



HAL
open science

Prospective des effets du changement climatique sur le lac d'Annecy : Tendances et défis à venir concernant les services rendus

Laura Soares, Victor Frossard, Olivia Desgué-Itier, Isabelle Domaizon, Cécilia Barouillet, Stéphan Jacquet, Jean Guillard, Viet TRAN KHAC, Jean-Philippe Jenny

► To cite this version:

Laura Soares, Victor Frossard, Olivia Desgué-Itier, Isabelle Domaizon, Cécilia Barouillet, et al.. Prospective des effets du changement climatique sur le lac d'Annecy : Tendances et défis à venir concernant les services rendus. Inrae. 2023. hal-04682537

HAL Id: hal-04682537

<https://hal.science/hal-04682537v1>

Submitted on 30 Aug 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Prospective des effets du changement climatique sur le lac d'Annecy : Tendances et défis à venir concernant les services rendus

©LacSavoieMontBlanc-Monica Dalmasso

Mars 2022 – Septembre 2023

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy
Annecy, France

RAPPORT SCIENTIFIQUE DE L'ETUDE REALISEE PAR L'INRAE

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



Rédigé par :

Laura MELO VIEIRA SOARES
Victor FROSSARD
Olivia DESGUÉ-ITIER
Isabelle DOMAIZON
Cécilia BAROUILLET
Stéphan JACQUET
Jean GUILLARD
Viet TRAN KHAC
Jean-Philippe JENNY

Edition :

Damien ZANELLA - SILA

Pour citer ce document :

Référence à citer : SOARES, L.M.V., FROSSARD V., DESGUÉ-ITIER O., DOMAIZON, I., BAROUILLET C., JACQUET, S., GUILLARD, J., TRAN KHAC V., JENNY JP., 2023. Prospective des effets du changement climatique sur le lac d'Annecy : Tendances et défis à venir concernant les services rendus. Rapport d'étude, Inra (France), 73 pages.

Le présent document constitue le rapport scientifique d'une étude co-subventionnée par le Syndicat Mixte du Lac d'Annecy (SILA) 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.



**l'oxygène
à la source**

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy
7, rue des Terrasses B.P. 39
74962 CRAN-GEVRIER CEDEX
Tél : 04 50 66 77 77

Rapport téléchargeable en
format PDF sur le site Internet du
SILA : www.sila.fr



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

Université de Savoie Mont-Blanc
Technolac
73370 LE BOURGET-DU-LAC
Tél : 04 79 75 88 68

Résumé

Les lacs sont des habitats pour de nombreuses espèces, ils constituent une ressource précieuse et offrent de nombreux services écosystémiques. Or les lacs doivent actuellement relever le défi du changement climatique. Dans ce contexte, les élus du Syndicat Mixte du Lac d'Annecy (SILA) se sont prononcés favorablement pour le lancement d'une étude de prospective dont l'objectif est de préciser les conséquences environnementales du réchauffement climatique et de ses changements associés sur l'écosystème du lac d'Annecy, et les impacts attendus sur les principaux usages du lac.

Cette étude recourt au modèle lacustre couplé 1D GLM-AED¹ ainsi qu'aux différents scénarios climatiques existants, issus des modèles globaux (IPCC – CMIP6) pour anticiper l'évolution d'indicateurs généraux de la qualité du lac. Les données de suivis limnologiques (réalisés en partenariat avec le CARRTEL depuis 1966) ont permis de calibrer et valider le modèle.

Afin de prospecter les évolutions probables du lac au cours des prochaines décennies cette étude propose une analyse des dynamiques temporelles de 101 métriques dérivés de sept variables fondamentales de l'eau : Température, oxygène, phosphore, chlorophylle-a, nitrates, carbone organique, extinction de la lumière. Ces métriques ont été estimés dans les couches de surface et couches profondes du lac afin de prospecter les évolutions des processus hydrodynamiques et des cycles biogéochimiques en zone pélagique à l'horizon 2100. Les niveaux de confiance de ces simulations sont estimés et discutés.

Différents indicateurs écologiques, développés dans le cadre de la Directive Cadre Eau (2000), ont été estimés pour caractériser la qualité biologique du lac. Les 101 métriques ont été classés par catégories afin d'estimer les effets du changement climatique sur quelques services écosystémiques clefs rendus par le lac : 1) approvisionnement en eau potable et 2) en poissons nobles exploités, 3) attraits esthétiques et culturel, 4) régulation des cycles géochimiques et soutien à la séquestration du carbone et 5) soutien au maintien de l'état écologique général du lac. Cette étude n'aborde pas la question des pollutions telles que les métaux, les hormones, des microplastiques, ni des conditions écotoxicologiques qui nécessiteraient des études spécifiques.

Principaux résultats et conclusions

→ Les suivis limnologiques indiquent que la température de l'eau en surface a augmenté de 1,0 °C depuis 1980. Les simulations précisent que cette tendance à la hausse va se maintenir, avec des scénarios vraisemblables d'augmentation de +2,1 °C d'ici à 2100. Nous prétendons que cette augmentation représente le seuil minimum d'augmentation possible des températures, et que ces valeurs pourraient être dépassées si les émissions mondiales de gaz à effets de serre tendent à se poursuivre. L'augmentation maximale dans le cas d'un scénario pessimiste pourrait atteindre jusqu'à +6,0 °C en 2100. En profondeur, la température devrait augmenter sensiblement seulement à partir de 2050, avec des rythmes de réchauffement plus lents de l'ordre de de +1,0 °C (scénario optimiste) à +4,0 °C (scénario pessimiste).

→ Le métalimnion, qui correspond à la couche intermédiaire entre l'épilimnion et l'hypolimnion dont la température varie rapidement avec la profondeur, devrait connaître un approfondissement marqué de sa limite inférieure en été de +4,0 m par rapport à la période de référence selon le scénario le plus pessimiste.

→ La date de début de stratification ne devrait pas évoluer significativement d'ici à l'horizon 2100 et se maintenir aux alentours du mois d'avril. En revanche, la stratification thermique devrait s'intensifier (s'approfondir) et sa durée moyenne devrait continuer à augmenter d'ici à 2050, pour ensuite atteindre un plateau sur la période 2050–2100 sans plus d'augmentation.

→ L'homothermie de la colonne d'eau, c'est à dire le brassage complet, devrait apparaître de plus en plus tardivement d'ici à 2050, avec un décalage temporel de début janvier à début février, avant d'atteindre un plateau. On note une variabilité interannuelle plus marquée à l'avenir dans la date du brassage complet, peu importe le scénario climatique considéré.

→ Les données de suivi et les simulations indiquent que les principaux changements dans le régime de brassage des eaux se sont déjà produits dans les dernières décennies et qu'il est à anticiper des changements à venir, mais relativement moins importants :

- La colonne d'eau devrait se brasser complètement chaque année jusqu'en 2100, à de très rares exceptions près.
- Le brassage permettra la réoxygénation annuelle des couches profondes, ce qui permettra de compenser la demande biologique et chimique en oxygène et limitera la solubilité des nutriments.
- Le brassage permettra ainsi de limiter le relargage de nutriments depuis les sédiments et permettra de limiter les pics de fertilisation de l'épilimnion lors de chaque brassage.

→ En revanche, les simulations indiquent que l'élévation des températures va se poursuivre et s'intensifier. Le gros du changement dans le cas des températures, et donc des habitats, est encore devant nous :

- Cette étude indique que l'ampleur des bouleversements liés aux changements climatiques pourrait s'accroître au cours de la seconde moitié du 21^{ème} siècle.
- L'élévation de la température dans les couches d'eau favorables à la reproduction des salmonidés pourrait impacter le taux de survie des œufs et le succès de la reproduction : le seuil de 8,0 °C pourrait ne plus jamais être atteint, avec des températures moyennes de 12,6 °C et 12,1 °C pour le corégone et l'omble chevalier, respectivement.
- Les températures optimales de l'habitat thermique des salmonidés devraient se maintenir sur l'ensemble de la colonne d'eau de janvier à mars, mais un approfondissement progressif est très évident en été et automne. L'optimum des conditions d'habitat des salmonidés se restreindra à 30%-54% du volume total du lac à l'horizon 2100.
- Les salmonidés pourraient néanmoins s'adapter en occupant des strates situées plus en profondeur et retrouver ainsi des conditions favorables à leur développement et à leur reproduction.

→ Le lac devrait se maintenir à un état oligotrophe dans l'hypothèse où les apports en phosphore par les tributaires resteraient à des niveaux actuels.

→ Dans des conditions où les pollutions au lac n'augmenteraient pas par rapport aux niveaux actuels, l'attractivité générale du lac ne devrait pas être impactée négativement par les évolutions du climat, tout comme les services d'approvisionnement en eau potable.

¹ Modèle *General Lake Model* couplé au *Aquatic EcoDynamics*:

<https://github.com/AquaticEcoDynamics/GLM>

<https://github.com/AquaticEcoDynamics/glm-aed>

Table des matières

1. Introduction	11
2. Matériels & Méthodes	14
2.1 Site d'étude	14
2.2 Données d'observations	14
2.3 Modèle hydrodynamique.....	15
2.4 Modèle biogéochimique.....	16
2.5 Données d'entrées du modèle GLM-AED	17
2.5.1 Scénarios climatiques.....	17
2.5.2 Flux entrants	19
2.6 Calibration & validation des modèles.....	21
2.7 Tendances long-terme à horizon 2100	22
2.8 Indicateurs DCE.....	24
2.9 Services écosystémiques rendus par le lac d'Annecy	26
2.9.1 Approvisionnement de l'eau potable.....	26
2.9.2 Peuplement salmonicole	27
2.9.3 Attraites esthétiques et culturels.....	29
2.9.4 Régulation des cycles géochimiques et séquestration du carbone	29
2.9.5 Soutien pour le maintien de l'état écologique général du lac.....	29
3. Résultats & Discussion	32
3.1 Fonctionnement du lac	32
3.1.1 Régime thermique.....	32
3.1.2 Oxygène dissous.....	37
3.1.3 Nutriments	38
3.1.4 Productivité primaire	40
3.2 Services écosystémiques	43
3.2.1 Approvisionnement en eau potable	43
3.2.2 Préservation du peuplement salmonicole	44
3.2.3 Loisirs	49
3.2.4 Séquestration du carbone organique	50
3.2.5 Ratio de qualité écologique.....	51
4. Limites et Perspectives pour le futur.....	54
5. Conclusion générale.....	58
Annexes	65
Annexe 1	65
Annexe 2	66
Annexe 3	67

Annexe 4	68
Annexe 5	69
Annexe 6	72
Annexe 7	73

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Lac d'Annecy et la station de mesure du Grand Lac.	14
Figure 2. Schéma conceptuel des processus et variables simulées (noir) par le modèle General Lake Model, sous l'effet des différents forçages (bleu) (Hipsey et al., 2019).	15
Figure 3. Schéma conceptuel des processus et variables simulées par le modèle AED (Hipsey, 2022).	16
Figure 4. Schéma conceptuel des scénarios climatiques de forçages au modèle GLM-AED.	18
Figure 5. Principaux forçages climatiques historiques (1965–2014) et différents scénarios futurs (2015–2100) : la température de l'air (a), les radiations incidentes à ondes courtes (b) et la vitesse du vent (c) pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.	19
Figure 6. Principaux forçages des affluents historiques (1965–2014) et différents scénarios futurs (2015–2100) : la température de l'eau (a), l'oxygène dissous (b) et le phosphore (c) pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	21
Figure 7. Comparaison des résultats de la modélisation avec les données d'observation (1966–2020) concernant la température de l'eau, l'oxygène dissous et le phosphore total dans les couches de surface et profondes ainsi que la chlorophylle-a dans les couches de surface dans lac d'Annecy.	23
Figure 8. Synthèse des variables et métriques physiques- biogéochimiques, ainsi que leurs niveaux de confiance pour évaluer les tendances à long terme de la qualité de l'eau du lac d'Annecy.	24
Figure 9. Les classes de qualité standardisées selon le Ratio de Qualité Écologique (EQR).	26
Figure 10. Moyennes annuelles des températures des couches de surface (0-5m) (a) et des couches profondes (60-65m) (b) sur la période 1968–2100, pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	32
Figure 11. Description de l'évolution du métalimnion en été (de juin à octobre) sur la période 1968–2100 : profondeurs moyennes annuelles (1) et températures moyennes annuelles (2) (haut = limite inférieure de l'épilimnion ; bas = limite supérieure de l'hypolimnion) de juin à octobre selon les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), sur la période 1968–2100, dans le lac d'Annecy.	34
Figure 12. Moyennes annuelles de la stabilité de Schmidt (1) et caractéristiques de la stratification (2) pour les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), sur la période 1968–2100, dans le lac d'Annecy.	35
Figure 13. Dates de la profondeur maximale annuelle du brassage de la colonne d'eau, sur la période 1968–2100, pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.	36

Figure 14. Température de l'eau du lac d'Annecy sur un cycle annuel, avec lignes isothermes à 10 °C en 2020 et 2100 selon les 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	37
Figure 15. Moyennes annuelles des concentrations en oxygène dissous des couches de surface (0-5m) (a) et des couches profondes (60-65m) (b) sur la période 1968–2100, pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	38
Figure 16. Concentrations moyennes annuelles en phosphore total (1), nitrates (2) et ammonium (3) dans les couches de surface (a) et dans les couches profondes (b) sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	40
Figure 17. Moyennes annuelles des concentrations en chlorophylle a sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	41
Figure 18. Moyennes annuelles de l'indice d'état trophique de Carlson calculées à partir des concentrations en phosphore total et chlorophylle-a entre 0 et 30 mètres, sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	42
Figure 19. Profondeur maximale annuelle du pic de chlorophylle a (a) et distance à la prise d'eau potable (b) sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	43
Figure 20. Températures moyennes (1) en décembre et janvier et pourcentage du volume d'eau (2) sur les couches 0-2m (a) et 30-40m (b), dont la température est comprise entre 2 °C et 8 °C, sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	45
Figure 21. Évolution des conditions d'habitat liés à l'oxygène : Volumes d'eau moyens dont la saturation en oxygène dissous est supérieure à 65% (a) et dont la concentration en oxygène dissous est supérieure à 7 mg L ⁻¹ (b), en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5), sur la période 1968–2100, dans le lac d'Annecy.....	46
Figure 22. Moyennes annuelles des profondeurs maximales dont la température est inférieure à 13°C (<i>T°C optimale</i>) et 18°C (<i>Limite de tolérance</i>) et des profondeurs dont la concentration en oxygène dissous est inférieure à 7 mg L ⁻¹ , selon les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), sur la période 1968–2100, dans le lac d'Annecy.	47
Figure 23. Moyennes mensuelles des profondeurs maximales dont la température est inférieure à 13°C (<i>T°C optimale</i>) et des profondeurs dont la concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg L ⁻¹ , sur les périodes 2010–2020 (traits plein) et 2090–2100 (traits en pointillés), selon les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), dans le lac d'Annecy. Volumes d'eau de qualité optimale pour les salmonidés par rapport au volume total du lac, au cours de l'année (d) pour les 3 scénarios futurs (lignes pleines) et sur la période 2010–2020 (ligne en pointillés) en considérant uniquement le seuil optimal de température (T < 13 °C).	47
Figure 24. Représentation des jours de l'année où des conditions hypoxiques apparaissent dans les couches profondes (concentration en oxygène dissous inférieures à 2 mg L ⁻¹) sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c). Les points représentent la durée moyenne d'hypoxie au cours des périodes 1970–1980 (P1), 2010–2020 (P2), 2030–2040 (P3) et 2090–2100 (P4). Calcul du nombre de jours par an présentant des conditions hypoxiques (d), dans le lac d'Annecy.	49
Figure 25. Concentrations moyennes annuelles en carbone organique total dans les couches profondes sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	50

Figure 26. Synthèse des effets des changements climatiques sur le fonctionnement et services écosystémiques rendus par le lac d'Annecy en considérant le scénario intermédiaire (SSP3-RCP7.0).....52

Figure 27. Aire à l'interface eau-sédiments où se développent les characées (zone grise comprise entre les limites du lac et la région en bleu) dans le lac d'Annecy.....55

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Sources de données d'entrées du modèle GLM-AED.	17
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).	24
Tableau 3. L'état trophique de l'eau catégorisé selon la classification de Carlson.....	25
Tableau 4. Exigences minimales relatives aux valeurs limites fixées pour évaluer la qualité des eaux destinées à la consommation humaine selon la Directive (UE) n° 2020/2184 et la valeur de référence pour le paramètre spécifique du Lac d'Annecy.....	26
Tableau 5. Valeurs de référence relatives aux paramètres utilisées pour évaluer la qualité des eaux salmonicoles selon la Directive (UE) n° 2006/444 et les valeurs de référence pour des autres paramètres spécifiques du Lac d'Annecy.	27
Tableau 6. Valeurs pour les différentes classes de qualité de l'EQR sur les métriques qui caractérisent les services écosystémiques rendus par le Lac d'Annecy.....	30

ANNEXES

<i>Annexe 1</i>	65
<i>Annexe 2</i>	66
<i>Annexe 3</i>	67
<i>Annexe 4</i>	68
<i>Annexe 5</i>	69
<i>Annexe 6</i>	72
<i>Annexe 7</i>	73

1. Introduction

1. Introduction

Les lacs constituent des ressources essentielles pour l'humanité. Ils fournissent de nombreux services écosystémiques tels que l'approvisionnement en eau, le soutien et la préservation de la biodiversité, la régulation des cycles géochimiques et offrent des avantages esthétiques et culturels qui sont un atout pour les territoires (Janssen et al., 2020). Ils sont également particulièrement vulnérables aux changements globaux (climat) et locaux (usages du bassin versant), ce qui conduit souvent à la détérioration de la qualité de l'eau et à la perte de l'intégrité de l'écosystème. A ce titre, ils sont considérés comme des sentinelles des changements anthropiques et ils nécessitent une surveillance accrue dans un contexte de pressions et de changement accéléré (Jenny et al., 2020).

Le lac d'Annecy, tout comme la majorité des grands lacs périalpins, a été soumis au défi de l'eutrophisation dès les années 1950 en lien avec l'augmentation des émissions de nutriments ponctuelles et diffuses qui ont accompagné le développement de nos sociétés. Grâce à des mesures de restauration par la création d'un réseau de collecte et de traitement des eaux usées, le lac d'Annecy s'est restauré et est devenu l'un des plus purs d'Europe dans un contexte urbain, assurant ainsi une bonne qualité de l'eau potable pour les habitants. Malgré le succès de restauration, les pressions liées aux pollutions persistent et le lac doit désormais relever le défi du changement climatique qui s'additionne ou amplifie aux pressions liées aux rejets.

La réalité du changement climatique est désormais avérée (IPCC, 2023). Selon les données scientifiques, les températures de l'air ont augmenté de +0,4 °C par décennie au cours des 30 dernières années, entraînant un réchauffement des systèmes lacustres de +0,34 °C par décennie en niveau global (O' Reilly et al., 2015). Les perturbations climatiques s'inscrivent dans le temps long et auront un impact profond sur l'état et le fonctionnement du lac au cours des prochaines décennies. Dans ce contexte, la réflexion autour de scénarios permet d'anticiper certains effets du climat sur l'état et le fonctionnement de la ressource en eau en vue d'accompagner les gestionnaires et de prévenir les transformations. Le SILA coordonne le Plan Lac 2030, grand plan d'investissements qui s'intègre dans la continuité des projets menés par le SILA depuis sa création, impliquant acteurs et usagers du lac d'Annecy, pour définir des objectifs et actions concrètes à engager pour préserver au mieux la qualité de l'eau du lac d'Annecy à l'horizon 2030.

En adéquation avec le Plan Lac 2030, ce rapport scientifique vise à engager une réflexion du devenir du lac, en cherchant plus spécifiquement à anticiper les effets du changement climatique sur l'écosystème du lac d'Annecy et les impacts attendus sur ses principaux usages. Le rapport se concentre sur des variables physiques et biochimiques essentielles pour l'état, la qualité et le fonctionnement du lac. Ces pressions ne sont pas contrôlables au niveau local, mais leurs effets

peuvent être maîtrisés grâce à une compréhension approfondie des répercussions en cascade sur l'état et le fonctionnement général du lac qui conditionne la qualité de l'habitat des espèces. Il est important de noter que ce rapport se focalise uniquement sur les effets du changement climatique et n'aborde pas les questions spécifiques relatives aux métaux, aux hormones, aux pesticides ni aux microplastiques.

A l'aide du modèle couplé GLM-AED (*General Lake Model - Aquatic EcoDynamics*) et des connaissances bibliographiques, différents scénarios climatiques ont été testés afin de fournir aux acteurs locaux des éléments de connaissance et d'anticipation pour gérer la qualité de l'eau, la biodiversité ainsi que les biens et services qui en dépendent. En effet, la qualité de l'eau dépend de nombreux processus et interactions, souvent complexes et non-linéaires, que les approches par modélisation peuvent aider à appréhender. Pour être robuste, cette approche nécessite des données d'observation long-terme issues des suivis limnologiques, commandité par le SILA et réalisé par l'UMR CARRTEL (Observatoire des LAcS). Ainsi, les données disponibles, exceptionnellement longues, depuis 1966, ont permis l'étude prospective sur le long-terme en fournissant les données nécessaires à la calibration et validation des modèles, ce qui ne serait pas possible sans le suivi limnologique existant. Cette disponibilité d'un suivi limnologique long fait du lac Annecy un site pilote idéal dans le monde pour conduire des exercices de prospective réalistes quant au devenir de la qualité des lacs en interaction avec l'évolution des sociétés et du changement climatique.

L'objectif de ce rapport est de prédire l'évolution de la qualité de l'eau du lac d'Annecy en termes de température, de concentrations en oxygène dissous, de nutriments, de chlorophylle-a et d'état trophique en ayant recours au modèle GLM-AED et aux données de suivis limnologiques puis d'en évaluer les incertitudes à une échelle saisonnière, interannuelle et décennale.

2. Matériels et Méthodes

2. Matériels & Méthodes

2.1 Site d'étude

L'étude a été réalisée sur le lac d'Annecy, deuxième lac naturel français le plus profond (82 m) avec une superficie de 27 km². Situé dans la région périalpine à 447 m d'altitude, il est soumis à un continental montagnard tempéré. Ce lac d'origine glaciaire est monomictique (brassage hivernal une fois par an) et oligotrophe depuis les années 1970. Ses principaux affluents sont l'Eau morte, l'Ire, le Laudon et la Bornette. Son exutoire principal est le Thiou, se déversant dans le Fier, affluent du Rhône. Son bassin versant présente une surface de 273 km² avec un point culminant situé à 2351 m d'altitude (la Tournette).

2.2 Données d'observations

Un suivi scientifique annuel a été mis en place depuis 1966 en partenariat avec l'INRAE (UMR CARRTEL, Thonon-les-Bains). Des prélèvements d'eau et analyses physico-chimiques sont réalisés deux fois par mois de mars à novembre puis une fois par mois le reste de l'année, afin de mesurer les teneurs en éléments nutritifs, la température, la concentration en oxygène, la biomasse phytoplanctonique et la productivité primaire. Ces mesures, réalisées dans la zone pélagique au point le plus profond du sous-bassin Grand Lac (Fig. 1), ont été utilisées dans cette étude pour la calibration et la validation du modèle. La station de référence du suivi est considérée comme représentative des évolutions physiques et biogéochimiques de l'ensemble du lac sur le long terme car elle est relativement éloignée de l'influence du littoral et des tributaires.

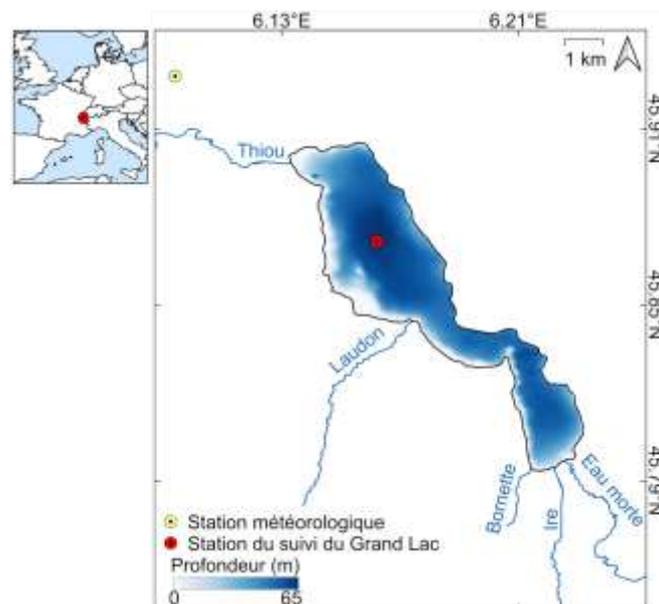


Figure 1. Lac d'Annecy et la station de mesure du Grand Lac.

2.3 Modèle hydrodynamique

Un modèle hydrodynamique uni-dimensionnel (1D) vertical a été utilisé pour la réalisation des simulations sur l'ensemble de la colonne d'eau : le General Lake Model (GLM ; <https://github.com/AquaticEcoDynamics/GLM>). 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. Le modèle est contraint 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. 2). L'utilisation de la structure unidimensionnelle (1D) est justifiée dans le cas du lac d'Annecy 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.

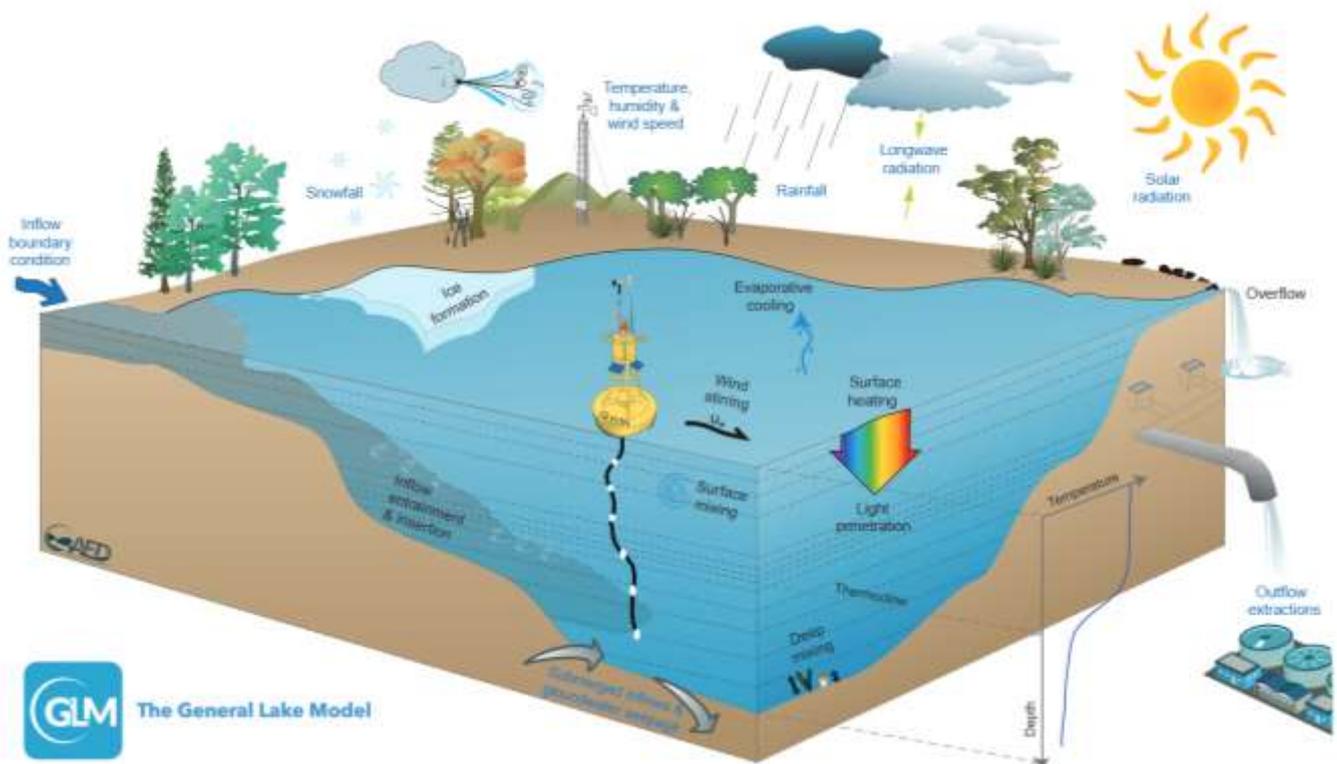


Figure 2. Schéma conceptuel des processus et variables simulés (noir) par le modèle General Lake Model, sous l'effet des différents forçages (bleu) (Hipsey et al., 2019).

2.4 Modèle biogéochimique

Le modèle hydrodynamique (GLM) calibré pour le lac d'Annecy (Desgué-Itier et al., 2023) a été couplé au modèle Aquatic Ecodynamics (AED ; <https://github.com/AquaticEcoDynamics/glm-aed>), afin de simuler l'évolution de la qualité de l'eau du lac, de l'habitat et des cycles biogéochimiques. Le couplage des modèles est un processus dynamique qui permet au modèle GLM d'envoyer les conditions thermiques au modèle AED au pas de temps horaire pour qu'il puisse calculer les processus biogéochimiques dépendants de la température. Le modèle AED intègre les principaux processus aquatiques tels que la cinétique et l'équilibre des réactions chimiques et biologiques le long de la colonne d'eau et les échanges aux interfaces eau-atmosphère et eau-sédiments (Fig. 3). Les modules utilisés dans cette étude reproduisent les cycles du carbone, de l'azote et du phosphore, les concentrations en oxygène, matière organique ainsi que les biomasses phytoplanctoniques.

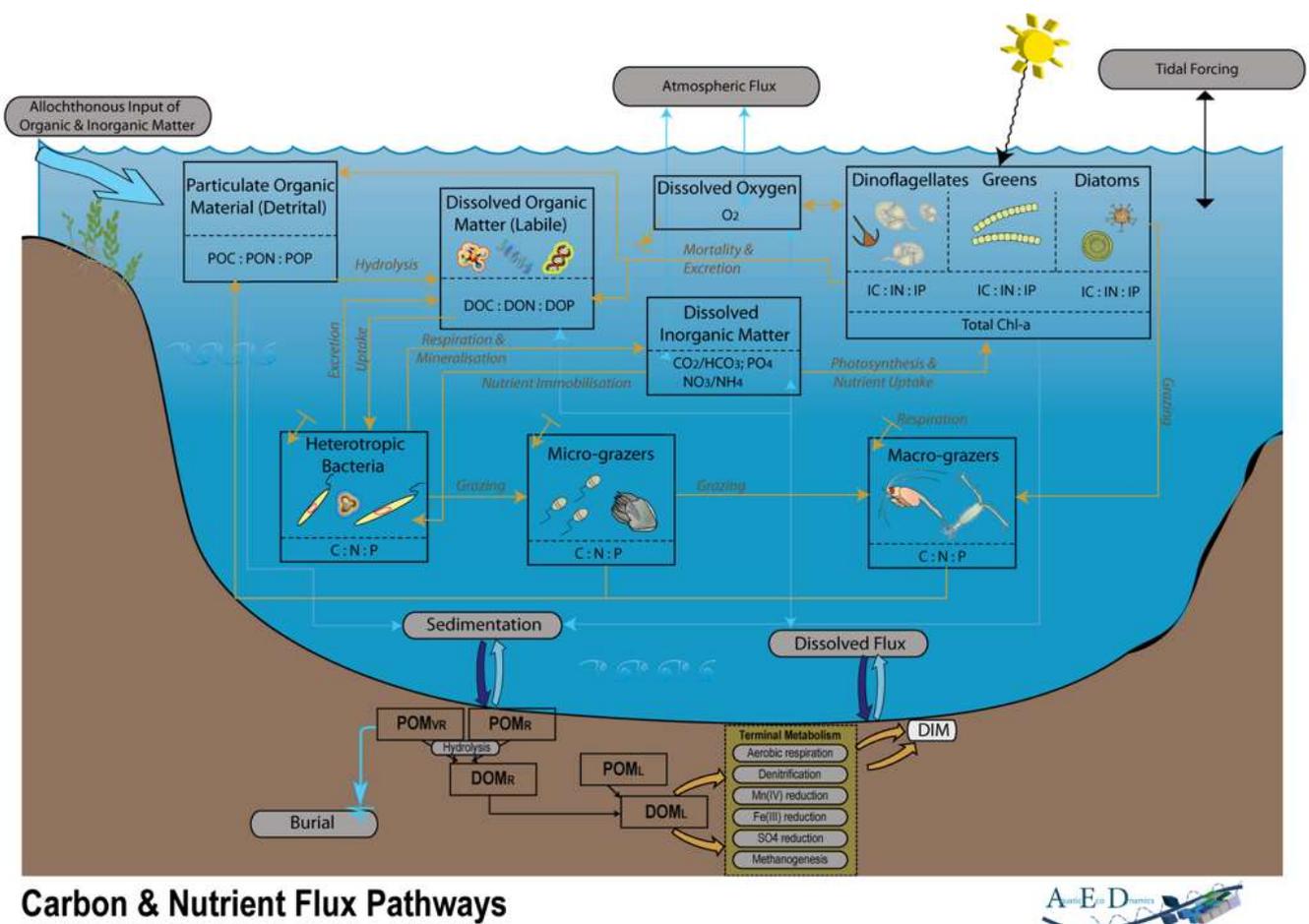


Figure 3. Schéma conceptuel des processus et variables simulés par le modèle AED (Hipsey, 2022).

2.5 Données d'entrées du modèle GLM-AED

Les données nécessaires à la conduite des simulations (bathymétrie, variables climatiques, débits et qualité de l'eau des affluents) ont été collectées auprès des institutions et agences gouvernementales françaises, du SILA et de divers organismes ou issues de la littérature scientifiques (Tableau 1). Le suivi limnologique de la station de mesure du Grand Lac a été utilisé pour la calibration et validation du modèle.

Tableau 1. Sources de données d'entrées du modèle GLM-AED.

Données d'entrées	Résolution	Période	Source
Bathymétrie	10 m	-	SILA
Variables climatiques <ul style="list-style-type: none"> • Température de l'air • Radiations solaires • Vitesse du vent 	Journalier	1965 - 2100	Modèles des projections climatiques (Cucchi et al., 2020; Lange, 2019) https://www.isimip.org
<ul style="list-style-type: none"> • Humidité relative • Précipitations 	Journalier	1959 - 2020	SAFRAN (station Meythet) https://www.umr-cnrm.fr
<ul style="list-style-type: none"> • Couverture nuageuse 	Journalier	2000 - 2011	MétéoSuisse (station Nyon/Changins) https://www.meteosuisse.admin.ch
Débits des rivières	Journalier	1972 - 2020	HydroPortail https://hydro.eaufrance.fr
Température de l'eau des rivières	Journalier	1965 - 2100	(Toffolon et Piccolroaz, 2015)
Qualité de l'eau des rivières (température de l'eau, oxygène dissous, nitrates, ammonium, phosphates, silices réactives et carbone organique dissous)	Mensuel	2002 - 2020	Naiades https://naiades.eaufrance.fr
Suivi limnologique (température de l'eau, oxygène dissous, nitrates, ammonium, phosphore total, carbone organique total, chlorophylle-a)	Bimensuel	1966 - 2020	OLA database https://si-ola.inrae.fr

2.5.1 Scénarios climatiques

Le modèle a été alimenté par des projections climatiques mondiale de référence, issues du Programme mondial de recherches sur le climat (*World Climate Research Programme, WCRP*). Les projections climatiques proviennent plus spécifiquement du Projet d'Intercomparaison des Modèles Couplés (CMIP pour *Coupled model intercomparison project* en anglais). Ces données globale sont généralement ajustées et mises à l'échelle locale par les équipes de recherche sur le climat (e.g. méthode ISIMIP3BASD ; pour atteindre une résolution de 50 km) (Cucchi et al., 2020; Lange, 2019). Parmi les choix des modèles disponibles, le modèle de l'Institut Pierre-Simon Laplace

(IPSL-CM6A-LR) a été retenu pour les besoins de cette étude car il reproduisait le mieux les données d'observations mesurées par la station météorologique la plus proche du lac (station de Meythet ; Annexe 1). Le modèle IPSL-CM6A-LR est constitué de données climatiques historiques (1965–2014) et de différents scénarios futurs qui ont été utilisés pour cette étude que l'on appelle Trajectoires Socio-économiques Partagées, ou en anglais *Shared Socioeconomic Pathways* (SSPs) (Fig. 4) : SSP126 (SSP1-RCP2.6), SSP370 (SSP3-RCP7.0) et SSP585 (SSP5-RCP8.5). Les SSPs sont des scénarios d'évolutions socio-économiques mondiales projetés jusqu'en 2100. Ils sont utilisés pour élaborer des scénarios d'émissions de gaz à effet de serre associés à différentes politiques climatiques : le SSP1 est le scénario le plus durable et le SSP5 le plus pessimiste (Riahi et al., 2017). Par leur dimension scioéconomique, les SSPs viennent compléter les scénarios physiques strictement basés sur les trajectoires de forçage radiatif appelés Trajectoires Représentatives de Concentration ou *Representative Concentration Pathways* en anglais (RCPs), dont les valeurs sont comprises entre 2,6 et 8,5 $W m^{-2}$ (van Vuuren et al., 2011). Les SSP126-370-585 seront utilisés dans le cas de cette étude, combinant ainsi SSPs et RCPs.

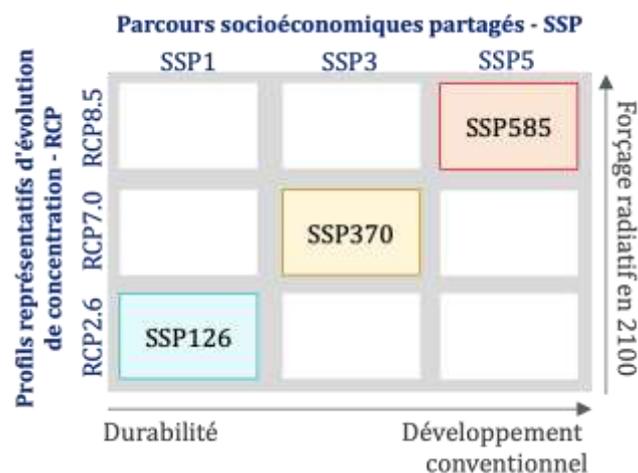


Figure 4. Schéma conceptuel des scénarios climatiques de forçages au modèle GLM-AED.

Des études récentes (Engels and Marotzke, 2023) révèlent que le scénario SSP24.5, peu utilisé jusqu'à récemment dans les études des systèmes aquatiques (Burgess et al., 2023), est actuellement un scénario « business as usual », considéré comme le plus probable. Ainsi, en plus de réaliser la simulation des trois scénarios habituellement étudiés, nous avons mis en œuvre les simulations de ce scénario dans le but d'indiquer, dans la gamme des conditions thermiques futures, celles les plus probables. Il est important de noter que toute la gamme de conditions du plus optimiste à la plus pessimiste n'est pas improbable et, dans une logique de précaution, il est indispensable d'anticiper un tel niveau de réchauffement.

Les données climatiques nécessaires à la réalisation des simulations thermique du lac sont la température de l'air ($^{\circ}\text{C}$), les radiations incidentes à ondes courtes (W m^{-2}), la vitesse du vent à une hauteur de 10 m par rapport à la surface du plan d'eau (m s^{-1}), la couverture nuageuse, l'humidité relative (%) et les précipitations (mm j^{-1}). Les chroniques temporelles de températures, de radiations et de vent sont issues du modèle climatique IPSL-CM6A-LR (Fig. 5). La variabilité des autres variables climatique (i.e. nuages, humidité et précipitations) n'est pas considérée dans cette étude, car le niveau de confiance dans les scénarios long-terme de ces variables est plus faible. Cette simplification est cohérente avec l'importance de la température de l'air, des radiations à ondes courtes et de la vitesse du vent dans les tendances au réchauffement des lacs périalpins, alors que toutes les autres variables météorologiques ont montré des effets faibles à négligeables (Schmid and Koster, 2016).

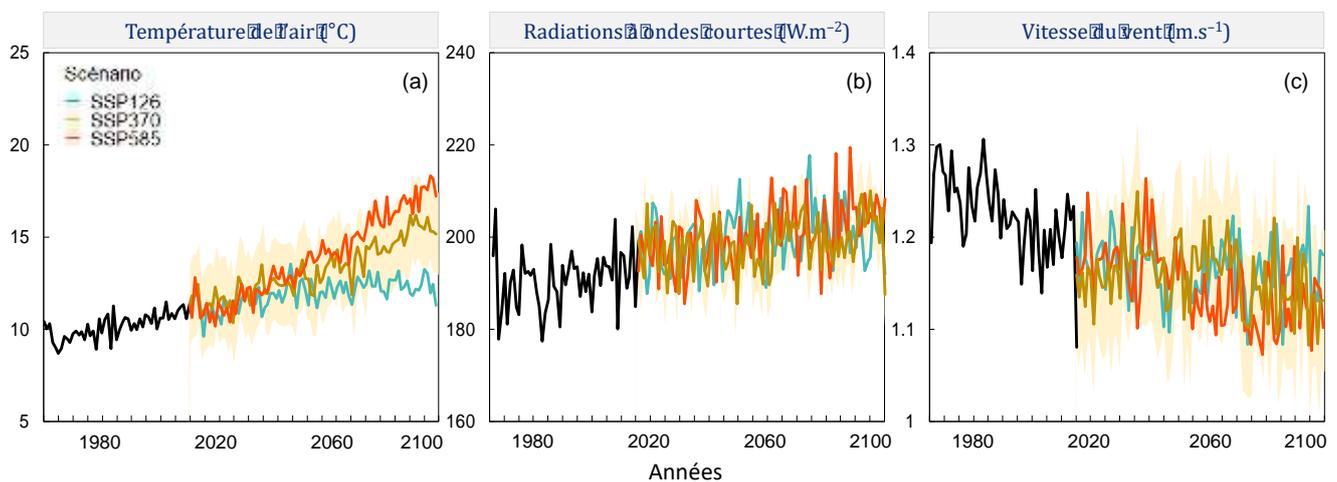


Figure 5. Principaux forçages climatiques historiques (1965–2014) et différents scénarios futurs (2015–2100) : la température de l'air (a), les radiations incidentes à ondes courtes (b) et la vitesse du vent (c) pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

2.5.2 Flux entrants

Les principaux tributaires du lac (i.e. Laudon, Bornette, Ire et Eau morte) représentent environ 75% du débit total des intrants se déversant dans le lac (Nomade, 2005). Les débits journaliers de chacun de ces affluents ont été collectés (Hydro Portail, 2022) puis la somme totale a été calculée (e.g. Bueche et al., 2017) pour la période 1987–2022. Un coefficient de 1,33 a été appliqué à la somme des débits, correspondant aux 25% manquants des tributaires secondaires afin d'estimer la somme des apports annuels par les tributaires. Les débits moyens journaliers ont été calculés pour une année type à partir des chroniques complètes de données de suivi, puis cette année type a été répliquée sur l'ensemble de la période 1965–2100. Le niveau du lac est régulé comme dans les autres grands lacs alpins. En effet, il peut varier jusqu'à 0,70 m dans des

circonstances exceptionnelles, ce qui ne représente une variation de 1,1 % par rapport à sa profondeur d'eau maximale (Jalinoux et al., 2015) que nous avons considérée négligeable et donc exclu de la modélisation. Compte tenu de l'absence de mesures des débits à l'exutoire, nous avons émis l'hypothèse que les débits sortants étaient égaux aux débits entrants sur la période 1850–2100.

La température de l'eau des affluents a été calculée à partir des relevés de température de l'air et des débits, à l'aide du modèle *air2stream* (Toffolon et Piccolroaz, 2015). Les concentrations en oxygène dissous (DO) dans les affluents ont été estimées à partir de la température de l'eau, en supposant que la saturation en oxygène était de 100% (e.g. Jones et al., 2018) :

$$DO = \exp(7.71 - 1.31 \ln(T + 45.93))$$

DO correspondant à la concentration en oxygène dissous (mg L⁻¹) et T la température de l'eau (°C)

Ces données ont été calibrées et validées en les confrontant aux données mensuelles d'observation du tributaire principal, l'Eau morte, sur la période 2002–2021 (Naiades, 2022). Différentes métriques de performance ont été calculées afin d'évaluer la performance du modèle ($R^2 = 0,74$ et $RMSE < 1,49$ °C pour la température de l'eau ; $R^2 = 0,56$ et $RMSE < 0,98$ mg L⁻¹ pour la DO). Les températures et DO ont été calculées à partir de la température de l'air pour les 3 scénarios climatiques (Fig. 6a, b).

Les concentrations journalières en chlorures, nitrates, ammonium, phosphates, silices réactives et carbone organique dissous dans les tributaires ont été obtenues par interpolation linéaire entre mesures mensuelles dans l'Eau morte de 2007 à 2021 (Naiades, 2022). Cette méthode a été utilisée dans d'autres applications (e.g. Burger et al., 2008; Özkundakci et al., 2011) mais cette fréquence d'échantillonnage ne permet pas de capter les événements extrêmes tels que les crues. Un facteur de 2,22 a été appliqué aux concentrations de l'Eau morte, qui représente ~45% du débit total entrant, afin d'estimer les apports manquants des autres tributaires. Les moyennes journalières de concentrations en chlorures ont été calculées puis répliquées sur l'ensemble de la période d'étude (1965–2100). La salinité (S), qui est une donnée d'entrée obligatoire pour le modèle mais d'importance négligeable pour les eaux douces, a été calculée à partir des concentrations en chlorures (Cl⁻) selon l'équation suivante (Unesco, 1978) :

$$S = 0.0018066 \times Cl^-$$

Aucune donnée relative aux concentrations en nutriments dans les affluents avant 2007 n'est disponible. Ainsi, afin de tenir compte des variations de niveau trophique depuis plus de 40 ans, nous avons utilisé les reconstitutions du phosphore total dans l'eau issues d'études

paléolimnologiques (Berthon et al., 2013). Ces études recourent aux déterminations des assemblages de diatomées fossiles qui sont utilisés comme des indicateurs d'enrichissement en nutriment (Berthon et al. 2013). Les concentrations de TP du lac dépendent des apports de TP par les rivières. Un facteur de correction a ainsi été appliqué aux reconstitutions issues des fossiles afin d'estimer la concentration de TP dans les affluents (Fig. 6c). Les concentrations moyennes annuelles en nutriments dans les affluents ont ensuite été calculées en fonction des ratios PO_4/TP , NO_3/TP , NH_4/TP et RSi/TP dans l'Eau Morte pour la période 2007–2021. Les variations journalières par rapport à la moyenne annuelle ont été calculées afin d'établir une saisonnalité intra-annuelle. Sur la période 2021–2100 nous avons suggéré que les apports de nutriment ne changeront pas par rapport à ceux émis et mesurés en 2020, en cohérence avec les objectifs de maîtrise des rejets et de traitement des eaux du lac actuel.

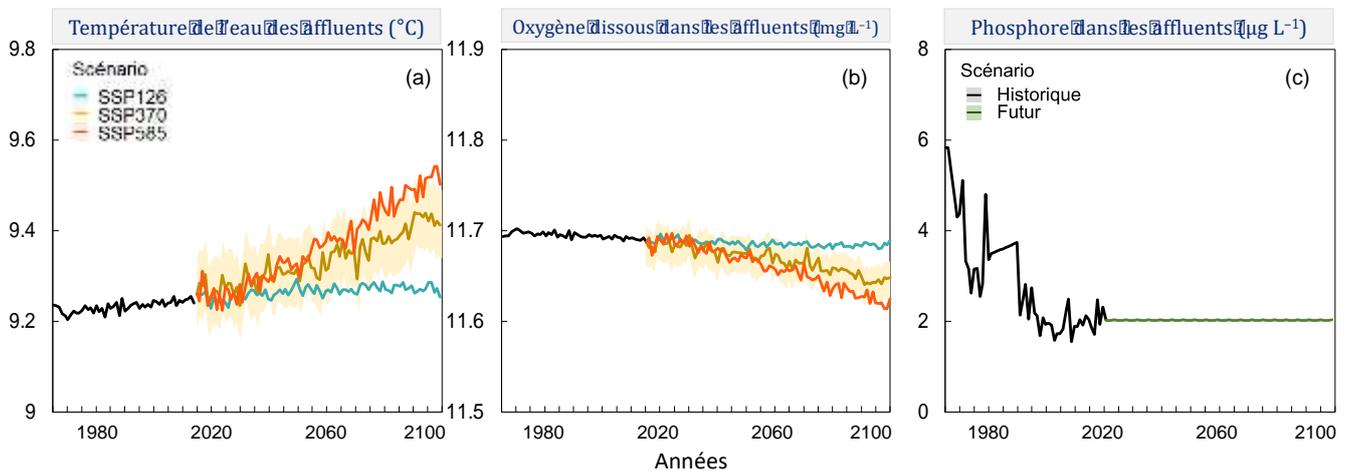


Figure 6. Principaux forçages des affluents historiques (1965–2014) et différents scénarios futurs (2015–2100) : la température de l'eau (a), l'oxygène dissous (b) et le phosphore (c) pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

En l'absence de données disponibles sur les éléments nutritifs organiques, elles ont été calculées à partir des concentrations d'éléments nutritifs inorganiques, en séparant les fractions dissoutes (D) et particulaires (P) selon les équations suivantes (e.g. Fenocchi et al., 2019):

$$DON \text{ ou } PON = (TN - NH_4 - NO_3)/2$$

$$DOP \text{ ou } POP = (TP - PO_4)/2$$

2.6 Calibration & validation des modèles

Le modèle GLM-AED a été calibré et validé à partir des variables d'état considérées comme les plus importantes pour caractériser la qualité de l'eau du lac : température de l'eau, oxygène

dissous, phosphore total et chlorophylle-a (Wetzel, 2001). Une calibration manuelle puis automatique, basée sur l'algorithme d'optimisation CMA-ES (stratégie d'évolution de l'adaptation de la matrice de covariance ; (Hansen, 2016), a été appliquée afin de reproduire au mieux l'amplitude, les variations saisonnières et interannuelles, les phénomènes extrêmes et les tendances long-terme de chacune de ces variables. Les variabilités temporelles et saisonnières des autres nutriments (ammonium, nitrates) et du carbone organique total ont été reproduites avec un niveau d'incertitude plus élevé.

Le modèle a été calibré sur une période de 10 ans, du 1er janvier 1992 au 31 décembre 2001 (Fig. 7), puis validé sur 2 autres périodes distinctes, 1966–1991 et 2002–2020. Différentes métriques ont été calculées pour évaluer la performance du modèle (écart quadratique moyen - RMSE, écart quadratique moyen normalisé - RRMSE, erreur absolue moyenne - MAE, coefficient de corrélation de Pearson - r et pourcentage de biais - PBIAS) en comparant les résultats issus de la modélisation aux observations au niveau du point le plus profond du lac (station de mesure du Grand Lac), sur l'ensemble de la période de monitoring (1966–2020 ; Annexe 2). Les résultats montrent que le modèle simule les tendances et les variabilités saisonnière et interannuelles des variables considérées (Fig.7).

2.7 Tendances long-terme à horizon 2100

L'évolution de 8 variables (température de l'eau, oxygène dissous, phosphore total, chlorophylle-a, nitrates, ammonium, carbone organique total et la transparence) dans les couches de surface (0–5 m) et les couches profondes (60–65 m) ont été estimées avec différents niveaux de confiance (Fig. 8). Le test non-paramétrique Mann-Kendall avec un niveau de confiance de 95% a été utilisé pour calculer les tendances au réchauffement de la température de l'eau.

Les résultats du modèle au pas de temps journalier ont été agrégés en valeurs moyennes annuelles sur l'ensemble de la période d'étude (1968–2100). Les deux premières années (1966 et 1967), correspondant à la phase d'initialisation du modèle (« spin up ») n'ont pas été retenues lors de l'analyse des résultats afin de réduire l'impact de l'état initial sur la simulation. À partir de ces variables, différentes métriques ont été calculées et regroupés par catégories afin de mieux caractériser les changements à long terme des principaux services écosystémiques rendus par le lac : approvisionnement en l'eau potable, poissons nobles exploités, culturel, soutien à la séquestration du carbone et soutien pour le maintien de l'état écologique.

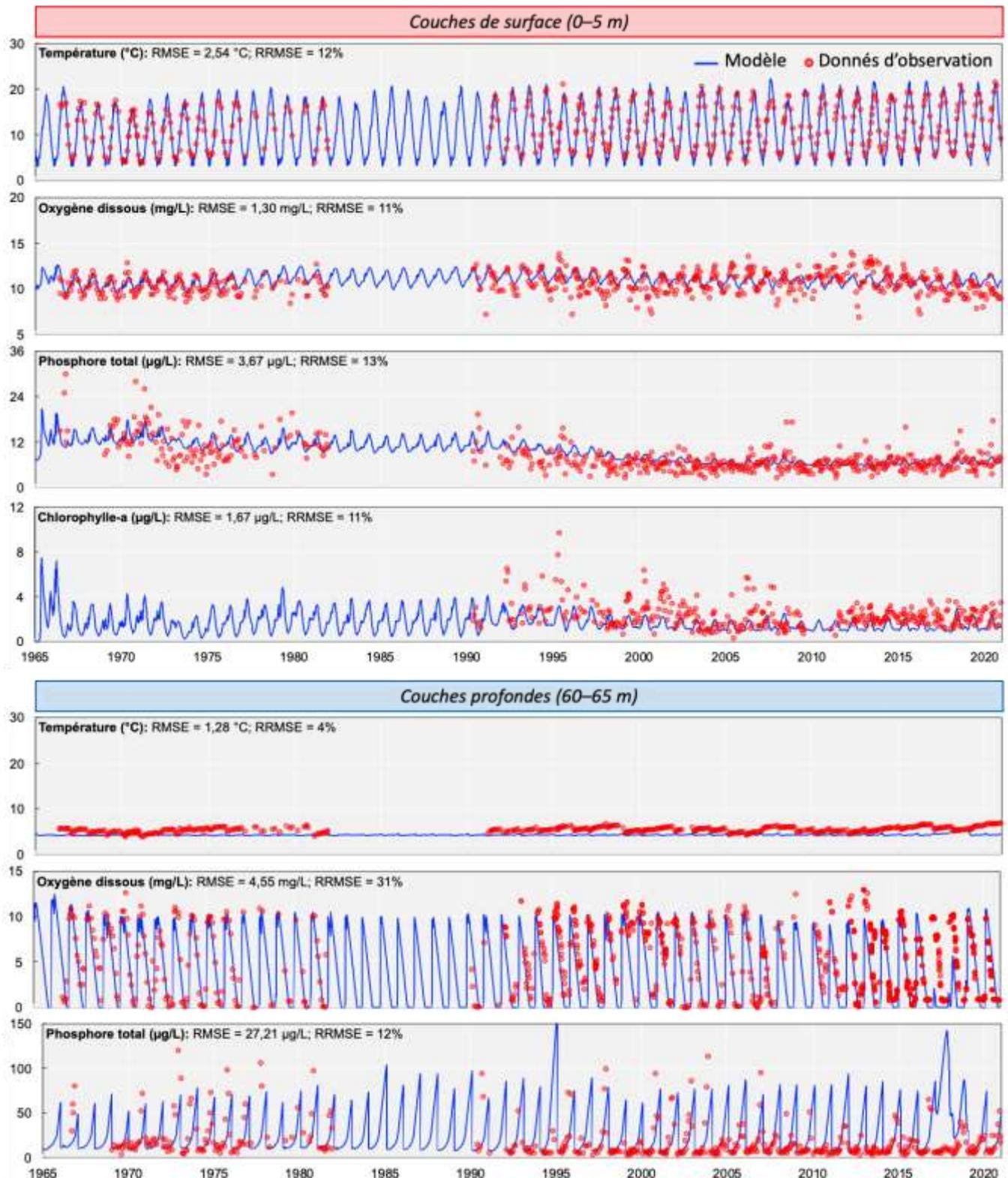


Figure 7. Comparaison des résultats de la modélisation avec les données d’observation (1966–2020) concernant la température de l’eau, l’oxygène dissous et le phosphore total dans les couches de surface et profondes ainsi que la chlorophylle-a dans les couches de surface dans lac d’Annecy.

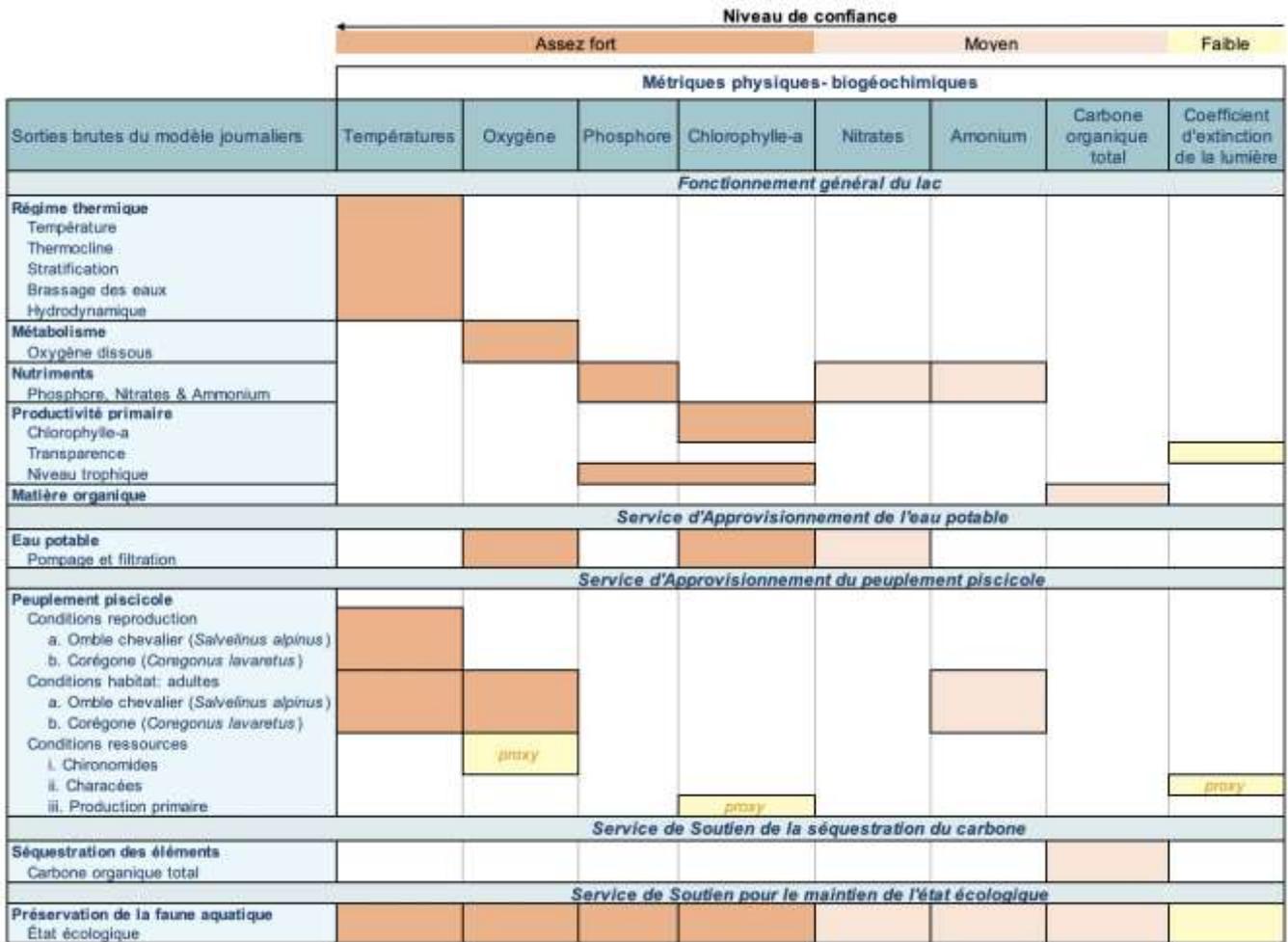


Figure 8. Synthèse des variables et métriques physiques- biogéochimiques, ainsi que leurs niveaux de confiance pour évaluer les tendances à long terme de la qualité de l'eau du lac d'Annecy.

2.8 Indicateurs DCE

Différents indicateurs écologiques, développés dans le cadre de la Directive Cadre Eau (DCE) (2000), ont été estimés pour caractériser la qualité biologique du lac. Le Tableau 2 indique les valeurs des limites de classe pour les différents indicateurs spécifiquement définis pour le lac d'Annecy (RMC DL66) dans le guide ministériel technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) (MEEM, 2016). Ces seuils ne concernent que la couche de surface.

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).

	Classes de qualité				
	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Secchi (m)	> 3,39	3,39	2,46	1,80	< 1,31
Nitrate (mg NO ₃ L ⁻¹)	< 1,2	2,6	5,6	30,1	> 30,1
Ammonium (µg NH ₄ L ⁻¹)	< 86,1	116,8	154,1	203,0	> 203,0
Phosphore total (µg P L ⁻¹)	< 13,6	19,4	27,5	39,1	> 39,1

L'Indice d'État Trophique (IET) de Carlson (Carlson, 1977) est l'un des indices trophiques les plus couramment utilisés pour classer les masses d'eau en fonction de la quantité de productivité biologique qu'elles soutiennent. Il a été calculé à partir des concentrations en chlorophylle-a et en phosphore total (Annexe 3). Le Tableau 3 indique l'état trophique de l'eau catégorisé selon la classification de Carlson.

Tableau 3. L'état trophique de l'eau catégorisé selon la classification de Carlson.

IET	Niveau trophique	État représentatif
< 30	Ultra-Oligotrophe	Eau claire, oxygène dans l'hypolimnion toute l'année
30 – 40	Oligotrophe	Anoxie possible dans l'hypolimnion des lacs peu profonds
41 – 50	Mésotrophe	Eau relativement claire, plus grande possibilité d'anoxie dans l'hypolimnion
51 – 60	Méso-eutrophe	Hypolimnion anoxique, problèmes de macrophytes possible
61 – 70	Eutrophe	Algues bleues vertes dominant, accumulation d'algues et de macrophytes
71 – 80	Eu-hypereutrophe	Algues et macrophytes denses
> 80	Hypereutrophe	Accumulation d'algues en décomposition, peu de macrophytes

Dans le but d'ajuster la démarche d'évaluation de l'évolution de la qualité écologique du lac d'Annecy au contexte de la DCE, une démarche basée sur les Ratios de Qualité Écologique, dénommé « EQR » pour *Ecological quality ratio*, selon la terminologie DCE (van de Bund et Solimini, 2007) a été entreprise définissant des classes de qualité correspondant au rapport entre un état observé et la condition caractéristique d'un bon état écologique considéré comme référentiel. Le ratio EQR exprime donc un écart à la référence, définissant les valeurs des limites de classes (Très bon, Bon, Moyen, Médiocre, Mauvais) sur une période donnée (Fig. 9 & Annexe 4). Cette méthode a été appliquée aux différentes métriques calculées, afin d'évaluer les évolutions et effets du changement climatique sur les services écosystémiques rendus par le lac. Le référentiel, ou valeurs de références, correspond dans ce rapport au seuil des normes de qualité des eaux issues du guide ministériel technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) (MEEM, 2016) (détaillées plus bas). Dans le cas d'absence de valeur de référence documenté dans le guide technique (MEEM 2016) nous avons alors calculé arbitrairement les référentiels en se basant sur les valeurs moyennes observés sur la période 1968–1998.

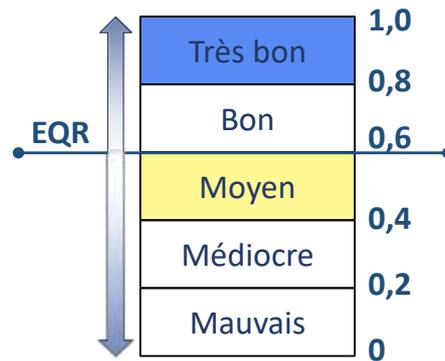


Figure 9. Les classes de qualité standardisées selon le Ratio de Qualité Écologique (EQR).

2.9 Services écosystémiques rendus par le lac d'Annecy

2.9.1 Approvisionnement de l'eau potable

Le maintien du service d'approvisionnement en eau potable a été évalué à partir des variables simulées soumises aux exigences minimales de la Directive (UE) n° 2020/2184 (nitrates et oxygène dissous), relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Le maintien du service d'approvisionnement en eau potable a été également évalué en analysant la profondeur du pic de chlorophylle-a qui renseigne sur la profondeur à laquelle la production de biomasse phytoplanctonique est maximale. L'opération de traitement par filtration de la matière organique produite par la biomasse phytoplanctonique est généralement coûteuse. Un approfondissement du pic de chlorophylle-a vers la prise d'eau pourrait ainsi entraîner des frais supplémentaires pour la commune. C'est pourquoi les simulations et l'évolution des métriques ont été analysés à la profondeur de la prise d'eau, soit à 40 m. Les valeurs seuils fixées par la Directive (UE) n° 2020/2184 ainsi que la profondeur moyenne du pic de chlorophylle-a mesurée sur la période de référence (1968–1998) sont synthétisées dans le Tableau 4.

Tableau 4. Exigences minimales relatives aux valeurs limites fixées pour évaluer la qualité des eaux destinées à la consommation humaine selon la Directive (UE) n° 2020/2184 et la valeur de référence pour le paramètre spécifique du Lac d'Annecy.

Paramètre	Valeurs limites
<i>Directive (UE) n° 2020/2184</i>	
Nitrates	50 mg L ⁻¹
Oxygène dissous	> 5,0 mg L ⁻¹
<i>Paramètre spécifique au Lac d'Annecy</i>	
Profondeur du pic de chlorophylle-a	6,6 m

2.9.2 Peuplement salmonicole

La préservation du peuplement salmonicole a été évalué à partir des variables simulées qui doivent respecter les exigences minimales de la Directive (UE) n° 2006/44 concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons. Il s'agit des concentrations de l'oxygène dissous et de l'ammonium. De plus, d'autres paramètres tels que la température de l'eau et la saturation en oxygène dissous ont été évalués car ils peuvent avoir un effet sur le fonctionnement du lac et modifier les conditions de reproduction et d'habitat de certaines espèces de poissons. Les paramètres thermiques sont des indicateurs très souvent utilisés en écologie aquatique pour l'étude des conditions d'habitat des poissons à différents stades de vie. Le Tableau 5 précise les valeurs de référence et les seuils optimum et de tolérance relatifs à chaque paramètre. Les ressources alimentaires disponibles pour les poissons ne sont pas simulées directement pour le modèle ; une évaluation qualitative est discutée sur la base de proxies de conditions favorables à la croissance et développement d'autres groupes biologiques, soit la surface d'habitat pour les characées et la concentration de chlorophylle-a dans l'ensemble de la colonne d'eau.

Tableau 5. Valeurs de référence relatives aux paramètres utilisées pour évaluer la qualité des eaux salmonicoles selon la Directive (UE) n° 2006/444 et les valeurs de référence pour des autres paramètres spécifiques du Lac d'Annecy.

Paramètre	Valeurs seuils	
<i>Reproduction</i>		
Température : <i>Coregonus lavaretus</i>	2 °C < T < 8 °C sur 0–2 m	
Température : <i>Salvelinus alpinus</i>	2 °C < T < 8 °C sur 30–40 m	
<i>Habitat pour les adultes</i>	<i>Valeurs optimales</i>	<i>Seuils de tolérance</i>
Ammonium ^a	≤ 0,04 mg L ⁻¹	≤ 1,0 mg L ⁻¹
Oxygène dissous ^a	100% du temps > 7,0 mg L ⁻¹	50% du temps > 9,0 mg L ⁻¹
Saturation de l'oxygène	> 65%	-
Température	7 °C < T < 13 °C	5 °C < T < 18 °C

^a Directive (UE) n° 2006/44

La température de l'eau influence chaque étape du cycle de vie des poissons. L'évolution temporelle des conditions favorables à la reproduction est évaluée pour deux espèces de poissons, dont le cycle de reproduction est physiologiquement piloté par la température de l'eau (Goulon et Guillard, 2021):

- i. Le corégone (*Coregonus lavaretus*), espèce la plus représentative en termes de prises et en poids dans la pêche au Lac d'Annecy.

- ii. L'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), extrêmement sensible à la pollution et à la température (espèce d'eau froide et très oxybionte), est particulièrement vulnérable à la dégradation de la qualité des eaux des milieux lacustres profonds.

Pour les deux espèces, la reproduction a lieu en hiver (décembre à janvier). Les frayères du corégone sont situées dans les zones de bordures dans une faible épaisseur d'eau. En revanche, les frayères de l'omble chevalier sont situées à plusieurs dizaines de mètres de profondeur sur des substrats constitués de matériaux assez grossiers parcourus par des courants sous lacustres. Les préférences thermiques pour leur reproduction ont été établies à partir des valeurs obtenues dans la littérature : la gamme de température entre 2 °C et 8 °C correspond à un seuil de confort pour leur reproduction (Morin, 2012).

Les organismes ectothermes, comme les salmonidés, sont particulièrement sensibles aux changements de températures de leur habitat. Pour anticiper le statut futur des espèces de poissons et leur potentiel de survie dans un contexte de changement climatique, il est essentiel d'en connaître les préférendums thermiques lacustre (Morin, 2012):

- i. Température de tolérance ($5\text{ °C} < T < 18\text{ °C}$) : température dans laquelle le comportement de stress ne se manifeste pas et où la survie du poisson est théoriquement assurée.
- ii. Température optimum ($7\text{ °C} < T < 13\text{ °C}$) : températures optimales pour la croissance des poissons en fonction de l'activité métabolique.

Le modèle ne simule pas les conditions de ressources pour les poissons. En revanche, certains proxies qui influencent des variables décrites dans la littérature comme étant favorables au développement du cycle de vie des poissons ont été identifiées pour aider à la compréhension des impacts des changements climatiques sur le lac :

- Characées : algues situées entre 0,5 et 18 m de profondeur qui constituent de véritables frayères pour les poissons, à l'abri des prédateurs et où les alevins peuvent trouver une nourriture abondante (bactéries, plancton).
- Phytoplancton : à la base des chaînes alimentaires, il est utilisé pour enrichir et faire croître le zooplancton en éléments nutritifs essentiels à la croissance et au développement des larves de poissons.

2.9.3 Attraites esthétiques et culturels

Les services écosystémiques culturels sont surtout influencés par les aménagements mis en place pour acheminer et accueillir les bénéficiaires dans les aires de fourniture. Ils représentent les bénéfices immatériels que les humains tirent des écosystèmes (ex : opportunités pour les activités récréatives, la science et l'éducation, le tourisme, les valeurs d'inspiration, d'héritage ou le sentiment d'appartenance au territoire limnique). L'évolution temporelle de ce service a été évalué en termes d'attractivité générale du lac, basée sur des proxies conditionnant l'aspect général de surface du lac dépendant notamment de la présence trop abondante de biomasse algale, la décomposition de d'algues portés sur le littoral et odeurs associées, le développement de zones mortes liées au manque d'oxygène. Les indicateurs utilisés concernent la concentration en chlorophylle-a et sa profondeur maximale, l'oxygénation des eaux de surface et l'état trophique.

2.9.4 Régulation des cycles géochimiques et séquestration du carbone

Les lacs ont la capacité de stocker à long terme le carbone organique au sein des sédiments. Cela contribue à limiter les échanges entre l'eau et l'atmosphère et à éliminer de cette dernière une partie du carbone. In fine, les lacs participent à la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Le modèle n'a pas permis de simuler directement les dynamiques de séquestration du carbone organique. Par conséquent, la concentration de carbone organique total au fond du lac a été utilisée comme indicateur de ce processus.

2.9.5 Soutien pour le maintien de l'état écologique général du lac

Dans le cadre de la prospection des effets du changement climatique sur les services écosystémiques rendus par le lac, nous avons proposé 101 métriques annuelles pour prédire l'état du lac possible ou probable au cours des prochaines décennies, jusqu'en 2100 (Annexe 5). Les métriques les plus représentatives de l'état général du lac ont été sélectionnées pour le calcul de l'EQR (c.f. section 2.8), dont quatorze métriques concernant les services écosystémiques rendus et quinze variables caractérisent le fonctionnement du lac. Ensemble, ils fournissent une prospection des effets des changements climatiques sur la qualité de l'eau et les usages du lac d'Annecy. Les seuils de classes d'état ont été définis à partir des directives établies pour chacun des éléments disponibles (concentrations de l'oxygène dissous, nitrate, ammonium et phosphore total). Pour les variables dont les conditions de référence n'étaient pas fixées par les directives, un recours quasi systématique à la statistique a été appliqué. L'état de référence, i.e., l'état « très bon », a été défini comme la valeur moyenne des 30 premières années de simulation (1968–1998). Par conséquent,

on admet que des valeurs supérieures à 1 peuvent être observées sur certaines années. La catégorisation en « bon », « moyen », « médiocre » et « mauvais » a été définie comme correspondant à 80%, 60%, 40% et 20%, respectivement, de la valeur de référence, à l'exception des indicateurs liés à la température, où les catégories ont été définies à 90%, 80%, 70% et 60% de la valeur de référence. Le Tableau 6 indique les valeurs des limites de classe pour les différents indicateurs spécifiquement définis pour le lac d'Annecy.

Tableau 6. Valeurs pour les différentes classes de qualité de l'EQR sur les métriques qui caractérisent les services écosystémiques rendus par le Lac d'Annecy.

	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Approvisionnement de l'eau potable ^a					
Durée nitrate < 50,0 mg L ⁻¹ (j an ⁻¹) ^b	365	292	219	146	73
Oxygène dissous moyen (mg L ⁻¹) ^b	5,0	4,0	3,0	2,0	1,0
Durée oxygène > 5,0 mg L ⁻¹ (j an ⁻¹)	365	292	219	146	73
Distance du pic de chl-a par rapport à la prise d'eau (m)	33,0	26,0	20,0	13,0	7,0
Peuplement salmonicole					
Oxygène > 7,0 mg L ⁻¹ (% vol.) ^c	100	80	60	40	20
Durée oxygène > 9,0 mg L ⁻¹ (j an ⁻¹) ^c	365	292	219	146	73
Durée ammonium < 0,04 mg L ⁻¹ (j an ⁻¹) ^c	365	292	219	146	73
Durée ammonium < 1,0 mg L ⁻¹ (j an ⁻¹) ^c	365	292	219	146	73
<i>Coregonus lavaretus</i> : température tolérée (% vol.)	100	80	60	40	20
<i>Salvelinus alpinus</i> : température tolérée (% vol.)	100	80	60	40	20
Saturation de l'oxygène > 65 % (% vol.)	100	80	60	40	20
Profondeur de la température optimum (m)	13,7	15,2	17,1	19,6	22,8
Profondeur de la température de tolérance (m)	10,7	11,9	13,4	15,3	17,8
Régulation des cycles géochimiques et séquestration du carbone					
Carbone organique total au fond du lac (mg L ⁻¹)	1,15	0,92	0,69	0,46	0,23
Soutien pour le maintien de l'état écologique général du lac					
Température dans les couches de surface (°C)	11,5	12,8	14,4	16,4	19,2
Température du métalimnion (°C)	7,2	8,0	9,0	10,3	12,0
Profondeur de la thermocline (m)	20	22	25	29	33
Stabilité de la colonne d'eau (J m ⁻²)	1483	1648	1854	2119	2472
Date de début de la stratification	105	115	125	135	145
Date de la fin de la stratification	362	10	20	30	40
Durée de la stratification (j an ⁻¹)	256	266	276	286	296
Profondeur maximale du brassage des eaux (m)	65	52	39	26	13
Date de la profondeur maximale du brassage des eaux	10	20	30	40	50
Oxygène dissous dans les couches de surface (mg L ⁻¹)	11,0	8,8	6,6	4,4	2,2
Chlorophylle-a (µg L ⁻¹)	1,7	2,1	2,8	4,2	8,5
Indice d'état trophique	37	40	50	60	70
Phosphore total dans les couches de surface (µg L ⁻¹) ^d	13,6	19,4	27,5	39,1	> 39,1
Nitrate dans les couches de surface (mg L ⁻¹) ^d	1,2	2,6	5,6	30,1	> 30,1
Ammonium dans les couches de surface (µg L ⁻¹) ^d	86,1	116,8	154,1	203,0	> 203,0

a Métriques calculées à la prise d'eau potable, i.e., à 40 m de profondeur.

b Directive (UE) n° 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

c Directive (UE) n° 2006/44 concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons.

d Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (2016).

3. Résultats et discussion

3. Résultats & Discussion

3.1 Fonctionnement du lac

3.1.1 Régime thermique

3.1.1.1 Température

La Figure 10 représente l'évolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans les couches de surface (0–5 m) et couches profondes (60–65 m) sur le long terme (1968–2100). Selon les 3 scénarios testés, on observe une nette augmentation des températures à la fois en surface et dans les couches profondes, avec un réchauffement plus rapide en surface. Cette augmentation des températures dans les couches superficielles devrait s'accélérer à horizon 2100, de +0,16 °C à +0,75 °C par décennie, d'ici à la fin du siècle. Au cours des dernières années, la température de l'eau a déjà connu un réchauffement de +0,25 °C par décennie dans les couches de surface. Ce réchauffement des couches superficielles est similaire à celle observée (+0,34 °C) dans 235 lacs dans le monde (O'Reilly et al., 2015). A horizon 2100, la température de l'eau pourrait augmenter de +1,3 °C (SSP126) à +6.0 °C (SSP585) en surface dans la gamme du réchauffement futur par rapport aux moyennes annuelles de la période de référence (1968–1998).

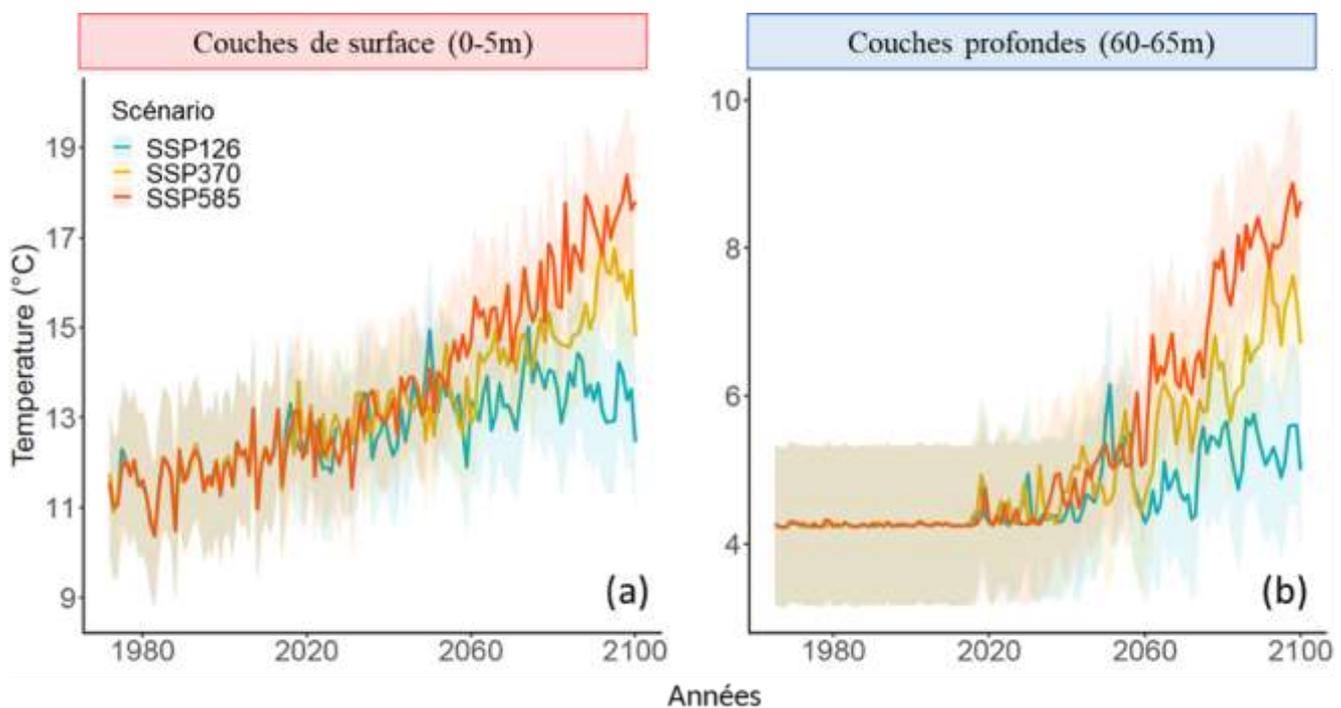


Figure 10. Moyennes annuelles des températures des couches de surface (0-5m) (a) et des couches profondes (60-65m) (b) sur la période 1968–2100, pour les 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

L'augmentation des températures de l'air de 0,4 °C par décennie depuis 1990 a eu beaucoup plus d'effets sur les couches de surface que sur les couches profondes. En effet, le réchauffement climatique n'a pas eu d'impact notable sur la température des couches profondes jusqu'en 2020. Dès lors, la température en profondeur augmente et un effet plus important pourrait s'observer à partir de 2050 si les températures de l'air atteignaient des seuils suffisants pour impacter l'ensemble de la colonne d'eau. Les températures dans les couches profondes pourraient augmenter de +0,13 °C à +0,63 °C par décennie dans les couches profondes, d'ici à la fin du siècle, ce qui représente de +1,0 °C (SSP126) à +4,0 °C (SSP585) en 2100 dans la gamme du réchauffement futur par rapport aux moyennes annuelles de la période de référence (1968–1998). Ce réchauffement des couches profondes a également été observé dans d'autres 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). Ces résultats sont complémentaires aux tendances de réchauffement calculées sur toute la colonne d'eau, l'épilimnion et l'hypolimnion dans la modélisation hydrodynamique (Desgué-Itier et al., 2023) du lac d'Annecy (Annexe 6).

3.1.1.2 Thermocline

La thermocline, profondeur où l'on retrouve le plus grand gradient de température, a connu un approfondissement significatif entre les années 1968 et 2000 d'environ 4 mètres (Fig.11). Après une phase de légère augmentation depuis les années 2000, aucune tendance significative n'est attendue d'ici à 2100 selon les 3 scénarios testés dans cette étude. Cependant, le métalimnion, qui correspond à la couche intermédiaire entre l'épilimnion et l'hypolimnion dont la température varie rapidement avec la profondeur, devrait connaître un approfondissement marqué de sa limite inférieure en été (+4 m par rapport à la période de référence selon le scénario le plus pessimiste). Les températures moyennes, minimales et maximales du métalimnion ont également augmenté ces dernières années. Selon les 3 scénarios testés, ce réchauffement devrait s'accélérer d'ici à 2100 (+0,2–0,6 °C par décennie, soit une augmentation de la température moyenne de +1,7 à +4,9 °C).

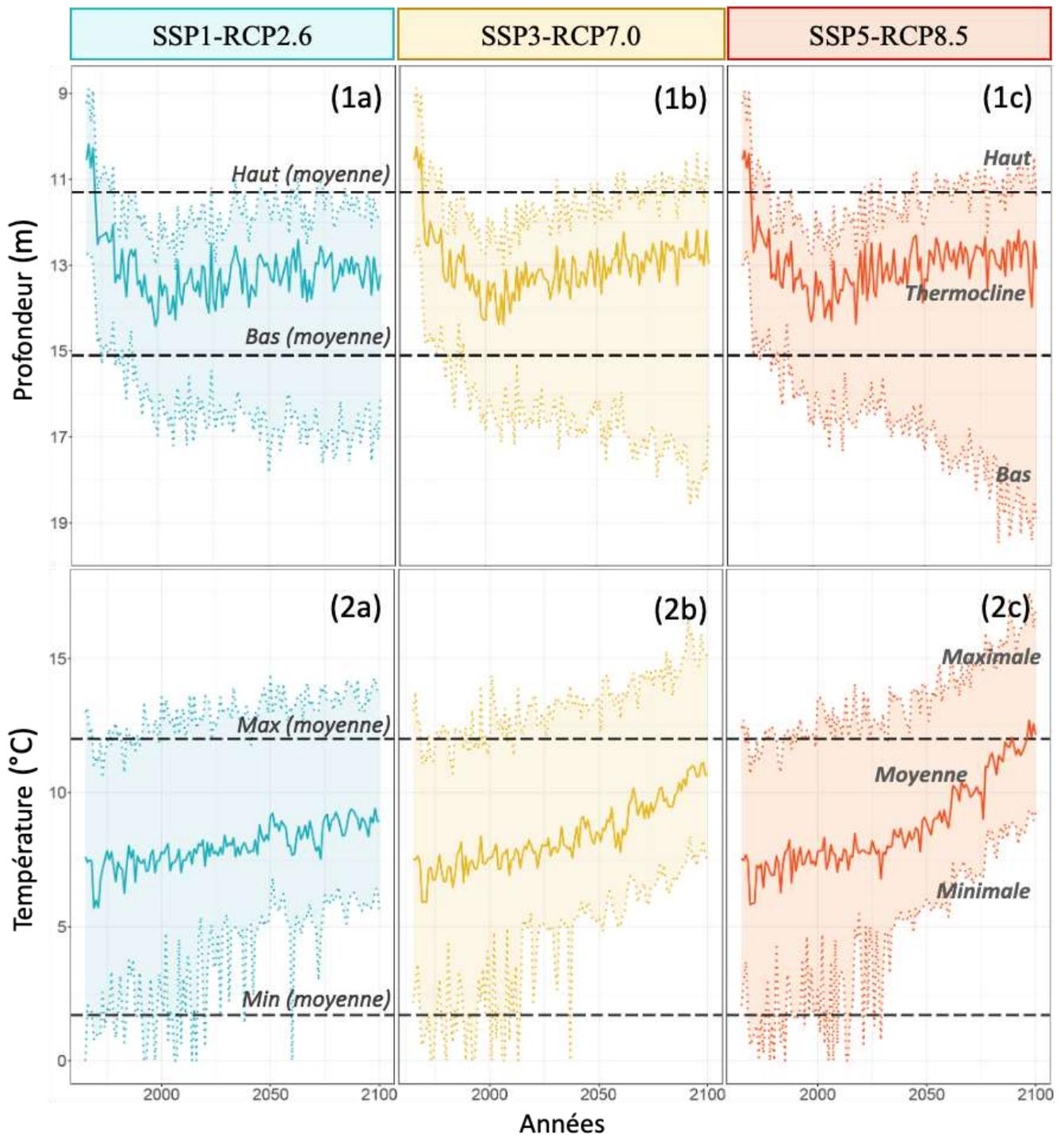


Figure 11. Description de l'évolution du métalimnion en été (de juin à octobre) sur la période 1968–2100 : profondeurs moyennes annuelles (1) et températures moyennes annuelles (2) (haut = limite inférieure de l'épilimnion ; bas = limite supérieure de l'hypolimnion) de juin à octobre selon les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), sur la période 1968–2100, dans le lac d'Annecy.

3.1.1.2 Stratification

La stratification thermique fait référence à la formation de couches thermiques séparées et distinctes, sous l'effet du changement de densité de l'eau avec la température et/ou la salinité (mais dans le cas d'Annecy la salinité n'est pas concerné car s'agissant d'eau douce). L'augmentation plus

importante de la température des couches de surface par rapport aux couches profondes accentue ce phénomène. En effet, la stabilité de la colonne d'eau, estimée à partir de l'indicateur 'Stabilité de Schmidt' (1915), pourrait connaître une forte augmentation au cours des prochaines décennies (Fig. 12), d'où une plus forte résistance aux effets du vent à l'origine du brassage. Cette augmentation de l'intensité de stratification pourrait nuire à l'oxygénation et à la remobilisation des nutriments le long de la colonne d'eau. La date de début de stratification ne devrait pas évoluer significativement à horizon 2100 (environ d'avril) mais la durée moyenne de stratification devrait continuer à augmenter d'ici à 2050 pour atteindre un plateau sur la période 2050–2100. Par ailleurs, des études récentes menées sur des lacs du monde entier ont montré qu'une augmentation des températures de l'air pouvait avoir un effet significatif sur la durée et l'intensité de la stratification (Piccioni et al., 2020; Woolway et al., 2021; Woolway and Merchant, 2019).

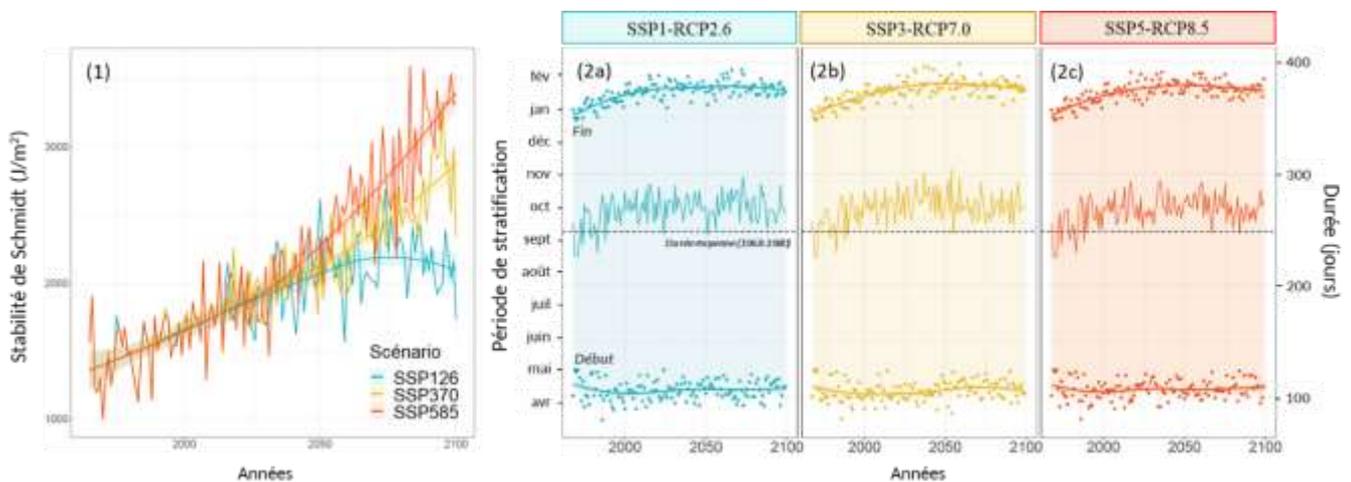


Figure 12. Moyennes annuelles de la stabilité de Schmidt (1) et caractéristiques de la stratification (2) pour les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), sur la période 1968–2100, dans le lac d'Annecy.

3.1.1.3 Brassage des eaux

Les conditions météorologiques futures vont permettre le brassage hivernal complet de la colonne d'eau à l'horizon 2100 pour les 3 scénarios, malgré des hivers plus doux, à de rares exceptions prêtes. La Figure 13 représente la date à laquelle l'homothermie de la colonne d'eau est atteinte (c'est à dire le brassage complet) sur la période 1968–2100. On observe la même tendance d'évolution que pour la durée de stratification, avec une homothermie de plus en plus tardive d'ici à 2050 (décalage temporel de début janvier à début février) avant d'atteindre un plateau. Malgré une tendance globale au recul de la date d'homothermie à l'échelle pluri-décennale, on note une forte variabilité interannuelle pour les 3 scénarios, pouvant inverser cette tendance d'une année sur l'autre. Sur la période 2050–2100, l'ensemble de la colonne d'eau devrait continuer à connaître

des phases d'homothermie, sans tendance significative d'évolution de la date à laquelle l'homothermie est atteinte. Ces changements pourraient se produire dans les cas des 3 scénarios testés, sans différence notable entre ces derniers. Selon le modèle, nous pouvons considérer que les principaux changements du régime de brassage des eaux se sont déjà produits.

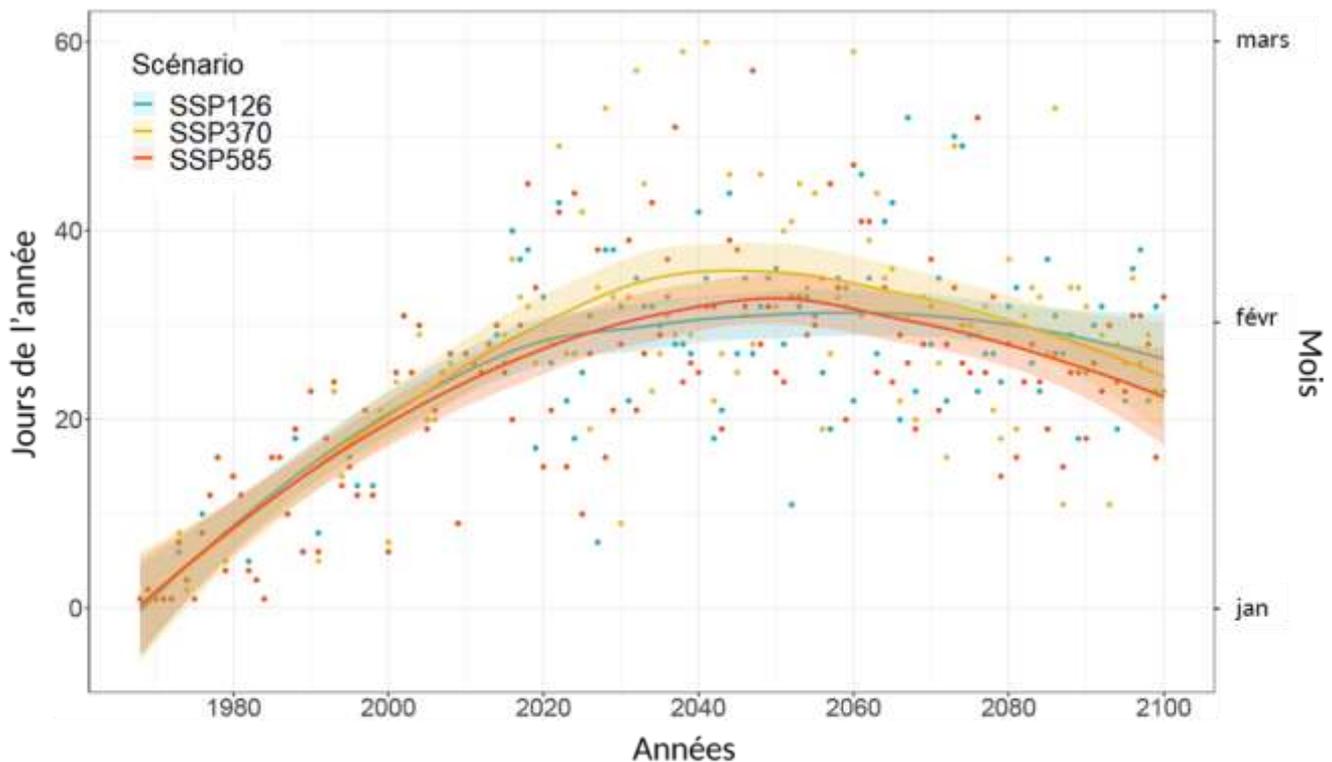


Figure 13. Dates de la profondeur maximale annuelle du brassage de la colonne d'eau, sur la période 1968–2100, pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

3.1.1.2 Hydrodynamique

Le lac d'Annecy est un lac monomictique froid car il subit un brassage de sa colonne d'eau une fois par an en hiver, sous l'effet du refroidissement des couches de surface qui s'enfoncent et se mélangent avec les eaux profondes déjà froides. La Figure 14, représentant l'évolution de la température de l'eau du lac sur un cycle annuel, illustre cette alternance entre périodes de stratification et d'homothermie. La stratification 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, avec un approfondissement de la ligne isotherme à 10 °C de +8 m à +29 m dans le cas des scénarios intermédiaire et pessimiste, respectivement. On s'attend à un approfondissement de la limite inférieure du métalimnion et à une stratification plus intense et plus longue sous l'effet de l'augmentation de la température des

couches de surface, réduisant les périodes de brassage et isolant davantage les couches profondes des perturbations mécaniques liées au vent (Fernández Castro et al., 2021). Cependant, malgré le réchauffement rapide des températures de l'air prédits 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 jusqu'à 2100. Cela peut s'expliquer car le lac d'Annecy a une profondeur relativement limitée, contrairement aux lacs plus profonds comme le Léman, où l'on s'attend à une réduction de la fréquence des brassages complets (Schwefel et al., 2016). Le maintien du profil monomictique due au brassage complet hivernal serait d'une grande importance pour favoriser l'oxygénation des eaux profondes chaque année.

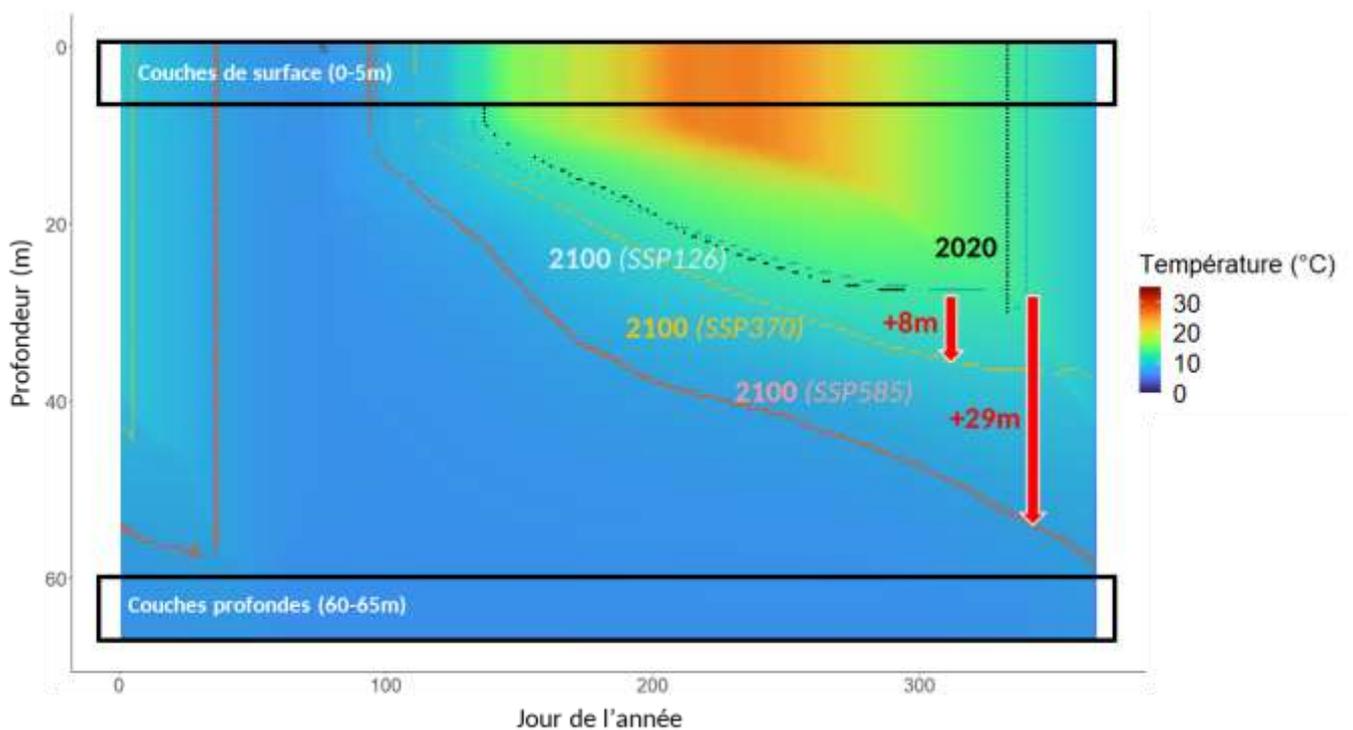


Figure 14. Température de l'eau du lac d'Annecy sur un cycle annuel, avec lignes isothermes à 10 °C en 2020 et 2100 selon les 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

3.1.2 Oxygène dissous

La variabilité interannuelle de la concentration en oxygène dissous est représentée sur la Figure 15. Sur le long terme, les courbes d'évolution des concentrations de ce paramètre révèlent un processus de diminution de la solubilité de l'oxygène, et donc des concentrations, dans les couches superficielles. Après 2050, les différences entre les 3 scénarios testés s'accroissent sous l'effet de la diminution de la solubilité des gaz dans l'eau lorsque la température augmente. Des études globales ont montré que le déclin des concentrations en oxygène dans les couches de surface était généralisé à de nombreux lacs situés dans les régions tempérées associé à une solubilité

réduite sous des températures d'eau plus chaudes (Jane et al., 2021). Cependant, les concentrations en oxygène restent suffisamment élevées pour maintenir l'habitat du poisson. Dans les couches profondes, les concentrations moyennes annuelles en oxygène dissous sont supérieures à 2,0 mg L⁻¹, valeur minimale relative aux exigences de qualité des eaux. En revanche, en été et en automne, les valeurs descendront au-dessous de 2,0 mg comme observé actuellement, donnant lieu annuellement à une zone hypoxique. Il est à prévoir une plus grande variabilité interannuelle (Fig. 15b) avec des incursions plus fortes de l'hypoxie certaines années (durée et intensité). Ces incursions ne sont pas prévisibles à l'année près. L'hypoxie au fond du lac sera limitée dans le temps grâce aux événements annuels de brassage complet des eaux qui entraînent la redistribution de l'oxygène dissous sur l'ensemble de la colonne d'eau. De manière générale et à de très rares exceptions, dans Annecy c'est la durée de stratification qui contrôlera la variabilité long-terme des conditions d'oxygène au fond du lac, et non pas l'intensité du brassage.

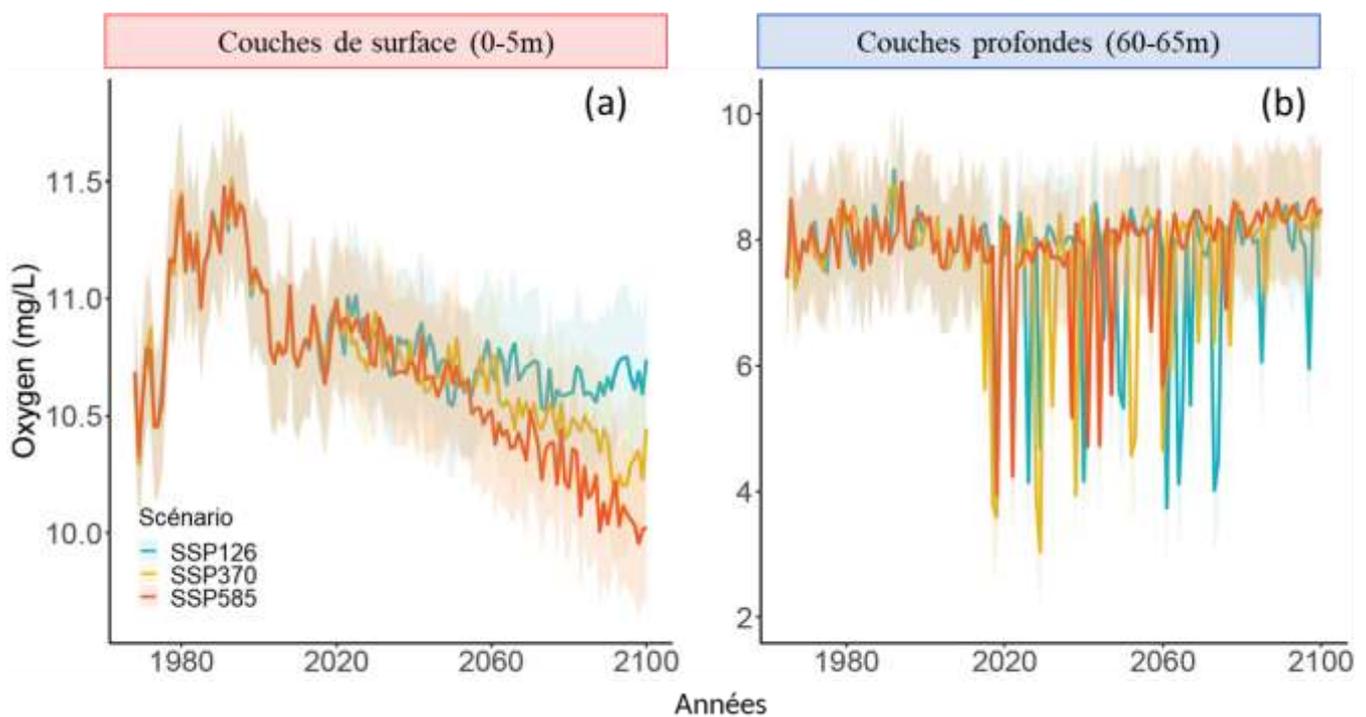


Figure 15. Moyennes annuelles des concentrations en oxygène dissous des couches de surface (0-5m) (a) et des couches profondes (60-65m) (b) sur la période 1968-2100, pour les 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

3.1.3 Nutriments

Les tendances d'évolution des éléments nutritifs (phosphore total, nitrate et ammonium) dans les couches de surface et profondes sont représentées sur la Figure 16. Globalement, les concentrations en nutriments dans les couches superficielles sont bien inférieures aux seuils de

« très bon état » défini par la DCE, à l'exception du phosphore total dont les concentrations moyennes dépassent le seuil jusqu'au début des années 1970. D'ici à 2100, pour les eaux de surface, les concentrations moyennes annuelles en phosphore total prédites par le modèle sont de $6,7 \mu\text{g L}^{-1}$, celles pour les nitrates et l'ammonium de $0,14 \text{ mg L}^{-1}$ et $0,02 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivement. Néanmoins, les concentrations en nutriments plus élevées au fond du lac indiquent une charge interne qui se maintient et qui pourrait être remobilisée lors du brassage hivernal complet. Néanmoins, les brassages réguliers permettent de limiter l'accumulation sur plusieurs années de la charge interne et d'ainsi limiter les risques de fertilisation accrue des eaux de surface lors des brassages. Les brassages réguliers permettent d'éviter les fertilisations trop fortes occasionnelles. La faible variabilité temporelle des concentrations en nutriments prédites par le modèle peut s'expliquer par notre hypothèse de base selon laquelle les apports moyens annuels en phosphore seraient constants sur toute la période d'étude pour les trois scénarios. Le réchauffement global de la colonne d'eau peut également contribuer à la diminution progressive des concentrations en nutriments avec l'accélération de l'assimilation biologique.

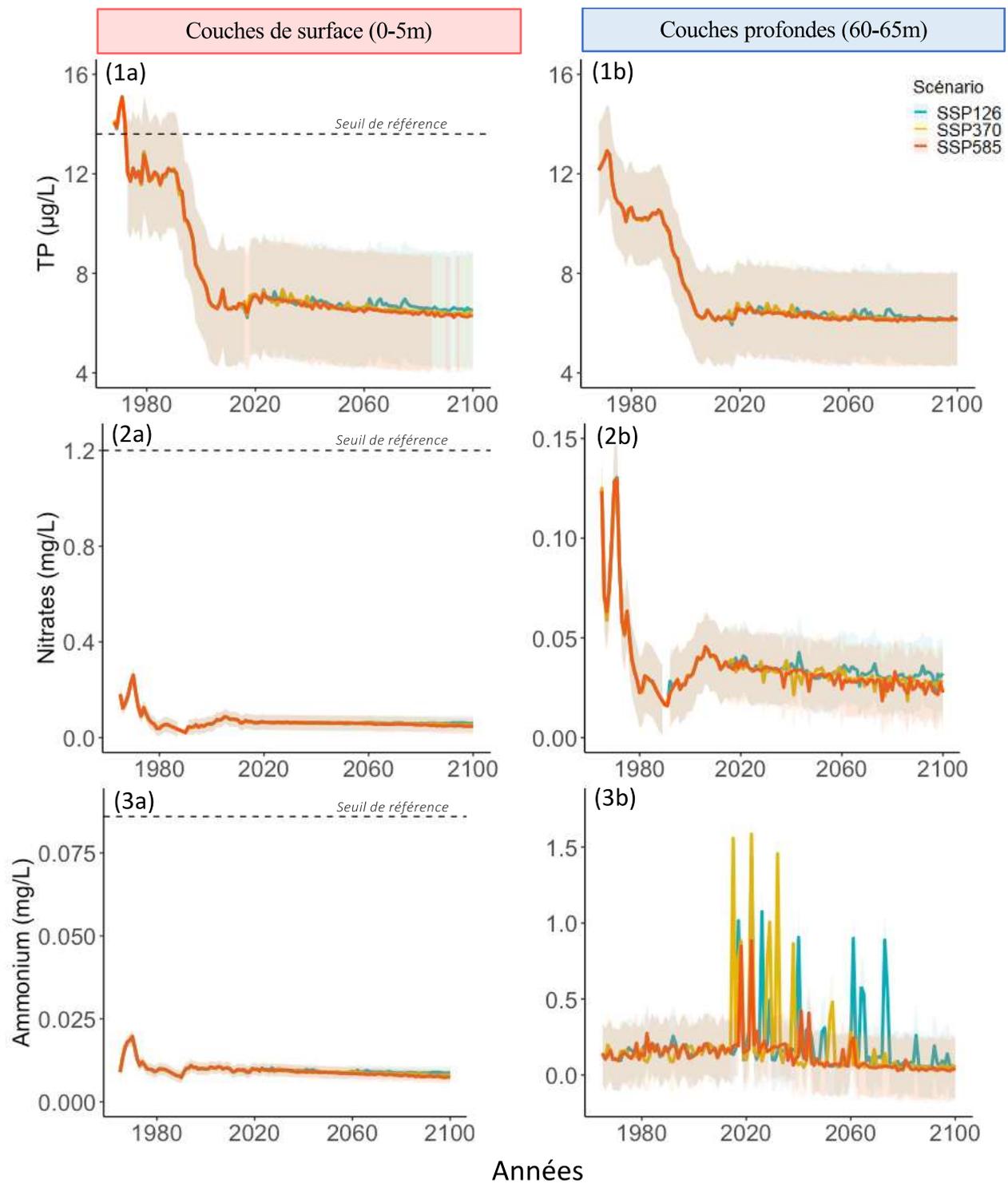


Figure 16. Concentrations moyennes annuelles en phosphore total (1), nitrates (2) et ammonium (3) dans les couches de surface (a) et dans les couches profondes (b) sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

3.1.4 Productivité primaire

3.1.4.1 Chlorophylle-a

La Figure 17 met en évidence des concentrations particulièrement faibles en chlorophylle-a, un proxy de la biomasse phytoplanctonique dans le lac, inférieures à $2 \mu\text{g L}^{-1}$ à partir des années

2000. Après une période de déclin dans les années 1990, la concentration moyenne annuelle en chlorophylle-a entre 0 et 30 mètres de profondeur pourrait se stabiliser à $1,3 \mu\text{g L}^{-1}$. Les valeurs moyennes sont inférieures au seuil de $2,6 \mu\text{g L}^{-1}$, caractéristique des lacs oligotrophes (Carlson, 1977). La concentration en chlorophylle-a est fortement corrélée à la disponibilité en phosphore dans la colonne d'eau. Cela explique la faible variabilité temporelle sur la période 2020–2100 et les tendances d'évolution très proches pour les 3 scénarios climatiques. Les concentrations en chlorophylle-a devraient se maintenir aux niveaux actuels dans le futur, garantissant une biomasse phytoplanctonique suffisante pour maintenir l'équilibre au sein de la chaîne trophique du lac.

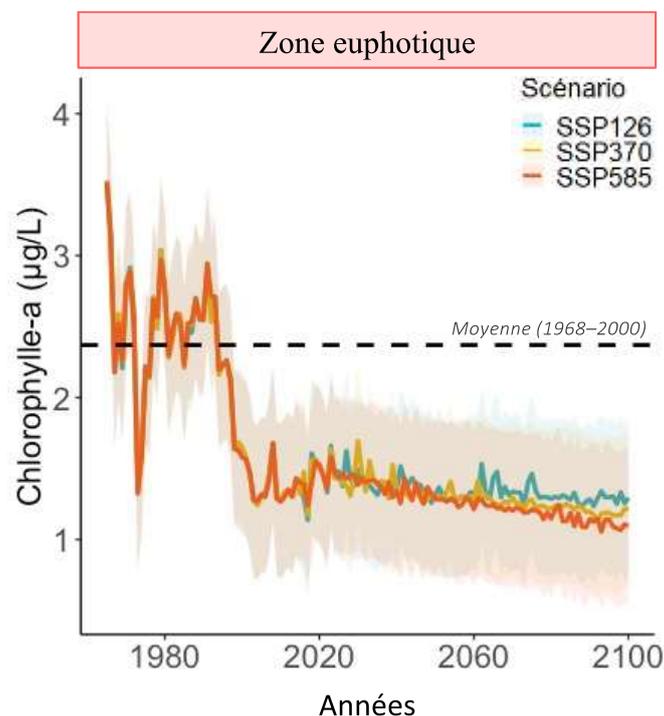


Figure 17. Moyennes annuelles des concentrations en chlorophylle a sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

3.1.4.2 Transparence (disque de Secchi)

Le modèle n'a pas permis d'estimer les tendances d'évolution de la transparence à horizon 2100 avec un niveau de confiance suffisant. En effet, la transparence de l'eau connaît d'importantes fluctuations annuelles non seulement sous l'effet de la production de biomasse phytoplanctonique, mais aussi du fait de la présence de particules minérales (carbonates ou silicates), non prises en compte par le modèle, qui interviennent par exemple dans le phénomène de blanchiment des eaux dans le cas des carbonates, cette « turquoisation » rendant les eaux moins transparentes en dépit d'un système ultra-oligotrophique. Les bassins-versants très calcaires sont à l'origine des concentrations élevées en hydrogencarbonates dans les grands lacs alpins. En cas de fortes

précipitations ou lorsque l'activité photosynthétique augmente au printemps, l'équilibre calco-carbonique de l'eau est modifié et entraîne la précipitation des calcites. Alors que la production primaire ne devrait pas modifier les niveaux de transparence de l'eau, trop d'incertitudes demeures conservant les effets climatiques sur la dissolution des sols, les apports et la précipitation de calcite dans le lac.

3.1.4.3 Niveau trophique

La Figure 18 représente l'évolution de l'indice de l'état trophique de Carlson, estimé à partir des concentrations en chlorophylle-a et en phosphore total dans les couches superficielles. On observe une nette amélioration de l'état trophique du lac depuis les années 1990 en réponse aux mesures de réduction des apports en phosphore prises pendant les années 1960. Lorsque l'on considère les valeurs moyennes annuelles, le lac présente un niveau oligotrophe sur l'ensemble de la période d'étude (1968-2100) qui pourrait devenir ultra-oligotrophe dans le scénario SSP5-RCP8.5 à la fin du siècle. Les tendances d'évolution du niveau trophique du lac à horizon 2100, en fonction des 3 scénarios testés, montre que le réchauffement climatique ne devrait pas affecter l'attractivité du lac au cours des prochaines décennies.

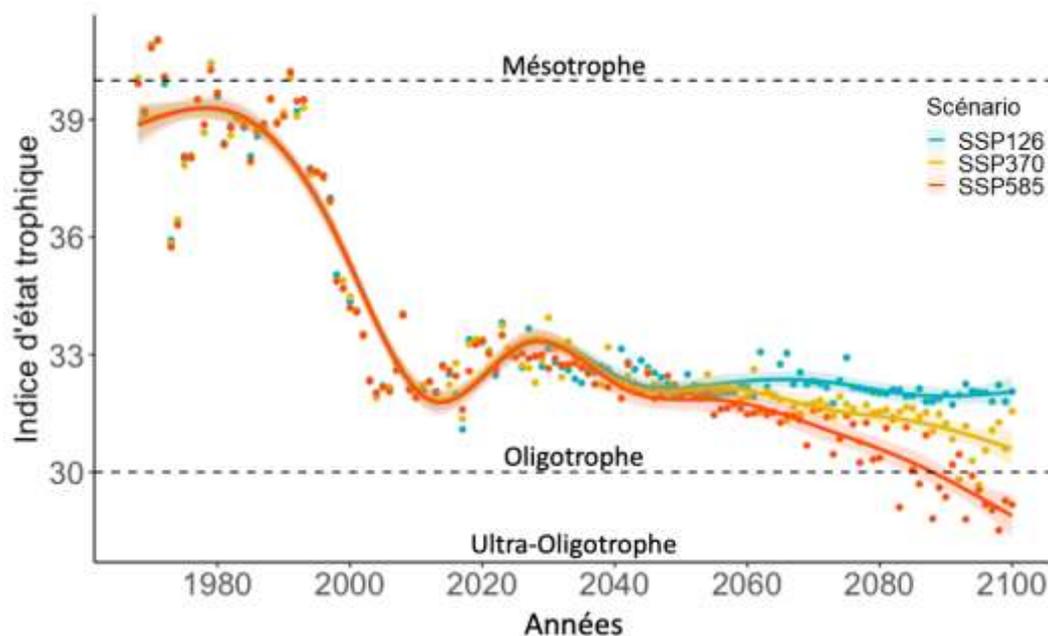


Figure 18. Moyennes annuelles de l'indice d'état trophique de Carlson calculées à partir des concentrations en phosphore total et chlorophylle-a entre 0 et 30 mètres, sur la période 1968-2100, en fonction des 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

3.2 Services écosystémiques

3.2.1 Approvisionnement en eau potable

Les tendances d'évolution de la concentration maximale de chlorophylle-a sont représentées sur la Figure 19. Malgré les concentrations relativement stables sur la période 2020–2100 (Fig. 17), le modèle prédit d'importantes variations de la profondeur du pic de chlorophylle-a, en particulier après 2050. L'amplitude de cet approfondissement diffère selon les 3 scénarios testés, jusqu'en 2100. Aucune variation significative n'est prédite par le modèle pour le scénario le plus optimiste (SSP1-RCP2.6), alors qu'un net approfondissement est attendu pour le scénario climatique le plus pessimiste (SSP5-RCP8.5). Ainsi, le pic de chl-a pourrait atteindre des profondeurs correspondant à des distances à la prise d'eau potable de 25,5 (SSP5-RCP8.5) et 35,0 m (SSSP1-RCP2.6). L'approfondissement du pic de chl-a peut s'expliquer par l'augmentation de la température le long de la colonne d'eau. Les conditions thermiques au sein de couches plus profondes deviendraient ainsi favorables au développement de communautés phytoplanctoniques. Par conséquent, on peut s'attendre à une réduction de la distance du pic de chlorophylle-a à la prise d'eau potable (aujourd'hui située à 40 m de profondeur) d'ici à 2100 mais sans risque a priori.

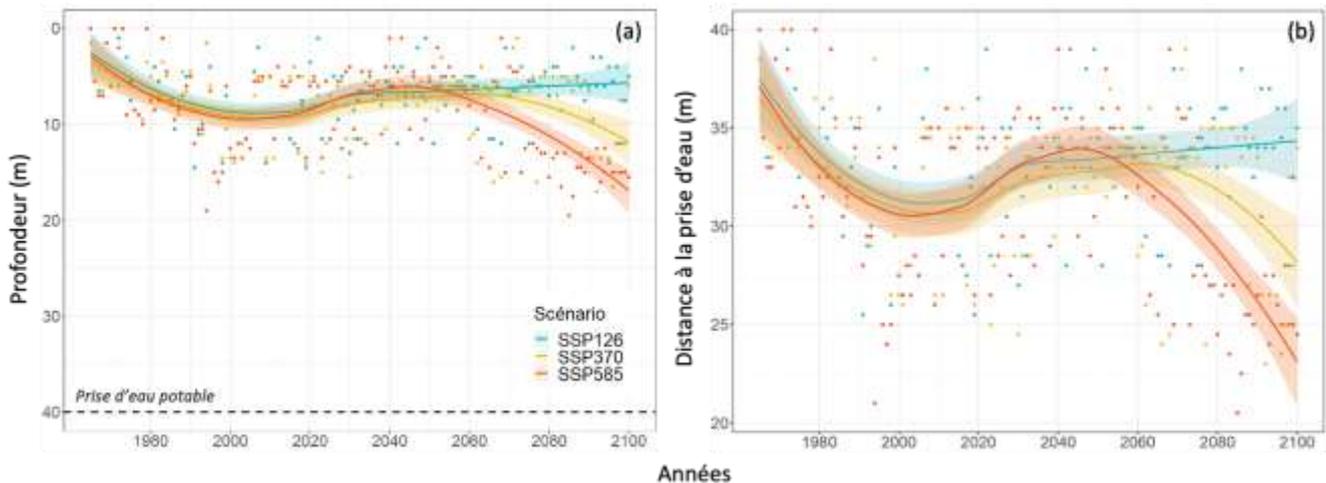


Figure 19. Profondeur maximale annuelle du pic de chlorophylle a (a) et distance à la prise d'eau potable (b) sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

À l'horizon 2100, la concentration en nitrates à 40 m de profondeur devrait rester bien inférieure au seuil réglementaire fixé par la DCE (0,10–0,12 mg L⁻¹) si l'on considère les valeurs journalières, pour les trois scénarios testés. Les concentrations moyennes annuelles en oxygène dissous prédites par le modèle sont comprises entre 10,7 mg L⁻¹ et 11,2 mg L⁻¹ à la prise d'eau potable pour les trois scénarios testés. A l'échelle journalière, les valeurs d'oxygénation devraient

se maintenir à des concentrations supérieures au seuil fixé par la réglementation ($> 5 \text{ mg L}^{-1}$). Ces critères de qualité sont également respectés à 50 m et 60 m de profondeur. Aucun coût supplémentaire de traitement ne serait à prévoir si la prise d'eau potable était décalée à l'une ou l'autre de ces profondeurs.

3.2.2 Préservation du peuplement salmonicole

3.2.2.1 Conditions reproduction

La Figure 20a représente l'évolution de la température de l'eau à 0–2 m de profondeur en Décembre et Janvier, correspondant aux conditions de reproduction du corégone. Jusqu'en 2050, la couche de surface devrait connaître des températures inférieures à $8 \text{ }^\circ\text{C}$ en hiver, seuil de déclenchement de la fraie. Par la suite, les prédictions diffèrent selon les scénarios : la température devrait rester proche du seuil favorable à la reproduction ($8,1 \text{ }^\circ\text{C}$) à l'horizon 2100 pour le scénario climatique le plus optimiste (SSSP1-RCP2.6) ; pour le scénario climatique intermédiaire et le plus pessimiste (SSP3-RCP7.0 et SSP5-RCP8.5), la couche de surface (0–2 m) pourrait se réchauffer fortement et atteindre en moyenne $10,5 \text{ }^\circ\text{C}$ et $12,6 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivement. La Figure 20b représente l'évolution de la température de l'eau sur la couche 30–40 m, profondeur à laquelle l'omble chevalier, espèce emblématique du lac d'Annecy, se reproduit habituellement. Comme en hiver a lieu le brassage de l'eau, la température et les tendances sont légèrement inférieures à celles qui se produisent dans les couches superficielles. Pour les trois scénarios testés, la température pourrait atteindre $7,7 \text{ }^\circ\text{C}$ (SSP1-RCP2.6), $9,7 \text{ }^\circ\text{C}$ (SSP3-RCP7.0) et $12,1 \text{ }^\circ\text{C}$ (SSP5-RCP8.5) à l'horizon 2100.

Dans les deux cas, l'élévation des températures de l'eau pourrait réduire drastiquement les volumes d'eau dont les conditions sont favorables à la reproduction des salmonidés, entraîner une compétition entre espèces et impacter négativement le succès de la reproduction. En effet, d'autres études ont montré que l'ovulation des femelles et la spermiation des mâles peuvent être bloqués lorsque la température de l'eau dépasse le seuil de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ (Guillard et al., 1992). Le développement embryonnaire peut également être affecté jusqu'à la mort des individus si le seuil des $12 \text{ }^\circ\text{C}$ est dépassé. Cependant, il est possible que les salmonidés adaptent à la fois leurs périodes de reproduction ainsi que la profondeur de fraie et parviennent à maintenir en partie leur taux de reproduction malgré le réchauffement attendu.

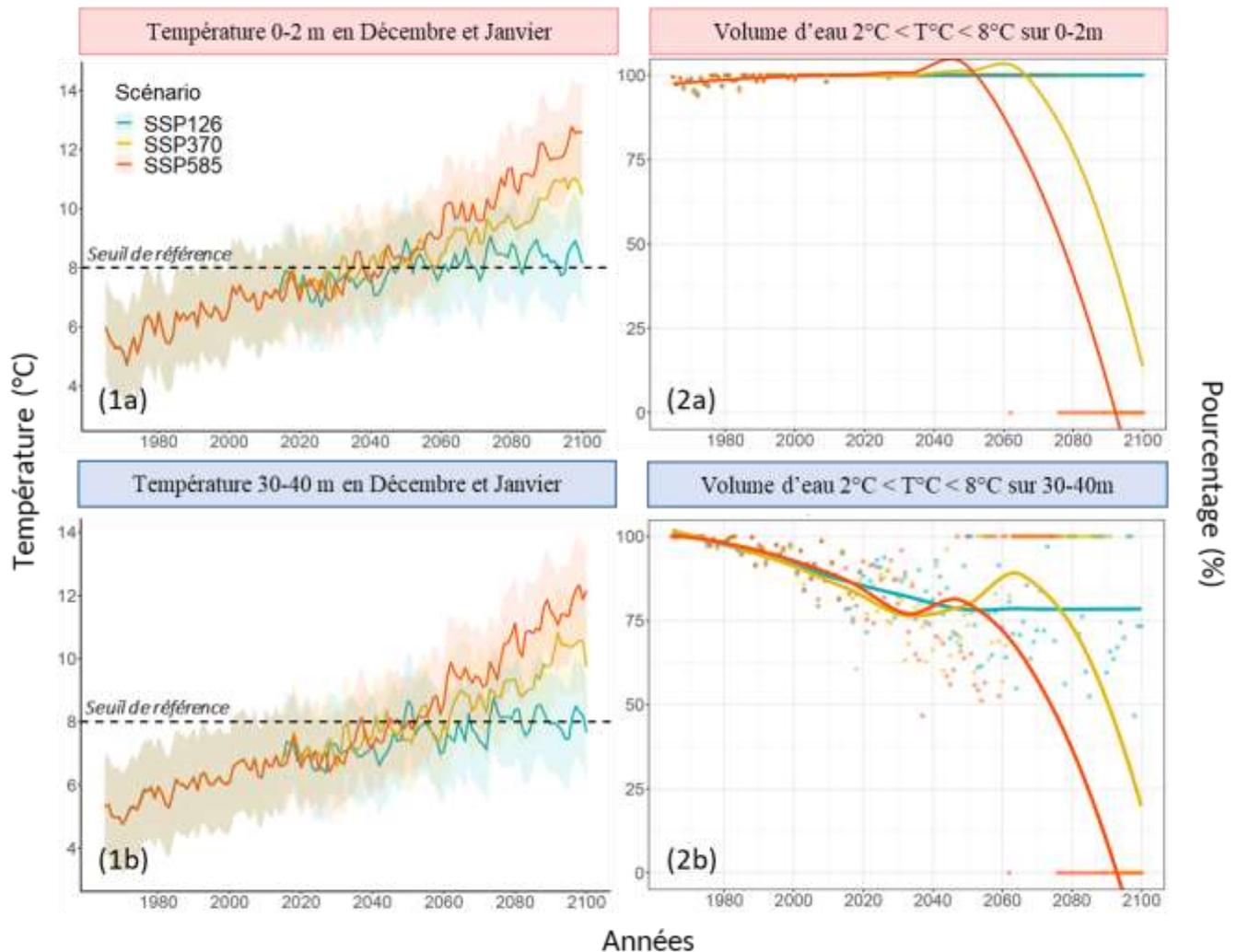


Figure 20. Températures moyennes (1) en décembre et janvier et pourcentage du volume d'eau (2) sur les couches 0-2m (a) et 30-40m (b), dont la température est comprise entre 2 °C et 8 °C, sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

3.2.2.2 Conditions d'habitat

Les concentrations en ammonium devraient se maintenir à des niveaux inférieurs aux seuils fixés par la Directive (UE) n° 2006/44 à l'horizon 2100, selon les trois scénarios testés. En effet, les concentrations moyennes en ammonium sont inférieures à 0,04 mg L⁻¹ dans les couches superficielles depuis les années 1970 et inférieures à 1,0 mg L⁻¹ sur l'ensemble de la période d'étude (Figure 16.3a). Le volume d'eau dont la saturation en oxygène dissous est supérieure à 65% et dont la concentration en oxygène dissous est supérieure à 7 mg L⁻¹ sont représentés sur la Figure 21. Pour les 3 scénarios, le pourcentage du volume total du lac dont la saturation en oxygène dissous est supérieure à 65% ne devrait pas passer le seuil de 84%. De même, l'évolution du volume du lac dont les concentrations en oxygène dissous sont supérieures à 7 mg L⁻¹ devrait se maintenir à plus de 87% du volume total du lac. Aucune différence significative entre les 3 scénarios n'a été prédite

par le modèle. Au sein des couches de surface, les concentrations moyennes journalières en oxygène dissous devraient rester supérieures à 7,0 mg L⁻¹ sur toute la période d'étude jusqu'en 2100, et pourraient même se maintenir à des concentrations supérieures à 9,0 mg L⁻¹ pendant au moins 6 mois de l'année.

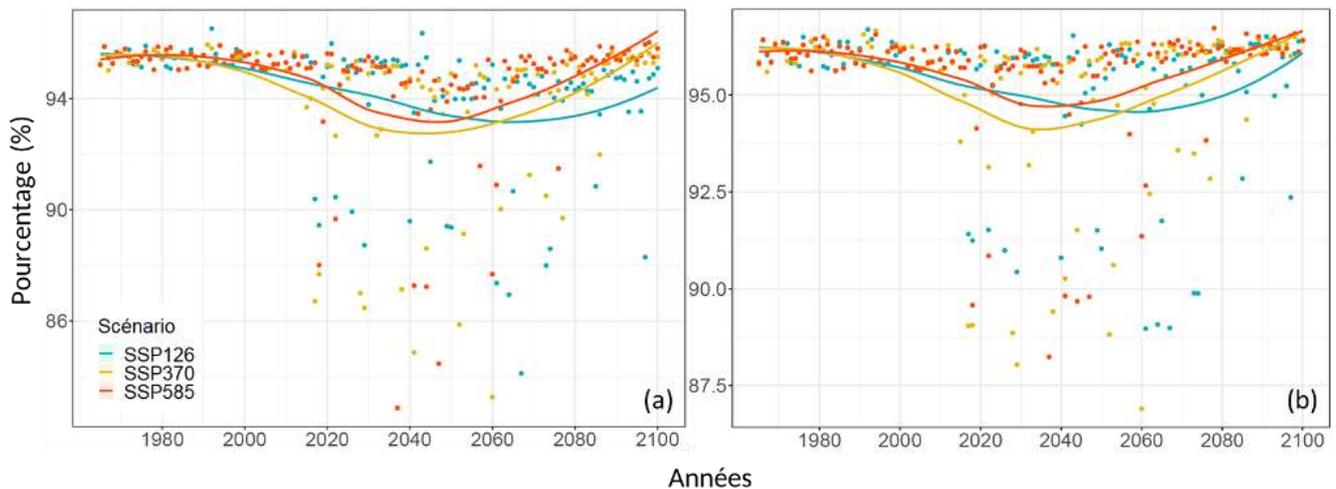


Figure 21. Évolution des conditions d'habitat liés à l'oxygène : Volumes d'eau moyens dont la saturation en oxygène dissous est supérieure à 65% (a) et dont la concentration en oxygène dissous est supérieure à 7 mg L⁻¹ (b), en fonction des 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5), sur la période 1968–2100, dans le lac d'Annecy.

La Figure 22 représente l'évolution temporelle de la profondeur à laquelle la concentration en oxygène dissous est supérieure à 7,0 mg L⁻¹ et la température de l'eau est inférieure à 13 °C (seuil optimal) et à 18 °C (seuil de tolérance). Selon les 3 scénarios testés, un approfondissement progressif de l'habitat thermique des salmonidés est très évident, avec une tendance plus marquée pour le scénario le plus pessimiste. La limite supérieure de l'habitat thermique optimal pourrait passer de 13,7 m de profondeur (moyenne calculée au cours de la période de référence 1968–1998) à 16,0 m (SSP1-RCP2.6) ou 27,3 m (SSP5-RCP8.5) en 2100. Les limites de tolérance thermique (5 °C < T < 18 °C) pourraient également connaître un approfondissement d'ici à 2100. La limite supérieure d'habitat pourrait passer de 10,7 m (moyenne calculée de 1968 à 1998) à 12,5 m (SSP1-RCP2.6) ou 16,7 m (SSP5-RCP8.5) en 2100. La Figure 23 révèle que les températures optimales devraient se maintenir sur l'ensemble de la colonne d'eau de janvier à mars. Selon les scénarios intermédiaire et pessimiste, la période de l'année où l'habitat thermique des poissons est le plus restreint, actuellement observée en octobre, devrait se décaler au mois de novembre à l'horizon 2100.

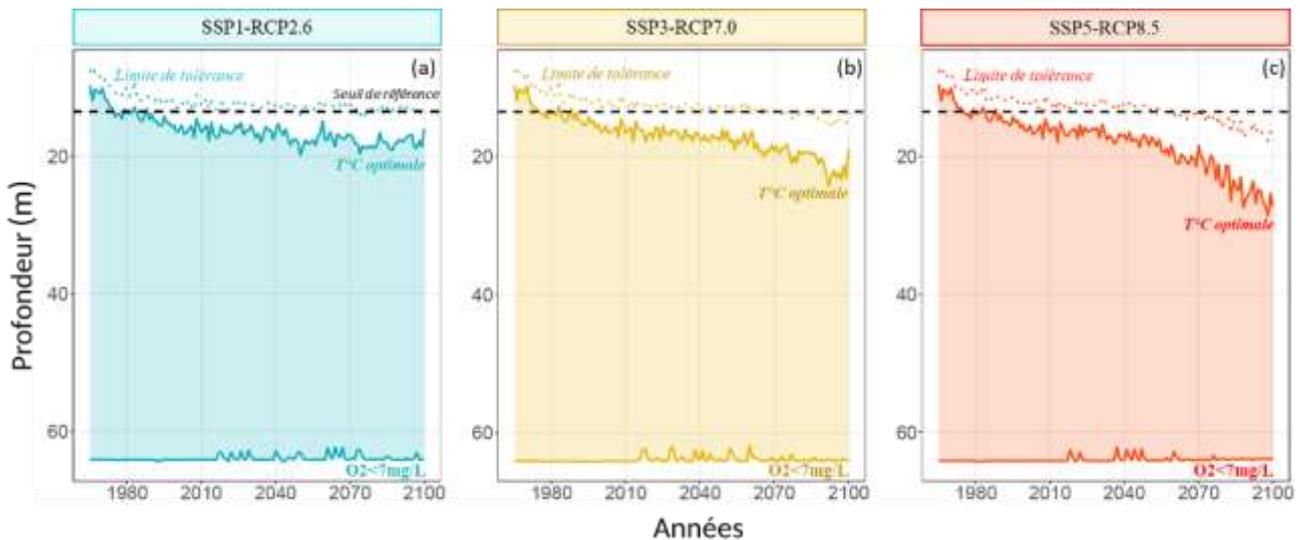


Figure 22. Moyennes annuelles des profondeurs maximales dont la température est inférieure à 13°C ($T^{\circ}C$ optimale) et 18°C (*Limite de tolérance*) et des profondeurs dont la concentration en oxygène dissous est inférieure à 7 mg L⁻¹, selon les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), sur la période 1968–2100, dans le lac d'Annecy.

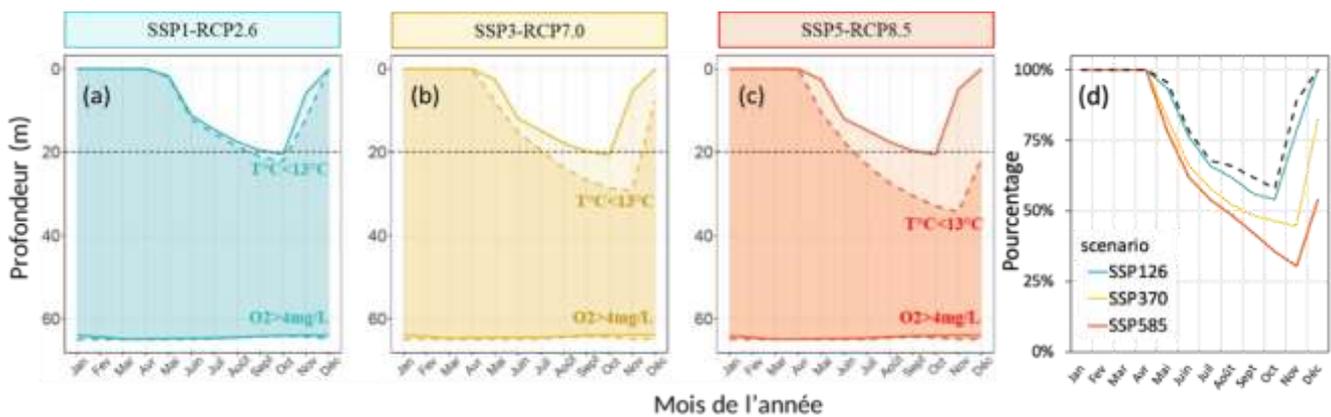


Figure 23. Moyennes mensuelles des profondeurs maximales dont la température est inférieure à 13°C ($T^{\circ}C$ optimale) et des profondeurs dont la concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg L⁻¹, sur les périodes 2010–2020 (traits plein) et 2090–2100 (traits en pointillés), selon les 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c), dans le lac d'Annecy. Volumes d'eau de qualité optimale pour les salmonidés par rapport au volume total du lac, au cours de l'année (d) pour les 3 scénarios futurs (lignes pleines) et sur la période 2010–2020 (ligne en pointillés) en considérant uniquement le seuil optimal de température ($T < 13^{\circ}C$).

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. 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. Cette redistribution spatiale, en direction des eaux profondes, peut impacter les activités halieutiques, de loisirs comme professionnelles, qui doivent ajuster leurs pratiques afin de capturer des individus situés dans des couches de plus en plus profondes. Si l'on considère le volume total d'habitat disponible, les salmonidés devraient pouvoir retrouver un habitat optimal compris entre 30% (SSP5-RCP8.5) à 54% (SSP1-RCP2.6) du volume total du lac en automne à l'horizon 2100 (Fig. 23d).

3.2.2.3 Ressources

Le modèle n'a pas permis d'estimer la profondeur de désoxygénation et les tendances d'évolution des volumes d'hypoxie ($[O_2] < 2 \text{ mg L}^{-1}$) d'ici à 2100. Cela est peut-être dû au faible niveau de confiance dans la représentation par le modèle de la consommation d'oxygène lors de la minéralisation bactérienne dans les couches profondes du lac. Cependant, le suivi annuel (Suivi scientifique du lac d'Annecy - Rapport annuel 2022) a montré que la désoxygénation des eaux profondes débutait en général en milieu d'été et s'amplifiait au cours de l'automne et de l'hiver, pouvant atteindre la couche d'eau à 50m de profondeur (maximum enregistré en 2020). En 2022, les couches profondes jusqu'à 53m ont été désoxygénées.

Il a néanmoins permis de détecter les jours de l'année où les concentrations en oxygène étaient inférieures au seuil d'hypoxie (Fig. 24a, b, c). Le lac a connu des périodes d'hypoxie dans les couches profondes de plus en plus longues de 1968 à aujourd'hui (Fig. 24d). Sur la période 1970–1980, les conditions hypoxiques duraient 124 ± 1 jours/an en moyenne, contre 171 ± 13 jours/an sur la période 2010–2020. Cette tendance pourrait s'inverser à horizon 2100 où l'on pourrait observer une réduction de la durée d'hypoxie, prédite en 144 ± 13 jours/an en 2040 et 74, 40 et 15 jours d'hypoxie en moyenne par an sur la période 2090–2100 pour les scénarios SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 et SSP5-RCP8.5, respectivement. Ce phénomène peut s'expliquer par la réduction des teneurs en chlorophylle-a et du carbone organique à la fois dans les couches superficielles et couches profondes et ainsi par la diminution progressive de la charge interne en phosphore total, prédite par le modèle à horizon 2100. La décomposition aérobie de la matière organique à l'interface eau-sédiments serait alors réduite, ce qui limiterait la désoxygénation des couches profondes. Ce résultat est cohérent avec la diminution de l'indice d'état trophique du lac, qui pourrait atteindre un niveau ultra-oligotrophe dans le cas du scénario SSP5-RCP8.5 (Fig. 18). Par ailleurs, la Figure 24 met en évidence un brassage de la colonne d'eau de plus en plus tardif, correspondant au moment où les couches profondes sont réoxygénées.

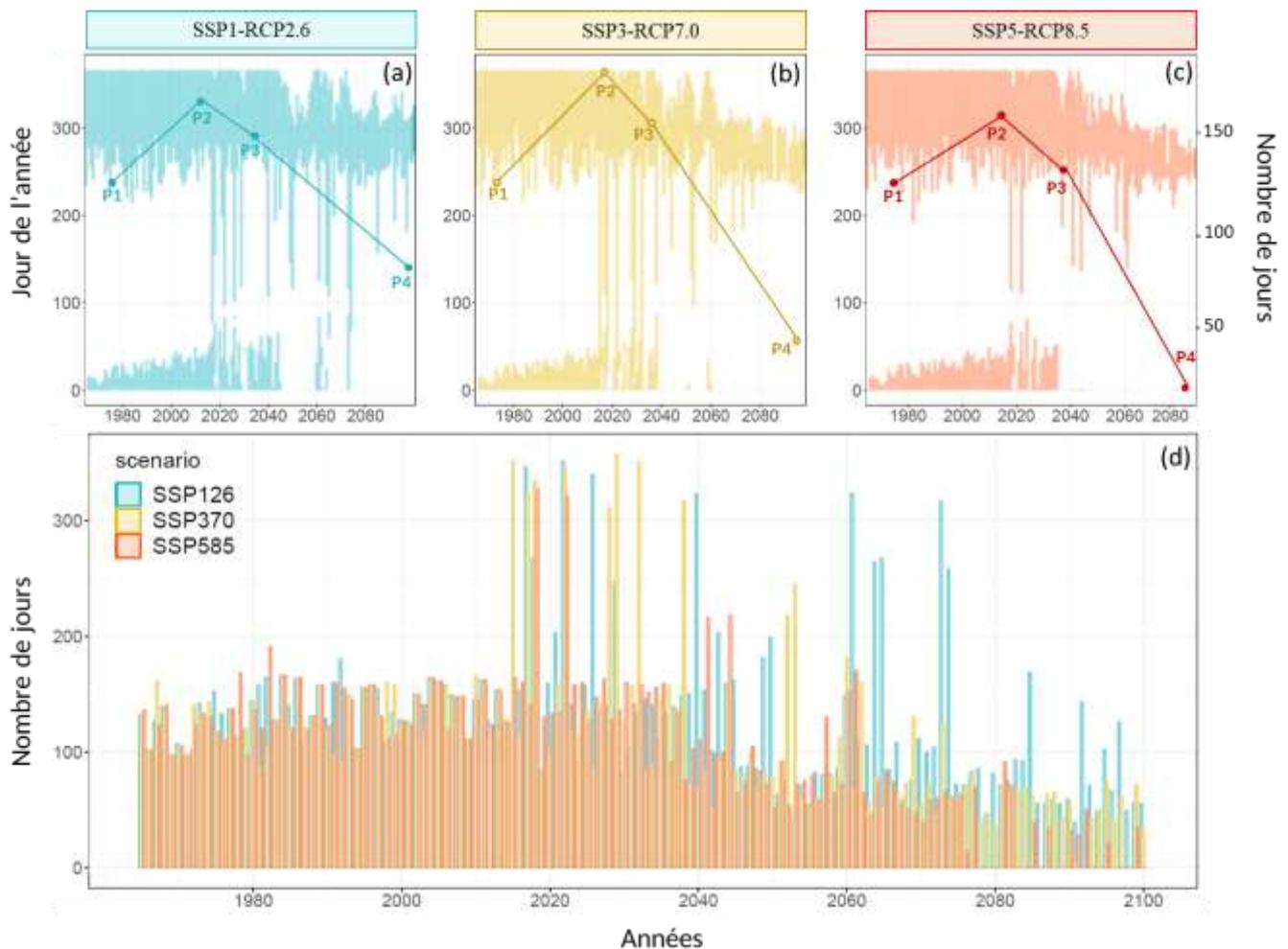


Figure 24. Représentation des jours de l'année où des conditions hypoxiques apparaissent dans les couches profondes (concentration en oxygène dissous inférieures à 2 mg L^{-1}) sur la période 1968–2100, en fonction des 3 scénarios SSP1-RCP2.6 (a), SSP3-RCP7.0 (b) et SSP5-RCP8.5 (c). Les points représentent la durée moyenne d'hypoxie au cours des périodes 1970–1980 (P1), 2010–2020 (P2), 2030–2040 (P3) et 2090–2100 (P4). Calcul du nombre de jours par an présentant des conditions hypoxiques (d), dans le lac d'Annecy.

3.2.3 Loisirs

Les concentrations élevées en oxygène dissous dans les couches de surface (Fig. 15), le maintien du niveau trophique du lac à l'état oligotrophe dans le futur (Fig. 18) et l'approfondissement du pic de chlorophylle-a (Fig. 19) réduisant le risque de bloom d'algues et favorisant dans une certaine mesure la transparence de l'eau (hors effets de précipitation des carbonates), indiquent que le réchauffement climatique ne devrait pas affecter l'attractivité générale du lac au cours des prochaines décennies. Bien que l'estimation des conditions d'oxygénation, de la présence de phytoplancton et de l'état trophique du lac constituent des facteurs importants pour les usages de loisirs, d'autres facteurs non négligeables nécessiteraient d'être estimés à l'occasion d'une autre étude afin de réaliser une évaluation globale et pertinente

des effets des changements climatiques sur certains usages tels que la baignade et les sports aquatiques.

3.2.4 Séquestration du carbone organique

La Figure 25 indique une réduction de la concentration du carbone organique totale au fond du lac, ce qui suggère une diminution des taux de sédimentation du carbone. Néanmoins, les conditions basses en oxygène dissous dans les couches d'eau profondes limite la décomposition et la minéralisation du carbone organique sédimenté et pourrait ainsi tendre à maintenir des niveaux actuels de séquestration de carbone en zone pélagique. Dans les zones moins profondes, proches du littoral bien oxygéné, les températures de l'eau plus élevées pourraient accélérer la décomposition de la matière organique présente dans le fond des lacs. Cela pourrait réduire la quantité de carbone enfoui, car il serait transformé plus rapidement en CO_2 et rejeté dans l'atmosphère. On pourrait assister à un découplage entre la réponse du littoral et de la zone pélagique concernant la séquestration du carbone. Des études spécifiques devront approfondir cette question.

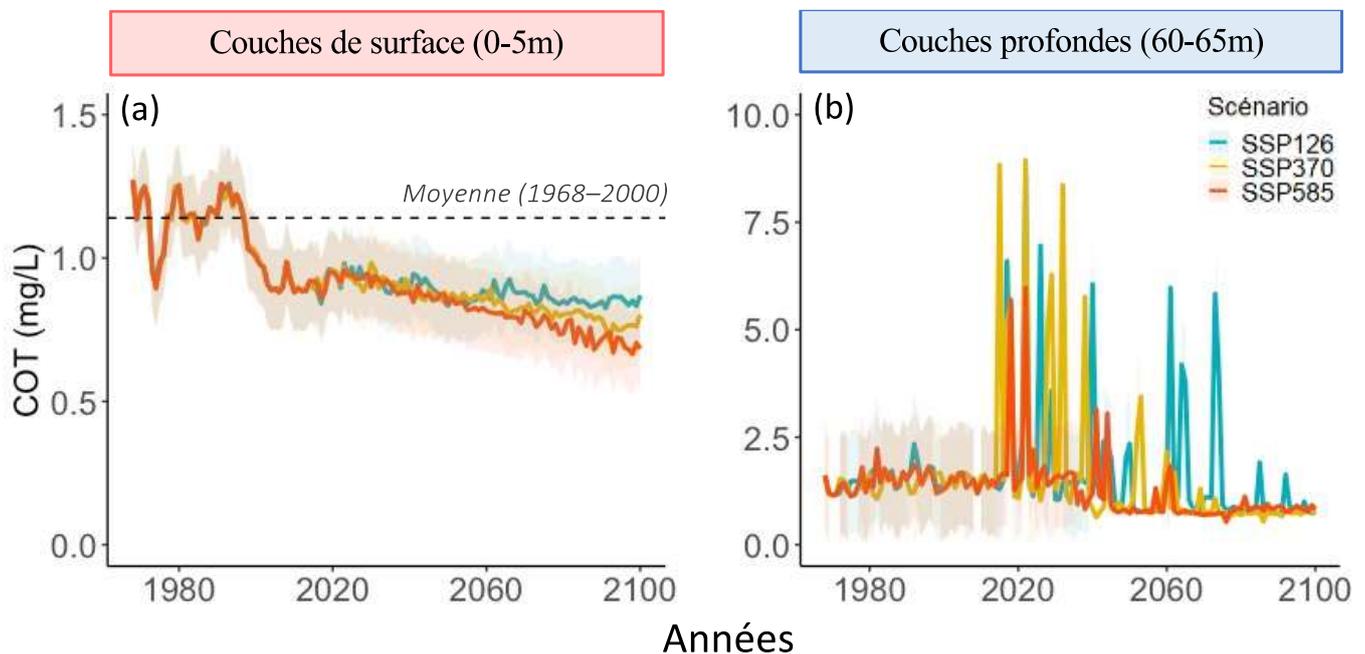


Figure 25. Concentrations moyennes annuelles en carbone organique total dans les couches profondes sur la période 1968-2100, en fonction des 3 scénarios (SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

3.2.5 Ratio de qualité écologique

La Figure 26 représente les écarts à la référence (EQR pour « Ecological quality ratio » c.f. méthode) pour chaque année de 1968 à 2100 en considérant le scénario intermédiaire (SSP3-RCP7.0). C'est une synthèse des effets les plus importants des changements climatiques sur le fonctionnement et les services écosystémiques rendus par le lac d'Annecy discutés précédemment. L'évolution de l'approvisionnement en l'eau potable ne devrait être affectée que modérément par rapport à la diminution de la distance du pic de chlorophylle-a à la prise d'eau, qui varie de « très bon » à « moyen ». Le réchauffement climatique pourrait avoir un effet sur l'approvisionnement du peuplement salmonicole en modifiant les conditions d'habitat et de reproduction. Ainsi, la fin du siècle pourrait constituer un point de basculement quand le seuil de température permettant le déclenchement de la reproduction pourrait ne plus être atteint et la phénologie des salmonidés pourrait être impactée. Cependant, les effets du réchauffement climatique pourraient être limités par la capacité d'adaptation des poissons.

Le service de soutien au maintien de l'état écologique a déjà connu d'importants bouleversements au cours des 50 dernières années en lien avec l'augmentation des températures dans les couches de surface et dans le métalimnion (EQR passant d'un état « Très bon » à « Bon » ou « Moyen » selon le paramètre considéré). Les dynamiques sont relativement rapides et devraient se poursuivre et s'accélérer au cours de la deuxième moitié du 21^{ème} siècle, avec des effets plus marqués sur les processus hydrodynamiques, sur la stabilité de la colonne d'eau, la durée de stratification et le brassage des eaux. Au regard des autres éléments tels que l'oxygène dissous, la chlorophylle-a, l'indice d'état trophique, le phosphore total, les nitrates et l'ammonium, le lac devrait se maintenir à un état « très bon » à l'horizon 2100.

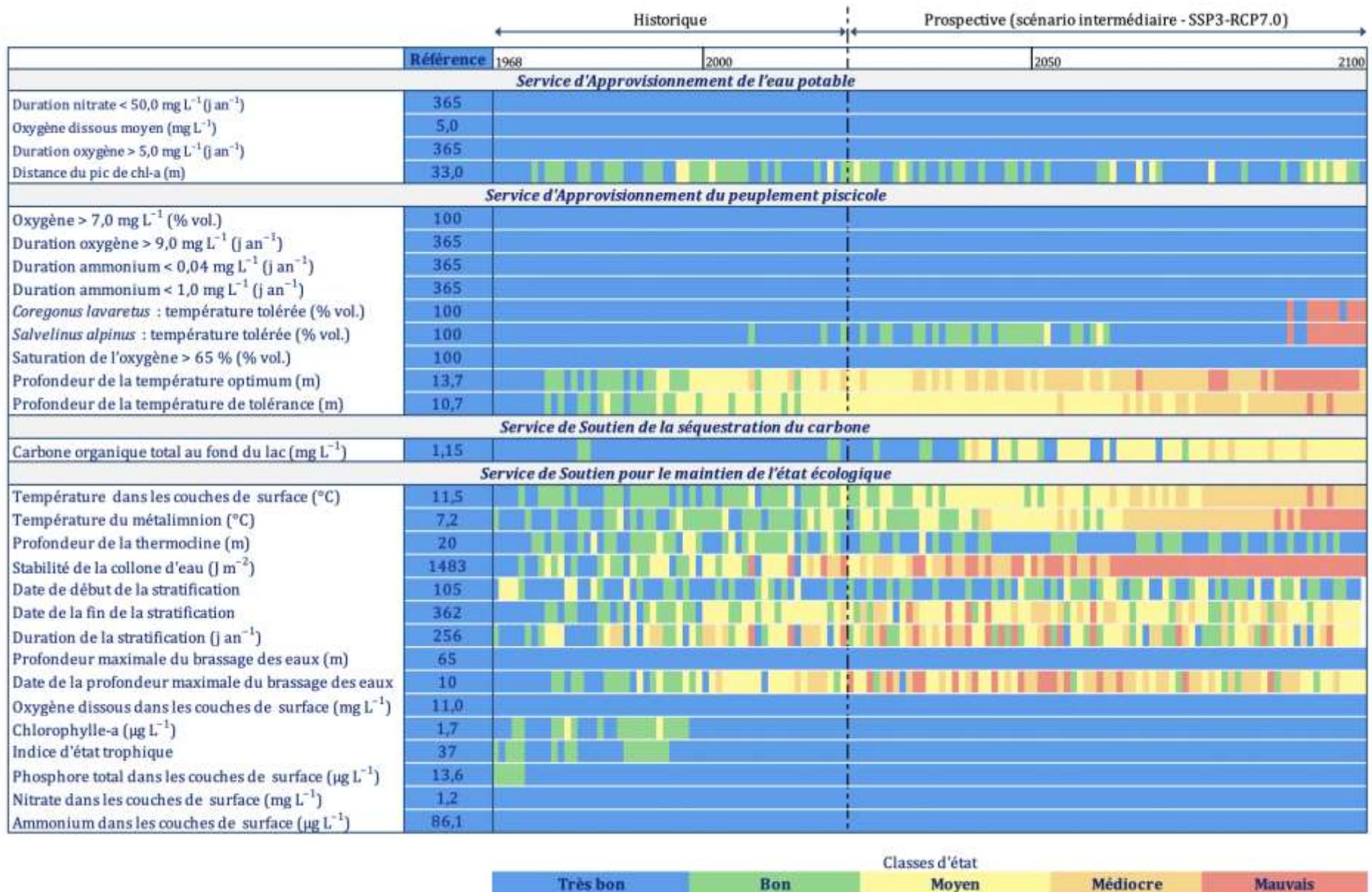


Figure 26. Synthèse des effets des changements climatiques sur le fonctionnement et services écosystémiques rendus par le lac d'Annecy en considérant le scénario intermédiaire (SSP3-RCP7.0).

4. Limites et Perspectives pour le futur

4. Limites et Perspectives pour le futur

L'incertitude est toujours présente en modélisation. Les différentes sources d'incertitude sont les suivantes : l'incertitude sur les données d'entrée du modèle, l'incertitude sur la condition initiale, l'incertitude sur les données d'observation, l'incertitude des paramètres et l'incertitude sur 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 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 phosphore dans le lac : les résultats reposent sur l'hypothèse que les apports en nutriments dans le lac seraient maintenus aux niveaux actuels. Les changements à l'échelle du bassin versant, pouvant affecter les apports en nutriments, ne sont pas pris en compte dans cette étude. Afin de considérer les effets du changement climatique sur l'érosion du bassin versant et le transport de nutriments vers le lac, différents scénarios pourraient être intégrés au modèle GLM-AED, en fonction des stratégies de gestion du bassin versant.
- ⇒ La modélisation de la transparence de l'eau : le modèle n'a pas simulé la transparence de l'eau avec un niveau de confiance suffisant, ce qui a empêché la projection de son évolution temporelle. Un module supplémentaire représentant les processus chimiques tels que la précipitation des calcites, qui exercent une influence non négligeable sur la transparence des grands lacs alpins, pourrait être incorporé au modèle GLM-AED.
- ⇒ L'absence de distinction des groupes phytoplanctoniques : le modèle n'a pas permis de simuler les tendances d'évolution des biomasses phytoplanctoniques, notamment de cyanobactéries, en raison de sa complexité reproduite par le modèle avec une faible fiabilité. Il est probable que l'augmentation de la température de l'eau favorise le développement de

certaines cyanobactéries (Ho et al., 2019). En effet, des études récentes ont montré que les effets cumulés de l'augmentation de la température de l'eau, d'enrichissement du milieu en éléments nutritifs et de stratification thermique pouvait accentuer la production de toxines par certaines cyanobactéries d'eau douce (Harke et al., 2016). Cependant, les impacts sur les différents usages du lac devraient être limités étant donné les faibles concentrations en chlorophylle-a prédites par le modèle.

⇒ Les ressources alimentaires pour les poissons : la présence de characées n'a pas pu être simulée par le modèle GLM-AED, limitant ainsi l'analyse de leur évolution temporelle. Par conséquent, nous avons considéré leur surface d'habitat comme proxy des conditions favorables à leur croissance et développement. L'aire où se développe les characées est représentée sur la Figure 27. C'est l'aire à l'interface eau-sédiments dans la zone euphotique (0-18 m), i.e. la zone grise comprise entre les limites du lac et la région en bleu (profondeur supérieure à 18 m). Bien qu'elle semble petite, cette zone correspond à une aire de 10 km². Tout comme nous ne pouvions pas estimer l'évolution temporelle de la transparence de l'eau, nous n'avons pas pu étudier l'évolution des superficies dont les conditions sont favorables au développement des characées dans un contexte de changement climatique à l'aide de ce modèle.

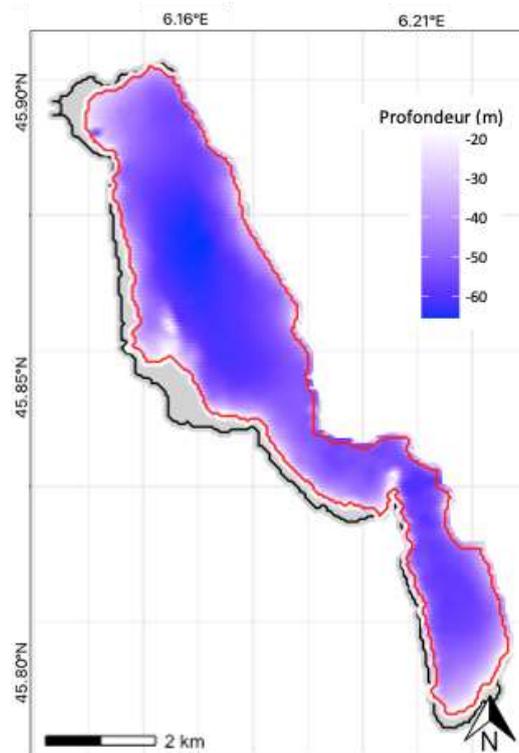


Figure 27. Aire à l'interface eau-sédiments où se développent les characées (zone grise comprise entre les limites du lac et la région en bleu) dans le lac d'Annecy.

⇒ L'absence d'espèces invasives, notamment la moule quagga : les simulations n'ont pas tenu compte des effets de la moule quagga qui a été détectée dans le lac d'Annecy en juin 2023. On peut s'attendre à une prolifération extrêmement rapide et hors de contrôle (Kraemer et al., n.d.), ce qui pourrait affecter les variables d'état simulées dans cette étude. Ainsi, il conviendrait de réaliser des études prospectives complémentaires sur les effets de la moule quagga sur le fonctionnement de lac d'Annecy.

5. Conclusion générale

5. Conclusion générale

La modélisation de l'évolution des processus hydrodynamiques et biogéochimiques dans le Lac d'Annecy sur le long-terme, en fonction des différents scénarios climatiques prédits par le GIEC, a mis en évidence l'impact significatif du réchauffement climatique sur la température de l'eau du lac. A horizon 2100, la température de l'eau pourrait augmenter de +1,8 °C (SSP1-RCP2.6) à +6,0 °C (SSP5-RCP8.5) en surface et de +1,0 °C (SSP1-RCP2.6) à +4,0 °C (SSP5-RCP8.5) en profondeur. La stratification thermique devrait être plus intense et plus longue. Cependant, le brassage complet de la colonne d'eau devrait se maintenir, assurant ainsi la réoxygénation des couches profondes.

En supposant que les apports en phosphore soient maintenus aux niveaux actuels, les nutriments (phosphore total, nitrate et ammonium) resteraient conformes aux limites établies pour une « bonne » à « très bonne » qualité de l'eau selon les critères actuellement définies pour le lac dans le cadre de la DCE. La chlorophylle-a est fortement corrélée à la disponibilité en phosphore dans la colonne d'eau et suit donc une tendance quasi constante selon les prédictions du modèle. Les valeurs moyennes seraient inférieures à 2,6 µg L⁻¹, valeur caractéristique des lacs oligotrophes. Le lac resterait ainsi à un niveau oligotrophique d'ici à la fin du siècle.

Les changements thermiques pourraient avoir différentes conséquences sur les services écosystémiques rendus par le lac. L'approvisionnement en eau potable ne serait que modérément affectée pour le réchauffement qui favorise le développement de communautés phytoplanctoniques dans des couches plus profondes. Par conséquent, on peut s'attendre à une diminution de la distance du pic de chlorophylle-a à la prise d'eau, qui pourrait atteindre des distances de 25,5 (SSP5-RCP8.5) et 35,0 m (SSP1-RCP2.6). Les changements environnementaux du lac prédisent une tendance à la baisse de la séquestration du carbone et le maintien de l'attractivité générale du lac au cours des prochaines décennies.

Concernant le peuplement piscicole, des impacts négatifs sur la reproduction du corégone et de l'omble chevalier pourraient se produire. Le seuil de 8,0 °C nécessaire au déclenchement de la reproduction pourrait se maintenir jusqu'en 2050. Par la suite, la température pourrait augmenter et atteindre 12,6 °C sur la couche 0–2 m (corégone) et 12,1 °C sur la couche 30–40 m (omble chevalier), traduisant l'absence total d'habitat favorable à la reproduction de ces deux espèces dans le cas du scénario le plus pessimiste (SSP5-RCP8.5). Selon le scénario le plus optimiste (SSP1-RCP2.6), le volume d'eau pourrait se maintenir à 100% pour le corégone et pourrait se réduire à 73% pour l'omble chevalier. En réponse à ces bouleversements, un possible décalage de la saison et de la durée de reproduction pourrait se produire. Par ailleurs, l'habitat thermique des

salmonidés adultes devrait s'approfondir progressivement et passer de 13,7 m à 16,0–27,3 m en 2100. Néanmoins, à l'échelle intra-annuelle, les poissons devraient conserver habitat disponible largement suffisant (90% à 97% du volume total du lac).

Dans le cadre de la prospection des effets du changement climatique sur les services écosystémiques rendus par le lac, nous avons proposé 101 métriques annuelles pour prédire l'état du lac possible ou probable au cours des prochaines décennies et jusqu'en 2100. L'EQR calculé pour les plus représentatives d'entre elles, en prenant les niveaux actuels comme seuil de référence, a montré que les impacts du changement climatique s'accroîtraient particulièrement après 2050, suggérant des effets plus marqués au cours de la seconde moitié du 21^{ème} siècle.

Bibliographie

- Berthon, V., Marchetto, A., Rimet, F., Dormia, E., Jenny, J.P., Pignol, C., Perga, M.E., 2013. Trophic history of French sub-Alpine lakes over the last ~150 years: Phosphorus reconstruction and assessment of taphonomic biases. *J Limnol* 72, 417–429. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2013.e34>
- 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., 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., Hipsey, M.R., 2018. A multi-lake comparative analysis of the General Lake Model (GLM): Stress-testing across a global observatory network. *Environmental Modelling and Software* 102, 274–291. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.016>
- Bueche, T., Hamilton, D.P., Vetter, M., 2017. Using the General Lake Model (GLM) to simulate water temperatures and ice cover of a medium-sized lake: a case study of Lake Ammersee, Germany. *Environ Earth Sci* 76, 461. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6790-7>
- Burger, D.F., Hamilton, D.P., Pilditch, C.A., 2008. Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. *Ecol Modell* 211, 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.09.028>
- Burgess, M.G., Becker, S.L., Langendorf, R.E., Fredston, A., Brooks, C.M., 2023. Climate change scenarios in fisheries and aquatic conservation research. *ICES Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad045>
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol Oceanogr* 22, 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Cucchi, M., P. Weedon, G., Amici, A., Bellouin, N., Lange, S., Müller Schmied, H., Hersbach, H., Buontempo, C., 2020. 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>
- 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., Jenny, J.P., 2023. 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>
- Directive (UE) n° 2006/44, 2006. Directive 2006/44/EC of the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life.
- Directive (UE) n° 2020/2184, 2020. Directive (UE) n° 2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
- Engels, A., Marotzke, J., 2023. Assessing the plausibility of climate futures. *Environmental Research Letters* 18. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acaf90>
- Fenocchi, A., Rogora, M., Morabito, G., Marchetto, A., Sibilla, S., Dresti, C., 2019. Applicability of a one-dimensional coupled ecological-hydrodynamic numerical model to future projections in a very deep large lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Ecol Modell* 392, 38–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.11.005>

- Fernández Castro, B., Bouffard, D., Troy, C., Ulloa, H.N., Piccolroaz, S., Sepúlveda Steiner, O., Chmiel, H.E., Serra Moncadas, L., Lavanchy, S., Wüest, A., 2021. Seasonality modulates wind-driven mixing pathways in a large lake. *Commun Earth Environ* 2. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00288-3>
- Goulon, C., Guillard, J., 2021. Suivi Halieutique du Lac d'Annecy 2021.
- Guillard, J., Gillet, C., Champigneulle, A., 1992. Revue bibliographique - Principales caractéristiques de l'élevage de l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus* L.) en eau douce. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 47–68. <https://doi.org/10.1051/kmae:1992014>
- Hansen, N., 2016. The CMA Evolution Strategy: A Tutorial [WWW Document]. <https://arxiv.org/abs/1604.00772>.
- Harke, M.J., Steffen, M.M., Gobler, C.J., Otten, T.G., Wilhelm, S.W., Wood, S.A., Paerl, H.W., 2016. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.007>
- Hipsey, M.R., 2022. Modelling Aquatic Eco-Dynamics: Overview of the AED modular simulation platform.
- Hipsey, M.R., Bruce, L.C., Boon, C., Busch, B., Carey, C.C., Hamilton, D.P., Hanson, P.C., Read, J.S., Sousa, E., Weber, M., Winslow, L.A., 2019. 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>
- Ho, J.C., Michalak, A.M., Pahlevan, N., 2019. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature* 574, 667–670. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1648-7>
- Hydro Portail, 2022. Données hydrométriques de la banque nationale des données quantitatives relatives aux eaux de surface [WWW Document]. URL <https://hydro.eaufrance.fr> (accessed 8.26.22).
- IPCC, 2023. Synthesis Report of the IPCC Sixth Assessment Report (AR6), Diriba Korecha Dadi. Panmao Zhai.
- Jalinoux, R., Pasquini, F., SILA, 2015. Comment et pourquoi le niveau des lacs est-il régulé ?, in: Montuelle, B., Clemens, A. (Eds.), *Le Tour Des Grands Lacs Alpins Naturels En 80 Questions*. Lyon.
- Janssen, A.B.G., Hilt, S., Kosten, S., de Klein, J.J.M., Paerl, H.W., Van de Waal, D.B., 2020. Shifting states, shifting services: Linking regime shifts to changes in ecosystem services of shallow lakes. *Freshw Biol*. <https://doi.org/10.1111/fwb.13582>
- 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., Weyhenmeyer, G.A., 2020. Scientists' Warning to Humanity: Rapid degradation of the world's large lakes. *J Great Lakes Res* 46, 686–702. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.05.006>
- Jones, H.F.E., Özkundakci, D., McBride, C.G., Pilditch, C.A., Allan, M.G., Hamilton, D.P., 2018. Modelling interactive effects of multiple disturbances on a coastal lake ecosystem: Implications for management. *J Environ Manage* 207, 444–455. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.063>

- Kraemer, B.M., Boudet, S., Burlakova, L.E., Haltiner, L., Ibelings, W., Karatayev, A.Y., Karatayev, V., Rossbacher, S., Straile, D., Spaak, P., n.d. Title: An abundant future for quagga mussels in deep European lakes 1. <https://doi.org/10.1101/2023.05.31.543086>
- Lange, S., 2019. Trend-preserving bias adjustment and statistical downscaling with ISIMIP3BASD (v1.0). *Geosci Model Dev* 12, 3055–3070. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-3055-2019>
- MEEM, 2016. Guide relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau).
- Morin, R., 2012. Qualité de l'eau requise pour l'élevage des salmonidés.
- Naiades, 2022. Données sur la qualité des eaux de surface [WWW Document]. URL <https://naiades.eaufrance.fr> (accessed 8.26.22).
- Nomade, J., 2005. Chronologie et sédimentologie du remplissage du lac d'Annecy depuis le Tardiglaciaire: Implications paléoclimatologiques et paléohydrologiques.
- 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., Soyly, M.E., Teubner, K., Verburg, P., Voutilainen, A., Watkinson, A., Williamson, C.E., Zhang, G., 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophys Res Lett* 42, 773–781. <https://doi.org/10.1002/2015GL066235>
- Özkundakci, D., Hamilton, D.P., Trolle, D., 2011. Modelling the response of a highly eutrophic lake to reductions in external and internal nutrient loading. *N Z J Mar Freshwater Res* 45, 165–185. <https://doi.org/10.1080/00288330.2010.548072>
- Piccioni, F., Casenave, C., Lemaire, B.J., Le Moigne, P., Dubois, P., Vinçon-Leite, B., 2020. The response of small and shallow lakes to climate change: new insights from hindcast modelling. *Earth System Dynamics Discussions* 1–22. <https://doi.org/10.5194/esd-2020-51>
- Riahi, K., van Vuuren, D.P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B.C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J.C., KC, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., Ebi, K., Hasegawa, T., Havlik, P., Humpenöder, F., Da Silva, L.A., Smith, S., Stehfest, E., Bosetti, V., Eom, J., Gernaat, D., Masui, T., Rogelj, J., Strefler, J., Drouet, L., Krey, V., Luderer, G., Harmsen, M., Takahashi, K., Baumstark, L., Doelman, J.C., Kainuma, M., Klimont, Z., Marangoni, G., Lotze-Campen, H., Obersteiner, M., Tabeau, A., Tavoni, M., 2017. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change* 42, 153–168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Schmid, M., Koster, O., 2016. Excess warming of a Central European lake driven by solar brightening. *Water Resour Res* 52, 8103–8116. <https://doi.org/10.1002/2016WR018651>
- Schwefel, R., Gaudard, A., Wüest, A., Bouffard, D., 2016. 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>
- Toffolon, M., Piccolroaz, S., 2015. A hybrid model for river water temperature as a function of air temperature and discharge. *Environmental Research Letters* 10. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/114011>
- Unesco, 1978. Eighth report of the joint panel on oceanographic tables and standards.

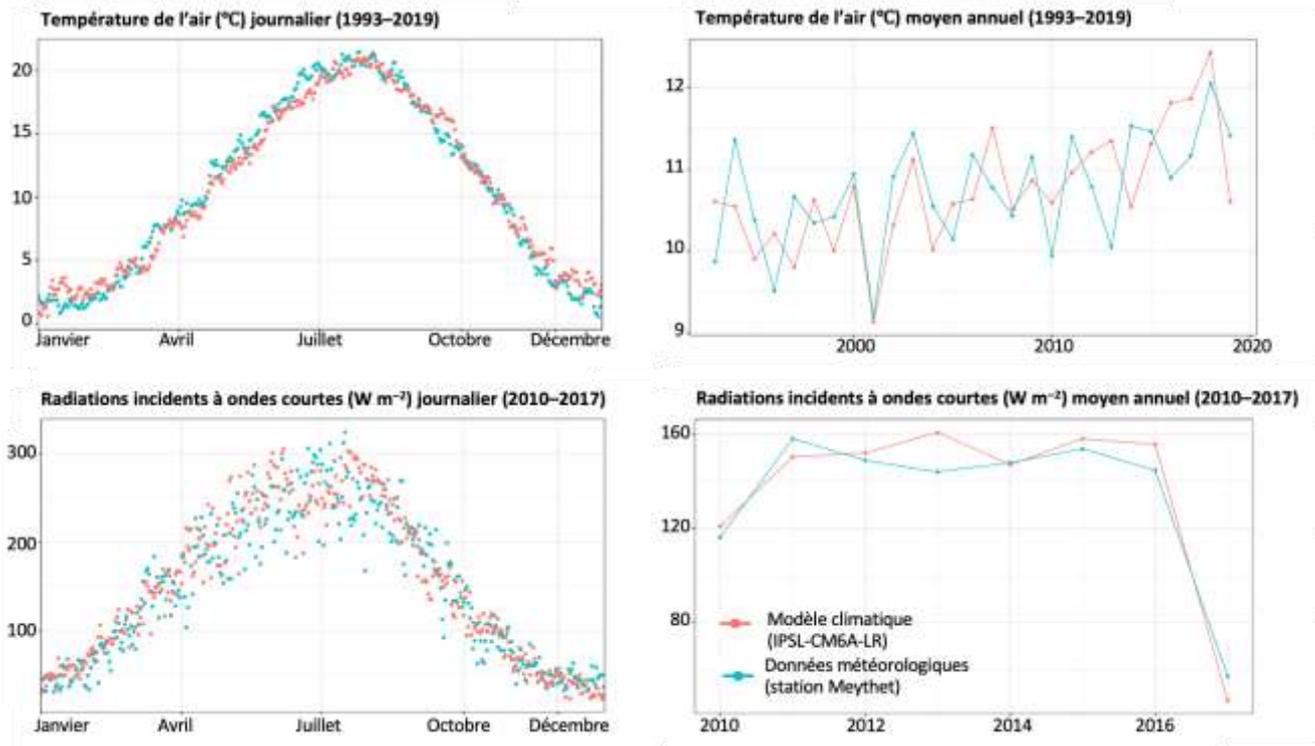
- van de Bund, W., Solimini, A.G., 2007. Ecological Quality Ratios for Ecological Quality Assessment in Inland and Marine Waters.
- van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G.C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S.J., Rose, S.K., 2011. The representative concentration pathways: An overview. *Clim Change* 109, 5–31. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology - Lake and River Ecosystems*, 3rd ed.
- Woolway, R.I., Merchant, C.J., 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. *Nat Geosci* 12, 271–276. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0322-x>
- Woolway, R.I., Sharma, S., Weyhenmeyer, G.A., Debolskiy, A., Golub, M., Mercado-Bettín, D., Perroud, M., Stepanenko, V., Tan, Z., Grant, L., Ladwig, R., Mesman, J., Moore, T.N., Shatwell, T., Vanderkelen, I., Austin, J.A., DeGasperis, C.L., Dokulil, M., La Fuente, S., Mackay, E.B., Schladow, S.G., Watanabe, S., Marcé, R., Pierson, D.C., Thiery, W., Jennings, E., 2021. Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nat Commun* 12. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22657-4>

Annexes

Annexes

Annexe 1

Confrontation entre le modèle climatique (IPSL-CM6A-LR) utilisé comme donné d'entrée et les données réellement mesurées par la station météorologique la plus proche du lac (station de Meythet)



Annexe 2

Mesures d'erreur en comparant les résultats de la modélisation aux données d'observation sur la période complète de suivi limnologique (1966–2020)

Mesures d'erreur	Couches de surface (0–5 m)	Couches profondes (60–65 m)	Colonne d'eau (0–65 m)
<i>Température de l'eau</i>			
<i>n</i>	571	563	27,472
RMSE (°C)	2.54	1.28	1.04
RRMSE (%)	11.67	4.29	13.55
MAE (°C)	1.87	1.17	0.86
<i>r</i>	0.94	0.07	0.91
PBIAS (%)	-10.89	-21.36	-4.01
<i>Oxygène dissous</i>			
<i>n</i>	570	553	46,636
RMSE (mg L ⁻¹)	1.30	4.55	2.20
RRMSE (%)	10.86	30.98	21.87
MAE (mg L ⁻¹)	0.99	3.67	1.60
<i>r</i>	0.45	0.67	0.67
PBIAS (%)	6.85	55.75	13.97
<i>Phosphore total</i>			
<i>n</i>	523	528	4,097
RMSE (µg L ⁻¹)	3.67	27.21	6.54
RRMSE (%)	12.78	12.01	8.17
MAE (µg L ⁻¹)	2.72	12.05	3.66
<i>r</i>	0.54	0.22	0.42
PBIAS (%)	16.96	-44.45	-10.67
<i>Chlorophylle-a*</i>			
<i>n</i>	364	-	-
RMSE (µg L ⁻¹)	1.67	-	-
RRMSE (%)	11.16	-	-
MAE (µg L ⁻¹)	1.14	-	-
<i>r</i>	0.41	-	-
PBIAS (%)	-39.27	-	-
<i>Nitrates</i>			
<i>n</i>	550	554	4,060
RMSE (mg L ⁻¹)	0.14	0.32	0.24
RRMSE (%)	16.68	20.22	9.21
MAE (mg L ⁻¹)	0.10	0.23	0.18
<i>r</i>	0.39	0.47	0.52
PBIAS (%)	-46.38	-79.19	-70.42
<i>Ammonium</i>			
<i>n</i>	553	557	4,078
RMSE (µg L ⁻¹)	8.67	161.24	41.33
RRMSE (%)	12.39	14.66	20.57
MAE (µg L ⁻¹)	7.00	86.66	23.76
<i>r</i>	-0.09	0.19	0.17
PBIAS (%)	113.18	40.19	110.57
<i>Carbone organique total</i>			
<i>n</i>	312	312	1,874
RMSE (mg L ⁻¹)	0.89	1.09	0.82
RRMSE (%)	56.06	53.76	66.36
MAE (mg L ⁻¹)	0.83	0.95	0.77
<i>r</i>	0.12	-0.13	-0.21
PBIAS (%)	-46.70	-30.87	-44.77

*Mesures d'erreur de la chlorophylle-a pour la couche de 0 à 30 m.

Annexe 3

Détail du calcul de l'Indice de l'État Trophique

L'état d'eutrophisation a été évalué par la méthode de l'Indice de l'État Trophique (IET) de Carlson. Dans sa mise en œuvre originelle, le calcul de l'IET est en fonction de la chlorophylle, le phosphore total et la profondeur de Secchi. De ces trois, la profondeur de Secchi est la mesure la moins précise, et en conséquence elle n'a pas été inclus dans le calcul. La valeur de cet indice a été calculé en utilisant uniquement deux paramètres de qualité tels que la chlorophylle-a et le phosphore total qui ont été calculés par la méthode décrite par Carlson (1977) comme suit :

$$**IET_{Chl-a} = 9,81 \times \ln(Chl - a) + 30,6**$$

$$**IET_{TP} = 14,42 \times \ln(TP) + 4,15**$$

Finalement, la valeur totale de l'IET est définie comme la moyenne de l'IET (Chl-a) et de l'IET (TP) :

$$**IET = \frac{IET_{Chl-a} + IET_{TP}}{2}**$$

Annexe 4

Détail du calcul de l'EQR (Ratio de Qualité Écologique)

Le calcul de l'EQR permet de normaliser la valeur observée d'un indice par rapport à sa valeur de référence, i.e., les valeurs des limites de classe « très bon » dans le guide technique Relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales. L'EQR est calculé comme le rapport entre la valeur du paramètre observé et la valeur attendue dans des conditions de référence :

$$\text{EQR} = [\text{valeur du paramètre}] / [\text{valeur de référence}]$$

Le ratio doit être exprimée sous forme de valeur numérique comprise entre 0 et 1, le haut état écologique étant représenté par des valeurs proches de 1 et le mauvais état écologique par des valeurs proches de zéro. Pour les indicateurs qui ne diminuent pas continuellement avec la pression anthropique jusqu'à la valeur minimale de 0, il est nécessaire de procéder à une sorte de transformation afin d'établir une échelle EQR de 0 (mauvaise qualité) à 1 (conditions de référence). Les variables qui présentent des valeurs faibles aux conditions de référence et une tendance d'augmentant en effets des changements climatiques doivent être calculés par l'inversion de la relation :

$$\text{EQR} = [\text{valeur de référence}] / [\text{valeur du paramètre}]$$

Annexe 5

Synthèse des métriques annuelles calculées pour la prospection des effets des changements climatiques sur la qualité de l'eau et les usages du lac d'Annecy jusqu'en 2100. Les tableaux qui contiennent les valeurs annuelles calculées pour chaque métrique sont fournis en pièce jointe

Annual_thermal_metrics		
Variable specifier	Variable long name	Unit
Lake functioning		
Temp_meta_annual_mean	Metalimnion temperature - Annual average	°C
Temp_surf_annual_mean	Surface layers temperature - Annual average	°C
Temp_bottom_annual_mean	Bottom layers temperature - Annual average	°C
Temp_meta_annual_min	Metalimnion temperature - Annual minimum values	°C
Temp_surf_annual_min	Surface layers temperature - Annual minimum values	°C
Temp_bottom_annual_min	Bottom layers temperature - Annual minimum values	°C
Temp_meta_annual_max	Metalimnion temperature - Annual maximum values	°C
Temp_surf_annual_max	Surface layers temperature - Annual maximum values	°C
Temp_bottom_annual_max	Bottom layers temperature - Annual maximum values	°C
DOY_temp_meta_min	Day of the year with minimum metalimnion temperature	-
DOY_temp_surf_min	Day of the year with minimum surface layers temperature	-
DOY_temp_bottom_min	Day of the year with minimum bottom layers temperature	-
DOY_temp_meta_max	Day of the year with maximum metalimnion temperature	-
DOY_temp_surf_max	Day of the year with maximum surface layers temperature	-
DOY_temp_bottom_max	Day of the year with maximum bottom layers temperature	-
Mixing_depth_max	Annual maximum depth of winter mixing	m
DOY_mixing_depth_max	First day of the year with maximum mixing depth	-
DOY_stratif_onset	Day of the year of onset of stratification	-
DOY_stratif_end	Day of the year of end of stratification	-
Stratif_duration	Stratification duration (end - onset)	days
Schmidt_st_mean	Schmidt stability - Annual average	J.m ⁻²
Schmidt_st_min	Schmidt stability - Annual minimum values	J.m ⁻²
Schmidt_st_max	Schmidt stability - Annual maximum values	J.m ⁻²
DOY_schmidt_st_max	Day of the year with maximum Schmidt stability	-
DOY_schmidt_st_min	Day of the year with minimum Schmidt stability	-
Summer_thermo_depth_max	Maximum thermocline depth in summer (June to December)	m
DOY_summer_thermo_depth_max	Day of the year with maximum summer thermocline depth	-
Vol_below_mix_depth_max	Total lake volume below maximum mixing depth	10 ⁵ m ³
Vol_above_mix_depth_max	Total lake volume above maximum mixing depth	10 ⁶ m ³
Area_mixing_depth_max	Total area at maximum mixing depth	km ²
Perc_vol_mixing_depth_max	Proportion of lake volume below maximum mixing depth	%
Fish population		
Perc_vol_temp2_8_2m	Proportion of lake total volume with 2°C<T°C<8°C in December & January on the 0-2 meter stratum - Annual average	%
Vol_temp2_8_2m	Lake volume with 2°C<T°C<8°C in December & January on the 0-2 meter stratum - Annual average	10 ⁵ m ³
Perc_vol_temp2_8_40m	Proportion of lake total volume with 2°C<T°C<8°C in December & January on the 30-40 meter stratum - Annual average	%
Vol_temp2_8_40m	Lake volume with 2°C<T°C<8°C in December & January on the 30-40 meter stratum - Annual average	10 ⁶ m ³
Depth_T_optimum	Annual minimum depth of optimum temperature	m
Depth_T_tolerable	Annual minimum depth of tolerable optimum	m

37 metrics

Annual_oxy_metrics		
Variable specifier	Variable long name	Unit
Lake functioning		
Oxy_surf_annual_mean	Surface layers oxygen - Annual average	mg/L
Oxy_bottom_annual_mean	Bottom layers oxygen - Annual average	mg/L
Oxy_surf_annual_min	Surface layers oxygen - Annual minimum values	mg/L
Oxy_bottom_annual_min	Bottom layers oxygen - Annual minimum values	mg/L
Oxy_surf_annual_max	Surface layers oxygen - Annual maximum values	mg/L
Oxy_bottom_annual_max	Bottom layers oxygen - Annual maximum values	mg/L
DOY_Oxy_surf_min	Day of the year with minimum surface layers oxygen	-
DOY_Oxy_bottom_min	Day of the year with minimum bottom layers oxygen	-
DOY_Oxy_surf_max	Day of the year with maximum surface layers oxygen	-
DOY_Oxy_bottom_max	Day of the year with maximum bottom layers oxygen	-
Vol_hypoxia_mean	Total lake volume of hypoxia (DO<2mg/L) - Annual average	10 ⁶ m ³
Vol_hypoxia_max	Maximum lake volume of hypoxia (DO<2mg/L)	10 ⁶ m ³
Water supply		
Days_oxy_sup5_wsups_depth	Number of days with DO>5mg/L at Depth of drinking water intake	days
Fish population		
Perc_vol_oxy_sup65	Proportion of lake total volume with saturation DO >65% - Annual average	%
Vol_oxy_sup65	Water volume with saturation DO > 65% - Annual average	10 ⁶ m ³
Perc_vol_oxy_sup7	Proportion of lake total volume with DO >7mg/L	%
Vol_oxy_sup7	Water volume with DO > 7mg/L - Annual average	10 ⁶ m ³
Surf_hypoxia_mean	Area at water-sediment interface of hypoxia (DO<2mg/L) - Annual average	m ²
Surf_hypoxia_max	Maximum area at water-sediment interface of hypoxia (DO<2mg/L)	m ²
Depth_oxy_below_7	Annual maximum depth of oxygen concentration below 7 mg/L	m

20 metrics

Annual_nutrient_metrics		
Variable specifier	Variable long name	Unit
Lake functioning		
TP_surf_annual_mean	Surface layers Phosphorus concentration - Annual average	µg/L
TP_bottom_annual_mean	Bottom layers Phosphorus concentration - Annual average	µg/L
TP_surf_annual_min	Surface layers Phosphorus concentration - Annual minimum values	µg/L
TP_bottom_annual_min	Bottom layers Phosphorus concentration - Annual minimum values	µg/L
TP_surf_annual_max	Surface layers Phosphorus concentration - Annual maximum values	µg/L
TP_bottom_annual_max	Bottom layers Phosphorus concentration - Annual maximum values	µg/L
DOY_TP_surf_min	Day of the year with minimum surface layers phosphorus concentration	-
DOY_TP_bottom_min	Day of the year with minimum bottom layers phosphorus concentration	-
DOY_TP_surf_max	Day of the year with maximum surface layers phosphorus concentration	-
DOY_TP_bottom_max	Day of the year with maximum bottom layers phosphorus concentration	-
Nit_surf_annual_mean	Surface layers Nitrate concentration - Annual average	mg/L
Nit_bottom_annual_mean	Bottom layers Nitrate concentration - Annual average	mg/L
Nit_surf_annual_min	Surface layers Nitrate concentration - Annual minimum values	mg/L
Nit_bottom_annual_min	Bottom layers Nitrate concentration - Annual minimum values	mg/L
Nit_surf_annual_max	Surface layers Nitrate concentration - Annual maximum values	mg/L
Nit_bottom_annual_max	Bottom layers Nitrate concentration - Annual maximum values	mg/L
DOY_Nit_surf_min	Day of the year with minimum surface layers Nitrate concentration	-
DOY_Nit_bottom_min	Day of the year with minimum bottom layers Nitrate concentration	-
DOY_Nit_surf_max	Day of the year with maximum surface layers Nitrate concentration	-
DOY_Nit_bottom_max	Day of the year with maximum bottom layers Nitrate concentration	-
Amm_surf_annual_mean	Surface layers ammonium concentration - Annual average	mg/L
Amm_bottom_annual_mean	Bottom layers ammonium concentration - Annual average	mg/L
Amm_surf_annual_min	Surface layers ammonium concentration - Annual minimum values	mg/L
Amm_bottom_annual_min	Bottom layers ammonium concentration - Annual minimum values	mg/L
Amm_surf_annual_max	Surface layers ammonium concentration - Annual maximum values	mg/L
Amm_bottom_annual_max	Bottom layers ammonium concentration - Annual maximum values	mg/L
DOY_Amm_surf_min	Day of the year with minimum surface layers ammonium concentration	-
DOY_Amm_bottom_min	Day of the year with minimum bottom layers ammonium concentration	-
DOY_Amm_surf_max	Day of the year with maximum surface layers ammonium concentration	-
DOY_Amm_bottom_max	Day of the year with maximum bottom layers ammonium concentration	-

30 metrics

Annual_carbon_metrics		
Variable specifier	Variable long name	Unit
Lake functioning		
TOC_surf_annual_mean	Surface layers dissolved organic carbon concentration - Annual average	mg/L
TOC_bottom_annual_mean	Bottom layers dissolved organic carbon concentration - Annual average	mg/L
TOC_surf_annual_min	Surface layers dissolved organic carbon concentration - Annual minimum values	mg/L
TOC_bottom_annual_min	Bottom layers dissolved organic carbon concentration - Annual minimum values	mg/L
TOC_surf_annual_max	Surface layers dissolved organic carbon concentration - Annual maximum values	mg/L
TOC_bottom_annual_max	Bottom layers dissolved organic carbon concentration - Annual maximum values	mg/L
DOY_TOC_surf_min	Day of the year with minimum surface layers dissolved organic carbon concentration	-
DOY_TOC_bottom_min	Day of the year with minimum bottom layers dissolved organic carbon concentration	-
DOY_TOC_surf_max	Day of the year with maximum surface layers dissolved organic carbon concentration	-
DOY_TOC_bottom_max	Day of the year with maximum bottom layers dissolved organic carbon concentration	-
		10 metrics

Annual_Chlorophyll_a_metrics		
Variable specifier	Variable long name	Unit
Lake functioning		
Chla_surf_annual_mean	Surface layers chlorophyll a concentration - Annual average	µg/L
Chla_surf_annual_max	Surface layers chlorophyll a concentration - Annual maximum values	µg/L
DOY_Chla_max	Day of the year of maximum chlorophyll a concentration along the whole water column	-
Depth_Chla_max	Depth with maximum chlorophyll a concentration - Chlorophyll a peak	m
		4 metrics

Annexe 6

Tendances de réchauffement calculées sur toute la colonne d'eau, l'épilimnion et l'hypolimnion dans la modélisation hydrodynamique du lac d'Annecy (Desgué-Itier et al., 2023)

Métrique	Couche	Période	Années	Scénario	Augmentation par décennie	Unité
Température	toute la colonne d'eau	Présent	1990-2020	SSP1-RCP2.6	0.42	°C / décennie
Température	toute la colonne d'eau	Présent	1990-2020	SSP3-RCP7.0	0.47	°C / décennie
Température	toute la colonne d'eau	Présent	1990-2020	SSP5-RCP8.5	0.35	°C / décennie
Température	toute la colonne d'eau	Futur	2070-2100	SSP1-RCP2.6	0.24	°C / décennie
Température	toute la colonne d'eau	Futur	2070-2100	SSP3-RCP7.0	0.62	°C / décennie
Température	toute la colonne d'eau	Futur	2070-2100	SSP5-RCP8.5	0.84	°C / décennie
Température	epilimnion	Présent	1990-2020	SSP1-RCP2.6	0.47	°C / décennie
Température	epilimnion	Présent	1990-2020	SSP3-RCP7.0	0.52	°C / décennie
Température	epilimnion	Présent	1990-2020	SSP5-RCP8.5	0.43	°C / décennie
Température	epilimnion	Futur	2070-2100	SSP1-RCP2.6	-0.07	°C / décennie
Température	epilimnion	Futur	2070-2100	SSP3-RCP7.0	0.77	°C / décennie
Température	epilimnion	Futur	2070-2100	SSP5-RCP8.5	1.03	°C / décennie
Température	hypolimnion	Présent	1990-2020	SSP1-RCP2.6	0.33	°C / décennie
Température	hypolimnion	Présent	1990-2020	SSP3-RCP7.0	0.35	°C / décennie
Température	hypolimnion	Présent	1990-2020	SSP5-RCP8.5	0.28	°C / décennie
Température	hypolimnion	Futur	2070-2100	SSP1-RCP2.6	0.26	°C / décennie
Température	hypolimnion	Futur	2070-2100	SSP3-RCP7.0	0.55	°C / décennie
Température	hypolimnion	Futur	2070-2100	SSP5-RCP8.5	0.67	°C / décennie
Température	surface (5m)	Présent	1990-2020	SSP1-RCP2.6	0.43	°C / décennie
Température	surface (5m)	Présent	1990-2020	SSP3-RCP7.0	0.48	°C / décennie
Température	surface (5m)	Présent	1990-2020	SSP5-RCP8.5	0.41	°C / décennie
Température	surface (5m)	Futur	2070-2100	SSP1-RCP2.6	0.04	°C / décennie
Température	surface (5m)	Futur	2070-2100	SSP3-RCP7.0	0.72	°C / décennie
Température	surface (5m)	Futur	2070-2100	SSP5-RCP8.5	0.98	°C / décennie
Température	profondeur (60m)	Présent	1990-2020	SSP1-RCP2.6	0.4	°C / décennie
Température	profondeur (60m)	Présent	1990-2020	SSP3-RCP7.0	0.41	°C / décennie
Température	profondeur (60m)	Présent	1990-2020	SSP5-RCP8.5	0.32	°C / décennie
Température	profondeur (60m)	Futur	2070-2100	SSP1-RCP2.6	0.3	°C / décennie
Température	profondeur (60m)	Futur	2070-2100	SSP3-RCP7.0	0.6	°C / décennie
Température	profondeur (60m)	Futur	2070-2100	SSP5-RCP8.5	0.66	°C / décennie

Annexe 7

Synthèse des principales questions posées sur le devenir du Lac d'Annecy

<i>Fonctionnement général du lac</i>	
<ul style="list-style-type: none"> • Quelles évolutions attendues en matière de thermie du lac ? • En surface, sur la colonne d'eau, au fond du lac ? • À partir des trajectoires qui seront obtenues en matière de température d'eau, il s'agira de préciser les conséquences sur le brassage annuel du lac : efficacité, fréquence, conséquence sur le fonctionnement du lac (cf. oxygénation du fond, remise en circulation des nutriments, etc). 	<ul style="list-style-type: none"> • 3.1.1 • 3.1.1.1, 3.1.1.2 • 3.1.1.3, 3.1.1.4, 3.1.1.5
<ul style="list-style-type: none"> • Au-delà des aspects quantitatifs, les modifications attendues du régime pluviométrique peuvent-elles être intégrées à l'analyse, afin de savoir si elles impactent également le fonctionnement qualitatif de l'écosystème, avec par exemple une évolution des apports en nutriments et des conséquences sur le phytoplancton ? (Exemple : forte pluviométrie en juillet 2021, et développement semble-t-il accru du phytoplancton, avec une période d'eau turbide et laiteuse [précipitation de calcite] qui s'est prolongé plus longtemps qu'habituellement). 	<ul style="list-style-type: none"> • Le lien entre pluies et émissions de nutriments ne sont pas abordé. En revanche, les effets des modifications des apports en nutriments seront abordés indirectement en conduisant des simulations de l'écologie du lac à partir de scénarios réalistes d'apports en nutriments.
<ul style="list-style-type: none"> • Par rapport à l'état actuel et au fonctionnement observé, la production globale du lac va-t-elle évoluer ? 	<ul style="list-style-type: none"> • 3.1.4
<ul style="list-style-type: none"> • Les scénarios possibles d'évolution du lac verraient-ils des conditions propices au développement de certaines cyanobactéries, qui pourraient impacter les usages précités et/ou le fonctionnement trophique du lac ? 	<ul style="list-style-type: none"> • 3.1.4.1
<ul style="list-style-type: none"> • Par rapport au développement phytoplanctonique attendu, quelles conséquences possibles sur : 1) La qualité de l'eau utilisée pour l'alimentation en eau potable, 2) La baignade, 3) L'attractivité générale du lac (transparence) ? 	<ul style="list-style-type: none"> • L'évolution des conditions écotoxicologiques ne pourra pas faire l'objet des exercices de modélisation prévues dans le cadre de cette étude.
<ul style="list-style-type: none"> • Des scénarios sont-ils envisageables concernant les végétaux supérieurs (hydrophytes et héliophytes) ? Le cas échéant, quelles conséquences possibles pour la gestion des zones naturelles (roselières notamment, secteurs d'herbiers, etc.), pour la gestion des infrastructures nautiques (ports, zones de mouillages) ? 	<ul style="list-style-type: none"> • Ces scénarios ne seront pas étudiés dans le cadre de ce travail de modélisation. Des hypothèses sont émises en se basant notamment sur la littérature.

<ul style="list-style-type: none"> • Espèces exotiques envahissantes : des projections sont-elles possibles ? Dans les conditions futures attendues pour le lac d'Annecy, des espèces qui présentent aujourd'hui une possible menace trouveraient-elles des conditions plus ou moins favorables ? (Exemple de la moule quagga, aujourd'hui non signalée au lac d'Annecy mais présente au Bourget et au Léman) 	<ul style="list-style-type: none"> • Ces scénarios ne seront pas étudiés dans le cadre de ce travail de modélisation.
--	--

<i>Qualité de l'eau du lac et services écosystémiques rendus</i>	
<ul style="list-style-type: none"> • Paramètres physico-chimiques et biologiques susceptibles de porter atteinte aux limites et références de qualité définies pour les eaux brutes destinées à l'alimentation en eau potable. 	<ul style="list-style-type: none"> • 3.2.1
<ul style="list-style-type: none"> • En lien avec l'évolution de la thermie et le fonctionnement général du lac, quelles conséquences pour les espèces piscicoles du lac ? Capacités de reproduction (notamment salmonidés), Productivité globale, Développement de maladies bactériennes ou parasitaires ? 	<ul style="list-style-type: none"> • 3.2.2
<ul style="list-style-type: none"> • En fonction des trajectoires envisagées, quels scénarios possibles pour les activités halieutiques, de loisir comme professionnelles ? 	<ul style="list-style-type: none"> • 3.2.2.2
<ul style="list-style-type: none"> • Si des changements majeurs ressortent de l'analyse, tant pour l'état écologique du lac que pour le maintien d'usages majeurs, existe-t-il aujourd'hui des moyens d'agir pour freiner les impacts attendus, sinon pour anticiper et adapter les activités en conséquence ? 	<ul style="list-style-type: none"> • 3.2.4