



Diagnostic fonctionnel des systèmes lacustres de Gérardmer, Longemer et Retournermer

Une approche combinée limnologie/paléolimnologie.

Laurent MILLET¹, Valérie VERNEAUX¹, Simon BELLE¹, Alexandra LAVEAU¹, Damien RIUS¹,
Aldo MARCHETTO², Andrea LAMI²

Avril 2015

¹ Laboratoire Chrono-Environnement UMR 6249 CNRS, UFR Sciences et Techniques, 16 route de Gray 25030 Besançon cedex

² Institute of Ecosystem Study National Research Council (CNR), Largo Tonolli 50 28922 Verbania, Italie

SOMMAIRE

I – Contexte	2
II – Objectifs généraux	3
III – Méthodes	4
III.1- Indice Biologique Lacustre.....	4
III.2-Physico-chimie de l'eau.....	5
III.3- Approche paléolimnologique	6
IV – Résultats et Interprétation	8
IV.1- Diagnose limnologique.....	8
IV.1a- Caractéristiques physico-chimiques des eaux.....	8
IV.1b- Les peuplements de macroinvertébrés benthiques.....	12
IV.2- Diagnose paléolimnologique	17
IV.2a- Chronologie et taux de sédimentation.....	17
IV.2b- Matière organique sédimentaire.....	19
IV.2c- Assemblages fossiles de diatomées.....	21
IV.2d- Assemblages fossiles de Chironomidae.....	22
V– Synthèse et perspectives.....	26
V.1- Les lacs de Longemer et de Gérardmer	26
V.2- Le Lac de Retournemer	27
V.3- Perspectives d'étude	26
Références	29
Annexes	

I. CONTEXTE

Développement de nouvelles méthodes de diagnose

Les recherches menées au sein du Laboratoire Chrono-Environnement visent à développer, valider et appliquer des outils pertinents de caractérisation de l'état fonctionnel des lacs et de leur vulnérabilité face aux changements environnementaux. Ainsi, une démarche doublement novatrice est proposée pour la diagnose fonctionnelle des systèmes lacustres.

La première particularité est de rechercher les descripteurs fonctionnels au sein du compartiment benthique (caractéristiques chimiques et biologiques) alors que la plupart des recherches sur le fonctionnement lacustre concernent le seul compartiment pélagique dont les caractéristiques chimiques (nutriments) et biologiques (zooplancton, phytoplancton) sont interprétées en terme de niveau trophique lacustre (Carlson 1977, Vollenweider et Kerkes 1982, Davies et al. 2010). Les recherches menées sur les macroinvertébrés benthiques actuels ont déjà permis de proposer de nouveaux outils d'évaluation de l'efficacité fonctionnelle des lacs c'est-à-dire d'évaluer la capacité des systèmes à assimiler et transférer aux consommateurs la matière organique disponible qu'elle soit d'origine autochtone (ensemble des productions primaires benthiques et pélagiques) ou allochtone (apports du bassin versant). Ces outils (Indice Biologique Lacustre, Verneaux et al. 2004) permettent de définir l'état de fonctionnalité des lacs actuels (de eufonctionnels à dysfonctionnels) en relation avec l'importance des activités hétérotrophes au sein des réseaux trophiques (lacs pauvres en C organique/ lacs en excès de C organique). De nombreux lacs présentent cependant des activités hétérotrophes importantes de manière intrinsèque (type fonctionnel à péritrophie dominante, Verneaux et Aleya 1998) et, en l'absence de données instrumentées anciennes (période de pré-perturbation) il reste particulièrement difficile de quantifier le degré de dysfonctionnement lacustre (importance des excès carbonés) et donc de déterminer les impacts respectifs du type fonctionnel lacustre initial et des perturbations anthropiques. La disparition actuelle de systèmes lacustres non anthropisés, envisagés comme systèmes de référence, invalide la démarche typologique (recherche de lacs références pour les différents types lacustres) pourtant envisagée dans le cadre de la Directive Cadre Européenne (Herlihy et al., 2008). Dans ce contexte, la détermination d'un état fonctionnel de référence ne peut être recherchée que pour des périodes antérieures aux perturbations.

Ainsi la seconde particularité des recherches développées au laboratoire Chrono-Environnement est l'application des outils de diagnostics fonctionnels développés sur les lacs actuels dans une approche paléo-limnologique à partir de carottes sédimentaires couvrant au moins les trois derniers siècles. L'analyse des macro-restes des communautés de macroinvertébrés benthiques conservés dans les sédiments anciens (capsules céphaliques des Diptères Chironomidae) permet de prolonger rétrospectivement les données d'observation actuelles et de définir un état fonctionnel pré-perturbation spécifique à chaque lac (Millet et al. 2010, Frossard et al. 2013). Cette approche novatrice a déjà été appliquée à une dizaine de lacs (thèse Frossard V., programme ZABR lacs d'altitudes, ANR IPER-RETRO 2008-2012). Elle a permis de définir une période de bascule (tipping point, Scheffer et al., 2009 ; Carpenter et al., 2011 ; Dakos et al., 2012) entre un fonctionnement initial stable et l'apparition de changements fonctionnels brusques dont la date exacte varie mais qui se produit souvent au cours des derniers siècles.

Nous proposons donc de développer cette approche de type « retro-observatoire » qui exploite les potentialités des accumulations sédimentaires et des indices qu'elles contiennent pour la reconstitution d'un état de référence et d'une trajectoire écologique.

Gérardmer, Longemer, Retournemer : lacs perturbés sous contraintes ?

La synthèse des résultats obtenus lors des dernières campagnes de mesures physico-chimiques ponctuelles menées en 2002, 2004, 2006 et 2008 met en évidence une situation contrastée et apparemment paradoxale : le lac de Retournemer pourtant caractérisé a priori par l'environnement le plus préservé montre un état écologique très dégradé (Lausecker, 2009). Les relevés physico-chimiques témoignent en effet de la mise en place rapide d'une désoxygénation sévère des eaux profondes pendant les périodes de stratification estivales et hivernales, signes apparents d'un profond dysfonctionnement trophique (accumulation de matière organique allochtone ou autochtone non transférée). Les résultats d'un IBL réalisé par le Laboratoire Chrono-Environnement sur le lac de Retournemer en 2013 viennent confirmer cette hypothèse initiale. Le lac de Retournemer est classé comme mésobiotique dysfonctionnel (Verneaux et al., 2004) ;

Le bilan des mesures physico-chimiques ponctuelles de 2002 et 2004 sur les lacs de Longemer et Gérardmer montre une situation moins préoccupante pour ces deux lacs. S'ils sont caractérisés par une distribution clinograde de l'oxygène, l'hypoxie de l'hypolimnion est moins prononcée que Retournemer avec des valeurs minimales de [O₂] comprises entre 5 et 6 mg.l⁻¹ en fin de stratification estivale (Lausecker, 2009). Cependant, alors qu'aucune différence significative n'a été constatée pour le lac de Gérardmer, la comparaison des mesures acquises en 2002 sur le lac de Longemer avec celles de 1976 suggère une diminution de plus de 1 mg.l⁻¹ entre les deux campagnes interprétée comme la possible conséquence d'une augmentation des processus de dégradation de la matière organique (allochthone ou autochtone) dans la zone aphotique.

II. OBJECTIFS GENERAUX

Ce projet a pour objectif de participer à la définition de l'état écologique et chimique de trois masses d'eau -les lacs de Gérardmer, Longemer et Retournemer- par le protocole IBL (Verneaux et al. 2004), des suivis physico-chimiques de la colonne d'eau et du sédiment et enfin l'application d'une approche complémentaire de type paleolimnologique. Au-delà du simple état des lieux, il s'agit d'identifier les dysfonctionnements écologiques éventuels et leurs causes probables. Cette étude ambitionne donc de fournir des éléments d'aide à la décision pour les gestionnaires, plus particulièrement dans le cadre de l'élaboration et du suivi de plan de gestion des lacs et de leur bassin-versant pour l'atteinte et/ou le maintien de leur bon état écologique.

Les opérationnels de cette étude sont :

- 1- Affiner et compléter la diagnose de l'état actuel des trois lacs par d'une part des mesures physico-chimiques et d'autres part la mise en œuvre du protocole IBL (Verneaux 2004) sur les lacs de Gérardmer et de Longemer.
- 2- Evaluer un état fonctionnel pré-perturbation spécifique à chaque lac par l'étude des archives sédimentaires.
- 3- Reconstituer la trajectoire fonctionnelle des lacs entre cet état pré-perturbation défini comme « état de référence » et la situation actuelle. Il s'agit d'analyser conjointement les descripteurs d'état fonctionnel et les facteurs potentiels de perturbation. Dans une première approche, les apports exogènes en nutriments et en matières organiques seront considérés comme les principaux facteurs de perturbation de l'état écologiques des trois lacs. Cette hypothèse de travail n'exclut cependant pas l'influence d'autres facteurs.

III. METHODES

III.1- L'Indice Biologique Lacustre

III.1a Principe

L'IBL est un indice biocénétique proposé pour évaluer la qualité biologique globale des écosystèmes lacustres (Verneaux et al, 2004).

Basé sur une étude des macroinvertébrés peuplant les substrats meubles l'indice permet de proposer des conclusions relatives (figure 1)

- au potentiel biogène des lacs, en relation avec la minéralisation des eaux
- à la qualité du fonctionnement de l'écosystème, c'est-à-dire la capacité du lac à transférer la matière organique (autochtone et/ou allochtone) au sein du réseau de consommateurs de manière plus ou moins efficiente par rapport à un modèle théorique de transfert optimal dépendant du type lacustre.

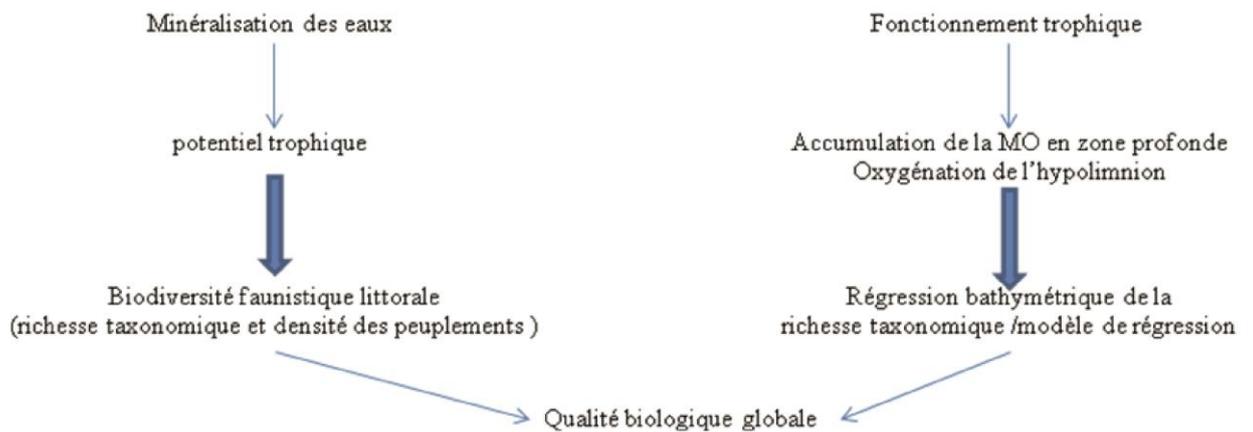


Figure 1. Principes d'interprétation de l'indice biologique lacustre

III.1.b Protocole d'échantillonnage

Les substrats minéraux meubles sont échantillonnés en zone littorale (-2m) et profonde (2/3 de la profondeur maximale) à l'aide d'une benne Eckman (surface d'échantillonnage de 215 cm²). Sur les deux isobathes, le nombre d'échantillons est proportionnel à la longueur de chaque isobathe :

Le nombre d'échantillons littoraux (nl) est donné par la formule $nl = 4 * Ln (10Ll+1)$ avec Ll longueur (Km) de l'isobathe à 2m.

Le nombre échantillons profonds (nf) est donné par la formule $nf = 2.5 * Ln (10Lf+1)$ avec Lf longueur (Km) de l'isobathe à 2/3 de la profondeur maximale.

Un échantillon correspond au contenu de deux bennes Ekman. Après filtration sur le terrain dans un filet à 250 µm de vide de maille, chaque échantillon est conditionné avec du formaldéhyde à 10%.

Au laboratoire l'ensemble des macroinvertébrés présents dans les échantillons est extrait sous loupe binoculaire (X 40) puis identifié selon les limites taxonomiques précisées dans la méthode IBL (Verneaux et al., 2004).

III.1.c Calcul de l'IBL

Les descripteurs biocénotiques nécessaires au calcul de l'Indice Biologique lacustre sont :

- Richesse taxonomique littorale : vl
- Richesse taxonomique profonde : vf
- Densité du peuplement littoral : dl (ind.m⁻²)
- Qualité du peuplement littoral : ql = degré de sténoécie (tableau 3) du taxon le plus sténoèce présent dans au moins 50% des échantillons littoraux. $0 \leq ql \leq 1$
- Coefficient de correction de la régression faunistique : $k = (0.033 * vl) + 1$
- Régression faunistique : $df = (k * vf) / vl$, $0 \leq df \leq 1$

Tableau 1. Tableau de détermination de ql.

ql	Taxons repères (occ ≥ 50% nl)
1.0	<i>Ephemera</i> - <i>Paratendipes</i> - <i>Heterotrissocladius</i> –chaque genre de Plécoptères
0.9	Chaque genre de Trichoptères et Ephéméroptères exceptés <i>Ephemera</i> et <i>Caenis</i>
0.8	Chaque genre de Diamesinae et Orthocladiinae exceptés <i>Cricotopus</i> (<i>lato sensu</i>) et <i>Heterotrissocladius</i> , chaque genre de Tanytarsini exceptés <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> et <i>Tanytarsus</i>
0.7	Chaque genre de Tanypodinae exceptés <i>Procladius</i> et <i>Tanypus</i> , chaque genre de Chironomini exceptés <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>Tanypus</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> , <i>Cricotopus</i> (<i>lato sensu</i>)
0.4	<i>Chironomus</i> , <i>Procladius</i>
0.3	Oligochètes excepté les Tubificidae
0.2	<i>Chaoborus</i> - Tubificidae sans soies capillaires
0.1	Tubificidae avec soies capillaires, Nématodes

Les différents descripteurs permettent le calcul de deux sous-indices et de l'IBL résultant :

- Sous-indice biogénique littoral : $B_l = \text{RACINE}(vl) * \text{LN}(dl)$
- Sous-indice de déficit faunistique : $D_f = \text{RACINE}(k * vf / vl) * ql$; $0 \leq D_f \leq 1$ La valeur de D_f est d'autant plus élevée
 - que la perte de taxons entre -2m et la zone profonde (df) est conforme à la perte prédite par le modèle de régression faunistique dépendant de la valeur de vl .
 - que le degré de sténoécie (ql) des taxons littoraux est élevé (tableau 1).

III.2- Mesures physico-chimiques dans la colonne d'eau

Les IBL sont complétés pour chacun des lacs par une caractérisation des conditions physico-chimiques des masses d'eau. 3 profils ont été réalisés le long de la colonne d'eau : un premier lors du brassage printanier, un second en milieu de stratification estivale, et un troisième en fin de stratification estivale. La température, l'oxygène dissous (concentration et % saturation), la conductivité, le pH, le potentiel redox et la Chl-a ont été mesurés à l'aide d'une sonde

multiparamètres EXO1 (YSI). Afin de faciliter les comparaisons avec les données antérieures, ces mesures seront réalisées aux mêmes points que les campagnes des années précédentes (2002, 2004, 2006 et 2008).

Ces mesures ont été complétées par des analyses chimiques (anions, cations) réalisées aux mêmes périodes sur un échantillon intégré de la colonne d'eau. Les échantillons d'eau sont prélevés grâce à une bouteille aux profondeurs souhaitées: un échantillon à la surface puis tous les 5 mètres jusqu'à la profondeur maximale. Les analyses ioniques sont ensuite effectuées sur quatre profondeurs et un échantillon intégré pour chaque lac (mélange de 10mL de chaque échantillon prélevé). L'analyse des cations est ensuite réalisée par ICP optique et le dosage des anions par chromatographie ionique.

III.3- Mise en œuvre d'une étude paléolimnologique sur les trois lacs

III.3.a Carottage et Chronologie

Les carottes de sédiments ont été prélevées lors de la campagne de 2013 à l'aide d'un carottier gravitaire Uwitec au point de plus grande profondeur des 3 lacs. Ce type de carottier permet d'extraire une colonne sédimentaire non perturbée jusqu'à l'interface eau-sédiment. Une série de mesures non-destructives (core logging) des caractéristiques physiques et chimiques des sédiments a été réalisée (Susceptibilité magnétique, spectrophométrie, XrF core scanner). Ces analyses à haute résolution (tous les 5 mm le long des carottes) permettent d'intercorrélérer stratigraphiquement de nouvelles carottes si la quantité de matériel pour les analyses destructives s'avère insuffisante.

La détermination de l'âge de chacun des niveaux de sédiment étudié s'appuie un modèle âge/profondeur construit à partir de la combinaison de datations radiocarbone et de l'analyse des radio-éléments principaux ^{137}Cs et ^{210}Pb .

Pour les datations radiocarbone, les échantillons ont été envoyés et analysés au *Poznan Radiocarbon Laboratory* (<http://www.radiocarbon.pl/>). L'analyse des radio-éléments ^{137}Cs et ^{210}Pb le long des trois carottes a été réalisée au laboratoire Chrono-Environnement dans l'Unité Technique mesures radionucléides (<http://chrono-environnement.univ-fcomte.fr/spip.php?article1590>).

III.3.b Assemblages fossiles de Chironomidae

Les Chironomidae sont une famille d'insectes de l'ordre des Diptères. Les peuplements larvaires de Chironomidae constituent le plus souvent la composante majeure en diversité et en densité du macro-benthos de la zone profonde des lacs. Les nombreuses espèces de Chironomidae présentent des exigences et des sensibilités différentes vis-à-vis des conditions mésologiques et de leurs variations. La composition des communautés de Chironomidae dans la zone profonde dépend des conditions à l'interface eaux/sédiment et principalement des conditions d'oxygénation et de la quantité et de la nature de la ressource alimentaire (matière organique). Les communautés larvaires de Chironomidae constituent donc des descripteurs pertinents du fonctionnement trophique des systèmes lacustres.

Les Chironomidae présentent également la particularité de laisser des restes subfossiles qui se conservent dans les sédiments. En effet, le développement larvaire des Chironomidae passe par quatre stades ponctués par la production d'exuvies dont la capsule céphalique, bien chitinisée, ne subit pas de dégradation et se conserve intacte dans les dépôts sédimentaires. Après extraction et identification (le plus souvent au niveau générique) de ces restes subfossiles, la composition des communautés anciennes et leur évolution au cours du temps peuvent être reconstituées et interprétées en termes de changement de fonctionnement écologique du lac d'après l'écologie connue des différents taxa (ex Millet et al., 2010).

Sur chacune des carottes, les assemblages subfossiles de Chironomidae ont été analysés dans 35 échantillons à Gérardmer, 49 échantillons à Longemer et 15 échantillons à Retournermer.

Le traitement et l'analyse des échantillons ont été réalisés au laboratoire Chrono-Environnement. Le sédiment est d'abord éventuellement décarbonaté par une solution d'HCl à 10 % puis la matière organique est en partie éliminée par passage dans une solution de KOH à 10 %. Les sédiments sont ensuite tamisés à 100 et 200 µm. Les refus de tamis sont triés sous loupe binoculaire (40X). Chaque capsule céphalique de Chironomidae est montée entre lame et lamelle et déterminée au microscope. L'identification des restes subfossiles est menée jusqu'au niveau générique à l'aide de la clé de Brooks et al. (2007).

III.3.c Matière organique

L'objectif est d'une part de déterminer les quantités de matières organiques accumulées dans le sédiment (% et taux d'accumulation) et d'autre part de déterminer l'origine allochtone et/ou autochtone de ces apports organiques dans le sédiment.

La matière organique sédimentaire a été évaluée qualitativement et quantitativement dans 35 échantillons à Gérardmer, 49 échantillons à Longemer et 16 échantillons à Retournermer par l'analyse des pourcentages de carbone organique total (% COT) et d'azote Kjeldahl (%Nk) et la détermination des rapports C/N.

Les échantillons sont séchés 4 heures à 105°C puis broyés. Les analyses sont réalisées à partir de 100 mg de sédiment grâce à un analyseur CNS Variomax (Elementar).

III.3.d Les assemblages subfossiles de diatomées

Grâce à leur exosquelette siliceux, les diatomées sont très bien conservées et retrouvées en abondance dans les sédiments lacustres. L'extraction et l'identification de ces restes dans les échantillons de sédiment permet de reconstituer la composition des communautés anciennes. Les diatomées ont été abondamment utilisées comme bio-indicateurs dans les écosystèmes lacustres et ce particulièrement pour les reconstitutions de l'état trophique (ex. Berthon et al. in press). Sur chacune des séquences sédimentaires, les assemblages de diatomées ont été analysés dans 15 échantillons à Gérardmer et Longemer. Compte tenu de la faible profondeur du lac et de la prépondérance des apports organique allochtones sur le fonctionnement trophique du lac, les assemblages de diatomées n'ont pas été analysés à Retournermer.

IV. RESULTATS ET INTERPRETATIONS

IV.1- Diagnostique limnologique

IV.1.a- Caractéristiques physico-chimiques des eaux

Les profils bathymétriques (T^{re} , pH, Λ , O_2 , chl a) et les analyses ioniques ont été obtenus en octobre 2013 puis avril, juin et septembre 2014, à la verticale de la profondeur maximale de chaque lac.

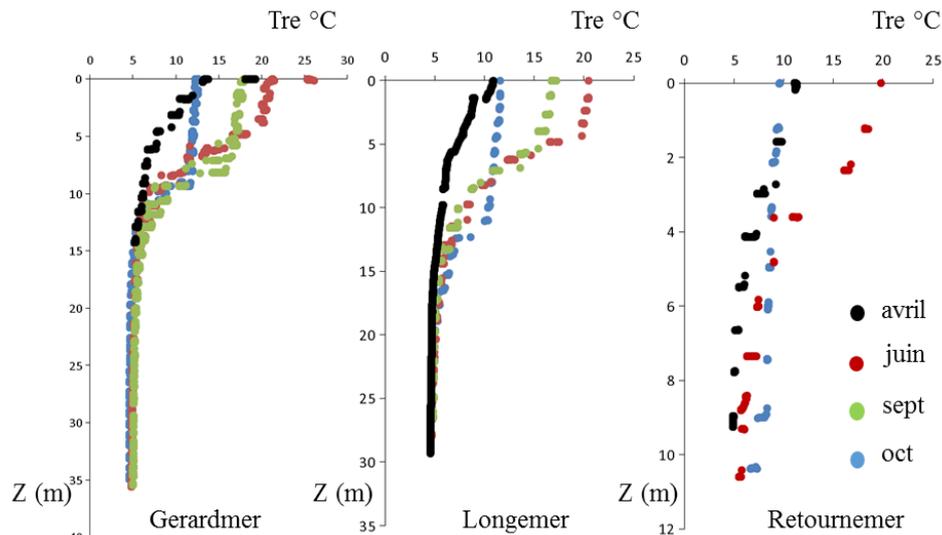


Figure 2. Profils bathymétrique de la température des eaux des 3 lacs.

Les trois lacs présentent des profils thermiques similaires (figure 2), caractéristiques de lacs dimictiques de second ordre thermique.

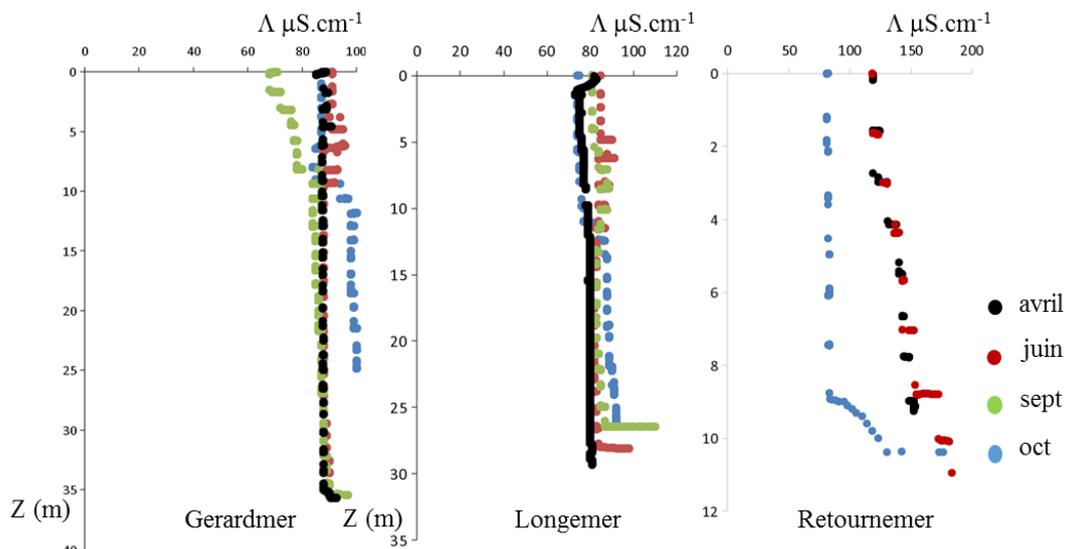


Figure 3. Profils bathymétriques de la conductivité des eaux des trois lacs

Les eaux des lacs de Gérardmer et Longemer sont faiblement minéralisées (conductivité $< 100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, figure 3) en correspondance avec la nature géologique de leur bassin versant (granites et gneiss). Pour le lac de Retournemer, des gneiss à grauwackes contenant une grande variété de minéraux dont des matières carbonatées, lui confèrent une conductivité modérée dépassant $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et des concentrations en Ca et Mg légèrement supérieures à celles des deux autres lacs (figure 5).

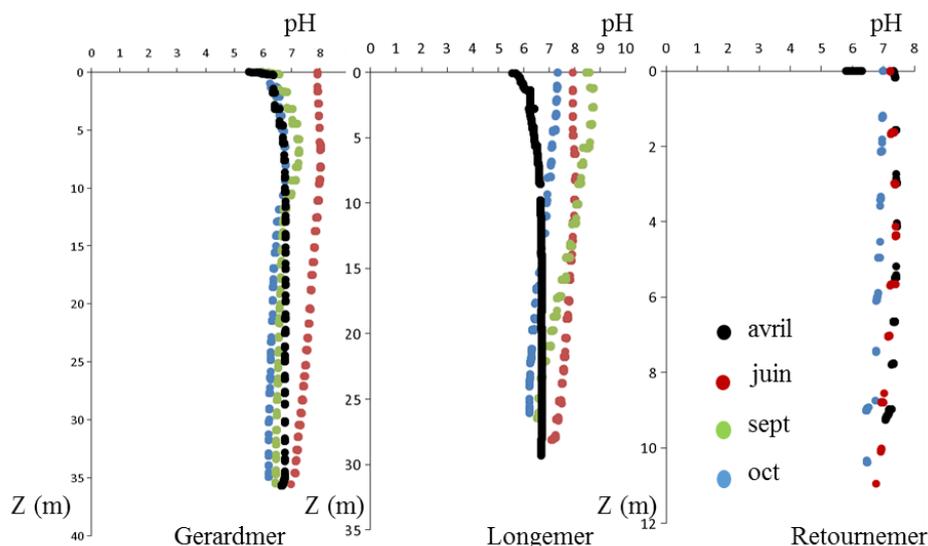


Figure 4. Profils bathymétrique du pH des eaux des 3 lacs.

Les eaux très pauvres en alcalino-terreux des lacs de Gérardmer et Longemer (calcium et magnésium, figure 5) ont un faible pouvoir tampon qui explique une importante variabilité des pH (de 5,5 à 8,5-9) en fonction des activités biologiques (figure 4). Dans le lac de Retournermer, plus riche en calcium, cette variabilité est moindre.

Dans les trois lacs les minéraux dissous dominants sont les chlorures et le sodium dont une partie peut provenir des fondants routiers (figure 5). Alors qu'entre 1976 et 2004 les concentrations en sodium avaient augmentées de 2 à 2,5 fois dans les lacs de Gérardmer et Longemer (Lauseker, 2009), on note entre 2004 et 2014 une tendance à la stabilisation des concentrations en sodium (Longemer : 11 à 10,4 mg.l-1, Gérardmer : 12 à 14 mg.l-1) et des concentrations en chlorures (Gérardmer : 21 à 19 mg.l-1, Longemer 21,5 à 18 mg.l-1).

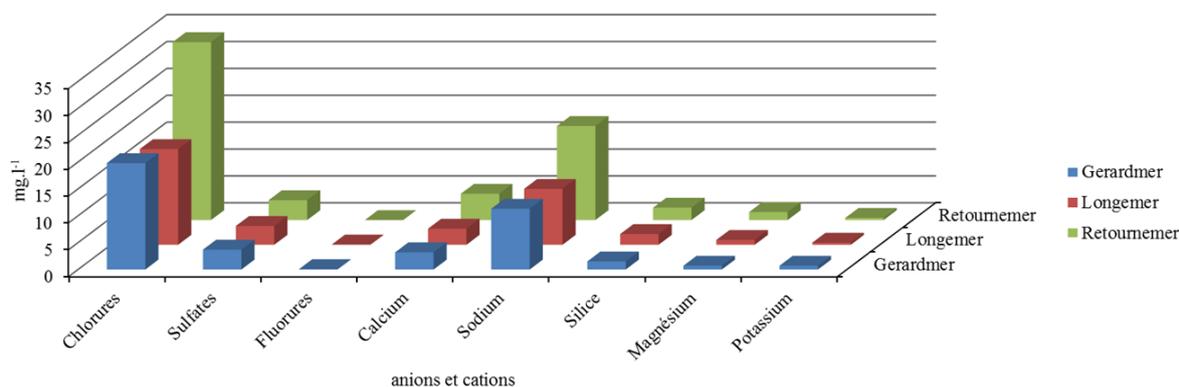


Figure 5. Concentrations des différents ions dissous dans les trois lacs (analyses sur échantillon intégré de juin 2014)

Les valeurs de concentrations en nitrates, anormalement élevées, n'ont pas été validées.

Pour le phosphore, quelles que soient les dates de prélèvement, les concentrations à toutes les profondeurs et sur échantillon intégré dans les trois lacs sont inférieures à la limite de quantification de $9,23 \mu\text{g.l}^{-1}$ (annexe 1). Sur la base de ce paramètre les trois lacs sont qualifiés d'oligotrophes.

En revanche les profils de Chlorophylle a (figure 6) montrent un niveau trophique oligo-mésotrophe à Gérardmer, méso-eutrophe à Retournemer et eutrophe à Longemer.

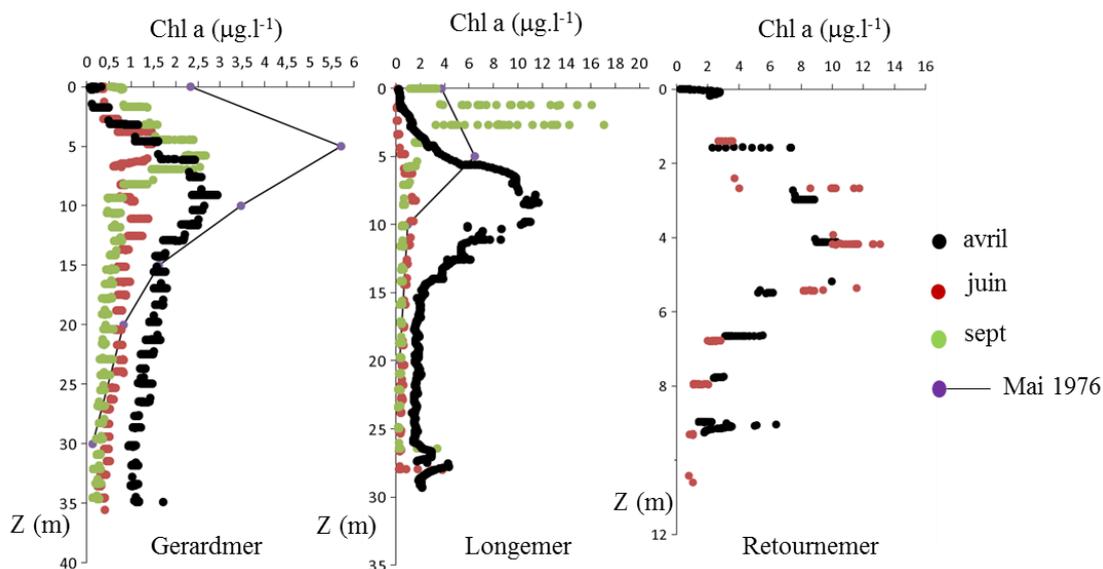


Figure 6. Profils bathymétriques de la concentration en Chlorophylle a dans les trois lacs.

Si les niveaux trophiques des lacs de Gérardmer et Retournemer, définis en 2014 à partir des concentrations maximales en Chl a, semblent en cohérence avec la minéralisation de leurs eaux, en revanche l'eutrophie du lac de Longemer ne peut résulter que d'un excès de nutriments, en particulier d'un excès d'azote. Dans le lac de Longemer, l'augmentation des concentrations printanières en Chl a est notable par rapport à l'année 1976 avec un doublement de la concentration maximale. A l'inverse, dans le lac de Gérardmer, les mesures de diminution des apports anthropiques de nutriments prises après 1976 ont eu un impact positif sur la diminution de la production primaire printanière. Dans ce lac on observe également une meilleure oxygénation de l'hypolimnion (figure 7 et 8) en fin de période de stratification estivale (octobre 2013/octobre 1976) excepté au niveau de la zone de profondeur maximale où les eaux demeurent très hypoxiques ($O_2 \text{ min} = 1.16 \text{ mg.l}^{-1}$, %sat < 10%)

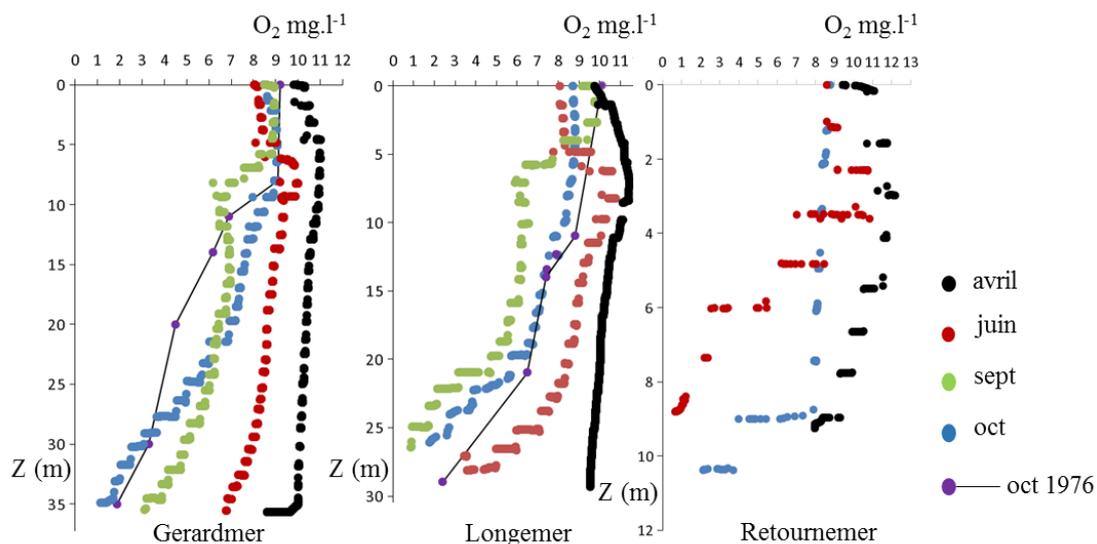


Figure 7. Profils bathymétriques de la concentration en oxygène dissous dans les trois lacs.

En revanche l'excès de production primaire dans le lac de Longemer provoque une aggravation des hypoxies de l'hypolimnion en fin de stratification estivale par rapport à 1976 (figure 7). Les hypoxies sont particulièrement importantes avec des valeurs minimales inférieures à 1 mg.l⁻¹ et 3% de saturation (figures 7 et 8).

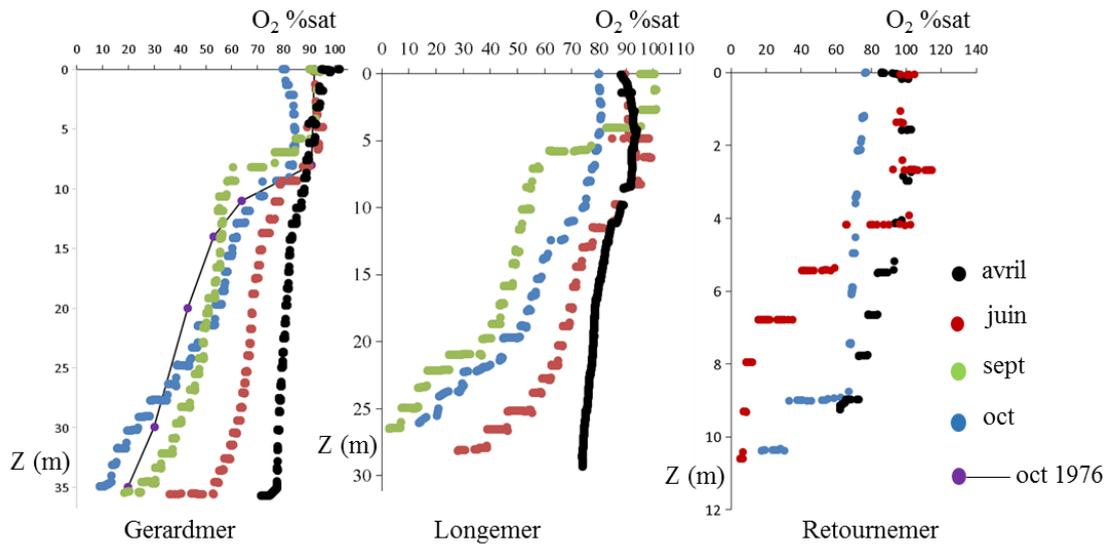


Figure 8. Profils bathymétriques du pourcentage de saturation en oxygène dissous dans les trois lacs.

Dans le lac de Retournemer de sévères hypoxies s'établissent dans l'hypolimnion dès le début de la stratification estivale (juin) avec des valeurs minimales très faibles de concentration en oxygène (< 1 mg.l⁻¹) et de pourcentage de saturation (5% sat).

Parmi les 17 éléments traces métalliques recherchés (annexe 2), 5 éléments ont été détectés au-delà des seuils de quantification dans les échantillons intégrés (figure 9).

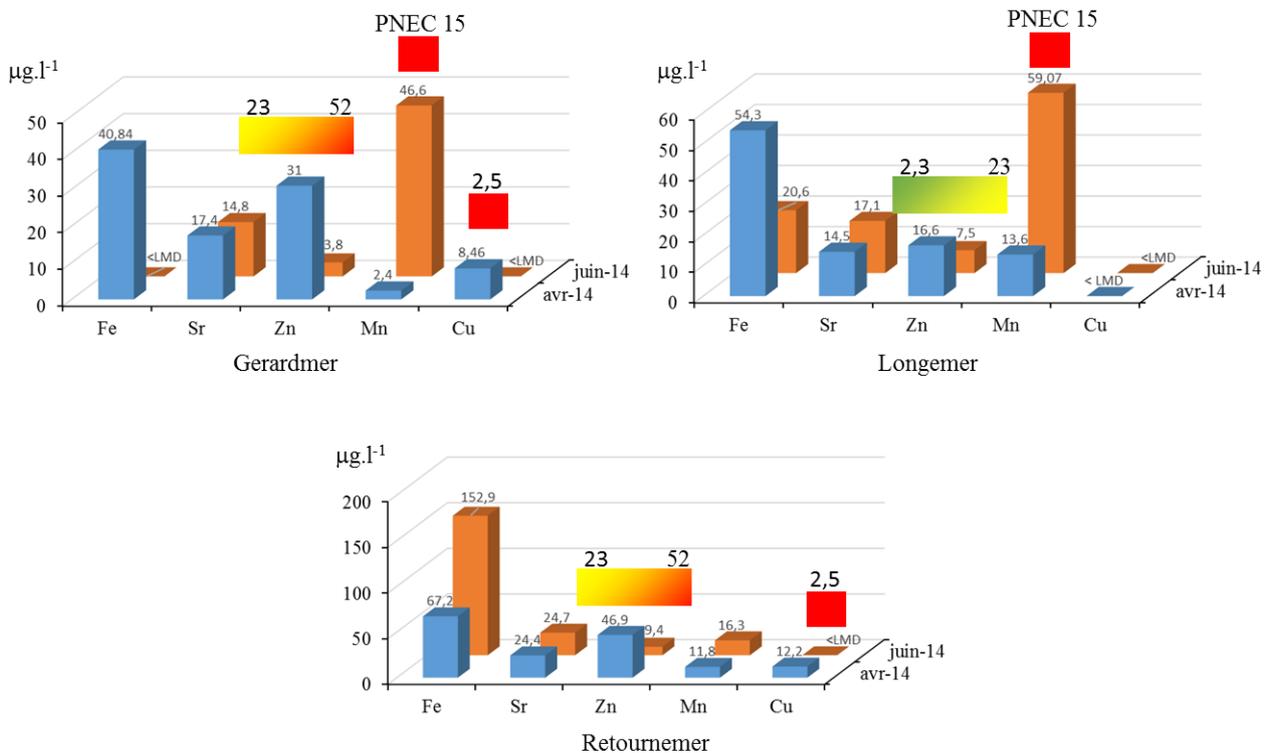


Figure 9. Concentrations en éléments traces métalliques quantifiés dans les échantillons intégrés des trois lacs, et classes de qualité des lacs pour les éléments déclassant relativement à l'aptitude biologique (seuils SEQ eau et PNEC).

Les concentrations de certains éléments métalliques, Cuivre (Cu), Zinc (Zn) et Manganèse (Mn), sont susceptibles d'être limitant pour les organismes aquatiques (figure 8) d'après les valeurs seuil proposées par le SEQ eau pour le cuivre et le zinc et selon les propositions de PNEC (plus forte concentration sans effets sur les organismes, Bisson et al. 2012) pour le manganèse.

Le lac de Gérardmer est celui qui est potentiellement le plus impacté par les éléments traces métalliques, avec une concentration en cuivre 4 fois supérieure à la valeur seuil de la classe rouge, une concentration en Zn le positionnant entre les classes jaune et rouge (figure 9) et une concentration en Mn mesurée au mois de juin d'environ 3 fois la PNEC eaux douces (15 µg.l-1), avec des effets probables sur les organismes aquatiques de l'ensemble du réseau trophique (Bisson et al., op cit).

Le lac de Retournemer présente les mêmes caractéristiques que Gérardmer pour le cuivre et le zinc mais des concentrations en manganèse non préoccupantes.

Le lac de Longemer, en situation similaire à celle de Gérardmer pour le manganèse, présente des valeurs un peu moins importantes mais néanmoins déclassantes pour le Zn, et des concentrations non déclassantes pour le Cu.

IV.1.b- Les peuplements de macro-invertébrés benthiques

Les peuplements macro-invertébrés benthiques ont été échantillonnés au printemps 2014 selon le protocole de l'Indice Biologique Lacustre (annexe 3, cartes bathymétriques). Les listes faunistiques obtenues (annexe 4) permettent de calculer les descripteurs et sous indices nécessaires à l'établissement de l'Indice Biologique Lacustre (tableau 2) et de positionner les lacs dans le graphique d'aide à l'interprétation (figure 10).

Tableau 2. Descripteurs, sous-indices et indices IBL obtenus dans les trois lacs en 2014.

Descripteurs et indices	Gerardmer	Longemer	Retournemer
vl : richesse taxonomique littorale	51	54	34
dl : densité littorale (ind.m ⁻²)	4280	3249	1534
vf : richesse taxonomique profonde	6	10	6
k : facteur de correction déficit faunistique	2,68	2,78	2,12
ql : sténoécie faune littorale (taxon indicateur)/1	0,7	0,7	0,7
df : modèle de perte taxonomique/1	0,32	0,51	0,37
Bl : indice biologique littorale (amplitude 20-85, environ 30 IBL)	59,7	59,4	42,8
Df : indice déficit faunistique/1	0,4	0,5	0,4
IBL : indice biologique lacustre/20	12,1	13,7	10,7

L'indice Biologique Lacustre représente une capacité biogénique globale des lacs, résultant d'un potentiel trophique (sous-indice Bl) et d'une efficacité fonctionnelle (sous-indice Df). Les lacs de Longemer et Gérardmer avec des indices IBL respectivement de 13,7/20 et 12,1/20 présentent une capacité biogénique moyenne. Le lac de Retournemer est quant à lui de capacité biogénique médiocre (IBL = 10,7/20). Ces différences de capacités biogéniques résultent essentiellement de différences de potentiels trophiques (sous-indices Bl), plus faible dans le lac de Retournemer. En revanche il y a peu de différence fonctionnelle entre les trois lacs qui se caractérisent par une faible efficacité fonctionnelle (sous-indice Df < 0,8).

Potentiels trophiques des trois lacs

Avec des sous indices biogéniques littoraux (BI) proches de 60 les lacs de Gérardmer et Longemer présentent une forte production de consommateurs en zone littorale (tant en richesse taxonomique qu'en densité) et sont qualifiés de polybiotiques (figure 10).

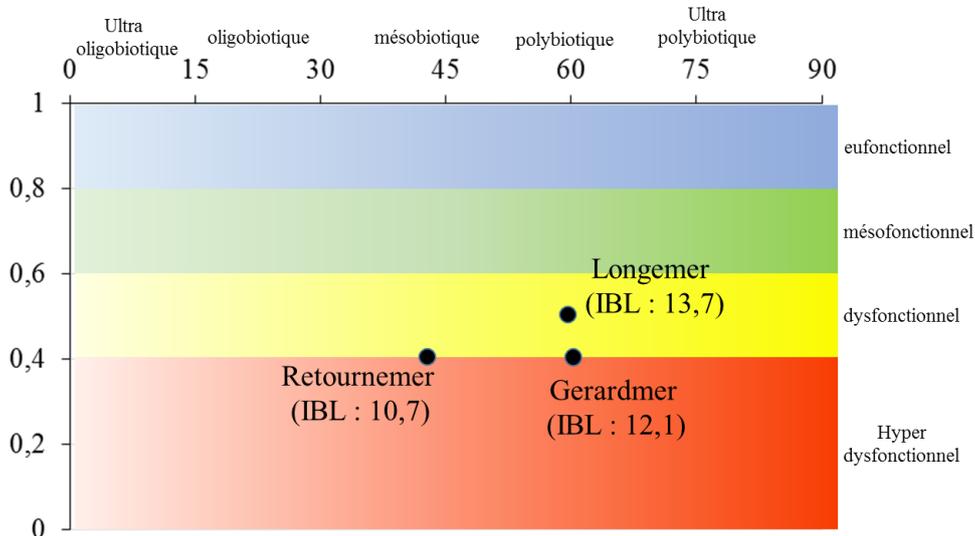


Figure 10. Positionnement des trois lacs selon les valeurs des sous-indices BI et Df obtenus en 2014.

Il existe, pour les lacs ne présentant aucune perturbation en zone littorale (indice de qualité faunistique littorale $ql \geq 9$) une corrélation significative entre BI et la minéralisation des eaux exprimée par la conductivité spécifique (figure 11). Les lacs de Gérardmer et Longemer présentent une production de consommateurs littoraux bien supérieure à celle attendue selon la minéralisation de leurs eaux, c'est-à-dire selon le potentiel trophique induit par le socle géologique de leur bassin versant.

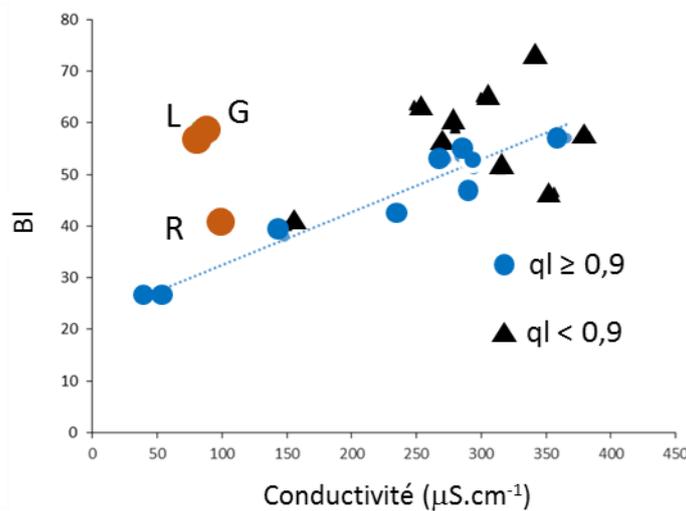


Figure 11. Corrélation entre les valeurs de BI et la conductivité des eaux pour des lacs non perturbés en zone littorale (ronds bleus, R Pearson = 0,96, $p < 0,01$), positionnement de lacs présentant une perturbation en zone littorale (triangles noirs) et des trois lacs étudiés. L : Longemer, G : Gérardmer, R : Retournemer.

Deux hypothèses, non exclusives, peuvent être proposées afin d'expliquer cette discordance entre la conductivité et les sous-indices BI des lacs de Gérardmer et Longemer :

- les consommateurs littoraux se développent sur de la matière organique allochtone apportée en forte quantité par les bassins-versants des deux lacs,
- les consommateurs littoraux se développent à partir d'une forte production primaire littorale induite par des apports importants de nutriments (en particulier d'azote, les concentrations en phosphore étant assez faibles).

Le lac de Retournemer apparaît moins biogène en zone littorale et est qualifié de mésobiotique (figure 9). La valeur du sous-indice BI du lac de Retournemer est peu éloignée de la valeur attendue selon la minéralisation des eaux (figure 11).

Efficiences trophiques des trois lacs et dysfonctionnements

Les trois lacs sont qualifiés de dysfonctionnels d'après les valeurs de leur sous-indice Df (figure 10). Dans les trois lacs le dysfonctionnement se traduit

- par l'absence et/ou la faible fréquence, dès la zone littorale, des taxons macrobenthiques les plus sensibles aux perturbations ($q_1 = 0,7$ dans les trois lacs),
- par une perte de richesse taxonomique entre la zone littorale et la zone profonde bien supérieure à la perte taxonomique attendue selon le modèle de régression faunistique proposé dans l'IBL ($df < 1$).

Dans le lac de Longemer, ces deux signes de dysfonctionnement résultent probablement d'un excès de production primaire déjà souligné par les analyses des concentrations pélagiques en chl a. Ces excès provoquent une diminution de l'efficacité trophique (augmentation des restes non consommés), une augmentation de la sédimentation organique et des activités de dégradation consommatrices d'oxygène induisant les hypoxies observées dans l'hypolimnion. En zone de profondeur maximale l'accentuation de l'hypoxie par rapport à 1976 (déjà soulignée par les analyses chimiques) a conduit à la disparition des oligochètes et provoqué l'apparition d'une « dead zone » (figure 12).

Même en zone littorale, les sédiments montrent alors des conditions contraignantes pour les consommateurs benthiques les plus sténoèces tout en permettant un développement important de taxons euryèces (densité littorale élevée) et les sédiments profonds deviennent très contraignants provoquant la perte de nombreux taxons (df faible de 0,5/1).

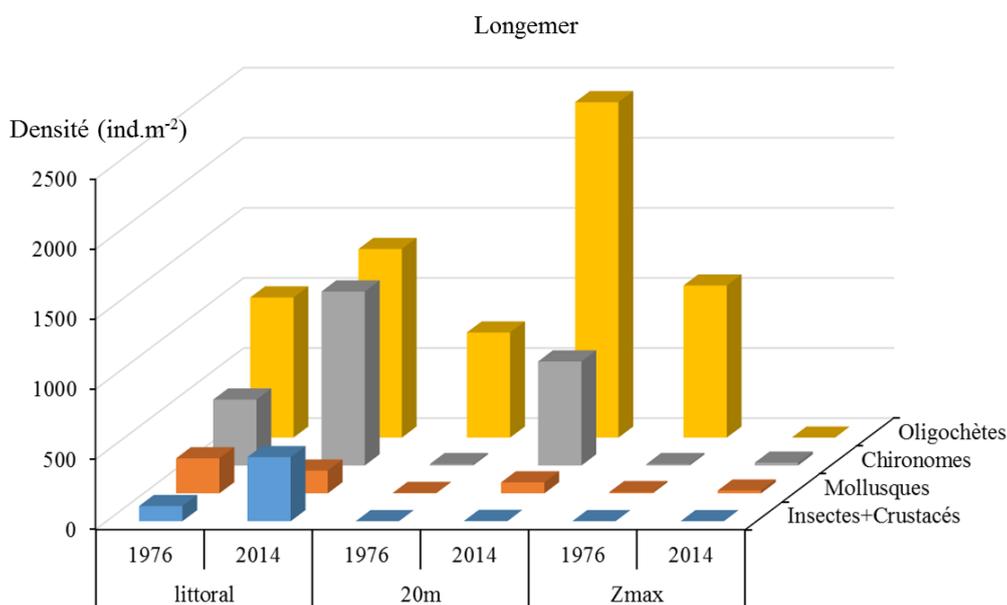


Figure 12. Composition des peuplements de macro-invertébrés benthiques du lac de Longemer à trois profondeurs en 1976 et 2014.

L'efficacité trophique peut également être impactée par les concentrations élevées en Zn et Mn mesurées en zone pélagiques et susceptibles de modifier les caractéristiques de certaines populations notamment zooplanctoniques. En effet des tests écotoxicologiques ont montré une NOEC (concentration maximale sans effet) du Mn sur *Daphnia pulex* très faible de 2 µg.l⁻¹ (Bisson et al., 2012).

Dans le lac de Gérardmer, l'origine des dysfonctionnements observés semble moins évidente. La très faible efficacité trophique ($df = 0,32/1$) traduit une très forte contrainte des sédiments profonds (-20m) sur les macro-invertébrés benthiques. Or à cette profondeur les hypoxies modérées (valeurs minimales de 6 mg.l⁻¹, 50%sat) semblent insuffisantes pour induire la perte taxonomique observée. Il est plus probable que la situation décrite aujourd'hui constitue une étape dans une dynamique d'amélioration de l'efficacité trophique (hypoxies moins marquées à -20m en 2014 par rapport à 1976) dont les effets sur les zones profondes du lac seraient en cours. Cette hypothèse est étayée par une réapparition de certains taxons à -20m par rapport à 1976 (Chironomidae, Mollusques) alors que les peuplements de la zone de profondeur maximale restent inchangés et uniquement constitués d'Oligochètes (figure 13).

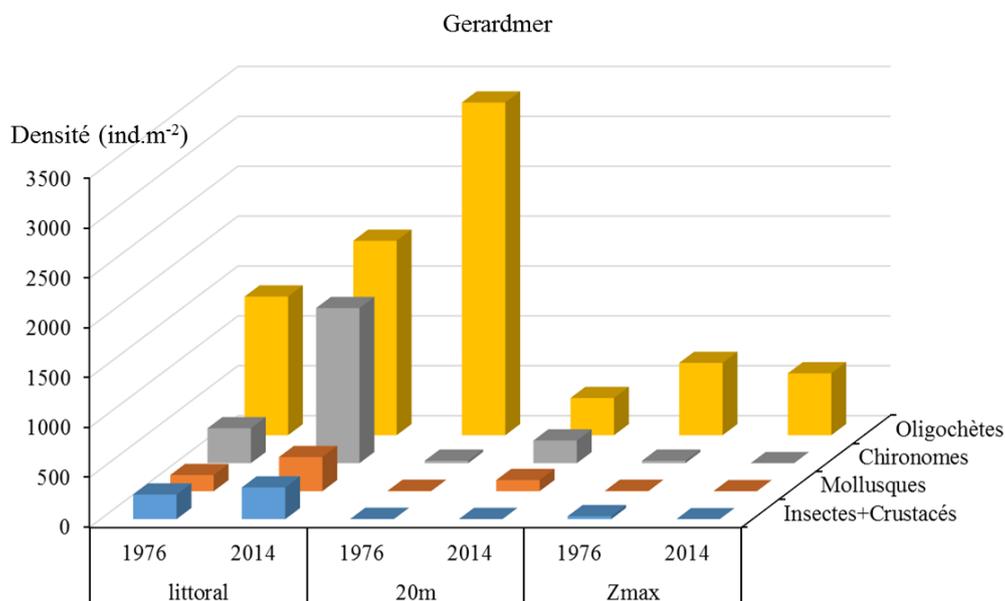


Figure 13. Composition des peuplements de macro-invertébrés benthiques du lac de Gérardmer à trois profondeurs en 1976 et 2014.

Le lac de Gérardmer est également le lac dont l'efficacité trophique peut être potentiellement la plus impactée par les éléments traces métalliques (Cuivre, Zinc et Manganèse). Une des conséquences possibles des éléments traces métalliques sur les populations zooplanctoniques serait la diminution de l'efficacité du broutage qui entraînerait alors une sédimentation accrue de phytoplancton non consommé vers le compartiment benthique, contrebalançant alors l'effet bénéfique d'une diminution de la production primaire pélagique sur la sédimentation organique.

Dans le lac de Retournemer le dysfonctionnement trophique, de même amplitude que dans le lac de Gérardmer est lié aux très fortes hypoxies observées dès le mois de juin. La faible efficacité trophique serait d'avantage liée à la nature de la matière organique, probablement à dominance allochtone, qu'à un excès de production primaire (cf. physico-chimie du lac et figure 11). Cuivre et Zinc sont également potentiellement impliqués dans ce dysfonctionnement trophique.

Le diagnostic limnologique met en évidence les points suivants :

- **Les lacs de Gérardmer et Longemer sont POLYBIOTIQUES-DYSFUNCTIONNELS, caractérisés par un excès de matière organique par rapport aux capacités d'assimilation des consommateurs. Dans le lac de Longemer un excès de production primaire pélagique est confirmé par les analyses de chl a dû à un excès de nutriments (probablement d'azote). Dans le lac de Gérardmer l'excès de production primaire pélagique n'est pas confirmé par les analyses de chl a. Une diminution de cette production par rapport à 1976 et une amélioration des conditions d'oxygénation dans la zone 15-25m par rapport à l'année 1976 semblent indiquer que le dysfonctionnement actuel mis en évidence au niveau benthique peut pour partie résulter d'une inertie du compartiment benthique par rapport à des améliorations dans le compartiment pélagique.**
- **Le lac de Retourner est MESOBIOTIQUE-DYSFUNCTIONNEL, caractérisé par un excès de matière organique probablement d'origine allochtone (apports du BV).**
- **Les trois lacs montrent des concentrations en éléments traces métalliques pouvant avoir un impact négatif sur le fonctionnement trophique de ces systèmes. Si le zinc est probablement essentiellement d'origine anthropique en revanche les fortes concentrations en cuivre et manganèse peuvent provenir de la composition chimique des granites. Un certain dysfonctionnement « naturel » n'est pas à exclure et l'approche paléolimnologique peut utilement compléter l'analyse limnologique.**

IV.2- Diagnose paléolimnologique

IV.2.a- Chronologie et taux de sédimentation

Chronologie

Les résultats des datations radiocarbone des échantillons de Longemer, Gérardmer et Retournermer sont indiqués dans le tableau 3.

Lacs	Profondeur le long de la carotte de sédiment	Age non calibré (Before Present)	Intervalle de calibration (Années calendaires)
Longemer	51 cm	460 +/- 30	[1413 ; 1466]
	71 cm	945 +/- 30	[1025 ; 1156]
	103 cm	1670 +/- 40	[252 ; 530]
	151 cm	2170 +/- 30	[-360 ; -117]
Gérardmer	73 cm	1070 +/- 35	[894 ; 1022]
	98 cm	1535 +/- 30	[428 ; 492]
Retournermer	64 cm	240 +/- 30	[1526 ; 1950]
	70 cm	480 +/- 90	[1297 ; 1634]
	122 cm	145 +/- 25	[1668 ; 1950]

Pour les carottes de sédiments de Gérardmer et de Longemer, ces datations radiocarbone sont combinées à l'analyse des radionucléides pour produire un modèle d'âge d'après une interpolation linéaire entre les niveaux sédimentaires datés (Figure 14).

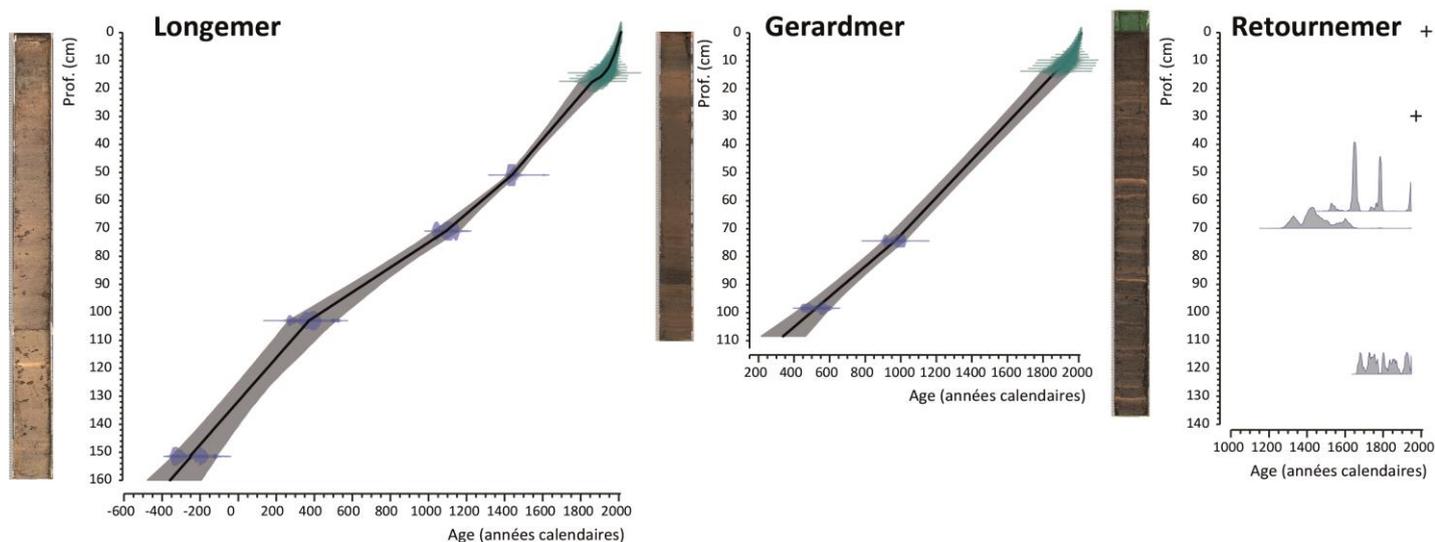


Figure 14. Modèle d'âge des carottes de sédiment de Longemer, Gérardmer et Retournermer.

A Longemer, la carotte de 160 cm de longueur documente les 2400 dernières années. A Gérardmer, les deux dates radiocarbone et l'analyse des radio-éléments indiquent que les 108 cm de carotte couvrent 1600 ans.

La datation des sédiments du lac de Retournermer a été plus problématique et les données recueillies n'ont pas permis la construction d'un modèle d'âge. En effet, l'analyse d'échantillons de macro-restes végétaux dans 3 niveaux sédimentaires différents donnent sensiblement le même âge (Figure

14 et tableau 3). De plus, la détection du pic d'activité en ^{137}Cs , correspondant au niveau contemporain de l'accident de Tchernobyl de 1986 reste incertain. En effet, l'activité en ^{137}Cs est maximum dans l'échantillon le plus profond analysé (à 30 cm de profondeur). Le pic d'activité de 1986 est donc potentiellement encore plus profond.

Taux de sédimentation

L'évolution chronologique du taux de sédimentation à Longemer est caractérisée par une augmentation brutale au cours du 20^{ème} siècle (Figure 15). Pendant 2300 ans (entre -400 et 1900), le taux de sédimentation reste stable entre 0.05 et 0.08 cm.an⁻¹. A partir du début du 20^{ème} siècle (ca 1910), il commence à augmenter lentement et, en 1950, il augmente brutalement pour atteindre une valeur maximum de 0.33 cm*an⁻¹ au début des années 2000, soit 4 à 5 fois plus qu'avant 1900. Enfin, les deux dernières valeurs (entre 2008 et 2013) suggèrent une diminution du taux de sédimentation (0.12 cm.an⁻¹ en 2013) qui reste néanmoins supérieur à celui déterminé pour la période antérieure aux années 1950.

L'enregistrement sédimentaire du lac de Gérardmer montre une histoire similaire (Figure 15). Avant 1900, comme à Longemer, le taux de sédimentation varie peu et est compris entre 0.05 et 0.08 cm.an⁻¹. Il augmente à partir de 1910 pour atteindre ensuite une valeur maximale dans les années 2000 (2006-2008). Cette valeur maximale (0.20 cm.an⁻¹) est 2 à 3 fois supérieure à celle déterminée avant 1900. La dernière valeur suggère également une diminution du taux de sédimentation pour la période la plus récente (0.10 cm.an⁻¹ en 2013).

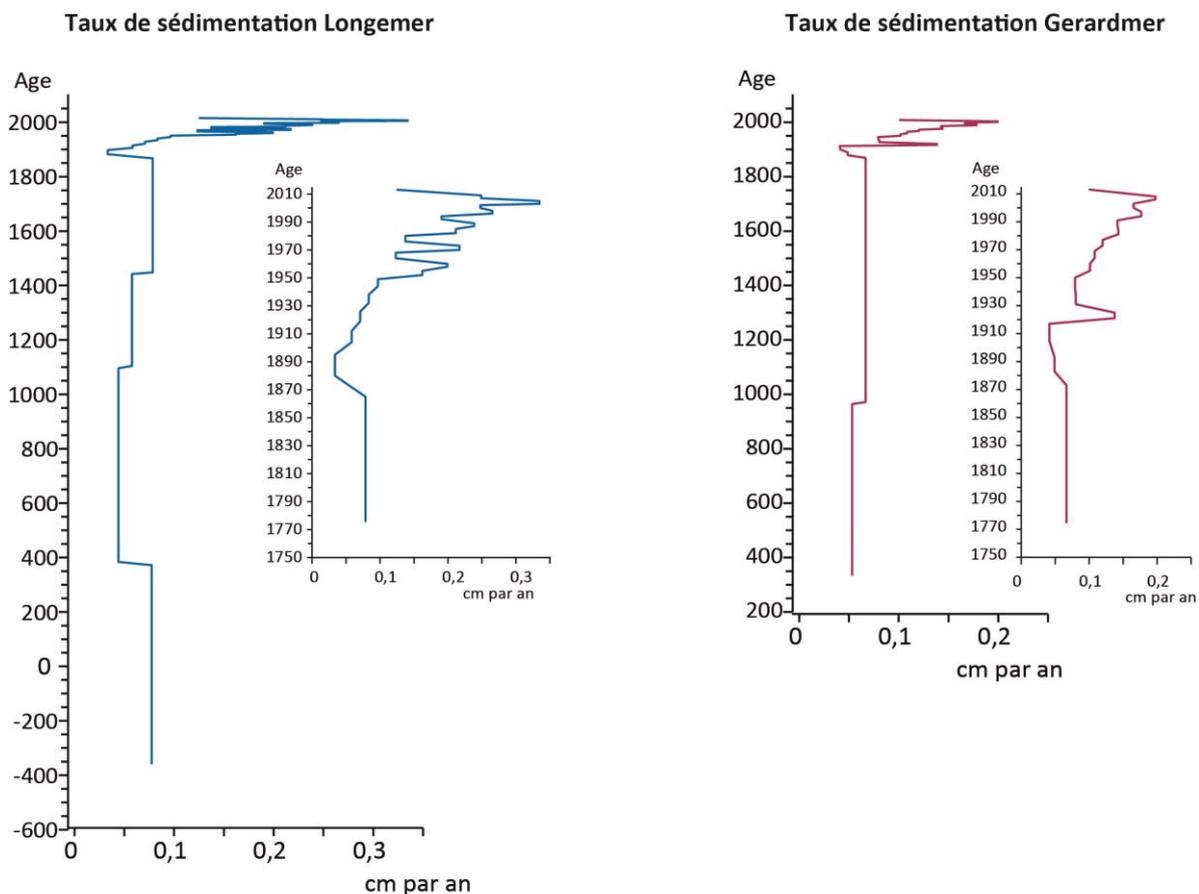


Figure 15. Taux de sédimentation en cm par an calculés par les lacs de Longemer et Gérardmer d'après le modèle d'âge de la figure 14. Un zoom chronologique détaille l'évolution des taux de sédimentation entre 1780 et 2014 pour chacun des lacs.

A Retournemer, l'absence de modèle d'âge robuste ne nous permet pas de reconstituer l'évolution temporelle du taux de sédimentation. En acceptant un âge minimum de 1986 d'après les radio-éléments pour l'échantillon à 30 cm, on obtient un taux de sédimentation moyen de 0.9 cm.an^{-1} pour les 30 dernières années (Figure 14). Cette estimation est une hypothèse basse puisque le niveau contemporain de 1986 est peut-être plus profond. En retenant la date radiocarbone obtenue à 122 cm qui donne un âge médian de 1800, on détermine un taux de sédimentation moyen d'environ 0.6 cm.an^{-1} pour les 200 dernières années. Ces estimations, bien que toujours hypothétiques, suggèrent un taux de sédimentation à Retournemer environ 8 à 10 fois supérieur à ceux déterminés pour Longemer et Gérardmer (respectivement 0.1 et 0.08 cm.an^{-1} pour la période 1800-2014).

Longemer et Gérardmer :

Les datations radiocarbone combinées au radio-éléments ^{137}CS et ^{210}Pb permettent de déterminer la chronologie des remplissages sédimentaires et de proposer un modèle Age/profondeur. En rupture avec une longue période de stabilité pluriséculaire, le début du 20^{ème} est marqué par une augmentation rapide et importante des taux de sédimentation qui atteignent un maximum dans les années 2000 avant de diminuer légèrement.

Retournemer :

Les données de datation obtenues ne permettent pas de construire une modèle Age/profondeur robuste. L'interprétation encore hypothétique des données suggère cependant un taux de sédimentation moyen pour les deux derniers siècles de 8 à 10 fois supérieurs à ceux de Longemer et Gérardmer.

IV.2.b Matière organique sédimentaire

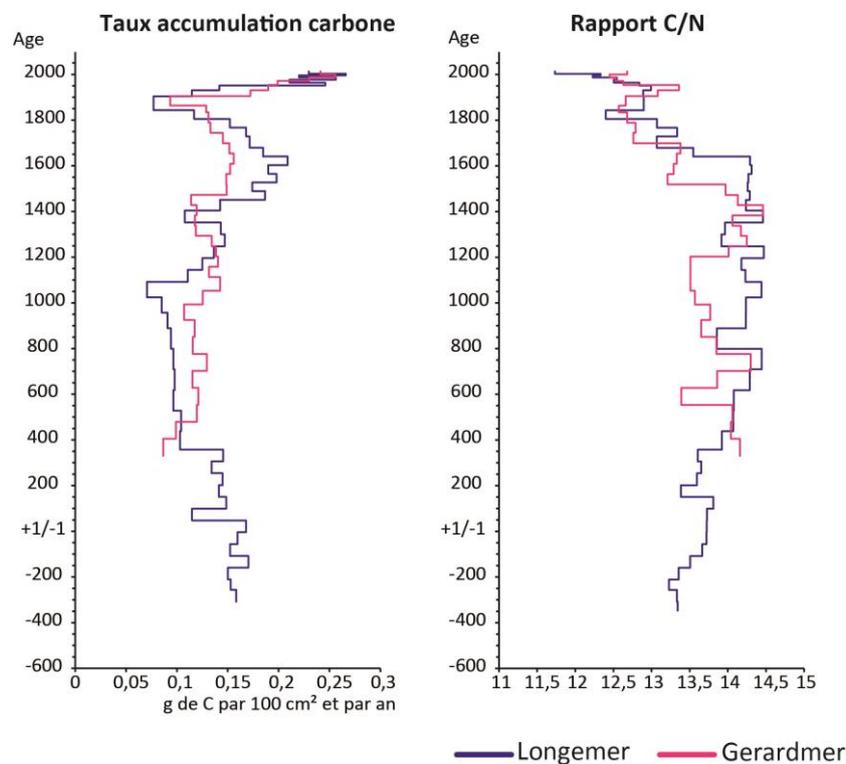


Figure 16. Taux d'accumulation en carbone organique et rapport C/N de la matière organique dans les sédiments du lac de Longemer et de Gérardmer. Le taux d'accumulation en carbone organique a été calculé d'après le taux de sédimentation et les pourcentages de carbone organique dont les valeurs sont indiquées en annexe 5.

A Gérardmer, le taux d'accumulation de carbone organique dans les sédiments varie faiblement entre 0.1 et 0.15 g C*100cm⁻²*an⁻¹ jusqu'à environ 1900 (figure 16). On peut cependant noter une légère augmentation au cours du 15^{ème} siècle suivi d'une baisse au 19^{ème} siècle. Au début du 20^{ème} siècle, il augmente brusquement jusqu'à aujourd'hui où il atteint une valeur sans précédent de 0.25 g C*100cm⁻²*an⁻¹. Longemer connaît une évolution très similaire avec une brusque accélération du taux d'accumulation en carbone organique vers 1930 (figure 16). La variabilité antérieure est plus accentuée qu'à Gérardmer, mais le niveau actuel de 0.26 g C*100cm⁻²*an⁻¹ est bien supérieure à celle enregistrée avant 1900.

A Gérardmer et Longemer, le rapport C/N de la matière organique des sédiments se situe dans une fourchette de valeurs comprises entre 13.3 et 14.5 sur une première partie de l'enregistrement sédimentaire (figure 16). Ces valeurs élevées indiquent une contribution importante de la matière organique d'origine terrestre. A partir d'environ 1500 à Gérardmer et 1620 à Longemer, les ratios C/N diminuent pour atteindre des valeurs autour d'une moyenne d'environ 12.5. A Longemer, le ratio atteint une valeur minimale de 11.7 pour l'échantillon le plus récent. Cette évolution suggère une augmentation de la proportion de matière organique d'origine aquatique (caractérisée par un C/N plus faible) dans le sédiment au cours des derniers siècles avec une accélération du phénomène au cours des dernières années à Longemer.

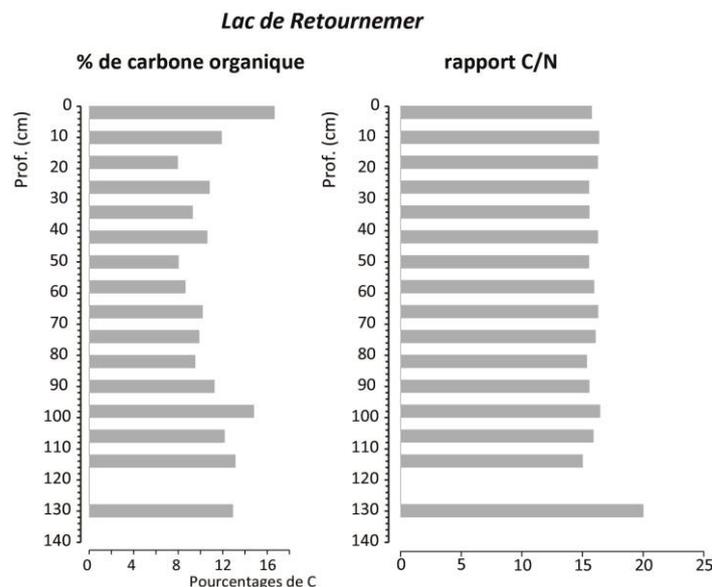


Figure 17 : Pourcentage de carbone organique et rapport C/N de la matière organique dans les sédiments du lac de Retournemer , les valeurs sont indiquées en annexe 6.

Sur la carotte de Retournemer, les résultats en pourcentage de carbone organique dans le sédiment ne peuvent pas être convertis en taux d'accumulation compte tenu de l'absence de modèle d'âge robuste. Les pourcentages de carbone organique fluctuent entre 9 et 16 % et se situent dans la gamme de valeurs observées à Longemer et Gérardmer (figure 17). Un rapport C/N constant de 15 (sauf pour l'échantillon le plus profond ou il atteint 20) suggère la prédominance plus marquée de la matière organique terrestre comparativement à Gérardmer et Longemer.

Gérardmer et Longemer :

Le taux d'accumulation de carbone organique augmente à partir du début du 20^{ème} siècle pour atteindre aujourd'hui des valeurs sans précédent au cours des 1600 et 2400 dernières années pour Gérardmer et Longemer, respectivement.

La diminution du rapport C/N pour la période récente suggère une accumulation plus accentuée de matière organique aquatique. Cette accumulation de MO autochtone peut résulter d'une augmentation de la production aquatique pélagique en relation avec une augmentation des concentrations en nutriments, et/ou d'une dégradation moins efficace le long de la colonne d'eau et dans les sédiments. Cependant, des rapports C/N entre 11.7 et 12.5 indiquent une contribution toujours majoritaire de MO terrestre dont les apports augmentent également au cours du 20^{ème} siècle.

Retournemer :

L'analyse du carbone organique (en pourcent) et du C/N ne permettent pas de mettre en évidence de changement important quantitativement et qualitativement dans la sédimentation organique de Retournemer. Le lac de Retournemer est donc caractérisé par une forte accumulation de matière organique à dominance terrestre depuis plusieurs siècles (ca 1800 à 122 cm).

IV.2.c Assemblages fossiles de diatomées

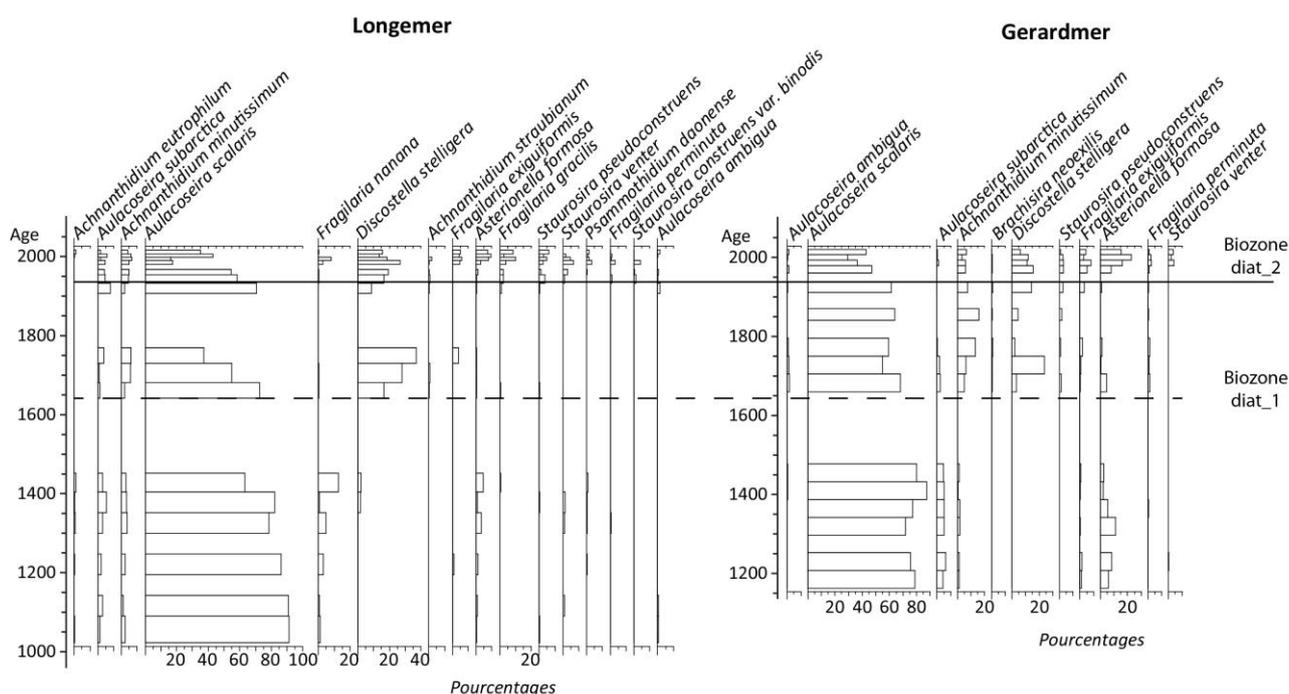


Figure 18. Diagramme en pourcentages des assemblages fossiles de diatomées à Longemer et Gérardmer.

La composition et la dynamique temporelle des communautés de diatomées sont similaires à Longemer et Gérardmer (figure 18).

Les communautés sont fortement dominées par une espèce identifiée comme *Aulacoseira scalaris* par A. Marchetto (ISE, Italie). Cette espèce serait endémique puisqu'elle n'a été décrite que dans les sédiments de 3 lacs dans le monde (Houk and Klee 2007) et son écologie est donc mal connue. Dans une étude précédente, Kreiser et al. (1992) avait également mis en évidence la dominance

(>80 %) d'une espèce planctonique dans les communautés subfossiles de diatomées de Gérardmer. Cette espèce avait été identifiée comme *Aulacoseira subarctica* type 2, plus largement distribuée et souvent retrouvée dans des eaux avec une forte concentration en carbone organique dissout (Kreiser et al. 1992).

Aulacoseira scalaris domine les communautés tout au long des enregistrements sédimentaires de Longemer et Gérardmer. Les dynamiques temporelles des communautés de diatomées sont finalement caractérisées par des changements de faible ampleur et l'absence de rupture majeure.

Le changement le plus important dans les communautés de diatomées se produit au début du 20^{ème} siècle (transition biozone diat_1/diat_2). Les communautés de diatomées de la biozone diat_1 sont très déséquilibrées avec de fortes abondances relatives d'*Aulacoseira scalaris* (entre 70 et 90%). La biozone diat_2 qui début vers 1920-1930 est caractérisée par une diminution des pourcentages de ce taxon et par le développement de *Discostella stelligera*, d'*Asterionella formosa* et de *Fragilaria sp* résultat probable d'une augmentation du niveau trophique. Le développement d'*A. formosa* suggère de plus que l'augmentation de la productivité serait plutôt liée à une augmentation des concentrations en azote plutôt qu'en phosphore (Saros et al. 2005).

Pendant la biozone Diat_1, un changement précoce des communautés de diatomées peut être identifié vers 1650. Il correspond à l'apparition et au développement de *Discostella stelligera* au dépend d'*Aulacoseira scalaris*. Ce premier changement pourrait correspondre à une première augmentation limitée du niveau trophique.

L'analyse des communautés de diatomées fossiles le long des carottes de Longemer et Gérardmer montre que (i) les changements de composition des assemblages sont d'ampleur limitée pendant les 1000 dernières années et (ii) le changement le plus important se produit au début du 20^{ème} siècle (vers 1930) et suggère une augmentation légère du niveau trophique et plus particulièrement des concentrations en azote.

L'analyse des diatomées complète celle de la matière organique sédimentaire pour montrer que l'augmentation du taux d'accumulation de carbone organique constatée dans la deuxième moitié du 20^{ème} siècle sur les deux lacs semble être due, au moins en partie, à une production primaire aquatique plus importante dans la masse d'eau. Compte tenu de l'augmentation limitée de la production primaire indiquée par les diatomées, les fortes accumulations sédimentaires de carbone organique sont probablement également liées à une altération des capacités de transfert du système.

IV.2.d Assemblages fossiles de Chironomidae

Les communautés de Chironomidae subfossiles des lacs de Gérardmer et Longemer présentent des caractéristiques générales identiques (figure 19 et 20). Le taxon largement dominant est *Sergentia Coracina* (50 à 90% à Gérardmer et de 30 à 70 % à Longemer). Souvent classé comme sténotherme d'eau froide (Brundin 1956) et acidophile (Brooks et al. 2007), *S. coracina* supporte une certaine désoxygénation des eaux (Brundin 1956). Les communautés subfossiles sont complétées par des taxa oxyphiles comme *Procladius*, *Tanytarsus lugens*-type, *Heterotrissocladius sp* présents en faibles abondances. La distribution bathymétrique des larves de Chironomidae déterminée par le protocole IBL montre que l'association taxonomique *Sergentia-Procladius-Tanytarsus-Heterotrissocladius* est caractéristique de la zone profonde des lacs de Gérardmer et Longemer (à 20m). Les restes subfossiles analysés dans les sédiments prélevés à la profondeur maximale (35 m à Gérardmer et 30 m à Longemer) fournissent donc une image pertinente des communautés de Chironomidae de l'ensemble de la zone profonde. Cependant, les assemblages subfossiles sont également caractérisés par la présence de taxa typiques des habitats littoraux et sub-littoraux comme *Corynoneura edwardsi*, *Psectrocladius sordidellus*-type ou *Cricotopus cylindraceus*. Une partie des capsules céphaliques produites lors du développement de ces larves est érodée des zones littorales puis redéposée dans les

sédiments de la zone profonde. Ces taxa ne doivent donc pas être pris en compte pour la reconstitution des conditions régnant dans la zone profonde, objectif principal de notre approche. Concernant l'évolution temporelle des assemblages de Chironomidae des lacs de Gérardmer et Longemer, on constate l'absence de rupture majeure (apparition/disparition de taxa). Des changements relatifs peuvent cependant être repérés le long des deux enregistrements notamment au cours des 2 derniers siècles (figure 19 et 20).

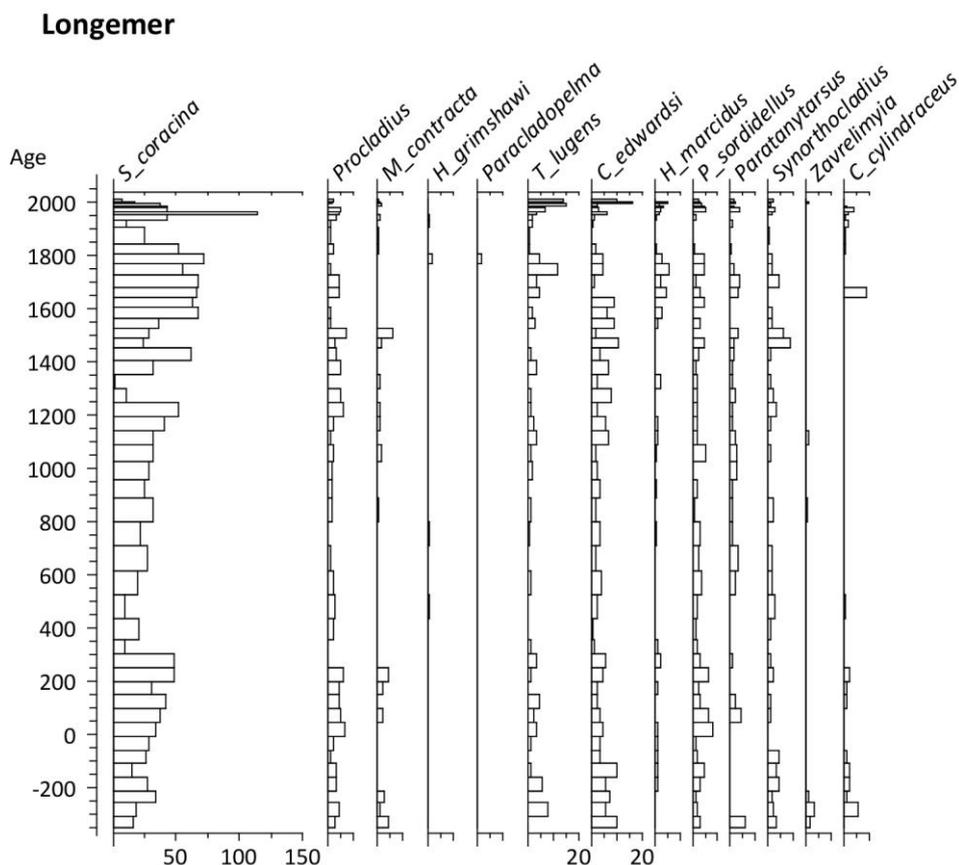


Figure 19. Dynamique temporelle des taux d'accumulation des principaux taxa de Chironomidae à Longemer (en nombre de capsules par an et par 100 cm²).

A Longemer, on constate un pic de *S. coracina* dans les années 50 (échantillon daté 1951-1964) synchrone avec un premier maximum de taux d'accumulation de matière organique (Figure 19 et annexe 6). L'augmentation de la ressource nutritive favorise la production des larves de *Sergentia* capable de tolérer une hypoxie sans doute concomitante à cette accumulation de MO. Ce pic ponctuel est immédiatement suivi d'une décroissance rapide de *Sergentia* dont le taux d'accumulation atteint son minimum pour l'ensemble de l'enregistrement dans le dernier échantillon daté entre (2003 et 2013). L'accumulation continue de matière organique entraîne probablement une hypoxie durable, voire une anoxie dans la zone profonde qui dépasse la tolérance de *Sergentia* et contrebalance négativement les effets positifs d'une augmentation de la ressource nutritive. Cette contrainte « oxygène » entraîne probablement la disparition de *Sergentia* à 30 m et la baisse des densités dans l'ensemble de la zone profonde.

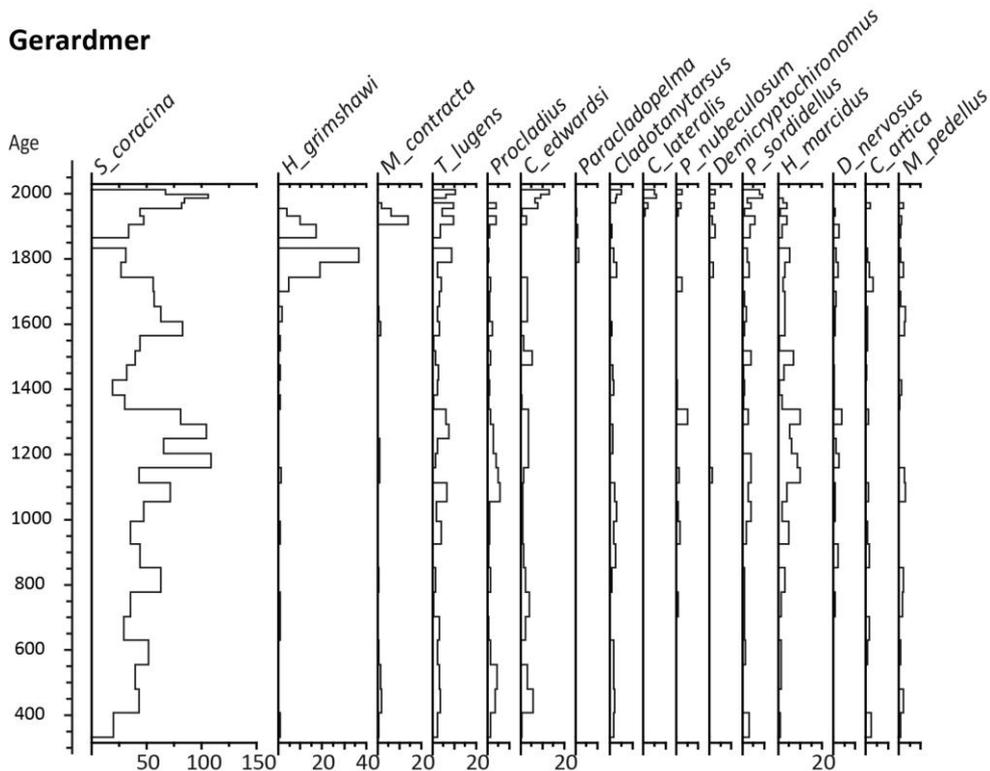


Figure 20. Dynamique temporelle des taux d'accumulation des principaux taxa de Chironomidae à Gérardmer (en nombre de capsules par an et par 100 cm²).

A Gérardmer, l'évènement le plus remarquable est le développement important d'*Heterotrissocladius grimshawi* entre 1700 et 1950 avec un maximum centré sur 1800 tandis que *Sergentia* connaît une dynamique temporelle opposée (figure 20). A partir de 1950, *Sergentia* se développe à nouveau et atteint un maximum dans les années 2000. *H. grimshawi* est un taxon oxyphile et acidophile caractéristique de la zone profonde des lacs oligotrophes (Brooks et al. 2007). La prévalence de ce taxon sur la période 1700-1950 suggère donc des conditions d'oxygénation plus favorables dans la zone profonde du lac de Gérardmer. Le déclin de *H. grimshawi* à partir de 1900 et le développement important *S. coracina* à partir des années 50 suggère donc un retour à des conditions d'oxygénation plus contraignantes (hypoxie dans la zone profonde) similaire à la période antérieure à 1700. Cette évolution des conditions d'oxygénation de la zone profonde peut être mise en relation avec l'augmentation concomitante de l'accumulation de carbone organique dans les sédiments. A Gérardmer, la composition des assemblages de Chironomidae subfossiles dans les échantillons les plus récents est similaire à celle reconstituée avant 1700. L'impact de cette accumulation de matière organique sur les conditions d'oxygénation de la zone profonde et la macro-faune benthique semble ainsi relativement moins important à Gérardmer qu'à Longemer.

A Retournemer, l'analyse de 9 échantillons de 4 cm d'épaisseur répartis le long de la carotte de sédiment a montré l'absence ou les très faibles abondances de restes de Chironomidae lacustres. Les assemblages subfossiles sont composés de taxa de Chironomidae des eaux courantes apportés par la Vologne. Les conditions régnant dans la zone profonde sont limitantes pour le développement des larves de Chironomidae et ceci pour toute la période couverte par la carotte de sédiment soit environ les 200 dernières années environ. Compte tenu des profils physico-chimiques réalisés le long de la colonne d'eau de Retournemer, l'anoxie de la zone profonde en lien avec une forte accumulation de matière organique allochtone constitue sans doute le facteur limitant principal pour la faune chironomidienne.

Les restes subfossiles de Chironomidae extraits des sédiments prélevés à la profondeur maximale des lacs de Gérardmer et Longemer fournissent une image pertinente des communautés de l'ensemble de la zone profonde.

La reconstitution de la dynamique temporelle des communautés de Chironomidae montre qu'il n'y a pas de rupture majeure (apparition et disparition de taxa) dans la composition des communautés au cours de la période couverte par les carottes de Longemer (2400 ans) et de Gérardmer (1600 ans).

Des changements relatifs sont cependant révélés pour les deux derniers siècles.

A Longemer, le pic de *Sergentia* dans les années 50 suivi d'un déclin rapide qui se poursuit jusqu'à aujourd'hui suggère un impact négatif de l'accumulation de matière organique sur les conditions d'oxygénation hypolimnétique.

A Gérardmer, les communautés actuelles dominées par *Sergentia* semblent « référentielles ». Elles succèdent à une période (1700-1950) marquée par la prévalence d'*H. Grimshawi* marquant des conditions d'oxygénation hypolimnétiques plus favorables pendant cette période. Cet événement d'« amélioration » reste cependant inexpliqué en fonction des données dont nous disposons.

A Retournemer, l'absence ou la très faible abondance de reste subfossiles de taxa lacustres pour l'ensemble de l'enregistrement sédimentaire suggère que les conditions anoxiques mesurées actuellement règnent dans l'hypolimnion depuis au moins les 2 derniers siècles.

V. SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

V.1- Les lacs de Longemer et de Gérardmer

V.1.a Potentiel trophique

En discordance avec leur faible conductivité, les lacs de Longemer et de Gérardmer présentent de fortes productions de consommateurs en zone littorale (tant en richesse taxonomique qu'en densité) et sont qualifiés de polybiotiques (Sous-indice BI de l'IBL de 60). L'approche paleolimnologique confirme que les consommateurs littoraux se développent sur des apports de matière organique dont l'accumulation a augmenté récemment et atteint aujourd'hui des niveaux sans précédent. Les diagnostics limnologiques et paleolimnologiques convergent pour montrer que le caractère polybiotique actuel du lac de Longemer et de Gérardmer n'est donc pas référentiel.

Au cours du 20^{ème} siècle, une augmentation de la production primaire et de son accumulation dans les sédiments sont suggérées par l'analyse des diatomées subfossiles (développement de taxa avec des préférences trophiques plus élevés) et par la diminution du rapport C/N dans la MO du sédiment. Comme le montre les mesures physico-chimiques et les assemblages de diatomées, cette eutrophisation récente (encore limitée) des systèmes est plus particulièrement liée à des apports excédentaires en azote. Les valeurs toujours élevées du rapport C/N montrent cependant que les apports de MO d'origine terrestre dominent et ont également augmenté au cours du 20^{ème} siècle.

Les lacs de Longemer et de Gérardmer subissent donc des apports excédentaires de matière organique autochtone et terrestre.

V.1.b Efficience trophique et dysfonctionnements

Lac de Longemer

Le sous-indice Df de l'IBL qualifie le lac de Longemer comme dysfonctionnel.

Les mesures physico-chimiques et l'approche paleolimnologique montrent que ce dysfonctionnement résulte probablement d'un excès d'apport organique qui provoque une diminution de l'efficience trophique (augmentation des restes non consommés), une augmentation de la sédimentation organique et des activités de dégradation consommatrices d'oxygène induisant une hypoxie limitante pour les consommateurs benthiques. L'évolution constatée depuis 1976 (accentuation de l'hypoxie et disparition des oligochètes en zone profonde) combinée à l'approche paleolimnologique (diminution des *Sergentia*) confirme la qualification dysfonctionnelle du lac de Longemer puisque ces conditions (accumulation organique, développement de l'hypoxie) sont apparues récemment et sont très probablement d'origine anthropique.

L'efficience trophique peut également être impactée par les concentrations élevées en ETMs mesurées en zone pélagiques et susceptibles de modifier les caractéristiques de certaines populations notamment zooplanktoniques et altérer le transfert de la production primaire pélagique.

Lac de Gérardmer

Le sous-indice Df de l'IBL qualifie le lac de Gérardmer comme dysfonctionnel.

Dans le lac de Gérardmer, l'origine des dysfonctionnements observés semble moins évidente qu'à Longemer. La très faible efficience trophique ($df = 0,32/1$) traduit une très forte contrainte des sédiments profonds (-20m) sur les macro-invertébrés benthiques.

D'une part les mesures physico-chimiques indiquent des hypoxies modérées (valeurs minimales de 6 mg.l-1, 50% sat) qui semblent insuffisantes pour induire la perte taxonomique observée. Et d'autre

part l'approche paleolimnologique montre que la faune de Chironomidae actuelle est « référentielle ». Le lac de Gérardmer présente probablement une faune profonde naturellement pauvre en diversité.

Il est plus probable que la situation décrite aujourd'hui constitue une étape dans une dynamique d'amélioration de l'efficacité trophique (hypoxies moins marquées à -20m en 2014 par rapport à 1976) dont les effets sur les zones profondes du lac seraient en cours. Cette hypothèse est étayée par une réapparition de certains taxons à -20m par rapport à 1976 (Chironomidae, Mollusques) alors que les peuplements de la zone de profondeur maximale restent inchangés et uniquement constitués d'Oligochètes. La résolution temporelle et spatiale de l'approche paleolimnologique ne permet sans doute pas de mettre en évidence cette amélioration récente.

Le lac de Gérardmer est également le lac dont l'efficacité trophique peut être potentiellement la plus impactée par les éléments traces métalliques (Cuivre, Zinc et Manganèse).

V.2- Le Lac de Retournemer

V.2.a Potentiel trophique

Le lac de Retournemer moins biogène que Longemer et Gérardmer en zone littorale est qualifié de mésobiotique. La valeur du sous-indice BI du lac de Retournemer correspond à la valeur attendue selon la minéralisation des eaux.

V.2.b Efficacité trophique et dysfonctionnements

Dans le lac de Retournemer le dysfonctionnement trophique est de même amplitude que dans le lac de Gérardmer. Il est lié aux très fortes hypoxies observées dès le mois de juin.

L'approche paleolimnologique montre que la zone profonde de Retournemer est soumise à une hypoxie importante et prolongée depuis au moins les 2 derniers siècles.

Ainsi le caractère dysfonctionnel du lac apparaît naturel pour Retournemer (lac dystrophe). La faible efficacité trophique est liée d'une part à une quantité élevée des apports et d'autre part à la nature de la matière organique qui est dominée par une origine allochtone. L'approche paleolimnologique ne permet pas de montrer de changements récents dans la nature et la quantité de ces apports en MO. Le petit lac de Retournemer au cœur d'un bassin versant forestier est donc un lac naturellement à peritrophie dominante.

On peut noter cependant que des concentrations élevées en Cuivre et Zinc sont également potentiellement impliqués dans le dysfonctionnement trophique de Retournemer.

V. 3- Perspectives d'étude

Les facteurs de perturbation principaux identifiés par cette étude pour les lacs de Gérardmer et Longemer sont (i) des apports excessifs en matière organique terrestre et aquatique et (ii) un mauvais transfert de cette matière organique dans les réseaux trophiques.

Afin de mieux comprendre ces processus et finalement définir la stratégie de gestion de ces plans d'eaux en vue de l'amélioration de leur état écologique, des études complémentaires peuvent être proposées :

- Quantifier et sourcer les apports de matières organiques : il s'agit de déterminer l'origine des apports excédentaires en matières organiques (aquatique vs bassin-versant). Le monitoring mis en place pourrait comporter une série de pièges à sédiment disposés le long de transects bathymétriques (suivi spatial) et prélevés tous les mois (suivi temporel). La matière organique serait caractérisée par des analyses géochimiques (C, N, isotopes, composées moléculaires).

- Rechercher l'origine du mauvais transfert de la matière organique dans les systèmes. La première piste envisagée suite aux résultats de la présente étude (concentration élevées en Zn et Cuivre) est la quantification précise du niveau de contamination en ETMs de l'eau et des sédiments, l'identification de son origine et la détermination de son impact sur les mécanismes de transfert. Le dispositif d'étude pourrait ainsi inclure la quantification des ETMs une série de prélèvements d'eau à intervalle régulier, de sédiments en place le long de transects bathymétriques et d'analyses dans les pièges à sédiments. Cette quantification dans l'eau et les sédiments actuels pourrait être combinée avec une quantification des flux en ETMs le long des enregistrements sédimentaires (Figure 21). Cette approche sur le terrain pourrait être complétée par une estimation en labo du niveau de toxicité de l'eau et des sédiments pour la faune aquatique (test de toxicité sur Chironomes et daphnies).

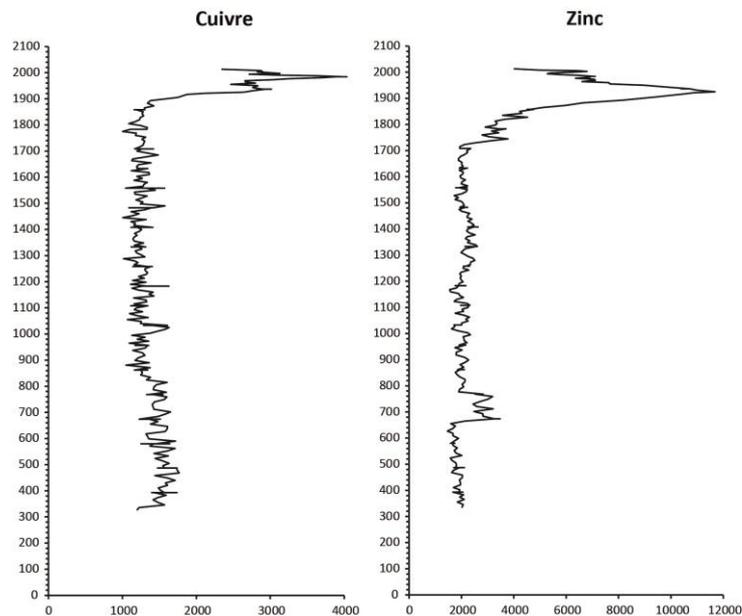


Figure 21. Evolution stratigraphique du cuivre et du zinc mesurés au Xrf core scanner. L'analyse Xrf fourni une estimation semi-quantitative (en nombre de coups) en continu et à haute résolution de la concentration en éléments. Ces résultats qui suggèrent une augmentation récente du cuivre et du zinc dans les sédiments doit être complétée par une série de quantifications ponctuelles par ICPMS.

REFERENCES

- Berthon V., Marchetto A., Rimet F., Dormia E., Jenny J.P., Pignol C., Perga M.E., in press.- Trophic history of French sub-alpine lakes over the last ~150 years: phosphorus reconstruction and assessment of taphonomic biases. *Journal of Limnology* (accepted).
- Bisson M., Bureau J., Houeix N., Jolibois B., Gay G., Levertre JP. & K. Tack, 2012. Le manganèse et ses dérivés. INERIS ed.
- Brooks, S.J., Langdon, P.G., Heiri, O., 2007. The identification and use of Palaeartic Chironomidae larvae in palaeoecology.
- Carlson E.R., 1977.- A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography* 22(2):361-369.
- Carpenter, S. R., Cole J. J., Pace M. L., Batt R, Brock W. A., Cline T., Coloso J., Hodgson J. R., Kitchell J. F., Seekell D. A., Smith L. B. Weidell, 2011.- Early Warnings of Regime Shifts: A Whole-Ecosystem Experiment. *Science* 332:1079-1082.
- Danz NP, Niemi GJ, Regal RR, Hollenhorst T, Johnson LB, Hanowski JM, Axler RP, Ciborowski JJH, Hrabik T, Brady VJ, Kelly JR, Morrice JA, Brazner JC, Howe RW, Johnston CA & G.E. Host, 2007.- Integrated Measures of Anthropogenic Stress in the U.S. Great Lakes Basin. *Environmental Management* 39:631-647
- Dakos, V Carpenter, SR ; Brock, WA ; Ellison, AM ; Guttal, V ; Ives, AR ; Kefi, S Livina, V ; Seekell, DA ; van Nes, EH & M. Scheffer, 2011.- Methods for Detecting Early Warnings of Critical Transitions in Time Series Illustrated Using Simulated Ecological Data. *Plos one* 7 (7): 1030-1042.
- Davies J.M., W H., Nowlin, B. Matthews & A. Mazumder, 2010.- Temporal discontinuity of nutrient limitation in plankton communities. *Aquat. Sci.* 72:393-402.
- Directive 2000/60/CE du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 32000L0060, adoptée le 23 octobre 2000, JO du 22 décembre 2000, p. 1-73
- Eggermont H. & H. Oliver, 2012.- The chironomid-temperature relationship: expression in nature and palaeoenvironmental implications. *Biological Reviews*. 2012 87(2). p.430
- Frossard V., Millet L., Verneaux V., Jenny J.P., Arnaud F., Magny M. and M.E. Perga (2013). Insights of multiple-depth chironomid assemblage reconstructions to approach large deep lakes ecological trajectories, Lake Annecy as a case study. *J. Paleolimnol* 50: 257-273.
- Herlihy, A.T., S.G. Paulsen, J.V. Sickler, J.L. Stoddard, C.P. Hawkins, and L.L. Yuan. 2008. Striving for consistency in a national assessment: the challenges of applying a reference-condition approach at a continental scale. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 860-877.
- Houk, V. & Klee, R. 2007. Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions. Part II. Melosiraceae and Aulacoseiraceae (Supplement to Part I). – *Fottea* 7: 85-25
- Kreiser, A.M., Anderson, N., Appleby, P., Battarbee, R., Massabuau, J., Patrick, S., Probst, A., Rippey, B., Rose, N. 1992. A paleolimnological study of the water quality of lakes in the Vosges mountains of France, Report to the University of Bordeaux by Ensis LTD, London, 98p.
- Lausecker P.O., 2009.- Expertise écologique de l'état de conservation des lacs de Gérardmer, Retournemer et Longemer : Etat des connaissances, appui au diagnostic et perspectives de collaboration pour une gestion concertée des bassins versants. Rapport d'activité, Conservatoire des sites Lorrains, Antenne Vosges.
- Millet L., Giguet-Covex C., Verneaux V., Druart J.C., Adatte T. and F. Arnaud, 2010.- Reconstruction of the recent history of a large deep prealpine lake (Lake Bourget, France) using subfossil chironomids, diatoms, and organic matter analysis: towards the definition of a lake-specific reference state. *J Paleolimnol* 44:963-978.
- Saros, J. E., Michel, T. J., Interlandi, S. J., & Wolfe, A. P. 2005. Resource requirements of *Asterionella Formosa* and *Fragilaria crotonensis* in oligotrophic alpine lakes: implications for

- recent phytoplankton community reorganizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 1681–1689.
- Scheffer M., Bascompte J., Brock W.A., Brovkin V., Carpenter S.R., Dakos V., Held H., van Nes H, Rietkerk K. & G.Sugihara, 2009.- Early-warning signals for critical transitions. *Nature* 46(13).
 - Verneaux V. & L. Aleya, 1998.- Bathymetric distribution of chironomid communities in ten French lakes: implications on lake classification. *Arch. Hydrobiol.* 142(2):209-228.
 - Verneaux V., J. Verneaux, A. Schmitt, C. Lovy & J.C. Lambert, 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. *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*, 40(1): 1-9.
 - Vollenweider, R.A., and Kerekes, J. 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), *Environment Directorate*, OECD, Paris. 154 p.

ANNEXES

Annexe 1 : Concentrations en Phosphore dans la colonne d'eau et échantillon intégré dans les lacs de Longemer (L), Gerardmer (G) et Retournemer en 2014. 0 à 35 : profondeurs. C : colonne intégrée.

valeurs en µg P/L		
LDM	2,77	2,77
LQM	9,23	9,23
	avril	juin
G0	<LQM	<LQM
G10	< LDM	< LDM
G15	< LDM	< LDM
G35	< LDM	< LDM
L0	< LDM	< LDM
L10	< LDM	< LDM
L15	< LDM	< LDM
L25	< LDM	< LDM
GC	< LDM	< LDM
LC	< LDM	< LDM
RC	< LQM	< LQM

Annexe 2 : Concentrations en ETMs dans la colonne d'eau et échantillon intégré dans les lacs de Longemer (L), Gerardmer (G) et Retourner en 2014. 0 à 35 : profondeurs. C : colonne intégrée.

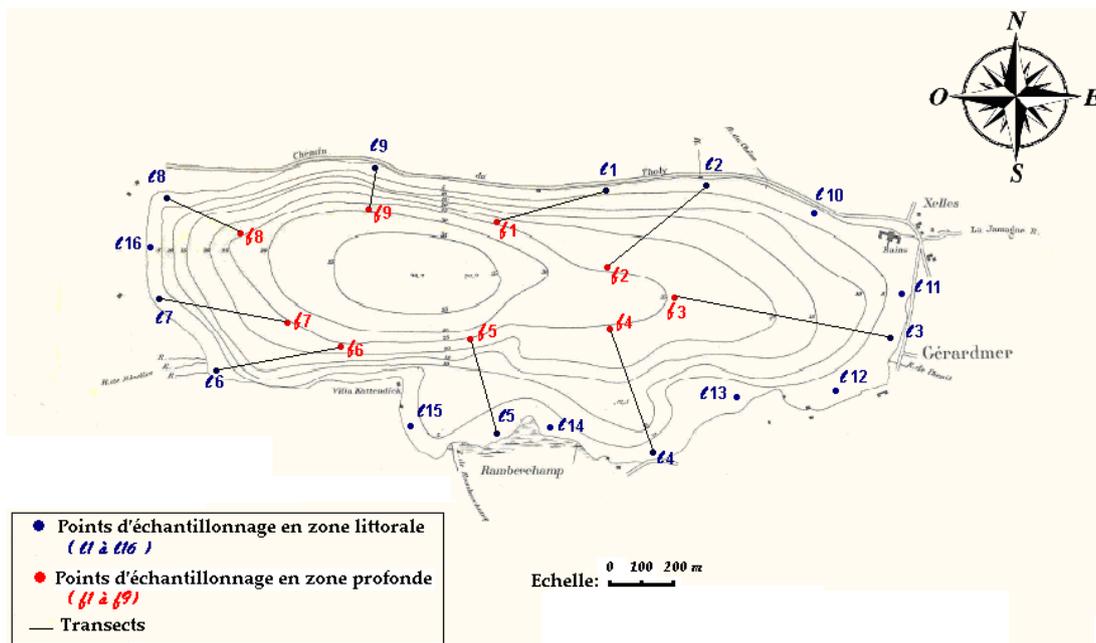
valeurs en µg/L	Éléments traces métalliques détectés dans les échantillons				
	Fe	Sr	Zn	Mn	Cu
LDM	1,44	0,06	0,18	0,21	1,29
LQM	4,81	0,18	0,59	0,69	4,29
G0	26,293	18,687	<LQM	<LQM	< LQM
G10	33,775	18,022	22,719	0,85176	< LDM
G15	38,673	17,602	15,33	0,6863	< LQM
G35	67,431	17,264	10,266	14,287	< LDM
L0	7,0318	14,836	< LDM	< LDM	< LDM
L10	7,5985	14,653	16,757	< LDM	< LDM
L15	7,4482	14,508	37,629	< LQM	< LQM
L25	9,4008	14,511	15,68	4,8429	< LQM
GC	40,84	17,437	31,005	2,4132	8,4648
LC	54,324	14,569	16,66	13,631	<LQM
RC	67,245	24,459	46,921	11,864	12,249

Éléments traces métalliques non détectés ou non quantifiables dans les échantillons

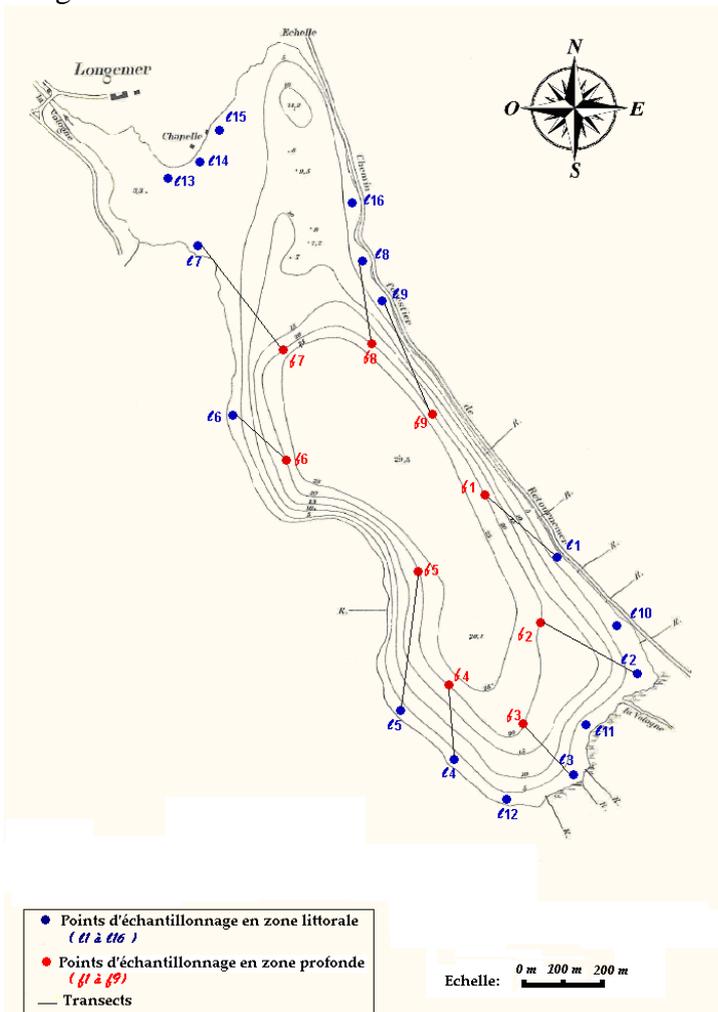
valeurs en µg/L	Al	As	Cd	Co	Cr	Hg	Sn
LDM	6,28	3,29	0,88	0,9	1,38	1,16	2,73
LQM	20,94	10,95	2,92	2,99	4,61	3,88	9,11

valeurs en µg/L	Ni	Pb	Sb	Se	Ti
LDM	1,13	3,73	5,66	9,36	1,05
LQM	3,77	12,44	18,86	31,22	3,5

Annexe 3 : Carte bathymétrique et points de prélèvement de l'IBL Gérardmer



Longemer



Longemer

Ordre	Taxinomie		Zone Littorale (2m)														Zone Profonde (20m)	Zone Profonde (20m)									FOND (30m) Zmax														
	Famille	Genre	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14		L15	L16	% Occ	Somme	F1	F2	F3	F4	F5		F6	F7	F8	F9	Somme									
Trichoptère	Limniphiliidae	Autre Limnephilinae					1												6	1																					
		Anobilia					1													6	1																				
		Polycentropidae	Holocentropus		1	1														19	3																				
		Psychomyiidae	Lype	1																6	1																				
			Mystacides		4	1		4	1		7			1						1	44	19																			
			Athripsodes																		6	2																			
			Oecetis																		1	6	1																		
			Ecnamus					1													6	1																			
			Leptoceridae					1													13	2																			
			Hydroptilidae																		6	2																			
Ephéméroptère	Caenidae	Caenis		1	4	4	2	2	2	5	2	1	4	9	5	69	39																								
	Baetidae	Baetis														1				6	1																				
Plécoptère	Leuctridae	Leuctra														8				6	8																				
Coléoptère	Elmidae	Esolus																		6	1																				
		Oulimnius																		6	1																				
Megaloptère	Sialidae	Sialis																		13	2																				
Crustacé	Asellidae	Asellus	2	46	10	2	19	10		33	87	12	29	12				8	1	81	271																				
Diptère	Chironomidae	Nymphie																	5	25	8																				
		Indéterminé																		1	13	2																			
		Ablobesmyia		3	4	7	11	1	6	5	4		11	8	6				14	6	81	86																			
		Procladius		4	4	13	25	9	20	26	9					15	6	45	52	75	228																				
		Thienemannimyia		1																	13	3																			
		Chironomus																			38	17																			
		Cladopelma																			13	1	4	9	44	63															
		Cryptochironomus																			1	2	19	4																	
		Demicryptochironomus		1	1	2		2	2	1			1	2	1					3	2	69	18																		
		Dicratendipes																			3	3	14	11	56	62															
		Glyptotendipes																			1	1	1	25	4																
		Microtendipes																			6	4																			
		Pagastella						1	3		1	30	5							2	2	12	56	58																	
		Paracladopelma																			6	1																			
		Phaenopspectra																			1	13	2																		
		Polypedium		1	3	2					1	1									1	13	2																		
		Pseudochironomus																			1	3	4																		
		Sergentia																				0																			
		Sätkochironomus																			6	6	6	1	1	1	91	1	1		1	63	115								
		Cladotanytarsus		1	1																12	29	51	90	120																
		Corynocera ambigua																			1	4	8	19	13																
		Stempellinella																			1	25	13																		
		Tanytarsus		1	9	2	15	1	3	7	10	2		1	11	1	29	31	88	123																					
		Corynoneura																			1	13	3																		
		Heterotanytarsus																			1	6	1																		
		Heterotrissocladius		3	2	1															2	44	12																		
		Parametriocnemus																			1	6	1																		
		Psectrocladius																			1	1	1	25	5																
		Orthocladius																			1	2	19	4																	
		Synorthocladius																			1	6	1																		
		Procladius		1																	1	19	4																		
		Procladius																			2	19	4																		
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																			1	6	1																			
	Procladius																			2	19	4																			
	Procladius																																								

Annexe 5 : Carbone et azote organique dans les sédiments de Gérardmer

Sample	Prof_min	Prof_max	Age_top	Age_Bottom	Age_top_BP	Age_Bottom	CAR (g*cm ⁻³ *a ⁻¹ N	C	CN	
Ger1	0	2	2013	2000	-63	-50	0,241130468	0,84	10,66	12,68
Ger2	2	4	2000	1987	-50	-37	0,255917116	0,83	10,32	12,45
Ger3	4	6	1987	1972	-37	-22	0,229991917	0,85	10,65	12,53
Ger4	6	8	1972	1954	-22	-4	0,198871822	0,8	10,07	12,63
Ger5	8	10	1954	1931	-4	19	0,189825363	0,78	10,38	13,36
Ger6	10	12	1931	1905	19	45	0,172255111	0,76	10	13,08
Ger7	12	14	1905	1864	45	86	0,093299217	0,72	9,13	12,66
Ger8	14	16	1864	1834	86	116	0,128681946	0,72	9,07	12,57
Ger9	16	19	1834	1789	116	161	0,131110841	0,76	9,69	12,68
Ger10	19	22	1789	1744	161	206	0,133040232	0,85	10,86	12,79
Ger11	22	25	1744	1699	206	251	0,145145359	0,93	11,89	12,76
Ger12	25	28	1699	1654	251	296	0,15160891	0,98	13,18	13,38
Ger13	28	31	1654	1609	296	341	0,155941355	0,94	12,53	13,33
Ger14	31	34	1609	1564	341	386	0,152323629	0,93	12,34	13,29
Ger15	34	37	1564	1519	386	431	0,148587334	0,98	12,97	13,21
Ger16	37	40	1519	1473	431	477	0,148957247	0,95	13,29	13,97
Ger17	40	43	1473	1428	477	522	0,113975575	0,89	12,64	14,13
Ger18	43	46	1428	1383	522	567	0,119322869	0,89	12,85	14,46
Ger19	46	49	1383	1338	567	612	0,11758771	0,95	13,37	14,06
Ger20	49	52	1338	1293	612	657	0,118646036	0,91	12,94	14,17
Ger21	52	55	1293	1248	657	702	0,134190748	0,91	12,93	14,25
Ger22	55	58	1248	1203	702	747	0,138407369	0,89	12,41	14,01
Ger23	58	61	1203	1158	747	792	0,140386049	0,87	11,71	13,51
Ger24	61	64	1158	1113	792	837	0,131534553	0,83	11,2	13,51
Ger25	64	68	1113	1053	837	897	0,142500871	0,79	10,64	13,51
Ger26	68	72	1053	993	897	957	0,125393793	0,77	10,43	13,57
Ger27	72	76	993	925	957	1025	0,107032555	0,75	10,34	13,77
Ger28	76	80	925	851	1025	1099	0,117533774	0,83	11,34	13,65
Ger29	80	84	851	776	1099	1174	0,115527228	0,91	12,62	13,85
Ger30	84	88	776	702	1174	1248	0,129530649	1,2	17,17	14,3
Ger31	88	92	702	628	1248	1322	0,115317307	1,01	14	13,86
Ger32	92	96	628	553	1322	1397	0,121086794	0,92	12,28	13,39
Ger33	96	100	553	479	1397	1471	0,119608324	0,96	13,5	14,06
Ger34	100	104	479	405	1471	1545	0,098947319	0,82	11,5	14,04
Ger35	104	108	405	330	1545	1620	0,086540315	0,81	11,43	14,16

Annexe 6 : Carbone et azote organique dans les sédiments de Longemer

Sample	Prof_min	Prof_max	Age_top	Age_bottom	Age-top_BP	Age_Bottom	CAR (g*cm-3*a-1)	N	C	CN
Lon1	0	2	2013	2003	-63	-53	0,229679632	1,30621636	15,3254461	11,7327013
Lon2	2	4	2003	1996	-53	-46	0,266140021	1,03812003	12,8015394	12,3314638
Lon3	4	6	1996	1987	-46	-37	0,220091381	0,92032683	11,2541866	12,228467
Lon4	6	8	1987	1977	-37	-27	0,256255935	0,87580937	10,9876566	12,5457172
Lon5	8	10	1977	1964	-27	-14	0,210716414	0,93732214	11,7208261	12,5045872
Lon6	10	12	1964	1951	-14	-1	0,245930199	0,91463947	11,7440891	12,8401289
Lon7	12	14	1951	1931	-1	19	0,141745868	0,76222283	9,9023571	12,9914207
Lon8	14	16	1931	1904	19	46	0,114795226	0,74278975	9,57422543	12,8895502
Lon9	16	19	1904	1843	46	107	0,076996285	0,68705904	8,8618269	12,8982029
Lon10	19	22	1843	1805	107	145	0,116924967	0,75180387	9,32135963	12,3986588
Lon11	22	25	1805	1767	145	183	0,152151822	0,80357271	10,5040607	13,0716991
Lon12	25	28	1767	1729	183	221	0,168004466	0,8155247	10,8750858	13,3350782
Lon13	28	32	1729	1679	221	271	0,17144371	0,88552815	11,5707083	13,0664492
Lon14	32	32	1679	1641	271	309	0,184716159	0,89493763	12,1237087	13,5469875
Lon15	35	38	1641	1603	309	347	0,208972742	0,94918895	13,5663919	14,2926149
Lon16	38	41	1603	1565	347	385	0,189831829	0,93207532	13,3384666	14,310503
Lon17	41	44	1565	1527	385	423	0,197984937	0,90632701	12,9320278	14,268611
Lon18	44	47	1527	1489	423	461	0,17411847	0,89143592	12,7111254	14,2591581
Lon19	47	50	1489	1451	461	499	0,186721183	0,87059647	12,4400187	14,2890759
Lon20	50	53	1451	1404	499	546	0,142482225	0,8967703	12,7688179	14,2386713
Lon21	53	56	1404	1352	546	598	0,107746066	0,90319532	13,0601292	14,4599171
Lon22	56	59	1352	1300	598	650	0,143115999	0,95072019	13,2747965	13,9628849
Lon23	59	62	1300	1248	650	702	0,147132226	0,9820537	13,6661606	13,9158993
Lon24	62	65	1248	1196	702	754	0,136217081	0,87306684	12,6348839	14,4718399
Lon25	65	68	1196	1144	754	806	0,124995741	0,81302387	11,527914	14,17906
Lon26	68	71	1144	1092	806	858	0,110629009	0,77850515	11,0791225	14,2312775
Lon27	71	74	1092	1024	858	926	0,070486003	0,85801238	12,390049	14,4404078
Lon28	74	77	1024	957	926	993	0,085053786	0,87635446	12,4782801	14,2388506
Lon29	77	80	957	889	993	1061	0,090731318	0,92063105	13,1068029	14,2367592
Lon30	80	84	889	799	1061	1151	0,09406339	1,03718305	14,3721819	13,8569384
Lon31	84	88	799	709	1151	1241	0,096530461	1,03398323	14,9346809	14,4438324
Lon32	88	92	709	618	1241	1332	0,097761703	1,06477249	15,2141733	14,288661
Lon33	92	96	618	528	1332	1422	0,09649668	1,03320205	14,545577	14,0781536
Lon34	96	100	528	438	1422	1512	0,10414012	1,06775105	15,0232191	14,0699644
Lon35	100	104	438	358	1512	1592	0,10297663	1,03778136	14,4482517	13,9222498
Lon36	104	108	358	306	1592	1644	0,145486777	0,99421906	13,5267792	13,6054316
Lon37	108	112	306	254	1644	1696	0,134021603	0,97996378	13,3778954	13,6514177
Lon38	112	116	254	202	1696	1748	0,144914669	0,96722078	13,1500263	13,5956821
Lon39	116	120	202	151	1748	1799	0,141267553	0,76737028	10,2705088	13,3840322
Lon40	120	124	151	99	1799	1851	0,148568087	0,94774711	13,0897245	13,8114109
Lon41	124	128	99	47	1851	1903	0,114885081	1,02629471	14,0866594	13,7257452
Lon42	128	132	47	-4	1903	1954	0,168070878	1,09363854	15,0080004	13,7229986
Lon43	132	136	-4	-56	1954	2006	0,159611229	1,02270663	14,0317564	13,7202168
Lon44	136	140	-56	-108	2006	2058	0,152246384	1,02414358	13,9940434	13,6641417
Lon45	140	144	-108	-159	2058	2109	0,170311296	1,10607219	14,9396458	13,5069351
Lon46	144	148	-159	-211	2109	2161	0,150079052	1,03672898	13,8473988	13,3568163
Lon47	148	152	-211	-256	2161	2206	0,152848556	1,10431504	14,6086521	13,2286997
Lon48	152	156	-256	-308	2206	2258	0,158362304	0,97625899	13,0165863	13,333128
Lon49	156	159	-308	-347	2258	2297		1,05742371	14,1080647	13,3419218