

# Suivi de la qualité des eaux du lac d'Aiguebelette

## Rapport 2019

Rédigé par :

**Frédéric RIMET** (coordination)  
**Viet TRAN KHAC** (physico-chimie)  
**Philippe Quetin** (météorologie)  
**Frédéric RIMET** (phytoplancton)

*Appui technique : Jean Christophe HUSTACHE & Pascal PERNEY (Prélèvements)  
Pascal PERNEY & Laura CREPIN (Analyses physico-chimiques)  
Denis Barbet (gestion des données et graphiques)*



*Référence à citer : RIMET F., TRAN KHAC V. & QUETIN P., 2020. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Aiguebelette. Rapport 2019. UMR CARTELE - INRAE - USMB – Observatoire OLA. 51 pages*



## Table des matières

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR 2019 .....	7
1. MATERIEL ET METHODE .....	8
1.1 Objectif.....	8
1.2 Matériel.....	9
1.3 Protocole et méthodologie .....	9
1.3.1 Les paramètres de suivi.....	9
1.3.1.1 Nitrate (NO <sub>3</sub> -) et Phosphore total (P <sub>tot</sub> ) .....	9
1.3.1.2 Chlorure .....	10
1.3.1.3. Transparence.....	10
1.3.1.4. La Chlorophylle a .....	10
1.3.1.5 Oxygène dissous .....	11
1.3.1.6 Phytoplancton .....	11
1.3.2. Fréquence des campagnes de mesure .....	12
1.3.3. Expression des résultats .....	12
1.3.3.1 Teneurs moyennes en Nitrate et Phosphore total .....	12
1.3.3.2 Chlorure .....	12
1.3.3.3 Moyenne annuelle de la transparence.....	12
1.3.3.4 Moyenne annuelle en chlorophylle a dans la couche euphotique .....	12
2. CONDITIONS CLIMATIQUES .....	13
2.1. Températures .....	13
2.1.1. Moyennes Annuelles .....	13
2.1.2. Variations saisonnières .....	14
2.2. Précipitations .....	15
2.2.1. Cumul Annuel.....	15
2.2.2. Variations saisonnières .....	16
2.2.3. Relation entre pluviométrie et le niveau du lac.....	17
2.3. Insolation .....	18
2.3.1. Cumul annuel.....	18
2.3.2. Variation saisonnière .....	18
2.4. En conclusion .....	19
3. CAMPAGNES DE TERRAIN .....	20
4. EVOLUTIONS SAISONNIERES DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES .....	20
4.1 Température et oxygène dissous .....	20
4.1.1 Distributions verticales .....	22
4.1.2 Variation saisonnière .....	24
4.1.2.1 En surface .....	24
4.1.2.2 Dans le métalimnion.....	26
4.1.2.3 Dans l'hypolimnion .....	26
4.2 Conductivité.....	27
4.3 Transparence .....	27
4.4 Nutriments .....	28
4.4.1 Fin de période hivernale.....	28
4.4.2 Evolution saisonnière .....	29
4.4.2.1 Azote nitrique (nitrate).....	29
4.4.3 Phosphore .....	30
4.4.4 Silice .....	31
4.5 Chlorure.....	32
5. SUIVI LONG TERME PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES .....	34
5.1 Nutriments .....	34
5.1.1 Azote nitrique.....	34
5.1.2 Phosphore total .....	34
5.1.3 Chlorure .....	35
5.2 Transparence .....	36
5.3 Température .....	37
5.3.1 Épilimnion .....	37
5.3.2 Couches profondes .....	38
5.4 Oxygène .....	39
5.4.1 Épilimnion .....	39

5.4.2 Couches profondes.....	39
6. LE PHYTOPLANCTON .....	41
6.1 Evolution saisonnière de l'année 2019 .....	41
6.1.1 Evolution des classes d'algues.....	41
6.1.2 Evolution des espèces dominantes.....	42
6.1.3 Evolution du micro et du nanophytoplancton.....	43
6.2 Evolution interannuelle .....	44
6.2.1 Evolution des classes d'algues.....	44
6.2.2 Evolution de la diversité.....	44
6.2.3 Evolution de l'indice de Brettum.....	45
6.2.4 La chlorophylle a .....	46
6.2.5 Etude des profils obtenus via la sonde fluorimétrique BBE .....	47
7. CONCLUSION .....	50
8. BIBLIOGRAPHIE .....	51

### Liste des tableaux

Tableau 1 : Pigments caractéristiques des principales classes algales étudiées et longueur d'onde d'excitation (pics d'absorption maximaux) de ces pigments Moyennes .....	11
Tableau 2 : Moyennes annuelles des températures de l'air en °C.....	13
Tableau 3 : Nombre de jour où les températures moyennes journalières sont inférieures à 0 °C pour les stations du Bourget et d'Aiguebelette entre 2010 et 2019. ....	14
Tableau 4 : Température moyennes mensuelle de l'air (°C) en 2019. Station d'Aiguebelette et du Bourget et moyennes des années 1981 – 2010.....	14
Tableau 5 : Précipitations annuelles aux stations du Bourget et du lac d'Aiguebelette.....	15
Tableau 6 : Précipitations mensuelles en 2019 – station du Bourget et d'Aiguebelette et moyenne 1981- 2010 à la station du Bourget.....	16
Tableau 7 : Insolation annuelle à la station du Bourget et moyenne 1981-2010 et rayonnement global du lac d'Aiguebelette en 2019.....	18
Tableau 8 : Insolation mensuelle en 2019 – station du Bourget et Rayonnement Global d'Aiguebelette et normale 1981- 2010 à la station du Bourget.....	18
Tableau 9 : Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2019.....	20
Tableau 10 : Saturations maximales en oxygène dissous (%) à la fin de la période hivernale dans les couches profondes entre 2010 et 2019 .....	26

### Liste des figures

Figure 1 : Situation géographique et bassin versant du lac d'Aiguebelette.....	6
Figure 2 : Moyennes annuelles des températures de l'air (°C) - Stations d'Aiguebelette et du Bourget de 1981 à 2019. ....	14
Figure 3 : Températures de l'air (°C) station du Bourget. ....	15
Figure 4 : Précipitations annuelles stations du Bourget et d'Aiguebelette .....	16
Figure 5 : Précipitations mensuelles en 2019 – station du Bourget et d'Aiguebelette et moyenne 1981- 2010 à la station du Bourget.....	17
Figure 6 : Précipitations journalières, niveau du lac d'Aiguebelette et consigne de niveau en 2019.....	17
Figure 7 : Durée d'insolation (h) au Bourget et Rayonnement Global (kJ.cm <sup>-2</sup> ) à Aiguebelette. ....	18
Figure 8 : Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h) de la normale 1981-2010 à la station du Bourget et du Rayonnement Global mensuel à Aiguebelette en 2019.....	19
Figure 9 : Distributions des températures (°C), de la saturation en oxygène dissous (%) au point A, en 2019.....	21

Figure 10 : Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène dissous (%) au point A au début du brassage hivernal et au début de la stratification en 2019 .....	22
Figure 11 : Distributions verticales de la température (°C) et de la saturation en oxygène dissous (%) au point A : fin d'hiver et été 2018 et 2019 ainsi qu'en novembre 2019 (pas de campagne en novembre 2018).....	23
Figure 12 : Évolution de la concentration en oxygène dissous (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> ) au point A, de 2017 à 2019 .....	24
Figure 13 : Évolution des températures (°C) à 2 m au point A du lac d'Aiguebelette - comparaison 2018 et 2019.....	25
Figure 14 : Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 2 m au point A en 2018 et 2019 .....	25
Figure 15 : Variation saisonnière de la concentration en oxygène dissous (mgO <sub>2</sub> /L) à 60 m au point A en 2018 et 2019 .....	26
Figure 16 : Distributions de la conductivité spécifique (mS.cm <sup>-1</sup> ) au point A, en 2019.....	27
Figure 17 : Évolution de la transparence (m) au point A, en 2019 .....	28
Figure 18 : Distributions verticales des concentrations en nitrate- (mgN.L <sup>-1</sup> ) et en phosphore total (µgP.L <sup>-1</sup> ) en fin d'hiver 2019 .....	29
Figure 19 : Concentration en azote nitrique (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) en 2019 dans l'eau des couches superficielles du lac (2, 10 et 20 m), Aiguebelette, Point A.....	30
Figure 20 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) en 2019 dans l'eau des couches superficielles du lac (2, 10 et 20 m), Aiguebelette, Point A.....	30
Figure 21 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) en 2019 dans les eaux du fond du lac à 65 m, Point A.....	31
Figure 22 : Concentration en silice en 2019 dans les couches superficielles (2, 10 et 20 m) et au fond, Aiguebelette, Point A. ....	32
Figure 23 : Distribution verticale des concentrations en chlorure (mgCl.L <sup>-1</sup> ) en fin d'hiver 2019.....	32
Figure 24 : Évolution des concentrations moyennes hivernales en nitrate (mgN.L <sup>-1</sup> ) de 1975 à 2019.....	34
Figure 25 : Evolution de la classe de qualité en fonction des concentrations moyennes pondérées hivernales en phosphore total (mgP.L <sup>-1</sup> ) de 1988 à 2019 .....	35
Figure 26 : Evolution des concentrations moyennes hivernales en chlorure (mg.L <sup>-1</sup> ) de 1988 à 2019.....	36
Figure 27 : Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction de la transparence moyenne annuelle (m) mesurée avec le disque de Secchi de 1988 à 2019.....	36
Figure 28 : Évolution de la classe de qualité de l'eau en fonction de la transparence minimale annuelle (m) mesurée avec le disque de Secchi au point A de 1988 à 2019.....	37
Figure 29 : Evolution des températures (°C) à 2 m de profondeur au point A de 1988 à 2019. ....	38
Figure 30 : Évolution des températures en °C à 60 mètres de 1991 à 2019.....	38
Figure 31 : Évolution des températures moyennes annuelles en °C à 60 mètres de 1988 à 2019.....	39
Figure 32 : Évolution des saturations en oxygène dissous (%) à 2 m de profondeur au point A de 1988 à 2019. ....	39
Figure 33 : Evolution de la saturation en oxygène dissous en % à 60 mètres de 1991 à 2019.....	40
Figure 34 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales en 2019.....	41
Figure 35 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton en 2019.....	42

Figure 36 : Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille en 2019.....	43
Figure 37 : Evolution interannuelle des principales classes algales (moyenne annuelle des moyennes mensuelles des biomasses).....	44
Figure 38 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon. ....	45
Figure 39 : Evolution de l'indice de Brettum.....	46
Figure 40 : Evolution de la Chlorophylle a dans le lac d'Aiguebelette. La moyenne annuelle, pondérée par le nombre d'échantillons par mois est calculée à partir des moyennes mensuelles .....	47
Figure 41 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Chlorophycées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ( $\mu\text{g/l}$ ).....	48
Figure 42 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Cyanobactéries entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ( $\mu\text{g/l}$ ). ....	48
Figure 43 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Diatomées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2019 ( $\mu\text{g/l}$ ).....	49
Figure 44 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Cryptophycées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2019 ( $\mu\text{g/l}$ ).....	49

PRESENTATION ET CARACTERISTIQUES DU LAC D'AIGUEBELETTE

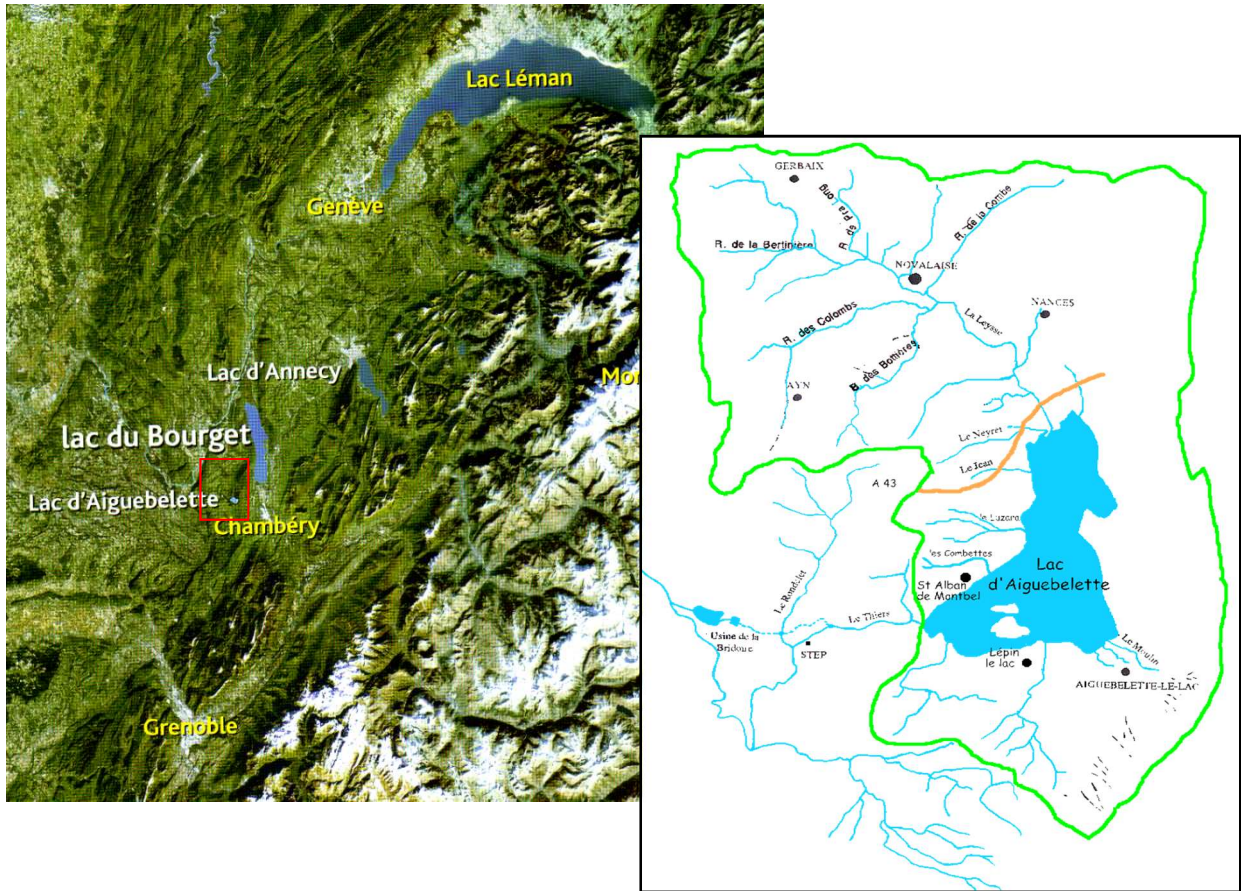


Figure 1 : Situation géographique et bassin versant du lac d'Aiguebelette

LAC

- Altitude : 374 m
- Longueur maximale : 4 km
- Largeur maximale : 3 km
- Surface : 540 ha
- Volume : 166 millions de m<sup>3</sup>
- Profondeur maximale : 70 m
- Profondeur moyenne : 30,7 m
- Longueur de côte : 14,2 km

BASSIN VERSANT

- Surface totale : 58,9 km<sup>2</sup>
- Altitude moyenne : 750 m
- Affluent principal : la Laysse de Novalaise
- Exutoire : canal du Thiers



## CE QU'IL FAUT RETENIR POUR 2019

Le suivi 2019 de la qualité des eaux du lac d'Aiguebelette a été réalisé avec le bateau mis à disposition par la CCLA et a été composé de 8 campagnes de prélèvement. Toutes les analyses ont ensuite été réalisées au laboratoire de l'INRA (UMR Carrtel, Thonon). Les résultats présentés dans ce rapport s'inscrivent dans la continuité des campagnes précédentes sur l'état trophique de cet écosystème. Le lac d'Aiguebelette voit son niveau de Phosphore total diminuer depuis 1989, mais il est nécessaire de poursuivre les efforts visant à continuer à maîtriser les apports en phosphore, afin d'assurer la préservation d'un écosystème lacustre remarquable. Le suivi allégé joue pleinement son rôle d'outil de gestion en mesurant la tendance générale de l'évolution trophique.

**Météorologie** : De la même manière que 2019, l'année 2019 est une année plus chaude que la normale. Tous les mois présentent des températures supérieures à la moyenne 1981-2010, sauf le mois de mai. La pluviométrie se situe dans la moyenne des relevés 1981-2021, l'insolation et le rayonnement sont légèrement excédentaires (+6 % et +3,5% respectivement).

**Physico-chimie** : L'année 2019 est une deuxième année chaude consécutive après 2018. Les conditions météorologiques de l'année 2019 n'ont pas permis un brassage hivernal complet de la colonne d'eau. La profondeur du brassage hivernal en 2019 a été observée à 38m. La réoxygénation des eaux profondes et la redistribution des nutriments à la surface n'ont pas eu lieu de façon complète sur toute la colonne d'eau. Dû à un ensoleillement plus marqué et une température de l'air plus élevée, la stratification des eaux du lac en 2019 commence dès le mois d'avril ce qui a entraîné une désoxygénation des eaux du fond. Cette stratification et désoxygénation des eaux du fond ont entraîné un relargage du phosphore des sédiments dès le mois de mai (de même que pour les autres nutriments). Ces nutriments sont fortement consommés par le phytoplancton dans l'épilimnion. L'évolution interannuelle des concentrations en phosphore total sont plutôt dirigées vers la baisse. Depuis les années 2010 le lac d'Aiguebelette est classé en lac oligotrophe selon le phosphore total. La transparence des eaux est stable et globalement de bonne qualité (voire certaines années de très bonne qualité) depuis 1988.

**Phytoplancton** : L'année 2019 est marquée par l'omniprésence de taxons indicateurs de milieux oligotrophes tout au long de l'année. En été, des taxons indicateurs de milieux stratifiés et des taxons mixotrophes présentent des biomasses importantes. A partir de la fin de l'été, une cyanobactérie non-toxique va représenter une part majeure de la biomasse. Lorsqu'on considère l'évolution interannuelle, les biomasses phytoplanctoniques sont plus faibles et stables depuis 2009 ; les Chlorophycées - classes algales caractéristique des milieux riches en nutriments- présentent une cinétique de raréfaction. L'indice de Brettum, qui mesure le niveau d'eutrophisation du lac en se basant sur la composition en microalgues, indique une amélioration de la qualité du lac d'Aiguebelette depuis 1999 : le lac est méso-oligotrophe.

## 1. MATERIEL ET METHODE

### 1.1 Objectif

La mise en place d'un suivi allégé sur le lac d'Aiguebelette date de 1988 (convention entre le SMALA, le SILB et la DDA de Savoie) avec une méthodologie identique à celle développée sur le lac du Bourget depuis 1981. Cette convention a été reprise depuis 1999 entre la CCLA et le CISALB. Depuis 2016, l'UMR CARTELE (INRA – USMB) a repris ce suivi allégé avec un rythme de prélèvements moins soutenu, lié principalement à des contraintes en personnel. Ce suivi permet d'intégrer le lac d'Aiguebelette dans l'Observatoire OLA qui regroupe ainsi les données historiques de suivi sur les grands lacs alpins français dans un système d'information (SI) : <https://si-ola.inra.fr/>

L'objectif du suivi allégé est de décrire l'évolution trophique du lac d'Aiguebelette tout en permettant de :

- Permettre aux collectivités locales, maîtres d'ouvrage des principaux travaux d'assainissement, de juger de leur efficacité vis-à-vis du maintien, voire de l'amélioration de la qualité des eaux du lac.
- Constituer un outil d'aide à la prise de décision permettant de réagir aux premiers signes de dégradation.
- Être intégré dans une base de données utilisable dans le cadre d'études scientifiques plus lourdes. L'intégration du lac d'Aiguebelette dans l'Observatoire OLA et dans son SI est un élément important dans la possibilité d'aborder dans le futur des approches scientifiques intégratives et de comparaison.

Ce suivi est réalisé par l'UMR CARTELE, laboratoire INRA de Thonon-les-Bains en association avec l'Université de Savoie Mont Blanc, pour le compte de la Communauté de Commune du Lac d'Aiguebelette et répond aux termes de la convention signée entre la CCLA et le CARTELE.

Le lac d'Aiguebelette est un site qui a été relativement préservé vis-à-vis du processus d'eutrophisation, il convient de suivre son évolution compte tenu de l'augmentation des concentrations en phosphore total observée entre le milieu des années 1970 (mesures SRAE réalisées en 1975 et 1976), la fin des années 80 et la période contemporaine.

Le niveau trophique défini par les études antérieures, place le site dans une situation à surveiller. Une augmentation des apports en phosphore pourrait ramener le lac à un niveau méso-eutrophe, incompatible avec les objectifs du contrat. La maîtrise des sources de phosphore constitue donc l'élément déterminant du respect des objectifs de qualité des eaux.

Le suivi allégé a pour but, à travers des paramètres correctement choisis, de suivre qualitativement le sens d'évolution de l'état trophique d'un lac. Il permet en particulier d'apprécier l'impact des actions de protection et de restauration du milieu au regard de la qualité des eaux du lac.

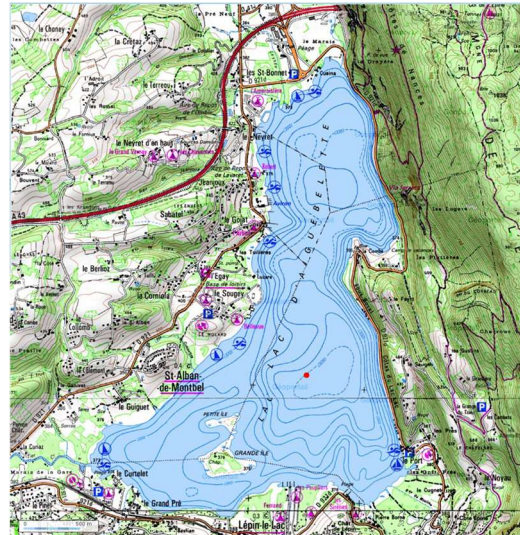


## 1.2 Matériel

- ⇒ Disque de SECCHI (à quadrant noir et blanc de 20 cm de diamètre)
- ⇒ Une bouteille d'échantillonnage intégré, l'Integrated Water Sampler ou IWS, utilisé aussi sur les autres lacs de l'observatoire.
- ⇒ Une bouteille de prélèvement de type NISKIN
- ⇒ Une sonde multiparamètres possédant les capteurs suivants : pression, température, oxygène, pH et conductivité
- ⇒ Une sonde fluorimétrique immergeable BBE-Moldaenke

## 1.3 Protocole et méthodologie

La méthode consiste à collecter, à la verticale de la profondeur maximale du lac les données de descripteurs caractéristiques de son état trophique (Point A : N 45°33.040' – E 5°48.054' ; environ 65 mètres de profondeur).



Source : IGN

Les paramètres mesurés et les profondeurs d'échantillonnage ont été définis à partir d'études menées sur le lac du Bourget de 1972 à 1981 (CEMAGREF, 1982). Ce protocole est appliqué au lac d'Aiguebelette depuis 1988. En 2016, le suivi ayant été repris par l'INRA, les fréquences d'échantillonnages ont été modifiées.

### 1.3.1 Les paramètres de suivi

La caractéristique essentielle du suivi allégé est la continuité temporelle. Le nombre des descripteurs doit donc être réduit à ceux qui sont représentatifs du phénomène étudié afin de limiter le coût de l'étude. Les descripteurs retenus pour le suivi allégé du lac d'Aiguebelette sont :

- Le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et le phosphore total (Ptot) en période hivernale,
- Le chlore
- La transparence,
- La chlorophylle a,
- L'oxygène dissous et la température,
- Le phytoplancton (analyse quantitative et taxonomique)

#### 1.3.1.1 Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et Phosphore total (Ptot)

**Principe** : L'azote et le phosphore sont considérés comme les aliments de base de l'eutrophisation dont ils sont la cause. Ces éléments existent sous diverses formes ; minérales ou organiques, dissoutes ou particulaires. Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et le phosphore total (Ptot) constituent les formes minérales solubles directement assimilables par les producteurs primaires.

**Méthode** : Les échantillons sont prélevés à 5 profondeurs (2, 15, 40, 60 et 65 m) pendant l'hiver à l'aide d'une bouteille de prélèvement type NISKIN. La partie analytique a été assurée depuis 1991 par SAVOIE labo selon les normes NFT 90-012 et NFT 90-023, puis par le LCME (Université de Savoie) pour le phosphore total depuis 2006 et enfin par l'INRA depuis 2016.

### 1.3.1.2 Chlorure

**Principe** : Bien que ne participant pas directement au processus d'eutrophisation, ce paramètre supplémentaire se justifie en raison de la proximité de l'Autoroute A43 (Chambéry - Lyon), qui traverse le bassin versant du lac d'Ouest en Est sur 3750 mètres. Son évolution est liée au stockage et à l'utilisation de sel de déneigement par les services d'entretien sur les secteurs de route et d'autoroute qui traversent le bassin versant.

**Méthode** : Les prélèvements sont effectués en période hivernale sur les mêmes profondeurs que les échantillonnages d'azote et de phosphore. Les analyses normalisées (NF EN ISO 10304-1) sont réalisées par l'INRA

### 1.3.1.3. Transparence

**Principe** : Elle est fonction de la quantité de matières en suspension dans l'eau, c'est-à-dire de la biomasse phytoplanctonique et également de matières minérales et organiques. Pour le grand public c'est le paramètre le plus représentatif de la qualité des eaux d'un plan d'eau.

**Méthode** : Elle s'exprime par la profondeur en mètres au-delà de laquelle un disque à quadrant noir et blanc de 20 cm de diamètre (disque de SECCHI), immergé dans le lac, n'est plus visible à l'œil nu.

### 1.3.1.4. La Chlorophylle a

**Principe** : Pour des raisons pratiques, il a été convenu de doser la concentration en chlorophylle pour mesurer la biomasse du phytoplancton. Ce dosage constitue le volet biologique du suivi allégé.

**Méthode** : On effectue un échantillon moyen sur toute l'épaisseur de la couche euphotique (18 m), à l'aide d'une bouteille à prélèvement intégré IWS. Les échantillons sont ensuite filtrés. Le dosage de la chlorophylle est réalisé par l'INRA de Thonon suivant la méthode normalisée NFT 90-117 (meth.Laurenzen).

Une autre approche de la biomasse phytoplanctonique est abordée par l'utilisation d'une sonde fluorimétrique BBE-Moldaenke. La sonde BBE spectrofluorimétrique est une sonde immergeable qui permet d'obtenir la concentration en  $\mu\text{g}$  équivalent de chlorophylle  $\text{a.L}^{-1}$ , des différentes classes algales en continu le long de la colonne d'eau. Le principe de mesure repose sur les capacités de fluorescence des algues phytoplanctoniques. La sonde est en effet capable de différencier les principaux groupes phytoplanctoniques (diatomées, dinoflagellés, algues vertes, cryptophycées, cyanobactéries riches en phycocyanine et un groupe mixte riche en phycoérythrine) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke 2002).

Les algues d'un même groupe phytoplanctonique, contiennent une qualité et quantité de pigments photosynthétiques similaires. Ainsi, leur spectre d'excitation (avec une longueur d'onde d'émission fixée à 680 nm) est significatif pour chaque classe algale. Il est donc possible de différencier les différents groupes d'algues par leur fluorescence respective et d'obtenir leur concentration, en  $\mu\text{g}$  équivalent de chl a /L, en continu le long de la colonne d'eau. La sonde fluorimétrique BBE utilise 5 diodes émettant à différentes longueurs d'onde (450 nm, 525 nm, 570 nm, 590 nm et 610 nm) pour l'excitation de pigments accessoires propres à chaque groupe phytoplanctonique (Tableau 1). Chaque classe microalgale ayant une empreinte spécifique, la composition pigmentaire étant différente suivant le groupe algal considéré, il est alors possible de calculer la contribution relative de groupe d'algue (Chlorophycées, Cryptophycées, Cyanobactéries, diatomées) à la biomasse totale (Moldaenke 2002, Beutler et al., 2002, Leboulanger et al., 2002).

**Tableau 1 : Pigments caractéristiques des principales classes algales étudiées et longueur d'onde d'excitation (pics d'absorption maximaux) de ces pigments Moyennes**

Classes microalgales	Pigments	Longueur d'onde d'excitation (nm)
Chlorophycées	Chl <i>a</i> , <i>b</i> , caroténoïde	450 nm
Cyanobactéries	Chl <i>a</i> , phycocyanine	610 nm
Diatomées	Chl <i>a</i> , <i>c</i> , xanthophylle Fucoxanthépidine	525 nm
Cryptophycées (+cyanobactéries riches en phycoérythrine comme <i>Planktothrix rubescens</i> )	Chl <i>a</i> , <i>c</i> , phycoérythrine	570-590 nm

**Méthode** : nous établissons les profils des concentrations des principales classes d'algues présentes dans le lac de 0 à 40 m de profondeur à partir desquels sont définies les variations saisonnières et verticales des concentrations.

### 1.3.1.5 Oxygène dissous

**Principe** : L'activité chlorophyllienne des végétaux enrichit les couches supérieures de l'eau en oxygène ; dans les couches inférieures où la lumière ne pénètre plus, la respiration des micro-organismes diminue le taux d'oxygène. Cette activité biologique entraîne ainsi, grâce à la photosynthèse, une sursaturation en oxygène dans les couches superficielles et, en raison notamment de la minéralisation de la matière organique, une sous-saturation en oxygène dans les couches profondes.

**Méthode** : un profil de concentration en oxygène dissous (en mg.l<sup>-1</sup> et en % de saturation) est réalisé à la verticale de la profondeur maximale du lac à l'aide d'une sonde multi-paramètres. Les indices annuels sont calculés aux trois niveaux de mesure prédéfinis. Ils représentent les moyennes pondérées des sursaturations à 2 m et au métalimnion et de la sous saturation à 60 m.

### 1.3.1.6 Phytoplancton

Le phytoplancton étudié a été récolté de janvier à décembre au cours des 10 campagnes de prélèvement dans la couche 0-18 m à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Cloche IWS). Après récolte, les échantillons d'eau ont été fixés avec du lugol, réactif iodo-ioduré qui assure la conservation du phytoplancton et alourdit les cellules, rendant ainsi leur sédimentation plus facile. Il colore également l'amidon des cellules ce qui rend leur identification plus aisée. Les échantillons d'eau brute fixés ont été préparés selon la technique d'Utermöhl, méthode normalisée au niveau français et européen (Norme NF EN 15204, Afnor 2006). Un sous-échantillon de 25 ml est versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant 12 à 24 heures à l'abri de la lumière (le lugol se dégrade à la lumière et perd son effet conservateur) et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues, même les plus légères, de sédimenter au fond de la cuvette. Puis on glisse la partie cylindrique sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame est déposée sur un microscope inversé afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton. Les protocoles d'analyses sont décrits avec plus de précision dans le document rassemblant les modes opératoires d'analyse du phytoplancton de l'INRA (Druart & Rimet 2008). L'identification microscopique des organismes phytoplanctoniques se fait sur plusieurs critères morphologiques dont la taille, la présence ou l'absence de flagelles et leur nombre, l'organisation cellulaire (filaments, colonies, individus) et le type de membrane externe (cellulosique, siliceuse, peptidoglycanique...). Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales ou de colonies par millilitre d'eau brute puis transformées en biomasse (µg/L) en considérant que la densité des algues est la même que celle de l'eau.

### *1.3.2. Fréquence des campagnes de mesure*

Les rythmes d'évolution des phénomènes lacustres annuels justifient que les fréquences de campagnes soient réparties au cours des différentes saisons afin d'appréhender tous les états de l'écosystème.

### *1.3.3. Expression des résultats*

Rappel des indices retenus pour suivre l'évolution trophique du lac d'Aiguebelette selon la méthode du suivi allégé (CEMAGREF 1981).

- ⇒ Teneur en fertilisants au moment du brassage hivernal : les nitrates en  $\text{mgN.L}^{-1}$  et le phosphore total en  $\text{mgP.L}^{-1}$ ,
- ⇒ Teneur en chlorures en  $\text{mgCl.L}^{-1}$  au moment du brassage hivernal,
- ⇒ Transparence moyenne annuelle en mètres,
- ⇒ Concentration moyenne annuelle en chlorophylle a (en  $\text{mgchl.a.m}^{-3}$ ),
- ⇒ Sursaturation en oxygène à 2 mètres (en  $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ ),
- ⇒ Sursaturation maximale en oxygène dans le métalimnion (en  $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ ),
- ⇒ Sous-saturation en oxygène à 60 mètres (en  $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ ).

#### *1.3.3.1 Teneurs moyennes en Nitrate et Phosphore total*

Ces indices calculés au moment du brassage hivernal représentent les réserves maximales du lac en nutriments lorsque la consommation est minimale et l'homothermie presque totale. Les moyennes retenues sont les moyennes arithmétiques des concentrations mesurées à 2, 15, 40, 60 et 65 mètres en hiver.

#### *1.3.3.2 Chlorure*

Comme pour les fertilisants, la concentration en chlorures est calculée au moment du brassage hivernal. L'indice annuel retenu est la moyenne arithmétique des concentrations mesurées à 2, 15, 40, 60 et 65 mètres en hiver.

#### *1.3.3.3 Moyenne annuelle de la transparence*

La valeur annuelle retenue est la moyenne des mesures pondérées par l'écart entre les campagnes.

#### *1.3.3.4 Moyenne annuelle en chlorophylle a dans la couche euphotique*

L'indice annuel est la moyenne des mesures pondérées par l'écart entre les campagnes.

## 2. CONDITIONS CLIMATIQUES

La météorologie est l'un des facteurs de contrôle des transferts du bassin versant au lac et de la biologie du lac. L'analyse des données météorologiques est utile pour situer les caractéristiques des années étudiées par rapport aux données historiques. Les données proviennent du site Météociel (<http://www.meteociel.fr>), station de Chambéry/Aix les Bains, située à proximité du lac du Bourget (45°38'0 N, 05°53'1 E, altitude 235 m) et de la station lac d'Aiguebelette (45°34'0 N, 5°47'8 E, altitude 375 m) appartenant à la CCLA et gérée par le centre départemental de Savoie de Météo France depuis 2004.

Compte tenu de la proximité des deux plans d'eau, nous utilisons les informations de la station de Chambéry car les chroniques de données sont plus longues et les tendances d'évolution générales sont semblables (Paolini, 2016). Conformément aux recommandations de l'Organisation Météorologique Mondiale, qui considère les moyennes sur trente ans comme étant les valeurs « Normales », les paramètres seront comparés à leurs moyennes sur la période 1981 - 2010.

### 2.1. Températures

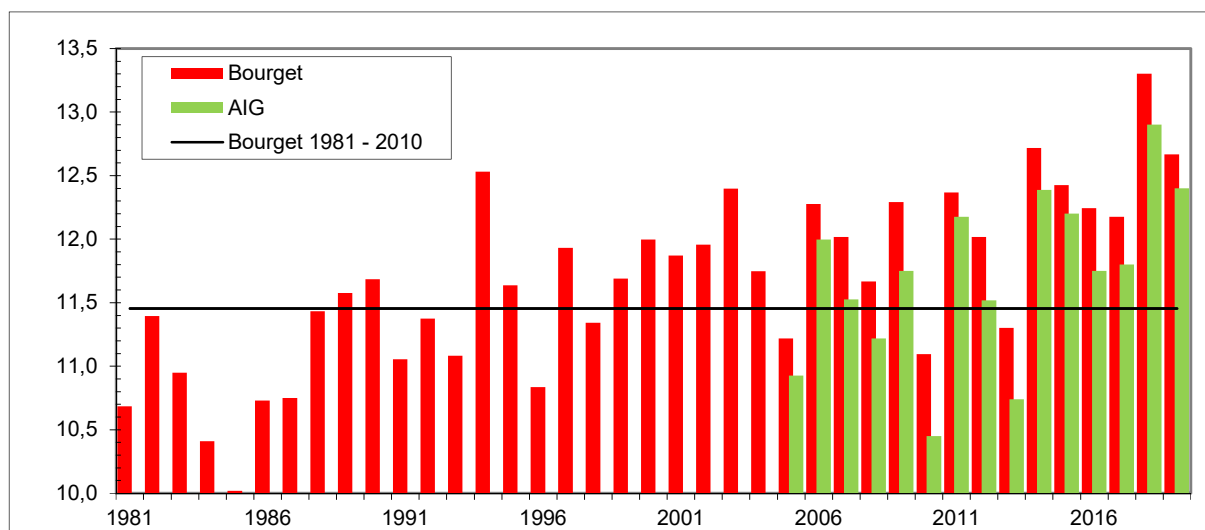
#### 2.1.1. Moyennes Annuelles

A la station météorologique du Bourget, en 2019 la température moyenne annuelle montre une fois de plus une valeur au-dessus de la normale 1981-2010 (12,7 °C vs 11,45 °C), soit +10,6%. La tendance depuis 1981 est toujours à la hausse.

La température moyenne annuelle à la station d'Aiguebelette est inférieure à celle du Bourget (12,4 °C vs 12,7 °C), l'écart entre les deux stations (0,27°C cette année) se situe dans les plus faibles écarts (0,19 °C en 2011 et 0,22 °C en 2015) relevés depuis 2005.

**Tableau 2 : Moyennes annuelles des températures de l'air en °C**

	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	Normale 1981-2010
Bourget	<b>12,7</b>	13,3	12,18	12,24	12,42	12,72	11,30	12,02	12,37	11,09	<b>11,45</b>
Aiguebelette	<b>12,4</b>	12,9	11,80	11,75	12,20	12,39	10,74	11,52	12,18	10,45	



**Figure 2 :** Moyennes annuelles des températures de l'air (°C) - Stations d'Aiguebelette et du Bourget de 1981 à 2019.

### 2.1.2. Variations saisonnières

Les données relevées à la station du Bourget montrent que l'on a eu un hiver 2018-2019 doux, comme l'hiver précédent (même nombre de jours de gel : 7 dénombrés). A part le mois de mai, les températures furent supérieures aux normales. Comme en 2018 la période estivale (juin, aout) a une température mensuelle moyenne de 2 °C par rapport à la normale.

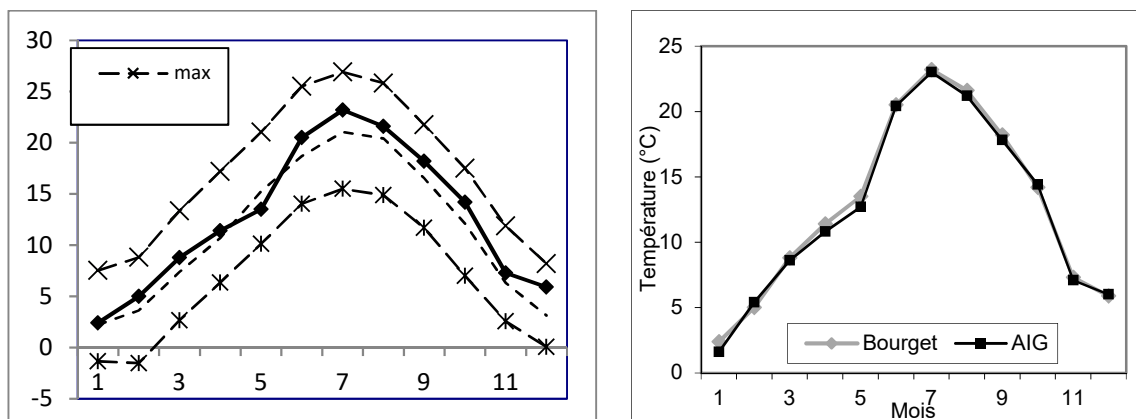
**Tableau 3 :** Nombre de jour où les températures moyennes journalières sont inférieures à 0 °C pour les stations du Bourget et d'Aiguebelette entre 2010 et 2019.

	Bourget	Aiguebelette
2009 - 2010	30	45
2010 - 2011	23	41
2011 - 2012	19	22
2012 - 2013	18	31
2013 - 2014	8	3
2014 - 2015	2	10
2015 - 2016	1	1
2016 - 2017	22	25
2017 - 2018	7	12
<b>2018 - 2019</b>	<b>7</b>	<b>10</b>

**Tableau 4 :** Température moyennes mensuelle de l'air (°C) en 2019. Station d'Aiguebelette et du Bourget et moyennes des années 1981 – 2010.

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
<b>Aiguebelette</b>	1.6	5.4	8.6	10.8	12.7	20.4	23.0	21.2	17.8	14.4	7.1	6.0
<b>Bourget</b>	2.4	5.0	8.8	11.4	13.5	20.5	23.2	21.6	18.2	14.2	7.3	5.9
<b>Bourget 1981-2010</b>	2,2	3,6	7,4	10,7	15,3	18,7	21,0	20,4	16,5	12,1	6,3	3,1

Les températures de l'air à la station d'Aiguebelette suivent logiquement les mêmes variations saisonnières que celles de la station du Bourget, présentant sauf au mois de septembre et octobre des moyennes légèrement plus basses.



a) a) Températures de l'air moyennes, mini, maxi en 2019 (la moyenne 1981-2010 correspond à la ligne en trait interrompus)

b) Températures de l'air : comparaison Bourget Aiguebelette

**Figure 3** : Températures de l'air (°C) station du Bourget.

## 2.2. Précipitations

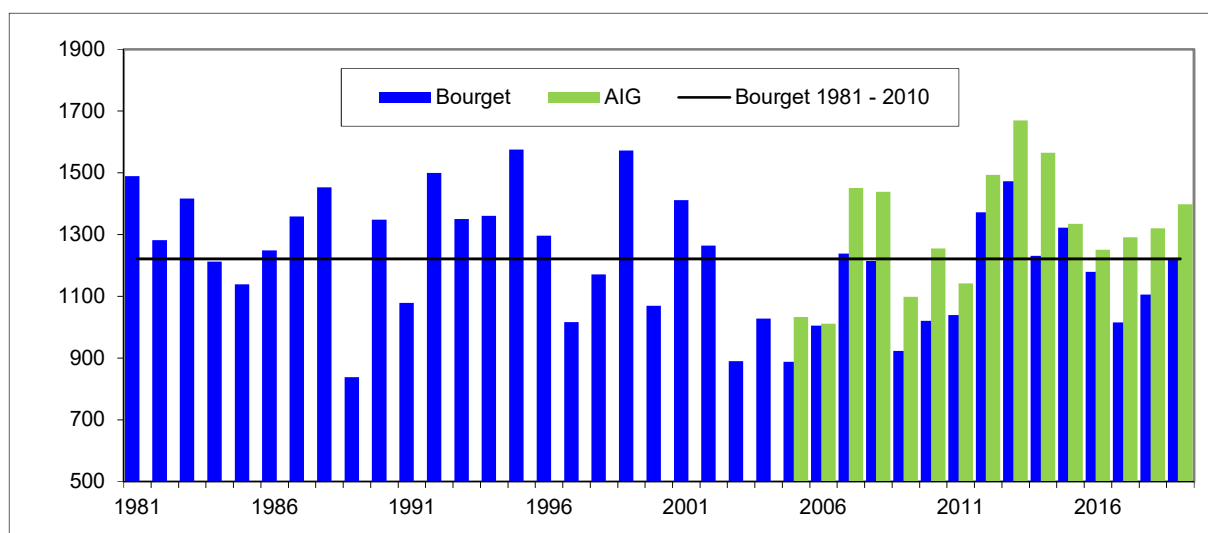
### 2.2.1. Cumul Annuel

Pour 2019, au Bourget le cumul pluviométrique est égal à la normale 1991-2010 (1221,5 mm). A Aiguebelette, la pluviométrie de 2019 est légèrement supérieure (+7%) à la moyenne de la période 2005- 2015 (1311 mm).

**Tableau 5** : Précipitations annuelles aux stations du Bourget et du lac d'Aiguebelette

		2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	Normale 1981-2010
Bourget	mm	<b>1220</b>	1106	1015	1179	1322	1231	1472	1172	1039	1020	<b>1221,5</b>
Aiguebelette	mm	<b>1398</b>	1320	1291	1250	1334	1564	1669	1493	1142	1255	
Nombre de jour de pluie	jour	<b>140</b>	150	127	140	127	153	158	147	129	173	
Hauteur de pluie moyenne	mm/j	<b>10,6</b>	8,6	9,8	9,1	10,8	9,8	10,9	9,6	8,2	7,4	





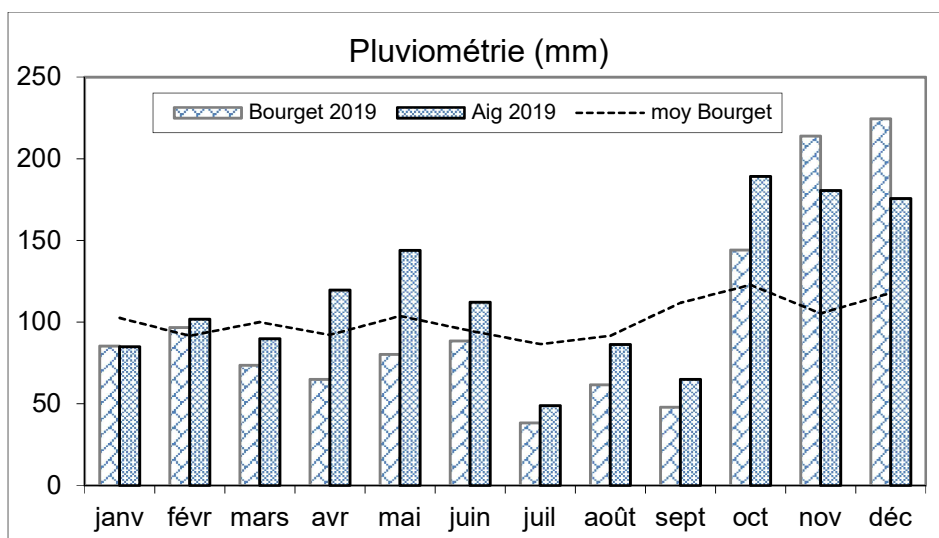
**Figure 4 :** Précipitations annuelles stations du Bourget et d'Aiguebelette

### 2.2.2. Variations saisonnières

Au Bourget par rapport à la pluviométrie Normale (1981-2010) seul le dernier trimestre est excédentaire, tout le reste de l'année est en déficit, faisant ainsi de l'année 2019 une année normale.

**Tableau 6 :** Précipitations mensuelles en 2019 – station du Bourget et d'Aiguebelette et moyenne 1981- 2010 à la station du Bourget.

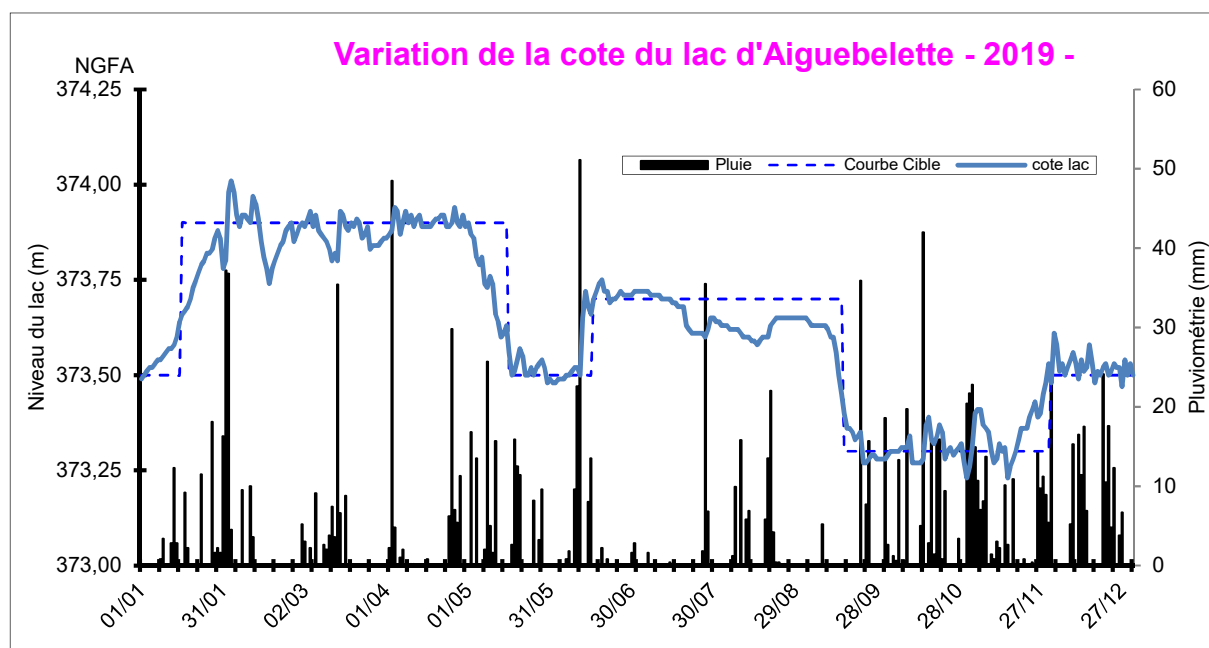
	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill.	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
<b>Aiguebelette</b>	85	102	90	120	144	112	49	86	65	189	181	176
<b>Bourget</b>	85	97	74	65	80	89	38	62	48	144	214	225
<b>Bourget 1981-2010</b>	103	92	100	92	104	95	89	92	112	123	105	118



**Figure 5 : Précipitations mensuelles en 2019 – station du Bourget et d’Aiguebelette et moyenne 1981-2010 à la station du Bourget.**

### 2.2.3. Relation entre pluviométrie et le niveau du lac

La cote du lac est déterminée par la pluviométrie, les apports des affluents et les consignes de niveau gérées par EDF au niveau du canal de Thiers. Sur la figure 6 nous constatons que les consignes sont globalement respectées, en relativisant l'évolution de la cote pendant la période estivale. Le lac atteint sa cote maximale de 374,01 m, le 3 février. Conformément à la consigne la cote minimale (373,22 m) est atteinte pendant la période septembre, novembre. L'amplitude maximale relevée en 2019 entre les deux extrêmes est de 78 cm.



**Figure 6 : Précipitations journalières, niveau du lac d’Aiguebelette et consigne de niveau en 2019**

### 2.3. Insolation

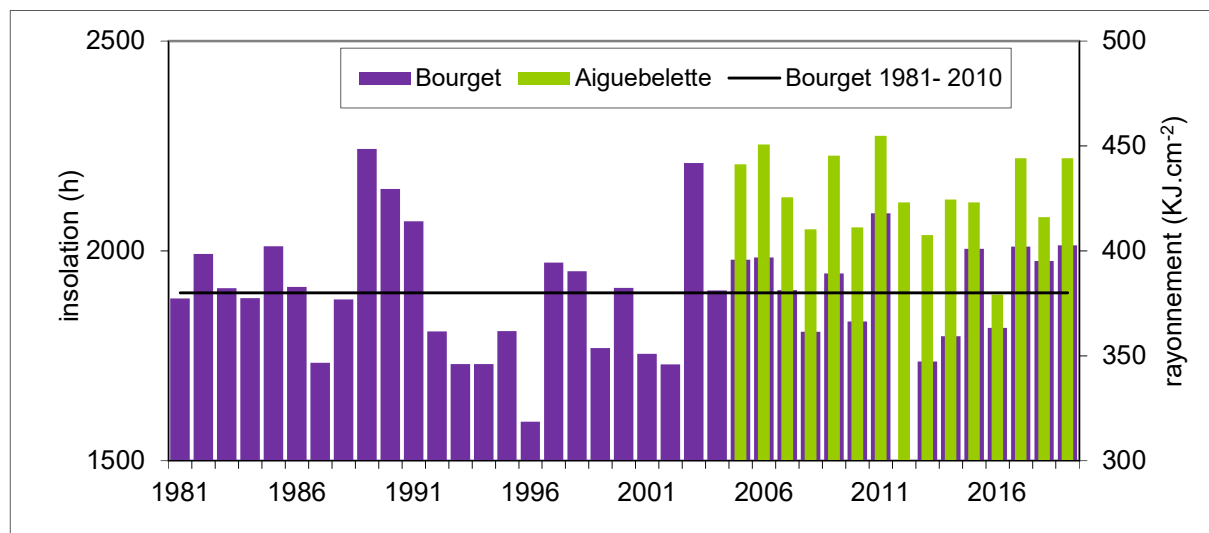
Les deux stations météorologiques mesurent deux paramètres différents pour l'insolation : durée d'insolation journalière (heure) pour la station du Bourget et Rayonnement Global ( $\text{J.cm}^{-2}$ ) à Aiguebelette.

#### 2.3.1. Cumul annuel

A la station du Bourget, l'année 2019 affiche un excédent (6 %) par rapport à la moyenne 1981-2010. A Aiguebelette, le rayonnement est aussi excédentaire de 3,5 % par rapport à la moyenne 2005-2015.

**Tableau 7** : Insolation annuelle à la station du Bourget et moyenne 1981-2010 et rayonnement global du lac d'Aiguebelette en 2019

		2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	Moyenne 1981-2010
Bourget	(h)	<b>2013</b>	1976	2010	1816	2005	1796	1736		2089	1831	<b>1900</b>
Aiguebelette	( $\text{kJ.cm}^{-2}$ )	<b>444</b>	416	444	379	423	424	407	423	455	411	



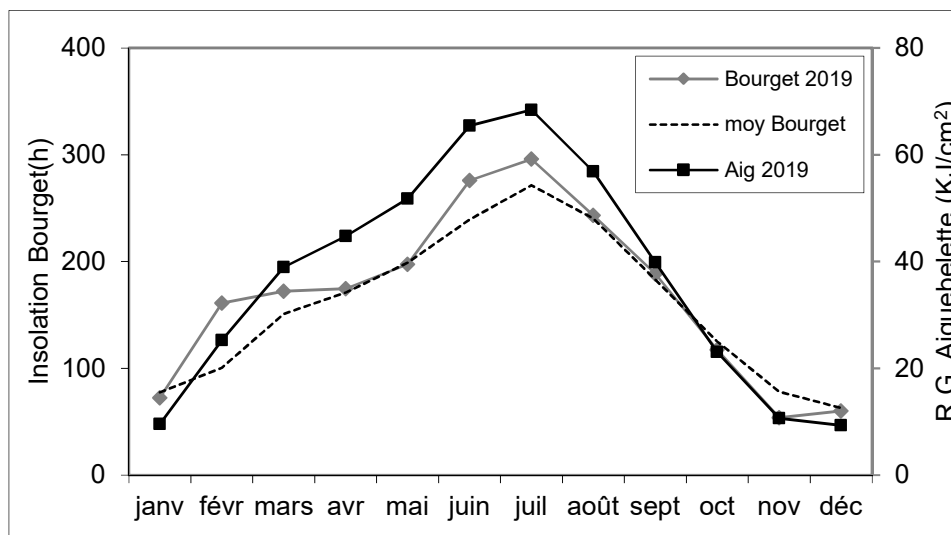
**Figure 7** : Durée d'insolation (h) au Bourget et Rayonnement Global ( $\text{kJ.cm}^{-2}$ ) à Aiguebelette.

#### 2.3.2. Variation saisonnière

Au Bourget, la somme de l'insolation du premier trimestre fut excédentaire de 77h à celle de la Normale du premier trimestre (329 h). A contrario celle du dernier trimestre fut déficitaire (-35h).

**Tableau 8** : Insolation mensuelle en 2019 – station du Bourget et Rayonnement Global d'Aiguebelette et normale 1981- 2010 à la station du Bourget

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill.	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
<b>Aig (<math>\text{kJ.cm}^{-2}</math>)</b>	9,6	25,3	39,0	44,8	51,8	65,4	68,4	56,9	39,8	23,0	10,7	9,3
<b>Bourget (h)</b>	73	161	172	175	197	276	296	243	188	117	54	60
<b>Bourget 1981-2010</b>	78	101	151	171	199	239	271	240	183	125	78	63



**Figure 8** : Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h) de la normale 1981-2010 à la station du Bourget et du Rayonnement Global mensuel à Aiguebelette en 2019.

#### 2.4. En conclusion

Pour Aiguebelette l'année fut encore une année chaude (de même qu'à Chambéry, +10,6% par rapport à la normale). Pour la pluviométrie, l'année est légèrement excédentaire +7% par rapport la moyenne (2005-2015) des relevés effectués. Pour l'insolation à Chambéry, l'année 2018 affiche un excédent (6 %) par rapport à la moyenne 1981-2010, par contre le rayonnement à Aiguebelette n'est lui excédentaire que de 3,5%.

### 3. CAMPAGNES DE TERRAIN

La répartition des dates des 8 campagnes effectuées au cours de l'année 2019 est précisée dans le tableau ci-dessous.

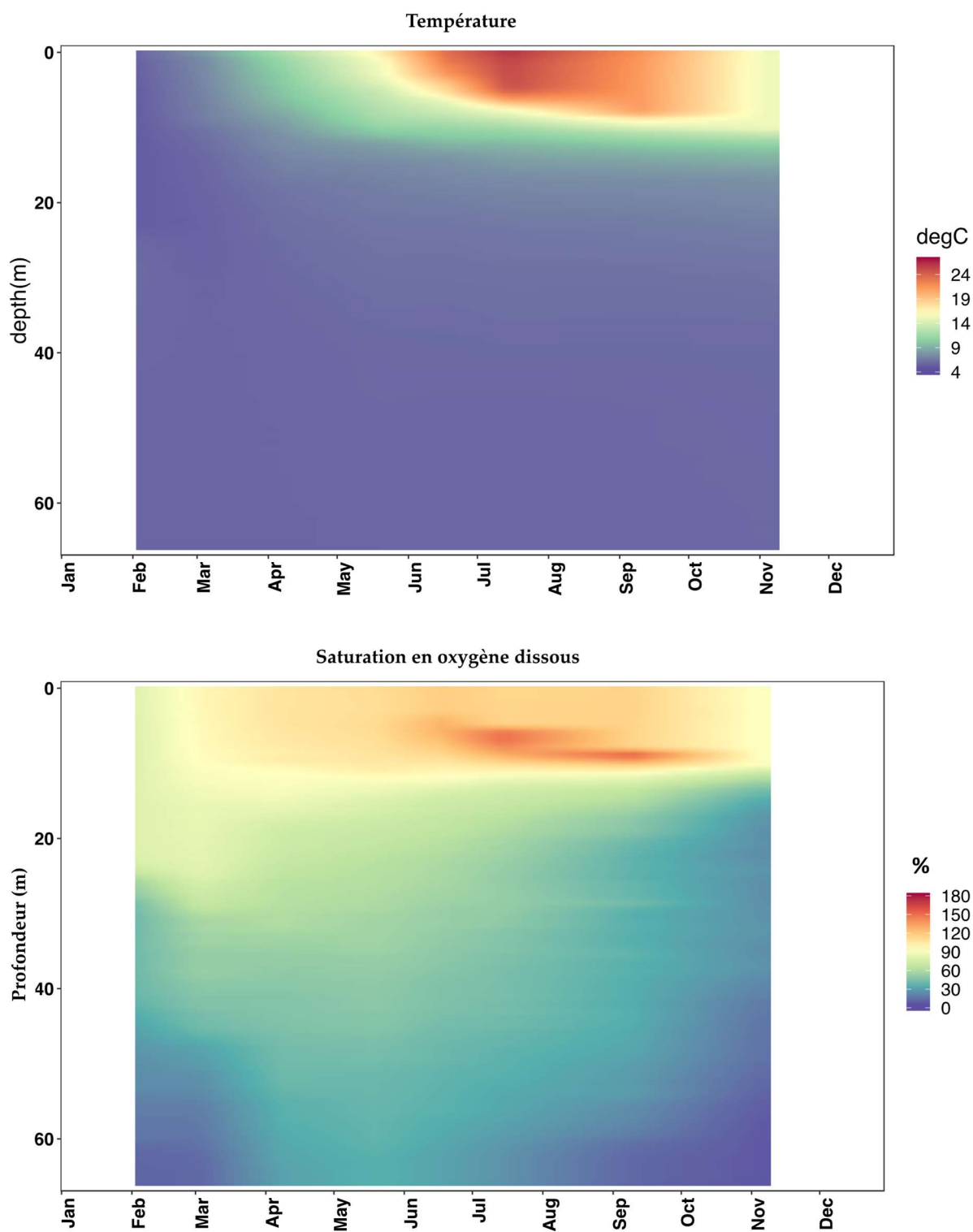
**Tableau 9 : Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2019.**

No de campagne	Date de prélèvement	Sonde multiparamètre
1	5-Feb-2019	ctm1079
2	5-Mar-2019	ctm1079
3	10-Apr-2019	ctm1079
4	23-May-2019	ctm1079
5	20-Jun-2019	ctm1079
6	17-Jul-2019	ctm1079
7	12-Sep-2019	ctm1079
8	7-Nov-2019	ctm214

### 4. EVOLUTIONS SAISONNIERES DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

#### *4.1 Température et oxygène dissous*

La température est un des facteurs de forçage principaux de l'évolution des écosystèmes aquatiques au cours d'une année. L'oxygène dissous dans l'eau résulte d'un ensemble de réactions d'oxydoréduction et de processus de diffusion et de mélange. En ce qui concerne les réactions d'oxydo-réduction une situation de déséquilibre est entretenue par deux types d'activité : d'une part, l'activité photosynthétique dans la zone euphotique qui, en piégeant l'énergie lumineuse pour la convertir en énergie chimique, produit de la matière organique et libère de l'oxygène ; d'autre part l'activité respiratoire et minéralisatrice qui consomme de l'oxygène.



**Figure 9** : Distributions des températures (°C), de la saturation en oxygène dissous (%) au point A, en 2019

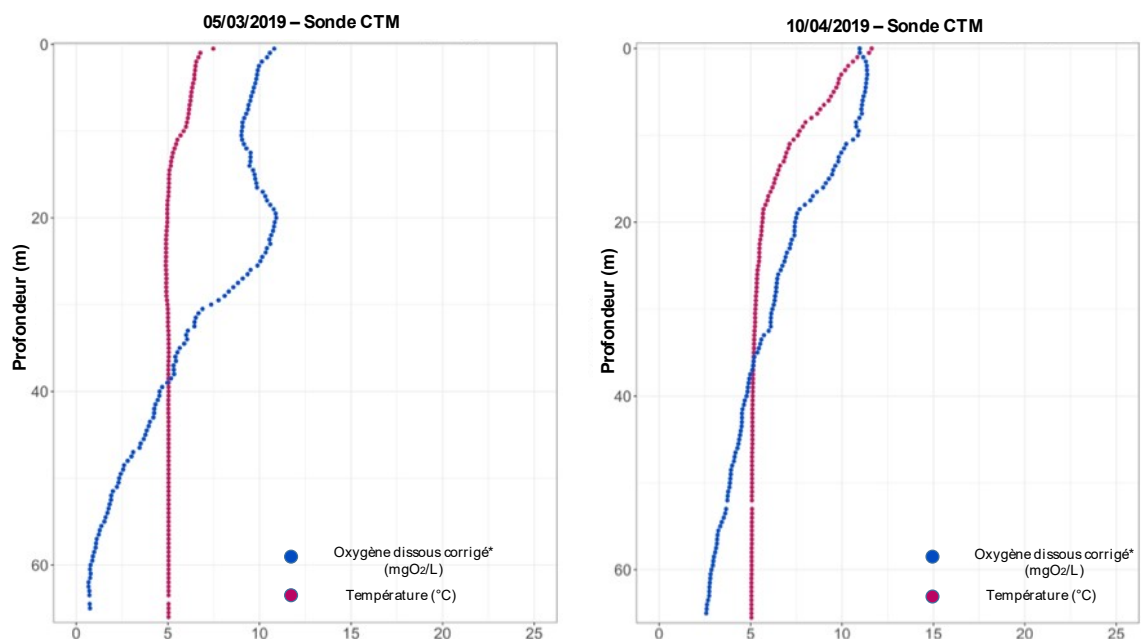
Les évolutions saisonnières des principaux paramètres physico-chimiques température et oxygène dissous mesurés *in situ* sont représentées sur les graphiques ci-dessus.

Ils permettent de mettre en évidence :

- La mise en place progressive de la stratification thermique dans les couches supérieures d'avril à novembre et une température homogène froide dans les couches profondes ;
- Le brassage hivernal annuel de la colonne d'eau en 2019, l'activité photosynthétique dans les couches supérieures d'avril à octobre avec la production d'oxygène et la consommation des éléments dissous, l'activité microbienne dans la zone profonde d'août à décembre avec la consommation d'oxygène dissous et le relargage dans la zone anoxique.

#### 4.1.1 Distributions verticales

L'année 2019 est une deuxième année particulièrement chaude consécutive après l'année 2018. L'homogénéisation de la température de l'eau a été observée le 05 mars 2019. Néanmoins, la concentration en oxygène dissous au fond du lac a resté faible à 0,75mgO<sub>2</sub>/L à cette date. Elle a légèrement augmenté à 2,75 mgO<sub>2</sub>/L au 10 avril 2019 (Figure 10). Le brassage hivernal en 2019 est donc partiel et aurait donc lieu entre les deux campagnes de suivi 05 mars et 10 avril. La profondeur du brassage hivernal est observée à 38m le 05/03/2019. A l'issue du brassage hivernal en 2019, la concentration en oxygène dissous au fond a été mesurée à 2,75 mgO<sub>2</sub>/L tandis qu'elle à 7,8mgO<sub>2</sub>/L en 2018. Par la suite, la stratification thermique commence à se mettre en place compte tenu des conditions climatiques (notamment le réchauffement de l'air et l'augmentation de l'insolation) favorables au démarrage de la production phytoplanctonique. La différence de température entre la surface et le fond est de 6,57 °C (11,62 – 5,05 °C). L'oxygène dissous augmente pour atteindre une valeur de 11,38 mgO<sub>2</sub>/L à 3 m de profondeur. Cette barrière thermique va progressivement bloquer les échanges verticaux et isoler l'hypolimnion.



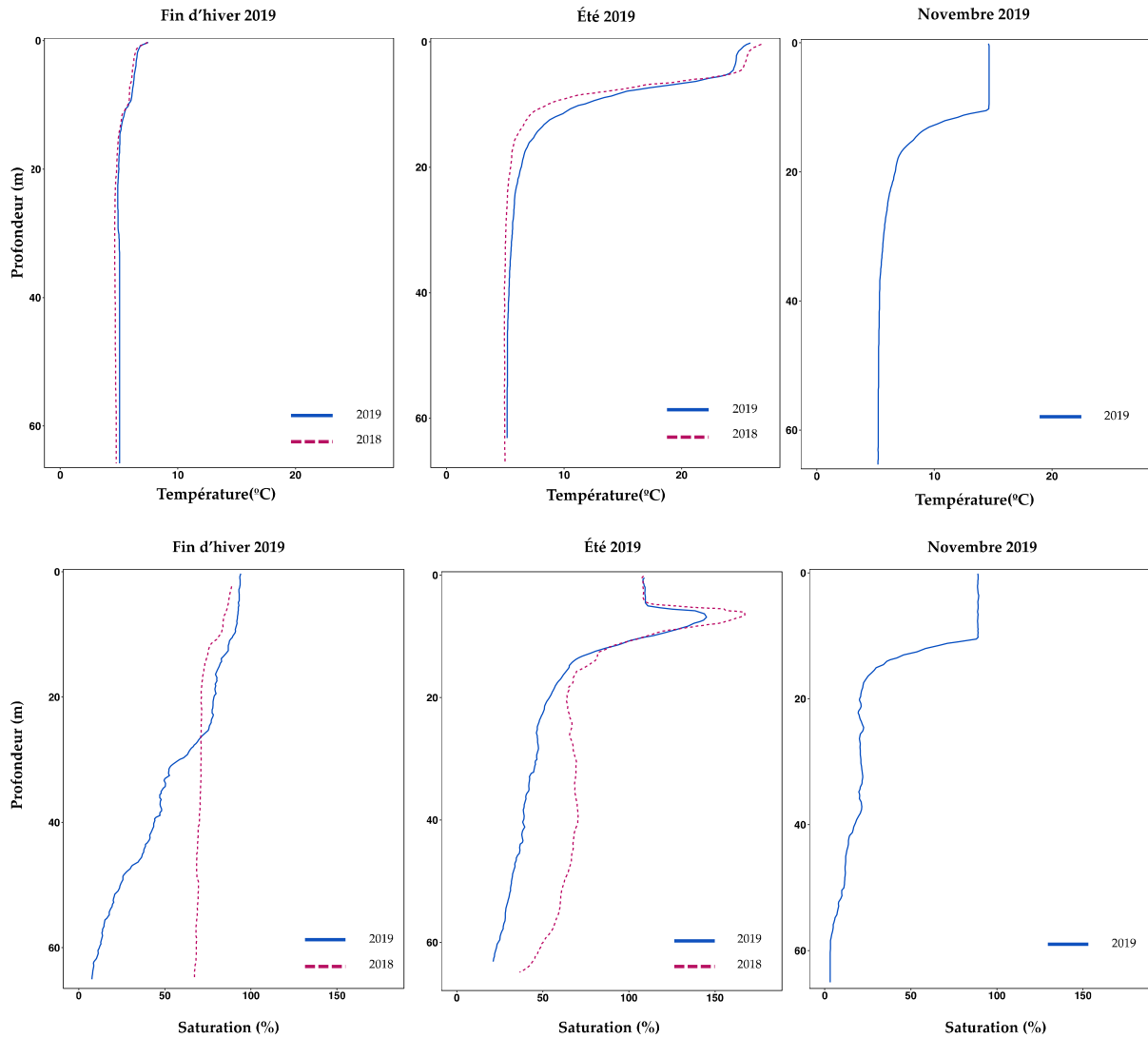
**Figure 10 : Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène dissous (%) au point A au début du brassage hivernal et au début de la stratification en 2019**

D'avril à septembre, la distribution verticale de la température entraîne une stratification de l'oxygène dissous en 3 couches superposées qui présentent des concentrations différentes (Figure 11) :

- L'épilimnion entre 0 et 5 m.
- Le métalimnion entre 5 et 15 m : la distribution verticale de l'oxygène passe par un maximum de 145 % de la saturation le 17 juillet 2019.
- L'hypolimnion entre 20 m et le fond : les concentrations en oxygène diminuent progressivement avec la profondeur.

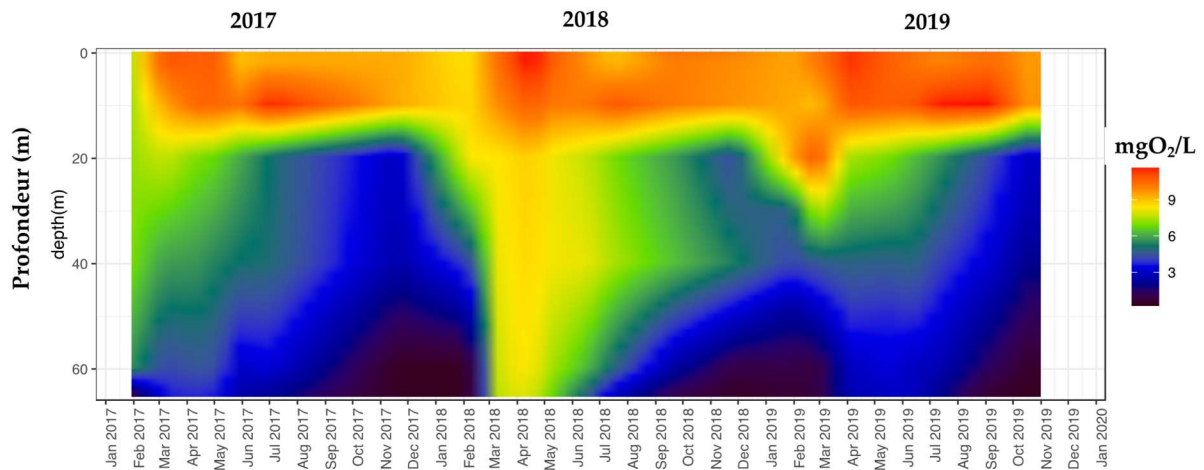


Le refroidissement automnal entraîne un enfoncement de la thermocline et la disparition du maximum d'oxygène associé à une homogénéisation progressive de l'épilimnion à partir de la surface pour atteindre 10 mètres d'épaisseur au mois de novembre 2019. Dans l'hypolimnion, la concentration en oxygène reste faible avec  $0,17 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , inférieur à l'année 2018 avec  $0,40 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ . Cette faible concentration est une conséquence du brassage hivernal partiel en 2019 (Figure 11).



**Figure 11 : Distributions verticales de la température (°C) et de la saturation en oxygène dissous (%) au point A : fin d'hiver et été 2018 et 2019 ainsi qu'en novembre 2019 (pas de campagne en novembre 2018).**

La comparaison des distributions verticales de l'oxygène dissous avec les années précédentes est illustrée à la figure 12.



**Figure 12 : Évolution de la concentration en oxygène dissous ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) au point A, de 2017 à 2019**

La concentration en oxygène à 65m a augmenté légèrement du fait que le brassage hivernal est partiel en 2019. Après le mois de juin, la zone sursaturée en oxygène diminue progressivement tout en restant comparable à l'année 2018. La température du mois de novembre maintient une stratification avec des températures de surface de  $14,6^\circ\text{C}$ , soit plus élevée que le mois de décembre 2018 avec  $9,5^\circ\text{C}$  dans la couche superficielle. L'épaisseur de l'épilimnion est de 10 m.

#### 4.1.2 Variation saisonnière

##### 4.1.2.1 En surface

- **Température**

Les conditions météorologiques et plus particulièrement la température de l'air, influencent fortement la température de la couche supérieure d'eau du lac. La température à 2m de l'année 2019 est inférieure à celle de l'année 2018 pour tous les mois à l'exception du mois de novembre (Figure 13). Le mois de novembre 2019 est plus chaud que l'année 2018. L'année 2019 reste une année particulièrement chaude par rapport à la chronique des données (1981-2019). La température maximale à 2 mètres de profondeur est mesurée lors de la campagne du 17 juillet 2019 avec  $24,70^\circ\text{C}$ , soit inférieur de  $0,9^\circ\text{C}$  par rapport à la même période en 2018. Cette valeur est inférieure à 2017 avec  $25,1^\circ\text{C}$ .

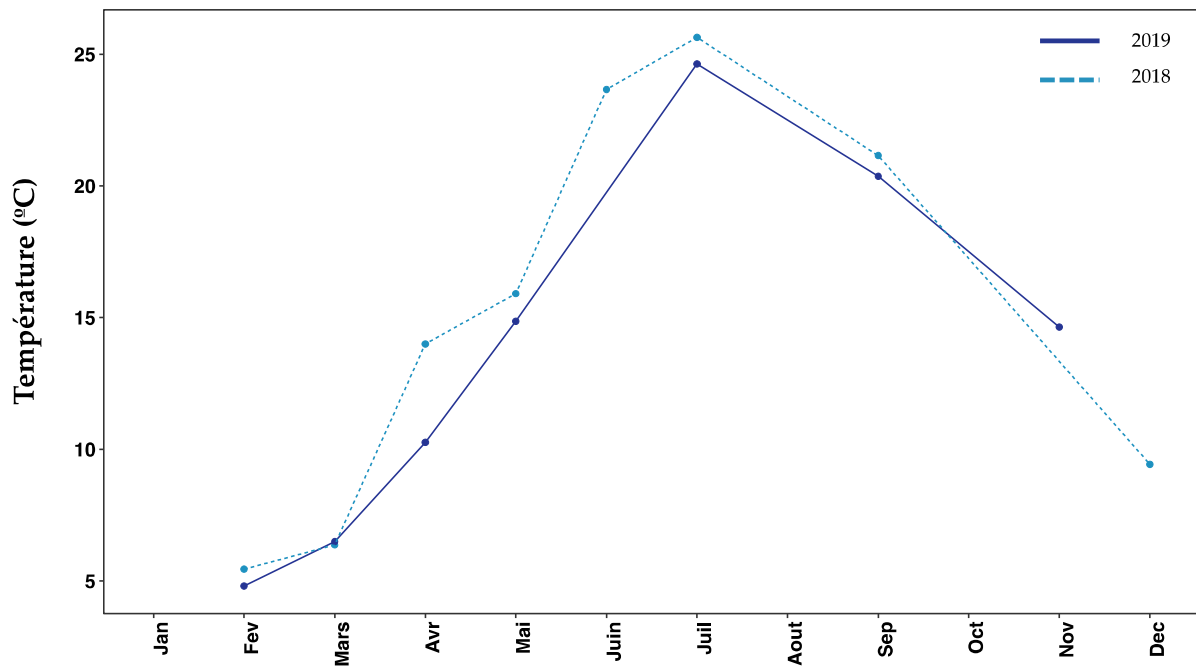


Figure 13 : Évolution des températures (°C) à 2 m au point A du lac d'Aiguebelette - comparaison 2018 et 2019

- Oxygène dissous

Les sursaturations en oxygène (>100%) dans les couches de surface débutent entre avril et mai 2019 et reviennent en dessous de la sursaturation dès le mois de juin 2018. En 2019, l'activité phytoplanctonique entraîne une sursaturation en oxygène à 2m moins importante que l'année 2018 avec le maximum à 11,35 mgO<sub>2</sub>/L. La distribution saisonnière est similaire à celle observée certaines années précédentes (Figure 14).

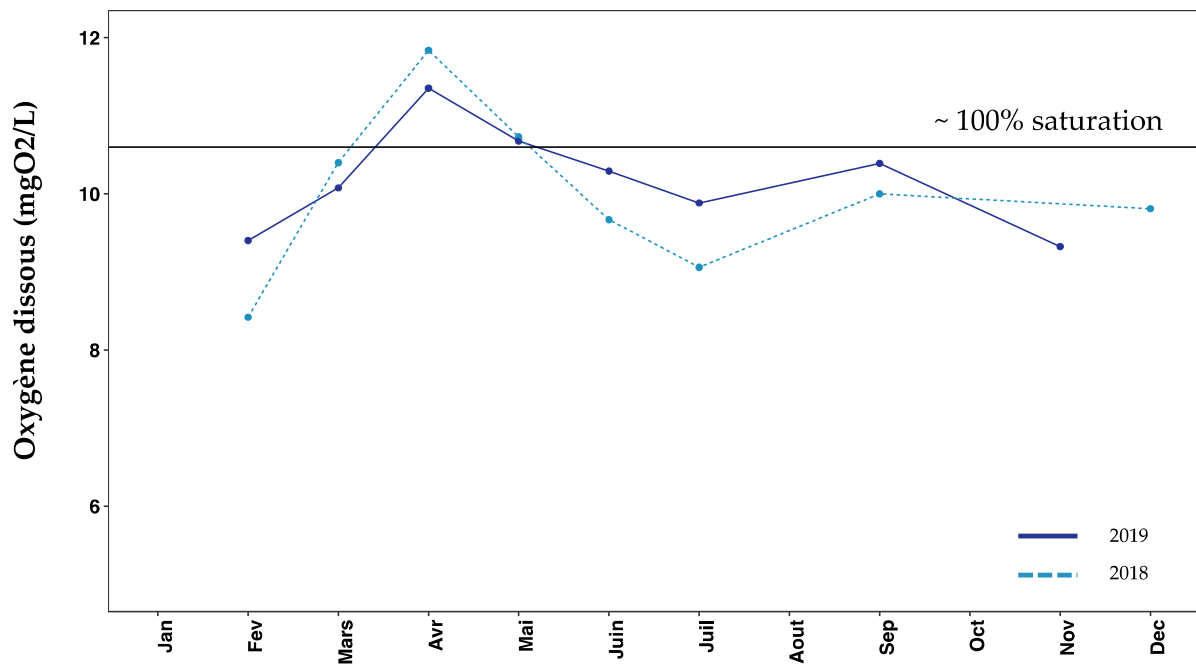


Figure 14 : Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 2 m au point A en 2018 et 2019

#### 4.1.2.2 Dans le métalimnion

Pendant la période estivale, la sursaturation en oxygène est maximale à 139% de saturation en oxygène dissous (13.6 mgO<sub>2</sub>/L).

L'évolution de la profondeur du maximum d'oxygène entre avril et octobre suit, en partie, l'hydrodynamique de la colonne d'eau. En 2019 le pic se positionne entre 5 et 10 mètres de profondeur du mois de mai à septembre 2019 puis disparaît avec le refroidissement et l'homogénéisation de la couche supérieure.

#### 4.1.2.3 Dans l'hypolimnion

Pendant l'hiver 2019, la réoxygénation des couches profondes n'est pas complète. Les valeurs de saturations en oxygène mesurées *in situ* dans la zone 30 – 65 m sont plus faible que l'année 2018 (Tableau 10). La réoxygénation de la colonne d'eau est comparable à l'année 2011.

**Tableau 10 : Saturations maximales en oxygène dissous (%) à la fin de la période hivernale dans les couches profondes entre 2010 et 2019**

Profondeur (m)	Saturation maximale %									
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
30	69	53	58	64	66	65	28	51	65	<b>56</b>
40	68	37	42	61	64	61	17	45	63	<b>36</b>
50	39	26	36	53	62	60	7	39	63	<b>18</b>
60	36	14	30	49	58	59	0,8	32	62	<b>6</b>
65	34	9	22	46	45	58	0,6	27	60	<b>6</b>

La désoxygénation des zones profondes traduit une consommation de l'oxygène dissous qui découle des processus de respiration des organismes et de minéralisation de la matière organique en cours de sédimentation. Le brassage hivernal a pris place jusqu'à environ 38m. Les concentrations en oxygène dissous à 60 ont augmenté à 2,8 mgO<sub>2</sub>/L à l'issue du brassage hivernal. Cette concentration diminue progressivement au cours de l'année pour atteindre 0,25 mgO<sub>2</sub>/L le 07-11-2019 (Figure 15).

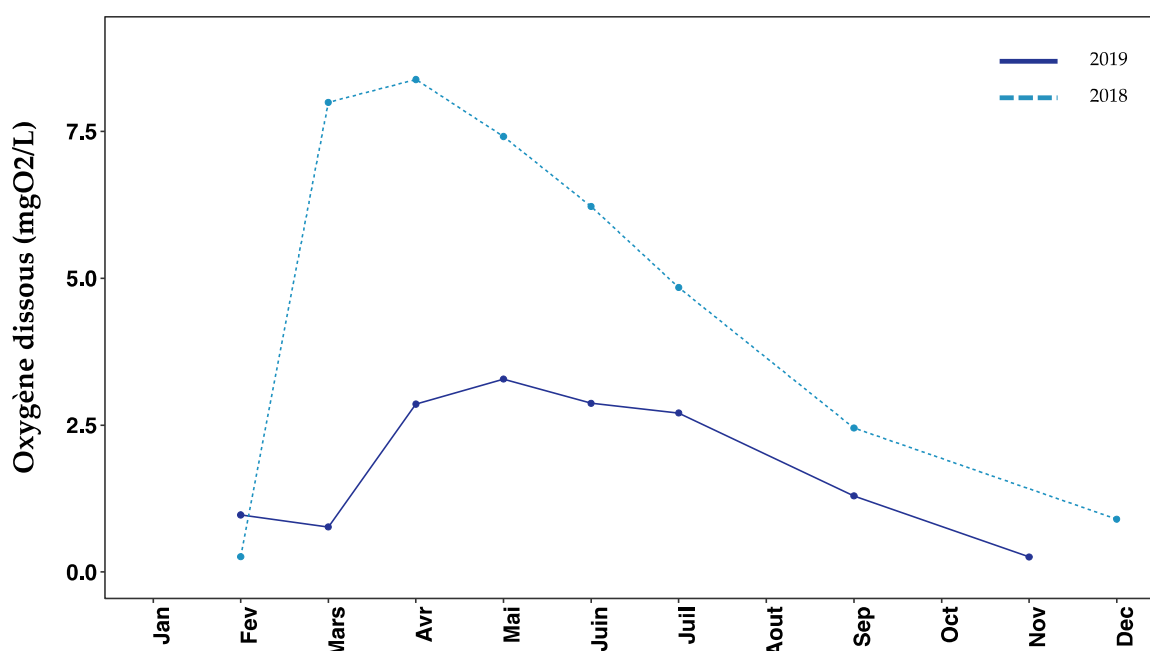


Figure 15 : Variation saisonnière de la concentration en oxygène dissous (mgO<sub>2</sub>/L) à 60 m au point A en 2018 et 2019

## 4.2 Conductivité

La conductivité est mesurée *in situ* lors de chaque campagne de prélèvement avec une sonde multi-paramètres et à certaines profondeurs discrètes au laboratoire. La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm<sup>2</sup> de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle est directement proportionnelle à la quantité de sels minéraux dissous dans l'eau. Elle traduit la minéralisation totale de l'eau. Sa valeur varie en fonction de la température. Elle est donnée par convention à 25°C. La conductivité est mesurée en micro-Siemens par cm ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ).

En 2019, le brassage hivernal n'est pas complet. On note une différence de conductivité de  $27 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  entre la surface et le fond le 05 mars 2019 ( $285 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  à la surface et  $312 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  à 65 mètres) (Figure 16). Dans l'épilimnion, la conductivité diminue à mesure que la stratification thermique se met en place et que l'activité photosynthétique s'intensifie à partir du mois d'avril. La conductivité passe ainsi de  $292 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en avril 2019 à  $232 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en septembre, du fait de la consommation des nutriments et de la précipitation du carbonate de calcium suite à la diminution du  $\text{CO}_2$  par la photosynthèse qui modifie l'équilibre acido-basique du milieu. Le mois de novembre 2019 est plus chaud que celui de l'année 2018. La conductivité continue de stabiliser autour de  $232 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  à 2 mètres. Dans le fond du lac, la conductivité reste stable tout au long de l'année avec des valeurs comprises entre 304 et  $312 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Cette augmentation est la conséquence de la désoxygénation qui entraîne le relargage des sels dissous à partir des sédiments.

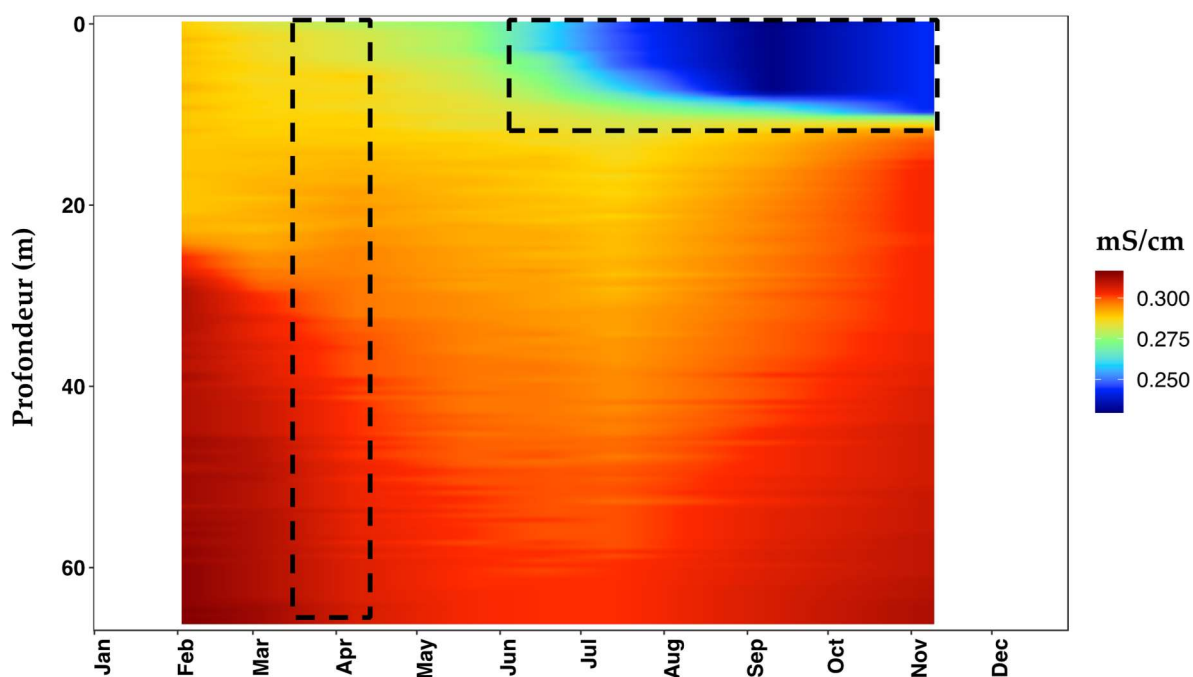


Figure 16 : Distributions de la conductivité spécifique ( $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) au point A, en 2019

## 4.3 Transparence

La transparence dépend de la coloration de l'eau et des quantités de matières en suspension qu'elles soient d'origine allochtones (lessivage des sols) ou autochtones (calcite authigène et phytoplancton). Au milieu du lac, éloigné des sources d'eaux turbides ou de remise en suspension des sédiments qui peuvent occasionnellement se produire dans les zones côtières ou être amené par les affluents, les matières en suspension rencontrées sont très couramment d'origine autochtone et la transparence est généralement déterminée par l'abondance du phytoplancton (Figure 17).

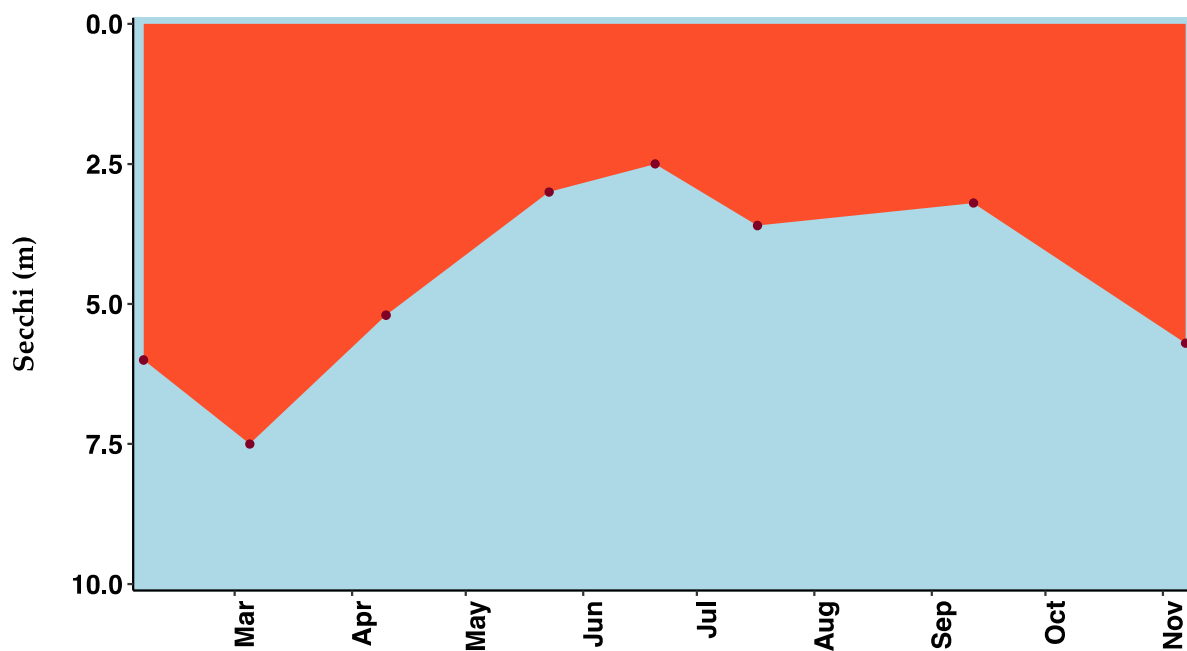


Figure 17 : Évolution de la transparence (m) au point A, en 2019

En début de l'année 2019, la transparence est maximale au mois de mars et diminue progressivement jusqu'au mois de juin pour atteindre la première valeur minimale à 2,5m le 20 juin 2019 (biomasse du phytoplancton printanier) puis la deuxième valeur minimale à 3,2m le 12 septembre 2019 (biomasse du phytoplancton automnal). À partir du mois de septembre, avec la diminution de la biomasse dans les eaux de surface (baisse des températures de l'air, de la lumière), la transparence augmente pour atteindre une valeur de presque 5,7 m en novembre (Figure 17).

#### 4.4 Nutriments

##### 4.4.1 Fin de période hivernale

En fin de période hivernale (période de circulation des eaux), mars 2019, les concentrations en nitrate et en phosphore total ne montrent pas la même homogénéité sur toute la colonne (Figure 18). Les concentrations se situent respectivement entre 0,37 et 0,52 mgN.L<sup>-1</sup> pour les nitrates et entre 6 et 12 µgP.L<sup>-1</sup> pour le phosphore total.

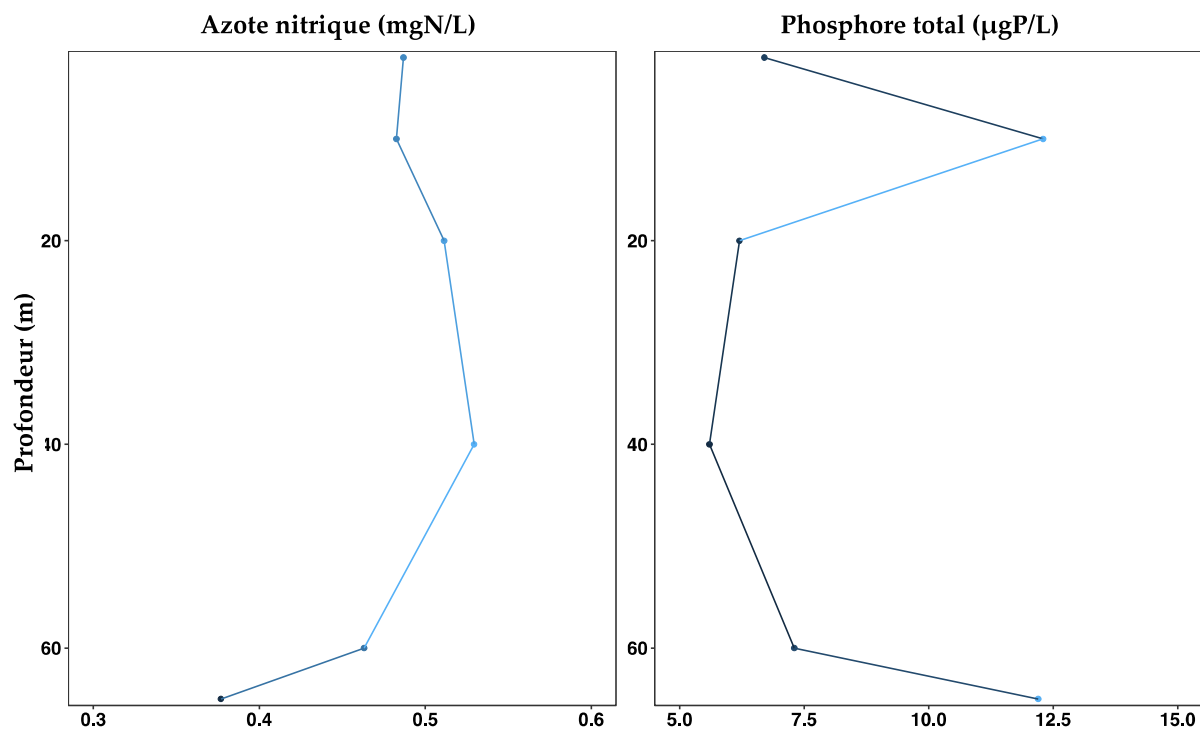


Figure 18 : Distributions verticales des concentrations en nitrate- ( $\text{mgN.L}^{-1}$ ) et en phosphore total ( $\mu\text{gP.L}^{-1}$ ) en fin d'hiver 2019

#### 4.4.2 Evolution saisonnière

##### 4.4.2.1 Azote nitrique (nitrate)

La concentration en azote nitrique des couches superficielles diminue significativement à partir du 05 mars 2019 consécutivement à l'apparition du pic de biomasse phytoplanctonique annuel. La consommation est significative dans les couches 0-10 m. Elle se poursuit jusqu'à atteindre  $0,25 \text{ mgN/L}$  à 2 mètres de profondeur le 13 septembre 2019 puis augmente à  $0,30 \text{ mgN/L}$  en azote nitrique le 07 novembre 2019 (Figure 19).



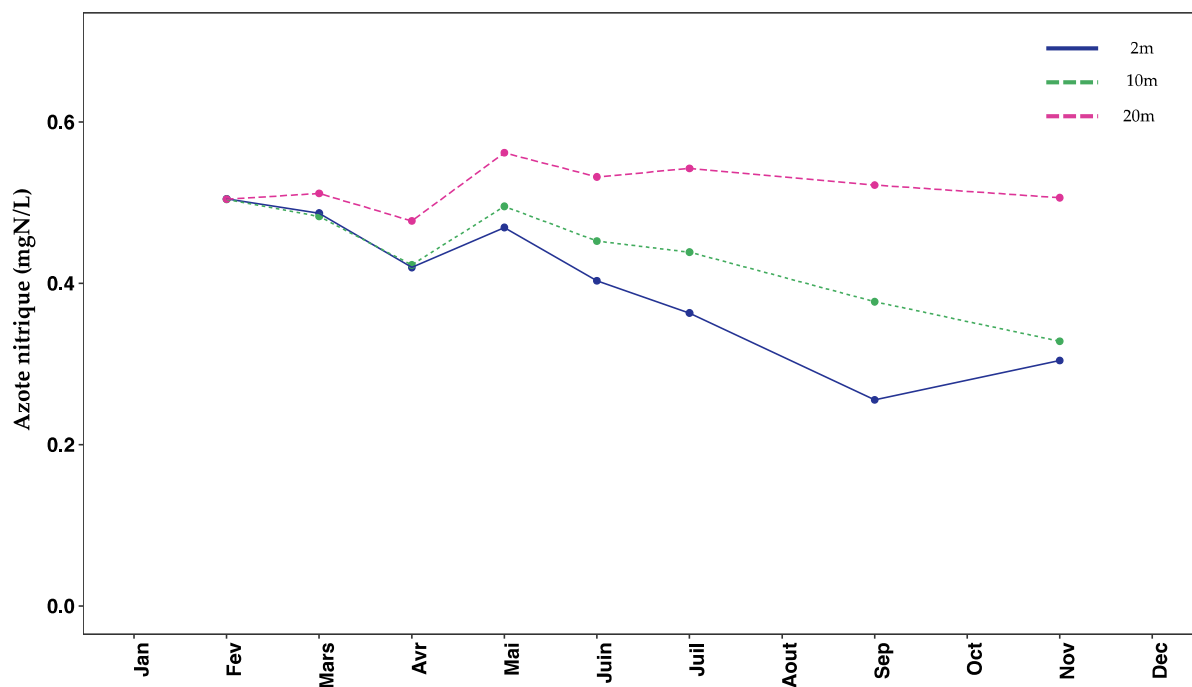


Figure 19 : Concentration en azote nitrique (N-NO<sub>3</sub>-) en 2019 dans l'eau des couches superficielles du lac (2, 10 et 20 m), Aiguebelette, Point A.

#### 4.4.3 Phosphore

Le phosphore est présent sous différentes formes dans le lac. Le phosphore réactif soluble (orthophosphate) sous forme dissoute, ainsi que le phosphore total, comprenant le phosphore dissous et particulaire, sont analysés. Le lac d'Aiguebelette est caractérisé par des concentrations faibles en orthophosphate (Figure 20).

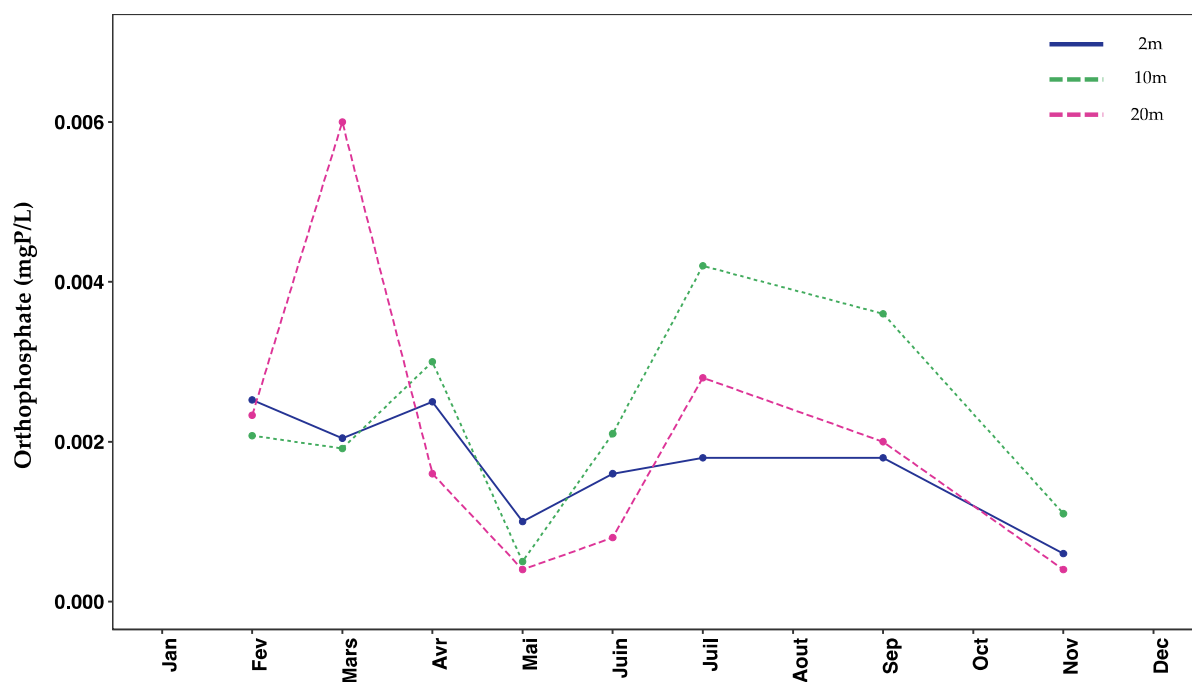


Figure 20 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) en 2019 dans l'eau des couches superficielles du lac (2, 10 et 20 m), Aiguebelette, Point A.

Dans les conditions réductrices caractéristiques d'un hypolimnion en anoxie, la re-minéralisation de la matière organique et le relargage du phosphore par les sédiments s'opèrent. Dans cette zone profonde, la teneur en orthophosphate augmente à partir du mois de mai 2019 pour atteindre 0,004 mgP/L le 07 novembre 2019 (Figure 21).

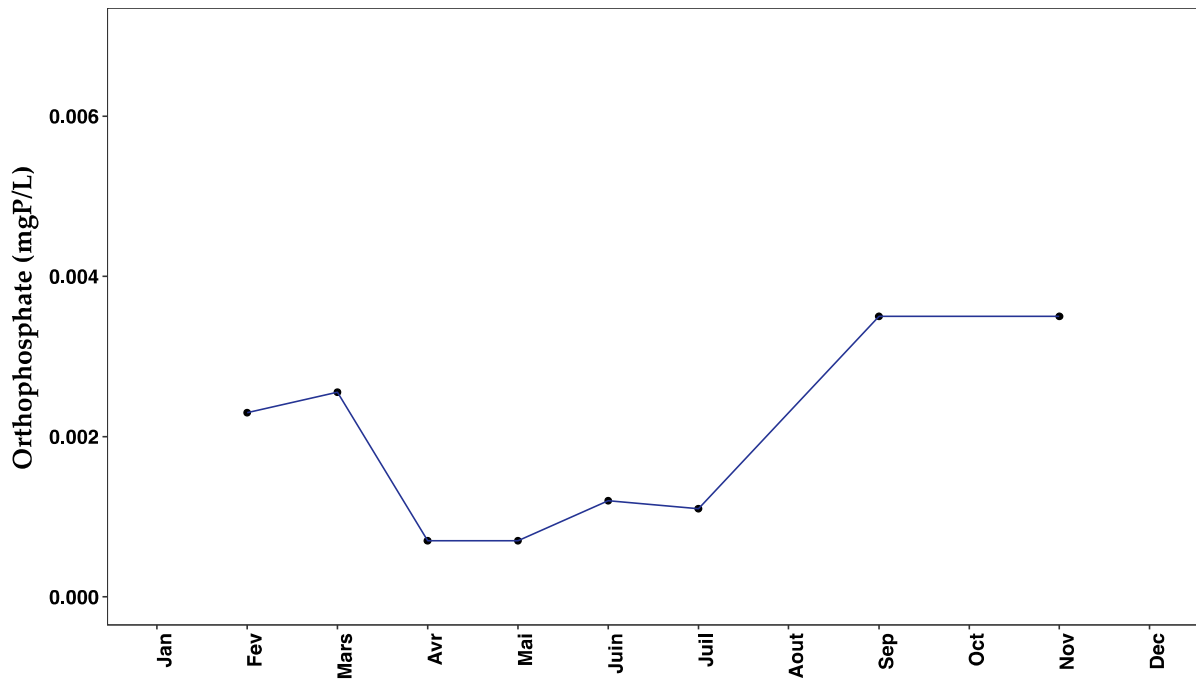


Figure 21 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) en 2019 dans les eaux du fond du lac à 65 m, Point A.

#### 4.4.4 Silice

La silice est un nutriment essentiel pour les diatomées qui l'utilisent pour la construction de leurs squelette extracellulaire (frustule). Le brassage hivernal partiel de l'année 2019 n'a pas permis la remise à disposition du stock de silice réactive dans la colonne d'eau à partir de l'hypolimnion.

En 2019, la concentration en silice dans les eaux de surface et de fond sont respectivement de 2,52 mg/L et 7,33 mg/L au moment du maximum du brassage hivernal (Figure 22). Ensuite, la concentration en silice commence à diminuer dans la couche euphotique avec le développement des diatomées qui vont dominer la biomasse phytoplanctonique au printemps, pour atteindre 0,04 mg/L à 2m le 20 juin 2019. Les concentrations en silice restent ensuite faibles jusqu'au mois de septembre où la consommation décroissante et l'enfoncement de la thermocline s'accompagnent d'une remobilisation des concentrations de silice du métalimnion.

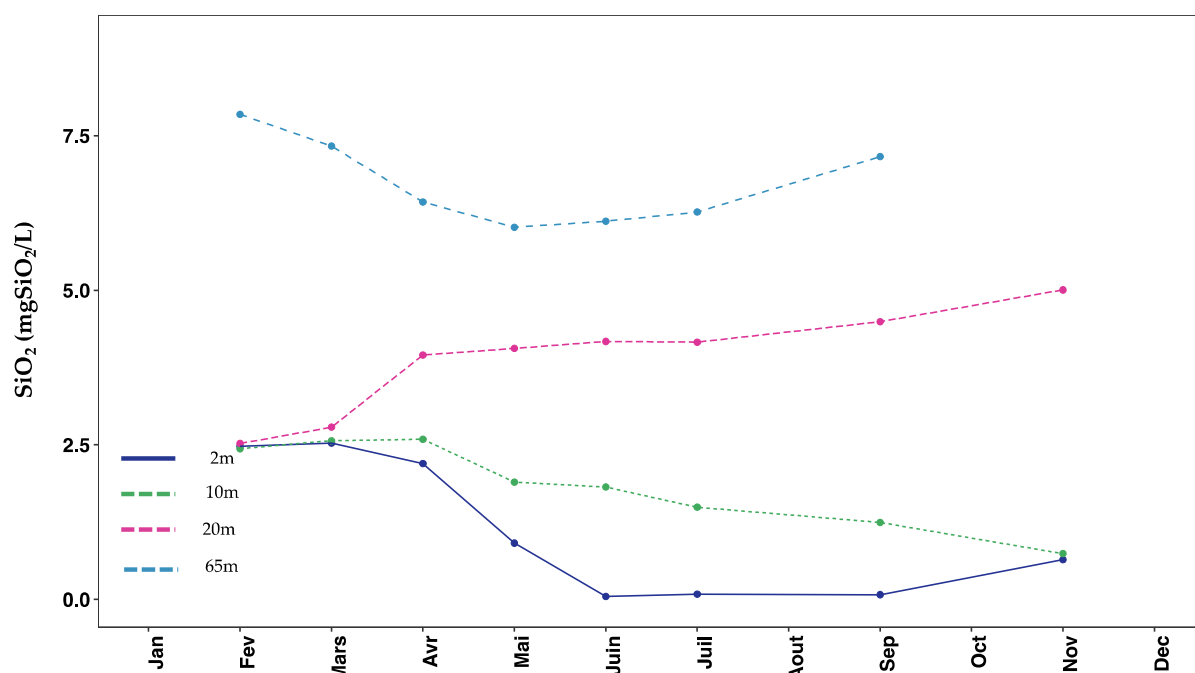


Figure 22 : Concentration en silice en 2019 dans les couches superficielles (2, 10 et 20 m) et au fond, Aiguebelette, Point A.

#### 4.5 Chlorure

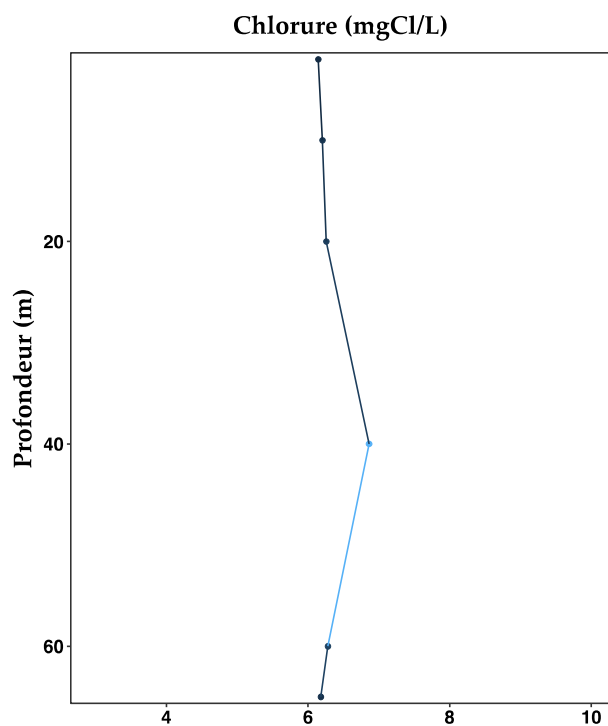


Figure 23 : Distribution verticale des concentrations en chlorure (mgCl.L<sup>-1</sup>) en fin d'hiver 2019.

Le suivi hivernal du chlorure est intégré au suivi du lac d'Aiguebelette bien que celui-ci ne soit pas directement impliqué dans le processus d'eutrophisation. La prise en compte de ce paramètre s'explique par la proximité des axes routiers et autoroutiers passant dans le bassin versant du lac d'Aiguebelette (utilisation des sels de déneigement) et des unités de stockage de chlorures. A la fin de la période hivernale les concentrations en chlorure présentent des concentrations sur l'ensemble de la colonne d'eau comprises entre 6,14 et 6,86 mg.L<sup>-1</sup> (Figure 23).

## 5. SUIVI LONG TERME PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

### 5.1 Nutriments

Dans le principe, les concentrations moyennes annuelles hivernales pondérées par la profondeur en nitrate et en phosphore total constituent un indicateur de l'évolution du stock en fertilisants disponibles pour le développement algal.

#### 5.1.1 Azote nitrique

La concentration moyenne annuelle pondérée de nitrate calculée pour 2019 est de 0,47 mgN.L<sup>-1</sup>. Malgré une tendance qui semble indiquer une augmentation interannuelle de la concentration en nitrate, il faut surtout retenir que les concentrations observées pour Aiguebelette sont très faibles (Figure 24).

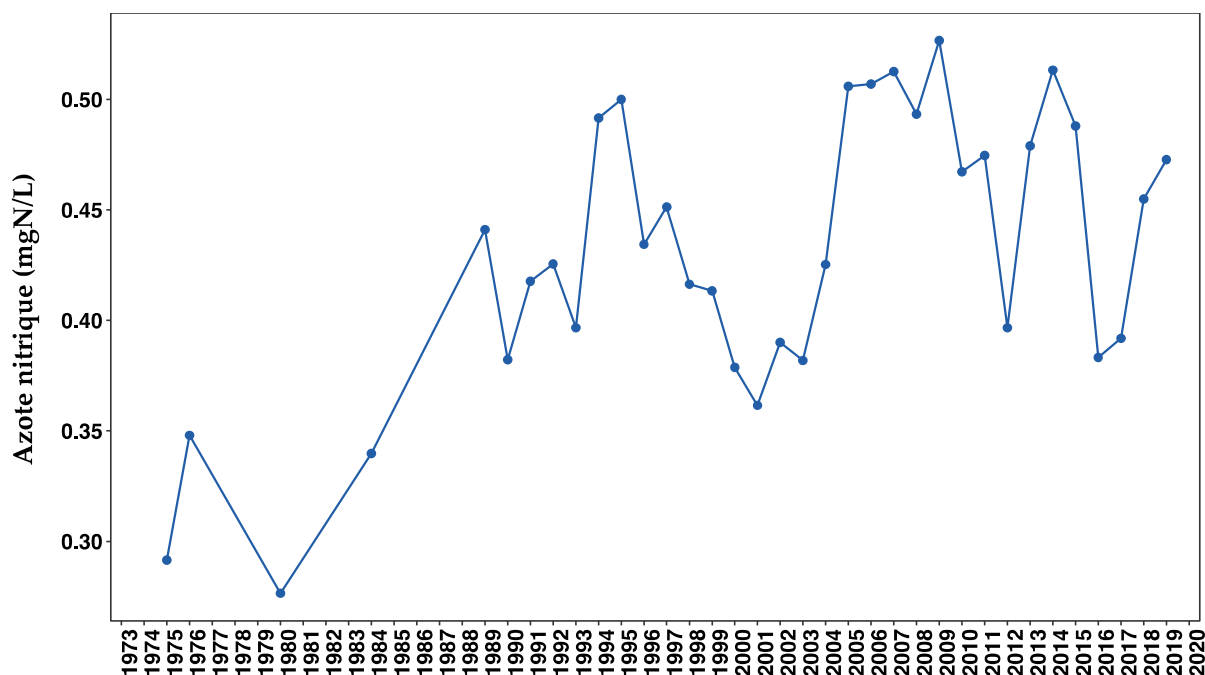


Figure 24 : Évolution des concentrations moyennes hivernales en nitrate (mgN.L<sup>-1</sup>) de 1975 à 2019

#### 5.1.2 Phosphore total

La concentration moyenne pour l'année 2018 est à 7,7 µgP.L<sup>-1</sup>, soit légèrement plus faible que celle de l'année 2018 qui est à 7,8 µgP.L<sup>-1</sup>. L'historique des concentrations depuis 1989 révèle des variations interannuelles, dû à des mécanismes internes qui régule le phosphore dans les eaux du lac, notamment ceux relatifs aux phénomènes d'élimination - sédimentation et de relargage par les sédiments mais aussi aux limites de détection, les valeurs relativement basses étant proches des seuils de quantification des méthodes analytiques.

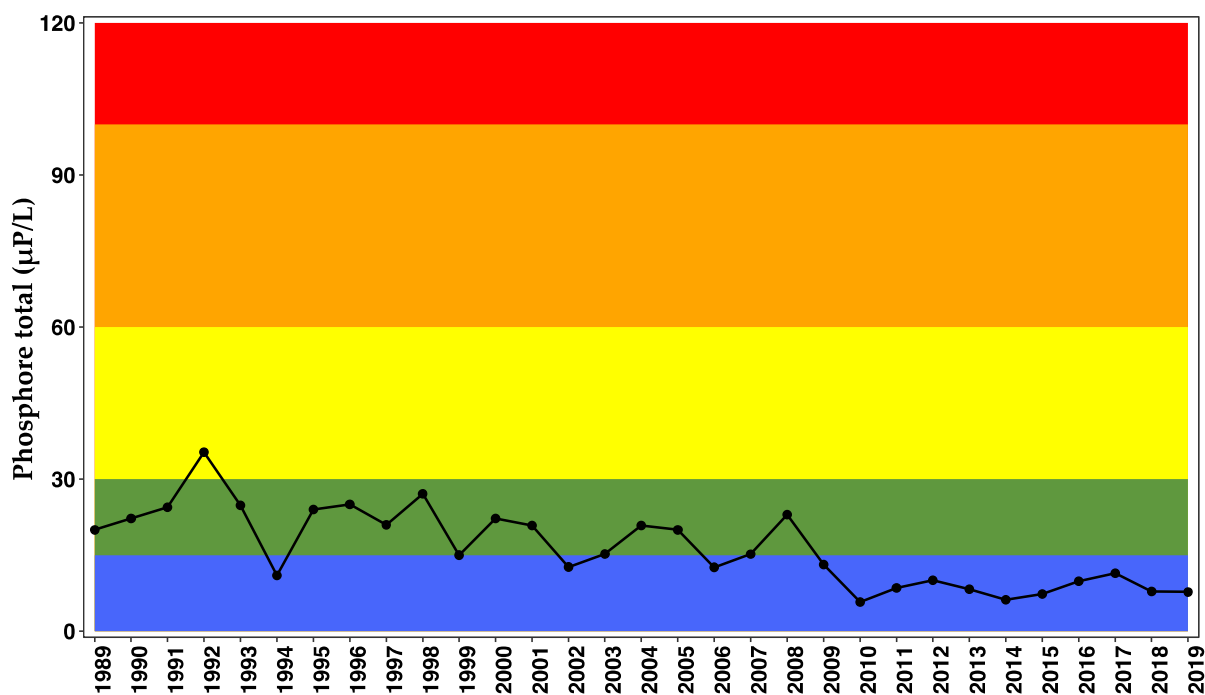


Figure 25 : Evolution de la classe de qualité en fonction des concentrations moyennes pondérées hivernales en phosphore total ( $\text{mgP.L}^{-1}$ ) de 1988 à 2019

Le suivi des concentrations en phosphore total laisse apparaître des valeurs inférieures à  $10 \mu\text{gP/L}$  depuis 2010 à l'exception de l'année 2017 ( $11,4 \mu\text{gP/L}$ ). Il faut néanmoins rester prudent puisque la maîtrise des sources de phosphore est un élément fondamental dans le contrôle du niveau trophique du lac d'Aiguebelette. En comparant les moyennes hivernales avec les classes de qualité, nous observons que, depuis 1992, l'ensemble des valeurs se situe entre les classes "bonne" et "très bonne" (vert et bleu) (Figure 25).

### 5.1.3 Chlorure

La moyenne hivernale pour l'année 2019 avec  $6,1 \text{ mgCl.L}^{-1}$  présente une valeur légèrement plus élevée que celle de 2018 qui est de  $6,0 \text{ mgCl.L}^{-1}$ . Les concentrations moyennes hivernales restent à des niveaux faibles, très inférieurs aux valeurs toxiques citées dans la littérature et sont globalement stables depuis le début du suivi (Figure 26).

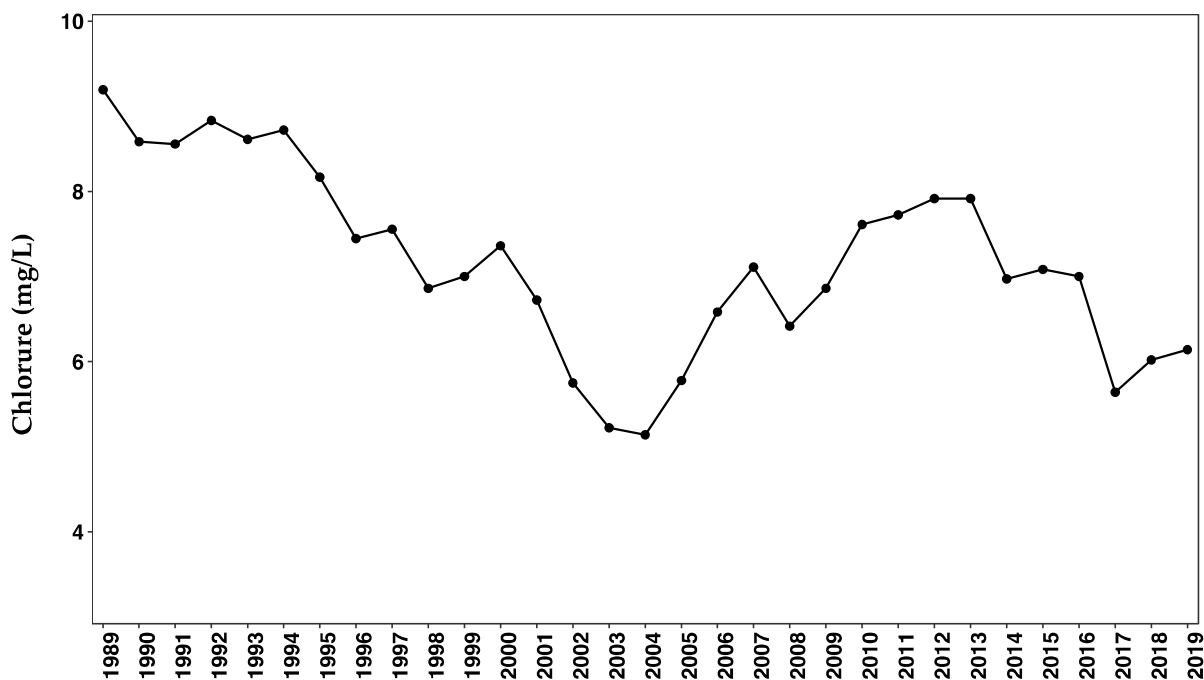


Figure 26 : Evolution des concentrations moyennes hivernales en chlorure (mg.L<sup>-1</sup>) de 1988 à 2019

### 5.2 Transparence

Avec 4,58 mètres, la transparence de 2019 reste cohérente avec les valeurs des années précédentes, plus élevée que celle de 2018. La faible valeur maximale de l'année impacte ce calcul, mais permet de rester dans la même gamme de valeur (vert) (Figure 27).

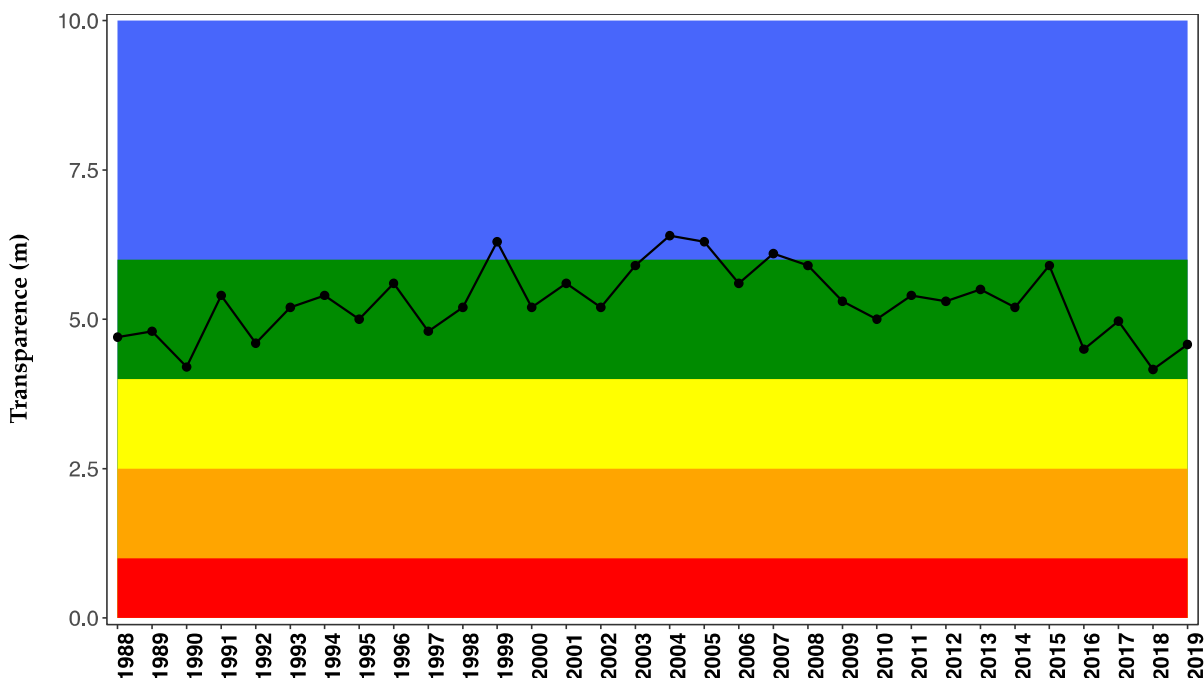


Figure 27 : Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction de la transparence moyenne annuelle (m) mesurée avec le disque de Secchi de 1988 à 2019.



La comparaison avec la grille de qualité montre que depuis quelques années les valeurs moyennes annuelles se situent au niveau de la classe de qualité "bonne" (vert). Quant à la valeur minimale avec 2,5m mesurée au septembre 2019, elle continue à être dans la classe verte (Figure 28).

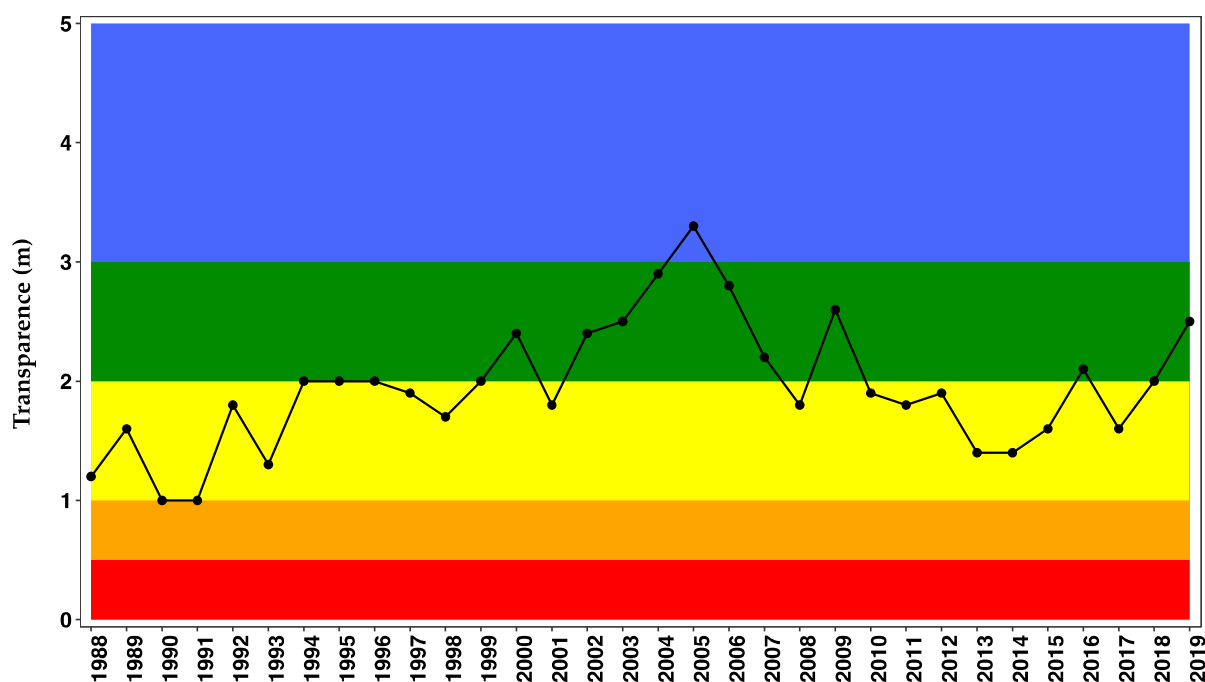


Figure 28 : Évolution de la classe de qualité de l'eau en fonction de la transparence minimale annuelle (m) mesurée avec le disque de Secchi au point A de 1988 à 2019.

Les deux paramètres indiquent bien la stabilité de l'écosystème, mais sont soumis à la variabilité due aux dates des campagnes de mesures.

### 5.3 Température

#### 5.3.1 Épilimnion

L'évolution pluriannuelle des températures à deux mètres de profondeur montre des variations saisonnières régulières. Nous pouvons noter dans cette chronique que les températures maximales en été 2019 sont du même ordre que celles de 2018. Elles restent dans la moyenne de celles observées depuis 1988 (Figure 29).

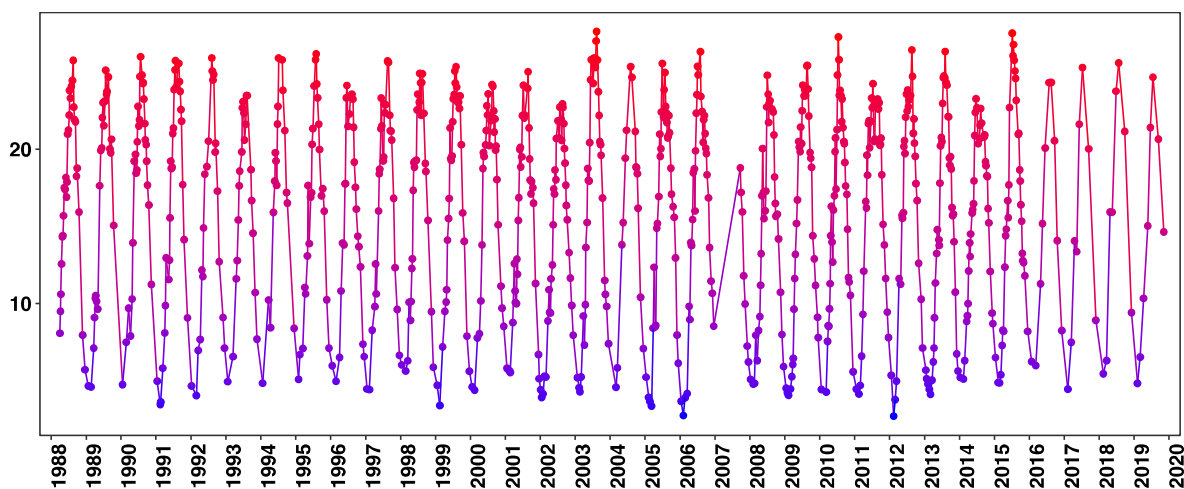


Figure 29 : Evolution des températures (°C) à 2 m de profondeur au point A de 1988 à 2019.

### 5.3.2. Couches profondes

A 60 mètres, nous observons une succession de réchauffements et de refroidissements rythmée par les saisons. Les refroidissements sont plus ou moins importants selon la rigueur de l'hiver (intensité et durée) et ont une influence sur la réoxygénation des couches profondes. En effet, un hiver assez rigoureux (2008-2009) a permis un refroidissement de la zone profonde (Figure 30), a ramené les températures à des valeurs identiques à celles rencontrées à la fin de l'hiver 2001-2002 (4,23°C) et s'est accompagné d'une réoxygénation de plus de 60 % de la saturation. Les conditions climatiques de l'hiver 2019 ont conduit à un brassage partiel de la colonne d'eau jusqu'à 38m, ce qui n'a pas permis un refroidissement de la couche profonde (Figure 30). En 2019, la température annuelle moyenne à 60 m de profondeur est de 5,1 °C soit plus faible que la valeur la plus élevée de la chronique 1988-2015 avec 5,26 °C en 2016 (Figure 31).

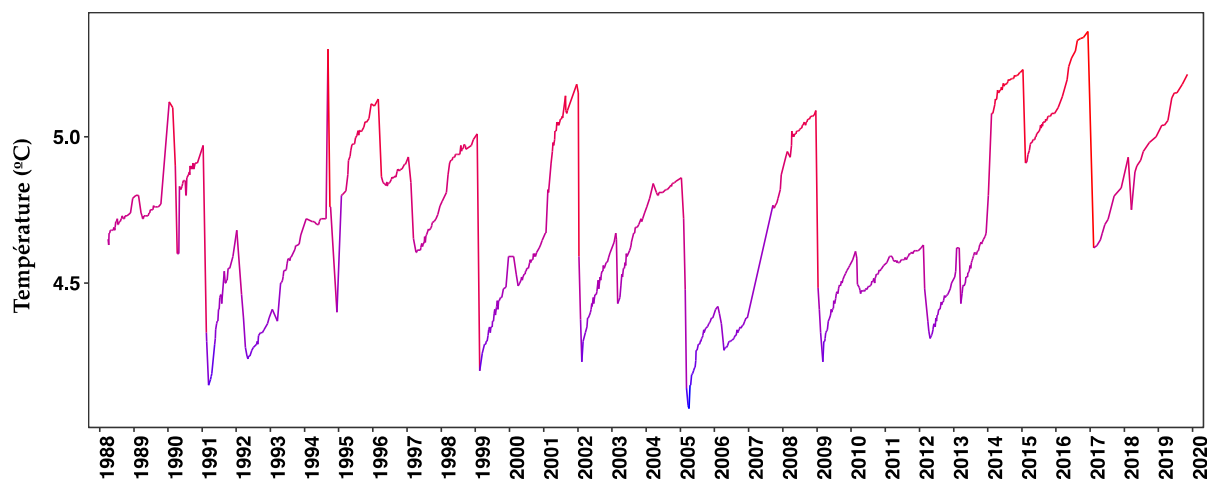


Figure 30 : Évolution des températures en °C à 60 mètres de 1991 à 2019.

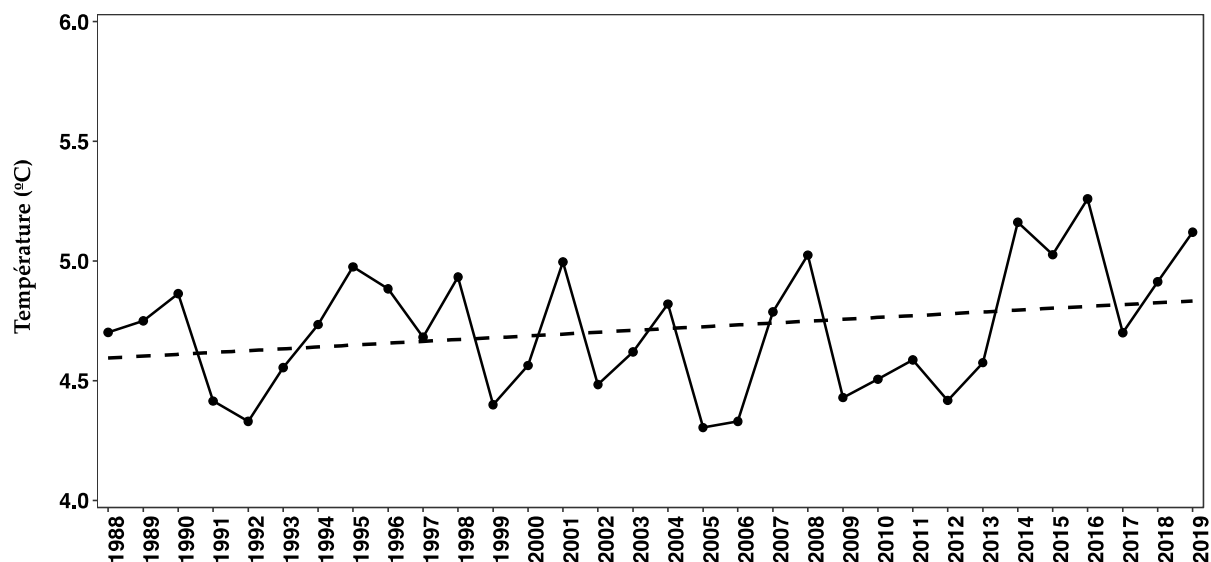


Figure 31 : Évolution des températures moyennes annuelles en °C à 60 mètres de 1988 à 2019.

## 5.4 Oxygène

### 5.4.1 Épilimnion

L'évolution pluriannuelle des valeurs de saturation en oxygène dissous à deux mètres de profondeur montre des variations saisonnières régulières sur la chronique 1988-2019 (Figure 32). Nous pouvons noter que le profil des variations pour l'année 2019 est similaire à ceux des années précédentes, avec des valeurs estivales plus élevées qu'en 2018 avec 109 % en juillet 2019 et 108 % en juillet 2018. Elles restent dans la moyenne de celles observées depuis 1988.

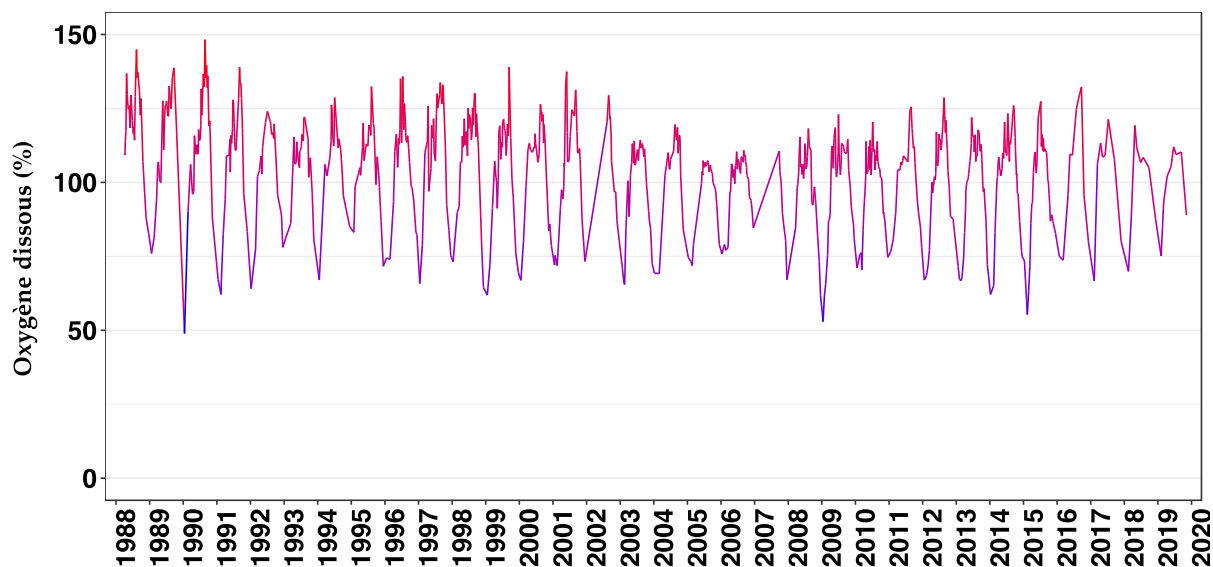


Figure 32 : Évolution des saturations en oxygène dissous (%) à 2 m de profondeur au point A de 1988 à 2019.

### 5.4.2 Couches profondes

Le suivi des saturations en oxygène dissous à 60 mètres permet d'apprécier la variabilité interannuelle ainsi que la relation entre l'intensité des concentrations hivernales et les teneurs mesurées en fin de stratification. Les concentrations en oxygène dissous à 60m pour l'année 2019 sont plus faibles que celles de l'année 2018 à cause d'un brassage hivernal partiel (Figure 33).

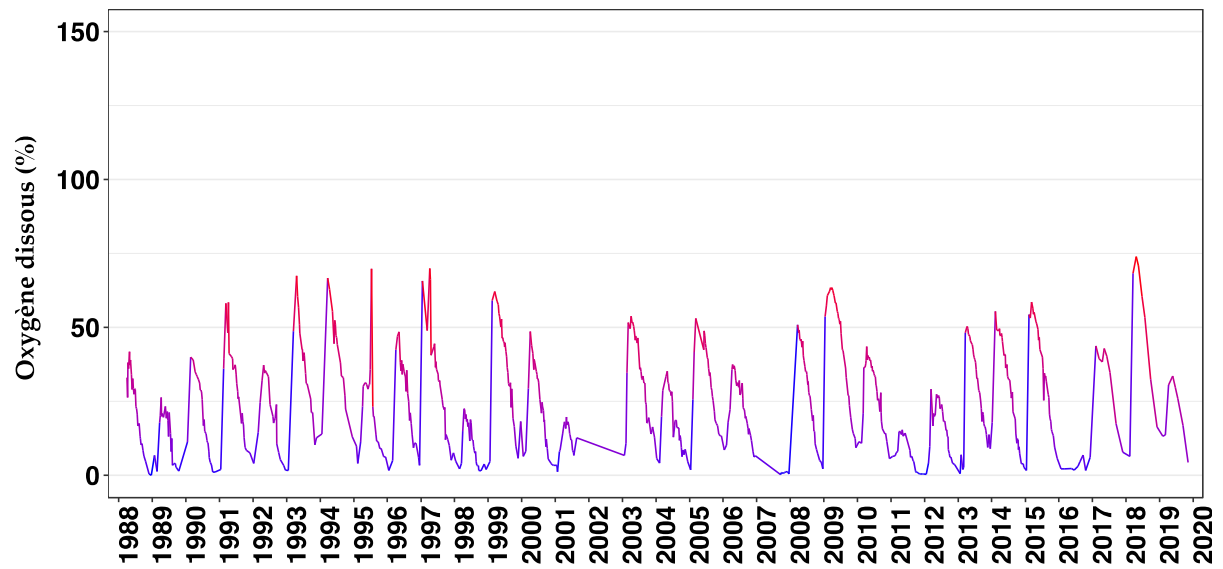


Figure 33 : Evolution de la saturation en oxygène dissous en % à 60 mètres de 1991 à 2019.

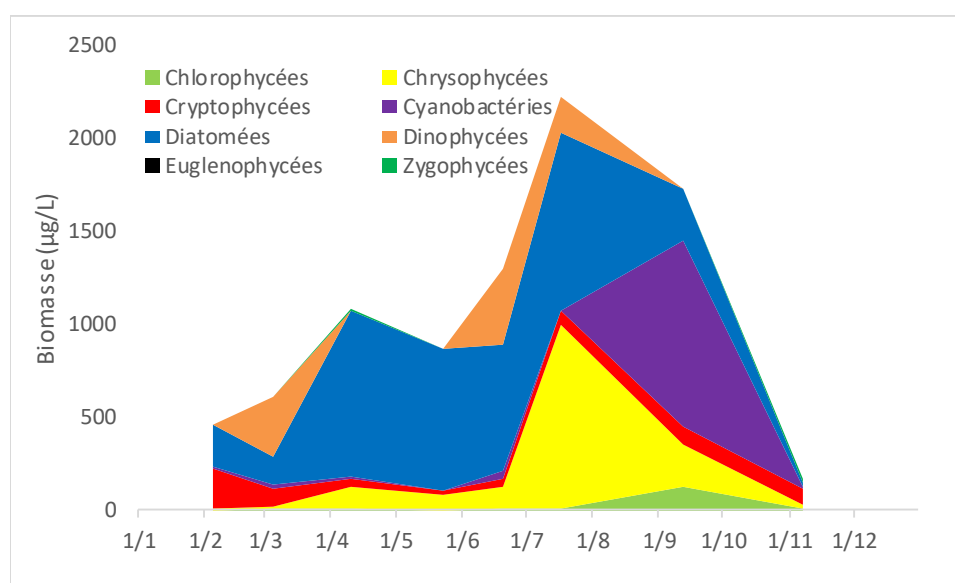
## 6. LE PHYTOPLANCTON

Le compartiment phytoplanctonique du lac d'Aiguebelette a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2019 à la station « Point A ». Cette étude comporte l'analyse de l'évolution quantitative des populations phytoplanctoniques à l'échelle annuelle ainsi que l'évolution interannuelle depuis le début des suivis (1999). Différentes métriques, telles que la diversité (indice de Shannon), ainsi que l'indice de trophie de Brettum (Brettum 1989), modifié par Wolfram (Wolfram *et al.* 2007; Wolfram & Dokulil 2007) sont présentés.

### 6.1 Evolution saisonnière de l'année 2019

#### 6.1.1 Evolution des classes d'algues

La figure 34 présente la dynamique saisonnière des principales classes d'algues *sensu* Bourrelly (Bourrelly 1972; Bourrelly 1981; Bourrelly 1985) pour l'année 2019.



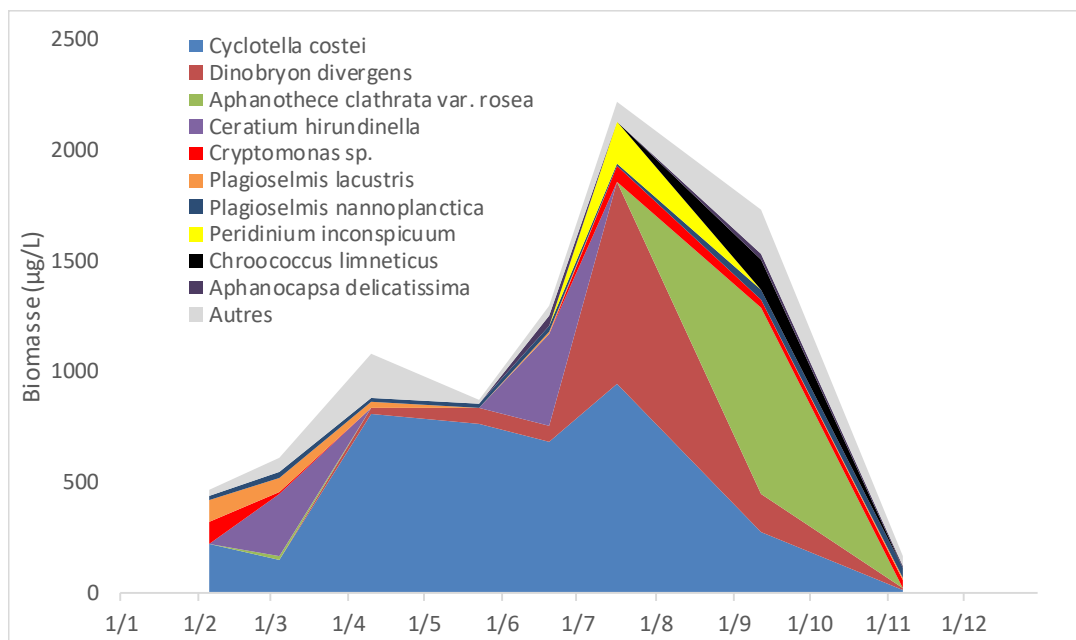
**Figure 34** : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales en 2019.

Pour l'année 2019, 5 phases peuvent-être décrites:

- Une phase hivernale (du 5/02 au 5/3), présentant une biomasse relativement faible et dominée par les diatomées et les Cryptophycées, et également les Dinophycées.
- Une période printanière (10/4 au 23/05) pendant laquelle la biomasse augmente. Les diatomées dominent la biomasse.
- Une phase estivale (20/06 au 17/07), la biomasse continue à augmenter pour atteindre son maximum le 17/07 (2220 µg/L). Les diatomées représentent toujours l'essentiel de la biomasse. Les Dinophycées en juin puis les Chrysophycées en juillet représentent également une part très importante de la biomasse.
- Une fin de phase estivale (12/09), où la biomasse reste élevée et est dominée par les Cyanobactéries.
- Une phase hivernale (5/12), pendant laquelle la biomasse est très faible.

### 6.1.2 Evolution des espèces dominantes

La figure 35 présente la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2019.



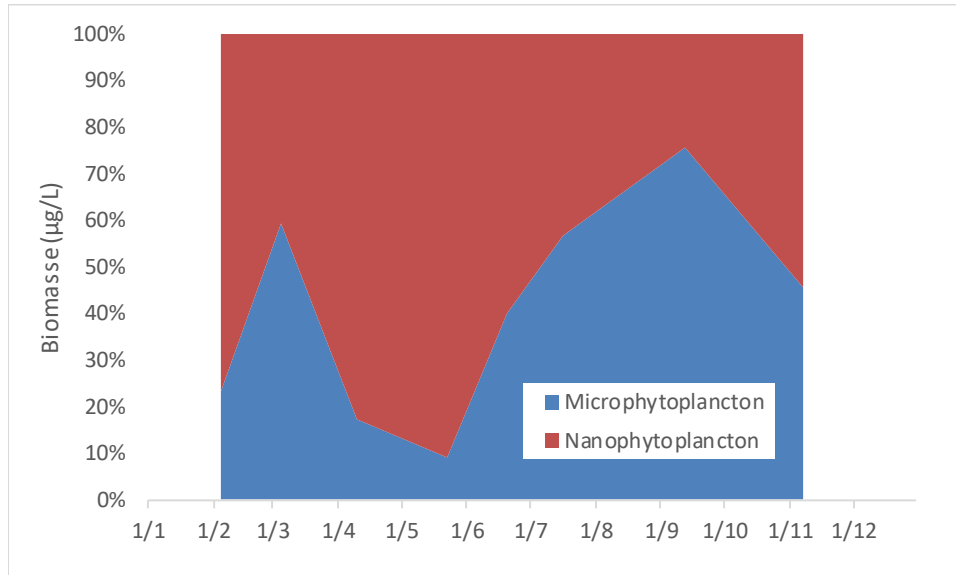
**Figure 35** : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton en 2019.

Les taxons dominants présentés sur la figure 35 constituent plus de 91% de la biomasse annuelle totale. Les successions d'espèces sont décrites ci-dessous :

- Pendant la phase hivernale, les biomasses sont relativement faibles. Elles sont dominées par une diatomée centrique (*Cyclotella costei*) caractéristique des grands lacs en cours de ré-oligotrophisation (Rimet *et al.* 2009). Cette espèce est adaptée aux eaux brassées et froides typiquement rencontrées en début d'année. Cependant, le 5 mars, on note d'importantes biomasses de *Ceratium hirundinella*, une espèce de Dinophycée, caractéristique des épilimnions estivaux bien stratifiés : sa présence à cette saison est assez inhabituelle.
- Pendant la période printanière, tout comme les années précédentes, la biomasse augmente et se stabilise autour de 1000 µg/L. C'est toujours *Cyclotella costei* qui domine largement le compartiment algal.
- Pendant la période estivale la biomasse est toujours dominé par *Cyclotella costei*. Cette espèce est accompagnée de *Ceratium hirundinella*, dont la présence est plus facilement explicable à cette saison car les eaux sont fortement stratifiées. On note aussi que plusieurs espèces de *Dinobryon* (Chrysophycées) présentent une part importante de la biomasse. Ces espèces sont mixotrophes, c'est à dire capable de photosynthétiser et d'utiliser les nutriments dissous dans l'eau, mais également d'utiliser la matière organique comme source d'énergie lorsque les nutriments viennent à manquer. Elle sont caractéristiques des milieux oligotrophes (Padisak *et al.* 2009).
- Pendant la fin de phase estivale, la biomasse est dominée par *Aphanothece clathrata var. rosea*, une cyanobactérie mucilagineuse non-toxique. Cette espèce planctonique préfère les eaux stratifiées plutôt riches en nutriments (Reynolds *et al.* 2002).
- En fin d'année, la biomasse phytoplanctonique est faible et est dominée par plusieurs espèces de Cryptophycées (*Plagioselmis lacustris*, *P. nannoplanctica*, *Cryptomonas sp.*). Ces espèces sont classiquement observées dans le lac d'Aiguebelette en hiver.

### 6.1.3 Evolution du micro et du nanophytoplancton

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20  $\mu\text{m}$  et un biovolume inférieur à 10 000  $\mu\text{m}^3$ . Ceux du microphytoplancton, une longueur supérieure à 20  $\mu\text{m}$  et/ou un biovolume supérieur à 10 000  $\mu\text{m}^3$ . La figure 36 présente la dynamique de ces deux catégories pour l'année 2019. Le nanophytoplancton est plus facilement ingérable par le zooplancton et permet d'expliquer la cinétique de la biomasse de ce dernier.



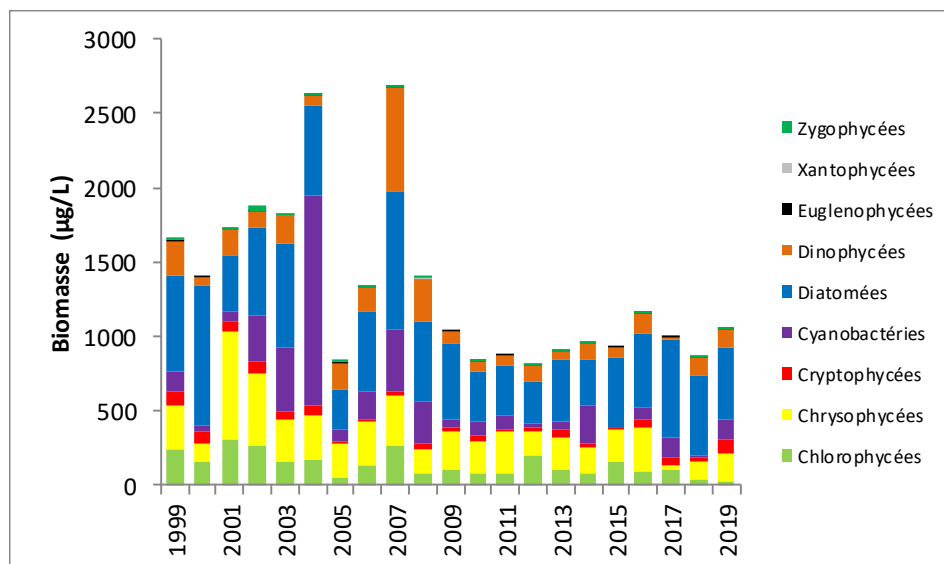
**Figure 36 : Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille en 2019.**

Le nanophytoplancton domine le compartiment en début d'année (5 février), puis du 10 avril au 20 juin, et en fin d'année (7 novembre). Les autres périodes sont dominées par le microphytoplancton, c'est-à-dire le 5 mars, puis du 17 juillet au 12 septembre.

## 6.2 Evolution interannuelle

### 6.2.1 Evolution des classes d'algues

La figure 37 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues *sensu* Bourrelly (Bourrelly 1972; Bourrelly 1981; Bourrelly 1985). Pour chaque mois, une moyenne est calculée par classe algale, puis pour chaque année, une moyenne est calculée à partir de ces moyennes mensuelles.



**Figure 37** : Evolution interannuelle des principales classes algales (moyenne annuelle des moyennes mensuelles des biomasses).

L'année 2019 permet de confirmer les observations depuis 2008 : la biomasse algale est globalement plus faible que dans les années 1999-2004. La biomasse des Chlorophycées en 2019 est la plus faible de toute la chronique : cette classe algale caractérise les milieux plutôt eutrophes ; sa cinétique interannuelle est clairement à la raréfaction.

Ces biomasses sont proches de celles observées sur le Grand Lac d'Annecy (biomasses comprises entre 500 et 1000 µg/L) qui est un lac oligotrophe. Les biomasses du lac d'Aiguebelette sont inférieures à celles du Léman qui est encore un lac méso à faiblement eutrophe (cf. rapport CIPEL campagne 2019). La classes algale dominante est celle des Diatomées dont les espèces dominantes sont indicatrices de milieux oligotrophes.

### 6.2.2 Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1999-2019. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (Weaver & Shannon 1949) est calculé, puis une moyenne mensuelle est calculée, enfin la moyenne annuelle de ces moyennes mensuelles est calculée pour chaque année. L'évolution de cet indice moyen est reporté à la figure 38.

Détail du calcul de l'indice de diversité de Shannon :

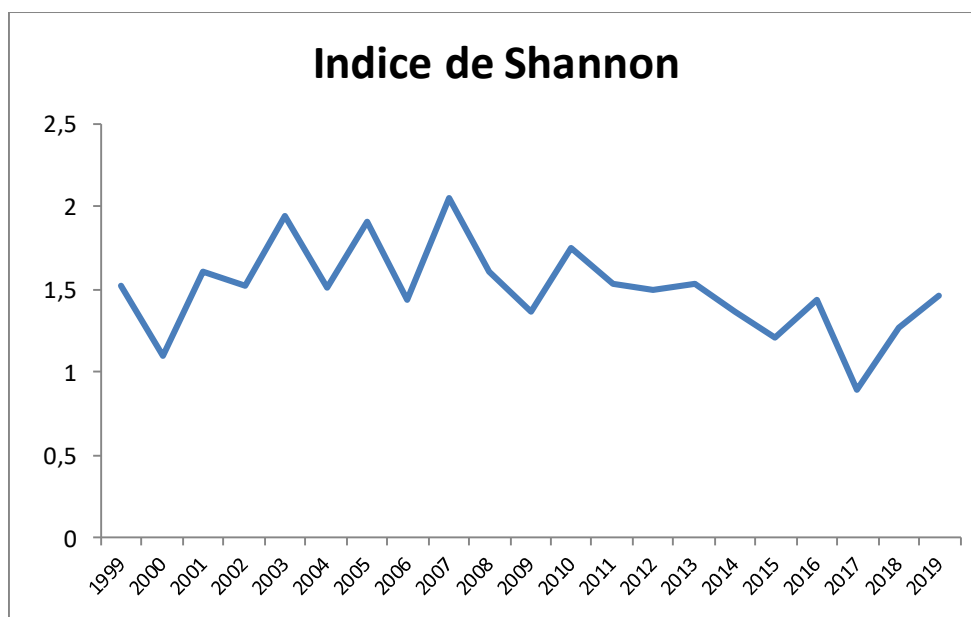
$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \ln \left( \frac{n_i}{N} \right)$$

H : indice de Shannon

N<sub>i</sub> : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales





**Figure 38** : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon.

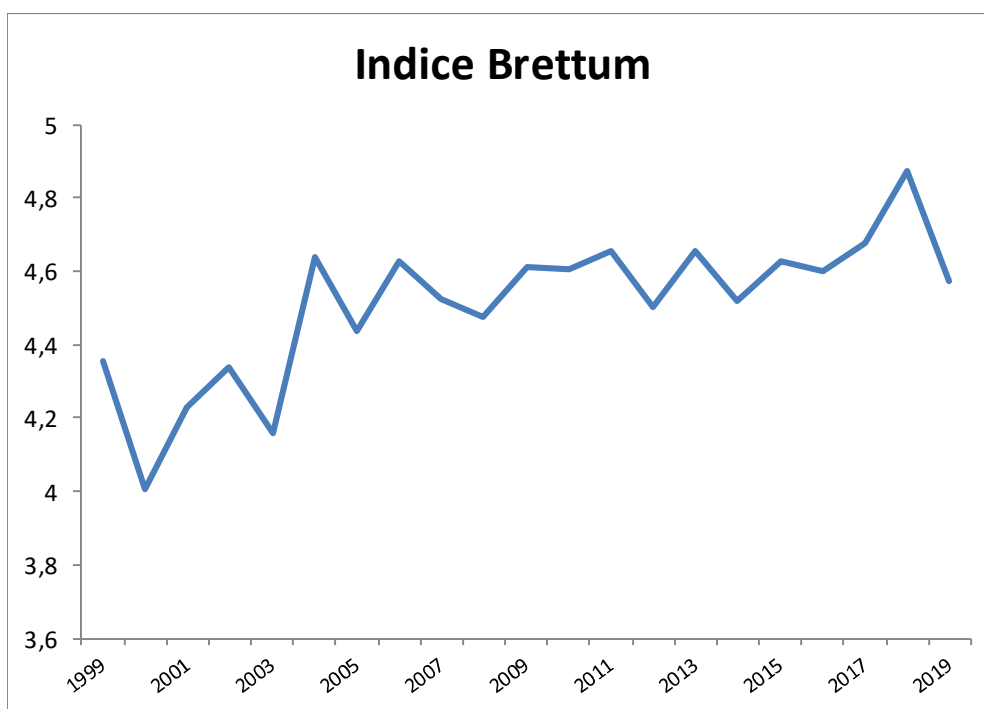
L'indice de diversité de lac d'Aiguebelette est stable, oscillant entre 1.2 et 1.5 depuis 2011. La diversité du Lac d'Aiguebelette est plus faible que celles du Léman (environ 2) mais comparable à celles d'Annecy et du Bourget.

### 6.2.3 Evolution de l'indice de Brettum

Le niveau trophique des lacs peut être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude menée à l'INRA (Anneville & Kaiblinger 2009; Kaiblinger *et al.* 2009; Kaiblinger 2008) a montré que c'est l'indice de Brettum (modifié par (Kaiblinger *et al.* 2009)) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore. Plus cet indice est élevé, plus le niveau trophique sera faible. Les valeurs suivantes sont données par les auteurs :

Classe	Concentrations en TP	Niveau trophique
6	$\leq 5 \mu\text{g.L}^{-1}$	ultra-oligotrophe
5	$5-8 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligotrophe
4	$8-15 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligo-mesotrophe
3	$15-30 \mu\text{g.L}^{-1}$	méso/faiblement eutrophe
2	$30-60 \mu\text{g.L}^{-1}$	eutrophe
1	$>60 \mu\text{g.L}^{-1}$	hypertrophe

Pour chaque prélèvement, un indice est calculé, puis une moyenne mensuelle est calculée. Enfin un indice annuel est calculé sur les moyennes mensuelles. La figure 39 présente l'évolution de ces indices annuels de Brettum.



**Figure 39** : Evolution de l'indice de Brettum

Lorsque l'on considère la chronique dans sa globalité, on observe une nette évolution de l'indice, indicateur d'une nette amélioration du niveau trophique du lac. Entre 2009 et 2018, l'indice de Brettum passe de 4.6 à 4.9 et classe le lac d'Aiguebelette en méso-oligotrophe, ce qui est proche de ce qui est observé dans le lac d'Annecy. Le Léman et le Bourget présentent actuellement des valeurs d'indices plus faibles (autour de 3-3,5) ce qui classe ces lacs en méso-faiblement eutrophe. Pour 2019, on observe une baisse, ceci est lié au prélèvements du 12/09 et du 7/11 qui ont des valeurs d'indices faibles (3.8 et 3.3 respectivement) : ce sont deux espèces, *Mougeotia gracillima* (Zygothrix filamenteuse) et *Aphanothece clathrata* var. *rosea* (cyanobactérie mucilagineuse non toxique), qui présentent d'importantes proportions en termes de biomasses relatives à ces deux dates qui ont fait chuter la note de l'indice Brettum, car elles sont indicatrices de milieux méso-eutrophes.

#### 6.2.4 La chlorophylle a

La 'chlorophylle a' (ChloA) renseigne sur la quantité de biomasse phytoplanctonique. C'est un paramètre proche de la biomasse phytoplanctonique. Les prélèvements qui ont permis les mesures de Chlorophylle (méthode Scor-Unesco, mesure effectuée à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes 410, 750, 665 ; 645 et 630 nm, NF T90-117 AFNOR 1999) ont été réalisés différemment au cours de la chronique 1989-2016 :

- entre le 23/01/1989 et 4/10/2005 : prélèvements intégrés entre la surface et 2.5 x le Secchi
- entre le 20/10/2005 et 28/02/2012 : prélèvements intégrés entre 0 et 20 m
- entre le 13/03/2012 et le 6/02/2016 : prélèvements intégrés entre 0 et 18 m.

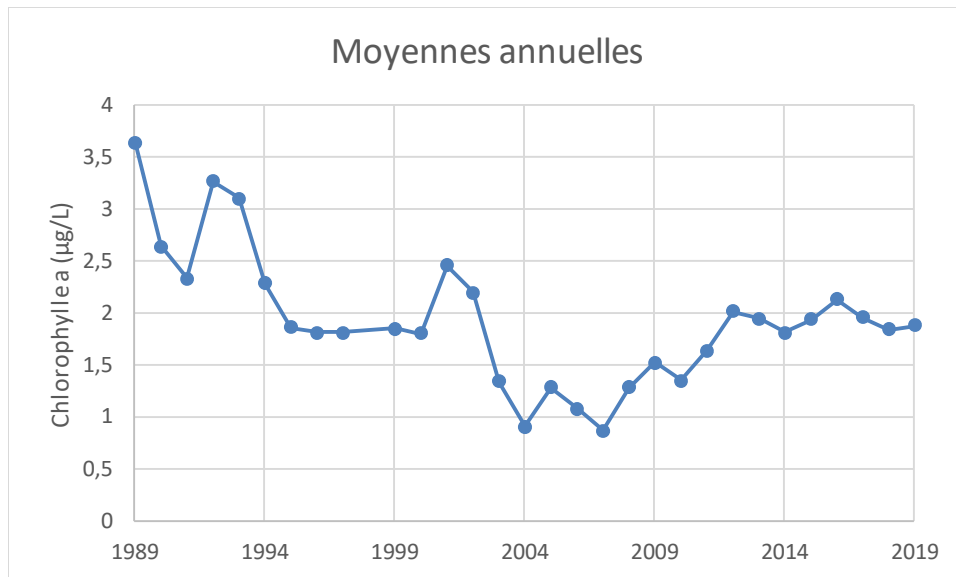
De plus, le nombre de prélèvement par an a également évolué entre 1989 et 2019 :

- de 1989 à 1997 : il oscille entre 14 et 25 prélèvements par an
- de 1999 à 2015 : il oscille entre 30 et 36 prélèvements par an (sauf en 2000 avec 29 prélèvements, en 2003 avec 28 prélèvements, 2007 avec 19 prélèvements, 2009 avec 25 prélèvements et 2010 avec 27 prélèvements)

- 2016 : 9 prélèvements.

- 2017-2019 : 8 prélèvements

Ces différences de protocole, dues à différents facteurs, rendent la comparaison des moyennes annuelles délicates (cf. Figure 40). On note cependant une diminution de la concentration de la Chlo A de 1989 à 2005. A partir de 2005 cette concentration augmente pour atteindre un niveau équivalent à la fin des années 2000. Cette augmentation, qui double de 2005 à 2019 n'est pas corroborée par les mesures de biomasses phytoplanctoniques (comptages microscopiques).

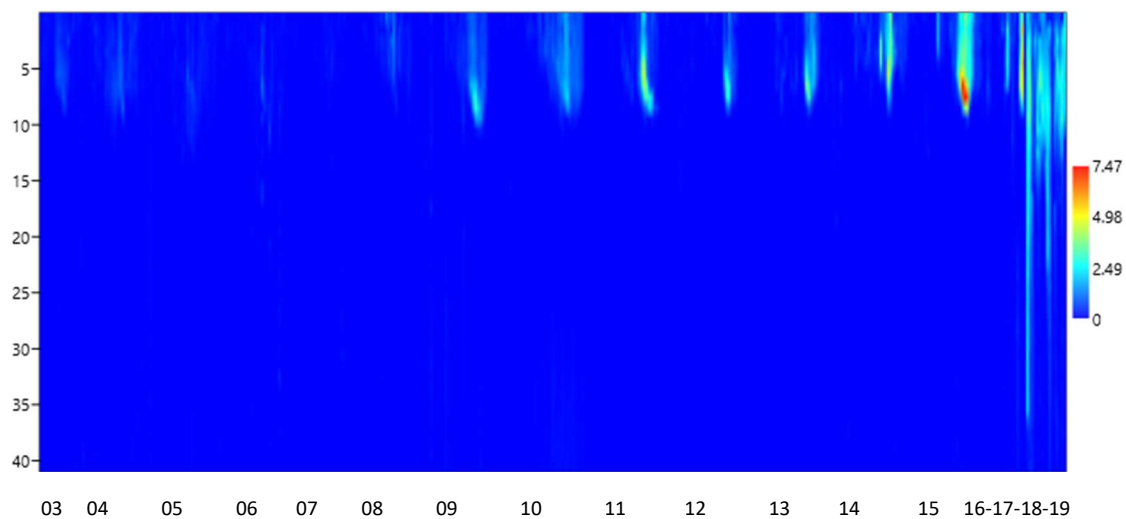


**Figure 40** : Evolution de la Chlorophylle a dans le lac d'Aiguebelette. La moyenne annuelle, pondérée par le nombre d'échantillons par mois est calculée à partir des moyennes mensuelles

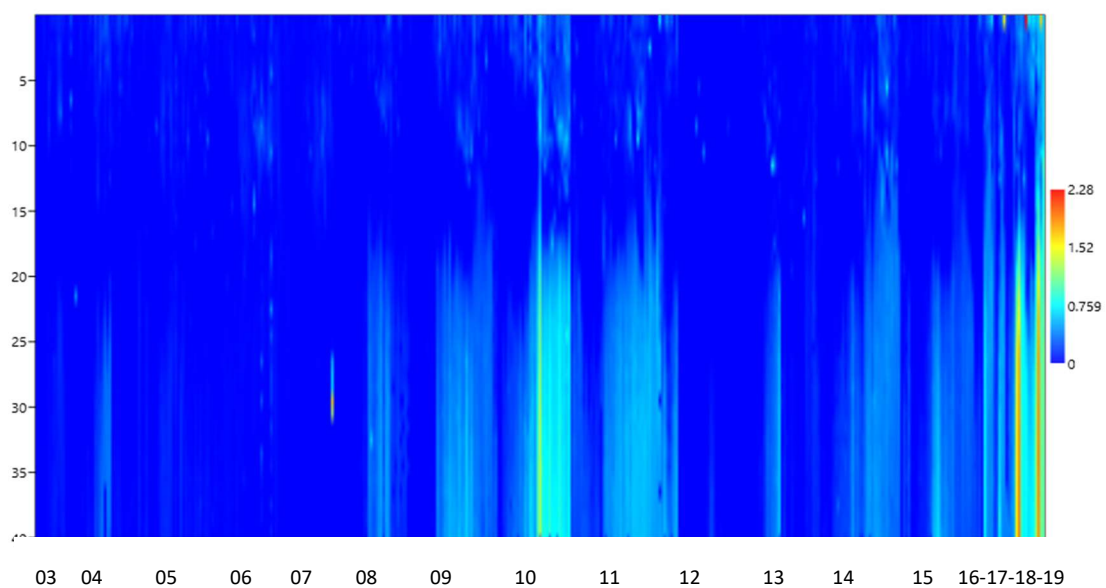
### 6.2.5 Etude des profils obtenus via la sonde fluorimétrique BBE

Les figures 41 à 44 présentent l'évolution de la concentration en ChloA pour les différentes classes algales entre 2003 et 2019 entre 0 et 40 m de profondeur. On observe bien pour chacune des classes algales des schémas cycliques correspondant à ceux présentés dans l'évolution de la biomasse des classes algales phytoplanctoniques. L'information supplémentaire apportée par ces profils est la répartition en profondeur de ces différentes classes algales :

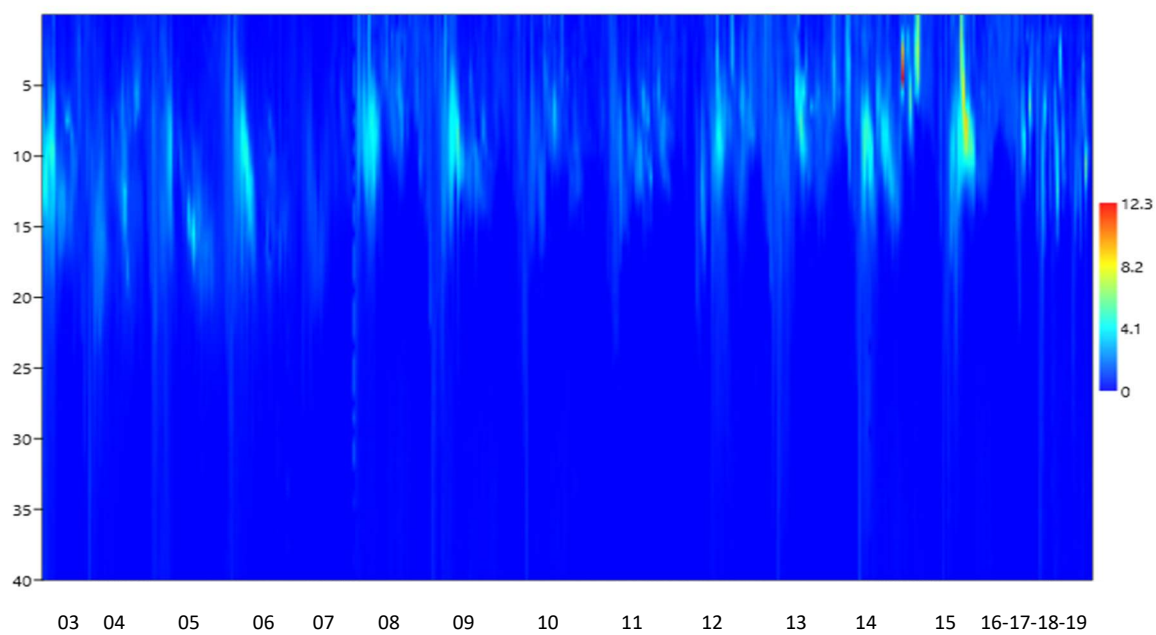
- Les Diatomées se développent dans des eaux allant de 0 à 15 m de profondeur (mais surtout entre 7 et 15 m), principalement au printemps. Par rapport aux autres classes algales, leurs biomasses sont élevées dans le lac d'Aiguebelette. Cette classe algale peut être observée jusqu'à 30-40 mètres de profondeur chaque année, au moment du brassage des eaux pendant l'hiver. Les cellules trouvées à 30-40 m sont très probablement non actives.
- Les Chlorophycées sont surtout présentes en surface (entre 0-10 m) et se développent plutôt en été.
- Les Cryptophycées se développent entre 5 et 15 m de profondeur à différentes saisons selon les années. Tout comme les diatomées, elles sont également retrouvées jusqu'au fond du lac pendant le brassage hivernal.
- Les Cyanobactéries représentent des biomasses faibles en comparaison des autres classes algales. Elles se situent surtout dans la couche 0-10 m. La fluorescence observée dans les couches les plus profondes n'est pas liée à des Cyanobactéries mais des bactéries non photosynthétiques, dont la fluorescence augmente significativement dans les dernières années.



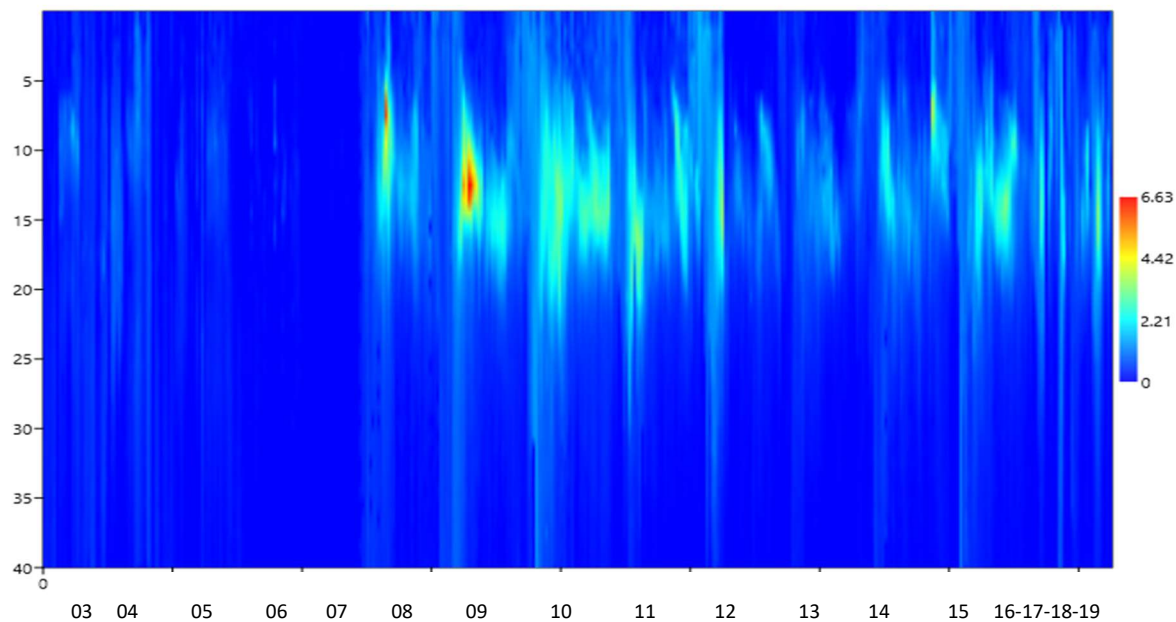
**Figure 41** : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Chlorophycées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ( $\mu\text{g/l}$ ).



**Figure 42** : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Cyanobactéries entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ( $\mu\text{g/l}$ ).



**Figure 43** : Evolution de la concentration en Chlorophyll a représentée par les Diatomées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2019 ( $\mu\text{g/l}$ ).



**Figure 44** : Evolution de la concentration en Chlorophyll a représentée par les Cryptophycées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2019 ( $\mu\text{g/l}$ ).

## 7. CONCLUSION

D'un point de vue météorologique, l'année 2019 présente une pluviométrie qui se situe dans la moyenne des relevés 2005-2015, ainsi qu'une insolation (+6%) et un rayonnement légèrement excédentaire (+3.5%). Mais le plus important, c'est que l'année 2019 est marquée par des températures globalement plus chaudes que la normale : tous les mois de l'année présentent des températures supérieures à la moyenne 1981-2010, sauf le mois de mai. Cette chaleur persistante n'a pas permis de brassage hivernal complet du lac (jusqu'à 65 m). La profondeur maximale de brassage est de 38 m.

Par conséquent, la ré-oxygénation des eaux profondes et la redistribution des nutriments à la surface n'ont donc pas pu avoir lieu de manière complète. On observe également une stratification du lac dès le mois d'avril ce qui a entraîné une désoxygénation des eaux du fond. Ceci a entraîné un relargage à partir des sédiments de phosphore dès le mois de mai (ainsi que des autres nutriments). Ces nutriments sont fortement consommés par le phytoplancton dans l'épilimnion. Cependant, l'évolution interannuelle des concentrations en phosphore total sont globalement dirigées à la baisse. Depuis les années 2010 le lac d'Aiguebelette est classé parmi les lacs oligotrophes selon le phosphore total. La transparence des eaux est stable et globalement de bonne qualité (voire certaines années de très bonne qualité) depuis 1988.

Pour le phytoplancton, tout comme les années précédentes, 2019 est tout au long de l'année marquée par la présence d'espèces indicatrices de milieux oligotrophes comme *Cyclotella costei* et *Dinobryon* spp.. A partir de la fin de l'été, une cyanobactérie non toxique (*Aphanothece clathrata* var. *rosea*) va occuper une part importante de la biomasse. La dynamique interannuelle indique que les biomasses phytoplanctoniques sont globalement plus faibles et stables depuis 2009. L'indice de Brettum, qui mesure le niveau d'eutrophisation du lac en se basant sur la composition en microalgues, indique une amélioration continue de la qualité du lac d'Aiguebelette depuis 1999 : le lac est méso-oligotrophe.

## 8. BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 1999.** NF T90-117. Qualité de l'eau - Dosage de la chlorophylle a et d'un indice phéopigments - Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire. Afnor
- Afnor, 2006.** NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor 1-41.
- ANNEVILLE O., KAIBLINGER K., 2009.** Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alpes basin for the implementation of the European Water Framework Directive. Final report. Agence de l'Eau Rhone Méditerranée et Corse, 1-54. 2009. INRA Thonon, France.
- AREA, 1990.** Autoroute A 43 - Protection du lac d'Aiguebelette (Savoie);
- BLAKE G., 1985.** Contamination métallique du lac d'Aiguebelette - Campagne 1984 - 12 p.; Université de Savoie - Département d'écologie; Chambéry
- BLAKE G., LASCOMBE C., 1978.** Le lac d'Aiguebelette : Etat de la qualité des eaux et évolution ; Ann. C.U.S., III, 95-119.
- BOURRELLY P., 1972.** Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes, N. Boubée & Cie edn.
- BOURRELLY P., 1981.** Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes, N. Boubée & Cie edn.
- BOURRELLY P., 1985.** Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges, N. Boubée & Cie edn.
- BRETTUM P., 1989.** Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. 1-102. Norsk Institutt for vannforskning NIVA.
- CT lac du Bourget, 2015.** Lac d'Aiguebelette - Suivi 2014 ; 53 p.; CCLA, CALB, CISALB ; Aix-Les-Bains.
- DRUART J. C., RIMET F. 2008.** Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA. 1-200. 2008. Thonon les Bains.
- GIREL C., 1999.** Rapport de stage 1998/1999 - Suivi allégé de deux lacs alpins ; 45 p.; Université Paris 7 UF Environnement, Génie de l'Environnement.
- HYDROLAC, TEREQ, SAFEQE ENVIRONNEMENT, 2007.**; Bilan et perspectives du contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette ; Etude de la qualité des cours d'eau et quantification des apports de phosphore, 130 p. CCLA.
- KAIBLINGER C., ANNEVILLE O., TADONLEKE R., RIMET F., DRUART J. C., GUILLARD J., DOKULIL M. T., 2009.** Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- KAIBLINGER K., 2008.** Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08;DEC0470, 1-45. 2008. INRA Thonon.
- PADISAK J., CROSSETTI L. O., NASELLI-FLORES L., 2009.** Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- REYNOLDS C. S., HUSZAR V., KRUK C., NASELLI-FLORES L., MELO S. 2002.** Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- RIMET F., 2015.** Le phytoplancton du lac d'Aiguebelette (Savoie), année 2014. INRA-Thonon, 14 p + annexe.
- RIMET F., DRUART J. C., ANNEVILLE O., 2009.** Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics* 4: 99-110.
- SILENE, 1994.** Contrat de Bassin Versant pour le lac d'Aiguebelette ; Etude Générale des Cours d'Eau Affluents du lac - Qualités physicochimiques et hydrobiologiques des eaux des affluents du lac ; Rapport d'Etude ; 78 p.; Prefecture de la Savoie ; DDAF ; DR de L'Environnement ; SMALA.
- SRAE Rhône-Alpes, 1985.** Etat de la qualité des eaux du lac d'Aiguebelette (Savoie) - Campagne 1984.
- TAPOLCZAI K., ANNEVILLE O., PADISAK J., SALMASO N., MORABITO G., ZOHARY T., TADONLEKE R. D., RIMET F., 2015.** Occurrence and mass development of *Mougeotia* spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. *Hydrobiologia* 745: 17-29.
- WEAVER W., SHANNON C. E., 1949.** The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- WOLFRAM G., DOKULIL M., 2007.** Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. 1-50. 2007. Lebensministerium, Austria.
- WOLFRAM G., DOKULIL M., PALL K., REICHMANN M., SCHULZ L., ARGILLIER C., DE BORTOLI J., MARTINEZ J. P., RIOURY C., HOEHN E., RIEDMULLER U., SCHAUMBURG J., STELZER D., BUZZI F., DALMIGLIO A., MORABITO G., MARCHETTO A., REMEC-REKAR S., URBANIC G., 2007.** Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). 2007. Vienna - Ispra.