

Test d'un protocole de prélèvement
des invertébrés benthiques
en lacs naturels profonds



Janvier 2011



Propriétaire du rapport : Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse
2-4, Allée de Lodz
69363 LYON Cedex 07

Interlocuteur : M. Lionel NAVARRO

Titre :

Test d'un protocole de prélèvement des invertébrés benthiques en lacs naturels profonds.

Mots-Clés : Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse, lacs naturels, invertébrés benthiques, oligochètes, chironomes, prélèvements, lac de Nantua, lac de Barterand, lac d'Aiguebelette, lac de Paladru, lac du Val, lac du Grand Maclu, lac d'Etival, lac de Pierre-Châtel, lac de Remoray, lac de Pétichet.

Numéro de rapport : 0202EAFB11
Date : Janvier 2011
Statut du rapport : Rapport définitif

Auteur : François BOURGEOT

Travail de laboratoire : Jérémy AUBOIN
Sonia BAILLOT
Emmanuel MICHAUT
Anne MORGILLO

Prélèvements de terrain : François BOURGEOT
Emmanuel MICHAUT
Arnaud OLIVETTO
Philippe PROMPT

Relecture : Philippe PROMPT, Arnaud OLIVETTO

Nombre d'ex. édités : 1
Nb de pages (+ annexes): 60 (+10)

Réalisation :



GREBE eau - sol - environnement
Groupe de Recherche et d'Etude: Biologie et Environnement
23, rue St-Michel - 69007 LYON
Tél.: 04 72 71 03 79 - Fax: 04 72 72 06 12
courriel: contact@grebe.fr

Sommaire

Sommaire	3
Table des figures	4
Table des tableaux	5
1. Introduction	6
2. Matériels et Méthodes	7
2.1 Sites d'étude	7
2.1.1 Localisation géographique des lacs étudiés	7
2.1.2 Lac d'Aiguebelette	8
2.1.3 Lac de Barterand	8
2.1.4 Grand lac d'Etival	10
2.1.5 Lac du Grand Maclu	11
2.1.6 Lac de Nantua	12
2.1.7 Lac de Paladru	12
2.1.8 Lac de Pétichet	13
2.1.9 Lac de Pierre-Châtel	14
2.1.10 Lac de Remoray	15
2.1.11 Lac du Val	16
2.2 Les différentes méthodes	17
2.2.1 Protocole d'échantillonnage et de traitement des échantillons	17
2.2.2 L'indice biologique lacustre (IBL)	18
2.2.3 L'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL)	20
2.2.4 Exploitation des données à l'aide des traits d'histoire de vie	21
2.3 Plans de prélèvement	23
2.3.1 Lac d'Aiguebelette	23
2.3.2 Lac de Barterand	23
2.3.3 Grand lac d'Etival	24
2.3.4 Lac du Grand Maclu	24
2.3.5 Lac de Nantua	24
2.3.6 Lac de Paladru	25
2.3.7 Lac de Pétichet	25
2.3.8 Lac de Pierre-Châtel	25
2.3.9 Lac de Remoray	25
2.3.10 Lac du Val	26
2.3.11 Tableau récapitulatif des temps de mise en œuvre	26
3. Résultats et Discussion	37
3.1 Analyse des listes faunistiques	37
3.2 Réponse de l'IBL au nouveau protocole de prélèvement	39
3.3 Réponse de l'IOBL au nouveau protocole de prélèvement	41
3.4 Analyse des communautés benthiques à l'aide des traits d'histoire de vie	53
3.4.1 Analyse de l'oxygénation de l'eau	53

3.4.2 Analyse du statut trophique	55
4 Conclusions - Perspectives	57
Bibliographie	59
Annexes	61
• Listes faunistiques	62
• Tableau de Traits	69

Table des figures

Figure 1 – Localisation des lacs étudiés.	7
Figure 2 – Photographie du lac d'Aiguebelette.	8
Figure 3 - Extrait de carte IGN 3231 Est.	9
Figure 4 – Photographie du lac de Barterand.	9
Figure 5 - Extrait de carte 3327 OT.	10
Figure 6 – Photographie du Grand lac d'Etival.	10
Figure 7 - Extrait de carte IGN 3326 ET.	11
Figure 8 – Photographie du lac du Grand Maclu.	11
Figure 9 – Photographie du lac de Nantua.	12
Figure 10 – Photographie du lac de Paladru.	13
Figure 11 – Extrait de carte IGN 3336 OT.	14
Figure 12 – Photographie du lac de Pétichet.	14
Figure 13 – Photographie du lac de Pierre-Châtel.	15
Figure 14 – Photographie du lac de Remoray.	16
Figure 15 – Photographie du lac du Val.	16
Figure 16 – Schéma théorique du plan d'échantillonnage	17
Figure 17 - Exemple de tableau de codage flou	22
Figure 18 – Plan d'échantillonnage du lac d'Aiguebelette	27
Figure 19 - Plan d'échantillonnage du lac de Barterand	28
Figure 20 - Plan d'échantillonnage du Grand lac d'Etival	29
Figure 21 - Plan d'échantillonnage du lac du Grand Maclu	30
Figure 22 - Plan d'échantillonnage du lac de Nantua	31
Figure 23 - Plan d'échantillonnage du lac de Paladru	32
Figure 24 - Plan d'échantillonnage du lac de Pétichet	33
Figure 25 - Plan d'échantillonnage du lac de Pierre-Châtel	34
Figure 26 - Plan d'échantillonnage du lac de Remoray	35
Figure 27 - Plan d'échantillonnage du lac du Val	36
Figure 28 - Analyse inter-groupes réalisée sur l'ensemble des listes faunistiques.	37
Figure 29 – Analyses individuelles, par lacs et par zones, issues d'une analyse intra-groupes sur le tableau faunistique.	39
Figure 30 – Comparaison graphique de la réponse de l'IBL calculé sur trois plans d'eau avec le nouveau protocole de prélèvement.	40
Figure 31 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac d'Aiguebelette.	43
Figure 32 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Barterand.	44
Figure 33 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le Grand lac d'Etival.	45
Figure 34 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac du Grand Maclu.	46

Figure 35 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Nantua. __	47
Figure 36 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Paladru. __	48
Figure 37 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Pétichet. __	49
Figure 38 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Pierre-Châtel. _____	50
Figure 39 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Remoray. _	51
Figure 40 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac du Val. _____	52
Figure 41 - Analyses individuelles par lac, issues d'une analyse intra-groupes sur les profils d'utilisation des modes de respiration des communautés benthiques. _____	53
Figure 42 - Evolutions conjointes de la représentativité du mode de respiration branchial au niveau de chacune des zones de chaque lac, et de l'indice de désoxygénation (IDEO). _____	55
Figure 43 - Corrélation de l'IDEO avec la profondeur des différents plans d'eau. _____	55
Figure 44 - Analyse de co-inertie entre les listes faunistiques et le preferendum trophique des taxons. _____	56
Figure 45 - Classification hiérarchique des lacs du points de vue de leur degré trophique _____	56
Figure 46 - Distances trophiques relatives des différents lacs. _____	57

Table des tableaux

Tableau 1 – Valeurs de l'indice de qualité ql.	19
Tableau 2 - Typologie du potentiel métabolique des sédiments et sous-types intégrant les classes de pourcentage des espèces sensibles (Lafont 2007).	21
Tableau 3 - Grille d'interprétation des espèces sensibles d'oligochètes avec les codes couleurs classiques de qualité (Lafont 2007).....	21
Tableau 4 - Temps de mise en œuvre.....	26
Tableau 5 – Comparaison de la réponse des différents paramètres de l'IBL au nouveau protocole (surlignés en gris).	40
Tableau 6 - Tableau des moyennes du rapport de fréquence d'utilisation du mode de respiration branchial par rapport aux autres modes, et calcul de l'IDEO.	54

1. Introduction

Cette étude est réalisée dans le cadre de la circulaire DCE 2006/06 relative à la constitution et à la mise en œuvre du programme de surveillance pour les eaux douces (DCE, 2006), en application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000). La directive prévoit pour les suivis de plans d'eau la prise en compte de la faune benthique invertébrée. Dans le contexte des réseaux de surveillance, les protocoles d'études des plans d'eau sont amenés à évoluer afin d'harmoniser les pratiques entre pays européens.

Etant basés sur un seul groupe taxinomique, et en raison des multiples facteurs naturels qui rentrent en compte pour leur interprétation, les Indices Mollusques (IMOL; Mouthon, 2005) et Oligochètes de Bioindication Lacustre (IOBL; AFNOR, 2005), ne semblent pas suffisants pour contribuer à eux seuls au diagnostic écologique des plans d'eau au sens de la DCE. L'Indice Biologique Lacustre (IBL; Verneaux, 2004), quant à lui, présente l'avantage de se baser sur l'ensemble des macroinvertébrés benthiques, tout en s'appuyant sur un protocole de prélèvement et de détermination très complet. Cependant, un protocole de prélèvement « DCE-compatible » doit pouvoir être utilisé en réseau, à un coût raisonnable, ce qui n'est pas le cas avec la mise en œuvre de l'IBL.

A la demande de la Direction de l'Eau et de la Biodiversité et du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM), la présente étude, lancée par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse, a pour objet de tester un protocole d'échantillonnage des invertébrés benthiques en lacs naturels profonds. Ce protocole, proposé par le Cemagref d'Aix-en-Provence (Mazzella *et al.*, 2009), est dérivé de celui de l'IBL. Ce dernier a été simplifié dans le but de l'intégrer prochainement aux réseaux de surveillance.

Ce protocole a été testé sur dix lacs naturels du bassin RM&C. Différentes métriques ont ensuite été mises en œuvre sur les listes faunistiques issues de ces prélèvements. Ainsi, la réponse des différents indices existants a été évaluée (IOBL, IBL). Le nombre d'isobathes échantillonnées n'étant pas suffisant pour calculer un IMOL, ce dernier n'a pas pu être testé (deux profondeurs échantillonnées au lieu de trois préconisées par la méthode). La piste des traits biologiques et écologiques, relativement peu utilisée dans le domaine lacustre, a également été engagée.

2. Matériels et Méthodes

2.1 Sites d'étude

2.1.1 Localisation géographique des lacs étudiés

L'emplacement géographique des dix lacs étudiés est illustré *figure 1*. Ils sont situés au sein du bassin hydrographique du Rhône, en régions Rhône-Alpes et Franche-Comté. Lacs de moyenne montagne, ils sont localisés au sein des formations préalpine et jurassienne, sur des substrats géologiques à dominante calcaire (Wasson, 2002).

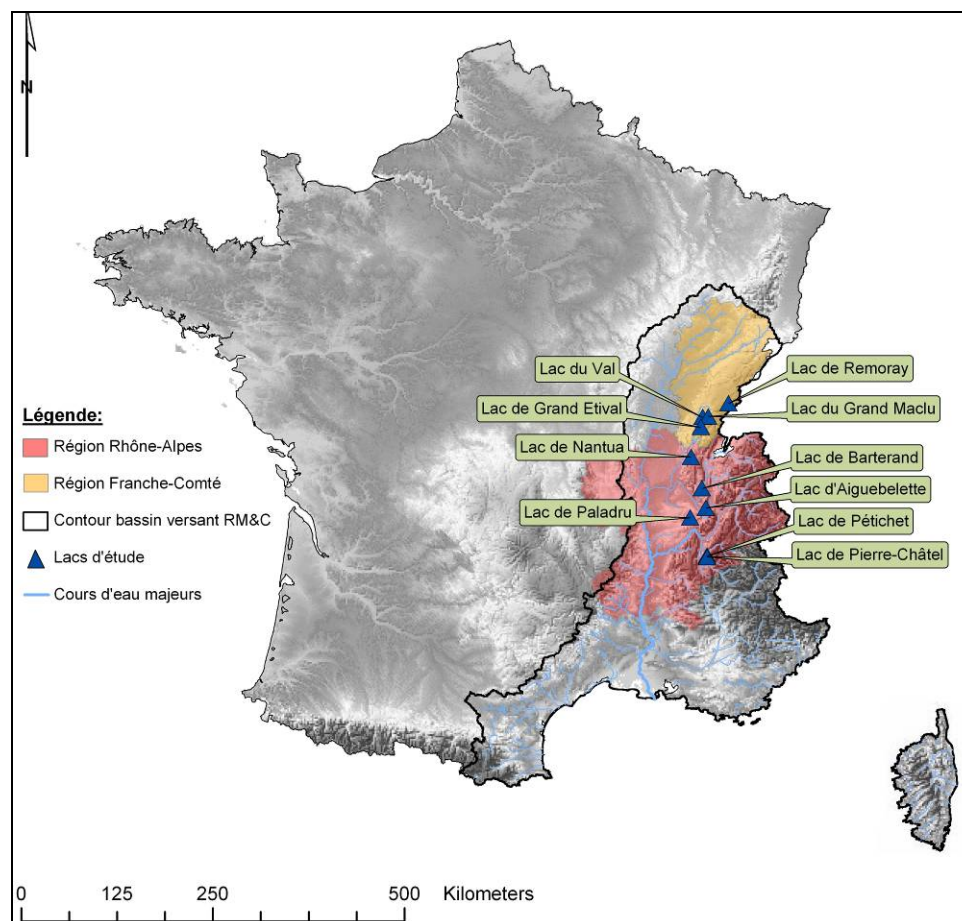


Figure 1 – Localisation des lacs étudiés.

2.1.2 Lac d'Aiguebelette

Situé en Savoie, à 374 mètres d'altitude, le lac d'Aiguebelette est adossé aux Préalpes (chaînon du Mont du Chat), à l'extrémité sud du massif du Jura. Lac de surcreusement glaciaire, il occupe une superficie de 517 hectares, pour une profondeur maximale de 74 mètres.



Figure 2 – Photographie du lac d'Aiguebelette.

Selon la typologie nationale (DCE, 2005), il est considéré comme de type N4, soit comme un plan d'eau naturel profond, de moyenne montagne, à zone littorale, sur substratum calcaire.

C'est un lac privé, dont la gestion est confiée à la Communauté de Communes du lac d'Aiguebelette, constituée des cinq communes riveraines, soient Aiguebelette, Lépin-le-Lac, Saint-Alban-de-Montbel, Novalaise et Nances.

Plan d'eau relativement préservé, les communes bordant le lac ont fait l'objet d'un raccordement généralisé à un réseau d'assainissement au cours des années 1970, ce qui a considérablement réduit les effluents domestiques dans le plan d'eau. L'état écologique du lac en 2009 est considéré comme moyen.

2.1.3 Lac de Barterand

Le lac de Barterand est situé à 295 mètres d'altitude, au sud du massif jurassien (massif du Bugey), dans l'Ain, sur la commune de Pollieu. De dimensions modestes, il occupe une surface de 21 hectares pour une profondeur maximale de 15 mètres. Lac d'origine glaciaire, il a été généré par un barrage morainique ayant barré une petite vallée

secondaire. Il draine un bassin versant de l'ordre de 800 hectares, correspondant à la vallée de Chatonod, sur la commune de Marignieu. Son émissaire actuel, le Farillieu, positionné au nord-est, se jette dans le Sérán, situé approximativement à un kilomètre. Cet exutoire, totalement artificiel, a été mis en place au 19^e siècle pour l'alimentation de moulins. Historiquement, le lac était uniquement alimenté par des sources, et les écoulements étaient inversés, avec un déversement vers le sud, en direction du canal de dérivation du Rhône, une soixantaine de mètres en contrebas.

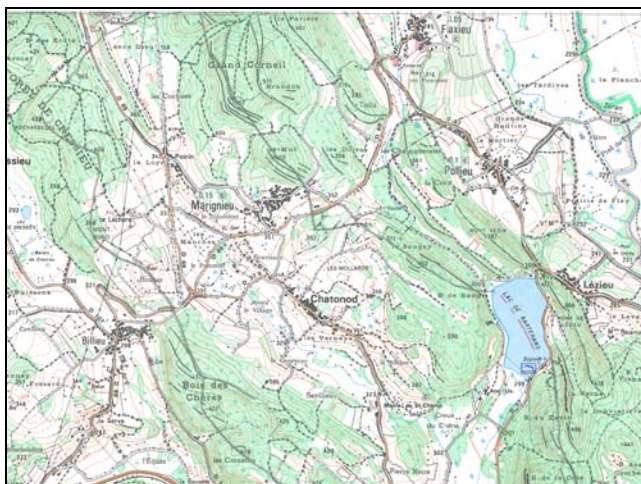


Figure 3 - Extrait de carte IGN 3231 Est.

Il est fort probable que le ruisseau tributaire draine des effluents domestiques et agricoles. Le lac de Barterand est actuellement considéré comme un milieu de qualité écologique médiocre, à tendance eutrophe, avec de forts apports en nutriments azotés, une production primaire importante, et une désoxygénation de l'hypolimnion marquée. Les peuplements de macro-invertébrés benthiques sont considérés comme pauvres.

C'est un lac de type N3 (DCE, 2005), soit un lac de moyenne montagne peu profond sur substratum calcaire.



Figure 4 – Photographie du lac de Barterand.

Plan d'eau privé, sa gestion est confiée à l'AAPPMA du Furans de la Fédération de pêche de l'Ain. Le lac est très fréquenté en période estivale, avec des activités de pêche, baignade et canotage.

2.1.4 Grand lac d'Etival

Le Grand lac d'Etival (15 hectares) est situé à 794 mètres d'altitude, dans le département du Jura, sur la commune d'Etival. Positionné juste en aval du Petit lac d'Etival (3,6 hectares), il draine un bassin hydrographique karstique bien plus important que son bassin topographique apparent (3,83 km²).



Figure 5 - Extrait de carte 3327 OT.

Orienté sud-ouest nord-est, c'est un lac de val, dont la cuvette résulte de l'action combinée du plissement du massif du Jura, consécutif au soulèvement des Alpes, et du surcreusement glaciaire.



Figure 6 – Photographie du Grand lac d'Etival.

C'est un lac de type N3 (DCE, 2005), soit un lac de moyenne montagne, peu profond sur substratum calcaire. Il est pris en glace quatre mois en moyenne dans l'année. De par sa faible profondeur (8,6 mètres), c'est un lac polymictique, dont la colonne d'eau est brassée plusieurs fois dans l'année, au gré des aléas météorologiques.

Ayant un bassin topographique essentiellement occupé par des bois et des pâturages, le Grand lac d'Etival est considéré comme lac de référence pour l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse.

2.1.6 Lac de Nantua

Le lac de Nantua, situé sur la commune du même nom dans le département de l'Ain, occupe une cluse orientée nord-ouest sud-est, à une altitude de 475 mètres. D'origine glaciaire, sa formation est consécutive à une moraine terminale barrant la vallée à l'ouest de la cluse. D'une superficie de 133 hectares, il atteint une profondeur de 42 mètres.

Outre les arrivées karstiques, le lac est alimenté par trois ruisseaux (la Doye et les Merlot Nord et Sud). Avant la mise en place d'un réseau d'eaux usées en 1973, ces cours d'eau étaient les collecteurs des égouts de la ville. Le Bras du Lac, situé à l'autre extrémité, est le seul émissaire de surface. Le lac de Nantua est en relation hydrique avec les lacs de Sylans et de Genin par des cours d'eau souterrains (INRA, 1985).

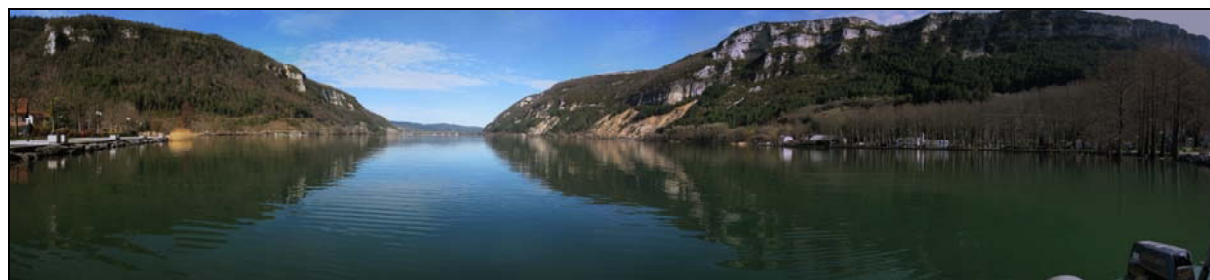


Figure 9 – Photographie du lac de Nantua.

Ce lac est historiquement cité comme un milieu notoirement pollué suite aux activités humaines. De nombreux essais de restauration ont eu lieu sur ce lac depuis les années 1970, avec une amélioration notable observée ces dernières années. Il est de type N4 selon la typologie nationale (DCE, 2005), considéré comme un plan d'eau de moyenne montagne calcaire, profond, avec présence d'une zone littorale.

2.1.7 Lac de Paladru

D'origine glaciaire, le lac de Paladru est situé en Isère à 492 mètres d'altitude, à l'Ouest du massif de la Chartreuse, sur un vaste plateau calcaire. Avec une surface de près de

390 hectares, il fait partie des deux plus grands lacs de cette étude avec le lac d'Aiguebelette. Il est cependant relativement peu profond pour sa taille (35 mètres maximum, 25 mètres en moyenne).

Outre des sources sous-lacustres, ses deux affluents principaux sont les ruisseaux de Courbon et du Pin. Son émissaire est la Fure, dont l'arrivée d'eau est contrôlée par des vannes, et par un dispositif de soutirage des eaux profondes à -30 mètres. Il est considéré comme de type N4 (DCE, 2005), soit comme un plan d'eau de moyenne montagne calcaire, profond, avec présence d'une zone littorale.



Figure 10 – Photographie du lac de Paladru.

De statut privé, le lac est géré par le Syndicat Mixte du lac de Paladru. Les cinq communes riveraines (Paladru, Le Pin, Charavines, Biliou et Montferrat) sont reliées à un collecteur de ceinture pour l'assainissement, limitant ainsi les rejets domestiques polluants dans le lac. Le lac fait cependant face à des problèmes d'eutrophisation liés aux apports, notamment agricoles, de son bassin versant. Les activités de loisirs sont importantes sur le plan d'eau : pêche, baignade et activités nautiques.

2.1.8 Lac de Pétichet

Situé dans les Préalpes iséroises, sur le plateau Matheysin au sud de Grenoble, le lac de Pétichet fait partie d'un ensemble de quatre lacs alignés Nord-Sud, avec les lacs Mort, de Pierre-Châtel, et de Laffrey. D'origine glaciaire, ils ont été créés conjointement suite au retrait du glacier du Drac. Le plateau culmine aux alentours de 950 mètres d'altitude environ. Les

eaux s'écoulent vers le nord à travers les différents cordons de moraine, pour se jeter ensuite dans la Romanche en contrebas, principalement par le biais d'une galerie hydraulique.

Le lac de Pétichet occupe une surface de 82 hectares environ, pour une profondeur maximale de 19,2 mètres. Il est donc considéré comme de type N4 (DCE, 2005), soit comme un plan d'eau



Figure 11 – Extrait de carte IGN 3336 OT.

de moyenne montagne, sur substratum calcaire, profond, avec présence d'une zone littorale. Le lac fait partie intégrante d'une ZNIEFF de type 1, tout comme les lacs de Laffrey et de Pierre-Châtel.



Figure 12 – Photographie du lac de Pétichet.

C'est un lac privé, ouvert aux activités de pêche et de baignade, et géré par l'Association de pêche de Saint-Théoffrey. Les derniers suivis considéraient le lac comme mésotrophe. Une étude précédente caractérisait les sédiments du lac de Pétichet comme pollués (Lafont, 2007).

2.1.9 Lac de Pierre-Châtel

Situé sur le plateau de la Matheysine, à 600 mètres en amont du lac de Pétichet, il occupe une surface de 97 hectares. Avec une profondeur maximale autour de 10 mètres, c'est

le moins profond des lacs matheysins. Il est donc considéré de type N3 (DCE, 2005), soit comme un lac de moyenne montagne, peu profond sur substratum calcaire.



Figure 13 – Photographie du lac de Pierre-Châtel.

Le lac est privé, et toute embarcation y est interdite. La commune de Pierre-Châtel a cependant un contrat de location avec le propriétaire pour l'accès à la plage située à l'extrémité sud du lac.

Tout comme le lac de Pétichet, les sédiments du lac de Pierre-Châtel sont considérés comme pollués par des études précédentes (Lafont, 2007).

2.1.10 Lac de Remoray

Remoray est un lac de la haute chaîne du massif du Jura, dans le département du Doubs, sur la commune de Labergement-Sainte-Marie. D'origine glaciaire, il est situé à 850 mètres d'altitude, à 8 kilomètres environ des sources du Doubs. Le lac et les zones humides environnantes sont classés en réserve naturelle nationale depuis 1980. Son émissaire (la Taverne) conflue avec le Doubs, avant que ce dernier ne se jette dans le lac de Saint-Point, quelques kilomètres en aval.

Il occupe une surface de 95 hectares, pour une profondeur maximale de 27 mètres. Il est donc considéré comme de type N4 (DCE, 2005), soit un plan d'eau de moyenne montagne, sur substratum calcaire, profond, avec présence d'une zone littorale.



Figure 14 – Photographie du lac de Remoray.

Les pressions de pollution proviennent essentiellement des différents villages situés sur la bassin versant du lac (2990 hectares). Ces pollutions domestiques semblent cependant globalement résorbées ou en voie de l'être. Des bâtiments d'élevage et une scierie posaient encore récemment un certain nombre de problèmes de pollution organique et toxique sur les tributaires du lac (B. Tissot, comm. pers, réserve naturelle de Remoray, 2007). Lafont (2007) considère cependant les sédiments du lac de Remoray comme relativement préservés.

2.1.11 Lac du Val

Situé à 506 mètres d'altitude dans le département du Jura, le lac du Val se trouve sur les communes de Doucier et de Menétrux-en-Joux. Lac de reculée, il est positionné en aval des cascades du Hérisson et en amont du lac de Chambly. Il est traversé par le ruisseau du Hérisson, à l'ouest des lacs Maclu et d'Ilay.

Occupant une surface de 50 hectares environ, pour une profondeur maximale de 26 mètres, il est considéré comme de type N4 (DCE, 2005), soit un plan d'eau de moyenne montagne, sur substratum calcaire, profond, avec présence d'une zone littorale.

Le site est relativement préservé, avec la pêche comme seule activité de loisirs autorisée.



Figure 15 – Photographie du lac du Val.

2.2 Les différentes méthodes

2.2.1 Protocole d'échantillonnage et de traitement des échantillons

Le protocole mis en œuvre dans cette étude (Mazzella L., 2009) vise à alléger le protocole de l'IBL, tout en essayant de conserver un maximum de diversité faunistique.

Le nombre de prélèvements a ainsi été réduit à sept pour la zone littorale et à cinq pour la zone centrale (cf. *figure 16*), et ce pour tous les plans d'eau. Les investigations de terrains doivent être mises en œuvre au début du printemps, en période d'homothermie des eaux. Deux isobathes sont prospectées, une sub-littorale (-3 mètres), et une centrale ($0,75 Z_{\max}$).

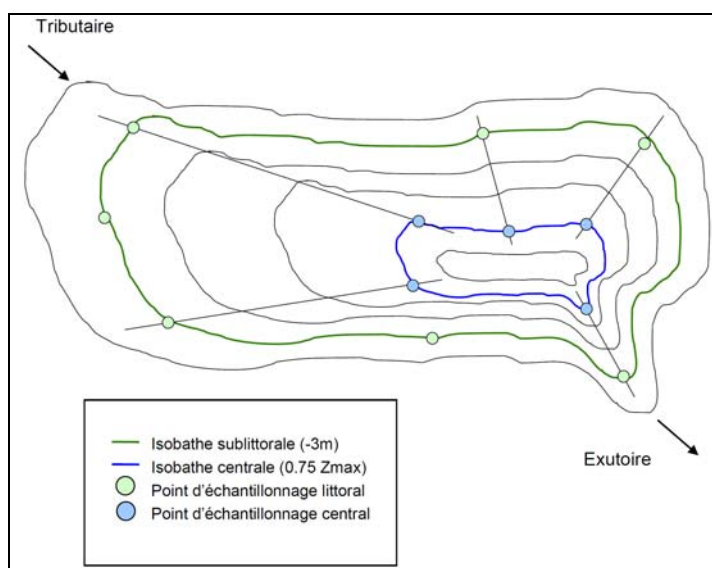


Figure 16 – Schéma théorique du plan d'échantillonnage

La surface prospectée est comprise entre 675 cm² et 700 cm². Chaque échantillon est composé de trois prélèvements à la benne Ekman 15 cm x 15 cm.

Le niveau de détermination taxinomique est le genre pour la grande majorité des taxons, l'espèce pour les oligochètes, et la famille pour les diptères autres que Chironomidae. Les macroinvertébrés sont dénombrés, et leur abondance exprimée en densité d'individus par mètre carré.

Pour les chironomes et les oligochètes, si leur abondance est supérieure à cent dans un échantillon, ils peuvent être sous-échantillonnés comme indiqué dans la norme IOBL (AFNOR, 2005).

2.2.2 L'indice biologique lacustre (IBL)

L'IBL (V. Verneaux, 2004) vise à évaluer la qualité biologique des lacs à partir de l'étude des peuplements de macro-invertébrés des sédiments fins. Il est constitué et s'interprète selon deux niveaux : la perte de richesse taxinomique avec la profondeur et le potentiel trophique du milieu.

Une seule campagne de prélèvement est réalisée au moment du turn-over printanier, lorsque la colonne d'eau n'est pas stratifiée et présente une isothermie voisine de 7-8°C, afin de récolter un maximum d'individus au stade larvaire. Deux isobathes sont échantillonnées : Zl : située à - 2 mètres et correspondant à la zone littorale, et Zf : située à $0,66 Z_{\max}$ et correspondant à la zone profonde. La zone la plus profonde n'est pas échantillonnée, car elle n'est pas considérée comme représentative du lac. Le nombre de points de prélèvement (n_l et n_f , pour le littoral et le fond respectivement) dépend de la longueur de chaque isobathe (L_l et L_f en km), et est calculé selon la méthode du cumul des taxons nouveaux (Gaufin, 1956) : pour Zl : $n_l = 4 L_l (10L_l + 1)$, et Zf : $n_f = 2,5 L_f (10L_f + 1)$

Les prélèvements sont effectués à la benne Ekman, à raison de 2 bennes (15 cm x 15 cm) par points de prélèvement sur des sédiments fins de type « vase ». La maille de tamisage des échantillons est de 0,250 mm, et la détermination des taxons est réalisée jusqu'au niveau du genre ou de la famille selon les taxons considérés. Les chironomes sont identifiés au niveau du genre, et étant omniprésents au sein des sédiments lacustres, ils représentent un poids important dans l'analyse.

L'IBL se calcule comme suit :

$$\text{IBL} = 2,5 \sqrt{\text{BI Df}}$$

Avec : **BI** : indice biologique littoral = $\sqrt{v_l} (\log_e d_l)$

v_l : richesse taxinomique littorale (à Zl)

d_l : densité littorale (# ind. /m²)

Df : indice de déficit faunistique = $\sqrt{f \times q_l}$

q_l : indice de qualité (cf. *tableau 1*)

f : indice de déficit taxinomique relatif = $(k * v_f) / v_l$

k : coefficient correcteur du déficit taxinomique relatif entre Zl et $Zf = (0,033 v_l) + 1$

v_f : richesse taxinomique profonde (à Zf)

L'indice biologique littoral (*Bl*) est le sous indice de l'IBL exprimant le potentiel trophique (Verneaux, 1995, 1998), ou la fonctionnalité, du système lacustre étudié. Il représente le premier niveau quantitatif d'interprétation de l'IBL et, se basant sur la richesse et la densité des peuplements, permet d'évaluer la capacité de la zone littorale à produire du macrobenthos en conditions mésologiques optimales.

L'indice de déficit faunistique (*Df*) est le sous indice représentant le deuxième niveau qualitatif d'interprétation de l'IBL. Il exprime la perte de richesse taxinomique entre la zone littorale et la zone profonde. Etant corrélé négativement avec la concentration en oxygène dissous et positivement avec la teneur en matière organique des sédiments, il permet d'avoir une vision du fonctionnement métabolique du plan d'eau. Le potentiel métabolique se traduit par la capacité de minéralisation de la matière organique des sédiments et par son transfert aux organismes consommateurs.

ql Taxons indicateurs à ZI (avec présence sur >50% des nl points d'échantillonnage)

1	- <i>Ephemera</i> , <i>Paratendipes</i> , <i>Heterotrissocladius</i> , Plécoptères
0,9	- Trichoptères et Ephémères à l'exception des genres <i>Ephemera</i> et <i>Caenis</i>
0,8	- Diamesinae et Orthocladiinae à l'exception de <i>Cricotopus (lato sensu)</i> , Tanytarsini à l'exception de <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> et <i>Tanytarsus</i> .
0,7	- Tanypodinae à l'exception de <i>Pracladius</i> et <i>Tanytus</i> , Chironomini à l'exception de <i>Paratendipes</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> et <i>Chironomus</i>
0,6	- <i>Sialis</i> , <i>Pisidium</i> , <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> , <i>Tanytarsus</i> , Prodiamesinae
0,5	- <i>Caenis</i> , <i>Tanytus</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> , <i>Cricotopus (lato sensu)</i>
0,4	- <i>Chironomus</i> , <i>Procladius</i>
0,3	- Oligochètes à l'exception des Tubificidae
0,2	- <i>Chaoborus</i> , Tubificidae sans soies capillaires
0,1	- Tubificidae avec soies capillaires, Nématodes

Tableau 1 – Valeurs de l'indice de qualité ql.

Une bonne conservation de la richesse faunistique entre la zone littorale et le fond peut traduire un état de bonne santé biologique des peuplements ou au contraire être un signe de pollution. Afin de palier à cette situation, le *Df* est pondéré par un indice de qualité faunistique littorale *ql*, qui est déterminé par la présence au sein de la zone littorale du taxon indicateur le plus polluo-sensible. Les valeurs de *ql* augmentent de 0,1 à 1 avec le niveau de polluo-sensibilité des taxons présents tel que défini dans le *tableau 1*. Un taxon traduisant un milieu littoral non perturbé aura donc un indice *ql* proche de 1.

2.2.3 L'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL)

L'IOBL (AFNOR, 2005), indice basé sur les communautés d'oligochètes, permet d'évaluer les potentialités des sédiments lacustres à assimiler et à recycler les substances minérales et organiques ; il s'interprète comme le « potentiel métabolique du milieu ». Il prend en compte la richesse taxinomique, les densités d'individus et le pourcentage d'espèces sensibles aux pollutions toxiques ou organiques. Bien qu'en théorie continue, la valeur de l'indice varie en général de 0 à 25. L'indice s'applique à tous les lacs et à toutes les profondeurs, sous réserve de la présence de sédiments fins, mais les résultats doivent être interprétés dans le contexte naturel du plan d'eau étudié.

Les échantillons de sédiments sont réalisés en trois prélèvements élémentaires à la benne Ekman :

- au point de plus grande profondeur,
- au niveau de 2 points intermédiaires situés de part et d'autre du point profond.

Un indice IOBL est déterminé pour chacune des profondeurs considérées. L'indice IOBL se calcule comme suit :

$$\text{IOBL} = S + 3 \log_{10}(D + 1),$$

avec S : # taxons identifiés parmi les 100 premiers individus,

D : densité en oligochètes pour $0,1 \text{ m}^2$.

Le diagnostic complet d'un lac se calcule en deux temps (Lafont, 2007). Tout d'abord l'indice IOBL qui donne le potentiel métabolique du milieu suivant la typologie présentée dans le *tableau 2*, et le pourcentage d'espèces sensibles (cf. *tableau 3*), qui définit un sous-type et permet de décrire l'effet de rejets polluants toxiques ou organiques, ou l'indication d'une impasse trophique naturelle (tourbe, accumulation de végétaux mal décomposés = dystrophie).

L'échantillonnage peut théoriquement être réalisé à n'importe quelle saison, il est cependant conseillé d'effectuer deux campagnes de prélèvements, une lors de phases d'isothermie (printanière ou automnale) et une en période de stratification (estivale ou

hivernale). Du fait de la possible désoxygénation importante des couches profondes en été, une seule campagne en cette saison fournirait un diagnostic pessimiste.

Typologie du potentiel métabolique	IOBL	Sous-types
1A Fort potentiel (grands lacs)	>15	1A5, 1A4 , 1A3, 1A2, 1A1
1B Fort potentiel	10,1≤15	1B5, 1B4 , 1B3, 1B2, 1B1
2A Potentiel moyen	6,1≤10	2A5, 2A4, 2A3, 2A2, 2A1
2B Faible potentiel	3,1≤6	2B5, 2B4, 2B3, 2B2, 2B1
3A Potentiel très faible	≤3	3A5, 3A4, 3A3, 3A2, 3A1
3B Potentiel nul (absence d'oligochètes)	0	-

Tableau 2 - Typologie du potentiel métabolique des sédiments et sous-types intégrant les classes de pourcentage des espèces sensibles (Lafont 2007).






% espèces sensibles	Diagnostic
>50%	 5 Très bonne qualité des sédiments
21-50%	 4 Bonne qualité des sédiments
11-20%	 3 Qualité des sédiments moyenne
6-10%	 2 Qualité des sédiments médiocre et/ou impasse trophique
≤5%	 1 Mauvaise qualité des sédiments et/ou impasse trophique

Tableau 3 - Grille d'interprétation des espèces sensibles d'oligochètes avec les codes couleurs classiques de qualité (Lafont 2007).

2.2.4 Exploitation des données à l'aide des traits d'histoire de vie

L'objectif de cette partie de l'étude est de discriminer les masses d'eau étudiées sur le plan de leur fonctionnalité traduite par les traits d'histoire de vie, ou écologiques et physiologiques dans ce cas-ci, des taxons échantillonnés.

En première approche, les deux traits qui seront étudiés sont le degré de trophie et le mode de respiration. Le premier donne une image de l'affinité du peuplement à un enrichissement du milieu (apport de nutriments). Le second peut être un indicateur intéressant pour tester un problème de désoxygénation.

Ces deux traits écologiques sont pertinents car ils prennent à la fois en compte l'effet des sources de pollutions les plus courantes, et une caractéristique fonctionnelle classique

d'un milieu lacustre. De surcroît, les peuplements de macro-invertébrés répondent bien aux problèmes d'enrichissement du milieu et de manque d'oxygène.

La technique du codage flou, développée par Chevenet *et al.* (1994) et Dolédec & Stazner (1994), a été utilisée pour coder l'information écologique issue des listes faunistiques. Chacun des traits (ou variables, ici trophie et respiration) est donc divisé en modalités (ou catégories). Le codage flou consiste à attribuer, à chaque taxon, une note (variant de 1 à 3 ou 5 dans le cas présent) décrivant l'affinité du taxon pour chacune des modalités qui caractérisent une variable (codes issus de Tachet *et al.* 2010). Une note d'affinité 0 équivaut à une affinité nulle, alors qu'une note de 3 ou 5 équivaut à une affinité maximale pour une modalité donnée. En donnant une note d'affinité pour chaque modalité de trait, il est donc dressé un spectre écologique pour chaque taxon (cf. *figure 17*). Cette technique permet de structurer l'information écologique en générant pour chaque taxon une série de profils écologiques.

Famille	Genre	Variable 1			Variable 2			...
		Modalité 1	Modalité 2	Modalité 3	Modalité 1	Modalité 2	Modalité 3	
Baetidae	<i>Centroptilum</i>	0	3	1	0	0	3	Attribution pour chaque modalité d'une note d'affinité variant de 0 à 3 : 0 : absence d'affinité d'un taxon avec la modalité; 3 : forte affinité d'un taxon avec la modalité
Leuctridae	<i>Geniculata</i>	0	2	3	0	2	2	
Elmidae	<i>Dupophilus</i>	1	3	0	1	2	1	
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	

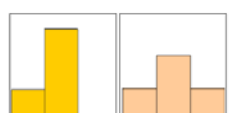
Définition de profils écologiques pour chaque taxon → 

Figure 17 - Exemple de tableau de codage flou

Afin de couvrir les caractéristiques rencontrées chez les macro-invertébrés, le degré de trophie se décline en trois modalités. Ces modalités sont, dans un ordre croissant d'enrichissement du milieu : oligotrophe, mésotrophe et eutrophe. Plus le degré de trophie augmente, plus le milieu est riche en éléments minéraux nutritifs (phosphates, nitrates), pouvant se traduire par des proliférations végétales. La nature des peuplements de macro-invertébrés change donc également en fonction de l'évolution du degré de trophie et caractérise le milieu.

Le mode de respiration se décline en cinq modalités : téguments, branchies, plastron, stigmates, vésicules hydrostatiques. L'étude du rapport des fréquences d'utilisation d'un mode de respiration branchial par rapport aux autres modes au sein d'une communauté

benthique stationnelle peut permettre de mettre en lumière un problème de désoxygénation au niveau des différentes isobathes.

Ce type d'analyse permet de magnifier la variabilité inter-stationnelle. Il a l'avantage d'extraire le maximum d'informations des listes faunistiques disponibles, en prenant en compte l'écologie de tous les taxons en présence, tout en pondérant l'information par leurs abondances relatives.

2.3 Plans de prélèvement

2.3.1 Lac d'Aiguebelette

Les prélèvements sur le lac d'Aiguebelette ont été réalisés le 30 mars 2010. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 18*.

A la vue des profils, la stratification du plan d'eau s'amorçait tout juste, avec un léger différentiel thermique visible en surface. L'hypolimnion est cependant encore largement brassé. On peut observer une anoxie de la couche d'eau profonde sur les 5 derniers mètres. Les prélèvements réalisés entre 53 et 55 mètres ($0,75 \times Z_{\max}$) évitent donc cette zone. Les prélèvements ont été réalisés sur les zones de plus faibles pentes (au sud et à l'ouest du lac). La présence de blocs et d'une trop forte pente ont rendu de nombreux sondages improductifs sur le flanc est.

2.3.2 Lac de Barterand

Le lac de Barterand a été échantillonné le 29 mars 2010. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 19*.

On peut observer un début de stratification thermique printanière, avec un réchauffement sur les trois premiers mètres. La colonne d'eau reste cependant bien oxygénée. Aucun problème majeur de prélèvement n'a été rencontré, et le plan d'échantillonnage réalisé est conforme au plan d'échantillonnage théorique, avec des prélèvements répartis sur l'ensemble du plan d'eau.

2.3.3 Grand lac d'Etival

L'échantillonnage du Grand Etival a été réalisé le 8 avril 2010. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 20*.

Les prélèvements ont été effectués en phase d'homothermie printanière des eaux, sans problème significatif, avec une répartition homogène des points sur la surface du lac.

2.3.4 Lac du Grand Maclu

Le lac du Grand Maclu a été échantillonné le 8 avril 2010, en phase d'homothermie printanière des eaux. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 21*.

Les prélèvements initialement prévus sur la face est, au droit de la falaise, ont dû être abandonnés, en raison de la présence de gros blocs rendant impossible l'échantillonnage à la benne Ekman. Les prélèvements sont donc concentrés sur les zones de plus faibles pentes, qui s'accompagnent de sédiments fins.

2.3.5 Lac de Nantua

Les prélèvements sur le lac de Nantua ont été effectués le 29 mars 2010. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 22*.

Les prélèvements ont été effectués en phase d'homothermie printanière des eaux. Après de nombreuses tentatives infructueuses, l'échantillonnage au droit des flancs de la cluse s'est révélé *quasi* impossible de par la présence de très gros blocs. Les points de prélèvements ont donc été concentrés au niveau de chacune des extrémités. A noter la présence de nombreux débris organiques grossiers dans les prélèvements littoraux (racines, feuilles) et de coquilles de dreissenes (*Dreissena polymorpha*).

2.3.6 Lac de Paladru

Le lac de Paladru a été échantillonné le 31 mars 2010, en phase d'homothermie printanière des eaux. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 23*.

Les points d'échantillonnage initialement prévus sur le flanc est et quelques secteurs du flanc ouest ont dû être modifiés de par la trop forte pente, l'absence de sédiments fins ou la présence de nombreux blocs.

2.3.7 Lac de Pétichet

Les prélèvements sur le lac de Pétichet ont été effectués le 14 avril 2010, en phase d'homothermie printanière des eaux. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 24*.

Le plan d'échantillonnage réalisé est globalement conforme au plan d'échantillonnage initialement prévu, mis à part le déplacement de quelques points littoraux en raison d'un substrat relativement grossier gênant la fermeture de la benne.

2.3.8 Lac de Pierre-Châtel

Le lac de Pierre-Châtel a été échantillonné le 14 avril 2010, en phase d'homothermie printanière des eaux. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 25*.

Pas de problème majeur de prélèvement n'a été rencontré, mis à part de nombreux prélèvements fortement colmatants (matière floconneuse ou tourbeuse), rendant le tamisage particulièrement fastidieux.

2.3.9 Lac de Remoray

L'échantillonnage du lac de Remoray a eu lieu le 9 avril 2010, durant le turn-over printanier. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 26*.

Aucun problème majeur n'a eu lieu durant la phase de prélèvement. Il est cependant à souligner que la navigation à l'aide d'un moteur thermique est interdite sur le plan d'eau. La houle et un vent persistant ont rendu l'intervention au moteur électrique particulièrement longue et fastidieuse.

2.3.10 Lac du Val

Les prélèvements sur le lac du Val ont été réalisés le 7 avril 2010. Le plan d'échantillonnage et les profils de température et d'oxygène sont présentés *figure 27*.

Les points d'échantillonnage initialement prévus sur les flancs Est et Ouest ont dû être annulés. En effet, la géomorphologie du plan d'eau, logé au fond d'une reculée, rend tout prélèvement à la benne Ekman impossible au droit des falaises rocheuses. La trop forte pente et les gros blocs au niveau de ces dernières, tendent à concentrer les prélèvements au niveau de chacune des extrémités nord et sud.

2.3.11 Tableau récapitulatif des temps de mise en œuvre

Temps de mise en œuvre de nouveau protocole par plan d'eau		
	Phase prélèvement (sans les trajets)	Phase laboratoire (tri, détermination)
Aiguebelette	1 journée	
Barterand	1/2 journée	
Etival	1/2 journée	
Grd Maclu	1/2 journée	
Nantua	1/2 journée	temps estimé à 19,7 jours par lacs (+ ou - 3 jours)
Paladru	1 journée	
Pétichet	1/2 journée	
Pierre-Châtel	1/2 journée	
Remoray	1 journée	
Val	1/2 journée	

Tableau 4 - Temps de mise en œuvre.

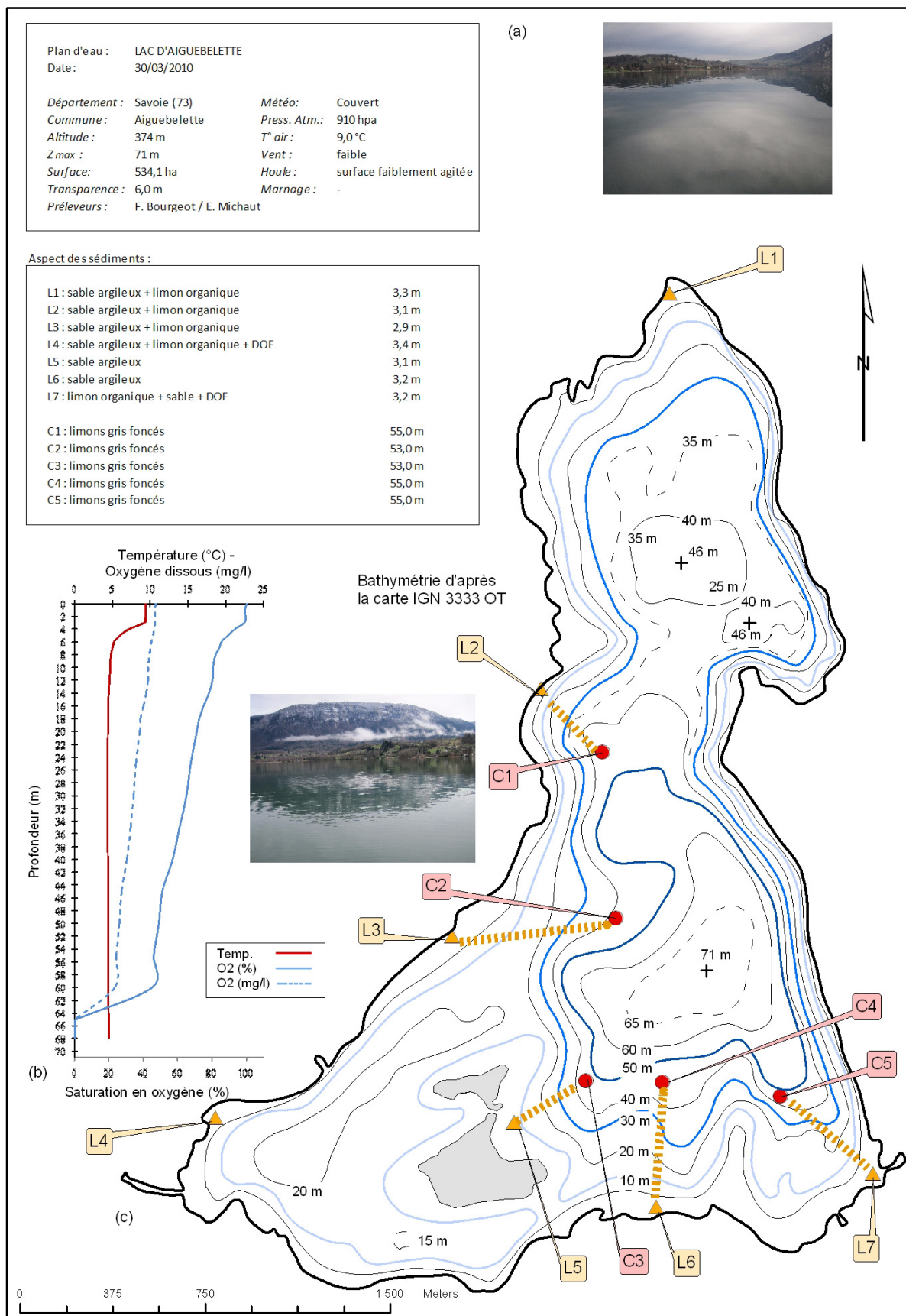


Figure 18 – Plan d'échantillonnage du lac d'Aiguebelette

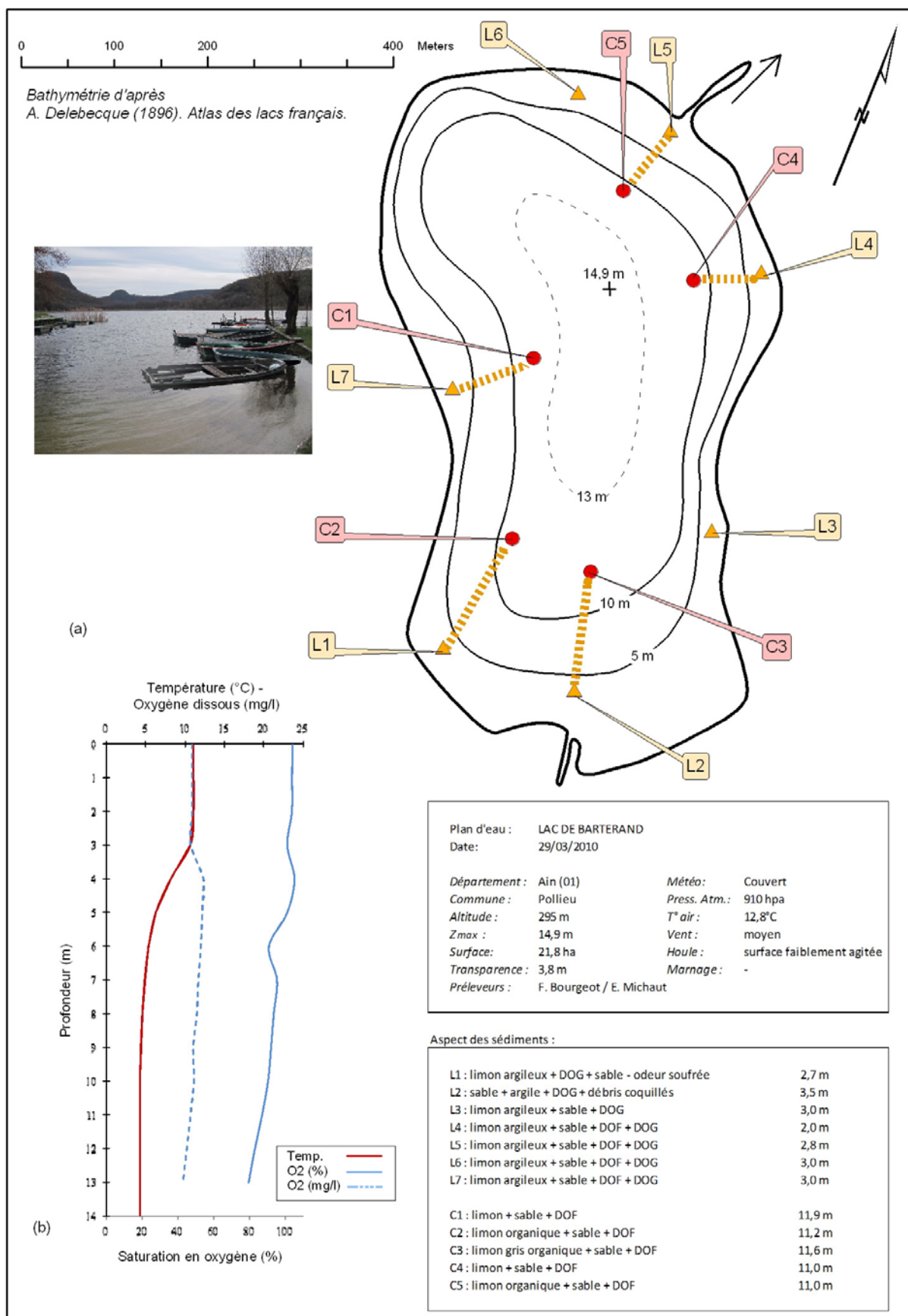


Figure 19 - Plan d'échantillonnage du lac de Barterand

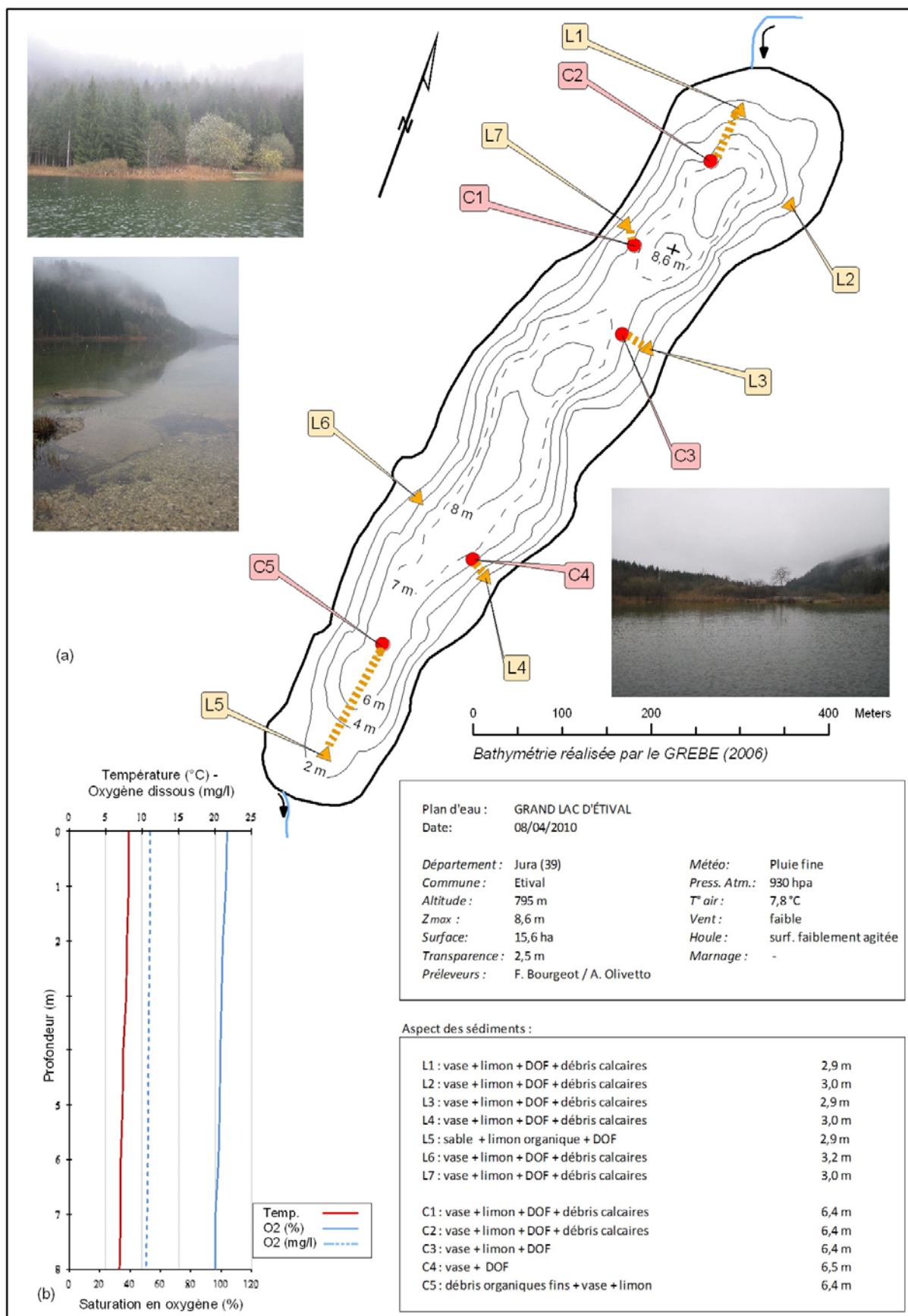


Figure 20 - Plan d'échantillonnage du Grand lac d'Étival

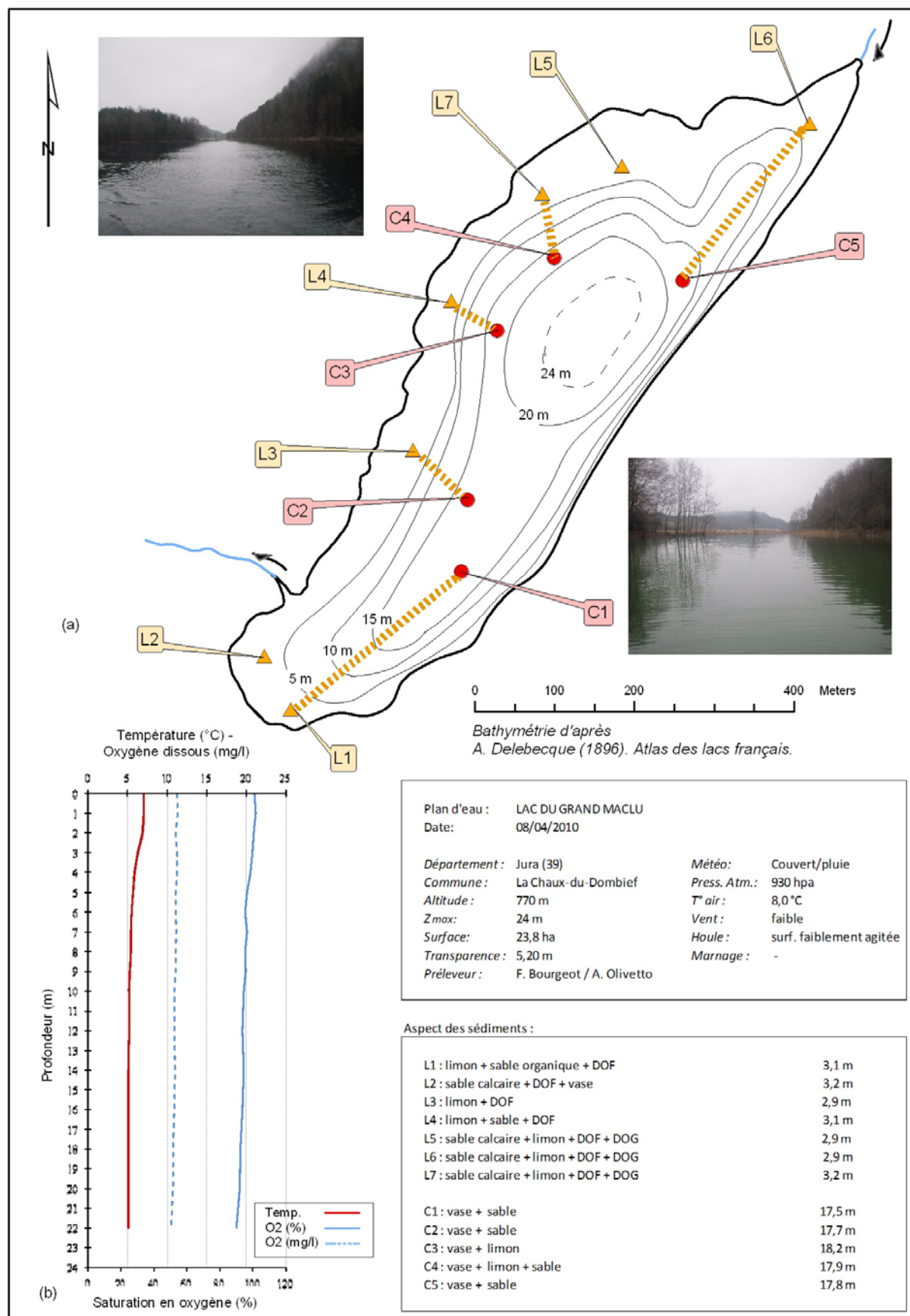


Figure 21 - Plan d'échantillonnage du lac du Grand Maclu

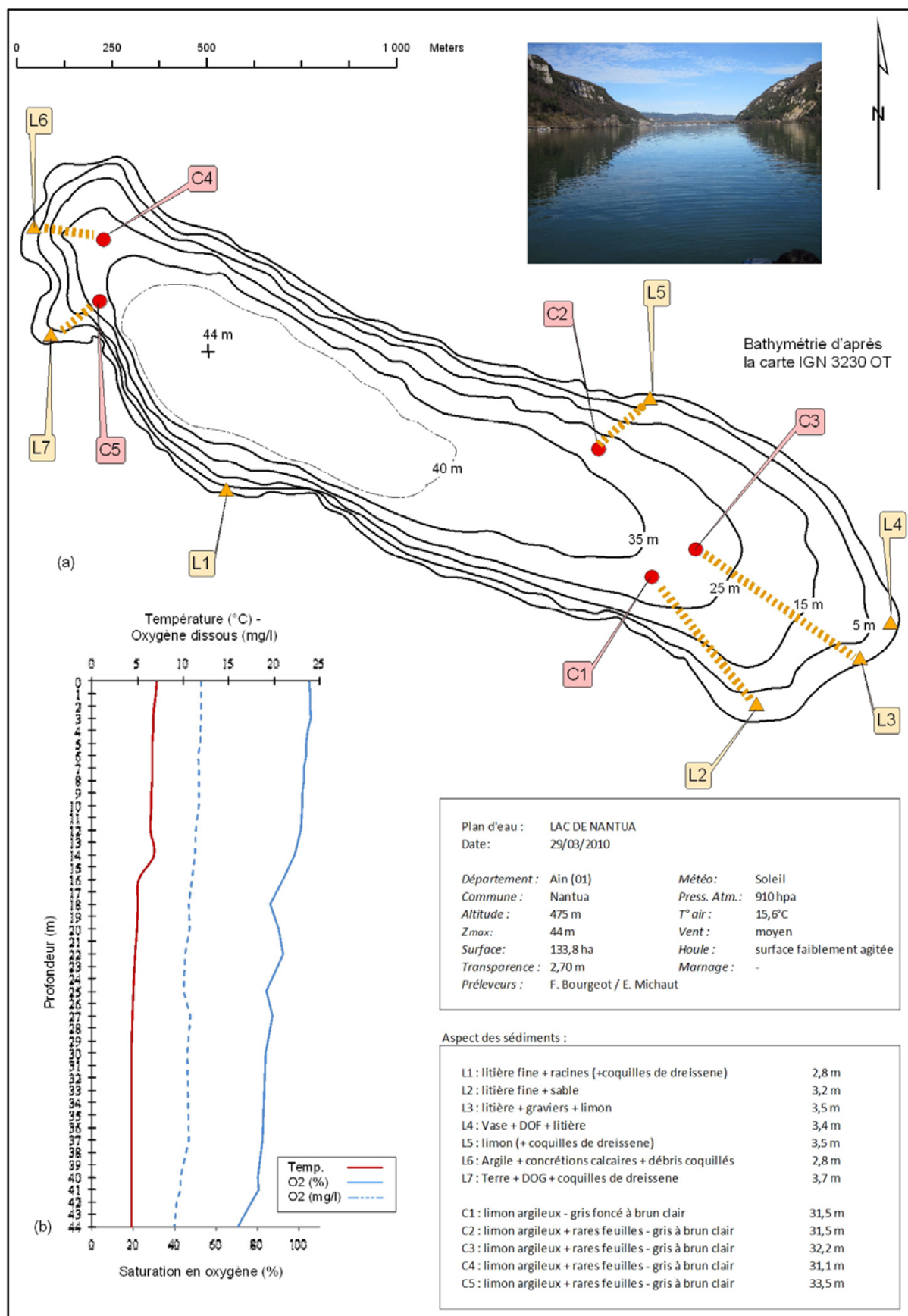


Figure 22 - Plan d'échantillonnage du lac de Nantua

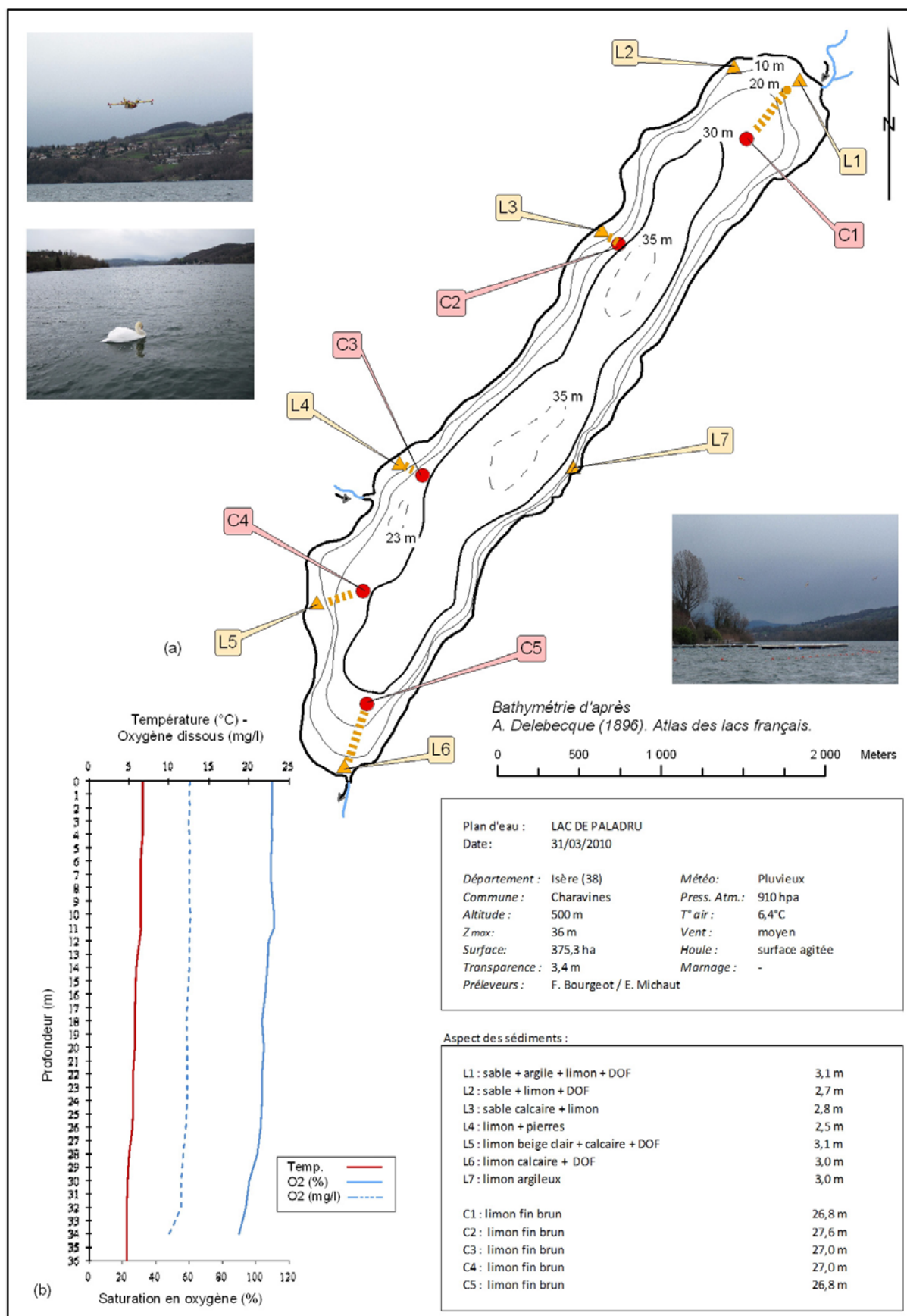


Figure 23 - Plan d'échantillonnage du lac de Paladru

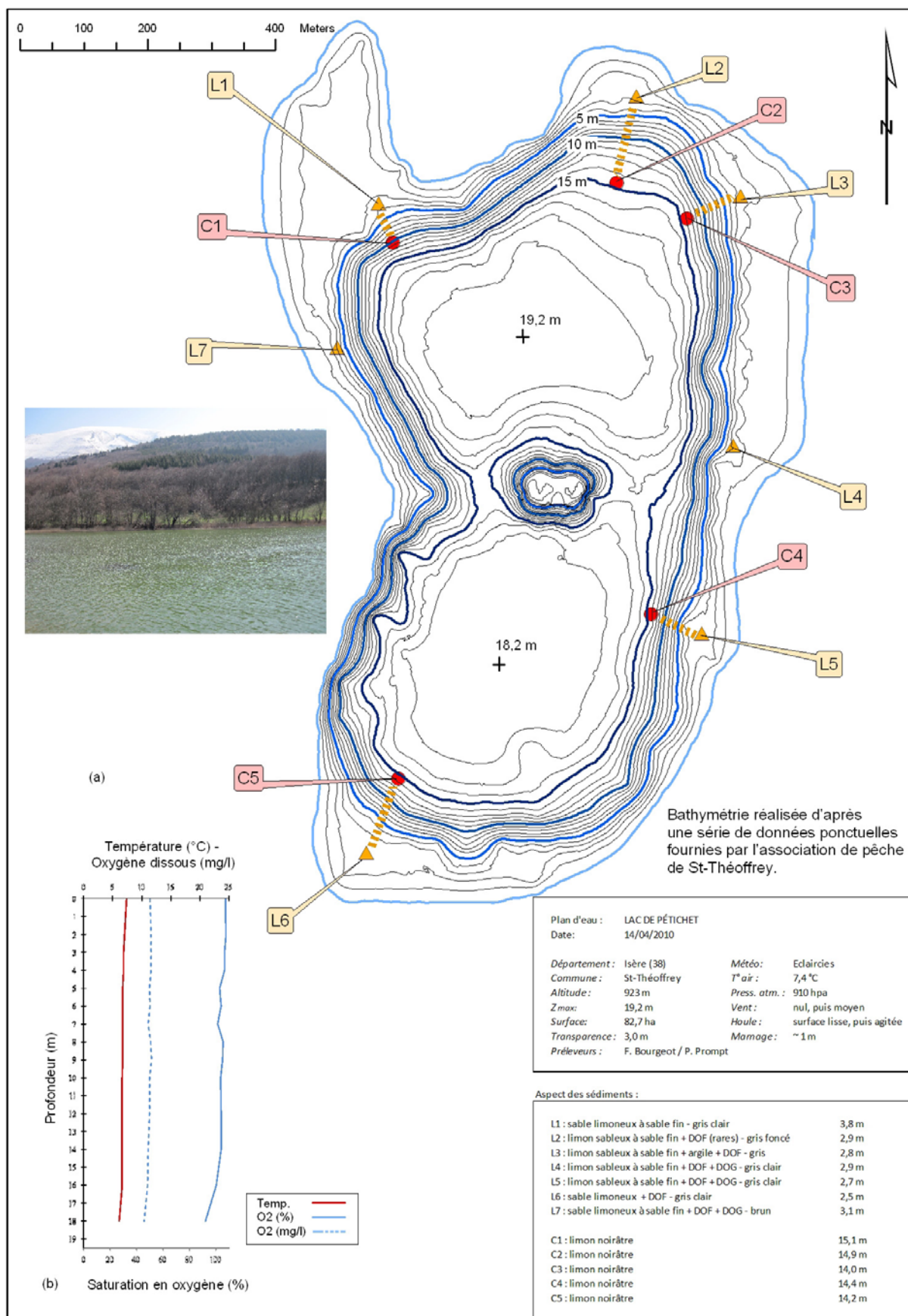


Figure 24 - Plan d'échantillonnage du lac de Pétichet

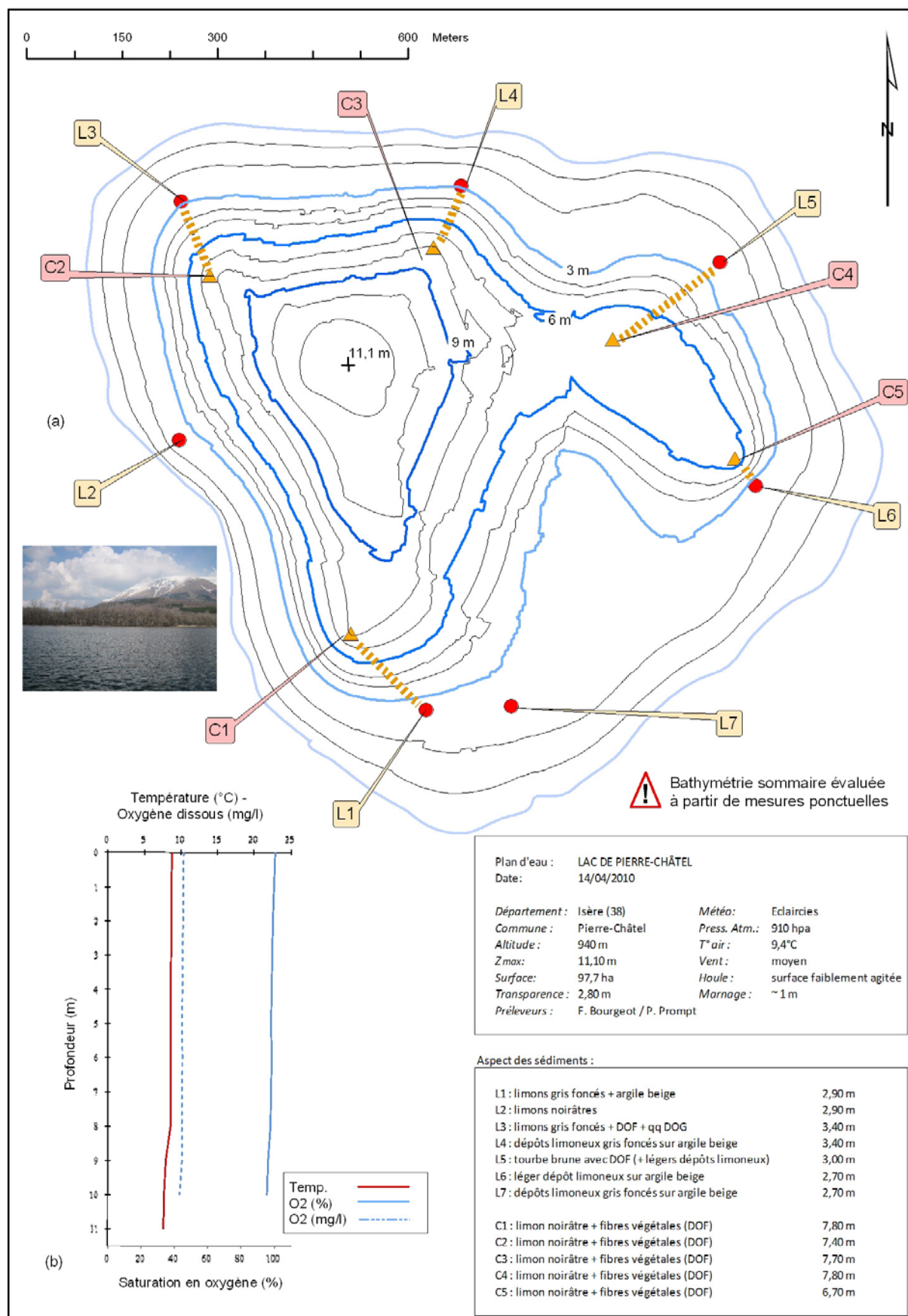


Figure 25 - Plan d'échantillonnage du lac de Pierre-Châtel

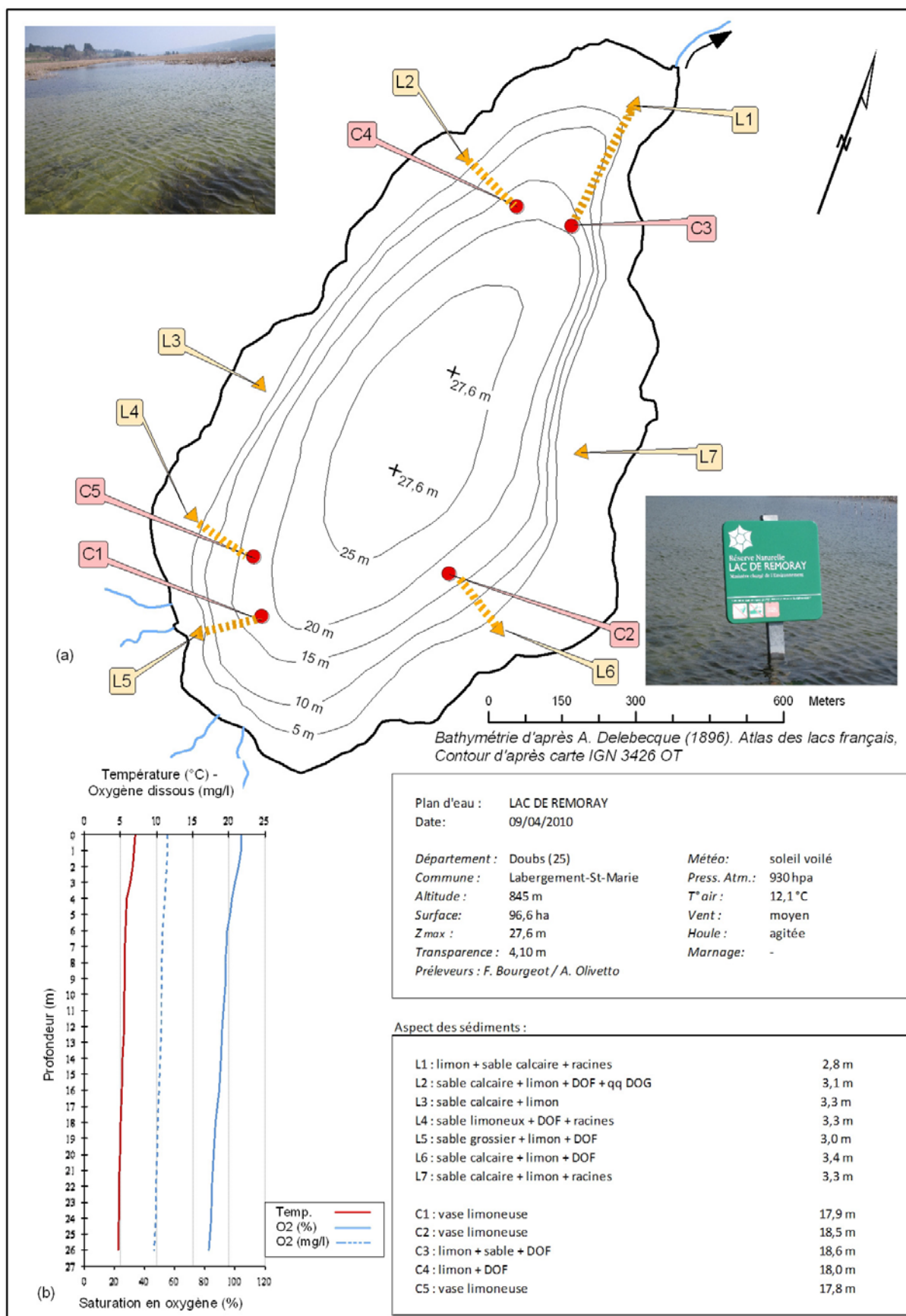


Figure 26 - Plan d'échantillonnage du lac de Remoray

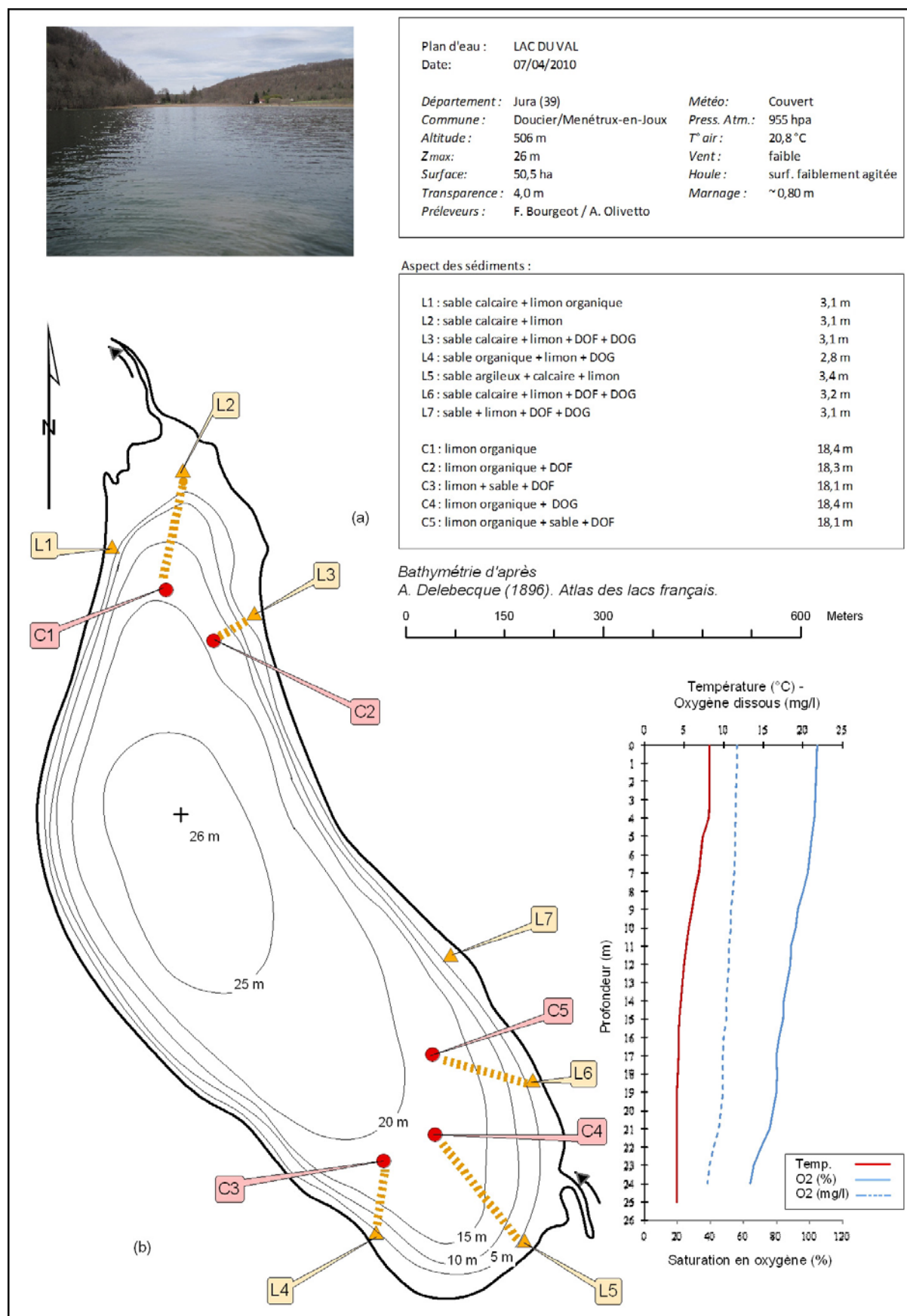


Figure 27 - Plan d'échantillonnage du lac du Val

3. Résultats et Discussion

3.1 Analyse des listes faunistiques

En première approche, il semble important d'analyser la proximité des différentes listes faunistiques (12 listes x 10 lacs). Les analyses suivantes portent à la fois sur la proximité faunistique des différents points de prélèvement à l'intérieur d'un lac donné, mais permet également d'établir une comparaison entre les différentes profondeurs échantillonnées et les différents lacs étudiés.

La *figure 26* représente une analyse inter-groupes (Dolédec & Chessel, 1987) réalisée sur l'ensemble des listes faunistiques ($\log(X+1)$). Cette analyse discrimine les différents plans d'eau et leurs zones littorale et centrale. Sur la droite de la figure est présenté le dendrogramme de cette analyse (Ward, 1963), positionnant de façon hiérarchique les différents plans d'eau et les différentes zones d'échantillonnage du point de vue de leur proximité faunistique. 32,5% de la variabilité faunistique globale est inter-groupes. Les différents plans d'eau sont représentés par les trois premières lettres de leur nom, suivi de leur zone (littoral ou centre).

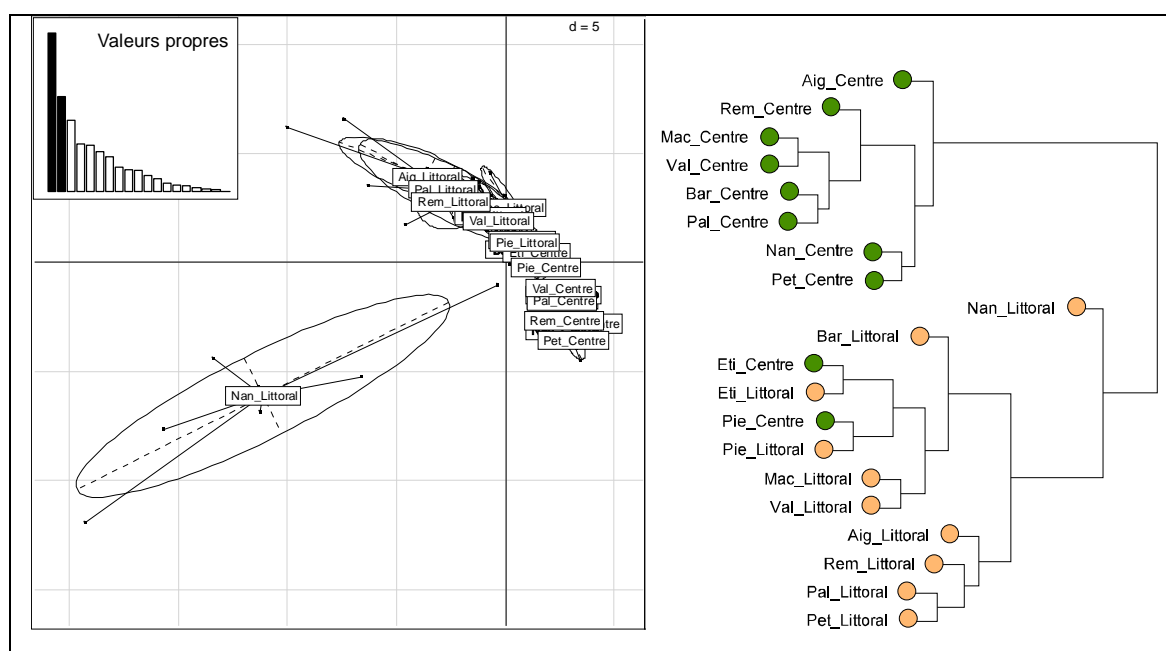


Figure 28 - Analyse inter-groupes réalisée sur l'ensemble des listes faunistiques.

En première analyse, on peut remarquer que la plupart des éléments soumis à l'analyse se regroupent par zone. On peut donc dire que, pour les plans d'eau étudiés, il y a globalement une faune littorale et une faune centrale, sauf pour les lacs d'Etival et de Pierre-Châtel.

Pour ces derniers, il est intéressant de noter que leurs points centraux se groupent à proximité de leurs points littoraux respectifs. Cette observation est sans nul doute à rapprocher du fait que ces deux plans d'eau sont les moins profonds du groupe étudié, avec des profondeurs maximales de 8,6 mètres et 10 mètres pour Etival et Pierre-Châtel respectivement. La faune centrale est donc clairement moins contrainte par les effets de la profondeur (nourriture, désoxygénation, etc.).

La *figure 29* représente les analyses individuelles, par lacs et par zones, des listes faunistiques. Ces dernières sont issues d'une analyse intra-groupes (Dolédec & Chessel, 1989) réalisée sur le tableau faunistique global. Elles permettent d'apprécier visuellement l'ampleur de la variabilité faunistique inter-points pour un lac donné.

Chaque zone de chaque lac est représentée sur un plan factoriel F1xF2 (soit 20 plans). Chaque point de prélèvement (7 pour la zone littorale et 5 pour la zone centrale) est représenté par un petit carré noir, et relié par une ligne au point suivant. En haut à droite est représentée une échelle pour le plan factoriel. Plus l'échelle est grande, plus les points sont dispersés, et plus les listes faunistiques intra-lacs diffèrent.

On peut observer globalement que :

- les listes faunistiques centrales sont beaucoup moins dispersées (moins diversifiées) que les listes faunistiques littorales ;
- plus le lac est grand, plus les listes faunistiques littorales des différents points de prélèvement ont tendance à différer (cf. échelle (d) des points littoraux de Nantua et Paladru, encadrés en orange) ;
- les zones centrales les plus dispersées (plus diversifiées) sont celles de Pierre-Châtel et Etival, les deux lacs les moins profonds de l'étude (cf. cercle vert). Les différents points centraux de ces deux lacs ont même tendance à être plus divergents entre eux que leurs points littoraux (échelle littorale de 2 et échelle centrale de 5).

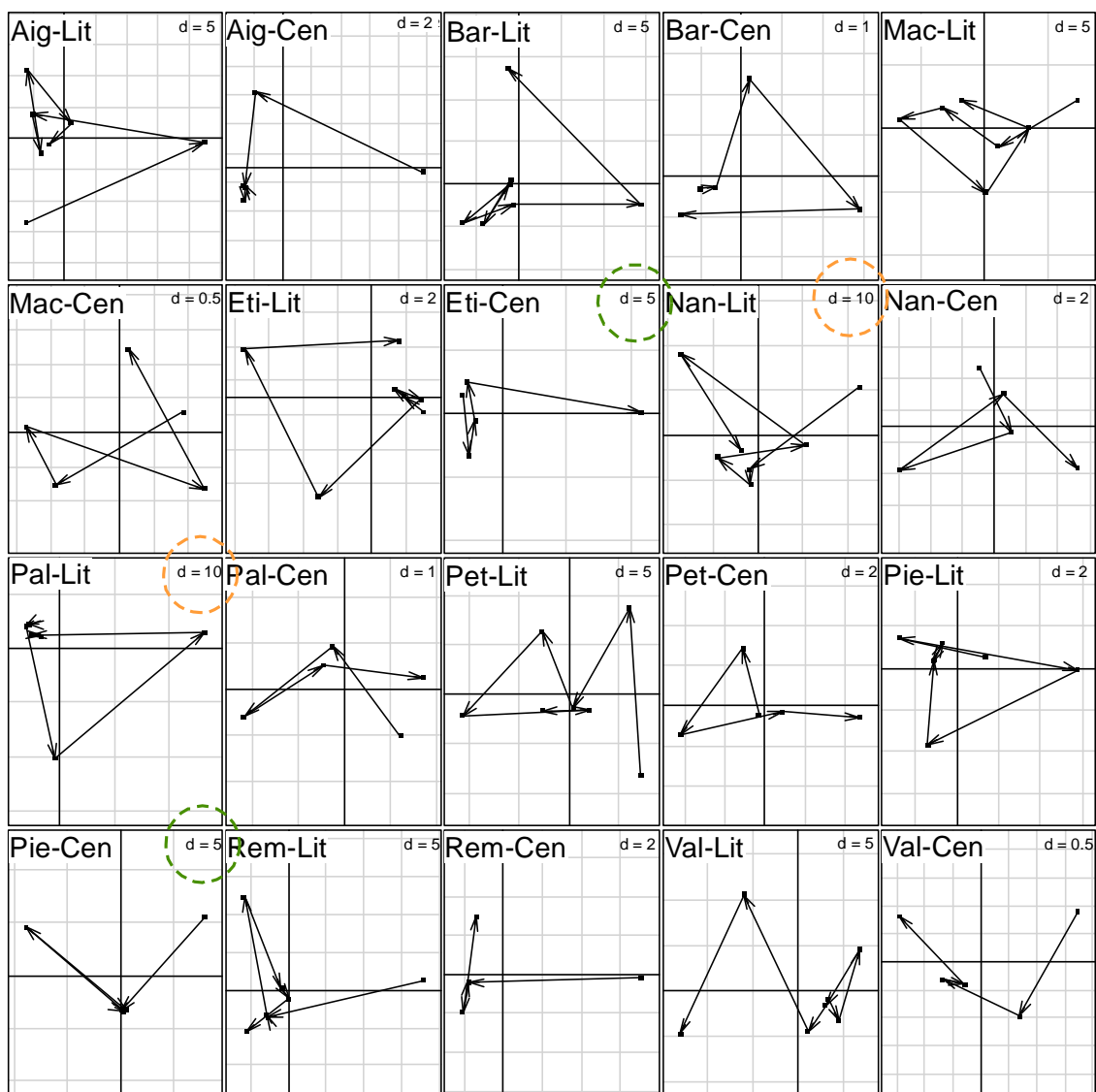


Figure 29 – Analyses individuelles, par lacs et par zones, issues d'une analyse intra-groupes sur le tableau faunistique.

3.2 Réponse de l'IBL au nouveau protocole de prélèvement

A titre de comparaison, l'IBL a été calculé sur trois lacs déjà échantillonnés auparavant avec le protocole de la méthode (Verneaux, 2004). Il s'agit des lacs du Grand Maclu et de Remoray, prélevés en 2006 (Borderelle, 2006), et d'Etival, prélevé en 2007 par le GREBE.

Les résultats sont indiqués *tableau 5* et illustrés *figure 30*. A la vue des résultats, on constate que les indices calculés en 2010 ne semblent pas cohérents avec les précédents.

L'IBL, n'est donc pas applicable avec cette méthode de prélèvement, car le plan d'échantillonnage s'avère insuffisant. Les paramètres tels que la richesse (vl , vf) ou le taxon indicateur (ql) semblent en pâtir le plus.

	<i>Etival 07</i>	<i>Etival 10</i>	<i>Grd Maclu 06</i>	<i>Grd Maclu 10</i>	<i>Remoray 06</i>	<i>Remoray 10</i>
vl	72	28	39	27	41	49
dl	10779,49	4795,77	4900,00	5864,55	7824,00	10421,16
vf	35	25	8,00	11,00	9,00	11,00
ql	0,8	0,70	1	0,80	0,7	0,80
k	3,38	1,924	2,29	1,89	2,35	2,62
Bl	78,79	44,85	52,93	45,09	57,40	64,76
Df	1,02	0,92	0,68	0,70	0,50	0,61
IBL	22,46	16,04	15,00	14,07	13,40	15,75

Tableau 5 – Comparaison de la réponse des différents paramètres de l'IBL au nouveau protocole (surlignés en gris).

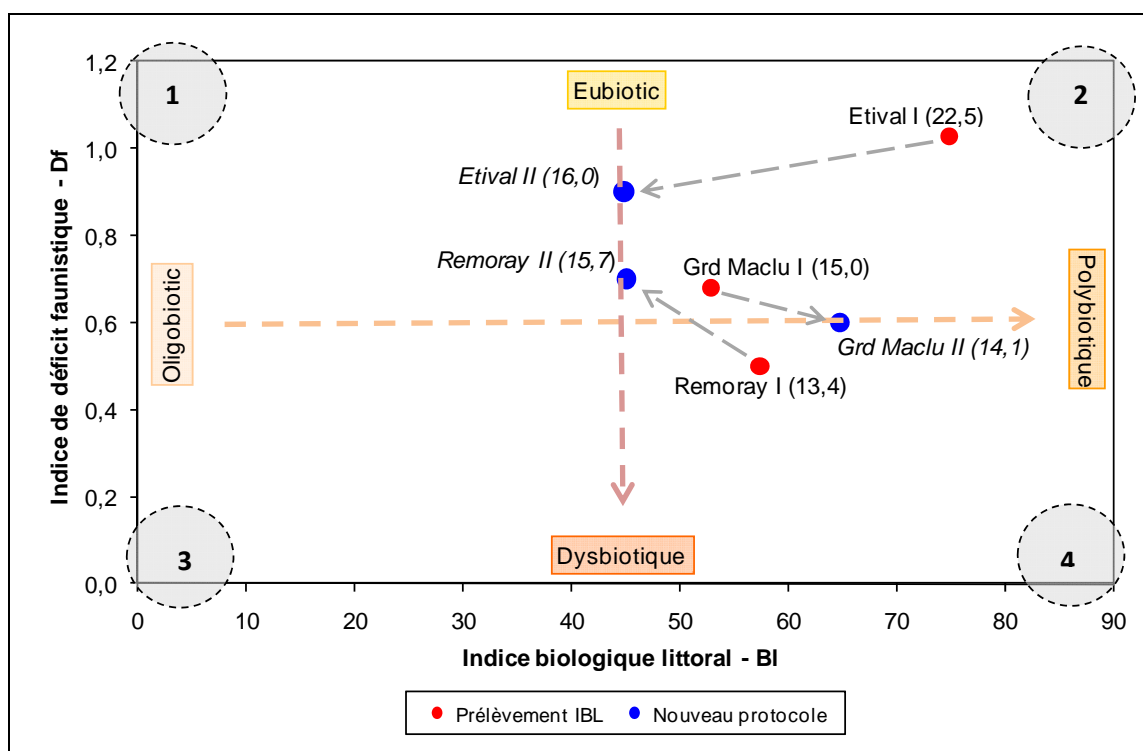


Figure 30 – Comparaison graphique de la réponse de l'IBL calculé sur trois plans d'eau avec le nouveau protocole de prélèvement.

Comparaison de la distribution des 3 lacs échantillonnés en 2010, sur un axe fonctionnel et un axe qualitatif basés sur les sous-indices Bl et Df de l'IBL. La note IBL sur 20 est notée entre parenthèses pour chacun des lacs. La flèche horizontale représente le niveau d'interprétation quantitatif oligo-polybiotique et la flèche verticale représente le niveau qualitatif d'interprétation eu-dysbiotique. Les cercles gris représentent les quatre pôles définis par les deux niveaux d'interprétation précédents. 1 : Oligo-eubiotique ; 2 : Poly-eubiotique ; 3 : Oligo-dysbiotique ; 4 : Poly-dysbiotique.

3.3 Réponse de l'IOBL au nouveau protocole de prélèvement

Les figures 31 à 40, présentées pages suivantes, illustrent les résultats des analyses oligochètes sur les dix plans d'eau. Pour chaque lac sont présentés :

- (a) les tableaux de modalités de calcul de l'IOBL ;
- (b) le plan d'échantillonnage, avec une note IOBL associée à chacun des points ;
- (c) la typologie des sédiments lacustres selon Lafont, 2007 ;
- (d) la moyenne des notes IOBL par zone (littoral et fond), et la note globale ;
- (e) la moyenne de l'indice oligochètes (I_{oi} , Barbe *et al.*, 2003) par zone, et global pour le lac. L' I_{oi} recadre l'IOBL entre 0 et 100.

Il est à rappeler que les profondeurs des prélèvements centraux sont ici réalisés à 0,75 de Z_{max} au lieu du point de plus grande profondeur préconisé par la méthode.

Selon l'IOBL, l'état des sédiments des différents lacs serait :

- pour Aiguebelette : potentiel métabolique moyen, avec globalement peu d'espèces sensibles rencontrées (potentiellement pollués) ;
- pour Barterand : potentiel métabolique faible, avec des espèces sensibles rencontrées uniquement au niveau du littoral (lac dystrophe ou pollué en profondeur) ;
- pour Etival : les indices IOBL sont très bas et indiqueraient un lac à très faible potentiel métabolique, au niveau des deux profondeurs échantillonnées. Ce constat n'est cependant pas forcément cohérent avec le véritable état du plan d'eau, et serait plus inhérent à la structure même des sédiments, constitués majoritairement de sables calcaires grossiers. En effet, dans les milieux fortement basiques, en période estivale, la hausse de la température et l'action de la photosynthèse induit la précipitation de calcite, qui s'accumule avec les années sur le fond de la benne lacustre (Bichet, 2009). Ceci s'observe globalement au niveau de l'épilimnion. Le lac d'Etival étant polymictique, ce phénomène se rencontre ici jusqu'au fond. Ce substrat semble peu propice aux oligochètes. Sur les autres lacs plus profonds sur substrat fortement calcaire, cette accumulation a essentiellement lieu au niveau de la frange littorale. On

observe d'ailleurs un meilleur indice au niveau de la zone centrale par rapport à la zone littorale de ces plans d'eau.

- pour Grand Maclu : potentiel métabolique *quasi* nul, et aucune espèce sensible rencontrée. Ces observations sont cohérentes avec les études précédentes qualifiant le Grand Maclu comme naturellement dystrophe¹ (Lafont, 2007), avec des sédiments peu biogènes. Tout comme Etival, la nature du sédiment, grossière et calcaire, entre certainement en jeu.
- pour Nantua : potentiel métabolique moyen, avec peu d'espèces sensibles rencontrées (sédiments potentiellement pollués).
- pour Paladru : les zones littorale et profonde ont des diagnostics contrastés. Les sédiments littoraux sont qualifiés de relativement préservés, en bon état, avec un certain nombre d'espèces sensibles à la pollution. Les sédiments profonds, quant à eux, ont un potentiel qualifié de moyen, avec aucune espèce sensible identifiée.
- pour Pétichet : potentiel des sédiments moyen au niveau des deux zones, avec quelques espèces sensibles identifiées au niveau du littoral. Le lac a la particularité d'avoir un meilleur indice central que littoral. En effet, les deux indices sont en limite de classe, inférieure pour le littoral (limite faible potentiel), et supérieure pour le centre (limite bon état).
- pour Pierre-Châtel : les sédiments ont globalement un potentiel métabolique faible à très faible, avec très peu d'espèces sensibles rencontrées. Il est à noter que la nature des sédiments laisse penser à un milieu naturellement dystrophe (cf. Etival, Grand Maclu). En effet, les prélèvements centraux comportaient une fraction importante de matière organique grossière (fibres végétales), et certains prélèvements littoraux étaient composés de tourbes.
- pour Remoray : globalement, les indices indiquent un milieu à potentiel moyen à faible. Les indices littoraux sont plus faibles que les indices centraux (cf. Etival.)
- Pour Val : potentiel des sédiments faibles, peu d'espèces sensibles (cf. Etival).

¹ Dystrophe dans le sens d'un biotope lentique pauvre en sels nutritifs, dans lequel les matières organiques s'accumulent dans le fond sans se décomposer et dont la biocénose est particulièrement appauvrie en espèces animales (in Ramade, 2002).

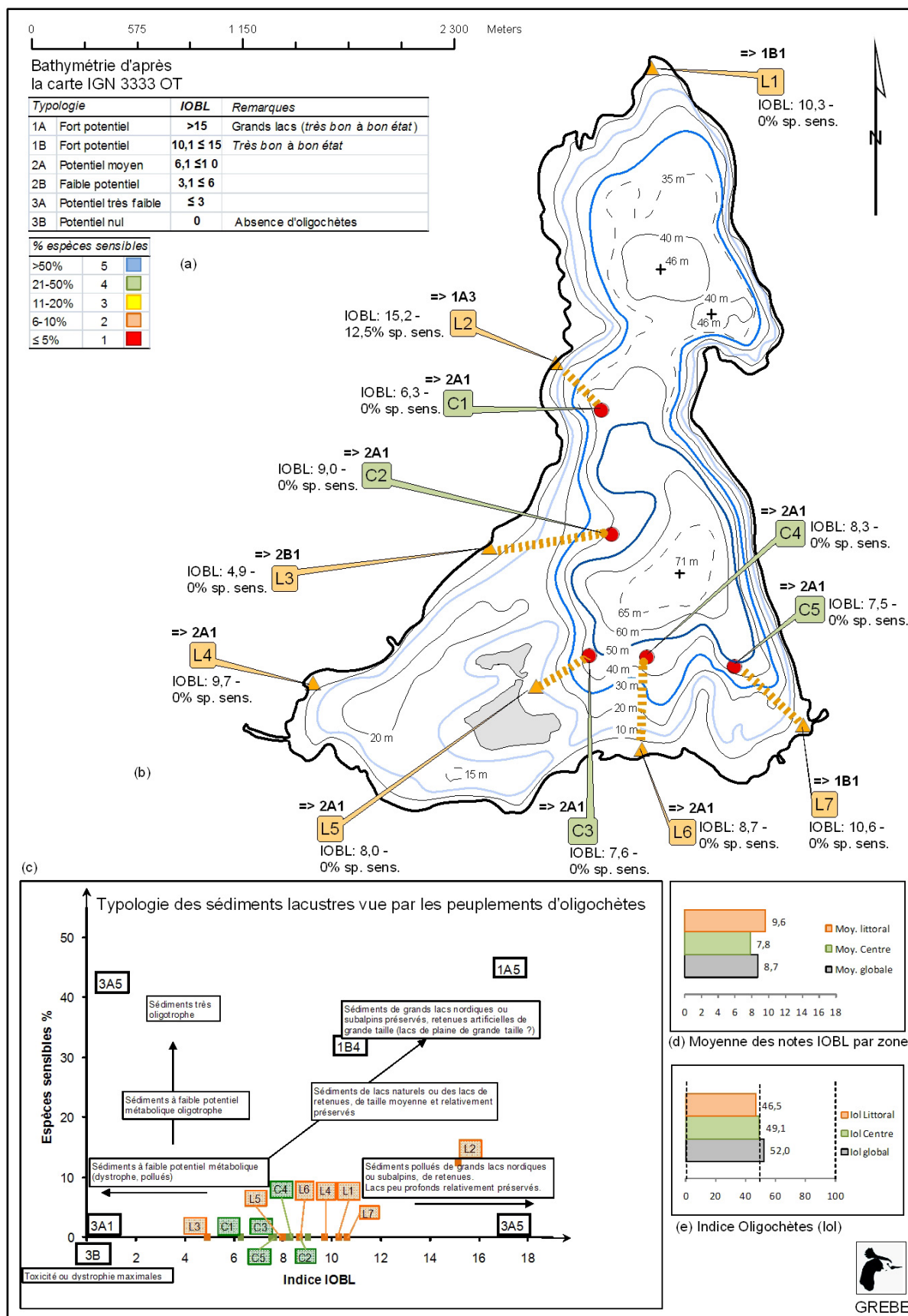


Figure 31 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac d'Aiguebelette.

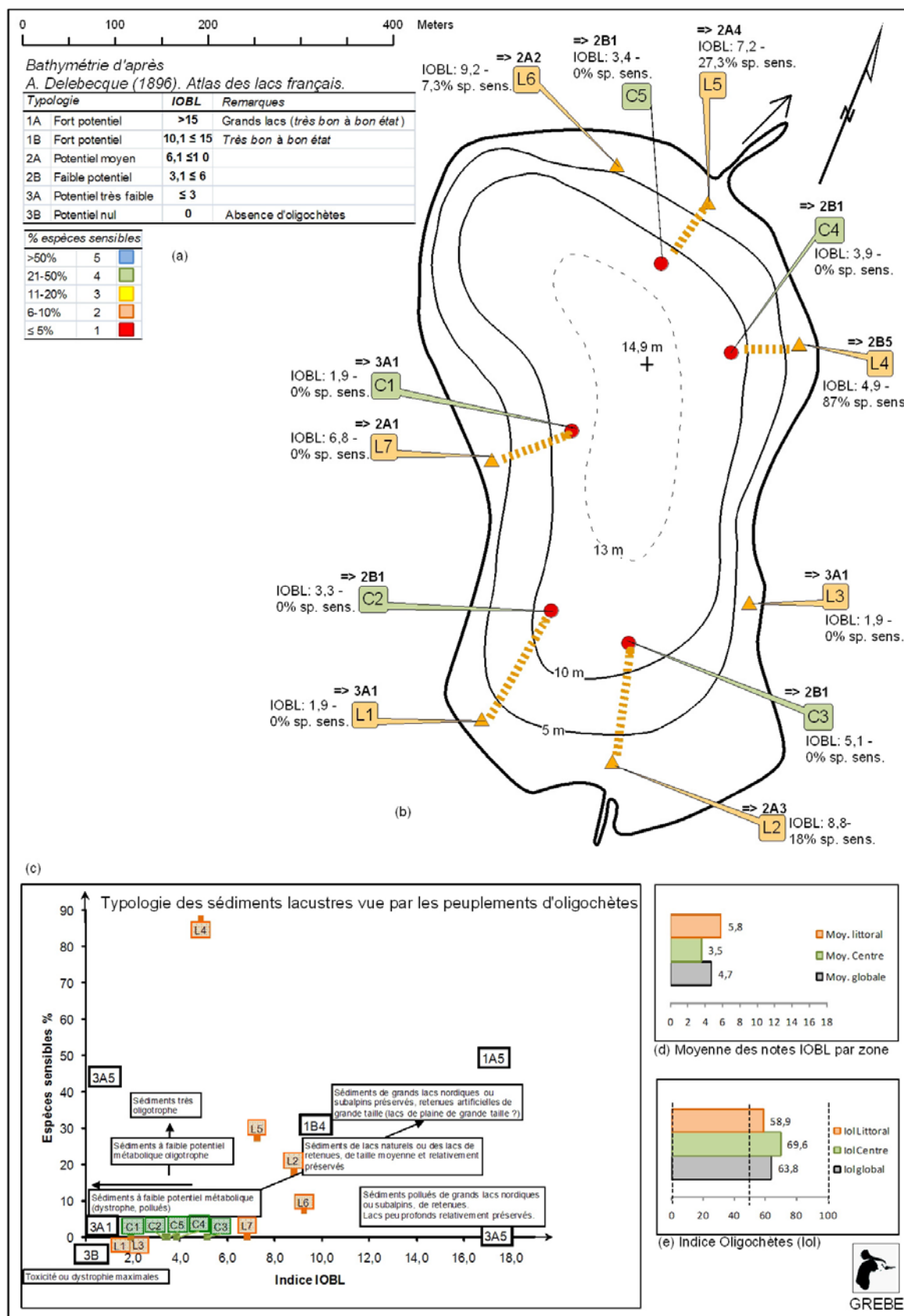


Figure 32 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Barterand.

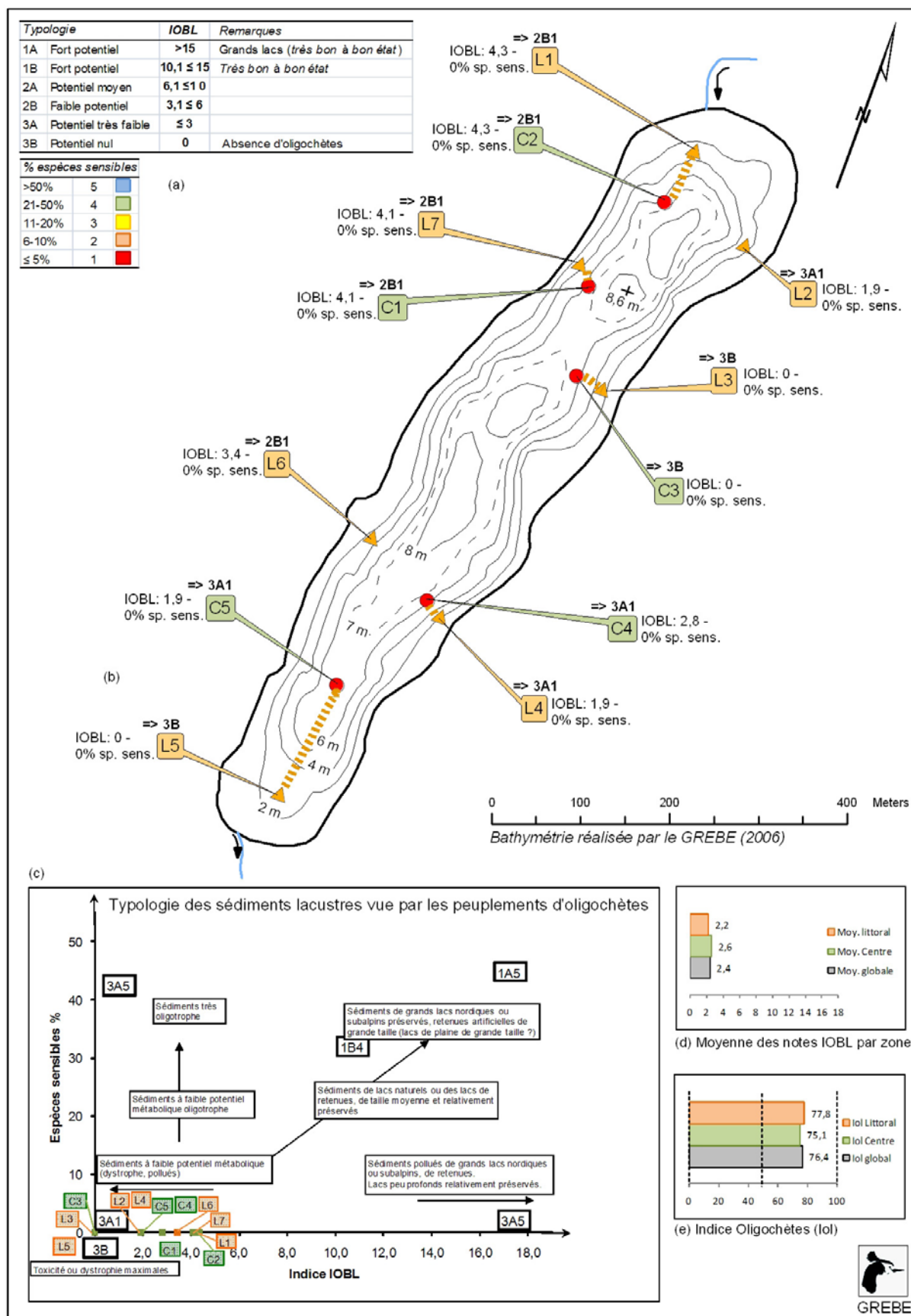


Figure 33 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le Grand lac d'Etival.

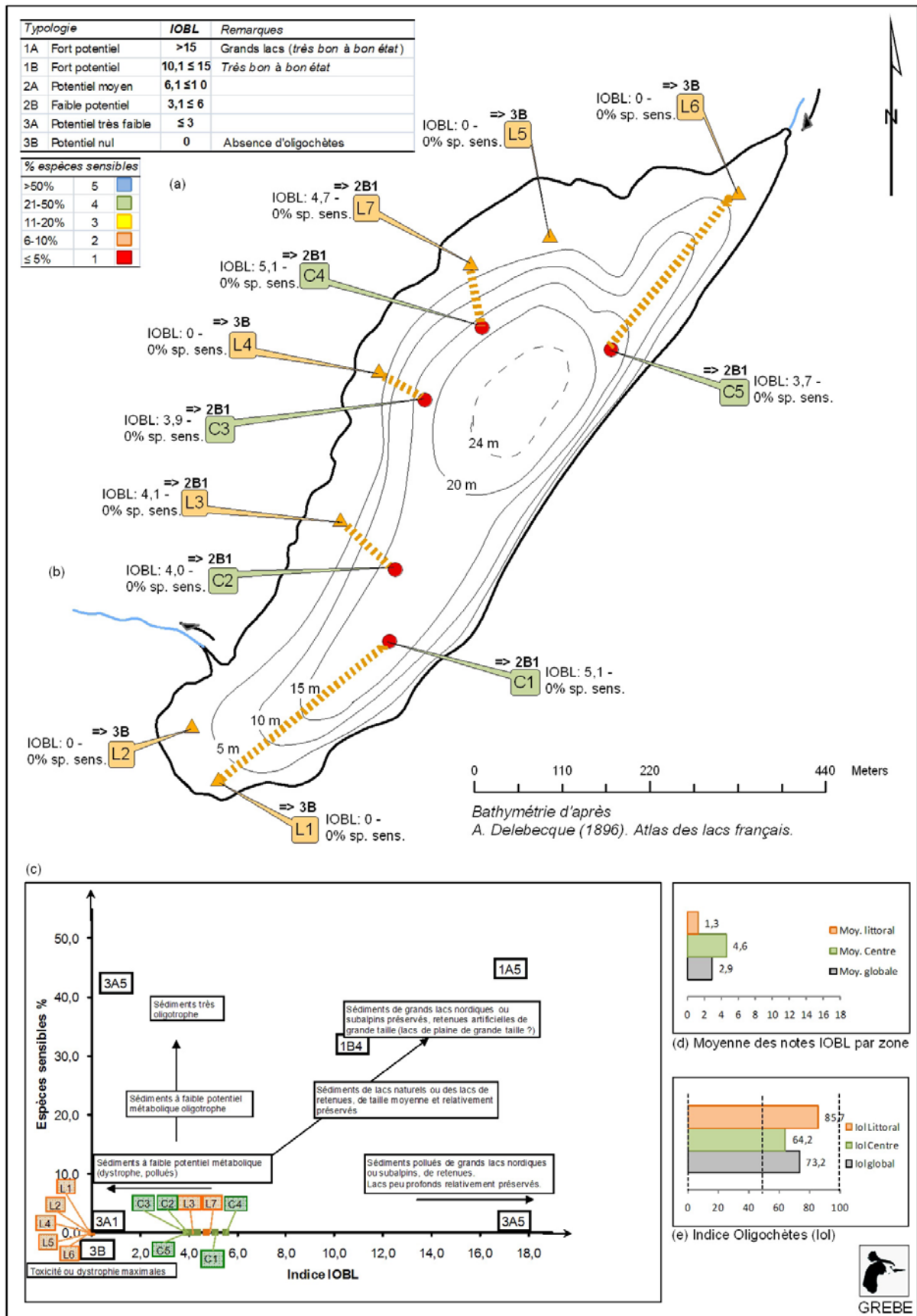


Figure 34 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac du Grand Maclu.

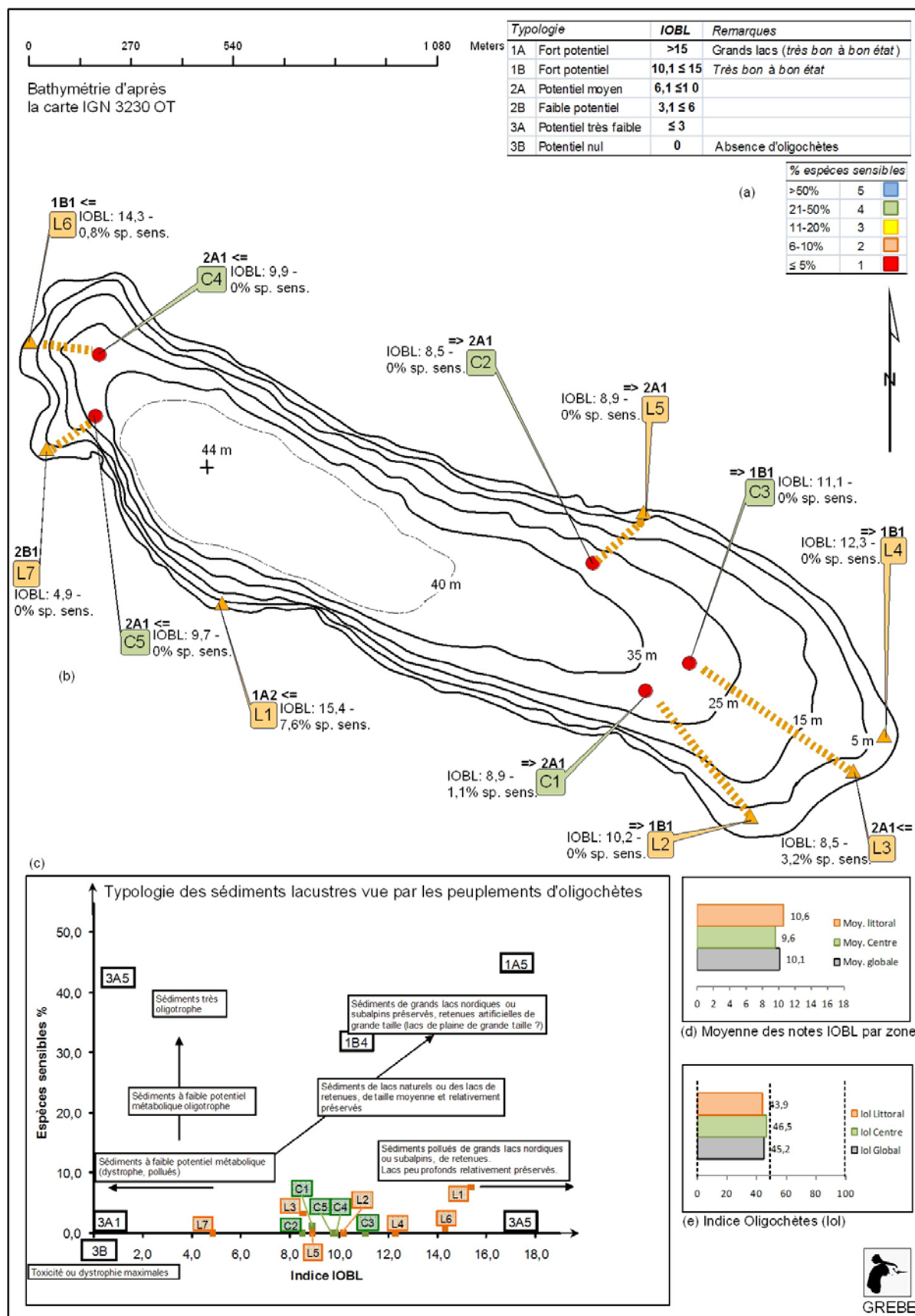


Figure 35 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Nantua.

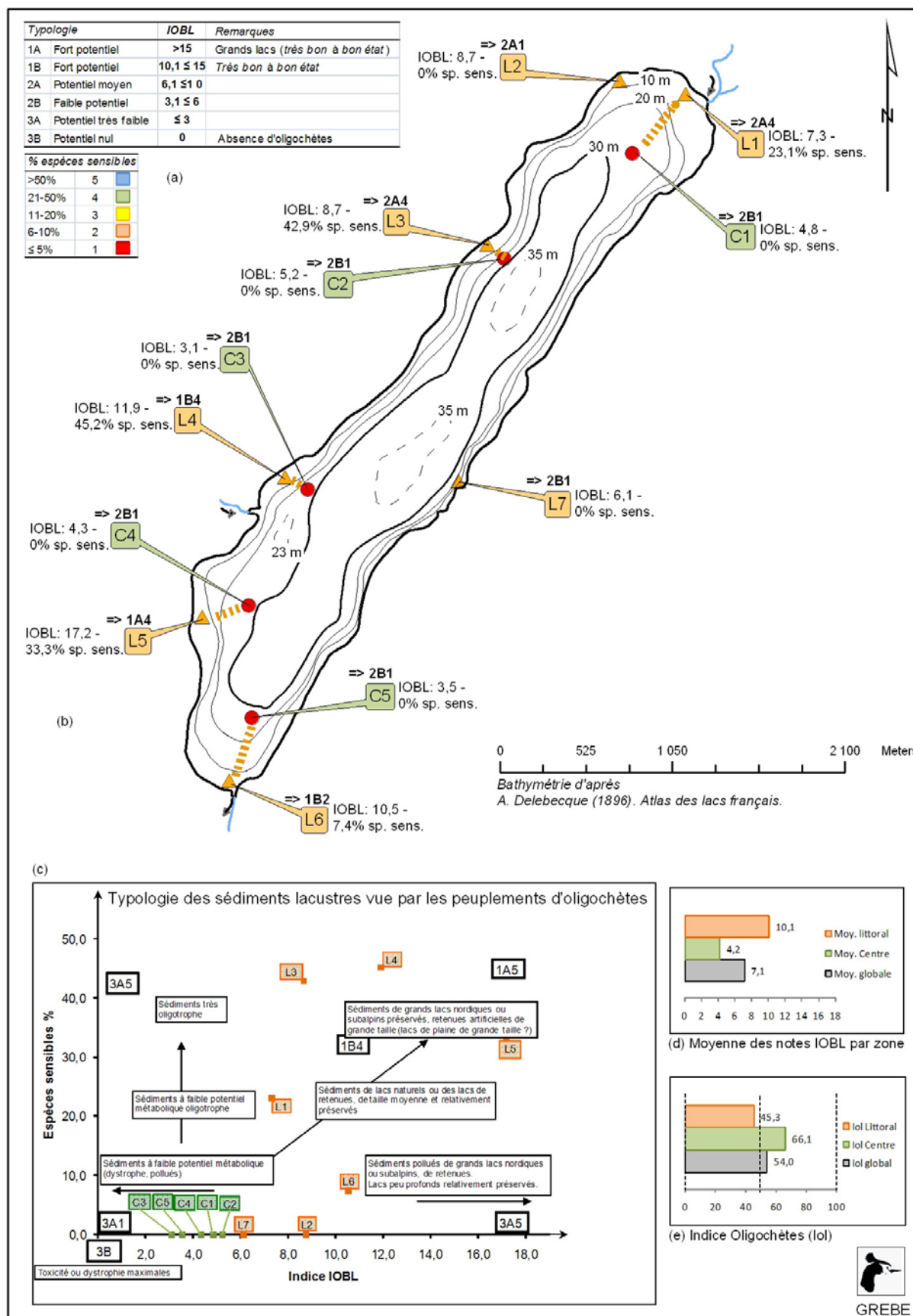


Figure 36 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Paladru.

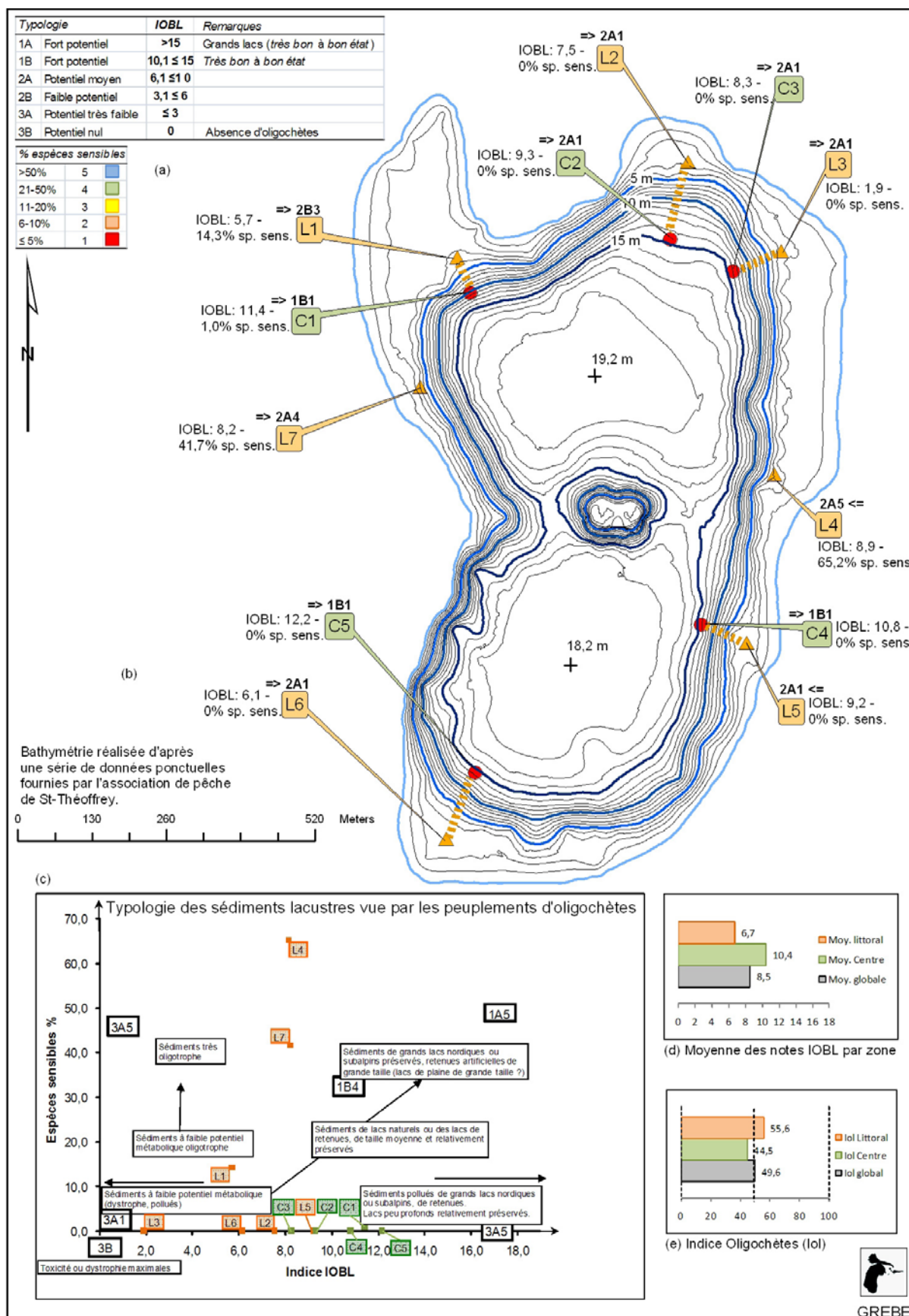


Figure 37 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Pétichet.

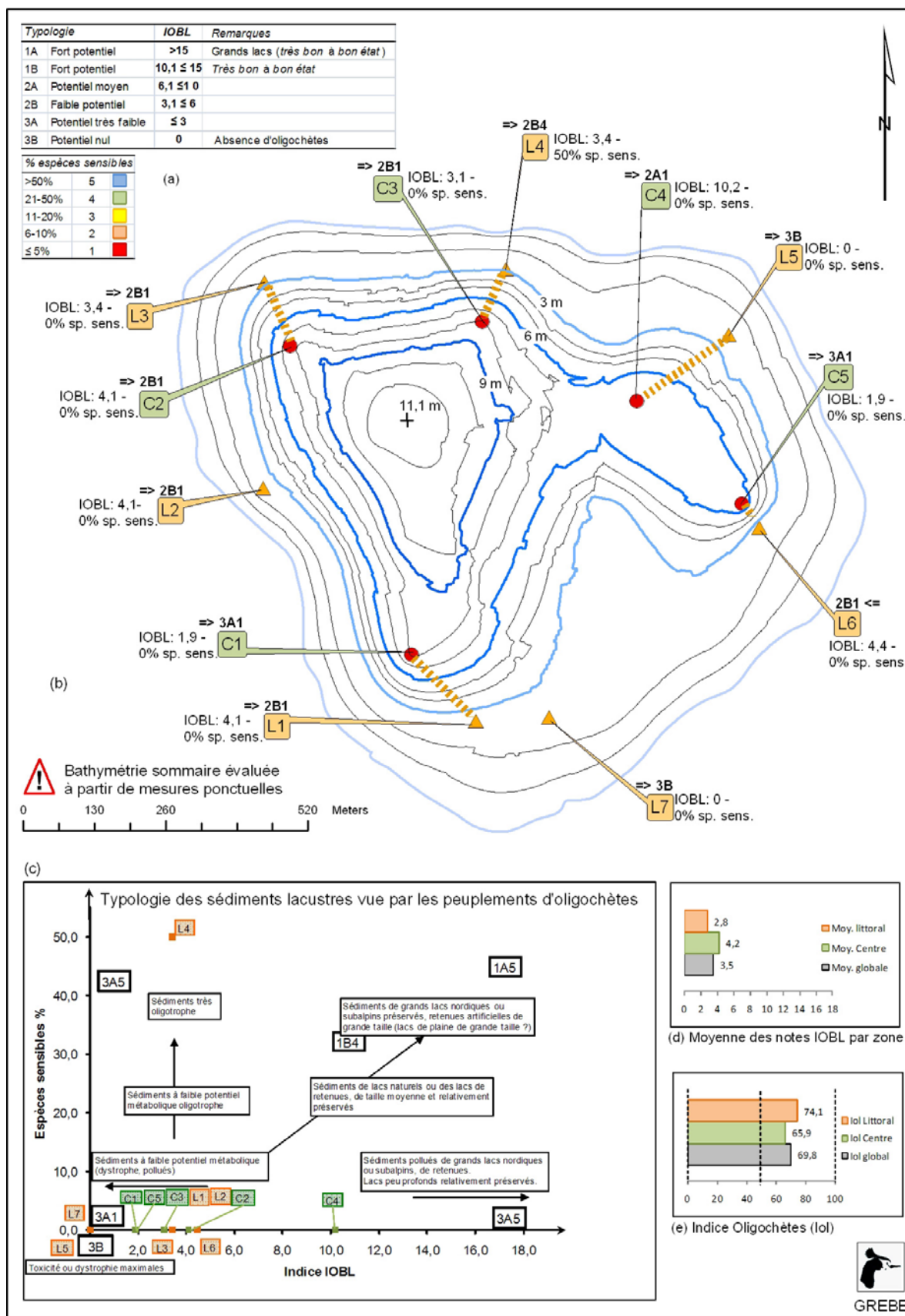


Figure 38 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Pierre-Châtel.

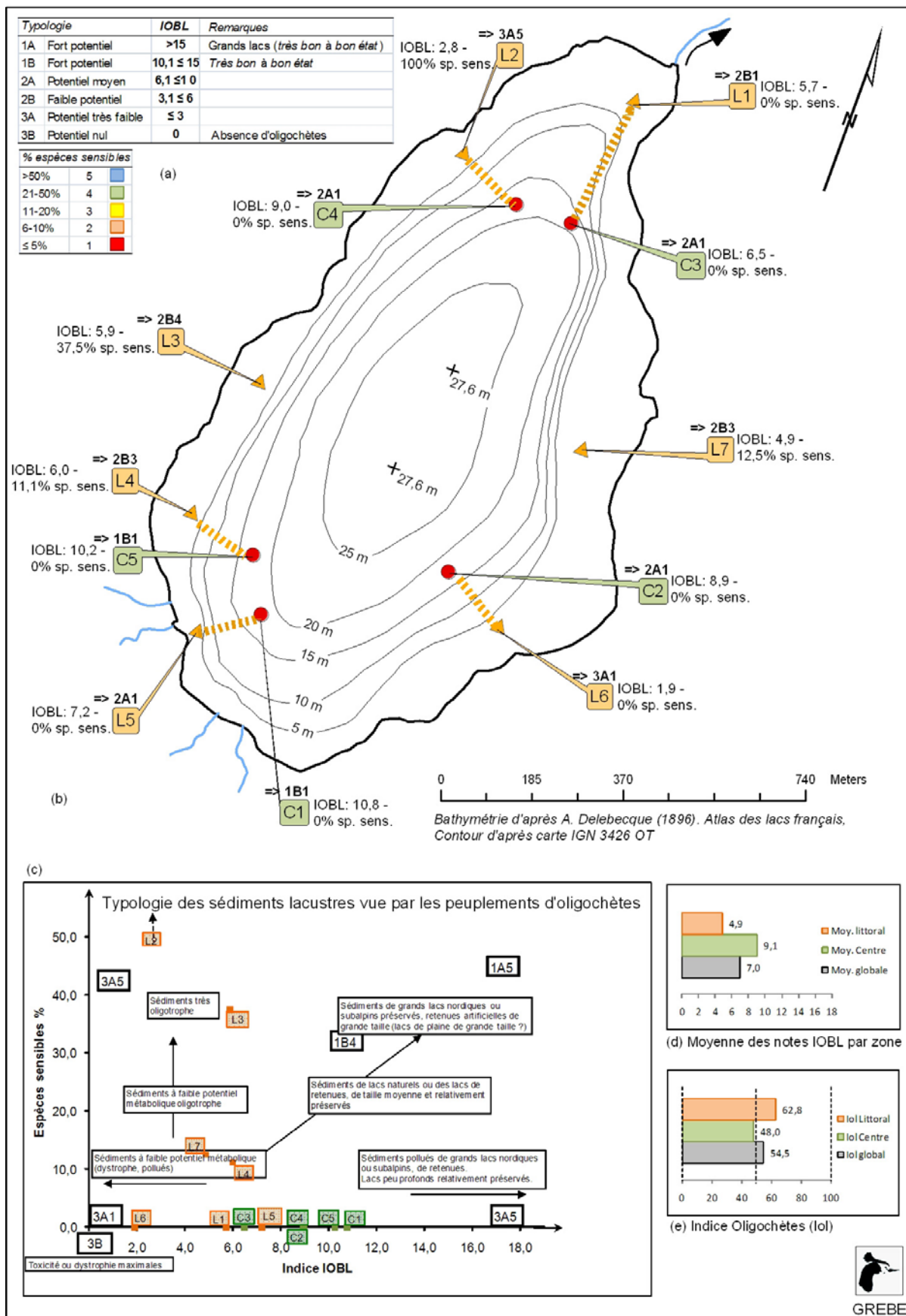


Figure 39 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac de Remoray.

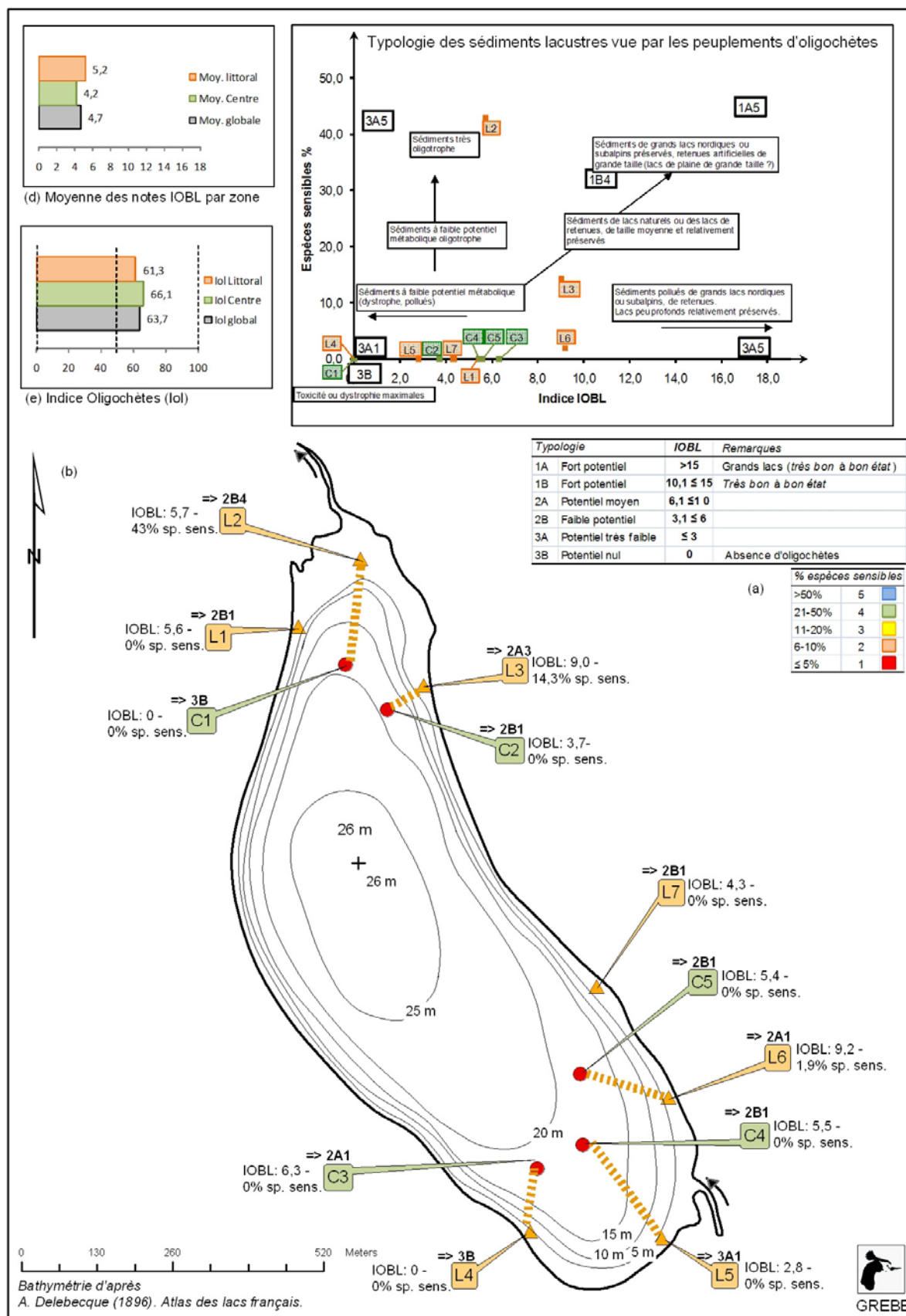


Figure 40 - Plan d'échantillonnage et notes IOBL des différents points de prélèvement sur le lac du Val.

3.4 Analyse des communautés benthiques à l'aide des traits d'histoire de vie

3.4.1 Analyse de l'oxygénation de l'eau

Afin de tester un éventuel problème de désoxygénation, les listes faunistiques ont été traduites par codage flou (cf. §2.2.4), en fonction du mode de respiration des différents taxons. Les différentes modalités de ce trait biologique sont la respiration tégumentaire, branchiale, stigmatique, ou plus rarement grâce à un plastron respiratoire ou des vésicules hydrostatiques (cf. en annexe le tableau des profils de traits pour les taxons).

La *figure 41* représente une analyse par lac de la proximité des profils d'utilisation des différents modes respiratoires pour chacun des points de prélèvement. Ces traitements sont issus d'une analyse intra-groupes (Dolédec & Chessel, 1989) sur un tableau regroupant les fréquences d'utilisation des différentes modalités du trait de respiration, pour chacun des lacs (144 taxons, 5 modalités, 120 points, 10 lacs).

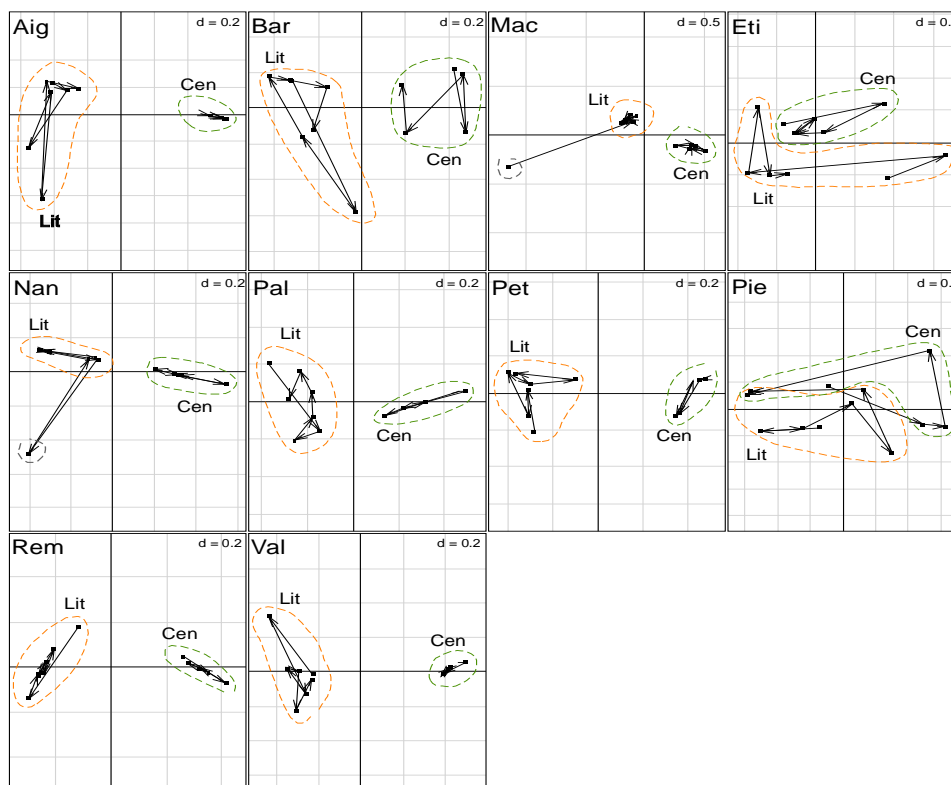


Figure 41 - Analyses individuelles par lac, issues d'une analyse intra-groupes sur les profils d'utilisation des modes de respiration des communautés benthiques.

Sur huit lacs sur les dix étudiés (*exit* Pierre-Châtel et Etival), les profils respiratoires des prélèvements centraux et des prélèvements littoraux sont distincts et se regroupent respectivement entre eux. Globalement, on peut donc observer des profils de mode de respiration bien individualisés, pour les communautés benthiques littorales et centrales.

Pour les lacs de Pierre-Châtel et Etival, on remarque une discrimination beaucoup plus floue entre les zones littorale et centrale. Les modes de respiration des communautés de macro-invertébrés n'évoluent donc guère avec la profondeur sur ces deux plans d'eau, qui sont par ailleurs les deux moins profonds de l'étude. Ces observations sont cohérentes avec l'examen réalisé sur les listes faunistiques (cf. §3.1), qui ne distingue pas, en terme de taxinomie, de peuplements centraux et littoraux pour les deux plans d'eau.

En toute logique écologique, la fréquence d'utilisation du mode de respiration branchial devrait diminuer avec une baisse de la teneur en oxygène (P. Usseglio-Polatera², comm. pers.). Le rapport de la fréquence d'utilisation du mode branchial par rapport aux autres modes pour chacune des isobathes prospectées peut donc être testé.

Le *tableau 6* montre la moyenne des rapports des fréquences d'utilisation du mode de respiration branchial par rapport aux autres modes pour chaque lac et chaque zone (littoral et centre).

En faisant le rapport des deux rapports précédents (littoral/centre), on obtient de la sorte un indice de désoxygénation des couches lacustres profondes (appelé ici *IDEO*).

Ainsi, plus les problèmes profonds de désoxygénation sont sévères, plus la modalité de respiration branchiale perd en représentativité en profondeur par rapport à la zone littorale, et plus l'*IDEO* est important. Il est à noter que les investigations étant réalisées à 0,75 de Z_{max} , la zone véritablement profonde n'est pas échantillonnée, ce qui évite les biais liés à cette dernière.

	Moyenne par zone	IDEO
Aig_Lit	0,545	
Aig_Cen	0,015	35,20
Bar_Lit	0,405	
Bar_Cen	0,099	4,10
Mac_Lit	0,534	
Mac_Cen	0,137	3,91
Eti_Lit	0,435	
Eti_Cen	0,376	1,16
Nan_Lit	0,473	
Nan_Cen	0,111	4,28
Pal_Lit	0,438	
Pal_Cen	0,197	2,22
Pet_Lit	0,467	
Pet_Cen	0,045	10,29
Pie_Lit	0,426	
Pie_Cen	0,347	1,23
Rem_Lit	0,379	
Rem_Cen	0,088	4,29
Val_Lit	0,466	
Val_Cen	0,165	2,81

Tableau 6 - Tableau des moyennes du rapport de fréquence d'utilisation du mode de respiration branchial par rapport aux autres modes, et calcul de l'*IDEO*.

² Université Paul Verlaine, Metz.

La figure 42 illustre les évolutions conjointes de la représentativité du mode de respiration branchial avec la profondeur, et de l'IDEO. La corrélation de l'indice avec les profondeurs respectives des différents lacs est montrée figure 43. Un R^2 de 0,68 dénote une bonne corrélation entre les deux paramètres. Une relation de ce type peut donc être attendue pour des milieux relativement peu impactés.

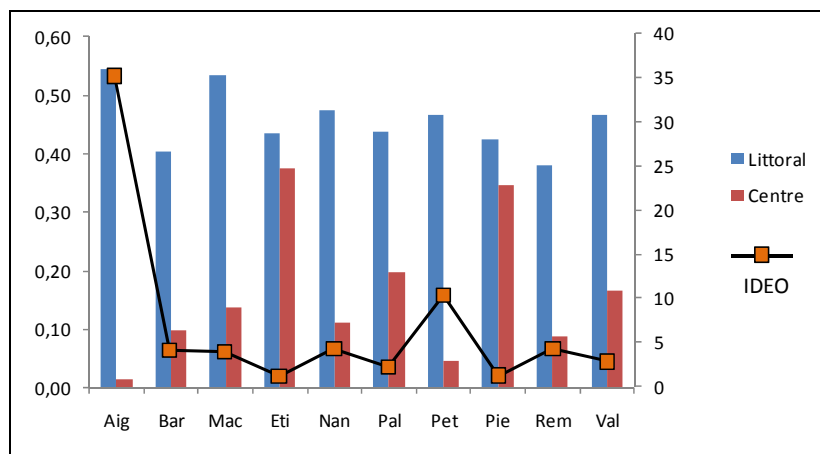


Figure 42 - Evolutions conjointes de la représentativité du mode de respiration branchial au niveau de chacune des zones de chaque lac, et de l'indice de désoxygénation (IDEO).

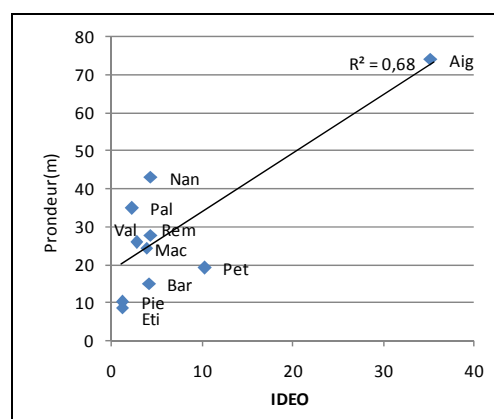


Figure 43 - Corrélation de l'IDEO avec la profondeur des différents plans d'eau.

On peut remarquer les indices très bas des lacs d'Etival et de Pierre-Châtel, dont les couches d'eau profondes semblent bien oxygénées. L'indice le plus important (35) revient à Aiguebelette, de loin le lac le plus profond, traduisant ici des problèmes de désoxygénation naturels, inhérents à sa profondeur. Les indices de Pétichet (10,3) et de Barterand (4,10) semblent relativement importants au regard de leur profondeur respective, 19 et 14 mètres. L'IDEO traduit certainement des problèmes de désoxygénation des couches d'eau profondes en période estivale pour ces deux derniers plans d'eau.

3.4.2 Analyse du statut trophique

Le niveau trophique des différents lacs a été appréhendé à l'aide des différentes affinités physiologiques des taxons en présence à un degré trophique donné. Ainsi, en dressant un spectre de préférendum écologique, le niveau d'enrichissement des différents milieux peut être évalué.

Une première série d'analyses a montré que, les communautés benthiques littorales et centrales se discriminent relativement mal. Autrement dit, du point de vue de la trophie, les listes faunistiques littorales et centrales traduisent un profil semblable pour les lacs étudiés. En conséquence, afin de conserver un maximum d'informations, l'évaluation trophique reposera sur une liste taxinomique globale pour chacun des plans d'eau.

Une analyse en correspondances multiples (ACM; Chevenet *et al.*, 1994) sur codage flou a tout d'abord été réalisée sur le tableau de traits écologiques (144 taxons, 10 lacs, 3 modalités de trophie). Une analyse factorielle des correspondances (AFC; Dervin, 1988) a ensuite été effectuée sur le tableau faunistique quantifié ($\log(X+1)$) par lac (144 taxons, 10 lacs). Afin d'intégrer à la fois les caractéristiques écologiques des taxons et leurs densités, une analyse de couplage de tableau, la co-inertie (Dolédec & Chessel, 1994), a été réalisée entre les deux analyses (cf. *figure 44*).

Enfin, un dendrogramme (Ward, 1963), issu d'une matrice de distance euclidienne a été généré (cf. *figure 45*). Cette représentation permet de classer de

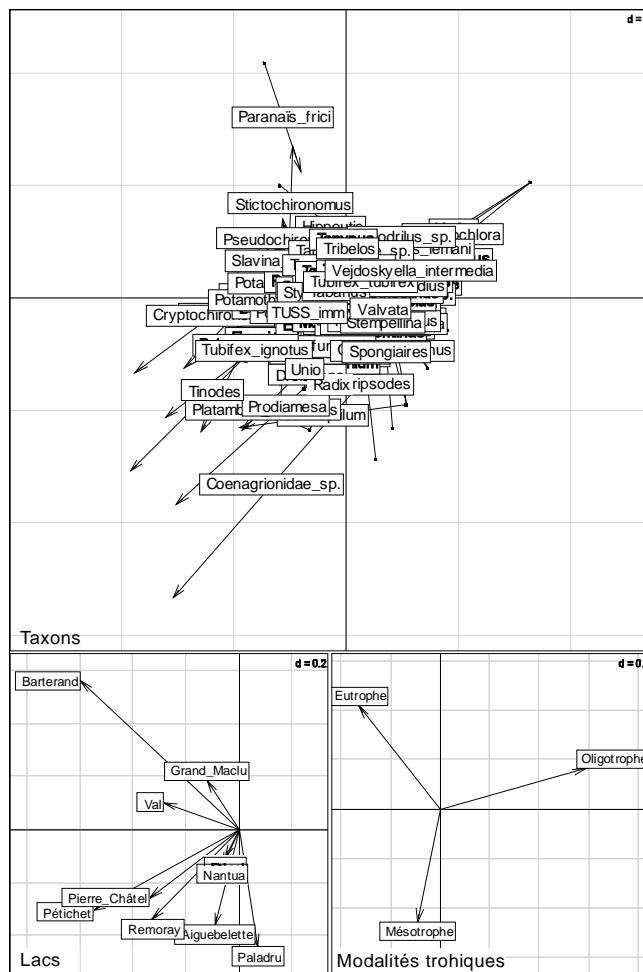


Figure 44 - Analyse de co-inertie entre les listes faunistiques et le preferendum trophique des taxons.

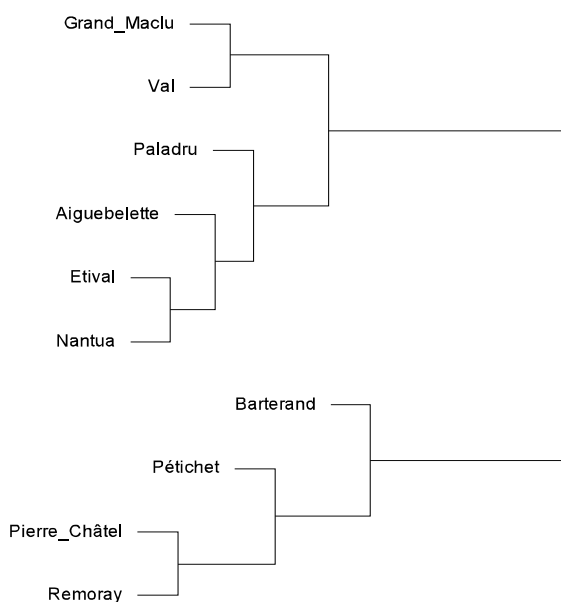


Figure 45 - Classification hiérarchique des lacs du point de vue de leur degré trophique

façon hiérarchique la proximité des lacs du point de vue trophique.

Issues de la matrice de distance ci-avant, la *figure 46* présente les distances trophiques relatives des différents plans d'eau étudiés. Les listes faunistiques traduisent ainsi une gradation trophique pour les différents lacs. Le lac le plus eutrophe est Barterand. Viennent ensuite les lacs Pétichet, et du Val, puis de Pierre-Châtel et de Remoray, qui peuvent être qualifiés comme mésotrophes à tendance eutrophes. Grand-Maclu, Aiguebelette, Etival et Nantua apparaissent comme mésotrophes. Le lac de Paladru, quant à lui, est le milieu ayant le moindre degré de trophie.

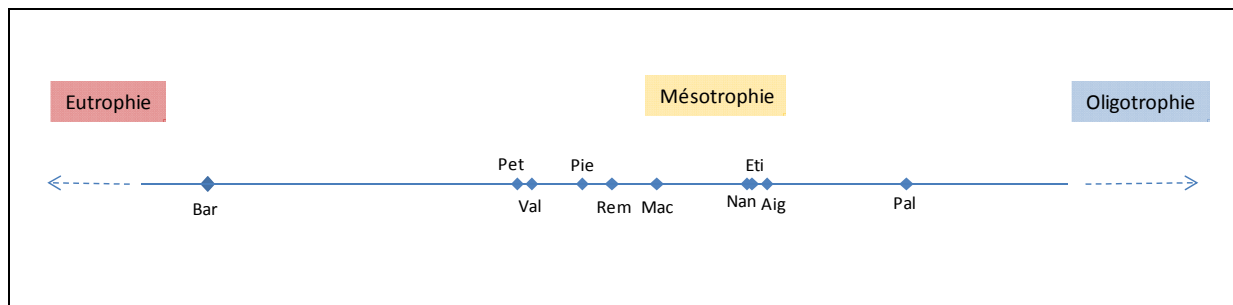


Figure 46 - Distances trophiques relatives des différents lacs.

4 Conclusions - Perspectives

Plusieurs pistes et perspectives se dégagent de cette étude :

- (a) La réduction du plan d'échantillonnage ne permet pas d'appliquer les indices développés dans le cadre de l'IBL.
- (b) L'indice IOBL, basé sur un seul groupe taxinomique, est très sensible à la typologie naturelle des lacs, et peut être biaisé dans certains cas (cf. lacs jurassiens par exemple).
- (c) Les nouveaux protocoles de prélèvement et de laboratoire permettent d'obtenir une bonne base de travail. En effet, malgré la simplification de l'échantillonnage, les listes faunistiques obtenues et le niveau de détermination des différents taxons permettent de tirer une image représentative du milieu.
- (d) L'analyse faunistique à l'aide des traits d'histoire de vie semble être une piste très intéressante à engager. Les traits analysés ici permettent de discriminer les dix lacs étudiés, cependant il serait souhaitable de tester la réponse d'autres traits. L'étude de

la saprobie par exemple, donnant une image de l'accumulation de la matière organique, pourrait être intéressante en milieu lacustre.

- (e) Une approche multi-traités, avec la détermination de profils écologiques ou fonctionnels types, et l'étude de leurs modifications en fonction de certains dysfonctionnements ou perturbations, serait également une approche robuste de la problématique.
- (f) Globalement, le nombre de prélèvements étant fixe quelque soit la taille du lac, plus le périmètre est développé, plus les listes faunistiques ponctuelles sont différentes. Le fait de s'affranchir de la liste taxinomique, tout en travaillant uniquement sur la signification écologique des taxons en présence, semble donc être particulièrement pertinent dans ce cas-ci. Il serait cependant intéressant de tester sur les grands plans d'eau si le nombre de placettes de prélèvement est véritablement suffisant, en analysant l'information supplémentaire apportée par un effort d'échantillonnage plus important. En corollaire, il peut être étudié l'effet de la diminution de l'effort d'échantillonnage sur les plans d'eau de petite taille.
- (g) Dans l'optique d'une simplification du protocole, de l'allègement des coûts, et d'une harmonisation du travail de laboratoire, le niveau de détermination requis pour les macro-invertébrés pourrait se baser sur l'utilisation du Tachet *et al.* (2010) comme ouvrage de référence. En effet, les niveaux de détermination semblent pertinents dans le cadre d'une analyse basée sur les traits d'histoire de vie, et permettent ainsi d'éviter d'avoir recours à la microscopie.
- (h) Dans le cas de plans d'eau de faible profondeur, type étang ou lagune, de l'ordre de quelques mètres, un échantillonnage au niveau d'une seule profondeur semble suffisamment pertinent.
- (i) En dernier lieu, il serait également intéressant de borner les profils écologiques ou fonctionnels obtenus en se calant sur des données physico-chimiques (macro et micropolluants sur eau et sédiments).

Bibliographie

AFNOR. (2005). Détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre. *NF T 90-391* .

Barbe, J., Lafont, M., Mouthon, J., & Philippe, M. (juillet 2003). *Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau*. Lyon: Cemagref/Agence de l'eau RM&C.

Bichet, V., & Campy, M. (2009). *Montagnes du Jura. Géologie et paysages* (éd. 2). NEO.

Chevenet, F., Dolédec, S., & Chessel, D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long term ecological data. *Freshwater Biology* , 31, 295-309.

DCE. (2000). Cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000* .

DCE. (2006). Constitution et mise en œuvre du programme de surveillance (contrôles de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquêtes et contrôles additionnels) pour les eaux douces de surface (cours d'eau, canaux et plans d'eau). *Circulaire DCE 2006/16* .

DCE. (2005). Typologie nationale relative aux eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eaux de transition et eaux côtières). *Circulaire DCE 2005/11 du 29 avril 2005* .

Delebecque, A. (1898). *Les lacs français*. Paris: Chamerot et Renouard.

Dervin, C. (1988). *Comment interpréter les résultats d'une analyse factorielle des correspondances?* Paris: Institut technique des céréales et des fourrages.

Dolédec, S., & Chessel, D. (1994). Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* (31), 277-294.

Dolédec, S., & Chessel, D. (1987). Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatiques I. Description du plan d'observation complet par projection des variables. *Acta Oecologica* (8), 403-426.

Dolédec, S., & Chessel, D. (1989). Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique II. Prises en compte et élimination d'effets dans un tableau faunistique. *Acta Oecologica* (10), 207-232.

Dolédec, S., & Statzner, B. (1994). Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the upper Rhône river and its floodplain. *Freshwater Biology* , 31, 523-538.

Gaufin, A. K., Harris, & Walker. (1956). A statistical evaluation of stream bottom sampling data obtained from three standard samplers. *Ecology* (37), 643-648.

INRA. (1985). *Caractérisation et essais de restauration d'un écosystème dégradé: Le lac de Nantua*. (éd. J. Feuillade). Versailles: INRA Publications.

- Lafont, M. (2007). Interprétation de l'indice lacustre oligochètes IOBL et son interprétation dans un système d'évaluation de l'état écologique. *Cemagref/MEDAD* .
- Mazella, L., De Bortoli, J., & Argiller, C. (2009). *Note technique: Protocole d'échantillonnage des invertébrés benthiques adapté aux plans d'eau naturels profonds*. Aix-en-Provence: Cemagref, Equipe Ecosystèmes Lacustres.
- Mouthon, J. (2005). Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bull. Fr Pêche Pisc.* (331), 397-406.
- Ramade, F. (2002). *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement* (éd. 2). Paris: Dunod.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie et écologie*. Paris: CNRS.
- Verneaux, J., Schmitt, A., & Verneaux, V. (1995). Classification biologique des lacs jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. III. Relation entre données biologiques et variables du milieu. *Ann. Limnol.* (31), 277-286.
- Verneaux, V., & Aleya, L. (1998). Bathymetric distribution of chironomid communities in ten french lakes: implication on lake classification. *Arch. Hydrobiol.* (142), 209-228.
- Verneaux, V., Verneaux, J., Schmitt, A., Lovy, C., & Lambert, J. (2004). The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the lake Châlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* , 40 (1), 1-9.
- Ward, J. H. (1963). Hierarchical grouping to optimise an objective function. *Journal of the American Statistics Association* (58), 236-244.

Annexes

- **Listes faunistiques**

- **Tableau de Traits**

