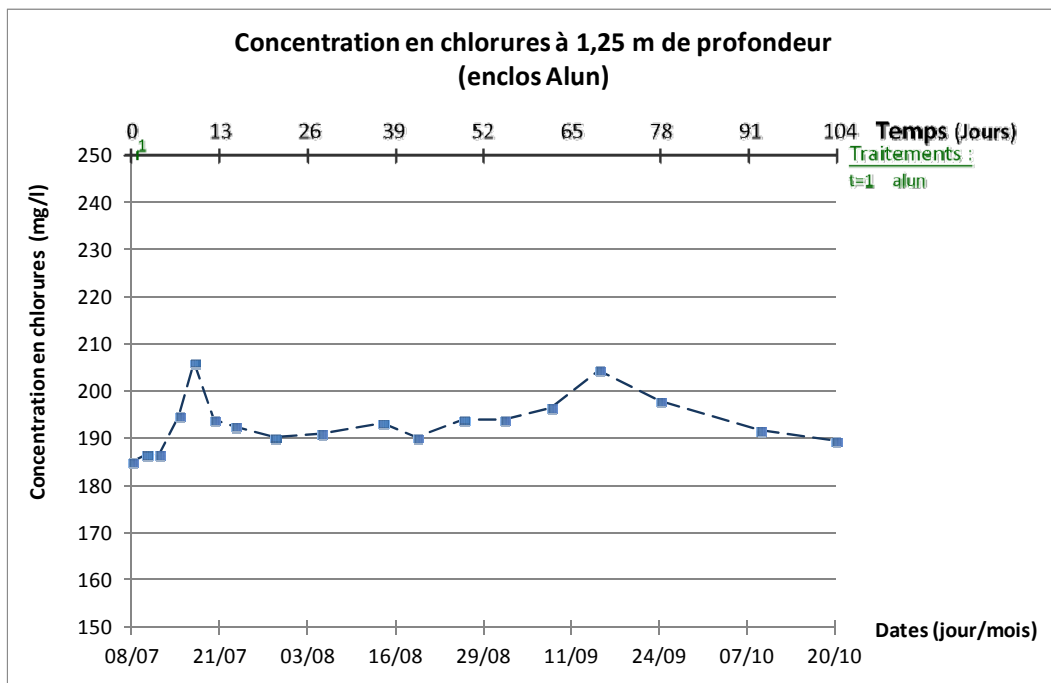


Figure A - 72 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Alun

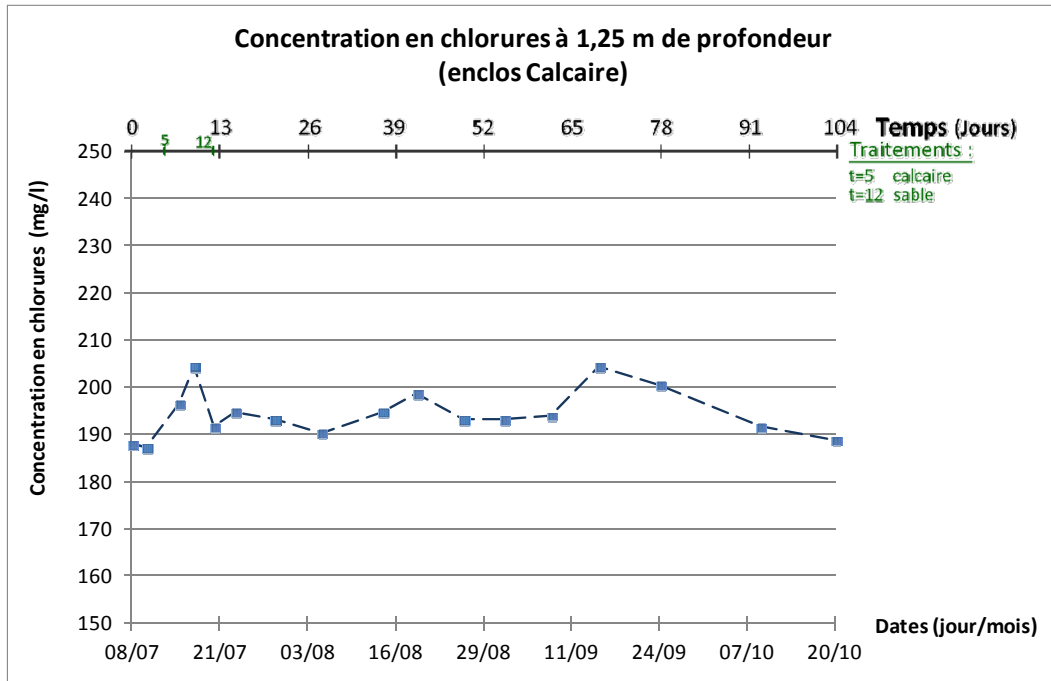


Figure A - 73 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Calcaire

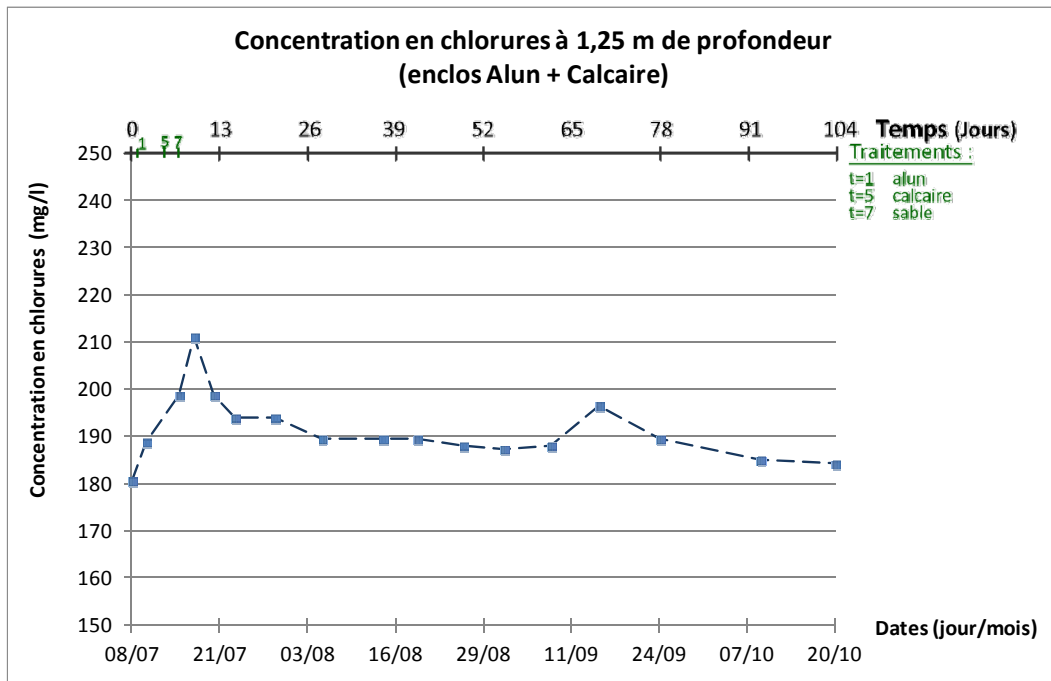


Figure A - 74 : Concentration en chlorures à 1,25 m dans l'eau de l'enclos Alun+Calcaire

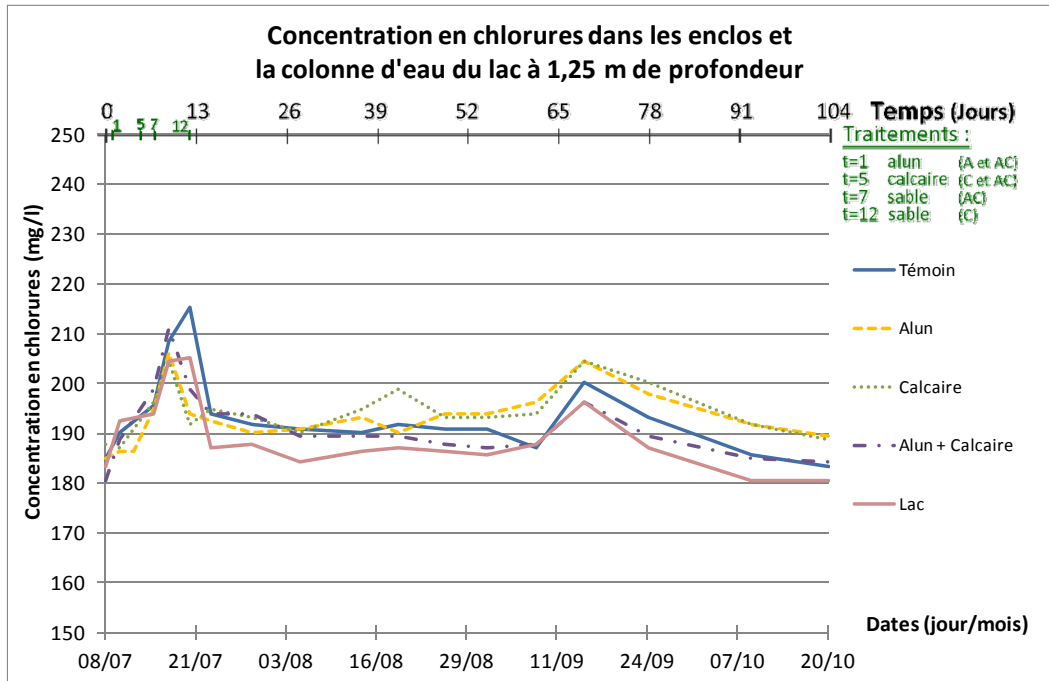


Figure A - 75: Concentration en chlorures à 1,25 m dans chaque colonne d'eau

Tableau A - 59: Indices trophiques de Carlson pour les cinq colonnes d'eau

		Colonnes d'eau				
		Témoïn	Alun	Calcaire	Alun + Calcaire	Lac
TSI (SD) (transparence de l'eau)	2009/07/15	73	72	75	75	54
	2009/08/19	73	72	57	59	55
	2009/09/24	67	69	60	59	54
	2009/10/09	69	69	60	57	53
	2009/10/20	69	70	62	57	54
TSI (Chl) (chlorophylle a)	2009/07/15	46	55	57	47	64
	2009/08/19	58	47	61	56	70
	2009/09/24	64	66	60	49	42
	2009/10/09	71	71	65	61	53
	2009/10/20	72	71	64	61	61
TSI (TP) (phosphore total)	2009/07/15	111	93	85	84	63
	2009/08/19	106	101	89	81	73
	2009/09/24	104	105	91	78	65
	2009/10/09	101	103	89	73	62
	2009/10/20	102	103	88	71	60

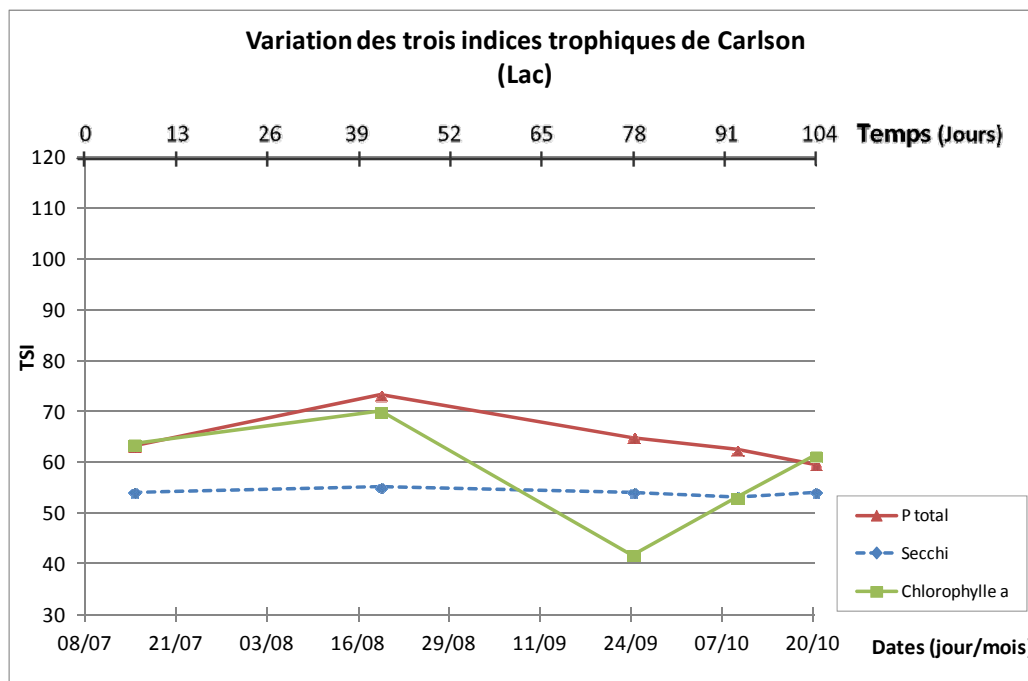


Figure A - 76 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans le lac

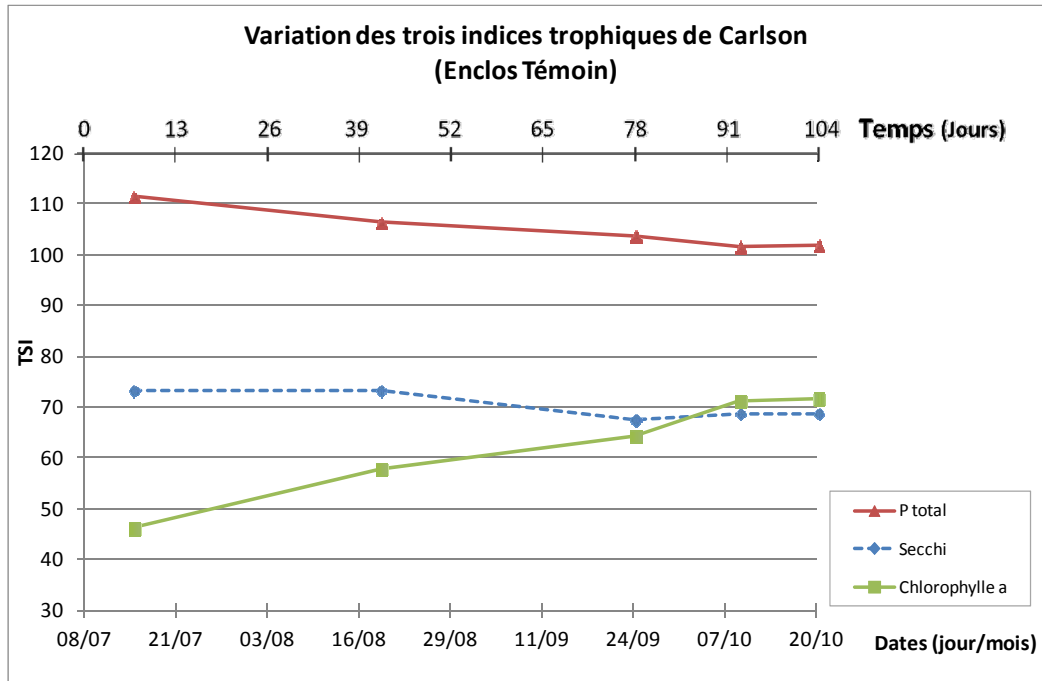


Figure A - 77 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Témoin

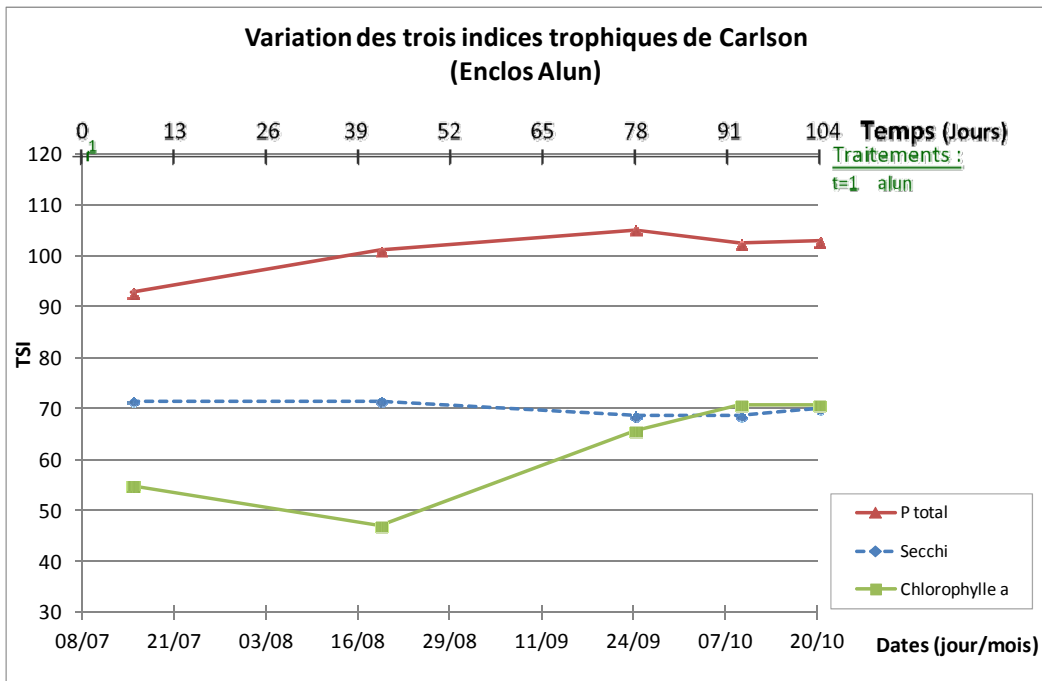


Figure A - 78 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Alun

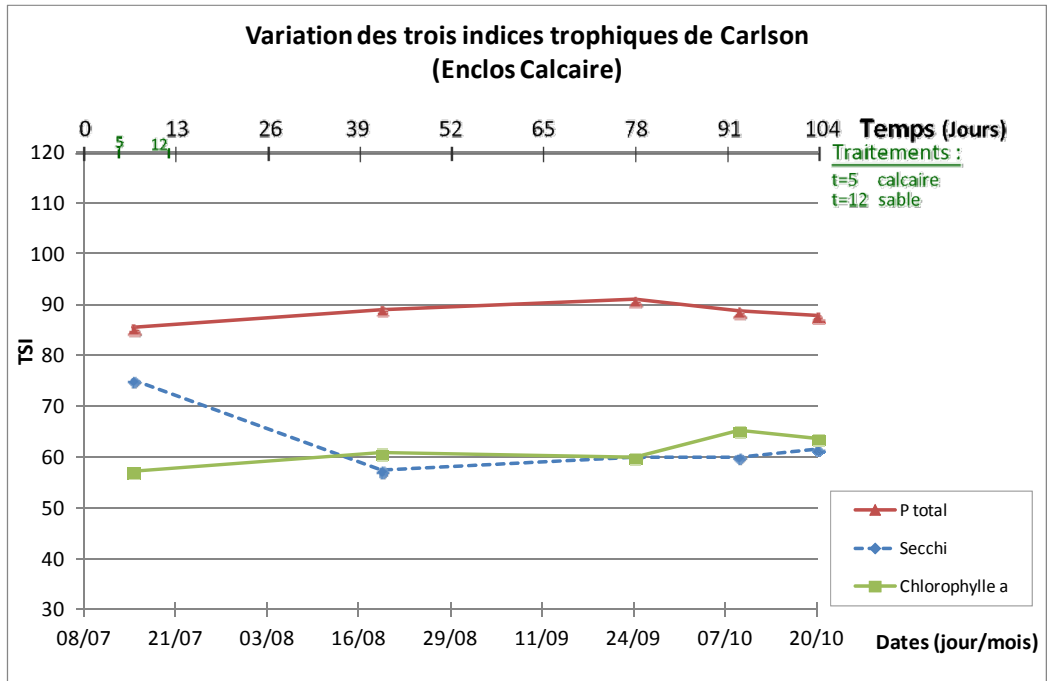


Figure A - 79 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Calcaire

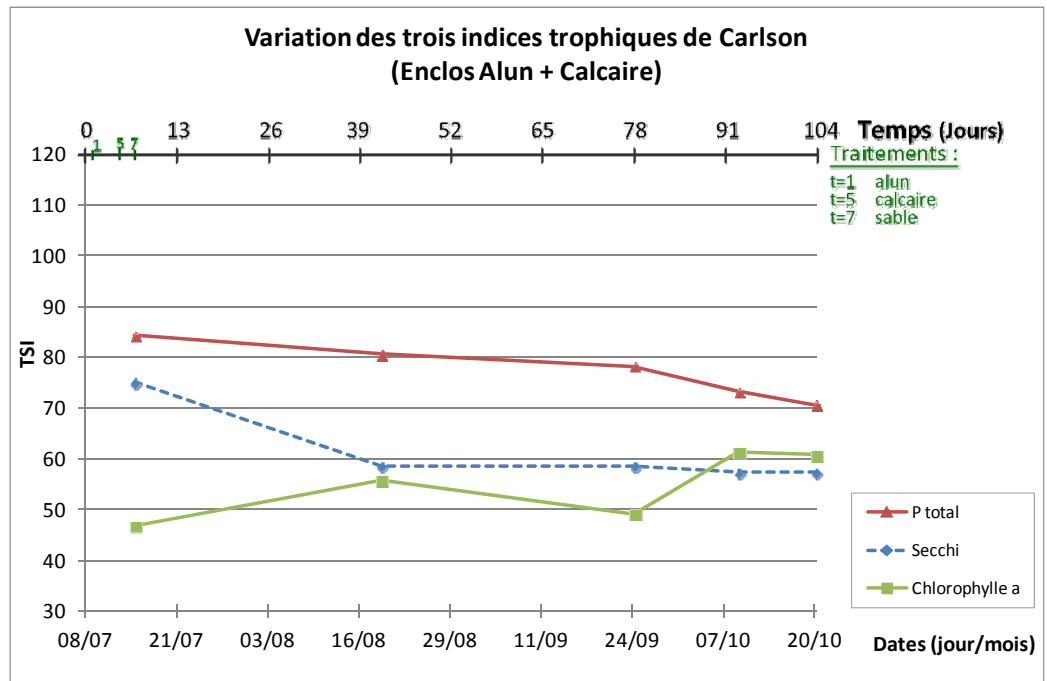


Figure A - 80 : Variation des trois indices trophiques de Carlson dans l'enclos Alun+Calcaire

Tableau A - 60 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans le lac

Couche (cm) de à	Sédiments			Eau interstitielle des sédiments									
	Fer total (mg/kg sec)	Phosphore total (mg/kg sec)	Teneur en eau (%)	Phosphore soluble (µg/l)	Chlorures (mg/l)	Conductivité spécifique (µS/cm)	Métaux solubles						
							Chrome (mg/l)	Nickel (mg/l)	Cadmium (mg/l)	Plomb (mg/l)	Cuivre (mg/l)	Fer (mg/l)	Zinc (mg/l)
0 5	17000	820	305			2044	0.006 ± 0.009	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.000 ± 0.022	0.001 ± 0.004	0.000 ± 0.000	0.023 ± 0.004
5 15	8600	550	45	4	128	1490	0.007 ± 0.010	0.000 ± 0.000	0.002 ± 0.001	0.105 ± 0.023	0.026 ± 0.003	0.122 ± 0.004	0.042 ± 0.004
15 25	13000	770	105	22	110	514		0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.095 ± 0.025	0.025 ± 0.003	0.080 ± 0.003	0.010 ± 0.004
25 35	8600	920	51	8	77	471	0.000 ± 0.006	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.115 ± 0.021	0.001 ± 0.003	0.226 ± 0.006	0.008 ± 0.004
35 45	17000	940	51	6	48	515	0.000 ± 0.006	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.125 ± 0.021	0.017 ± 0.003	0.201 ± 0.006	0.013 ± 0.005
45 55	25000	990	56	7	45	504	0.000 ± 0.006	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.135 ± 0.024	0.009 ± 0.007	0.469 ± 0.023	0.000 ± 0.004

Tableau A - 61 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans l'enclos Témoin

Couche (cm) de à	Sédiments			Eau interstitielle des sédiments									
	Fer total (mg/kg sec)	Phosphore total (mg/kg sec)	Teneur en eau (%)	Phosphore soluble (µg/l)	Chlorures (mg/l)	Conductivité spécifique (µS/cm)	Métaux solubles						
							Chrome (mg/l)	Nickel (mg/l)	Cadmium (mg/l)	Plomb (mg/l)	Cuivre (mg/l)	Fer (mg/l)	Zinc (mg/l)
0 5	28000	2800	1648	4	124	2044	0.017 ± 0.009	0.000 ± 0.000	0.005 ± 0.002	0.075 ± 0.022	0.020 ± 0.003	0.013 ± 0.002	0.007 ± 0.005
5 15	7500	650	133	3	99	2126	0.007 ± 0.008	0.000 ± 0.000	0.001 ± 0.001	0.145 ± 0.024	0.026 ± 0.004	0.016 ± 0.010	0.012 ± 0.004
15 25	18000	820	48	6	98	787		0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.085 ± 0.022	0.004 ± 0.003	0.301 ± 0.005	0.008 ± 0.004
25 35	25000	840	70	5	95	642	0.000 ± 0.006	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.145 ± 0.024	0.010 ± 0.004	0.257 ± 0.016	0.013 ± 0.003

Tableau A - 62 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans l'enclos Alun

Couche (cm) de à	Sédiments			Eau interstitielle des sédiments									
	Fer total (mg/kg sec)	Phosphore total (mg/kg sec)	Teneur en eau (%)	Phosphore soluble (µg/l)	Chlorures (mg/l)	Conductivité spécifique (µS/cm)	Métaux solubles						
							Chrome (mg/l)	Nickel (mg/l)	Cadmium (mg/l)	Plomb (mg/l)	Cuivre (mg/l)	Fer (mg/l)	Zinc (mg/l)
0 5	12000	880	153	6	185	1347	0.020 ± 0.009	0.017 ± 0.003	0.011 ± 0.001	0.115 ± 0.021	0.015 ± 0.003	0.000 ± 0.000	0.009 ± 0.004
5 15	7100	540	49	8	141	2010	0.000 ± 0.009	0.000 ± 0.000		0.105 ± 0.023	0.024 ± 0.003		0.014 ± 0.004
15 25	8000	780	41	7	110	1304		0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.105 ± 0.026	0.010 ± 0.003	0.030 ± 0.006	0.009 ± 0.005
25 35	13000	930	49	7	100	552	0.000 ± 0.006	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.125 ± 0.026		0.223 ± 0.006	0.000 ± 0.004

Tableau A - 63 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans l'enclos Calcaire

Couche (cm) de à	Sédiments			Eau interstitielle des sédiments									
	Fer total (mg/kg sec)	Phosphore total (mg/kg sec)	Teneur en eau (%)	Phosphore soluble (µg/l)	Chlorures (mg/l)	Conductivité spécifique (µS/cm)	Métaux solubles						
							Chrome (mg/l)	Nickel (mg/l)	Cadmium (mg/l)	Plomb (mg/l)	Cuivre (mg/l)	Fer (mg/l)	Zinc (mg/l)
0 5	9700	560	77	10	149	648	0.010 ± 0.011	0.000 ± 0.000	0.003 ± 0.001	0.055 ± 0.024	0.030 ± 0.002	0.064 ± 0.004	0.005 ± 0.004
5 15	8200	850	45	11	144	464	0.008 ± 0.010	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.045 ± 0.024	0.012 ± 0.003	0.263 ± 0.002	0.014 ± 0.004
15 25	13000	910	46	7	111	452	0.000 ± 0.010	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.075 ± 0.022	0.025 ± 0.003	0.495 ± 0.004	0.011 ± 0.004
25 35	25000	990	54	6	90	590	0.000 ± 0.006	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.145 ± 0.019	0.032 ± 0.003	0.297 ± 0.005	0.004 ± 0.004

Tableau A - 64 : Résultats des analyses sur la carotte de sédiments prélevée à la fin de l'essai dans l'enclos Alun+Calcaire

Couche (cm) de à	Sédiments			Eau interstitielle des sédiments										
	Fer total (mg/kg sec)	Phosphore total (mg/kg sec)	Teneur en eau (%)	Phosphore soluble (µg/l)	Chlorures (mg/l)	Conductivité spécifique (µS/cm)	Métaux solubles							
							Chrome (mg/l)	Nickel (mg/l)	Cadmium (mg/l)	Plomb (mg/l)	Cuivre (mg/l)	Fer (mg/l)	Zinc (mg/l)	
0 5	8500	570	32	18	128	737								
5 15	8500	580	97	30	111	606	0.009 ± 0.009		0.000 ± 0.001	0.065 ± 0.024	0.013 ± 0.003	0.173 ± 0.005	0.024 ± 0.004	
15 25	8600	830	49	13	73	302	0.000 ± 0.010	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.095 ± 0.023	0.018 ± 0.003	0.263 ± 0.007	0.002 ± 0.004	
25 30	12000	940	53	17	57	293	0.000 ± 0.006	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.085 ± 0.023	0.001 ± 0.003	0.350 ± 0.007	0.004 ± 0.004	
30 40	24000	960	53			393	0.000 ± 0.006	0.000 ± 0.000	0.000 ± 0.001	0.125 ± 0.023	0.075 ± 0.003	1.402 ± 0.010	0.001 ± 0.004	

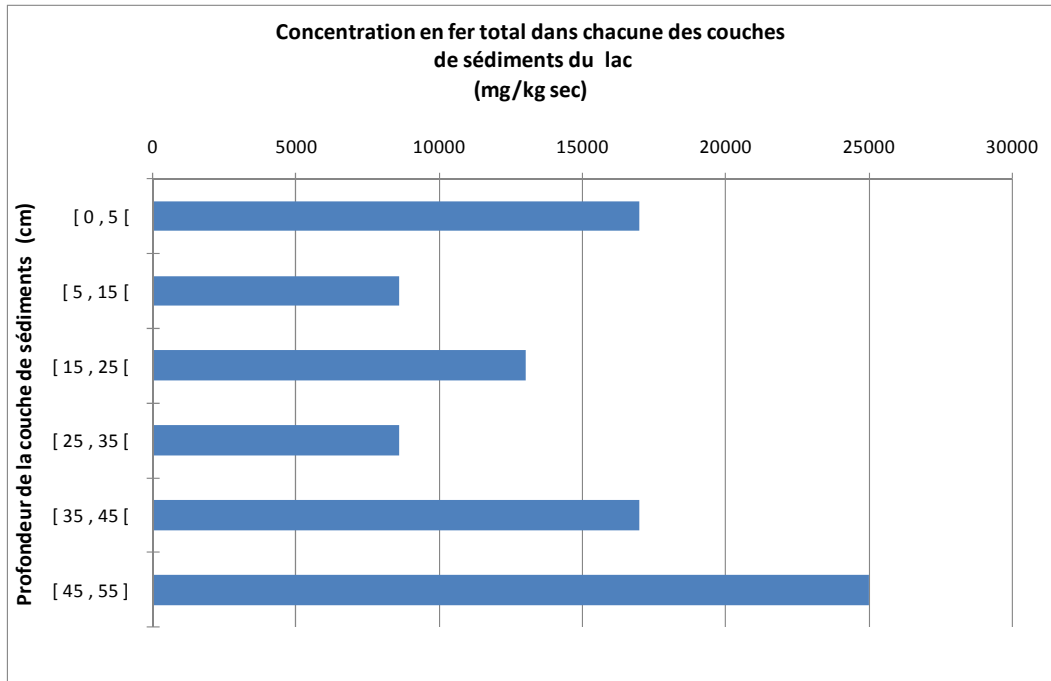


Figure A - 81 : Concentration en fer total dans les sédiments du lac

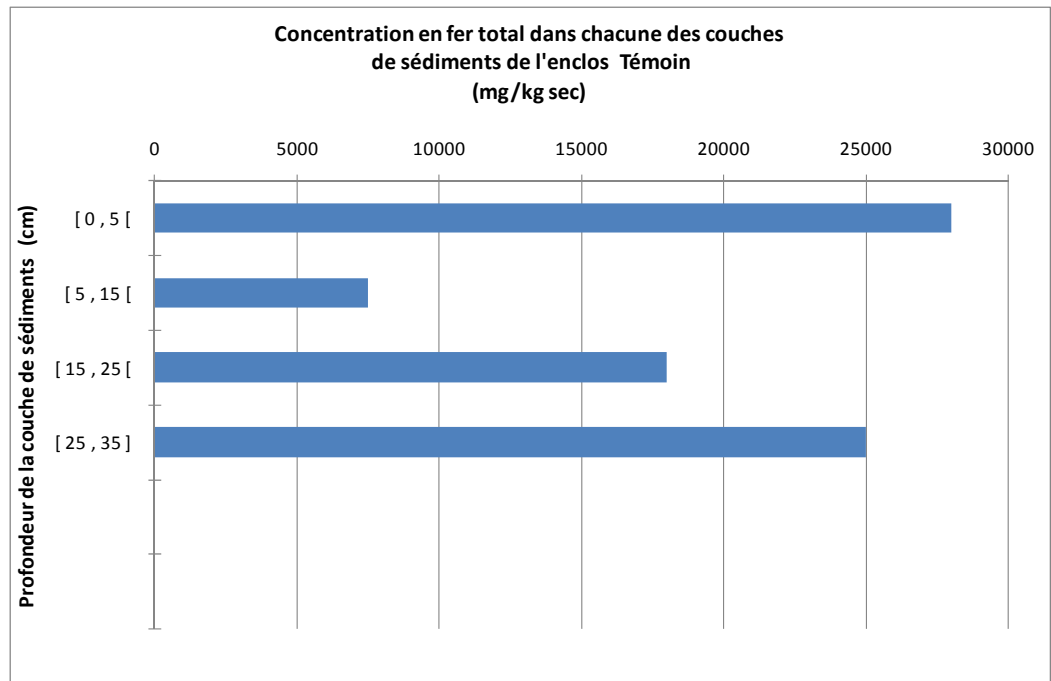


Figure A - 82 : Concentration en fer total dans les sédiments de l'enclos Témoin

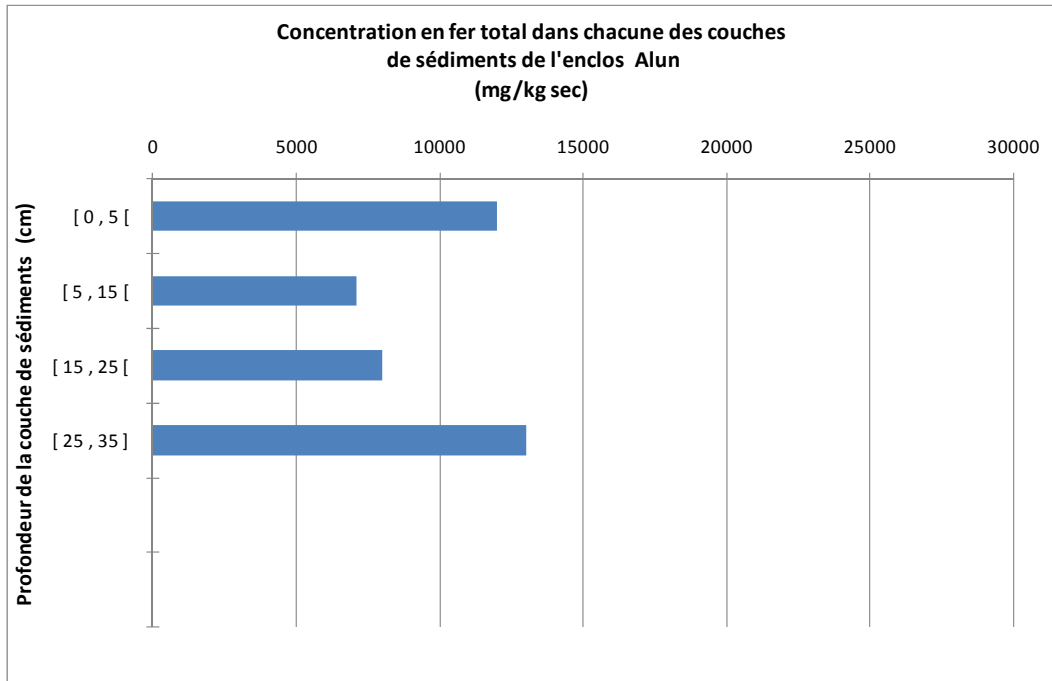


Figure A - 83 : Concentration en fer total dans les sédiments de l'enclos Alun

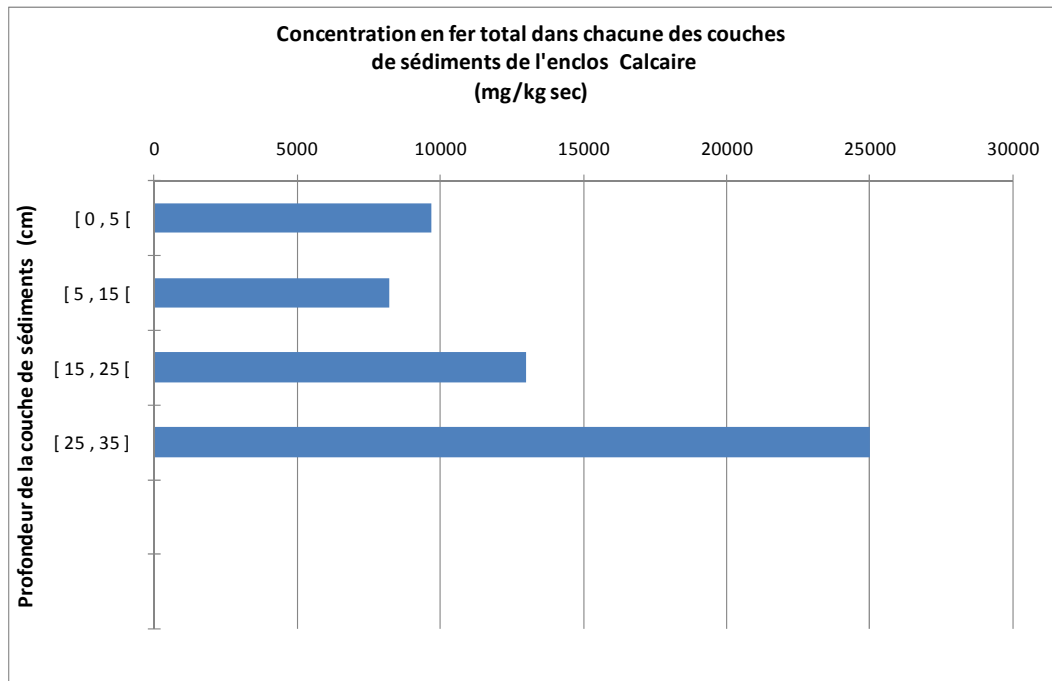


Figure A - 84 : Concentration en fer total dans les sédiments de l'enclos Calcaire

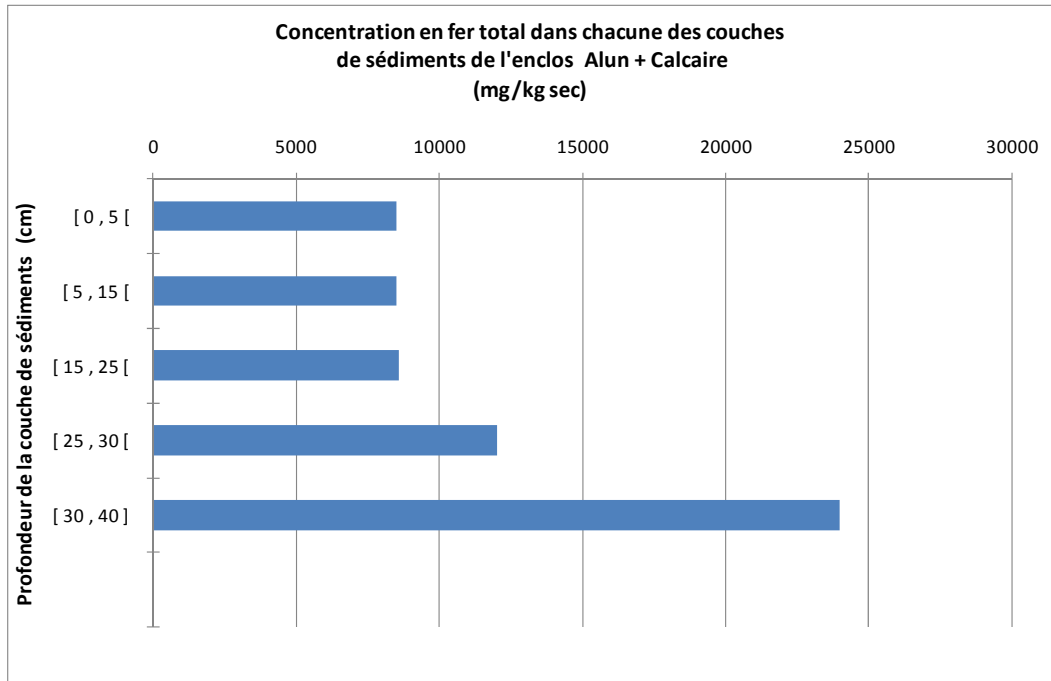


Figure A - 85 : Concentration en fer total dans les sédiments de l'enclos Alun+Calcaire

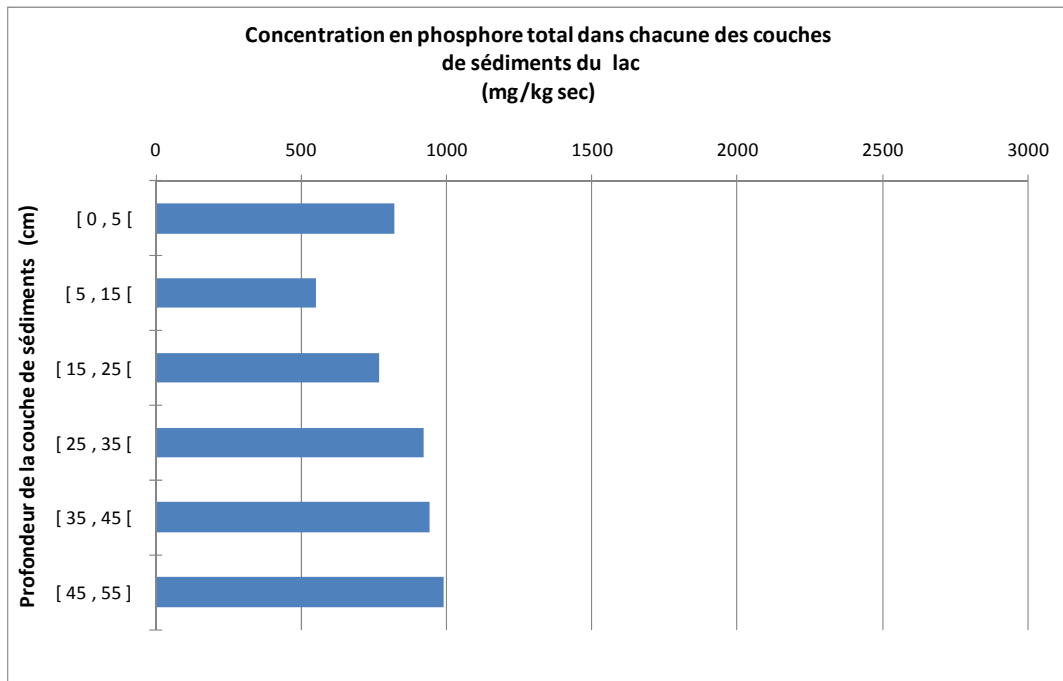


Figure A - 86 : Concentration en phosphore total dans les sédiments du lac

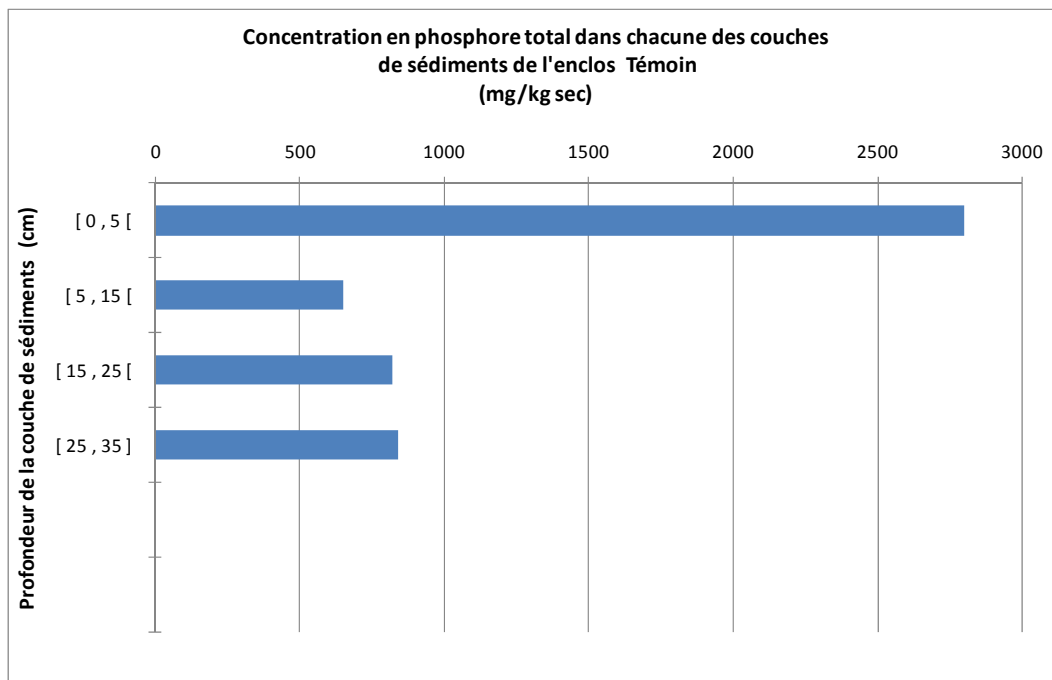


Figure A - 87 : Concentration en phosphore total dans les sédiments de l'enclos Témoin

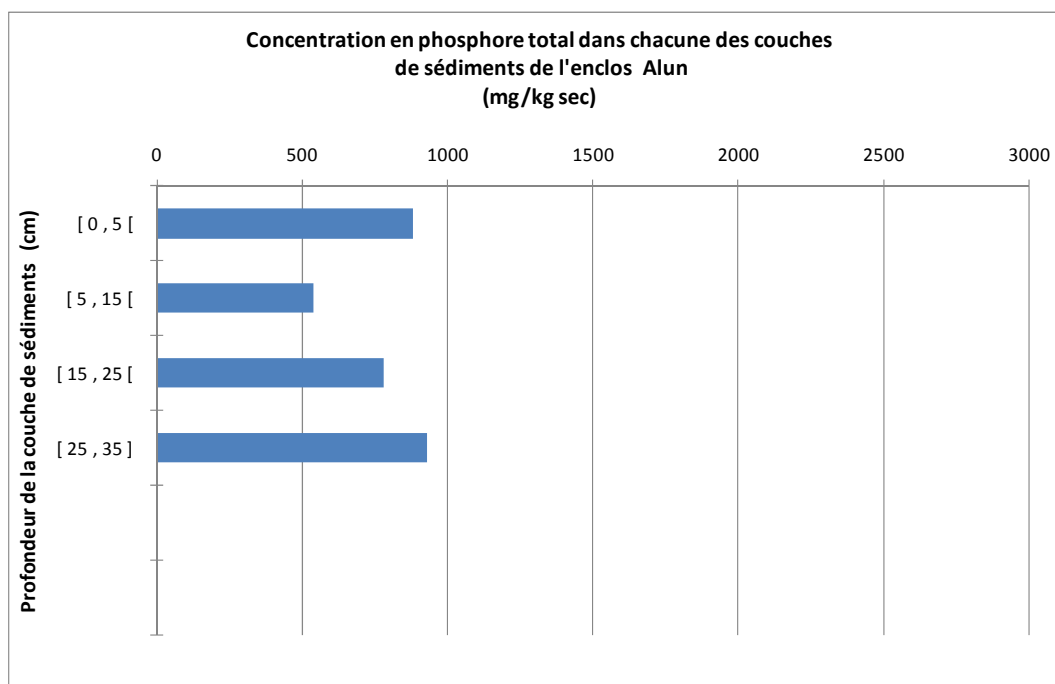


Figure A - 88 : Concentration en phosphore total dans les sédiments de l'enclos Alun

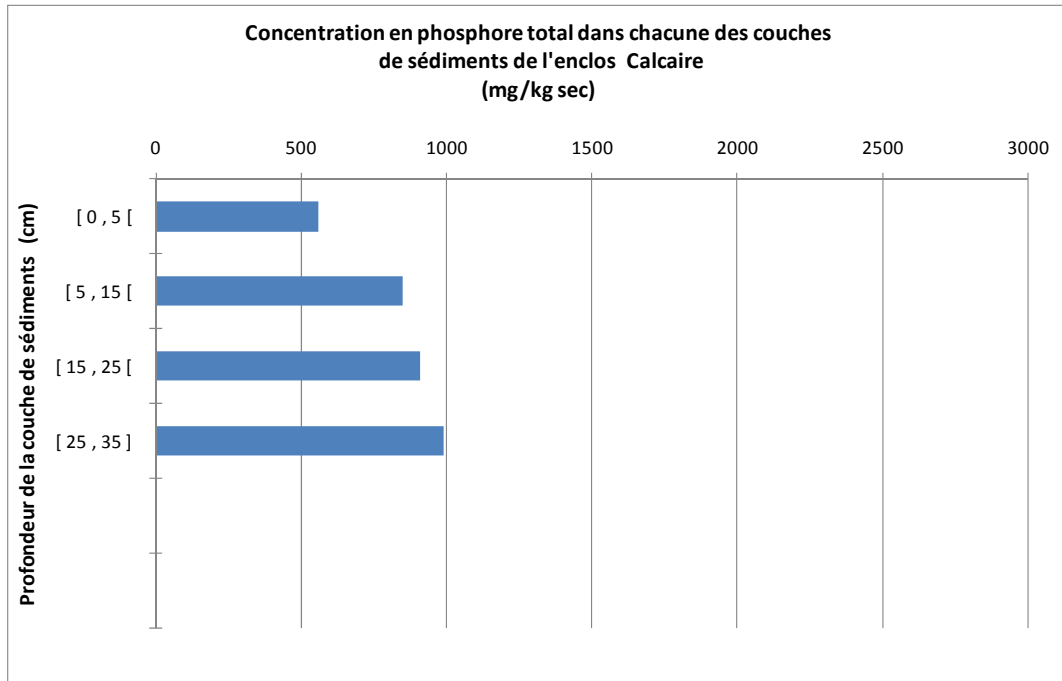


Figure A - 89 : Concentration en phosphore total dans les sédiments de l'enclos Calcaire

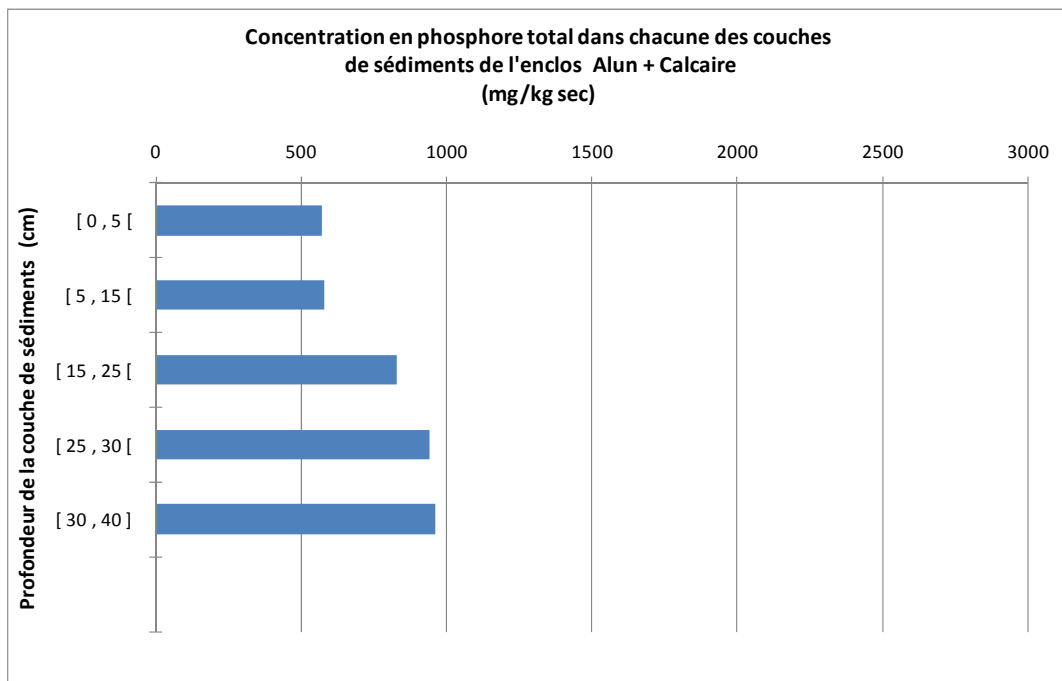


Figure A - 90 : Concentration en phosphore total dans les sédiments de l'enclos Alun+Calcaire

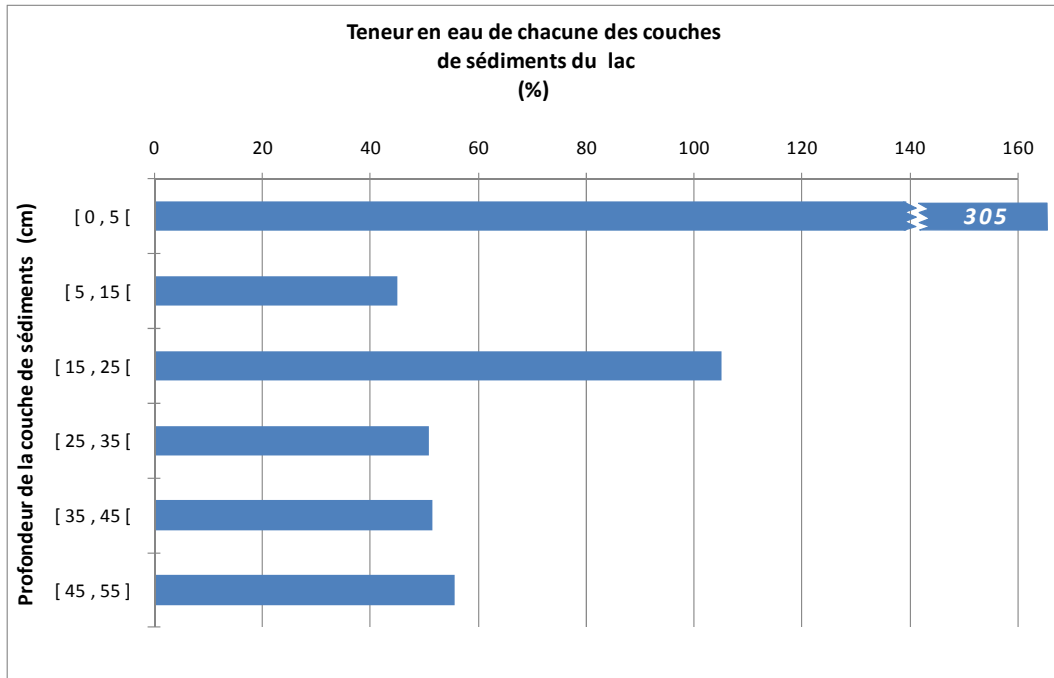


Figure A - 91 : Teneur en eau des sédiments du lac

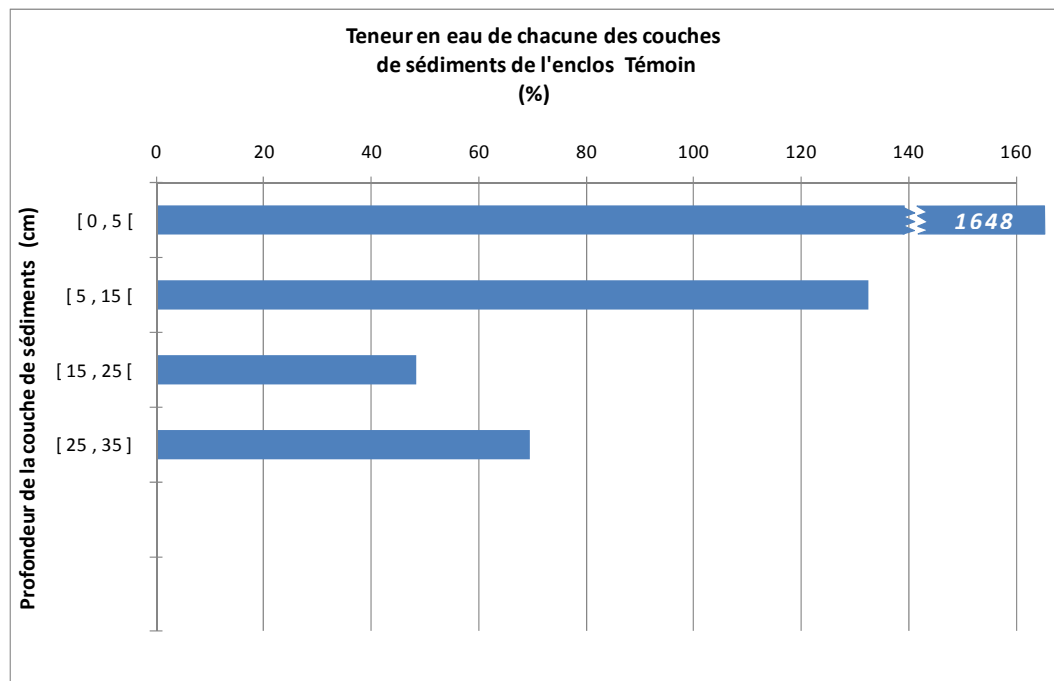


Figure A - 92 : Teneur en eau des sédiments de l'enclos Témoin

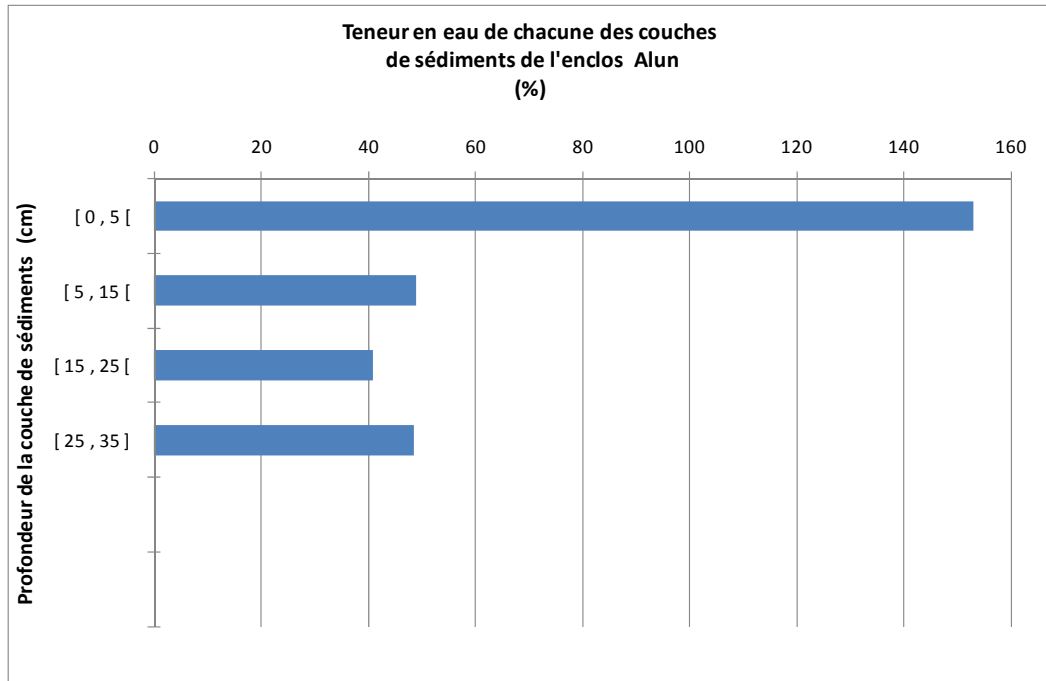


Figure A - 93 : Teneur en eau des sédiments de l'enclos Alun

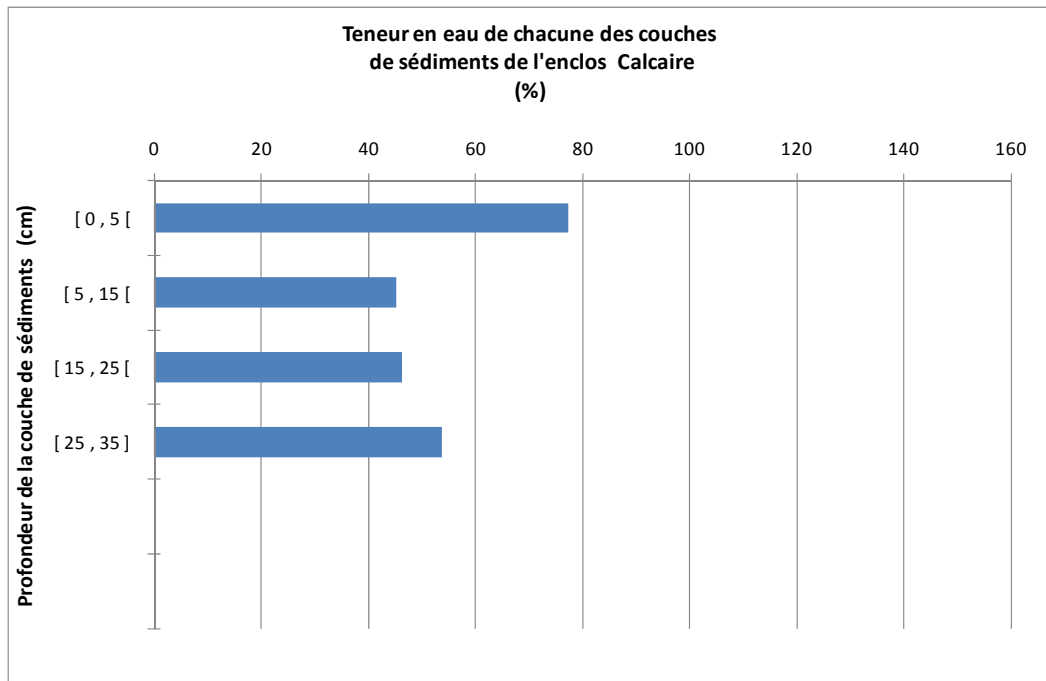


Figure A - 94 : Teneur en eau des sédiments de l'enclos Calcaire

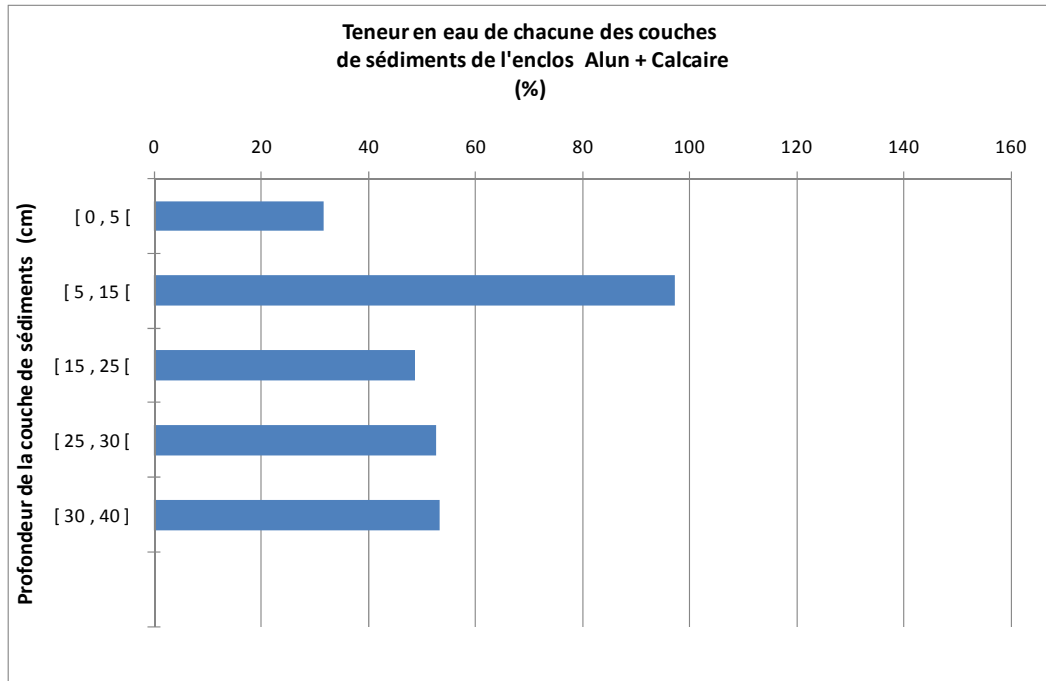


Figure A - 95 : Teneur en eau des sédiments de l'enclos Alun+Calcaire

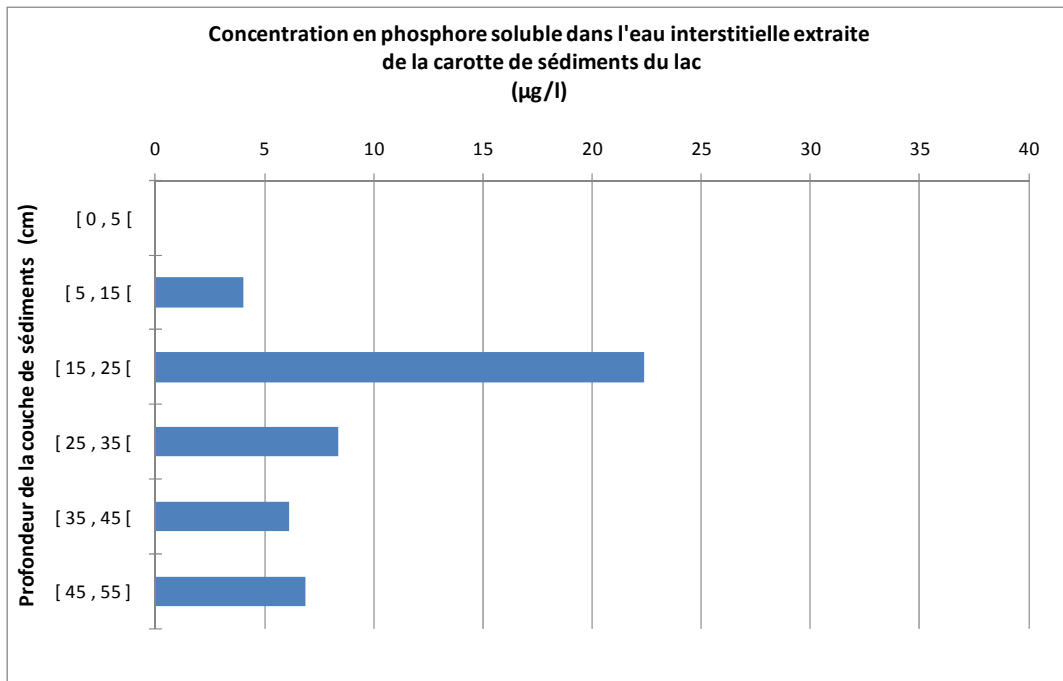


Figure A - 96 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

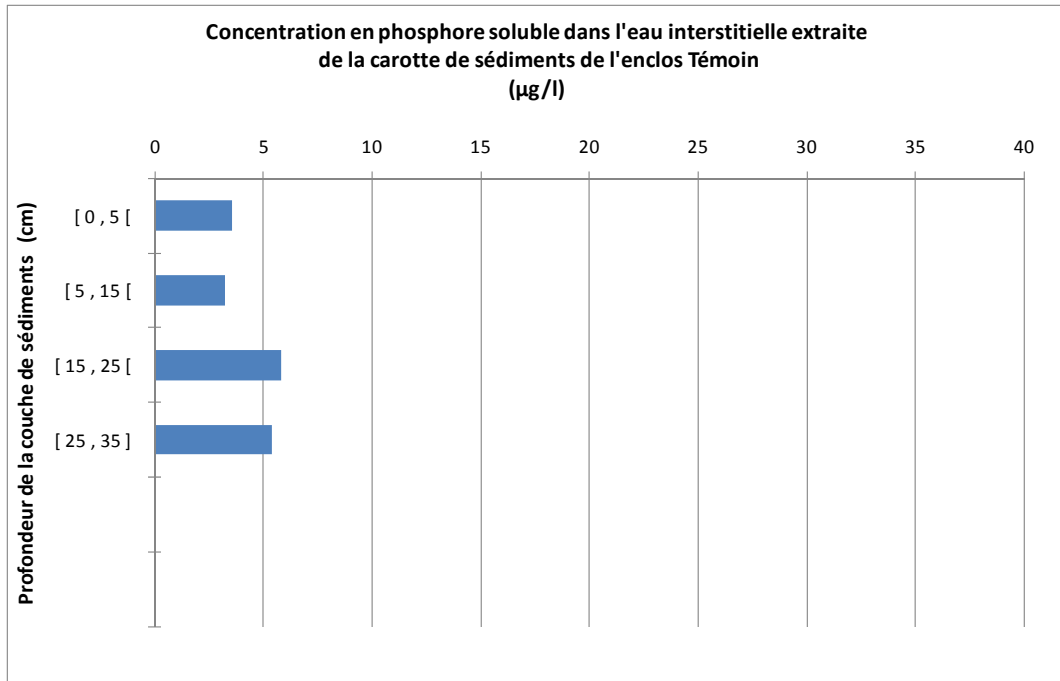


Figure A - 97 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoïn)

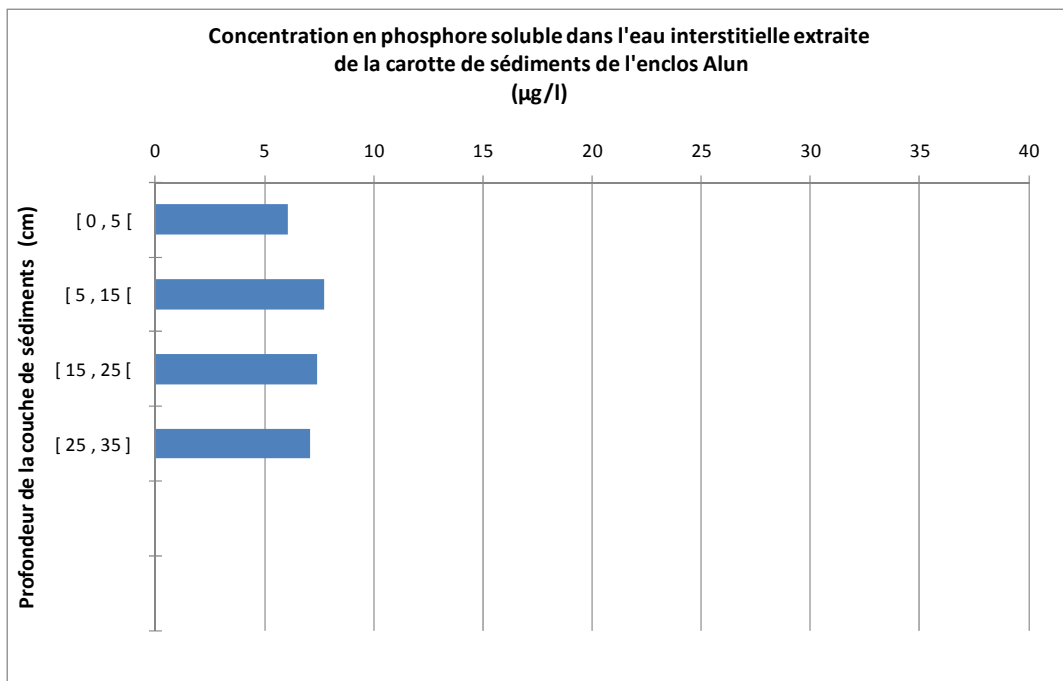


Figure A - 98 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

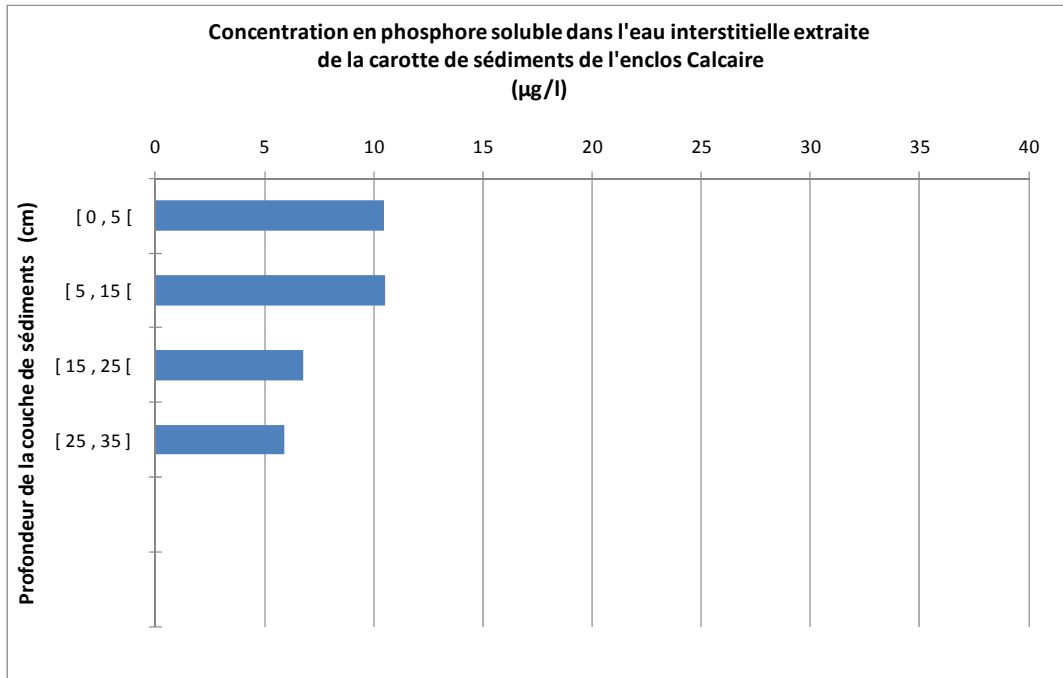


Figure A - 99 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

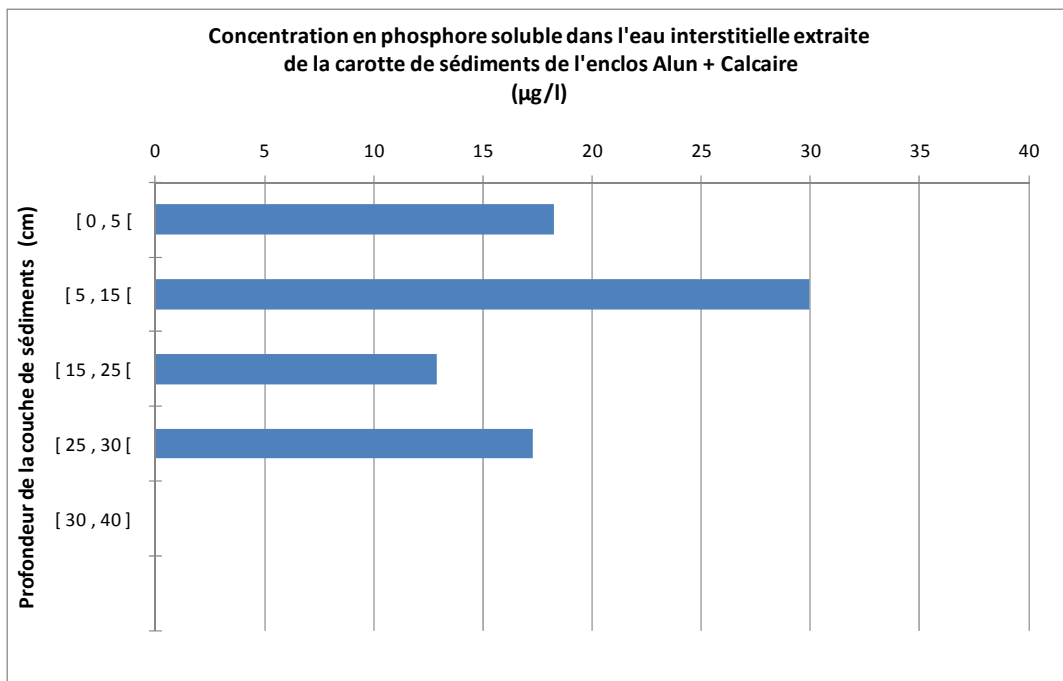


Figure A - 100 : Concentration en phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)

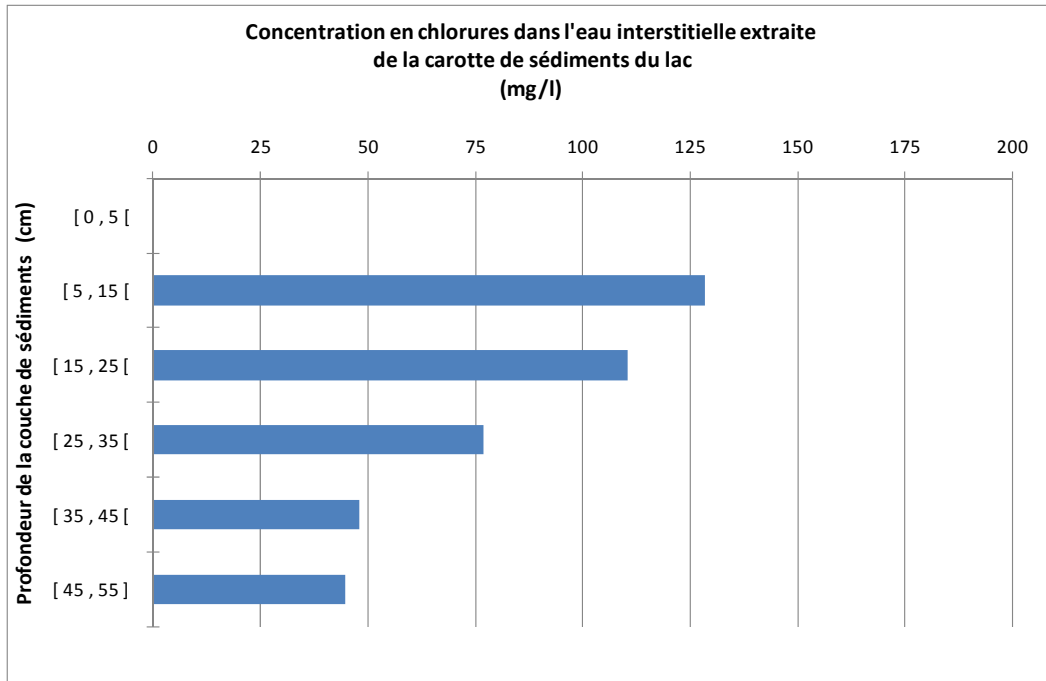


Figure A - 101 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments du lac

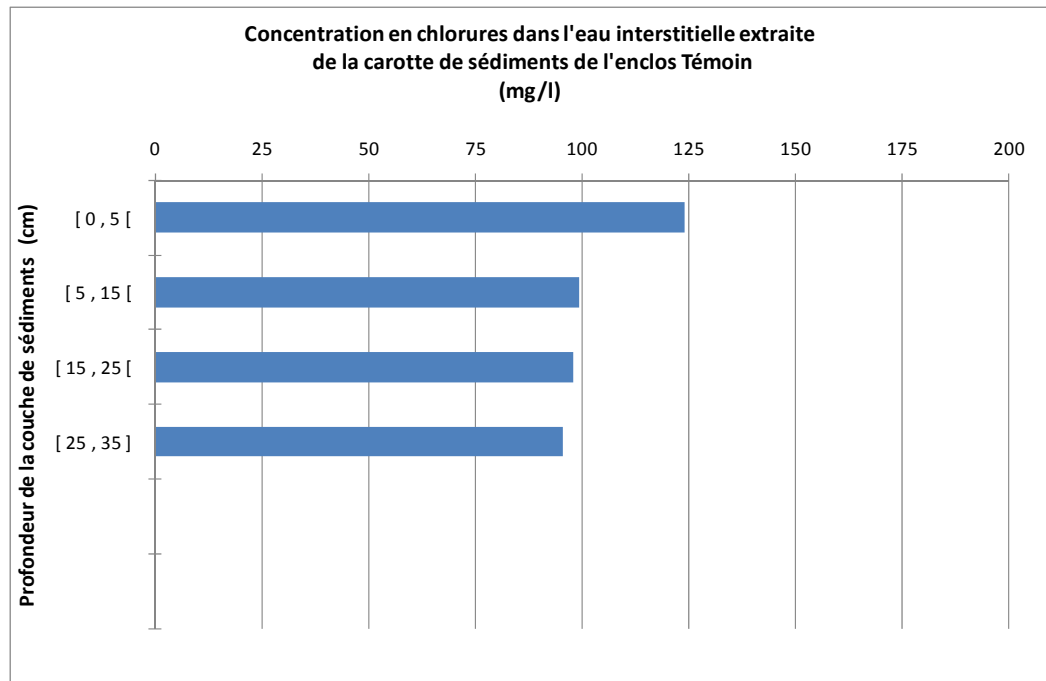


Figure A - 102 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Témoin

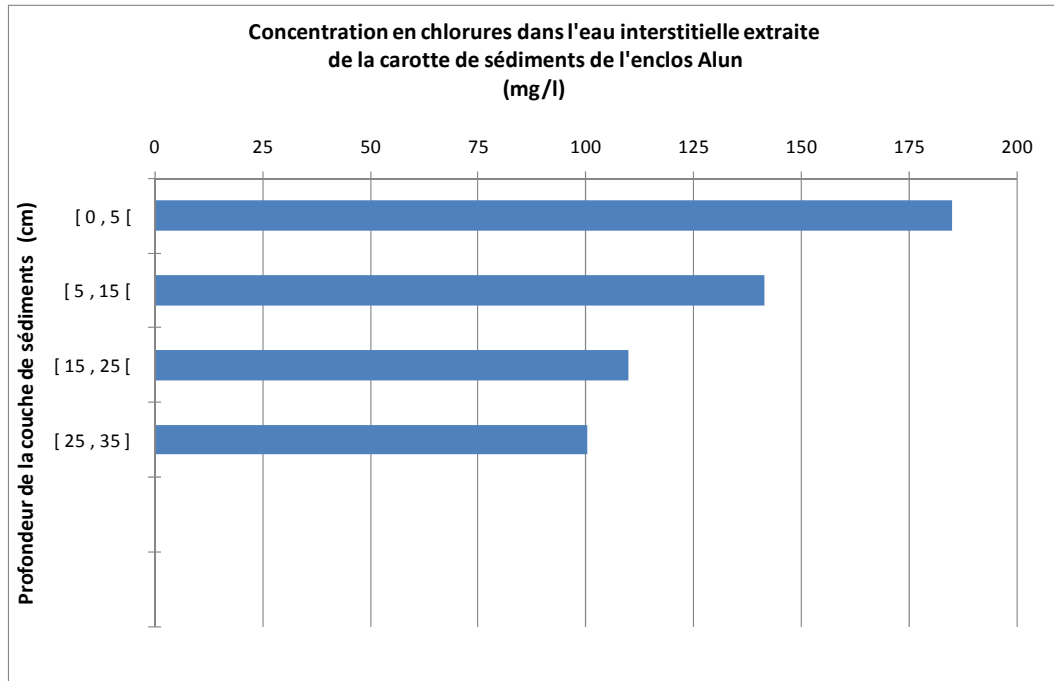


Figure A - 103 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Alun

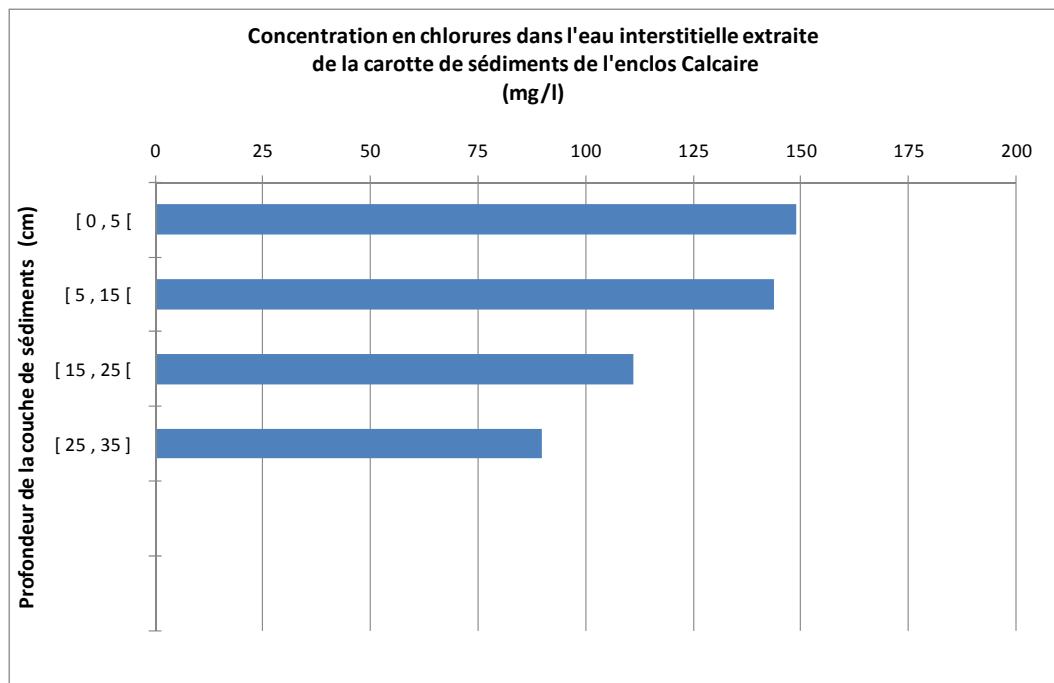


Figure A - 104 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Calcaire

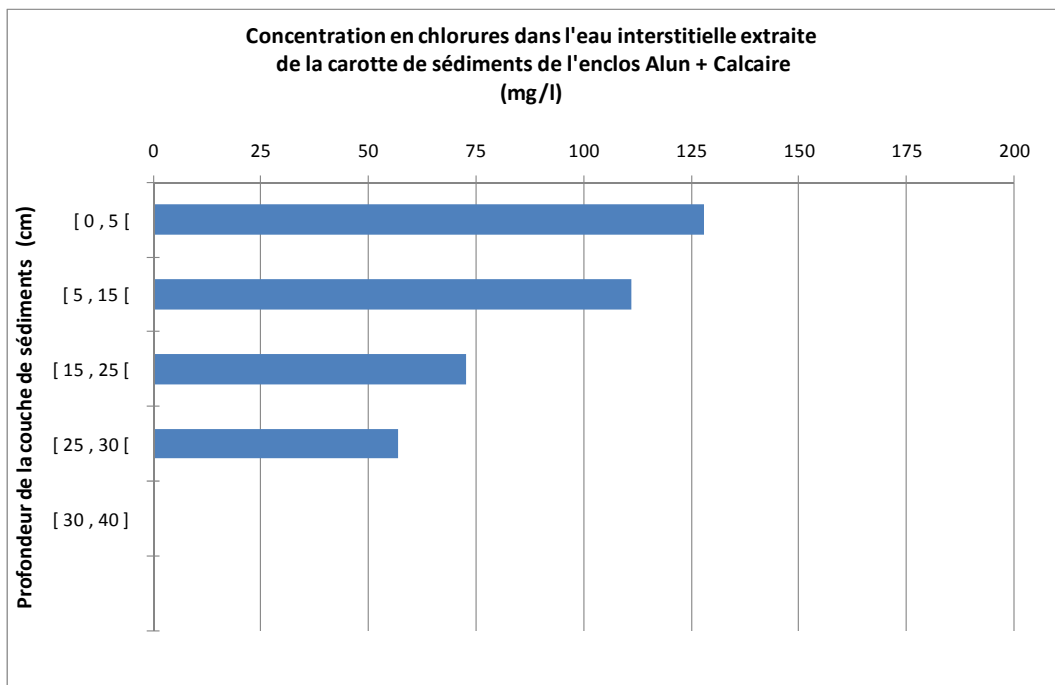


Figure A - 105 : Concentration en chlorures de l'eau interstitielle des sédiments de l'enclos Alun+Calcaire

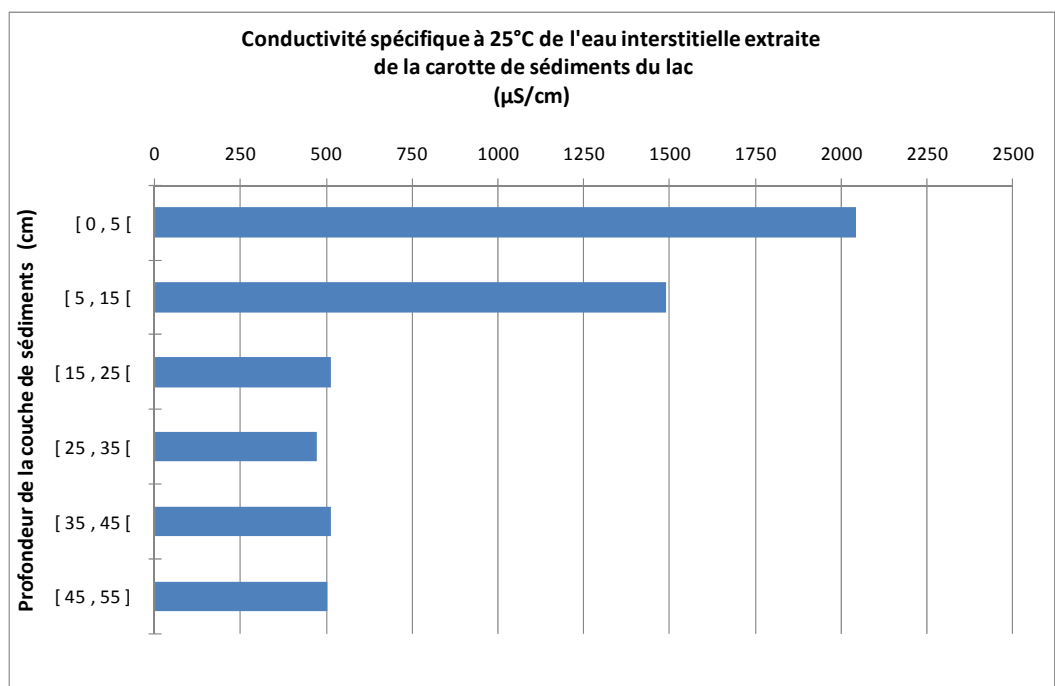


Figure A - 106 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

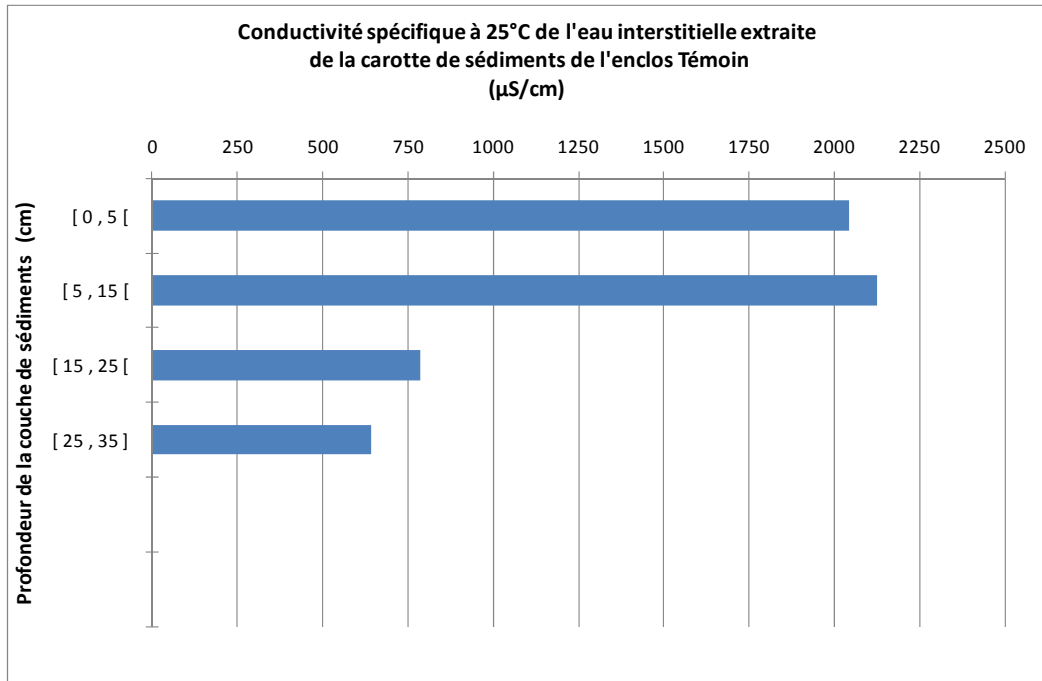


Figure A - 107 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)

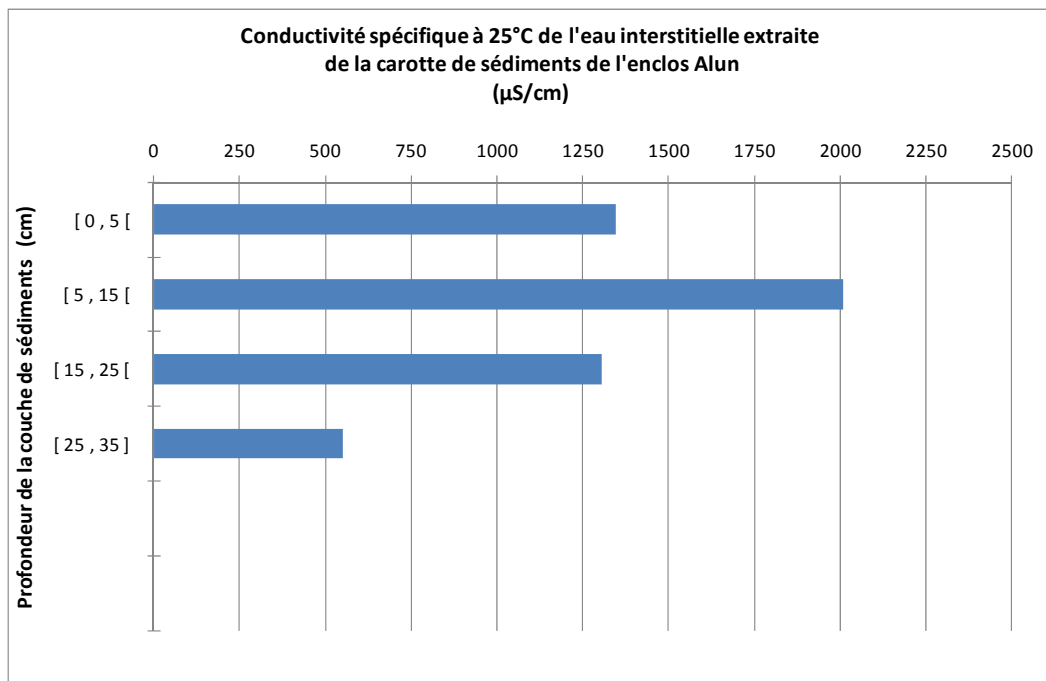


Figure A - 108 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

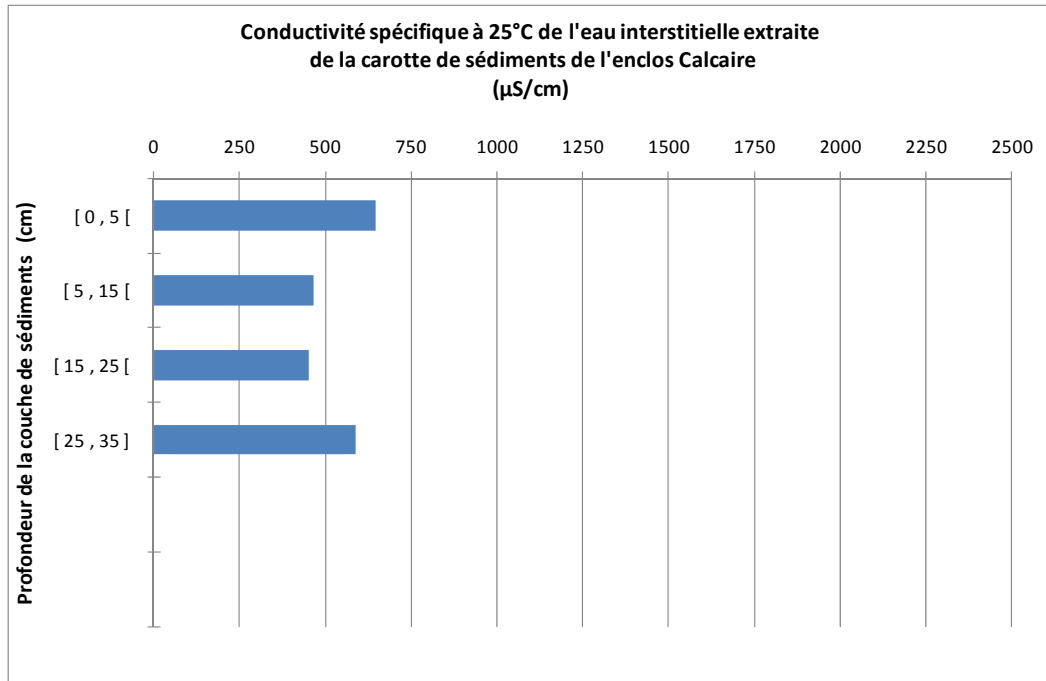


Figure A - 109 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

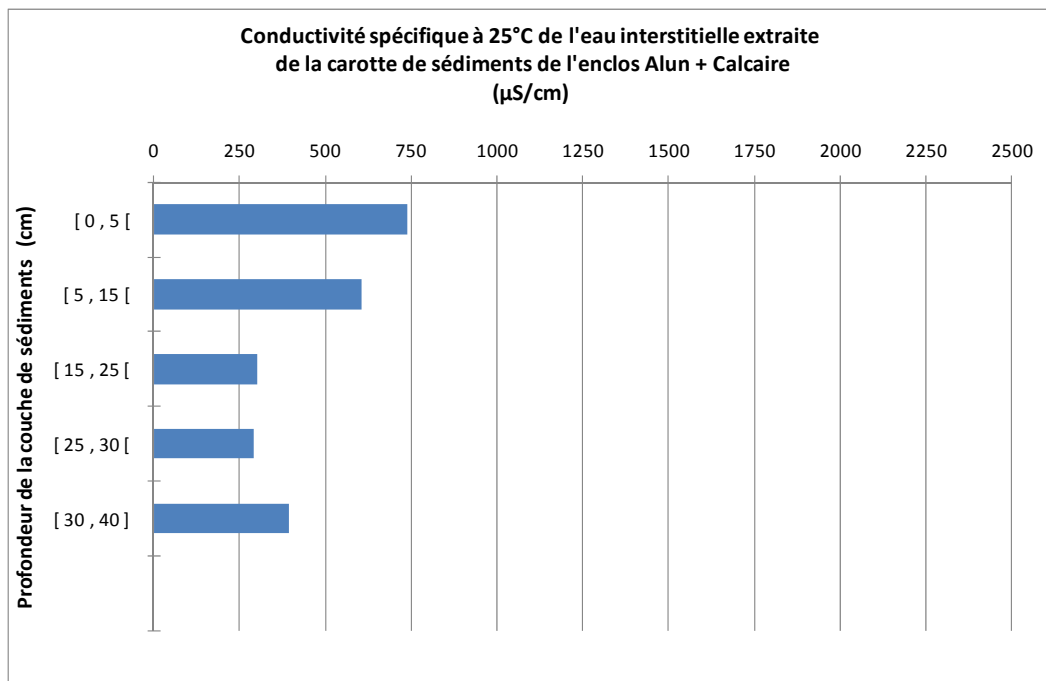


Figure A - 110 : Conductivité spécifique à 25°C de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)

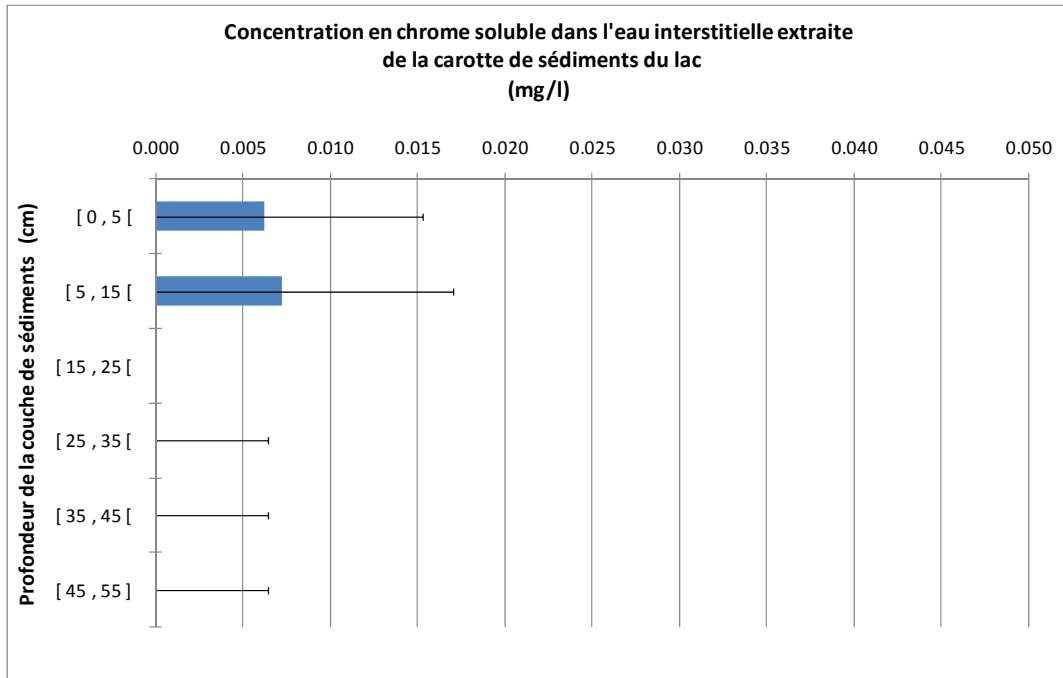


Figure A - 111 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

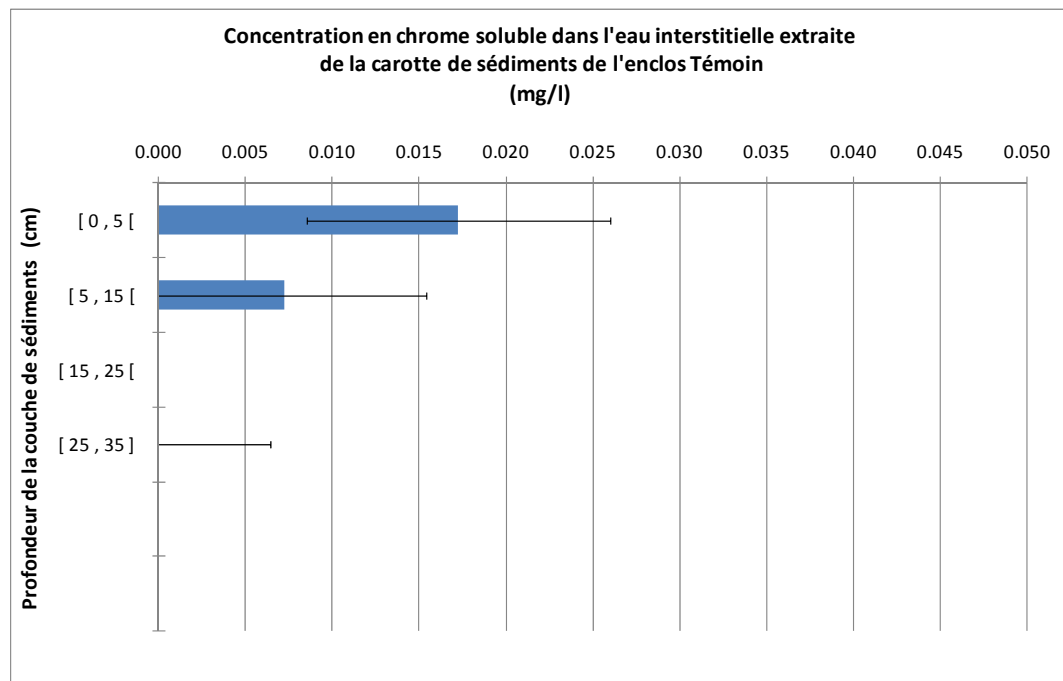


Figure A - 112 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)

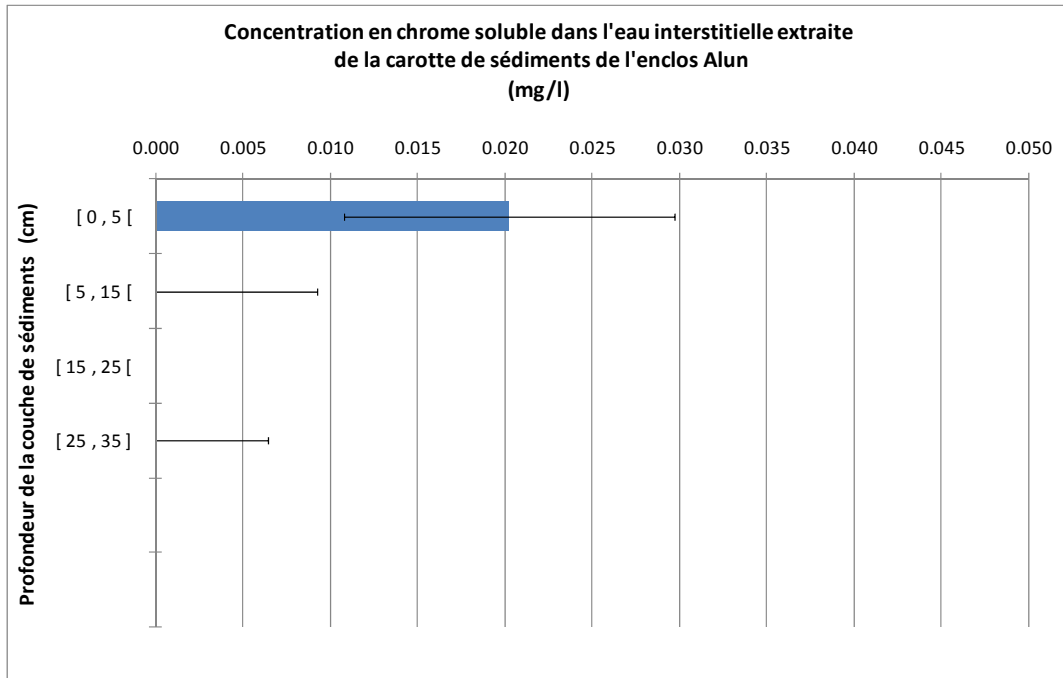


Figure A - 113 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

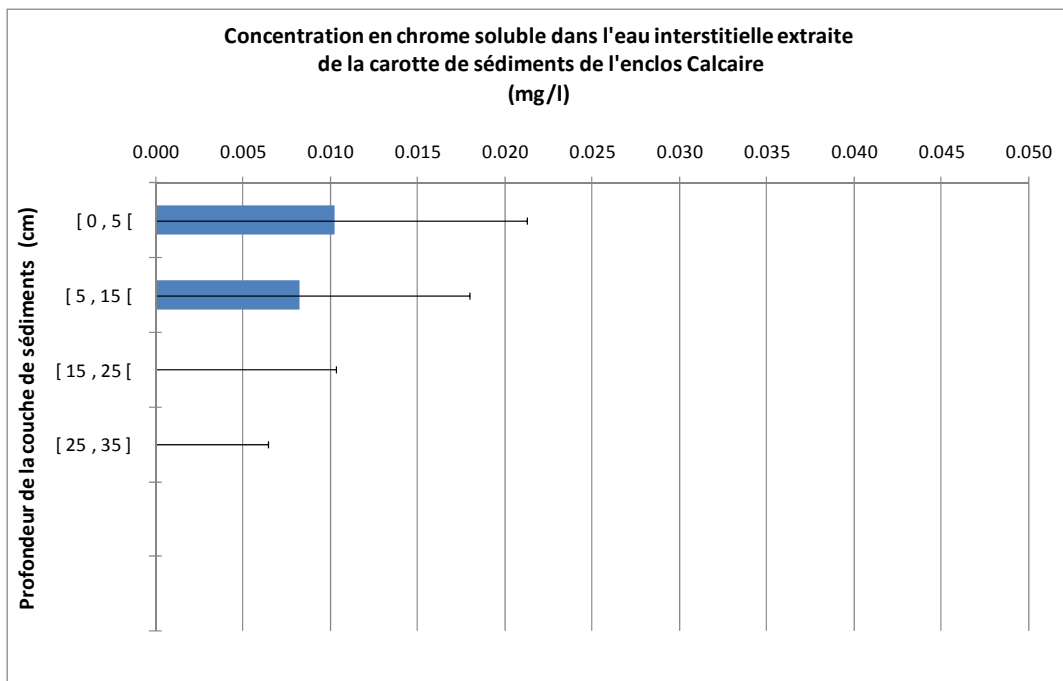


Figure A - 114 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

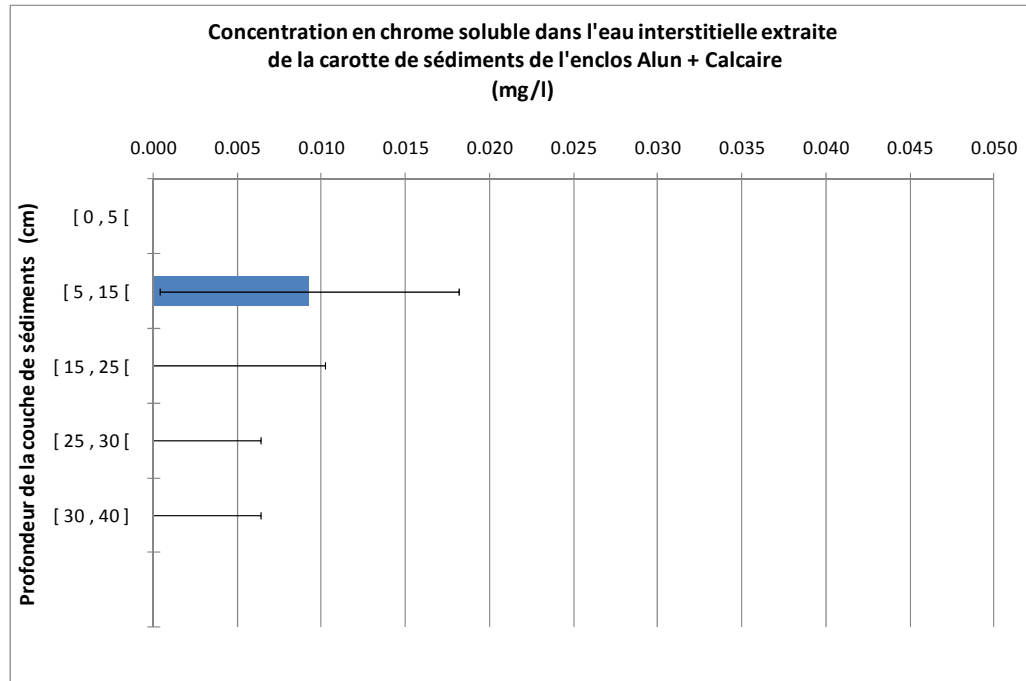


Figure A - 115 : Concentration en chrome soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)

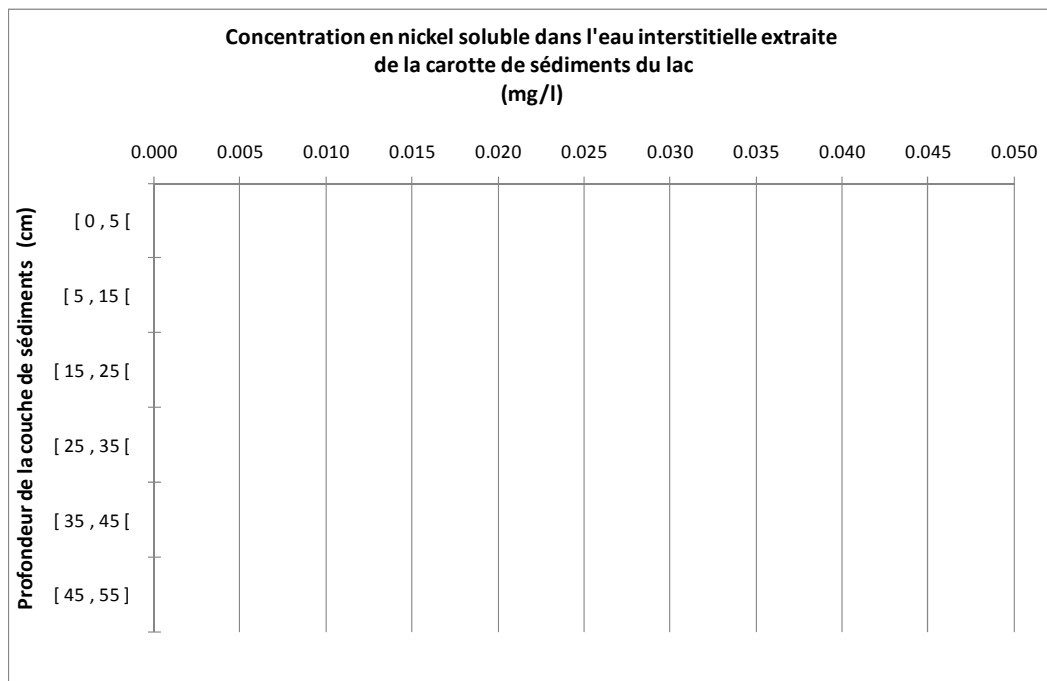


Figure A - 116 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

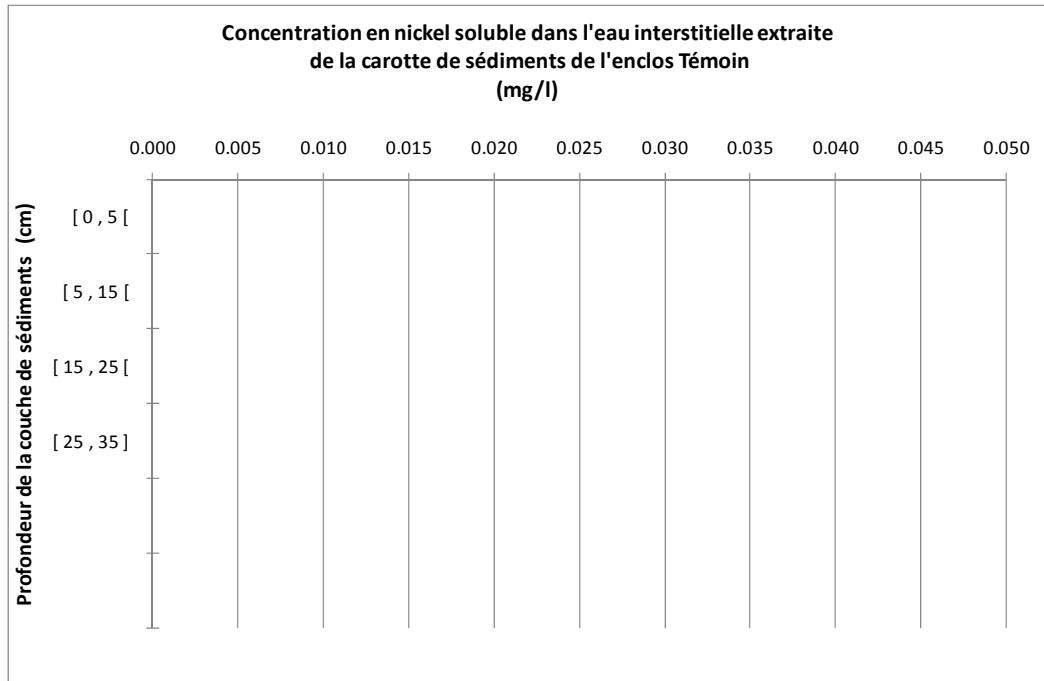


Figure A - 117 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)

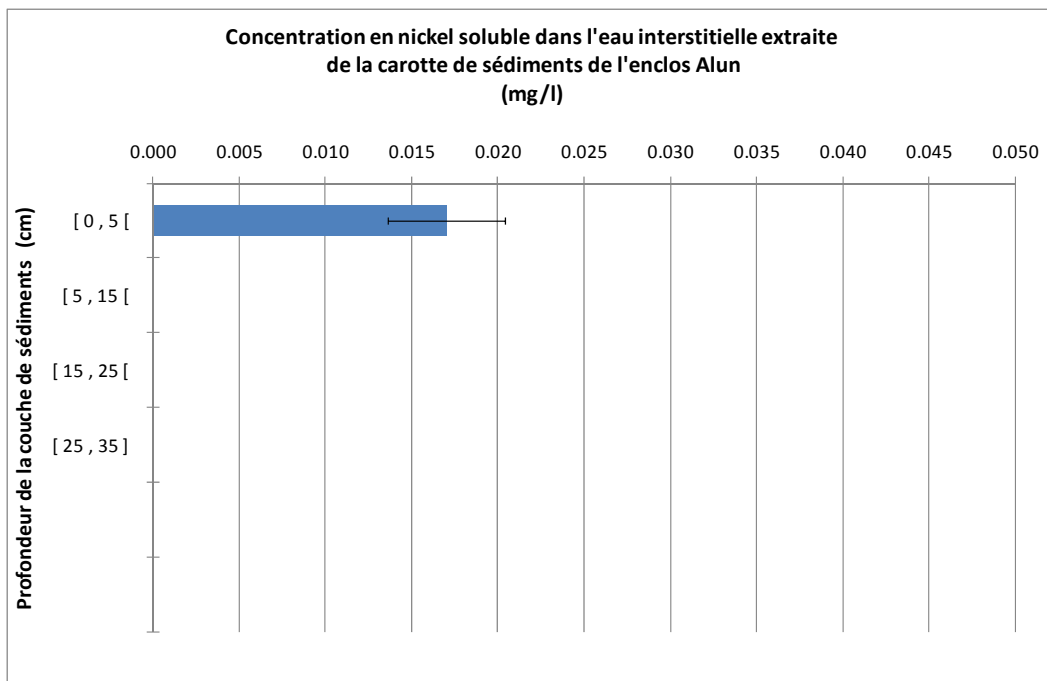


Figure A - 118 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

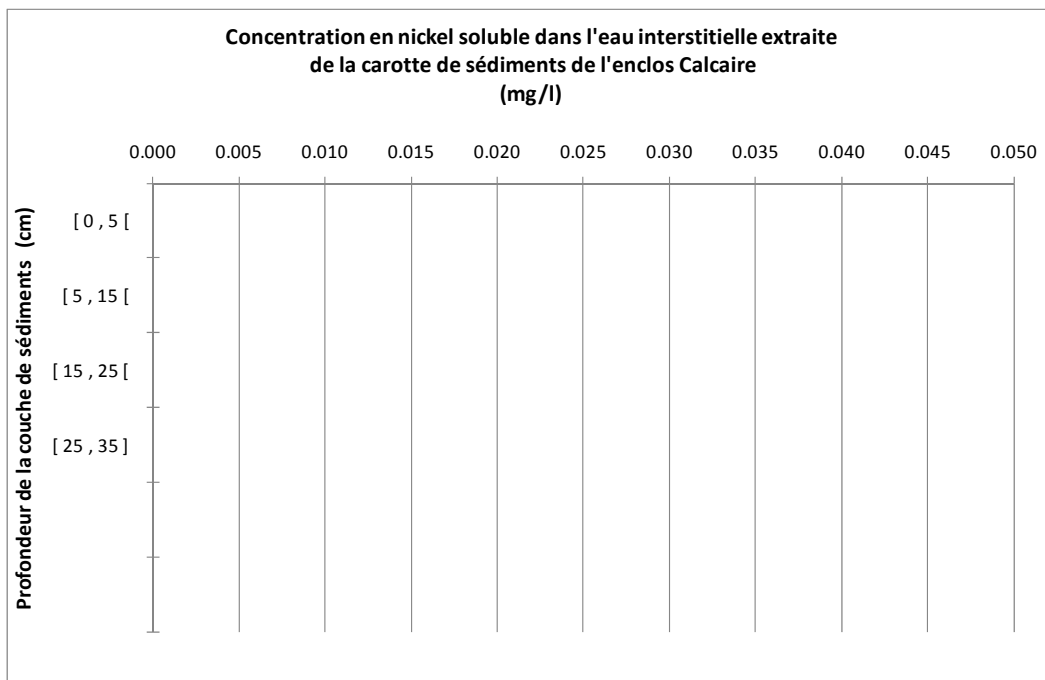


Figure A - 119 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

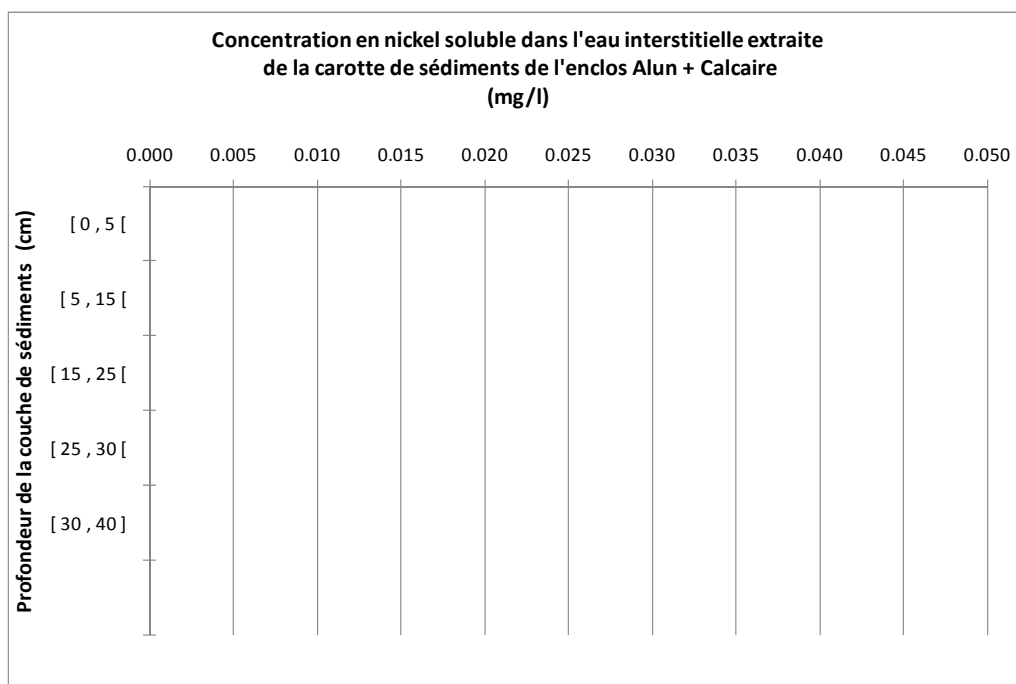


Figure A - 120 : Concentration en nickel soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)

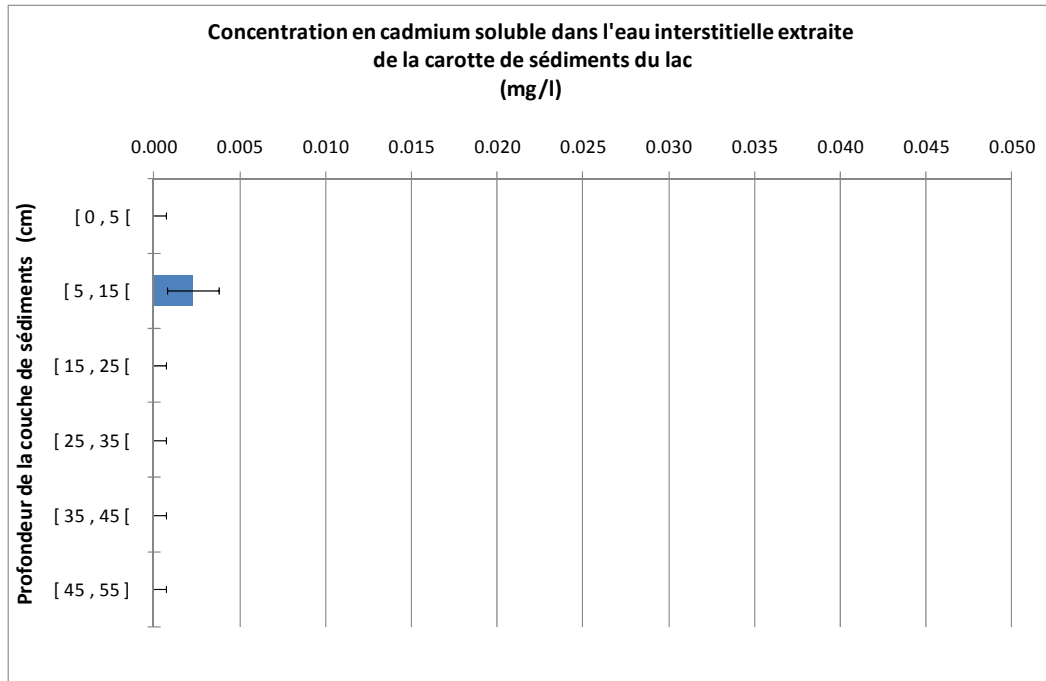


Figure A - 121 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

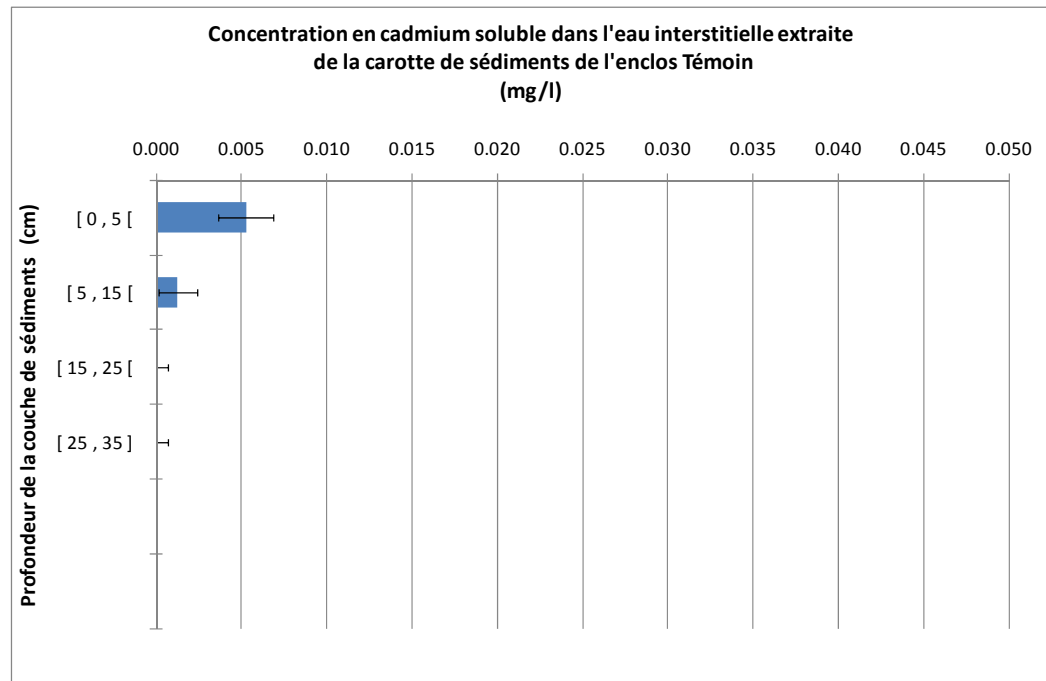


Figure A - 122 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)

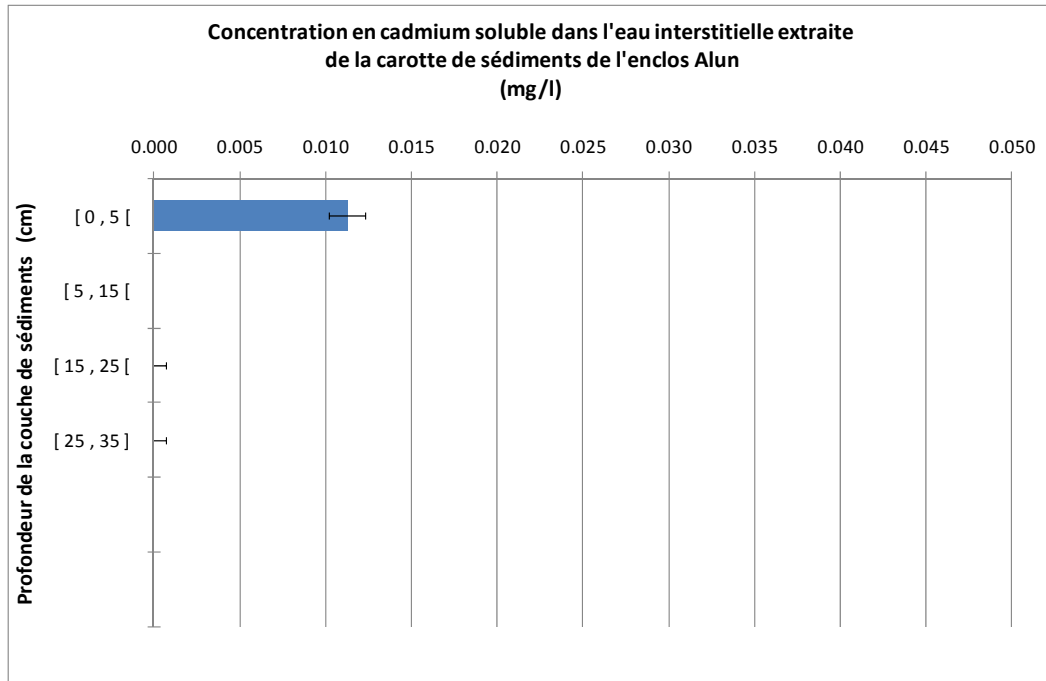


Figure A - 123 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

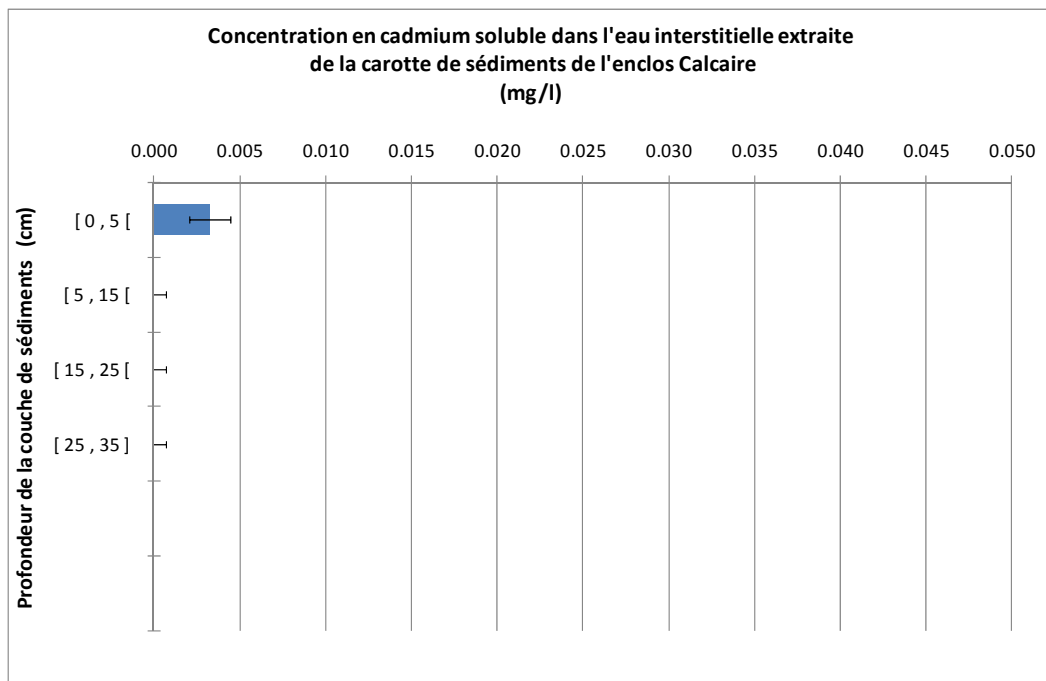


Figure A - 124 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

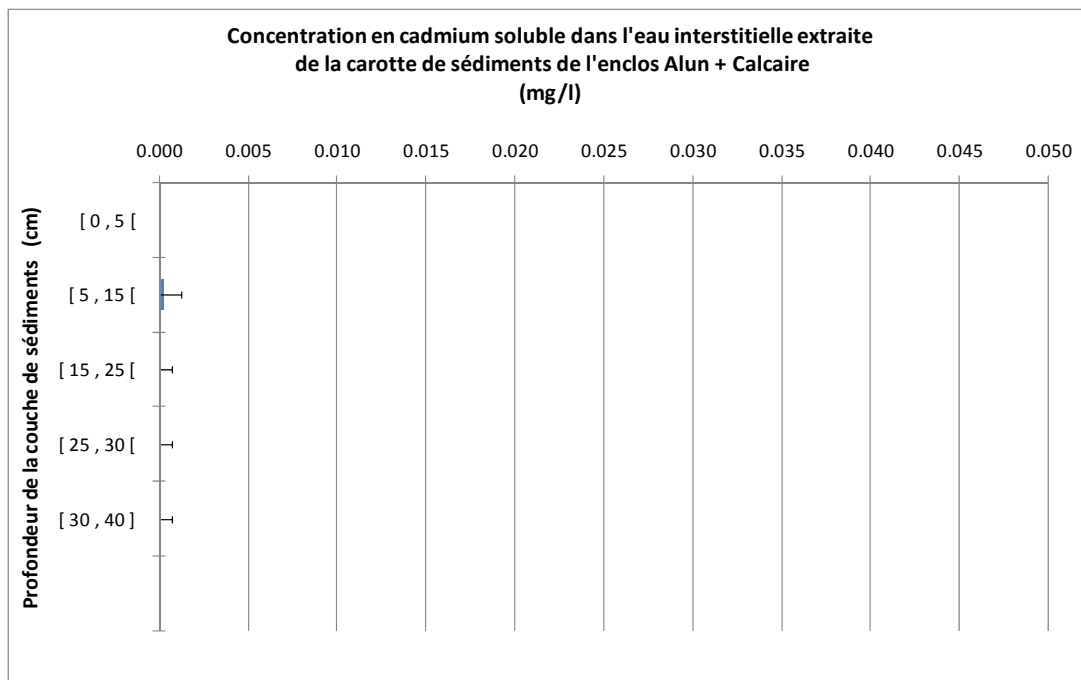


Figure A - 125 : Concentration en cadmium soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)

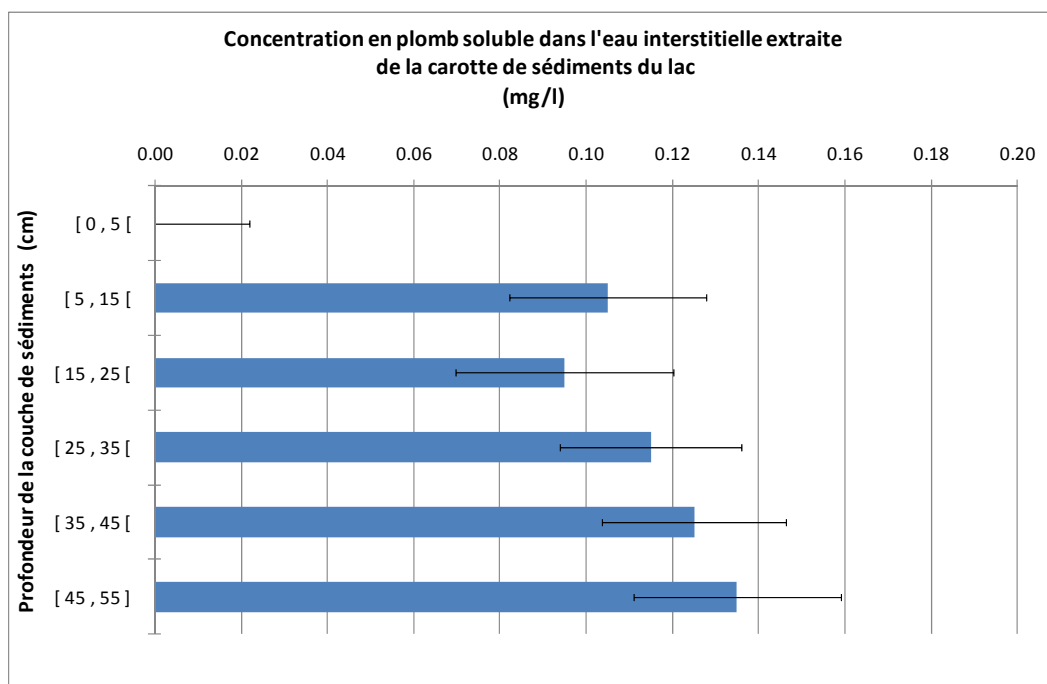


Figure A - 126 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

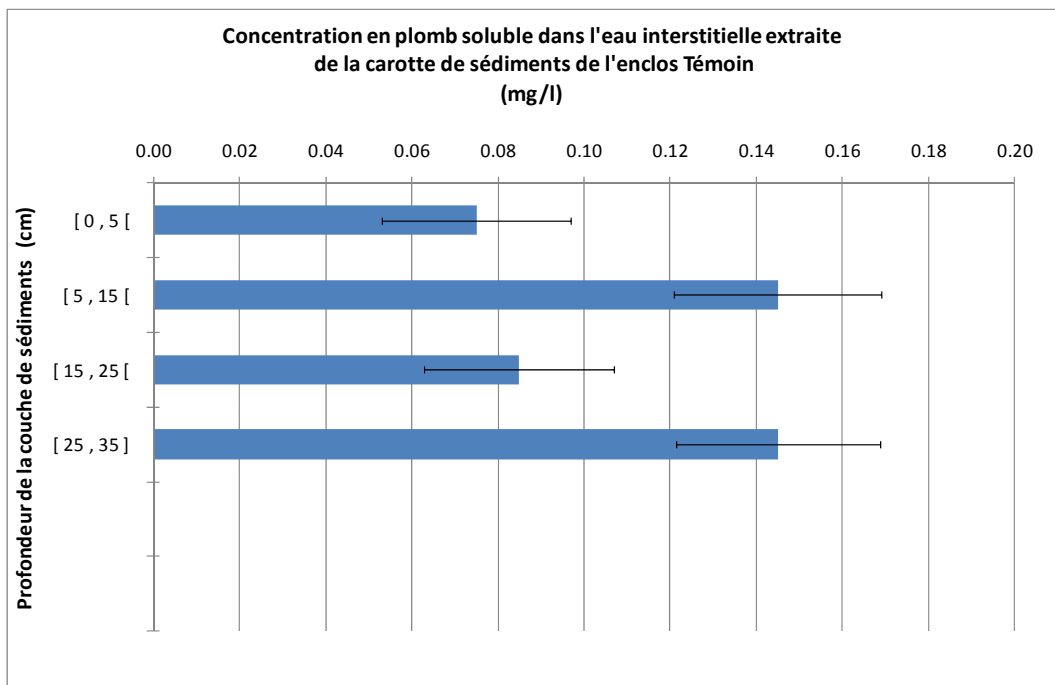


Figure A - 127 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)

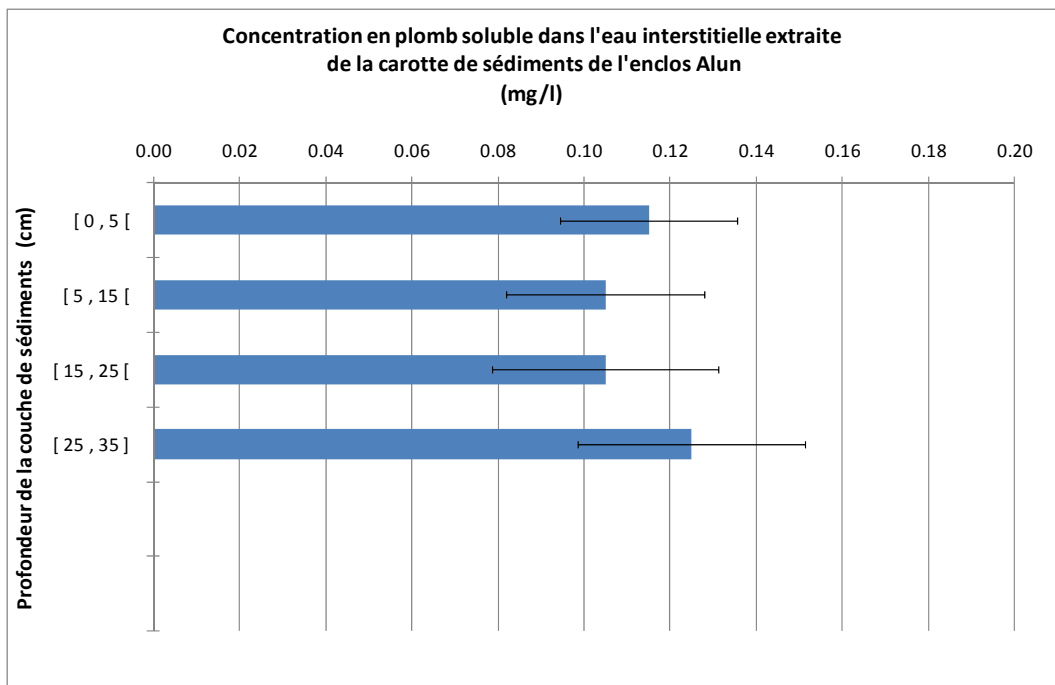


Figure A - 128 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

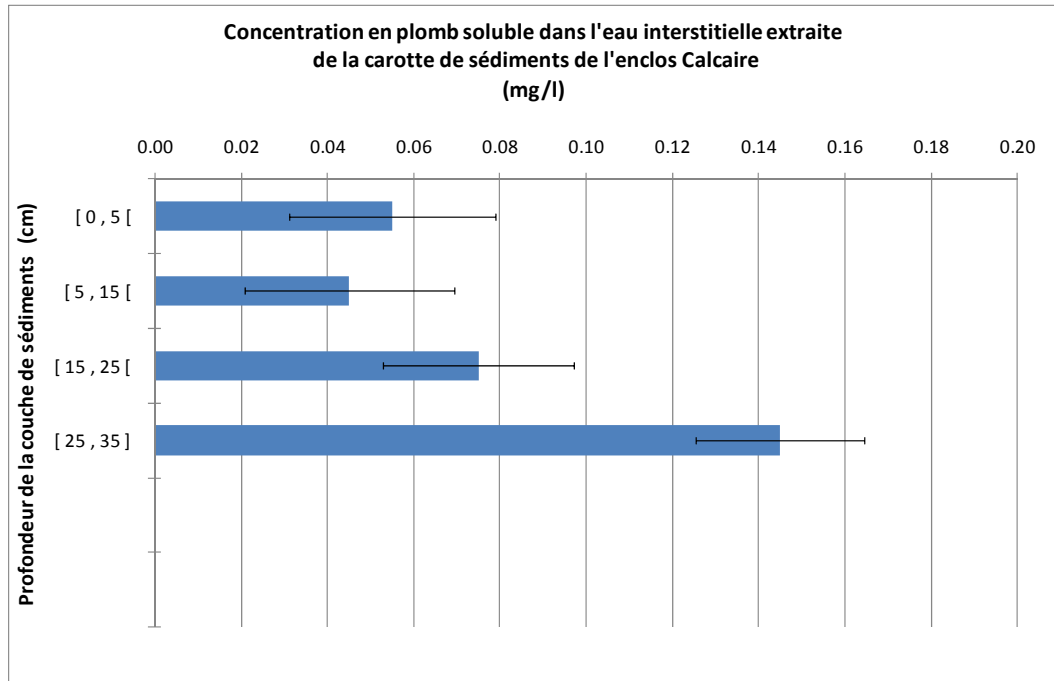


Figure A - 129 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

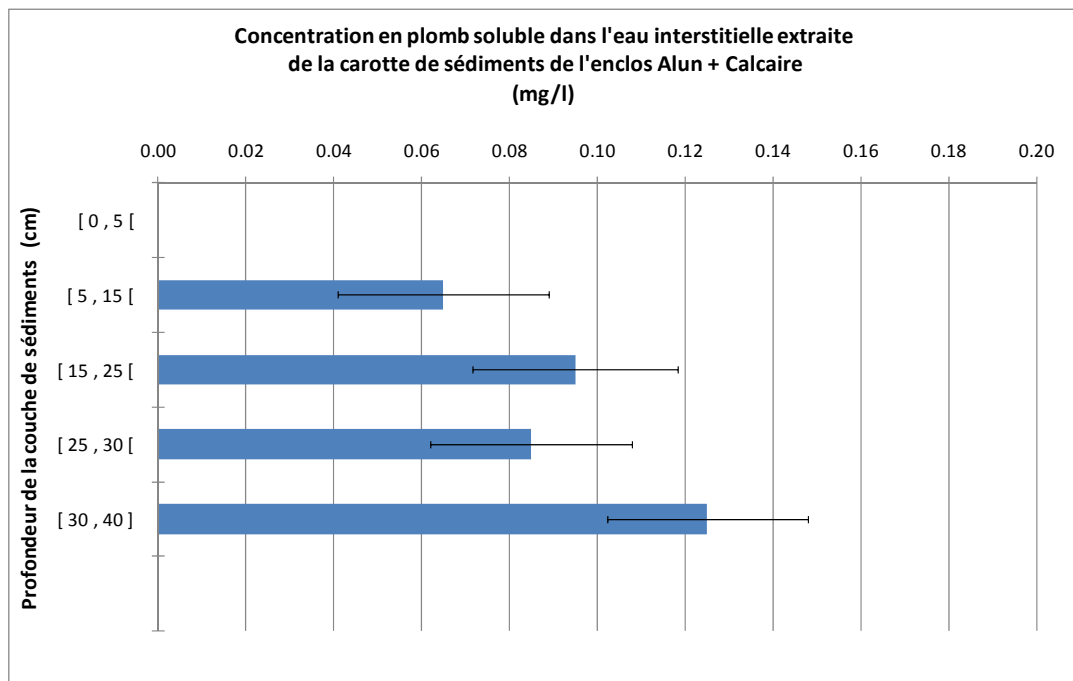


Figure A - 130 : Concentration en plomb soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)

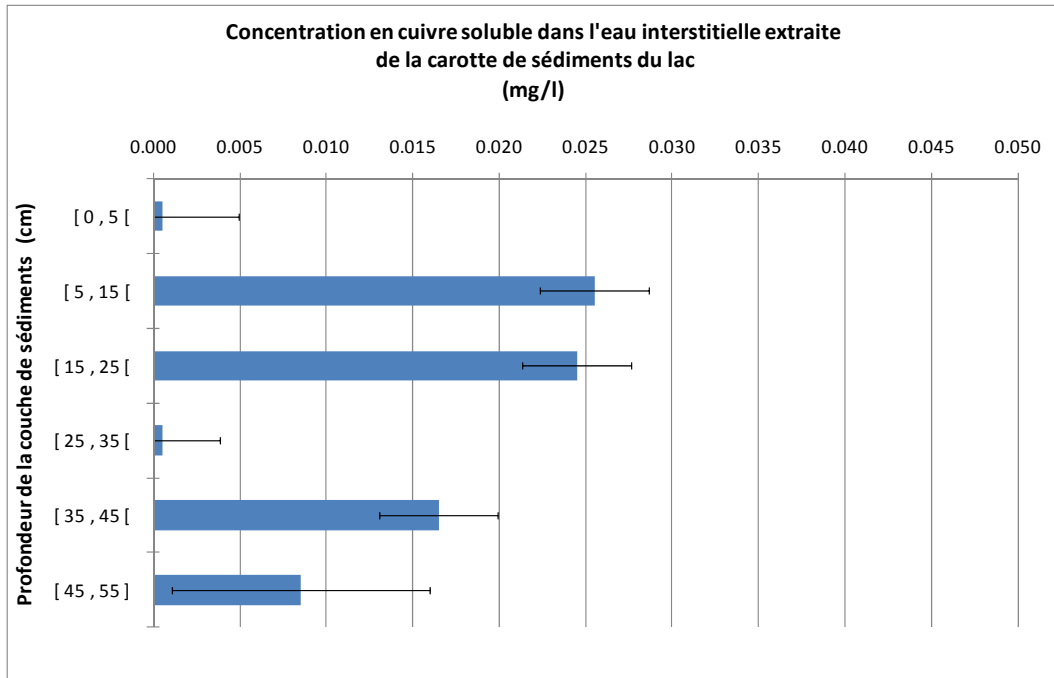


Figure A - 131 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

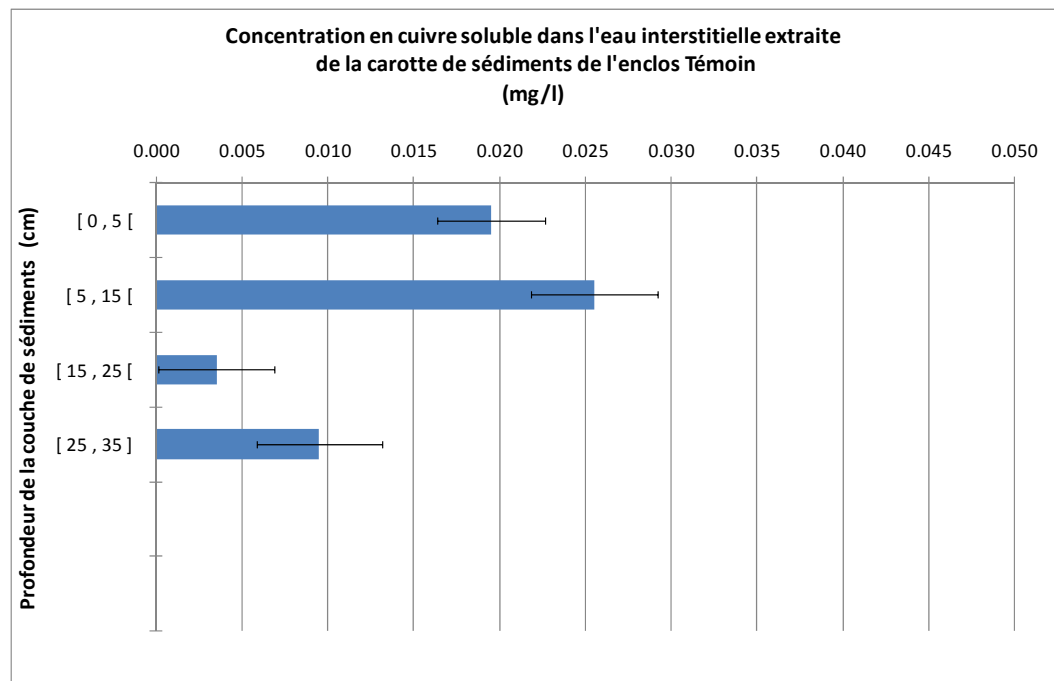


Figure A - 132 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)

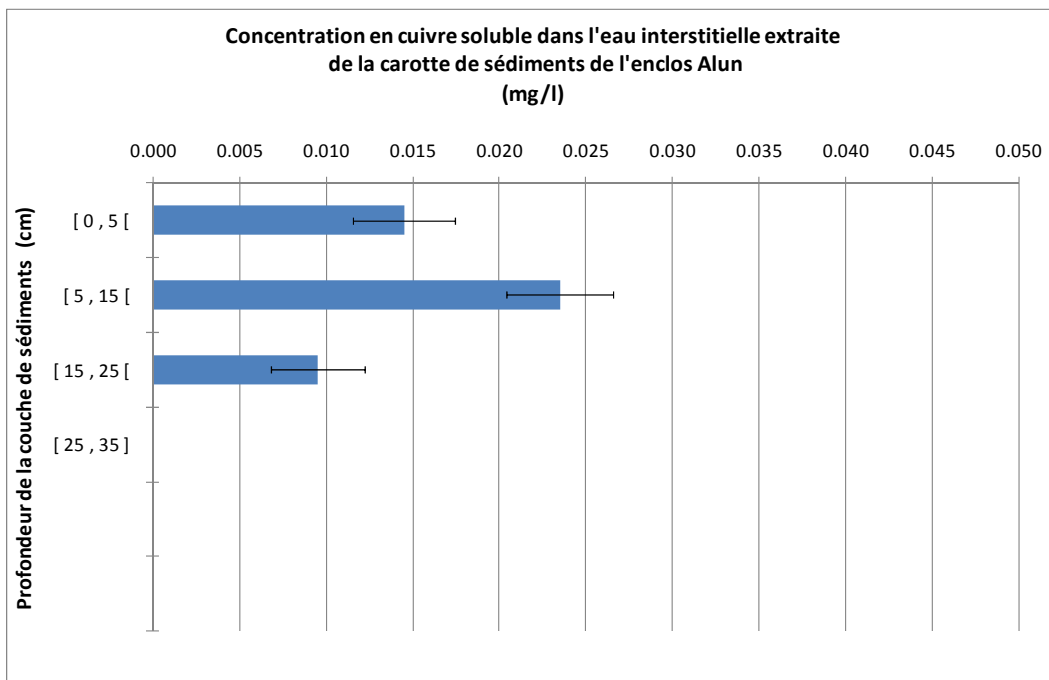


Figure A - 133 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

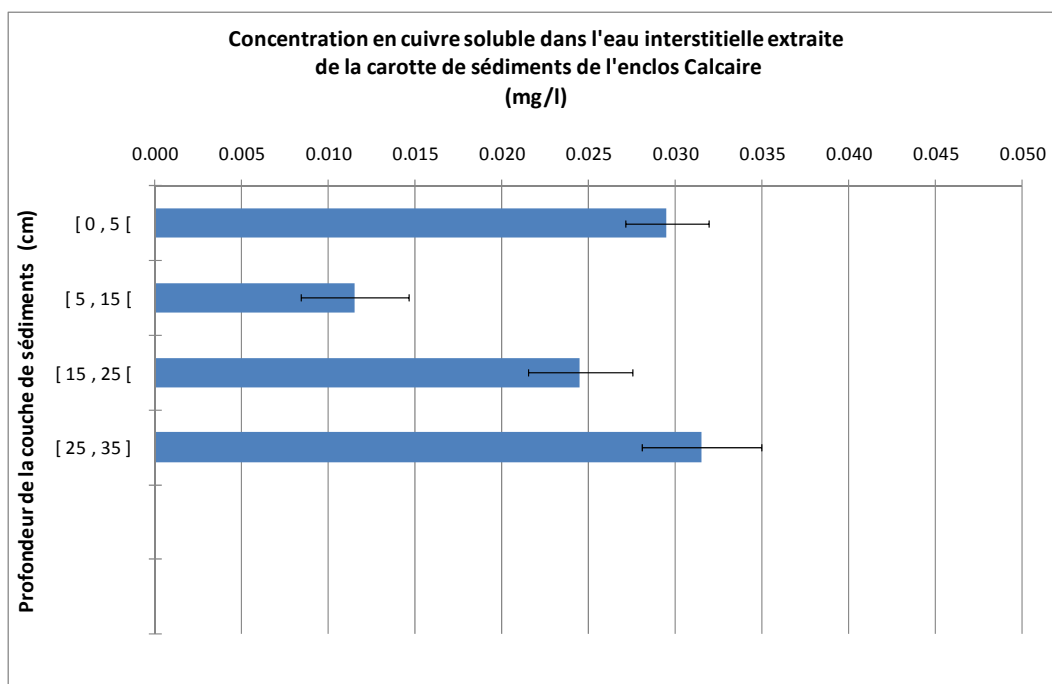


Figure A - 134 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

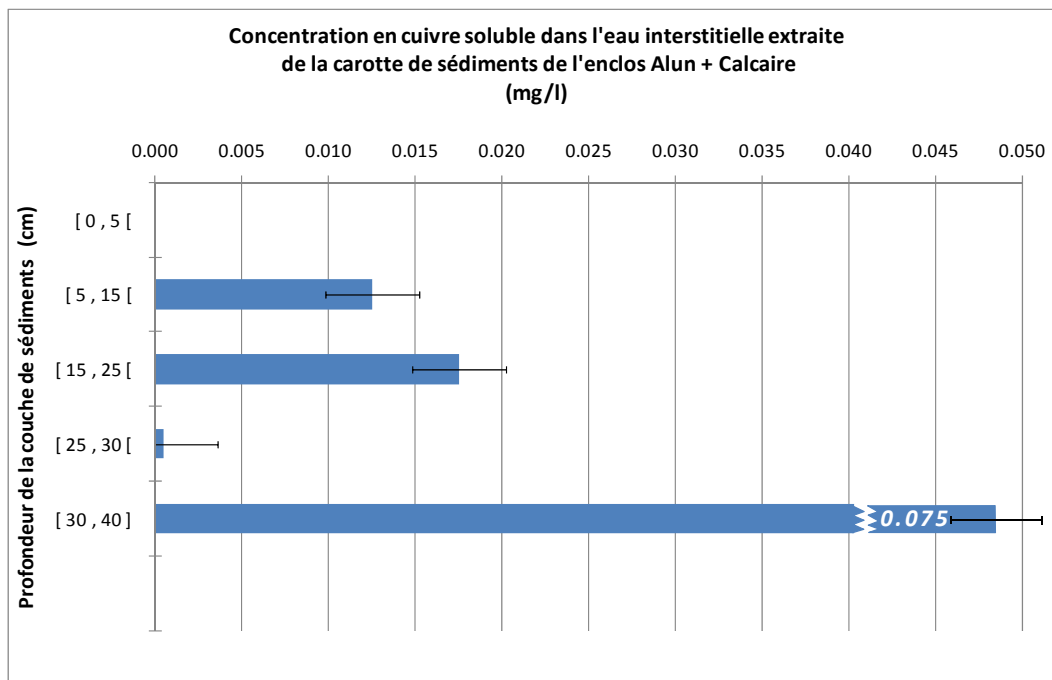


Figure A - 135 : Concentration en cuivre soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)

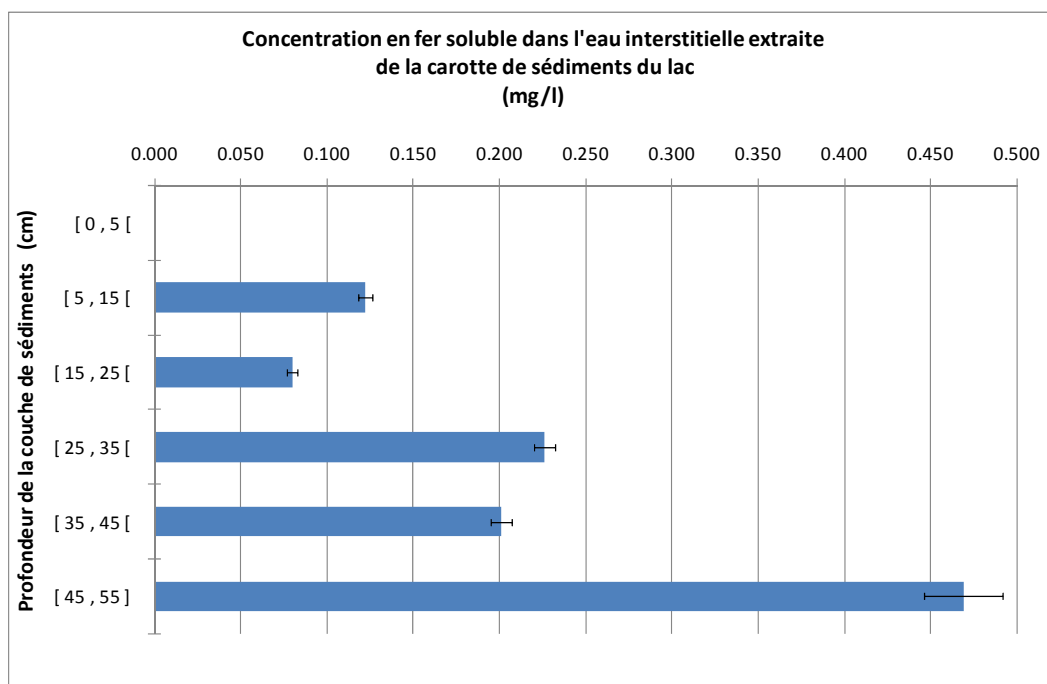


Figure A - 136 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

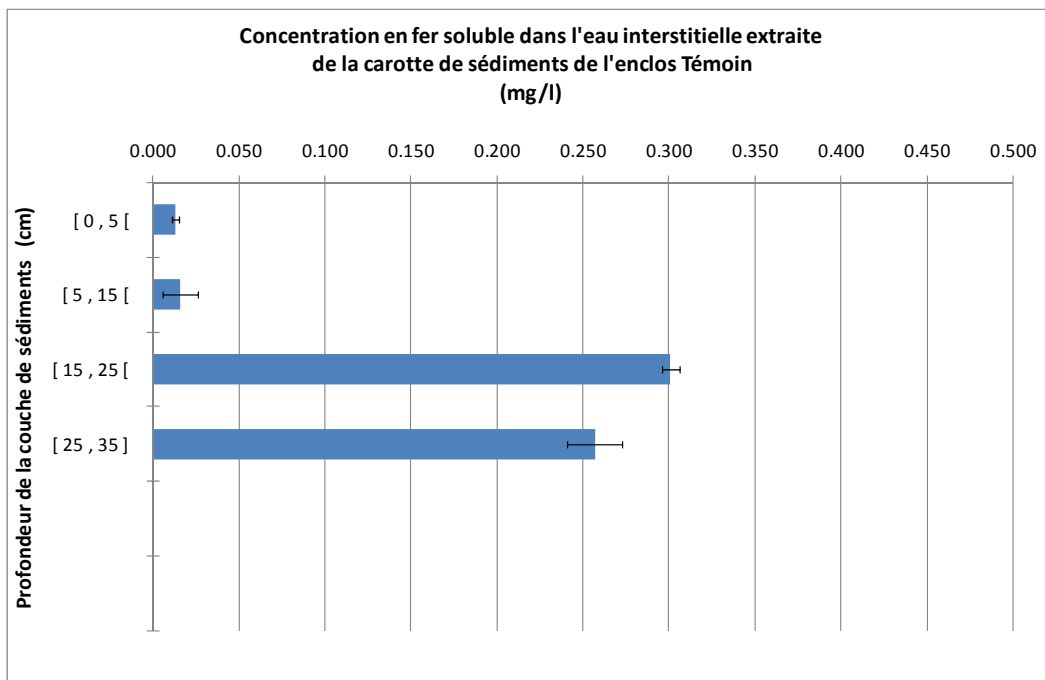


Figure A - 137 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)

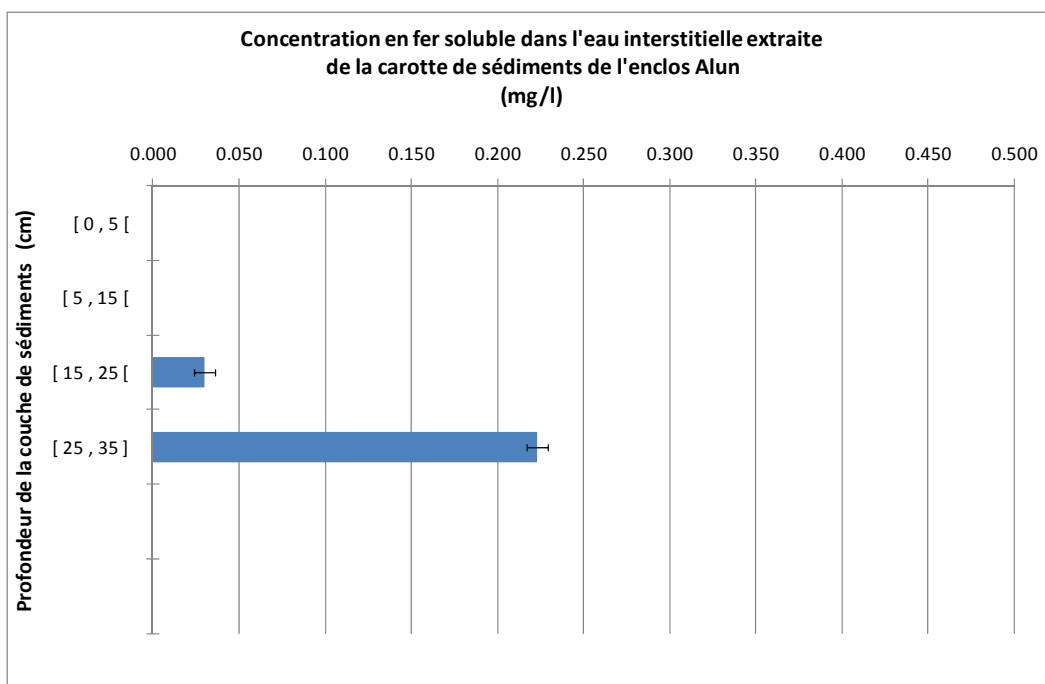


Figure A - 138 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

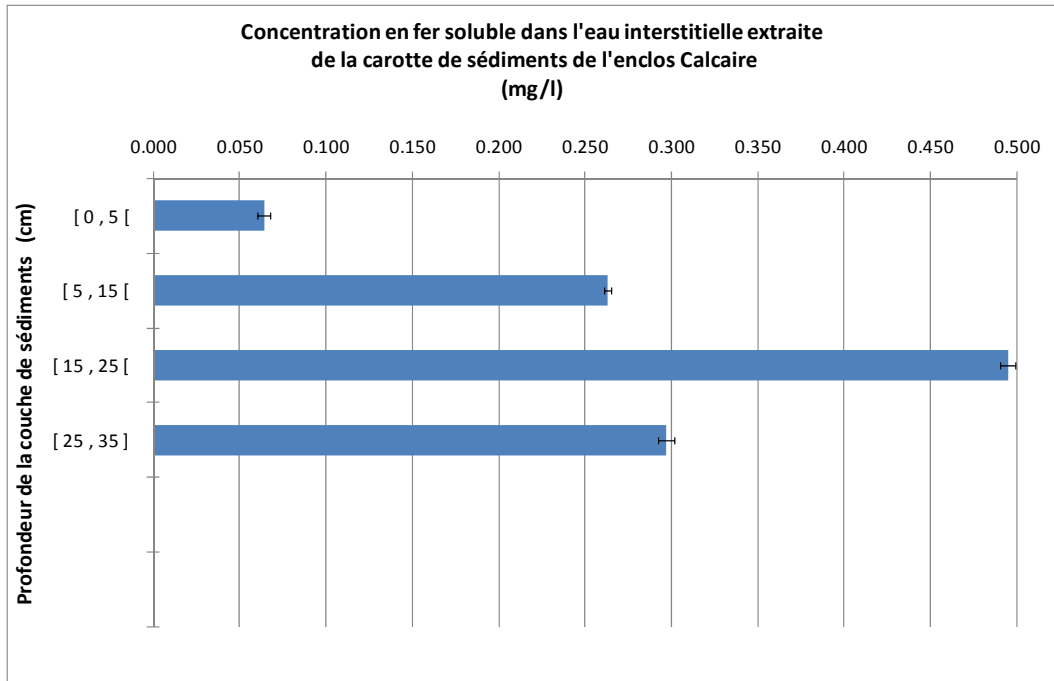


Figure A - 139 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

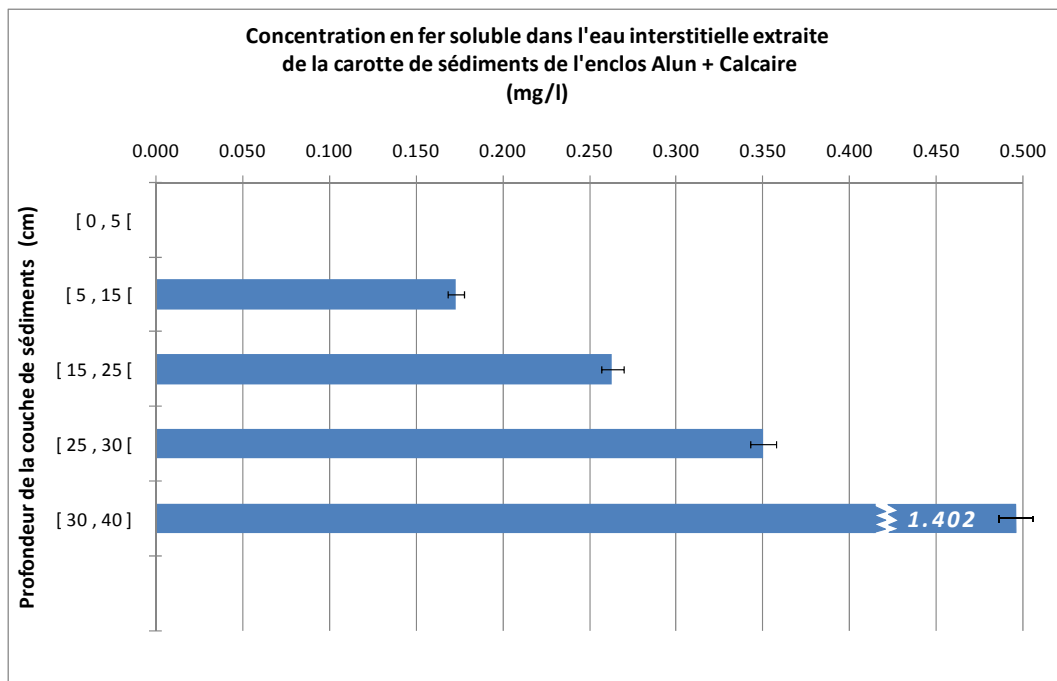


Figure A - 140 : Concentration en fer soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)

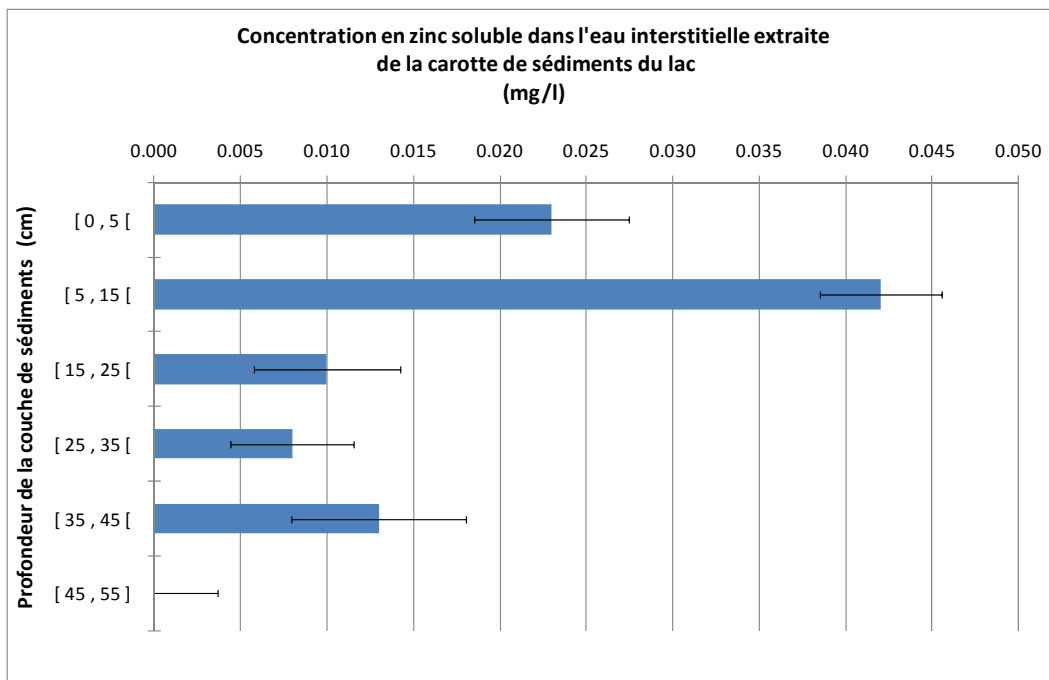


Figure A - 141 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Lac)

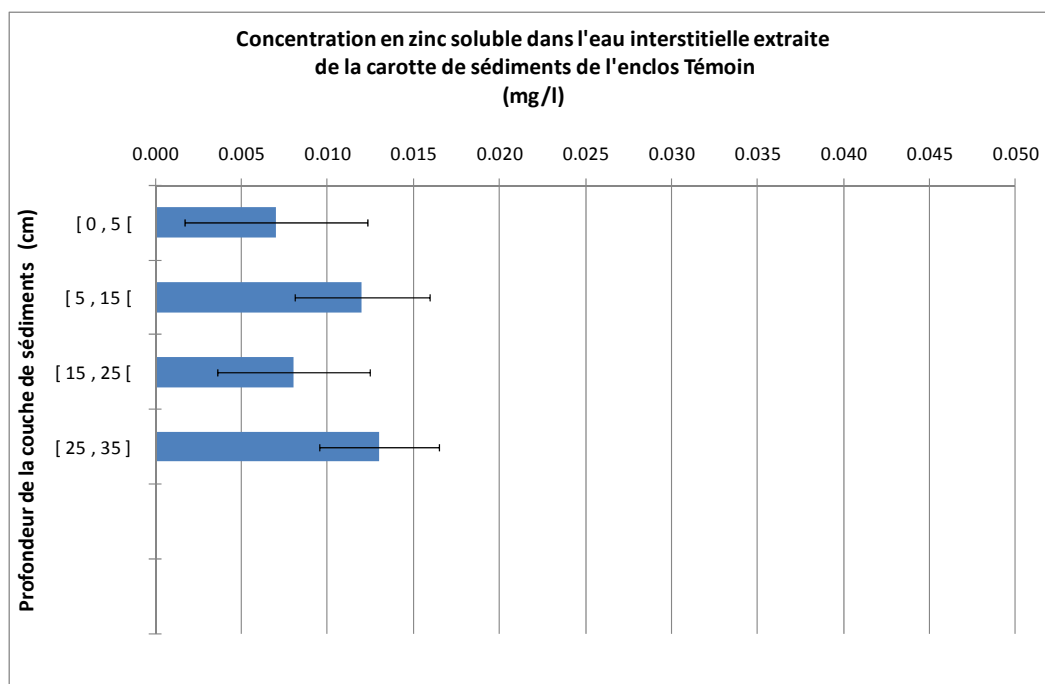


Figure A - 142 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Témoin)

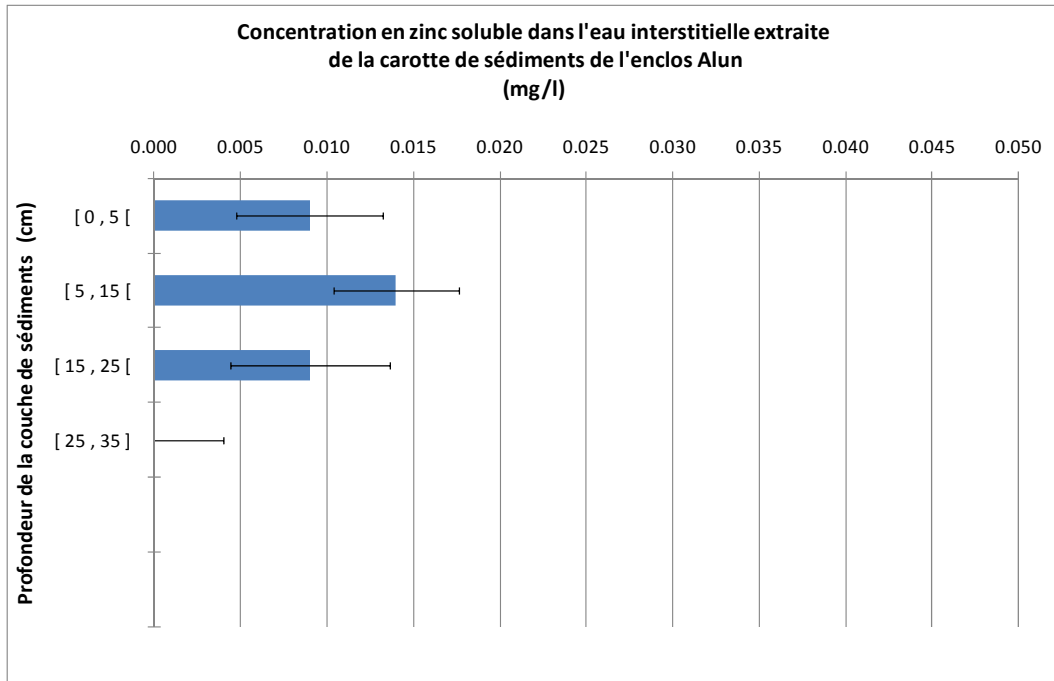


Figure A - 143 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun)

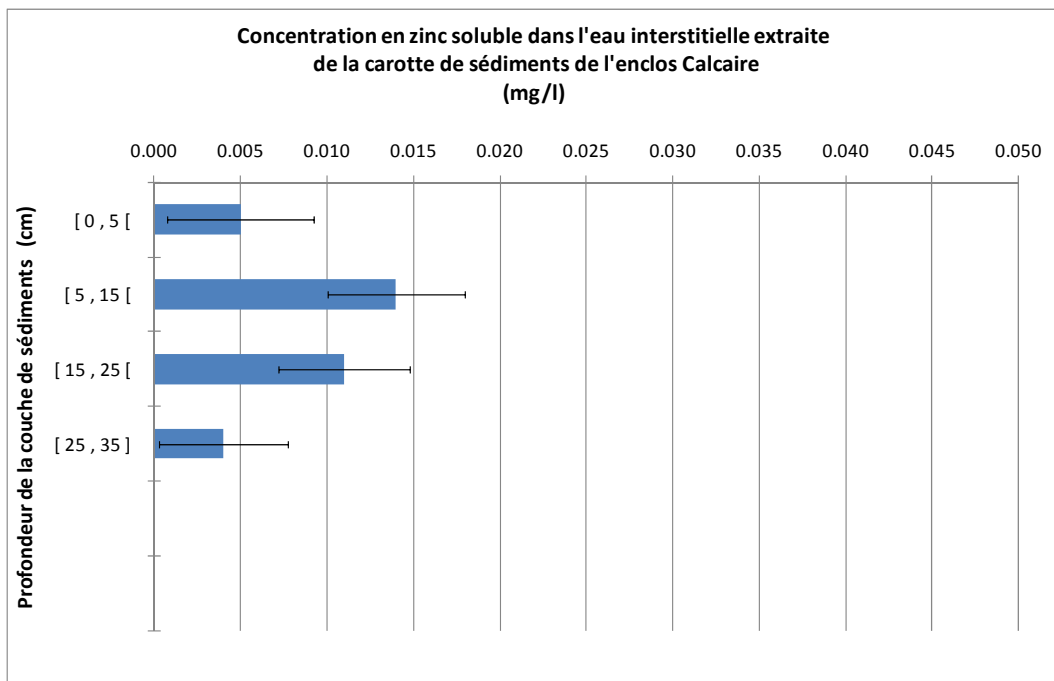


Figure A - 144 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Calcaire)

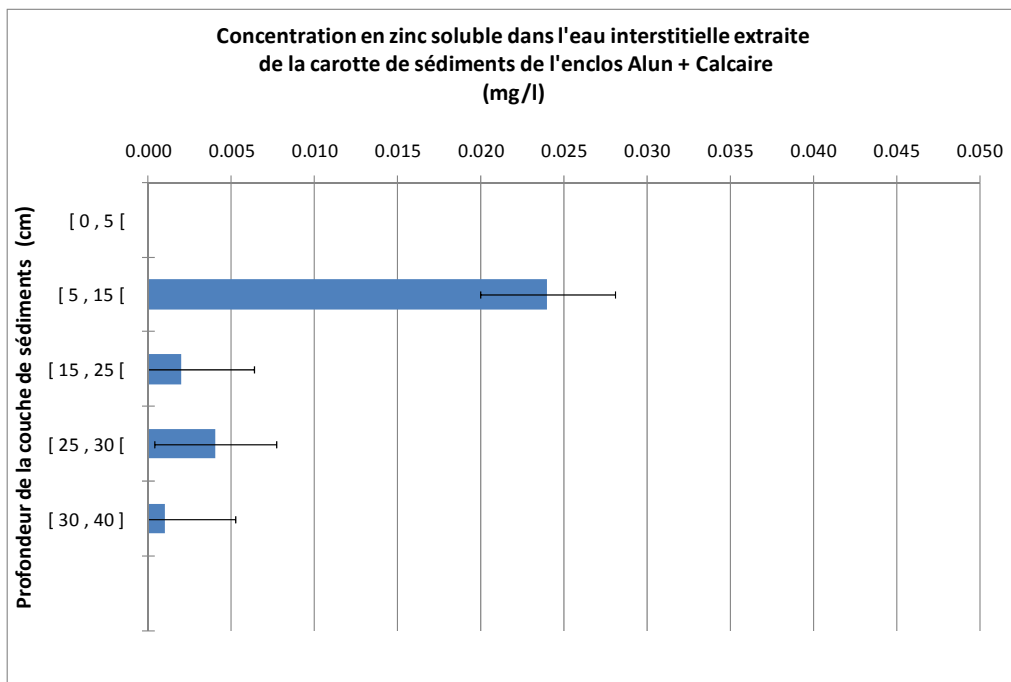


Figure A - 145 : Concentration en zinc soluble de l'eau interstitielle des sédiments (Alun+Calcaire)