

A scenic landscape photograph of a mountain lake in Tignes, France. The lake's surface is calm, reflecting the surrounding steep, rocky mountains and a small town nestled in the valley. The sky is clear and blue. The foreground shows a rocky shoreline.

Prospective et effets des changements climatiques sur le Lac de Tignes

Suivi Limnologique – Modélisation 1D

Mars 2022 – Septembre 2023

Commune de Tignes
Rte du Rosset, 73320 Tignes

RAPPORT SCIENTIFIQUE DE L'ETUDE REALISEE PAR L'INRAE

Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Écosystèmes Limniques (CARTEL),
Université Savoie Mont Blanc, Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et
l'environnement (INRAE), 74200 Thonon-les-Bains, France



mairie-tignes.fr



Rédigé par :

**Olivia DESGUÉ-ITIER
Laura MELO VIEIRA SOARES
Victor FROSSARD
Frédéric RIMET
Viet TRAN-KHAC
Florent ARTHAUD
Jean-Noël AVRILLIER
Jean-Philippe JENNY**

Edition :

Jordan RE – Commune de Tignes

Pour citer ce document :

Référence à citer : DESGUÉ-ITIER, O., SOARES, L.M.V., FROSSARD, V., RIMET F., TRAN-KHAC V., ARTHAUD F., AVRILLIER J.N., JENNY, J.P., 2023. Prospective et effets des changements climatiques sur le lac de Tignes. Rapport d'études, Inrae (France), 97 pages

Le présent document constitue le rapport scientifique d'une étude co-subventionnée par la commune de Tignes, l'Institut National de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement, INRAE, Etablissement public à caractère scientifique et technologique, 147 rue de l'Université, 75338 PARIS CEDEX 07 et le Pôle R & D "Ecla", INRAE, 3275 Route Cézanne, 13182 Aix-en-Provence, Office Français de la Biodiversité, Unité "Ecla", INRAE, Aix-en-Provence, France.



mairie-tignes.fr

Mairie de Tignes

238 boucle du Rosset B.P. 50
73 321 TIGNES CEDEX
04 79 40 06 40
mairie@tignes.net



INRAE

75, avenue de Corzent B.P. 511
74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Tél : 04 50 26 78 00

Université Savoie Mont Blanc
Technolac
73370 LE BOURGET-DU-LAC

¹ Modèle General Lake Model : <https://github.com/AquaticEcoDynamics/GLM>

² Root Mean Square Error : estimation des différences entre valeurs prédites par le modèle et valeurs observées

Résumé

Cette étude prospective, financée par la commune de Tignes, a pour objectif de préciser les conséquences environnementales du réchauffement climatique et de ses changements associés sur l'état et le fonctionnement du lac naturel, ainsi que les impacts attendus sur les principaux usages du lac. L'évolution thermique au sein des deux sous-bassins a été modélisée à l'aide du modèle lacustre 1D GLM¹ et des différents scénarios climatiques existants, issus des modèles globaux (IPCC – CMIP6). Des données de suivis limnologiques collectées sur un cycle annuel (de Mars 2022 à Avril 2023), ont permis de calibrer et valider le modèle en se référant aux de métriques de performance tels que le RMSE² ($\text{RMSE} < 1.41^{\circ}\text{C}$). Les flux entrants ont été considérés comme constants sur toute la période d'étude (2000-2100), mais d'autres scénarios de débits des cours d'eau nécessiteraient d'être testés, afin d'estimer l'effet du retrait du Glacier de la Grande Motte sur le fonctionnement du lac.

Afin de donner une image des évolutions probables du lac au cours des prochaines décennies, une analyse des dynamiques temporelles de différentes métriques dérivées de la température a été conduite. Ces métriques ont été calculées dans les couches de surface et les couches profondes du lac afin de prospecter les évolutions thermiques de la zone pélagique à l'horizon 2100. Les niveaux de confiance de ces simulations sont estimés et discutés.

Principaux résultats et conclusions :

• Chapitre 1 : Suivi limnologique

- Le lac est en « **Très bon état écologique** » des eaux de surface au regard des critères physico-chimiques définis par la DCE.
- Le niveau trophique du lac est « **oligotrophe** » au regard des indices de Carlson, c'est à dire à la fois pauvre en éléments minéraux nutritifs pour la croissance des organismes photosynthétiques (concentrations en phosphore total < 0.02 mgP.L⁻¹) mais aussi pauvre en biomasse phytoplanctonique (Chl a < 2.2 µg.L⁻¹).
- Le lac se divise en deux sous-bassins principaux, chacun caractérisé par un **fonctionnement thermique et géochimique distinct**, comprenant des différences de température, de conductivité, de pH et d'oxygénation.
- Le régime thermique du lac est **dimictique**, présentant une alternance entre stratification estivale, stratification hivernale et brassages de la colonne d'eau en automne et au printemps.
- La forte teneur en sulfates, provenant de la dissolution du gypse, augmente les valeurs de conductivité principalement en profondeur et accentue la stratification des eaux.
- Les conditions d'oxygénation sont globalement bonnes dans la colonne d'eau, néanmoins les profils d'oxygénation montrent une différence de régime entre les deux sous-bassins. Alors que la colonne d'eau reste bien oxygénée tout au long de l'année du côté de l'exutoire (**avalanches et résurgences souterraines entraînant un brassage**), y compris l'hiver en période de gel (avec des valeurs comprises entre 8.4 et 15.4 mg.L⁻¹), l'hypolimnion du côté affluents a connu des phases d'hypoxie en hiver avec des concentrations inférieures à 1 mg.L⁻¹ (**dégradation aérobie de la matière organique plus intense**).
- Du côté de l'exutoire, la stratification hivernale est beaucoup moins marquée avec une différence de température moins importante entre couche de surface et couche profonde. L'homothermie sur l'ensemble de la colonne d'eau durant l'hiver indique une période de brassage plus longue que du côté des affluents.

- **Chapitre 2 : Modélisation 1D – Etude prospective du fonctionnement thermique du lac**

- Une **augmentation marquée de la température des couches superficielles** sera observée à l'horizon 2100. L'augmentation correspondra à une hausse de +0.7°C à +2.4°C selon les 3 scénarios climatiques ($T_{\text{moy-surface}} = 6.3\text{-}8.2^{\circ}\text{C}$). L'augmentation sera **plus rapide en surface** du lac que dans les couches profondes, avec +0.2°C à +0.8°C en profondeur en 2100, selon les 3 scénarios.
- La hausse globale de la température le long de la colonne d'eau entraînera une **augmentation de la durée annuelle de la stratification à horizon 2050**, de +27 jours à +57 jours (selon les 3 scénarios). L'augmentation de la température des couches de surface devrait entraîner une réduction des durées de brassage et isoler davantage les couches profondes des perturbations mécaniques liées au vent.
- Malgré le réchauffement des températures de l'air, les eaux du lac devraient **continuer à connaître un brassage complet** et des phases d'homothermie hivernale sur l'ensemble de sa colonne d'eau d'ici à 2100.
- A l'horizon 2060, les **conditions d'habitat thermique des salmonidés seront modifiées**, avec une réduction de l'habitat de surface. Notamment, il y aura un approfondissement de la ligne isotherme à 13°C de -0.5 m à -2.3 m selon les 3 scénarios, avec un pic de réduction de l'habitat en août. Des incertitudes demeurent sur les effets dans les couches profondes et sur les effets de la disparition du glacier. Pourtant, il y aura maintien des températures optimales de reproduction des Cristivomers en hiver ($T^{\circ}\text{C} < 10^{\circ}\text{C}$) à horizon 2100.

Table des matières

Introduction	13
Chapitre 1. Suivi limnologique	17
1. Matériels et méthodes	17
1.1. Protocole expérimental	17
1.1.1. Stations de mesure et zones de prélèvements	17
1.1.2. Calendrier des interventions	17
1.1.3. Mesures physico-chimiques	20
1.1.4. Mesures dans les affluents	22
1.1.5. Analyses chimiques et biologiques du lac	22
1.1.5.1. Paramètres chimiques	22
1.1.5.2. Paramètres biologiques	22
1.2. Critères d'évaluation de la qualité de l'eau	23
1.2.1. Valeurs seuils et limites de classe	23
1.2.2. Evaluation du niveau trophique	24
1.2.2.1. Indice de Brettum	24
1.2.2.2. Métriques de Carlson	25
1.1.1.1. Rapport N/P	25
2. Résultats	26
2.1. Caractéristiques du lac en zone pélagique	26
2.1.1. Paramètres physico-chimiques	26
2.1.1.1. Température	26
2.1.1.2. Conductivité	28
2.1.1.3. pH	30
2.1.1.4. Oxygène dissous	32
2.1.1.5. Transparence de l'eau	35
2.1.1.6. Nutriments	36
2.1.1.7. Salinité	38
2.1.1.8. Eléments minéraux	39
2.1.2. Paramètres biologiques	41
2.1.2.1. Pigments photosynthétiques	41
2.1.2.2. Métriques de Carlson	42
2.1.2.3. Groupes phytoplanctoniques	42
2.1.2.4. Groupes fonctionnels de Reynolds	45
2.1.2.5. Indice trophique de Brettum	46
2.2. Paramètres physico-chimiques des affluents	47
3. Synthèse du suivi limnologique	49
Chapitre 2. Etude prospective du fonctionnement thermique du lac	52
1. Matériels et méthodes	52
1.1. Caractéristiques générales du site	52
1.2. Données d'observation	53
1.3. Modèles hydrodynamiques	53
1.4. Données d'entrées des modèles	55
1.4.1. Scénarios climatiques	55
1.4.2. Données météorologique SAFRAN	56
1.4.3. Flux entrants	57

1.5. Calibration & validation des modèles	58
1.5.1. Configurations testées	58
1.5.2. Evaluation de la performance des modèles	59
2. Résultats et discussion	60
2.1. Performance des modèles	60
2.1.1. Choix du modèle 1D	60
2.1.2. Configuration des données d'entrées.....	61
2.1.2.1. Métriques de performance.....	61
2.1.2.2. Evolutions des variables climatiques	61
2.2. Evolutions thermiques du lac à horizon 2100.....	63
2.2.1. Température	64
2.2.2. Thermocline	66
2.2.3. Stratification.....	68
2.2.4. Hydrodynamique.....	Erreur ! Signet non défini.
2.3. Services écosystémiques : peuplement salmonicole	71
2.3.1. Conditions de reproduction.....	71
2.3.2. Conditions d'habitat	73
3. Synthèse de la modélisation 1D	75
Limites et perspectives	78
Conclusion générale	81
Références bibliographiques	83
Annexes	87

Liste des Figures

Figure 1. Schéma récapitulatif du protocole commun de suivi des lacs d'altitude (Réseau Lacs Sentinelles)	21
Figure 2. Matériel nécessaire pour la réalisation des mesures – 25 Octobre 2022	21
Figure 3. Lac de Tignes gelé - Carottage de la glace afin d'effectuer les mesures physico-chimiques – 30 Mars 2023	22
Figure 4. Profils verticaux de température mesurés à l'aide de la sonde KorEXO le long de la colonne d'eau au niveau des stations I côté affluents (a) & II côté exutoire (b), de Mai 2022 à Mars 2023. Le panneau (c) représente les profils de température mesurés en continu de Mai 2022 à Septembre 2023 à l'aide des capteurs haute-fréquence (toutes les 2h). Les points gris représentent les observations réellement mesurées.....	27
Figure 5. Coupe transversale estivale des deux sous-bassins du lac de Tignes et synthétisant les gradients de température à partir des mesures réalisées au niveau des stations 1 & 2, de Mai 2022 à Mars 2023	28
Figure 6. Profils verticaux de conductivité le long de la colonne d'eau au niveau des stations I (a) & II (b), de Mai 2022 à Mars 2023. Les points gris représentent les observations réellement mesurées lors des campagnes de terrain	29
Figure 7. Coupe transversale des deux sous-bassins du lac de Tignes représentant les gradients de conductivité à partir des mesures réalisées au niveau des stations 1 & 2, de Mai 2022 à Mars 2023	30
Figure 8. Profils verticaux de pH mesurés à l'aide de la sonde KorEXO le long de la colonne d'eau au niveau des stations I (a) & II (b), de Mai 2022 à Mars 2023. Les points gris représentent les observations réellement mesurées lors des campagnes de terrain.	31
Figure 9. Profils verticaux d'oxygène dissous (mg/L) mesurés à l'aide de la sonde KorEXO le long de la colonne d'eau au niveau des stations 1 (Point I) & 2 (Point II), de Mai 2022 à Mars 2023. Les points gris représentent les observations réellement mesurées lors des campagnes de terrain	33
Figure 10. Profils verticaux d'oxygène dissous (% saturation) le long de la colonne d'eau au niveau des stations 1 (Point I) & 2 (Point II), de Mai 2022 à Mars 2023. Les points gris représentent les observations réellement mesurées lors des campagnes de terrain.....	34
Figure 11. Coupe transversale des deux sous-bassins du lac de Tignes représentant les gradients d'oxygène dissous à partir des mesures réalisées au niveau des stations 1 & 2, de Mai 2022 à Mars 2023	35
Figure 12. Transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi (m) et profondeur de la zone euphotique (m) au niveau de la Station II (côté exutoire) dans le lac de Tignes, de Mai 2022 à Mars 2023. La ligne horizontale en pointillés représente le seuil DCE de « Très bon état » pour la transparence	36
Figure 13. Mesures des concentrations en phosphore total (mgP.L-1), ammonium (mgN.L-1) et nitrates (mgN.L-1), permettant l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau selon les valeurs seuils de 'Bon état' selon fixées dans le cadre de la DCE (Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000), au niveau de la Station 2 (côté exutoire) dans le Lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023.....	36
Figure 14. Mesures des concentrations en carbone organique total (mg C.L-1) dans la zone euphotique et au fond du lac de Tignes, au niveau de la Station II (côté exutoire), d'avril 2022 à mars 2023.	38
Figure 15. Mesures de la conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), des concentrations en chlore (mg Cl- $\cdot\text{L}^{-1}$) et en sulfates (mg $\text{SO}_4^{2-}\cdot\text{L}^{-1}$) au niveau de la Station 2 (côté exutoire) dans le Lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023. Aucune valeur seuil n'ayant pu être établie par la DCE pour ces critères, les limites ont été fixées selon les critères de qualité d'eau potable (Arrêté du 10 janvier 2023).....	39
Figure 16. Mesures des concentrations en calcium (mg $\text{Ca}^{2+}\cdot\text{L}^{-1}$), magnésium (mg $\text{Mg}^{2+}\cdot\text{L}^{-1}$), potassium (mg $\text{K}^{+}\cdot\text{L}^{-1}$), sodium (mg $\text{Na}^{+}\cdot\text{L}^{-1}$) et silicates (mg $\text{SiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) au niveau de la Station 2 (côté exutoire), dans le Lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023.....	40

Figure 17. Mesures des concentrations en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), chlorophylle c ($\mu\text{g.L}^{-1}$), caroténoïdes ($\mu\text{g.L}^{-1}$) et phéopigments ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans la zone euphotique, au niveau de la Station II du lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023.....	41
Figure 18. Evolution des principales classes algales (Biovolume exprimé en $\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$) dans le lac de Tignes, au niveau de la Station II (côté exutoire) d'avril 2022 à mars 2023.	43
Figure 19. Evolution des biovolumes ($\mu\text{m}^3/\text{mL}$) des 10 principaux taxons mesurés dans le lac de Tignes, au niveau de la Station II, d'Avril 2022 à Mars 2023.	44
Figure 20. Evolution des différents groupes fonctionnels de Reynolds identifiés dans le lac de Tignes, au niveau de la Station II, d'Avril 2022 à Mars 2023	45
Figure 21. Evolution de l'indice trophique phytoplancton de Brettum (1989) dans le lac de Tignes, au niveau de la Station II, d'avril 2022 à mars 2023. Les valeurs des limites des classes de qualité écologique sont données à titre indicatif et correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large Alpine Lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007). La valeur de référence correspond à un écosystème non impacté par les activités humaines.	46
Figure 22. Evolution de la température ($^{\circ}\text{C}$) (a), de la conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) (b), du pH (c) et de la concentration en oxygène dissous (mg.L^{-1}) (d) des deux principaux tributaires et de l'exutoire, mesurés au niveau des stations 3,4 & 5 de Juin 2022 à Mars 2023 (une mesure par mois).	48
Figure 23. Carte bathymétrique du lac de Tignes (Rapport Dominique Fontvielle – 1988-2003). Les Stations I & II correspondent aux points de mesures du suivi limnologique et de simulation des paramètres physico-chimiques.....	53
Figure 24. Schéma conceptuel du fonctionnement du modèle General Lake Model, sous l'effet des différents forçages (bleu) et des processus physiques (noir) (Hipsey et al., 2019)	54
Figure 25. Schéma conceptuel des scénarios climatiques de forçages au modèle GLM-AED.....	56
Figure 26. Moyennes journalières des températures simulées par le modèle GLM à 3 profondeurs : 1m (a), 10m (b) et 30m (c) et données mesurées à l'aide de la sonde KorEXO (▲) et des capteurs haute-fréquence (), au niveau de la Station II, dans le lac de Tignes.	61
Figure 27. Tendances d'évolution de la température de l'air ($^{\circ}\text{C}$) (a) et du rayonnement à ondes courtes (W.m^{-2}) pour les 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5) sur la période 1988-2100, au niveau du lac de Tignes.....	62
Figure 28. Moyennes annuelles et courbes de tendance des forçages climatiques du modèle : vitesse du vent à 10m de la surface du lac (m.s^{-1}) (a), couverture nuageuse (fraction décimale) (b), humidité relative (%) (c), précipitations (mm/jour) (d) et chutes de neige (mm/jour) (e) au niveau du lac de Tignes, reproduite sur toute la période d'étude (2020-2100), à partir des données ISIMIP3b	63
Figure 29. Moyennes annuelles des températures des couches de surface (0-5m) (a) et des couches profondes (>30m) (b) au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), sur la période 2000-2100, pour les 3 scénarios climatiques (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5) dans le lac de Tignes.....	65
Figure 30. Moyennes journalières des températures de l'eau simulées par le modèle GLM sur un cycle annuel, pour le scénario climatique intermédiaire (SSP2-RCP4.5), sur 3 périodes : 2010-2020 (a), 2050-2060 (b) et 2090-2100 (c) au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), dans le lac de Tignes. Les courbes de densité de Kernel (d) représentent la distribution, soit la fréquence des températures aux différents horizons. Les pointillés représentent les températures moyennes annuelles.	66
Figure 31. Evolution des profondeurs (a, b, c) et des températures (d, e, f) moyennes annuelles du métalimnion en été (de juin à octobre) sur la période 2000-2100, au niveau de la Station II côté exutoire, selon les 3 scénarios climatiques SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 et SSP5-RCP4.5, dans le lac de Tignes.....	68
Figure 32. Moyennes annuelles de la stabilité de Schmidt au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2) et caractéristiques de la stratification pour les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP2-RCP4.5 (b) et SSP5-RCP4.5 (c) sur la période 2000-2100, dans le lac de Tignes. Les points correspondent aux dates de début et de fin de stratification (axe de gauche) ; les lignes fines correspondent à la durée de stratification (axe de droite).....	70

- Figure 33.** Températures moyennes journalières de l'eau sur un cycle annuel avec lignes isothermes à 7°C, au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), sur la période actuelle (moyenne 2010-2020) et à horizon 2100 (moyenne 2090-2100) selon les 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP4.5), dans le lac de Tignes.71
- Figure 34.** Températures moyennes de Septembre à Novembre sur la couche 0-12m au niveau des Stations I côté affluents (a) et II côté exutoire (b), sur la période 2000-2100, en fonction des 3 scénarios climatiques (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5), dans le lac de Tignes.....72
- Figure 35.** Pourcentage du volume d'eau dont la température est inférieure aux valeurs seuils, sur la couche 0-12m de Septembre à Novembre au niveau des Stations I côté affluents (a) et II côté exutoire (b), sur la période 2000-2100, en fonction des 3 scénarios climatiques (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5), dans le lac de Tignes.....73
- Figure 36.** Moyennes annuelles des profondeurs maximales dont la température est inférieure à 13°C (T°C optimale), selon les 3 scénarios climatiques SSP1-RCP2.6 (a), SSP2-RCP4.5 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), dans le lac de Tignes sur la période 2000-2100.....74
- Figure 37.** Moyennes mensuelles sur les périodes 2010-2020 (Aujourd'hui) et 2090-2100 (Moy 2090-2100) des profondeurs maximales dont la température est inférieure à 13°C (T°C optimale), selon les 3 scénarios climatiques SSP1-RCP2.6 (a), SSP2-RCP4.5 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), dans le lac de Tignes. La figure ne représente pas l'ensemble de la colonne d'eau mais uniquement les 5 premiers mètres.75

Liste des Tableaux

Tableau 1. Calendrier des campagnes de mesures physico-chimiques (Avril 2022 – Mars 2023) (*HF = Haute Fréquence, une mesure enregistrée toutes les 2h)	18
Tableau 2. Valeurs pour les différentes classes de qualité d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (MEEM, 2016).....	23
Tableau 3. Seuils de qualité définis par l'arrêté du 10 janvier 2023 relatif aux critères de qualité des eaux conditionnées, aux traitements et mentions d'étiquetage particuliers des eaux minérales naturelles.....	24
Tableau 4. Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007) pour les Grands Lacs Alpains.....	25
Tableau 5. Classes de niveau trophique lacustres estimé par la moyenne des TSI calculés d'après les concentrations en phosphore total (TP), en Chlorophylle a (Chla) et la transparence de Secchi.....	25
Tableau 6. Contribution des classes algales au biovolume total mesuré (%) dans les échantillons prélevés au niveau de la Station II du lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023. Les espèces les plus représentées sont colorées en orange, le plus foncé correspondant au pourcentage le plus élevé.....	44
Tableau 7. Sources des données d'entrées des modèles hydrodynamiques.....	55

Liste des Annexes

Annexe 1. Caractéristiques de la sonde KorEXO	87
Annexe 2. Protocoles normalisés des différents paramètres	89
Annexe 3. Calcul des limites de classes pour les paramètres physico-chimiques et transparence de l'eau ..	90
Annexe 4. Calcul de la dureté de l'eau	91
Annexe 5. Tableau des groupes fonctionnels identifiés par Reynolds (Reynolds et al., 2002) décrivant les habitats types, les taxons représentatifs, les tolérances et sensibilités des codons.....	92
Annexe 6. Détail de calcul de l'indice de Brettum (Rapport SILA 2022).....	94
Annexe 7. Paramètres des modèles calibrés.....	95
Annexe 8. Méthodes de calibration du modèle GLM	96
Annexe 9. Performance des modèles	97
Annexe 10. Comparaison des sorties de modèles vs. observations.....	98
Annexe 11. Calcul des métriques de performances pour GLM-model.....	99
Annexe 12. Evolution de la température moyenne de l'eau d'ici à 2100.....	100

l'Obtention du Label Flocon vert en Novembre 2022 récompensant la démarche globale de développement durable de la commune.

Introduction

Les lacs fournissent de nombreux services écosystémiques tels que l'approvisionnement en eau, le soutien et la préservation de la biodiversité, la régulation des cycles biogéochimiques ainsi que des avantages esthétiques et culturels, véritables atouts pour les territoires (**Janssen et al., 2021**). Particulièrement vulnérables aux changements globaux (e.g. réchauffement climatique) et locaux (e.g. urbanisation, tourisme, retrait glaciaire), ils nécessitent une attention particulière afin de préserver au mieux leur qualité (**Jenny et al., 2020**).

Dans ce contexte, le lac de Tignes est inclus dans la mise en œuvre de la stratégie de développement durable de la Commune de Tignes, déclinée à travers 10 axes principaux¹. Un des axes concerne la « **préservation et la valorisation des paysages et milieux naturels** », ayant déjà donné lieu à la réalisation de plusieurs études. Toutefois, les connaissances environnementales du territoire demeurent encore lacunaires en ce qui concerne l'hydrosystème, notamment le lac naturel de Tignes. Compte-tenu de son expertise reconnue sur les écosystèmes lacustres, l'UMR CARTEL (Unité Mixte de Recherche réunissant l'INRAE Thonon-les-Bains et l'Université Savoie Mont-Blanc) a été sollicitée par la commune de Tignes pour **accompagner les acteurs locaux dans la gestion durable du lac, par l'acquisition de nouvelles données limnologiques, et par l'anticipation des effets du changement climatique (CC)** sur la qualité de l'eau, la biodiversité et les biens et services qui en dépendent, en ayant recours à la **modélisation des caractéristiques physico-chimiques du lac et particulièrement les caractéristiques thermiques**.

La qualité de l'eau dépend de nombreux processus et interactions physiques et biologiques, souvent complexes et non-linéaires que les approches par modélisation permettent d'appréhender. Notamment, ces approches permettent de déconvoluer sur plusieurs décennies les rôles du réchauffement climatique, des changements hydrologiques et de l'eutrophisation, aidant ainsi à identifier des pistes de gestion locale plus durables (**Soares et al., 2023**). Dès lors, la modélisation semble une approche prometteuse pour la prévision à long-terme, permettant de caractériser le fonctionnement écologique du lac.

Les données historiques sont issues d'études et suivis scientifiques déjà réalisés (*Rapport de Suivi du Lac de Tignes, 1989-1990, CEMAGREF décembre 1990 ; Rapport sur l'évolution du lac de*

Tignes et de ses affluents, campagnes 1988-2003, CARTEL / Université de Savoie / INRA, novembre 2004 ; Rapport d'Installations de pompage du Lac de Tignes et de la source de la Rosière – Régularisation des prélèvements (neige de culture), campagnes 2013-2014, SAGE ENVIRONNEMENT, juin 2016) qui ont été compilés dans cette étude et complétés par de nouvelles acquisitions de données limnologiques (profils physico-chimiques dans la colonne d'eau du lac) afin d'alimenter les modèles numériques.

Les objectifs principaux de cette étude sont 1) de consolider les connaissances sur l'état du lac naturel de Tignes grâce à la mise en place d'un suivi limnologique, 2) de mieux caractériser les variations saisonnières et les tendances de long terme des conditions physiques, chimiques et biologiques de la colonne d'eau, 3) de préciser les pressions climatiques que le lac a subi et les effets potentiels sur l'évolution des conditions et de l'habitat thermique des salmonidés à l'horizon 2100.

La directive cadre sur l'eau (DCE adoptée en 2000) a développé différents indicateurs permettant l'évaluation de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques, afin d'adapter les politiques de gestion et d'assurer la durabilité de la ressource en eau. **Cette étude vise à évaluer la qualité de l'eau du lac de Tignes, au sens défini par la DCE à travers les caractéristiques physico-chimiques, à l'aide du suivi limnologique mis en place.**

Cette étude se divise en **quatre étapes distinctes** :

1. **Réalisation d'un suivi scientifique de la colonne d'eau** sur une période d'un an, en collaboration avec le réseau « Lacs Sentinelles ». Des mesures physico-chimiques ont été réalisées à l'aide d'une sonde multi-paramètres, complétées par des analyses biologiques par la collecte d'échantillons d'eau pour analyses en laboratoire. L'acquisition de ces données a permis de caractériser le fonctionnement thermique et écologique du lac et de calibrer/valider les modèles numériques.
2. **Calibration et conduite de simulations du régime thermique du lac à l'aide d'un modèle hydrodynamique uni-dimensionnel** (General Lake Model = GLM). La modélisation 1D a permis de préciser le devenir des températures de l'eau le long de la colonne d'eau dans la zone pélagique jusqu'en 2100. 53 métriques ont été dérivées de ces données de températures pour caractériser l'évolution du régime thermique du lac.

3. **Calibration initiale d'un modèle écodynamique** (Aquatic EcoDynamic = AED) permettant de simuler différentes variables relatives à la qualité physico-chimique (e.g. Oxygène dissous, Transparence de l'eau) et écologique (biomasse algale, phytoplancton).
4. **Catégorisation et association des variables thermiques simulées par les modèles aux différents types de services et d'usages du lac**, afin de fournir aux acteurs locaux des éléments de connaissance et d'anticipation des effets possibles des différents scénarios climatiques testés.

Chapitre 1.

Suivi limnologique

Mars 2022 à Avril 2023

Chapitre 1. Suivi limnologique

1. Matériels et méthodes

1.1. Protocole expérimental

Un protocole d'analyses de la colonne d'eau a été mis au point en s'appuyant sur l'expérience acquise dans le cadre des suivis du réseau « Lacs Sentinelles » (<https://www.lacs-sentinelles.org/>). La mise au point du protocole s'est en outre appuyée sur l'expérience acquise dans le cadre des suivis de l'observatoire des lacs (OLA) conduit par l'INRAE.

1.1.1. Stations de mesure et zones de prélèvements

Le lac de Tignes, d'une géomorphologie particulière caractérisée de deux sous-bassins suspectés d'avoir des comportements hydrodynamiques distincts. Ainsi, le suivi limnologique a été réalisé dans la zone pélagique au sein de chacun de ces bassins, en leurs points les plus profonds (Carte 1. Stations 1 et 2)

Au niveau des affluents, les caractéristiques physico-chimiques ont été mesurées à l'aide d'une sonde multi-paramètres (Kor Exo). La localisation des stations retenues est représentée sur la Carte 1 :

- **Station 1 : Point I** le plus profond du sous-bassin I (zone pélagique)
- **Station 2 : Point II** le plus profond du sous-bassin II (zone pélagique)
- **Station 3 : Exutoire du lac**, à environ 10m en amont de la grille à l'exutoire, au niveau des télécabines de la Tovière.
- **Station 4 : Ruisseau du Retort**, en aval de la confluence avec la source de la Rosière (également appelé Cafo), au plus près de l'embouchure.
- **Station 5 : Ruisseau du Claret**, au plus près de sa restitution dans le lac, près du local de la Régie électrique de Tignes.

Les ruisseaux du Chardonnet et Beau Plan étant fréquemment en assec durant les campagnes de mesures, ils n'ont pas fait l'objet d'un suivi particulier. De même, la source Cafo, en amont de la confluence avec le ruisseau du Retort, n'a pas été suivie car seuls les tributaires directs (Retort et Claret) du lac permettent d'alimenter le modèle hydrodynamique GLM-AED.

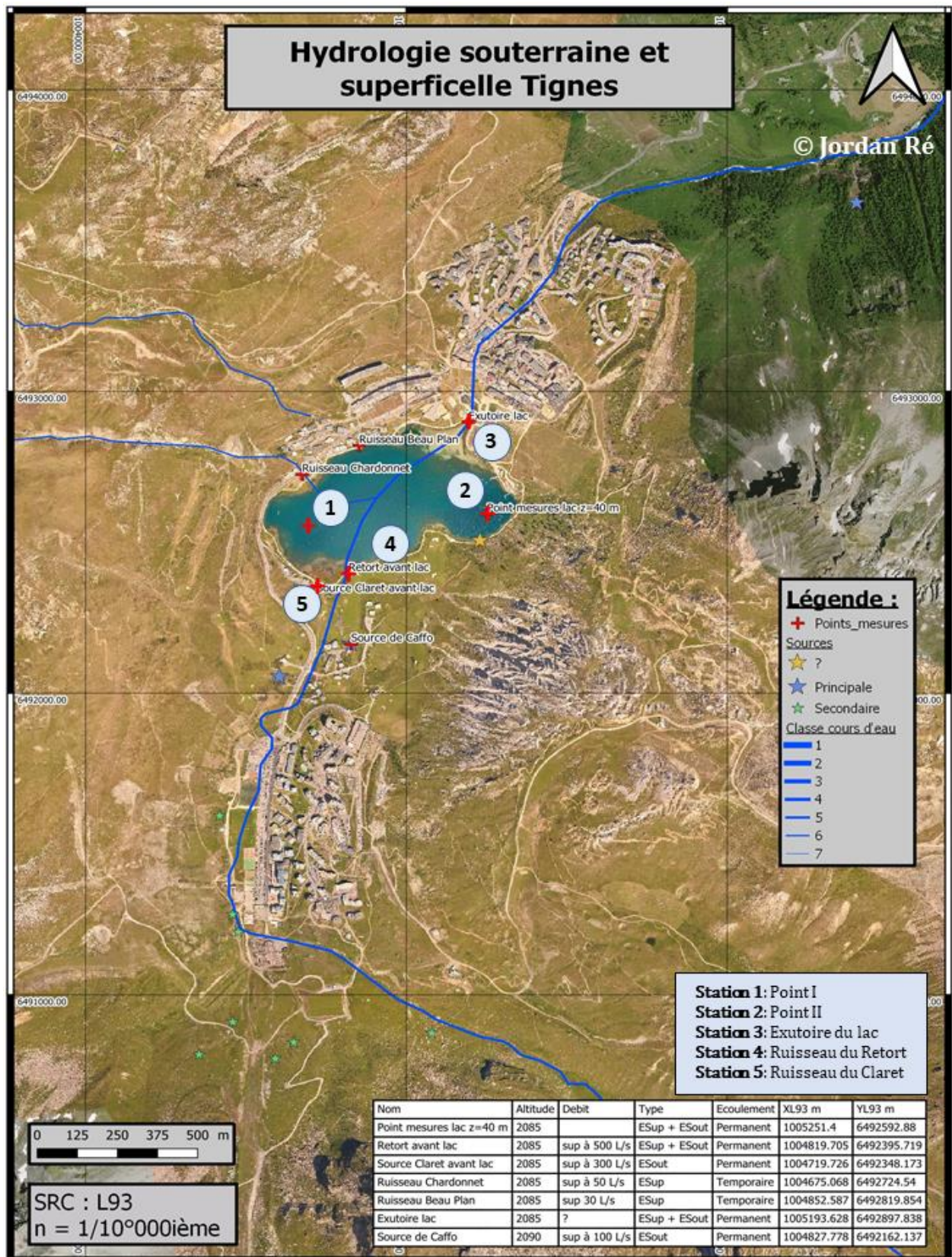
1.1.2. Calendrier des interventions

Les campagnes de mesures ont été réalisées aux dates suivantes (Tableau 1), en fin de matinée pour les stations 1 & 2 et début d'après-midi pour les stations 3, 4 & 5.

Les dates et opérateurs techniques présents sont synthétisés dans le Tableau 1.

Tableau 1. Calendrier des campagnes de mesures physico-chimiques (Avril 2022 – Mars 2023) (*HF = Haute Fréquence, une mesure enregistrée toutes les 2h)

Campagne	Date de réalisation	Protocole expérimental	Opérateurs
Avril 2022	13/04/2022	Capteurs HF* + collecte eau	F. Arthaud. ; L. Soares. ; O. Desgué. ; J. Ré
Mai 2022	17/05/2022	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; T. Mazure ; M. Ferré ; O. Desgué ; J. Ré ; JP. Jenny
Juin 2022	20/06/2022	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; G. Ercole ; E. Dambrine ; O. Desgué ; J. Ré
Juillet 2022	12/07/2022	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; F. Arthaud ; O. Desgué
Août 2022	25/08/2022	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; J. Ré ; O. Desgué
Septembre 2022	27/09/2022	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; O. Desgué
Octobre 2022	25/10/2022	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; O. Desgué
Novembre 2022	15/11/2022	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; O. Desgué
Janvier 2023	23/01/2023	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; O. Desgué ; JP. Jenny ; A. Guérou
Mars 2023	30/03/2023	Sonde KorEXO + collecte eau	JN. Avrillier ; O. Desgué



Carte 1. Localisation des stations de mesure et hydrologie des affluents du lac de Tignes (© Jordan Ré. Les points de prélèvements de cette étude ont été ajoutés à la figure initiale).

1.1.3. Matériel utilisé

Les mesures physico-chimiques ont été réalisées à l'aide d'une sonde multi-paramètres *KorEXO* dont les caractéristiques sont décrites en Annexe 1. La transparence de l'eau a été déterminée à l'aide d'un disque de Secchi, généralement utilisé dans les études limnologiques. Des capteurs de température (*Tinytag*) et de luminosité (*Hobo MX 2202*) haute-fréquence ont permis de collecter des données en continu (toutes les 2h). Un capteur d'oxygène (*MiniDot*) a été placé au fond du lac. Les paramètres physico-chimiques des affluents ont été mesurés à l'aide d'une sonde multi-paramètres Multi 340i (WTW).

1.1.4. Mesures physico-chimiques

Un échantillonnage intégré de la masse d'eau dans la zone euphotique (analyses de la composition chimique et du phytoplancton) a été réalisé une fois par mois sur toute la période de suivi (Fig. 1 & 3).

Les profils de sonde multi-paramètres sur l'ensemble de la colonne d'eau ainsi que la mesure de transparence (disque de Secchi) ont été réalisés aux points les plus profonds de chacun des deux sous-bassins (cf. Stations 1 et 2, Carte 1). Les paramètres mesurés avec cette sonde concernent la température (°C), la conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), le pH et l'oxygène dissous (mg. L^{-1}).

Des capteurs haute fréquence ont été placés au niveau de la Station 2 (Carte 1) afin d'obtenir des données en continue tout au long de l'année (1 mesure enregistrée toutes les 2h d'Avril 2022 à Mai 2023). Les capteurs de température et de luminosité ont été fixés le long d'une chaîne fixe immergée, à différentes profondeurs (1,3,5,8,10,15,20,25,30,35,37 & 38 mètres). Le capteur d'oxygène a été fixé sur cette même chaîne fixe au fond du lac, à ~2m au-dessus du sédiment (37m). Les variables de température et d'oxygène, influent sur la vitesse des réactions chimiques et biochimiques, conditionnent les processus physiques et permettent de mieux connaître les conditions de vie des organismes, l'activité biologique et les dates de brassage des eaux du lac.

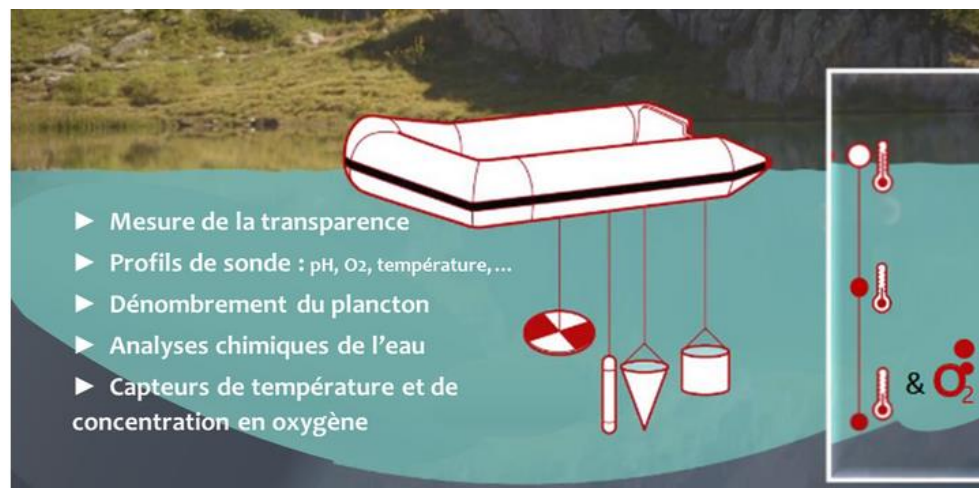


Figure 1. Schéma récapitulatif du protocole commun de suivi des lacs d'altitude (Réseau Lacs Sentinelles)

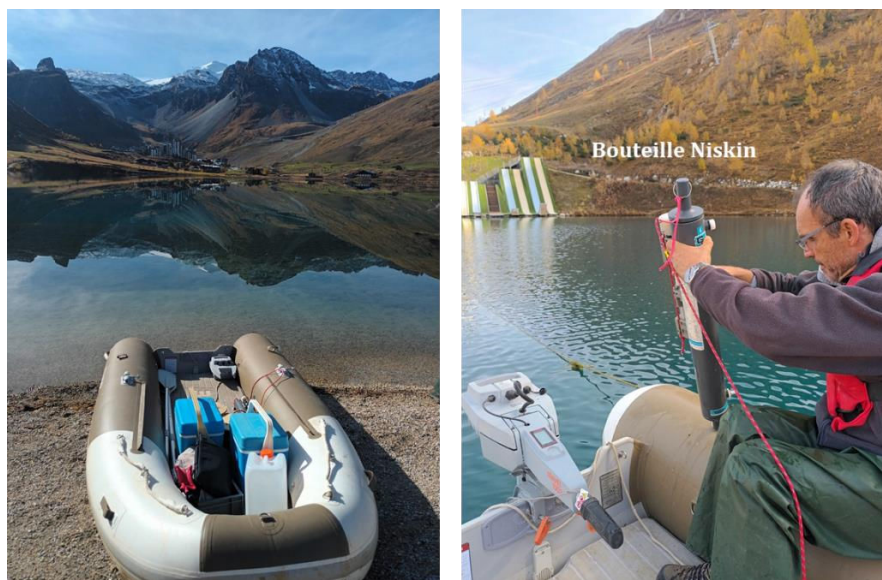


Figure 2. Matériel nécessaire pour la réalisation des mesures – 25 Octobre 2022



Figure 3. Lac de Tignes gelé - Carottage de la glace afin d'effectuer les mesures physico-chimiques
– 30 Mars 2023

1.1.5. Mesures dans les affluents

A chaque campagne d'échantillonnage, les paramètres physico-chimiques des principaux tributaires du lac ont été mesurés (Température (°C), Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), pH et Oxygène dissous (mg. L^{-1})). Ces paramètres ont été mesurés pour alimenter le modèle en données d'entrées.

1.1.6. Analyses chimiques et biologiques du lac

1.1.6.1. Paramètres chimiques

Des échantillons d'eau ont été collectés à l'aide d'une bouteille intégratrice *Niskin* (Fig. 2) au niveau de la Station II, afin d'analyser la composition physico-chimique de l'eau en laboratoire selon des protocoles normalisés (Annexe 2). Ces analyses comprennent la conductivité, le pH, l'alcalimétrie, le carbone organique total, l'azote total, les nitrates et nitrites, le phosphore total, particuliers et orthophosphates, la composition ionique, la silice et l'oxygène dissous). Trois profondeurs de prélèvements ont été déterminées en adéquation avec le protocole du réseau Lacs Sentinelles (<https://www.lacs-sentinelles.org/fr/protocole>) : 1) prélèvement intégré dans la zone euphotique, 2) au niveau du pic maximum de concentration en Chlorophylle a, 3) et au fond du lac. La profondeur du pic de production primaire a été déterminée à partir de la concentration en oxygène dissous le long de la colonne d'eau en utilisant les mesures du profil de sonde multi-paramètres conduit sur le terrain avant les prélèvements d'eau. Les résultats des analyses sur les échantillons d'eau collectés doivent permettre d'optimiser la calibration du modèle GLM-AED (cf. Chapitre 2).

1.1.6.2. Paramètres biologiques

Des analyses de l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques ont été réalisées à partir d'échantillons d'eau intégrés sur la zone euphotique, correspondant à la tranche d'eau comprise entre la surface et 2,5 fois la profondeur de disparition du disque de Secchi. Ces échantillons d'eau brute ont été fixés au Lugol à des fins de conservation et d'analyse. Les relevés qualitatifs et quantitatifs ont été réalisés au microscope inversé à l'INRAE par l'Ingénieur d'Etudes Frédéric Rimet, selon la technique Utermöhl (1958), méthode normalisée au niveau français et européen (Afnor 2006).

1.2. Critères d'évaluation de la qualité de l'eau

1.2.1. Valeurs seuils et limites de classe

La qualité de l'eau a été évaluée à partir d'indices et **valeurs-seuils biologiques (phytoplancton) et physico-chimiques (concentration en nutriments : phosphore total, nitrates et ammonium, transparence de Secchi, bilan d'oxygène, température de l'eau, salinité et état d'acidification)** (Guide REEE-ESC, 2019). Les limites de classe définies par la DCE ont été déterminées à partir de l'arrêté du 27 Juillet 2015 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R212-10, R212-11 et R212-18 du code de l'environnement (Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales MEEM, 2016). Les deux éléments de qualité retenus sont la concentration en nutriments (phosphore total, nitrates et ammonium) et la transparence de l'eau (profondeur minimale pour laquelle le disque de Secchi cesse d'être visible). Les limites de classe pour ces paramètres varient en fonction de la profondeur moyenne des plans d'eau. La profondeur moyenne du lac a donc été estimée à partir des courbes isobathes afin de déterminer les limites de classe spécifiques au Lac de Tignes (Fontvielle et al., 1993-2003) selon l'équation suivante :

$$\text{Profondeur moyenne d'un lac (m)} = \frac{\text{Volume total}}{\text{Surface totale}}$$

Avec le volume total en m³ et la surface totale en m².

La profondeur moyenne du lac de Tignes est estimée à 12,1 m. Les valeurs-seuils ont ainsi été calculées pour les différents paramètres physico-chimiques des nutriments. Les méthodes de calcul sont détaillées en annexe (Annexe 3). Les limites des classes pour le lac de Tignes sont synthétisées dans le Tableau 2.

Tableau 2. Valeurs pour les différentes classes de qualité pour le lac de Tignes d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (MEEM, 2016).

	Classes de qualité				
	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Secchi (m)	> 2.4	1.5	1.0	0.7	< 0.7
Nitrate (mg NO ₃ L ⁻¹)	< 2.2	5.3	12.6	30.1	> 30,1
Ammonium (µg NH ₄ L ⁻¹)	< 116.4	167.1	243.1	356.6	<356.6
Phosphore total (µg P L ⁻¹)	<22.6	38.4	66.7	119	<119
Oxygénation (%)		>50%			

Les valeurs-seuils de ces paramètres ont pu être appliquées car le protocole de prélèvements et d'analyses sont conformes à ceux prescrits dans l'arrêté du 25 Janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement. En effet, les mesures ont été effectuées sur un échantillon intégré sur la zone euphotique (2.5 fois la transparence au disque de Secchi), au point le plus profond du lac. Les paramètres « bilan d'oxygène », correspondant à la présence ou l'absence de désoxygénation de l'hypolimnion en % du déficit observé entre la surface et le fond pendant la période estivale, température de l'eau, salinité (conductivité, chlorures et sulfates) ainsi que l'état d'acidification (pH minimal et maximal) sont également des paramètres représentatifs de la qualité écologique du lac.

Pour les paramètres dont les limites de classes n'existent pas, les valeurs ont été confrontées aux **seuils de qualité utilisés dans les contextes d'approvisionnement en eau potable**, bien que l'approvisionnement d'eau depuis le lac ne soit plus actuellement le cas à Tignes (Tableau 3) (Arrêté du 10 janvier 2023).

Tableau 3. *Seuils de qualité définis par l'arrêté du 10 janvier 2023 relatif aux critères de qualité des eaux conditionnées, aux traitements et mentions d'étiquetage particuliers des eaux minérales naturelles*

Paramètres	Seuil de qualité eau potable
Conductivité	< 2500 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$
Chlorures	< 250 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$
Sulfates	<250 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$
Sodium	< 200 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$
Calcium	na*
Magnésium	na*
Potassium	na*
Silicates	na*

na* = pas de limite de qualité pour ce paramètre

1.2.2. Evaluation du niveau trophique

1.2.2.1. Indice de Brettum

Le niveau trophique du lac a été estimé à partir de l'indice de Brettum basé sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique (Wolfram et al., 2007 et Wolfram & Dokulil, 2007). Cet indicateur écologique donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore total (TP). Les limites de classes de qualités écologiques ont été déterminées pour des grands lacs périalpins, à partir de l'intercalibration de Wolfram et al. (2007)

(Tableau 4). Ces limites de classes ont été appliquées à titre indicatif au lac de Tignes, dont la typologie est pourtant très différente de celle des grands lacs.

Tableau 4. Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007) pour les Grands Lacs Alpains

Classes Indice de Brettum	[P _{tot}]	Niveau trophique
6	≤5µg/L	Ultra-oligotrophe
5	5-8µg/L	Oligotrophe
4	8-15µg/L	Oligo-mésotrophe
3	15-30µg/L	Méso-eutrophe
2	30-60µg/L	Eutrophe
1	>60µg/L	Hyper-eutrophe

1.2.2.2. Métriques de Carlson

L'indice de Carlson (Carlson, 1977), basé sur la transparence de l'eau (m) et les concentrations en chlorophylle a (Chla en µg/L) et phosphore total (TP en µg/L), a permis d'estimer l'état trophique du lac (Trophic State Index = TSI). Les trois paramètres ont été calculés à l'aide des équations suivantes :

$$TSI (Secchi) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln(Secchi)}{\ln(2)} \right)$$

$$TSI (TP) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{48}{TP}\right)}{\ln(2)} \right)$$

$$TSI (Chla) = 10 \times \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \times \ln(Chla)}{\ln(2)} \right)$$

La moyenne des TSI ainsi calculés a permis une évaluation robuste de l'état trophique du lac, d'après la classification présentée dans le Tableau 5.

Tableau 5. Classes de niveau trophique lacustres estimé par la moyenne des TSI calculés d'après les concentrations en phosphore total (TP), en Chlorophylle a (Chla) et la transparence de Secchi

TSI moyen	Niveau trophique
<30	Ultra-oligotrophe
30-40	Oligotrophe
40-50	Oligo-mésotrophe
50-60	Méso-eutrophe
60-80	Eutrophe
>80	Hyper-eutrophe

1.1.1.1. Rapport N/P

Le rapport N/P a été calculé afin de déterminer l'élément nutritif limitant la production photosynthétique par les micro-organismes du lac. Il correspond au rapport entre les masses moyennes en azote minéral (N-NH_4^+ et N-NO_3^-) et en orthophosphates (P-PO_4^{3-}) dans les couches superficielles de l'épilimnion. Dans cette étude, nous avons calculé cet indicateur à partir des mesures réalisées dans la zone euphotique. Lorsque le ratio est supérieur à 7/1, le phosphore est l'élément limitant ; s'il est inférieur à 7/1, l'azote est l'élément limitant la production photosynthétique (Rapport Annuel du SILA, 2021).

2. Résultats

2.1. Caractéristiques du lac en zone pélagique

2.1.1. Paramètres physico-chimiques

2.1.1.1. Température

Le suivi de la température (de juillet à avril pour la Station I et de mai à Avril pour la Station II) a mis en évidence une **différence de fonctionnement thermique des deux sous-bassins** (Fig. 4). Par ailleurs, les mesures dans le bassin du côté des affluents n'ont été réalisées qu'à partir de Juillet 2022 pour des raisons liées à des difficultés techniques. La thermocline estivale, qui correspond à la zone de transition thermique la plus rapide entre les eaux de surface et les couches profondes, se situe à ~ 10 m de profondeur au niveau des deux bassins (Fig. 5). Sur l'ensemble de la période suivie, l'amplitude saisonnière de la température de l'épilimnion au sein des 2 sous-bassins est quasi-identique, avec des températures comprises entre 0.0°C et 13.3°C pour la Station I et 0.1°C à 13.7°C pour la Station II. Cependant, les moyennes saisonnières des couches profondes sont globalement plus élevées au niveau de la Station I, côté affluents.

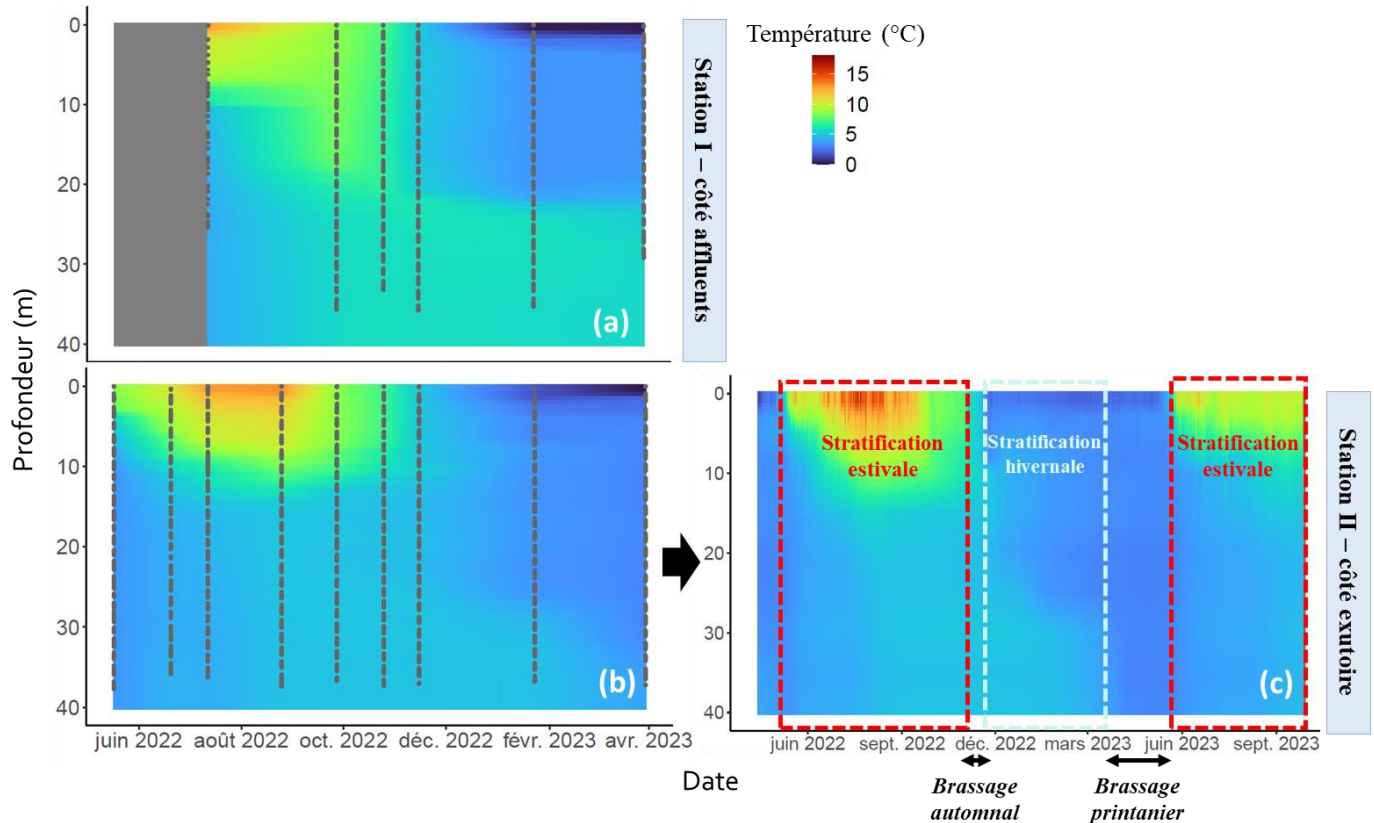


Figure 4. Profils verticaux de température au niveau des stations I côté affluents (a) & II côté exutoire (b), de Mai 2022 à Mars 2023. Le panneau (c) représente les profils de température mesurés en continu de Mai 2022 à Septembre 2023 à l'aide des capteurs haute-fréquence (toutes les 2h). Les points gris représentent les observations réellement mesurées.

En hiver, la température moyenne de l'hypolimnion est de 5.6°C du côté des affluents contre 3.9°C du côté de l'exutoire. De même, une différence de 2°C a été mesurée dans les couches profondes au printemps (5.4°C et 3.4°C pour les stations I et II, respectivement). Cette différence peut s'expliquer par le profil bathymétrique présentant une plus grande superficie à faible profondeur du côté affluents. Les radiations lumineuses et la température de l'air pourront réchauffer un volume d'eau proportionnellement plus important, avec pour conséquence le réchauffement des couches profondes lors du brassage automnal. La température des affluents, comprises entre 5 et 7°C à cette période, peut également entraîner un réchauffement plus important des couches profondes du bassin I, situé à proximité de leurs embouchures. A l'inverse, l'effet des tributaires est moins marqué dans le bassin II, plus éloigné et dont la topographie abrupte lui confère une forte inertie. Le régime de brassage, différent entre les deux bassins, peut également expliquer cette différence de température dans l'hypolimnion. En effet, le bassin II côté exutoire connaît un brassage hivernal, quand les eaux sont les plus froides, alors que le bassin I semble brasser à l'automne quand les eaux sont encore relativement chaudes.

Et été, le lac s'est stratifié au sein des 2 sous-bassins, avec des températures moyennes de 8.4-9.6°C et 4.1-4.4°C pour l'épilimnion et l'hypolimnion, respectivement. En hiver et au printemps,

on observe une inversion des températures avec des couches superficielles plus froides que les couches profondes (3.0°C vs 5.6°C au niveau de la Station I et 2.8°C vs 3.9°C au niveau de la Station II en hiver).

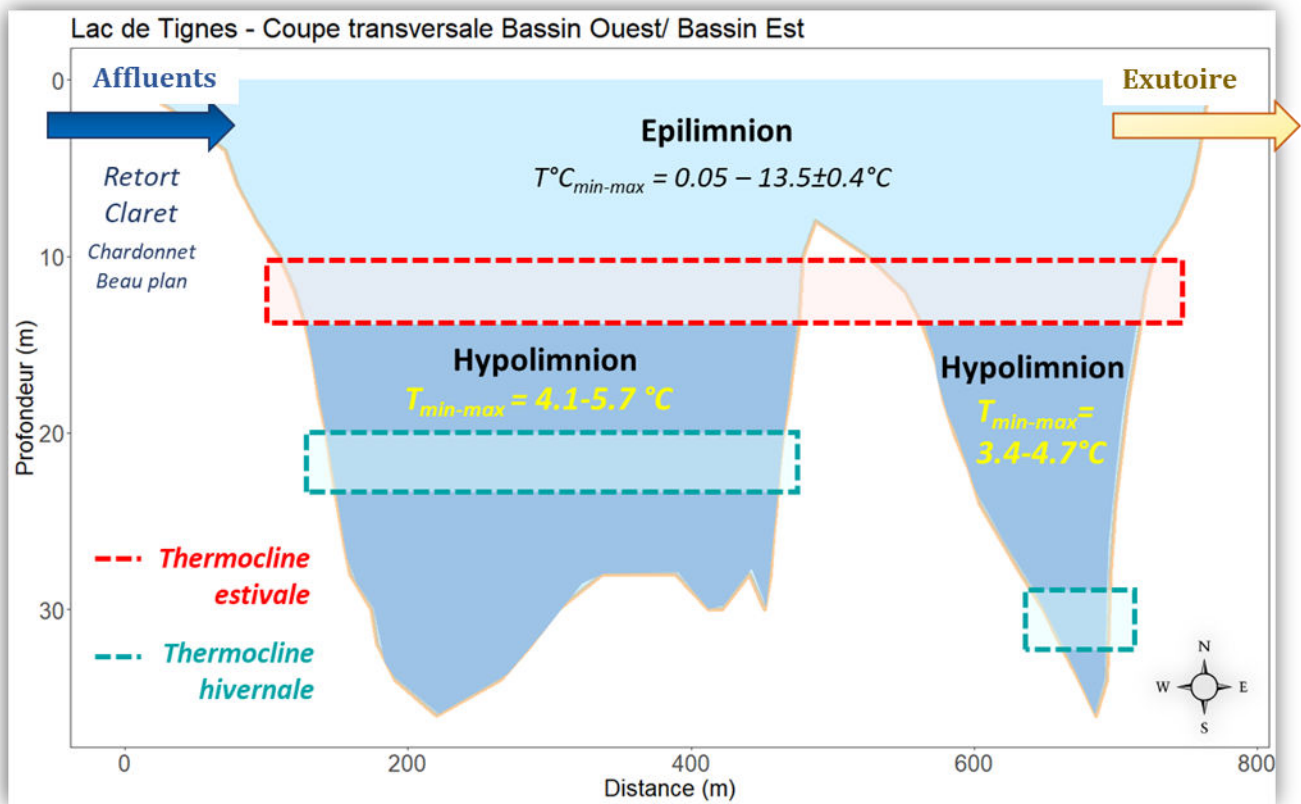


Figure 5. Coupe transversale estivale des deux sous-bassins du lac de Tignes et synthétisant les gradients de température à partir des mesures réalisées au niveau des stations 1 & 2, de Mai 2022 à Mars 2023

Le régime thermique du lac de Tignes correspond à celui observé classiquement dans les lacs d'altitude, avec une alternance entre périodes de stratification estivale, stratification hivernale inversée et brassages de la colonne d'eau en automne et au printemps, avec un brassage printanier très rapide (Fig. 4c). La température plus faible des couches profondes de l'hypolimnion s'explique par l'absence d'échanges directs avec l'atmosphère et d'un isolement hydrodynamique du reste du lac. Cependant, on constate une différence entre les 2 sous-bassins, avec un **approfondissement plus marqué de la thermocline et des températures plus élevées dans les couches profondes au sein du bassin côté affluents**. Cette partition spatiale de la température, avec des couches superficielles plus chaudes et un hypolimnion plus froid du côté des affluents, avait déjà été observée en 2003 dans le cadre de la campagne de suivi réalisée par le CARTEL (Fontvielle et al., 1988-2003).

2.1.1.2. Conductivité

Les profils de conductivité diffèrent également au sein des 2 sous-bassins. La zone où le gradient de conductivité est le plus marqué se situe à 20 m de profondeur dans le bassin côté affluents contre 10 m de profondeur du côté de l'exutoire (Fig. 6). Sur l'ensemble de la période d'étude, les extrêmes sont très proches au sein des deux sous-bassins. Dans l'épilimnion, les mesures de conductivité sont comprises entre 805-1107 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ et 791 -1108 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ au sein des sous-bassins I et II, respectivement (Fig. 7). Dans les couches profondes de l'hypolimnion, la conductivité est plus élevée au niveau de la Station I, avec des valeurs minimales de 1054.1 et 857.1 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ au niveau des Stations I et II, respectivement. Les valeurs maximales de conductivité dans les couches profondes sont quant à elles très proches (1145.8 et 1142.3 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ pour les Station I et II, respectivement). Les moyennes saisonnières estivales et automnales dans l'épilimnion sont légèrement plus élevées du côté des affluents (+11 $\mu\text{S.cm}^{-1}$). Cette différence s'accroît en hiver et au printemps avec des écarts mesurés de +19 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ et + 62 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ entre les Stations I et II, respectivement.

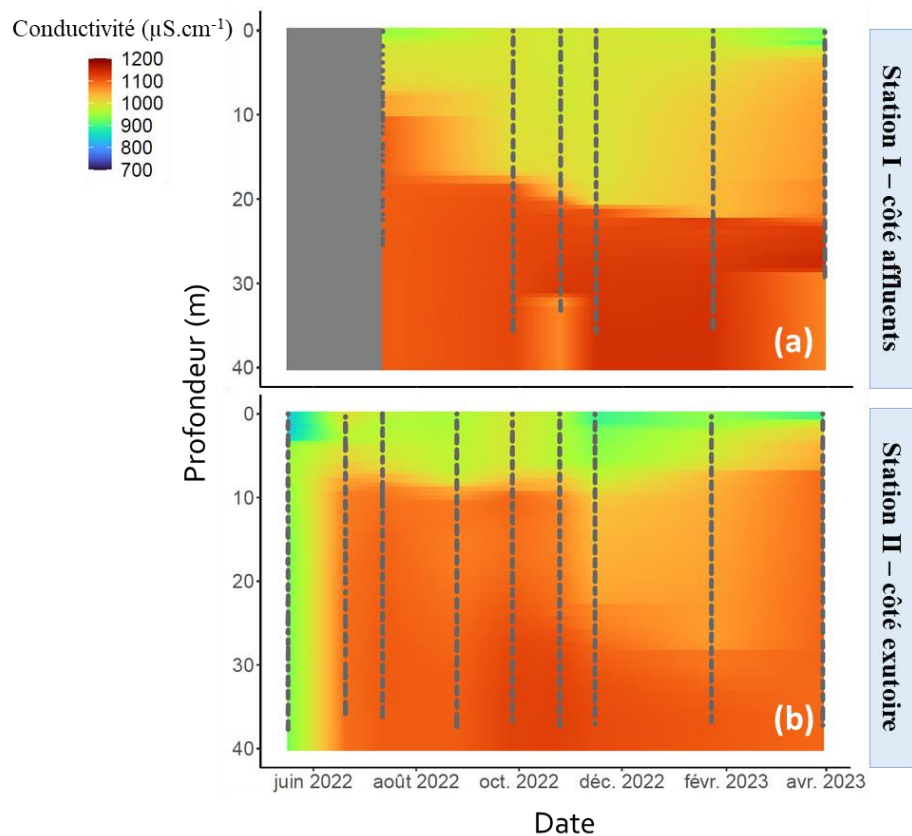


Figure 6. Profils verticaux de conductivité le long de la colonne d'eau au niveau des stations I (a) & II (b), de Mai 2022 à Mars 2023. Les points gris représentent les observations réellement mesurées lors des campagnes de terrain

La conductivité plus élevée du côté des affluents est cohérente avec les relevés de température. En effet, **les couches profondes de l'hypolimnion étant plus chaudes au niveau de la Station I, la solubilité des sels minéraux sera plus importante**, ce qui augmente les valeurs

de conductivité. Par ailleurs, les valeurs de conductivité très élevées, y compris à faible profondeur en période estivale, laissent suggérer un effet fort des apports des tributaires. En effet, le bassin-versant du lac étant essentiellement constitué de gypse, la **présence de sulfates augmente fortement les valeurs moyennes de conductivité**, largement supérieures aux valeurs mesurées dans les grands lacs alpins ($\sim 300\text{-}400\ \mu\text{S.cm}^{-1}$).

La filtration de l'eau pour réduire les quantités de sels constitue d'ailleurs le principal traitement indispensable à l'approvisionnement en eau potable, afin de respecter les limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine fixé par le code de la santé publique.

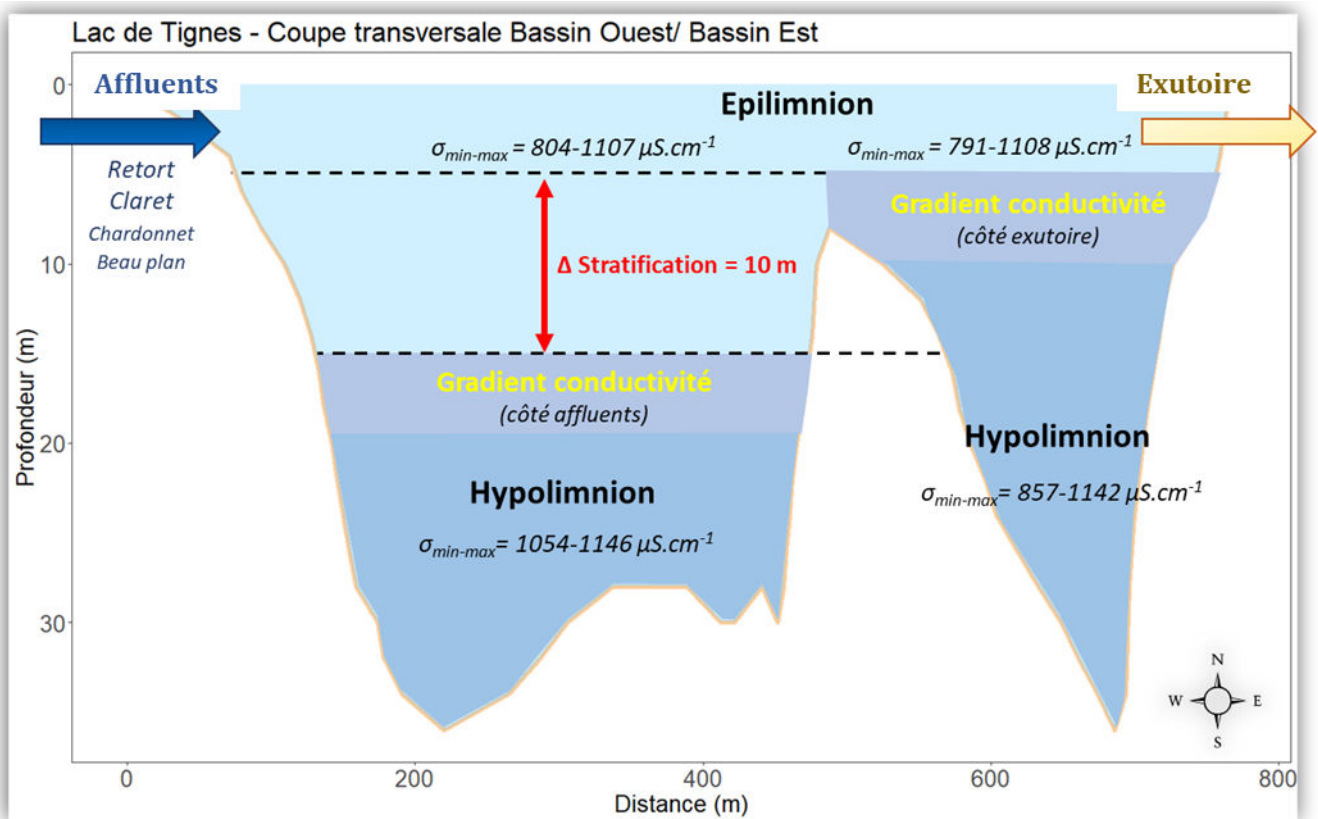


Figure 7. Coupe transversale des deux sous-bassins du lac de Tignes représentant les gradients de conductivité à partir des mesures réalisées au niveau des stations 1 & 2, de Mai 2022 à Mars 2023

2.1.1.3. pH

L'hétérogénéité des caractéristiques physico-chimiques des deux sous-bassins se vérifie également via les mesures de pH (Fig. 8). En effet, les valeurs de pH minimales des couches de surface sont de 7.6 et 7.0 au niveau des Stations I et II, respectivement. Au sein des couches profondes, les valeurs maximales et les extrémums sont néanmoins très proches pour les deux sous-bassins. Aucune différence significative n'a été observée sur les moyennes saisonnières estivales, printanières et automnales. En revanche, le pH moyen mesuré en hiver était plus élevé du côté des affluents (pH = 7.7) que du côté de l'exutoire (pH = 7.4) dans les couches superficielles

de l'épilimnion. De même, le pH des couches profondes du côté affluents était moins basique (pH = 7.2) que le pH des couches profondes côté exutoire (pH = 7.5). Ce phénomène, accentué en surface dans la zone euphotique, peut s'expliquer par la consommation du CO₂ par les micro-organismes photosynthétiques en été, augmentant ainsi le pH de l'eau. Une mesure de pH en continu auraient permis de mettre en évidence les variations nyctémérales, afin de découpler le rôle de la lithosphère et de la photosynthèse sur les variations de pH.

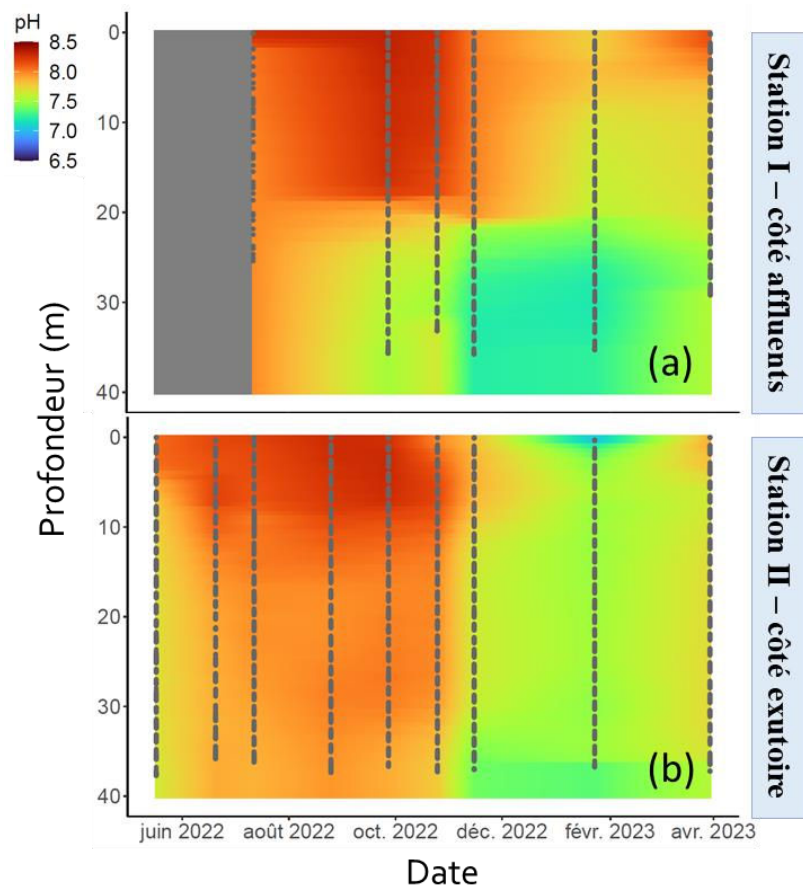


Figure 8. Profils verticaux de pH mesurés à l'aide de la sonde KorEXO le long de la colonne d'eau au niveau des stations I (a) & II (b), de Mai 2022 à Mars 2023. Les points gris représentent les observations réellement mesurées lors des campagnes de terrain.

Ce phénomène est cohérent avec la faible concentration en oxygène dissous mesurée au niveau de la Station I. Au niveau de la Station II côté exutoire, le brassage complet en hiver fait remonter le CO₂ produit au fond du lac par les micro-organismes et homogénéise la concentration le long de la colonne d'eau, abaissant ainsi le pH. Dans le bassin I côté affluents, le CO₂ reste piégé au fond du lac du fait d'un brassage complet plus précoce. Par ailleurs, un léger gradient de pH depuis le sédiment jusqu'aux couches sus-jacentes est mis en évidence dans le bassin II, laissant suggérer un mécanisme de diffusion depuis le sédiment.

Par ailleurs, un milieu acide et des conditions anaérobies pourraient favoriser la réduction des sulfates en sulfure d'hydrogène (H_2S) par les micro-organismes sulfato-réducteurs tels que les archées, par le mécanisme de respiration anaérobie.

De plus, la température plus élevée des couches profondes au niveau de la Station I a pu augmenter la vitesse de la réaction biochimique.

Du côté de l'exutoire, la stratification hivernale est beaucoup moins marquée et le mélange de la colonne d'eau semble durer plus longtemps que du côté des affluents. Les métaux sous forme ionique y sont probablement moins abondants et les réactions chimiques et biochimiques peuvent être ralenties par la température plus basse.

D'un point de vue strictement qualité des eaux, l'état écologique du lac au regard de l'acidification du milieu est « **Très bon** » selon les critères définis par la DCE avec des valeurs comprises entre 6.5 et 8.2.

2.1.1.4. Oxygène dissous

A l'instar des paramètres physico-chimiques étudiés précédemment, **les concentrations en oxygène dissous diffèrent significativement entre les deux sous-bassins**. Les profils d'oxygénation représentés sur les Figures 9 & 11 montrent que seul le bassin côté affluents a connu une désoxygénation intense de ses couches profondes. Les concentrations minimales relevées au niveau de la Station I sont de 5.0 mg.L^{-1} dans l'épilimnion et 0.2 mg.L^{-1} dans l'hypolimnion, valeur très inférieure au seuil d'hypoxie fixé à 2 mg.L^{-1} . Au niveau du bassin côté exutoire, les concentrations minimales mesurées sont de 8.4 mg.L^{-1} et 4.0 mg.L^{-1} au sein de l'épilimnion et de l'hypolimnion, respectivement. Les seuils d'oxygénation nécessaires au maintien des salmonidés ($> 4 \text{ mg.L}^{-1}$) n'ont jamais été dépassés sur la période d'étude au niveau de la Station II.

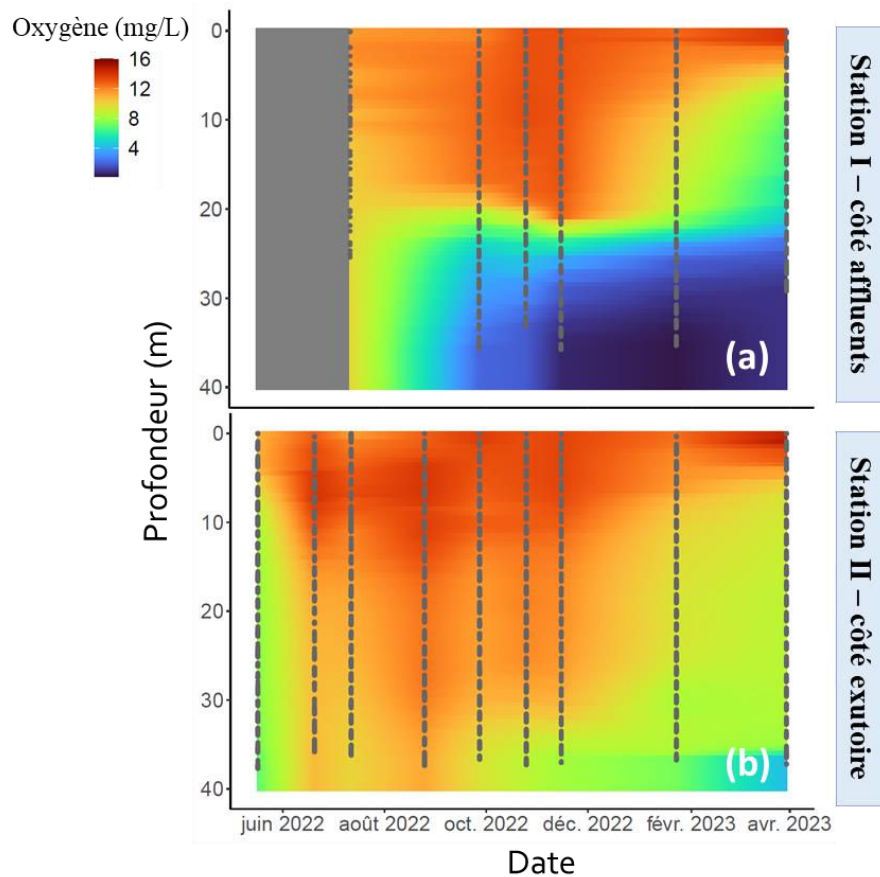


Figure 9. Profils verticaux d'oxygène dissous (mg/L) mesurés à l'aide de la sonde KorEXO le long de la colonne d'eau au niveau des stations 1 (Point I) & 2 (Point II), de Mai 2022 à Mars 2023. Les points gris représentent les observations réellement mesurées lors des campagnes de terrain

Le calcul des moyennes saisonnières des concentrations en oxygène dans l'hypolimnion montrent que la valeur critique pour les poissons ($<4 \text{ mg.L}^{-1}$) est atteinte dès l'automne dans le bassin côté affluents. En été, les concentrations moyennes sont passées de 9.9 et 11.2 mg.L^{-1} au niveau des Stations I et II respectivement, à 2.6 et 10.9 mg.L^{-1} en automne.

En hiver, les concentrations moyennes en oxygène dans les couches profondes ont continué à diminuer pour atteindre 0.9 et 8.9 mg.L^{-1} au niveau des Stations I et II, respectivement.

Au printemps, les concentrations moyennes mesurées dans l'hypolimnion sont de 1.2 mg.L^{-1} (côté affluents) et 7.8 mg.L^{-1} (côté exutoire). En revanche, les couches de surface sont restées bien oxygénées tout au long de la période instrumentale.

Les moyennes saisonnières mesurées dans l'épilimnion sont comprises entre 8.5 mg.L^{-1} (printemps) et 12.9 mg.L^{-1} (automne) du côté affluents, contre 10.4 mg.L^{-1} (printemps) à 13.2 mg.L^{-1} (automne) du côté exutoire. Le calcul du pourcentage de saturation en oxygène dissous (Fig. 10) montre une sursaturation en oxygène des couches de surface en été et à l'automne dans les deux sous-bassins puis une diminution progressive du pourcentage de saturation après le gel du lac. En effet, la couche de glace constitue une barrière physique limitant les échanges gazeux à l'interface

eau-atmosphère. Le seuil de bonne qualité écologique fixant une concentration en oxygène supérieure à 50% est ainsi respecté dans le bassin II côté exutoire sur l'ensemble de la colonne d'eau, à l'exception de l'interface eau / sédiments où la respiration microbienne est plus intense. Du côté des affluents, les couches profondes de l'hypolimnion (>25m) ont connu des valeurs de saturation en oxygène inférieures au seuil de 50%.

La différence d'oxygénation des couches profondes entre les deux sous-bassins, particulièrement marquée en hiver, peut s'expliquer par l'apport de matières organiques plus importants du côté des affluents. Le processus de dégradation aérobie de cette matière organique par les micro-organismes au fond du lac, a pu entraîner la désoxygénation de ces couches profondes. En effet, le stock d'oxygène disponible dans l'hypolimnion en août dans le bassin I s'est épuisé progressivement au cours de l'année lorsque les eaux sont stratifiées en hiver, laissant suggérer que l'hypoxie dans les couches profondes est causée par la demande biologique et chimique en oxygène. La température plus élevée au sein de l'hypolimnion a pu également accélérer le processus de dégradation en stimulant l'activité métabolique des micro-organismes.

En outre, le maintien des conditions d'oxygénation du côté exutoire peut s'expliquer par un mélange de la colonne d'eau plus long et une stratification hivernale moins marquée. Ce brassage peut s'expliquer par la présence de résurgences souterraines ou être la conséquence d'événements avalancheux. En effet, la Station II est située en contre-bas du couloir avalancheux située dans la zone des Tufs. Ce phénomène d'oxygénation des couches profondes s'est également produit au Lac Merlet au cours de l'hiver 2022-2023 (cf. *Campagne annuelle de suivi - Réseau Lacs Sentinelles*), dont la topographie abrupte du bassin-versant est favorable aux avalanches.

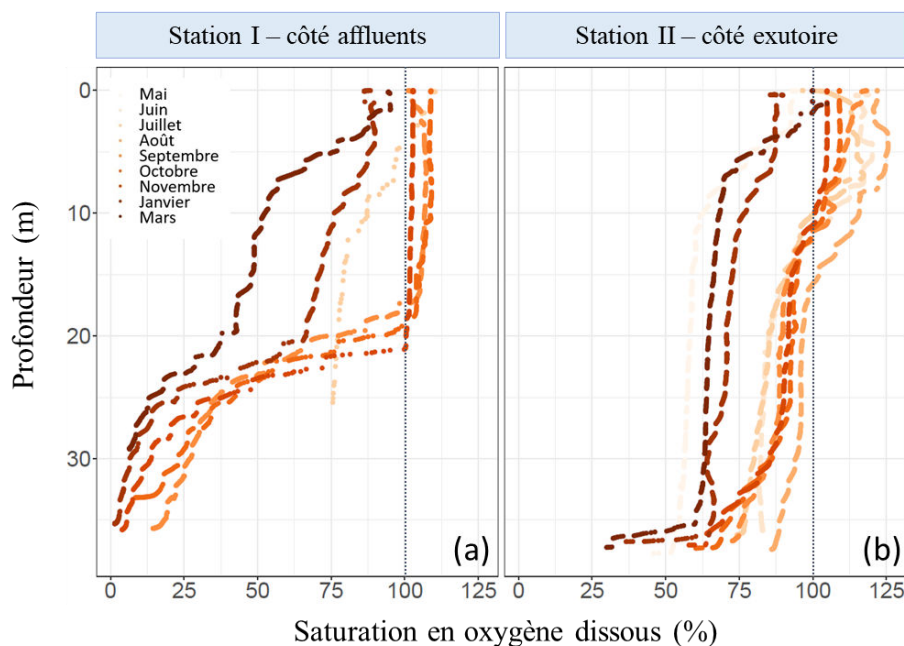


Figure 10. Profils verticaux d'oxygène dissous (% saturation) le long de la colonne d'eau au niveau des stations 1 (Point I) & 2 (Point II), de Mai 2022 à Mars 2023. Les points gris représentent les observations réellement mesurées lors des campagnes de terrain.

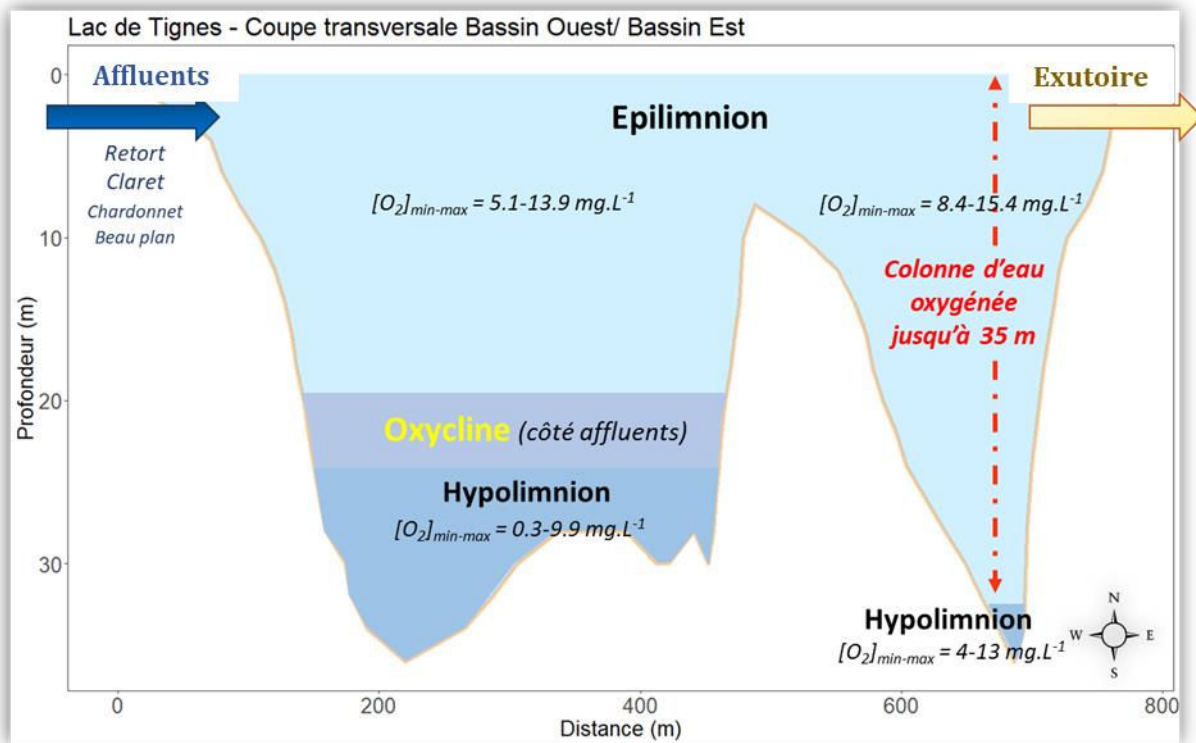


Figure 11. Coupe transversale des deux sous-bassins du lac de Tignes représentant les gradients d'oxygène dissous à partir des mesures réalisées au niveau des stations 1 & 2, de Mai 2022 à Mars 2023

2.1.1.5. Transparence de l'eau

La mesure de la transparence à l'aide du disque de Secchi a été réalisée dans le bassin côté exutoire (Fig. 12). L'étendue de la zone euphotique a été calculée à partir de la profondeur de Secchi. En mai, la zone euphotique ne dépasse pas les 5 m de profondeur (profondeur de Secchi = 2 m) puis elle augmente progressivement pour atteindre la totalité de la colonne d'eau en novembre. Lorsque le lac était gelé, aucune mesure n'a pu être réalisée car la méthode de Secchi n'était pas applicable.

Au printemps, le ruissellement lié à la fonte des neiges entraîne l'apport de matières organiques et de particules minérales fines provenant du bassin versant, augmentant ainsi la turbidité de la colonne d'eau. Par ailleurs, l'augmentation de l'activité phytoplanctonique stimulée par l'augmentation de la température de l'eau, des radiations lumineuses et des concentrations en nutriments, accentue ce phénomène. L'augmentation de la transparence de l'eau est corrélée à la diminution des nutriments au cours de la période estivale ainsi qu'à la fin de la fonte des neiges. Le pic de transparence de l'eau apparaît dès novembre, peu avant le gel du lac, sous l'effet de la diminution de la température de l'eau et l'augmentation probable de l'activité zooplanctonique. La transparence maximale de la colonne d'eau se produit juste avant le gel du lac, au moment du brassage automnal.

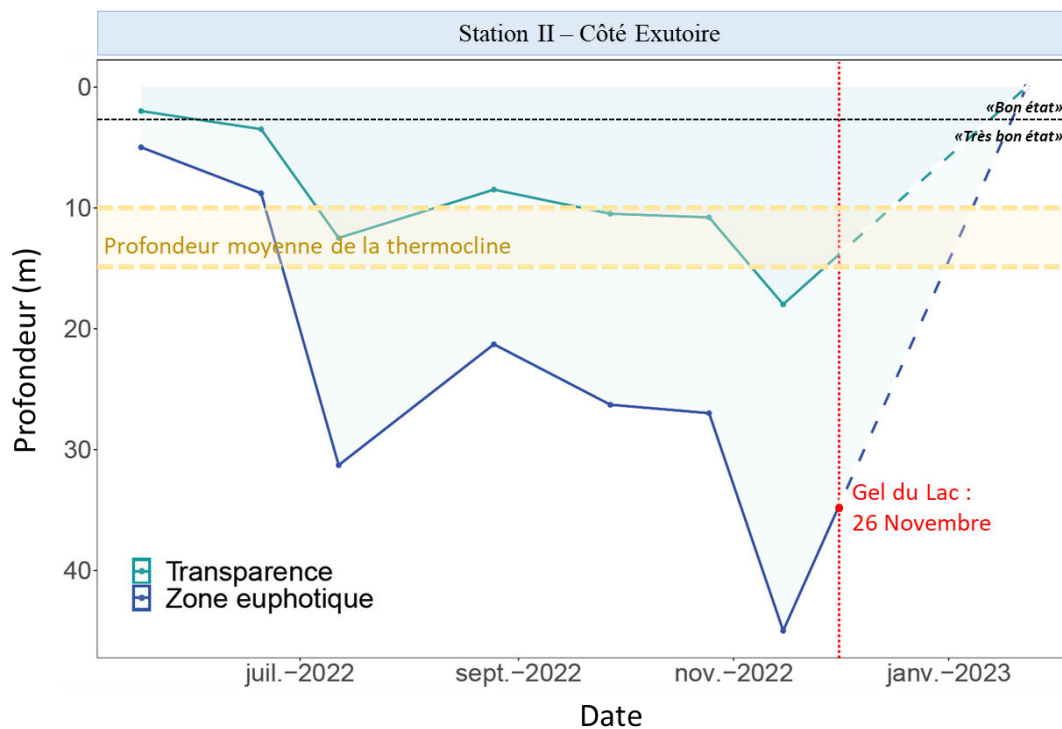


Figure 12. Transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi (m) et profondeur de la zone euphotique (m) au niveau de la Station II (côté exutoire) dans le lac de Tignes, de Mai 2022 à Mars 2023. La ligne horizontale en pointillés représente le seuil DCE de « Très bon état » pour la transparence

2.1.1.6. Nutriments

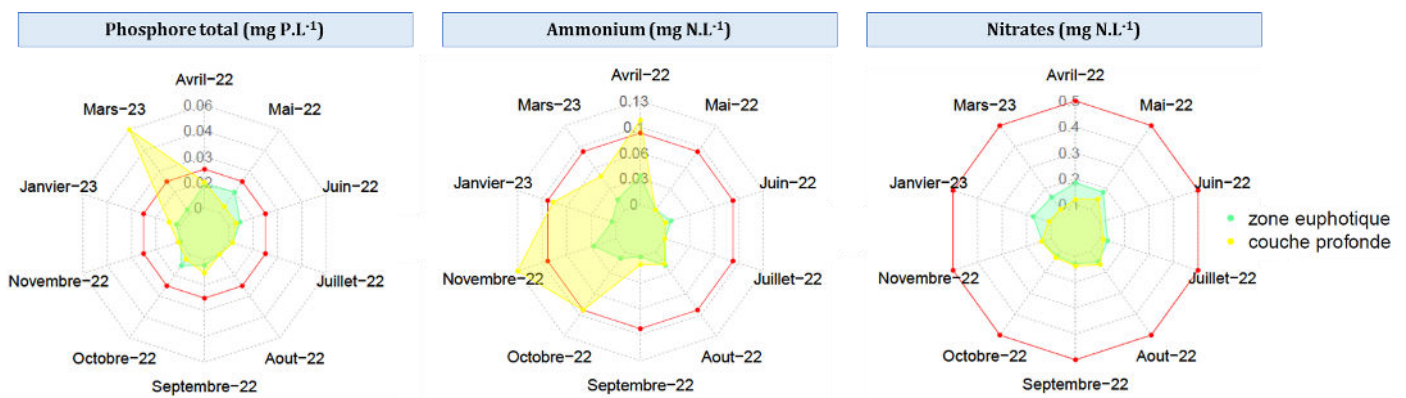


Figure 13. Mesures des concentrations en phosphore total (mgP.L-1), ammonium (mgN.L-1) et nitrates (mgN.L-1), permettant l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau selon les valeurs seuils de 'Bon état' selon fixées dans le cadre de la DCE (Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000), au niveau de la Station 2 (côté exutoire) dans le Lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023.

Le phosphore total, les nitrates et l'ammonium ont été retenus comme nutriments pertinents pour l'évaluation de l'état écologique du lac. **Les quantités de phosphore total,**

comprises entre 0.003 et 0.055 mgP.L⁻¹, sont restées en deçà du seuil TB fixé par la DCE (0.0226 mgP.L⁻¹) tout au long de l'année dans la zone euphotique (Fig. 13).

Dans les couches profondes, un pic de concentration en TP a été mesuré en mars, correspondant à la période où les conditions hypoxiques apparaissent au fond du lac. En effet, le manque d'oxygène entraîne le relargage du phosphore complexé aux ions métalliques présents dans les sédiments.

Les concentrations en ammonium de la zone euphotique ne dépassent pas le seuil de « bon état » fixé par la DCE (0.09 mgN.L⁻¹). Le pic de concentration en Novembre dans les couches profondes (0.13 mgN.L⁻¹) traduit une dégradation incomplète de la matière organique qui devrait rapidement se transformer en nitrites puis nitrates. Ce processus de nitrification est limité en conditions anaérobies. Lors du brassage automnal précédant le gel du lac, toute la colonne d'eau est à nouveau oxygénée et les concentrations en NH₄ diminuent.

Au regard des concentrations en nitrates, le lac est resté en « bon état » écologique ([NO₃] < 0.5 mgN.L⁻¹) tout au long de la période d'instrumentation, avec des concentrations très proches dans la zone euphotique et au fond du lac (0.124-0.185 et 0.102-0.151 mgN.L⁻¹, respectivement). Néanmoins, ces résultats diffèrent des mesures réalisées entre 1988 et 2003 (Fontvielle et al., 1988-2003), dont les concentrations en nitrates étaient nettement plus élevées ([NO₃]_{moyenne} = 0.18-0.23 mgN.L⁻¹).

Par ailleurs, bien que cet indicateur doive être interprété avec précaution, nous avons calculé le ratio N/P afin d'identifier l'élément nutritif limitant la production photosynthétique. **Le phosphore est apparu comme l'élément limitant**, avec des ratios N/P de 30.7 et 44.3 en mai et juillet, respectivement.

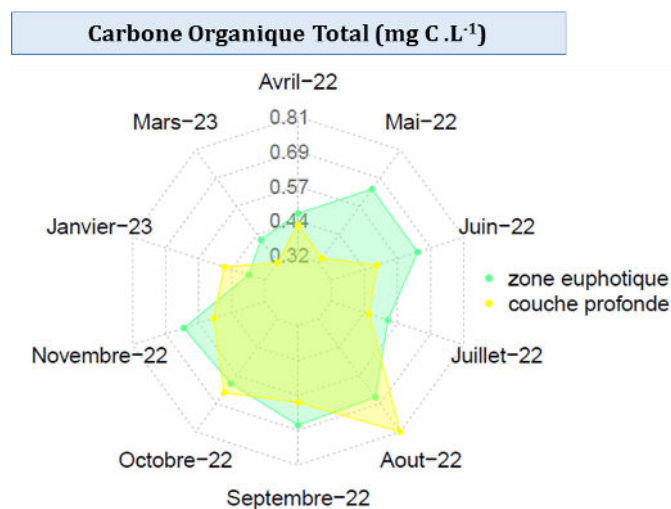


Figure 14. Mesures des concentrations en carbone organique total (mg C.L⁻¹) dans la zone euphotique et au fond du lac de Tignes, au niveau de la Station II (côté exutoire), d'avril 2022 à mars 2023.

Le suivi annuel a révélé des faibles concentrations en carbone organique total (COT) tout au long de l'année, avec des valeurs comprises entre 0.3 et 0.8 mgC L⁻¹ (Fig.14). Dans la zone euphotique, une augmentation de COT a été mesurée en mai et juin, en lien avec l'augmentation de la production primaire, suivie d'une légère diminution en juillet. Cette dernière baisse peut s'expliquer par le développement du zooplancton, consommateur de micro-organismes phytoplanctoniques. A l'automne, les concentrations en carbone organique augmentent à nouveau, avant de diminuer lors de du gel hivernal. Dans les couches profondes, un pic de production de COT a été mesuré en août, correspondant certainement aux cellules mortes qui ont sédimenté vers le fond du lac.

Les valeurs mesurées sont globalement inférieures aux concentrations en carbone organique mesurées sur la période 1988-2003 (Fontvielle et al., 2003) dont les mesures estivales et automnales variaient entre 1.8 et 7.0 mgC.L⁻¹

2.1.1.7. Salinité

La salinité, paramètre physico-chimiques pris en compte pour l'évaluation de la qualité du lac selon le cadre de la DCE, est liée à la conductivité et aux concentrations en chlorures et sulfates (Fig. 15). En revanche, aucune valeur-seuil n'a pu être établie à ce jour pour ces trois variables. Nous avons donc considéré les critères de qualité d'eau potable comme cadre de référence.

La conductivité, bien que très élevée tout au long de l'année à la fois dans la zone euphotique (1054 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) et dans les couches profondes ($\sigma_{\text{moyenne}} = 1149 \mu\text{S.cm}^{-1}$), restent **en-dessous du seuil de qualité pour l'approvisionnement en eau potable** fixé à 2500 $\mu\text{S.cm}^{-1}$.

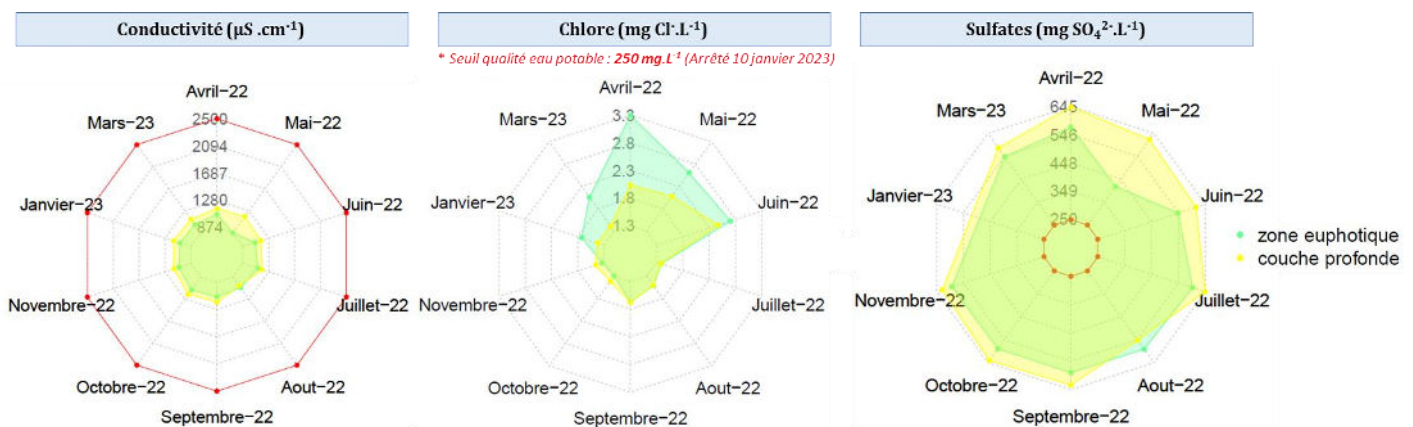


Figure 15. Mesures de la conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), des concentrations en chlore (mg Cl.L^{-1}) et en sulfates ($\text{mg SO}_4^{2-}.\text{L}^{-1}$) au niveau de la Station 2 (côté exutoire) dans le Lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023. Aucune valeur seuil n'ayant pu être établie par la DCE pour ces critères, les limites ont été fixées selon les critères de qualité d'eau potable (Arrêté du 10 janvier 2023).

Les concentrations en chlorures ont connu une augmentation dans les strates considérées en avril avec des concentrations atteignant 3.32 et 2.03 mgCl.L^{-1} dans la zone euphotique et au fond du lac, respectivement. Cela peut s'expliquer par le lessivage des eaux fortement chargées en sels lors des périodes de déneigement. La diminution des concentrations en chlore peut être liée à la présence de composés soufrés dans le lac. Cependant, les concentrations mesurées restent très inférieures au seuil de qualité eau potable (250 mg.L^{-1}).

Le dernier paramètre impliqué dans la salinité du lac est la concentration en sulfates. Du fait de la structure géologique du bassin-versant, essentiellement constitué de gypse (sulfate de calcium), les concentrations en sulfates mesurées sont très élevées tout au long de l'année sur l'ensemble de la colonne d'eau ($[\text{SO}_4^{2-}]_{\text{moyenne}} = 558 \text{ mg.L}^{-1}$ et 616 mg.L^{-1} dans la zone euphotique et au fond du lac, respectivement) et dépassent largement le seuil de qualité fixé pour l'approvisionnement en eau potable (250 mg.L^{-1}). Actuellement, le soufre constitue d'ailleurs le principal traitement des eaux du lac.

2.1.1.8. Éléments minéraux

Les teneurs en calcium et magnésium sont les cations métalliques impliqués dans la mesure de la dureté de l'eau, exprimée en degrés français ($^{\circ}\text{f}$). Plus les quantités en éléments dissous sont élevées, plus l'eau est « dure ». Le calcul du titre hydrométrique, détaillé en annexe (Annexe 4), montre que **l'eau du lac de Tignes est « très dure »** sur l'ensemble de la colonne d'eau, tout au long de la période d'instrumentation ($\text{TH} > 40^{\circ}\text{f}$).

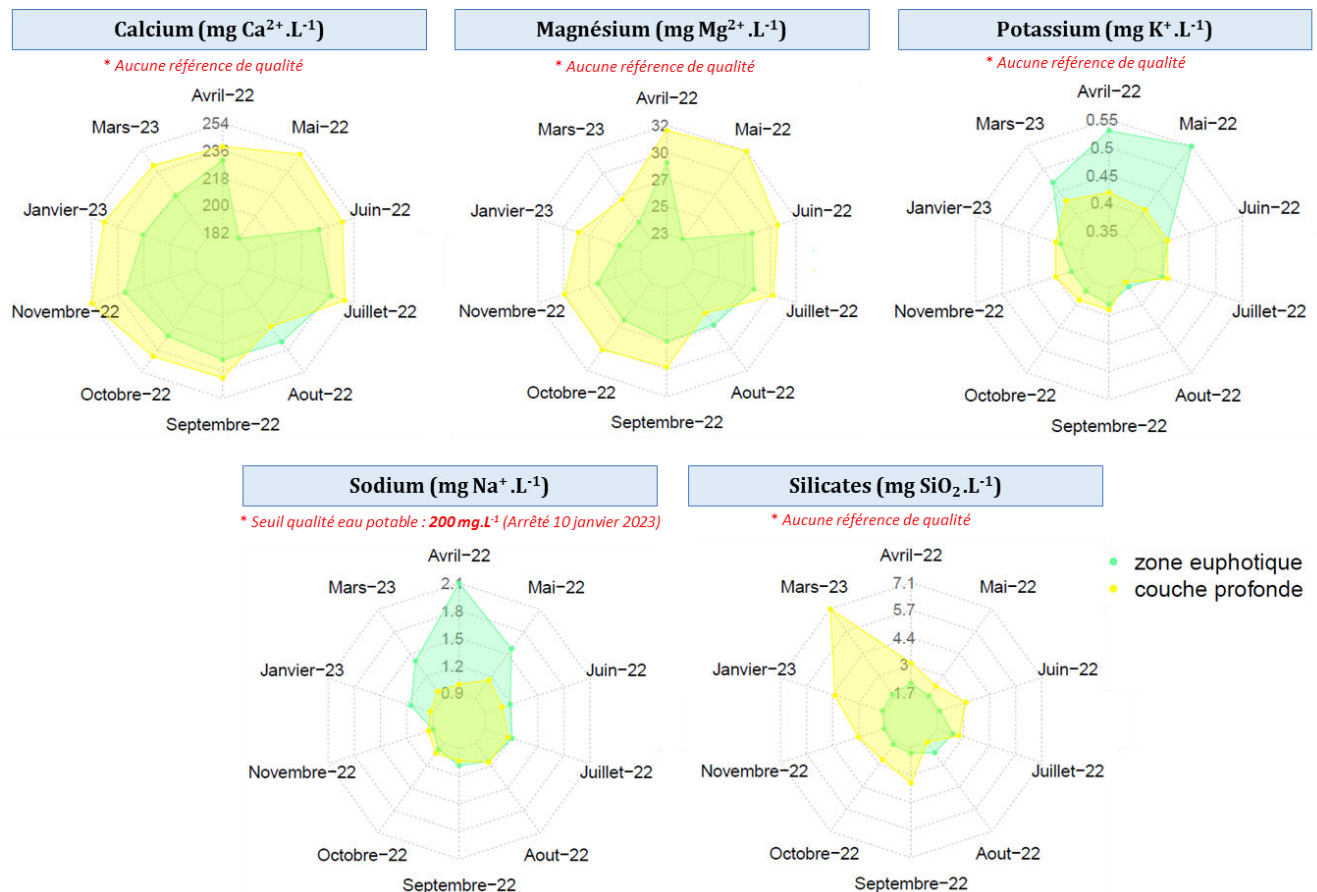


Figure 16. Mesures des concentrations en calcium (mg Ca²⁺.L⁻¹), magnésium (mg Mg²⁺.L⁻¹), potassium (mg K⁺.L⁻¹), sodium (mg Na⁺.L⁻¹) et silicates (mgSiO₂.L⁻¹) au niveau de la Station 2 (côté exutoire), dans le Lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023.

Cette mesure est cohérente avec la forte concentration en sulfate de calcium issue de la dissolution des gypses constituant le bassin-versant. Cependant, les fortes concentrations en calcium et magnésium ne nécessitent pas de traitements particuliers pour l'approvisionnement en eau potable car aucun risque pour la santé n'a été identifié à ce jour. On observe une nette diminution des concentrations dans la zone euphotique en mai, au moment du dégel du lac (Fig. 16). Cette baisse des teneurs en Ca²⁺ et Mg²⁺ peut s'expliquer par le développement du phytoplancton et des organismes aquatiques utilisant ces ions métalliques pour la constitution de leurs tissus et des pigments chlorophylliens.

Le potassium (K⁺) connaît quant à lui une légère diminution de sa concentration en juin dans la zone euphotique avec des valeurs généralement plus élevées qu'au fond du lac. Aucune référence de qualité n'est fixée pour le service d'approvisionnement en eau potable selon l'arrêté ministériel du 10 janvier 2023.

Les concentrations en sodium sont très inférieures à la valeur de référence de qualité eau potable (<200 mg.L⁻¹) avec des valeurs maximales de 2.1mg.L⁻¹. Tout comme les teneurs en chlorures, le sodium a connu un pic de concentration en avril, probablement lié au lessivage des sels de déneigement. La mesure des concentrations en silicates a mis en évidence des teneurs

globalement plus élevées dans les couches profondes que dans la zone euphotique, de septembre à mars, pendant la période hivernale. Cela peut s'expliquer par le relargage des sels lors de la dégradation des micro-organismes tels que certaines espèces de Chrysophyceae, dont les cellules sont recouvertes par une enveloppe d'écailles constituées de silice.

2.1.2. Paramètres biologiques

2.1.2.1. Pigments photosynthétiques

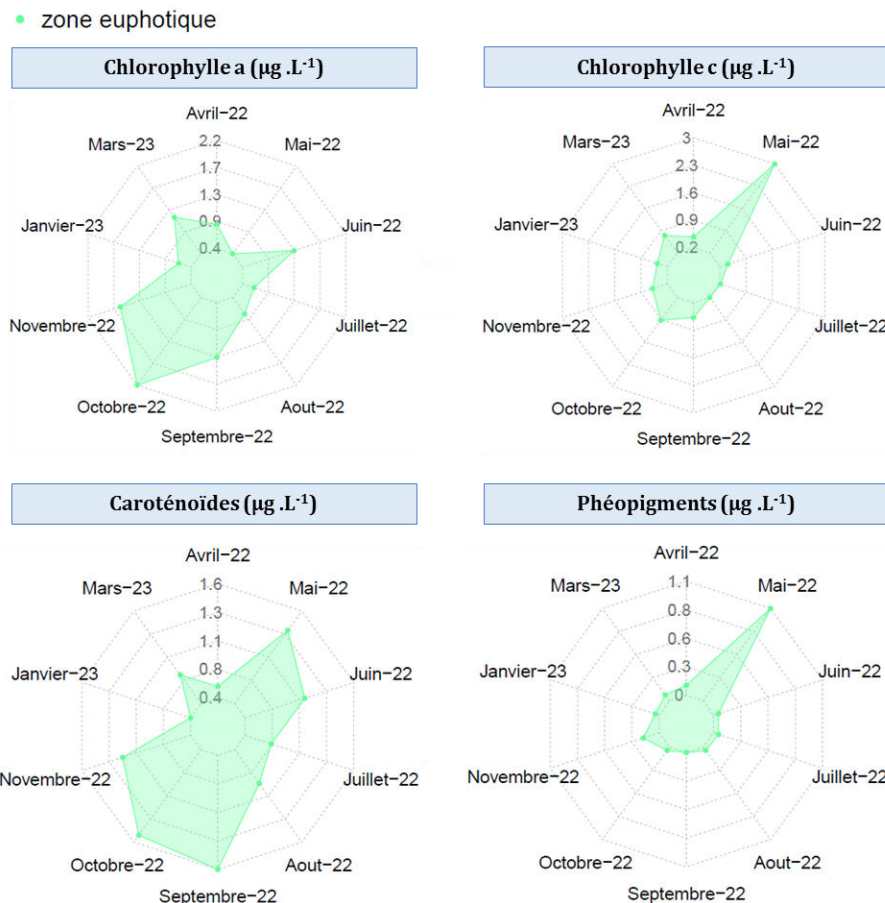


Figure 17. Mesures des concentrations en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), chlorophylle c ($\mu\text{g.L}^{-1}$), caroténoïdes ($\mu\text{g.L}^{-1}$) et phéopigments ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans la zone euphotique, au niveau de la Station II du lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023.

Les mesures de concentrations en chlorophylle a, chlorophylle c, caroténoïdes et phéopigments permettent une estimation approximative de la biomasse des organismes pigmentés, protistes et algues pluricellulaires planctoniques responsables de la production primaire. Les concentrations en chlorophylle a, seul pigment commun à tous les organismes phytoplanctoniques, sont représentatives de la quantité de matière vivante dans le lac. A l'inverse, les phéopigments constituent la forme dégradée directement corrélée à la quantité de matière morte.

En Mai, alors que le lac est toujours gelé, des pics de phéopigments et de Chl-c ont été observés dans les couches de surface (Fig. 17). Ce résultat témoigne du maintien de l'activité

photosynthétique par certains organismes phytoplanctoniques sous la couche de glace. L'augmentation des phéopigments, produits de dégradation des molécules de chlorophylles, indique au contraire une baisse de la vitalité d'une partie du phytoplancton à cette période de l'année.

En juin, un pic de Chl-*a* est mesuré, en lien avec l'augmentation de la température de l'eau et des concentrations en minéraux, notamment de calcium et magnésium. Les concentrations en Chl-*c* et phéopigments ont alors fortement diminué.

A l'automne, des augmentations des concentrations en caroténoïdes et Chl-*a* ont été mesurées dans la zone euphotique, avant de diminuer fortement en janvier.

Le décalage des pics de productions des différents pigments témoigne des changements des communautés phytoplanctoniques au cours de l'année, dont la nature a ensuite été déterminée par comptage (Fig. 19). Par ailleurs, les concentrations moyennes et maximales en Chl-*a* sont en adéquation avec les valeurs obtenues lors de la campagne de suivi entre 1988 et 2003 ($[\text{Chl-}a]_{\text{moy}} = 1\mu\text{g.L}^{-1}$ et $[\text{Chl-}a]_{\text{max}} = 2.5\mu\text{g.L}^{-1}$) (Fontvielle et al., 1988-2003).

2.1.2.2. Métriques de Carlson

Le calcul des métriques de Carlson (1977) à partir des concentrations en TP, Chl-*a* et de la profondeur de Secchi, a permis de classer le lac de Tignes dans la catégorie des lacs « **Oligotrophe** » avec une valeur de TSI moyen de 31.4 ($\text{TSI}_{\text{Secchi}} = 30.9$, $\text{TSI}_{\text{TP}} = 32$ et $\text{TSI}_{\text{Chl-}a} = 30.7$) au cours de la période de suivi entre mai 2022 à janvier 2023.

2.1.2.3. Groupes phytoplanctoniques

L'évolution des principales classes d'algues représentée sur la Figure 18 montre une nette augmentation de la biomasse totale entre avril et juillet 2022, suivi d'une légère diminution en août. Cela peut s'expliquer par le développement du zooplancton, consommateur d'organismes phytoplanctoniques. Un nouveau pic de croissance a été observé en octobre avant de diminuer fortement sur la période automne-hiver. Cette diminution des communautés phytoplanctoniques en hiver est cohérente avec l'augmentation des silicates mesurée dans les couches profondes (Fig. 16). En effet, les cellules mortes vont se déposer au fond du lac puis la matière organique sera dégradée par les micro-organismes ou enfouie dans les sédiments.

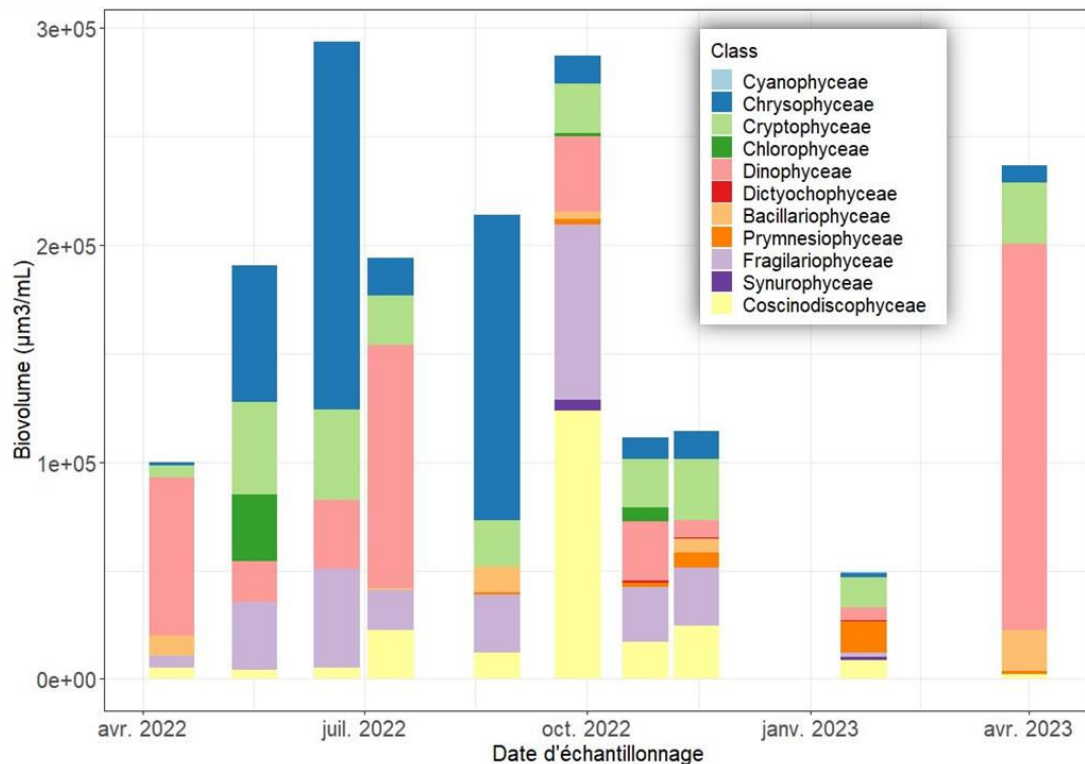


Figure 18. Evolution des principales classes algales (Biovolume exprimé en $\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$) dans le lac de Tignes, au niveau de la Station II (côté exutoire) d'avril 2022 à mars 2023.

De Mai à Juin, les micro-organismes les plus abondants sont les espèces appartenant à la classe algale des Chrysophyceae, dont les principaux taxons identifiés (Fig. 18 & 19) sont mixotrophes (*Kephyrion spp.* et *Dinobryon spp.*). Des études ont d'ailleurs montré que les Chrysophyceae comptaient parmi les espèces d'eau douce les plus représentées (**Bock et al., 2022**). Ces espèces vont ensuite connaître une diminution de leur population en Juillet, avant un nouveau pic de croissance en Septembre. L'augmentation de leur biomasse peut s'expliquer par la fonte des neiges et au dégel du lac, entraînant un apport important de matières organiques et diminuant ainsi la transparence de l'eau.

En août, la classe des Dinophyceae sont fortement représentées, au détriment des Chrysophyceae, certainement en lien avec l'intensification de la stratification de la colonne d'eau. En octobre, la production phytoplanctonique est toujours élevée avec une dominance des populations de Coscinodiscophyceae et des Fragilariophyceae. Les Cryptophyceae, en faible abondance, restent malgré tout présents tout au long de la période d'instrumentation, y compris pendant la période hivernale (Tableau 6).

En fin d'hiver, avant le dégel du lac, un pic de production de Dinophyceae a été mesuré, notamment via le développement des *Gymnodinium spp.*, taxons mixotrophes, indicateurs de milieux stratifiés.

Des espèces de diatomées (Fragilariophyceae, Coscinodiscophyceae et Bacillariophyceae) ont été identifiées tout au long de l'année, en proportions variables, avec un pic de production au mois d'octobre. Ces résultats corroborent les analyses moléculaires réalisées en 2003 (Rapport de Dominique Fontvielle – 1988 -2003), où les communautés de diatomées étaient abondamment présentes.

Des communautés de cyanobactéries (Cyanophyceae) ont quant à elles été identifiées en janvier, en période de gel, en faible abondance.

Tableau 6. Contribution des classes algales au biovolume total mesuré (%) dans les échantillons prélevés au niveau de la Station II du lac de Tignes, d'Avril 2022 à Mars 2023. Les espèces les plus représentées sont colorées en orange, le plus foncé correspondant au pourcentage le plus élevé.

Classes algales	Contribution des classes algales au biovolume total mesuré (%)									
	avr-22	mai-22	juin-22	juil-22	août-22	sept-22	oct-22	nov-22	janv-23	mars-23
Cyanophyceae									1.2	
Chrysophyceae	1.3	33	57.7	9	65.8	4.5	8.9	11.1	3.8	3.4
Cryptophyceae	5.6	22.2	14.2	11.8	9.9	8	20	25	28	11.8
Chlorophyceae	0.1	16.3				0.5	5.8	0.1	0.1	
Dinophyceae	73.1	10	10.8	57.8		12.1	24.7	6.9	12.5	75.4
Dictyochophyceae							1	0.3	0.1	
Bacillariophyceae	9.4			0.4	5.7	1.2		5.5		7.9
Prymnesiophyceae				0.1	0.4	0.8	1.7	6.1	30	0.6
Fragilariophyceae	5.3	16.3	15.5	9.5	12.5	28	22.9	23.6	3.8	
Synurophyceae						1.8			3.3	
Coscinodiscophyceae	5.2	2.2	1.8	11.5	5.7	42.9	15.1	21.4	17.1	0.9

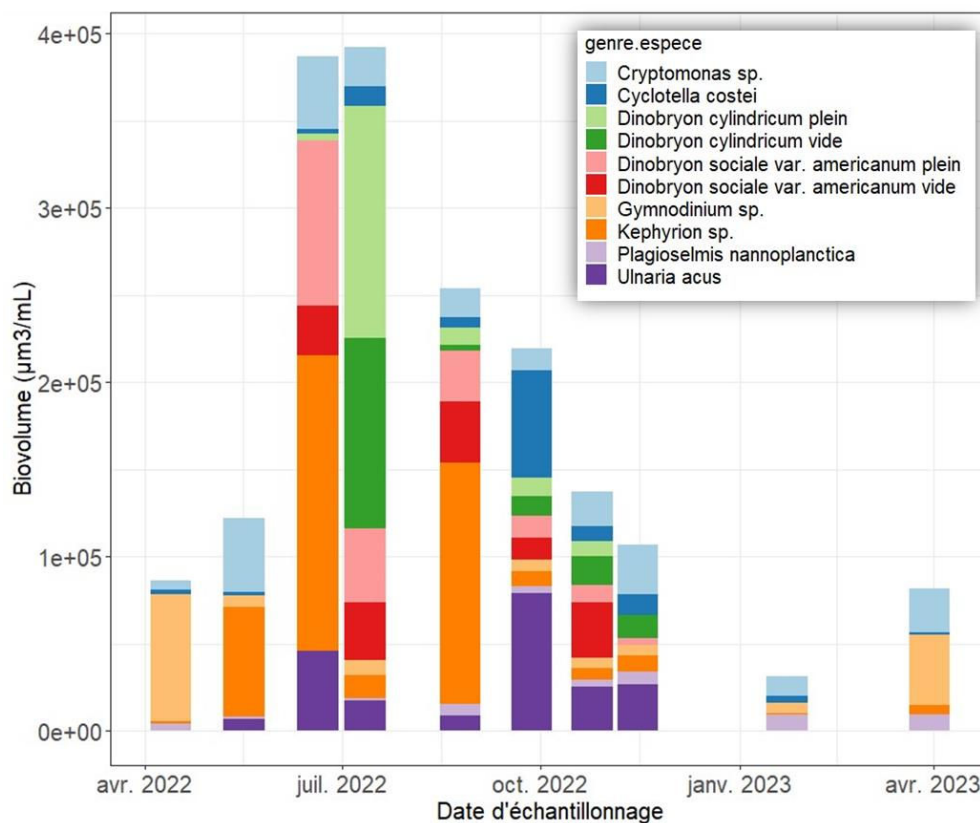


Figure 19. Evolution des biovolumes ($\mu\text{m}^3/\text{mL}$) des 10 principaux taxons mesurés dans le lac de Tignes, au niveau de la Station II, d'Avril 2022 à Mars 2023.

2.1.2.4. Groupes fonctionnels de Reynolds

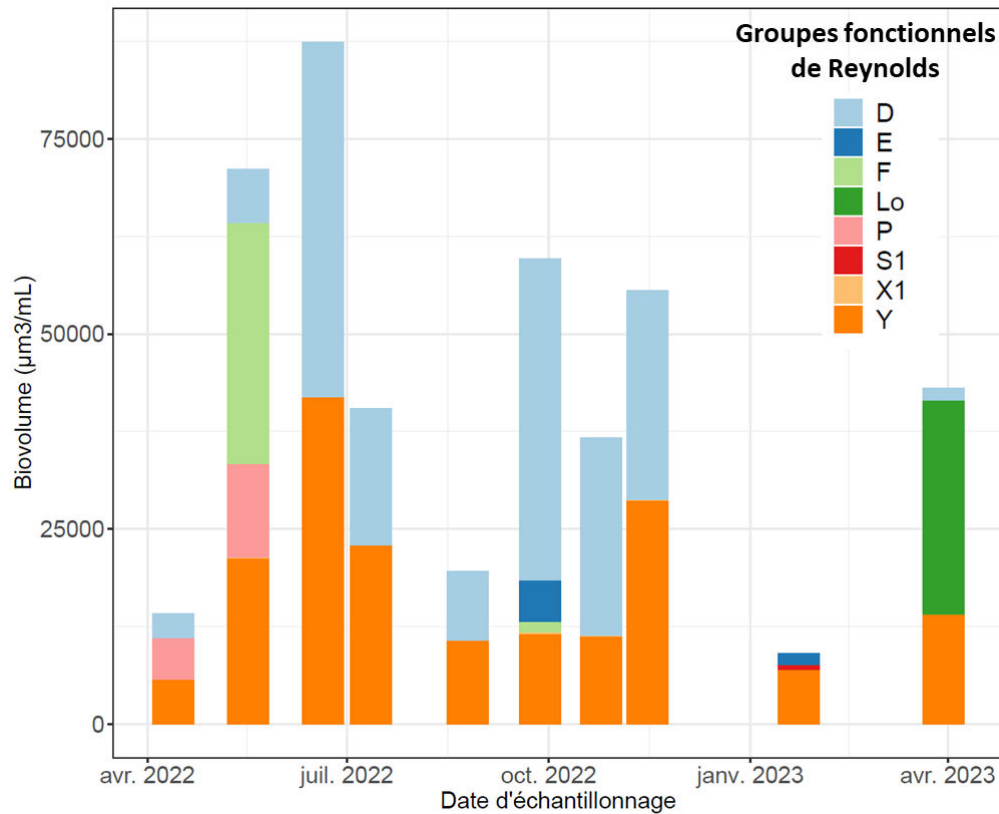


Figure 20. Evolution des différents groupes fonctionnels de Reynolds identifiés dans le lac de Tignes, au niveau de la Station II, d'Avril 2022 à Mars 2023

Les groupes fonctionnels élaborés par Reynolds (1984) sont constitués d'espèces partageant le même type d'habitat similaires et les mêmes exigences écologiques (Annexe 5). Il en existe 41 à ce jour mais de nouveaux groupes, également appelés codons, sont régulièrement proposés (Reynolds et al., 2002 ; Padisak et al., 2003 ; Callieri et al., 2006 ; Padisak et al., 2006 ; Borics et al., 2007 ; Souza et al., 2008 ; Padisake et al., 2009).

Des espèces appartenant au groupe fonctionnel Y sont présentes tout au long de l'année, caractéristiques des milieux peu étendus, et pouvant se développer dans des conditions de faible luminosité (Fig. 20). Ces espèces sont donc capables de se développer en période de gel hivernal du lac. En mai et juin, des communautés se développant généralement dans les couches superficielles de l'épilimnion eutrophes (groupe P) sont apparues. L'augmentation des apports issus du bassin versant sous l'effet de la fonte des neiges peut expliquer le développement de ces communautés. Ces espèces peuvent supporter des déficits en carbone mais sont particulièrement sensibles aux faibles concentrations en Silice.

En juin, on observe un pic de communautés appartenant au groupe F, pouvant se développer dans les couches superficielles de l'épilimnion à de faibles concentrations en nutriments et forte

turbidité. Le groupe D, caractéristique des milieux peu profonds enrichis en nutriments, est fortement représenté pendant la période estivale, avec un pic de croissance en juillet.

En octobre, des communautés caractéristiques de milieux oligotrophes pauvres en nutriments se sont développées.

En février, seules quelques espèces adaptées aux conditions de faible luminosité se sont développées (groupe Y), avant un pic de communautés appartenant au groupe fonctionnel L₀ fin mars, caractéristiques des milieux mésotrophes. Ce pic de production peut s'expliquer par l'amincissement de la couche de glace à cette période, laissant progressivement passer les rayons lumineux, et aux apports en nutriments issus du bassin-versant entraîné par la fonte des neiges.

2.1.2.5. Indice trophique de Brettum

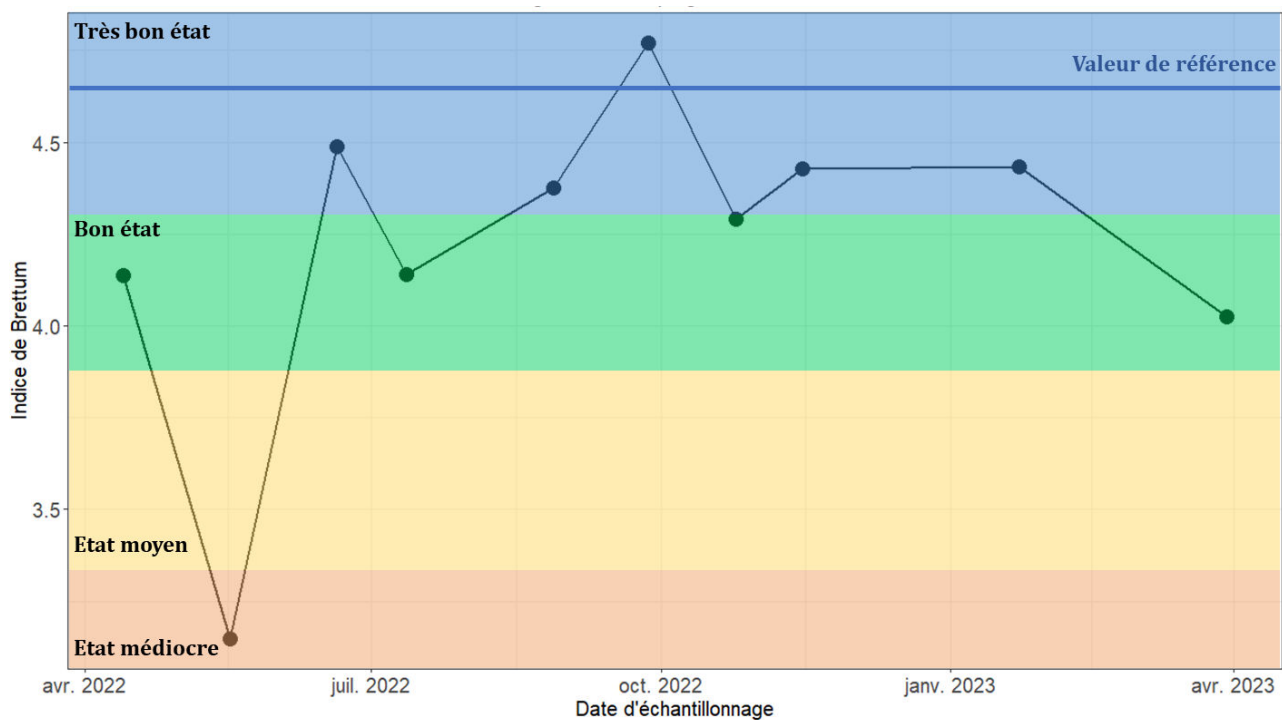


Figure 21. Evolution de l'indice trophique phytoplancton de Brettum (1989) dans le lac de Tignes, au niveau de la Station II, d'avril 2022 à mars 2023. Les valeurs des limites des classes de qualité écologique sont données à titre indicatif et correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large Alpine Lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007). La valeur de référence correspond à un écosystème non impacté par les activités humaines.

La Figure 21 représente l'évolution de **l'indice de Brettum** (1989), permettant d'évaluer l'état trophique des lacs à partir de leur composition taxonomique et leur biomasse phytoplanctonique (Annexe 6). Particulièrement adapté pour évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins, cet indice nous permet néanmoins de caractériser le niveau trophique du lac de Tignes sur un cycle annuel en fonction du développement phytoplanctonique.

Au niveau de l'exutoire (Station II), le lac oscille entre un « très bon état » et « bon état », avec une diminution ponctuelle de l'indice de Brettum en Juin, en adéquation avec l'augmentation des communautés appartenant au groupe fonctionnel F de Reynolds.

Les échantillons prélevés étaient globalement pauvres en diversité et en biomasse, la biomasse maximale mesurée au cours de la période d'instrumentation ne dépassant pas le seuil de 400 µg/L (par exemple la biomasse moyenne annuelle dans les grands lacs alpins est comprise entre 800 et 1200 µg/L – Rapports annuels SILA & CIPEL). Ce résultat est cohérent avec les mesures réalisées dans le rapport sur l'évolution du lac de Tignes et de ses affluents sur la période 1988-2003 (Fontvielle et al., 1988-2003), montrant une diversité spécifique très faible du milieu.

En revanche, à l'été 2003, la deuxième population photosynthétique la plus abondante était les cyanobactéries pigmentées en rouge, espèce potentiellement capable de dégrader la qualité du milieu par la production de toxines. Les résultats de cette étude sont rassurants car ces populations de Cyanobactéries n'ont été détectées qu'au mois de janvier, en très faible quantité.

Cette différence de composition des communautés peut s'expliquer par l'appauvrissement du milieu en nitrates entre les deux périodes d'étude, probablement lié à la réduction des fertilisants utilisés pour l'entretien du terrain de golf et des travaux de terrassement.

2.2. Paramètres physico-chimiques des affluents

L'étude menée en 2016 par le bureau d'études SAGE ENVIRONNEMENT (« Installations de pompage du Lac de Tignes et de la source de la Rosière », SAGE ENVIRONNEMENT, 2016) a révélé la présence d'apports « souterrains » non négligeables dans l'alimentation en eau du lac de Tignes, tout au long de l'année. En effet, la somme des débits des tributaires superficiels est inférieure au débit mesuré à l'exutoire, y compris lors des phases d'augmentation du niveau d'eau du lac. Cependant, ces apports souterrains sont difficilement quantifiables et ne peuvent faire l'objet d'analyses physico-chimiques. Afin de mieux caractériser le fonctionnement hydrodynamique et biogéochimique du lac, des mesures ont donc été réalisées sur les principaux affluents du lac. Dans cette étude, les paramètres des deux principaux tributaires (Retort et Claret) ont été représentés, car leurs débits moyens représentent la plus forte contribution au débit à l'exutoire, selon l'étude de SAGE ENVIRONNEMENT (48% et 33% pour le Retort et le Claret, respectivement) (Fig. 22).

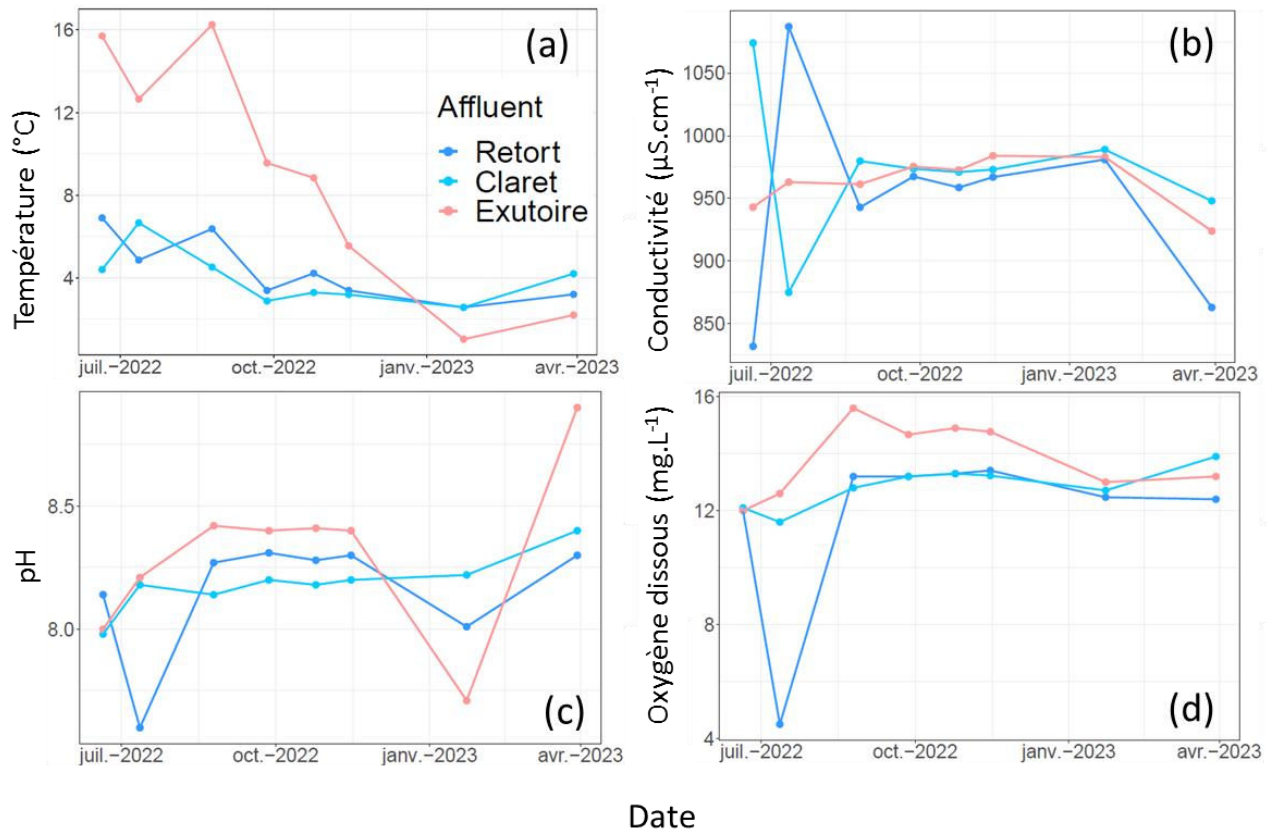


Figure 22. Evolution de la température (°C) (a), de la conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) (b), du pH (c) et de la concentration en oxygène dissous (mg.L^{-1}) (d) des deux principaux tributaires et de l'exutoire, mesurés au niveau des stations 3,4 & 5 de juin 2022 à Mars 2023 (une mesure par mois).

Les deux tributaires ont connu des températures très proches tout au long de l'année, avec des variations comprises entre 2.6 °C et 6.9-6.7 °C pour le Retort et le Claret, respectivement ($T_{\text{moyenne}} = 4.4$ et 4.1 °C). L'amplitude de variation de température à l'exutoire est bien plus étendue, avec des valeurs comprises entre 1.03 °C et 16.3 °C. L'exutoire étant situé à la surface du plan d'eau, les hausses de température estivale et automnale sont liées à l'augmentation de la température de l'air et des radiations lumineuses. En février, lorsque le lac est gelé, l'écoulement à l'exutoire devient plus froid que l'eau provenant des tributaires.

Leurs valeurs de conductivité sont néanmoins très proches tout au long de la période d'étude. En mai, la conductivité du Retort (1407 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) est inférieure aux valeurs obtenues pour le Claret et l'exutoire (2101 et 2025 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, respectivement), probablement du fait de la nature du bassin-versant drainé. Les variations saisonnières de conductivité mesurées au niveau du Retort dans le cadre de la campagne de suivi menée entre 1988 et 2003 (Fontvielle et al., 1988-2003), avec des valeurs automnales systématiquement plus élevées que les valeurs estivales, n'ont pas été observées au cours de cette étude.

Le pH du Claret est relativement constant tout au long de la période d'instrumentation (de 8.0 à 8.4) alors que le Retort a connu des fluctuations plus importantes avec un minimum de 7.6 en

Juillet. Cependant, l'amplitude des variations de pH reste relativement modérée avec un minimum de 7.6 (Retort) et un maximum de 8.9 (exutoire à la fin mars). De Juillet à Novembre, le pH des affluents était plus faible que celui mesuré à l'exutoire. En période de gel hivernal, cette tendance s'est inversée avec un pH à l'exutoire plus faible que dans les affluents.

Les concentrations en oxygène dissous dans les deux principaux tributaires sont globalement très proches tout au long de l'année, avec des moyennes de 11.8 et 12.6 mg.L⁻¹ pour le Retort et le Claret, respectivement, avec une diminution ponctuelle importante de la concentration mesurée au niveau du Retort en Juillet (4.5 mg.L⁻¹). Des diminutions significatives des concentrations en oxygène dissous avaient déjà été observées à l'automne 2000 et 2003 (Fontvielle et al., 1988-2003), en lien avec l'augmentation des concentrations en matières organiques des charges transportées sous l'effet d'un accroissement de l'érosion du bassin versant ou de travaux réalisés à proximité du cours d'eau.

3. Synthèse du suivi limnologique

Le suivi limnologique mis en place sur un cycle annuel complet (Mars 2022 à Avril 2023) a permis d'approfondir les connaissances du fonctionnement du lac de Tignes et notamment d'identifier des différences de fonctionnement entre les deux sous-bassins. En effet, le bassin côté affluents a connu un **approfondissement plus marqué de sa thermocline en hiver** avec **des températures plus élevées**, une **désoxygénation plus marquée** et une **plus forte conductivité dans les couches profondes**. Les différences inter-bassins suggèrent la présence d'une chémocline, résultant d'une stratification à la fois thermique et chimique

Ces observations, en adéquation avec la campagne de suivi menée par le CARRTEL entre 1988 et 2003 (Fontvielle et al., 1988-2003), résultent d'une topographie variable entre les deux sous-bassins et probablement d'apports de matières organiques et minérales plus importants du côté des affluents.

Ce qu'il faut retenir :

- Le régime thermique du lac est **dimictique** avec une alternance entre stratification estivale, stratification hivernale et brassages de la colonne d'eau en automne et au printemps.
- La forte teneur en sulfates, provenant de la dissolution du gypse, et les températures plus chaudes dans les couches profondes, expliquent les valeurs de conductivité supérieures dans le bassin côté affluents.

- Du côté de l'exutoire, la stratification hivernale est beaucoup moins marquée et le mélange de la colonne d'eau semble durer plus longtemps que du côté des affluents.
- Les profils d'oxygénation montrent également une différence de fonctionnement entre les deux sous-bassins. Alors que la colonne d'eau reste bien oxygénée tout au long de l'année du côté de l'exutoire (**avalanches et résurgences souterraines**), y compris l'hiver en période de gel (avec des valeurs comprises entre 8.4 et 15.4 mg.L⁻¹), l'hypolimnion du côté affluents a connu des phases d'hypoxie en hiver avec des concentrations inférieures à 1 mg.L⁻¹ (**dégradation aérobie de la matière organique plus intense**).

A ce jour, le lac de Tignes est en « **Très bon état** » écologique au regard des critères de qualité définis par la DCE (phosphore total, pH, ammonium et nitrates), au niveau de la Station II, du côté de l'exutoire. Selon les critères d'approvisionnement en eau potable défini par l'arrêté du 10 janvier 2023, seule la **concentration en sulfates est supérieure aux normes** de qualité et nécessiterait un traitement spécifique. A ce jour, différents captages en amont du lac servent à l'alimentation en eau potable, mais l'eau du lac n'est utilisée que pour l'approvisionnement en neige de culture. Le niveau trophique au regard des indices de Carlson, est « **oligotrophe** ». L'évaluation de l'état trophique du lac à partir de l'indice de Brettum, basé sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique, a montré que le lac est globalement en « **Très bon état** », témoignant d'un milieu globalement pauvre (biomasse maximale = 400µg.L⁻¹).

Les résultats sont cohérents avec les mesures effectuées lors du suivi limnologique de 1988 à 2003 par le CARRTEL, avec néanmoins des changements de communautés phytoplanctoniques se développant dans le lac. En effet, des espèces de Dinobryon ont colonisé le milieu, au détriment des cyanobactéries rouges, l'une des espèces majoritairement présentes à cette époque. Les deux principales causes pouvant expliquer ce changement sont la variation des propriétés physico-chimiques du milieu (réduction des concentrations en nitrates).

Les données acquises lors de ce suivi limnologique constituent un prérequis à la conduite des simulations pour l'étude prospective du devenir du lac sous l'effet du réchauffement climatique.

Chapitre 2.

Modélisation 1D - Etude prospective du fonctionnement thermique du lac

Chapitre 2. Etude prospective du fonctionnement thermique du lac

Cette étude prospective examine comment les changements climatiques prévus par le GIEC pourraient affecter le régime thermique du lac jusqu'en 2100, avec une attention particulière portée sur l'augmentation significative des températures atmosphériques. Cependant, à ce stade, le rapport ne prend pas en considération les évolutions hydrologiques potentielles, liées à la taille du glacier, ni les variations dans le débit et la température de l'eau qui en découlent. Par conséquent, les résultats permettent uniquement d'anticiper les effets de l'évolution des températures, représentant ainsi un seuil bas de réponse thermique du lac au changement climatique. Cette étude devra être complétée par de nouvelles estimations incluant les probables évolutions des débits et de la température de l'eau des affluents liées à la disparition progressive du glacier. En outre, le modèle est calibré à partir des données limnologiques collectées de l'année 2022. Il est recommandé d'effectuer de nouvelles collectes de données limnologiques sur une ou plusieurs années afin d'améliorer la calibration du modèle.

1. Matériels et méthodes

1.1. Caractéristiques générales du site

Le lac naturel de Tignes, situé à 2100m d'altitude, est un lac d'origine glaciaire d'une superficie de 24 ha. Sa bathymétrie est particulière car le lac se divise en deux bassins d'une profondeur de 38 m au niveau de la Station 1, du côté des affluents (Fig. 23) et 40 m au niveau de la Station 2, côté exutoire. Les fonctionnements hydrodynamiques et biogéochimiques des deux bassins sont spécifiques (cf. Chapitre 1). Il s'agit d'un lac dimictique (2 brassages par an à l'automne et au printemps), oligotrophe dont la surface gèle pendant 7 mois de l'année, de Novembre à Mai. Les principaux tributaires sont le Retort (résurgence issue de la fonte du glacier de la Grande Motte) et le Claret, qui s'écoulent tout au long de l'année. Les affluents Beau Plan et Chardonnet sont des tributaires secondaires à débits variables qui se tarissent en période hivernale. Son bassin-versant, d'une superficie de 2400ha, est essentiellement constitué de gypse et s'étage de 2100 à 2700m d'altitude.

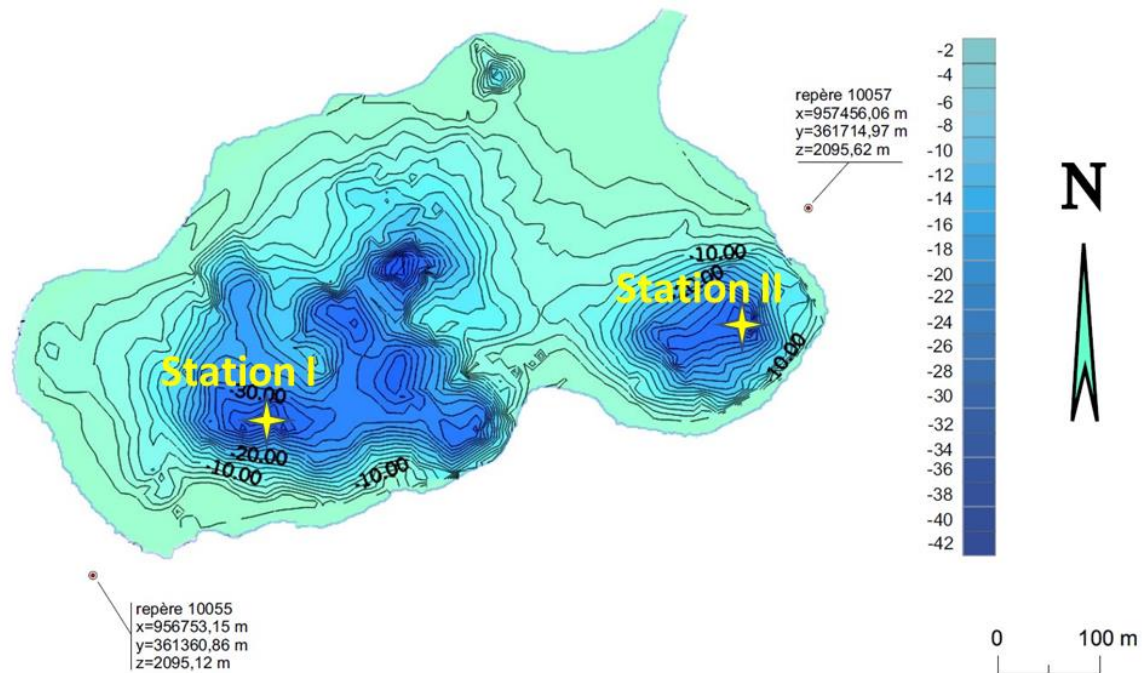


Figure 23. Carte bathymétrique du lac de Tignes (Rapport Dominique Fontvielle – 1988-2003). Les Stations I & II correspondent aux points de mesures du suivi limnologique et de simulation des paramètres physico-chimiques.

1.2. Données d'observation

Le suivi limnologique mis en place dans le cadre de cette étude (cf. Chapitre 1), a permis de collecter les données nécessaires à la calibration des modèles thermiques lacustres testés. Les profils de température ont été mesurés une fois par mois de Mai 2022 à Mars 2023 au niveau de la Station II côté exutoire, et de Juillet 2022 à Mars 2023 au niveau de la Station I côté affluents. Les mesures ont été réalisées aux points les plus profonds, à l'aide d'une sonde multi-paramètres *KorEXO*. L'acquisition de données issues de capteurs haute-fréquence à différentes profondeurs (1m ; 3m ; 5m ; 8m ; 10m ; 15m ; 20m ; 25m ; 30m ; 35m et 37m) au niveau de la Station II a permis la validation des modèles lacustres.

Les deux bassins ayant des fonctionnements hydrodynamique et biogéochimique différents (cf. Chapitre 1), le modèle a été calibré pour chacun des sous-bassins indépendamment.

1.3. Modèles hydrodynamiques : GLM – GOTM - FLake

Des modèles hydrodynamiques uni-dimensionnels (1D) verticaux ont été utilisés simultanément à l'aide du package R *LakeEnsemblR* version 1.0.0 (Moore et al., 2021) pour la réalisation des simulations sur l'ensemble de la colonne d'eau : le General Lake Model (GLM ; <https://github.com/AquaticEcoDynamics/GLM>), le General Ocean Turbulence Model (GOTM ; <https://github.com/aemon-j/GOTMr>) et le Fresh-water Lake Model (FLake ;

<https://github.com/aemon-j/FLakeR>). Le choix du modèle 1D permet de simuler le bilan hydrique et le régime de stratification des masses d'eau, permettant de caractériser la dynamique des eaux continentales avec précision (Hipsey et al., 2019). Il s'applique à une grande diversité de lacs, présentant des morphologies, hydrologies et conditions climatiques variées (Bruce et al., 2018). Il permet de simuler l'évolution des dynamiques thermiques s'exerçant sur les différentes couches de la colonne d'eau, en fonction des flux entrants et/ou sortants et des conditions climatiques. Les modèles ont été contraints par différents forçages tels que les propriétés physiques des tributaires du lac et les conditions météorologiques, qui vont avoir un effet sur la densité de l'eau et conditionner le profil vertical de température (Fig. 24). L'utilisation de la structure unidimensionnelle (1D) est justifiée dans le cas du lac de Tignes, en raison du rôle prédominant des variations saisonnières dans la stratification verticale du lac, concernant aussi bien les températures, l'oxygène, les nutriments et les métaux, ainsi que la dynamique du plancton.

Cependant, les modèles ont été calibrés pour chacun des sous-bassins en raison des différences de fonctionnement identifiées dans le Chapitre 1.

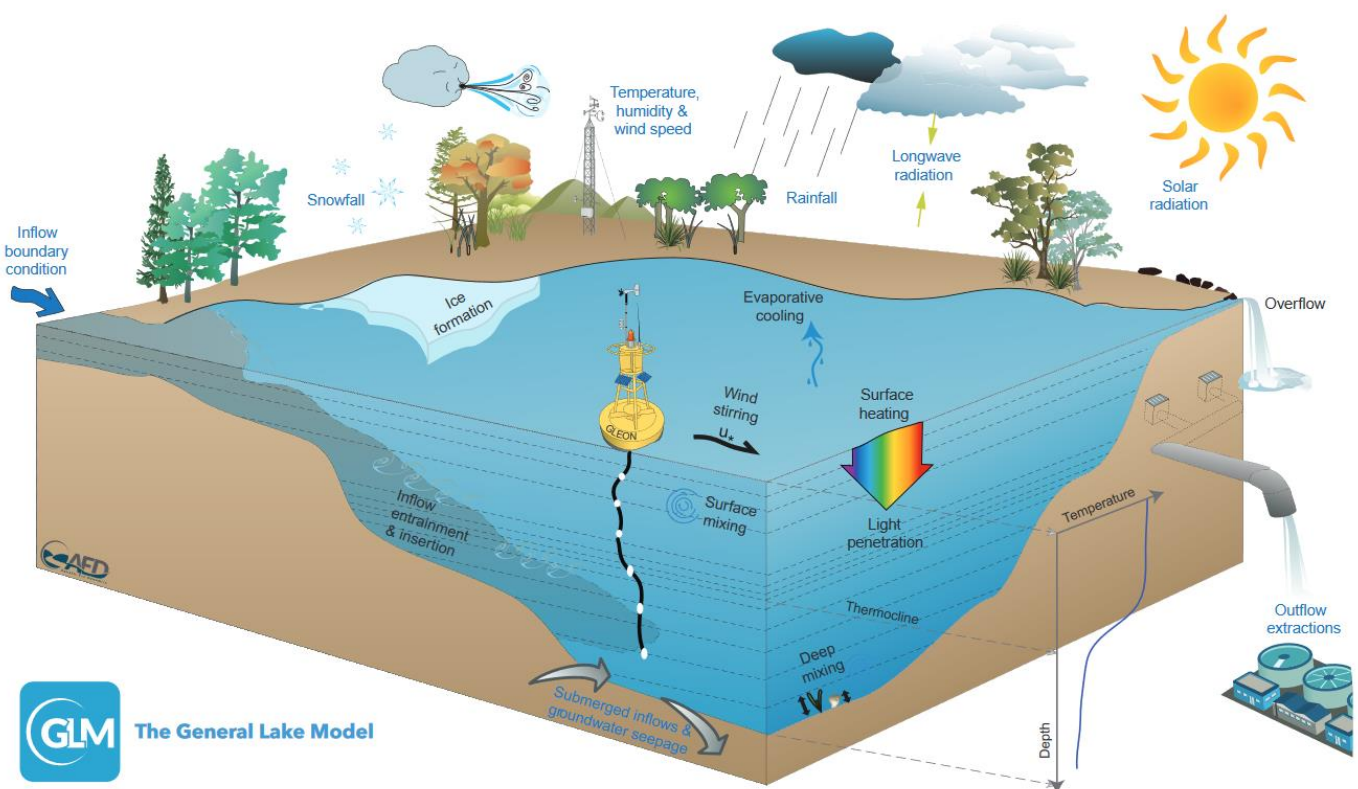


Figure 24. Schéma conceptuel du fonctionnement du modèle General Lake Model, sous l'effet des différents forçages (bleu) et des processus physiques (noir) (Hipsey et al., 2019)

1.4. Données d'entrées des modèles

Les données d'entrées nécessaires à la conduite des simulations (bathymétrie, variables climatiques et paramètres physiques des tributaires) ont été collectées à partir des institutions et agences gouvernementales françaises, d'études réalisées au cours des dernières années par divers organismes et bureaux d'études, du suivi limnologique (cf. Chapitre 1) et de littératures scientifiques (Tableau 7).

Tableau 7. Sources des données d'entrées des modèles hydrodynamiques

Données d'entrées	Résolution	Période	Source
Bathymétrie	5 m	-	Fontvielle et al., 1988-2003 recalculée dans cette étude (QGIS)
Variables climatiques			
- Température de l'air (°C) - Radiations solaires (W.m⁻²)	Journalière	2020-2100	ISIMIP3B (IPSL-CM6-LR)(Cucchi et al., 2020; Lange, 2019) https://www.isimip.org/
- Vitesse du vent à 10m (m.s⁻¹) - Humidité relative (%) - Précipitations (mm/jour) - Couverture nuageuse (fraction décimale) - Enneigement (mm/jour)	Journalière	1959-2021	SAFRAN (8km x 8km) https://www.umr-cnrm.fr/
Pression en surface (Pa)	Journalière	2022-2023	Sonde KorEXO –suivi
Paramètres physiques des tributaires			
Débit (m³. s⁻¹)	Mensuelle	2013-2014	SAGE ENVIRONNEMENT
Température (°C)	Journalière	2020-2100	Air2stream (Toffolon and Piccolroaz, 2015)
Salinité (ppt)	Mensuelle	2022	Sonde multiparamètres
Suivi limnologique			
- Température de l'eau Station I - Température de l'eau Station II	Mensuelle Mensuelle & horaire	2022-2023 2022-2023	Sonde KorEXO Capteurs Haute-Fréquence

1.4.1. Scénarios climatiques

Les modèles ont été alimentés par des projections climatiques issues du Coupled Model Intercomparison Project 6th phase (CMIP6), dont les données ont été ajustées et mises à l'échelle

locale (méthode ISIMIP3BASD ; résolution : 50 km) (**Cucchi et al., 2020; Lange, 2019**). Le modèle de l'Institut Pierre-Simon Laplace (IPSL-CM6A-LR), adapté pour l'étude des lacs alpins (**Desgué-Itier et al., 2023**) a été retenu. Les données climatiques des différents scénarios futurs ont été utilisées (Fig. 25) : SSP126 (SSP1-RCP2.6), SSP245 (SSP2-RCP4.5) et SSP585 (SSP5-RCP8.5). Les SSPs (Shared Socioeconomic Pathways) considèrent l'impact des choix sociétaux sur les émissions de gaz à effet de serre (démographie, éducation, urbanisation et PIB), SSP1 étant le scénario le plus durable et SSP5 le plus pessimiste avec une croissance économique basée sur les combustibles fossiles (Riahi et al., 2017). Les RCPs (Representative Concentration Pathways) correspondent aux valeurs d'intensités radiatifs prédits par les modèles, comprises entre 2,6 et 8,5 W m⁻² (**van Vuuren et al., 2011**). Les deux scénarios extrêmes (SSP126 et SSP585) ont été retenus afin de simuler l'amplitude maximale des changements. Le scénario SSP245 a été choisi car il a été récemment considéré comme le scénario le plus vraisemblable (**Burgess et al., 2023**), avec des niveaux d'émissions correspondant à celui des Contributions Déterminées au niveau National (UNFCCC Synthesis Report, UNEP Gap report), sans variations brutales majeures.

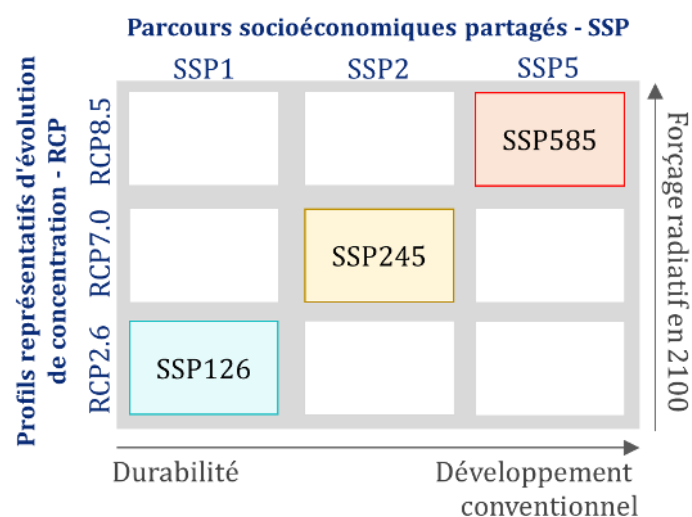


Figure 25. Schéma conceptuel des scénarios climatiques de forçages au modèle GLM-AED.

1.4.2. Données météorologique SAFRAN

Les données météorologiques SAFRAN (Système d'analyse fournissant des renseignements atmosphériques à la neige) ont été utilisées pour tester différentes configurations et optimiser la calibration des modèles. Ces données climatiques, produites par Météo-France, sont des données journalières recalculées et réactualisées en continu à la maille Safran (8 km x 8 km) à l'échelle nationale. Les variables climatiques de vent (m.s⁻¹), précipitations (mm.j⁻¹), enneigement (mm.j⁻¹), humidité relative (%) et couverture nuageuse (fraction décimale) ont été extraites à partir de

l'application SICLIMA (Système d'information de données climatiques maillées) pour la période 1959-2021 (**Bertuzzi and Clastre, 2022**).

1.4.3. Flux entrants

L'étude du bureau d'études SAGE ENVIRONNEMENT sur les campagnes de mesures menées en 2013 et 2014, a permis d'estimer les contributions respectives des différents tributaires du lac au débit à l'exutoire. Le Retort et le Claret sont apparus comme les deux principaux affluents avec des contributions de 75% (printemps) à 89% (été) au débit total à l'exutoire, sachant que 6% à 32% des volumes d'eau proviennent d'apports souterrains dont les paramètres ne sont pas directement mesurables. Par ailleurs, les tributaires secondaires connaissent des périodes d'assez durant l'été et leurs débits sont généralement inférieurs aux marges d'incertitude sur le débit mesuré à l'exutoire. Les paramètres des flux entrants nécessaires à la conduite des simulations ont donc été estimés à partir des données du **Retort** et du **Claret**, issues d'archives et du suivi limnologique mis en place dans le cadre de cette étude (Chapitre 1).

- Débits

Les résultats des campagnes de suivi menées entre 1988 et 2003 (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse / Rapport sur l'évolution physique, chimique et biologique du lac de Tignes et de ses affluents, CARTEL – INRA – Université de Savoie, Novembre 2004) ont mis en évidence une baisse générale du débit des cours d'eau et à l'exutoire au cours des 10 années d'observation. Les mesures de débits les plus récentes ont été réalisées en 2013-2014 par le bureau d'étude SAGE ENVIRONNEMENT (Installations de pompage du Lac de Tignes et de la source de la Rosière - Régularisation des prélèvements). Différentes méthodes ont été utilisées afin de reconstituer les débits moyens et d'estimer les valeurs de référence mensuelles pour chacun des affluents, à l'aide de station de référence disposant d'une longue série de données.

Les valeurs de débits moyens mensuels des deux principaux tributaires ainsi calculés et corrigés, ont été reprises dans cette étude et répliquées sur l'ensemble de la période de simulation (2020-2100). Un facteur de correction a été appliqué en fonction des contributions des tributaires au débit à l'exutoire afin de compenser l'absence de mesures pour les apports souterrains.

Les reconstitutions des débits moyens mensuels à l'exutoire n'ont pas été utilisées pour des raisons techniques liées aux limitations du modèle. En effet, les variations du niveau d'eau liées aux prélèvements pour la neige de culture et aux infiltrations souterraines ne sont pas prises en compte dans le modèle. Le niveau d'eau a donc été considéré comme constant, avec des débits sortants identiques aux flux entrants, pour les simulations incluant les tributaires (Tableau 7).

- Température

Selon les études précédentes, la température des cours d'eau n'a pas connu d'évolution notable au cours des périodes d'observation, avec des températures globalement basses (3-4°C et 4-5°C pour le Claret et le Retort, respectivement).

Les températures du Retort et du Claret ont été calculées à partir de la température de l'air et des débits, à l'aide du modèle air2stream (Toffolon and Piccolroaz, 2015b). Le modèle a été calibré pour les 3 scénarios climatiques (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 et SSP5-RCP8.5) en utilisant les données d'observation issues d'archives, sur la période 1993-1999. Afin d'appliquer une calibration identique pour les 3 scénarios, les données collectées en 2022 n'ont pas été utilisées car les forçages climatiques diffèrent entre les 3 scénarios à partir de 2015.

Le Retort étant une résurgence souterraine alimentée par le glacier de la Grande Motte, l'évolution de sa température après disparition totale du glacier reste incertaine. Selon les projections, le glacier devrait avoir complètement fondu en 2033. Néanmoins, le Claret, alimenté par la fonte des neiges et les eaux pluviales (Etude du CEMAGREF ; 1989-1990), connaît également des températures très basses (3-4°C) et peu variables tout au long de l'année. La température du Retort pourrait ainsi connaître ces mêmes amplitudes de variations après 2033, mais celles-ci ne seront pas intégrées dans cette étude.

La température moyenne des tributaires du lac, pondérée par leurs contributions respectives au débit total à l'exutoire, a ensuite été calculée pour chacun des 3 scénarios.

- Salinité

La salinité moyenne des deux principaux tributaires a été calculée à partir des données collectées lors du suivi limnologique (de mai à juillet 2022). La variabilité saisonnière a été appliquée à cette moyenne en calculant la moyenne globale pondérée par les contributions respectives des 2 tributaires au débit total à l'exutoire. Les valeurs moyennes ainsi obtenues ont été répliquées sur toute la période d'étude (2020-2100).

1.5. Calibration & validation des modèles

1.5.1. Configurations testées

Les modèles (GLM, FLake & GOTM) ont été calibrés à l'aide du package R LakeEnsemblR, en considérant les paramètres les plus sensibles identifiés lors d'études précédentes (**Saloranta et al., 2009**)(Annexe 7).

Différentes configurations de variables d'entrées ont été testées pour chacun des sous-bassins (détails des configurations en Annexe 8) :

- **Bathymétrie** : en considérant la bathymétrie globale de l'ensemble du lac ou uniquement le profil bathymétrique spécifique à chaque sous-bassin.
- **Données météorologiques** : variabilité temporelle uniquement pour la température de l'air et le rayonnement à ondes courtes (ISIMIP3b) avec valeurs constantes et pattern saisonnier pour l'ensemble des autres variables (SAFRAN) ou variabilité temporelle pour toutes les variables climatiques.
- **Flux entrants** : avec ou sans flux entrants.

La méthode de calibration LHC (Latin Hypercube Calibration) a été appliquée afin de déterminer les valeurs des paramètres de chaque modèle pour lesquelles leur performance est maximale. 500 combinaisons aléatoires ont été testées, en fixant au préalable les limites inférieures et supérieures de chacun des paramètres.

1.5.2. Evaluation de la performance des modèles

La performance des modèles pour chacune des configurations testées a été estimée en confrontant les données simulées avec les données d'observation acquises au cours du suivi limnologique. La phase de calibration a été réalisée sur la période 12-07-2022 à 31-12-2023 pour la Station I et 17-05-2022 à 31-12-2023 pour la Station II, à l'aide des profils de températures mensuels mesurés le long de colonne d'eau. La validation a été réalisée uniquement pour la Station II côté exutoire, à partir des données collectées toutes les 2h par les capteurs haute-fréquence à des profondeurs discrètes.

Pour chacun des sous-bassins et chaque configuration de variables d'entrées, la performance des modèles a été calculée au regard de 5 métriques : RMSE (Root Mean Square Error), Pearson $-r$ (coefficient de corrélation de Pearson), le biais, MAE (Mean Absolute Error) et NSE (Nash-Sutcliffe model efficiency coefficient). Ces métriques ont permis de déterminer les meilleures configurations et combinaisons de paramètres pour les deux sous-bassins, qui ont par la suite été utilisés pour les simulations sur le long terme (2020-2100), en fonction des 3 scénarios climatiques.

2. Résultats et discussion

2.1. Performance des modèles

2.1.1. Choix du modèle 1D

Pour chacune des configurations testées et chaque sous-bassin, les modèles présentant les meilleures performances ont été identifiés (Annexe 9).

Les modèles GLM (General Lake Model) et GOTM (General Ocean Turbulence Model) sont apparus comme les plus performants pour la simulation de la température de l'eau au niveau des points les plus profonds des deux bassins étudiés, avec des valeurs de RMSE $< 2^{\circ}\text{C}$ (RMSE_{moy} = $1.56^{\circ}\text{C} \pm 0.6$ et RMSE_{moy} = $1.51^{\circ}\text{C} \pm 0.5$ pour les modèles GLM et GOTM, respectivement).

Finalement, **le modèle GLM a été choisi pour la réalisation de l'étude du régime thermique du lac sur le long terme.** En effet, très largement utilisé par la communauté scientifique et régulièrement mis à jour (GLEON – Global Lake Ecological Observatory Network), il a été retenu pour sa rapidité d'exécution et sa capacité à être coupler à des modèles biogéochimiques tels que AED (Aquatic EcoDynamics). La simulation de multiples variables biogéochimiques telles que les conditions d'oxygénation, les concentrations en phosphore, en chlorophylle a ou encore l'abondance de communautés phytoplanctoniques pourra ainsi être envisagée pour la poursuite de cette étude.

Le modèle GLM reproduit bien les dynamiques de stratification et de brassage des eaux, avec des températures hivernales simulées légèrement plus chaudes que les températures observées (Annexe 10). Les faibles contrastes mis en évidence sur les diagrammes représentant les différentiels de températures entre données modélisées et observées (Annexe 10) montrent que les températures moyennes journalières simulées sont proches des valeurs réelles.

Les données journalières simulées par le modèle GLM à différentes profondeurs (1m, 5m, 10m et 30m) ont été comparées aux données mesurées sur le terrain (Station I et II) et des capteurs haute-fréquence (Station II) (Fig. 27). Ainsi, le modèle reproduit bien les évolutions de températures le long de la colonne d'eau en été mais surestime légèrement les températures hivernales. La poursuite de ces travaux à l'occasion d'une prochaine étude pourrait permettre l'amélioration de la performance du modèle pendant les phases de gel du lac. De même, les températures simulées par le modèle dans les couches profondes sont surestimées en été et sous-estimées légèrement en hiver (Fig. 27, d). Cette différence peut s'expliquer par l'existence de résurgences souterraines déversant de l'eau froide provenant du glacier en profondeur, non prises en compte par le modèle.

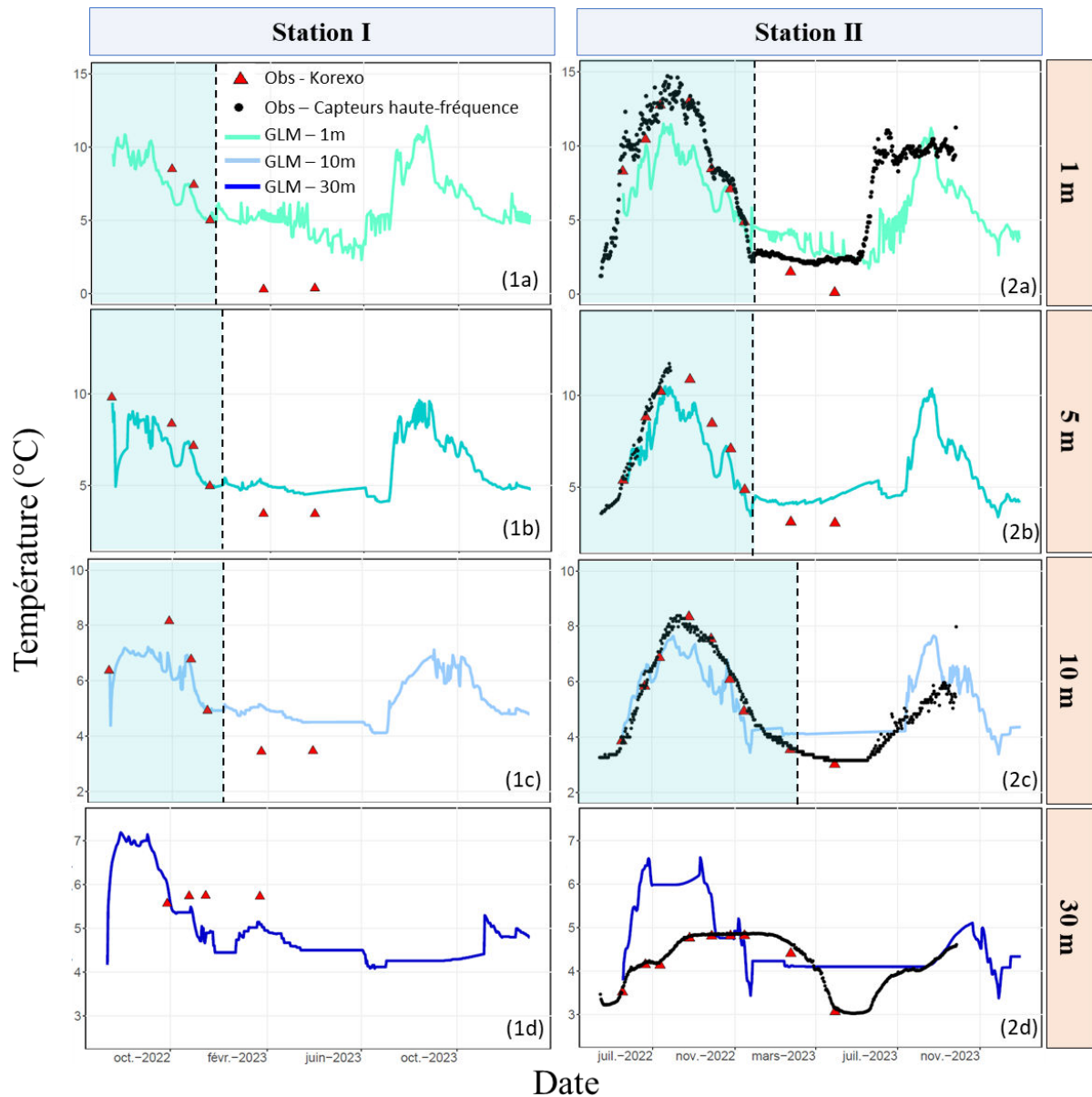


Figure 26. Moyennes journalières des températures simulées par le modèle GLM à 3 profondeurs : 1m (a), 10m (b) et 30m (c) et données mesurées à l'aide de la sonde KorEXO (▲) et des capteurs haute-fréquence (●), au niveau de la Station II, dans le lac de Tignes.

2.1.2. Configuration des données d'entrées

2.1.2.1. Métriques de performance

La meilleure configuration des variables d'entrées pour le modèle GLM a ensuite été sélectionnée pour chacun des sous-bassins (Annexe 11) au regard du RMSE et du coefficient de Pearson, calculés pour les phases de calibration et de validation.

2.1.2.2. Evolutions des variables climatiques

Sur la période 1990-2000, la température de l'air moyenne annuelle à Tignes était de 0.6°C (Fig. 27). Sur la période 2010-2020, la moyenne annuelle est montée à 1.5°C, soit une augmentation de +0.9°C en 20 ans. A horizon 2060, la hausse des températures de l'air devraient s'accroître de +1°C, +1.6°C et +2.4°C selon les scénarios SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 et SSP5-8.5, respectivement, pour atteindre des températures moyennes annuelles de 2.5°C à 3.9°C. A horizon 2100, les températures moyennes annuelles prédites par les modèles climatiques sont de 2.7°C à 8.0°C selon les scénarios extrêmes, soit une augmentation +1.3°C à +6.5°C par rapport aux températures actuelles.

De même, les projections climatiques ont mis en évidence une augmentation du rayonnement incident à ondes courtes de +5 W.m⁻² entre 2000 et 2020 (avec 273 W.m⁻² en moyenne sur la période 1990-2000 et 278 W.m⁻² sur la période 2010-2020). Cette augmentation devrait se poursuivre d'ici à 2100 avec une augmentation de +2 à +4 W.m⁻² en 2060 et +4 à +7 W.m⁻² en 2100, selon les scénarios extrêmes.

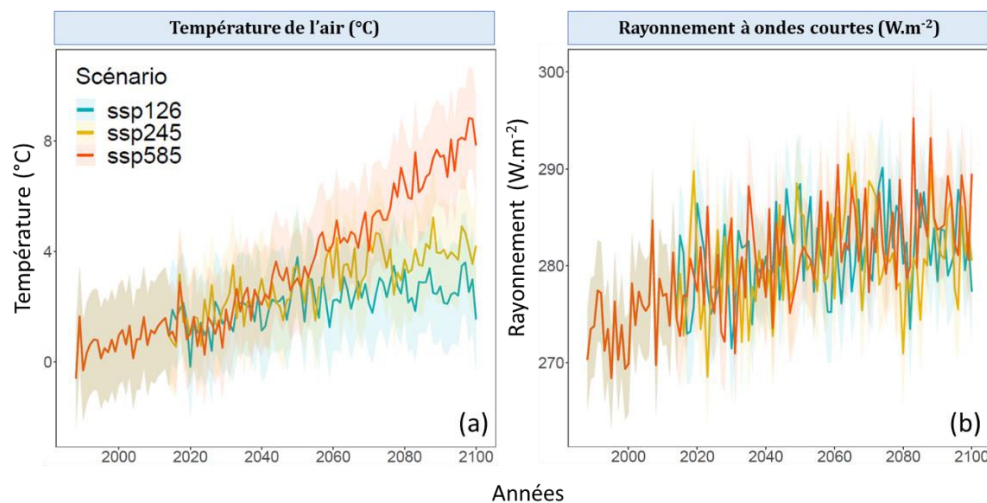


Figure 27. Tendances d'évolution de la température de l'air (°C) (a) et du rayonnement à ondes courtes (W.m⁻²) pour les 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5) sur la période 1988-2100, au niveau du lac de Tignes.

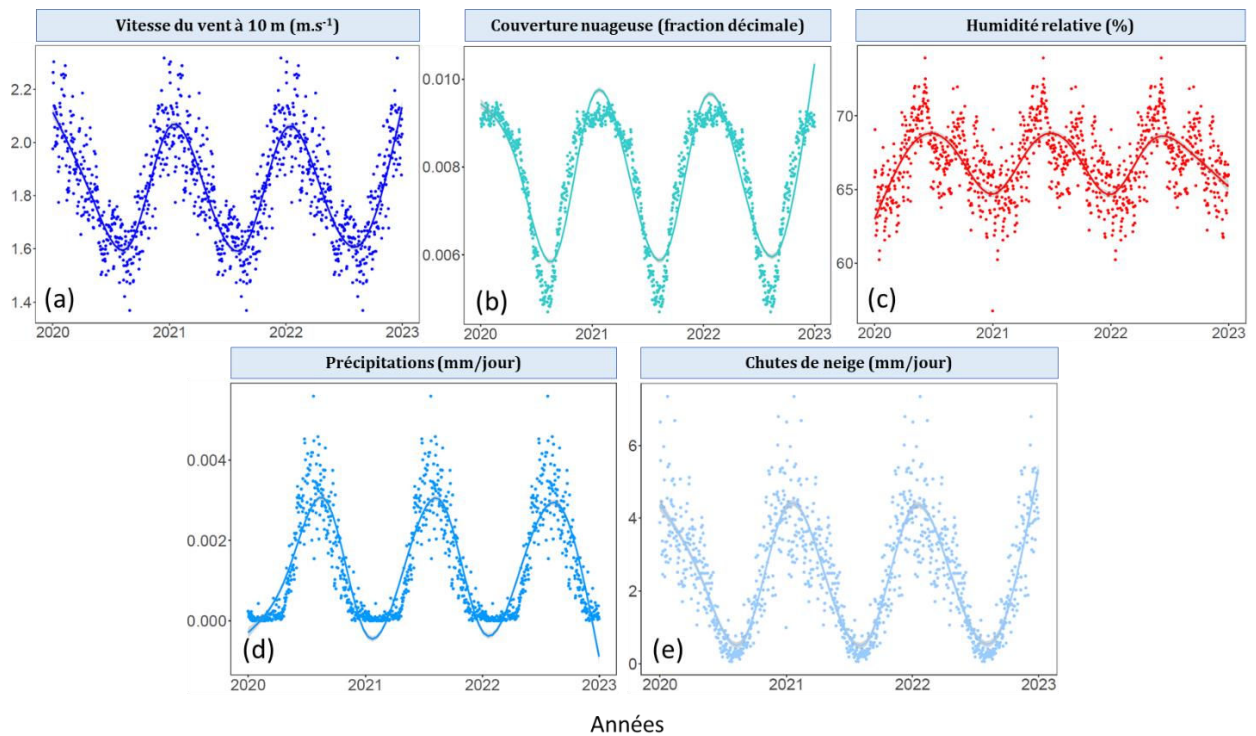


Figure 28. Moyennes annuelles et courbes de tendance des forçages climatiques du modèle : vitesse du vent à 10m de la surface du lac ($m.s^{-1}$) (a), couverture nuageuse (fraction décimale) (b), humidité relative (%) (c), précipitations (mm/jour) (d) et chutes de neige (mm/jour) (e) au niveau du lac de Tignes, reproduite sur toute la période d'étude (2020-2100), à partir des données ISIMIP3b

2.2. Evolutions thermiques du lac à horizon 2100

L'étude du régime thermique du lac de Tignes sur le long terme a été réalisée à l'aide du modèle hydrodynamique GLM (cf. §2.1.1) et de la configuration de données d'entrées (météorologiques, flux entrants et bathymétrie) la plus cohérente et performante en considérant les deux sous-bassins principaux du lac, indépendamment.

- Le modèle a été contraint par des variables climatiques, conformément à la méthode développée dans le cadre d'une étude sur les grands lacs périalpins (**Desgué-Itier et al., 2023**), adaptée aux projections sur le long terme.
- Les flux entrants ont été estimés à partir de la reconstitution des débits moyens mensuels réalisée par le bureau d'étude SAGE ENVIRONNEMENT, puis considérés comme constants sur toute la période d'étude (2000-2100). Ce scénario, peu probable, permet néanmoins d'étudier les effets du réchauffement climatique sur le régime thermique du lac, dans le cas où la pluviométrie et les chutes de neige compenseraient la disparition du glacier de la Grande Motte d'ici à 2050. La température de l'eau a quant à

elle été estimée à partir des évolutions de température de l'air prédite par les modèles climatiques en fonction des 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5).

Les résultats présentés ci-dessous ne tiennent pas compte de la baisse potentielle du débit des cours d'eau et de la hausse de leur température liée à la disparition du glacier à horizon 2033.

Il conviendrait de tester différents scénarios de flux entrants, dépendants de la vitesse du retrait glaciaire et du fonctionnement hydrologique du bassin versant, dans le cadre d'une future étude.

2.2.1. Température

La Figure 29 représente l'évolution de la température moyenne de l'eau en surface (0-5m) et dans les couches profondes (>30m) sur le long terme (2020-2100) au niveau des deux stations. Selon les 3 scénarios testés, on observe une augmentation des températures, à la fois en surface et dans les couches profondes, avec un réchauffement plus rapide en surface.

En effet, les couches de surface (0-5m) pourraient connaître une augmentation de température de +0.6°C à +0.9°C et +0.6°C à +1.1°C au niveau des Stations I et II respectivement, selon les scénarios les 3 scénarios **à horizon 2060**. Les températures moyennes annuelles pourraient passer de 6.6°C à 7°C et 6.2°C à 6.6°C au niveau des Stations I et II respectivement. **En 2100**, des augmentations de +0.7°C à +2.2°C (Station I) et +0.7°C à +2.4°C (Station II) ont été prédites par les modèles selon les 3 scénarios, avec des moyennes annuelles de 7.2°C à 8.2°C (Station I) et 6.3°C à 8.0°C (Station II). Ce réchauffement des couches superficielles a d'ailleurs déjà été observé (+0.34°C par décennie) dans 235 lacs du monde entier, dont la quasi-totalité des lacs d'altitude (O'Reilly et al., 2015).

Les couches profondes (>30m), moins sensibles au réchauffement de la température de l'air, devraient connaître une augmentation de température plus tardive et de plus faible amplitude (+0.2°C à +0.7°C pour la Station I et +0.2°C à +0.8°C pour la Station II d'ici à 2100 selon les 3 scénarios), avec une nette augmentation observée après 2060. Il faudrait en effet que la température de l'air atteigne des seuils suffisant pour impacter l'ensemble de la colonne d'eau, soit un minimum de +6°C (SSP5-RCP8.5) par rapport aux températures actuelles. Ce réchauffement des couches profondes a également été observé dans les grands lacs périalpins, avec des augmentations de +0.19°C et +0.43°C par décennie pour le Léman et le lac du Bourget, respectivement (Desgué-Itier et al., 2023).

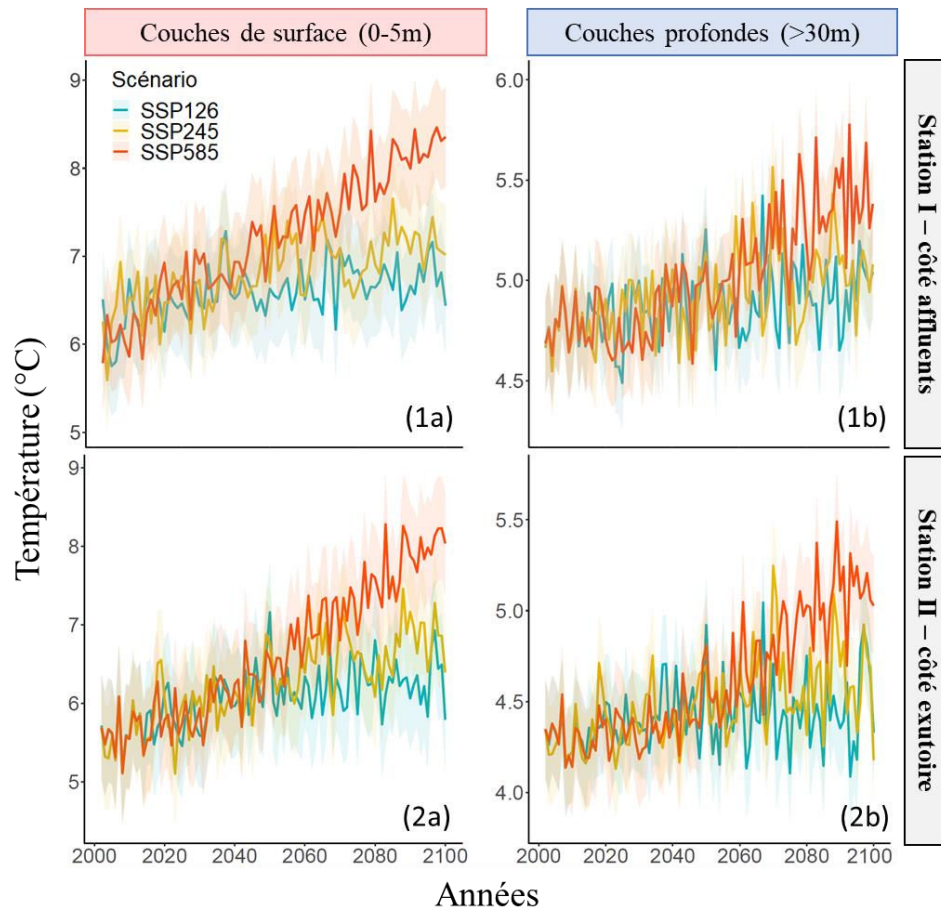


Figure 29. Moyennes annuelles des températures des couches de surface (0-5m) (a) et des couches profondes (>30m) (b) au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), sur la période 2000-2100, pour les 3 scénarios climatiques (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5) dans le lac de Tignes

La Figure 30 représente les diagrammes de température le long de la colonne d'eau sur un cycle annuel, au niveau des deux stations, selon le scénario intermédiaire (SSP2-RCP4.5), à différents horizons de temps (en moyenne sur les périodes 2010-2020, 2050-2060 et 2090-2100). Une nouvelle fois, l'augmentation de la température des couches superficielles est mise en évidence.

Les courbes de densité de Kernel permettent quant à elle de comparer la distribution des températures sur une année au cours des 3 périodes, et de quantifier leur évolution par leur pourcentage de chevauchement. Le réchauffement global de la colonne d'eau est alors mis en évidence avec 90% (Station I) et 92% (Station II) de chevauchement observé entre les courbes représentant les températures actuelles et en 2050, contre 85% (Station I) et 88% (Station II) de chevauchement observé entre aujourd'hui et 2100. Ainsi, si l'on considère la totalité de la colonne d'eau, l'évolution la plus importante devrait se produire à horizon 2100. De même les températures moyennes annuelles devraient passer de 5.3°C à 5.7°C (Station I) et de 4.9 à 5.3°C (Station II) d'ici à 2100, dans le cas du scénario intermédiaire.

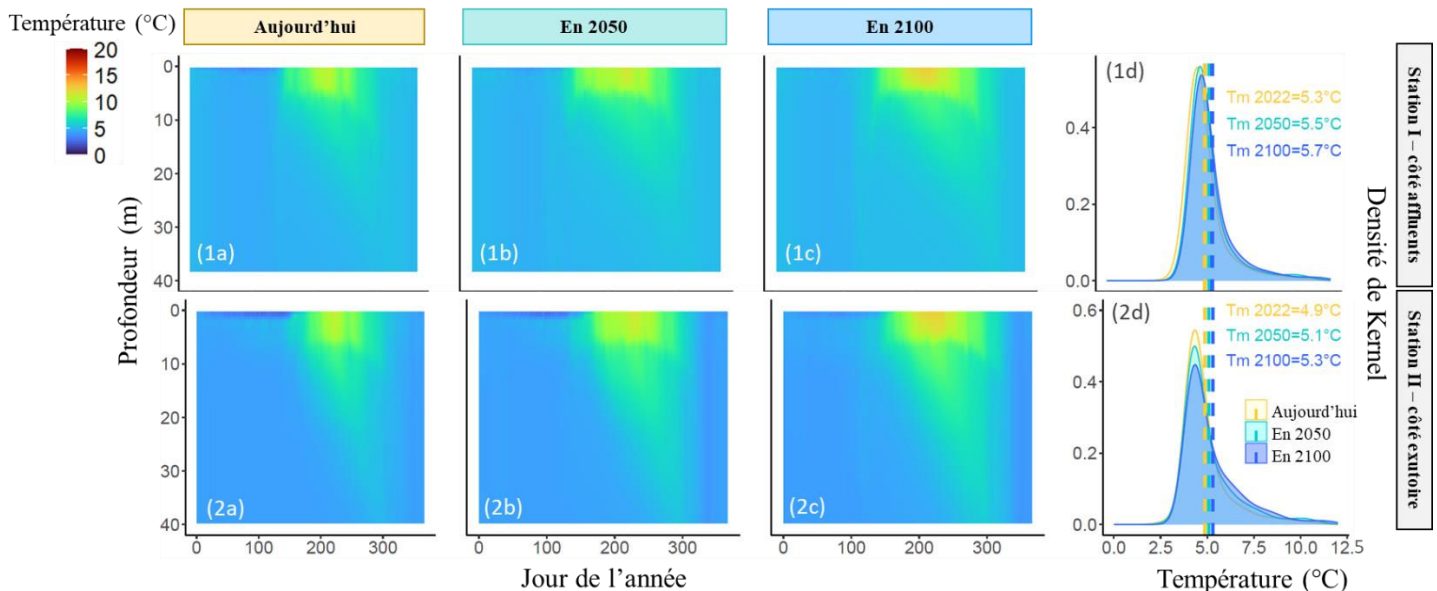


Figure 30. Moyennes journalières des températures de l'eau simulées par le modèle GLM sur un cycle annuel, pour le **scénario climatique intermédiaire** (SSP2-RCP4.5), sur 3 périodes : 2010-2020 (a), 2050-2060 (b) et 2090-2100 (c) au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), dans le lac de Tignes. Les courbes de densité de Kernel (d) représentent la distribution, soit la fréquence des températures aux différents horizons temporels. Les pointillés représentent les températures moyennes annuelles.

2.2.2. Thermocline

Le métalimnion correspond à la zone intermédiaire entre l'épilimnion (couches de surface) et l'hypolimnion (couches profondes) où la température décroît rapidement avec la profondeur. La thermocline se définit comme étant la profondeur où l'on retrouve la plus grande transition de température.

La profondeur de thermocline a été calculée à l'aide d'une fonction du package rLakeAnalyzer (Read et al., 2011) qui estime la différence de température entre deux profondeurs successives, avec un gradient minimum de densité de 0.1 kg.m^{-3} . La thermocline correspond donc à la profondeur où la différence de densité est la plus importante. Si la différence de température entre les couches de surface et les couches profondes est inférieure à 1°C , la colonne d'eau est considérée homogène.

La Figure 31 représente l'évolution de la profondeur de la thermocline et du métalimnion au niveau des deux stations, en fonction des 3 scénarios sur la période 2000-2100. Aucune tendance significative n'est observée pour les scénarios SSP1-RCP2.6 et SSP2-RCP4.5, avec néanmoins une thermocline qui remonte légèrement. Dans le cas du scénario le plus pessimiste, une remontée de -3.4m (Station I) et -2m (Station II) a été prédite par le modèle à horizon 2100.

Des études précédentes ont montré que le réchauffement de la température de l'eau et l'écart entre couches profondes et couches de surface pouvaient influencer fortement la profondeur de la thermocline (Kraemer et al., 2015), avec une plus forte sensibilité des grands lacs. Le lac de

Tignes, d'une superficie de 25ha, alimenté par de l'eau très froide issue de la fonte du glacier, pourrait donc être moins impacté, si nous considérons des apports d'eau constants du glacier. De même, les changements de profondeurs de thermocline peut être atténuée dans les lacs exposés à des vents forts (**Gorham and Boyce, 1989**).

Par ailleurs, les incertitudes liées au modèle (RMSE = 1.23°C et RMSE = 1.37°C au niveau des Stations I et II, respectivement) peuvent se répercuter sur les gradients de température calculés le long de la colonne d'eau et donc sur la thermocline. La profondeur de thermocline étant fortement impactée par les dynamiques de vent (**Bruce et al., 2018**), le pattern saisonnier constant répliqué sur toute la période d'étude peut entraîner un biais sur l'estimation de cette variable. Ainsi, contrairement à ce qui a été observé précédemment dans de nombreux lacs (**Kraemer et al., 2015**), les prédictions annoncent plutôt une remontée de la thermocline dans le lac de Tignes.

Le modèle n'a pas prédit d'évolutions significatives de la température moyenne du métalimnion (Fig. 31) au niveau des deux stations, avec toutefois une légère tendance à la hausse dans le cas du scénario le plus pessimiste (+0.7°C et +1.2°C au niveau des Stations I et II, respectivement). Ce résultat est lié à l'augmentation de température plus marquée dans les couches de surface.

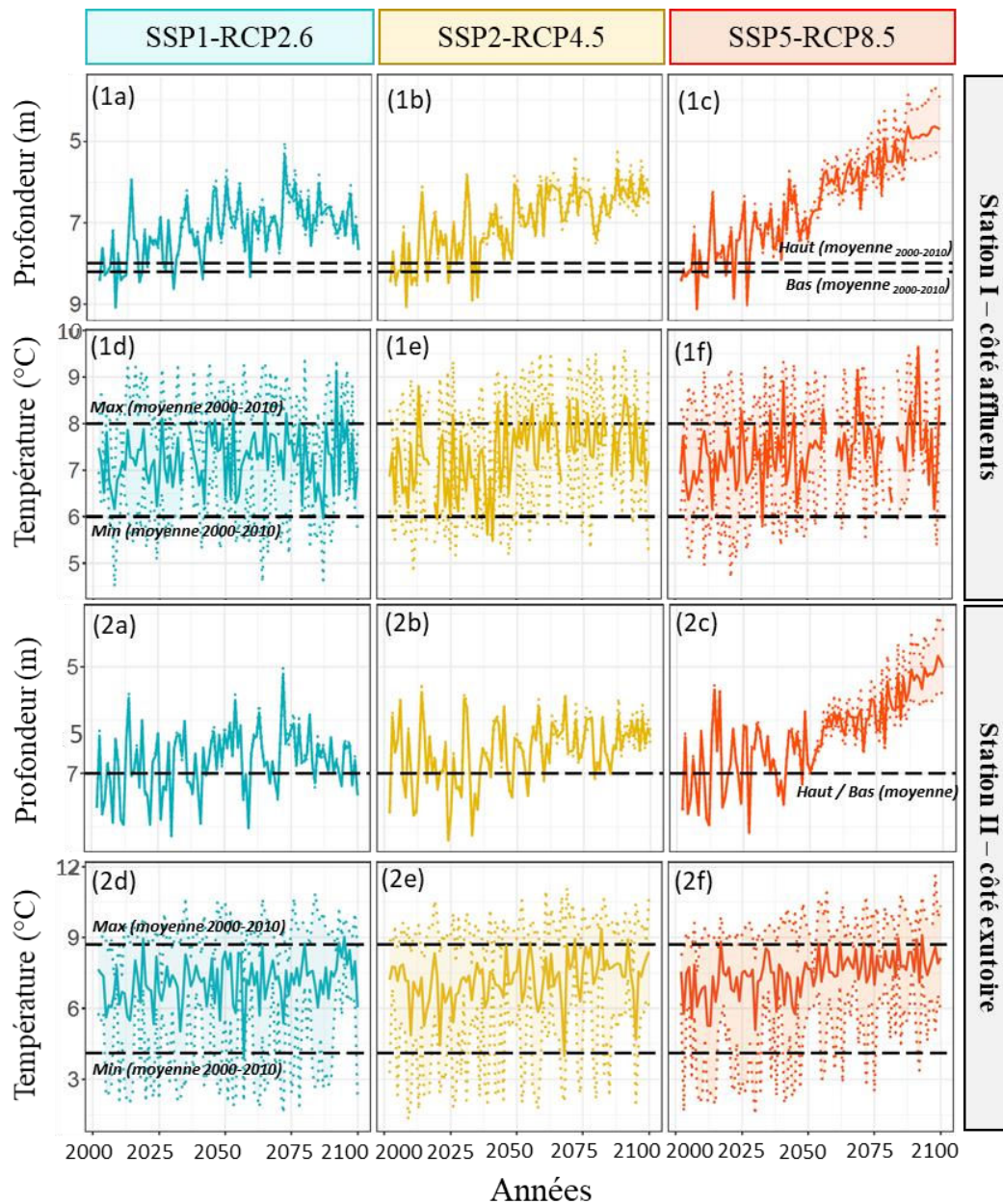


Figure 31. Evolution des profondeurs (a, b, c) et des températures (d, e, f) moyennes annuelles du métalimnion en été (de juin à octobre) sur la période 2000-2100, au niveau de la Station II côté exutoire, selon les 3 scénarios climatiques SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 et SSP5-RCP4.5, dans le lac de Tignes.

2.2.3. Stratification

La stratification thermique fait référence à la formation de couches d'eau distinctes superposées les unes sur les autres, sous l'effet du changement de la densité de l'eau lié la température et/ou la salinité. L'augmentation plus importante de la température des couches de surface par rapport aux couches profondes accentue ce phénomène. La stabilité de la colonne d'eau, estimée à partir de l'indicateur 'Stabilité de Schmidt' (1915), pourrait ainsi connaître une augmentation au cours des prochaines décennies (Fig. 33), au niveau des deux stations, conformément aux résultats obtenus lors d'études précédentes (Kraemer et al., 2015; Desgué-

Itier et al., 2023). En effet, des augmentations de +9, +18 et +41 J.m⁻² (Station I) et +9, +19 et +41 J.m⁻² (Station II) ont été estimées selon les scénarios SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 et SSP5-RCP8.5, respectivement.

De même, le modèle prédit une augmentation progressive de la durée de stratification (Fig. 32), avec une date de début de stratification plus précoce et une fin plus tardive, conformément à ce qui a été mis en évidence précédemment (**Kraemer et al., 2015; Desgué-Itier et al., 2023**). En effet, selon les 3 scénarios, des augmentations annuelles de +39, +44 et +57 jours (Station I) et +27, +35 et +40 jours (Station II) à l'horizon 2050. En 2100, des augmentations de +49 et +92 jours (Station I) et +46 et +73 jours (Station II) ont été prédites par le modèle dans le cas des scénarios intermédiaires et pessimistes, respectivement.

Selon les scénarios intermédiaires et pessimistes, on prévoit que la stratification se mettra en place en moyenne un mois plus tôt d'ici à 2050. Dans le cas du scénario le plus pessimiste, cette mise en place pourrait même se produire jusqu'à 50 jours plus tôt d'ici à 2100, pour les deux stations étudiées.

De même, à l'horizon 2050, la fin de la stratification et le début du brassage hivernal devrait se produire tardivement avec un décalage de +15, +13 et +24 jours (Station I) et +11, +8 et +14 jours (Station II) selon les 3 scénarios. En 2100, le modèle prédit une fin de stratification à +17, +22 et +40 jours (Station I) et +11, +10 et +22 jours (Station II) selon les 3 scénarios.

Par ailleurs, la différence d'évolution de la stratification entre les deux bassins peut s'expliquer par leur bathymétrie spécifique, avec une plus grande superficie de faible profondeur du côté des affluents.

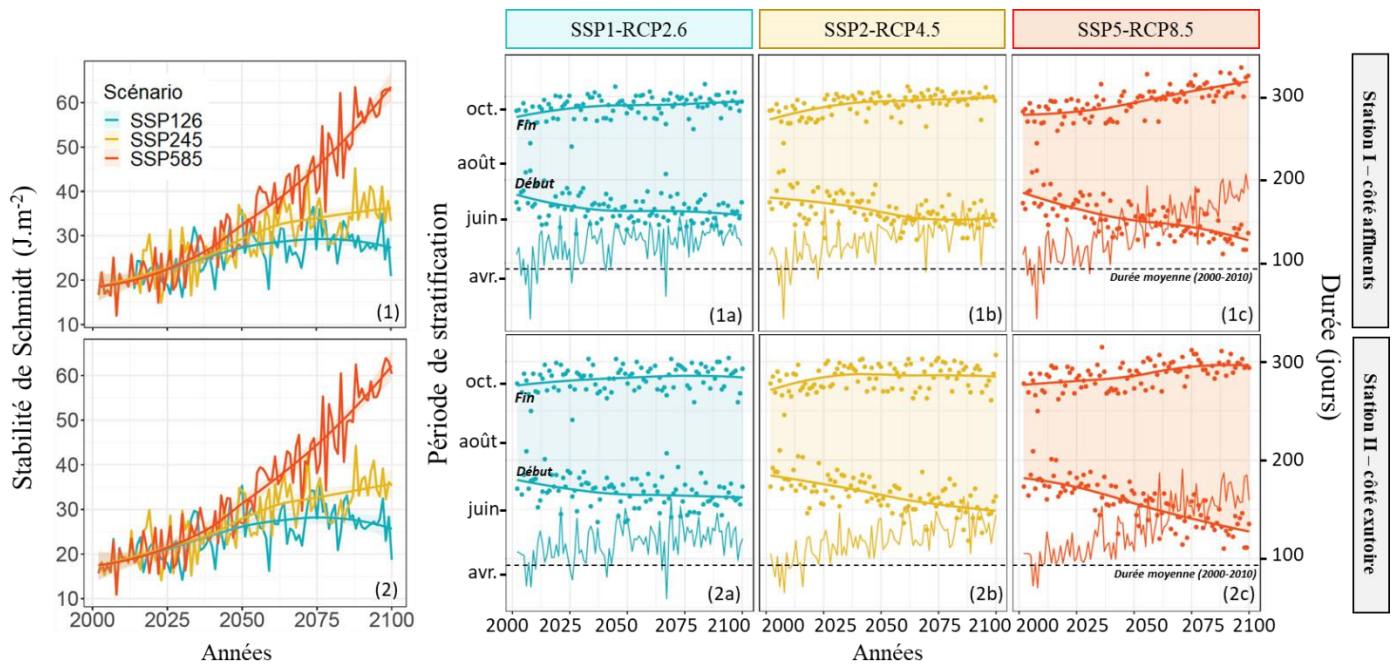


Figure 32. Moyennes annuelles de la stabilité de Schmidt au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2) et caractéristiques de la stratification pour les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP2-RCP4.5 (b) et SSP5-RCP4.5 (c) sur la période 2000-2100, dans le lac de Tignes. Les points correspondent aux dates de début et de fin de stratification (axe de gauche) ; les lignes fines correspondent à la durée de stratification (axe de droite).

2.2.4. Dynamiques de stratification

Le lac de Tignes est un lac dimictique car il subit deux brassages de sa colonne d'eau, au printemps et à l'automne. La Figure 33, représentant l'évolution de la température de l'eau du lac sur un cycle annuel, illustre cette alternance entre périodes de stratification (inversée en hiver) et d'homothermie. La stratification estivale se met en place progressivement au printemps jusqu'à atteindre une intensité maximale au mois d'août.

A horizon 2100, les températures annuelles devraient augmenter sur l'ensemble de la colonne d'eau, au sein des deux bassins, avec un approfondissement de la ligne isotherme à 7°C (seuil arbitraire pour l'illustration de l'évolution du régime thermique) de +1.5 à +10.5m (Station I) et +1 à +23m (Station II) selon les 3 scénarios. La hausse globale de la température le long de la colonne d'eau, accompagnée d'une stratification plus intense et plus longue sous l'effet de l'augmentation de la température des couches de surface (Annexe 12), entraînerait une réduction des périodes de brassage et isolerait davantage les couches profondes des perturbations mécaniques liées au vent (Fernández Castro et al., 2021).

Cependant, malgré le réchauffement des températures de l'air prédit par les modèles climatiques, les eaux du lac devraient continuer à connaître un brassage complet et des phases

d'homothermie sur l'ensemble de sa colonne d'eau d'ici à 2100. En effet, contrairement aux lacs plus profonds tel que le Léman, où l'on s'attend à une réduction de la fréquence des brassages complets (Schwefel et al., 2016), le lac de Tignes a une profondeur relativement limitée. Le maintien des périodes de brassage complet serait d'une grande importance pour favoriser l'oxygénation des eaux profondes chaque année, particulièrement au niveau de la Station I côté affluents, qui connaît déjà des phases d'hypoxie en hiver (Chapitre 1.).

Il conviendrait néanmoins de compléter ces résultats par l'étude de l'évolution des périodes d'englacement, susceptibles d'être raccourcies voire de disparaître. Cela pourrait entraîner une accélération du réchauffement des couches de surface et modifier le régime de brassage du lac, qui pourrait devenir alors monomictique, avec des conséquences en cascade sur les conditions d'oxygénation et les processus biogéochimiques (Råman Vinnå et al., 2021).

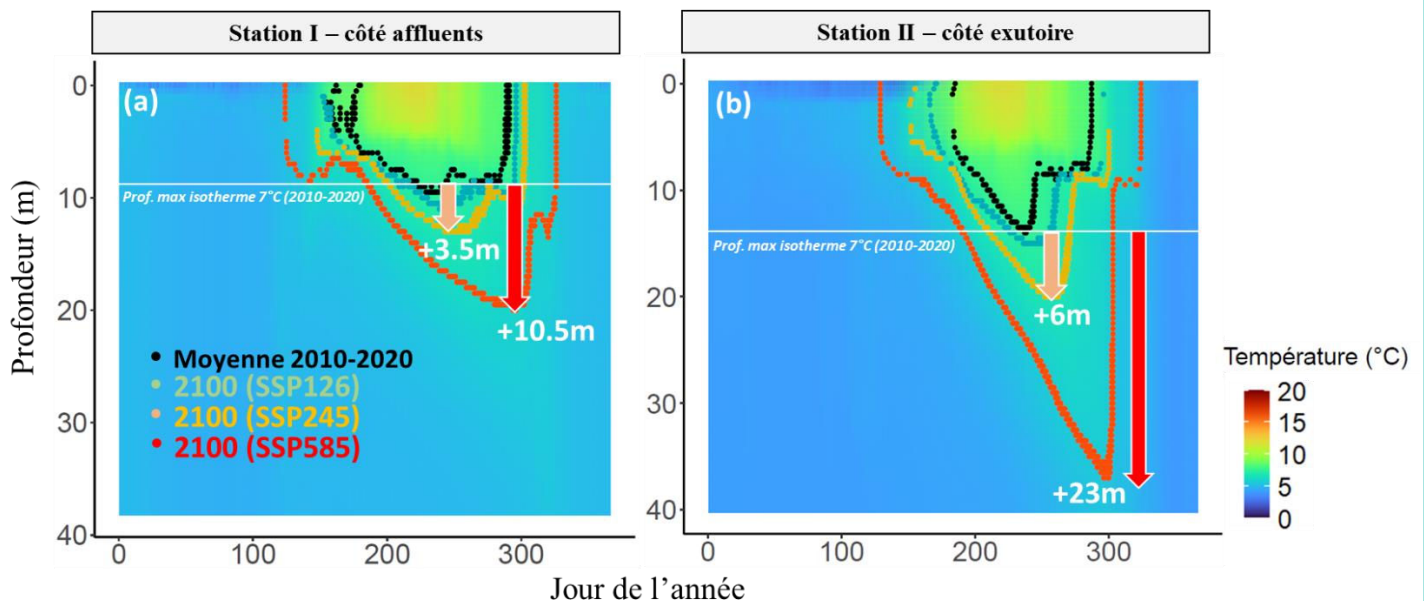


Figure 33. Températures moyennes journalières de l'eau sur un cycle annuel avec lignes isothermes à 7°C, au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), sur la période actuelle (moyenne 2010-2020) et à horizon 2100 (moyenne 2090-2100) selon les 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP4.5), dans le lac de Tignes.

2.3. Services écosystémiques : peuplement salmonicole

2.3.1. Conditions de reproduction

L'évolution de la température de l'eau à des profondeurs spécifiques et sur une période restreinte permet d'estimer le maintien ou non des conditions thermiques de reproduction de certaines espèces de salmonidés peuplant le lac.

La Figure 34 illustre l'évolution de la température de l'eau entre 0 et 12 mètres de profondeur, de septembre à novembre, profondeur où le Cristivomer se reproduit habituellement. Ainsi, jusqu'en 2100, la reproduction de cette espèce de salmonidé ne devrait pas être impactée par l'évolution thermique du lac sous l'effet du réchauffement climatique. Les températures moyennes devraient rester en-deçà du seuil des 10°C sur la couche 0-12m de Septembre à Novembre, avec des températures moyennes annuelles allant de 7.0°C à 8.8°C (Station I) et de 6.9°C à 8.8°C (Station II) selon les différents scénarios. Le déclenchement de la fraie et le développement embryonnaire ne devraient donc pas être impactés par le réchauffement des eaux du lac, dans les configurations du modèle choisi ne tenant pas compte des variations hydrologiques liées à la taille du glacier.

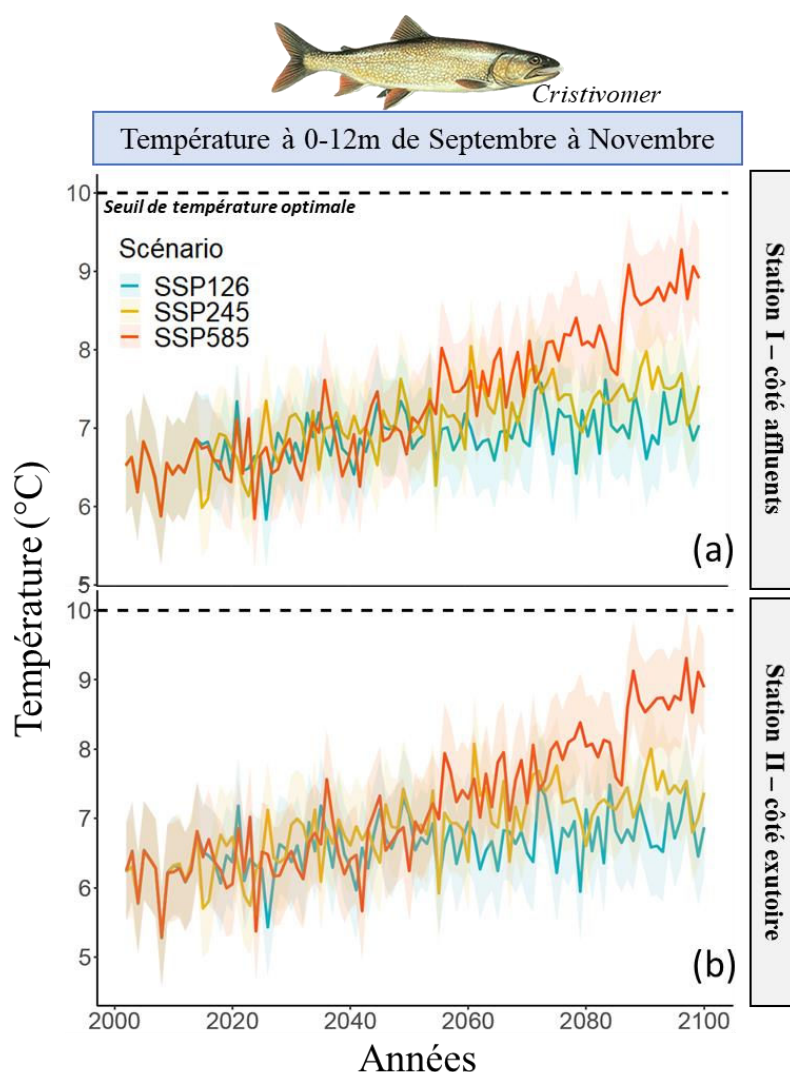


Figure 34. Températures moyennes de Septembre à Novembre sur la couche 0-12m au niveau des Stations I côté affluents (a) et II côté exutoire (b), sur la période 2000-2100, en fonction des 3 scénarios climatiques (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5), dans le lac de Tignes.

La Figure 35 montre le pourcentage de volume d'eau où les conditions favorables à la reproduction du Cristivomer sont respectées. Cette espèce de salmonidé pourrait connaître une

légère diminution du volume de son habitat de reproduction. Au sein des deux sous-bassins, le volume d'eau sur la couche 0-12m dont la température de Septembre à Novembre est comprise entre 4 et 10°C pourrait passer de 65% à 60% (SSP1-RCP2.6), 53% (SSP2-RCP4.5) et 37% (SSP5-RCP8.5).

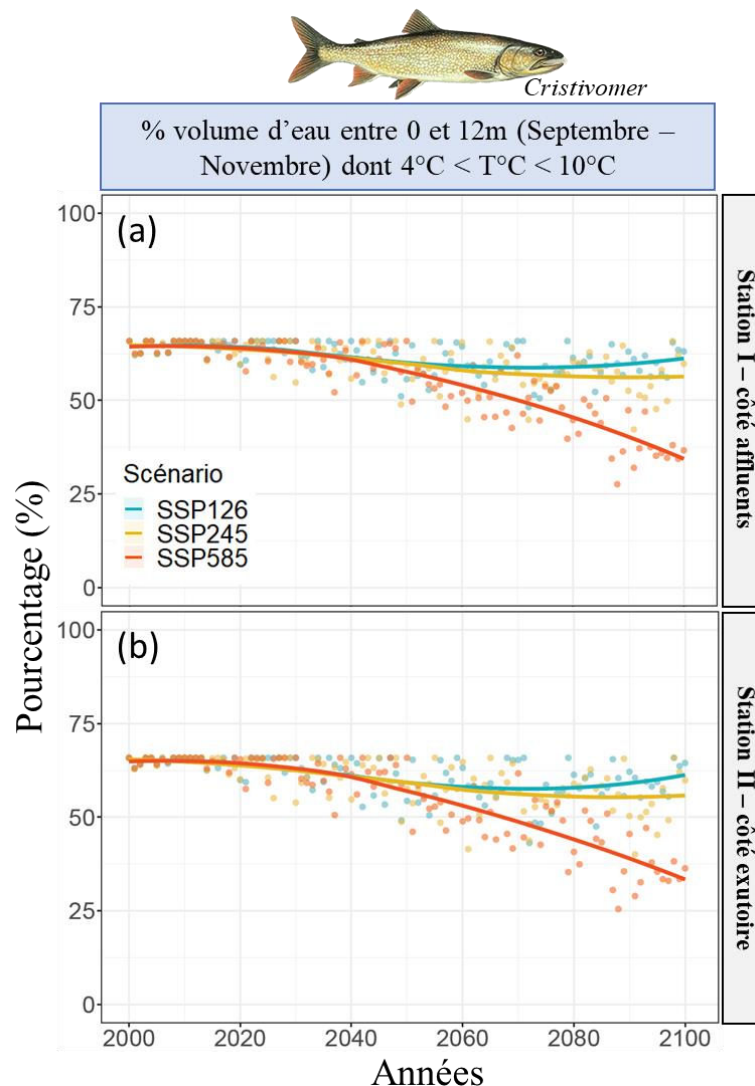


Figure 35. Pourcentage du volume d'eau dont la température est inférieure aux valeurs seuils, sur la couche 0-12m de Septembre à Novembre au niveau des Stations I côté affluents (a) et II côté exutoire (b), sur la période 2000-2100, en fonction des 3 scénarios climatiques (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 & SSP5-RCP8.5), dans le lac de Tignes.

2.3.2. Conditions d'habitat

La Figure 36 représente l'évolution temporelle de la profondeur à laquelle la température de l'eau est inférieure à 13°C (seuil optimal pour les espèces de salmonidés). Actuellement, la totalité de la colonne d'eau au niveau des deux sous-bassins, présente une température inférieure à 13°C tout au long de l'année. Selon les 3 scénarios testés, le modèle prédit un léger approfondissement de l'habitat thermique des salmonidés, avec une tendance plus marquée pour le scénario le plus pessimiste. A l'horizon 2100, l'habitat des salmonidés pourrait ainsi être réduit

de -0.5m à -1.7m (Station I) et de -0.7m à -2.3m (Station II) dans le cas des scénarios intermédiaires et pessimistes, respectivement.

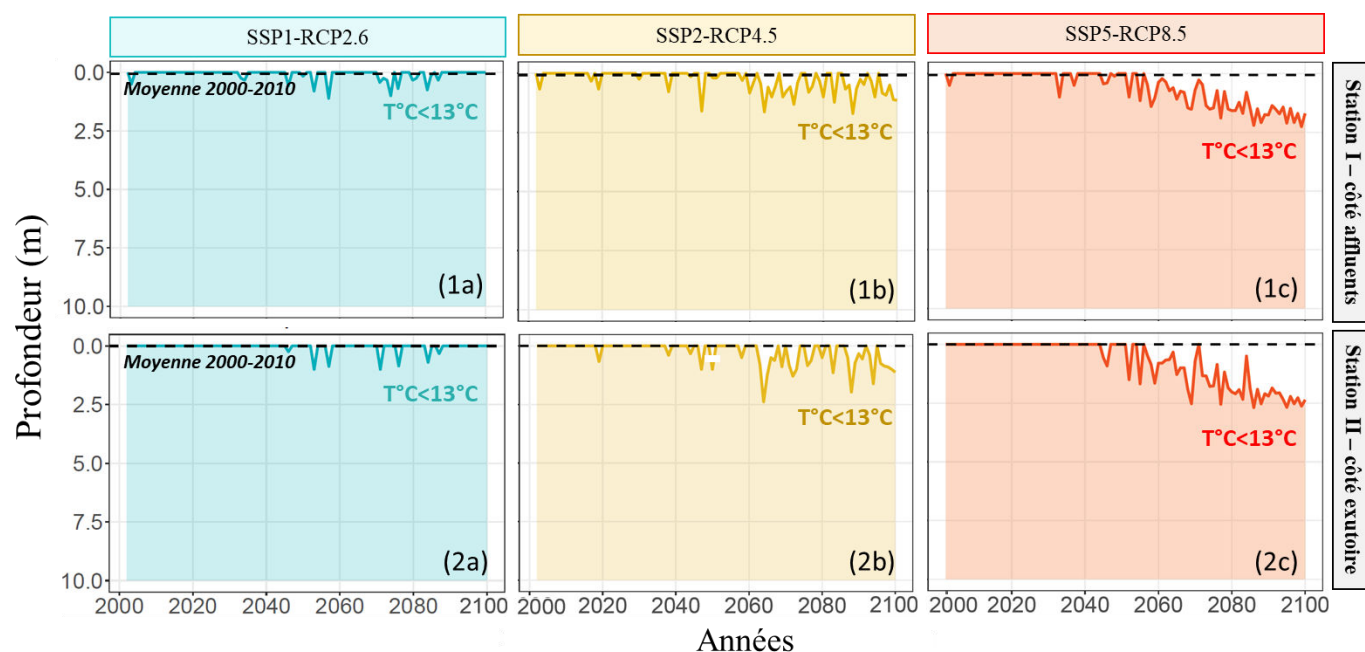


Figure 36. Moyennes annuelles des profondeurs maximales dont la température est inférieure à 13°C ($T^{\circ}\text{C}$ optimale), selon les 3 scénarios climatiques SSP1-RCP2.6 (a), SSP2-RCP4.5 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), dans le lac de Tignes sur la période 2000-2100.

La Figure 37 révèle que les températures optimales devraient se maintenir sur l'ensemble de la colonne d'eau d'octobre à mai. Selon les scénarios intermédiaire et pessimiste, la période de l'année où l'habitat thermique des poissons est le plus restreint correspondrait à la période estivale avec une réduction maximale en août.

Au regard de ces résultats et des concentrations en oxygène mesurées dans le cadre du suivi limnologique (cf. Chapitre 1), l'effet du réchauffement de la température de l'eau sur l'habitat thermique des salmonidés semble modeste par rapport à la désoxygénation des couches profondes. En effet, **le manque d'oxygène mesuré au niveau de la station I (sous-bassin côté affluents) réduit en moyenne 7 fois plus l'habitat des salmonidés que l'augmentation de la température de l'eau (-20 m vs. -3 m).**

Ces métriques renseignent sur les tendances d'évolution de la profondeur de l'habitat des salmonidés à la fois à l'échelle annuelle et saisonnière. Il est apparu que le réchauffement de la fraction superficielle du lac peut constituer une source de stress pour les espèces de poissons d'eau froide. Des conditions thermiques défavorables peuvent avoir des conséquences aussi bien sur leur comportement (recherche de refuge thermique, diminution du temps d'alimentation, etc...) que sur leurs fonctions métaboliques (Angilletta and Dunham, 2003; Mari et al., 2016). Il faut néanmoins noter que les poissons sont susceptibles de faire face au changement climatique, par

exemple en modifiant leur distribution en profondeur en fonction de leurs exigences et de leurs tolérances thermiques.

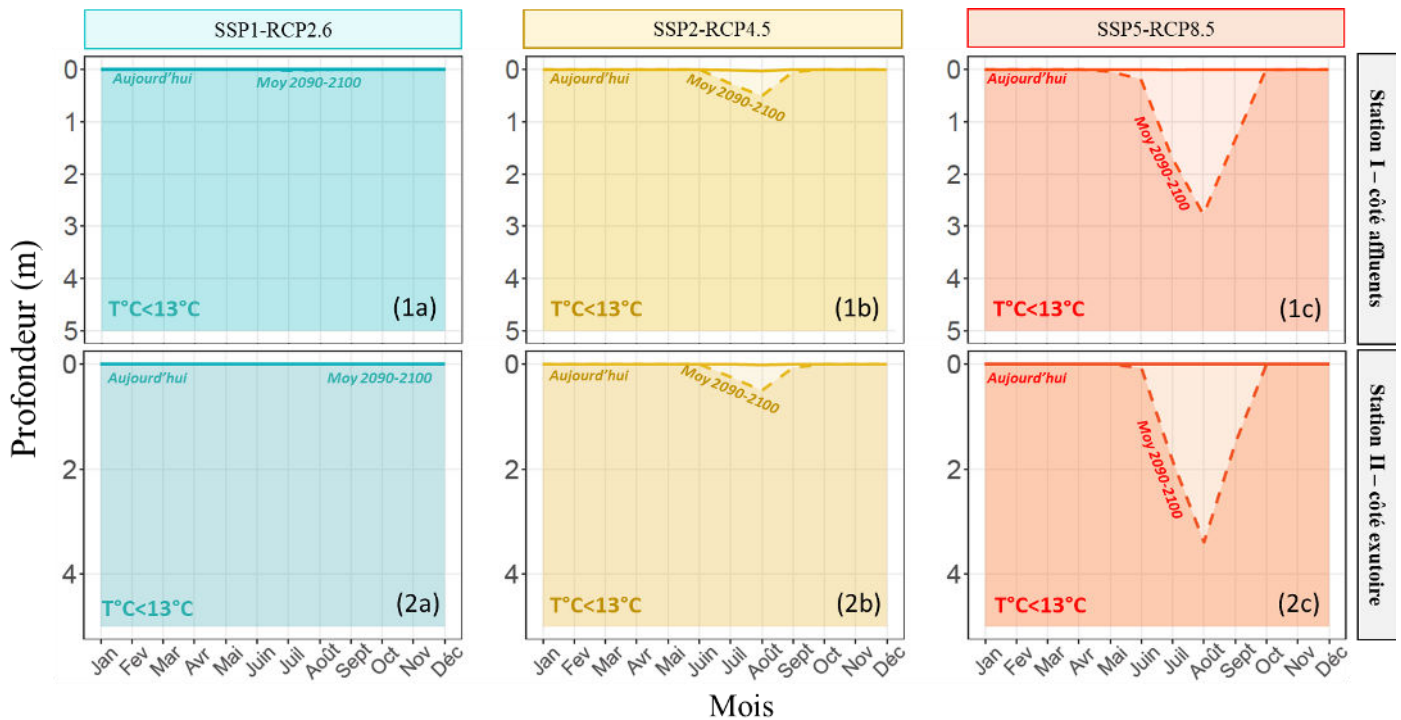


Figure 37. Moyennes mensuelles sur les périodes 2010-2020 (Aujourd'hui) et 2090-2100 (Moy 2090-2100) des profondeurs maximales dont la température est inférieure à 13°C ($T^{\circ}\text{C}$ optimale), selon les 3 scénarios climatiques SSP1-RCP2.6 (a), SSP2-RCP4.5 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2), dans le lac de Tignes. La figure ne représente pas l'ensemble de la colonne d'eau mais uniquement les 5 premiers mètres.

3. Synthèse de la modélisation 1D

La modélisation 1D à l'aide du modèle GLM a permis d'estimer les tendances d'évolution du régime thermique du lac de Tignes, au niveau des points les plus profonds des deux sous-bassins. La phase de calibration du modèle a été menée pour chaque sous-bassin indépendamment, afin de tenir compte de leurs différences de fonctionnement mis en évidence dans le Chapitre 1.

Compte tenu des données d'observations disponibles et de la durée du projet, les flux entrants ont été considérés comme constants sur toute la période d'étude, jusqu'en 2100. Ce scénario, peu probable avec la disparition du glacier au cours des prochaines décennies, permet toutefois d'estimer les tendances d'évolutions de la thermie du lac sous l'effet de l'augmentation des températures de l'air et du rayonnement incident. Il est anticipé que les changements prédits par le modèle seront fortement amplifiés avec la baisse du débit des cours d'eau et la hausse de leur température. Des études complémentaires permettraient de tester différents scénarios d'évolution de débit et/ou température des tributaires du lac.

Finalement, les effets du réchauffement climatique prédits par le modèle d'ici à 2100 sont :

- L'augmentation de la température des couches superficielles de +0.6°C à +1.1°C à l'horizon 2060 et de +0.7°C à +2.4°C en 2100 selon les 3 scénarios climatiques ($T_{\text{moy-surface}} = 6.3-8.2^{\circ}\text{C}$).
- Augmentation plus rapide de la température en surface que dans les couches profondes, avec +0.2°C à +0.8°C en profondeur selon les 3 scénarios.
- Aucune tendance significative de l'évolution de la profondeur de thermocline avec une légère remontée en 2100 (-3.4 m et -2 m pour les Stations I et II, respectivement) dans le cas du scénario le plus pessimiste. Aucune tendance significative de l'évolution de la température du métalimnion.
- Augmentation de la stabilité de la colonne d'eau (indicateur de Schmidt) avec une augmentation de la durée de la stratification à horizon 2050 (+27 jours à +57 jours selon les 3 scénarios) accentuée en 2100 (+46 à 73 jours).
- Augmentation de la température moyenne de l'ensemble de la colonne d'eau avec un approfondissement de la ligne isotherme à 7°C (+1 à +23 m selon les 3 scénarios).
- Légère augmentation de la température de l'eau entre 0 et 12 mètres de profondeur de septembre à novembre, mais elle demeure inférieure au seuil de 10°C nécessaire au maintien des conditions de reproduction des cristivomers.
- Faible réduction de l'habitat optimal des espèces de salmonidés ($T^{\circ}\text{C} < 13^{\circ}\text{C}$) avec un approfondissement moyen annuel de la ligne isotherme à 13°C de -0.5 m à 2.3 m selon les 3 scénarios. Aucun changement sur la période hivernal d'octobre à mai, avec une réduction de l'habitat optimal plus marquée au mois d'août.

Limites et Perspectives

Limites et perspectives

Les différentes sources d'incertitude sont les suivantes : l'incertitude sur les données d'entrée, les conditions initiales, les données d'observation, les paramètres et la représentation des processus écosystémiques complexes dans le modèle. En plus des limites intrinsèques au modèle, des simplifications ont été adoptées dans cette étude.

Les incertitudes principales et perspectives d'améliorations ont été listées ci-dessous.

- **Les projections climatiques** : les données climatiques ne proviennent pas d'une station météorologique proche du lac mais ont été extraites d'une projection climatique globale qui a été mise à l'échelle locale pour la zone d'étude. Bien que ces données comportent des incertitudes intrinsèques, elles font consensus au sein de la communauté scientifique. Les résultats présentés ici seraient valables si les projections climatiques se concrétisaient.
- **Les projections sur les apports en eau par les tributaires** : les résultats reposent sur l'hypothèse que le débit des cours d'eau serait maintenu aux niveaux actuels. Alors que les débits des cours d'eau ont déjà connu une diminution au cours des dernières décennies (Rapport de Dominique Fontvielle, 1988-2003), ce phénomène pourrait encore s'accroître avec le retrait glaciaire voire sa disparition en 2035. Afin de tester la diminution du débit des flux entrants sur le régime thermique du lac, différents scénarios pourraient être intégrés au modèle GLM, en fonction des stratégies de gestion du bassin versant et des ressources en eau. Les tendances d'évolution du niveau d'eau du lac pourraient ainsi être estimées (cf. thèse à venir).
- **La modélisation des conditions d'oxygénation** : le couplage du modèle hydrodynamique GLM avec le modèle AED (Aquatic EcoDynamic : <https://github.com/AquaticEcoDynamics/glm-aed>) permet d'estimer de nombreuses variables telles que les concentrations en oxygène le long de la colonne d'eau et à l'interface eau/sédiments. La calibration de l'oxygénation au sein des deux bassins a été initiée dans le cadre de cette étude. Cependant, des travaux complémentaires nécessiteraient d'être menés afin d'améliorer la performance du modèle pour ce paramètre. Cela permettrait notamment d'estimer les risques de formation d'hydrogène sulfuré, composé pouvant dégager des odeurs nauséabondes et potentiellement toxiques pour les organismes aquatiques, avec l'apparition de conditions anoxiques au fond du lac.

- ***La modélisation des apports en nutriments dans le lac*** : le modèle AED permet de simuler les tendances d'évolution des concentrations en nutriments : carbone, azote, phosphore et matière organique. L'acquisition de données complémentaires relatives aux concentrations en nutriments et aux débits des tributaires permettrait de tester et calibrer le modèle en tenant compte de ces apports. Par la suite, différents scénarios sur l'érosion du bassin versant et le transport de nutriments vers le lac pourraient être intégrés au modèle GLM-AED, en fonction de la nature et des stratégies de gestion du bassin versant.
- ***La modélisation des groupes phytoplanctoniques*** : le couplage avec le modèle AED permettrait également de simuler les tendances d'évolutions des biomasses phytoplanctoniques, et d'estimer la probabilité d'apparition de blooms de cyanobactéries. La production globale du lac pourra ainsi être estimée.
- ***Les projections de durée d'englacement du lac*** : le modèle GLM permet de simuler les durées d'englacement du lac en fonction des différents scénarios climatiques. Il est ainsi possible d'envisager l'étude des tendances d'évolution de ce paramètre, essentiel au maintien et à la gestion des activités de loisirs, telle que la traversée du lac gelé en hiver.

Cette étude représentait un véritable défi en raison du nombre limité de données d'observation collectées au cours des dernières décennies. Les relevés mensuels effectués en zone pélagique ont permis d'identifier les trajectoires possibles de l'évolution thermique du lac. La poursuite de ce suivi limnologique, en zone pélagique mais également au sein des tributaires, permettrait d'enrichir les données d'observation, de réduire les incertitudes associées au modèle et d'évaluer de nouveaux paramètres essentiels au maintien des services écosystémiques rendus par le lac.

Conclusion générale

Conclusion générale

Cette étude a permis non seulement de mieux comprendre le fonctionnement du lac de Tignes, via la mise en place d'un suivi limnologique sur un cycle annuel complet (Mars 2022 à Avril 2023), mais aussi de réaliser des projections de l'évolution de son régime thermique à différents horizons, à l'aide d'un modèle hydrodynamique 1D.

A ce jour, le bassin côté affluents a connu un **approfondissement plus marqué de sa thermocline** en hiver, avec **des températures plus élevées**, une **désoxygénation plus marquée** et une **plus forte conductivité dans les couches profondes** que le bassin côté exutoire. L'apports de matières organiques et minérales plus important du côté des affluents et la topographie des deux bassins peuvent expliquer ces différences.

Le lac, dimictique, connaît une alternance entre périodes de stratifications et brassages (printanier et automnal), avec une stratification hivernale et une désoxygénation des couches profondes moins marquées du côté de l'exutoire, probablement en lien avec la présence de résurgences souterraines et au risque avalancheux.

Au niveau de la Station II côté exutoire, le lac de Tignes est en « **Bon** » à « **Très bon état** » écologique au regard des critères de qualité définis par la DCE (phosphore total, pH, ammonium et nitrates), et d'un niveau trophique « **oligotrophe** » avec une faible biomasse phytoplanctonique. Selon les critères d'approvisionnement en eau potable défini par l'arrêté du 10 janvier 2023, seule la **concentration en sulfates est supérieure aux normes** de qualité et nécessite un traitement spécifique.

Les données collectées ont ensuite permis de calibrer un modèle hydrodynamique 1D, le General Lake Model (GLM), et d'estimer les tendances d'évolutions du régime thermique du lac à différents horizons, au niveau des points les plus profonds de chacun des sous-bassins.

L'effet de l'augmentation des températures de l'air et du rayonnement à ondes courtes sur la température de l'eau a été estimé sur la période 2000-2100, en fonction de 3 scénarios climatiques (SSP1-RCP2.6, SSP2-RCP4.5 et SSP5-RCP8.5). Le débit des tributaires du lac ont été considérés comme constants sur toute la période d'étude. Des études complémentaires permettraient d'améliorer les prédictions du modèle en testant différents scénarios de flux entrants, en fonction de la vitesse du retrait glaciaire, de la pluviométrie, de l'hydrologie du bassin versant et de la gestion de la ressource en eau par les usagers. Néanmoins, les résultats obtenus renseignent sur la

trajectoire d'évolution du régime thermique du lac d'ici à 2100. Ces tendances pourraient alors être amplifiées par la diminution du débit des cours d'eau qui alimentent le lac.

Selon les 3 scénarios climatiques testés, la température de l'eau dans les couches de surface (0-5 m) se réchaufferait plus rapidement que les couches profondes, avec des augmentations de +0.6°C à +1.1°C à l'horizon 2060 et de +0.7°C à +2.4°C en 2100. Les couches profondes (>30 m) devraient quant à elles connaître une augmentation de +0.2°C à +0.8°C. Si le débit des cours d'eau se maintenait aux niveaux actuels, la profondeur de la thermocline ne devrait pas connaître d'évolution significative. Une légère remontée pourrait néanmoins apparaître en 2100 dans le cas du scénario pessimiste, de -2 à -3.4 m au niveau de l'exutoire et du côté des affluents, respectivement. La hausse de température des couches de surface entraînerait une augmentation progressive de la stabilité de la colonne d'eau, au niveau des deux bassins. La durée de stratification devrait augmenter de +27 jours à +57 jours en fonction des 3 scénarios à horizon 2050 et de +46 à +73 jours à l'horizon 2100.

Un réchauffement global de la colonne d'eau devrait se produire, avec un approfondissement de la ligne isotherme à 7°C de +1 m à +23 m selon les 3 scénarios. Les conditions de reproduction des espèces de salmonidés (e.g. Cristivomer) ne devraient pas être impactées, avec des températures de l'eau inférieures au seuil des 10°C dans les couches 0-1m de Novembre à Janvier et 0-12m de Septembre à Novembre. Le réchauffement climatique ne devrait avoir qu'un effet très modéré sur les conditions d'habitat des salmonidés ($T^{\circ}\text{C} < 13^{\circ}\text{C}$), avec néanmoins une légère réduction de l'habitat en 2100 de -0.5 m et -2.3 m selon les scénarios, principalement au cours de la période estivale. En revanche, la désoxygénation des couches profondes (>20m) observée au sein du sous-bassin côté affluents, limite d'ores et déjà les volumes d'eau pouvant être occupés par les espèces de salmonidés peuplant le lac. D'ici 2100, ce phénomène pourrait s'intensifier en raison de l'allongement des périodes de stratification, réduisant ainsi la réoxygénation des couches profondes. Cela pourrait être confirmé par une étude complémentaire, déjà amorcée dans le cadre de la présente recherche.

Références bibliographiques

Angilletta, M. J. and Dunham, A. E.: The temperature-size rule in ectotherms: simple evolutionary explanations may not be general, *Am. Nat.*, 162, 332–342, <https://doi.org/10.1086/377187>, 2003.

Bertuzzi, P. and Clastre, P.: Information sur les mailles SAFRAN (2), <https://doi.org/10.57745/1PDFNL>, 2022.

Bock, C., Olefeld, J. L., Vogt, J. C., Albach, D. C., and Boenigk, J.: Phylogenetic and functional diversity of Chrysophyceae in inland waters, *Org. Divers. Evol.*, 22, 327–341, <https://doi.org/10.1007/s13127-022-00554-y>, 2022.

Bruce, L. C., Frassl, M. A., Arhonditsis, G. B., Gal, G., Hamilton, D. P., Hanson, P. C., Hetherington, A. L., Melack, J. M., Read, J. S., Rinke, K., Rigosi, A., Trolle, D., Winslow, L., Adrian, R., Ayala, A. I., Bocaniov, S. A., Boehrer, B., Boon, C., Brookes, J. D., Bueche, T., Busch, B. D., Copetti, D., Cortés, A., de Eyto, E., Elliott, J. A., Gallina, N., Gilboa, Y., Guyennon, N., Huang, L., Kerimoglu, O., Lenters, J. D., MacIntyre, S., Makler-Pick, V., McBride, C. G., Moreira, S., Özkundakci, D., Pilotti, M., Rueda, F. J., Rusak, J. A., Samal, N. R., Schmid, M., Shatwell, T., Snorthheim, C., Soullignac, F., Valerio, G., van der Linden, L., Vetter, M., Vinçon-Leite, B., Wang, J., Weber, M., Wickramaratne, C., Woolway, R. I., Yao, H., and Hipsey, M. R.: A multi-lake comparative analysis of the General Lake Model (GLM): Stress-testing across a global observatory network, *Environ. Model. Softw.*, 102, 274–291, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.016>, 2018a.

Bruce, L. C., Frassl, M. A., Arhonditsis, G. B., Gal, G., Hamilton, D. P., Hanson, P. C., Hetherington, A. L., Melack, J. M., Read, J. S., Rinke, K., Rigosi, A., Trolle, D., Winslow, L., Adrian, R., Ayala, A. I., Bocaniov, S. A., Boehrer, B., Boon, C., Brookes, J. D., Bueche, T., Busch, B. D., Copetti, D., Cortés, A., de Eyto, E., Elliott, J. A., Gallina, N., Gilboa, Y., Guyennon, N., Huang, L., Kerimoglu, O., Lenters, J. D., MacIntyre, S., Makler-Pick, V., McBride, C. G., Moreira, S., Özkundakci, D., Pilotti, M., Rueda, F. J., Rusak, J. A., Samal, N. R., Schmid, M., Shatwell, T., Snorthheim, C., Soullignac, F., Valerio, G., van der Linden, L., Vetter, M., Vinçon-Leite, B., Wang, J., Weber, M., Wickramaratne, C., Woolway, R. I., Yao, H., and Hipsey, M. R.: A multi-lake comparative analysis of the General Lake Model (GLM): Stress-testing across a global observatory network, *Environ. Model. Softw.*, 102, 274–291, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.016>, 2018b.

Burgess, M. G., Becker, S. L., Langendorf, R. E., Fredston, A., and Brooks, C. M.: Climate change scenarios in fisheries and aquatic conservation research, *ICES J. Mar. Sci.*, 80, 1163–1178, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad045>, 2023.

Cucchi, M., Weedon, G. P., Amici, A., Bellouin, N., Lange, S., Müller Schmied, H., Hersbach, H., and Buontempo, C.: WFDE5: bias-adjusted ERA5 reanalysis data for impact studies, *Earth Syst. Sci. Data*, 12, 2097–2120, <https://doi.org/10.5194/essd-12-2097-2020>, 2020.

Desgué-Itier, O., Melo Vieira Soares, L., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Danis, P. A., Domaizon, I., Guillard, J., Mazure, T., Sharaf, N., Soullignac, F., Tran-Khac, V., Vinçon-Leite, B., and Jenny, J.-P.: Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 27, 837–859, <https://doi.org/10.5194/hess-27-837-2023>, 2023a.

Desgué-Itier, O., Melo Vieira Soares, L., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Danis, P. A., Domaizon, I., Guillard, J., Mazure, T., Sharaf, N., Soullignac, F., Tran-Khac, V., Vinçon-Leite, B., and Jenny, J.-P.: Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of

- four peri-alpine lakes, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 27, 837–859, <https://doi.org/10.5194/hess-27-837-2023>, 2023b.
- Fernández Castro, B., Bouffard, D., Troy, C., Ulloa, H. N., Piccolroaz, S., Sepúlveda Steiner, O., Chmiel, H. E., Serra Moncadas, L., Lavanchy, S., and Wüest, A.: Seasonality modulates wind-driven mixing pathways in a large lake, *Commun. Earth Environ.*, 2, 215, <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00288-3>, 2021.
- Gorham, E. and Boyce, F. M.: Influence of Lake Surface Area and Depth Upon Thermal Stratification and the Depth of the Summer Thermocline, *J. Gt. Lakes Res.*, 15, 233–245, [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(89\)71479-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(89)71479-9), 1989.
- Hipsey, M. R., Bruce, L. C., Boon, C., Busch, B., Carey, C. C., Hamilton, D. P., Hanson, P. C., Read, J. S., de Sousa, E., Weber, M., and Winslow, L. A.: A General Lake Model (GLM 3.0) for linking with high-frequency sensor data from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON), *Geosci. Model Dev.*, 12, 473–523, <https://doi.org/10.5194/gmd-12-473-2019>, 2019.
- Janssen, A. B. G., Hilt, S., Kosten, S., de Klein, J. J. M., Paerl, H. W., and Van de Waal, D. B.: Shifting states, shifting services: Linking regime shifts to changes in ecosystem services of shallow lakes, *Freshw. Biol.*, 66, 1–12, <https://doi.org/10.1111/fwb.13582>, 2021.
- Jenny, J.-P., Anneville, O., Arnaud, F., Baulaz, Y., Bouffard, D., Domaizon, I., Bocaniov, S. A., Chèvre, N., Dittrich, M., Dorioz, J.-M., Dunlop, E. S., Dur, G., Guillard, J., Guinaldo, T., Jacquet, S., Jamoneau, A., Jawed, Z., Jeppesen, E., Krantzberg, G., Lenters, J., Leoni, B., Meybeck, M., Nava, V., Nöges, T., Nöges, P., Patelli, M., Pebbles, V., Perga, M.-E., Rasconi, S., Ruetz, C. R., Rudstam, L., Salmaso, N., Sapna, S., Straile, D., Tammeorg, O., Twiss, M. R., Uzarski, D. G., Ventelä, A.-M., Vincent, W. F., Wilhelm, S. W., Wängberg, S.-Å., and Weyhenmeyer, G. A.: Scientists' Warning to Humanity: Rapid degradation of the world's large lakes, *J. Gt. Lakes Res.*, <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.05.006>, 2020.
- Kraemer, B. M., Anneville, O., Chandra, S., Dix, M., Kuusisto, E., Livingstone, D. M., Rimmer, A., Schladow, S. G., Silow, E., Sitoki, L. M., Tamatamah, R., Vadeboncoeur, Y., and McIntyre, P. B.: Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change, *Geophys. Res. Lett.*, 42, 4981–4988, <https://doi.org/10.1002/2015GL064097>, 2015.
- Lange, S.: WFDE5 over land merged with ERA5 over the ocean (W5E5) (1.0), <https://doi.org/10.5880/PIK.2019.023>, 2019.
- Mari, L., Garaud, L., Evanno, G., and Lasne, E.: Higher temperature exacerbates the impact of sediments on embryo performances in a salmonid, *Biol. Lett.*, 12, 20160745, <https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0745>, 2016.
- Moore, T. N., Mesman, J. P., Ladwig, R., Feldbauer, J., Olsson, F., Pilla, R. M., Shatwell, T., Venkiteswaran, J. J., Delany, A. D., Dugan, H., Rose, K. C., and Read, J. S.: LakeEnsemblR: An R package that facilitates ensemble modelling of lakes, *Environ. Model. Softw.*, 143, 105101, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105101>, 2021.
- O'Reilly, C. M., Sharma, S., Gray, D. K., Hampton, S. E., Read, J. S., Rowley, R. J., Schneider, P., Lenters, J. D., McIntyre, P. B., Kraemer, B. M., Weyhenmeyer, G. A., Straile, D., Dong, B., Adrian, R., Allan, M. G., Anneville, O., Arvola, L., Austin, J., Bailey, J. L., Baron, J. S., Brookes, J. D., de Eyto, E., Dokulil, M. T., Hamilton, D. P., Havens, K., Hetherington, A. L., Higgins, S. N., Hook, S., Izmet'eva, L. R., Joehnk, K. D., Kangur, K., Kasprzak, P., Kumagai, M., Kuusisto, E., Leshkevich, G., Livingstone, D. M., MacIntyre, S., May, L., Melack, J. M., Mueller-Navarra, D. C., Naumenko, M., Noges, P., Noges, T., North, R. P., Plisnier, P.-D., Rigosi, A., Rimmer, A., Rogora, M., Rudstam, L. G., Rusak, J. A., Salmaso, N., Samal, N. R., Schindler, D. E., Schladow, S. G., Schmid, M., Schmidt, S. R., Silow, E., Soylu, M. E., Teubner, K.,

Verburg, P., Voutilainen, A., Watkinson, A., Williamson, C. E., and Zhang, G.: Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe, *Geophys. Res. Lett.*, 42, 10,773-10,781, <https://doi.org/10.1002/2015GL066235>, 2015.

Råman Vinnå, L., Medhaug, I., Schmid, M., and Bouffard, D.: The vulnerability of lakes to climate change along an altitudinal gradient, *Commun. Earth Environ.*, 2, 35, <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00106-w>, 2021.

Read, J. S., Hamilton, D. P., Jones, I. D., Muraoka, K., Winslow, L. A., Kroiss, R., Wu, C. H., and Gaiser, E.: Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data, *Environ. Model. Softw.*, 26, 1325–1336, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.05.006>, 2011.

Saloranta, T. M., Forsius, M., Järvinen, M., and Arvola, L.: Impacts of projected climate change on the thermodynamics of a shallow and a deep lake in Finland: model simulations and Bayesian uncertainty analysis, *Hydrol. Res.*, 40, 234–248, <https://doi.org/10.2166/nh.2009.030>, 2009.

Schwefel, R., Gaudard, A., Wüest, A., and Bouffard, D.: Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modeling, *Water Resour. Res.*, 52, 8811–8826, <https://doi.org/10.1002/2016WR019194>, 2016.

Soares, L., Jenny, J.-P., Desgué-Itier, O., Barouillet, C., Bouffard, D., Casenave, C., Isabelle, D., Frossard, V., Jr, N. H., Lami, A., Lemaire, B., Many, G., Perga, M.-E., Saulnier, G.-M., Soullignac, F., and Vinçon-Leite, B.: A crisis of lake hypoxia in the Anthropocene: The long-term effects of climate and nutrients, <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3234938/v1>, 7 November 2023.

Toffolon, M. and Piccolroaz, S.: A hybrid model for river water temperature as a function of air temperature and discharge, *Environ. Res. Lett.*, 10, 114011, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/114011>, 2015a.

Toffolon, M. and Piccolroaz, S.: A hybrid model for river water temperature as a function of air temperature and discharge, *Environ. Res. Lett.*, 10, 114011, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/114011>, 2015b.

Annexes

Annexes

Annexe 1. Caractéristiques de la sonde KorEXO

Marque : YSI
Modèle : EXO1
Sonde n°: 13G100215

Paramètres mesurables :

Le capteur pression (profondeur) est intégré dans la sonde.
La sonde possède des 4 entrées parmi ces capteurs pour la mesure de :

- conductivité électrique et température
- pH
- oxygène dissous
- turbidité
- chlorophylle A

Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde YSI EXO1 est une sonde portable submersible autonome.
Les étapes de mise en oeuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type USB), à partir du logiciel KOR qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres dans une mémoire interne à la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue 10 minutes à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration de 10 minutes environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel KOR.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel KOR permet de récupérer les données sous forme de fichiers .BIN qui sont convertis par la suite au format EXCEL. 52

Caractéristiques

➤ Profondeur

Le capteur de pression à jauge extensométrique en acier inoxydable est étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure couvre de 0 à 250 m et l'incertitude est égale à ± 0.10 m.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde YSI EXO1.

➤ Température

La sonde de température à thermistance a été étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). Sa gamme de mesure est de -5°C à $+50^{\circ}\text{C}$ avec une incertitude de $\pm 0,01^{\circ}\text{C}$ de -5 à $+35^{\circ}\text{C}$.

➤ pH

La sonde de pH est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure est de 0 à 14 avec une incertitude de mesure égal à $\pm 0,2$.

➤ Oxygène dissous

Le capteur optique d'oxygène dissous est étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 200 % de saturation en oxygène et son incertitude est de $\pm 1\%$.

➤ Conductivité électrique

La cellule de conductivité à 4 électrodes en nickel est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure est de 0 à 100 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de $\pm 0,001$ mS/cm.

➤ Turbidité

Le capteur de turbidité optique avec diffusion à 90° . La gamme de mesure est de 0 à 4000 FTU (NTU).

➤ Chlorophylle A

Le capteur optique Fluorescence est étalonné par le fabricant. La gamme de mesure est de 0 à 400 $\mu\text{g/l}$ et l'incertitude est de 0,09 $\mu\text{g/l}$.

Annexe 2. Protocoles normalisés des différents paramètres

Paramètres	Méthodes	Normes
pH	Méthode électrométrique	NF T 90-008
Conductivité à 25°C	Correction de la température automatique	ISO 7888 / NF EN 27888 / T 90-031
Ammonium	Spectrométrie avec réaction au bleu d'indophénol	NF T 90-015-2
Nitrate	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / T 90-042-1
Azote total	Chimiluminescence	NF EN 12260 / T 90-060
Orthophosphate	Colorimétrie selon Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 / T 90-023
Phosphore total	Minéralisation au peroxydisulfate en milieu acide + Colorimétrie selon Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 / T 90-023
Carbone organique total	Minéralisation au persulfate à 80°C + Détection infrarouge	ISO 8245 / NF EN 1484 / T 90-102
Silice réactive	Colorimétrie en analyse séquentielle	NF T 90-007
Calcium	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / T 90-005
Magnésium		
Sodium		NF T 90-020
Potassium		
Chlorure	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / T 90-042-1
Sulfate		
Oxygène dissous	Iodométrie	NF EN 25813 / T 90-141
Chlorophylle a et phéopigments	Extraction à acétone + Spectrométrie d'absorption moléculaire	NF T 90-117

Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques

Paramètres	Unités	Incertitudes élargies * U (%)
NO ₃ ⁻	mgN.L ⁻¹	8
NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	8
N _{tot}	mgN.L ⁻¹	9
PO ₄ ³⁻	mgP.L ⁻¹	9
P _{tot}	mgP.L ⁻¹	8
COT	mgC.L ⁻¹	4
Ca ²⁺	mgCa ²⁺ .L ⁻¹	6
K ⁺	mgK ⁺ .L ⁻¹	4
Mg ²⁺	mgMg ²⁺ .L ⁻¹	4
Na ⁺	mgNa ⁺ .L ⁻¹	4
Cl ⁻	mgCl ⁻ .L ⁻¹	5
SO ₄ ²⁻	mgSO ₄ ²⁻ .L ⁻¹	8
SiO ₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	6

* Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches de celles observées sur les échantillons d'Annecy avec un facteur d'élargissement de 2

Annexe 3. Calcul des limites de classes pour les paramètres physico-chimiques et transparence de l'eau

Danis, P.-A. & V. Roubex (2014) : Physico-chimie soutenant la biologie des plans d'eau nationaux : Principes et méthodes de définition des valeurs-seuils & Amélioration des connaissances par la télédétection. Rapport d'avancement. Convention Onema/Irstea 2013. 82 p.

Paramètres physico-chimiques des éléments nutriment et transparence et calculs des valeurs-seuils

Paramètres physico-chimiques	Unité	Limite	Paramètres de calcul				Calcul	
			a	b	c	d	Z_{moy} = profondeur moyenne (m)	
Phoshore total (médiane ¹)	$\mu\text{g P.L}^{-1}$	Très bon-Bon	44,174	-0,315	57,744	-0,324	minimum entre $[a*Z_{moy}^b]$ et $[c*(Z_{moy}+1)^d]$	
		Bon-Moyen	61,714	-0,310	95,841	-0,267		
		Moyen-Médiocre	86,234	-0,306	159,92	-0,210		
		Médiocre-Mauvais	120,63	-0,302	268,66	-0,153		
Ammonium (valeur maximale)	$\mu\text{g NH}_4\text{.L}^{-1}$	Très bon-Bon	223,58	-0,248	199,25	-0,223	maximum entre $[a*Z_{moy}^b]$ et $[c*(Z_{moy}+1)^d]$	
		Bon-Moyen	290,91	-0,245	283,69	-0,185		
		Moyen-Médiocre	378,71	-0,241	404,53	-0,145		
		Médiocre-Mauvais	494,03	-0,238	578,19	-0,106		
Profondeur du disque de Secchi (médiane)	m	Très bon-Bon	1,1741	0,284	0,9989	0,277	maximum entre $[a*Z_{moy}^b]$ et $[c*(Z_{moy}+1)^d]$	
		Bon-Moyen	0,8703	0,279	0,6492	0,228		
		Moyen-Médiocre	0,6447	0,275	0,4208	0,180		
		Médiocre-Mauvais	0,4766	0,271	0,2722	0,131		
							$Z_{moy} \leq 15$	$Z_{moy} > 15$
Nitrates ² (valeur maximale)	$\mu\text{g NO}_3\text{.L}^{-1}$	Très bon-Bon					2200	1200
		Bon-Moyen					5300	2600
		Moyen-Médiocre					12600	5600
		Médiocre-Mauvais					30100	12100

¹ Pour le Phosphore total, le fait de prendre en compte la valeur médiane peut parfois conduire, selon les mesures disponibles, à des valeurs faibles et non déclassantes en contradiction avec l'état biologique donné par l'indice IPLAC. Dans ces cas, une expertise sur la distribution des valeurs de phosphore total est à réaliser et les valeurs-seuils de phosphore total calculées pourront être considérées à titre indicatives.

² Pour les nitrates :

- Ces valeurs-seuils s'appliquent aux plans d'eau dont le temps de résidence est supérieur ou égal à 30 jours. Néanmoins, pour ces plans d'eau, il est possible de déroger à ces valeurs-seuils lorsque l'ensemble des indicateurs biologiques témoignent de façon robuste d'un état bon ou très bon et lorsque les pressions anthropiques, sur le bassin versant affectant la teneur en nitrates du plan d'eau considéré, sont nulles ou faibles. Dans ces conditions, il conviendra de ne pas dépasser la valeur seuil de 13 mg/l comme limite bon/moyen pour la valeur maximale annuelle en nitrates.
- Pour les plans d'eau dont le temps de résidence est inférieur à 30 jours, ce sont les seuils applicables aux cours d'eau qui s'appliquent (cf. tableau 37).

Annexe 4. Calcul de la dureté de l'eau

$TH = ([Ca^{+2}] + [Mg^{2+}]) * 10$ avec les concentrations en $mmol.L^{-1}$

Plage de valeurs du titre hydrotimétrique (TH) :

TH (°f)	0 à 7	7 à 15	15 à 30	30 à 40	> 40
Eau	très douce	douce	plutôt dure	dure	très dure

Annexe 5. Tableau des groupes fonctionnels identifiés par Reynolds (Reynolds et al., 2002) décrivant les habitats types, les taxons représentatifs, les tolérances et sensibilités des codons.

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia spp</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurostrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnotherix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S_N	warm mixed layers	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light-,nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koliella</i> <i>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>)	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

Annexe 6. Détail de calcul de l'indice de Brettum (Rapport SILA 2022)

L'indice Brettum est basé sur la probabilité d'occurrence de taxons phytoplanctoniques le long d'un gradient de phosphore total. Ce gradient est divisé en 6 classes de trophies (de 1 à 6). Quelques exemples de scores sont donnés pour des taxons dans le tableau suivant :

Taxons	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
	<5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica</i> f. <i>dinobryonis</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>rosea</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece saxicola</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Chroococcus limneticus</i>	1	3	3	2	1	0
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1	6	1	1	0

Pour chacune des 6 classes de trophie, un indice I_j est calculé :

$$I_j = \frac{\sum_{i=1}^n v_i x_{ij}}{\sum_{i=1}^n v_i}$$

Avec : - v_i : biovolume de du taxon i

- x_{ij} : score du taxon i dans la classe de trophie j

Finalement l'indice Brettum BI est calculé :

$$BI = \frac{\sum_{j=1}^6 I_j T_j}{\sum_{j=1}^6 I_j}$$

Avec : - T_j : poids de chaque indice I , ($T_1 = 6$, $T_2=5$, $T_3=4$, $T_4=3$, $T_5=2$, $T_6=1$)

Annexe 7. Paramètres des modèles calibrés

Modèles	Paramètres
FLake	Scaling factors for wind speed, and shortwave radiation (wind_factor, sw_factor), depth_w_lk, extinc_coef_optic, c_relax_C, fetch_lk, depth_bs_lk, T_bs_lk
GLM	Scaling factors for wind speed, and shortwave radiation (wind_factor, sw_factor), Kw, min_layer_thick, max_layer_thick, coef_mix_conv, coef_wind_stir, coef_mix_shear, coef_mix_turb, coef_mix_KH, coef_mix_hyp
GOTM	Scaling factors for wind speed, and shortwave radiation (wind_factor, sw_factor), k_min

Annexe 8. Méthodes de calibration du modèle GLM

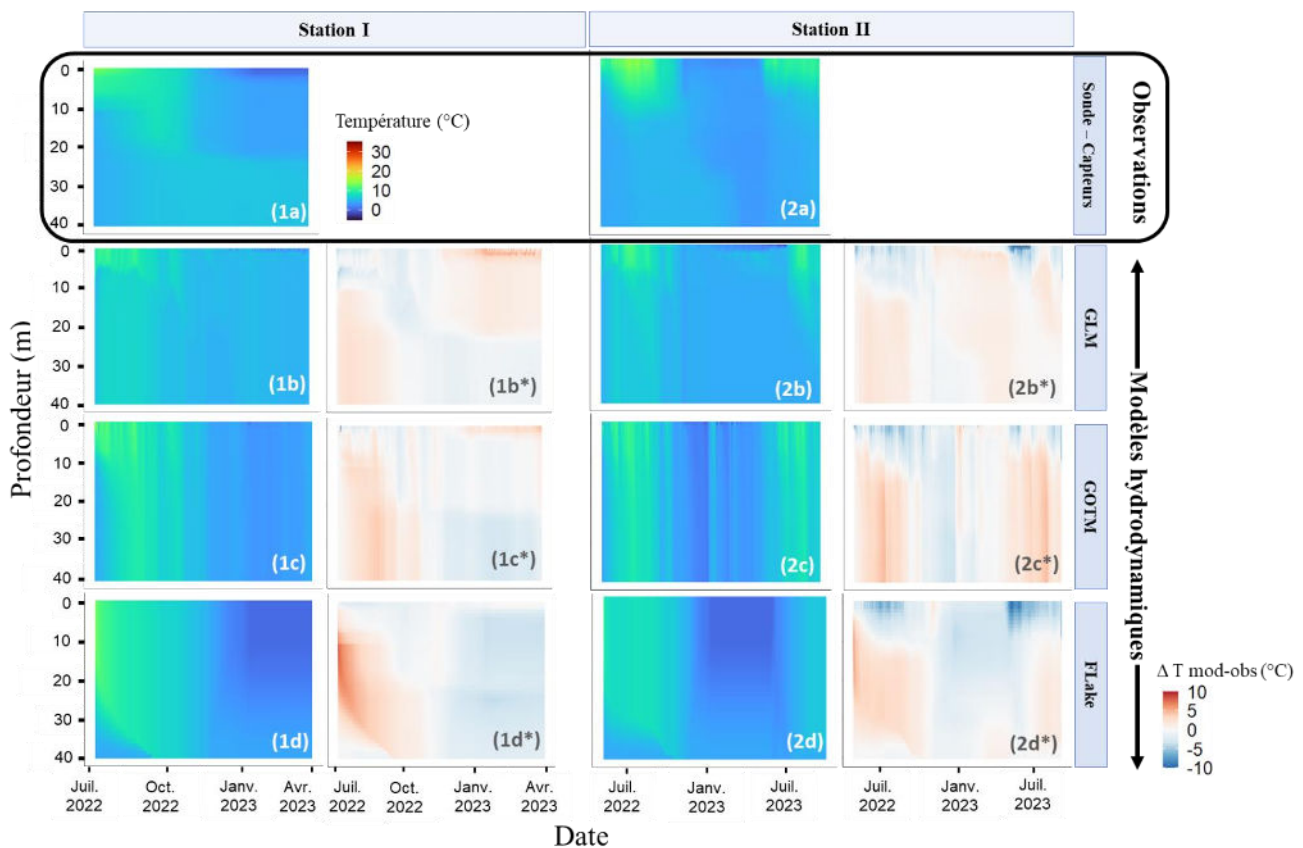
Méthode	Données d'observations	Début simulation	Fin simulation	Modèle	Données affluents	Forçage climatique	Bathymétrie
Calibration : LHC	KorEXO (mensuelle)	17/05/2022	31/12/2023	GLM GOTM Flake	oui/non	T°C & Rayonnement à ondes courtes : données ISIMIP (SSP245) avec facteur de correction calculé à partir de données SAFRAN autres variables : pattern saisonnier à partir des données SAFRAN (moyennes journalières sur la période 1959-2023)	Bathymétrie totale du lac (Bassin I + Bassin II)
							Bathymétrie spécifique à chaque sous-bassin à partir de 6m de profondeur
							Bathymétrie spécifique à chaque sous-bassin à partir de 0m
						Données ISIMIP toutes variables + facteur de correction calculé à partir de données SAFRAN	Bathymétrie spécifique à chaque sous-bassin à partir de 6m de profondeur
						Données SAFRAN toutes variables	
						Données stations météorologiques à pas de temps journalier + SAFRAN pour variables manquantes	
						Données stations météorologiques à pas de temps horaire + SAFRAN pour variables manquantes	
Validation	Capteurs haute fréquence (horaire)	13/04/2022	31/12/2023	GLM GOTM Flake	oui/non	T°C & Rayonnement à ondes courtes : données ISIMIP (SSP245) avec facteur de correction calculé à partir de données SAFRAN autres variables : pattern saisonnier à partir des données SAFRAN (moyennes journalières sur la période 1959-2023)	Bathymétrie totale du lac (Bassin I + Bassin II)
							Bathymétrie spécifique à chaque sous-bassin à partir de 6m de profondeur
							Bathymétrie spécifique à chaque sous-bassin à partir de 0m
						Données ISIMIP toutes variables + facteur de correction calculé à partir de données SAFRAN	Bathymétrie spécifique à chaque sous-bassin à partir de 6m de profondeur
						Données SAFRAN toutes variables	
						Données stations météorologiques à pas de temps journalier + SAFRAN pour variables manquantes	
						Données stations météorologiques à pas de temps horaire + SAFRAN pour variables manquantes	

Annexe 9. Performance des modèles

Configuration des données d'entrées (variables météorologiques, bathymétrie & paramètres des affluents) et métriques de performance calculées pour les 3 modèles hydrodynamiques (GLM, GOTM & FLake) à l'aide des données d'observations et modélisées, au niveau des Stations I et II. Comparaison des profils de température obtenus entre ces différentes configurations : (a) température de l'air (°T°C) et rayonnement à ondes courtes (W.m-2) (R) extraits d'ISIMIP3b avec facteur de correction, autres variables climatiques constantes, calculées à partir données météo SAFRAN, bathymétrie globale considérée pour l'ensemble du lac, pas de données relatives aux affluents ; (b) idem (a) avec bathymétrie spécifique à chaque sous-bassin à partir de 6m de profondeur ; (c) idem (a) avec bathymétrie spécifique à chaque sous-bassin dès la surface (0m) ; (d) idem (b) avec toutes variables météorologiques extraites d'ISIMIP3b ; les configurations (e), (f), (g) & (h) sont identiques aux configurations (a), (b), (c) & (d) respectivement, en tenant compte des paramètres des affluents (T°C, débits et salinité).

Configuration	Variables d'entrées	Model	Point I					Point II				
			RMSE (°C)	Pearson_r	Biais	MAE	NSE	RMSE (°C)	Pearson_r	Biais	MAE	NSE
(a)	ISIMIP Température de l'air (°C) & Rayonnement ondes courtes Bathymétrie globale <i>Pas de données affluents</i>	GLM	1.77	0.55	0.77	1.48	-0.07	2.15	0.86	1.68	1.68	0.04
		GOTM	1.13	0.83	-0.01	0.82	0.64	1.78	0.68	0.37	1.35	0.32
		FLake	2.26	0.84	0.12	2.07	-0.76	2.82	0.65	1.26	2.36	-0.65
(b)	ISIMIP Température de l'air (°C) & Rayonnement ondes courtes Bathymétrie spécifique chaque sous-bassin à partir de 6m <i>Pas de données affluents</i>	GLM	1.44	0.69	0.37	1.27	0.28	1.4	0.89	0.31	1.11	0.59
		GOTM	1.09	0.84	-0.38	0.83	0.67	1.99	0.61	0.13	1.49	0.15
		FLake	2.32	0.83	0.14	2.13	-0.85	2.79	0.6	1.22	2.41	-0.62
(c)	ISIMIP Température de l'air (°C) & Rayonnement ondes courtes Bathymétrie spécifique chaque sous-bassin à partir de 0m <i>Pas de données affluents</i>	GLM	1.77	0.5	0.7	1.43	-0.07	1.79	0.92	1.41	1.43	0.33
		GOTM	1.2	0.81	0.28	0.9	0.6	1.8	0.64	0.16	1.32	0.3
		FLake	2.19	0.83	-0.18	1.9	-0.65	2.95	0.57	1.39	2.6	-0.81
(d)	ISIMIP Toutes variables climatiques Bathymétrie spécifique chaque sous-bassin à partir de 6m <i>Pas de données affluents</i>	GLM	1.75	0.64	0.66	1.56	-0.05	2.14	0.78	0.5	1.64	0.04
		GOTM	1.1	0.82	0.001	0.8	0.66	1.94	0.61	-0.02	1.45	0.19
		FLake	2.67	0.77	1.82	2.38	-1.45	3.25	0.57	2.37	2.79	-1.2
(e)	ISIMIP Température de l'air (°C) & Rayonnement ondes courtes Bathymétrie globale <i>Avec données affluents</i>	GLM	1.14	0.79	-0.21	0.9	0.56	1.49	0.83	0.55	1.25	0.54
		GOTM	1.13	0.83	-0.27	0.8	0.65	1.78	0.63	-0.02	1.29	0.32
		FLake	1.86	0.84	-0.87	1.45	-0.19	2.24	0.57	0.21	1.87	-0.04
(f)	ISIMIP Température de l'air (°C) & Rayonnement ondes courtes Bathymétrie spécifique chaque sous-bassin à partir de 6m <i>Avec données affluents</i>	GLM	1.23	0.78	-0.006	0.95	0.48	1.32	0.85	0.45	1.07	0.64
		GOTM	1.12	0.82	-0.02	0.82	0.65	1.95	0.6	0.41	1.42	0.18
		FLake	1.93	0.84	-1.02	1.5	-0.28	2.18	0.59	0.12	1.81	0.01
(g)	ISIMIP Température de l'air (°C) & Rayonnement ondes courtes Bathymétrie spécifique chaque sous-bassin à partir de 0m <i>Avec données affluents</i>	GLM	1.22	0.83	-0.37	1.01	0.49	1.78	0.72	-0.42	1.21	0.34
		GOTM	1.17	0.81	0.25	0.87	0.61	1.77	0.64	0.25	1.3	0.32
		FLake	1.71	0.83	-0.84	1.37	-0.007	2.1	0.57	-0.77	1.67	0.08
(h)	ISIMIP Toutes variables climatiques Bathymétrie spécifique chaque sous-bassin à partir de 6m <i>Avec données affluents</i>	GLM	1.23	0.74	0.4	1.0	0.48	1.39	0.84	0.42	1.16	0.6
		GOTM	1.22	0.8	-0.08	0.93	0.58	1.94	0.62	0.32	1.44	0.19
		FLake	1.54	0.78	0.27	1.3	0.19	2.16	0.62	0.92	1.82	0.03

Annexe 10. Comparaison des sorties de modèles vs. observations



Moyennes journalières des températures simulées par les 3 modèles hydrodynamiques : GLM (b), GOTM (c) et FLake (d) et données d'observations (a) mesurées au niveau des Stations I côté affluents et II côté exutoire, dans le lac de Tignes. * représentent les différentiels de température entre les données simulées et mesurées

La Figure représente les diagrammes de températures observées et simulées le long de la colonne d'eau au niveau des deux stations de mesure. Les données d'entrées ayant généré ces diagrammes correspondent à la configuration (f) (cf. §2.1.2).

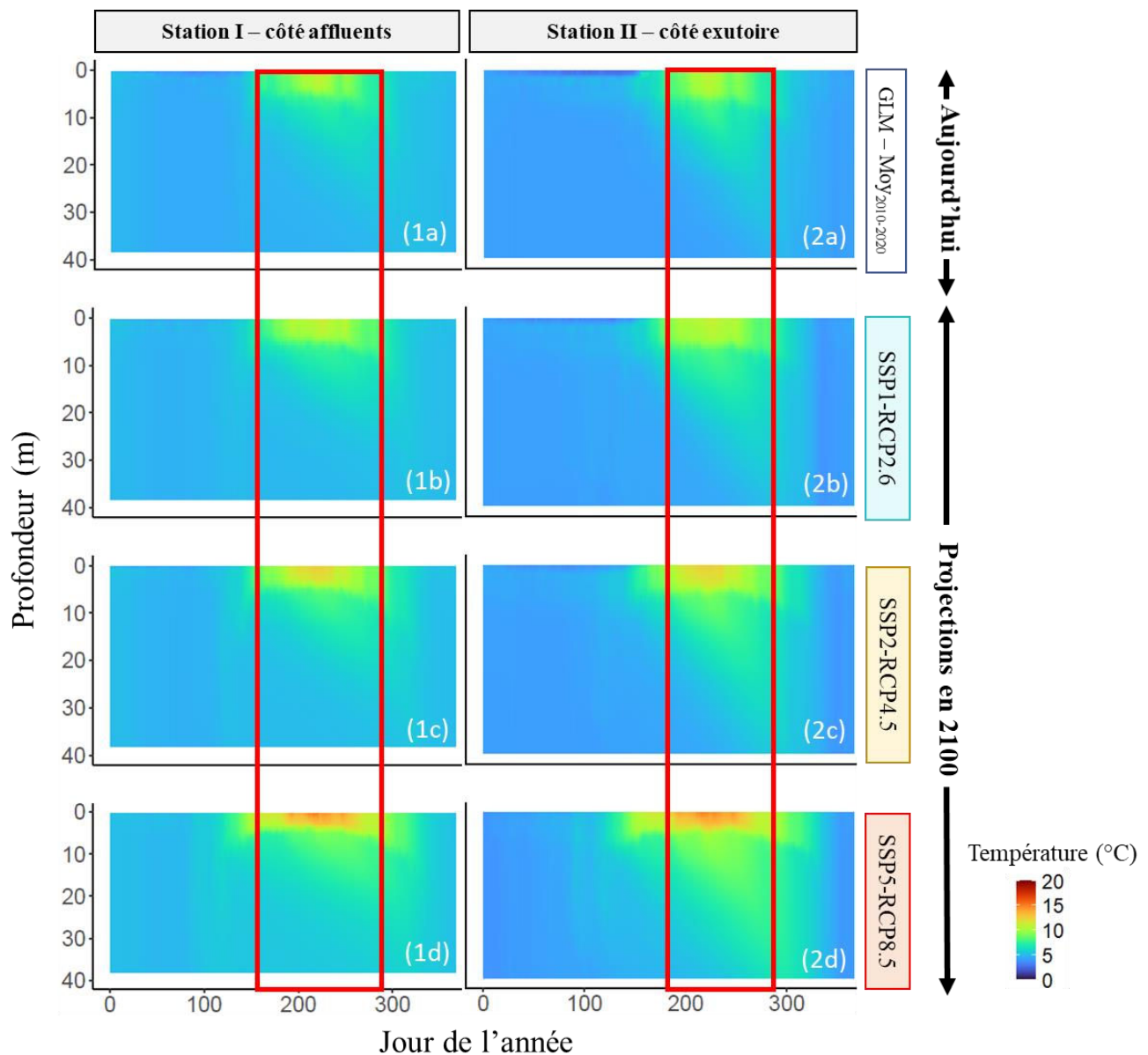
Pour plus de cohérence et une meilleure représentativité du fonctionnement du lac, la même configuration de paramètres d'entrées a été choisie pour les deux sous-bassins : la configuration (f) a été retenue (RMSE = 1.23°C, $r = 0.78$ au niveau de la Station I et RMSE = 1.37°C et $r = 0.83$ au niveau de la Station II). Ainsi, les données de température de l'air et de rayonnement à ondes courtes utilisées pour les simulations sur le long terme sont issues du modèle climatique IPSL-CM6A-LR selon les 3 scénarios (SSP126 ; SSP245 & SSP585), avec une variabilité temporelle sur la période 2000-2100 (Fig. 28). Les autres variables climatiques sont considérées comme constantes sur toute la période d'étude, en tenant compte de la variabilité saisonnière (moyennes journalières à partir des données SAFRAN – 1959-2021) (Fig. 29). Les variables de débit, température et salinité des flux entrants ont été pris en compte pour les simulations au niveau des deux stations (cf. 1.4.3). En revanche, les profils bathymétriques qui alimentent le modèle GLM diffèrent entre les deux bassins avec une bathymétrie spécifique dès 6m de profondeur.

Annexe 11. Calcul des métriques de performances pour GLM-model

Indicateurs de performance du modèle GLM (root mean square error, RMSE et coefficient de corrélation de Pearson, r) lors des étapes de calibration et de validation au niveau de la Station II ; nobs = nombre d'observations confrontées aux données simulées

Modèle	Configuration	Méthode	Station I			Station II				
			RMSE (°C)	r	nobs	RMSE (°C)	r	nobs	RMSE (°C) moy	r moy
GLM	(a)	cal	1.77	0.55	196	2.15	0.86	341	2.32	0.84
		val	na	na	na	2.49	0.81	5414		
	(b)	cal	1.44	0.69	196	1.4	0.89	341	1.45	0.89
		val	na	na	na	1.49	0.89	5414		
	(c)	cal	1.77	0.5	196	1.79	0.92	341	1.84	0.89
		val	na	na	na	1.88	0.85	5414		
	(d)	cal	1.75	0.64	196	2.14	0.78	341	2.12	0.83
		val	na	na	na	2.1	0.87	5414		
	(e)	cal	1.14	0.79	196	1.49	0.83	341	1.56	0.8
		val	na	na	na	1.63	0.76	5414		
	(f)	cal	1.23	0.78	196	1.32	0.85	341	1.37	0.83
		val	na	na	na	1.41	0.8	5414		
	(g)	cal	1.22	0.83	196	1.78	0.72	341	1.91	0.63
		val	na	na	na	2.04	0.54	5414		
	(h)	cal	1.23	0.74	196	1.39	0.84	341	1.35	0.86
		val	na	na	na	1.31	0.87	5414		

Annexe 12. Evolution de la température moyenne de l'eau d'ici à 2100



Températures moyennes journalières de l'eau sur un cycle annuel sur la période actuelle (2010-2020) (a) et à l'horizon 2100 (2090-2100) en fonction des 3 scénarios climatiques SSP1-RCP2.6 (b), SSP2-RCP4.5 (c) et SSP5-RCP4.5 (d), au niveau des Stations I côté affluents (1) et II côté exutoire (2) dans le lac de Tignes.