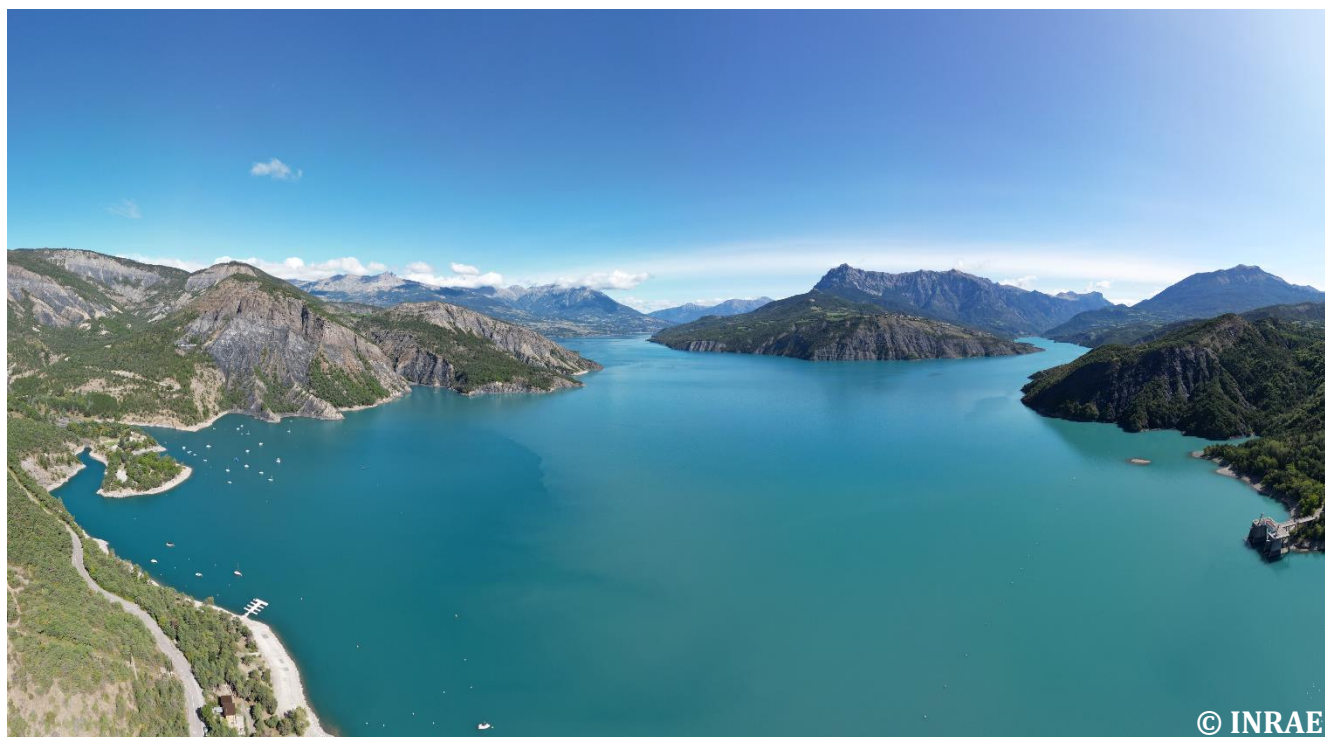


Vème étude hydrobiologique de la retenue de Serre-Ponçon

Partie 1/2 - Juin 2024

Rapport au Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon (S.M.A.D.E.S.E.P.)



© INRAE

SALMON Quentin ^{ac}, RODRIGUEZ-PEREZ Hector ^{bc}, TORMOS Thierry ^{bc},
PEROUX Tiphaine ^{ac}, DUBLON Julien ^{ac}, CHAPPAZ Rémi ^a, PECH NICOLAS ^a,
DIOULOUFET Virginie ^{ac}, BAUDOIN Jean-Marc ^{bc}, ARGILLIER Christine ^{ac}

^a INRAE, Aix Marseille Univ, RECOVER, 3275 Route Cézanne, 13100 Aix-en-Provence, France

^b OFB, Service ECOAQUA, DRAS, 3275 Route Cézanne, 13100 Aix-en-Provence, France

^c Pôle R&D ECLA, France

Préface

Les retenues artificielles sont des écosystèmes soumis à des pressions anthropiques multiples : marnage, pollution, espèces invasives, pression de pêche, etc. auxquelles se rajoutent les changements climatiques dont les conséquences sont encore peu documentées sur ce type de milieu. Mieux connaître les conséquences de ces pressions et préserver la qualité de ces écosystèmes et les services associés justifient l'intérêt d'un suivi à long terme de ces milieux fortement modifiés.

La retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon est en eau depuis 1961 mais ce n'est qu'à partir de 1978 que les premières grandes études scientifiques vont débiter et ce jusqu'en 2007, donnant lieu à 6 rapports d'étude, 3 thèses de doctorat et plusieurs publications. Dans la continuité de ces travaux, cette nouvelle et V^{ème} étude hydrobiologique de la retenue de Serre-Ponçon nous a été confiée par le Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon (S.M.A.D.E.S.E.P.). Cette étude a bénéficié de financements provenant de l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (RMC), de la Région Sud Provence-Alpes-Côte d'Azur et de la Fédération de Pêche des Hautes-Alpes (FD05). Cette nouvelle collaboration entre le S.M.A.D.E.S.E.P., l'UMR RECOVER (INRAE-OFB-AMU), l'UMR CARRTEL (INRAE-USMB) et le Pôle ECLA (« Ecosystème lacustre », OFB-INRAE-USMB) avait pour but d'acquérir de nouvelles données puis de les analyser pour produire de nouvelles connaissances utiles à la gestion de la retenue. Le suivi des composantes physico-chimiques et biologiques, réalisé sur différentes stations, à une échelle saisonnière doivent permettre d'améliorer la compréhension du fonctionnement de Serre-Ponçon sous l'effet des changements globaux. En comparaison avec les données anciennes, ces résultats visaient à identifier des trajectoires potentielles du lac, pour essayer de prédire les conséquences des modifications et tendances observées sur les usages du plan d'eau.

Cette étude a été divisée en deux parties qui feront l'objet de rapports distincts. La première traite des caractéristiques physico-chimiques et des compartiments biologiques planctoniques pélagiques (phyto- et zoo- plancton) et benthiques (phytobenthos, macroinvertébrés). La seconde est centrée sur le compartiment piscicole. Pour chaque rapport, les résultats des dernières campagnes de prélèvement réalisées en 2023 seront présentés puis comparés aux données antérieures afin d'analyser les évolutions au cours des 60 dernières années.

Remerciements

Les auteurs de cette étude remercient les financeurs sans qui cette étude n'aurait pas eu lieu (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, Région Sud Provence-Alpes-Côte d'Azur, Fédération de Pêche des Hautes-Alpes) ainsi que le S.M.A.D.E.S.E.P. de nous avoir accordé toute leur confiance dans ce projet ambitieux.

Nous remercions sincèrement toutes les personnes qui ont contribué à l'étude quelle que soit la hauteur de leur investissement. Merci aux collègues d'Aix-en-Provence qui ont contribué à cette étude, Camille LECLERC, Nathalie REYNAUD, Althaea PANGAUD pour leur aide sur le terrain, Guillaume MORIN pour la partie télédétection (développement, codage, ...), Najwa SHARAF et Rosalie BRUEL pour le travail sur la partie de modélisation thermique de la retenue (données, figures), Nathalie REYNAUD pour le calcul de l'indicateur LHYMO et enfin Juliette TANZILLI pour son aide durant son stage pour le tri et la détermination des échantillons littoraux de Zooplancton.

Merci également à David DOUCENDE (Fédération de pêche du 05) et Christophe RAPUC (S.M.A.D.E.S.E.P.) pour leur appui logistique sur le terrain, à Electricité de France (EDF ; Blandine AUDIGER) pour le partage des données de marnage, à l'UR EABX du centre INRAE de Bordeaux pour le prêt de la sonde fluoroprobe et la formation à son utilisation (Christophe LAPLACE-TREYTURE, Sylvia MOREIRA), au Laboratoire de Chimie Environnement de Marseille (Bruno COULOMB, Laurent VASSALO) pour le traitement des échantillons d'eau et de sédiments, le bureau d'étude Bi-Eau (Maria LEITAO, Anne-Marie LANCON, Sara MORATA) pour le traitement des échantillons de phytoplancton et l'écriture des résultats, ainsi qu'à la Plateforme MIM de l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (Loïc GUILLOUX, Aurélie BLANFUMÉ) pour la formation et la location du Zooscan pour le traitement des échantillons de zooplancton.

Table des matières

Table des illustrations	5
Introduction.....	9
Site d'étude : la retenue de Serre-Ponçon.....	12
1. Caractéristiques générales	12
2. L'hydrologie des tributaires de Serre-Ponçon	12
3. Fonctionnement du barrage et marnage.....	14
4. Une masse d'eau DCE.....	16
5. Les stations d'échantillonnage	18
Caractéristiques abiotiques.....	20
1. Chimie des eaux	20
2. Chimie des sédiments	67
3. Télédétection	76
4. Modélisation de la thermie (OKP Lake Model).....	102
5. Conclusion de l'état chimique de Serre-Ponçon.....	105
Compartiment phytoplancton pélagique et phytobenthos littoral	108
1. Protocole et plan d'échantillonnage.....	108
2. Résultats des campagnes 2023	110
3. Evolution de la structure et qualité du peuplement phytoplanctonique (2007-2023)	122
Compartiment zooplanctonique.....	126
1. Protocole et plan d'échantillonnage.....	126
2. Résultats des campagnes 2023	127
3. Evolution de la structure et qualité du peuplement zooplanctonique (1967-2023).....	132
4. Conclusion de l'étude du compartiment zooplanctonique.....	135
Compartiment macroinvertébrés benthiques.....	136
1. Protocole et plan d'échantillonnage.....	136
2. Résultats des campagnes 2023	137
3. Conclusion de l'étude du compartiment macroinvertébrés	139
Bilan de la V ^{ème} étude hydrobiologique	140
Références bibliographiques	142
Annexes	148

Table des illustrations

Figure 1 : Archives photographiques des travaux de création de la retenue de Serre-Ponçon (©Dauphiné Libéré).....	9
Figure 2 : Débits moyens journaliers ($m^3.s$) de la Durance (rouge) et de l'Ubaye (bleu) pour la période 2009-2023. Le trait en abscisse qui marque chaque année correspond au 1 ^{er} janvier. Données HydroWeb de Eaufrance (https://www.hydro.eaufrance.fr/).....	13
Figure 3 : Zoom sur les débits moyens journaliers ($m^3.s$) de la Durance (en rouge) et de l'Ubaye (en bleu) pour l'année 2023. Données HydroWeb de Eaufrance (https://www.hydro.eaufrance.fr/).....	14
Figure 4 : Cote journalière (en mètre) de la retenue de Serre-Ponçon entre 2009 et 2023. Données communiquées par EDF.	15
Figure 5 : Résultats des scores des métriques utilisées dans le calcul de l'indice l'HYdroMOrphologie (LHYMO) pour la retenue de Serre-Ponçon (http://geo.ecla.inrae.fr/).	17
Figure 6 : Localisation des stations lacustres (carré bleu) et des stations littorales (rond blanc) sur la retenue de Serre-Ponçon (coordonnées WGS84, X : 44.527287 ; Y : 6.381121). Fond de carte ©GoogleMaps.....	19
Figure 7 : Echantillonneur d'eau intégrateur IWS III après un prélèvement.	20
Figure 8 : Schéma du protocole de prélèvement d'eau à la bouteille intégratrice IWS III dans les stations lacustres et littorales.	21
Figure 9 : Flaconnage recommandé par le laboratoire de Chimie Environnement pour le stockage des prélèvements d'eau : 1 bouteille en verre teintée en vert de 1 l, 2 bouteilles en verre teintées en brun, l'une de 1 l et l'autre de 0.5 l.....	21
Figure 10 : Sonde multiparamètres YSI EXO2 (Xylem INC.).....	23
Figure 11 : Schéma d'un mouillage équipé d'enregistreurs autonomes de température dans le cadre du Réseau National de suivi Thermique des écosystèmes lacustres (RNT) (d'après Rebière et al., 2015 ; https://professionnels.ofb.fr/fr/node/453).	24
Figure 12 : Profils verticaux de température ($^{\circ}C$) dans les stations lacustres pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).	25
Figure 13 : Profils verticaux de température ($^{\circ}C$) dans les stations littorales pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).	26
Figure 14 : Profils verticaux de la concentration en oxygène (mg/L) et de la saturation en oxygène (%) dans les stations lacustres pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).	28
Figure 15 : Profils verticaux de la concentration en oxygène (mg/L) et de la saturation en oxygène (%) dans les stations littorales pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).	30
Figure 16 : Profils verticaux de la conductivité ($\mu s.cm$) dans les stations lacustres pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).	31
Figure 17 : Profils verticaux de la conductivité ($\mu s.cm$) dans les stations littorales pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).	32
Figure 18 : Evolution de la teneur en nitrates (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	33
Figure 19 : Evolution de la teneur en phosphore total (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	34
Figure 20 : Evolution des concentrations en carbone organique dissous (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	35
Figure 21 : Evolution des concentrations en azote total Kjeldahl (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).	37
Figure 22 : Evolution des concentrations en chlorures (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	38
Figure 23 : Evolution de la concentration en sulfates (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	40

Figure 24 : Evolution des concentrations en sodium (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	41
Figure 25 : Evolution de la concentration en potassium (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	42
Figure 26 : Evolution des concentrations en magnésium (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	43
Figure 27 : Evolution des concentrations en calcium (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	44
Figure 28 : Evolution des valeurs de conductivité ($\mu\text{S.cm}$) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	45
Figure 29 : Evolution des concentrations en silice ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	47
Figure 30 : Evolution des concentrations en chlorophylle-a ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	48
Figure 31 : Evolution de la demande chimique en oxygène (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	49
Figure 32 : Evolution du pH dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	50
Figure 33 : Evolution des matières en suspension (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).....	51
Figure 34 : Fluorescence 3D pour la station Barrage surface au printemps. Figure donnée à titre d'exemple. Voir Figures en Annexe 1 pour les autres stations et dates.....	52
Figure 35 : Référence de l'origine du carbone pour les analyses de fluorescence 3D. Axe x = longueur d'onde d'émission ; Axe y = longueur d'onde d'excitation (axe y).....	52
Figure 36 : Evolution des différents paramètres de trophie (nitrates, ammonium, phosphore total, orthophosphates, azote Kjeldahl) entre 1961 et 2023 dans les station Barrage, Durance et Ubaye.....	63
Figure 37 : Evolution de la conductivité ($\mu\text{S.cm}$) entre 1961 et 2023 dans les station Barrage, Durance et Ubaye.	64
Figure 38 : Evolution du pH entre 1961 et 2023 dans les station Barrage, Durance et Ubaye.	64
Figure 39 : Evolution des matières en suspension (mg/L) entre 1961 et 2023 dans les station Barrage, Durance et Ubaye.	65
Figure 40 : Evolution de la silice (mg/L) entre 2016 et 2023 dans la station Barrage.....	65
Figure 41 : Evolution du carbone organique (mg/L) entre 1961 et 2023 dans la station Barrage.....	66
Figure 42 : Evolution de la chlorophylle-a ($\mu\text{g/L}$) entre 2007 et 2023 dans la station Barrage.....	66
Figure 43 : Benne de type Ekman (volume 3,5L) utilisée pour les prélèvements de sédiment dans les stations littorales et lacustres.	67
Figure 44 : Flacons en Polypropylène utilisés pour le stockage des prélèvements de sédiments.....	68
Figure 45 : Concentration moyenne d'azote total Kjeldahl (mg/g) dans les sédiments des stations lacustres et littorales pour les campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).	69
Figure 46 : Concentration moyenne de carbone total (g/100g) dans les sédiments des stations lacustres et littorales pour les campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).	70
Figure 47 : Granulométrie (% moyen de différentes classes granulométriques) des sédiments des stations lacustres et littorales pour les campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).....	72
Figure 48 : Représentation des différents rayonnements impliqués dans l'estimation de la température de l'eau (d'après Tormos et al. 2021). (a) émission de l'eau ; (b) : mission de l'atmosphère ; (c) émission de l'atmosphère réfléchiée par la surface de l'eau.	76
Figure 49 : Représentation des différents rayonnements impliqués dans la détection de la couleur de l'eau (d'après Tormos et al., 2011). (a) rétrodiffusion/absorption par les aérosols et les particules atmosphériques ; (b) rétrodiffusion/absorption par les particules en suspension non algales ; (c) réflexion spéculaire du soleil et du ciel, effet très directionnel dépendant notamment de la rugosité de surface de l'eau ; (d) rétrodiffusion/absorption liée aux molécules d'eau ; (e) absorption par la matière organique dissoute colorée ; (f) réflexion due au fond ; (g) rétrodiffusion/absorption par le phytoplancton ; (h) réflexion due aux cibles environnantes.	77

Figure 50 : Comparaison des valeurs de transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 et in situ (astérisque) pour les 3 stations lacustres en 2023.	80
Figure 51 : Evolution de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'archive Sentinel-2 (2015-2023) sur l'ensemble des stations.	81
Figure 52 : Focus sur l'année 2023 pour l'évolution de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'archive Sentinel-2 sur l'ensemble des stations.	82
Figure 53 : Cartographie de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 29 Janvier 2023.	83
Figure 54 : Cartographie de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 24 Mai 2023.	84
Figure 55 : Cartographie de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 12 Aout 2023.	85
Figure 56 : Cartographie de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 25 Novembre 2023.	86
Figure 57 : Comparaison des valeurs de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 et in-situ (astérisque) estimée avec les analyses laboratoires pour les 3 stations lacustres en 2023.	87
Figure 58 : Comparaison des valeurs de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 et in-situ (astérisque) estimée avec les mesures à la fluoroprobe pour les 3 stations lacustres en 2023.	87
Figure 59 : Evolution de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'archive Sentinel-2 (2015-2023) sur l'ensemble des stations entre 2016 et 2024.	89
Figure 60 : Focus sur l'année 2023 pour l'évolution de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'archive Sentinel-2 sur l'ensemble des stations.	90
Figure 61 : Cartographie de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 29 Janvier 2023.	91
Figure 62 : Cartographie de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 24 Mai 2023.	92
Figure 63 : Cartographie de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 12 Aout 2023.	93
Figure 64 : Cartographie de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 25 Novembre 2023.	94
Figure 65 : Comparaison des valeurs de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 et in situ (astérisque) pour les 3 stations lacustres.	95
Figure 66 : Evolution de la concentration de matières en suspension estimée par l'archive Sentinel-2 (2015-2023) sur l'ensemble des stations.	96
Figure 67 : Focus sur l'année 2023 pour l'évolution de la concentration de matières en suspensions estimée par l'archive Sentinel-2 sur l'ensemble des stations.	97
Figure 68 : Cartographie de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 29 Janvier 2023.	98
Figure 69 : Cartographie de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 24 Mai 2023.	99
Figure 70 : Cartographie de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 12 Aout 2023.	100
Figure 71 : Cartographie de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 25 Novembre 2023.	101
Figure 72 : Température maximum, moyenne et minimum de l'épilimnion de la retenue de Serre-Ponçon entre 1961 et 2022.	103
Figure 73 : Température moyenne et maximum saisonnière entre 1960 et 2022 (JFM = Janvier-Février-Mars; AMJ = Avril-Mai-Juin; JAS = Juillet-Août-Septembre; OND = Octobre-Novembre-Décembre).	104
Figure 74 : Evolution du nombre de jours de stratification (différence de température épilimnion et hypolimnion) entre 1961 et 2022 dans la retenue de Serre-Ponçon.	104
Figure 75 : Sonde Fluoroprobe (BBE Moldaenke).	109

Figure 76 : Sonde BenthosTorch (BBE Moldaenke) en cours de mesure du phytobenthos sur une pierre.	110
Figure 77 : Répartition des biovolumes phytoplanctoniques par classe et abondance cellulaire totale dans le Lac de Serre-Ponçon (station barrage) en 2023.	111
Figure 78 : Photographie de <i>Pantocsekiella costei</i> à gauche et <i>Dinobryon divergens</i> à droite.	112
Figure 79 : Profils verticaux de la chlorophylle totale ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales.	114
Figure 80 : Profils verticaux des cyanobactéries ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales.	115
Figure 81 : Profils verticaux des cryptophytes ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales.	117
Figure 82 : Profils verticaux des chlorophytes ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales.	118
Figure 83 : Profils verticaux des diatomées ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales.	119
Figure 84 : Couleur de l'eau dans la station Chanteloube en été.	120
Figure 85 : Concentrations moyennes de différents groupes algaux dans le substrat des différentes stations littorales.	121
Figure 86 : Concentrations de différents groupes algaux dans le substrat des différentes stations littorales aux différentes dates d'échantillonnage.	121
Figure 87 : Pourcentage des grands groupes algaux de 2007 à 2023 de la station Barrage.	122
Figure 88 : Evolution de 3 métriques de l'IPLAC entre 2007 et 2023 de la station Barrage de la retenue de Serre-Ponçon.	123
Figure 89 : Schéma du protocole de prélèvement du zooplancton selon la méthode du trait vertical dans les stations lacustres et littorales.	127
Figure 90 : Appareil ZooScan (HYDROPTIC Inc.) pour la mesure et la classification d'organismes < 5 cm.	127
Figure 91 : Photographies des différents taxons retrouvés dans les échantillons de zooplancton. A = Bosminia ; B = Calanoida ; C = Cyclopoida ; D = Diaphanosoma ; E = Dreissena ; F = Leptodora kindtii ; G = Daphnia ; H = Larve nauplii.	128
Figure 92 : Densités des différents taxons station et par date. Les boxplots montrent la distribution des valeurs de densité de chaque taxon, avec la médiane (trait horizontal) et les quartiles.	130
Figure 93 : Biovolume (mm^3/L) estimé pour l'ensemble des échantillons d'une station et une date donnée toutes les catégories taxonomiques confondues. Les boîtes à moustaches montrent la distribution des valeurs de biovolume, avec la médiane (trait horizontal) et les quartiles.	131
Figure 94 : Densités des différentes catégories taxonomiques par station et par campagne d'échantillonnage pour les années 1996 (A-F), 2007 (G-M) et 2023 (N-W). Le nombre total de catégories taxonomiques par années est de 6, 7 et 10 respectivement. Les boîtes à moustaches montrent la distribution des valeurs de densité de chaque taxon, avec la médiane (trait horizontal) et les quartiles.	134
Figure 95 : Courbe de variation de la cote (m) au mois de mai 2023. Le point rouge représente la date de prélèvement des macroinvertébrés.	136
Figure 96 : Abondance et richesse taxonomique totale du prélèvement printanier de macroinvertébrés dans les stations littorales.	137
Figure 97 : Photographies de taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnés dans les stations littorales. A = <i>Micronecta</i> sp ; B = Diptère Chironomide ; C = Larve de coléoptère ; D = Oligochètes.	138
Figure 98 : Composition du peuplement de macroinvertébrés dans les stations littorales représentée par le pourcentage de chaque ordre.	139

Introduction

La retenue de Serre-Ponçon construite en 1959 dans les Alpes, fait partie des plus grandes retenues françaises et fait l'objet d'une surveillance régulière. A la fin du chapitre, le Tableau 1 fait un état des lieux de toutes les études réalisées sur la retenue depuis sa création.

Les informations antérieures à la réalisation de cette étude et recensées dans cette partie ont été reprises du IVème rapport hydrobiologique de Serre-Ponçon datant de 2009 (Chappaz et al., 2009). Les données sur le milieu, antérieures à la création de la retenue et jusqu'à sa mise en eau complète en 1961 sont quasi inexistantes, à l'exception de la carte piscicole des Hautes-Alpes de Louis LEGER (1934) qui recense les espèces piscicoles présentes à cette époque. Par conséquent, la qualité chimique des eaux des deux affluents majeurs de la retenue (Durance et Ubaye) et les communautés biologiques (phyto- et zoo-plancton, macroinvertébrés...) ne sont pas connues. De cette période, seules quelques photographies, des films et des témoignages permettent d'apprécier la structure physique du milieu (Figure 1).



Figure 1 : Archives photographiques des travaux de création de la retenue de Serre-Ponçon (©Dauphiné Libéré).

A la fin des années 70, deux chercheurs de l'Université de Provence (A. Champeau et G. Brun) ont commencé à s'intéresser à la retenue. Des campagnes de prélèvement mensuelles vont être réalisées pour étudier la chimie des eaux (Thèse de Bagarry, 1982) et plusieurs compartiments biologiques, à savoir les communautés planctoniques (Thèse de Bressac, 1982), les macroinvertébrés des zones littorales tels que les Chironomidés (Thèse de Nino, 1982) ou encore l'ichtyofaune (non publié, Brun et Olivari). Toutes ces études ont permis d'avoir une bonne connaissance de l'écologie de la retenue qui sera également complétée jusqu'en 1983, par la réalisation de plusieurs pêches d'inventaires réalisées par le Centre Technique du Génie Rural des Eaux et des Forêts (CTEGREF), en collaboration avec l'équipe du Conseil Supérieur de la Pêche (CSP).

En 1995, le même laboratoire de l'Université de Provence a été à nouveau sollicité pour réaliser une nouvelle étude dirigée par R. Chappaz, avec la participation de G. Brun (directeur du laboratoire) et d'A. Champeau. L'étude comprends la réalisation de 4 campagnes d'échantillonnage entre septembre 1995 et septembre 1996, avec l'étude de tous les compartiments biologiques, suivant la démarche définie en 1978 (Champeau and Brun, 1978). Dans cette étude, la mise en relation des résultats du compartiment piscicole avec l'examen des carnets de pêche à la traîne recueillis par l'Association « Treuils et Tangons » a permis de renforcer la pertinence des résultats des échantillonnages.

En 2007, le S.M.A.D.E.S.E.P. a sollicité l'équipe d'Aix-Marseille Université pour réaliser une nouvelle étude complète de la retenue. Pour cette étude, les chercheurs ont adopté la démarche scientifique définie dans les études antérieures afin d'obtenir une comparabilité des résultats, tout en complétant l'échantillonnage par prospection de plusieurs stations de bordure. Ces échantillonnages supplémentaires visaient plus spécifiquement l'analyse de la chimie des eaux entrantes et de l'impact des rejets des stations d'épuration sur la qualité de la retenue. Cette étude a donné lieu en 2009 au quatrième rapport de l'étude hydrobiologique de Serre-Ponçon (Chappaz et al., 2009).

En 2022, le S.M.A.D.E.S.E.P. a engagé une cinquième étude hydrobiologique de la retenue de Serre-Ponçon en collaborant avec l'UMR RECOVER (INRAE-AMU), l'UMR CARTEL (INRAE-USMB) et le Pôle ECLA (« Ecosystème Lacustre », OFB-INRAE-USMB) afin de produire de nouvelles connaissances et d'optimiser leur valorisation pour la gestion du lac de Serre-Ponçon. Cette Vème étude décennale très ambitieuse vise à améliorer la compréhension du fonctionnement du lac de Serre-Ponçon sous l'effet des changements globaux, à analyser les trajectoires potentielles du lac et leurs conséquences sur les usages associés à ce lac (ressource en énergie et en eau, tourisme). Ces connaissances doivent constituer un support scientifique mobilisable par les acteurs sociétaux régionaux dans le cadre d'une gestion concertée et solidaire de l'eau en région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Ce travail doit également constituer la base de l'élaboration d'un travail de recherche à développer dans le cadre du prolongement de ce partenariat.

Ainsi, cette étude hydrobiologique vise à décrire les caractéristiques environnementales (physico-chimie de l'eau et des sédiments, hydromorphologie), ainsi que de la biodiversité aquatique présente dans la retenue. Afin de mettre en évidence les évolutions

de la masse d'eau de Serre-Ponçon ces nouvelles informations seront mises en regard des données recueillies au cours des études antérieures conduites sur le lac et notamment de celles réalisées sur les périodes 1978-1982, 1995-1997 puis 2007-2009. A partir de 2007 et jusqu'en 2022, nous avons également pris en considération les données issues du programme de surveillance de la retenue dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE/2000/CE). La démarche scientifique initiée il y a plus de 40 ans (caractéristiques environnementales et biologiques étudiées, protocoles et stations d'échantillonnage) a été en grande partie conservée. Cependant, cette nouvelle étude a été enrichie par l'analyse de nouveaux compartiments biologiques (phytobenthos et macroinvertébrés benthiques) et de nouvelles techniques d'échantillonnage ont été mises en œuvre (échosondage acoustique, télédétection, modélisation de la thermie) pour améliorer la connaissance du fonctionnement de la retenue.

Tableau 1 : Historique des études réalisées sur la retenue de Serre-Ponçon depuis sa mise en eau.

Nom de l'étude	Année de réalisation	N+ mise en eau	Référence des études
Première étude hydro-biologique	1978	18	Champeau and Brun, 1978
Deuxième étude hydro-biologique	1980	20	Champeau and Brun, 1980 + Bagarry, 1982 (thèse) + Bressac, 1982 (thèse) + Nino, 1982 (thèse)
Etude Piscicole I	1980	20	CTEGREF (1980)
Etude Piscicole II	1983	23	CTEGREF (1980)
Troisième étude hydro-biologique	1995-1996	35-36	Chappaz et <i>al.</i> , 1996 + Doucende, 1996 (DEA) + Barthelemy, 1996 (DEA)
Quatrième étude hydro-biologique	2007	47	Chappaz et <i>al.</i> , 2009
Programme de surveillance DCE RCS *	2007	47	S.T.E, 2008
Programme de surveillance DCE RCS *	2013	53	Aquascope, 2014
Programme de surveillance DCE RCS *	2016	56	Aquascope, 2017
Programme de surveillance DCE RCS *	2019	59	S.T.E, 2020
Programme de surveillance DCE RCS *	2022	62	S.T.E, 2023
Cinquième étude hydro-biologique	2023	63	Salmon et <i>al.</i> , 2024

* DCE = Directive Cadre sur l'Eau et RCS = Réseau de Contrôle de Surveillance

Site d'étude : la retenue de Serre-Ponçon

1. Caractéristiques générales

La retenue de Serre-Ponçon se situe dans le sud-est de la France, à la frontière entre les départements des Hautes-Alpes (05) et des Alpes-de-Haute-Provence (04). La construction du barrage a débuté en 1955 et s'est prolongé jusqu'en 1960 (<https://www.serreponcon.com/patrimoine-culturel/barrage-de-serre-poncon-rousset>). La mise en eau complète de la retenue a duré jusqu'en 1961. Avec des dimensions si importantes, Serre-Ponçon se classe parmi les plus grandes retenues hydroélectriques de France métropolitaine : surface de 28 km² (20 km de long et 3 km de large à son maximum), profondeur moyenne et maximale de respectivement 72 m et 110 m, volume de 1272 millions de m³ à la cote maximale de 780 m NGF. La retenue se trouve sur le bassin versant de la Haute-Durance dont la superficie est d'environ 1800 km² et en aval du bassin versant de l'Ubaye dont la superficie est d'environ 1000 km² (<https://www.gesteau.fr>). De type montagnard, ses bassins versants apportent une quantité conséquente de matériaux grossiers mais aussi de particules fines qui proviennent à la fois de l'altération des calcaires argileux, des marnes et des schistes. Les limons les plus fins peuvent être transportés jusqu'au barrage puis évacués par les turbines dans le bassin de compensation d'Espinasse (D.E.A, Bagarry 1980). De par son emplacement géographique, la retenue de Serre-Ponçon bénéficie d'un climat de type subalpin avec des influences méditerranéennes c'est-à-dire un ensoleillement important et un bilan hydrique déficitaire (Blanchard, 1920). Les brises thermiques quasi quotidiennes se mettent en place dès le printemps lorsque les amplitudes thermiques sont marquées entre le jour et la nuit (<https://www.cna-embrun.com>).

2. L'hydrologie des tributaires de Serre-Ponçon

La retenue de Serre-Ponçon est alimentée en eau à plus de 90% par deux rivières majoritaires : la Durance en rive droite et l'Ubaye en rive gauche. Ces deux rivières possèdent des profils très différents. La Durance a un lit très large avec un profil en tresse sur certains secteurs alors que l'Ubaye est un véritable torrent de montagne (Chappaz et al., 2009). De plus, un nombre important de petits tributaires contribuent également à alimenter la retenue en eau : le Réallon, le Boscodon, le Torrent des Moulettes, la Blanche, etc.

Les débits annuels moyens de la Durance et de l'Ubaye entre 2009 et 2023 étaient respectivement de 42 m³.s [14 ; 304] et 12 m³.s [4 ; 188]. Ces deux rivières semblent suivre le même schéma hydrologique avec des pics synchrones de débits mais souvent plus élevés pour la Durance que pour l'Ubaye (Figure 2). Les débits les plus importants ont été enregistrés au printemps (mai/juin) lorsque la fonte nivale est la plus importante,

sauf au cours des années 2022 et 2023, du fait d'un stock neigeux moins important. L'année 2022 a été marquée par une sécheresse importante avec une difficulté de remplissage et de maintien à la cote maximale de la retenue en période estivale. Durant l'année 2023 au cours de laquelle les échantillonnages de cette étude ont été réalisés, le débit annuel moyen était de $52.4 \text{ m}^3.\text{s}$ [15.6 ; 304] pour la Durance et $19.5 \text{ m}^3.\text{s}$ [5.1 ; 188] pour l'Ubaye (Figure 3). Il est important de souligner la survenue d'un évènement exceptionnel d'octobre à décembre 2023 qui s'est traduit par des débits très importants pour la période ($> 100 \text{ m}^3.\text{s}$ pour la Durance et $> 30 \text{ m}^3.\text{s}$ pour l'Ubaye) (Figure 3). Cet évènement exceptionnel résulte de pluies abondantes qui ont provoqué des crues importantes. Ces débits importants ont engendré un apport conséquent de matériaux, en particulier plusieurs centaines de milliers de m^3 de bois flotté sont entrés dans la retenue causant des problèmes de sécurité (<https://www.laprovence.com/article/region/25111090688501/650-000-m-de-bois-sont-entres-dans-le-lac-apres-les-intemperies-une-ile-de-dechets-verts-flotte-a-serre-poncon>).

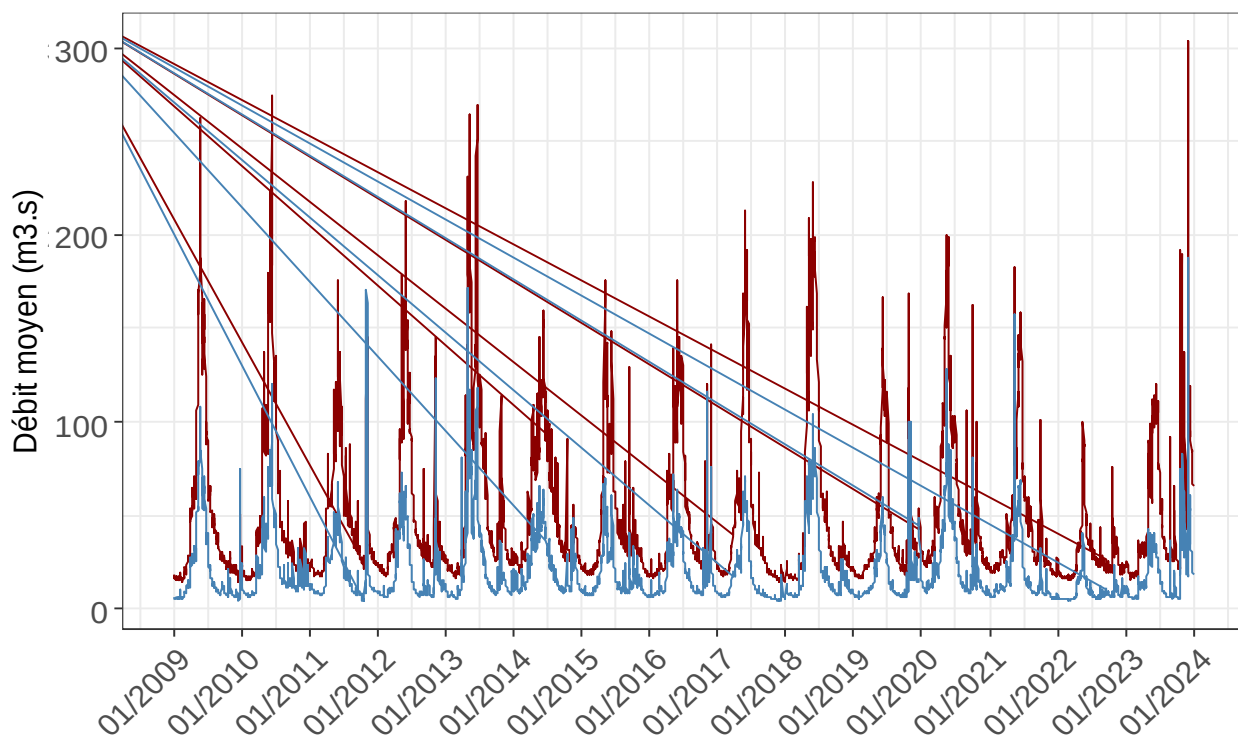


Figure 2 : Débits moyens journaliers ($\text{m}^3.\text{s}$) de la Durance (rouge) et de l'Ubaye (bleu) pour la période 2009-2023. Le trait en abscisse qui marque chaque année correspond au 1^{er} janvier. Données HydroWeb de Eaufrance (<https://www.hydro.eaufrance.fr/>).

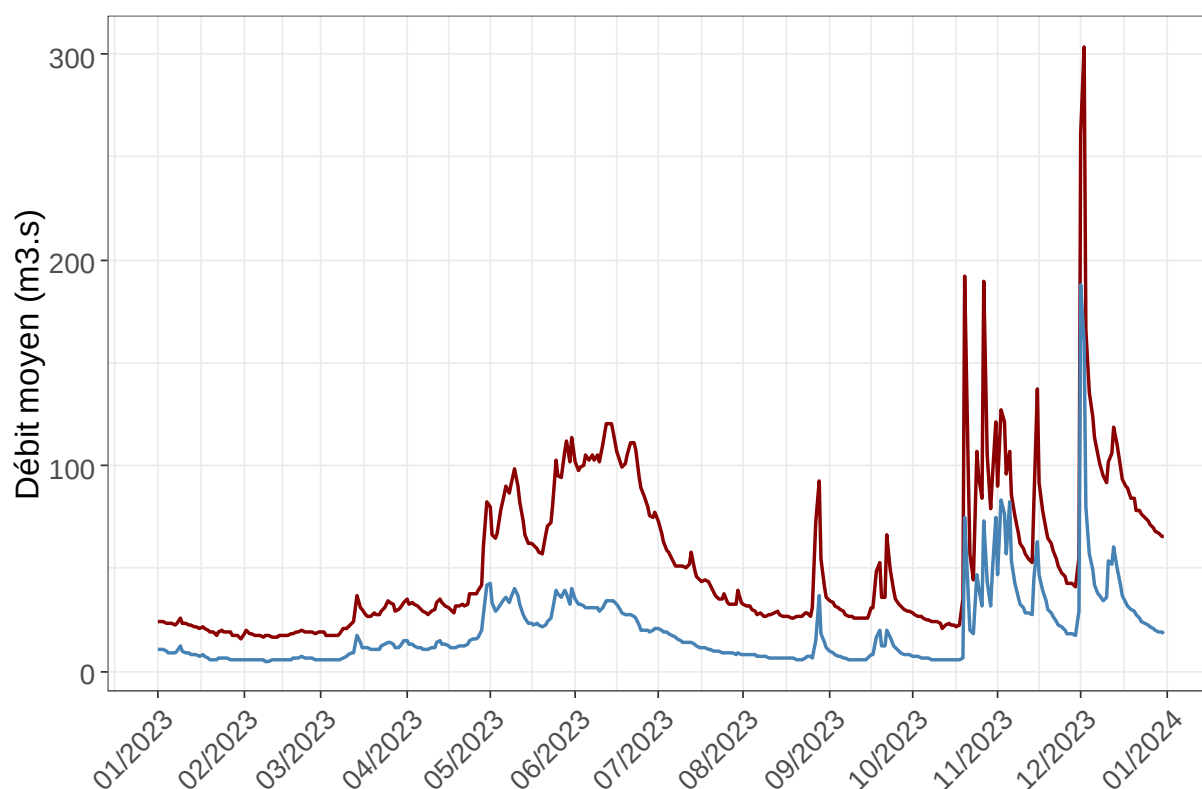


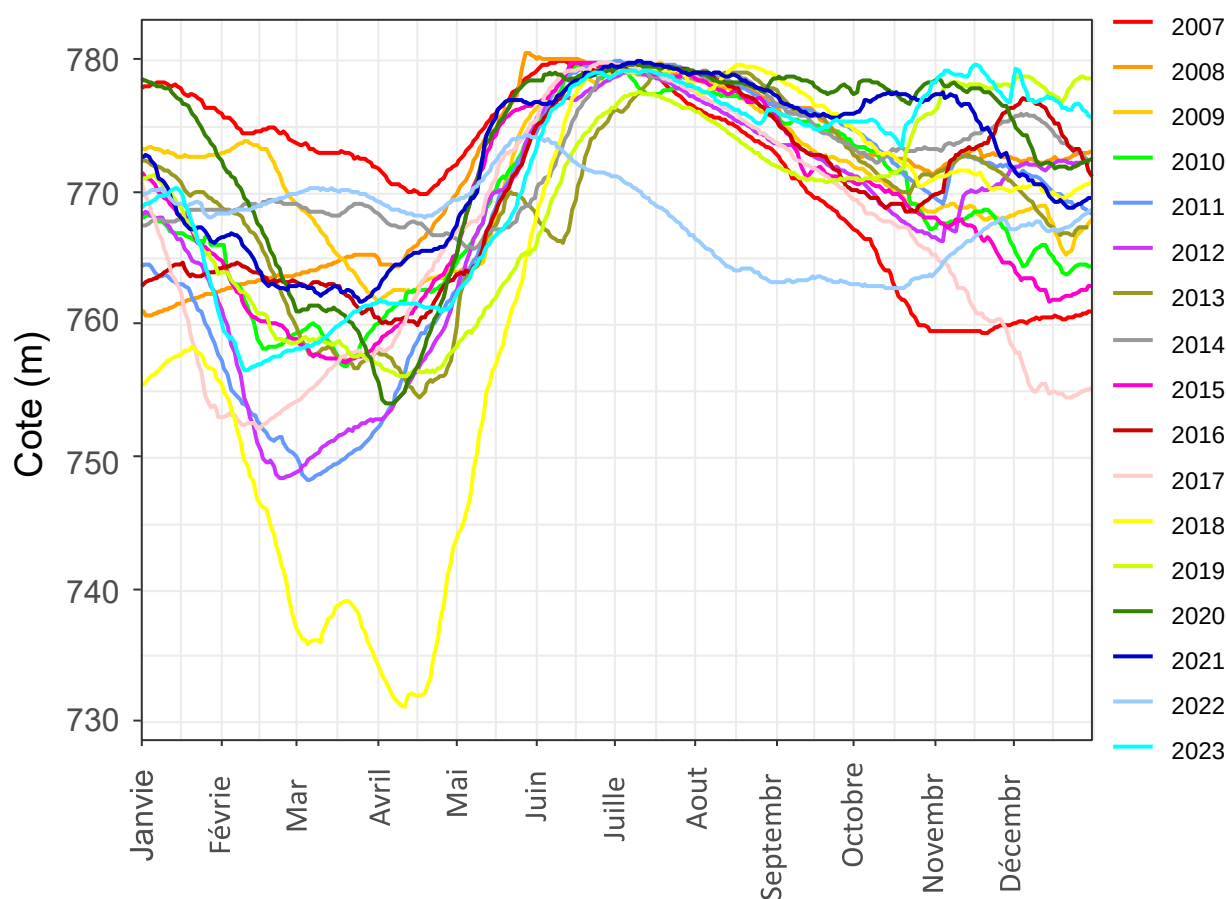
Figure 3 : Zoom sur les débits moyens journaliers ($\text{m}^3.\text{s}$) de la Durance (en rouge) et de l'Ubaye (en bleu) pour l'année 2023. Données HydroWeb de Eaufrance (<https://www.hydro.eaufrance.fr/>).

3. Fonctionnement du barrage et marnage

La gestion et l'exploitation de la retenue revient à EDF par la loi n°55-6 « Loi d'aménagement de Serre-Ponçon et de la Basse Durance » de janvier 1955. Le barrage de 380 MW de puissance permet une production annuelle d'électricité de 700 GWh, soit environ la consommation des Hautes-Alpes (<http://www.smadesep.com>). Cette retenue multi-usages a un rôle important dans le contrôle des crues torrentielles de la Durance et de l'Ubaye mais elle assure aussi un stockage en eau de 200 millions de m^3 par an réservés pour l'agriculture et l'alimentation en eau potable (<http://www.smadesep.com>). Grâce à cet important stockage d'eau, la retenue permet d'irriguer les zones agricoles de la vallée de la Durance. L'utilisation importante de la ressource en eau présente dans la retenue fait que le temps de renouvellement de l'eau est rapide avec seulement 155 jours contre plusieurs années pour des lacs naturels (par ex. 11 ans pour le Léman et 4 ans pour Annecy ; Loizeau et Montuelle, 2015). L'attractivité touristique estivale est très importante grâce aux nombreuses activités récréatives proposées (navigation, sports nautiques, pêche...). Par conséquent, une gestion hydraulique particulière en lien avec le tourisme entre le 1^{er} juillet et le 31 août a été convenue avec EDF afin de maintenir une cote minimale de 775m NGF, c'est-à-dire au maximum 5m en dessous de la cote maximale d'exploitation. Cette cote minimale est atteinte dans le courant du mois de juin grâce à la

fonte nivale et à la réduction du fonctionnement du barrage qui permettent le remplissage de la retenue.

Les différents usages, mais plus particulièrement la production d'hydroélectricité, entraînent des variations artificielles du niveau de l'eau appelées « marnage ». Le fonctionnement du barrage étant lié à la demande énergétique, le marnage inter annuel est très irrégulier mais il était de 24.3m en moyenne [14 ; 49] entre 2007 et 2023 (Figure 4, données EDF). Les périodes de variation de la cote sont très marquées chaque année avec une baisse automnale qui s'étale jusqu'à la fin de l'hiver, suivie d'une remontée très rapide du niveau de l'eau au printemps. S'ensuit une période avec un niveau plus ou moins stable en été (Figure 4). La cote d'exploitation la plus basse a été observée en avril 2018 à 731m NGF soit 49 m de marnage. Ainsi, la cote minimale d'exploitation de 722m NGF (qui correspondrait à un marnage de 58m) n'a pour l'instant jamais été observée. Les variations journalières les plus extrêmes enregistrées sont de -2.2 m en octobre 2010 et de +1.7 m en novembre 2023 (données EDF). L'année 2022 a été marquée par un remplissage faible du fait d'un faible enneigement ainsi qu'un été particulièrement sec et chaud, impactant les cotes moyennes estivales et automnales.



Le marnage extrême induit par la production d'hydroélectricité exonde une surface importante de rive qui est alors soumise au gel, à l'assèchement, au vent.... On observe

ainsi une dégradation et une homogénéisation importante des rives qui se retrouvent uniquement constituées d'habitats minéraux, en particulier dans la partie aval. Seule la zone amont de la retenue présente une zone avec des hélophytes (« Zone du Liou ») ainsi que quelques herbiers de macrophytes (*Rorippa sylvestris*) mais ils sont accessibles aux organismes aquatiques uniquement lorsque la cote de la retenue est comprise entre 770 m et 780 m NGF (fin du printemps). Face à cette problématique, le S.M.A.D.E.S.E.P. a tenté plusieurs projets de renaturation des berges avec le Conservatoire Botanique National Alpin (CBNA) et la Fédération de Pêche du département des Hautes Alpes. Les projets avaient pour objectif de recréer des zones végétalisées pour les espèces phytophiles (i.e. frayère expérimentale ; SMADESEP, 2011) ; à installer des récifs artificiels (<https://peche-hautes-alpes.com/creation-de-recifs-artificiels-sur-le-lac-de-serre-poncon/>) ou encore à revégétaliser les berges en amont afin de stabiliser le sol et diminuer la formation des vents de sable (Abdulhak, 2016). En 2017, c'est un projet de mitigation des effets du marnage par l'installation de zones littorales artificielles flottantes (« Projet UROS ») qui a été initié par l'OFB, INRAE (Pôle ECLA) et la société ECOCEAN (thèse de Q. Salmon, 2022). Les résultats de ce projet ont mis en avant le côté prometteur de cet outil de mitigation pour soutenir la biodiversité (semi)aquatique (macroinvertébrés, poissons, oiseaux, amphibiens). Enfin, chaque année, afin de pallier aux difficultés de reproduction et améliorer l'intérêt halieutique, les Fédérations de Pêche locales tentent de soutenir le peuplement piscicole de la retenue par des empoissonnements conséquents de différentes espèces (truite arc-en-ciel, brochet, corégone, cyprinidés...).

4. Une masse d'eau DCE

La retenue de Serre-Ponçon en tant que Masse d'Eau Fortement Modifiée (MEFM) fait partie depuis 2007 du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) mis en place en application de la Directive européenne sur l'Eau (DCE 2000/60/CE). Par conséquent, des analyses chimiques et physico-chimiques ont été réalisées en 2007, 2013, 2019 et 2022 ainsi que plusieurs études biologiques sur les compartiments macroinvertébrés benthiques (Indice Oligochètes en 2007 et 2013), phytoplanctonique (2016, 2019, 2022) et piscicole (2011, 2017, 2023). Le dernier rapport de surveillance de 2022 a permis de conclure au bon état écologique de la masse d'eau avec une eau de type oligo-mésotrophe (<https://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/serre-poncon>).

Enfin, l'indice de caractérisation de l'HYdroMOOrphologie lacustre (LHYMO) qui intègre neuf métriques liées aux éléments de qualité morphologiques et six métriques liées aux éléments hydrologiques (Carriere et al., 2023) a également été calculé pour Serre-Ponçon. Chaque métrique possède un score entre 0 (état très dégradé) et 1 (état non perturbé ou de référence). La métrique avec le score le plus faible donne le score final de l'indice. Pour les masses d'eau fortement modifiées ou les plans d'eau artificiels, l'indice permet d'identifier l'intensité des pressions hydromorphologiques afin de mettre en place des possibles atténuations. Pour Serre-Ponçon, 14 métriques présentent un bon voire très

bon score ($> 0,7$) et seule la métrique « obstacle à l'écoulement » présente un mauvais score de 0,20409 (Figure 5 ; Tableau 2). Le score final de l'indice LHYMO de Serre-Ponçon est alors de 0,20409 (état dégradé).

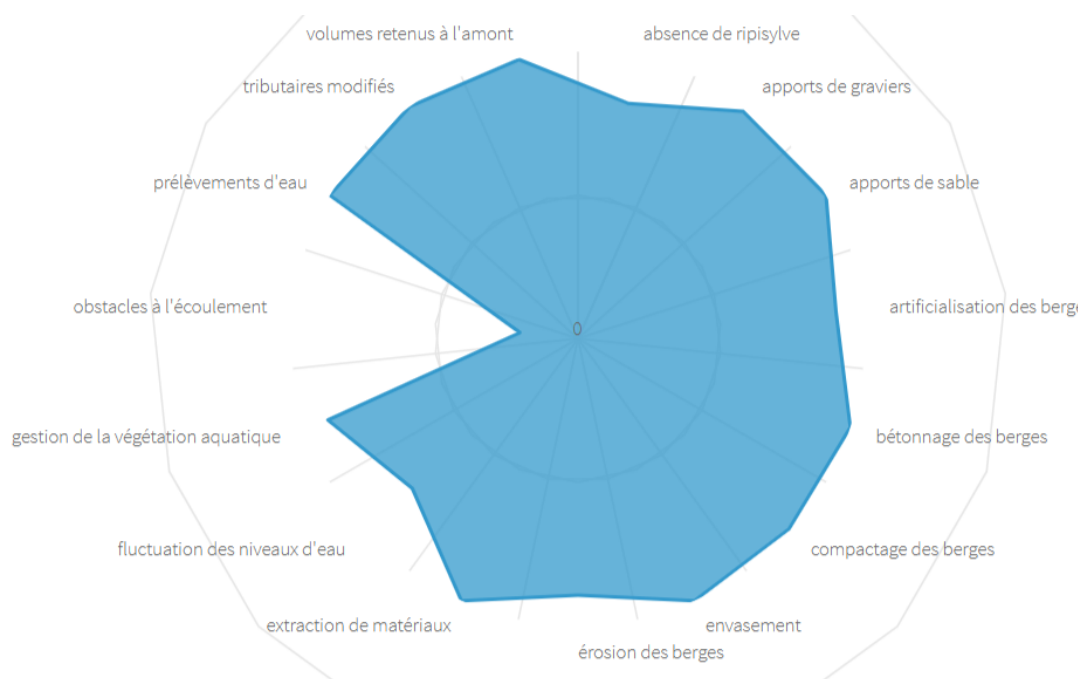


Figure 5 : Résultats des scores des métriques utilisées dans le calcul de l'indice l'HYdroMOrphologie (LHYMO) pour la retenue de Serre-Ponçon (<http://geo.ecla.inrae.fr/>).

Tableau 2 : Détail des scores par métrique de l'indice l'HYdroMOrphologie (LHYMO) pour la retenue de Serre-Ponçon (<http://geo.ecla.inrae.fr/>).

Métrique	Score
Absence de ripisylve	0,83878
Apports de graviers	0,98006
Apports de sable	1
Artificialisation des berges	0,90573
Bétonnage des berges	1
Compactage des berges	0,99123
Envasement	1
Erosion des berges	0,89428
Extraction de matériaux	1
Fluctuation des niveaux d'eau	0,77909
Gestion de la végétation aquatique	0,91796
Obstacles à l'écoulement	0,20409
Prélèvements d'eau	1
Tributaires modifiés	1
Volumes retenus à l'amont	0,99492

5. Les stations d'échantillonnage

Dans le cadre des études hydrobiologiques précédentes, des stations d'échantillonnage avaient été sélectionnées dans le but de décrire au mieux la retenue. Pour cela, les stations étaient réparties à la fois dans la zone amont et aval, sur les rives droite et gauche, en zone de bordure et en zone pélagique. Dans cette nouvelle étude hydrobiologique, nous avons choisi de conserver la majorité de ces stations car elles présentaient encore un intérêt majeur mais aussi pour analyser les évolutions temporelles de leurs caractéristiques. Ainsi, les mesures et prélèvements ont été effectués sur 8 stations (voir Figure 6 ; Tableau 3).

Trois stations de pleine eau dites lacustres, étudiées depuis 1978, ont été conservées pour caractériser la zone centrale de la retenue sous influence des tributaires et de leur mélange en aval. Du fait de leur grande profondeur [30m ; 110m], l'analyse des variations verticales de la chimie de l'eau et de certains compartiments biologiques est aussi possible. Il s'agit de :

- La station **DURANCE** (codée LAC.1) située au milieu de la branche Durance à proximité de la chapelle Saint-Michel ;
- La station **UBAYE** (codée LAC.2) située au milieu de la branche Ubaye en face du pont ;
- La station **BARRAGE** (codée LAC.3) située après la confluence des deux branches dans la zone la plus profonde ;

En plus de ces stations lacustres, cinq stations de bordure dites « littorales » ont été sélectionnées pour identifier les communautés biologiques vivant dans ces zones et leur caractéristiques physicochimiques. Leur positionnement (Figure 6 ; Tableau 3) a été défini afin de permettre également d'évaluer certains impacts anthropiques sur la qualité de la retenue. Sur les 5 stations littorales « historiques », trois stations ont été conservées car elles présentaient encore un fort intérêt :

- La station **Réallon** (codée RVD.B1) située à l'embouchure du torrent de Réallon et caractérisant les entrants de ce tributaire ;
- La station **Baie Saint-Michel** (codée RVD.B2) située au fond de la baie recevant les entrants d'une STEP et à proximité d'un village vacance ;
- La station **Baie de Chanteloube** (codée RVD.B3) située au fond de la baie recevant les entrants d'une STEP et à proximité d'un village vacance. Cette station connaît régulièrement des blooms algaux en période estivale.

Deux nouvelles stations en rive gauche ont remplacé les stations « Baie des Hyvans » (rive droite) et « Savines village » (rive gauche) suite à des changements de localisation des STEP :

- La station **Port Saint-Pierre** (codée RVD.B4) à proximité d'un camping, d'un parc animalier, d'une plage publique et d'une STEP communale.

- La station **Savines Pré-d'Émeraude** (codée RVD.B5) située dans la zone du Pré d'Émeraude. Cette zone urbanisée est à proximité d'un camping municipal, d'un quartier résidentiel, d'un petit port mais surtout de la nouvelle STEP.



*Figure 6 : Localisation des stations lacustres (carré bleu) et des stations littorales (rond blanc) sur la retenue de Serre-Ponçon (coordonnées WGS84, X : 44.527287 ; Y : 6.381121).
Fond de carte ©GoogleMaps*

Tableau 3 : Dénomination et coordonnées GPS (système WG84) des stations échantillonnées pour la V^{ème} étude hydrobiologique de Serre-Ponçon.

Nom de la station	Code	Type	Longitude (X) ; Latitude (Y)
Torrent de Réallon	RVD.B1	Littoral	6.396344 ; 44.535099
Baie Saint-Michel	RVD.B2	Littoral	6.328324 ; 44.525853
Baie de Chanteloube	RVD.B3	Littoral	6.297949 ; 44.516971
Port Saint-Pierre	RVG.B4	Littoral	6.326582 ; 44.467635
Savines Pré-d'Émeraude	RVG.B5	Littoral	6.379150 ; 44.520627
DURANCE	LAC.1	Lacustre	6.343020 ; 44.516287
UBAYE	LAC.2	Lacustre	6.340252 ; 44.463417
BARRAGE	LAC.3	Lacustre	6.277938 ; 44.474480

Caractéristiques abiotiques

Cette première partie de l'étude consistait à mesurer les paramètres du milieu qui reflètent la qualité physicochimique de l'eau et des sédiments et conditionnent la vie des organismes aquatiques présents dans la retenue.

1. Chimie des eaux

1.1. Protocoles et plan d'échantillonnage

1.1.1. Prélèvements ponctuels et analyses de l'eau en laboratoire

La variabilité temporelle de la chimie des eaux profondes et de surface a été analysée grâce à des prélèvements d'eau effectués à l'aide d'un échantillonneur d'eau intégrateur IWS III (Figure 7), au cours des quatre campagnes d'échantillonnage (mars, mai, juillet et septembre 2023) et dans toutes les stations d'échantillonnage. Ce type d'échantillonneur automatisé permet de réaliser un prélèvement intégré sur une durée de temps définie ou un prélèvement ponctuel à une profondeur donnée.



Figure 7 : Echantillonneur d'eau intégrateur IWS III après un prélèvement.

Les prélèvements intégrés ont été réalisés dans la zone euphotique (2,5 fois la transparence en mètre mesurée au disque de Secchi) des stations lacustres (Durance, Ubaye, Barrage) et sur toute la colonne d'eau des stations littorales (Réallon, Savines, Saint-Michel, Chanteloube, Saint-Pierre) au vu de leur faible profondeur (Figure 8). Les prélèvements de fond ont été effectués uniquement dans les stations lacustres à environ 5 m du fond pour éviter les panaches de matières en suspension (Figure 8).

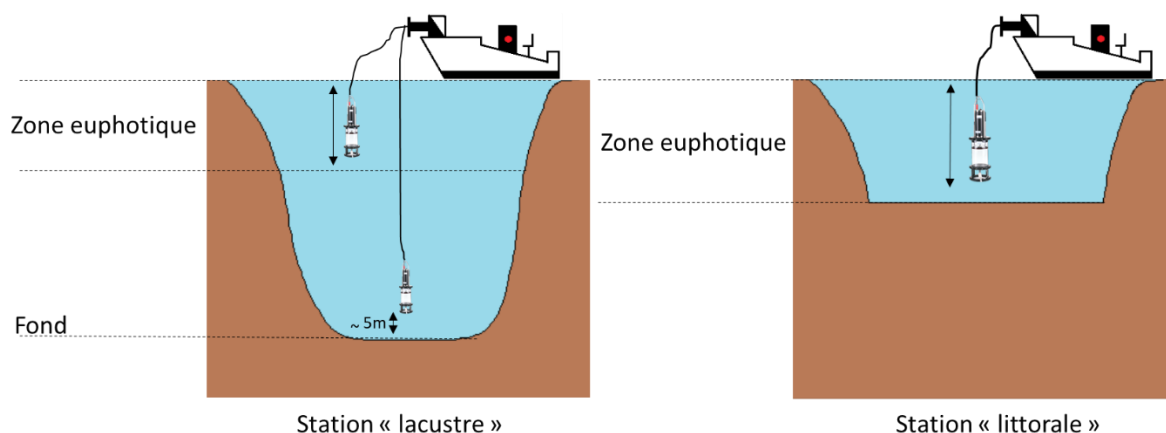


Figure 8 : Schéma du protocole de prélèvement d'eau à la bouteille intégratrice IWS III dans les stations lacustres et littorales.

Le volume d'eau de chaque échantillon était exactement de 2.5 litres qui ont été répartis dans des flacons particuliers recommandés par le laboratoire d'analyse (laboratoire de Chimie Environnement à Marseille - UMR7376) (Figure 9). Immédiatement après le prélèvement, les échantillons ont été placés dans des glacières réfrigérées puis livrés le jour même au laboratoire pour garantir la qualité des résultats. Les différents paramètres mesurés, les techniques d'analyse utilisées par le laboratoire et leur limite de quantification sont indiqués dans le tableau suivant (Tableau 4).

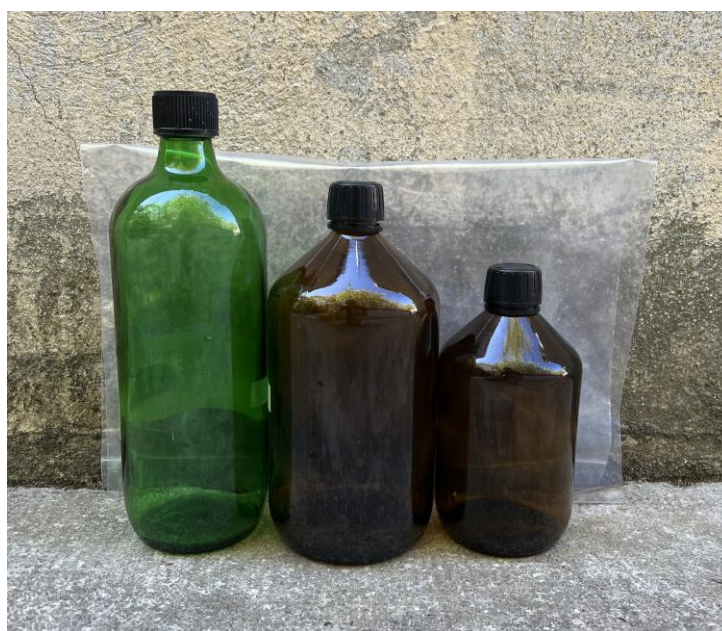


Figure 9 : Flaconnage recommandé par le laboratoire de Chimie Environnement pour le stockage des prélèvements d'eau : 1 bouteille en verre teintée en vert de 1 l, 2 bouteilles en verre teintées en brun, l'une de 1 l et l'autre de 0.5 l.

Tableau 4 : Synthèse des paramètres physico-chimiques de l'eau analysés, des méthodes déployées et de leurs limites de quantification et de détection. NC = Non connu / Non communiqué par le laboratoire

Paramètres	Unité	Technique d'analyse	Limite de quantification	Limite de détection
Matières en suspension (MES)	mg/L	Dosage par gravimétrie NF EN 872	NC	NC
Carbone Organique Dissous (COD)	mg/	Dosage par analyseur C/N ISO 20236	1,26	0,73
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg/L	Dosage par microméthode NF EN 90-101	4	NC
pH		pHmétrie ISO 10523	NC	NC
Conductivité	µS/cm	Conductimétrie ISO 7888	NC	NC
Chlorophylle a	µg/L	Dosage par HPLC-UV NF EN 90-101	0,235	0,075
Silice (SiO ₂)	µg/L	Dosage par ICP-AES ISO 11885	NC	NC
Phosphore total (P total)	mg/L	Dosage par microméthode NF EN ISO 6878	0,05	NC
Fluorures (F ⁻)	mg/L	Chromatographie ionique NF T 90-042	0,5	0,17
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	Chromatographie ionique NF T 90-042	0,1	0,03
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	Chromatographie ionique NF T 90-042	0,15	0,05
Bromures (Br ⁻)	mg/L	Chromatographie ionique NF T 90-042	0,25	0,08
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	Chromatographie ionique NF T 90-042	0,25	0,08
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	Chromatographie ionique NF T 90-042	0,5	0,17
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/L	Chromatographie ionique NF T 90-042	0,21	0,06
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	Chromatographie ionique NF EN ISO 14911	0,4	0,13
Calcium (Ca ⁺⁺)	mg/L	Chromatographie ionique NF EN ISO 14911	0,1	0,03
Magnésium (Mg ⁺⁺)	mg/L	Chromatographie ionique NF EN ISO 14911	0,4	0,13
Potassium (K ⁺)	mg/L	Chromatographie ionique NF EN ISO 14911	0,4	0,13
Sodium (Na ⁺)	mg/L	Chromatographie ionique NF EN ISO 14911	0,4	0,13

1.1.2. Profils verticaux

Les variations temporelles des principaux paramètres physicochimiques ont été mesurées sur toute la hauteur de la colonne d'eau des stations lacustres (Durance, Ubaye, Barrage) et des stations littorales (Réallon, Savines, Saint-Michel, Chanteloube, Saint-Pierre), avec une sonde multiparamètres YSI EX02 (Figure 10) et à toutes les dates d'échantillonnage (mars, mai, juillet et septembre 2023). La sonde YSI EX02 intégrant un profondimètre et équipée de plusieurs capteurs, permettait de mesurer les paramètres majeurs suivants : température (°C), oxygène dissous (mg/L) et saturation en oxygène (%) et conductivité ($\mu\text{S.cm}$), profondeur (m). Pour obtenir les profils verticaux, la sonde multiparamètres a été descendue progressivement depuis un bateau, de la surface jusqu'au fond de chaque station. Une fréquence d'enregistrement des mesures de 2 secondes a permis d'acquérir un nombre important de mesures sur toute la colonne d'eau, garantissant l'obtention de profils de qualité.

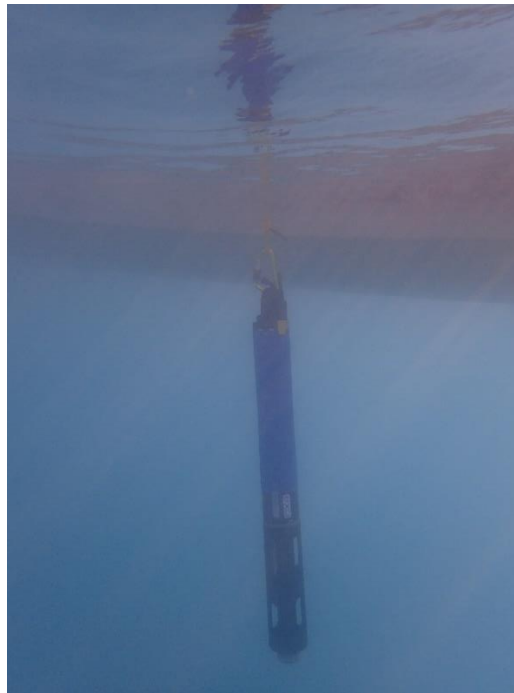


Figure 10 : Sonde multiparamètres YSI EX02 (Xylem INC.).

1.1.3. Mesures en continue de la température

Dans le cadre de cette Vème étude hydrobiologique, la retenue de Serre-Ponçon a été intégrée au Réseau National de suivi Thermique des écosystèmes lacustres (RNT) (Rebière et al., 2015 ; <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/453>). L'objectif de ce réseau est d'étudier les trajectoires thermiques et le fonctionnement thermodynamique des plans d'eau en fonction du contexte local. Pour cela, un mouillage équipé d'enregistreurs autonomes (Figure 11) a été installé au printemps 2023 dans la zone la plus profonde, c'est-à-dire à proximité du barrage.

Elle descend jusqu'à 40 mètres de profondeur et intègre au total 16 capteurs de température + 1 capteur d'oxygène :

- 1 capteur de température et 1 capteur d'oxygène à 0,7m de profondeur
- 1 capteur de température tous les mètres entre 1,5m et 4,5m de profondeur
- 1 capteur de température tous les deux mètres de 6,5m à 12,5m de profondeur
- 1 capteur de température tous les quatre mètres de 16,5m jusqu'à 40,5m de profondeur

Les enregistreurs autonomes seront déchargés tous les ans afin de récupérer les données de température et pouvoir étudier le fonctionnement thermique de la retenue ainsi que son évolution à long terme.

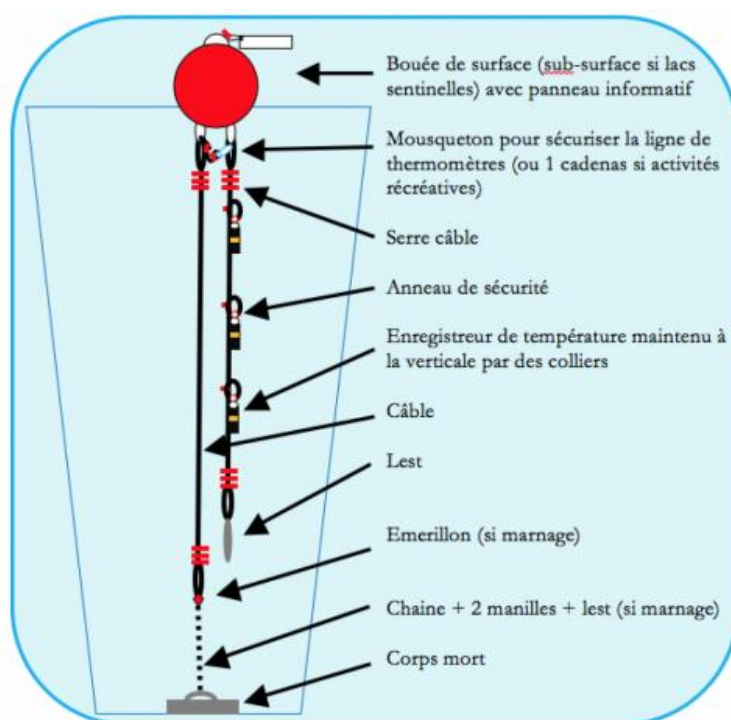


Figure 11 : Schéma d'un mouillage équipé d'enregistreurs autonomes de température dans le cadre du Réseau National de suivi Thermique des écosystèmes lacustres (RNT) (d'après Rebière et al., 2015 ; <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/453>).

1.2. Résultats des campagnes 2023

1.2.1. Profils verticaux de températures

Dans les stations lacustres (Figure 12), la température en hiver (mars) était homogène autour de 6,5°C sur toute la colonne d'eau. Au printemps (mai), l'augmentation de la température entraînait un réchauffement des eaux de surface engendrant ainsi une stratification thermique visible entre 5 m et 10 m de profondeur. A cette période, la différence de température entre la surface et le fond est de 6,5°C pour les stations Durance et Ubaye et jusqu'à 8°C pour la station Barrage. En été (juillet), la thermocline était située entre 10 et 18 m de profondeur et séparait l'épilimnion à environ 21°C, de l'hypolimnion

qui est à environ 7°C. A la fin de l'été (septembre), le léger refroidissement de l'épilimnion favorisait le mélange des eaux ce qui réduisait la différence de température avec l'hypolimnion (6,7°C pour la station Ubaye, 8,5°C pour la station Durance et 9°C pour la station Barrage).

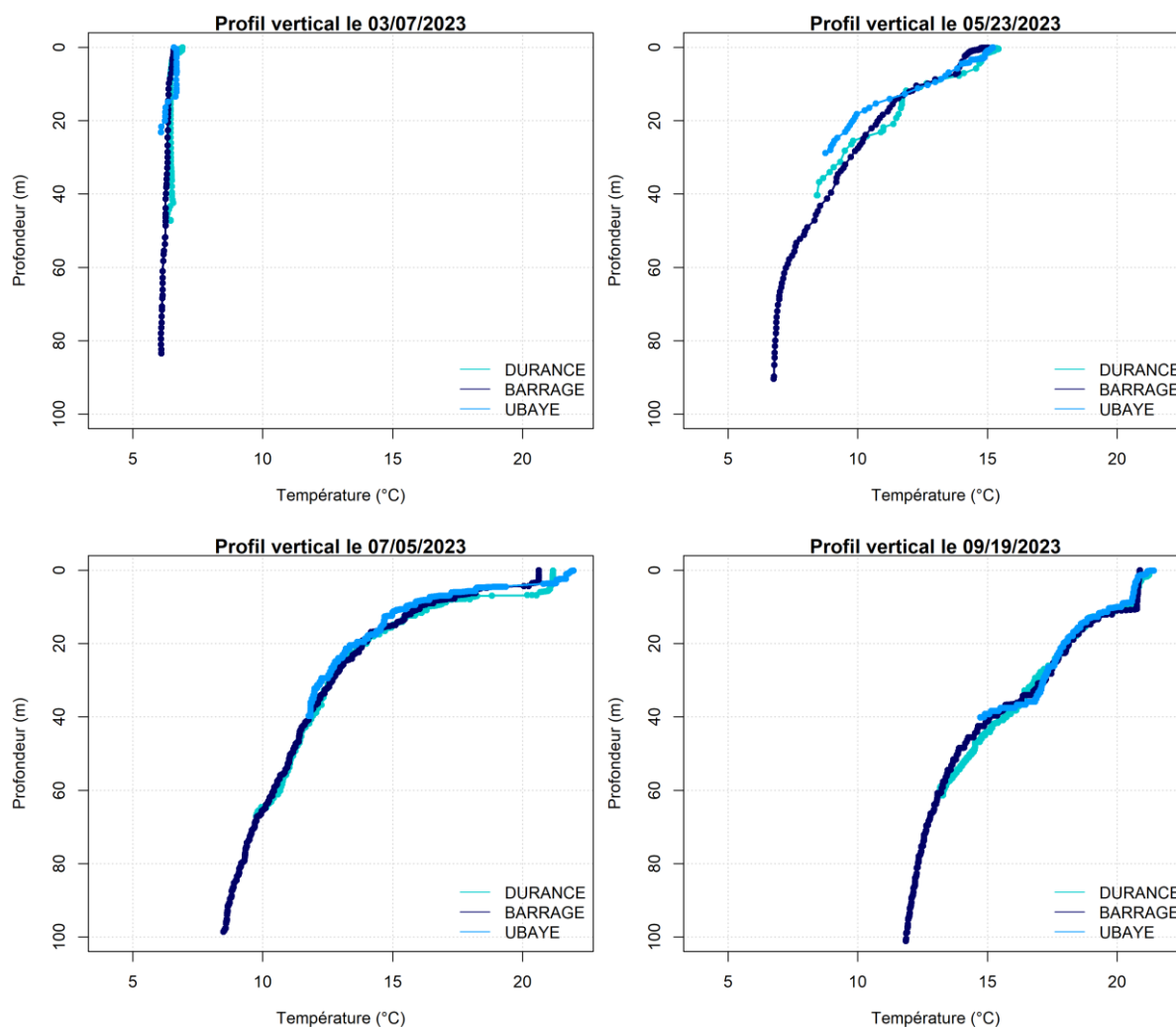


Figure 12 : Profils verticaux de température (°C) dans les stations lacustres pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

Dans les stations littorales (Figure 13), la température hivernale était homogène autour de 7°C, à l'exception de celle mesurée sur la station Réallon, la plus en amont, inférieure de 2°C. Au printemps, la différence de température était visible entre les différentes stations. Les stations Savines, Saint-Michel et Chanteloube affichaient des températures proches autour de 17°C. La station Saint-Pierre présentait une température de 15°C entre 0 et 5 m de profondeur et qui diminuait à 12,5°C à 10 m de profondeur. La station Réallon était toujours la plus froide avec une température voisine de 14°C. Au début de l'été, la température de surface était identique et d'environ 21°C pour toutes les stations. Malgré la faible profondeur des stations, on observe une « stratification » dès 5m de profondeur, avec une différence de 3 à 6°C entre le fond et la surface. Les profils en septembre ont été

réalisés à proximité de la berge ou la profondeur était trop faible pour avoir un véritable profil mais la température semblait similaire entre toutes les stations autour de 22°C.

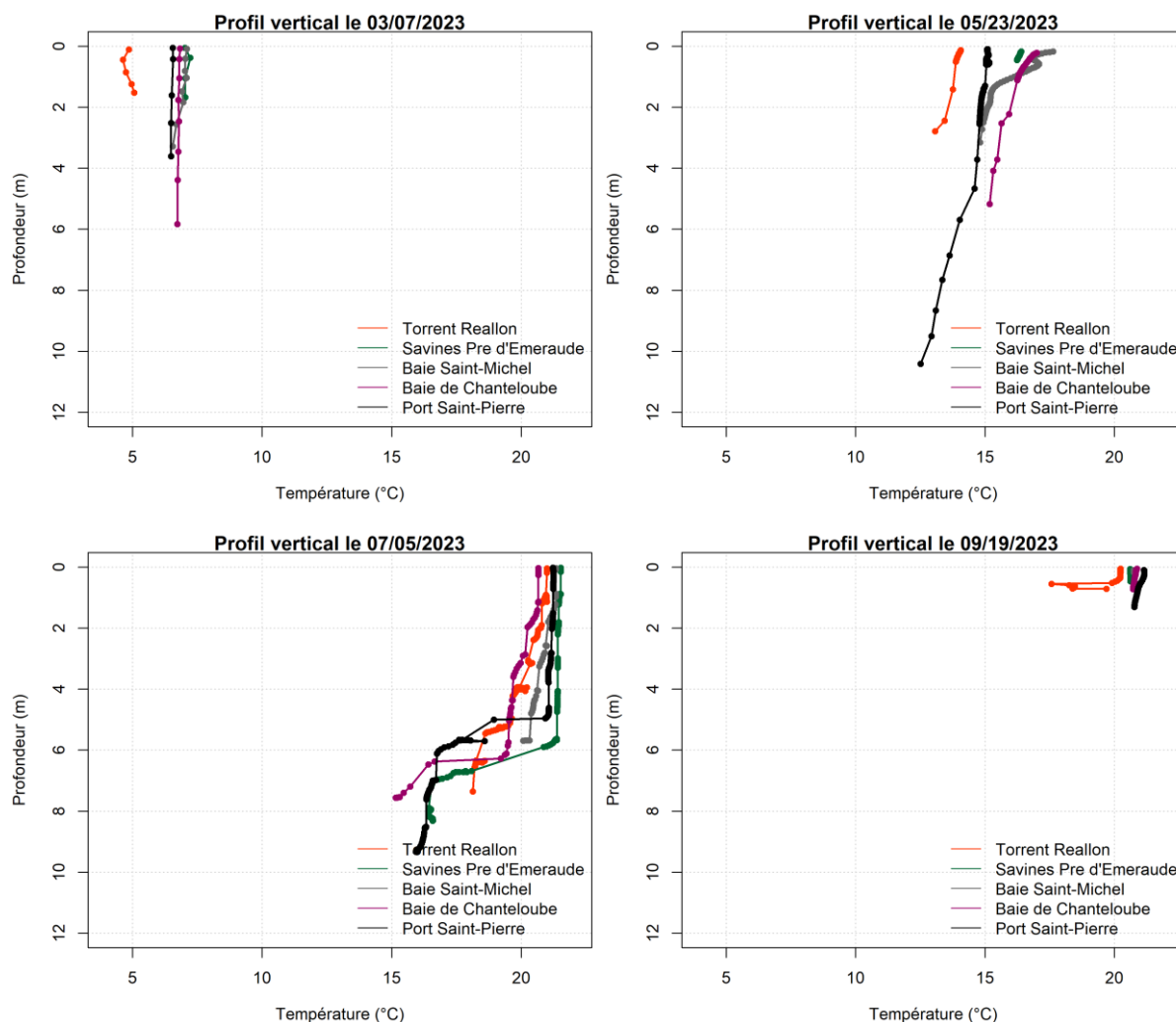


Figure 13 : Profils verticaux de température (°C) dans les stations littorales pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

1.2.2. Profils verticaux des paramètres liés à l'oxygène

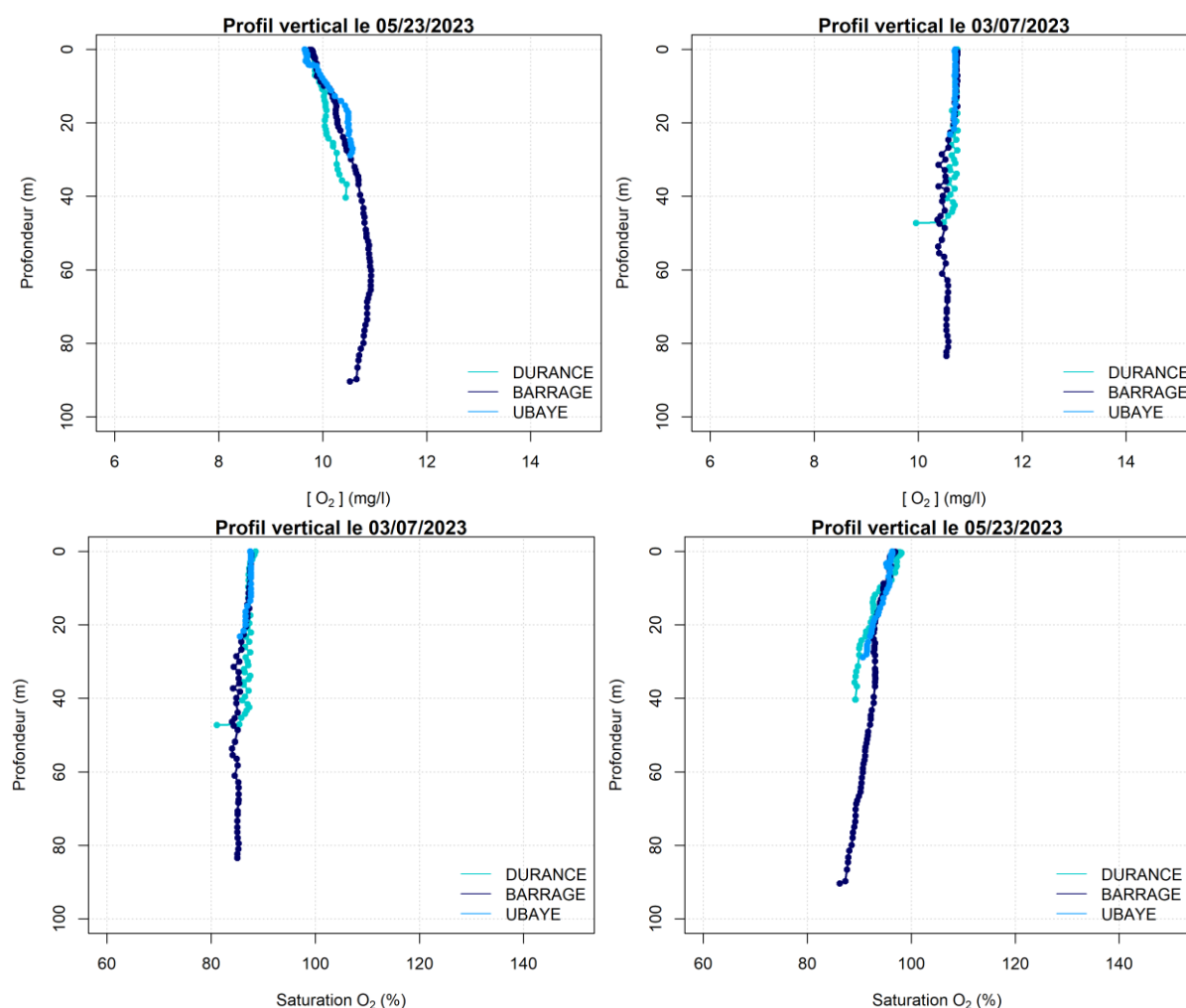
Dans les stations lacustres (Figure 14), dans la colonne d'eau en hiver, les teneurs en oxygène dissous et la saturation en oxygène étaient homogènes, 10,5 mg/L et 85 % respectivement.

Au printemps, les teneurs en oxygène dissous en surface étaient légèrement inférieures à 10 mg/L et un peu supérieure en profondeur (autour de 10,5 mg/L). La saturation en oxygène était autour de 97 % en surface et diminuait avec la profondeur (85 %). Comme pour la température, un début de stratification de la concentration en oxygène dissous sur la colonne d'eau, appelée oxycline, était observé à cette période.

En été, l'oxycline était bien visible avec un pic d'oxygène dissous à plus de 11 mg/L pour l'Ubaye et à plus de 12 mg/L pour la station Barrage ainsi qu'une saturation qui dépassait 120 %, entre 6 et 9m de profondeur. L'augmentation de la concentration en oxygène

dissous était visible aussi en Durance mais de façon beaucoup moins importante, tandis que la saturation ne semblait pas augmenter.

A la fin de l'été, lorsque les eaux sont les plus chaudes, l'oxygène dissous et la saturation en oxygène étaient plus faibles. En surface, la concentration en oxygène dissous était de 9 mg/L et la saturation à 100 % ; ces deux valeurs chutaient avec la profondeur (moins de 8 mg/L et moins de 80 % de saturation). On observait toujours un pic de la concentration et de la saturation à 13 m de profondeur pour la station Durance et Barrage avec plus de 10 mg/L et 115 % de saturation. Contrairement aux observations du mois de juillet, les augmentations d'oxygène dissous et de saturation sur la station Ubaye n'étaient pas visibles.



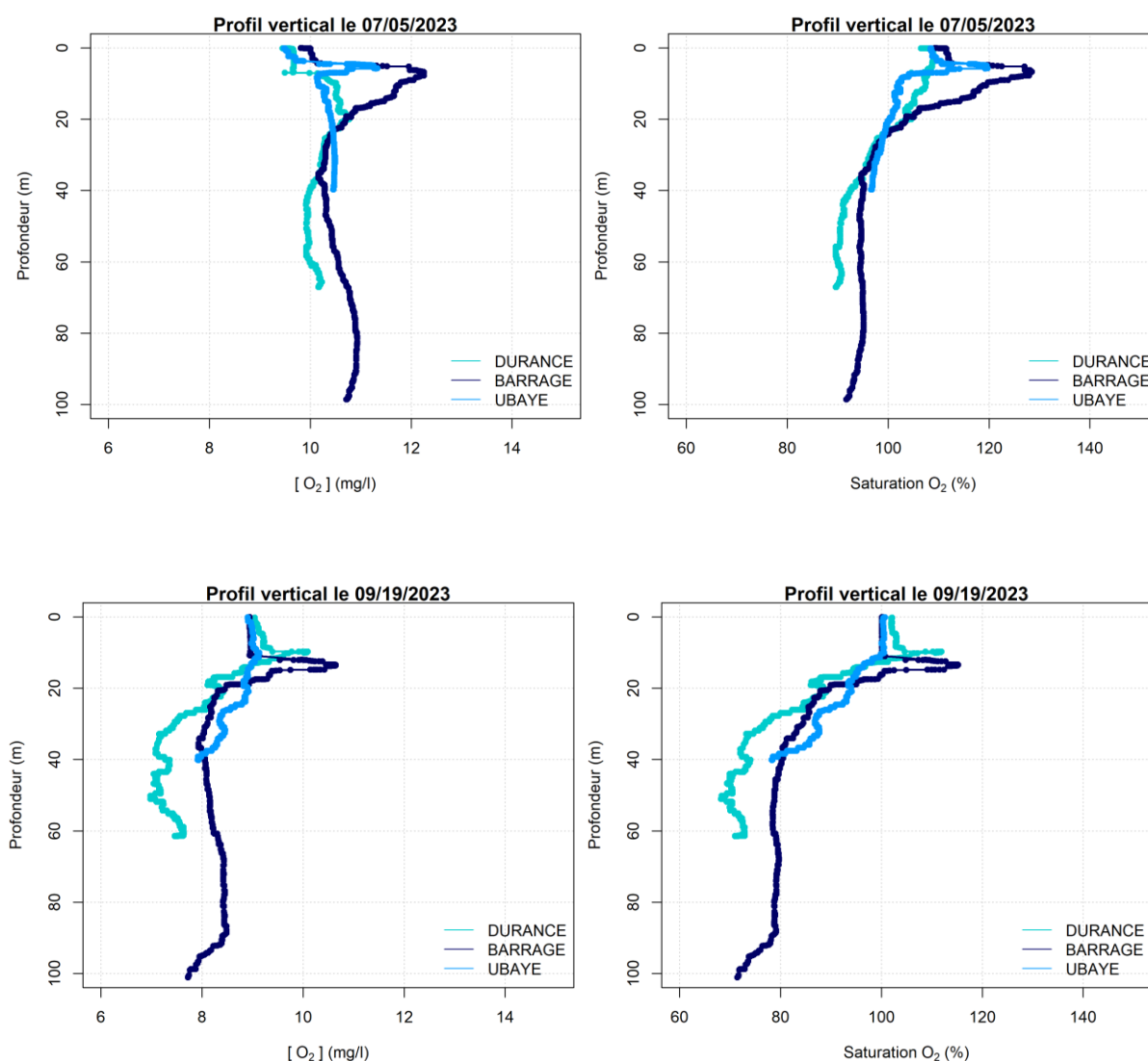


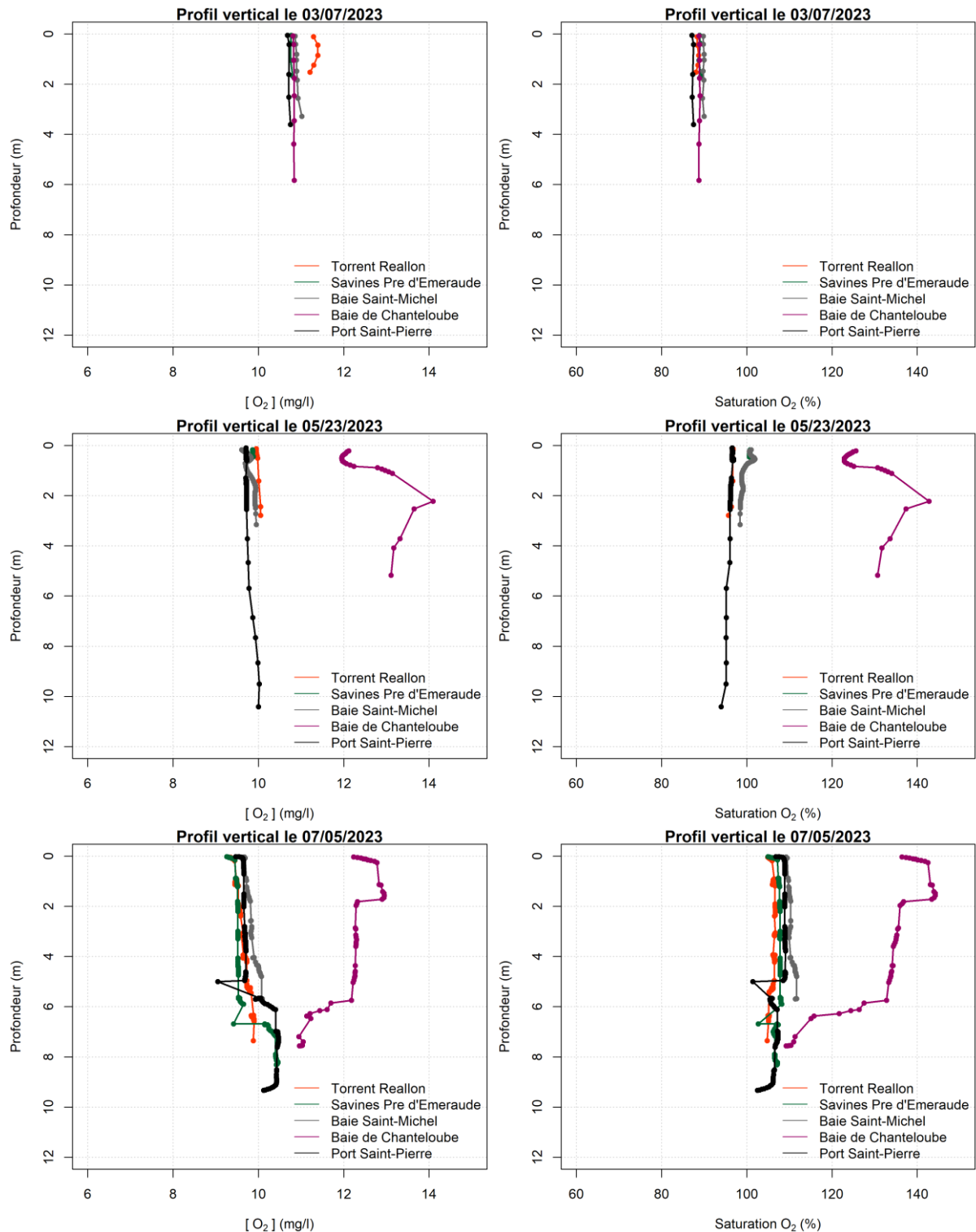
Figure 14 : Profils verticaux de la concentration en oxygène (mg/L) et de la saturation en oxygène (%) dans les stations lacustres pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

Dans les stations littorales (Figure 15), en hiver (mars), les teneurs en oxygène dissous étaient légèrement inférieures à 11 mg/L (sauf pour la station Réallon : 11,3 mg/L) et la saturation en oxygène était voisine de 88 %.

Au printemps, les teneurs en oxygène dissous étaient assez homogènes entre les stations (environ 10 mg/L) à l'exception de la station Chanteloube sur laquelle la concentration de surface était de 12 mg/L (valeur maximale de 14 mg/L à 2m de profondeur). A cette période, la saturation en oxygène était homogène entre 95 et 100 % pour les stations Réallon, Saint-Michel, Saint-Pierre et Savines. Dans la station Chanteloube, la saturation en oxygène était de 125 % et de 140 % à 2 m de profondeur.

Au début de l'été, les teneurs en oxygène dissous en surface étaient voisines de 9,3 mg/L et augmentaient légèrement avec la profondeur à près de 10,5 mg/L tandis que la saturation est stable autour de 109 % pour les stations Réallon, Saint-Michel, Saint-Pierre

et Savines. Dans la station Chanteloube, l'oxygène dissous en surface était à plus de 12 mg/L et diminuait avec la profondeur (11 mg/L). La saturation en oxygène suivait le même schéma (140 % en surface puis diminution à partir de 2 m de profondeur et 110 % de saturation au fond). A la fin de l'été, toutes les stations littorales présentaient une concentration en oxygène dissous et une saturation en oxygène similaires autour de 9 mg/L et 100 % de saturation respectivement.



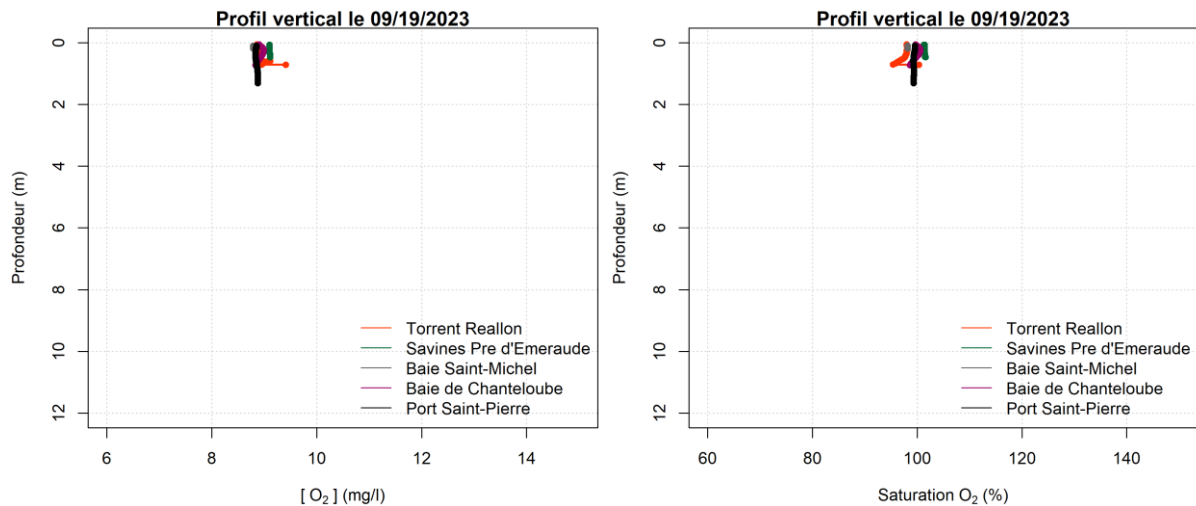
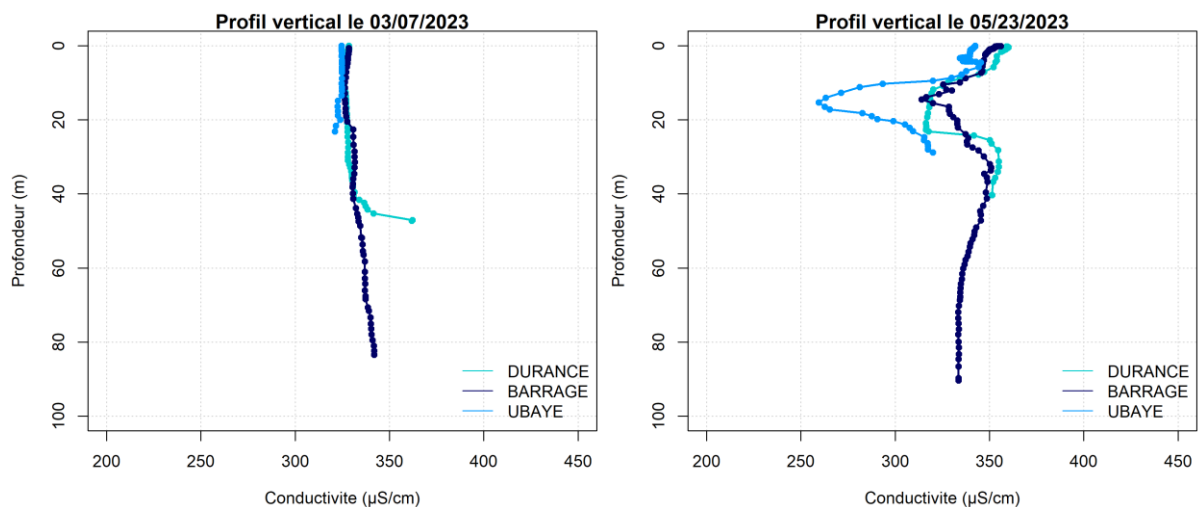


Figure 15 : Profils verticaux de la concentration en oxygène (mg/L) et de la saturation en oxygène (%) dans les stations littorales pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

1.2.3. Profils verticaux de conductivité

Dans les stations lacustres (Figure 16), la conductivité en hiver était homogène autour de 330 $\mu\text{S.cm}$ sur toute la colonne d'eau des stations lacustres. Au printemps et au début de l'été, la conductivité diminuait à partir de 10 m de profondeur. La baisse de conductivité était plus importante dans la station Ubaye (330 $\mu\text{S.cm}$ en surface et 260 $\mu\text{S.cm}$ au fond). Dans les stations Durance et Barrage, la conductivité était identique en surface et au fond (à partir de 25m au printemps et à partir de 60m en été). A la fin de l'été, la conductivité en surface était légèrement supérieure à 350 $\mu\text{S.cm}$. Pour les stations Ubaye et Barrage, on observait une diminution continue entre 15 m et 40 m de profondeur ou la valeur atteignait 290 $\mu\text{S.cm}$. Pour la station Durance, on observait une dynamique différente avec une augmentation de la conductivité entre 9 m et 25 m de profondeur (jusqu'à 400 $\mu\text{S.cm}$) puis une diminution continue jusqu'au fond où la conductivité était de 290 $\mu\text{S.cm}$ comme sur les autres stations.



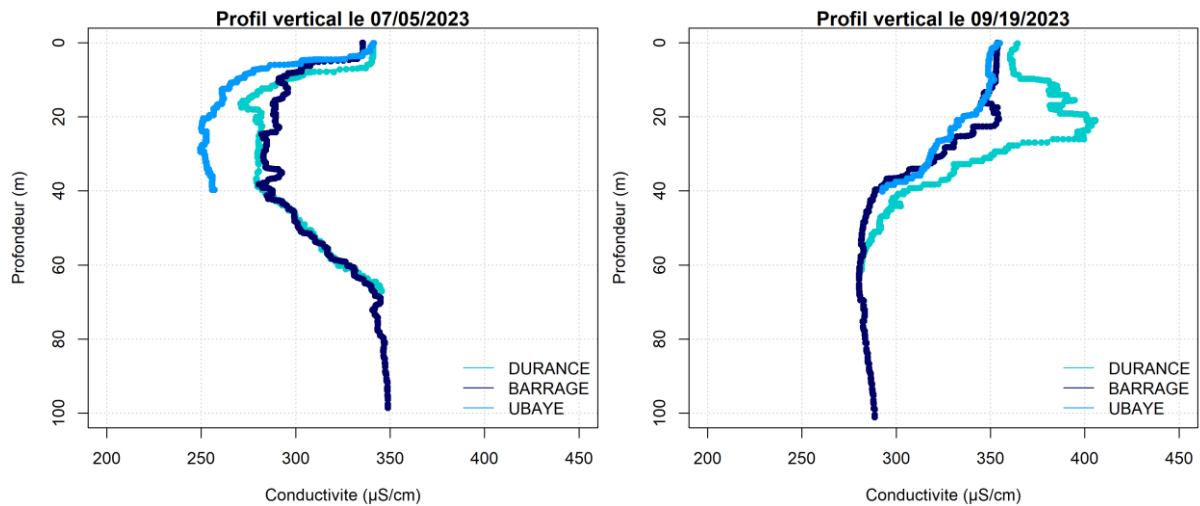
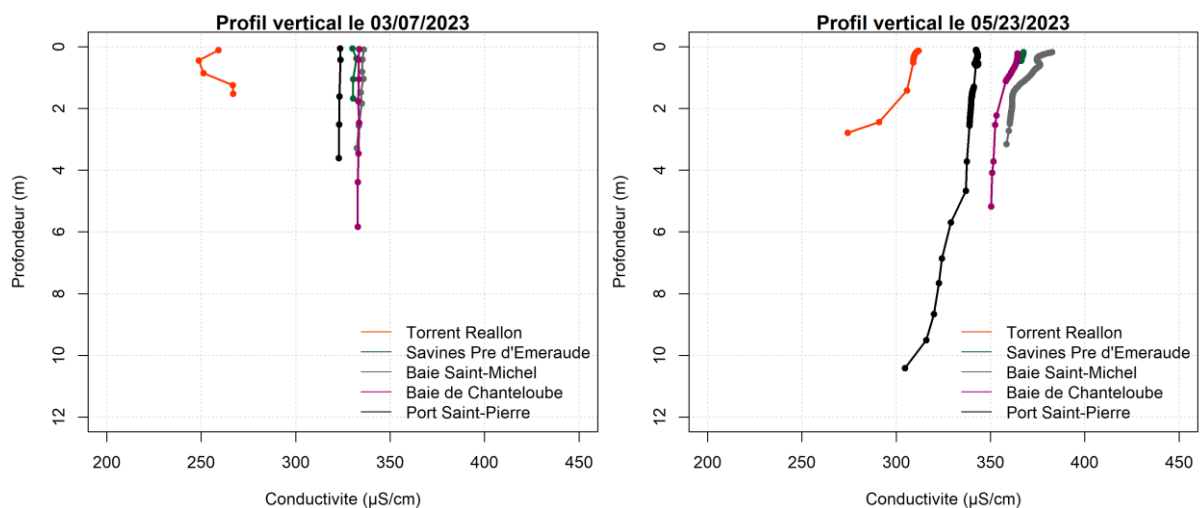


Figure 16 : Profils verticaux de la conductivité ($\mu\text{S.cm}$) dans les stations lacustres pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

Pour les stations littorales (Figure 17), en hiver, la conductivité était également homogène (330 $\mu\text{S.cm}$ environ) excepté pour la station Réallon qui présentait des valeurs plus faibles (environ 250 $\mu\text{S.cm}$). Au printemps, la conductivité était légèrement différente entre les stations (310 $\mu\text{S.cm}$ sur la station Réallon, 340 $\mu\text{S.cm}$ sur la station Saint-Pierre et 360 $\mu\text{S/cm}$ sur les trois autres stations). Au début de l'été, la conductivité était comparable (environ 340 $\mu\text{S/cm}$) et homogène jusqu'à 5m de profondeur, dans toutes les stations. On observait ensuite une légère diminution jusqu'au fond. A la fin de l'été, la conductivité était voisine de 350 $\mu\text{S/cm}$ dans toutes les stations.



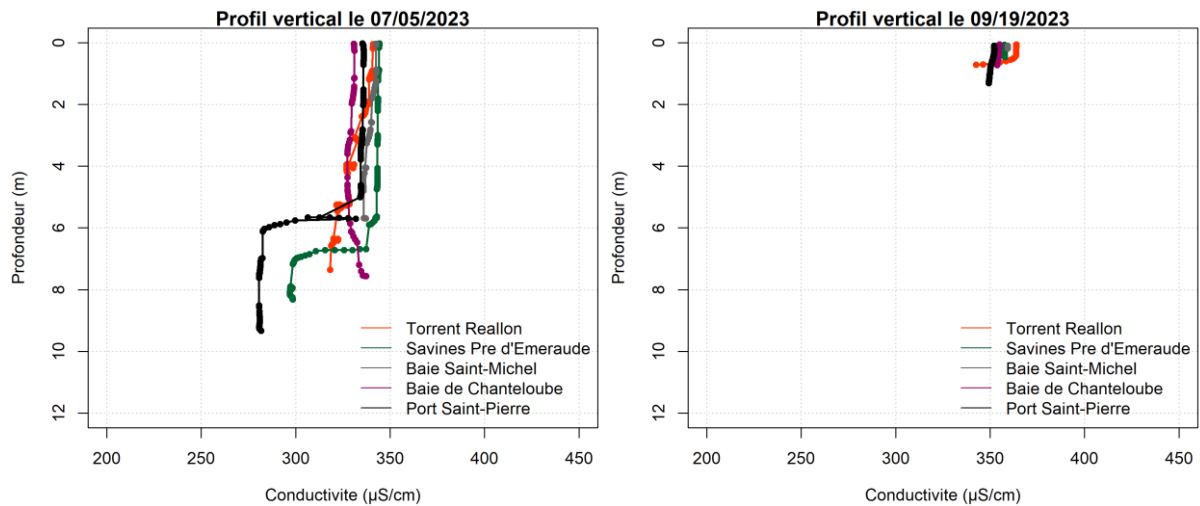


Figure 17 : Profils verticaux de la conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}$) dans les stations littorales pour les 4 campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

1.2.4. Trophie

Parmi les paramètres liés à la trophie de l'eau, les Nitrites (NO_2^-), les Phosphates (PO_4^{3-}) et l'Ammonium (NH_4^+) avaient toujours des valeurs en dessous des limites de quantification ou de détection (Tableau 5 à Tableau 8). Par conséquent, leur présence était négligeable dans le milieu.

❖ Nitrates (Figure 18)

Les concentrations moyennes de nitrates dans les stations sur la période d'échantillonnage étaient relativement proches puisqu'elles variaient entre $0,94 \text{ mg/L} \pm 0,35 \text{ mg/L}$ (Durance surface) et $1,48 \text{ mg/L} \pm 0,4 \text{ mg/L}$ (Barrage fond) pour les stations lacustres, et entre $1,0 \text{ mg/L} \pm 0,30 \text{ mg/L}$ (Réallon ; Saint-Pierre) et $1,40 \text{ mg/L} \pm 0,90 \text{ mg/L}$ (Chanteloube) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6).

De manière générale, les valeurs de nitrates diminuaient entre l'hiver (autour de $1,3 \text{ mg/L}$) et la fin de l'été (autour de 1 mg/L) à l'exception des stations Barrage et Durance fond ainsi que Chanteloube où on observait une légère augmentation entre mars et juillet. Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées sur la station Chanteloube en fin d'hiver ($1,9 \text{ mg/L}$) et au printemps ($2,5 \text{ mg/L}$).

Pour la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE), un Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales a été réalisé (Argillier et al., 2016). Dans ce guide, les valeurs seuils des nitrates ont été définies à $1,2 \text{ mg/L}$ pour un très bon état et $2,6 \text{ mg/L}$ pour un bon état (Danis and Roubéix, 2014). Les valeurs observées dans cette étude étaient toujours inférieures à $2,6 \text{ mg/L}$ traduisant un bon état de la retenue pour ce paramètre.

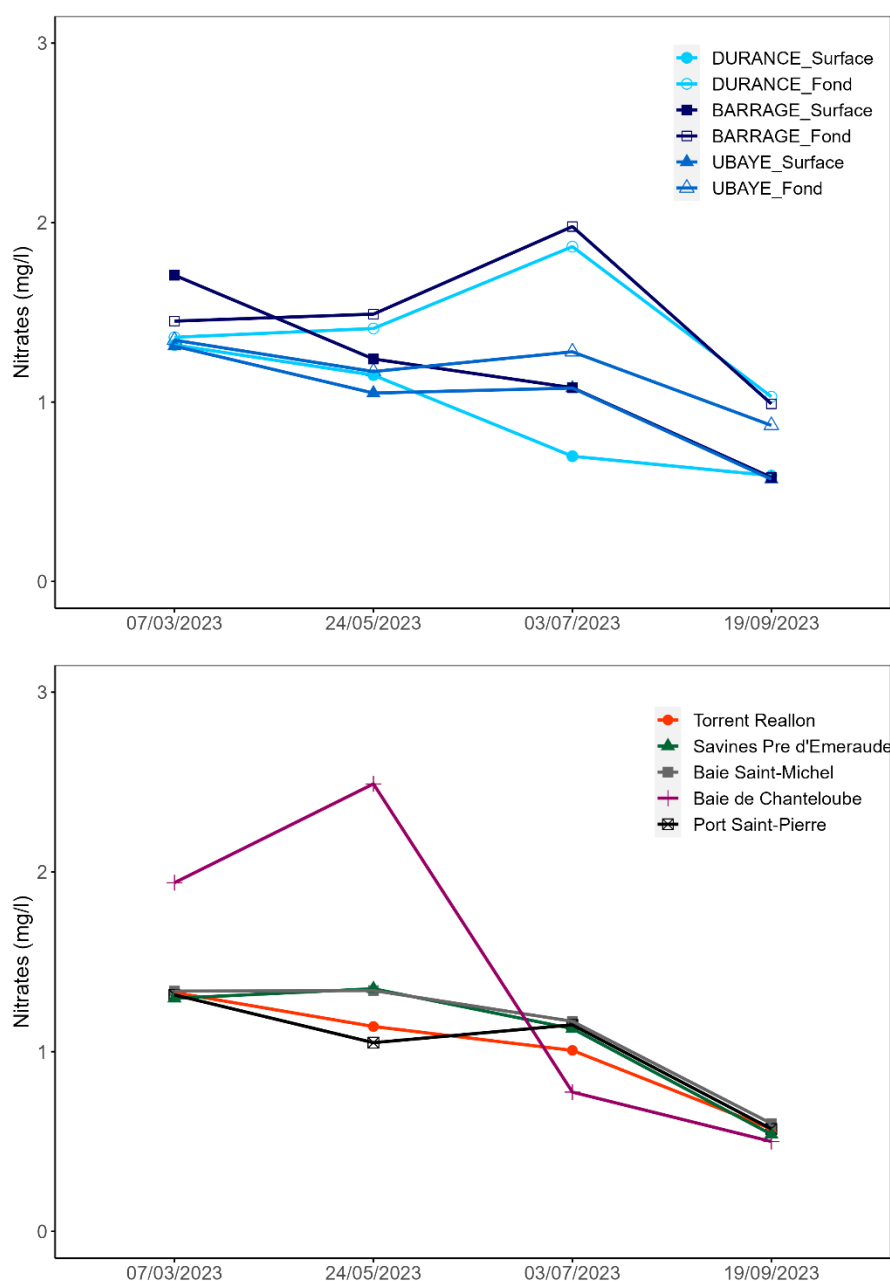


Figure 18 : Evolution de la teneur en nitrates (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Phosphore total (Figure 19)

La majorité des valeurs de phosphore total étaient en dessous du seuil de quantification (0,05 mg/L) (Tableau 7 ; Tableau 8). Pour les stations lacustres, seules les valeurs estivales étaient quantifiables, allant de 0,05 (Barrage fond) à 0,12 mg/L (Durance fond). Pour les stations littorales, Saint-Michel et Chanteloube montraient des valeurs à 0,05 mg/L en hiver (mars). En été (juillet), les valeurs étaient comprises entre 0,09 mg/L (Réallon, Saint-Michel) et 0,14 mg/L (Chanteloube). On observait une augmentation des valeurs de phosphore total entre l'hiver et l'été dans les stations Chanteloube et Saint-Michel.

Les valeurs seuils d'état définies pour le phosphore dans la mise en œuvre de la DCE dépendent de la profondeur moyenne du plan d'eau. Pour la retenue de Serre-Ponçon, les valeurs seuils des différentes classes d'état sont : 0,015 mg/L = très bon, 0,031 mg/L = bon, 0,065 mg/L = moyen, 0,14 mg/L = mauvais (Danis and Roubex, 2014). Pour toutes les stations, les valeurs estivales élevées correspondaient à un mauvais état. Pour Chanteloube, l'état était moyen en hiver et mauvais au printemps et à l'été.

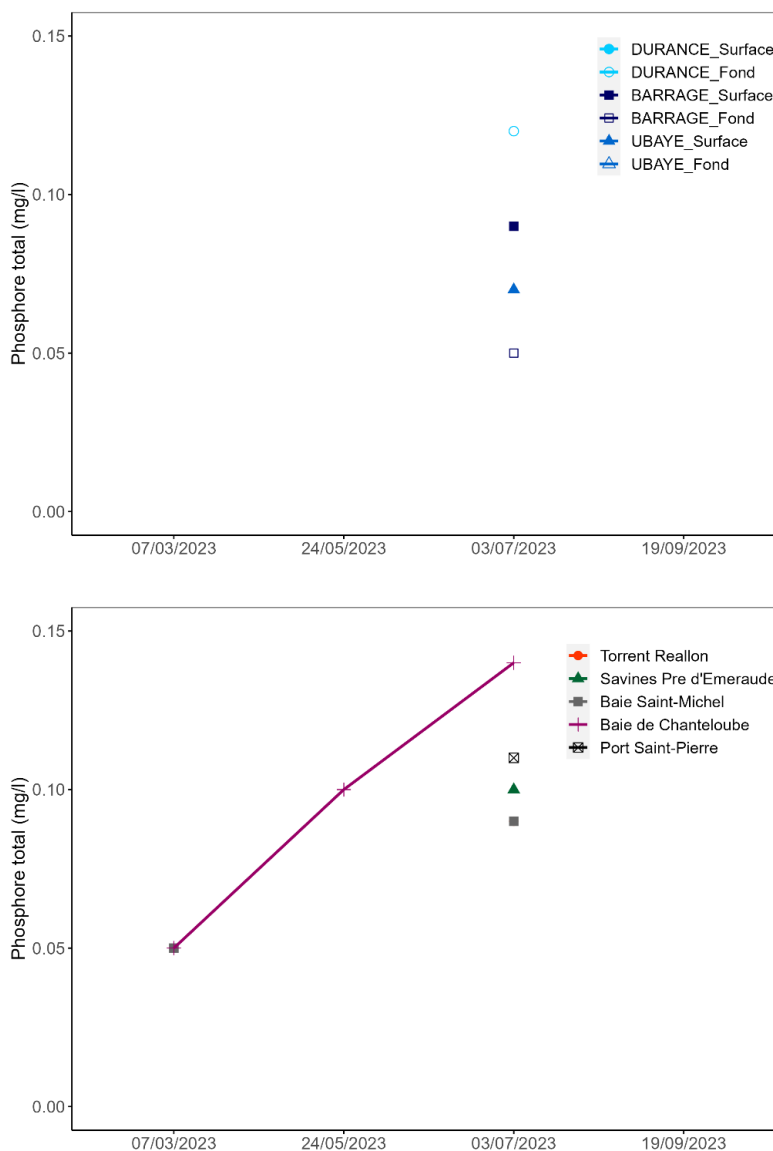


Figure 19 : Evolution de la teneur en phosphore total (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Carbone Organique Dissous (COD) (Figure 20)

Les valeurs moyennes de COD sur la période d'échantillonnage variaient entre $0,83 \pm 0,03$ mg/L (Ubaye fond) et $1,22 \pm 0,50$ mg/L (Durance surface) dans les stations lacustres et entre $0,89 \pm 0,16$ mg/L (Saint-Pierre) et $1,06 \pm 0,12$ mg/L (Chanteloube) dans les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6). La dynamique temporelle du COD était similaire entre les stations lacustres et littorales avec une très légère augmentation des valeurs entre

l'hiver (autour de 0.8 mg/L) et la fin de l'été (autour de 1,2 mg/L) (Tableau 5 & Tableau 6). Sur la station Durance surface, une valeur élevée (proche de 2 mg/L) a été mesurée en mars.

Pour les plans d'eau, aucune valeur de seuil d'état écologique n'a été défini pour ce paramètre COD. Pour les cours d'eau, la valeur seuil du très bon état est définie à 5 mg/L (Grille SEQ-Eau V2, Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement). Bien que ce seuil ne s'applique donc pas à une masse d'eau de type « plans d'eau », les valeurs mesurées sur Serre-Ponçon, largement en deçà de cette valeur, suggéraient un potentiel bon état de la retenue pour ce paramètre.

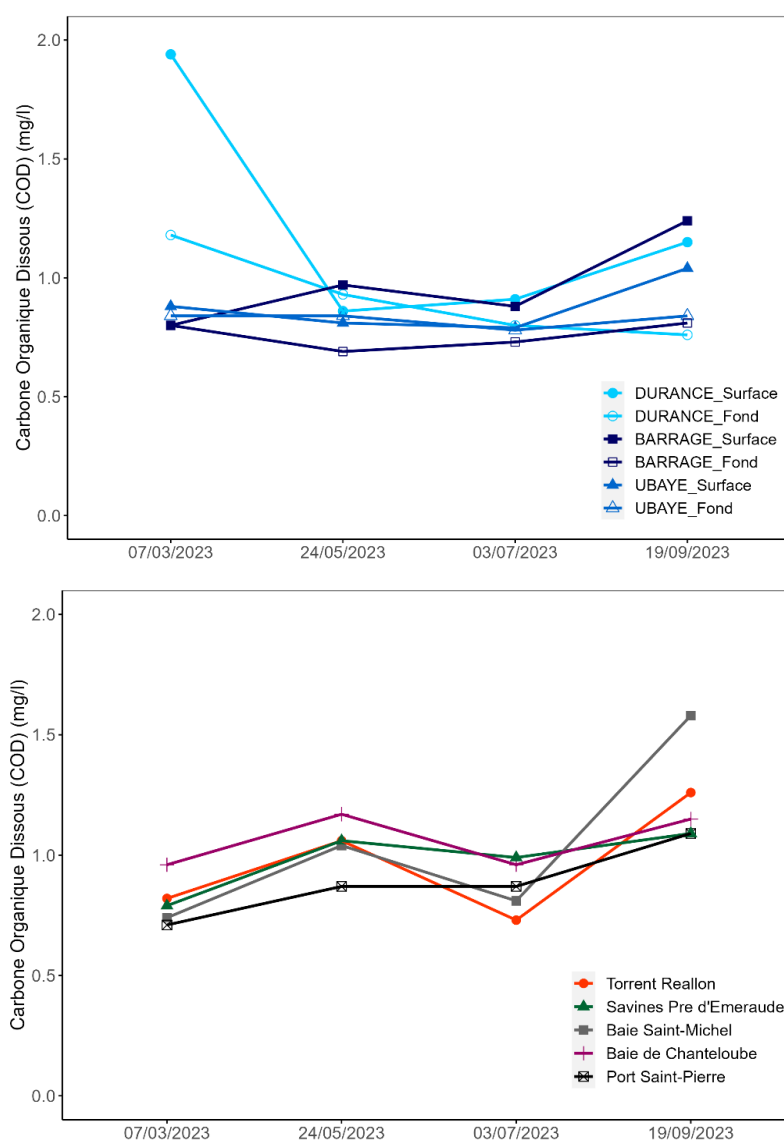


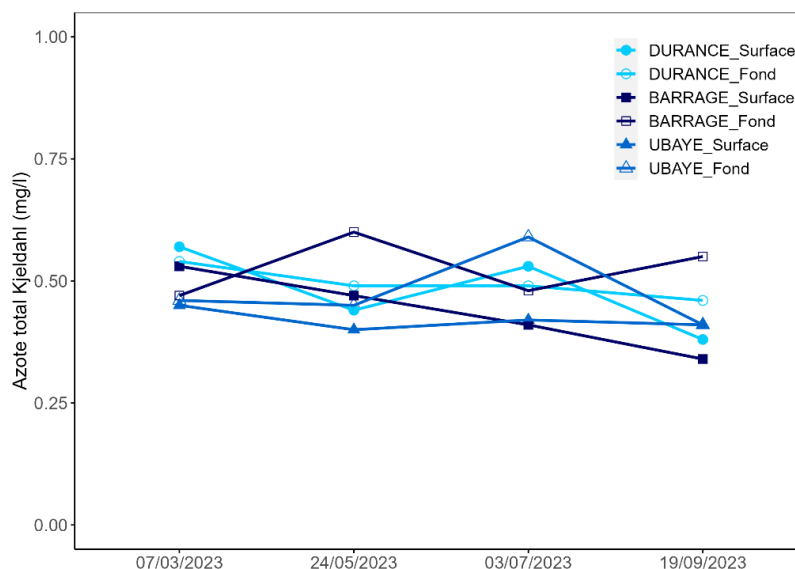
Figure 20 : Evolution des concentrations en carbone organique dissous (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Azote total Kjeldahl (Figure 21)

Les valeurs moyennes d'azote total dissous sur la période d'échantillonnage dans les stations lacustres variaient entre $0,42 \pm 0,02$ mg/L (Ubaye surface) et $0,53 \pm 0,06$ mg/L (Barrage fond), et entre $0,42 \pm 0,04$ mg/L (Saint-Pierre) et $0,52 \pm 0,08$ mg/L (Chanteloube) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6).

Le paramètre était stable dans toutes les stations et sur toute la période d'échantillonnage.

Pour les plans d'eau, aucune valeur de seuil d'état écologique n'a été définie pour l'Azote total. Pour les cours d'eau, la valeur seuil du très bon état est définie à 1 mg/L (Grille SEQ-Eau V2, Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement). Bien que ce seuil ne s'applique donc pas à une masse d'eau de type « plans d'eau », les valeurs mesurées sur Serre-Ponçon, largement en deçà de cette valeur, suggéraient un potentiel bon état de la retenue pour ce paramètre.



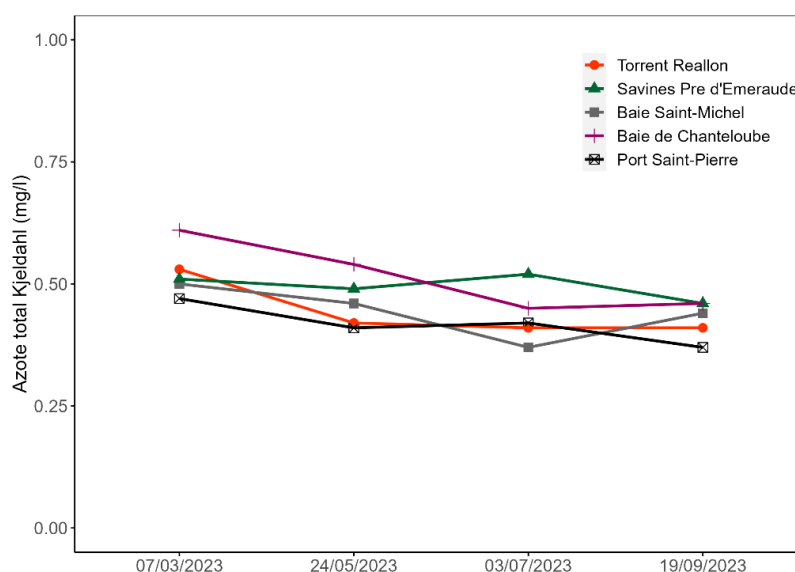


Figure 21 : Evolution des concentrations en azote total Kjeldahl (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

1.2.5. Minéraux et Oligoéléments

Parmi les paramètres liés aux minéraux et oligoéléments, les Fluorures (F^-) et les Bromures (Br) avaient toujours des valeurs en dessous des seuils limites de détection (Tableau 7 & Tableau 8). Leur présence dans le milieu était donc négligeable.

❖ Chlorures (Figure 22)

Les concentrations moyennes des chlorures sur toute la période d'échantillonnage variaient de $4,5 \pm 1,8$ mg/L (Ubaye surface) à $6,7 \pm 2,1$ mg/L (Barrage fond) dans les stations lacustres et de $5,0 \pm 1,4$ mg/L (Saint-Pierre) à $6,1 \pm 1,5$ mg/L (Chanteloube) pour les stations littorales. Les concentrations moyennes annuelles en chlorure étaient relativement comparables entre toutes les stations (Tableau 5 & Tableau 6).

La dynamique temporelle des chlorures étaient relativement identiques entre toutes les stations avec les valeurs les plus élevées mesurées en hiver et les plus faibles en été (début ou fin selon les stations).

La norme de qualité environnementale (NQE) en application de la DCE fixe une valeur guide de 30 mg/L (INERIS, 2019). En ce qui concerne l'eau destinée à la consommation humaine, il existe une limite fixée à 250 mg/L d'après la Directive 98/83/CE du 3 novembre 1998 (JO L 330 du 5.12.1998, p. 32). Dans cette étude, les concentrations maximales autour de 8 mg/L étaient très largement en deçà des différents seuils mentionnés. Bien que proches, les chlorures étaient légèrement plus élevés dans les stations de la branche Durance que dans celles de la branche Ubaye, qui peut s'expliquer par la présence de domaines skiables en amont du bassin versant de la Durance et d'un réseau routier plus important. En effet, les chlorures sont utilisés dans plusieurs domaines tels que l'industrie, le traitement des eaux ou encore l'agriculture. En particulier

le chlorure est très utilisé pour l'entretien des routes lorsqu'il est associé au sodium ou au calcium et le ruissellement peut expliquer son augmentation dans les milieux aquatiques. D'après la littérature, à faible concentration, les chlorures ne sont pas particulièrement toxiques pour la faune aquatique. Il faut des concentrations très importantes de plusieurs centaines ou milliers de milligramme par litre (par ex. 9000 mg/L pour la Gambusie ou 1000 mg/L pour certains invertébrés) pour voir des impacts sur la croissance, la reproduction voire un effet létal (Gumy and de Alencastro, 2001 ; Elphick et al., 2011).

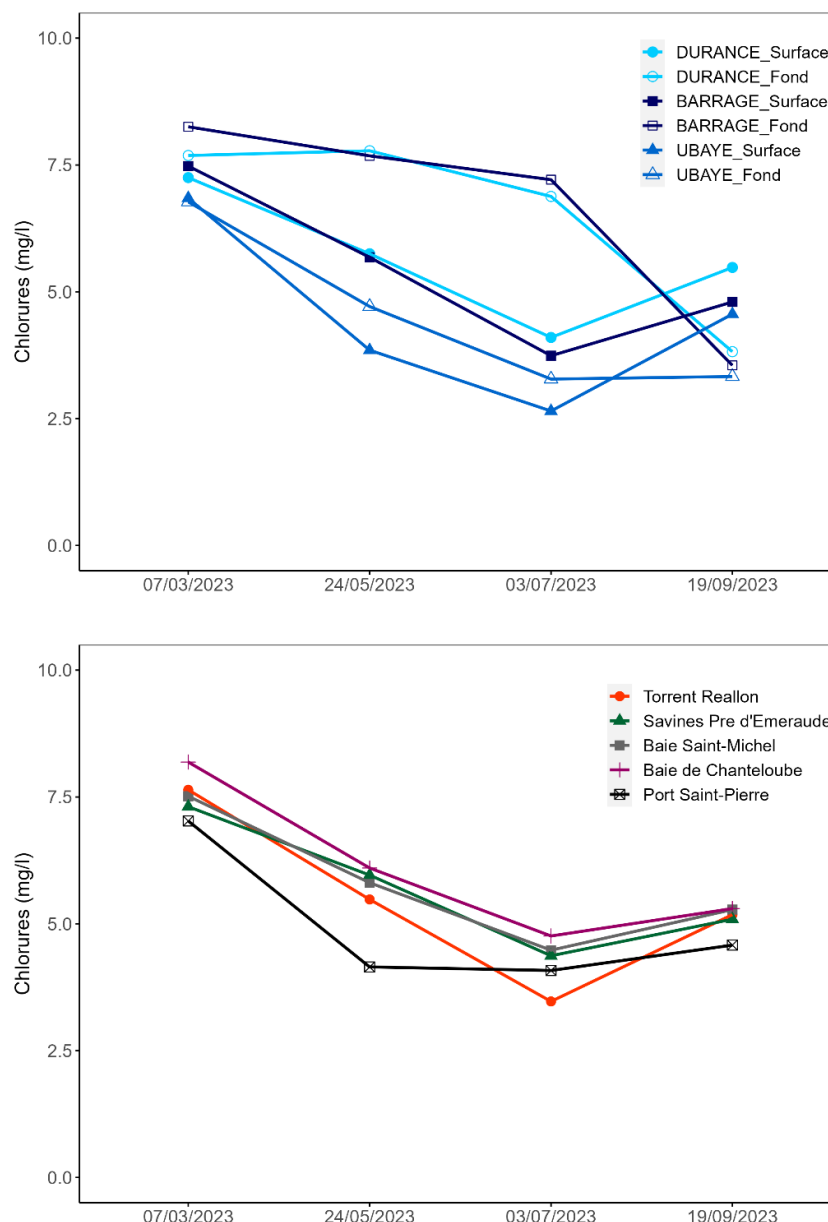


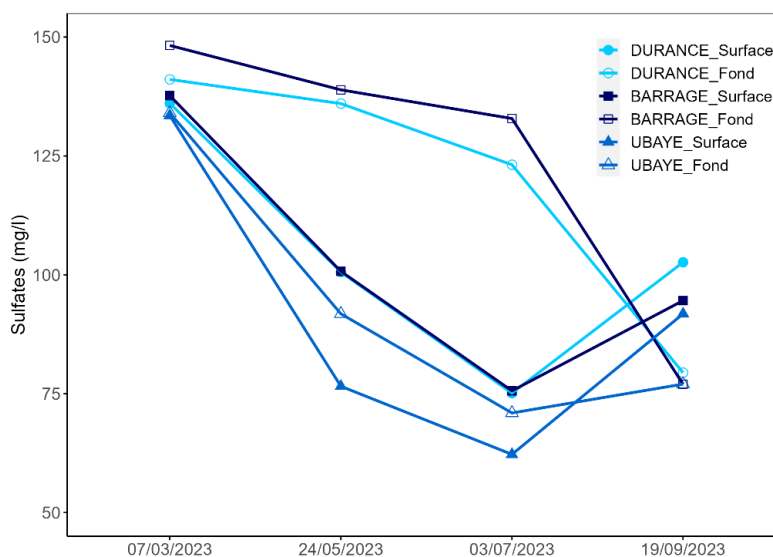
Figure 22 : Evolution des concentrations en chlorures (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Sulfates (Figure 23)

Les concentrations moyennes des sulfates sur la période d'échantillonnage étaient proches et variaient entre $91,0 \pm 30,8$ mg/L (Ubaye surface) et $124,2 \pm 32,1$ mg/L (Barrage fond) dans les stations littorales, et entre $96,5 \pm 25,9$ mg/L (Saint-Pierre) et $104,8 \pm 23,2$ mg/L (Savines) pour les stations lacustres.

Les variations temporelles des sulfates suivaient la même dynamique que celles des chlorures, c'est-à-dire une diminution entre mars et juillet puis une légère augmentation en septembre. Les concentrations mesurées en mars étaient comprises entre 133,5 et 148,2 mg/L pour les stations lacustres et entre 130,7 et 138,8 mg/L pour les stations littorales ; en juillet, les valeurs étaient comprises entre 62,2 et 132,9 mg/L en zone lacustre et entre 70,5 et 83,3 mg/L en zone littorale (Tableau 5 & Tableau 6).

La valeur guide environnementale (VGE) fixe une valeur guide de 28 mg/L pour une dureté ≤ 50 mg CaCO_3/L et de 56 mg/L pour une dureté ≤ 100 mg CaCO_3/L (INERIS, 2019). Dans l'eau de boisson, la limite est également fixée à 250 mg/L d'après la Directive 98/83/CE du 3 novembre 1998 (JO L 330 du 5.12.1998, p. 32). Les valeurs de sulfates retrouvées dans cette étude étaient toujours supérieures à la valeur guide environnementale mais la littérature fait état d'une toxicité sur la biodiversité aquatique à des valeurs bien plus élevées (> 300 mg/L) (Elphick et al., 2011 ; Karjalainen et al., 2021). Les sources anthropiques potentielles de sulfates sont l'agriculture (engrais et produits phytosanitaires), les rejets industriels et les STEP qui utilisent les sulfates d'aluminium pour le traitement de l'eau mais ils entrent aussi dans la composition des sels de déneigement.



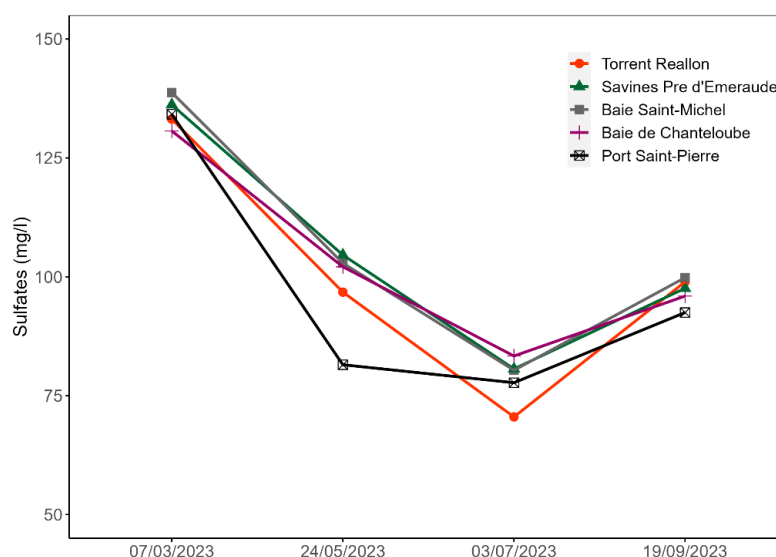


Figure 23 : Evolution de la concentration en sulfates (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Sodium (Figure 24)

Les concentrations moyennes du sodium sur la période d'échantillonnage, varient peu entre les stations : de $3,5 \pm 1,7$ mg/L (Ubaye fond) à $4,7 \pm 2,7$ mg/L (Barrage fond) pour les stations lacustres, et de $3,9 \pm 2,4$ mg/L (Réallon) à $5,0 \pm 2,2$ mg/L (Chanteloube) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6).

La variation temporelle du sodium était identique entre toutes les stations. On observait une diminution entre l'hiver (entre 6 et 8 mg/L) et le printemps, suivi d'une légère augmentation en juillet pour atteindre finalement les plus faibles concentrations en septembre (entre 1 et 4 mg/L). Les apports naturels de sodium viennent de la roche mère du bassin versant tandis que les apports anthropiques peuvent provenir par exemple du sel de déneigement (chlorure de sodium) utilisé en hiver. Les valeurs mesurées dans cette étude restaient faibles et largement en deçà des seuils de tolérance des poissons et des macroinvertébrés qui s'élèvent à plusieurs grammes par litre (Hamilton et al., 1975 ; Laffaille et al., 2001).

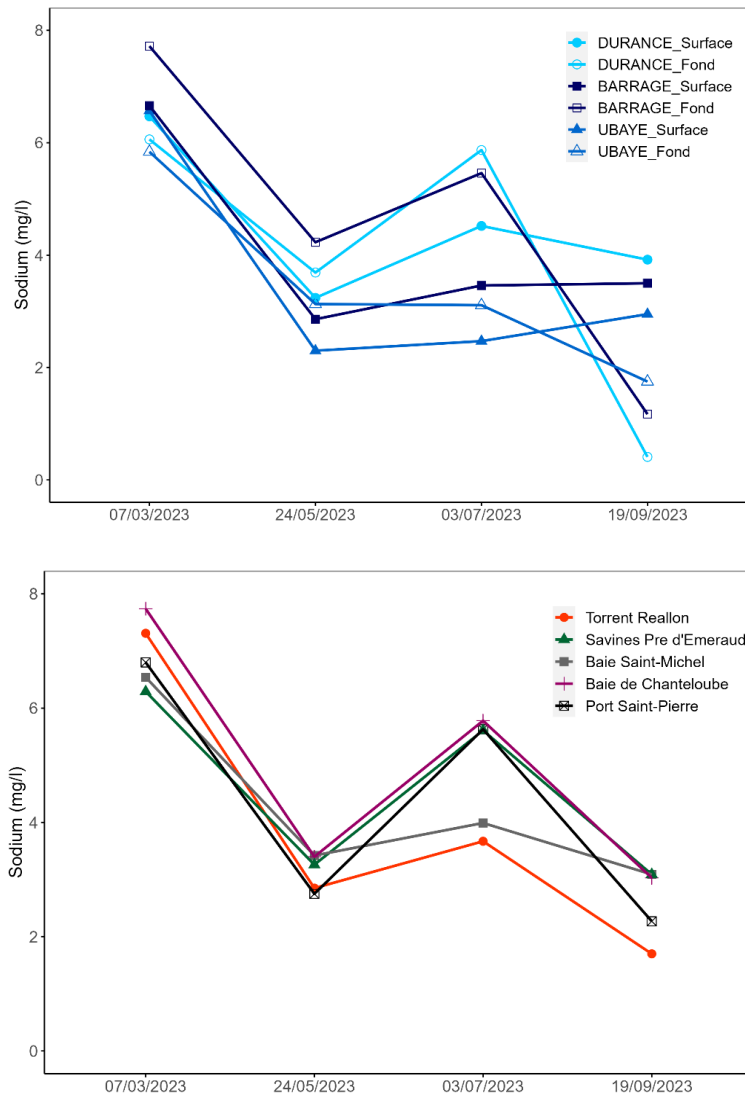


Figure 24 : Evolution des concentrations en sodium (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Potassium (Figure 25)

Les concentrations moyennes sur la période d'échantillonnage étaient proches sur l'ensemble des stations : valeurs comprises entre $0,5 \pm 0,3$ mg/L et $0,7 \pm 0,3$ mg/L.

La variation temporelle des concentrations en sodium étaient identiques entre toutes les stations avec une légère diminution de mars à septembre (Tableau 5 & Tableau 6).

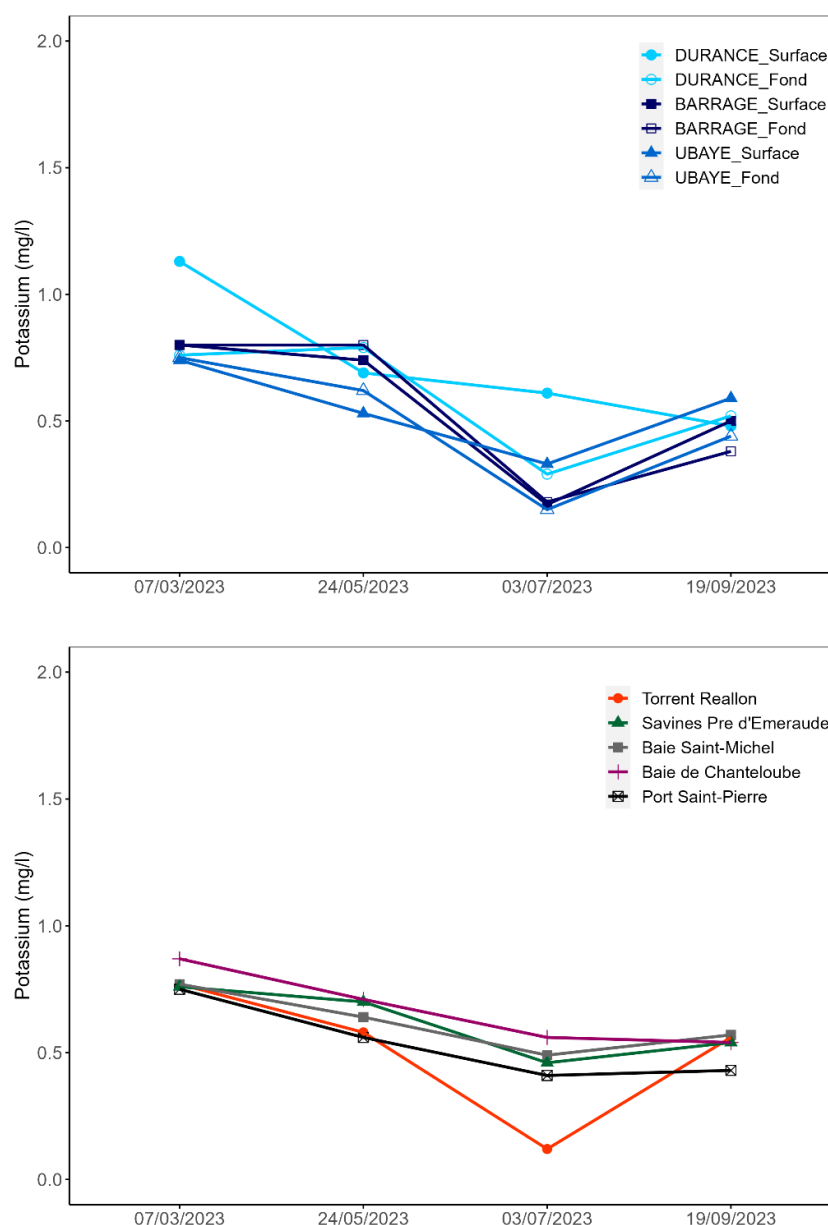


Figure 25 : Evolution de la concentration en potassium (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Magnésium (Figure 26)

Les concentrations moyennes du magnésium sur la période d'échantillonnage dans les stations lacustres étaient proches puisqu'elles variaient entre $12,3 \pm 2,3$ mg/L (Ubaye surface) et $15,1 \pm 2,7$ mg/L (Barrage fond) pour les stations lacustres, et entre $12,9 \pm 2,5$ mg/L (Réallon) et $13,8 \pm 2,0$ mg/L (Chanteloube) pour les stations littorales.

Comme pour la majorité des ions décrits précédemment, les concentrations les plus fortes ont été mesurées en mars (autour de 16 mg/L) et les plus faibles en juillet (autour de 12 mg/L pour les stations littorales et de 10 mg/L pour les stations lacustres), à l'exception des stations Barrage et Durance fond dont les valeurs les plus faibles (autour de 11 mg/L) étaient mesurées en septembre (Tableau 5 & Tableau 6) .

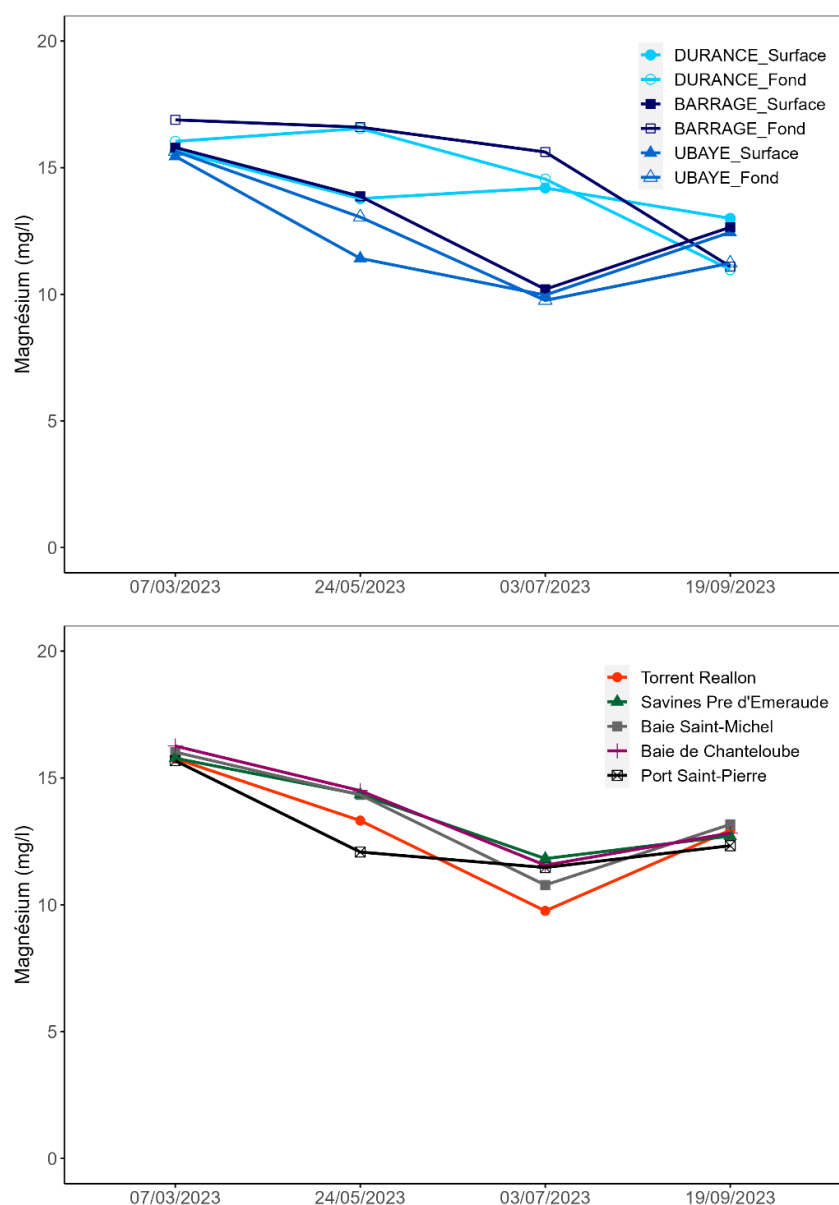


Figure 26 : Evolution des concentrations en magnésium (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Calcium (Figure 27)

Les concentrations moyennes du calcium sur la période d'échantillonnage dans les stations étaient très proches. Elles variaient entre $62,9 \pm 10,0$ mg/L (Ubaye surface) et $72,1 \pm 9,5$ mg/L (Barrage fond) pour les stations lacustres, et entre $60,4 \pm 11,9$ mg/L (Savines) et $71,4 \pm 7,8$ mg/L (Saint Michel) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6). Les concentrations les plus fortes ont été mesurées en mars (autour de 75 mg/L) et les plus faibles en juillet (autour de 55 mg/L), à l'exception des stations Barrage, Durance fond et Durance surface dont les valeurs autour de 60 mg/L étaient les plus faibles en septembre. Le calcium provient naturellement de l'érosion des roches métamorphiques (comme les calcschistes) qui composent le socle du bassin versant.

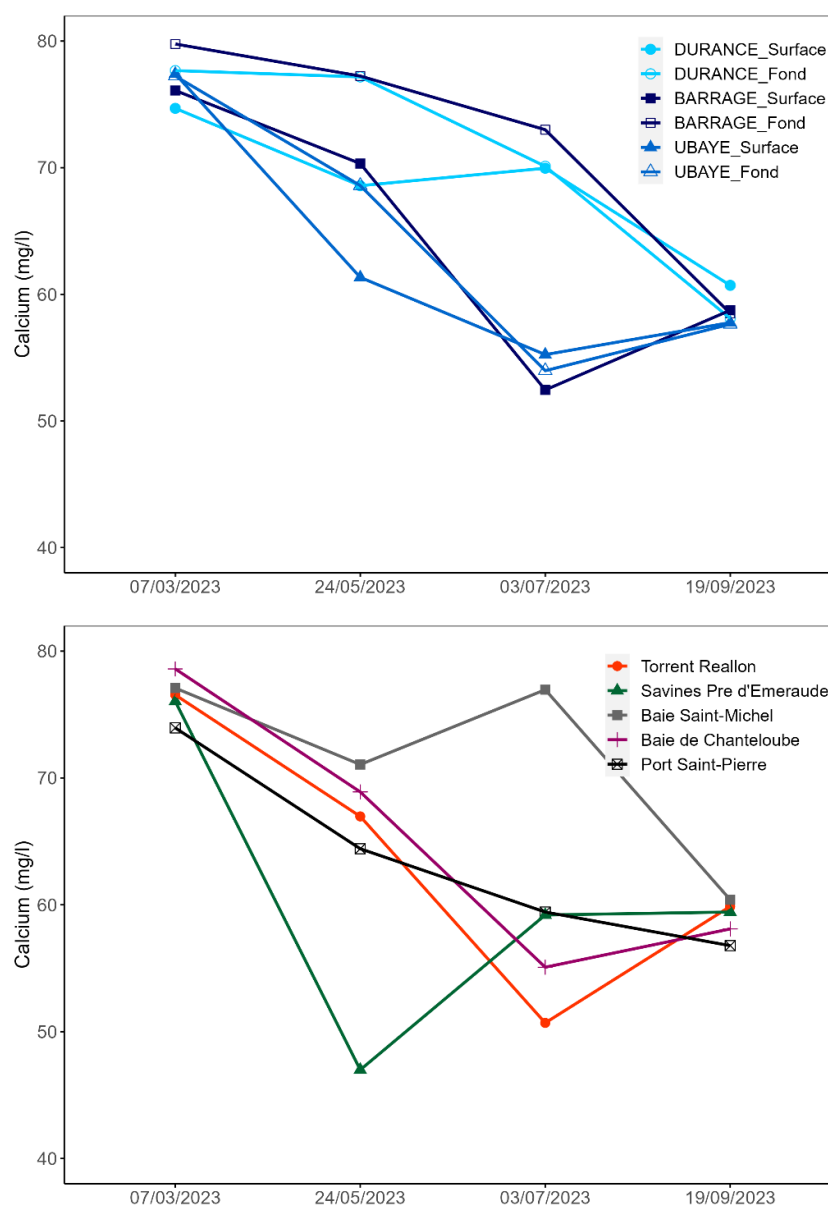


Figure 27 : Evolution des concentrations en calcium (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Conductivité (Figure 28)

Les valeurs moyennes de conductivité sur la période d'échantillonnage dans les stations lacustres variaient entre $387 \pm 64 \mu\text{S.cm}$ (Ubaye surface) et $462 \pm 72 \mu\text{S.cm}$ (Barrage fond), et entre $399 \pm 60 \mu\text{S.cm}$ (Saint-Pierre) et $415 \pm 61 \mu\text{S.cm}$ (Saint-Michel) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6).

La conductivité étant liée à la présence des ions (cations, anions) dans l'eau, la variation temporelle dans les stations suit celles des anions et cations, à savoir une baisse entre mars et juillet puis une légère augmentation en septembre. Cette observation était probablement liée à une consommation par les organismes pour leur développement et croissance au printemps et pendant l'été. Il peut également y avoir un effet de dilution lors du remplissage de la retenue par la fonte nivale. Les connaissances actuelles ne

permettent pas de fixer des seuils fiables pour ce paramètre mais les valeurs de conductivité enregistrées dans cette étude ne traduisaient pas une présence excessive d'ions dans le milieu puisqu'une eau minéralisée et potable peut aller jusqu'à 800 $\mu\text{S.cm}$ (<https://www.eurowater.com/fr/la-qualite-deau>). Au-delà de 2000 $\mu\text{S.cm}$, il s'agit d'une eau potentiellement polluée ou d'une eau salée (Hade, 2002) D'après ces valeurs de conductivité, on peut conclure à une bonne minéralisation de l'eau provenant essentiellement de la roche mère du bassin versant de type métamorphique.

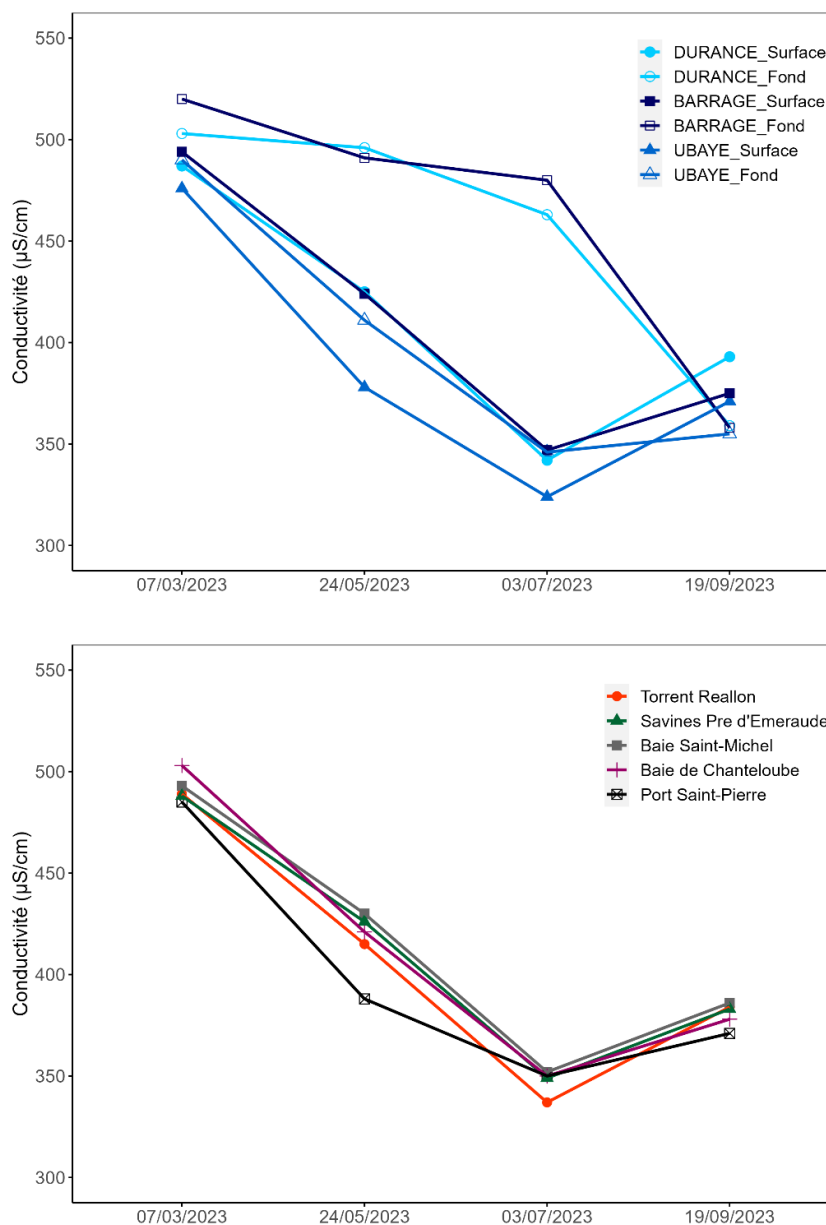


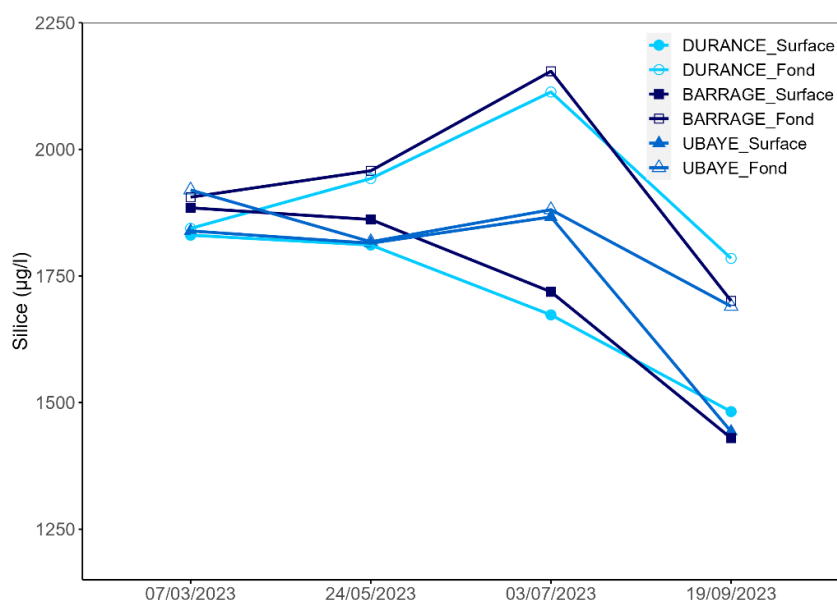
Figure 28 : Evolution des valeurs de conductivité ($\mu\text{S.cm}$) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

1.2.6. Autres paramètres

❖ Silice (Figure 29)

Dans les différentes stations, les valeurs moyennes de silice étaient relativement comparables puisqu'elles variaient entre $1699 \pm 161 \mu\text{g/L}$ (Durance surface) et $1930 \pm 186 \mu\text{g/L}$ (Barrage fond) pour les stations lacustres, et entre $1701 \pm 205 \mu\text{g/L}$ (Saint-Michel) et $1756 \pm 232 \mu\text{g/L}$ (Chanteloube) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6).

Dans les stations lacustres, les teneurs en silice de l'eau étaient relativement stables entre le mois de mars et de mai. Entre le printemps et le début de l'été, les teneurs restaient stables sur les stations Ubaye alors qu'elles augmentaient en profondeur des stations Durance et Barrage et qu'inversement, elles diminuaient dans les prélèvements de surface des mêmes stations. Pour toutes les stations centrales, on pouvait remarquer une chute importante des concentrations en silice entre les mois de juillet et de septembre. Dans les stations littorales, la dynamique temporelle de la silice était identique et montrait les valeurs les plus élevées en hiver puis une baisse continue jusqu'à la fin de l'été plus marquée entre juillet et septembre. Les diminutions observées sont probablement liées à la consommation par les organismes comme les Diatomées (Figure 29). En effet, la silice est un élément important pour le développement des Diatomées puisqu'il compose leur squelette externe. Les valeurs mesurées dans cette étude montraient une bonne quantité de silice biodisponible.



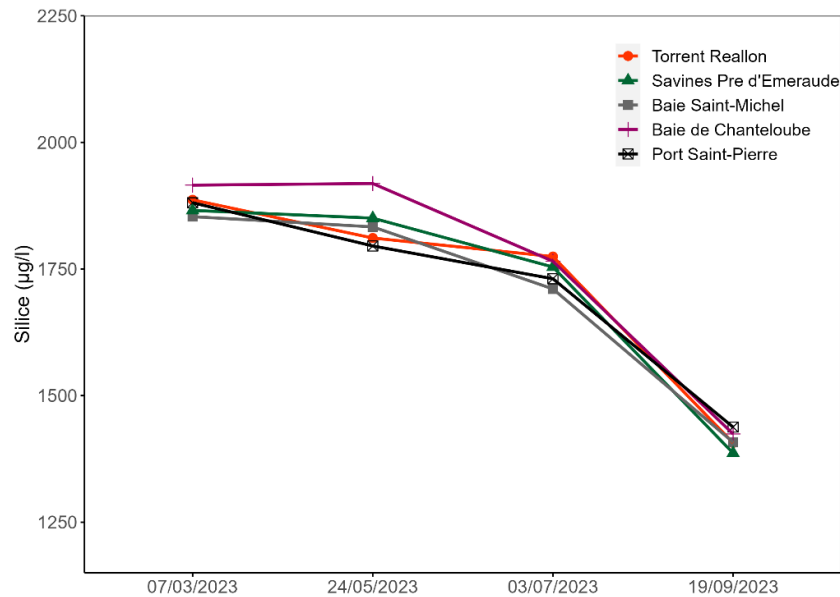


Figure 29 : Evolution des concentrations en silice (µg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Chlorophylle-a (Figure 30)

Les concentrations moyennes de la chlorophylle-a en surface sur la période d'échantillonnage dans les stations lacustres variaient entre $0,19 \pm 0,08$ µg/L (Ubaye surface) et $0,32 \pm 0,26$ µg/L (Durance surface), et entre $0,18 \pm 0,15$ µg/L (Savines) et $19,68 \pm 29,19$ µg/L (Chanteloube) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6).

Les valeurs de chlorophylle dans les stations lacustres étaient très faibles, mais les plus élevées dans les prélèvements de surface (zone euphotique) en juillet. Pour les stations littorales, la station Chanteloube se démarquait largement avec des valeurs très élevées en mai et en juillet (respectivement 16,55 et 61,90 µg/L). Pour les autres stations littorales, les concentrations en chlorophylle-a étaient très faibles avec des valeurs inférieures à 0,5 µg/L.

Pour les cours d'eau, la valeur seuil du très bon état était fixée à 10 µg/L (Grille SEQ-Eau V2, Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement). A l'exception de la station Chanteloube, les valeurs de chlorophylle-a étaient toujours largement inférieures au seuil de 10 µg/L ce qui définissait un potentiel bon état pour ce paramètre.

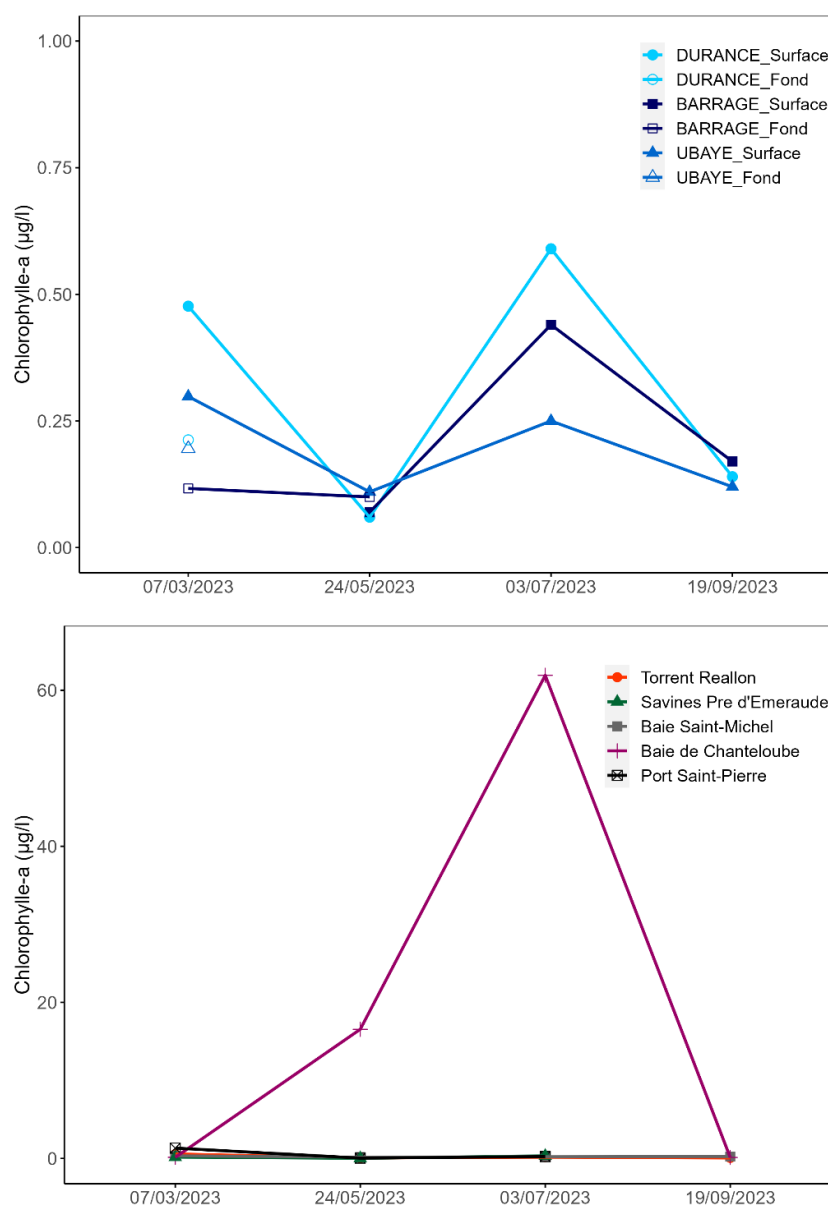


Figure 30 : Evolution des concentrations en chlorophylle-a (µg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Demande Chimique en Oxygène (DCO) (Figure 31)

Les valeurs de DCO ont été mesurées hors gammes (< 4 mg/L) et sont données à titre indicatif. Le paramètre était stable et les valeurs faibles dans toutes les stations et à toutes les dates. Les valeurs moyennes de DCO sur la période d'échantillonnage dans les stations lacustres variaient entre $1,0 \pm 1,2$ mg/L (Barrage fond) et $2,4 \pm 1,3$ mg/L (Durance surface), et entre $1,5 \pm 0,6$ mg/L (Saint-Pierre) et $3,0 \pm 0,3$ mg/L (Réallon) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6). Les valeurs les plus élevées ont été mesurées dans la Station Chanteloube au début et à la fin de l'été (respectivement 6,2 et 7,1 mg/L). Des valeurs élevées de DCO peuvent entraîner un risque d'asphyxie pour les organismes aquatiques.

Pour les plans d'eau, aucune valeur de seuil d'état écologique n'a été défini pour la DCO. Pour les cours d'eau, la valeur seuil du très bon état est définie à 20 mg/L (SEQ-Eau V2). Bien que ce seuil ne s'applique donc pas à une masse d'eau de type « plans d'eau », les valeurs mesurées sur Serre-Ponçon, largement en deçà de cette valeur, suggéraient un potentiel bon état de la retenue pour ce paramètre.

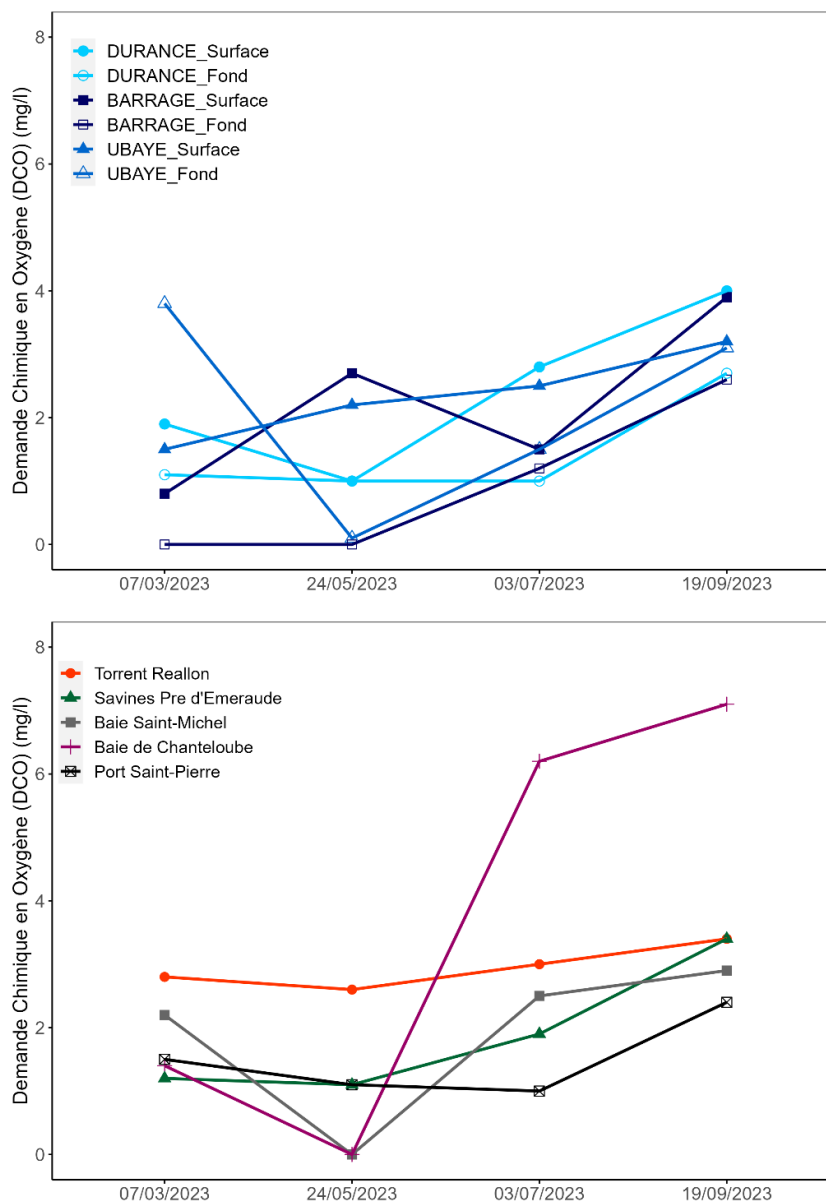


Figure 31 : Evolution de la demande chimique en oxygène (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Potentiel Hydrogène (pH) (Figure 32)

Le pH est resté relativement stable durant toute la période d'échantillonnage avec des valeurs comprises entre 7,8 et 8,4 (Tableau 7 ; Tableau 8), correspondant à un milieu basique. On observe une baisse ponctuelle du pH à 7 en été dans la couche de surface de la station Durance. Les valeurs de pH autour de la neutralité sont optimales pour les organismes aquatiques. En effet, des valeurs de pH trop acides (< 6.0) pourrait affecter le

nombre d'espèce de poisson dans les lacs (Matuszek and Beggs, 1988). Dans cette étude, les valeurs de pH basiques correspondent à une bonne qualité d'eau et sont parfaitement compatibles avec la vie des organismes aquatiques.

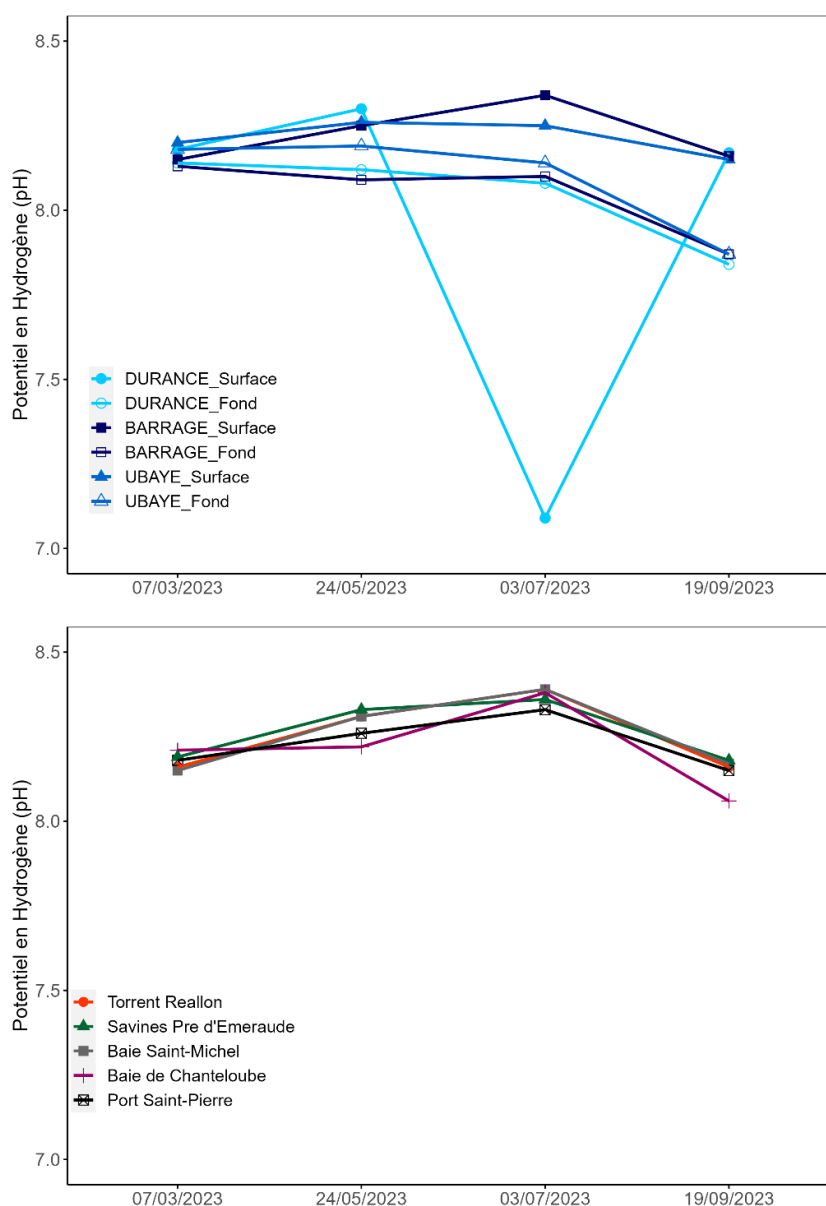


Figure 32 : Evolution du pH dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Matières En Suspension (MES) (Figure 33)

Les valeurs moyennes de MES sur la période d'échantillonnage dans les stations lacustres variaient entre $0,80 \pm 0,14$ mg/L (Durance surface) et $5,0 \pm 0,85$ mg/L (Barrage fond), et entre $1,20 \pm 0,57$ mg/L (Savines) et $16,30 \pm 18,95$ mg/L (Saint-Pierre) pour les stations littorales (Tableau 5 & Tableau 6).

Dans les stations lacustres et littorales, les valeurs de MES étaient stables entre l'hiver et la fin de l'été, à l'exception d'un pic à 26 mg/L au printemps sur la station Barrage fond

qui pourrait être dû à un prélèvement trop proche du substrat. En hiver, la station Saint-Pierre affichait aussi une valeur élevée à 30 mg/L. Des valeurs de MES plus élevées ont aussi été observées sur les stations Ubaye (fond et surface) que sur les autres stations lacustres. Pour les stations littorales, c'est la station Chanteloube qui se démarquait des autres stations avec des valeurs plus élevées.

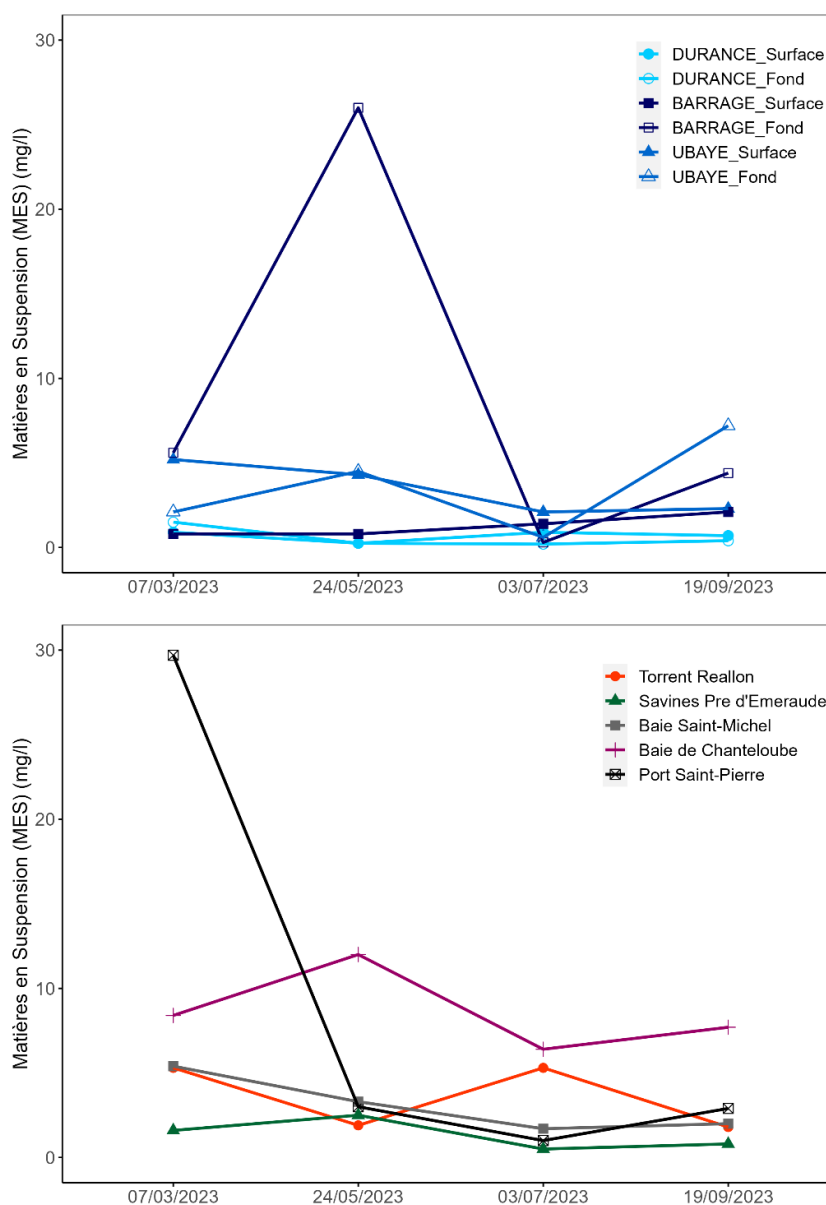


Figure 33 : Evolution des matières en suspension (mg/L) dans les stations lacustres et littorales lors des échantillonnages en 2023 (mars, mai, juillet et septembre).

❖ Fluorescence 3D (Figure 34)

L'analyse de l'origine du carbone par fluorescence 3D montrait, pour toutes les stations et pour toutes les dates, une fluorescence principale entre 260 et 310 nm pour la longueur d'onde d'excitation et entre 280 et 340 nm pour la longueur d'onde d'émission ainsi qu'une fluorescence mineure entre 340 et 380 nm pour la longueur d'onde d'excitation et entre 400 et 450 nm pour la longueur d'onde d'émission (Figure 34 ; Annexe 1 Figure A1-

1 à A1-4). En se référant au graphique de référence (Figure 35), ces valeurs correspondent respectivement à la région IV qui définit l'origine du carbone comme étant de type production microbienne et à la région V qui définit l'origine du carbone comme résultant de la dégradation de végétaux (humus).

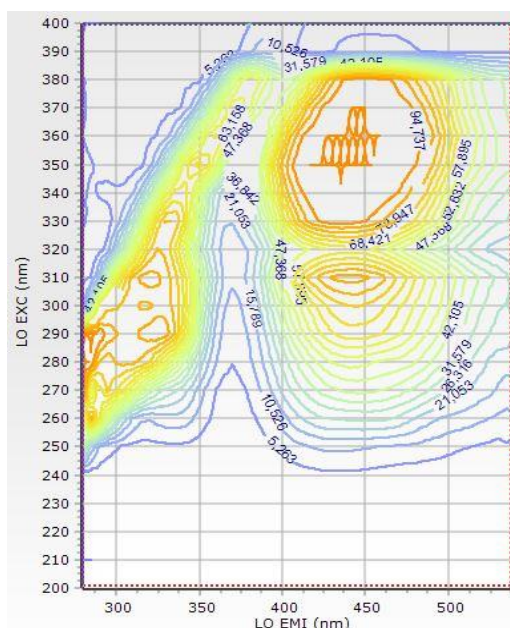


Figure 34 : Fluorescence 3D pour la station Barrage surface au printemps. Figure donnée à titre d'exemple. Voir Figures en Annexe 1 pour les autres stations et dates.

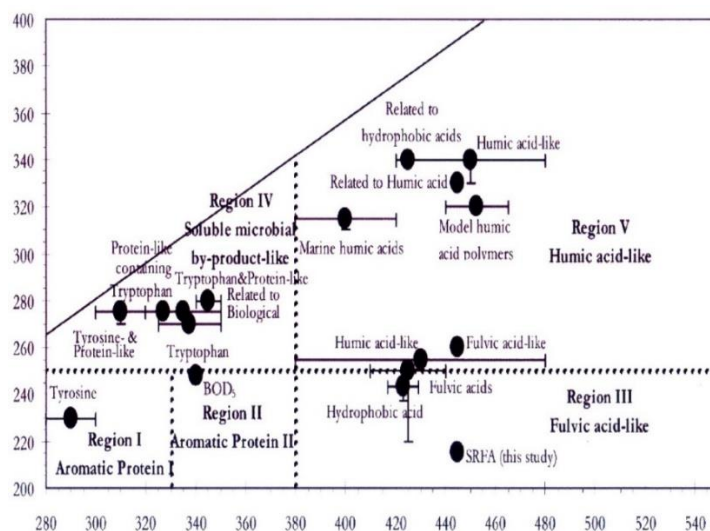


Figure 35 : Référence de l'origine du carbone pour les analyses de fluorescence 3D. Axe x = longueur d'onde d'émission ; Axe y = longueur d'onde d'excitation (axe y).

Tableau 5 : Valeur moyenne (+ écart type) des paramètres analysés dans les prélèvements d'eau des stations lacustres (MDL : limite de quantification ; LD : limite de détection). * Valeurs mesurées hors gamme, données à titre indicatif.

Paramètres	Unité	Stations					
		Durance (surface)	Durance (fond)	Ubaye (surface)	Ubaye (fond)	Barrage (surface)	Barrage (fond)
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg/L	2,43 (1,11) *	1,45 (0,72) *	2,35 (0,61) *	2,13 (1,44) *	2,23 (1,18) *	0,95 (1,07) *
Phosphore total (P total)	mg/L	0 (0)	0,12 (0)	0,07 (0)	0 (0)	0,09 (0)	0,05 (0)
pH		7,94 (0,49)	8,05 (0,12)	8,22 (0,04)	8,1 (0,13)	8,23 (0,08)	8,05 (0,1)
Conductivité	µS/cm	411,75 (52,57)	455,25 (57,59)	387,25 (55,29)	400,5 (57,36)	410 (55,78)	462,25 (61,94)
Matières en suspension (MES)	mg/L	0,83 (0,09)	0,7 (0,57)	3,48 (1,32)	3,6 (2,5)	1,27 (0,54)	9,07 (9,97)
Fluorures (F ⁻)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	5,65 (1,12)	6,54 (1,61)	4,48 (1,53)	4,52 (1,42)	5,42 (1,37)	6,67 (1,84)
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	103,6 (21,65)	119,92 (24,28)	91,02 (26,66)	93,46 (24,64)	102,15 (22,51)	124,25 (27,83)
Bromures (Br ⁻)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	0,94 (0,3)	1,42 (0,3)	1 (0,27)	1,17 (0,18)	1,15 (0,4)	1,48 (0,35)
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Sodium (Na ⁺)	mg/L	4,54 (1,2)	4,01 (2,28)	3,57 (1,75)	3,46 (1,48)	4,12 (1,49)	4,65 (2,36)
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Potassium (K ⁺)	mg/L	0,73 (0,24)	0,59 (0,2)	0,55 (0,15)	0,49 (0,23)	0,55 (0,25)	0,54 (0,27)
Magnésium (Mg ⁺⁺)	mg/L	14,16 (0,97)	14,53 (2,18)	12,32 (2,01)	12,42 (2,2)	13,13 (2,03)	15,05 (2,33)
Calcium (Ca ⁺⁺)	mg/L	68,49 (5,03)	70,76 (7,9)	62,94 (8,63)	64,36 (9,18)	64,41 (9,31)	72,13 (8,23)
Carbone Organique Dissous (COD)	mg/L	1,22 (0,43)	0,92 (0,16)	0,88 (0,1)	0,83 (0,03)	0,97 (0,17)	0,76 (0,05)
Azote total dissous (TN)	mg/L	0,48 (0,07)	0,5 (0,03)	0,42 (0,02)	0,48 (0,07)	0,44 (0,07)	0,53 (0,05)
Chlorophylle a	µg/L	0,32 (0,26)	0,21 (0)	0,19 (0,08)	0,20 (0)	0,23 (0,19)	0,11 (0,01)
Silice (SiO ₂)	µg/L	1699,34 (139,22)	1921,12 (124,4)	1740,82 (173,04)	1827,1 (87,1)	1723,75 (181,1)	1929,63 (161,34)

Tableau 6 : Valeur moyenne (+ écart type) des paramètres analysés dans les prélèvements d'eau des stations littorales (MDL : limite de quantification ; LD : limite de détection). * Valeurs mesurées hors gamme, données à titre indicatif.

Paramètres	Unité	Stations				
		Réallon	Saint- Michel	Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg/L	2,95 (0,3) *	1,9 (1,12) *	3,68 (3,03) *	1,5 (0,55) *	1,9 (0,92) *
Phosphore total (P total)	mg/L	0,09 (0)	0,07 (0,03)	0,10 (0,05)	0,11 (0)	0,10 (0)
pH		8,26 (0,1)	8,26 (0,1)	8,22 (0,11)	8,23 (0,07)	8,27 (0,08)
Conductivité	µS/cm	406,25 (55,26)	415,25 (52,72)	413 (57,79)	398,5 (51,72)	411,5 (51,92)
Matières en suspension (MES)	mg/L	3,58 (1,73)	3,1 (1,46)	8,62 (2,08)	9,15 (11,89)	1,35 (0,78)
Fluorures (F ⁻)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	5,44 (1,48)	5,77 (1,11)	6,09 (1,3)	4,96 (1,21)	5,68 (1,1)
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	99,86 (22,24)	105,45 (21,08)	103,02 (17,34)	96,48 (22,44)	104,75 (20,13)
Bromures (Br ⁻)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	1,01 (0,28)	1,11 (0,3)	1,43 (0,82)	1,02 (0,28)	1,08 (0,32)
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Sodium (Na ⁺)	mg/L	3,88 (2,1)	4,26 (1,36)	4,99 (1,91)	4,36 (1,91)	4,56 (1,41)
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL	< MDL
Potassium (K ⁺)	mg/L	0,51 (0,24)	0,62 (0,1)	0,67 (0,13)	0,54 (0,14)	0,62 (0,12)
Magnésium (Mg ⁺⁺)	mg/L	12,95 (2,13)	13,58 (1,91)	13,79 (1,77)	12,89 (1,64)	13,67 (1,52)
Calcium (Ca ⁺⁺)	mg/L	63,52 (9,48)	71,38 (6,79)	65,17 (9,3)	63,65 (6,55)	60,42 (10,33)
Carbone Organique Dissous (COD)	mg/L	0,97 (0,21)	1,04 (0,33)	1,06 (0,1)	0,89 (0,14)	0,98 (0,12)
Azote total dissous (TN)	mg/L	0,44 (0,05)	0,44 (0,05)	0,52 (0,06)	0,42 (0,04)	0,5 (0,02)
Chlorophylle a	µg/L	0,22 (0,24)	0,24 (0,07)	19,68 (29,19)	0,54 (0,69)	0,18 (0,15)
Silice (SiO ₂)	µg/L	1719,78 (185,21)	1701,32 (177,94)	1756 (201,3)	1711,27 (166,57)	1714,16 (193,97)

Tableau 7 : Valeurs brutes des paramètres analysés dans les prélèvements d'eau des stations lacustres par date (MDL : limite de quantification ; LD : limite de détection). * Valeurs mesurées hors gamme, données à titre indicatif.

Paramètres	Unité	07/03/2023						24/05/2023					
		Durance (surface)	Durance (fond)	Ubaye (surface)	Ubaye (fond)	Barrage (surface)	Barrage (fond)	Durance (surface)	Durance (fond)	Ubaye (surface)	Ubaye (fond)	Barrage (surface)	Barrage (fond)
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg/L	1,9 *	1,1 *	1,5 *	3,8 *	0,8 *	0 *	1 *	1 *	2,2 *	0,1 *	2,7 *	-
Phosphore total (P total)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
pH		8,18	8,14	8,2	8,18	8,15	8,13	8,3	8,12	8,26	8,19	8,25	8,09
Conductivité	µS/cm	487	503	476	490	494	520	425	496	378	411	424	491
Matières en suspension (MES)	mg/L	0,9	1,5	5,2	2,1	0,8	5,6	<0,5	<0,5	4,30	4,50	0,80	26,00
Fluorures (F ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	7,25	7,69	6,85	6,77	7,48	8,25	5,75	7,78	3,85	4,71	5,68	7,68
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	136,07	141,09	133,50	134,06	137,68	148,24	100,58	136,01	76,56	91,8	100,74	138,9
Bromures (Br ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	1,32	1,36	1,31	1,35	1,71	1,45	1,15	1,41	1,05	1,17	1,24	1,49
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Sodium (Na ⁺)	mg/L	6,47	6,06	6,57	5,84	6,66	7,72	3,24	3,69	2,3	3,13	2,86	4,23

Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Potassium (K ⁺)	mg/L	1,13	0,76	0,74	0,75	0,8	0,8	0,69	0,79	0,53	0,62	0,74	0,8
Magnésium (Mg ⁺⁺)	mg/L	15,67	16,04	15,45	15,65	15,80	16,89	13,78	16,55	11,42	13,05	13,87	16,6
Calcium (Ca ⁺⁺)	mg/L	74,69	77,67	77,41	77,24	76,10	79,77	68,58	77,17	61,34	68,59	70,33	77,24
Carbone Organique Dissous (COD)	mg/L	1,94	1,18	0,88	0,84	0,8	0,8	0,86	0,93	0,81	0,84	0,97	0,69
Azote total dissous (TN)	mg/L	0,57	0,54	0,45	0,46	0,53	0,47	0,44	0,49	0,4	0,45	0,47	0,6
Chlorophylle a	µg/L	0,48	0,21	0,30	0,20	< LD	0,12	0,06	< LD	0,11	< LD	0,07	0,1
Silice (SiO ₂)	µg/L	1830,6	1844	1839	1919,8	1884,6	1905,7	1811,2	1942,4	1814,8	1817,6	1861,6	1957,7

Paramètres	Unité	03/07/2023						19/09/2023					
		Durance (surface)	Durance (fond)	Ubaye (surface)	Ubaye (fond)	Barrage (surface)	Barrage (fond)	Durance (surface)	Durance (fond)	Ubaye (surface)	Ubaye (fond)	Barrage (surface)	Barrage (fond)
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg/L	2,8 *	1,0 *	2,5 *	1,5 *	1,5 *	1,2 *	4,0 *	2,7 *	3,0 *	3,1 *	3,9 *	2,6 *
Phosphore total (P total)	mg/L	<0,05	0,12	0,07	<0,05	0,09	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
pH		7,09	8,08	8,25	8,14	8,34	8,10	8,17	7,84	8,15	7,87	8,16	7,87
Conductivité	µS/cm	342	463	324	346	347	480	393	359	371	355	375	358
Matières en suspension (MES)	mg/L	0,90	0,20	2,10	0,60	1,40	0,30	0,70	0,40	2,30	7,20	2,10	4,40
Fluorures (F ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	4,1	6,88	2,65	3,28	3,74	7,21	5,48	3,82	4,56	3,33	4,80	3,55
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL

Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	75,12	123,15	62,24	70,95	75,6	132,87	102,64	79,42	91,79	77,02	94,58	76,99
Bromures (Br ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	0,698	1,866	1,078	1,28	1,08	1,978	0,59	1,03	0,57	0,87	0,58	0,99
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Sodium (Na ⁺)	mg/L	4,52	5,87	2,47	3,11	3,46	5,46	3,92	0,41	2,95	1,75	3,5	1,17
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Potassium (K ⁺)	mg/L	0,61	0,29	0,33	0,15	0,17	0,18	0,48	0,52	0,59	0,44	0,5	0,38
Magnésium (Mg ⁺⁺)	mg/L	14,2	14,55	9,97	9,76	10,2	15,62	13	10,98	12,45	11,23	12,65	11,1
Calcium (Ca ⁺⁺)	mg/L	69,96	70,11	55,24	53,97	52,45	73	60,71	58,1	57,77	57,64	58,74	58,5
Carbone Organique Dissous (COD)	mg/L	0,91	0,8	0,79	0,78	0,88	0,73	1,15	0,76	1,04	0,84	1,24	0,81
Azote total dissous (TN)	mg/L	0,53	0,49	0,42	0,59	0,41	0,48	0,38	0,46	0,41	0,41	0,34	0,55
Chlorophylle a	µg/L	0,59	< LD	0,25	< LD	0,44	< LD	0,14	< LD	0,12	< LD	0,17	< LD
Silice (SiO ₂)	µg/L	1673,25	2113,26	1866,68	1880,91	1718,82	2154,24	1482,3	1784,8	1442,8	1690,1	1430	1700,9

Tableau 8 : Valeurs brutes des paramètres analysés dans les prélèvements d'eau des stations littorales par date (MDL : limite de quantification ; LD : limite de détection). * Valeurs mesurées hors gamme, données à titre indicatif.

Paramètres	Unité	07/03/2023					24/05/2023				
		Torrent de Réallon	Baie Saint-Michel	Baie de Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines	Torrent de Réallon	Baie Saint-Michel	Baie de Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg/L	2,8 *	2,2 *	1,4 *	1,5 *	1,2 *	2,6 *	-	-	1,1 *	1,1 *
Phosphore total (P total)	mg/L	<0,05	0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	<0,05
pH		8,16	8,15	8,21	8,18	8,19	8,31	8,31	8,22	8,26	8,33
Conductivité	µS/cm	489	493	503	485	488	415	430	421	388	426
Matières en suspension (MES)	mg/L	5,3	5,4	8,4	29,7	1,6	1,90	3,30	12,00	3,00	2,50
Fluorures (F ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	7,641	7,515	8,188	7,027	7,309	5,48	5,81	6,1	4,15	5,96
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	133,163	138,755	130,680	134,190	136,183	96,78	102,88	102,11	81,51	104,59
Bromures (Br ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	1,329	1,337	1,940	1,316	1,297	1,14	1,34	2,49	1,05	1,35
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Sodium (Na ⁺)	mg/L	7,31	6,54	7,74	6,8	6,29	2,85	3,42	3,4	2,75	3,26
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD

Potassium (K ⁺)	mg/L	0,77	0,77	0,87	0,75	0,76	0,58	0,64	0,71	0,56	0,7
Magnésium (Mg ⁺⁺)	mg/L	15,76	16,02	16,26	15,68	15,78	13,32	14,33	14,5	12,08	14,35
Calcium (Ca ⁺⁺)	mg/L	76,55	77,09	78,60	73,95	76,04	66,97	71,06	68,9	64,42	46,99
Carbone Organique Dissous (COD)	mg/L	0,82	0,74	0,96	0,71	0,79	1,06	1,04	1,17	0,87	1,06
Azote total dissous (TN)	mg/L	0,53	0,5	0,61	0,47	0,51	0,42	0,46	0,54	0,41	0,49
Chlorophylle a	µg/L	0,57	0,33	0,15	1,33	0,17	0,07	0,17	16,55	0,05	0,03
Silice (SiO ₂)	µg/L	1886,6	1853,4	1915,6	1880,9	1865,7	1811,2	1833,2	1918,8	1795,5	1850,5

Paramètres	Unité	03/07/2023					19/09/2023				
		Torrent de Réallon	Baie Saint-Michel	Baie de Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines	Torrent de Réallon	Baie Saint-Michel	Baie de Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg/L	3,0 *	2,5 *	6,2 *	1,0 *	1,9 *	3,4 *	2,9 *	7,1 *	2,4 *	3,4 *
Phosphore total (P total)	mg/L	0,09	0,09	0,14	0,11	0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
pH		8,39	8,39	8,38	8,33	8,36	8,16	8,17	8,06	8,15	8,18
Conductivité	µS/cm	337	352	350	350	349	384	386	378	371	383
Matières en suspension (MES)	mg/L	5,30	1,70	6,40	1,00	0,50	1,8	2	7,7	2,9	0,8
Fluorures (F ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	3,47	4,48	4,76	4,08	4,37	5,18	5,28	5,3	4,58	5,09
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL

Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	70,54	80,35	83,35	77,73	80,64	98,94	99,83	95,95	92,49	97,59
Bromures (Br ⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	1,007	1,169	0,775	1,149	1,128	0,57	0,6	0,5	0,57	0,54
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/L	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Sodium (Na ⁺)	mg/L	3,67	3,99	5,78	5,63	5,61	1,7	3,09	3,03	2,27	3,09
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL	<MDL
Potassium (K ⁺)	mg/L	0,12	0,49	0,56	0,41	0,46	0,56	0,57	0,54	0,43	0,54
Magnésium (Mg ⁺⁺)	mg/L	9,76	10,78	11,56	11,47	11,82	12,94	13,17	12,83	12,33	12,71
Calcium (Ca ⁺⁺)	mg/L	50,69	76,96	55,08	59,43	59,2	59,87	60,4	58,1	56,78	59,43
Carbone Organique Dissous (COD)	mg/L	0,73	0,81	0,96	0,87	0,99	1,26	1,58	1,15	1,09	1,09
Azote total dissous (TN)	mg/L	0,41	0,37	0,45	0,42	0,52	0,41	0,44	0,46	0,37	0,46
Chlorophylle a	µg/L	0,16	0,22	61,9	0,24	0,33	0,07	0,25	0,13	< LD	< LD
Silice (SiO ₂)	µg/L	1774,63	1710,68	1765,31	1730,77	1753,94	1406,7	1408	1424,3	1437,9	1386,5

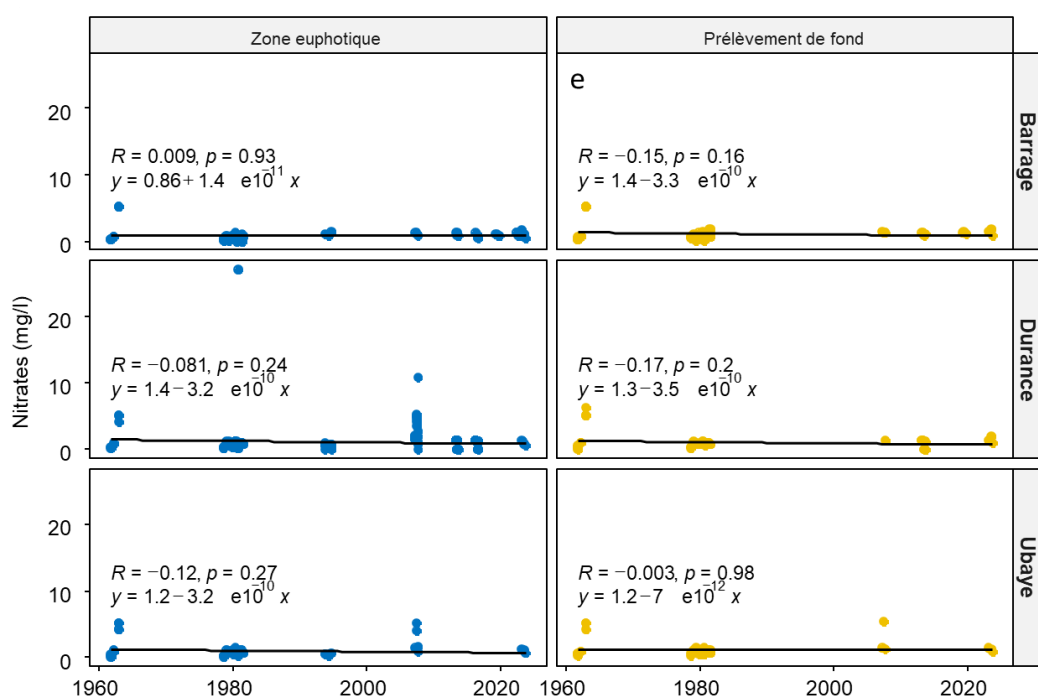
1.3. Evolution de l'état chimique de la retenue (1961-2023)

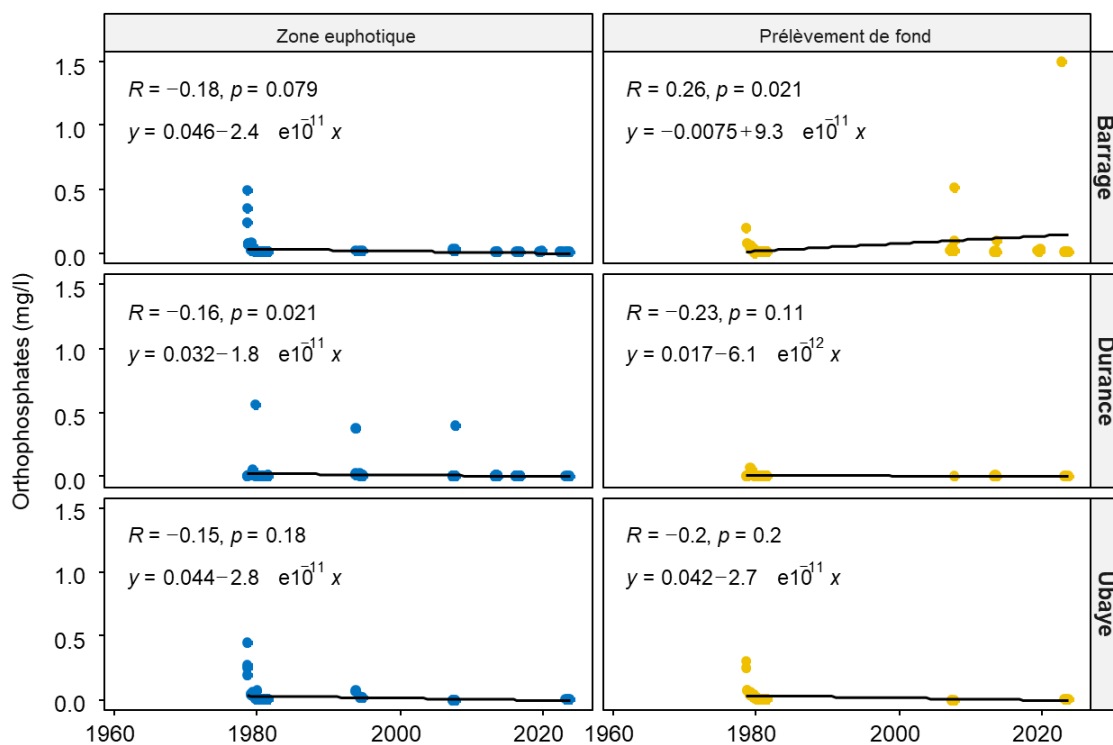
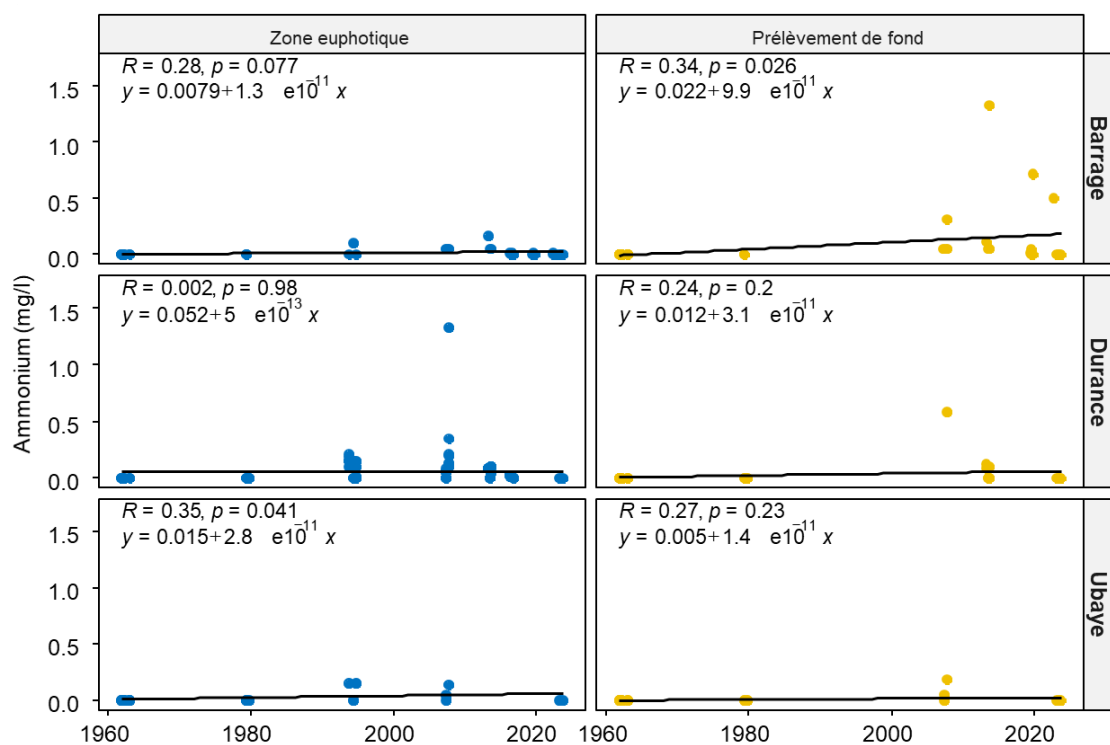
Les données historiques mobilisées dans cette analyse sont celles obtenues au cours des études réalisées depuis 1961 sur la retenue incluant les quatre études hydrobiologiques (1978, 1980, 1995, 2007) et les suivis DCE réalisés dans le cadre du Réseau de Contrôle de Surveillance (2007, 2013, 2016, 2019, 2022). Les données DCE provenaient de la base NAIADÉ d'Eaufrance (<https://naiades.eaufrance.fr/acces-donnees#/physicochimie>). La majorité des suivis ont été réalisés dans la station Barrage à différentes profondeurs (zone euphotique et aphotique). Quelques données existaient pour les stations Durance et Ubaye acquises en particulier lors des précédentes études hydrobiologiques. Les graphiques d'évolution de chaque paramètre ont été tracés pour chaque station aux différentes profondeurs. Les droites de régression linéaire permettent d'appréhender l'évolution du paramètre (baisse, augmentation, stabilité) et le degré de significativité (P -value).

Compte tenu de l'évolution des protocoles de prélèvement mais surtout des techniques d'analyses en laboratoire, la comparaison des données actuelles avec les données historiques nécessite cependant une certaine prudence.

1.3.1. Trophie

Parmi les paramètres liés à la trophie de l'eau, les nitrates, l'ammonium, le phosphore ainsi que les orthophosphates semblent stables dans le temps (Figure 36). Malgré un nombre de données limitées, les teneurs en Azote Kjeldahl semblent diminuer depuis 2007 (Figure 36). Globalement, l'état trophique de la retenue était toujours bon et a peu varié dans le temps.





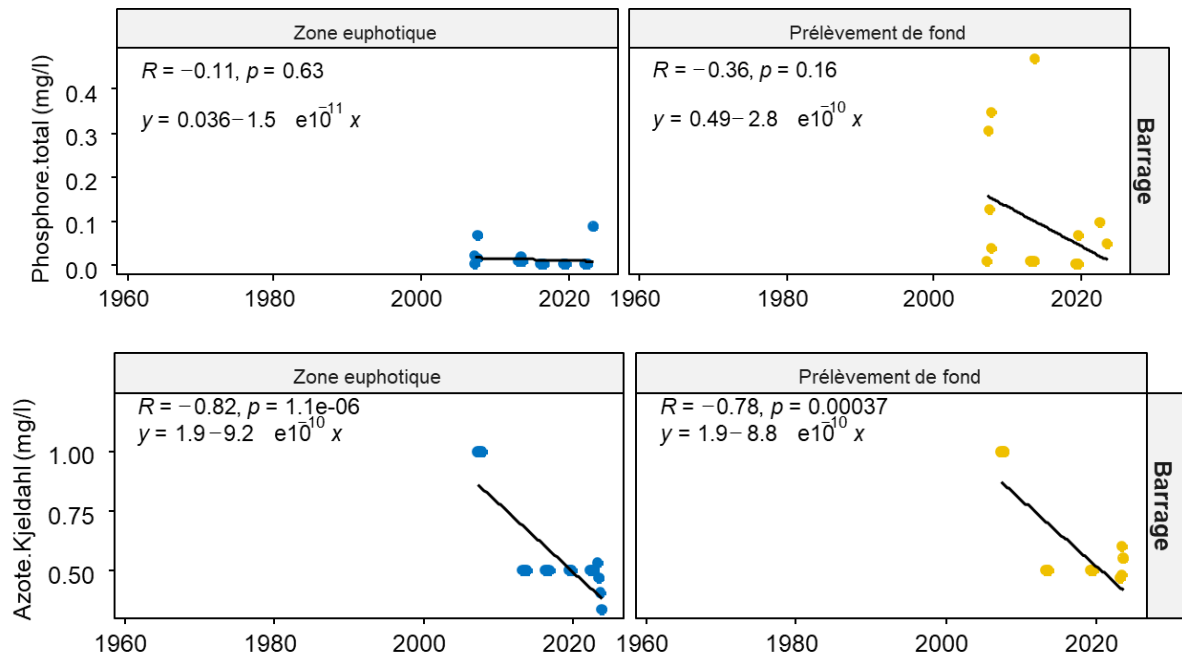


Figure 36 : Evolution des différents paramètres de trophie (nitrates, ammonium, phosphore total, orthophosphates, azote Kjeldahl) entre 1961 et 2023 dans les station Barrage, Durance et Ubaye..

1.3.2. Minéralisation

Les minéraux (chlorures, sulfates, sodium, potassium, magnésium, calcium) ont peu varié dans le temps (Annexe 1 – Figure A5). Cependant, la conductivité mesurée sur les stations Durance et Barrage a augmenté significativement, à toutes les profondeurs, au cours du temps (

Figure 37). Les premières mesures en 1961 ont montré des valeurs comprises entre 300 et 450 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}$ traduisant une bonne minéralisation post remplissage. En 1980, les valeurs de conductivité étaient plus faibles avec des valeurs comprises entre 180 et 300 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}$. A partir de cette période, les mesures de conductivité ont ré-augmenté pour atteindre des valeurs comprises entre 400 et 500 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}$ en 2023.

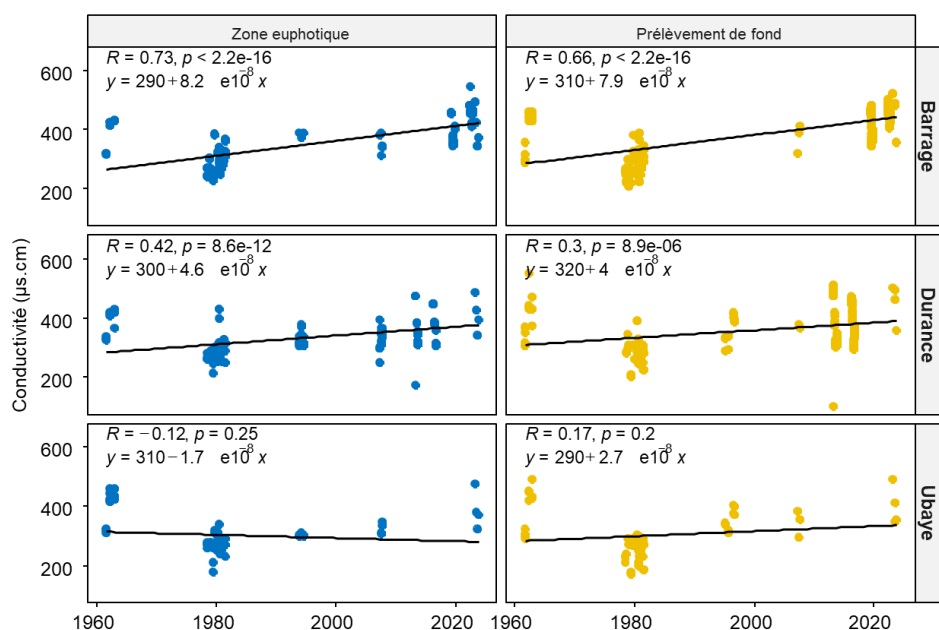


Figure 37 : Evolution de la conductivité ($\mu\text{s.cm}$) entre 1961 et 2023 dans les stations Barrage, Durance et Ubaye.

1.3.3. Autres paramètres

❖ Potentiel Hydrogène (pH)

Le pH semble rester stable sur la station Ubaye alors qu'il augmente au fond, sur la station Durance (Figure 38). Dans la station Barrage, le pH a légèrement augmenté au fil du temps dans toute la colonne d'eau.

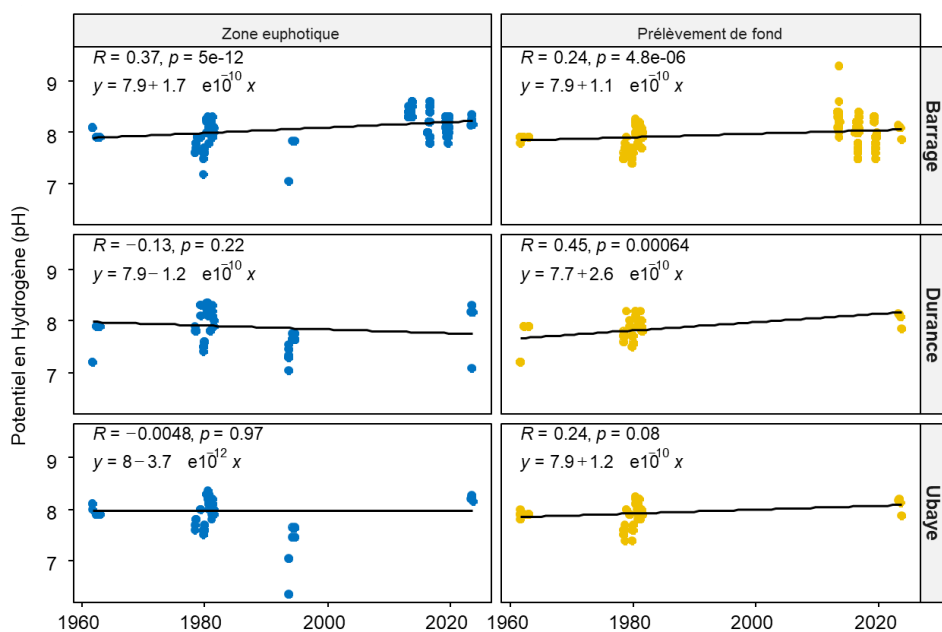


Figure 38 : Evolution du pH entre 1961 et 2023 dans les stations Barrage, Durance et Ubaye.

❖ Matières En Suspension (MES)

La quantité de matières en suspension est restée stable dans le temps quelle que soit la profondeur et la station (Figure 39).

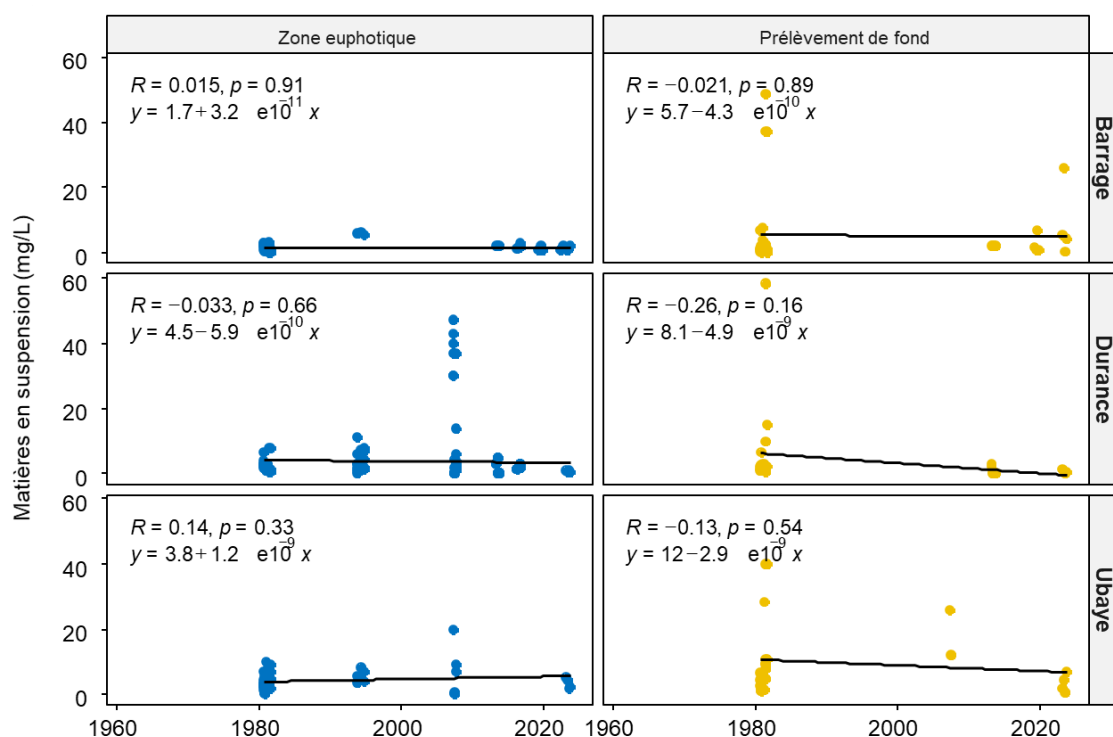


Figure 39 : Evolution des matières en suspension (mg/L) entre 1961 et 2023 dans les station Barrage, Durance et Ubaye..

❖ Silice

Le nombre de données était faible pour ce paramètre mais la quantité de silice a diminué de moitié entre 2016 et 2023 (Figure 40).

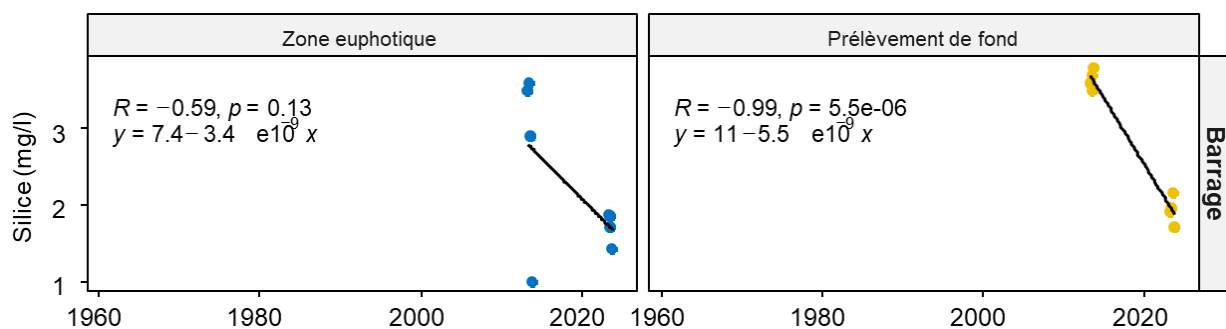


Figure 40 : Evolution de la silice (mg/L) entre 2016 et 2023 dans la station Barrage.

❖ Carbone Organique

Entre 2007 et 2023, ce paramètre n'a pas varié dans la zone euphotique de la station Barrage (Figure 41). Dans les prélèvements de fond, les valeurs semblaient avoir légèrement augmenté.

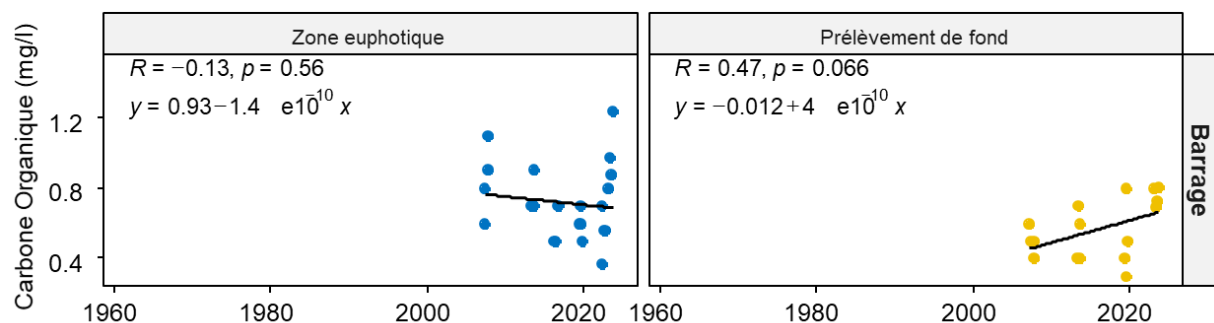


Figure 41 : Evolution du carbone organique (mg/L) entre 1961 et 2023 dans la station Barrage.

❖ Chlorophylle-a

Les données étaient peu nombreuses pour ce paramètre mais la concentration de chlorophylle-a semble avoir baissé significativement dans la zone euphotique de la station Barrage (Figure 42).

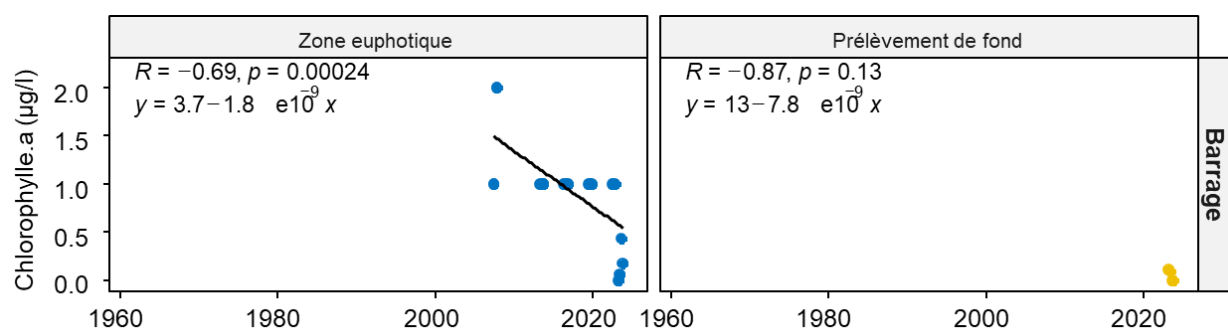


Figure 42 : Evolution de la chlorophylle-a (µg/L) entre 2007 et 2023 dans la station Barrage.

2. Chimie des sédiments

2.1. Protocole et plan d'échantillonnage

En complément de l'étude de la chimie de l'eau, des prélèvements de sédiments ont été réalisés dans les stations lacustres (Durance, Ubaye, Barrage) et les stations littorales (Réallon, Savines, Saint-Michel, Chanteloube, Saint-Pierre) à l'aide d'une benne à sédiment de type Ekman d'une contenance de 3,5 litres (Figure 43).

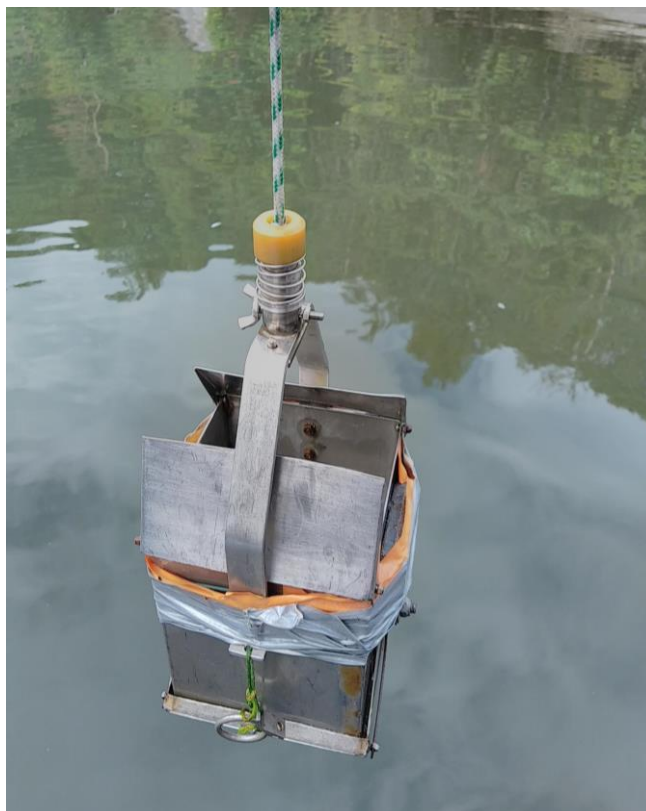


Figure 43 : Benne de type Ekman (volume 3,5L) utilisée pour les prélèvements de sédiment dans les stations littorales et lacustres.

Les prélèvements de sédiments ont également été réalisés à toutes les campagnes d'échantillonnage (mars, mai, juillet et septembre 2023). Pour chaque station, trois prélèvements (i.e. répliqués) de sédiment d'un volume de 1 litre ont été prélevés et mis dans des flacons en PolyEthylène Haute Densité (PEHD), modèle recommandé par le laboratoire d'analyse de Chimie Environnement à Marseille (Figure 44). De la même façon que les échantillons d'eau, les prélèvements de sédiments ont été placés dans des glacières réfrigérées et ont été livrés au laboratoire en même temps que les échantillons d'eau. Les différents paramètres mesurés et les techniques d'analyse utilisées par le laboratoire sont indiqués dans le tableau suivant (Tableau 9).



Figure 44 : Flacons en Polypropylène utilisés pour le stockage des prélèvements de sédiments.

Tableau 9 : Synthèse des paramètres analysés dans les prélèvements de sédiment.

Paramètres	Unité	Technique d'analyse
Granulométrie	%	Mesure par tamisage P18-560
Carbone Organique Total (COT)	mg/100g	Mesure en mode solide NF EN 13137
Azote total Kjeldahl (NTK)	mg/g	Mesure en mode solide NF EN 13654-1

2.2.Résultats des analyses réalisées en 2023

Les valeurs moyennes par date (moyenne des 3 répliquas) et par station sont présentées dans les Tableau 10 & Tableau 11.

2.2.1. Azote total Kjeldahl (NTK)

Les valeurs moyennes d'azote total Kjeldahl (NTK) sur l'ensemble des campagnes de prélèvements dans les sédiments des stations lacustres étaient faibles et comparables. Elles étaient de $1,2 \pm 0,1$ mg/g, $1,3 \pm 0,9$ mg/g et $1,1 \pm 0,3$ mg/g pour respectivement les stations Barrage, Durance et Ubaye (Tableau 10). Une valeur ponctuellement plus élevée dans le prélèvement de mars a été observée pour la station Durance ($2,1 \pm 1,9$ mg/g) mais la plupart des valeurs semblent stables au cours de l'année (Figure 45) Dans les stations littorales, les valeurs d'azote total étaient les plus faibles dans la station Réallon ($0,75 \pm 0,19$ mg/g) et les plus fortes dans la station Chanteloube ($1,21 \pm 0,15$ mg/g) (Tableau 11).

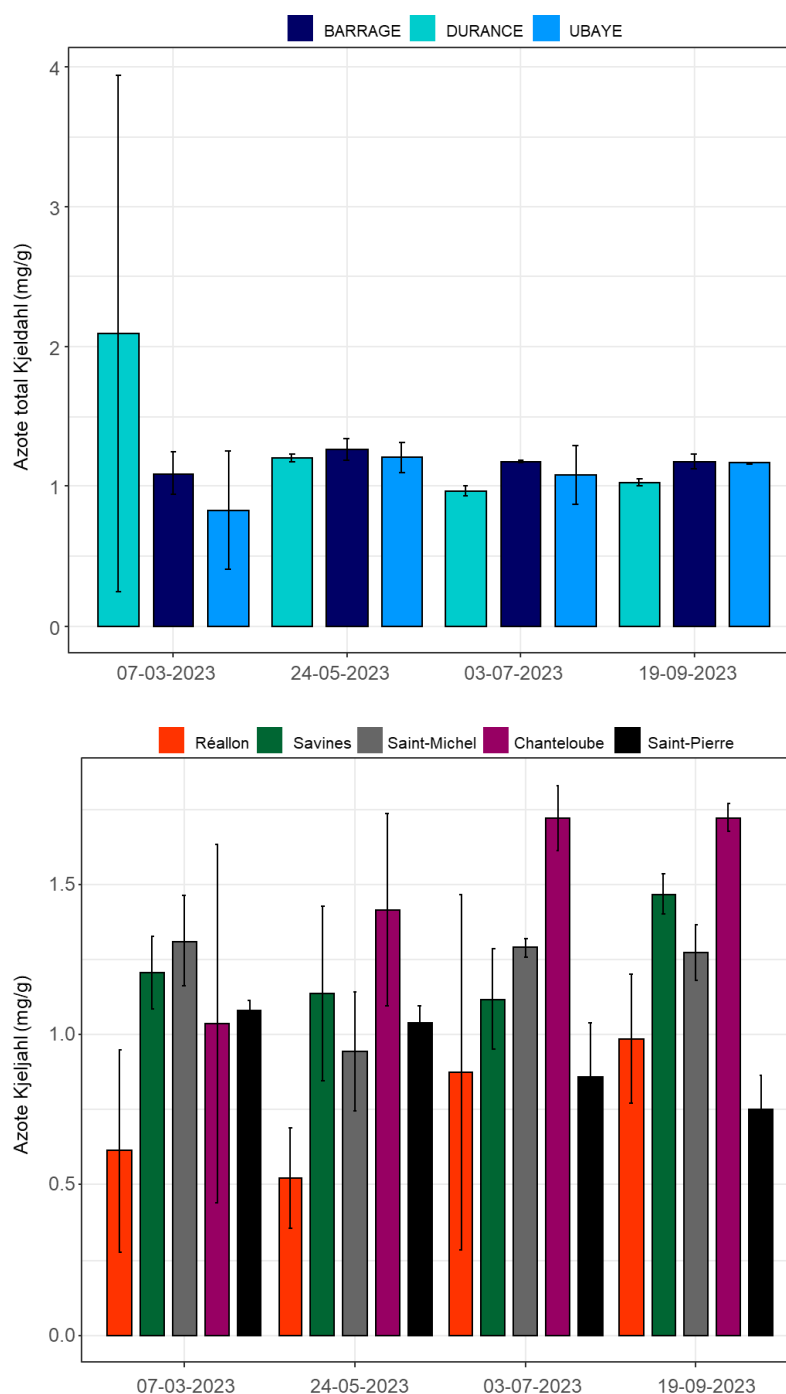


Figure 45 : Concentration moyenne d'azote total Kjeldahl (mg/g) dans les sédiments des stations lacustres et littorales pour les campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

2.2.2. Carbone Organique total

Les valeurs moyennes de carbone organique total dans les sédiments des stations lacustres étaient de $4,1 \pm 0,3$ g/100g, $4,2 \pm 0,2$ g/100g et $4,0 \pm 0,4$ g/100g, pour respectivement les stations Barrage, Durance et Ubaye (Tableau 10 Tableau 11). Elles étaient comparables entre les stations et stables au cours de l'année (Figure 46). Dans les stations littorales, les stations Chanteloube ($6,39 \pm 0,43$ g/100g) et Port Saint-Pierre ($5,65 \pm 0,17$ g/100g) présentaient des valeurs plus importantes que les autres stations

(Réallon : $4,74 \pm 0,53$ g/100g ; Savines : $4,79 \pm 0,60$ g/100g ; Saint-Michel : $4,58 \pm 0,24$ g/100g) (Tableau 11).

Le rapport C/N de 3,5 indiquait une minéralisation rapide et partielle de la matière organique issue de la sédimentation de matière algale.

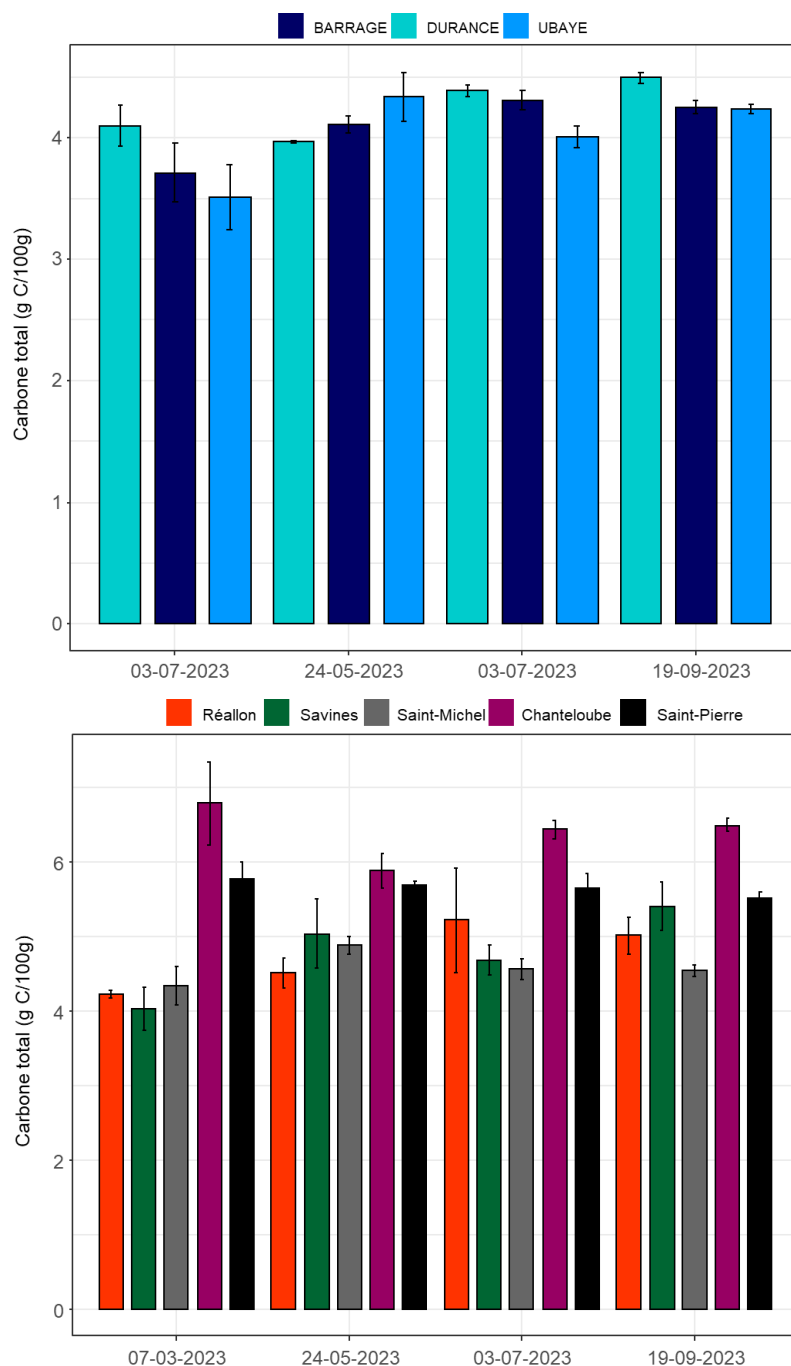
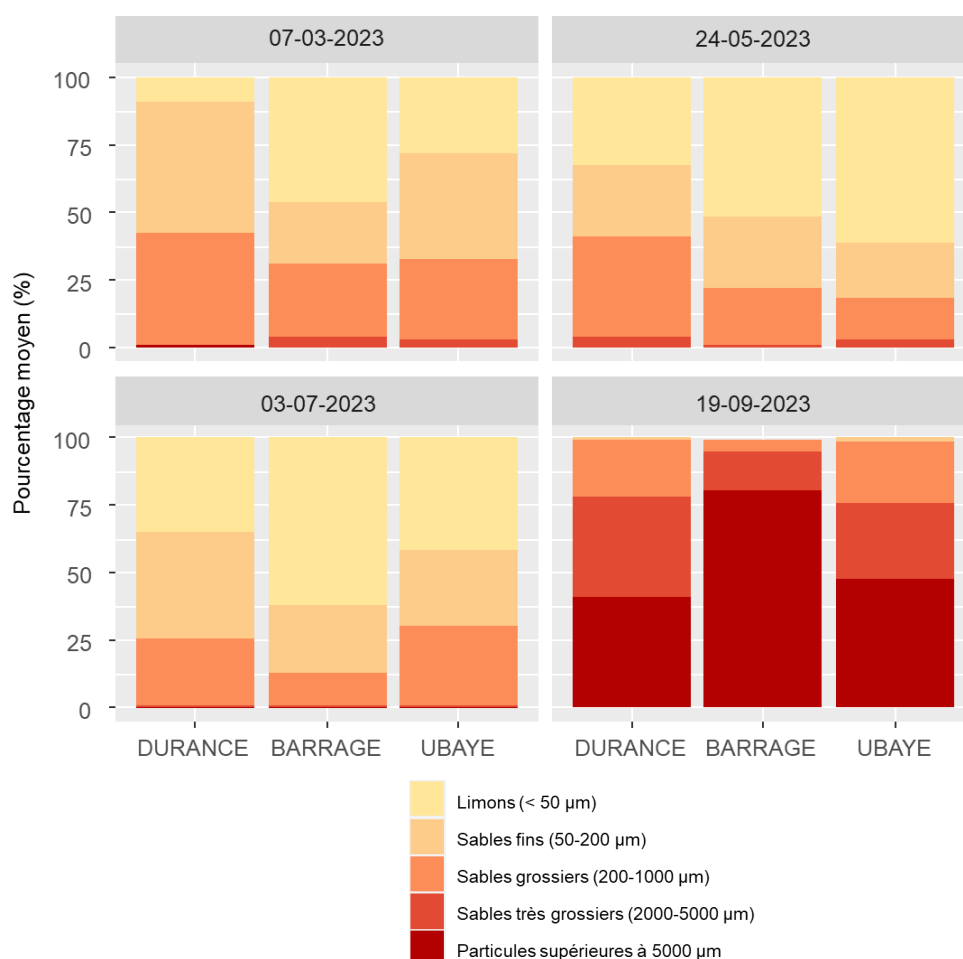


Figure 46 : Concentration moyenne de carbone total (g/100g) dans les sédiments des stations lacustres et littorales pour les campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

2.2.3. Granulométrie

En mars et juillet, les substrats étaient majoritairement constitués de limons, de sables fins et dans une moindre mesure, de sables grossiers, c'est-à-dire de granulométrie inférieure à 1000 μm (Figure 47 ; Tableau 10). En particulier, dans les stations littorales, les quantités de limons étaient bien plus importantes, à l'exception de la station Réallon dont les sables fins et grossiers étaient majoritaires. Dans les prélèvements faits en septembre, les analyses affichaient une composition du substrat totalement différente avec un pourcentage très important des fractions très grossières (> 2000 μm). A cette période, la retenue était à sa cote maximale donc les prélèvements ont dû être réalisés sur des substrats plus en bordure qu'au cours des campagnes précédentes et dont la granulométrie était bien plus importante.



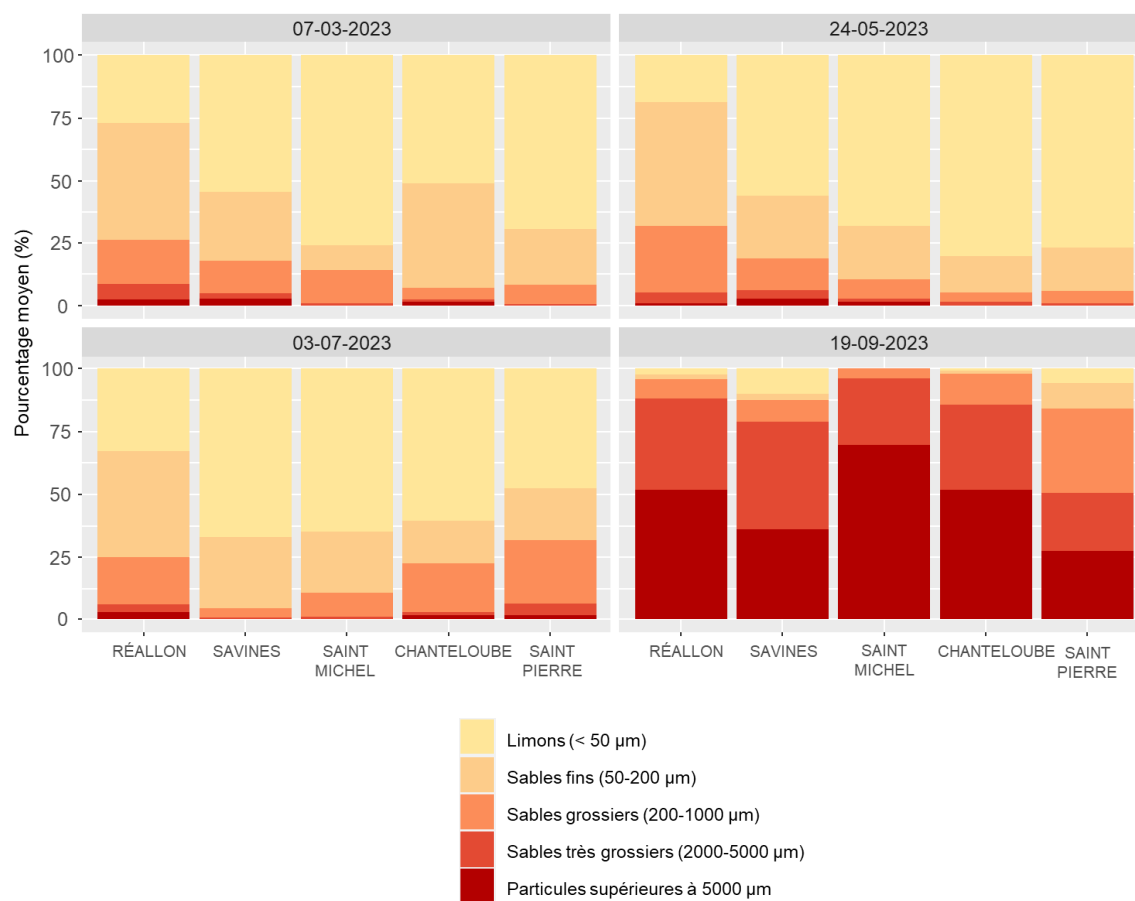


Figure 47 : Granulométrie (% moyen de différentes classes granulométriques) des sédiments des stations lacustres et littorales pour les campagnes de 2023 (mars, mai, juillet, septembre).

Tableau 10: Valeur moyenne (écart type) des paramètres analysés dans les prélèvements de sédiment des stations lacustres au cours des 4 campagnes d'échantillonnage.

Paramètres	Unité	03/07/2023			24/05/2023			03/07/2023			19/09/2023		
		Durance	Barrage	Ubaye	Durance	Barrage	Ubaye	Durance	Barrage	Ubaye	Durance	Barrage	Ubaye
Azote total Kjeldahl (NTK)	mg/g	2,1 (1,85)	1,09 (0,15)	0,83 (0,43)	1,2 (0,03)	1,26 (0,08)	1,21 (0,11)	0,97 (0,04)	1,18 (0,01)	1,08 (0,21)	1,03 (0,03)	1,18 (0,05)	1,16 (0,01)
Carbone total (COT)	C/100g	4,1 (0,17)	3,72 (0,24)	3,52 (0,27)	3,97 (0,01)	4,11 (0,07)	4,34 (0,2)	4,39 (0,05)	4,31 (0,08)	4,01 (0,09)	4,5 (0,05)	4,26 (0,05)	4,24 (0,04)
Carbone inorganique (CIT)	C/100g	3,87 (0,2)	3,29 (0,09)	3,26 (0,14)	3,49 (0,02)	3,37 (0,08)	3,71 (0,23)	3,94 (0,06)	3,84 (0,1)	3,4 (0,18)	3,79 (0,1)	3,52 (0,05)	3,4 (0,07)
Carbone organique (COT)	C/100g	0,23 (0,16)	0,42 (0,33)	0,25 (0,2)	0,49 (0,02)	0,74 (0,06)	0,63 (0,07)	0,45 (0,01)	0,47 (0,18)	0,62 (0,16)	0,71 (0,08)	0,73 (0,1)	0,84 (0,05)
Granulométrie													
< 50 µm	%	8,93 (3,79)	46,23 (7,28)	28,13 (3,31)	32,23 (10,03)	51,72 (3,28)	61,12 (4,84)	34,87 (6,03)	61,81 (5,29)	41,26 (3,83)	0,03 (0,06)	0 (0)	0,07 (0,12)
50-200 µm	%	48,47 (3,88)	22,43 (2,32)	39,2 (2,17)	26,86 (2,84)	26,47 (1,76)	20,88 (4,08)	39,2 (7,31)	25,25 (6,55)	28,17 (6,09)	0,27 (0,15)	0,07 (0,12)	1,03 (0,45)
200-1000 µm	%	41,8 (6,19)	27,3 (7,84)	29,3 (2,25)	37,03 (7,91)	21,26 (4,45)	15,21 (1,81)	25,37 (3,16)	12,35 (3,28)	29,68 (5,58)	21,3 (3,24)	4,77 (2,3)	23,27 (2,21)
2000-5000 µm	%	0,1 (0,17)	3,93 (1,84)	3,13 (2,89)	3,75 (5,45)	0,48 (0,33)	2,74 (4,31)	0,32 (0,29)	0,39 (0,1)	0,62 (0,34)	36,93 (1,7)	14,33 (1,46)	27,73 (1,48)
> 5000 µm	%	0,7 (1,04)	0,17 (0,15)	0,27 (0,31)	0,13 (0,11)	0,07 (0,06)	0,07 (0,06)	0,23 (0,07)	0,19 (0,01)	0,27 (0,06)	41,43 (1,72)	80,6 (3,85)	47,9 (3,53)

Paramètres	Unité	03/07/2023					24/05/2023				
		Réallon	Saint-Michel	Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines	Réallon	Saint-Michel	Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines
Azote total Kjeldahl (NTK)	mg/g	0,61 (0,34)	1,21 (0,12)	1,31 (0,15)	1,04 (0,6)	1,08 (0,03)	0,52 (0,17)	1,14 (0,29)	0,95 (0,2)	1,42 (0,32)	1,04 (0,06)
Carbone total (COT)	C/100g	4,22 (0,05)	4,02 (0,29)	4,34 (0,26)	6,78 (0,56)	5,77 (0,24)	4,51 (0,21)	5,04 (0,47)	4,88 (0,12)	5,88 (0,23)	5,68 (0,06)
Carbone inorganique (CIT)	C/100g	4,05 (0,26)	3,44 (0,2)	3,81 (0,13)	4,57 (0,04)	5,05 (0,05)	4,26 (0,34)	4,02 (0,17)	4,42 (0,22)	4,81 (0,04)	5,35 (0,23)
Carbone organique (COT)	C/100g	0,19 (0,19)	0,59 (0,14)	0,53 (0,18)	2,21 (0,59)	0,72 (0,21)	0,25 (0,16)	1,02 (0,33)	0,45 (0,11)	1,07 (0,23)	0,34 (0,29)
Granulométrie											
< 50 µm	%	27,2 (9,4)	54,69 (8)	75,7 (5,42)	50,93 (7,09)	69,57 (9,66)	18,68 (15,38)	56,07 (4,21)	67,79 (4,67)	79,87 (7,71)	76,76 (6,38)
50-200 µm	%	46,6 (7,89)	27,11 (8,19)	10,17 (2,75)	41,87 (6,9)	22,03 (8)	49,24 (16,93)	24,97 (14,66)	21,59 (5,18)	14,49 (3,96)	17,25 (5,35)
200-1000 µm	%	17,37 (6,76)	13,44 (2,74)	13,07 (1,83)	4,53 (1,68)	7,83 (1,87)	26,73 (1,91)	12,37 (8,71)	7,36 (2,74)	4,12 (3,83)	4,99 (3,01)
2000-5000 µm	%	6,57 (5,22)	1,94 (0,94)	1,03 (1,53)	1,17 (0,68)	0,47 (0,25)	4,2 (4,58)	3,52 (3,68)	1,52 (1,3)	1,46 (1,19)	0,76 (0,84)
> 5000 µm	%	2,3 (3,81)	2,82 (2,34)	0,07 (0,12)	1,53 (1,5)	0,07 (0,06)	1,15 (1,36)	3,07 (3,98)	1,73 (1,72)	0,06 (0,06)	0,25 (0,29)

Tableau 11 : Valeur moyenne (écart type) des paramètres analysés dans les prélèvements de sédiment des stations littorales au cours des 4 campagnes d'échantillonnage.

Paramètres	Unité	07/03/2023					24/09/2023				
		Réallon	Saint-Michel	Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines	Réallon	Saint-Michel	Chanteloube	Port Saint Pierre	Savines
Azote total Kjeldahl (NTK)	mg/g	0,88 (0,59)	1,12 (0,17)	1,29 (0,03)	1,72 (0,11)	0,86 (0,18)	0,99 (0,21)	1,47 (0,07)	1,28 (0,09)	1,72 (0,05)	0,75 (0,11)
Carbone total (COT)	C/100g	5,22 (0,7)	4,68 (0,2)	4,56 (0,13)	6,43 (0,12)	5,65 (0,19)	5,01 (0,25)	5,41 (0,32)	4,54 (0,07)	6,48 (0,09)	5,51 (0,09)
Carbone inorganique (CIT)	C/100g	4,24 (0,53)	3,9 (0,15)	3,86 (0,25)	4,65 (0,15)	5,11 (0,13)	4,03 (0,2)	4,29 (0,26)	3,49 (0,04)	4,68 (0,05)	5 (0,26)
Carbone organique (COT)	C/100g	0,97 (1,2)	0,78 (0,29)	0,7 (0,11)	1,78 (0,18)	0,54 (0,06)	0,98 (0,42)	1,12 (0,1)	1,05 (0,05)	1,8 (0,07)	0,51 (0,17)
Granulométrie											
< 50 µm	%	32,56 (3,2)	66,76 (11,71)	65,04 (8,78)	60,53 (5,21)	47,58 (10,63)	2,33 (1,48)	9,93 (9,67)	0 (0)	0,83 (1,18)	5,83 (0,45)
50-200 µm	%	42,57 (7,2)	28,63 (8,1)	23,94 (6,5)	16,95 (3,56)	20,7 (7,52)	1,8 (0,5)	2,67 (2,14)	0,1 (0,1)	0,8 (0,26)	9,9 (1,93)
200-1000 µm	%	18,93 (11,49)	3,8 (3,62)	10,05 (4,09)	19,48 (1,76)	25,1 (13,09)	7,63 (1,91)	8,33 (0,67)	3,6 (1,32)	12,67 (1,29)	33,7 (3,12)
2000-5000 µm	%	3,06 (2,11)	0,59 (0,65)	0,71 (0,65)	1,53 (1,28)	5,2 (3,96)	36,37 (10,97)	43,37 (10,06)	26,83 (1,86)	33,9 (2,6)	23,47 (5,23)
> 5000 µm	%	2,88 (3,79)	0,23 (0,11)	0,26 (0,19)	1,51 (1,92)	1,42 (1,1)	51,87 (11,47)	35,73 (4,87)	69,6 (3,08)	51,87 (4,61)	27,1 (3,91)

3. Télédétection

3.1. Principes de la télédétection pour la qualité de l'eau

3.1.1. La température de peau

Vue de l'espace, l'estimation de la température de surface de l'eau est mesurable à partir de la télédétection infrarouge thermique (IRT). Tout corps émet un rayonnement électromagnétique à sa surface (premiers micro-mètres = température de peau), dont la distribution spectrale dépend de la température. Plus un corps est chaud, plus son pic de rayonnement a lieu vers les courtes longueurs d'onde, la température étant inversement proportionnelle à la longueur d'onde. Les températures des surfaces terrestres (entre -50 et $+50$ °C) sont visibles dans le domaine de l'IRT. La relation entre la distribution spectrale de la lumière et la température est très bien connue pour les corps noirs. Un corps noir est un objet théorique qui absorbe parfaitement toute la lumière reçue, sans en réfléchir ni en transmettre. Dans l'IRT, la distribution spectrale de la lumière de l'eau est identique à celle d'un corps noir mais dans un degré moindre (à 98 % environ). Ce sont ces propriétés physiques qui rendent possible la mesure de la température de peau, très bien reliée à la température de surface des plans d'eau (Prats et al., 2018). L'observation satellitaire est réalisée dans la fenêtre IRT comprises entre 8 et 14 μm pour limiter l'interférence avec les rayonnements atmosphériques, même si des corrections restent nécessaires notamment en présence de vapeur d'eau. La Figure 48 illustre les différents rayonnements captés dans l'IRT au-dessus de l'eau.

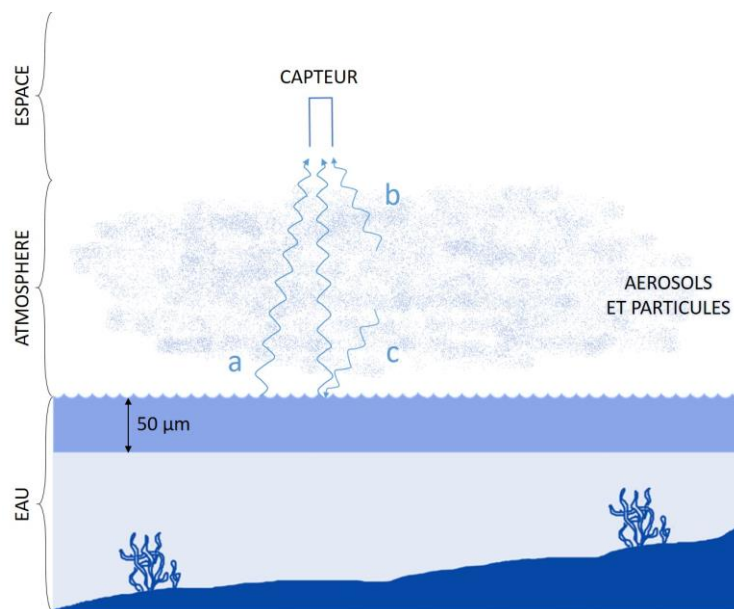


Figure 48 : Représentation des différents rayonnements impliqués dans l'estimation de la température de l'eau (d'après Tormos et al. 2021). (a) émission de l'eau ; (b) : mission de l'atmosphère ; (c) émission de l'atmosphère réfléchi par la surface de l'eau.

3.1.2. Les paramètres issus de la couleur de l'eau

Vue de l'espace, les paramètres de transparence, de concentration en matières en suspension et en chlorophylle-a sont mesurables par télédétection de la couleur de l'eau. La couleur de l'eau est liée à la présence de matières colorées dans la colonne d'eau qui vont interagir avec la lumière provenant du soleil par des processus d'absorption et de diffusion. Les plans d'eau oligotrophes (peu productifs) sont souvent de couleur bleue, en raison de la prépondérance de la rétrodiffusion de la partie bleue du spectre lumineux par les molécules d'eau et de l'absorption de l'eau dans les autres parties du spectre. Ce processus se complexifie lors de la présence combinée d'autres matières colorées. Les plans d'eau plus eutrophes ont généralement des teintes vertes liées à la présence importante de chlorophylle-a (pigment principal du phytoplancton), qui absorbe les parties bleue et rouge du spectre. De nombreux lacs contiennent également de la matière organique dissoute colorée, des matières minérales ou encore du phytoplancton contenant des pigments spécifiques (la phycocyanine des cyanobactéries par exemple), offrant ainsi une palette de couleurs diversifiée. Au niveau du capteur satellitaire, l'information sortant de l'eau est perturbée à la fois 1) par la lumière diffusée par les molécules et les aérosols atmosphériques, 2) par la lumière reflétée directement par la surface de l'eau (effet miroir) et 3) par les cibles environnantes (phénomènes d'adjacence). La Figure 49 schématise les différentes informations captées par le satellite au-dessus de l'eau. À noter que la couleur de l'eau dépend également de la lumière réfléchie par le fond, cependant les zones impactées ne sont pas étudiées en télédétection couleur de l'eau.

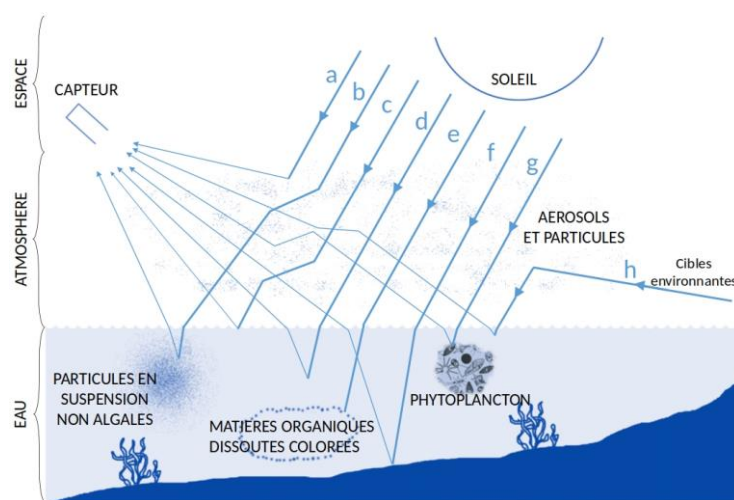


Figure 49 : Représentation des différents rayonnements impliqués dans la détection de la couleur de l'eau (d'après Tormos et al., 2011). (a) rétrodiffusion/absorption par les aérosols et les particules atmosphériques ; (b) rétrodiffusion/absorption par les particules en suspension non algales ; (c) réflexion spéculaire du soleil et du ciel, effet très directionnel dépendant notamment de la rugosité de surface de l'eau; (d) rétrodiffusion/absorption liée aux molécules d'eau ; (e) absorption par la matière organique dissoute colorée ; (f) réflexion due au fond ; (g) rétrodiffusion/absorption par le phytoplancton ; (h) réflexion due aux cibles environnantes.

3.2. Protocole de mesure

3.2.1. Imagerie satellitaire

Le programme satellitaire Landsat fournit depuis les années 1980 une série continue d'images dans l'IRT qui nous permet aujourd'hui de disposer de chroniques long terme, à cent mètres de résolution spatiale, à raison d'une mesure tous les seize jours dans des conditions d'acquisition idéales (absence de nuage). C'est à partir de cette information que l'on peut obtenir la température de peau de Serre-Ponçon.

Pour la couleur de l'eau on s'est basé sur l'archive Sentinel-2 (2015 – 2023), à 10 m de résolution spatiale, avec un temps de revisite théorique de 5 jours (tuile 31TGK). On comptabilise 521 images Sentinel-2 sur cette période.

Les caractéristiques des satellites et capteurs utilisés dans cette étude sont résumées dans le Tableau 12 ci-dessous.

Tableau 12 : Caractéristiques des satellites pour l'étude sur le lac de Serre-Ponçon. La résolution temporelle correspond au temps de revisite d'une même cible ; la résolution spatiale correspond à la taille du pixel ou de l'empreinte au sol ; la résolution spectrale correspond au nombre de bandes et à la plage de longueurs d'onde couverte.

Satellite	Couverture temporelle	Résolution temporelle moyenne	Résolution spatiale	Type de capteur	Paramètres mesurés
LANDSAT 4-7	1982 – présent	16 jours	30 – 120 m	optique & IRT *	Température de surface
LANDSAT 8	2013 – présent	16 jours	30 – 100 m	optique & IRT *	Température de surface
SENTINEL-2	2015 – présent	5 jours	10 – 60 m	optique	Chlorophylle-a, Matières en suspension, Transparence

* IRT = Infra Rouge Thermique

3.2.2. Algorithmies

Dans le cadre du Centre d'Expertise Scientifique (CES) « Température de surface et émissivité », le Pôle ECLA (OFB-INRAE-USMB) produit des images de température sur l'ensemble des surfaces en eaux continentales de France métropolitaine et d'Outre-mer visibles par l'imagerie Landsat. Cette production est mise à jour annuellement et diffusée sur la plateforme de données du Pôle ECLA (data.ecla.inrae.fr) et très prochainement sur celle du Pôle THEIA. La méthode, qui consiste à corriger des effets atmosphériques l'énergie émise dans l'IRT par les surfaces en eau, est présentée par Simon et *al.* (2014). Elle a été validée à partir des données in situ historiques de la surveillance et des réseaux

complémentaires. Cette validation repose actuellement sur une centaine de lacs. L'erreur moyenne sur l'estimation de la température de surface de l'eau est de $\pm 1,2^{\circ}\text{C}$ (Simon et *al.*, 2014 ; Prats et *al.*, 2018). La température de peau est visualisable de 1982 à 2019 sur la plateforme du pôle ECLA (<http://geo.ecla.inrae.fr/maps/tskin-SP004-map#legend>).

Pour les paramètres issus de la couleur de l'eau, le premier défi consiste à démêler le signal sortant de l'eau des autres signaux perturbateurs arrivant au capteur satellitaire. Or, c'est à partir de ce signal que sont déduits les différents paramètres liés aux matières colorées, dont la transparence et la concentration en chlorophylle-a. Pour cela nous nous sommes basés sur l'algorithme GRS (Harmel et *al.*, 2018) qui prend notamment mieux en compte les effets du reflet du soleil sur la surface de l'eau. Dans ce domaine, des progrès restent néanmoins à apporter sur la quantification des aérosols et les effets d'environnement (Pahlevan et *al.*, 2021). GRS permet également de localiser les pixels correspondant exclusivement à l'eau, c'est-à-dire pour lesquels le fond n'est pas visible et qui ne sont pas dans l'ombre des nuages.

Le deuxième défi consiste à traduire le signal sortant de l'eau capté par les satellites en paramètres de qualité. Plusieurs approches sont possibles (Mishra et *al.*, 2017) : en reliant directement le signal aux mesures in situ du paramètre recherché sur un échantillon de sites (approche empirique) ou en reliant les paramètres optiques des constituants de l'eau au signal satellitaire par modélisation (approche analytique). La première approche demande des données locales lorsque la seconde peut plus aisément reposer sur l'analogie des propriétés de l'eau avec un autre site. Toutes deux ne sont valides que lorsque comparé à des données acquises *in situ*.

Dans cette étude nous nous sommes basés sur les algorithmes qui font référence au niveau international, et adaptés au type d'eau de Serre-Ponçon (Oligotrophe). Les différents algorithmes sont présentés dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Algorithmes utilisés pour chaque paramètre

Paramètres	Algorithme	Unité	Références
Température	Algorithme mono-channel	degré Celsius	Simon et <i>al.</i> , 2014
Disque de Secchi (transparence)	Zsd Lee associé à QAA (V5)	m ⁻¹	Lee et <i>al.</i> , 2016
Chlorophylle-a	OC3	µg/L	O'Reilly et <i>al.</i> , 2019
Matières en suspension	Nechad	mg/L	Nechad et <i>al.</i> , 2016

3.3. Résultats

Pour les paramètres issus de la couleur de l'eau, les statistiques locales (moyenne, maximum, minimum, écart-type) autour des points de prélèvement (buffer de 40 m) de chaque station ont été extraits pour chaque image. Un focus a été réalisé sur la station Baie de Chanteloube puisque des différences physico-chimiques ont été mises en évidence dans cette station et en particulier, une trophie ainsi qu'une concentration en chlorophylle-a plus importante qui engendrait un bloom algal.

3.3.1. La transparence (Disque de Secchi)

La Figure 50 présente la comparaison des données *in situ* acquises lors des campagnes de 2023, avec les données satellitaires sur les stations lacustres (Durance, Ubaye, Barrage). Globalement les données de transparence satellitaires étaient assez concordantes avec les valeurs mesurées, même si certaines valeurs étaient sous-estimées pour la station Durance et Barrage. Les données restent assez concordantes pour être exploitées.

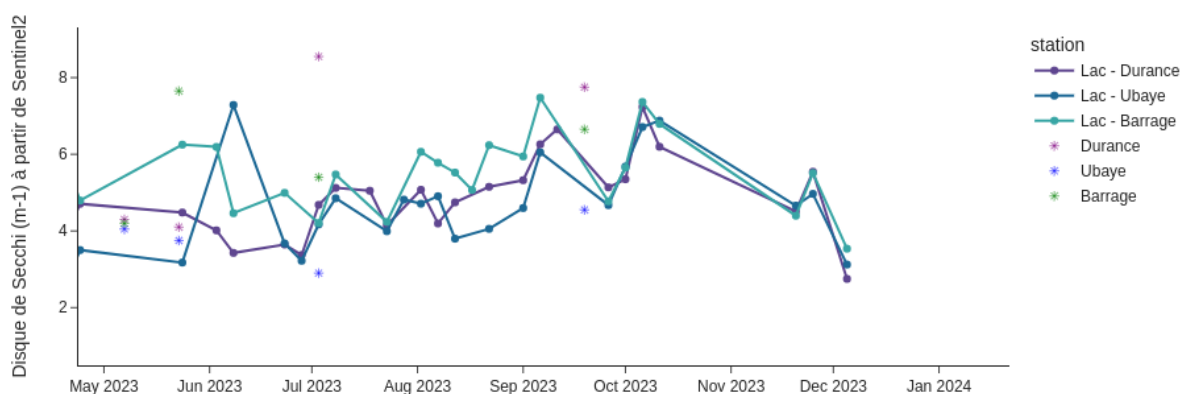


Figure 50 : Comparaison des valeurs de transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 et in situ (astérisque) pour les 3 stations lacustres en 2023.

La Figure 51 présente l'évolution de la transparence sur l'ensemble des stations lacustres et littorales entre 2015 et 2023. La fait un focus sur l'année 2023 pour laquelle des campagnes de terrain ont été réalisées. Les Figure 53 à Figure 56 présentent les cartographies de transparence estimée par télédétection respectivement pour les dates du 29/01/2023, 24/05/2023, 12/08/2023 et 25/11/2023 (les dates les plus proches des échantillonnages qui ont été réalisés *in situ*).

La richesse temporelle des séries dépend de l'absence de nuage au niveau de la station et de la présence d'eau. La transparence estimée était comprise entre 2 et 8 m. Elle semblait être plus importante dans les stations lacustres (Barrage en particulier) et plus faible dans les stations littorales (Figure 51). Sur l'année 2023, la tendance montre les plus fortes transparence en hiver (5-8 m) puis une diminution jusqu'au début de l'automne (2-6 m) (Figure 52). Les cartographies de la transparence (Figure 53 à Figure 56) permettent une

visualisation claire et rapide de ces résultats. En hiver et jusqu'au printemps, la transparence en amont de la retenue (branche Durance et Ubaye) avait une transparence maximale de 4m. A partir du milieu de chaque branche et jusqu'au barrage, la transparence était plus importante (6-8m). Ainsi, un gradient amont-aval de la transparence se dégage à ces saisons. A l'échelle de certaines localités (baies, criques), on observe que la transparence était plus faible, de l'ordre de 2-4m. A partir de l'été, la transparence était plutôt homogène sur toute la retenue mais surtout plus faible, en particulier dans la zone pélagique (aout : 2-4m ; novembre : 4-6m). Quelques endroits localisés (ex. Baie de Chanteloube et Baie Saint-Michel) montrait une transparence plus faible que la zone pélagique (4m au maximum). En été, ce résultat peut s'expliquer par un développement algal à l'échelle de la retenue qui fait chuter la transparence de l'eau. Ce développement était plus important dans certaines stations comme Chanteloube, ce qui faisait encore baisser le taux de transparence.

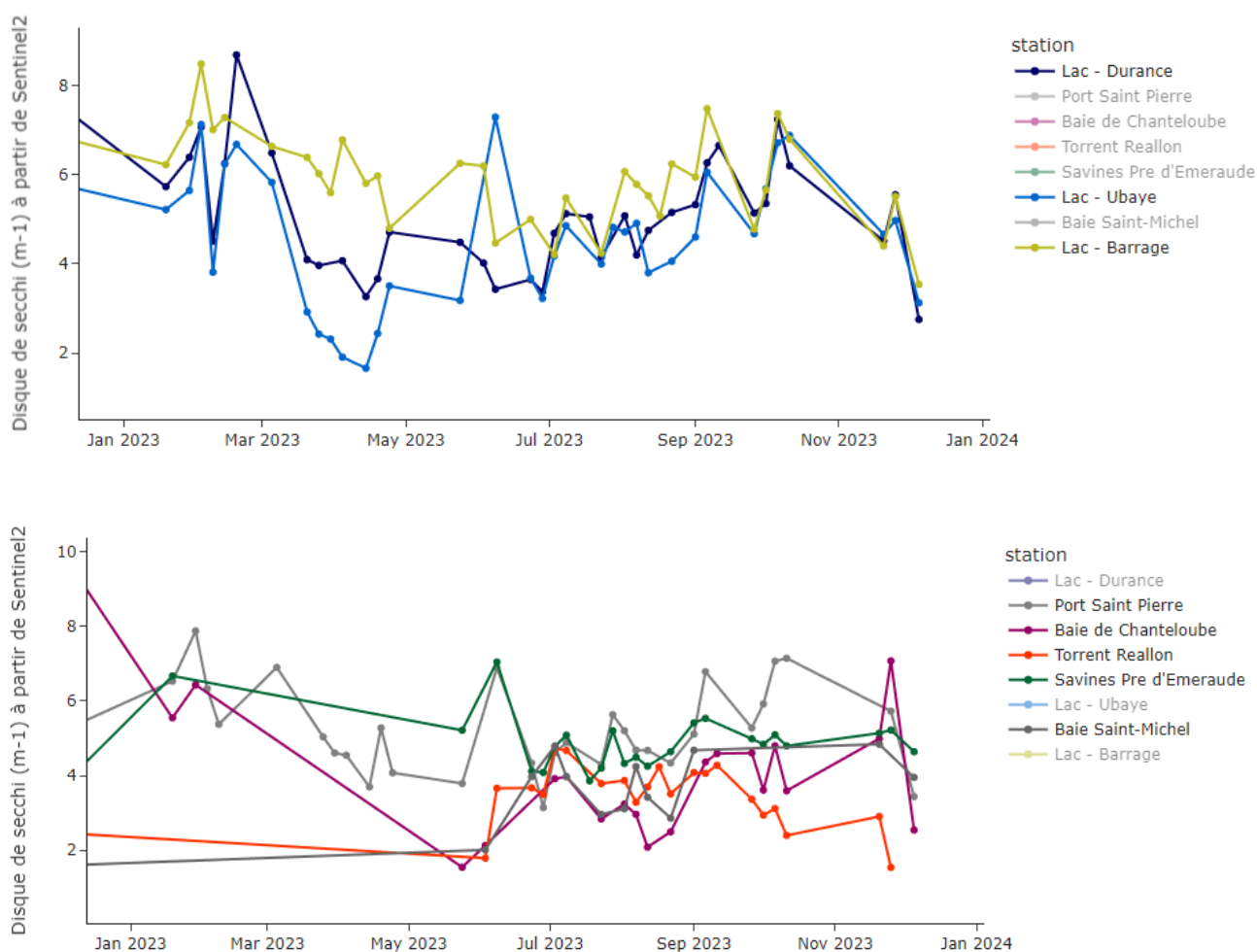


Figure 51 : Evolution de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'archive Sentinel-2 (2015-2023) sur l'ensemble des stations.

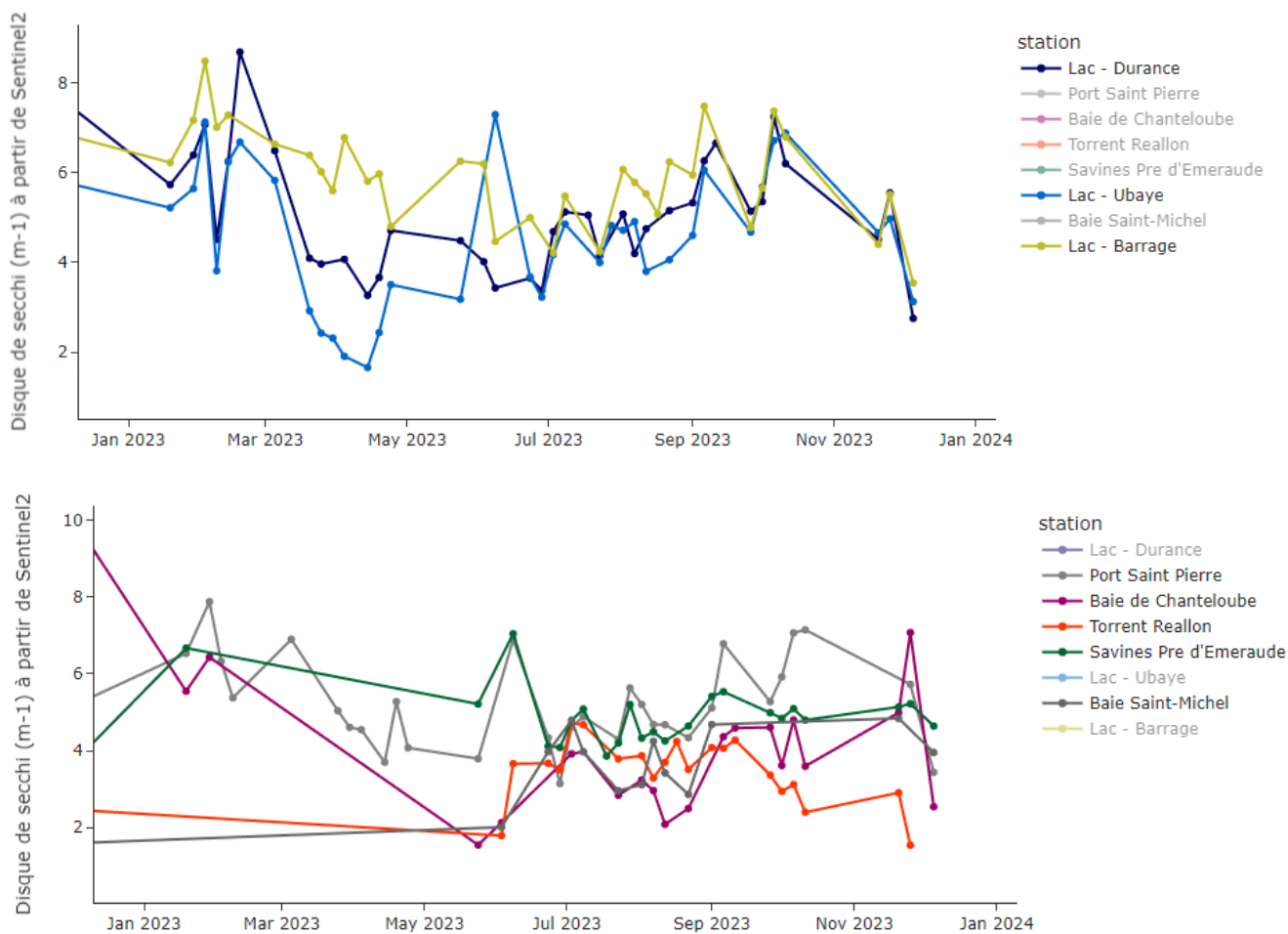


Figure 52 : Focus sur l'année 2023 pour l'évolution de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'archive Sentinel-2 sur l'ensemble des stations.

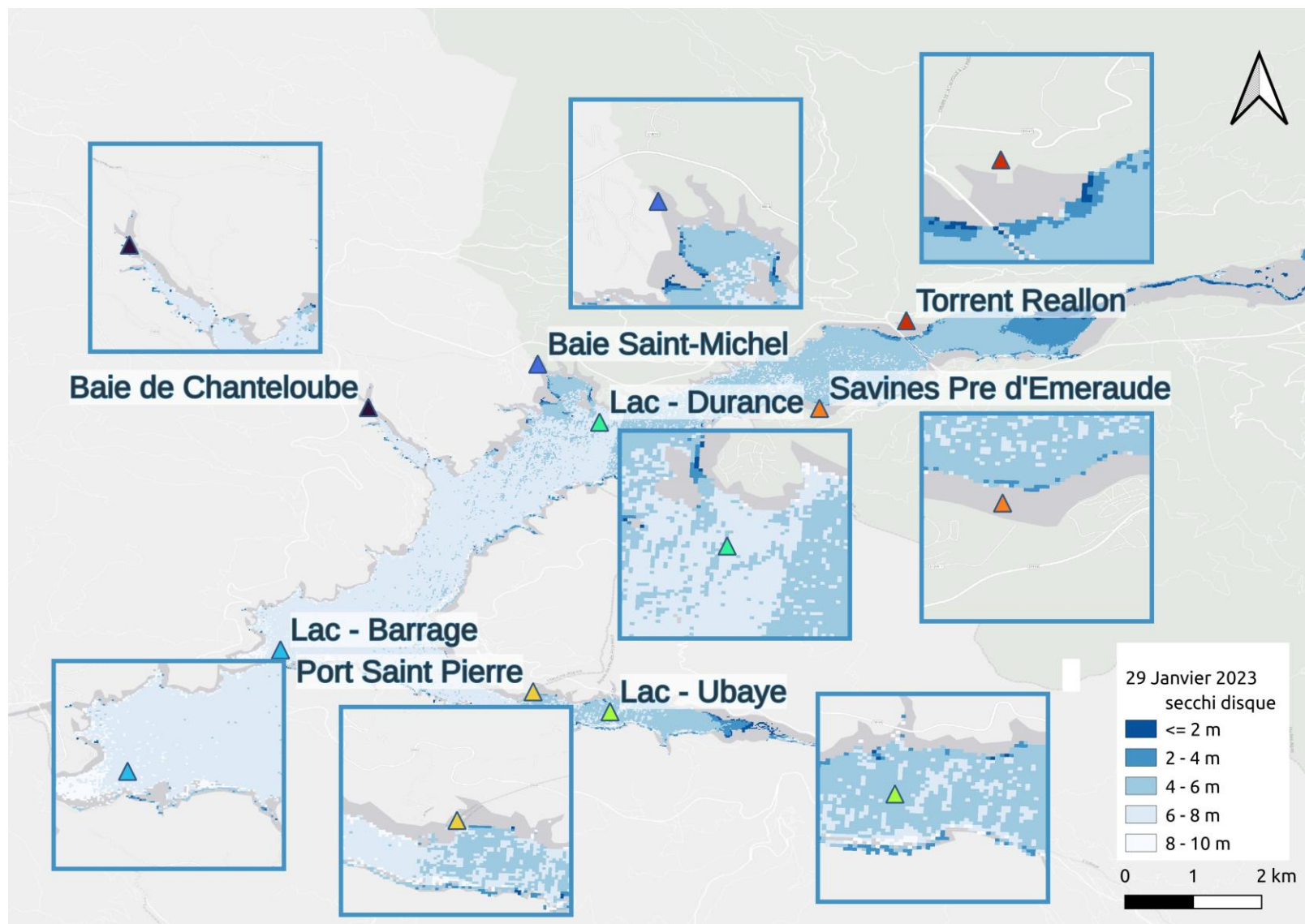


Figure 53 : Cartographie de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 29 Janvier 2023.

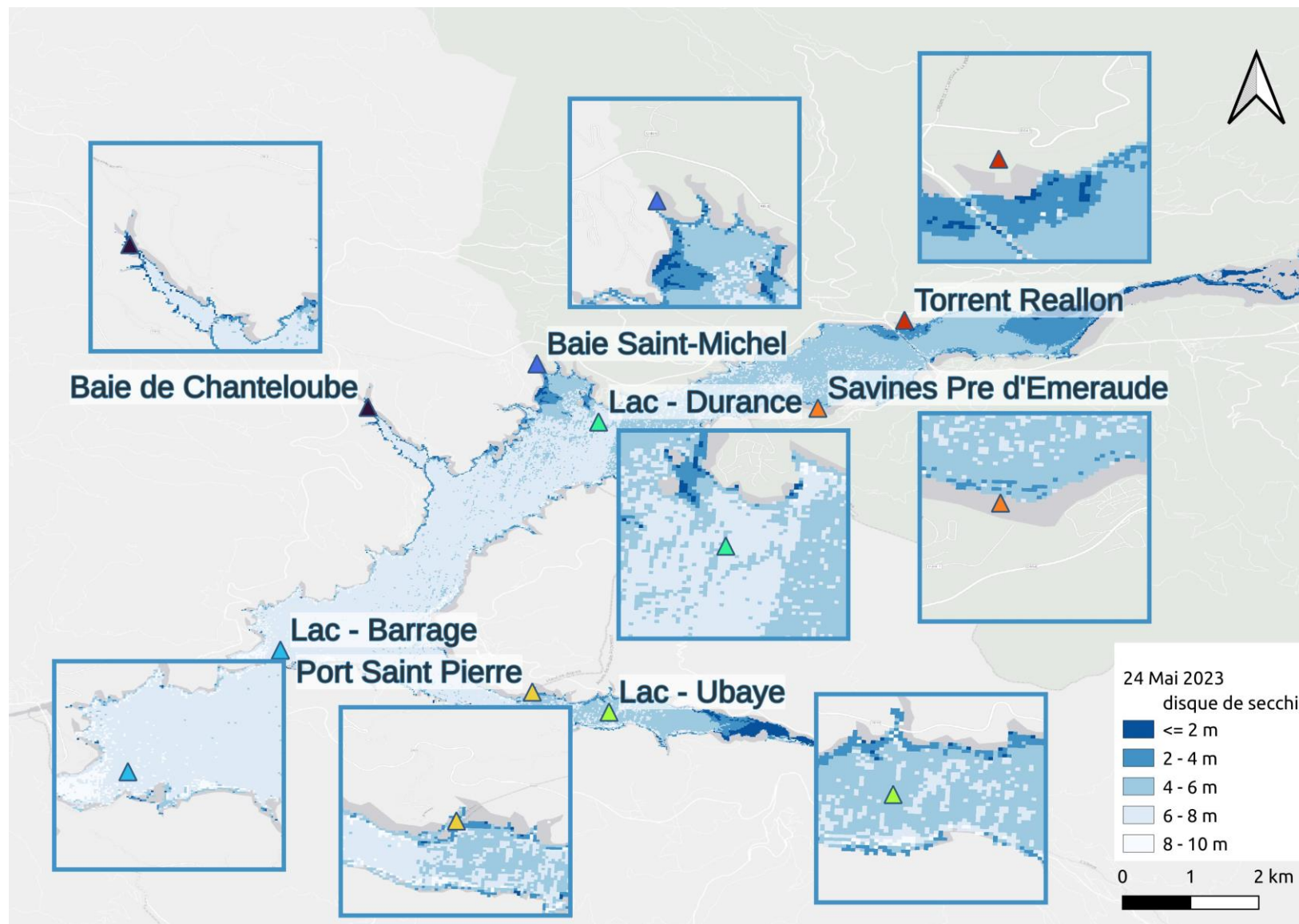


Figure 54 : Cartographie de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 24 Mai 2023.

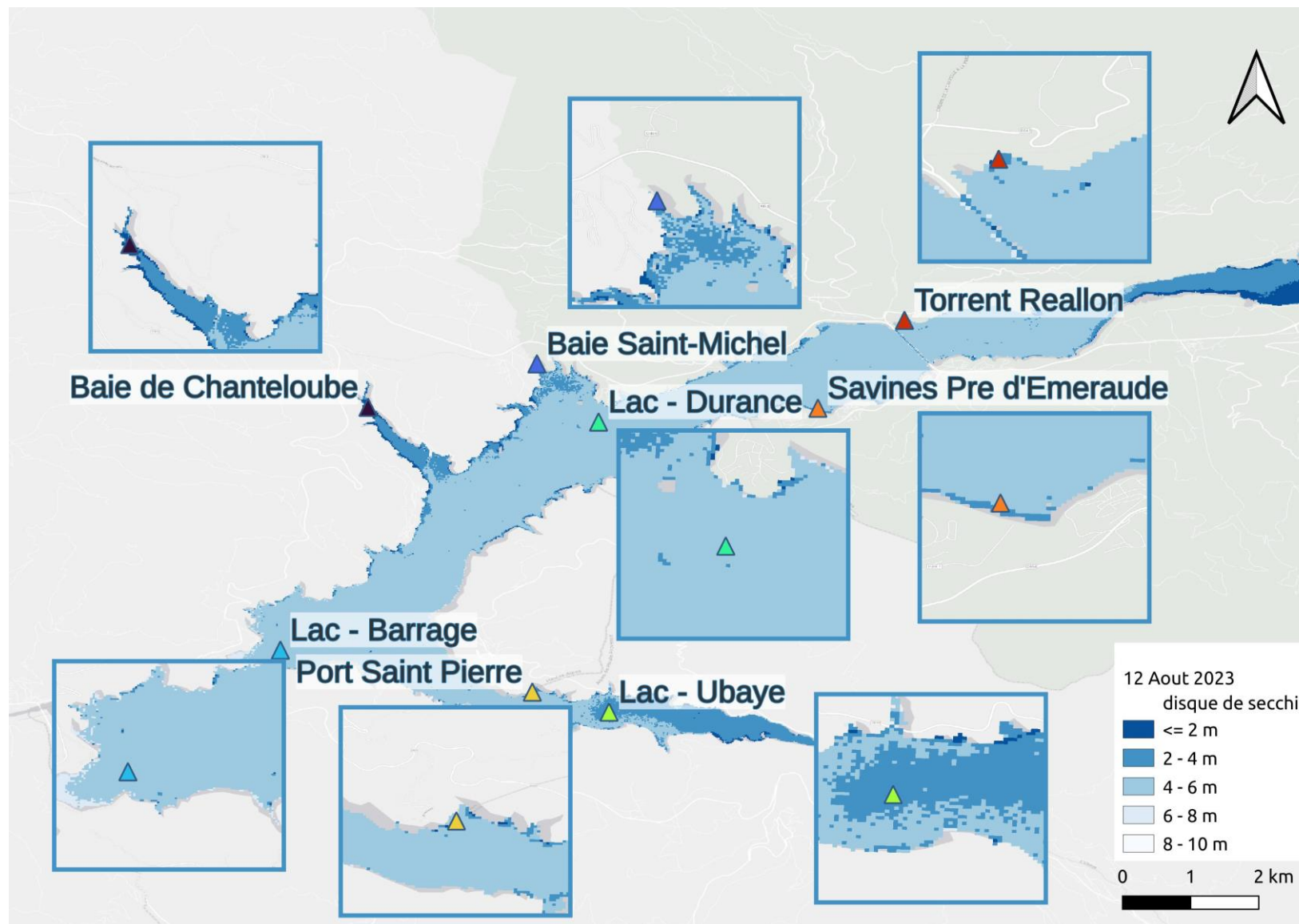


Figure 55 : Cartographie de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 12 Aout 2023.

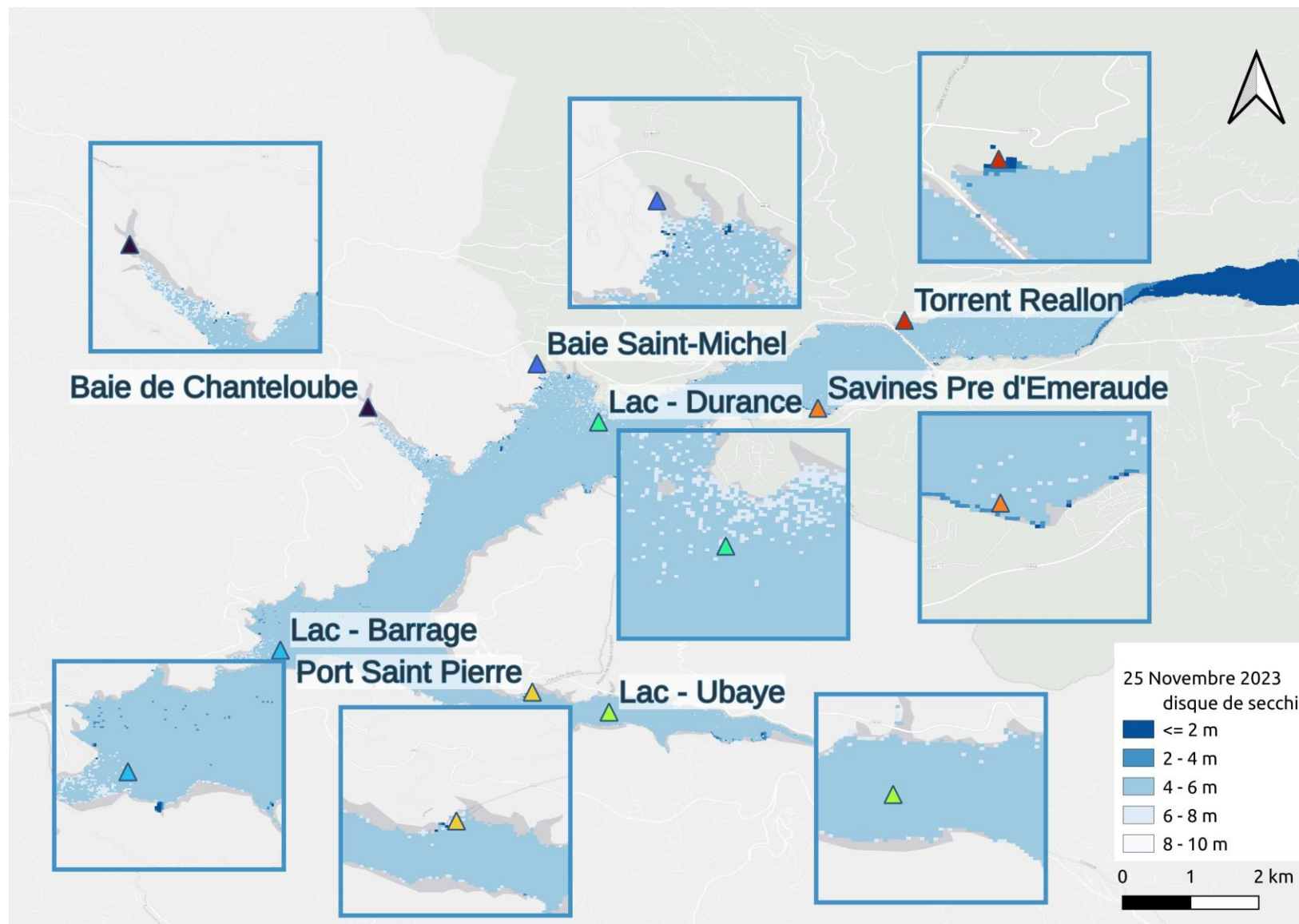


Figure 56 : Cartographie de la transparence (Disque de Secchi) estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 25 Novembre 2023.

3.3.2. La concentration en chlorophylle-a

La Figure 57 (pour les données issues des analyses laboratoire de l'eau) et la Figure 58 (pour les données issues des profils verticaux à la sonde Fluoroprobe) présentent la comparaison des données *in situ*, acquises lors des campagnes en 2023 avec les données satellitaires sur les stations lacustres (Durance, Ubaye, Barrage). Les valeurs de chlorophylle-a estimées par télédétection étaient plus proches des valeurs obtenues avec la sonde Fluoroprobe que celles obtenues par les analyses au laboratoire. Globalement, les valeurs de chlorophylle-a satellitaires étaient légèrement sur-estimées mais largement exploitables.

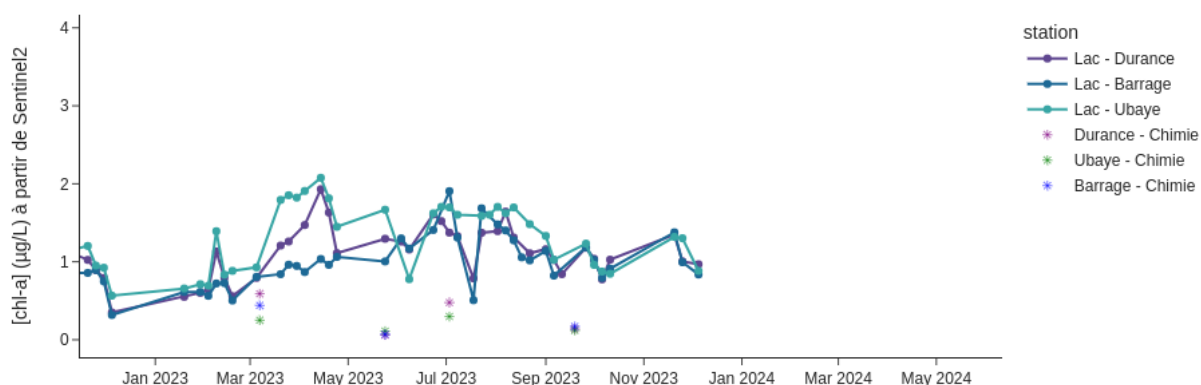


Figure 57 : Comparaison des valeurs de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 et in-situ (astérisque) estimée avec les analyses laboratoires pour les 3 stations lacustres en 2023.

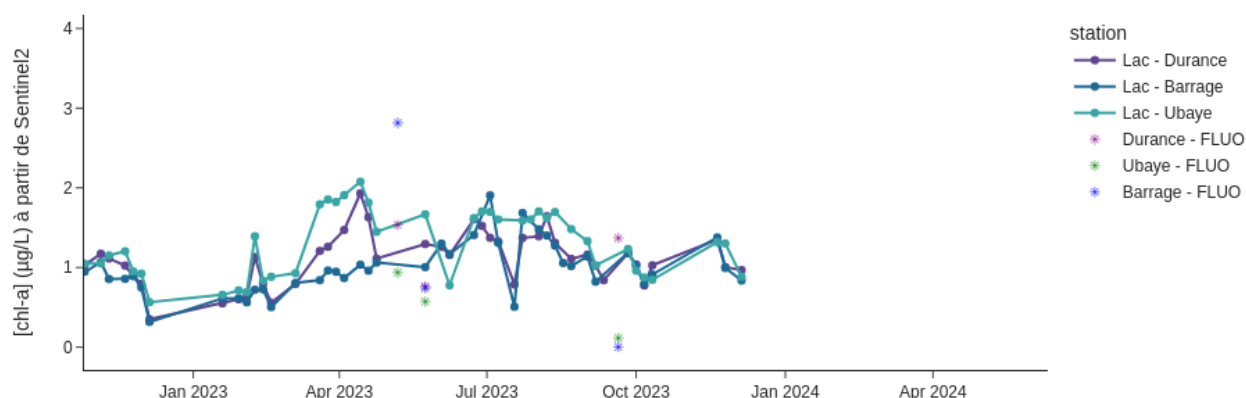


Figure 58 : Comparaison des valeurs de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 et in-situ (astérisque) estimée avec les mesures à la fluoroprobe pour les 3 stations lacustres en 2023

La Figure 59 présente l'évolution de la chlorophylle-a sur l'ensemble des stations avec la Figure 60 qui fait un focus sur l'évolution sur l'année 2023. Les Figure 61 à Figure 64 présentent les cartographies en concentration de chlorophylle-a estimée par télédétection respectivement pour les dates du 29/01/2023, 24/05/2023, 12/08/2023

et 25/11/2023 (les dates les plus proches des échantillonnages qui ont été réalisés *in situ*).

La richesse temporelle des séries dépend de l'absence de nuage au niveau de la station et de la présence d'eau sur l'image. Depuis 2015, les valeurs de concentration en chlorophylle-a étaient comprises majoritairement entre 0 et 5 µg/L pour toutes les stations à l'exception de Chanteloube et ponctuellement à Saint-Michel (Figure 58). Dans les stations lacustres, la chlorophylle-a suivait le même schéma interannuel et variait peu (1-3 µg/L) (Figure 58). Les plus fortes concentrations en chlorophylle-a étaient visibles dans la baie de Chanteloube et de Saint Michel (jusqu'à 15 µg/L) avec un pic de ces concentrations en mai et une diminution à partir du mois de novembre. Ces augmentations en concentration de chlorophylle-a s'accompagnaient d'une diminution de la transparence (ex. dans la Baie de Chanteloube). Les cartographies (Figure 63 à 66) mettent très bien en exergue ces résultats de façon visuelle. En hiver, la concentration en chlorophylle-a était homogène sur toute la retenue à environ 2 µg/L. Au printemps, la concentration en chlorophylle-a était homogène dans la partie pélagique de la retenue (< 2 µg/L) tandis que certaines localités (principalement des zones littorales comme Baie de Chanteloube, Baie de Saint-Michel, amont de la branche Ubaye) présentaient les concentrations les plus importantes (4-6 µg/L). En été, la situation était identique à celle du printemps mais on observe des pixels très foncés et très localisés, qui correspondent à de forte valeur de chlorophylle-a (> 10µg/L). Ces pixels sont visibles notamment au fond de la Baie de Chanteloube, dans la Baie Saint-Michel, en amont de la branche Ubaye (probablement au niveau du camping) et enfin de façon sporadique dans la station Savines. A l'automne, quand les eaux se rafraichissent et que la luminosité diminue, la retenue a retrouvé des concentrations homogènes et faibles (environ 2µg/L) en chlorophylle-a.

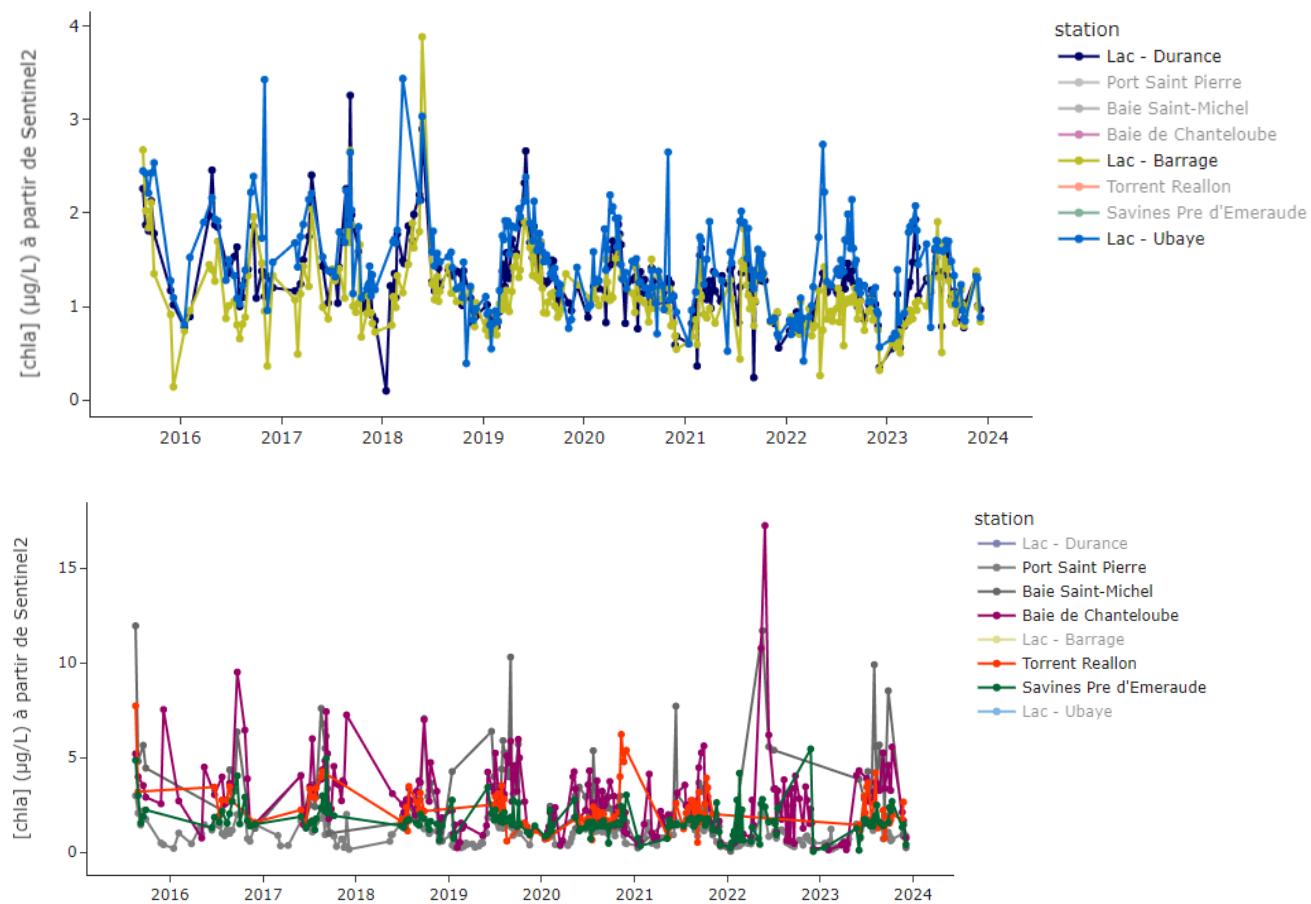


Figure 59 : Evolution de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'archive Sentinel-2 (2015-2023) sur l'ensemble des stations entre 2016 et 2024.

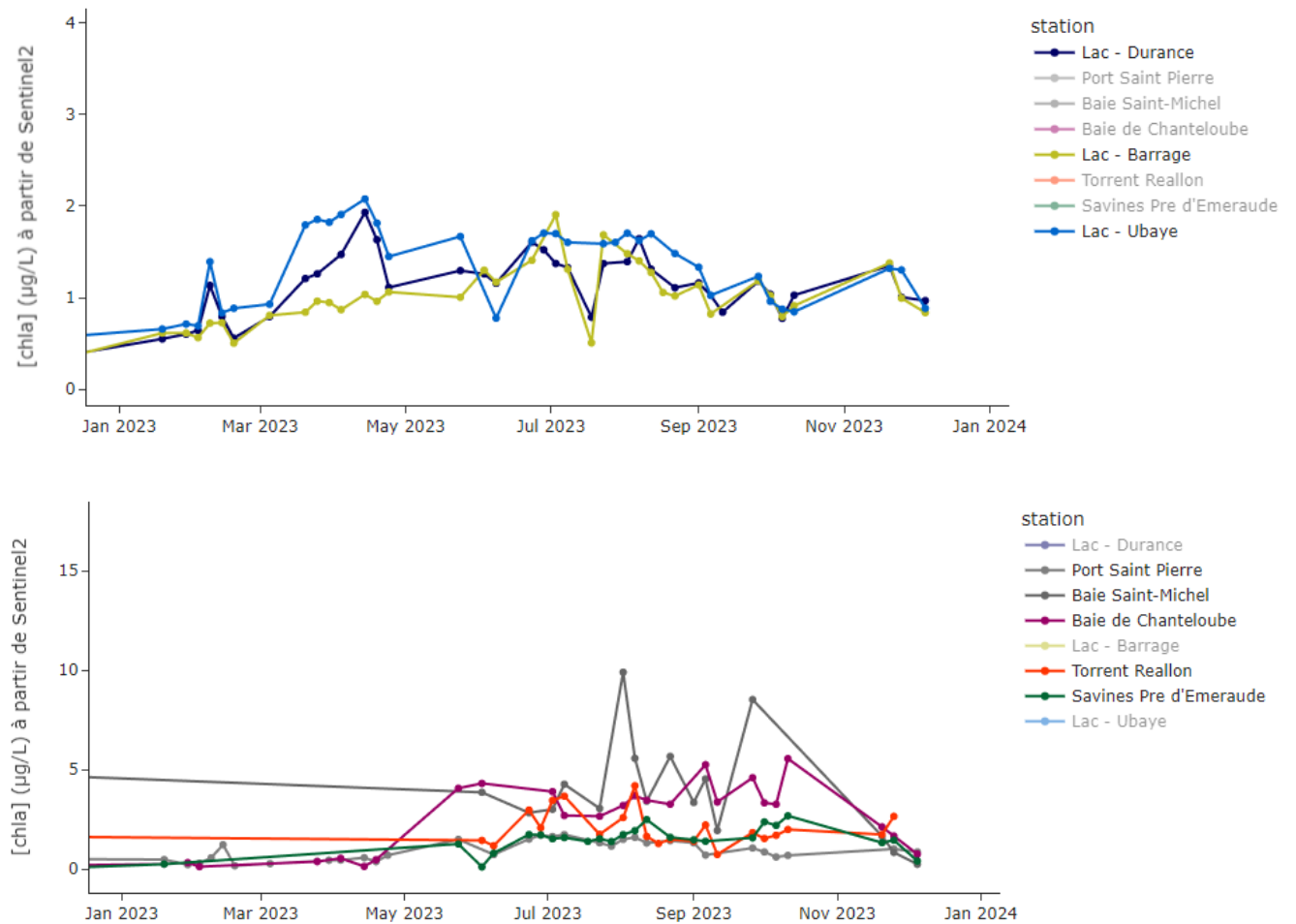


Figure 60 : Focus sur l'année 2023 pour l'évolution de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'archive Sentinel-2 sur l'ensemble des stations.

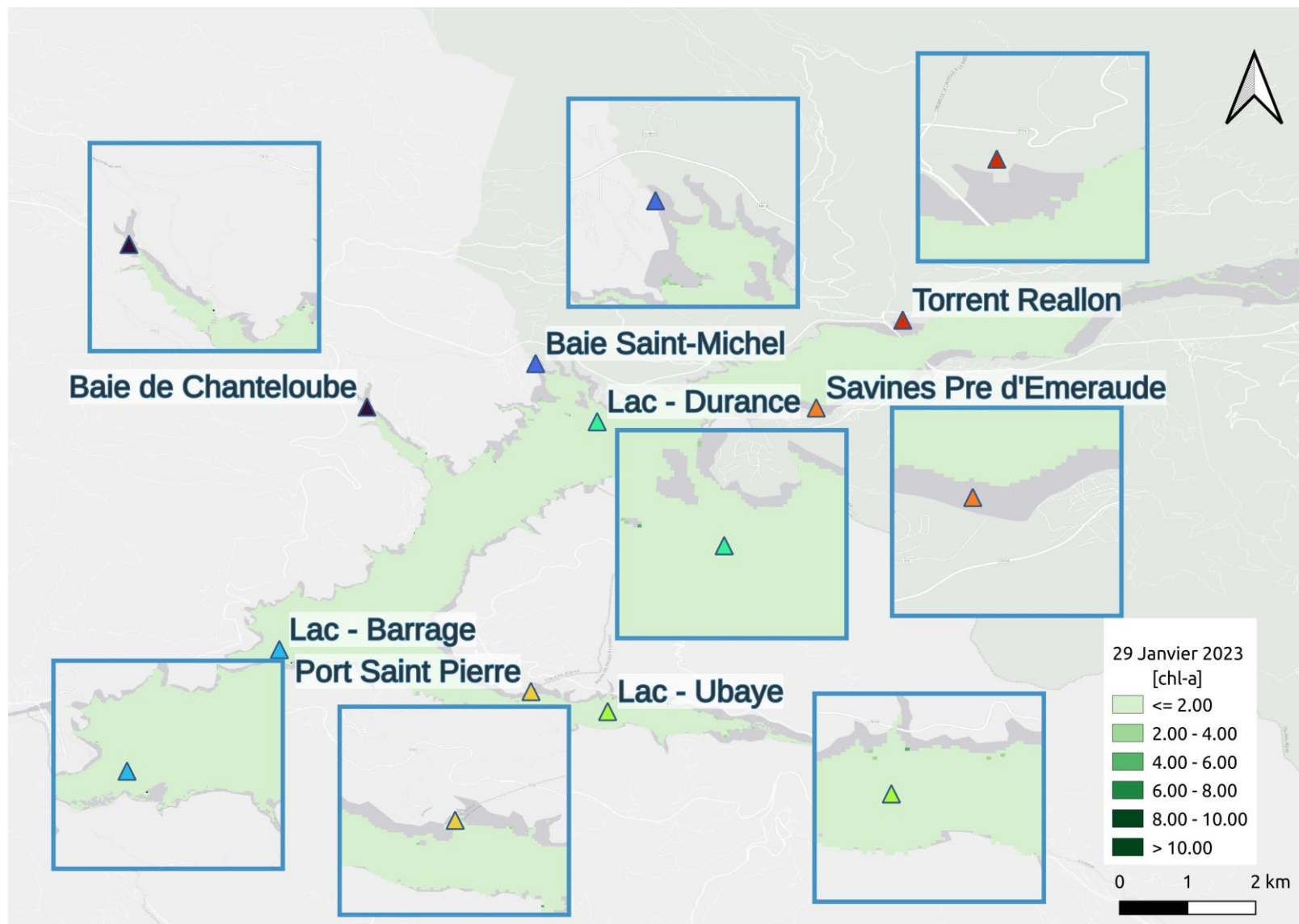


Figure 61 : Cartographie de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 29 Janvier 2023.

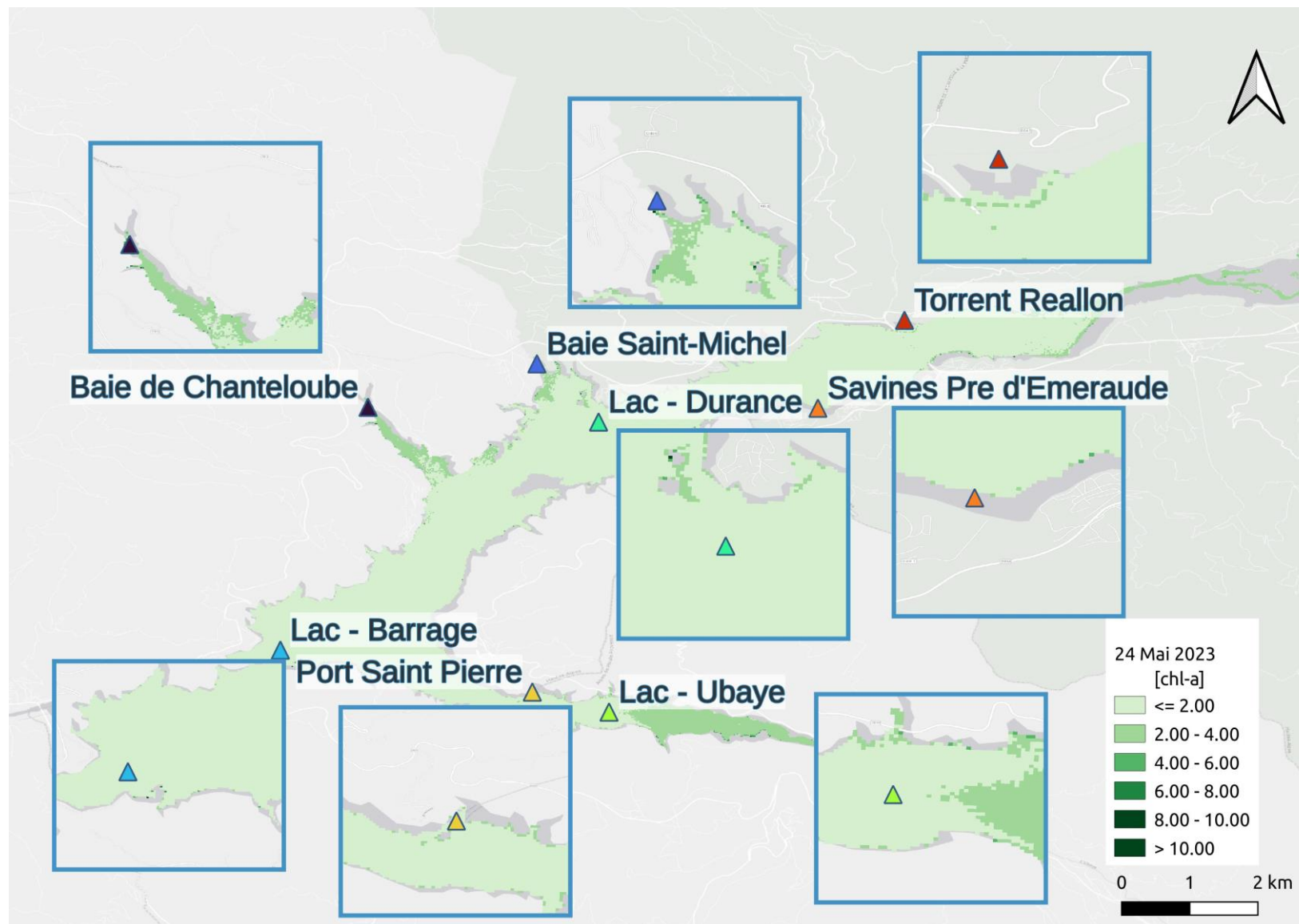


Figure 62 : Cartographie de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 24 Mai 2023.



Figure 63 : Cartographie de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 12 Aout 2023.



Figure 64 : Cartographie de la concentration en chlorophylle-a estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 25 Novembre 2023.

3.3.3. La concentration de matières en suspension

La Figure 65 présente la comparaison des données *in situ*, acquises lors des campagnes en 2023 avec les données satellitaires sur les stations lacustres (Durance, Ubaye, Barrage). Une sous-estimation de la concentration des matières en suspension est visible, particulièrement pour la station Ubaye.

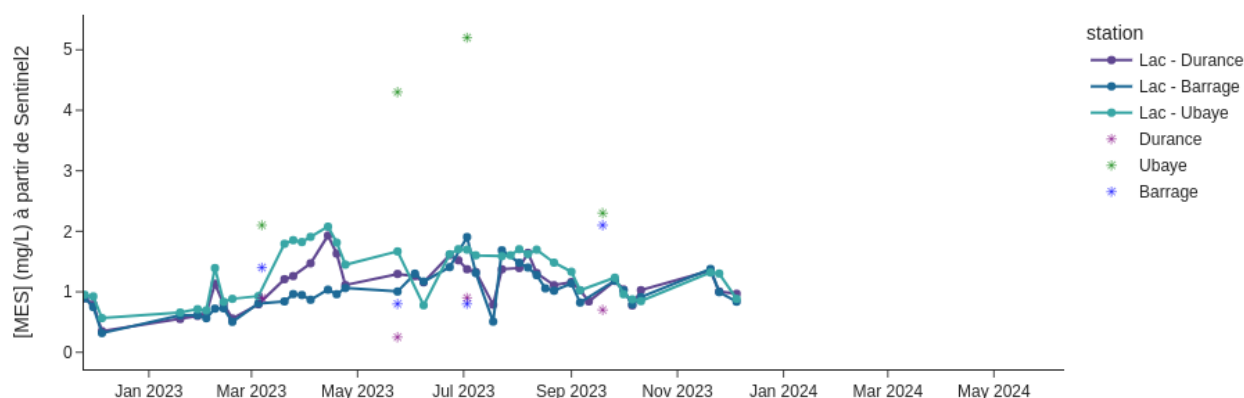


Figure 65 : Comparaison des valeurs de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 et *in situ* (astérisque) pour les 3 stations lacustres.

La Figure 66 présente l'évolution de la concentration de matières en suspension sur l'ensemble des stations, et la Figure 67 fait un focus sur cette évolution au cours de l'année 2023. Les Figure 68 à Figure 71 présentent les cartographies en concentration de matières en suspension estimée par télédétection respectivement pour les dates du 29/01/2023, 24/05/2023, 12/08/2023 et 25/11/2023 (les dates les plus proches des échantillonnages qui ont été réalisés *in situ*).

La richesse temporelle des séries dépend de l'absence de nuage au niveau de la station et de la présence d'eau. Les valeurs de concentration de MES étaient majoritairement comprises entre 0 et 10 mg/L (Figure 66). Des pics jusqu'à 40 mg/L étaient visibles fréquemment dans les stations Ubaye et Chanteloubé, et occasionnellement dans les stations Savines, Réallon et Durance (Figure 66). Sur l'année 2023, les valeurs étaient plutôt stables bien que deux événements pouvaient être visibles : une première augmentation au printemps, surtout dans la station Ubaye et une forte augmentation de 2 mg/L à plus de 10 mg/L commune à toutes les stations à la fin de l'année (novembre) (Figure 67). Cet événement est fortement corrélé à celui des forts débits suite aux pluies abondantes à cette période. Les crues ont ainsi apporté une importante quantité de matière en suspension dans la retenue, qui est visible avec ces données.

Les cartographies (Figure 68 à 71) permettent d'appréhender plus facilement l'évolution des MES durant l'année 2023. En hiver et à l'automne, le même pattern est visible avec une faible concentration en MES (< 10 mg/L) et homogène sur toute la retenue. Au printemps et à l'été, la zone pélagique de la retenue présente une faible concentration de MES (< 10 mg/L) à l'exception de toute la partie amont de la branche Ubaye (10-50 mg/L).

De plus, certaines stations littorales comme la Baie de Chanteloube ou Baie de Saint-Michel montrent de plus fortes concentrations en MES (10-50 mg/L).

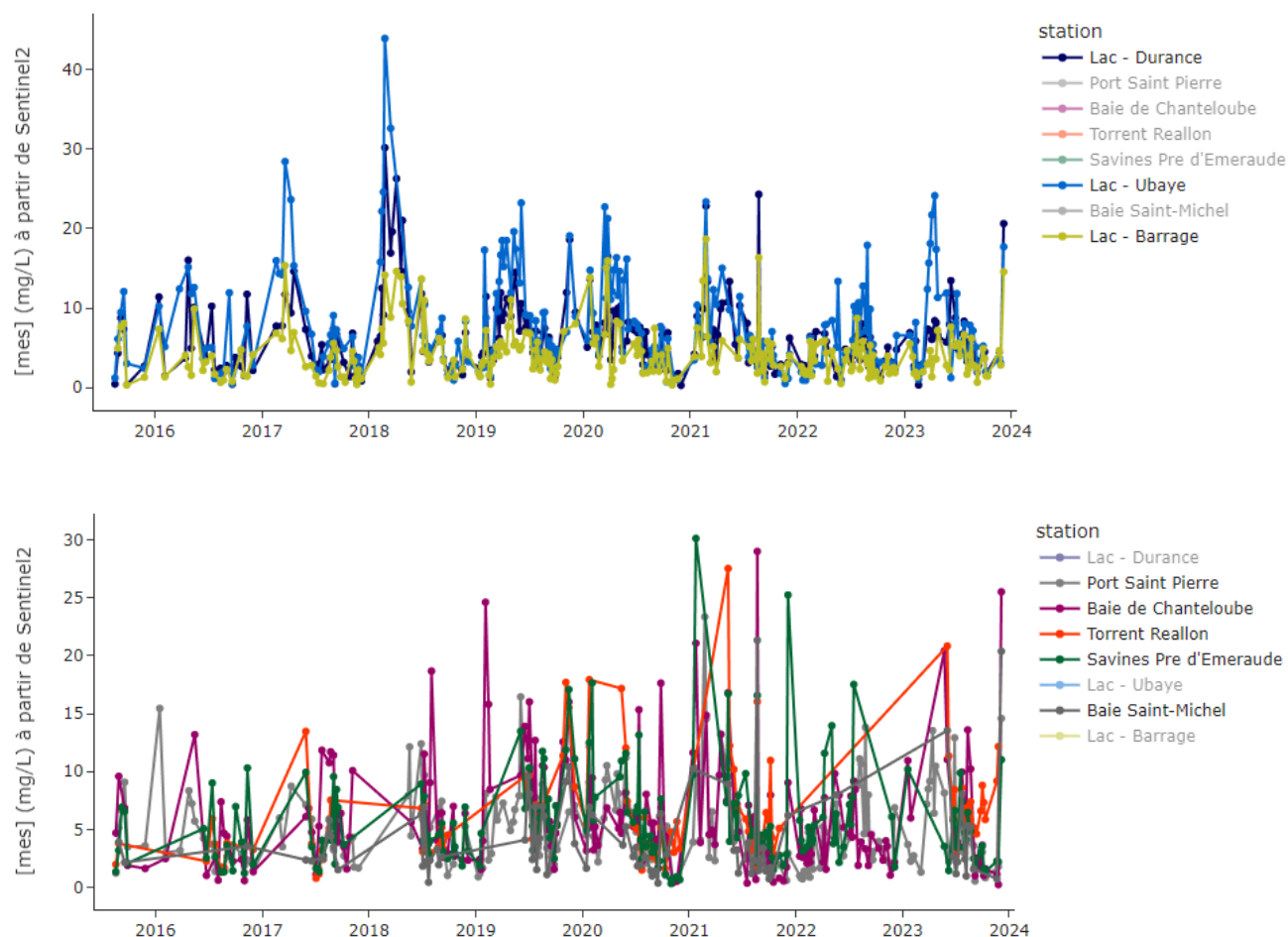


Figure 66 : Evolution de la concentration de matières en suspension estimée par l'archive Sentinel-2 (2015-2023) sur l'ensemble des stations.

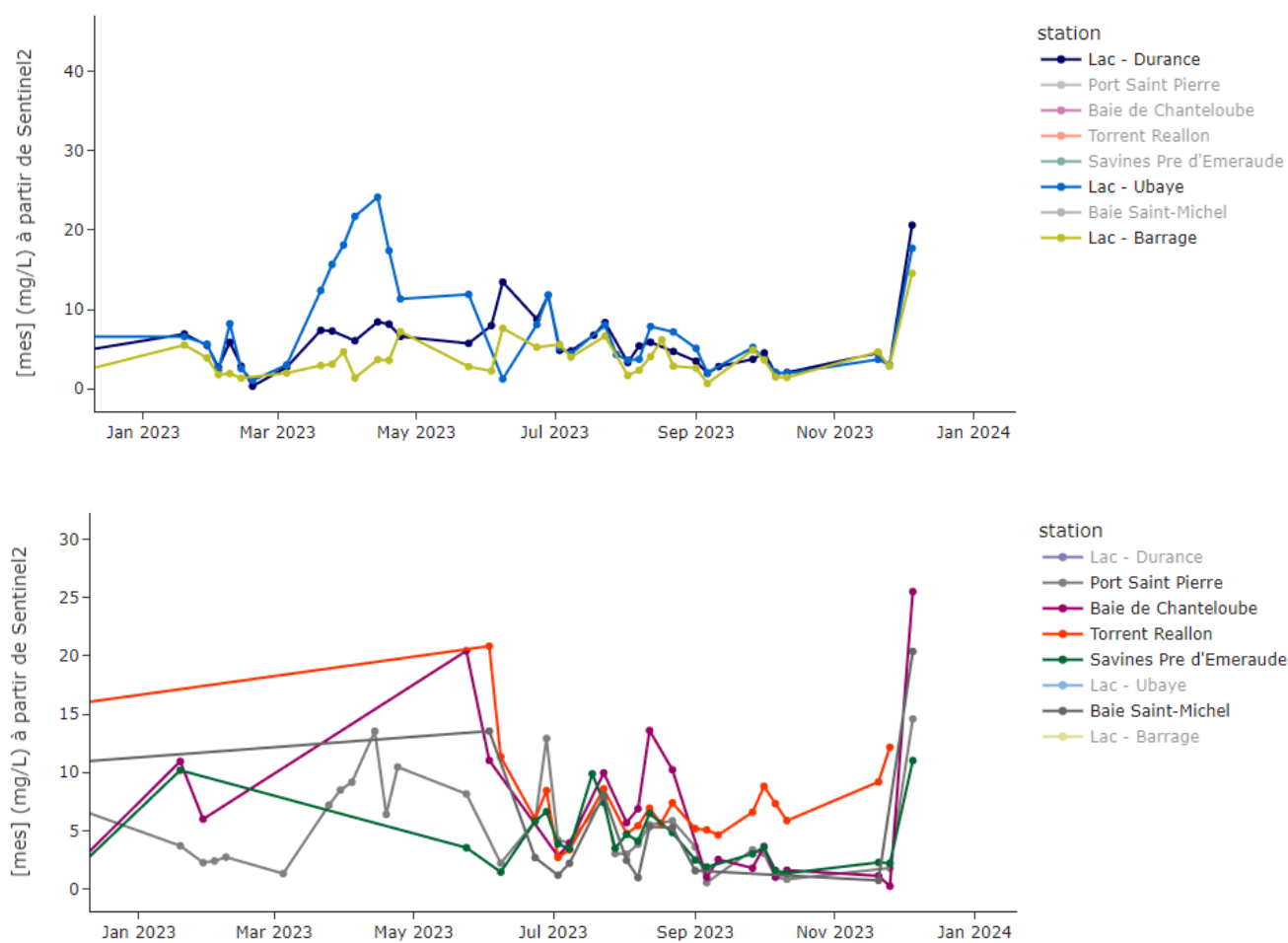


Figure 67 : Focus sur l'année 2023 pour l'évolution de la concentration de matières en suspensions estimée par l'archive Sentinel-2 sur l'ensemble des stations.

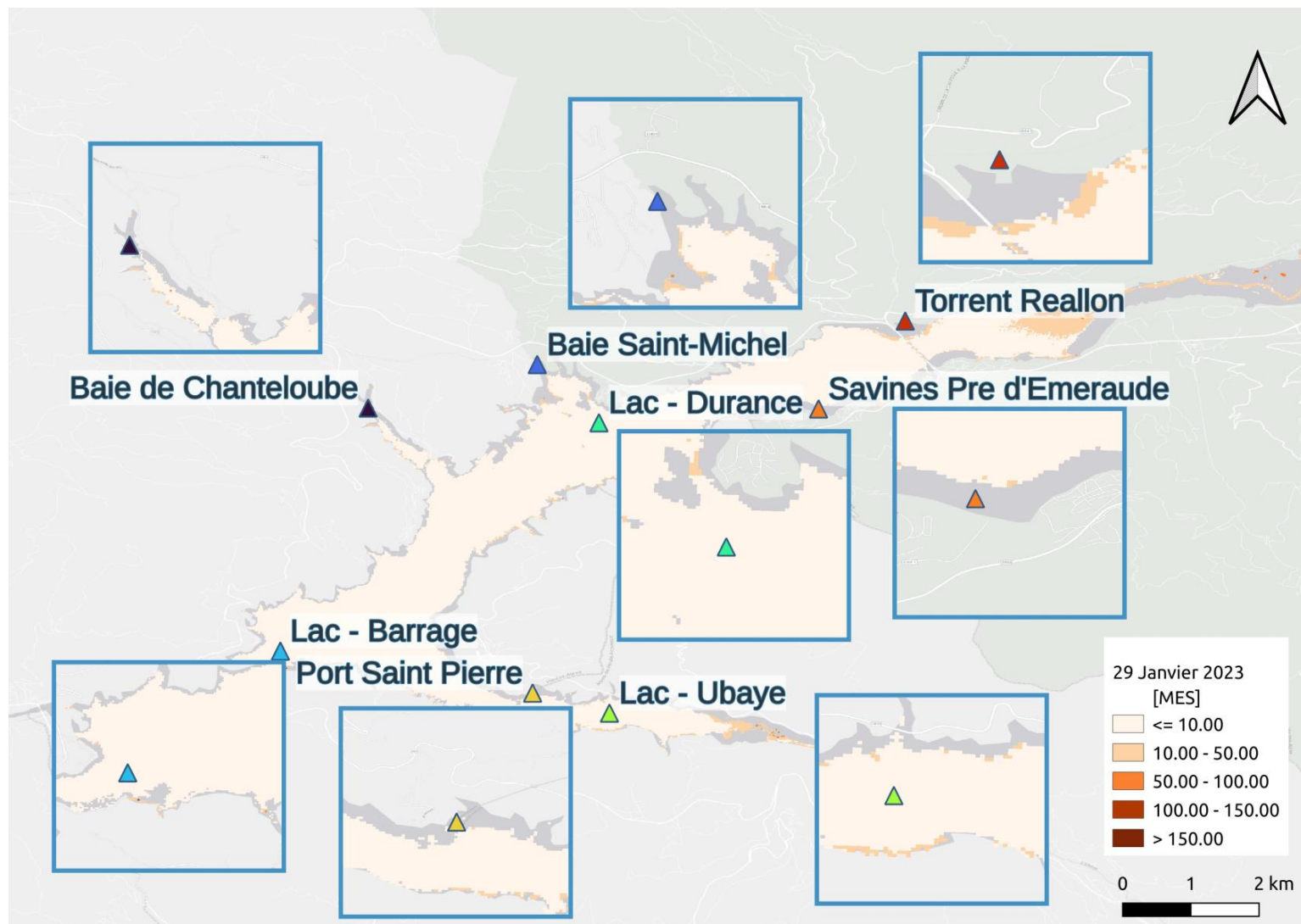


Figure 68 : Cartographie de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 29 Janvier 2023.



Figure 69 : Cartographie de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 24 Mai 2023.



Figure 70 : Cartographie de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 12 Aout 2023.

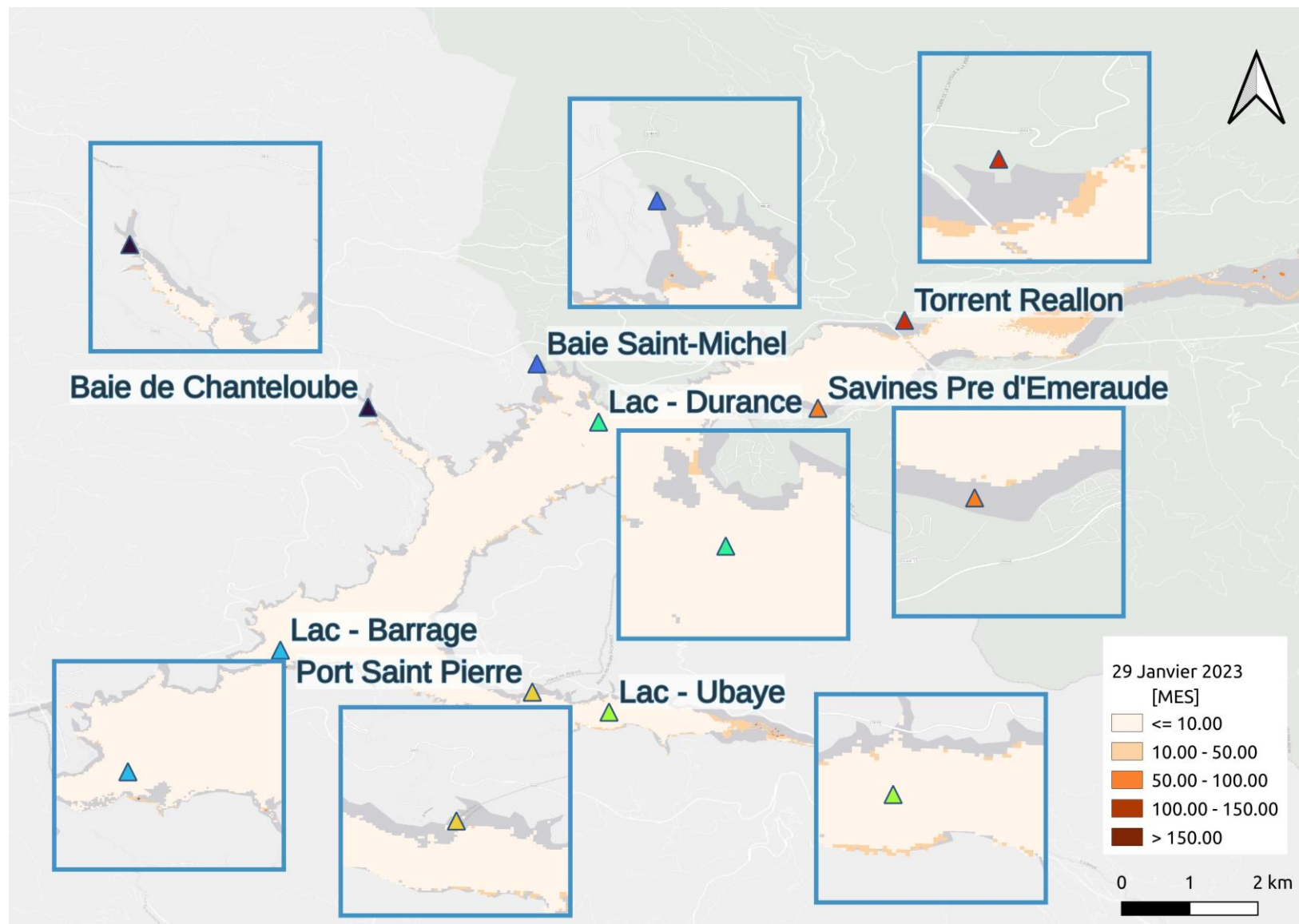


Figure 71 : Cartographie de la concentration en matières en suspension estimée par l'imagerie Sentinel-2 le 25 Novembre 2023.

4. Modélisation de la thermie (OKP Lake Model)

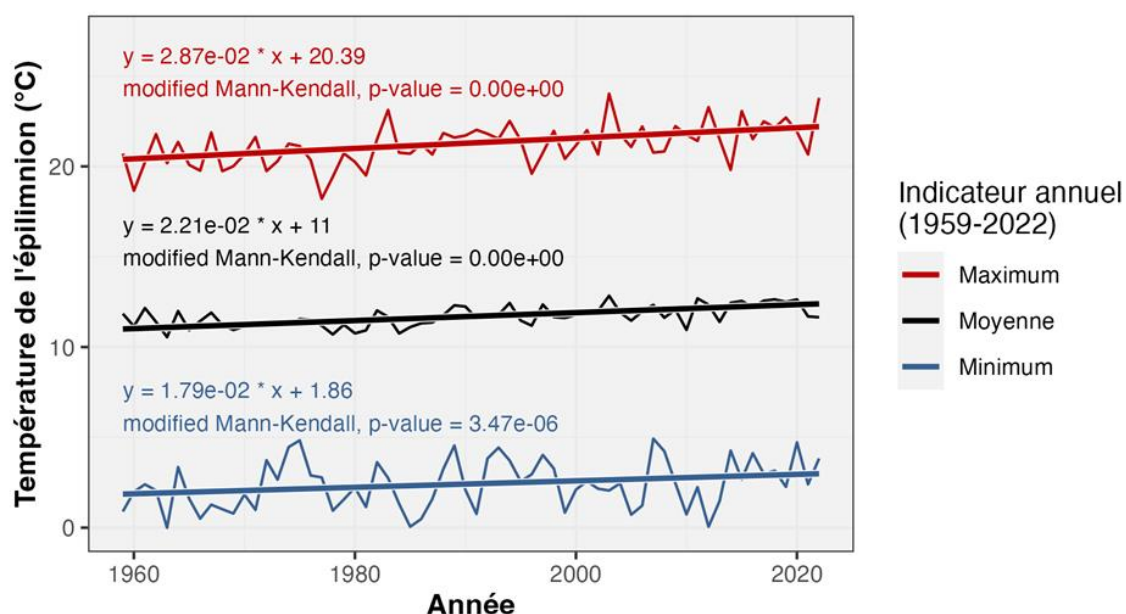
Les données de température de surface (épilimnion) pour la retenue de Serre-Ponçon (SPO04) ont été simulées à partir du modèle OKPLM (Ottosson-Kettle-Prats Lake Model) (Prats & Danis, 2019). Ces simulations sont issues d'une paramétrisation du modèle sur un ensemble de lacs inclus dans les réseaux mis en place en application de la DCE avec des mesures de température *in situ* et satellitaires. Pour plus d'informations, se référer à l'article de Sharaf et *al.* (2023). Différents indices de la thermie de surface ont été calculés afin d'avoir une vision holistique de l'évolution de la température dans la retenue depuis sa création : températures moyenne/maximale/minimale annuelles, températures moyenne et maximale saisonnières, durée de stratification et nombre de jours supérieurs à 20°C et inférieurs à 4°C. Pour chaque indice, la pente de Sen et sa significativité ont été calculées par un test de Mann-Kendall ($\alpha=0,05$) (Yue & Wang, 2002) afin d'identifier les tendances de réchauffement, de refroidissement ou l'absence de tendance. Le test de Mann-Kendall a été réalisé en utilisant le paquet `pymannkendall` (Hussain & Mahmud, 2019) en Python (version 3.8).

4.1. Température annuelle

L'analyse de l'évolution des températures annuelles (maximum, moyenne et minimum) a montré une augmentation depuis 1961 (Figure 72 ; Tableau 14). Cette augmentation était statistiquement significative et elle était de l'ordre de 0,22°C par décennie pour la température moyenne, 0,18°C par décennie pour la température minimum et 0,29°C par décennie pour la température maximum. Cette valeur pourrait être encore plus importante dans les décennies à venir si le réchauffement global n'est pas maîtrisé. Sur le plan biologique, la température est un paramètre qui régule le métabolisme des organismes ainsi que leur phénologie. Ainsi l'augmentation continue de la température dans la retenue pourrait avoir des effets néfastes sur les compartiments biologiques, en particulier les plus thermosensibles (e.g. les salmonidés).

Tableau 14 : Synthèse de la tendance, significativité et paramètres des modèles pour les différents indices annuels de température.

Variable	Tendance	Significativité (<i>P</i> -value)	Pente	Intercept
Température moyenne annuelle	Augmentation	0	0,02	4,6
Température maximum annuelle	Augmentation	0	0,03	11,36
Température minimum annuelle	Augmentation	3,47e-06	0,02	18,35



Source des données : Sharaf et al. (2023), 10.5194/essd-15-5631-2023

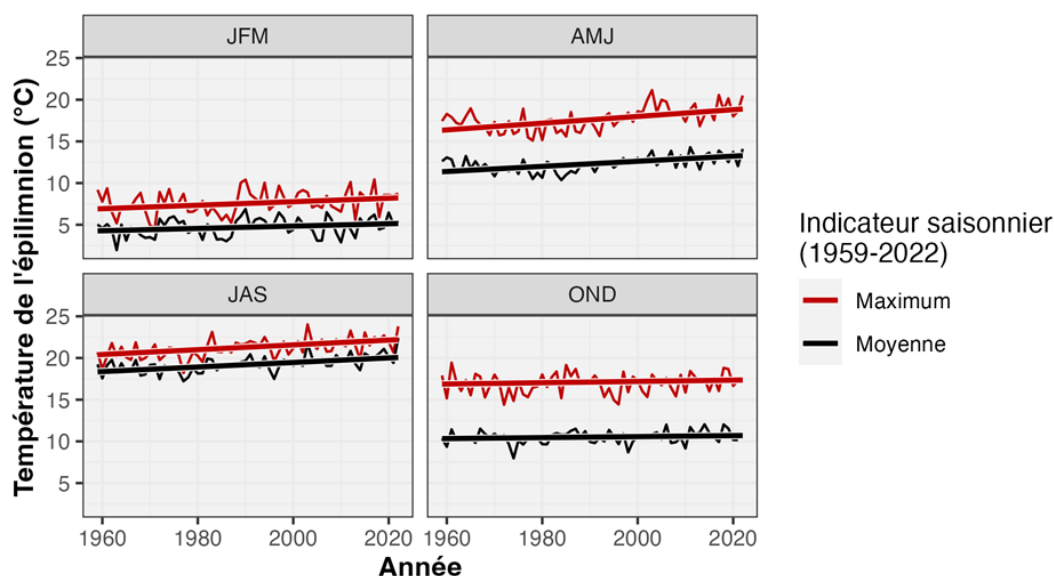
Figure 72 : Température maximum, moyenne et minimum de l'épilimnion de la retenue de Serre-Ponçon entre 1961 et 2022.

4.2. Température saisonnière

L'analyse de l'évolution saisonnière des températures (Figure 73 ; Tableau 15) a également montré une augmentation. Les températures moyenne et maximale ont significativement augmenté à toutes les saisons, avec une intensité différente depuis 1961. Les plus fortes augmentations étaient visibles aux saisons les plus chaudes, c'est-à-dire aux printemps (Avril-Mai-Juin) et en été (Juillet-Août-Septembre) avec respectivement +0,31°C et +0,27°C par décennie pour la température moyenne, et respectivement +0,40°C et +0,29°C par décennie pour la température maximum.

Tableau 15 : Synthèse de la tendance, significativité et paramètres des modèles pour les différents indices saisonniers de température.

Variable	Tendance	Significativité (P-value)	Pente	Intercept
Température moyenne hivernale	Augmentation	7,13e-05	0,014	4,26
Température moyenne printanière	Augmentation	2,92e-10	0,031	11,36
Température moyenne estivale	Augmentation	0	0,027	18,35
Température moyenne automnale	Augmentation	0,003	0,006	10,33
Température maximale hivernale	Augmentation	3,89e-08	0,021	6,91
Température maximale printanière	Augmentation	1,82e-08	0,040	16,34
Température maximale estivale	Augmentation	0	0,029	20,39
Température maximale automnale	Augmentation	0,049	0,008	16,87

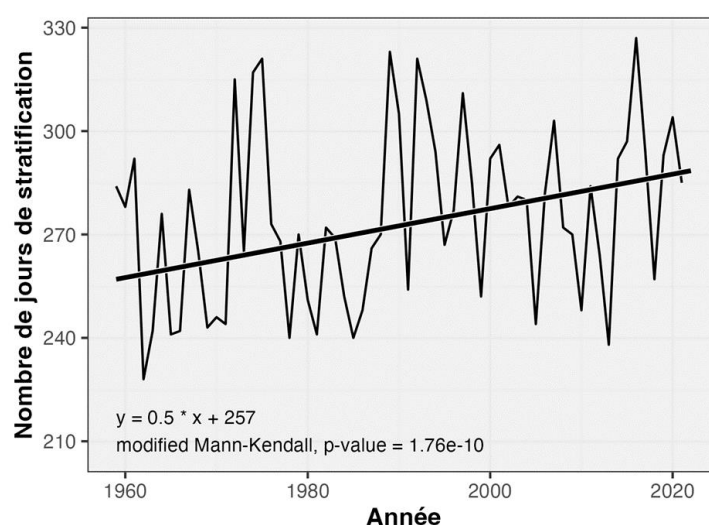


Source des données : Sharaf et al. (2023), 10.5194/essd-15-5631-2023

Figure 73 : Température moyenne et maximum saisonnière entre 1960 et 2022 (JFM = Janvier-Février-Mars ; AMJ = Avril-Mai-Juin ; JAS = Juillet-Août-Septembre ; OND = Octobre-Novembre-Décembre)

4.3. Durée de stratification

Le nombre de jour de « stratification » correspondait au nombre de jour où la température de l'épilimnion différait de la température de l'hypolimnion. L'analyse de cette métrique a montré une augmentation significative entre 1961 et 2022 de l'ordre de 5 jours par décennie. Ce résultat indiquait que la retenue pourrait se stratifier plus précocement chaque année mais également que cette stratification s'étalerait sur une plus grande période annuelle.



Source des données : Sharaf et al. (2023), 10.5194/essd-15-5631-2023

Figure 74 : Evolution du nombre de jours de stratification (différence de température épilimnion et hypolimnion) entre 1961 et 2022 dans la retenue de Serre-Ponçon.

5. Conclusion de l'état chimique de Serre-Ponçon

La retenue de Serre-Ponçon est un plan d'eau monomictique avec une stratification thermique qui se met en place dès la fin de l'hiver et se maintient jusqu'à l'automne. Quelle que soit la saison ou la station, les températures de la retenue ne sont jamais un facteur limitant pour la biodiversité aquatique même pour les espèces les plus sténothermes comme les salmonidés (De Molony, 2001 ; Tissot and Souchon, 2010). De plus, la retenue de Serre-Ponçon bénéficie d'une eau bien oxygénée et plutôt bien saturée en oxygène toute l'année et sur toute la colonne d'eau. Comme pour la température, on observe une stratification de l'oxygène dès la fin de l'hiver avec en particulier des pics d'oxygène dissous et de saturation en oxygène entre 5 et 15 m de profondeur selon la saison. Ces pics d'oxygène dissous sont liés au développement du phytoplancton qui en produit de grandes quantités par photosynthèse. La concentration en oxygène dissous est la plus faible à la fin de l'été lorsque les eaux sont les plus chaudes, mais elle reste cependant toujours supérieure à 8 mg/L en surface et à 7 mg/L au fond, ce qui offre des conditions compatibles avec les besoins de la faune aquatique et notamment de l'ichtyofaune (Doudoroff and Shumway, 1970). Ces conditions correspondent à un très bon état chimique du milieu (Danis and Roubéix, 2014). Il faut mentionner que la station Chanteloube présentait une sursaturation en oxygène et des concentrations en oxygène dissous bien supérieures aux autres stations, du fait d'un développement phytoplanctonique excessif.

Les différents paramètres mesurés dans les prélèvements d'eau pour traduire l'état trophique de la retenue avaient des valeurs plutôt faibles, à l'exception du phosphore en période estivale, indiquant globalement un bon état trophique. La station Chanteloube se démarquait avec des valeurs plus importantes que les autres stations pour les nitrates et le phosphore. L'eau de Serre-Ponçon présentait une bonne minéralisation avec une conductivité comprise entre 350 et 450 $\mu\text{S.cm}$. Cette conductivité ne présentait pas de variations temporelles très marquées bien qu'une légère augmentation entre l'hiver et l'été puisse être perçue. Cette augmentation était possiblement liée au remplissage printanier de la retenue par l'eau issue de la fonte des neiges du bassin versant. Ces eaux chargées naturellement en minéraux (roche mère de type métamorphique) et peut-être aussi artificiellement avec les activités anthropiques (sel de déneigement par exemple), ont pu ainsi conduire à une légère augmentation globale de la conductivité de la retenue. La silice était également bien présente et biodisponible pour les organismes tels que les Diatomées. La chlorophylle-a présentait aussi des valeurs faibles dans la majorité des stations, à l'exception de la station Chanteloube durant la période printemps-été. De fortes valeurs de chlorophylle-a traduisent un développement algal important et qui coïncidaient avec la suroxygénation visible dans cette station ainsi que l'état trophique moins bon.

Le suivi de l'évolution de l'état chimique de la retenue depuis 1961 montrait une certaine stabilité des caractéristiques du milieu, en particulier pour ce qui concernait la trophie.

Malgré un développement anthropique important ainsi qu'une forte fréquentation estivale, l'augmentation du nombre de STEP et l'amélioration de leur performance a probablement permis de conserver un bon état trophique. Néanmoins, la conductivité a significativement augmenté depuis les années 70 traduisant une augmentation du stockage des minéraux et donc un vieillissement de la retenue. Enfin, le pH a également montré une légère augmentation traduisant une légère alcalinisation de l'eau de la retenue au fil du temps (qui peut être lié à l'augmentation de la minéralité, par ex. du calcium qui a un effet alcalinisant).

Concernant l'évolution thermique de la retenue, une augmentation significative de $+0,22^{\circ}\text{C}$ par décennie de la température moyenne de surface depuis sa création a été mise en évidence. Cette augmentation s'est également traduite par une augmentation annuelle du nombre de jours de stratification. A l'échelle saisonnière, le printemps et l'été étaient jusqu'à $+0,3^{\circ}\text{C}$ plus chaud par décennie. Le réchauffement de la température de surface de la retenue est un paramètre à prendre en compte dans la gestion puisque certains usages pourraient être impactés. En effet, l'augmentation de la température pourrait engendrer des blooms algaux plus fréquents et impacter la qualité de l'eau (donc certains usages comme la baignade), ou encore cela pourrait modifier les différents compartiments biologiques comme l'ichtyofaune si la température dépassait le préférendum thermique de certaines espèces.

Enfin, les premiers résultats issus de la télédétection ont globalement montré une bonne correspondance des tendances observées avec les autres méthodes. Pour des résultats encore plus précis, il sera nécessaire de calibrer et valider les algorithmes à l'aide de mesure *in situ* sur Serre-Ponçon. En effet, les données acquises sur les campagnes 2023 étaient insuffisantes pour réaliser ce travail de calibration/validation puisqu'une seule campagne était synchrone avec un passage du satellite Sentinel-2. Les différentes cartes ont montré l'intérêt de la télédétection pour quantifier spatialement et temporellement les valeurs ou les concentrations des différents paramètres. Par exemple, on a pu observer que l'ensemble de la Baie de Chanteloube en 2023 était concerné par les augmentations de concentration en chlorophylle-a. On a également observé au printemps et à l'été, une plus forte concentration en matières en suspension et une diminution de la transparence en lien avec le bloom phytoplanctonique.

Toutes les informations fournies par la télédétection (cf cartes et graphiques) montrent l'intérêt de cette technique pour le suivi et la surveillance de la retenue dans sa globalité mais aussi à l'échelle locale comme Chanteloube. Ainsi, on pourrait envisager de calculer le nombre de fois ou les paramètres dépassent certaines valeurs seuils à différentes échelles temporelles (semaine, mois, année) et sur l'ensemble des stations. On pourrait également regarder le nombre de pixels concernés pour quantifier l'intensité de ces dépassements. Ces différentes métriques intégrées dans un dashboard dynamique permettant d'interroger facilement dans le temps et dans l'espace ces informations, faciliterait le diagnostic.

Enfin, il pourrait être envisageable d'utiliser l'imagerie Landsat qui permettrait de remonter plus loin dans le temps afin d'en déduire l'évolution temporelle des différents paramètres (dont la température). Un travail de calibration de l'algorithme et de validation des produits issus de la télédétection de la couleur de l'eau serait nécessaire sur Serre-Ponçon. Pour cela, il faudrait dans l'avenir augmenter le nombre de mesures *in situ* et synchrone avec le passage des satellites. Ces mesures *in situ* pourraient être issues de la ligne de thermie installée dans le cadre du RNT ou encore des mesures en continue obtenues par la sonde EXO2 qui devrait être installée et gérée par le S.M.A.D.E.S.E.P.

Compartiment phytoplancton pélagique et phytobenthos littoral

1. Protocole et plan d'échantillonnage

1.1. Prélèvement intégré en zone euphotique au point le plus profond

Les prélèvements ponctuels de phytoplancton ont été faits uniquement à la station Barrage au cours des 4 campagnes d'échantillonnage (mars, mai, juillet et septembre 2023).

Un prélèvement de 500 ml d'eau a été réalisé dans la zone euphotique de la station à l'aide de l'échantillonneur d'eau intégrateur IWS III puis versé dans un flacon en PolyPropylène (PP). Afin de fixer instantanément le phytoplancton contenu dans l'échantillon d'eau, environ 2.5 ml de Lugol (solution d'iodure de potassium) ont été ajoutés dans le flacon (Laplace-Treuture et al., 2009). Les échantillons ont été stockés au frais (4 degrés) et à l'obscurité avant d'être envoyés au bureau d'étude Bi-Eau (Angers 49000) qui a réalisé le traitement et l'analyse qualitative et quantitative des échantillons.

Les identifications et le dénombrement du phytoplancton (microscopes droit et inversé) a été réalisé avec la méthode Utermöhl normalisée (EN NF 15204, 2006). L'outil Phytobs de l'INRAE (version 3.2.3, 2022) a été utilisé pour la saisie des comptages. Ces analyses ont permis de calculer 4 métriques : abondance algale (alg./mL), abondance cellulaire (cell./mL), biovolume (mm³/L) et richesse taxonomique (nb taxa/récolte). Enfin, l'outil Phytobs a été utilisé pour le calcul de l'IPLAC et l'algorithme de référence de SEEE (<https://seee.eaufrance.fr/>) pour calculer le statut écologique de la retenue.

1.2. Mesure dans la colonne d'eau sur l'ensemble des stations

L'étude des variations temporelles des communautés phytoplanctoniques dans la colonne d'eau des stations lacustres (Durance, Ubaye, Barrage) et dans les stations littorales (Réallon, Savines, Saint-Michel, Chanteloube, Saint-Pierre) a été réalisée avec une sonde BBE Fluoroprobe (BBE Moldaenke) (Figure 75) en mai, juillet et septembre 2023. La sonde BBE Fluoroprobe est un spectrofluorimètre capable de mesurer en temps réel la chlorophylle totale ainsi que la concentration de divers groupes phytoplanctoniques comme les Diatomées, les Cryptophytes, les Cyanobactéries ou encore les Chlorophytes (en émettant des lumières à différentes longueurs d'onde : 370, 470, 525, 570, 590 et 610 nm). Pour obtenir les profils verticaux, la sonde a été descendue progressivement depuis un bateau, de la surface jusqu'au fond de chaque station avec une fréquence d'enregistrement de 5 secondes pour acquérir un nombre important de mesures sur toute la colonne d'eau.

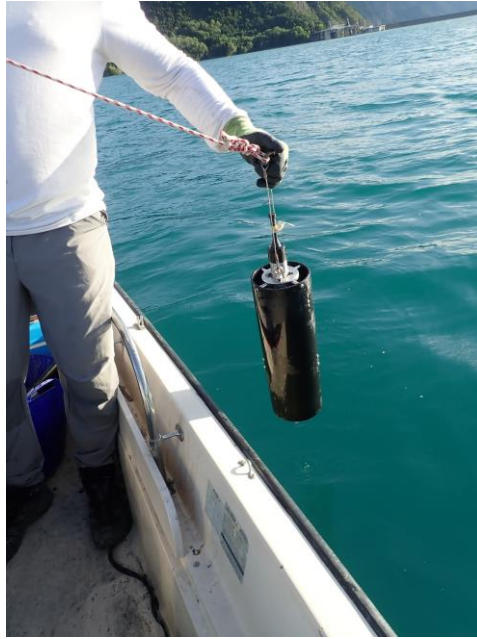


Figure 75 : Sonde Fluoroprobe (BBE Moldaenke).

1.3. Mesures en zone littorale sur substrat

En complément de l'étude des communautés planctoniques, le phytobenthos a été échantillonné à l'aide d'une sonde BenthosTorch (BBE Moldaenke) capable de mesurer instantanément par fluorescence dans trois longueurs d'onde (470, 525 et 610 nm), la concentration de différentes algues benthiques comme les algues vertes, les cyanobactéries ou encore les diatomées, sur différents supports. Ce compartiment biologique n'avait encore jamais été échantillonné sur Serre-Ponçon. Dans le cadre de cette étude, les mesures ont été effectuées sur des pierres récupérées dans chaque station littorale (Réallon, Savines, Saint-Michel, Chanteloube, Saint-Pierre) à toutes les dates d'échantillonnage (mars, mai, juillet et septembre 2023). Les pierres ont été ramassées avec précaution depuis le bateau à l'aide d'une fourche modifiée. La profondeur de collecte était comprise entre 0.5 m et 1.5 m afin d'éviter les pierres trop récemment inondées ou exondées avec le marnage. Au total, entre 6 et 10 pierres ont été collectées dans chaque station selon la disponibilité. Chaque pierre a été immédiatement scannée à l'aide de la sonde BenthosTorch et les mesures instantanées de la concentration de chaque groupes d'algues benthiques ont été notées (Figure 76).



Figure 76 : Sonde Benthos Torch (BBE Moldaenke) en cours de mesure du phytobenthos sur une pierre.

1.4. Données antérieures de phytoplancton

Depuis 2007, la retenue de Serre-Ponçon fait partie du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) dans le cadre de la DCE. Les suivis phytoplanctoniques ont eu lieu en 2007, en 2013 puis tous les 3 ans. Les données (abondance, biovolume des taxons) obtenues au cours de ces suivis ont été extraites de la base NAIADE d'Eaufrance (<https://naiades.eaufrance.fr/acces-donnees#/hydrobiologie>) et nous ont permis de suivre l'évolution de l'état écologique donné par ce compartiment.

Pour chaque année de suivis, les principaux indices de diversité dans l'IPLAC ont été calculés (Feret and Laplace-Tretyure, 2012) :

- La Métrique de Composition Spécifique (MCS) est basée sur une liste d'espèces indicatrices auxquelles ont été attribuées une note spécifique et une cote de sténoécie ;
- La Métrique de Biomasse Algale (MBA) est basée sur la concentration moyenne de chlorophylle-a et illustre la biomasse phytoplanctonique totale ;
- L'Indice Phytoplancton Lacustre qui est la combinaison des deux précédents indices. Sa valeur est comprise entre 0 (mauvais état) et 1 (très bon état).

2. Résultats des campagnes 2023

2.1. Zone euphotique de la station barrage

Toutes les variables mesurées à partir des échantillonnages de 2023 étaient faibles (en moyenne, seulement 412 alg./mL, 568 cell./mL et 0,261 mm³/L) ce qui traduit une faible abondance du phytoplancton.

Cependant, nous avons observé une variation saisonnière avec une faible concentration algale en mars et à contrario une plus forte abondance phytoplanctonique en juillet (Tableau 16). Cette abondance estivale concorde avec le maximum de concentration en chlorophylle *a* (0,44 µg/L) enregistré à cette date.

L'analyse des abondances et des compositions algales et cellulaires a montré que le peuplement était essentiellement constitué d'organismes unicellulaires. La composition de la communauté phytoplanctonique a évolué au cours des saisons (Figure 77). En mars, le peuplement était très peu dense et dominé par une Diatomée unicellulaire (*Pantocsekiella costei*) (Figure 78) et dans une moindre mesure par une Cryptophycée flagellée (*Plagioselmis nannoplanctica*). En mai, les effectifs ont augmenté légèrement mais le cortège algal était peu différent du précédent. En juillet, période où les densités algales étaient les plus fortes, le peuplement était dominé par les Chrysophycées coloniales du genre *Dinobryon* (dont *D. divergens*, Figure 78) et par la petite diatomée (*Pantocsekiella costei*). La présence de la fine diatomée pennée *Fragilaria saxoplanctonica* a aussi été observée. A cette saison, la contribution des Dinophycées (*Ceratium hirundinella*, *Parvodinium inconspicuum*, *Peridinium gatunense*...) au biovolume était très forte du fait de leur grande taille mais les quantités étaient très modestes. En septembre, la liste de taxons était quasiment la même qu'en juillet mais les densités ont diminué. En terme de biovolume, les Dinophycées s'imposaient fortement tandis que les Chrysophycées déclinaient.

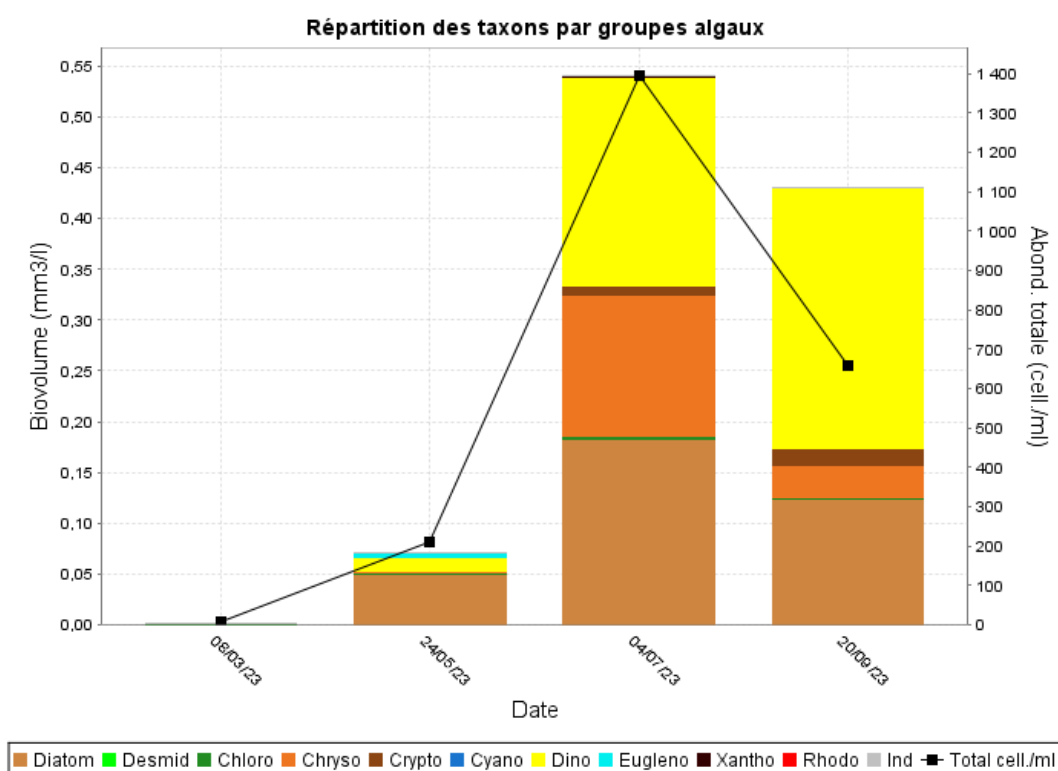


Figure 77 : Répartition des biovolumes phytoplanctoniques par classe et abondance cellulaire totale dans le Lac de Serre-Ponçon (station barrage) en 2023.

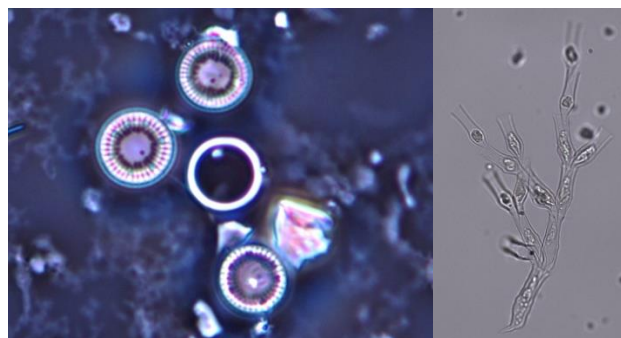


Figure 78 : Photographie de *Pantocsekiella costei* à gauche et *Dinobryon divergens* à droite.

Tableau 16 : Récapitulatif des principaux paramètres liés au phytoplancton pour le Lac de Serre-Ponçon en 2023 (en rouge : maxima ; en bleu : minima)

		Abondance		Biovolume	Richesse taxonomique	IPLAC
Station	Date de prélèvement	algale	cellulaire			
		alg./ml	cell./ml	mm3/L	Nb de taxon	
Barrage	08/03/2023	6	6	0,002	34	
Barrage	24/05/2023	207	211	0,071	26	TRES BON
Barrage	04/07/2023	839	1395	0,541	30	
Barrage	20/09/2023	596	660	0,430	28	

2.2. Profils verticaux du phytoplancton

- **Chlorophylle totale (Figure 79)**

Au mois de mai, dans les stations lacustres, les plus importantes concentrations en chlorophylle-a étaient dans la zone euphotique, entre 0 et 10 m de profondeur (maximum de 2 µg/L). Au-delà de 10 m de profondeur, les concentrations en chlorophylle-a diminuaient et se stabilisaient à une valeur voisine de 0,7 µg/L, dans toutes les stations.

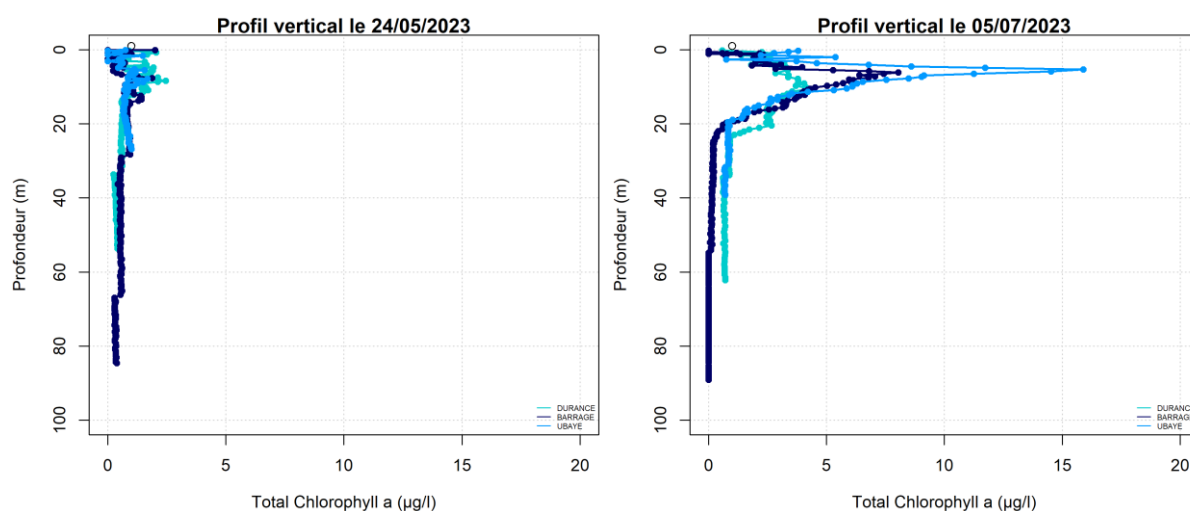
Au mois de juillet, des pics très importants de concentration en chlorophylle étaient observés autour de 5 m de profondeur. Ces pics atteignaient 4 µg/L pour la station Durance, 8 µg/L pour la station Barrage et 16 µg/L pour la station Ubaye. A partir de 20

m de profondeur, la chlorophylle-a diminuait et se stabilisait à des valeurs voisines de 0,8 µg/L pour les stations Durance et Ubaye et à 0,2 µg/L pour la station Barrage.

A la fin de l'été, la chlorophylle était absente sur toute la colonne d'eau dans la station Ubaye. Pour la station Barrage et Durance, on observait encore un léger pic à 2,5 µg/L et 5 µg/L respectivement entre 5 et 10m de profondeur. Après 12 m de profondeur pour la station Barrage et 35m pour la station Durance, la concentration en chlorophylle-a était proche de zéro.

En mai, dans les stations littorales, les concentrations en chlorophylle-a variaient entre la surface et le fond (de 0 à 5 µg/L) à l'exception de Chanteloube qui présentait une concentration très élevée sur toute la colonne d'eau avec un pic à 400 µg/L à 2m de profondeur. Pour Réallon et Savines, les mêmes observations ont été faites en juillet et septembre. Par contre, sur la station Baie Saint-Michel, au mois de mai, la concentration en chlorophylle-a augmentait dès 3 m de profondeur pour atteindre une valeur maximale de plus de 15 µg/L à 5 m de profondeur avant de revenir à une valeur de surface vers 9 m de profondeur. En septembre, la chlorophylle-a était élevée dans les premiers mètres avec des valeurs supérieures à 20 µg/L.

Les valeurs de chlorophylle-a enregistrées avec la fluoroprobe étaient largement supérieures aux valeurs trouvées par le laboratoire d'analyse dans les prélèvements d'eau intégrés.



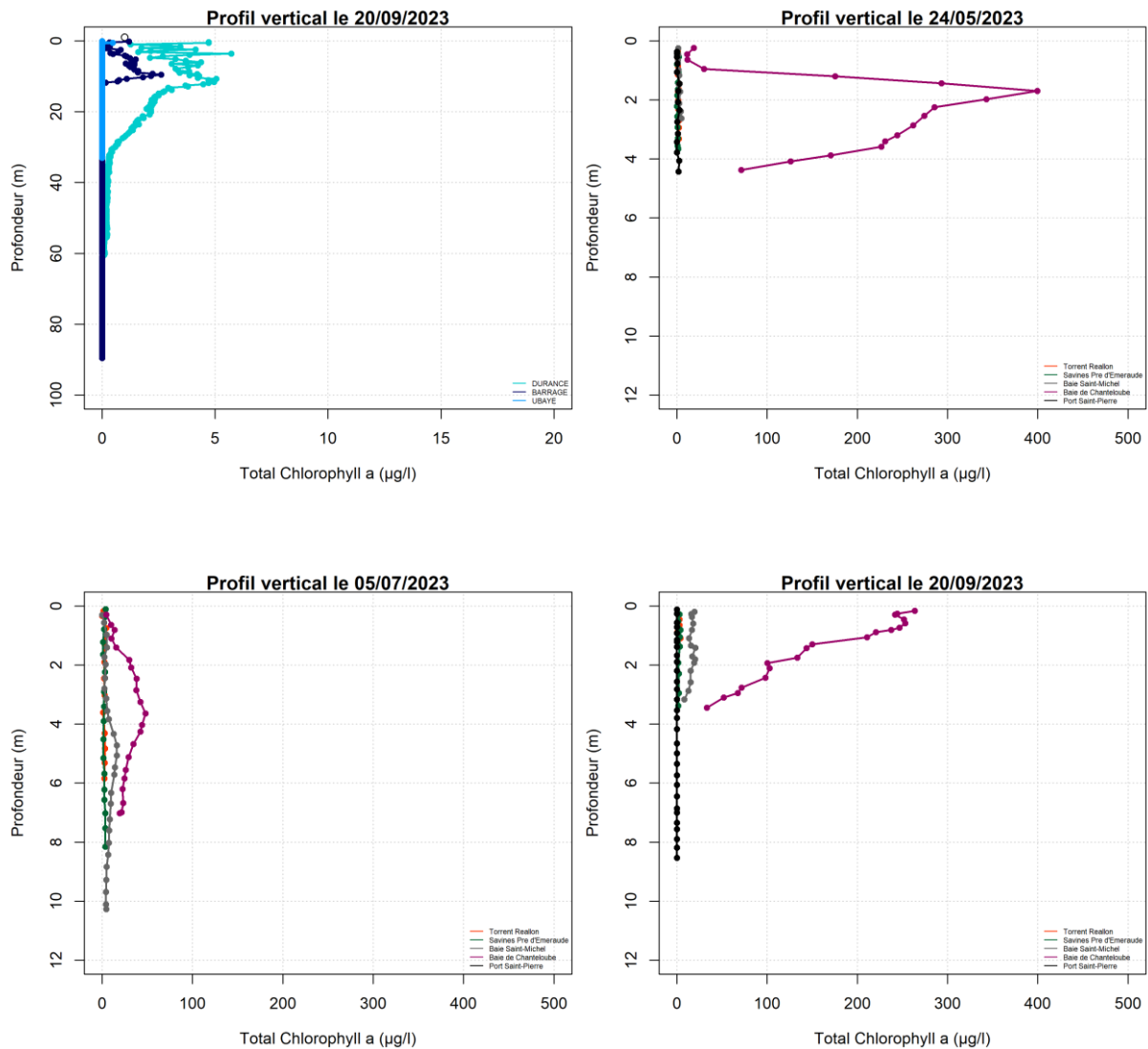


Figure 79 : Profils verticaux de la chlorophylle totale (µg/L) dans les stations lacustres et littorales.

- **Algues bleues (Cyanobactéries) (Figure 80)**

Les profils verticaux montrent que la concentration d'algues bleues (Cyanobactéries) a peu variée dans les stations lacustres et littorales ainsi que dans le temps. Les valeurs étaient toujours faibles avec moins de 3 µg/L.

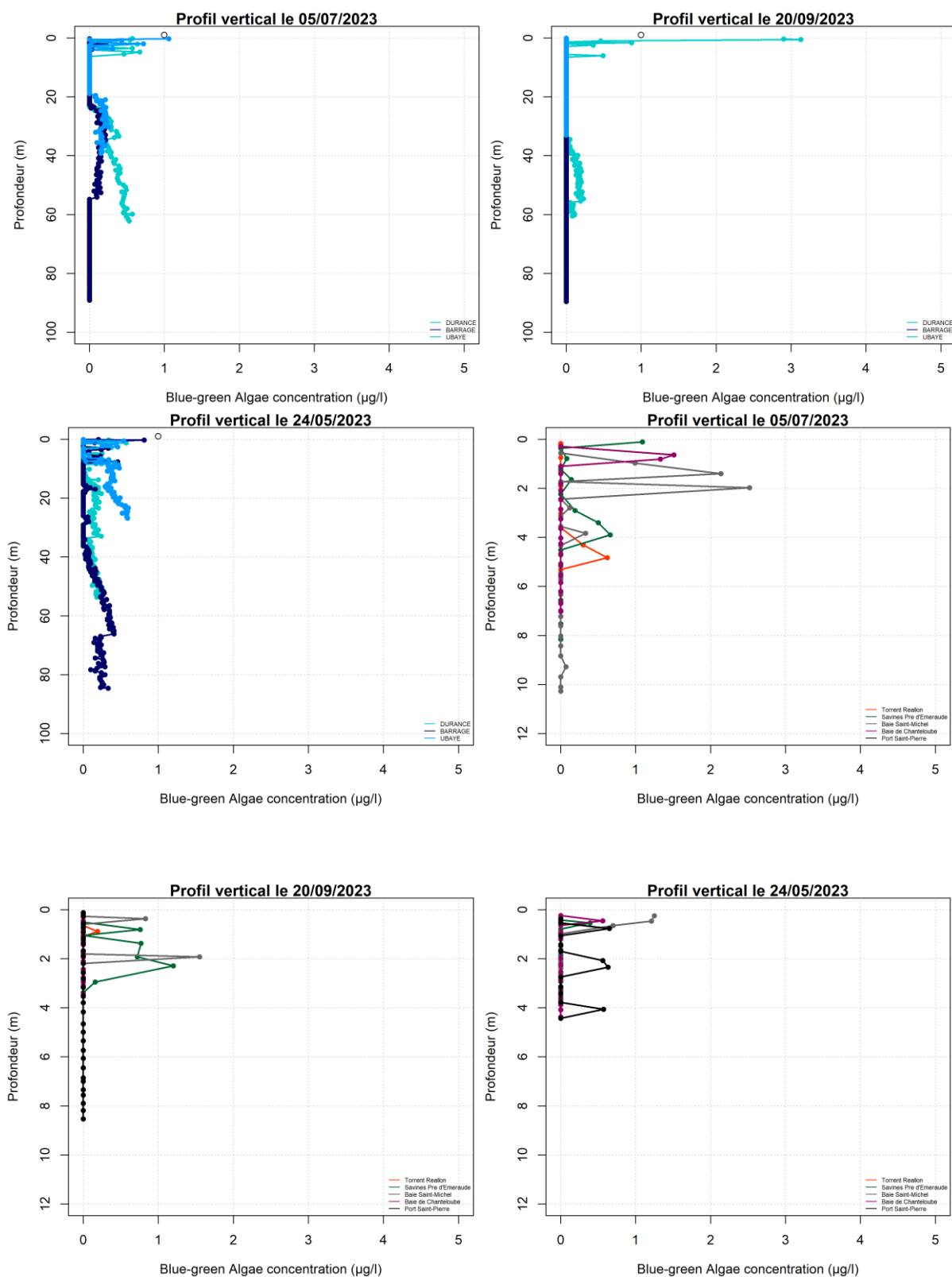
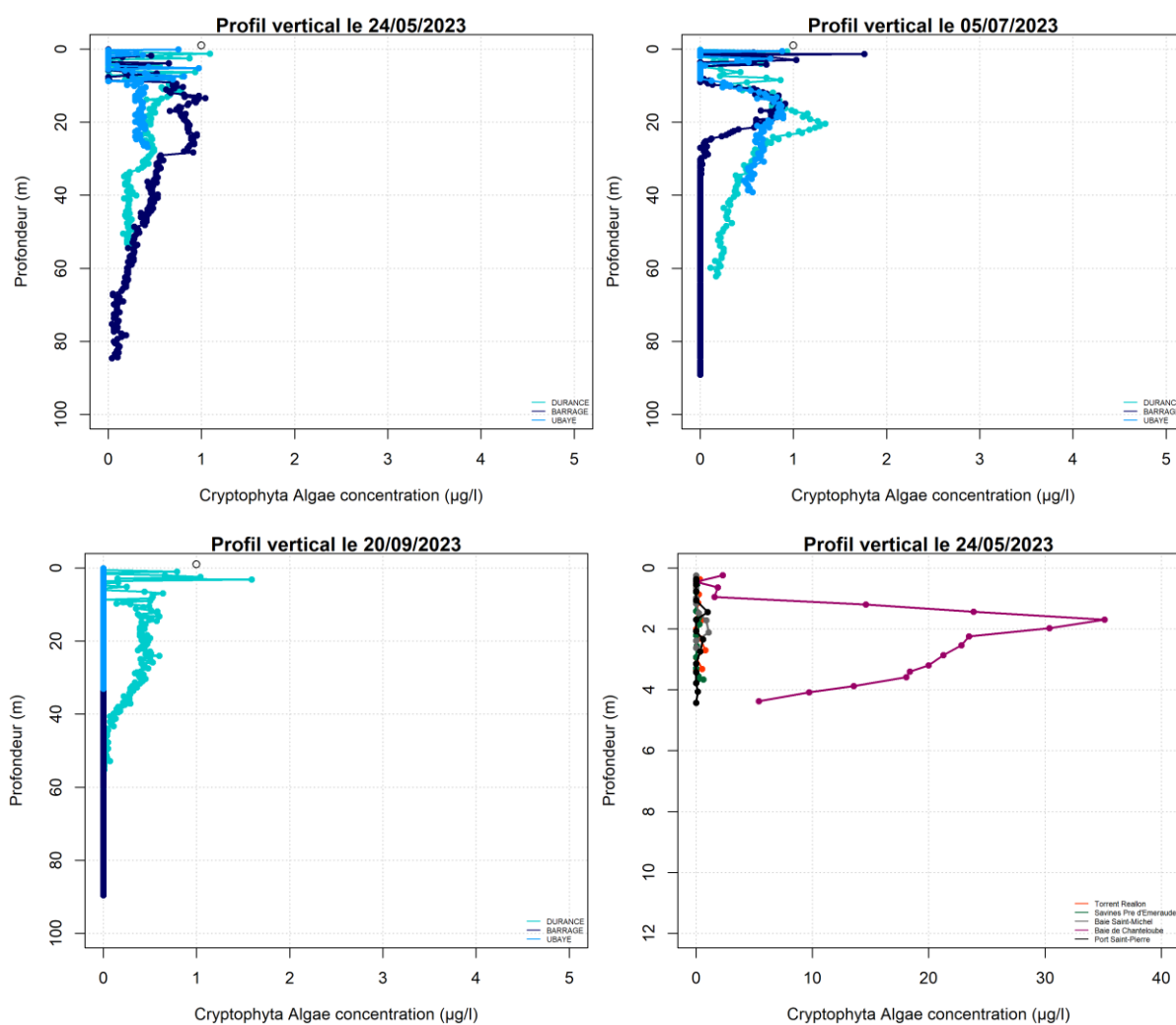


Figure 80 : Profils verticaux des cyanobactéries (µg/L) dans les stations lacustres et littorales.

- **Cryptophytes (Figure 81)**

Dans les stations lacustres, la concentration en Cryptophytes était très faibles mais les valeurs les plus élevées ($\sim 1,5 \mu\text{g/L}$) ont été mesurées entre la surface et 25 m de profondeur. Dans les stations littorales, les concentrations en Cryptophytes étaient faibles et homogènes entre les prélèvements, exceptée sur la station Chanteloube. En effet, des valeurs supérieures à $10 \mu\text{g/L}$ ont été mesurées dès 1 m de profondeur ainsi qu'un pic de concentration à $35 \mu\text{g/L}$ à 2 m de profondeur en mai. En septembre pour Chanteloube, la concentration avoisinait $20 \mu\text{g/L}$ dans les deux premiers mètres puis diminuait rapidement.



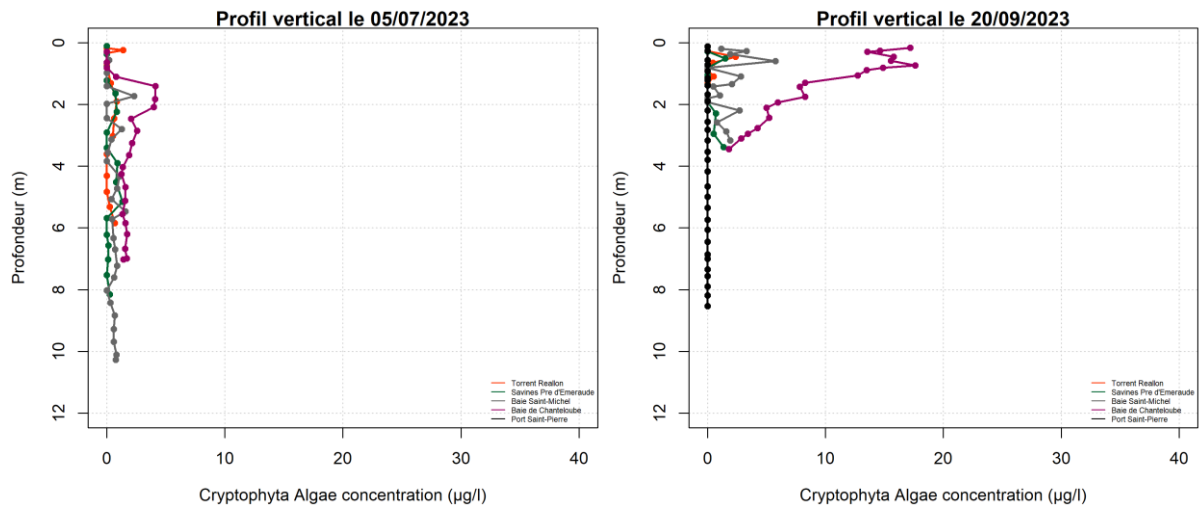
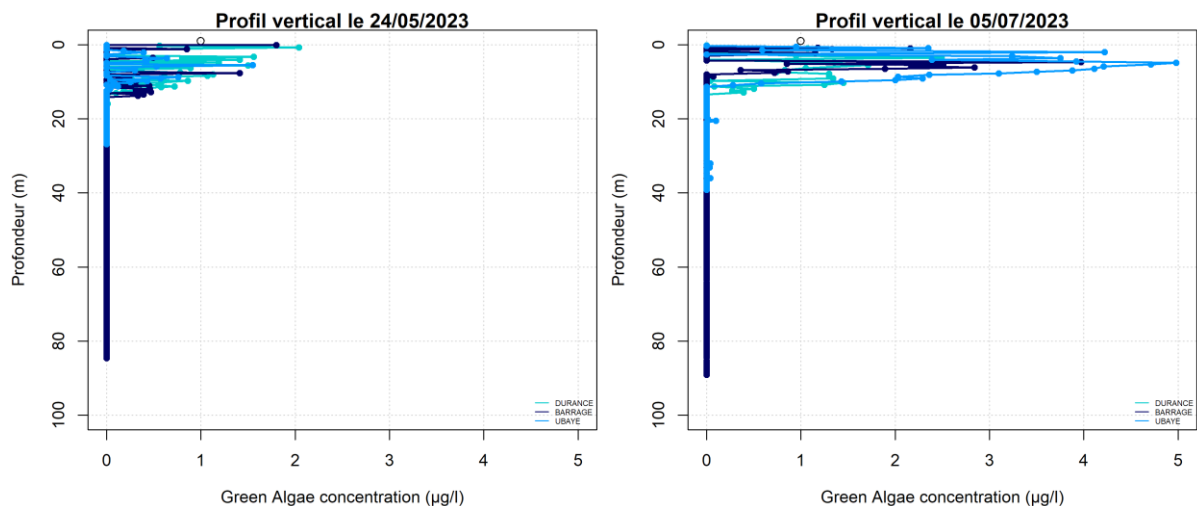


Figure 81 : Profils verticaux des cryptophytes ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales.

- **Algues vertes (Chlorophytes) (Figure 82)**

Dans les stations lacustres, les concentrations en algues vertes montraient des légers pics jusqu'à $5 \mu\text{g/L}$ entre la surface et environ 10 m de profondeur. En septembre, ces pics étaient visibles uniquement pour la station Durance. Toutefois, ces valeurs restaient faibles. Dans les stations littorales, en mai et en septembre, les concentrations en algues vertes étaient très faibles ($< 2 \mu\text{g/L}$) et homogènes sur toute la profondeur. En été (juillet), des valeurs un peu plus élevées (entre 0 et $5 \mu\text{g/L}$ voire $10 \mu\text{g/L}$) ont été mesurées sur la station Chanteloube et Saint Michel.



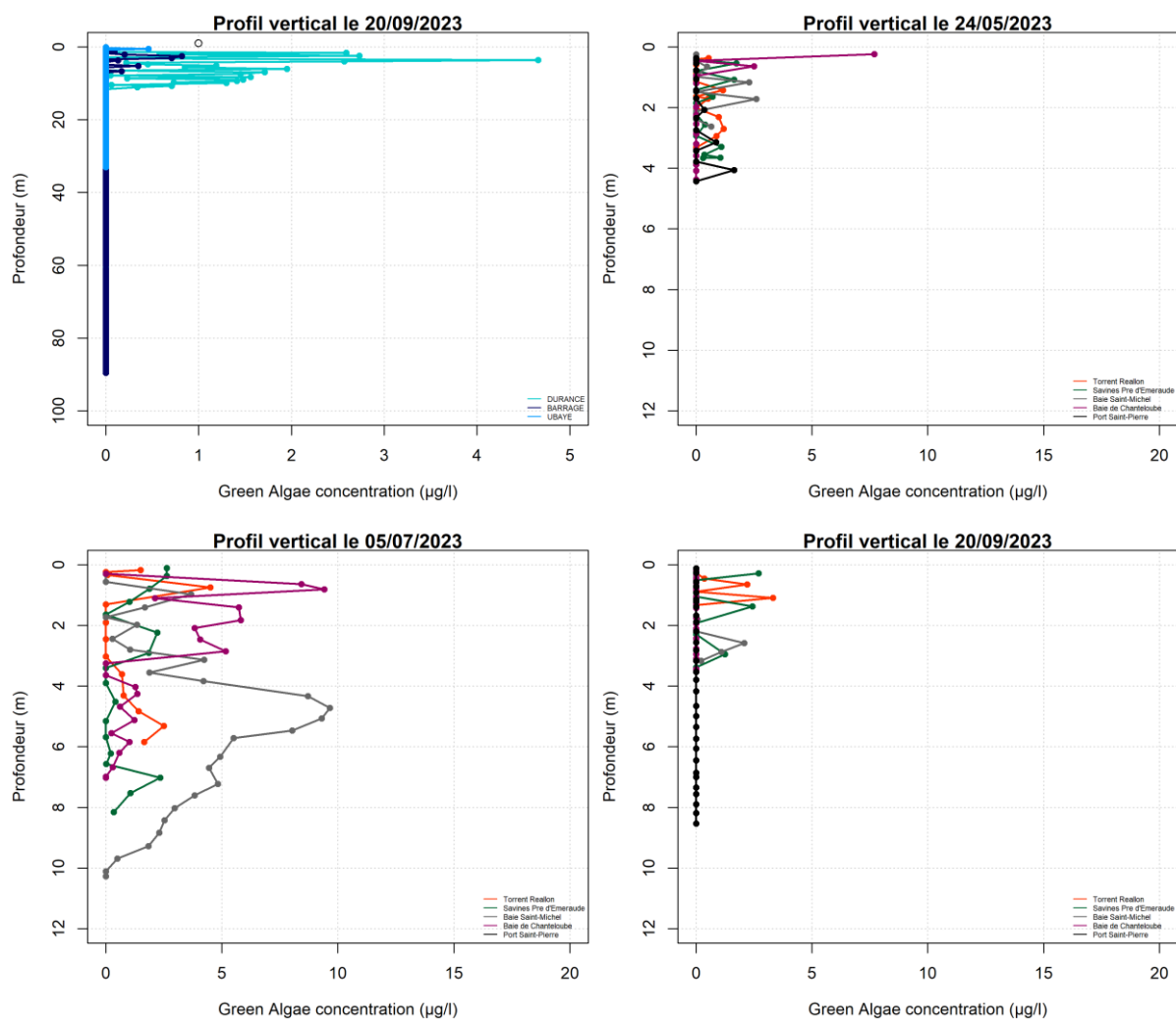


Figure 82 : Profils verticaux des chlorophytes ($\mu\text{g/L}$) dans les stations lacustres et littorales.

- **Diatomées (Figure 83)**

En mai, les diatomées étaient très peu présentes dans les stations lacustres. Au début de l'été, comme pour les autres groupes algaux, des pics de concentrations comprises entre 3 (Durance) et 10 $\mu\text{g/L}$ (Ubaye) ont été observés à environ 10 m de profondeur. A la fin de l'été, les Diatomées étaient moins présentes. Des pics un peu plus profonds (~15m de profondeur) ont été observés sur les stations Barrage (3 $\mu\text{g/L}$) et Durance (4.7 $\mu\text{g/L}$). En mai et en juillet dans les stations littorales, les Diatomées étaient peu présentes (sauf sur la station Chanteloube). Dans cette station en mai, la concentration en Diatomées était supérieure à 50 $\mu\text{g/L}$ sur toute la colonne d'eau, avec un pic à 380 $\mu\text{g/L}$ mesuré à 2 m de profondeur. En juillet, la concentration avait diminué mais restait tout de même élevée (40 $\mu\text{g/L}$ sur toute la hauteur d'eau). A la fin de l'été, les Diatomées étaient presque absentes des stations Réallon, Savines et Port Saint-Pierre. Dans la station Baie Saint-Michel les concentrations étaient comprises entre 10 et 20 $\mu\text{g/L}$ et entre 30 et 250 $\mu\text{g/L}$ dans la station Chanteloube. Les valeurs extrêmement élevées de Diatomées traduisaient une très forte présence de ce groupe algal, mais les valeurs en tant que telle était à prendre

avec précaution. Cette concentration importante de Diatomées à Chanteloubé pouvait être responsable de la forte coloration brunâtre de l'eau (Figure 84). Comme les prélèvements ponctuels l'ont montré, ce groupe phyoplanctonique était majoritaire dans la retenue.

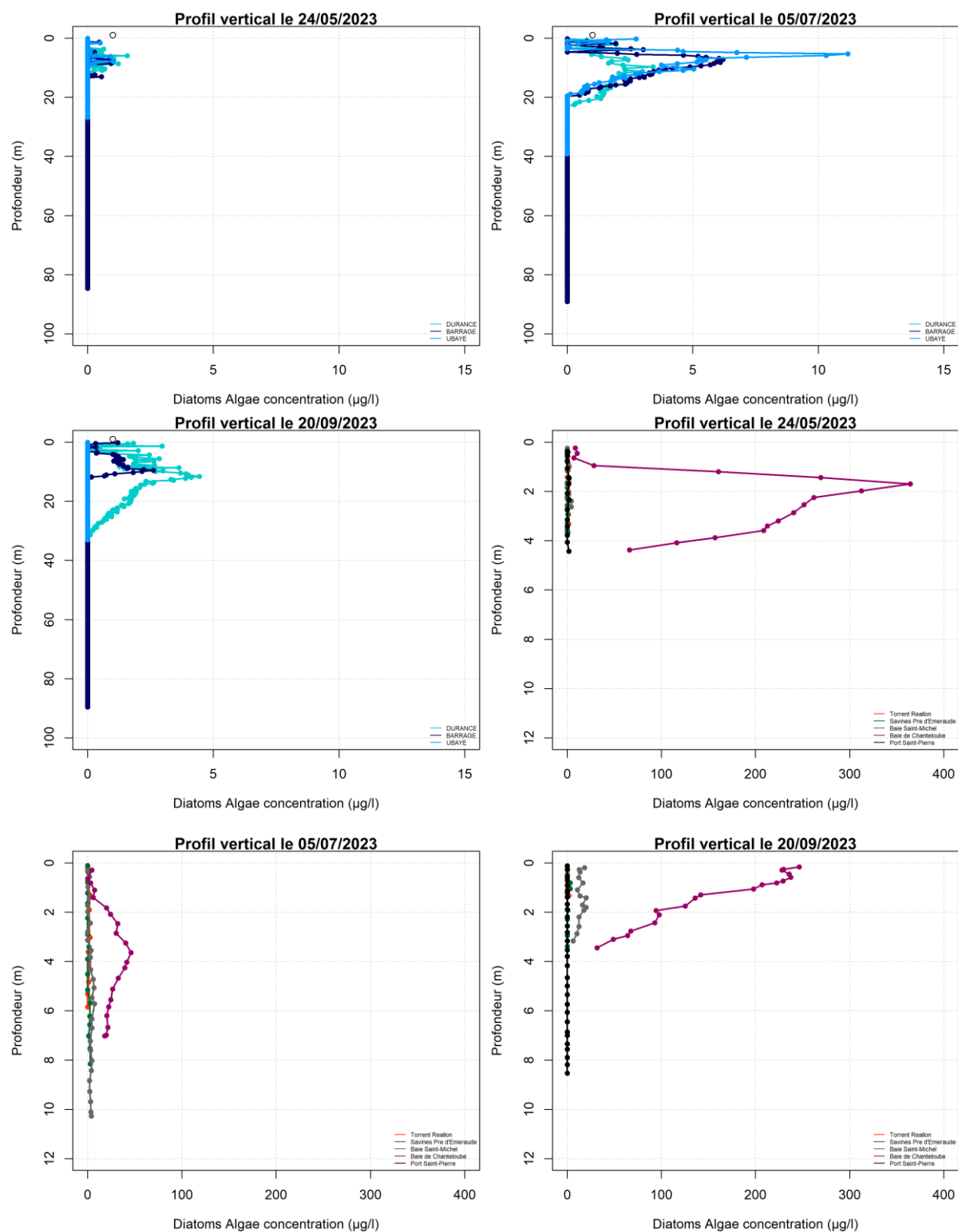


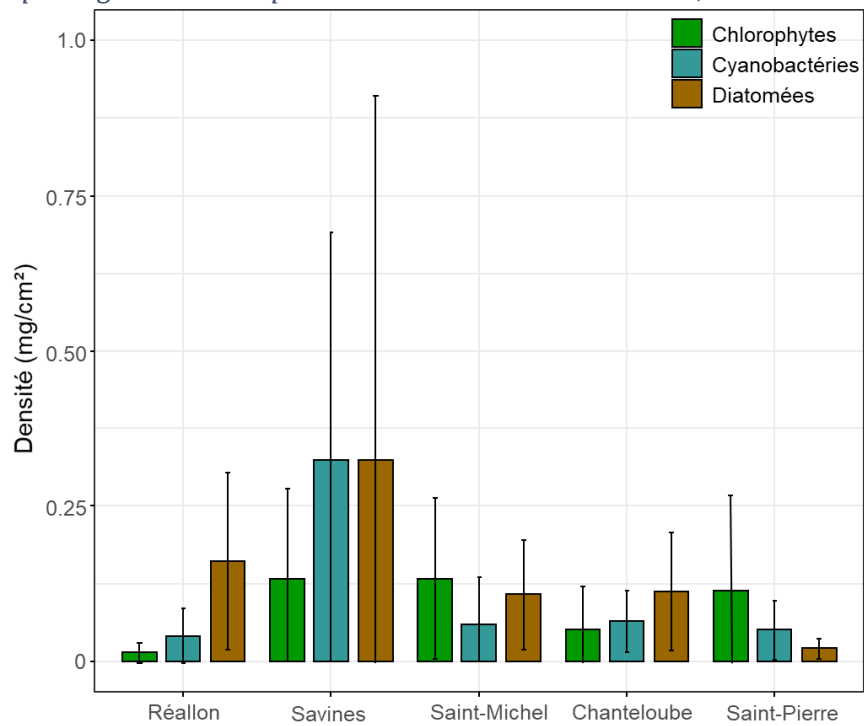
Figure 83 : Profils verticaux des diatomées (µg/L) dans les stations lacustres et littorales.



Figure 84 : Couleur de l'eau dans la station Chanteloube en été.

2.3. Phytobenthos

Les 3 groupes algaux étaient présents dans toutes les stations, à des densités faibles



(Figure 85). Les algues vertes étaient présentes majoritairement dans les stations Savines ($0,122 \pm 0,234 \text{ mg/cm}^2$), Baie Saint-Michel ($0,143 \pm 0,212 \text{ mg/cm}^2$) et Port Saint-Pierre ($0,103 \pm 0,265 \text{ mg/cm}^2$). Les cyanobactéries étaient majoritairement présentes dans la station Savines ($0,354 \pm 0,480 \text{ mg/cm}^2$) et globalement aux mêmes concentrations dans toutes les autres stations (entre $0,05$ et $0,07 \text{ mg/cm}^2$). Enfin, les diatomées étaient les plus représentées des 3 groupes. Elles étaient très présentes dans les stations Savines ($0,386 \pm 0,674 \text{ mg/cm}^2$) et dans une moindre mesure dans la station Torrent de Réallon ($0,134 \pm 0,203 \text{ mg/cm}^2$). Ces résultats concordent avec les analyses phytoplanctoniques qui ont montré la présence majeure des Diatomées dans les communautés. Les écarts types très importants traduisent une variabilité importante de la densité en fonction des pierres scannées. D'un point de vue temporel, mai et septembre se démarquaient avec des densités plus fortes (Figure 86).

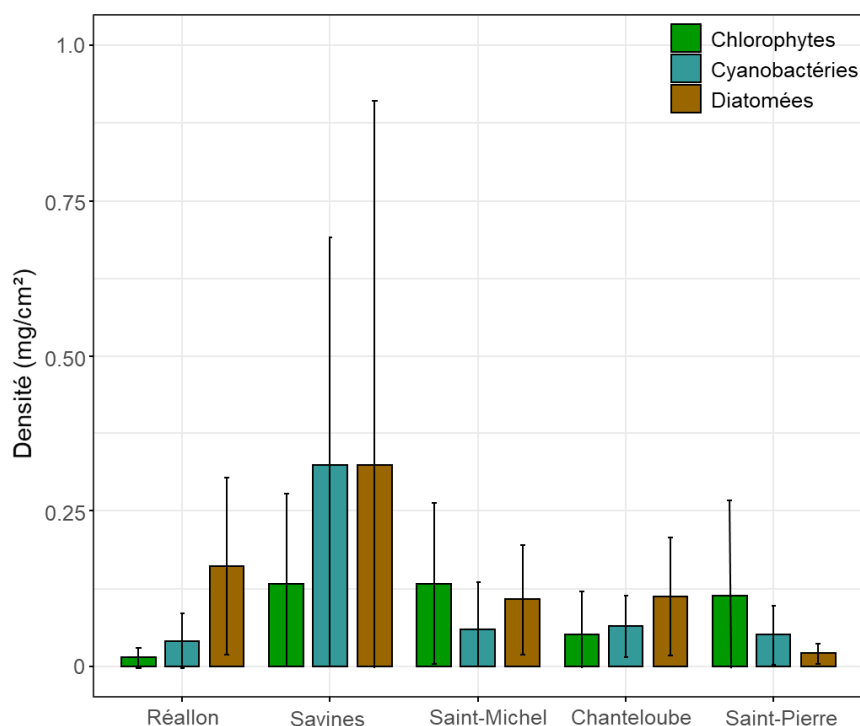


Figure 85 : Concentrations moyennes de différents groupes algaux dans le substrat des différentes stations littorales.

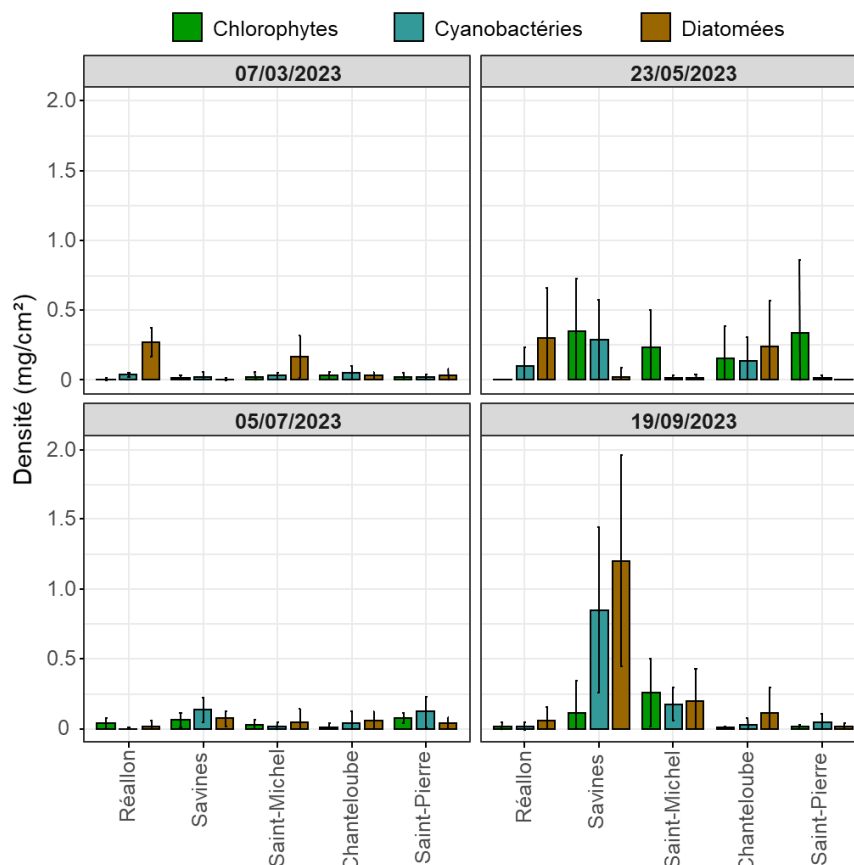


Figure 86 : Concentrations de différents groupes algaux dans le substrat des différentes stations littorales aux différentes dates d'échantillonnage.

3. Evolution de la structure et qualité du peuplement phytoplanctonique (2007-2023)

3.1. Evolution de la structure du peuplement de phytoplancton

Le pourcentage des grands groupes algaux a été calculé pour chaque année de suivi (données DCE, base NAIADES) ce qui permettait de comparer l'évolution de la composition du peuplement (Figure 87).

L'année 2007 se démarquait des autres années avec une composition différente du peuplement (Figure 87). En effet, les Cryptophyta (45 %), les Bacillariophyta (40 %) et les Miozoa (14 %) constituaient 99% du peuplement. Entre 2013 et 2023, les Cryptophyta étaient largement moins présentes (44 % en 2007 contre 2 à 5 % à partir de 2013). Inversement, les pourcentages en Miozoa étaient plus importants à partir de 2013 à l'exception de 2016 (14 % en 2007 et plus de 40 % en 2013 et après 2016) ainsi que celles des Ochrophyta (plus de 15 % en 2022 et 2023).

Depuis 2007, les Bacillariophyta (« Diatomées ») représentent entre 30 et 40 % de la composition totale (exception pour 2016 avec plus de 77 %). Ainsi, ce résultat conforte l'idée de concentrations en silice suffisantes et biodisponibles dans la retenue pour le bon

développement de ce groupe algal. Cette information confirme encore une fois les résultats des prélèvements ponctuels de phytoplancton et des profils verticaux à la fluoroprobe qui ont montré une présence majeure des Diatomées dans la retenue.

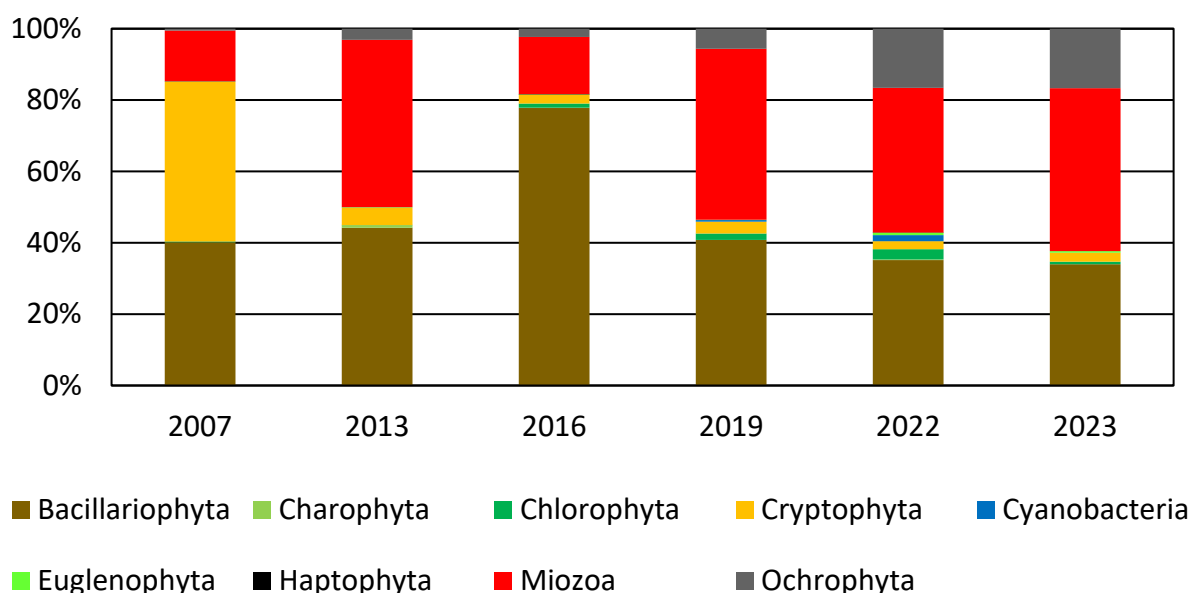


Figure 87 : Pourcentage des grands groupes algaux de 2007 à 2023 de la station Barrage.

Il est important de mentionner que les Cyanobactéries étaient quasi inexistantes dans la plupart des prélèvements. Néanmoins, en 2022, elles ont représenté environ 2 % de l'abondance totale du phytoplancton. Ce résultat peut s'expliquer par les conditions météorologiques puisqu'il s'agissait d'une année particulièrement chaude et sèche. Les faibles niveaux d'eau estivaux et les fortes températures sont sans doute à l'origine de cette augmentation de la quantité de Cyanobactéries. De plus, en s'intéressant au taxon, les analyses indiquaient qu'il s'agissait d'*Anabaena sp*, un genre de cyanobactérie ayant la capacité de produire des toxines (Cronberg and Annadotter, 2006), ce qui pourrait avoir un impact sur la qualité de l'eau et donc sur certains usages comme la baignade.

3.2. Evolution des indices phytoplanctoniques

La métrique MCS ne montre pas d'évolution temporelle marquée (Figure 88) ; les valeurs étaient comprises entre 0,70 et 0,88. Ce résultat traduit donc une faible variabilité des taxons présents dans les communautés phytoplanctoniques. Entre 2007 et 2023, la valeur de la métrique MBA a augmenté de 0,79 à 1,30 ce qui indique une augmentation de la quantité de phytoplancton dans l'eau. Enfin, la valeur de l'indice IPLAC a augmenté entre 2007 et 2022 passant de 0,79 à 0,93 et s'est maintenu à cette valeur en 2023. Ces valeurs de l'IPLAC proche de 1 indiquent un très bon état écologique pour le compartiment phytoplanctonique.

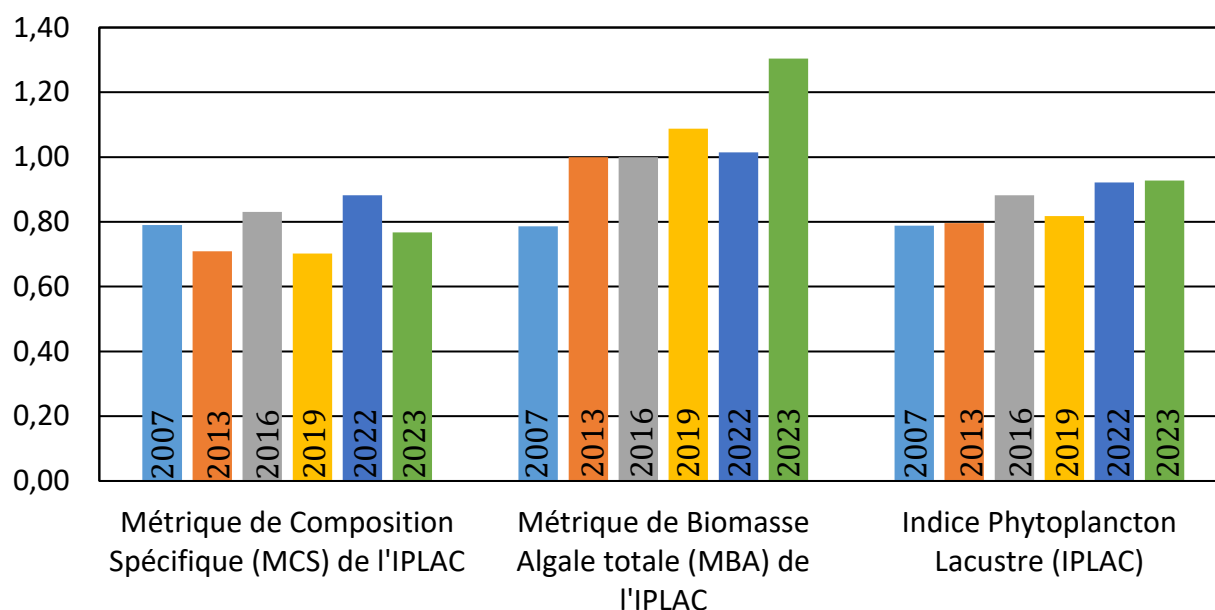


Figure 88 : Evolution de 3 métriques de l'IPLAC entre 2007 et 2023 de la station Barrage de la retenue de Serre-Ponçon.

4. Conclusion de l'étude du compartiment phyto-planctonique et -benthique

L'étude ponctuelle du phytoplancton de Serre-Ponçon en 2023 a permis d'en déduire le très bon état écologique selon le calcul de l'IPLAC (malgré l'absence de quelques espèces dans la liste de taxons contributifs de l'IPLAC). La configuration du cortège algal était assez stable, principalement unicellulaire de petite taille, et les espèces les plus remarquables étaient décrites comme habituelles dans les milieux oligo à mésotrophes, alcalins et plutôt froids, comme la petite diatomée centrique *Pantocsekiella costei* et les Chrysophycées du genre *Dinobryon* (Lepisto and Rosenstrom, 1998 ; Mitrofanova, 2010 ; Udovic et al., 2017). En ce qui concerne les variations temporelles dans la colonne d'eau des différentes stations, les concentrations planctoniques étaient les plus fortes pendant la période estivale jusqu'à 20 m de profondeur. Les algues vertes et les diatomées étaient les plus groupes les plus représentés dans toutes les stations (Lepisto and Rosenstrom, 1998). La station Chanteloube affichait des concentrations très élevées en Diatomées probablement à cause de la concentration en nitrates et phosphore plus élevées. Cette forte biomasse algale était également responsable de la suroxygénation observée sur les profils verticaux de l'oxygène dissous et de la saturation. Enfin, il était important de mentionner que les cyanobactéries étaient finalement peu représentées quelle que soit la saison et la station.

Concernant communautés phytobenthiques, les 3 grands groupes étaient présents dans toutes les stations littorales mais en faibles densités. Comme pour les communautés

planctoniques, les Diatomées étaient le groupe le plus relativement abondant pour la majorité des stations. Le marnage est probablement responsable à la fois de ces faibles densités sur le substrat de la retenue puisqu'il est fréquemment exondé ce qui ne laisse pas la possibilité au biofilm de se développer (Burns and Walker, 2000 ; Evtimova and Donohue, 2015) mais aussi à la présence majoritaire des Diatomées qui succèdent aux algues vertes en cas de perturbation (Ledger et *al.*, 2008).

D'un point de vue temporel, la valeur de l'IPLAC a augmenté depuis 2007 passant de 0,79 à 0,93 ce qui montre une amélioration du peuplement phytoplanctonique et un état qui est passé de bon à très bon au fil du temps. Les pourcentages des grands groupes algaux, montrent que depuis 2013, le peuplement est stable avec une dominance des Bacillariophyta, des Miozoa et des Ochrophyta. L'augmentation du pourcentage de cyanobactéries observée en 2022 s'explique probablement par mes conditions météorologiques (année particulièrement sèche et chaude). Ce résultat montre que malgré une bonne qualité physico-chimique de la retenue et un très bon état du peuplement phytoplanctonique, des conditions météorologiques particulières pourraient fortement influencer le développement des cyanobactéries potentiellement toxiques. De nombreuses études ont montré que les blooms de cyanobactéries ont un impact négatif sur la santé publique, sur tous les compartiments biologiques aquatiques, et *in fine* ont des conséquences économiques (Havens, 2008 ; Carmichael et *al.*, 2016 ; Huisman et *al.*, 2018). Dans un contexte de réchauffement climatique, ces événements climatiques pourraient être plus fréquents à l'avenir (Slim et *al.*, 2014 ; Visser et *al.*, 2016), d'autant que nous avons montré dans la partie compartiment abiotique, le réchauffement de la température de surface de la retenue depuis sa création.

Compartiment zooplanctonique

1. Protocole et plan d'échantillonnage

Le compartiment zooplanctonique a été échantillonné selon la méthode « du trait vertical » sur toutes les stations lacustres (Durance, Ubaye, Barrage) et littorales (Réallon, Savines, Saint-Michel, Chanteloube, Saint-Pierre). Les échantillonnages ont eu lieu à toutes les dates (mars, mai, juillet et septembre 2023). Cette méthode consiste à faire descendre un filet conique de 0,3 m de diamètre et de vide de maille de 100 μm , équipé d'un collecteur amovible. Les 100 μm de vide de maille permettent à la fois de capturer le plancton mais aussi d'éviter le phénomène de refoulement lorsque le milieu présente de nombreuses matières en suspension. Une fois que le filet est au fond de la station, un opérateur remonte le filet à l'aide d'une poulie (Figure 89). Pour limiter la fuite du plancton lors de la remontée, la vitesse de remontée doit être de l'ordre de 1 m.s^{-1} . Grâce au diamètre du filet et à la profondeur connue de la station, il est possible de calculer le volume d'eau échantillonné et donc de rapporter la quantité de zooplancton à un volume. Cette métrique permet alors de comparer les échantillons de stations présentant des profondeurs différentes. Cette méthode d'échantillonnage offre la possibilité de réaliser à la fois des analyses quantitatives et qualitatives. Pour chaque station, trois réplicas ont été réalisés dans la même zone. Chaque échantillon a été identifié et stocké dans un flacon de 250 ml en PEHD. Les échantillons ont été fixés et conservés dans de l'alcool pur dénaturé (70 %). Entre chaque campagne d'échantillonnage, le filet a été nettoyé à l'eau claire et désinfecté au désogérme.

Les échantillons des stations lacustres ont été scannés à l'aide d'un ZooScan (HYDROPTIC Inc.). Une fois les échantillons scannés, une procédure automatique d'individualisation en vignette de chaque « objet » a été réalisée avec le logiciel ZooProcess (HYDROPTIC Inc.) suivie d'une vérification manuelle de la procédure. A l'aide de l'outil de *machine learning*, la plateforme d'imagerie et d'identification ECOTAXA (<https://ecotaxa.obs-vlfr.fr/>) a proposé l'assignation de chaque vignette à une des catégories définies. Ainsi, chaque vignette a été classée dans une catégorie taxonomique pour les individus de zooplancton ou dans une catégorie diverse pour les particules (fibres, inconnus, débris...). Cette classification automatique a été corrigée ou validée pour chaque objet de façon manuelle. Une fois la détermination validée, le système permettait le dénombrement des vignettes correspondant à des individus par catégorie, ainsi que la mesure pour pouvoir faire des estimations de taille et de biovolume. Le biovolume a été calculé sur la base de la ressemblance des différents taxons à un ellipsoïde, dont le volume est calculé ainsi : $V = \frac{4}{3} \pi a b c$, où a , b et c sont les axes major (a) et mineurs (b et c) de l'ellipsoïde.

Pour les échantillons des stations littorales pour lesquels le nombre d'individus était faible, le comptage et la détermination des grands groupes (Cladocères, Copépodes...) s'est fait manuellement au laboratoire INRAE d'Aix-en-Provence sous microscope

stéréoscopique. Le comptage a été réalisé à l'aide d'une cellule de comptage de type Sedgewick-Rafter (9ml).

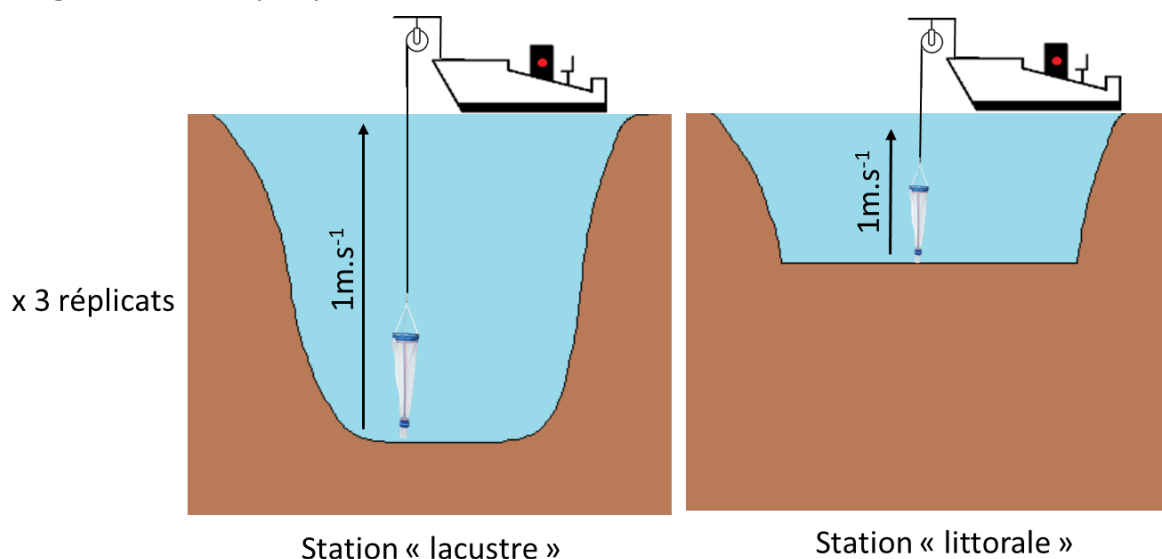


Figure 89 : Schéma du protocole de prélèvement du zooplancton selon la méthode du trait vertical dans les stations lacustres et littorales.



Figure 90 : Appareil ZooScan (HYDROPTIC Inc.) pour la mesure et la classification d'organismes < 5 cm.

2. Résultats des campagnes 2023

Afin de proposer des résultats en accord avec la proposition initiale, avec un regard fonctionnel sur la communauté zooplanctonique, et notamment une estimation de la biomasse disponible de zooplancton en tant que proie pour les poissons, nous avons concentré notre effort sur les résultats des stations lacustres (Barrage, Durance, Ubaye). En effet, ces stations sont plus représentatives du milieu pélagique qui est dominant sur le lac par rapport à la zone littorale et où les densités attendues de zooplancton seront

plus importantes. Les densités (ind/L) des différents taxons par station et par date sont visibles dans l'annexe 3 (Tableaux A3-1 à A3-4).

L'analyse des échantillons de zooplancton lacustre nous a permis de dénombrer et classer les individus dans neuf catégories taxonomiques (+ une catégorie additionnelle pour les larves nauplii de copépodes) : 5 taxons de Cladocère (*Daphnia*, *Diaphanosoma*, *Bosminia longirostris*, *Leptodora kindtii*, Cercopagididae), 2 taxons de Copépodes (Cyclopoida, Calanoida), 1 taxon Rotifera et 1 taxon Mollusque (*Dreissena sp*) (Figure 91).

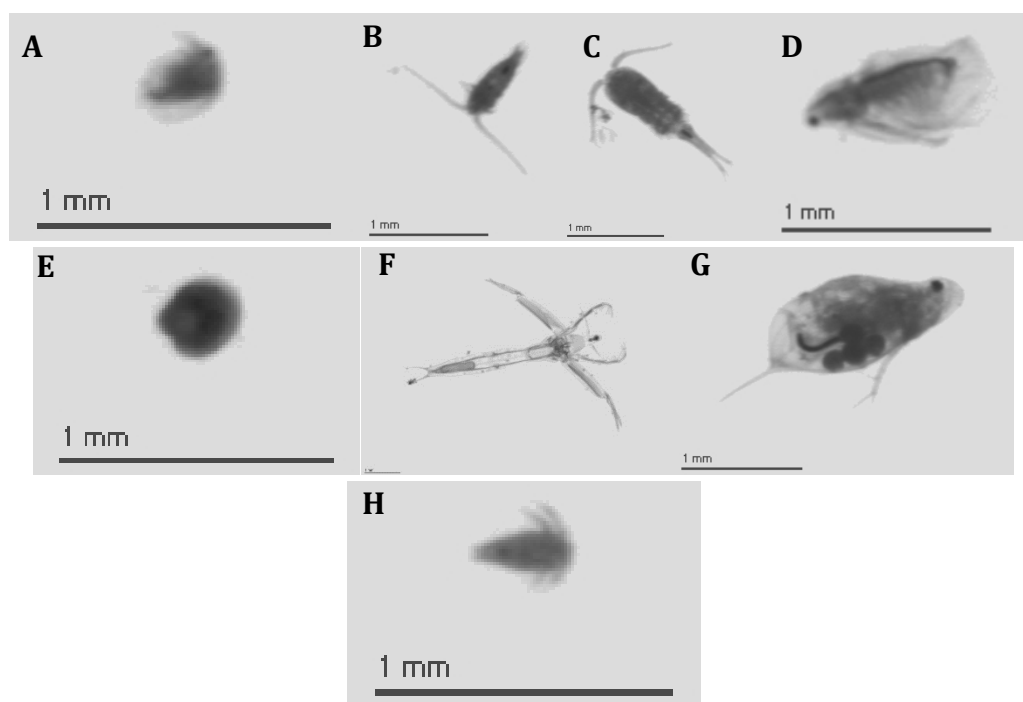


Figure 91 : Photographies des différents taxons retrouvés dans les échantillons de zooplancton. A = *Bosminia* ; B = *Calanoida* ; C = *Cyclopoida* ; D = *Diaphanosoma* ; E = *Dreissena* ; F = *Leptodora kindtii* ; G = *Daphnia* ; H = Larve nauplii.

Ces différentes catégories taxonomiques regroupent plusieurs espèces, par exemple dans les Cladocères on retrouve le genre *Daphnia* avec les espèces *Daphnia longispina* et *Ceriodaphnia pulchella* mais aussi d'autres espèces comme *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina longirostris*, *Leptodora kindtii* et pour la famille Cercopagididae l'espèce *Bythotrephes longimanus*. Parmi les Copépodes Cyclopoides, on retrouve les espèces *Cyclops vicinus*, *Paracyclops poppei* et *Macrocyclus albidus* tandis qu'une seule espèce de copépode Calanoïde a été trouvée (*Acanthodiptomus denticornis*). L'espèce de Rotifera de grande taille présente dans le lac est *Asplancha priodontata*. La catégorie *Dreissena* regroupe les larves véligères de deux espèces, *Dreissena polymorpha* et *Dreissena bugensis*, moule zébrée et moule quagga respectivement. L'analyse microscopique de ces deux larves ne permettait pas de les différencier à ce stade.

Les densités (ind/L) des différents taxons étaient très faibles avec très souvent moins d'un individu par litre et par taxon. On pouvait remarquer quelques exceptions comme *D. brachyurum* (en septembre), *Daphnia* (au mois de mai pour toutes les stations et à Ubaye

en mars), Calanoida (*A. denticornis*) dans l'Ubaye au mois de mars, et les larves de *Dreissena* au printemps et à l'été dans les stations Ubaye et Barrage (Figure 92).

Afin de tester les différences en terme de structure et de composition de la communauté selon la station, la période d'échantillonnage mais aussi selon l'interaction de ces deux facteurs, une analyse de variance par permutation (PERMANOVA) a été réalisée. Les résultats ont montré des différences significatives entre les communautés en fonction de la date (Interaction Station x Date, $\text{pseudo}F_6=12.48$; $p=0.001$), mais il n'existait pas un schéma temporel clair. La composition et la structure de la communauté étaient soumises aux variations saisonnières mais les différences relatives entre les stations changeaient aussi au fil du temps. Il faut aussi signaler que la variabilité de l'abondance entre les répliques pour la même station et la même date était importante, suggérant ainsi une forte hétérogénéité dans la répartition spatiale du zooplancton.

Pour les stations littorales, les organismes ont été dénombrés et identifiés dans 15 échantillons représentatifs des stations et des saisons. Les organismes ont été classés dans 10 catégories identiques à celles des stations lacustres à l'exception de 2 catégories car *Bythotrephes longimanus* n'a pas été retrouvé mais en revanche nous avons identifié 3 individus du genre *Chidorus sp.* dans la station Chateloubé au mois de septembre. Comme pour les stations pélagiques, les densités des différents taxons sont très hétérogènes entre les dates et les stations. Les valeurs d'abondance et diversité sont dans les mêmes gammes que celles des stations lacustres, à l'exception des valeurs plus élevées à Chanteloubé pour les rotifères (4,2 ind/L) et *Bosmina longirostris* (4,2 ind/L) en mai et en septembre respectivement. Dans la station de Savines au mois de mai, des densités de copépodes (Calanoida et Cyclopoida) étaient aussi légèrement plus importantes d'environ 0,3 ind/L que les valeurs des stations pélagiques. Cette hétérogénéité spatiale et temporaire dans la distribution du zooplancton est bien décrite dans la littérature scientifique. Pour pouvoir déterminer quelles sont les variables responsables des variations dans la répartition spatiale du zooplancton, un protocole d'échantillonnage spécifique et différent de celui utilisé dans cette étude est préconisé (Wander et al., 2024).

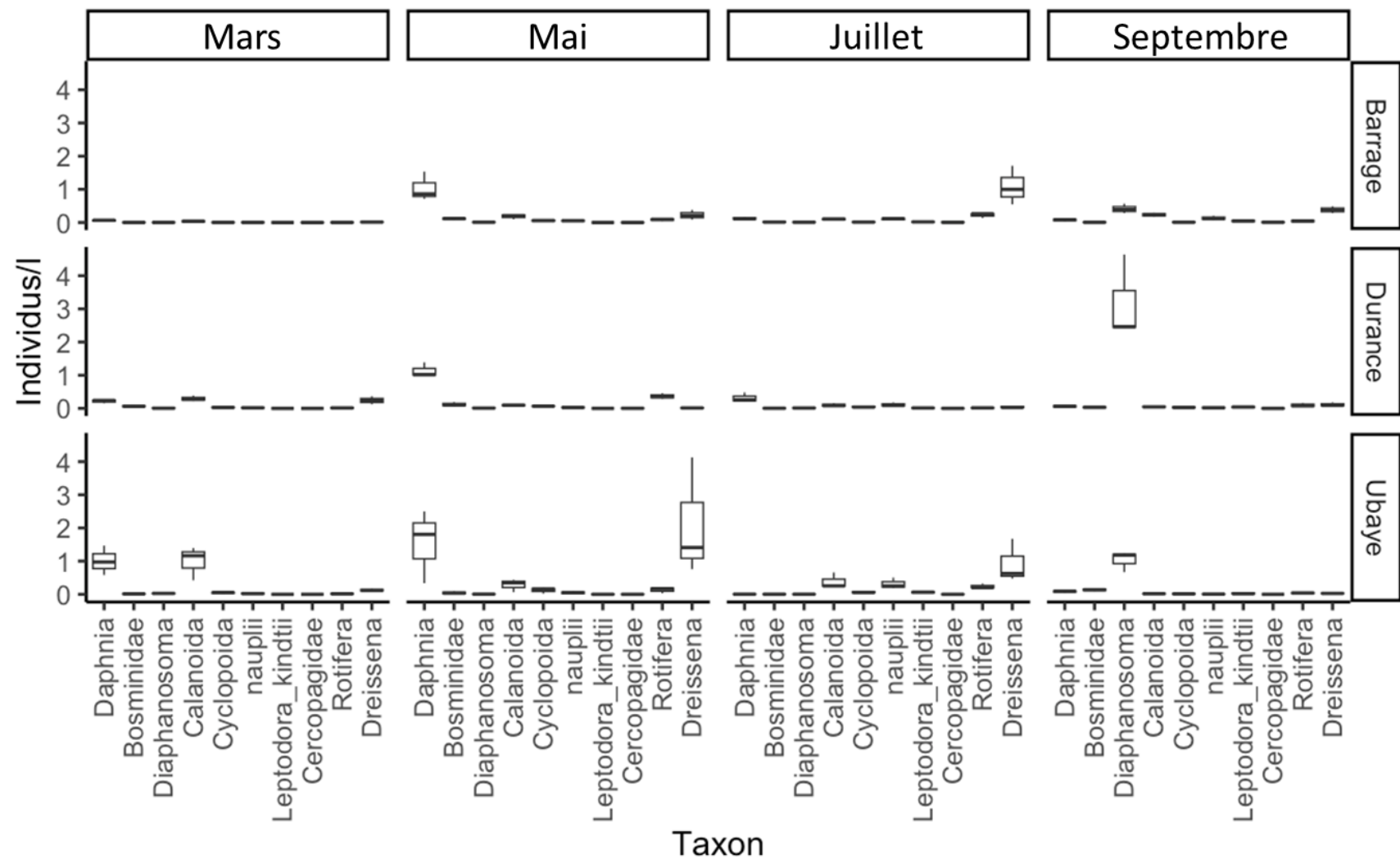


Figure 92 : Densités des différents taxons station et par date. Les boîtes à moustache montrent la distribution des valeurs de densité de chaque taxon, avec la médiane (trait horizontal) et les quartiles.

Le biovolume a été utilisé ici comme un *proxy* de la biomasse rapportée au volume (L). On considère que la densité des organismes du zooplancton était très proche de celle de l'eau ($\approx 1\text{kg/L}$) et donc $1\text{ mm}^3 \approx 1\text{ mg}$. Cette mesure est interprétable comme une mesure de la productivité du milieu et de la disponibilité de ressources trophiques pour les niveaux supérieurs du réseau trophiques, dont les poissons. Ainsi, les résultats montrent plus d'homogénéité entre les stations que dans le cas des données de densité pour une date donnée, mais aussi un patron répété de deux périodes plus productifs en mai et en septembre (Figure 93). Cette interprétation est confortée avec le résultat du test statistique utilisé, une analyse de la variance non paramétrique basée sur la transformation des rangs alignés (*Aligned Rank Transform* ; Wobbrock et al., 2011). Les facteurs testés ont été la station, la date de prélèvement et leur interaction (station x date). Seul le facteur date était significatif (station, $F_{3,24}=1.55$, $p=0.2$; date, $F_{3,24}=6.26$, $p=0.003$, station x date, $F_{6,24}=2.24$, $p=0.07$).

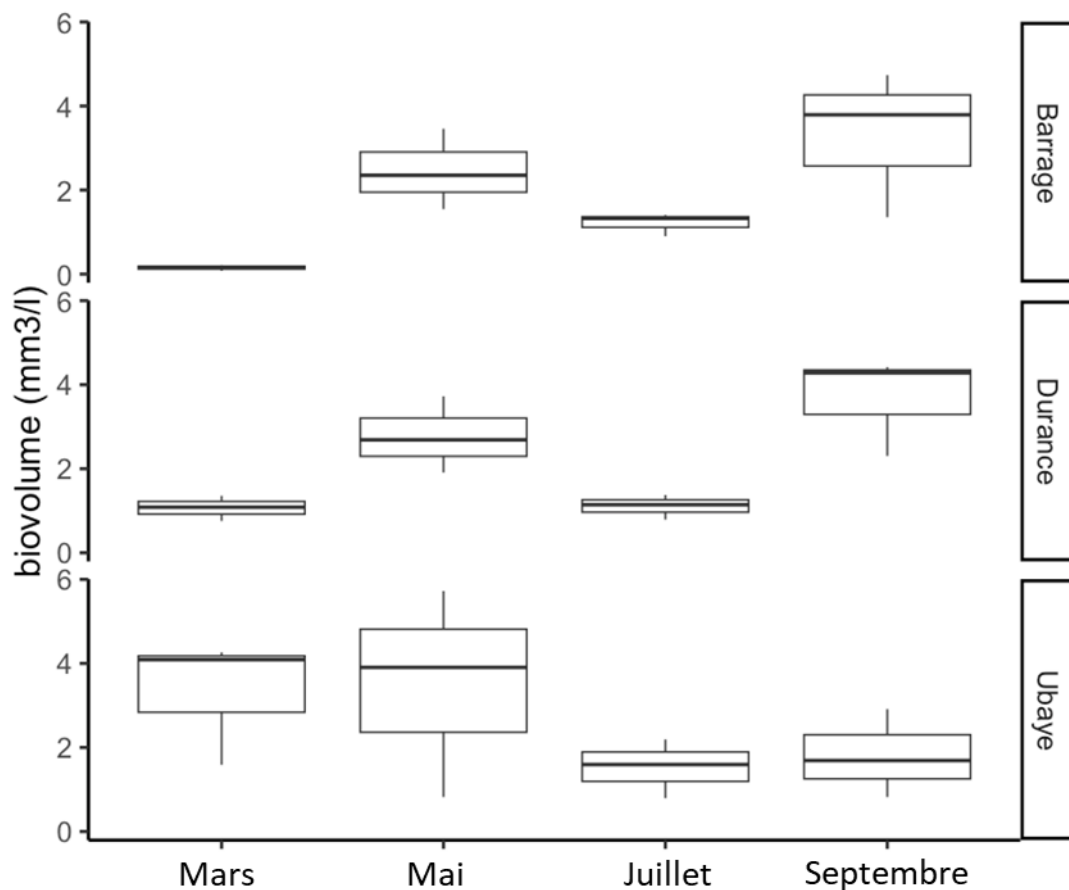


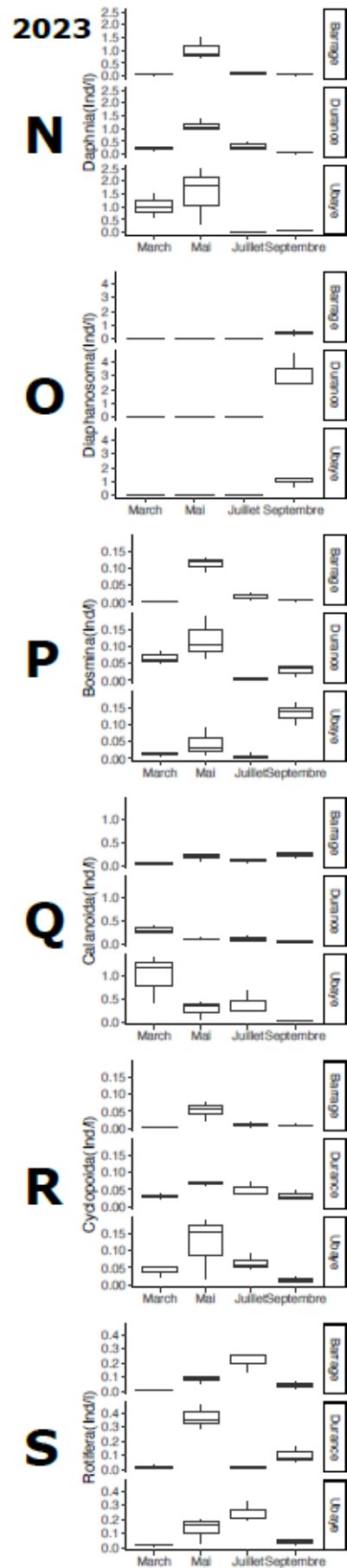
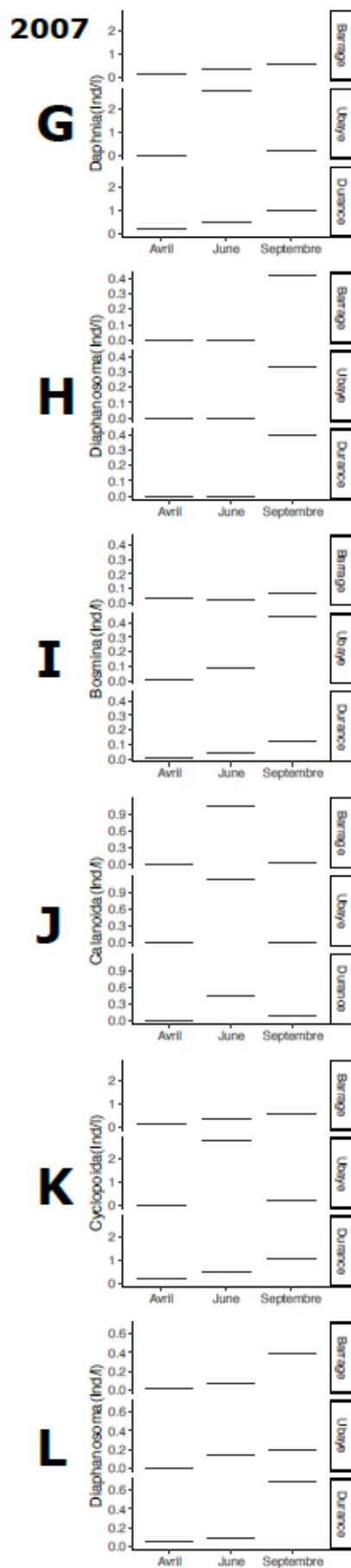
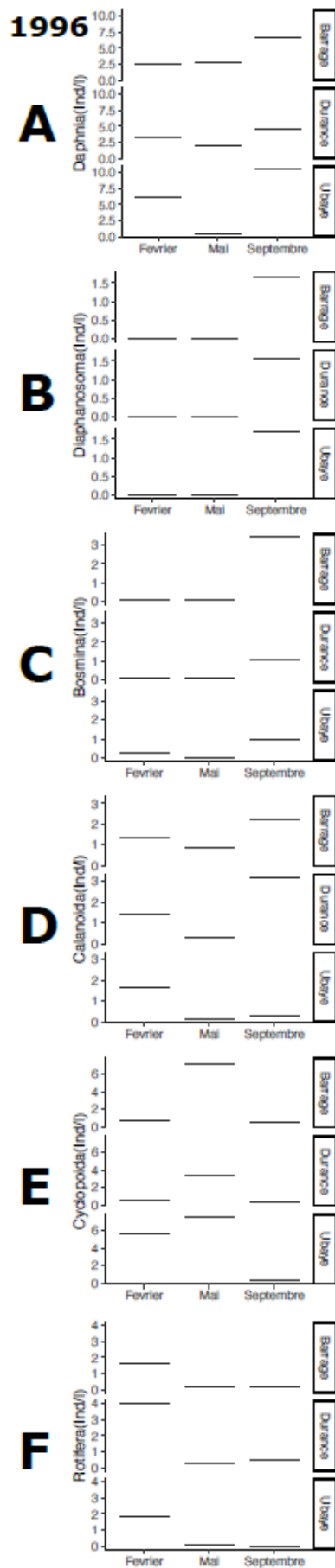
Figure 93 : Biovolume (mm^3/L) estimé pour l'ensemble des échantillons d'une station et une date donnée toutes les catégories taxonomiques confondues. Les boîtes à moustaches montrent la distribution des valeurs du biovolume, avec la médiane (trait horizontal) et les quartiles.

3. Evolution de la structure et qualité du peuplement zooplanctonique (1967-2023)

Pour pouvoir comparer les données 2023 avec les données antérieures disponibles (1996, 2007), les abondances des différents taxons ont été regroupées par catégories taxonomiques. Afin de pouvoir comparer tous les échantillons, les densités ont été recalculées en nombre d'individus par litre (ind/L) mais il faut signaler que les profondeurs échantillonnées dans les campagnes de 1996 et 2007, étaient moins importantes (0-30 m maximum) que dans l'étude actuelle (profondeur maximale de chaque station, donc jusqu'à 88 m pour le Barrage). Ces différences de profondeur ont pu avoir un effet de dilution dans le calcul des densités car le volume total filtré a été toujours bien plus important, et la plupart du zooplancton est concentré autour des couches où le phytoplancton est le plus abondant (dans la « zone euphotique »). Comme il a été montré dans cette étude avec les profils de distribution du phytoplancton, les pics d'abondance du phytoplancton étaient au maximum à 20 m de profondeur.

Les résultats ont montré que même pour les organismes les plus abondants, comme par exemple les daphnies et les copépodes cyclopoïdes, les densités retrouvées en 2023 étaient remarquablement inférieures par rapport à celles observées en 1996 et 2007 (Figure 94). Cette diminution pourrait être un artefact du calcul, comme il l'a été évoqué précédemment, mais aussi une réalité.

Une information importante à signaler est la présence de nouveaux taxons de zooplancton lors de la présente étude, comme *Leptodera kindtii* et ou encore l'espèce *Bythotrephes longimanus* (Cercopagididae). Ces deux taxons sont deux espèces exotiques de grande taille et font partie des espèces prédatrices du zooplancton. Leurs abondances étaient faibles (Figure 94), mais il n'est pas possible d'écarter la possibilité que l'arrivée de ces deux espèces ait eu un effet significatif et négatif sur l'abondance d'autres taxons du zooplancton, filtreurs pour la plupart.



1996

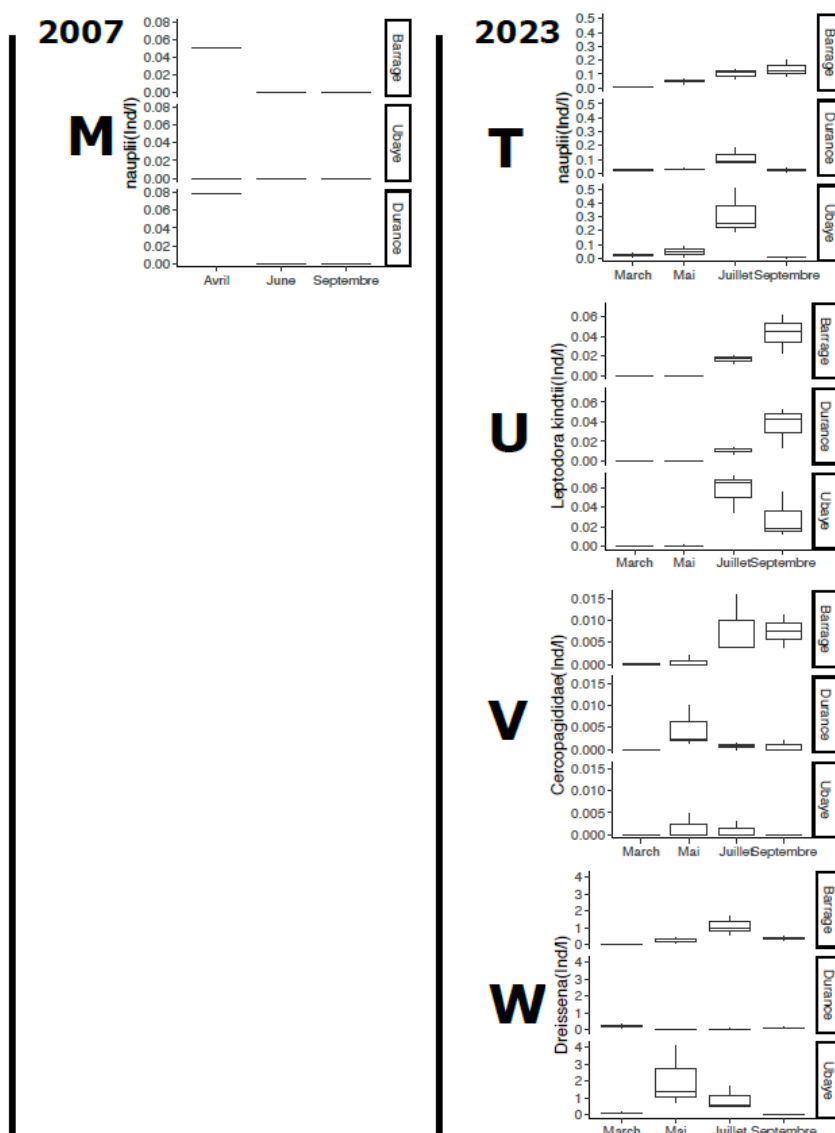


Figure 94 : Densités des différentes catégories taxonomiques par station et par campagne d'échantillonnage pour les années 1996 (A-F), 2007 (G-M) et 2023 (N-W). Le nombre total de catégories taxonomiques par années est de 6, 7 et 10 respectivement. Les boîtes à moustaches montrent la distribution des valeurs de densité de chaque taxon, avec la médiane (trait horizontal) et les quartiles.

Une autre nouveauté par rapport aux données historiques est la présence de larves véligères de *Dreissena*, en nombre important sur certaines stations (Figure 94). Nous ne connaissons pas la date d'arrivée de la moule zébrée (*D. polymorpha*) dans le lac mais elle serait postérieure à 2007 (non détectée auparavant dans les études hydrobiologiques). Pour la moule quagga, la première observation a été faite à l'hiver 2023 (Combrisson, 2023). En tout cas, compte tenu de leur abondance dans la retenue, et de leur très grande capacité de filtration, leur présence a possiblement provoqué un bouleversement dans le fonctionnement écologique du lac en consommant une partie importante de la production primaire phytoplanctonique. Les données de cette étude permettent de signaler les périodes les plus propices pour la reproduction de cette espèce à savoir le printemps et l'été mais aussi la forte hétérogénéité dans la répartition des larves entre les trois stations

échantillonnées. L'étude de Nichols (1996) a montré que la période de reproduction de la moule zébrée était variable dans le monde (avril à novembre) avec une libération des gamètes qui pouvait être aussi bien être synchronisée et concentrée sur une période précise (1-2 semaines) que totalement asynchrone et se produisant toute l'année. La température minimale de reproduction observée était de 12°C mais dans certaines localités, la reproduction ne s'effectuait pas avant que l'eau n'atteigne 22°C. Cette très forte variabilité du comportement de reproduction de l'espèce rend difficile l'échantillonnage et l'observation de l'évènement de reproduction.

4. Conclusion de l'étude du compartiment zooplanctonique

La répartition des différents taxons du zooplancton était assez hétérogène dans l'espace et dans le temps entre les stations, avec parfois des densités très fortes localement et qui contrastaient avec une faible densité pour le même taxon dans une autre station.

L'étude du compartiment zooplanctonique a permis d'identifier une saisonnalité, homogène pour l'ensemble des stations, dans la production secondaire à partir de l'estimation de la biomasse, avec deux périodes plus productives pour le zooplancton en mai et en septembre, et leur importance en soutien des populations piscicoles. Cette productivité était contrôlée principalement par quelques taxons comme les daphnies, *Bosmina longirostris* et les espèces de copépodes cycloïdes.

Nous avons pu constater aussi une densité plus faible des organismes zooplanctoniques présents en 2023 en comparaison avec les campagnes de 1996 et 2007. Par contre cette diminution peut n'être qu'un artefact de calcul suite à des différences d'échantillonnage, ou correspondre à une diminution réelle qui pourrait être en lien avec l'apparition de deux nouvelles espèces de cladocères prédatrices mais aussi par la présence des deux espèces de Dreissène, qui sont très abondantes sur les rives de la retenue et qui ont une capacité de filtration très importante.

Nous avons pu mettre en évidence à partir des échantillons de zooplancton que la période de reproduction des espèces exotiques envahissantes de moules du genre *Dreissena* était principalement au printemps et à l'été quand la température de l'eau était supérieure à 12°C. En ce qui concerne la répartition des deux espèces, Jones and Ricciardi (2005) ont étudié les facteurs qui influençaient leur distribution dans les milieux. Ils ont conclu sur le fait que la moule zébrée préférait les zones peu profondes avec un substrat dur tandis que la moule quagga se retrouvait préférentiellement dans des zones plus profondes, sur des substrats plus meubles. Enfin, la moule zébrée est moins exigeante que la moule quagga sur les besoins en calcium puisqu'elle peut croître dans des milieux avec un minimum de 8 mg/L contre un minimum de 12 mg/L pour la moule quagga.

Compartiment macroinvertébrés benthiques

1. Protocole et plan d'échantillonnage

Les macroinvertébrés ont été échantillonnés uniquement au printemps qui est la saison la plus propice. En effet, au printemps, les stades larvaires sont généralement dans leur dernier stade de développement et ont atteint leur taille maximale, ce qui rend la détermination au genre ou à l'espèce plus simple car certains traits morphologiques ne sont visibles qu'à ce moment. De plus, la diversité est normalement la plus élevée à cette saison puisque les émergences n'ont pas encore eu lieu. Les prélèvements ont été effectués le 23 mai 2023 à la cote de 768,4m qui était une période où le niveau de l'eau remontait fortement (Figure 95). La méthode de prélèvement s'est inspiré du protocole DCE « Indice Macroinvertébrés Lacustre » (IML) (Dedieu et Verneaux, 2017). Ainsi, les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un filet troubleau standardisé de 20 x 25 cm avec une maille de 250 μm . Trois prélèvements ont été réalisés sur les substrats les plus représentatifs dans chaque station littorale (Réallon, Savines, Saint-Michel, Chanteloub, Saint-Pierre). Le prélèvement consistait à ramener par des mouvements d'aller-retour une partie du substrat et les macroinvertébrés en suspension dans le filet. Trois balayages de 40 cm sont réalisés sur chaque point représentant une surface fixe d'échantillonnage de 0,1 m^2 . Les prélèvements ont été réalisés à une profondeur d'1 m minimum pour éviter les substrats trop récemment inondés à cause du marnage important à cette période.

Tous les échantillons ont été conservés dans de l'alcool pur dénaturé (70 %) et ont été rapidement tamisés, triés et identifiés au laboratoire sous un stéréomicroscope (LEICA MZ75, Allemagne). Les organismes ont tous été comptés et identifiés au niveau taxonomique le plus précis possible en utilisant plusieurs clés d'identification (Tachet et al., 2010 ; Perla V³ : <http://www.perla.developpement-durable.gouv.fr/index.php>).

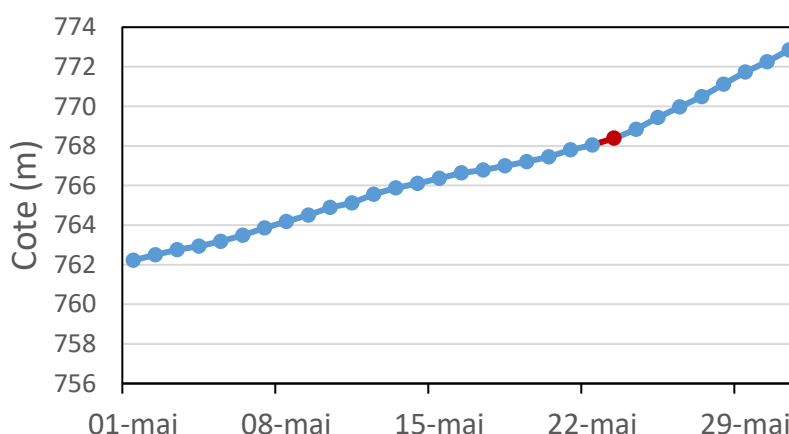


Figure 95 : Courbe de variation de la cote (m) au mois de mai 2023. Le point rouge représente la date de prélèvement des macroinvertébrés.

2. Résultats des campagnes 2023

Les abondances totales de chaque taxon dans les différentes stations littorales sont données dans l'annexe 4 (Tableau A4-1).

L'abondance totale de macroinvertébrés sur l'ensemble des stations était de 225. A l'échelle des stations, la station Réallon présentait la plus faible abondance avec 25 individus et la station Saint-Michel la plus forte avec 79 individus (Figure 96). Quant à la richesse taxonomique totale, elle était de 10. A l'échelle des stations littorales, la station Savines présentait la plus faible richesse avec 3 taxons et la station Saint-Michel la plus forte avec 6 taxons (Figure 96).

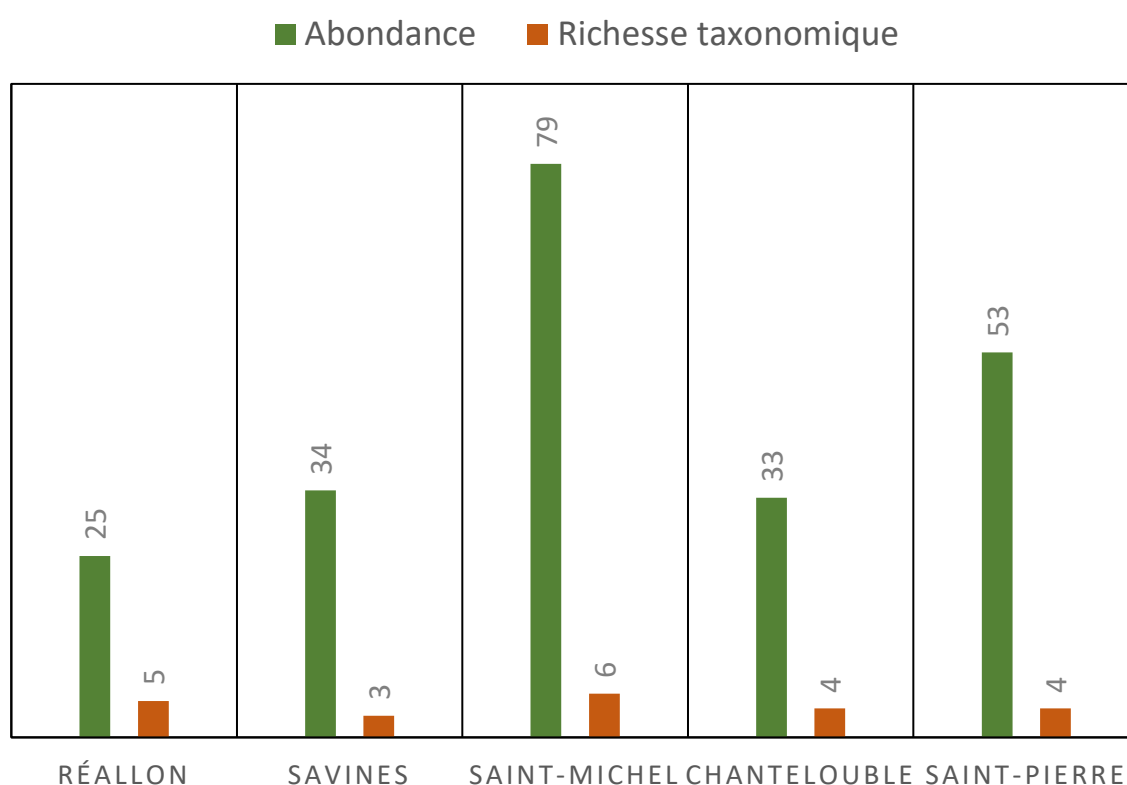


Figure 96 : Abondance et richesse taxonomique totale du prélèvement printanier de macroinvertébrés dans les stations littorales.

La composition du peuplement était très simple avec une dominance des Hémiptères (du genre *Micronecta sp* ; 55%) suivi des Oligochètes (31%) et enfin des Diptères (principalement des Chironomidae ; 13%) (Figure 97 ; Figure 98). Les 2% restant étaient représentés par des larvules de Coléoptère, d'Ephéméroptère ou encore de Plécoptère (Figure 97).



Figure 97 : Photographies de taxons de macroinvertébrés benthiques échantillonnées dans les stations littorales. A = *Micronecta* sp ; B = Diptère Chironomide ; C = Larve de coléoptère ; D = Oligochètes.

Les faibles valeurs d'abondance et de richesse taxonomique indiquaient une perturbation majeure dans la zone supra-littorale, en l'occurrence des fortes variations de niveau de l'eau les jours précédents l'échantillonnage. Cette observation était confirmée également par la composition du peuplement qui montrait une forte dominance d'un taxon très mobile (*Micronecta* sp de l'ordre des Hemiptera) mais aussi de taxons généralistes (Chironomidae, Oligochaeta). Le fait que le marnage affecte la composition des communautés dans les lacs marnant en favorisant une communauté simplifiée a été montré par de nombreuses études (Munn and Brusven, 1991 ; Valdovinos et al., 2007). En particulier, le marnage favoriserait les taxons avec un cycle de vie court et une reproduction rapide pour une recolonisation rapide (Furey et al., 2006 ; Aroviita et Hämäläinen, 2008) ainsi que les taxons avec une forte mobilité qui ont la faculté de suivre les variations de niveau (White et al., 2011 ; Carmignani et al., 2019).

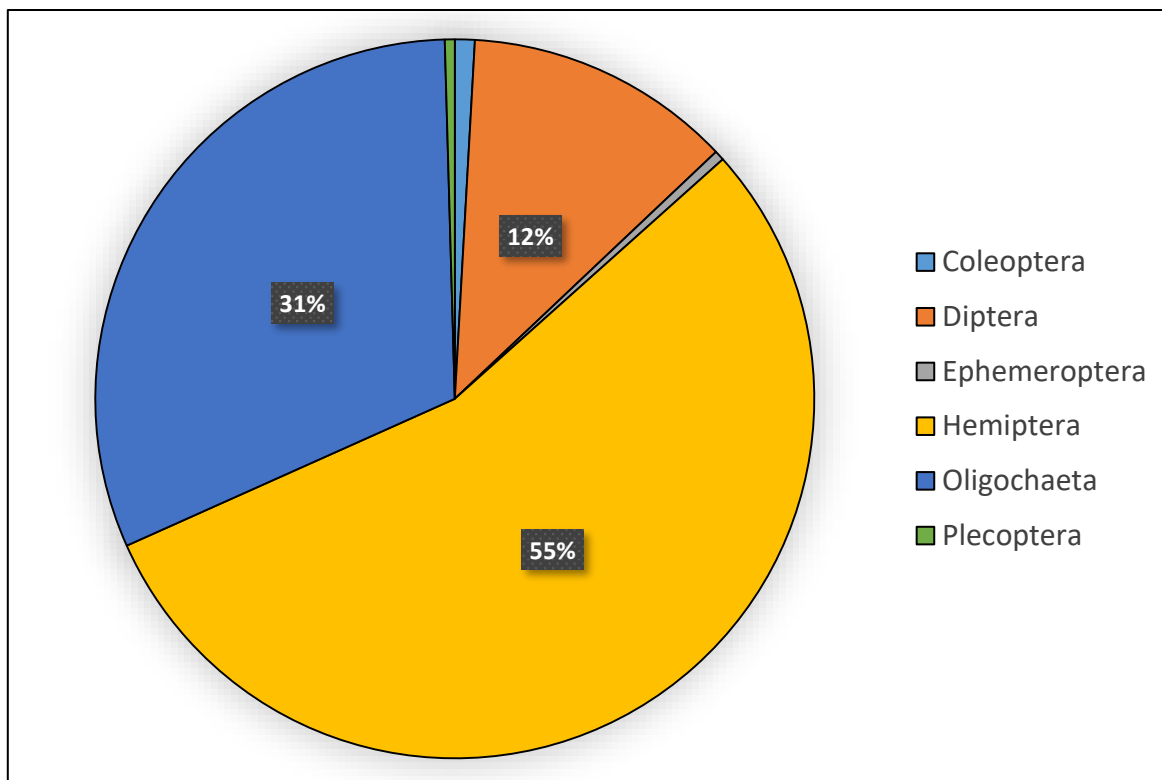


Figure 98 : Composition du peuplement de macroinvertébrés dans les stations littorales représentée par le pourcentage de chaque ordre.

3. Conclusion de l'étude du compartiment macroinvertébrés

L'analyse des macroinvertébrés benthiques dans les différentes stations littorales a montré une pauvreté des communautés, à la fois sur le plan du nombre d'individus mais surtout sur le nombre de taxa. Lorsqu'on s'est intéressé à la composition de la communauté, nous avons montré la forte dominance de 3 ordres : les Hémiptères, les Oligochètes et les Diptères Chironomidae. Ces 3 ordres sont largement représentatifs du contexte lors du prélèvement, à savoir une forte fluctuation du niveau de l'eau, en l'occurrence une forte remontée ici et ce malgré des prélèvements effectués à plus d'un mètre de profondeur. Si le printemps est normalement la meilleure saison pour échantillonner les macroinvertébrés puisque la richesse est au maximum et la taille des individus est assez grande pour une détermination précise, cette période ne permet pas d'avoir une vision holistique de la composition du peuplement de macroinvertébrés benthiques de la retenue de Serre-Ponçon.

Bilan de la V^{ème} étude hydrobiologique

La retenue de Serre-Ponçon est un site emblématique partagé entre les départements des Hautes-Alpes et des Alpes-de-Haute-Provence. Avec des mensurations si importantes, elle se classe parmi les plus grandes retenues hydroélectriques de France métropolitaine. Cette retenue multi-usages est un véritable poumon économique pour la région grâce à la production d'hydroélectricité, à la ressource en eau disponible pour les ménages et l'agriculture mais aussi de par sa forte attractivité touristique en été. Cependant, tous ces usages pourraient être impactés avec le vieillissement de la retenue et les changements climatiques (augmentation des températures, épisode de sécheresse, baisse de l'enneigement...). C'est dans ce contexte que cette nouvelle et V^{ème} étude hydrobiologique a été réalisée. Dans la continuité des précédentes études, ses objectifs étaient d'améliorer encore les connaissances sur le fonctionnement de la retenue mais aussi d'analyser les trajectoires de ses caractéristiques physicochimiques et écologiques dans le contexte de changements évoqués. Toutes ces connaissances visent à mettre en place une gestion efficace et optimisée de la retenue. Cette étude était l'une des plus ambitieuses menées sur cet écosystème de par le nombre important de compartiments biologiques et non biologiques étudiés et parce que plusieurs nouvelles techniques innovantes ont été testées dans un souci d'optimisation du rapport coût/bénéfices des futurs suivis (hydroacoustique, télédétection par satellite, modélisation thermique).

Sur le plan physico-chimique, cette étude a mis en évidence un bon état de la retenue, compatible avec la vie aquatique. De plus, la comparaison avec les données antérieures montre une certaine stabilité de la qualité physico-chimique de la retenue avec un maintien de son état méso-oligotrophe. Nous avons cependant montré que certains paramètres peuvent montrer ponctuellement une légère perturbation de l'état de la retenue (i.e. cas du phosphore et des nitrates en période estivale). Enfin, nous avons également pu mettre en évidence une conductivité plus importante en hiver surtout sur la branche Durance, traduisant un apport de minéraux dans la retenue, d'origine naturelle mais probablement plus d'origine anthropique (salage des routes pour l'entretien hivernal, fréquentation des pistes de ski).

Au niveau spatial, les caractéristiques physico-chimiques montrent peu de variabilité bien que deux stations se démarquent (Baie de Chanteloube, Baie Saint-Michel), en particulier Chanteloube par des valeurs de transparence, de nitrates, de phosphore et de chlorophylle-a plus élevées. Si l'étude du phytoplancton à Chanteloube a montré une forte dominance de Diatomées, des Cyanobactéries ont quand même été détectées et pourraient à l'avenir succéder aux Diatomées en se développant massivement. La mise en place d'outils de surveillance par la télédétection pourrait être envisageable pour le suivi des blooms algaux à l'échelle de la retenue. En effet, des alertes pourraient être mises en place dès lors que la concentration en chlorophylle-a dépasse un certain seuil sur certaines stations. Ces observations peuvent s'expliquer par le fait que cette station se trouve au niveau du rejet de la STEP de Chorges et ces résultats suggèrent l'intérêt de

mettre en place, avec le gestionnaire de la STEP, des actions de réduction des nutriments dans les rejets afin de minimiser les apports dans la retenue. Cela permettrait de réduire le risque d'apparition de blooms algaux importants dès le printemps (comme déjà observé) et d'en subir de potentielles conséquences sur certains usages.

Enfin, la température et l'oxygénation sont également des paramètres clefs dans l'étude et la surveillance d'un plan d'eau. Dans cette étude, le suivi de la température sur l'année 2023 a montré qu'elle était compatible avec la faune aquatique même pour les poissons sensibles (e.g. les salmonidés) et qu'il en était de même de l'oxygénation de la colonne d'eau. Cependant, la retenue de Serre-Ponçon n'est pas épargnée par le réchauffement climatique puisque la modélisation thermique a mis en évidence une augmentation continue de la température de l'épilimnion. Il sera intéressant de suivre et analyser sur le long terme l'évolution de la température de la retenue, grâce à des méthodes innovantes comme la modélisation et la télédétection, en synergie avec la prise de mesures *in situ* obtenues par la ligne de thermie installée dans la zone la plus profonde.

L'étude du compartiment phytoplanctonique et le calcul de l'indice IPLAC indique une amélioration de la qualité de la retenue qui, depuis 2016, est passée d'un bon à un très bon état. Le cortège algal se développe à partir du printemps lorsque la température de l'eau est plus chaude et lorsque la luminosité est plus importante. Il se trouve toujours dans les vingt premiers mètres sous la surface. Ce cortège algal dominé par des Diatomées, des Chrysophycées et des Chlorophycées, est caractéristique des milieux froids et oligotrophes. Les Cyanobactéries étaient très peu présentes, à l'exception de l'été 2022 où les conditions climatiques étaient dégradées (chaleur, sécheresse). Ce résultat montre donc malgré tout la fragilité d'un tel système notamment dans un contexte de changements climatiques qui pourraient favoriser ce type d'épisodes.

Pour le zooplancton, une saisonnalité du développement (printemps, été) et une homogénéité entre les stations ont pu être identifiées. Une densité plus faible en 2023 a été clairement observée en comparaison à celles des années 1996 et 2007. Cette observation pourrait résulter d'une combinaison de plusieurs paramètres comme l'apparition de deux nouvelles espèces de cladocères prédatrices ainsi que du développement important des deux espèces de Dreissène qui filtrent des volumes importants d'eau et consomment beaucoup de phytoplancton.

Enfin, les macroinvertébrés sont des organismes sensibles à l'environnement dans lequel ils se trouvent et souvent utilisés en tant que bioindicateurs. Dans cette étude, nous avons effectivement montré que le peuplement printanier était pauvre mais indicateur d'une perturbation majeure dans la zone littorale liée à la montée rapide du niveau de l'eau.

Références bibliographiques

- Abdulahak S., 2015. Projet d'étude de la végétation et de la végétalisation en flore locale, des rives du lac de Serre-Ponçon. 36p.
- Abdulahak S., MARQUIS F., 2016. Végétalisation et de lutte contre l'érosion sur les rives du lac de Serre-Ponçon. Bilan de plantations expérimentales et perspectives. 17p
- Abdulahak S., 2018. Bilan des opérations de plantations sur la zone du Liou pour l'année 2017. 11p.
- Argillier C., B. Augeard, J.M. Baudoin, P. Beaudelain Poulain, G. Beaujeu, et al. Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau). irstea. 2016, pp.106. <hal-02603509>.
- Blanchard, R., 1920. Régimes hydrauliques et climatiques. Alpes du Sud et ensemble des Alpes françaises. *Revue de Géographie Alpine* 8, 177–223. <https://doi.org/10.3406/rga.1920.2794>
- Burns, A., Walker, K.F., 2000. Effects of water level regulation on algal biofilms in the River Murray, South Australia. *Regulated Rivers: Research & Management* 16, 433–444. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200009/10\)16:5<433::AID-RRR595>3.0.CO;2-V](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<433::AID-RRR595>3.0.CO;2-V)
- Carmichael, W.W., Boyer, G.L., 2016. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae, Global Expansion of Harmful Cyanobacterial Blooms: Diversity, ecology, causes, and controls* 54, 194–212. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.02.002>
- Carmignani, J.R., Roy, A.H., Hazelton, P.D., Giard, H., 2019. Annual winter water level drawdowns limit shallow-water mussel densities in small lakes. *Freshwater Biology* 64, 1519–1533. <https://doi.org/10.1111/fwb.13324>
- Carriere, A., Reynaud, N., Gay, A., Baudoin, J.-M., Argillier, C., 2024. LHYMO: A new Water Framework Directive-compliant multimetric index to assess lake hydromorphology and its application to French lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 34, e4029. <https://doi.org/10.1002/aqc.4029>
- Champeau, A. et coll., (1980a). Etude hydrobiologique de la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon (Hte Alpes): 1er cycle annuel. Rapport E.D.F. E2271 : 125 p.
- Champeau, A. et coll., (1980b). Les retenues hydro-électriques du Verdon. Impact sur la rivières. Conséquences du marnage. Rapport Com. Faune-Flore Minis. Environ. : 98 p.

- Champeau, A. et coll., (1983). Etude hydrobiologique de la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon (Hte Alpes): 2ème cycle annuel. Rapport E.D.F. 203 p.
- Chappaz R., J-L. Boudenne, A. Cazaubon, C. Cuoc, J-P. Mori, L. Cavalli. 2009. IVème ETUDE HYDROBIOLOGIQUE DE LA RETENUE DE SERRE PONCON (Hautes Alpes). Bilan 1959-2007. 156 p.
- Combrisson, D., 2023. Colonisation de la Moule quagga *Dreissena rostriformis bugensis* Andrusov, 1897 (Mollusca, Bivalvia, Myida) sur le lac de Serre-Ponçon (Hautes-Alpes & Alpes-de-Haute-Provence). 19.
- Danis, P.-A. & V. Roubeix (2014) : Physico-chimie soutenant la biologie des plans d'eau nationaux : Principes et méthodes de définition des valeurs-seuils & Amélioration des connaissances par la télédétection. Rapport d'avancement. Convention Onema/Irstea 2013. 82 p.
- Elphick, J.R., Davies, M., Gilron, G., Canaria, E.C., Lo, B., Bailey, H.C., 2011. An aquatic toxicological evaluation of sulfate: The case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 247–253. <https://doi.org/10.1002/etc.363>
- Elphick, J.R.F., Bergh, K.D., Bailey, H.C., 2011. Chronic toxicity of chloride to freshwater species: Effects of hardness and implications for water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 239–246. <https://doi.org/10.1002/etc.365>
- Evtimova, V.V., Donohue, I., 2016. Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshwater Biology* 61, 251–264. <https://doi.org/10.1111/fwb.12699>
- Furey, P.C., Nordin, R.N., Mazumder, A., 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. *Journal of the North American Benthological Society* 25, 19–31. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[19:LBMUCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[19:LBMUCD]2.0.CO;2)
- Gligora Udovič, M., Cvetkoska, A., Žutinić, P., Bosak, S., Stanković, I., Špoljarić, I., Mršić, G., Kralj Borojević, K., Ćukurin, A., Plenković-Moraj, A., 2017. Defining centric diatoms of most relevant phytoplankton functional groups in deep karst lakes. *Hydrobiologia* 788, 169–191. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2996-z>
- Gumy, D., De Alencastro, L.F. (Eds.), 2001. Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Commission internationale de la protection des eaux du Léman.
- Hade, André, « Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger », Édition Fides 2002, Québec, p. 231.

- Hamilton, R.W., Buttner, J.K., Brunetti, R.G., 1975. Lethal Levels of Sodium Chloride and Potassium Chloride for an Oligochaete,¹ a Chironomid Midge,² and a Caddisfly³ of Lake Michigan⁴. *Environmental Entomology* 4, 1003–1006. <https://doi.org/10.1093/ee/4.6.1003>
- Havens, K.E., 2008. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems, in: Hudnell, H.K. (Ed.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Springer, New York, NY, pp. 733–747. <https://doi.org>
- Jones, L. A., & Ricciardi, A. (2005). Influence of physicochemical factors on the distribution and biomass of invasive mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) in the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(9), 1953–1962.
- Karjalainen, J., Mäkinen, M., Karjalainen, A.K., 2021. Sulfate toxicity to early life stages of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) in soft freshwater. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 208, 111763. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111763>
- Laplace-Treytoure C., J. Barbe, Alain Dutartre, J.C. Druart, Frédéric Rimet, et al.. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en oeuvre de la DCE : version 3.3.1. [Rapport Technique] irstea. 2009, pp.44. {hal-02595296}.
- Ledger, M.E., Harris, R.M.L., Armitage, P.D., Milner, A.M., 2008. Disturbance frequency influences patch dynamics in stream benthic algal communities. *Oecologia* 155, 809–819. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0950-5>
- Lee Z, Shang S, Qi L, et al (2016) A semi-analytical scheme to estimate Secchi-disk depth from Landsat-8 measurements. *Remote Sensing of Environment* 177:101–106. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.033>
- Lepistö, L., Rosenström, U., 1998. The most typical phytoplankton taxa in four types of boreal lakes, in: Alvarez-Cobelas, M., Reynolds, C.S., Sánchez-Castillo, P., Kristiansen, J. (Eds.), *Phytoplankton and Trophic Gradients*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 89–97. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2668-9_7
- Mitrofanova, E.Yu., 2011. Diversity of centric diatoms in the phytoplankton of a deep oligotrophic lake as a factor and indicator of the stability of its ecosystem: The example of Lake Teletskoye, Altai Mountains, Russia. *Russ J Ecol* 42, 256–259. <https://doi.org/10.1134/S1067413611030118>
- Molony, B., 2001. FISHERIES RESEARCH REPORT NO. 130, 200.

- Munn, M.D., Brusven, M.A., 1991. Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regulated Rivers: Research & Management* 6, 1–11. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450060102>
- Nechad B, Dogliotti A, Ruddick K, Doxaran D (2016) Particulate Backscattering Retrieval from Remotely-Sensed Turbidity in Various Coastal and Riverine Turbid Waters. 740:419
- Nichols, S. J. (1996). Variations in the reproductive cycle of *Dreissena polymorpha* in Europe, Russia, and North America. *American zoologist*, 36(3), 311-325.
- O'Reilly JE, Werdell PJ (2019) Chlorophyll algorithms for ocean color sensors - OC4, OC5 & OC6. *Remote Sensing of Environment* 229:32–47. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.04.021>
- Pahlevan N, Mangin A, V Balasubramanian S, et al (2021) ACIX-Aqua: A global assessment of atmospheric correction methods for Landsat-8 and Sentinel-2 over lakes, rivers, and coastal waters. *Remote Sensing of Environment* 258:112366. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112366>
- Prats J, Reynaud N, Rebière D, et al (2018) LakeSST: Lake Skin Surface Temperature in French inland water bodies for 1999–2016 from Landsat archives. *Earth System Science Data* 10:727–743. <https://doi.org/10.5194/essd-10-727-2018>
- Rebière, D., T. Péroux, J. Dublon et P.-A. Danis. 2015. Guide méthodologique : Protocole pour la réalisation de dispositifs de suivi pérenne de la température des plans d'eau. Pôle Onema-Irstea "Hydroécologie des Plans d'eau", Aix-en-Provence. p. 87.
- Sharaf, N., Prats, J., Reynaud, N., Tormos, T., Bruel, R., Peroux, T., Danis, P.-A., 2023. A long-term dataset of simulated epilimnion and hypolimnion temperatures in 401 French lakes (1959–2020). *Earth System Science Data* 15, 5631–5650. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5631-2023>
- Simon RN, Tormos T, Danis P-A (2014) Retrieving water surface temperature from archive LANDSAT thermal infrared data: Application of the mono-channel atmospheric correction algorithm over two freshwater reservoirs. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 30:247–250. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.01.005>
- Slim, K., Fadel, A., Atoui, A., Lemaire, B.J., Vinçon-Leite, B., Tassin, B., 2014. Global warming as a driving factor for cyanobacterial blooms in Lake Karaoun, Lebanon. *Desalination and Water Treatment* 52, 2094–2101. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.822328>

- Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon, 2012a. Note de synthèse. Développement de l'activité pêche sur le lac de Serre-Ponçon : création d'une frayère expérimentale de 500m². 14p.
- Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon, 2012b. Retour d'expérience. Développement de l'activité pêche sur le lac de Serre-Ponçon : création d'une frayère expérimentale au Riou Bourdou. 22p.
- Tachet H., Richoux P., Bournard M. & Usseglio-Polatera P., 2010. Invertébrés d'Eau Douce, Systématique, Biologie, Ecologie. Paris, Ed. CNRS, 588 pp.
- Tissot, L., Souchon, Y., 2010. Synthèse des tolérances thermiques des principales espèces de poissons des rivières et fleuves de plaine de l'ouest européen. *Hydroécol. Appl.* 17, 17–76. <https://doi.org/10.1051/hydro/2010004>
- Tormos T, Reynaud N, Danis P-A, et al (2021) Quand la surveillance des plans d'eau prendra de la hauteur, *Revue Science Eaux & Territoires*, Directive cadre européenne sur l'eau. *Revue Science Eaux & Territoires*, Directive cadre européenne sur l'eau 37:114–123. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2021.4.21>
- Valdovinos, C., Moya, C., Olmos, V., Parra, O., Karrasch, B., Buettner, O., 2007. The importance of water-level fluctuation for the conservation of shallow water benthic macroinvertebrates: an example in the Andean zone of Chile. *Biodivers Conserv* 16, 3095–3109. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9165-7>
- Visser, P.M., Verspagen, J.M.H., Sandrini, G., Stal, L.J., Matthijs, H.C.P., Davis, T.W., Paerl, H.W., Huisman, J., 2016. How rising CO₂ and global warming may stimulate harmful cyanobacterial blooms. *Harmful Algae, Global Expansion of Harmful Cyanobacterial Blooms: Diversity, ecology, causes, and controls* 54, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.006>
- Wander H.L., Lewis A.S.L. Howard D.W., Lofton M.E., Woelmer W.M., Brown B.L. Carey C.C. 2024. Zooplankton community structure and diel migration patterns vary over hours, days, and years in the pelagic and littoral zone of a eutrophic reservoir. *Journal of Plankton Research* 46(3):307-322. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbae017>
- White, J.C., Hannah, D.M., House, A., Beatson, S.J.V., Martin, A., Wood, P.J., 2017. Macroinvertebrate responses to flow and stream temperature variability across regulated and non-regulated rivers. *Ecohydrology* 10, e1773. <https://doi.org/10.1002/eco.1773>
- Wobbrock, J. O., Findlater, L., Gergle, D., and Higgins, J. J. (2011). The aligned rank transform for nonparametric factorial analyses using only ANOVA procedures. *Proceedings of the ACM Conference on Human Factors in Computing Systems (CHI '11)*. Vancouver, British Columbia (May 7–12, 2011). New York: ACM Press, pp. 143–146. doi: [10.1145/1978942.1978963](https://doi.org/10.1145/1978942.1978963).

Zhang X, Huang J, Chen J, Zhao Y (2023) Remote sensing monitoring of total suspended solids concentration in Jiaozhou Bay based on multi-source data. *Ecological Indicators* 154:110513. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110513>

Annexes

Annexe 1 – Compartiment abiotique

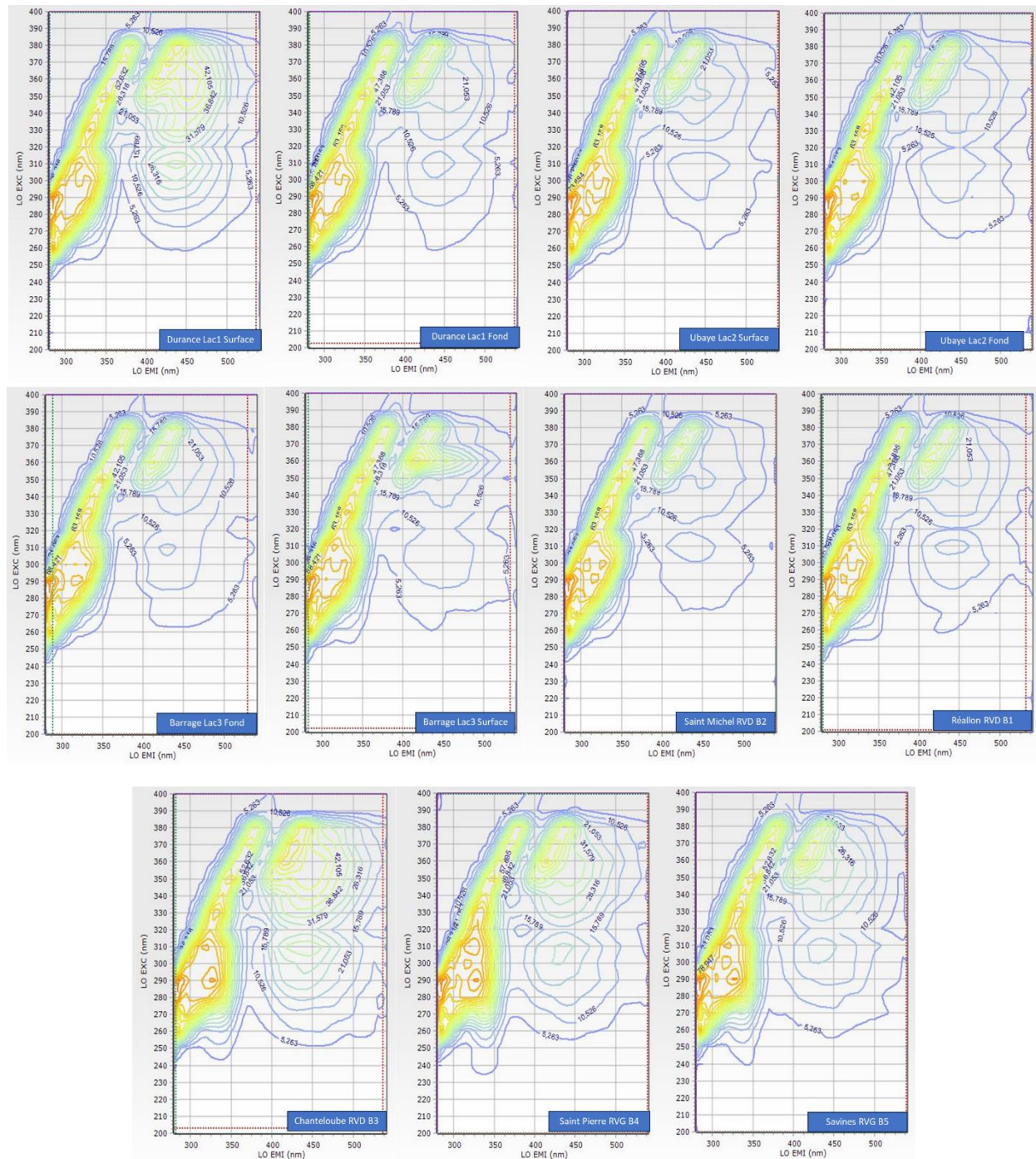


Figure A1-1 : Fluorescence 3D pour les prélèvements d'eau des stations lacustres et littorales pour la campagne de mars 2023.

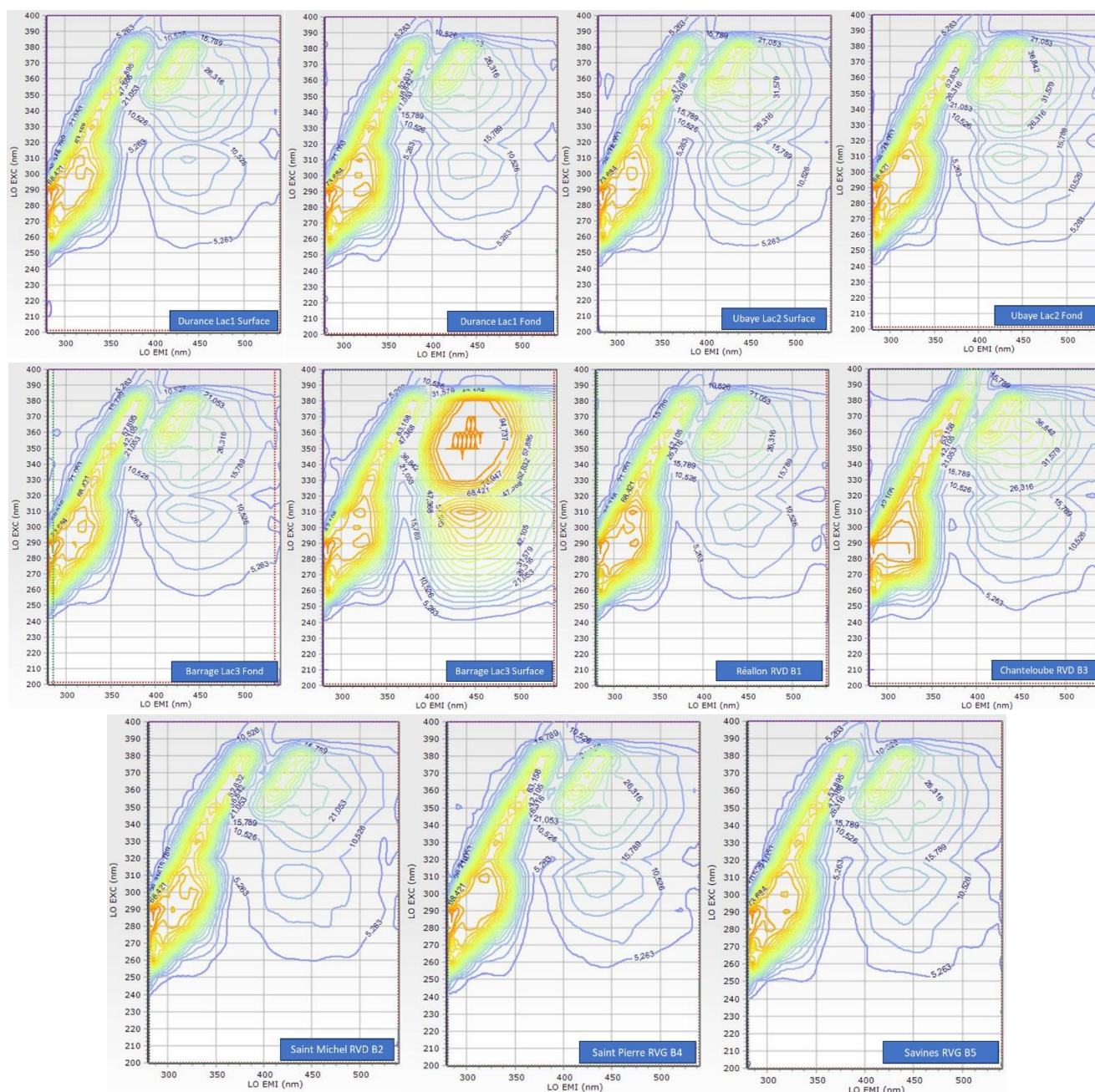


Figure A1-2 : Fluorescence 3D pour les prélèvements d'eau des stations lacustres et littorales pour la campagne de mai 2023.

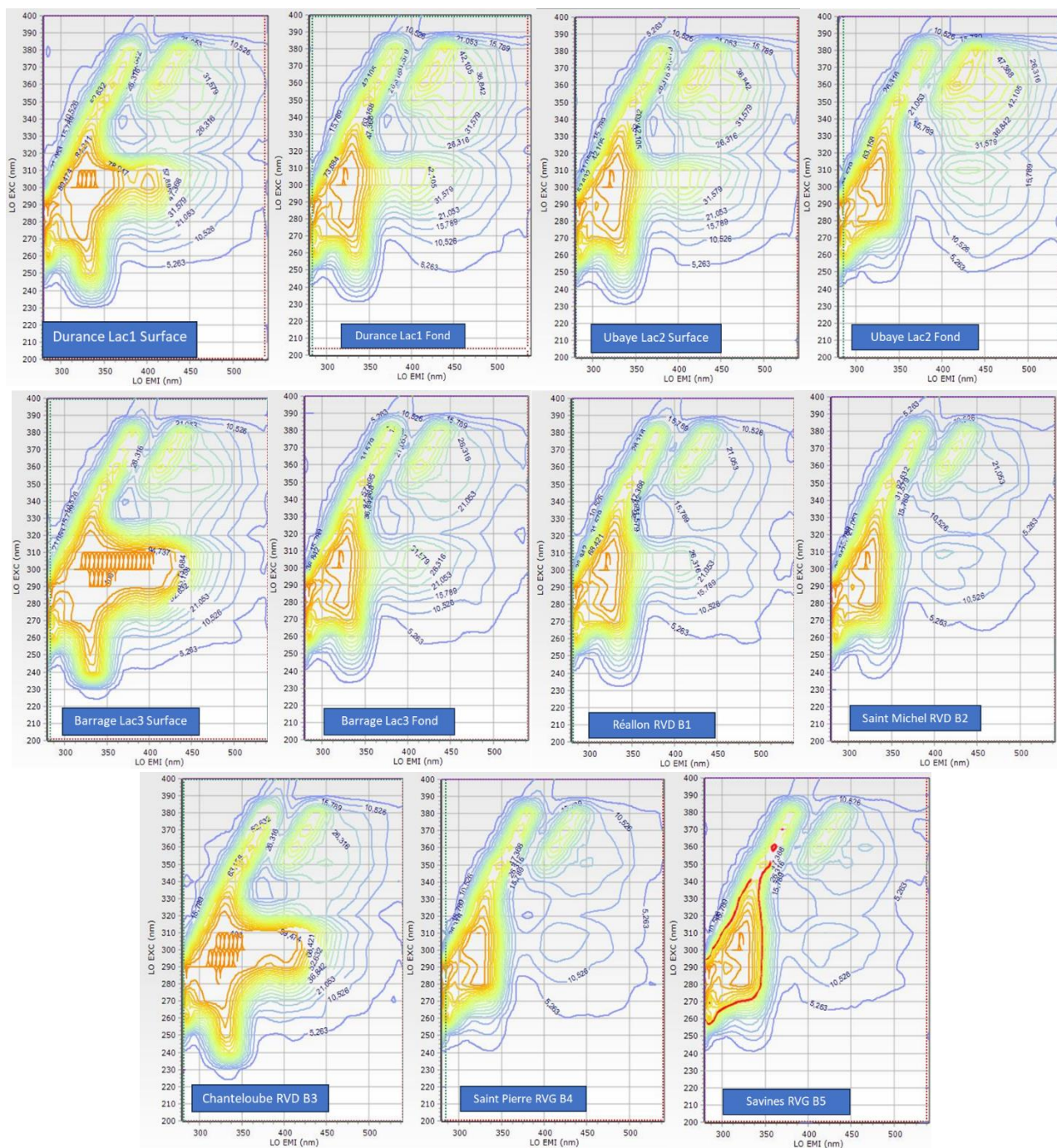


Figure A1-3 : Fluorescence 3D pour les prélèvements d'eau des stations lacustres et littorales pour la campagne de juillet 2023.

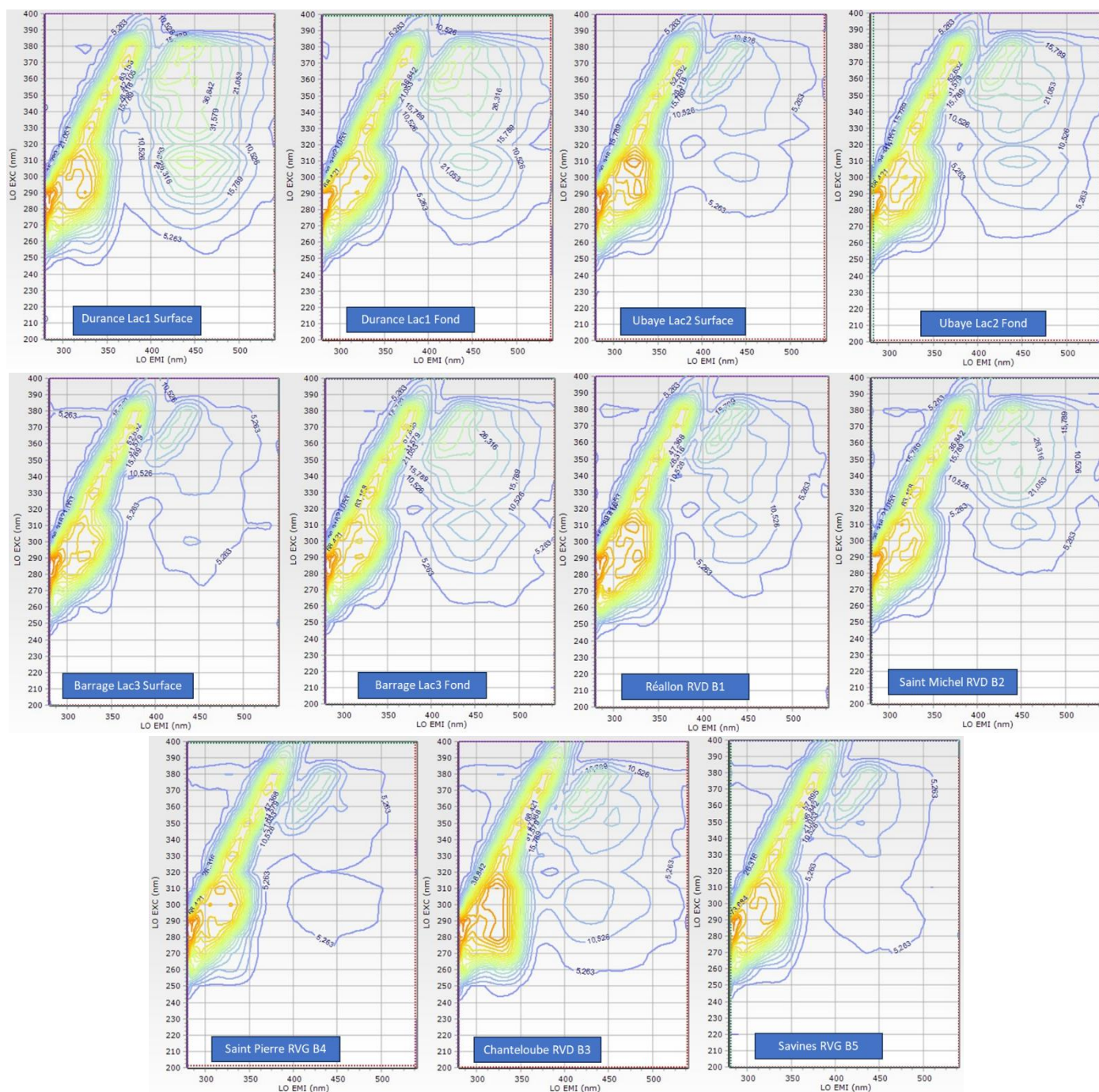


Figure A1-4 : Fluorescence 3D pour les prélèvements d'eau des stations lacustres et littorales pour la campagne de septembre 2023.

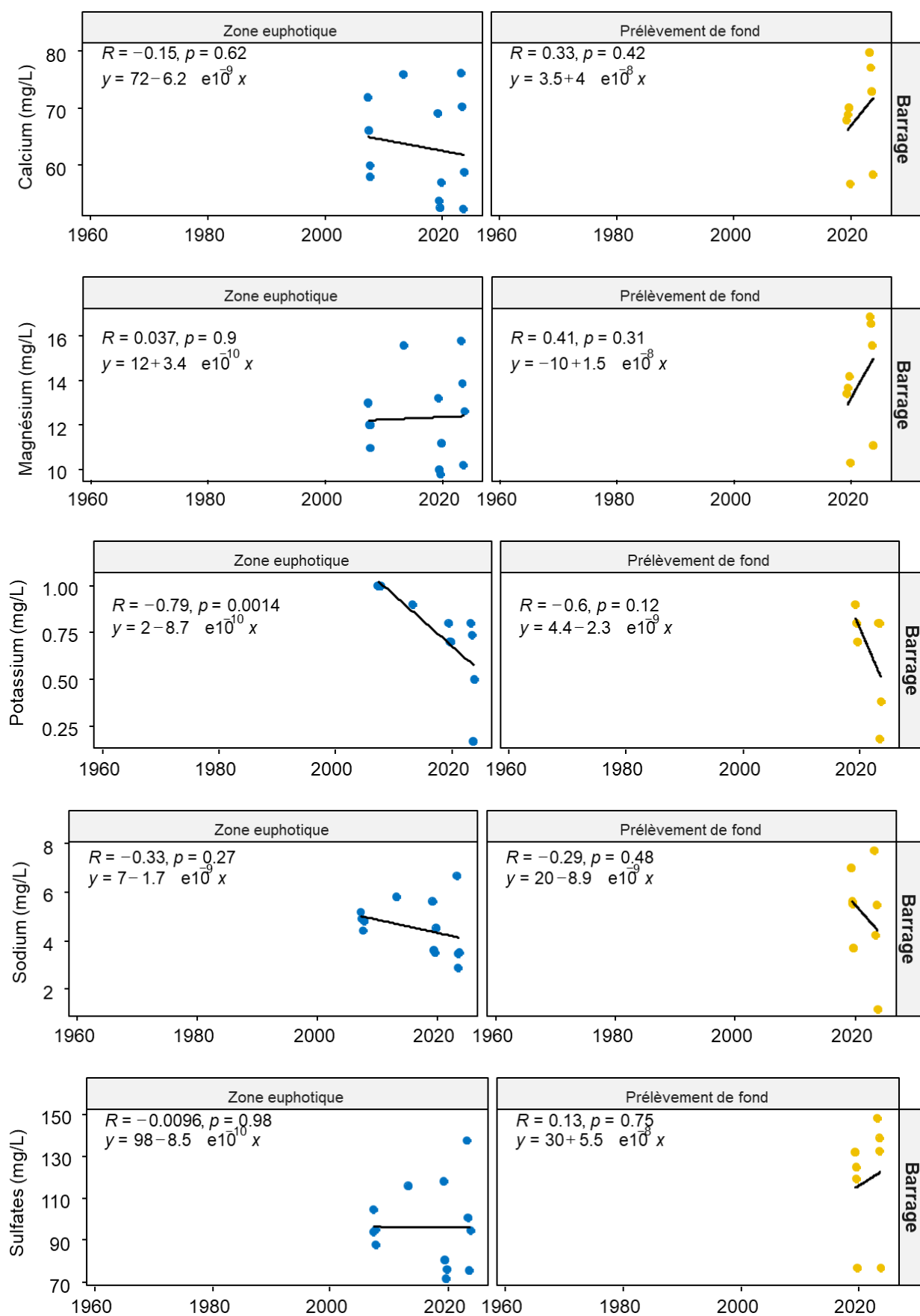


Figure A1-5 : Evolution des minéraux (Calcium, Magnésium, Potassium, Sodium, Sulfates) entre 1961 et 2023 dans la station Barrage.

Annexe 2 – Compartiment phytoplanctonique et phytobenthique

Tableau A2-1 : Densité (cell/ml) des différents taxons de phytoplanctons dans la station Barrage.
Résultats issus du dénombrement par Bi-Eau (Angers).

	08/03/2023	24/05/2023	04/07/2023	20/09/2024
Bacillariophyta				
Achnantheidium	0,16	1,82		
Asterionella formosa	0,24		13,10	29,12
Cocconeis	0,04	0,73		
Diatomées centriques indéterminées < 10 µm	0,22	7,28		16,02
Diatomées centriques indéterminées > 10 µm	0,08	1,46		
Fragilaria crotonensis		2,18	11,65	2,91
Fragilaria longifusiformis			4,37	1,46
Fragilaria saxoplanctonica	0,30	1,82	129,59	10,19
Lindavia radiosa	0,10	4,73	2,91	10,19
Nitzschia	0,02	1,09	11,65	24,75
Nitzschia acicularis		3,28	7,28	4,37
Nitzschia graciliformis		1,09		
Pantocsekiella costei	0,58	153,61	447,00	304,31
Skeletonema potamos			11,65	
Stephanodiscus hantzschii			2,91	
Chlorophyta				
Chlamydomonas < 10 µm	0,28	1,09		5,82
Chlamydomonas 10 – 20 µm	0,18			
Didymocystis comasii		1,46		
Didymocystis inconspicua		3,64		
Kirchneriella obesa			5,82	
Koliella longiseta	0,34	1,09		
Lagerheimia balatonica	0,34	5,46	2,91	7,28
Monoraphidium arcautum	0,10			
Monoraphidium contortum	0,12	1,82		
Monoraphidium komarkovae	0,36	3,64	2,91	
Monoraphidium minutum	0,18		1,46	
Oocystis			5,82	2,91

Siderocelis ornata			4,37	
Tetraedon minimum	0,06			
Cryptophyta				
Croomonas	0,06		1,46	
Cryptomonas	0,22		2,91	4,37
Cryptomonas marssonii				1,46
Plagioselmis nannoplanctica	0,90	6,19	45,14	103,38
Euglenophyta				
Euglena	0,02	0,73		
Phacus caudatus	0,02			
Miozoa				
Ceratium hirundinella			1,46	1,46
Dinophycées indéterminées				1,46
Gymnodinium	0,10		1,46	
Gymnodinium helveticum		0,73		
Parvodinium inconspicuum		0,36	4,37	2,91
Peridinales indéterminées < 20 µm	0,04	0,36	1,46	2,91
Peridiniopsis corillionii				2,91
Peridinium gatunense			1,46	1,46
Ochrophyta				
Chrysococcus			2,91	10,19
Cyclostephanos dubius			1,46	1,46
Dinobryon crenulatum	0,06			
Dinobryon divergens	0,20		611,53	69,89
Dinobryon sertularia	0,04		46,59	26,21
Kephyrion	0,20			4,37
Kephyrion littorale	0,10	0,73		
Kephyrion rubri-claustri	0,06			1,46
Mallomonas			1,46	4,37
Nephrodiella lunaris	0,14	1,82	5,82	
Ochromonas	0,22	3,28		
Pseudokephyrion pseudospirale	0,08			
Total	6,16	211,49	1394,87	659,58

Annexe 3 – Compartiment Zooplanctonique

Tableau A3-1 : Densité moyenne (ind/L) des différents taxons de zooplancton dans les stations lacustres en mars (n = 3 par station).

03/2023	DURANCE	UBAYE	BARRAGE
Bosminidae	0,0661	0,0129	0,0022
Calanoida	0,2965	0,9934	0,0343
Cercopagidae	0,0000	0,0000	0,0001
Cyclopoida	0,0296	0,0431	0,0028
Daphnia	0,2120	1,0073	0,0564
Diaphanosoma	0,0111	0,0246	0,0019
Dreissena	0,2416	0,1271	0,0134
Leptodora kindtii	0,0000	0,0000	0,0000
Nauplii	0,0204	0,0240	0,0041
Rotifera	0,0152	0,0160	0,0024
Total	0,0893	0,2248	0,0118

Tableau A3-2 : Densité moyenne (ind/L) des différents taxons de zooplancton dans les stations lacustres en mai (n = 3 par station).

05/2023	DURANCE	UBAYE	BARRAGE
Bosminidae	0,1202	0,0445	0,1128
Calanoida	0,0971	0,2820	0,1813
Cercopagidae	0,0047	0,0016	0,0006
Cyclopoida	0,0675	0,1213	0,0531
Daphnia	1,1352	1,5460	1,0359
Diaphanosoma	0,0128	0,0060	0,0085
Dreissena	0,0144	2,0991	0,2234
Leptodora kindtii	0,0000	0,0003	0,0000
Nauplii	0,0296	0,0464	0,0481
Rotifera	0,3676	0,1304	0,0829
Total	0,1849	0,4278	0,1747

Tableau A3-3 : Densité moyenne (ind/L) des différents taxons de zooplancton dans les stations lacustres en juillet (n = 3 par station).

07/2023	DURANCE	UBAYE	BARRAGE
Bosminidae	0,0040	0,0059	0,0158
Calanoida	0,1005	0,3880	0,1017
Cercopagidae	0,0007	0,0010	0,0079
Cyclopoida	0,0496	0,0640	0,0125
Daphnia	0,3155	0,0049	0,1241
Diaphanosoma	0,0147	0,0029	0,0099
Dreissena	0,0440	0,9242	1,0847
Leptodora kindtii	0,0111	0,0571	0,0165
Nauplii	0,1137	0,3171	0,1023
Rotifera	0,0139	0,2422	0,2185
Total	0,0668	0,2007	0,1694

Tableau A3-4 : Densité moyenne (ind/L) des différents taxons de zooplancton dans les stations lacustres en septembre (n = 3 par station).

09/2023	DURANCE	UBAYE	BARRAGE
Bosminidae	0,0300	0,1339	0,0065
Calanoida	0,0516	0,0171	0,2318
Cercopagidae	0,0007	0,0000	0,0075
Cyclopoida	0,0322	0,0145	0,0094
Daphnia	0,0621	0,0827	0,0744
Diaphanosoma	3,1780	1,0242	0,4114
Dreissena	0,1155	0,0292	0,3814
Leptodora kindtii	0,0366	0,0282	0,0438
Nauplii	0,0218	0,0055	0,1339
Rotifera	0,0987	0,0388	0,0415
Total	0,3627	0,1374	0,1342

Annexe 4 – Compartiment macroinvertébrés benthiques

Tableau A4-1 : Abondance totale des taxons de macroinvertébrés dans les stations littorales (prélèvement printanier, n =3 pour chaque station).

Niveau taxonomique	Réallon	Savines	Saint-Michel	Chanteloube	Saint-Pierre
Coleoptera					
Larvule indéterminée	1				1
Diptera					
Nematocera			1		
Chironomidae				3	
Orthoclaadiinae	10		2		
Tanytarsini			3		
Nymphe	3				2
Rhagionidae					
<i>Chrysopilus sp</i>			1		
Scatophagidae					
<i>Acanthocnema sp</i>				2	
Ephemeroptera					
Baetidae	1				
Hemiptera					
Corixidae					
<i>Micronecta sp</i>	9	20	26	20	48
Oligochaeta		14	46	8	2
Plecoptera					
Nemouridae					
<i>Protonemura sp</i>	1				
Total	25	34	79	33	53