Conseil scientifique de la
Commission internationale pour la protection des eaux du Léman

CIPEL

...pour que vive l'eau du Léman



RAPPORTS SUR LES ETUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LEMANIQUE

Campagne 2019

ISSN 1010-8432

CONSEIL SCIENTIFIQUE

DE LA COMMISSION INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CONTRE LA POLLUTION

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES
ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

CAMPAGNE 2019

Rapp. Comm. int. pour la protec. des eaux du Léman contre la pollution
Campagne 2019, 2020

Editeur :

Commission internationale pour la protection
des eaux du Léman contre la pollution – CIPEL

Agroscope - Changins - Bâtiment DC
50, route de Duillier
Case postale 1080
CH - 1260 NYON 1

Tél. : CH - 058 / 460 46 69
FR - + 41 58 / 460 46 69

E-mail : cipel@cipel.org

Site web : http://www.cipel.org

La reproduction partielle de rapports et d'illustrations publiés dans les
"*Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution*"
est autorisée à la condition d'en mentionner la source.
La reproduction intégrale de rapports doit faire l'objet d'un accord avec l'éditeur.

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT 5

CONCLUSIONS GÉNÉRALES 8

EXECUTIVE SUMMARY 12

RAPPORTS SUR LA SURVEILLANCE DU LÉMAN 15

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES 17

1. INTRODUCTION 18
2. METHODES 18
3. METEOROLOGIE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MELANGE DES EAUX 20
4. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LEMAN 24
5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMETRES PONDERES SUR L'ENSEMBLE DU LAC 44
6. CONCLUSION 46
7. MÉTÉOROLOGIE 52

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN 64

1. INTRODUCTION 65
2. ÉCHANTILLONNAGE 65
3. MÉTHODOLOGIE 66
4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN 67

PHYTOPLANCTON DU LÉMAN 87

1. INTRODUCTION 88
2. METHODES 88
3. RESULTATS ET DISCUSSION 89

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES 98

1. INTRODUCTION 99
2. METHODES 99
3. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2019 100
4. EVOLUTION DEPUIS 2014 102
5. CONCLUSION 105

BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN 106

1. INTRODUCTION 107
2. METHODES 107
3. RESULTATS ET DISCUSSION 107

ZOOPLANCTON DU LÉMAN 112

1. INTRODUCTION 113
2. METHODES 113
3. RESULTATS ET DISCUSSION 114

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 123

1. INTRODUCTION 124
2. MÉTHODOLOGIE 124
3. RÉSULTATS 124
4. CONCLUSION 127

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT 128

1. INTRODUCTION 129
2. ECHANTILLONNAGE 129
3. METHODOLOGIE 130
4. RESULTATS 130
5. CONCLUSION 141

FRAIE DU CORÉGONE ET DE LA PERCHE DANS LE LÉMAN 147

1. CONTEXTE ET OBJECTIF 148
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES 148
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION 150
4. CONCLUSION 155

ÉTUDES SPÉCIFIQUES 157

SURVEILLANCE DES MICROPOLLUANTS DANS LES RIVIÈRES DU BASSIN LÉMANIQUE À L'AIDE D'ÉCHANTILLONNEURS PASSIFS 158

1. INTRODUCTION 160
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE 160
3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS 167
4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES 187

ANALYSE DE MICROPLASTIQUES DANS DES EAUX DE RIVIÈRE ET DES TUBES DIGESTIFS DE POISSONS DU LÉMAN 199

1. INTRODUCTION 200
2. MATÉRIEL ET METHODES 200
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION 202
4. CONCLUSION 204

MACROPHYTES ET MOULES INVASIVES DU LEMAN 206

1. INTRODUCTION 207
2. METHODES 207
3. RESULTATS 208
4. CONCLUSION 210

FLUX D'ESPÈCES EXOGÈNES ENVAHISSANTES BENTHIQUES DANS LE LÉMAN 212

1. INTRODUCTION 213
2. METHODOLOGIE 213
3. ANALYSE DES RESULTATS 217
4. CONCLUSION 221

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP) 223

1. INTRODUCTION 224
2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT 224
3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP 226
4. CONCLUSION 236

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS 235

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LE LÉMAN

Position géographique moyenne :	46°27’ lat. N	6°32’ long. E de Greenwich
Altitude moyenne annuelle du plan d'eau (1943-2008) * :	372.05 m	mini : 371.78 (1949) maxi : 372.19 (1977)
Longueur des rives * * :	200.2 km	France : 58.0 km Suisse : 142.2 km • Vaud : 102.0 km • Valais : 7.6 km • Genève : 32.6 km
Superficie du plan d'eau * * :	580.1 km^2	France : 234.8 km^2 Suisse : 345.3 km^2 • Vaud : 298.0 km^2 • Valais : 10.6 km^2 • Genève : 36.7 km^2
Volume moyen :	89 milliards m^3 soit 89 km^3	
Débit moyen annuel du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2008)* :	182 m^3/s	maxi (1999) : 227 m^3/s mini (1976) : 127 m^3/s
Débit moyen annuel du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2008)* :	250 m^3/s	maxi (1995) : 327 m^3/s mini (1976) :166 m^3/s
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.3 ans	
Longueur de son axe :	72.3 km	
Profondeur maximale :	309.7 m	
Profondeur moyenne :	152.7 m	

Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac :

	Léman	**Grand Lac**	**Petit Lac**
Superficie du plan d'eau (km^2 / %)	580.1	498.90 / 86	81.20 / 14
Superficie de la zone 0-12 m (km^2 / %)	43.7	24.47 / 56	19.23 / 44
Volume (km3 / %)	89	86 / 96	3 / 4
Profondeur maximale (m)	309.7	309.7	76
Profondeur moyenne (m)	152.7	172	41
Longueur dans l'axe (km)	72.3	49	23.3

Le Grand Lac forme un bassin unique, d'orientation approximative est-ouest, caractérisé par une plaine centrale étendue, limitée par la courbe isobathe 300 m. Orienté nord-est - sud-ouest, le Petit Lac est bien plus étroit et moins profond. Son plancher est découpé par une série de cuvettes peu marquées.

_____

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

* * Calculs informatiques effectués sur des cartes OFT (Office fédéral de topographie) au 1:25'000

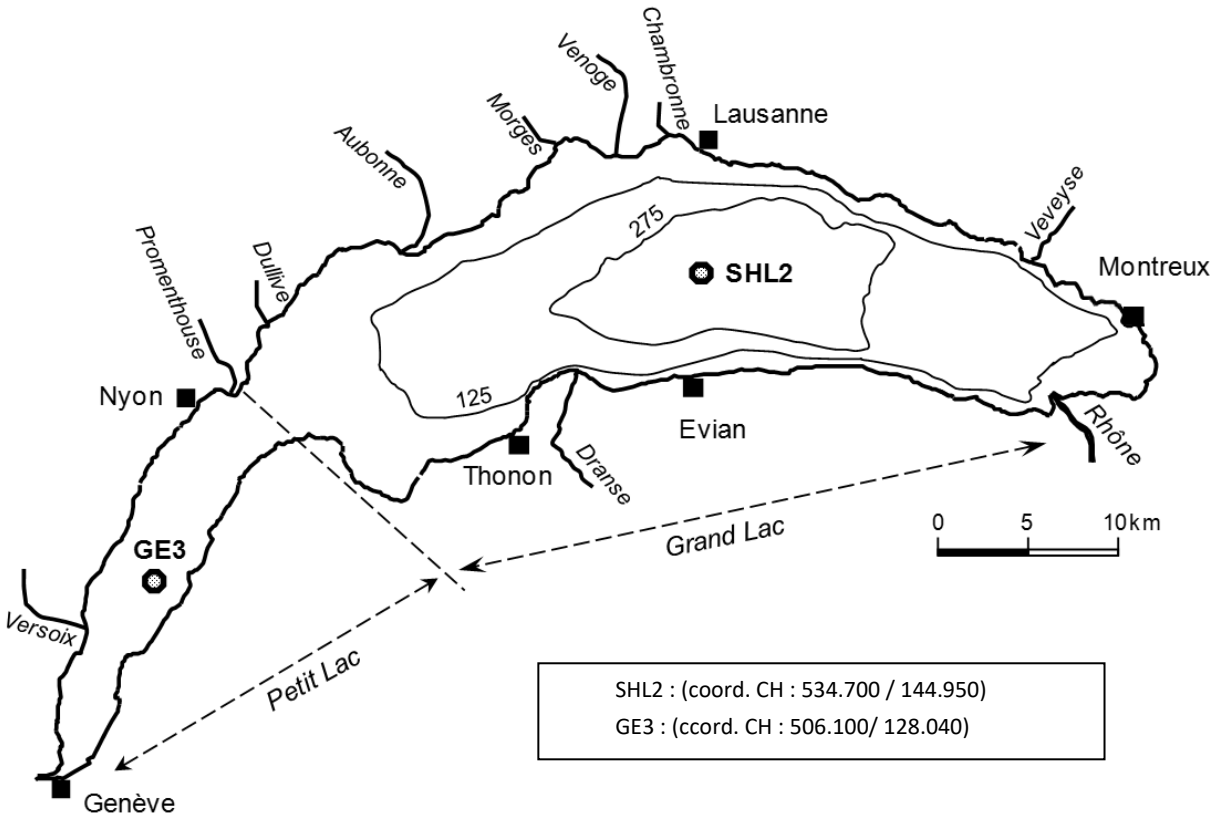


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements



Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * :	7'999 km^2	
Surface du bassin versant (sans le lac) :	7'419 km^2	France : 893 km^2 Suisse : 6'526 km^2
Altitude moyenne * :	1'670 m	
Altitude maximale (Pointe Dufour) :	4'634 m	
Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale) * :	9.40 %	
Population permanente (2011) :	1'083'431	France : 142’229 Suisse : 941’202
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	556'227	France : 162'360 Suisse : 393'867
Répartition des modes d'utilisation des sols les plus importants : Données : Suisse : Office Fédéral de la Statistique (1985, 1997, 2004/2009) France : Union Européenne, SOeS, Corine Land Cover (1990, 2000, 2006)	Surfaces en eau : Surfaces d’habitat et infrastructures : Surfaces agricoles utiles : (incluant les alpages) Surfaces boisées : Surfaces improductives :	7 % 7 % 26 % 31 % 29 %
La surface agricole utile se répartit de la manière suivante : Sources : Office fédéral de la statistique, 2004/2009 ; Union européenne, SOeS, Corine Land Cover, 2006	62% d’herbages (dont alpages) 22% de terres arables 4% de viticulture 2% d’arboriculture 10% de zones agricoles hétérogènes	

LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

(jusqu'à la frontière franco-suisse; bassin versant dont s'occupe la CIPEL)

Surface du bassin versant (lac compris) * :	10'323 km^2	
Altitude moyenne * :	1'580 m	
Altitude maximale (Mont-Blanc) :	4'810 m	
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * :	8.40 %	
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2008) * :	341 m^3/s	maxi (1995) : 434 m^3/s mini (1976) : 219 m^3/s
Population permanente (2011) :	1'878’373	France : 530’772 Suisse : 1'347’601
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	886'057	France : 473'720 Suisse : 412'337

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CAMPAGNE 2019

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, ACW – Changins – Bâtiment DC, Route de Duillier, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

SURVEILLANCE DU LEMAN

Les analyses physico-chimiques d'eau du lac, incluant les micropolluants, ainsi que le suivi biologique, est réalisé au point le plus profond du lac, désigné SHL2.

1. QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE A SHL2

L'année 2019 a été chaude : avec 2011, c'était la troisième année la plus chaude observée depuis 1980. Les températures exceptionnelles ont essentiellement été relevées en février et mars puis de juin à la fin de l'année. Le rayonnement était également particulièrement élevé sur presque l'ensemble de l'année, faisant de 2019 la deuxième année en termes de flux d'énergie captés par le lac sur la période 1981-2019. De telles conditions météorologiques ont conduit à des températures de l'eau plus élevées que la moyenne et ont entravé le brassage hivernal qui ne s'est étendu que jusqu'à 135m. Ainsi, les couches profondes n'ont pu être ré-oxygénées, et les concentrations en oxygène à 309m sont restées inférieures à 4 $mgO_2.L^{-1}$ tout au long de l'année. Les températures printanières élevées ont également impacté la phénologie de reproduction de la perche.

Les concentrations en chlorure semblent se stabiliser depuis 2016. En 2019, la concentration moyenne en azote total (667 $\mu gN\ L^{-1}$) était en diminution par rapport à l'année 2018, tout en restant proche de celle mesurée en 2017. La concentration moyenne annuelle en azote nitrique (542 $\mu gN\ L^{-1}$) a continué à baisser.

Les concentrations en phosphore total et dissous ont nettement diminué par rapport à 2018. Avec des concentrations moyennes pondérées de 16.20 $\mu g\ L^{-1}$ et 11.91 $\mu g\ L^{-1}$ respectivement, ces concentrations s'inscrivent de nouveau dans le prolongement d'une tendance à la baisse interrompue en 2018.

2. SUIVI BIOLOGIQUE DE LA ZONE PELAGIQUE (SHL2)

L'évolution de l'indice Brettum, établi sur la base de la composition taxonomique de la communauté phytoplanctonique, indique que l'impact de la baisse des concentrations en phosphore demeure manifeste. En été et automne, la biomasse des picocyanobactéries peut égaler voire dépasser celles du nano- et micro-phytoplancton. Ce groupe phytoplanctonique tend à être favorisé par la baisse des concentrations en phosphore et le réchauffement du lac. En hiver, la biomasse de certaines espèces filamenteuses telles que *Planktothrix rubescens* (cyanobactérie) et *Mougeotia gracillima* (Conjugatophycée) sont importantes. Malgré une baisse de la productivité phytoplanctonique au printemps, la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle demeure élevée (1515 $\mu g\ L^{-1}$), supérieure à l'objectif fixé par la CIPEL pour le plan en cours (1000 $\mu g\ L^{-1}$).

La communauté zooplanctonique voit son abondance diminuer depuis la fin des années 80. Cette baisse continue de l'abondance du zooplancton reste principalement due au déclin des daphnies ; en 2019 la tendance à la baisse observée depuis quelques années chez les cyclopoïdes *Leptodora* et *Bythotrephes* se poursuit.

Le régime alimentaire du corégone demeure dominé par les daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora*. Les contributions relatives de ces proies au bol alimentaire présentent une forte saisonnalité récurrente d'une année à l'autre. En 2019, le démarrage de la fraie était plus précoce qu'en 2018. Les données de reproduction du corégone récoltées pendant l'hiver 2018-2019 doivent être considérées avec prudence en raison du faible nombre d'individus échantillonnés et des conditions météorologiques qui ont limité le nombre de prélèvements.

3. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE ET DU LAC (SHL2)

Cent-seize produits phytosanitaires, trente-quatre principes actifs pharmaceutiques, deux agents anti-corrosion et quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl) ont été analysés dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2019. A l'exception d'un pic de concentration en amidosulfuron en mars, aucun produit phytosanitaire n'a dépassé les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg L^{-1}). Sur les 34 principes actifs pharmaceutiques recherchés, certains sont retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations encore très importantes. Un maximum de 1.3 µg L^{-1} a été mesuré pour la metformine (moyenne 0.43 µg L^{-1}) ; la guanyl-urée (principal métabolite de la metformine) a culminé à 2.94 µg.L^{-1} (moyenne 1.24 µg L^{-1}).

En termes de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires déversées par le Rhône dans le lac en 2019 s'élèvent à 280 kg (contre 308 kg en 2018, 444 kg en 2017 et 577 kg en 2016). Les principes actifs pharmaceutiques d'origine industrielle diminuent à 132 kg an^{-1} (contre 341 kg en 2018 et 672 kg en 2017). La charge en 1,4-dioxane, estimée à 182 kg an^{-1}, est en diminution progressive (345 kg en 2018, 6 tonnes en 2014).

La surveillance des micropolluants dans les eaux du Léman comprend le suivi de 381 pesticides, 66 résidus médicamenteux et 5 métaux (totaux et dissous) depuis la surface jusqu'au fond ainsi que le suivi du manganèse au fond du lac.

Ce programme de surveillance de la qualité de l'eau du Léman a une finalité essentiellement de "contrôle de la ressource en eau de boisson.

Les teneurs en pesticides et en métaux satisfont aux exigences requises pour les eaux de boisson au sens des législations suisse et française, ainsi qu'aux valeurs limite pour la protection de l'environnement.

Pour les résidus médicamenteux, l'azithromicyine, la clarithromycine et le diclofénac ont une valeur seuil définie dans la législation suisse. La présence dans l'environnement de ces résidus médicamenteux n'est toutefois pas souhaitable, notamment dans des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, comme celles du Léman. La metformine a été mesurée entre 0.40 et 0.61 µg L^{-1} à 15 m de profondeur et 0.21 à 0.51 µg L^{-1} à 100 m, indiquant une stabilisation, voire une baisse après une hausse relativement continue depuis 2014. Les concentrations de guanyl-urée oscillaient entre <0.05 et 0.34 µg L^{-1}.

ETUDES SPÉCIFIQUES

1. MICROPOLLUANTS HYDROPHOBES DANS LES AFFLUENTS

Une surveillance de polluants hydrophobes (polychlorobiphényles - PCB, polybromodiphényléthers - PBDE et hydrocarbures polycycliques aromatiques - HAP) a été initiée en 2018 dans les rivières du bassin lémanique avec des capteurs passifs. Il s'agissait d'obtenir une vision d'ensemble homogène de la présence de ces micropolluants, et d'estimer les concentrations et charges pondérées dans le temps de ces micropolluants. La première campagne (automne 2018, réalisée sur 46 sites) a permis d'identifier les portions de cours d'eau présentant les concentrations et charges de PCB, PBDE et HAP dissous les plus élevées. Afin de confirmer les tendances observées en 2018 et de fournir davantage d'informations sur les sources de pollutions potentielles, une seconde campagne a été réalisée au printemps 2019 sur 32 sites. Afin d'acquérir davantage de connaissances sur la répartition des polluants hydrophobes entre la phase dissoute (échantillonnée avec les capteurs) et la phase particulaire, des données sur les concentrations dans les matières en suspension (MES) ont également été acquises sur deux sites en déployant des trappes à MES.

Comme en 2018, il a été montré que la charge de ces polluants dissous arrivant au Léman est principalement due au Rhône, ce dernier participant en 2019 à 76% des apports en PCB, 77% en PBDE et 86% en HAP. Les charges de PCB, PBDE et HAP dans l'Arve représentent respectivement 33%, 25% et 36% de celles du Rhône après leur confluence à Genève. Des concentrations élevées ont été mesurées lors d'une des deux campagnes au moins le Nant d'Avril, Vengeron, Venoge, Chamberonne, Arve (Passy) et Rhône (Evionnaz) pour les PCB et les PBDE, ainsi que l'Eau Froide de Roche pour les PBDE, De même, des concentrations élevées en HAP ont été relevées dans le Vengeron, le Nant d'Avril et la Chamberonne.

Ces deux campagnes fournissent une base de connaissances qui permettra de définir un protocole de surveillance régulier des affluents, et de préciser si le lac joue un rôle de « puits » (voire de source) pour ces polluants.

2. MICROPLASTIQUES

La pollution par les microplastiques est une source de préoccupation croissante du fait de leurs impacts potentiels sur les écosystèmes et la santé humaine. Depuis quelques années, il est établi que les microplastiques sont présents dans l'ensemble des écosystèmes aquatiques (rivières, lacs, mers, océans) dont le Léman et ses affluents. Dans le cadre d'une démarche d'évaluation de la pollution par les microplastiques du Léman, cette étude visait à identifier leur présence dans le système digestif de poissons du lac ainsi que dans l'eau du Rhône et de la Versoix.

Un inventaire de la présence de microplastiques a été réalisé dans 103 appareils digestifs de plusieurs espèces de poissons prélevés dans le Léman par des pêcheurs professionnels. Les espèces choisies incluent à la fois des poissons carnivores, qui sont parmi les plus consommés du lac, et des poissons planctonophages ou omnivores. Par ailleurs, un échantillon d'eau du lac et six échantillons d'eau de rivière recevant des apports urbains plus ou moins marqués ont été analysés.

Au total 16 particules de plastique >500 µm ont été identifiées dans dix des 103 poissons analysés, ce qui représente 9.7% des individus étudiés. 80% de ces particules ont été identifiées dans les tubes digestifs de gardons (*Rutilus rutilus*) et de lottes (*Lotta lotta*). Des microplastiques ont été détectés dans l'ensemble des échantillons d'eau analysés. Les concentrations en microplastiques >500 µm mesurées dans l'eau varient entre 0.02 et 0.11 particules/m^3 et entre 0.17 et 0.38 particules/m^3 pour les microplastiques >100 µm.

Ces résultats témoignent d'une contamination relativement limitée des eaux de rivière analysées dans le cadre de cette étude. Les populations de poissons du lac semblent également faiblement contaminées par les microplastiques de taille >500 µm. Des investigations complémentaires sur des particules de plus petite taille sont envisagées.

3. MACROPHYTES

En 2019, une campagne de relevé des macrophytes du Léman a été effectuée afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés de macrophytes. Dans un contexte de réchauffement progressif des eaux superficielles observé depuis 1973, la zone littorale se caractérise par une évolution dans la distribution des espèces. On remarque que les herbiers d'espèces de grande taille prospèrent au détriment des petites espèces qui se cantonnent sur de petites surfaces. La richesse floristique à l'échelle du Léman reste comparable à celle de 2009. Les herbiers de macrophytes atteignent généralement les limites de la beine lacustre, dans les gammes de profondeurs maximales de colonisation que peuvent atteindre les spermaphytes dans la littérature (8-14m), généralement en progression par rapport à 2009. La comparaison des abondances relatives des chroniques de 1975 à 2019 met en évidence (1) la régression constante de *Stuckenia pectinata*, espèce indicatrice d'une altération de la qualité des eaux, qui a prospéré dans le Léman du début du 20ème siècle à la mise en place des mesures d'amélioration de qualité des eaux. (2)

En parallèle, la progression de *Chara denudata* semble indiquer que la qualité des eaux du Léman s'améliore. Les grands herbiers de *S. pectinata* sont progressivement supplantés par des herbiers de *Potamogeton perfoliatus* et *Myriophyllum spicatum*. Les recouvrements de characées sont en régression par rapport aux recouvrements de 2009. Cette régression a probablement pour origine une variabilité spatio-temporelle importante, difficile à mettre en évidence dans le cadre d'un suivi décennal. Face à un contexte de réchauffement progressif des eaux superficielles, il est possible que l'on observe à terme des modifications des communautés de macrophytes en faveur des espèces les plus thermophiles.

4. ESPECES EXOTIQUES ENVAHISSANTES

Depuis le début du XXe siècle, les communautés d'invertébrés benthiques des lacs alpins ont changé suite au flux de nouvelles espèces en provenance principalement des régions ponto-caspiennes, asiatiques et nord-américaines. Plus d'une quinzaine d'espèces de macroinvertébrés aquatiques ont colonisé le Léman. Près de la moitié d'entre elles proviennent de la région ponto-caspienne. Des suivis ont été mis en place dès 2003 pour détecter leur arrivée et évaluer leur abondance relative. Un risque élevé d'impacts écologiques et/ou socio-économiques existe pour quatre espèces de mollusques : l'escargot de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum*), les moules zébrée et quagga (*Dreissena polymorpha* et *D. rostriformis bugensis*), la palourde asiatique (*Corbicula fluminea*) et trois espèces de crustacés : le gammare du Danube (*Dikerogammarus villosus*), la crevette de vase (*Chelicorophium curvispinum*) et la crevette mysidé *Hemimysis anomala*.

Depuis les années 2003, les fonds littoraux changent avec l'installation du gammare du Danube, de la palourde asiatique (2008), de la crevette de vase (2010) et enfin de la moule quagga (2015). La biodiversité littorale des espèces endogènes est en déclin rapide depuis le début des suivis avec une régression de la biomasse des grandes moules unionidés, du gammare indigène, de l'aselle et de la biodiversité des larves d'insectes.

5. ETAT DES LIEUX PROVISOIRE SUR LA MOULE QUAGGA (DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS)

Les premières observations de l'espèce *D. rostriformis bugensis* (moule quagga) dans le Léman remontent à 2015, dans le canton de Vaud. Depuis, cette espèce tend à supplanter la moule zébrée (*D. polymorpha*), introduite antérieurement : 80 % des moules collectées sur la beine lacustre à l'occasion de l'étude sur les macrophytes sont constitués de quagga. L'espèce est désormais présente sur l'ensemble du lac.

Les larves véligères des deux espèces de dreissènes sont trop ressemblantes pour être distinguées. Cependant, l'analyse de la phénologie des larves véligères collectées avec le zooplancton indique une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été ; depuis 2017, ces larves sont également fortement présentes en hiver. Ce changement dans la phénologie des véligères est une indication de la colonisation du lac par la moule quagga. Avec sa capacité à s'implanter à de plus grandes profondeurs (jusqu'à 80 m), celle-ci pose actuellement de sérieux problèmes aux services gestionnaires de pompage d'eau en obstruant les prises d'eau (potables, de refroidissement, etc.). De plus, son aptitude à filtrer de grands volumes d'eau a des conséquences positives sur la transparence des eaux, mais entraine aussi des risques de réduction de la biomasse planctonique dans les zones où elle prolifère.

EXECUTIVE SUMMARY

CAMPAGN 2019

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, ACW – Changins – Bâtiment DC, Route de Duillier, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

MONITORING LAKE GENEVA

The physicochemical analyses of the lake water, including micropollutants, as well as the biological monitoring, are achieved at the lake's deepest point, designated SHL2.

1. PHYSICOCHEMICAL QUALITY AT SHL2

The year 2019 was hot: with 2011 it was the third hottest year observed since 1980. Exceptional temperatures were for the most part recorded in February and March and then from June to the end of the year. Radiation was also particularly high for most of the year, making 2019 the second highest year for energy flow absorbed by the lake for the 1981–2019 period. These meteorological conditions produced higher water temperatures than average and disrupted winter mixing, which extended to only 135 m. Therefore, the deep layers could not be reoxygenated and the oxygen concentrations at 309 m remained lower than 4 $mgO_2.L^{-1}$ throughout the year. High spring temperatures also impacted perch reproduction phenology.

Chloride concentrations seem to have stabilised since 2016. In 2019, the mean total nitrogen concentration (667 µgN L^{-1}) decreased compared to 2018, while remaining close to the value measured in 2017. The mean annual nitrogen concentration (542 µgN L^{-1}) continued to drop.

Total and dissolved phosphorus concentrations were clearly lower than in 2018. With mean weighted concentrations at 16.20 µg L^{-1} and 11.91 µg L^{-1}, respectively, these concentrations again illustrate the prolongation of a declining trend interrupted in 2018.

2. BIOLOGICAL MONITORING OF THE PELAGIC ZONE (SHL2)

The changes in the Brettum Index, established based on the taxonomic composition of the phytoplanktonic community, indicate that the impact of decreasing phosphorus concentrations remains substantial. During the summer and autumn, the picocyanobacteria biomass can equal or even surpass the biomass of nano- and micro-phytoplankton. This phytoplanktonic group tends to be promoted by the reduction in phosphorus concentrations and the lake's heating. In winter, the biomass of certain filamentous species such as Planktothrix rubescens (cyanobacterium) and Mougeotia gracillima (Conjugatophyceae) were high. Despite a reduction in phytoplanktonic productivity in spring, the mean annual phytoplanktonic biomass remained high (1515 µg L-1), higher than the objective set by the CIPEL for the current plan (1000 µg L-1).

The zooplanktonic community has shown lesser abundance since the end of the 1980s. The continuous reduction of the abundance of zooplankton remains mainly due to a decline in daphnia; in 2019 the lowering trend observed over the past few years in the Leptodora and Bythotrephes cyclopoids was sustained.

The diet of the cladocerans continued to be dominated by daphnia, Bythotrephes and Leptodora. The relative contributions of these prey to the food bowl showed strong seasonality that recurred from one year to the next. In 2019, spawning began earlier than in 2018. Cladoceran reproduction data collected during the 2018–2019 winter should be considered cautiously because of the low number of individuals sampled and the weather conditions, which limited the number of samplings.

3. MICROPOLLUTANTS IN RHÔNE RIVER AND LAKE GENEVA WATERS (SHL2)

One hundred sixteen crop protection products, thirty-four pharmaceutical active ingredients, two anti-corrosion agents and four organic composites (1,4-dioxane, methyl tertbutyl ether [MTBE], benzidine and its metabolite 4-aminobiphenyl) were analysed in the Rhone River waters and upstream of Lake Geneva throughout 2019. Except for a peak in the amidosulfuron concentration in March, no plant protection product surpassed the requirements of the Ordonnance sur la protection des eaux (Ordinance on water protection), i.e. 0.1 µg L^{-1}. Of the 34

pharmaceutical active ingredients examined, some were found in the Rhone River waters at concentrations that remained high. A maximum of 1.3 µg L^{-1} was measured for metformin (mean, 0.43 µg L^{-1}); guanyl-urea (the main metabolite of metformin) peaked at 2.94µg.L^{-1} (mean, 1.24 µg L^{-1}).

In terms of annual flows, the total quantities of plant protection products discharged by the Rhone to the lake in 2019 totaled 280 kg (versus 308 kg in 2018, 444 kg in 2017 and 577 kg in 2016). Industrial pharmaceutical active ingredients decreased to 132 kg $year^{-1}$ (versus 341 kg in 2018 and 672 kg in 2017). The 1,4-dioxane load, estimated at 182 kg $year^{-1}$, is progressively lowering (345 kg in 2018, 6 tonnes in 2014).

Monitoring micropollutants in Lake Geneva waters includes surveillance of 381 pesticides, 66 medicinal product residues and 5 metals (total and dissolved) from the surface to the bottom as well as the surveillance of manganese at the lake bottom.

The purpose of this programme monitoring the water quality of Lake Geneva is essentially one of monitoring drinking water.

The pesticide and metal contents satisfy the requirements for drinking water as stipulated by Swiss and French legislation as well as the threshold values for environmental protection.

For medicinal residues, azithromycin, clarithromycin and diclofenac were measured at the threshold value defined in Swiss legislation. The presence in the environment of these medicinal residues is nonetheless undesirable, notably in water intended for drinking water, as is the case of Lake Geneva waters. Metformin was measured between 0.40 and 0.61 µg L^{-1} at 15 m deep and 0.21–0.51 µg L^{-1} at 100 m, indicating that its level is stabilising, even lowering after a relatively continuous rise since 2014. The concentrations in guanylurea oscillated between <0.05 and 0.34 µg L^{-1}.

SPECIFIC STUDIES

1. HYDROPHOBIC MICROPOLLUTANTS IN TRIBUTARIES

Monitoring hydrophobic pollutants (polychlorobiphenyls [PCBs], polybrominated diphenyl ethers [PBDEs] and polycyclic aromatic hydrocarbons [PAHs] was initiated in 2018 in the rivers of Lake Geneva's basin with passive sensors. This was done to obtain an overall homogenous view of the presence of these micropollutants and to estimate the concentrations and weighted loads over time of these micropollutants. The first campaign (autumn 2018, carried out on 46 sites) identified the portions of water bodies presenting the highest concentrations and loads of PCBs, PBDEs and dissolved PAHs. To confirm the trends observed in 2018 and provide additional information on the sources of potential pollutants, a second campaign was conducted in spring 2019 on 32 sites. To acquire greater knowledge on the distribution of hydrophobic pollutants between the dissolved phase (sampled with sensors) and the particulate phase, data on the concentrations in suspended matters (SMs) were also acquired on two sites by deploying SM traps.

As in 2018, it was shown that the load of these dissolved pollutants arriving in Lake Geneva is mainly due to the Rhone River, which in 2019 accounted for 76% of the PCBs, 77% of the PBDEs and 86% of the PAHs. The PCB, PBDE and PAH loads in the Arve River accounted for 33%, 25% and 36%, respectively, of those stemming from the Rhone after their confluence at Geneva. High concentrations were measured during one of these two campaigns at the Nant d'Avril River, the Vengeron, the Venoge, the Chamberonne, the Arve (Passy) and the Rhône (Evionnaz) for PCBs and PBDEs, as well as the Eau Froide de Roche for PBDEs. Similarly, high PAH concentrations were sampled in the Vengeron, the Nant d'Avril and the Chamberonne rivers.

These two campaigns provide a database making it possible to define a regular monitoring protocol of the tributaries and to detail whether the lake plays a role of sink (or even of source) for these pollutants.

2. PRELIMINARY STUDIES ON MICROPLASTICS

Microplastic pollution is a source of growing concern because of their potential impacts on ecosystems and human health. Over the past few years, it has been established that microplastics are present in all aquatic ecosystems (rivers, lakes, seas and oceans) including Lake Geneva and its tributaries. Within the assessment of microplastic pollution in Lake Geneva, the present study aimed to identify their presence in the digestive system of the lake's fish as well as in the Rhone and Versoix river waters.

The presence of microplastics was inventoried in 103 digestive tracts of several fish species sampled in Lake Geneva by professional fish harvesters. The species chosen included both carnivorous fish, among the lake's most widely consumed fish, and planktivorous and omnivorous fish. In addition, a sample of lake water and six samples of river water subjected to more or less pronounced urban discharges were analysed.

A total of 16 particles of plastic >500 µm were identified in ten of the 103 fish analysed, accounting for 9.7% of the individuals studied. A rate of 80% of these particles were identified in the digestive tracts of common roach (*Rutilus rutilus*) and burbot (*Lotta lotta*). Microplastics were detected throughout the water samples analysed. The concentrations in microplastics >500 µm measured in the water varied between 0.02 and 0.11 particles/m^3 and between 0.17 and 0.38 particles/m^3 for microplastics >100 µm.

These results demonstrate a relatively limited contamination of the river waters analysed in this study. The lake's fish populations also seem contaminated at a low level by microplastics >500 µm in size. Supplementary investigations on smaller particles are planned.

3. MACROPHYTES

In 2019, a campaign sampling Lake Geneva's macrophyte population was carried out to analyse the qualitative and quantitative progression of macrophyte communities. In a context of progressive warming of the lake's shallow waters observed since 1973, the coastal zone is characterised by progression in species distribution. It can be noted that the collections of large species has prospered to the detriment of small species which are confined to small areas. The breadth of flora at the Lake Geneva scale remains comparable to the variety found in 2009. The macrophyte group generally reached the limits of the top-bed, within the ranges of maximum colonisation depths that spermaphytes can reach, as reported in the literature (814 m), generally progressing compared to 2009. Comparing relative abundance in the historical references from 1975 to 2019 demonstrates (1) continual regression of *Stuckenia pectinata*, an indicatory species of an alteration of water quality, which prospered in Lake Geneva at the beginning of the 20th century when water quality improvement measures were initiated. (2) At the same time, progression of *Chara denudata* seems to indicate that the water quality of Lake Geneva is improving. The large underwater grass beds of *S. pectinata* are progressively being overtaken by aquatic grass beds of *Potamogeton perfoliatus* and *Myriophyllum spicatum*. The collections of Characeae have regressed compared to the 2009 collections. This regression probably originates from substantial spatiotemporal variability, which is difficult to demonstrate in a 10-year monitoring period. Within a context of warming shallow waters, it is possible that over the long-term modifications of macrophyte communities in favour of more thermophilic species will be observed.

4. EXOTIC INVASIVE SPECIES

Since the beginning of the 20th century, benthic invertebrate communities of Alpine lakes have changed following the intake/flux of new species coming mainly from Ponto-Caspian, Asian and North American areas. More than 15 species of aquatic macroinvertebrates have colonised Lake Geneva. Nearly half of them come from the Ponto-Caspian region. Monitoring was set up as early as 2003 to detect their arrival and assess their relative abundance. A high risk of ecological and/or socio-economic impacts exists for four mollusc species: the New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*), zebra mussels and quagga mussels (*Dreissena polymorpha* and *D. rostriformis bugensis*), the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) and three species of shellfish: the killer shrimp (*Dikerogammarus villosus*), the Caspian mud shrimp (*Chelicorophium curvispinum*) and the bloody-red mysid shrimp (*Hemimysis anomala*). Since around 2003, the bottom of the coastal areas have been modified with the installation of the killer shrimp, the Asiatic clam (2008) and the Caspian mud shrimp (2010), and finally the quagga mussel (2015). The coastal biodiversity of the endogenous species has been in rapid decline since the beginning of monitoring, with a decrease in biomass of the large mussels of the Unionidae family, the indigenous gammarid, the waterlouse and the biodiversity of insect larvae.

5. SITUATIONAL ANALYSIS OF THE QUAGGA MUSSEL (DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS)

The first observations of *D. rostriformis bugensis* (the quagga mussel) in Lake Geneva dates back to 2015, in the Vaud canton. Since then this species has tended to overtake the zebra mussel (*D. polymorpha*), which was introduced earlier: 80% of the mussels collected on the top-bed during the macrophyte study are made up of quagga mussels. The species is now present throughout the lake.

The veliger larvae of the two *Dreissena* species are too similar to be distinguished. However, the analysis of the phenology of the veliger larva collected with zooplankton indicates seasonality marked by high abundance in summer; since 2017 these larvae have also been present in significant numbers during winter. This change in the phenology of veliger larvae is an indication of the lake's colonisation by quagga mussels. With its capacity to establish at greater depths (up to 80 m), this species currently raises serious problems for water pumping management services by obstructing water intake structures (drinkable, cooling water, etc.). Moreover, its ability to filter great volumes of water has positive consequences on the water transparency but also results in risks of reducing the planktonic biomass in the zones where it proliferates.

RAPPORTS SUR
LA SURVEILLANCE DU LÉMAN

Campagne 2019

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 17-63*

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA AND METEOROLOGICAL DATAS

CAMPAGNE 2019

PAR

Viet TRAN KHAC, Philippe QUETIN et Orlane ANNEVILLE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARRTEL), CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

L'année 2019 est la troisième année la plus chaude depuis 1980, derrière 2018 et 1994 et au même rang que 2011. La température moyenne annuelle de l'air inter-stations est de 11.8 °C, soit supérieure de 1.0 °C à la normale de la période 1981-2010. L'année 2019 est normalement venteuse, bien ensoleillée et avec une pluviométrie dans la moyenne de la chronique 1981-2010.

L'hiver 2019 n'a pas permis un brassage complet de la colonne d'eau. La profondeur du brassage hivernal est observée à 135 m. La température de l'eau à 309m continue d'augmenter depuis le dernier brassage hivernal complet en 2012. Entre 2012 et 2019, la température à 309m a augmenté de 0.73 °C. Les couches d'eau profondes ne sont pas réoxygénées. La concentration en oxygène dissous à 309m reste inférieure à 4 mgO_2/L tout au long de l'année 2019.

La température moyenne de l'eau entre 0 et 10m montre un réchauffement important en hiver et en automne. En 2019, l'activité phytoplanctonique est forte aux mois d'avril et septembre.

La concentration moyenne en phosphore total reprend sa tendance à la baisse après une augmentation particulière en 2018. Elle est de 16.20 µgP/L, soit une diminution de 3.20 µgP/L par rapport à l'année 2018. La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore soluble réactif est de 11.91 µgP/L en 2019, soit une diminution de 2.58 µgP/L par rapport à l'année 2018.

ABSTRACT

The year 2019 together with 2011, were the third warmest year since 1980, after 2018 and 1994. The inter-station annual average temperature was 11.8 °C. It was 1.0 ° C above the reference value calculated over the period 1981 – 2010. The year 2019 was sunny, wind and rainfall values were within the range observed during the period 1981-2010.

The weather conditions of the year 2019 did not allow a complete winter mixing of the water column of Lake Geneva. The partial mixing has reached 135m depth. Water temperature at 309m has been increasing since the last complete winter mixing in 2012. Between 2012 and 2019, the temperature at 309m increased by 0.7 °C. Deep water layers were not reoxygenated. The dissolved oxygen concentration at 309m remained under 4 mgO_2/L throughout the year 2019.

Winter and Autumn average water temperature between 0 and 10m showed a significant warming. In 2019, phytoplankton activity was strong in April and September.

In 2019, the annual average concentration of total phosphorus was 16.20µg/L. The annual average concentration of orthophosphate was 11.91 µgP/L in 2019.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman réalisé dans le Grand Lac à la station SHL2 en 2019, et présente l'évolution de 17 paramètres (température, pH, conductivité, titre alcalimétrique complet, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphate, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, chlorophylle-*a* et transparence).

Le suivi de la physico-chimie des eaux du Grand Lac (éléments majeurs) est en place depuis 1957.

Le suivi annuel du Petit Lac (point GE3) donne lieu tous les 5 ans à une publication de synthèse. Le dernier rapport a été publié en 2015, par conséquent le prochain est prévu en 2020.

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2019 (température de l'air, pluviométrie, insolation, rayonnement global et vents) est intégré à ce rapport et figure en annexe V. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRAE.

Le présent rapport utilise les données du suivi environnemental du Léman 1973-2019 archivées sur l'Observatoire OLA (Observatoire des Lacs Alpins) (SOERE OLA-IS 2019).

2. METHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques dans les eaux du Léman sont représentées sur la figure 1.

- SHL2, qui fait l'objet de ce rapport, est située au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. CH: 534.700/144.950) et correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m) ;
- GE3 située au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. CH: 506.100/128.040) (-71 m).

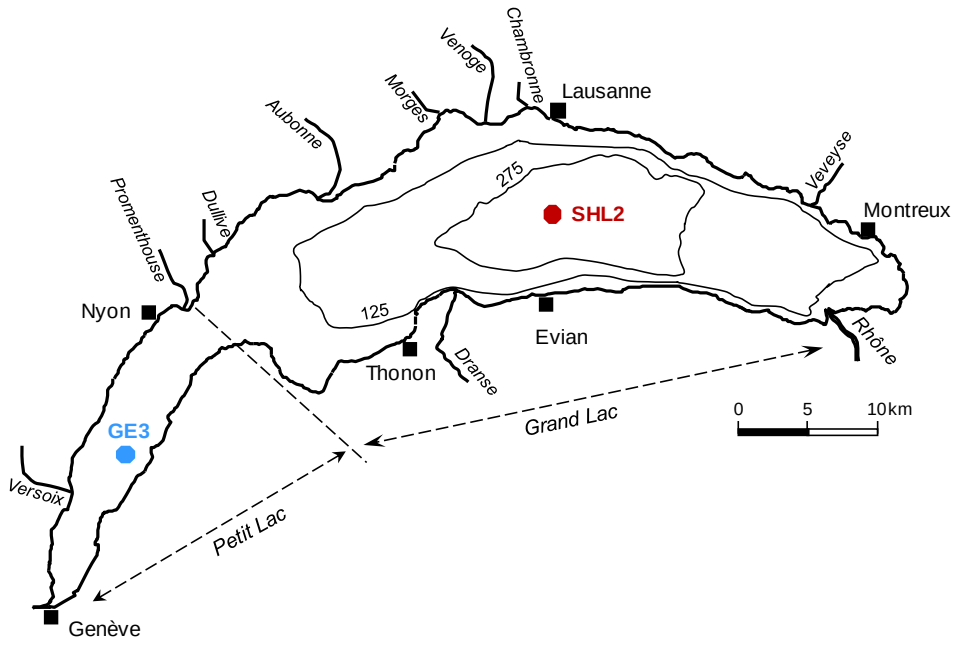


Figure 1 : Situation des points de prélèvement sur le Léman

Figure 1 : Location of the sampling stations in lake Geneva

La station SHL2 est admise comme représentative de l'évolution à long terme du Grand Lac au point de vue physico-chimique (BLANC et *al*., 1993). Les stocks et concentrations moyennes pondérées sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes II et III).

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Grand Lac, les prélèvements sont effectués à 20 profondeurs au point SHL2 : 0 ; 2.5 ; 5 ; 7.5 ; 10 ; 15 ; 20 ; 25 ; 30 ; 35 ; 50 ; 100 ; 150 ; 200 ; 250 ; 275 ; 290 ; 300 ; 305 et 309 m.

La fréquence d'échantillonnage est adaptée au cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac changent, la fréquence du suivi est plus importante. Elle suit le plan suivant : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations des conditions environnementales.

Il y a eu 19 campagnes de prélèvements en 2019, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table 1 : Dates of the sampling campaigns, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Campagne nº	Date	Campagne nº	Date
1	15.01.2019	11	24.07.2019
2	14.02.2019	12	05.08.2019
3	06.03.2019	13	28.08.2019
4	21.03.2019	14	11.09.2019
5	01.04.2019	15	24.09.2019
6	23.04.2019	16	14.10.2019
7	20.05.2019	17	28.10.2019
8	03.06.2019	18	13.11.2019
9	26.06.2019	19	10.12.2019
10	11.07.2019		

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARRTEL INRAE de Thonon-les-Bains (Unité Mixte de Recherche entre l'INRAE et l'Université de Savoie ; Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes Limniques), qui procède également à diverses mesures « *in-situ* ». Lors de chaque prélèvement, une sonde de pression est couplée à la bouteille de prélèvement afin de déterminer la profondeur réelle de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique un écart moyen d'un mètre par rapport à la profondeur théorique et une variabilité allant de 0 à 5 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie de l'UMR CARRTEL INRAE de Thonon-les-Bains. Les méthodes utilisées selon les normes de qualité de l'eau normalisées AFNOR et comparées par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les derniers résultats obtenus en octobre 2015 par les différents laboratoires sont concordants (VARGAS, 2016). Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de fidélité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'annexe IV.

Lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH et chlorophylle *a in vivo* sont réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable. Dans le même temps, une mesure de la transparence est effectuée en observant la profondeur de disparition d'un disque de Secchi normalisé (disque noir et blanc, 20 cm). De 1957 à mi-2009, cette mesure était effectuée uniquement avec le disque de Secchi 'INRAE' non-normalisé (disque blanc d'un diamètre de 30 cm). Une comparaison statistique de la transparence mesurée par les deux types de disque de Secchi durant la période de mi-2009 à 2015 a été réalisée. L'analyse statistique montre que les valeurs obtenues pour les deux types de disques sont significativement corrélées à l'échelle de l'année (R^2 = 0,93 ; n > 100) (Quetin et al., 2020). Depuis 2016, seul le disque de Secchi normalisé est employé.

3. METEOROLOGIE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MELANGE DES EAUX

L'année 2019 est la troisième année la plus chaude depuis 1980, derrière 2018 et 1994 et au même rang que 2011. En 2019, la température moyenne annuelle de l'air inter-stations est de 11.8 °C, soit supérieure de 1.0 °C à la normale de la période 1981-2010, dont la moyenne est de 10.8°C. L'année 2019 se distingue de la chronique avec une température moyenne mensuelle supérieure à la normale 1981-2010 sur l'ensemble de l'année, excepté pour les mois de mai (Annexe V).

La température moyenne pondérée des couches d'eau superficielles (0-10m) montre que les mois d'hiver de janvier (7.50 °C) et de mars (7.05°C) sont plus chauds de 0.5 °C que l'année 2018. Les mois de mai et de juin en 2019 sont respectivement plus froids de 3.23 °C et de 5.76°C que l'année 2018. En automne et en fin de l'année 2019, l'eau de surface est plus chaude de 0.26 °C à 1.70 °C par rapport à l'année 2018 (Figure 2).

Les conditions météorologiques de l'hiver 2019 n'ont pas permis un brassage hivernal complet de la colonne d'eau. D'après le suivi scientifique du Léman, le brassage hivernal partiel s'est effectué jusqu'à 135m de profondeur à la date du 14 février 2019 (Figure 3a, Figure 4). Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 5.8 °C le 15 janvier 2019 soit 0.1°C et 0.2°C de plus qu'en 2018 et 2017. Ce brassage n'a pas été suffisant pour réoxygéner l'eau des couches profondes du lac. La concentration en oxygène dissous mesurée au fond du lac est de 3.01 mgO_2/L lors du brassage (Figure 3a).

Au mois d'avril en 2019, la température moyenne de l'air inter-stations est de 10.0 °C, soit 0.2°C de plus par rapport à la normale de la période 1981-2010. Les couches superficielles se réchauffent à partir du 23 avril 2019, et la stratification thermique se met en place, ce qui entraîne la reprise de l'activité phytoplanctonique (Figure 3b, Figure4). D'après les mesures *in-situ* de la sonde multi-paramètre, la concentration en chlorophylle-a est de 15.93 µgChla/L à 11.30 m au 23 avril 2019, qui correspond à une concentration en oxygène dissous à 12.68mgO_2/L soit 106 % en saturation d'oxygène.

Les concentrations maximales en oxygène dans l'épilimnion sont de 13.94 mgO2/L à 5.75m au 23 avril 2019 et 14.25 mgO2/L à 5.25m au 03 juin 2019. Ces pics d'oxygène dissous correspondent à une activité phytoplanctonique importante durant la phase printanière (1 au 23 avril) (Rimet, 2019).

La stratification estivale maximale est observée le 28 août 2019 avec la température sur 0-10m est de 21.9 °C contre 26.1°C au mois d'août 2018 et 24.5°C au mois de juillet 2017 (Figure 3c). L'année 2019 est la troisième année la plus chaude depuis 1980. La déstratification thermique automnale de la masse d'eau arrive plus tardivement au 13 novembre 2019 par rapport aux années 2016 et 2017 (Figure 3d).

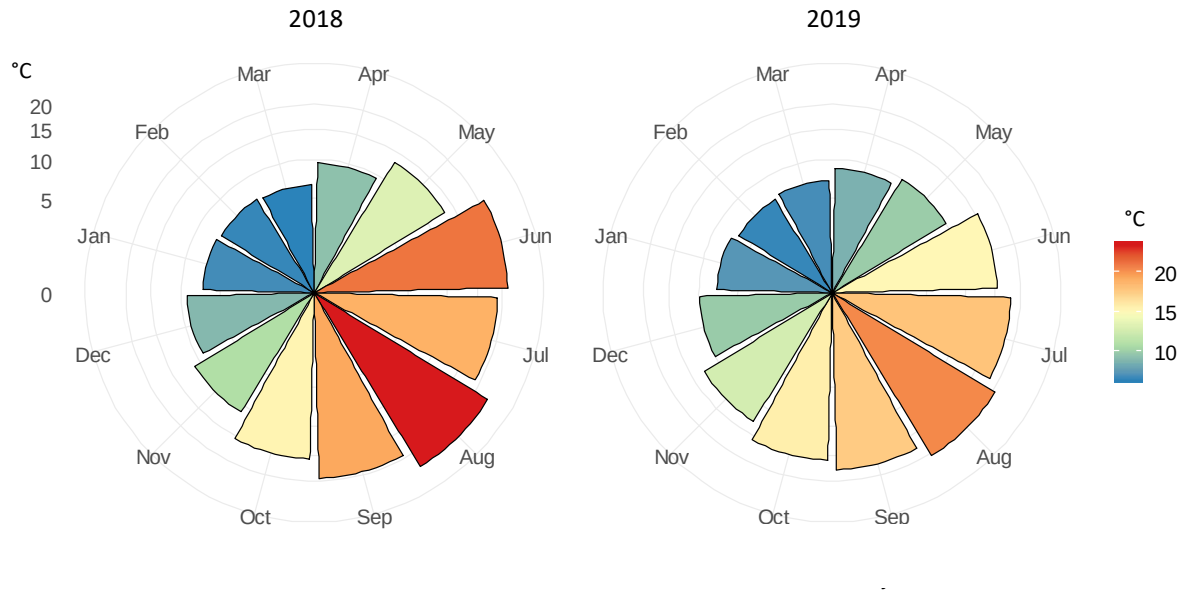


Figure 2 : Température moyenne mensuelle pondérée dans la couche superficielle (0-10 m) en 2018 et 2019, Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 2 : Monthly weighted average temperature in water surface layer (0-10m) in 2018 and 2019, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

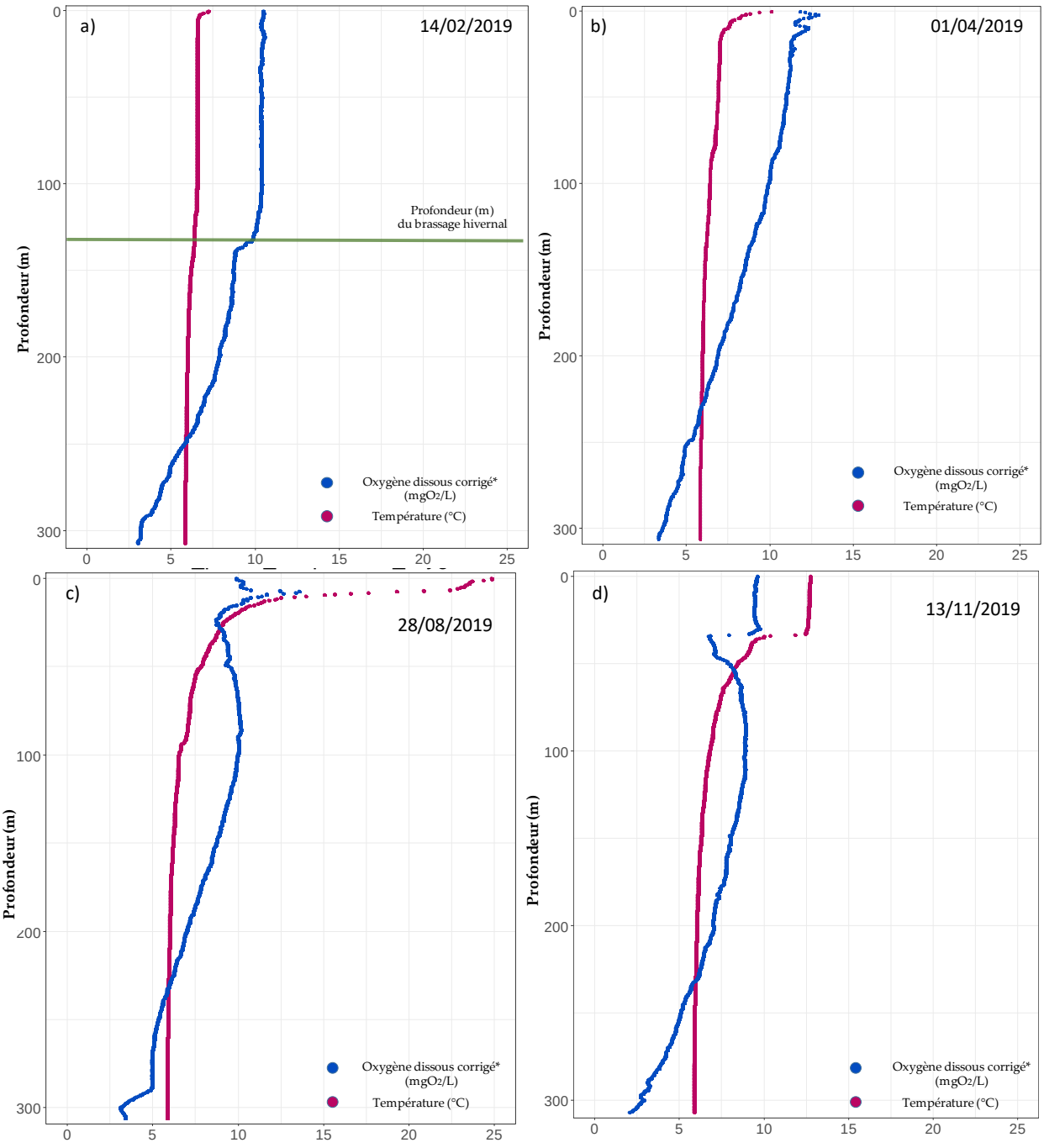


Figure 3 : Profil physico-chimique réalisé à l'aide de sondes multi-paramètres, Léman - Grand Lac (SHL2) :

a) en hiver lors du brassage partiel maximal (14.02.2019),

b) au printemps (01.04.2019),

c) en été (28.08.2019),

d) en automne (13.11.2019).

Figure 3 : Physico-chemical profile made with multi-parameters probes, Lake Geneva - Grand lac (SHL2) :

a) in winter after maximal water mixing (14.02.2019),

b) in spring (01.04.2019),

c) in summer (22.08.2019),

d) in autumn (13.11.2019).

** Profil de sonde pour la concentration en oxygène dissous corrigée par une homothétie avec les mesures effectuées en laboratoire selon la méthode de Winkler sur des échantillons de profondeur définie*

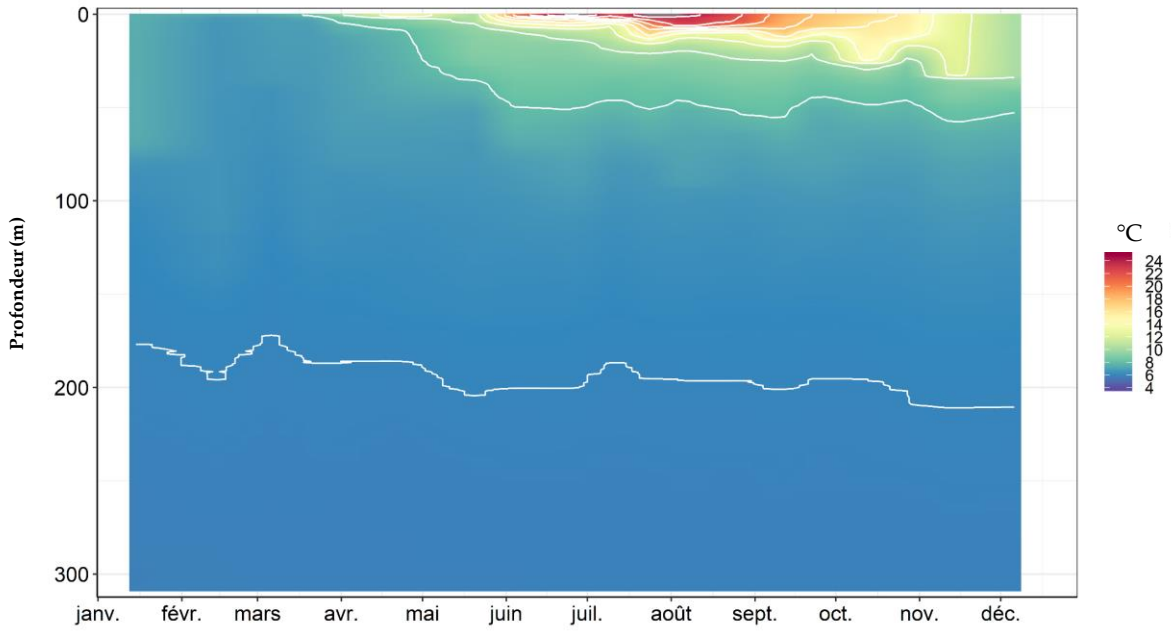


Figure 4 : Température des eaux du lac en 2019 (iso-contour en blanc), Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 4 : Water temperature in the lake in 2019 (iso-contour lines in white), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

La variation saisonnière et interannuelle de la température de différentes couches d'eau est présentée dans la figure 5. Les couches d'eau à 50m et 100m représentent une variabilité saisonnière et interannuelle plus marquées que les couches profondes de 200m et 309m.

Dans les couches profondes, la température de l'eau passe de 5.12 °C en 2012 à 5.85 °C en 2019, soit une augmentation de 0.73°C en 7 ans. L'absence de brassage hivernal complet explique l'augmentation de la température observée ces dernières années (Figure 5).

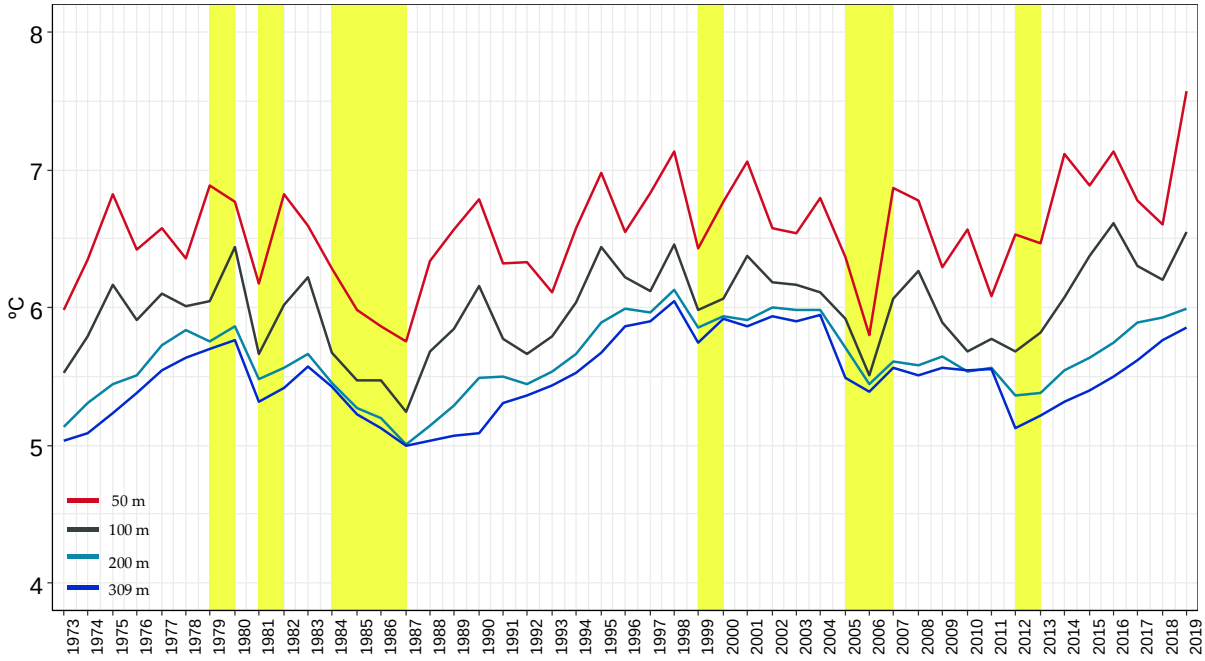


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1973 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 5 : Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1973 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

La température moyenne annuelle pondérée dans la couche superficielle (0-10m) montre une tendance au réchauffement statistiquement significative depuis 1973 (*p*-value < 0.005) (figure 6). Néanmoins, en 2019, la température de cette couche est de 12.36 °C, soit une diminution de 1°C par rapport à l'année 2018. Cette diminution est probablement liée aux températures de l'air qui étaient plus basses qu'en 2018 (en Annexe Tableau 2).

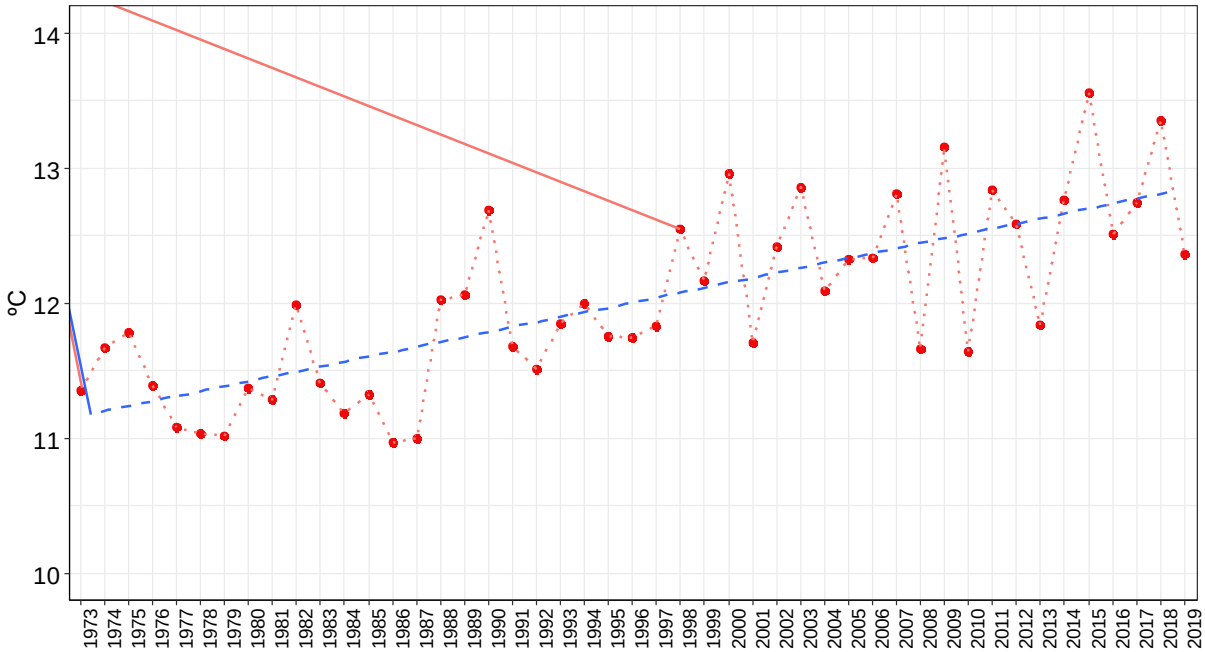


Figure 6 : Evolution de la température moyenne annuelle pondérée de l'eau de la couche 0-10m de 1973 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 6 : Inter-annual changes in the weighted annual average water temperature of the 0-10m top layer from 1973 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La température de la couche 0-10m en 2019 (figure 7 – carrés rouges) est supérieure au 75ème percentile des températures mesurées sur la période 1973-2018 (figure 7 - boites à moustache) pendant les mois d'hiver et d'automne. En revanche, au printemps et en été, les températures mensuelles se situent entre la valeur du 25ème percentile et la médiane des températures mesurées sur la période 1973-2018.

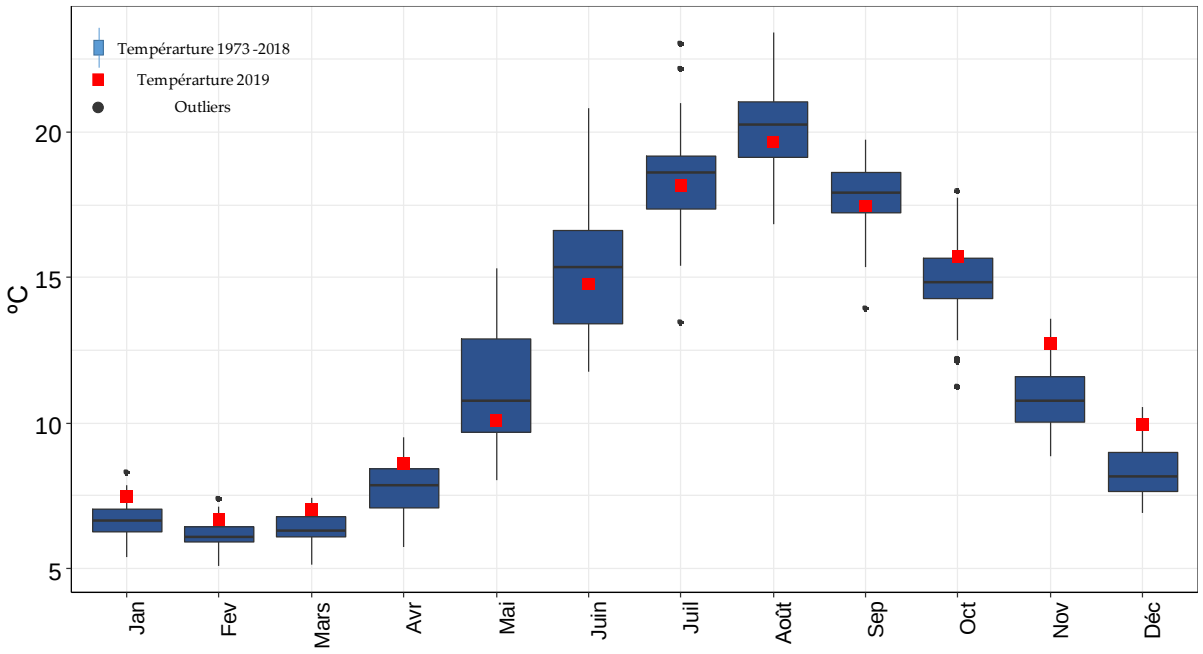


Figure 7 : Température moyenne mensuelle de l'eau de la couche (0-10m du 1973-2018 (boite à moustache) et en 2019 (carré rouge) – Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 7 : Monthly average water temperature of the 0-10m top layer from 1973 – 2018 (boxplot) and in 2019 (red square), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

4. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LEMAN

4.1. PH

Le pH dépend de la température, par conséquent, cette mesure est corrigée puis exprimée par convention à 25°C.

La figure 8 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal qui s'est étendu jusqu'à 135m, le pH de la colonne d'eau oscille entre 7.58 et 8.02 tel que l'on peut l'observer sur le profil du 14 février 2019 en rouge (figure 8). La reprise de l'activité phytoplanctonique printanière provoque une augmentation du pH dans les premiers mètres de la colonne d'eau dès le début du mois d'avril 2019. Cette hausse est provoquée par la consommation de CO_2 lors la photosynthèse. Le CO_2 étant consommé, l'équilibre acido-basique du milieu est modifié et le pH augmente. Lors du pic phytoplanctonique le 26 juin 2019, le pH moyen mesuré dans la couche 0-10m est de 8.77, soit supérieur de 0.7 à la valeur du pH à l'issue du brassage hivernal 2019. Le pH continue d'augmenter dans la couche 0-10m pour atteindre une valeur maximale de 8.86 au 28 août 2019, plus tôt qu'en 2018 (12 septembre 2018) et plus tard qu'en 2017 (04 juillet 2017). Les valeurs de pH élevées correspondent à des concentrations élevées en chlorophylle-a et des valeurs élevées de la production primaire entre avril et septembre (RASCONI et al 2020, ce rapport). Au mois de décembre 2019, le pH diminue progressivement dans toute la colonne d'eau en raison de la déstratification de la masse d'eau et de la diminution de l'activité phytoplanctonique.

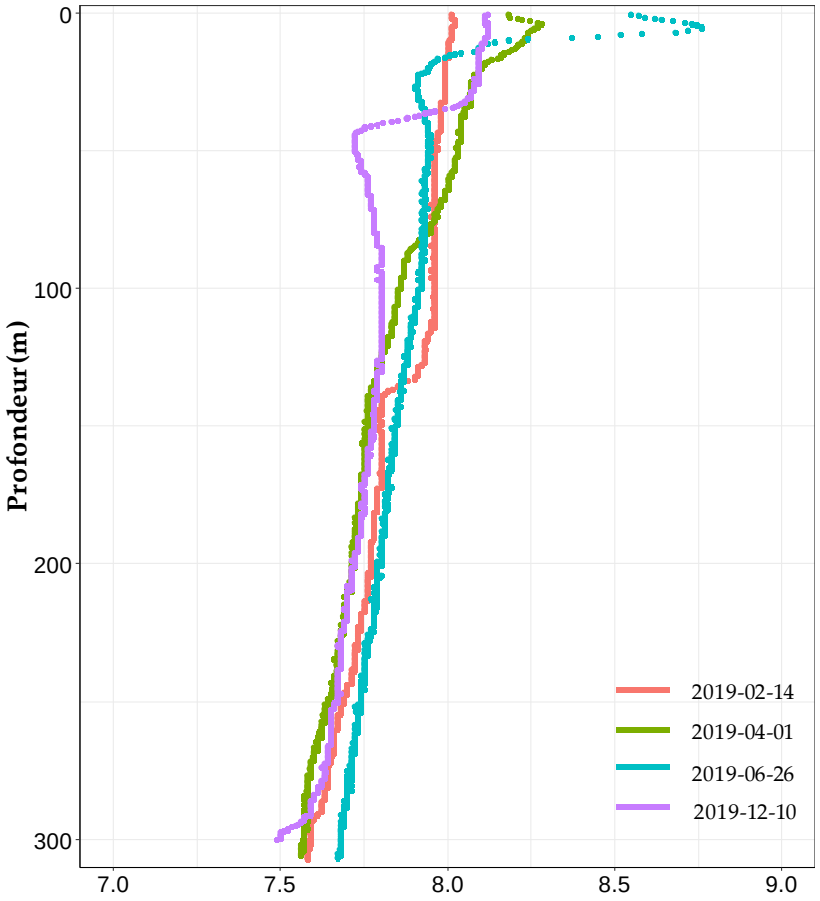


Figure 8 : pH des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal de la colonne d'eau (14/02/2019), de la reprise d'une activité photosynthétique significative (01/04/2019), du pic phytoplanctonique (26/06/2019) et à l'issue de la déstratification de la colonne d'eau (10/12/2019), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 8 : pH in the lake as a function of depth after maximal water mixing (14/02/2019), during recovery of significant photosynthetic activity (01/04/2019), during phytoplankton peak (26/06/2019) and after water column destratification (10/12/2019), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 9 représente l'évolution du pH dans la couche d'eau 0 - 30 m, de 1973 à nos jours. De janvier à mars 2019, la valeur du pH est supérieure ou égale au 75ème percentile mesuré sur la chronique 1973-2018. Cette différence avec les années précédentes, pourrait témoigner d'une activité photosynthétique globalement plus importante, probablement en lien avec des températures hivernales de l'eau plus élevées que les années précédentes (figure 7). Quant aux mois d'avril et de mai, le pH est inférieur au 25ème percentile calculé sur la chronique 1973-2018 (figure 9). Ces faibles valeurs au mois d'avril et de mai sont confirmées avec les données in-situ des sondes multi-paramètre. Elles sont expliquées par une intensité de production primaire au mois d'avril et de mai 2019 plus faible que celles des années 2015-2018 (RASCONI et al 2020, ce rapport). La biomasse phytoplanctonique dans les premiers mètres de la colonne d'eau est, en 2019, classée au troisième rang depuis les dix dernières années (2009-2019).

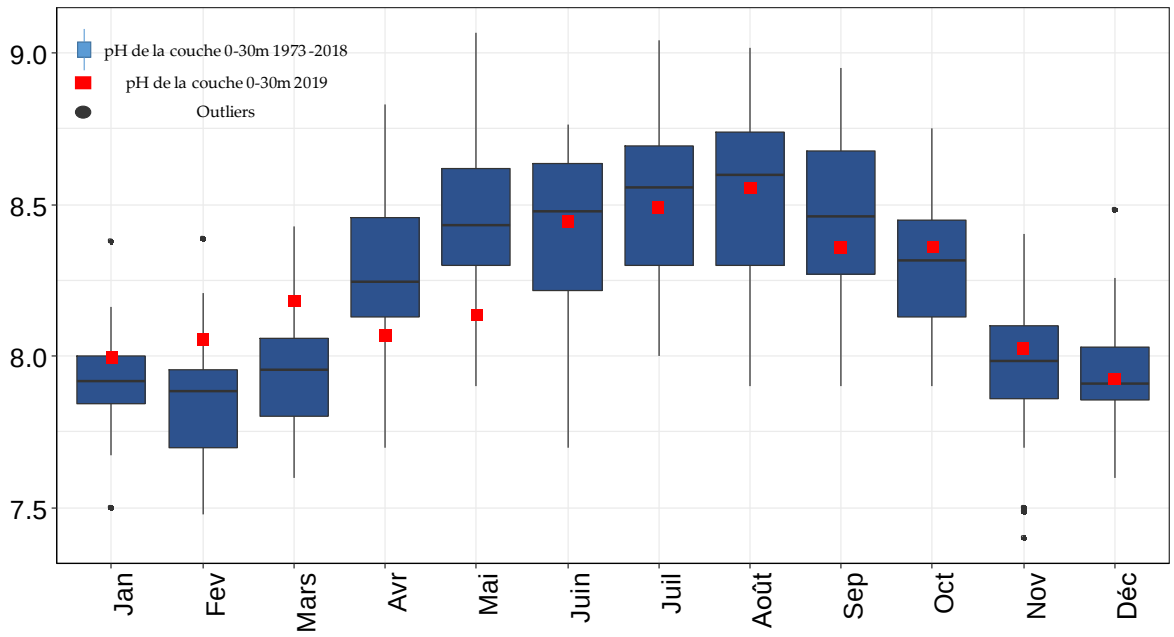


Figure 9 : Evolution du 90ème percentile du pH mensuel à 25°C dans l'eau de la couche 0 –30 m de 1973 à 2018 (boite à moustache) et en 2019 (carré rouge), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 9 : Change in 90th percentile of monthly pH at 25°C in the 0 - 30m layer from 1973 to 2018 (boxplot) and in 2019 (red square), Lake Geneva - Grand Lac SHL2

4.2. CONDUCTIVITÉ

La conductivité permet de quantifier la somme des sels dissous présents dans l'eau. Cette mesure est aussi dépendante de la température, par conséquent, celle-ci est corrigée puis exprimée par convention à 25 °C.

La figure 10 représente l'évolution saisonnière de la conductivité dans la colonne d'eau du lac. Au moment du brassage hivernal, la conductivité n'est pas homogène dans la colonne d'eau et varie entre 294 et 325 µS/cm. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative dans l'épilimnion au début du mois d'avril, à partir de la reprise de l'activité phytoplanctonique. Cette diminution de la conductivité est importante durant les mois de juillet et septembre. La photosynthèse induite par le développement du phytoplancton entraîne donc l'augmentation du pH qui modifie à son tour l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation donne lieu à une diminution de cette dernière. On constate un décalage temporel entre l'augmentation du pH dans les couches d'eau superficielles qui débute dès le printemps et la diminution nette de la conductivité en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée le 11 septembre 2019 avec des valeurs aux alentours de 253 µS/cm de 0 à 30 m tel que cela est représenté en vert sur la figure 10. De plus, on observe que la conductivité augmente dans l'hypolimnion au-delà de 50 m. Ce phénomène s'explique par la minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne qui induit une désoxygénation provoquant le relargage de plusieurs sels dissous.

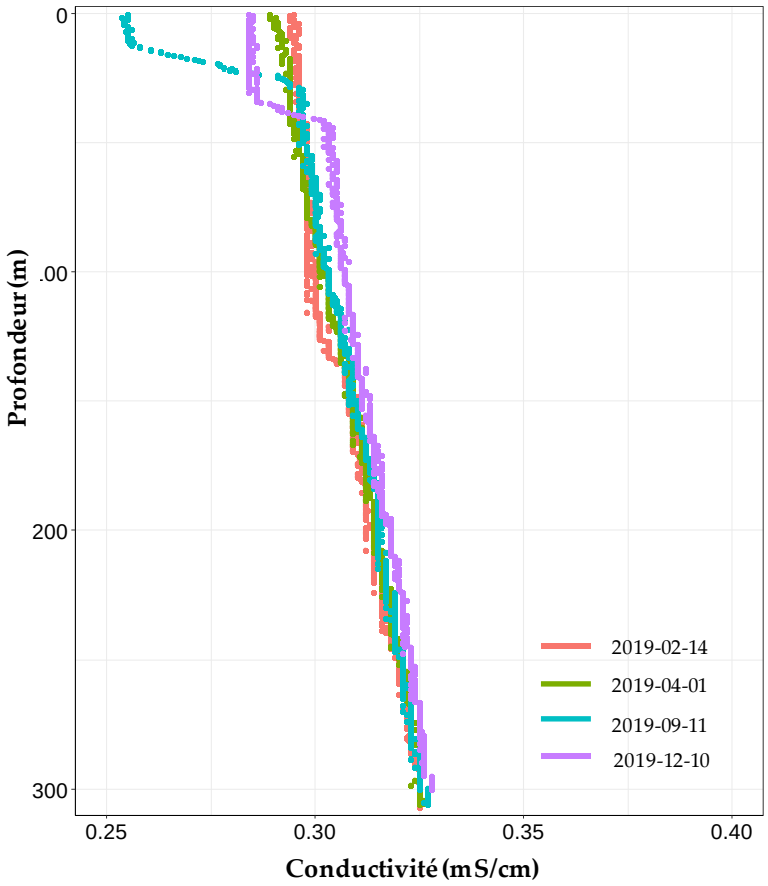


Figure 10 : Conductivité des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal de la colonne d'eau (14/02/2019), lors du démarrage significatif de la précipitation du carbonate de calcium (01/04/2019), lors de sédimentation maximale du carbonate de calcium (11/09/2019) et lors de l'enfoncement maximal de la thermocline (10/12/2019), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 10 : Conductivity in the lake as a function of depth after maximal water mixing (14/02/2019), during the beginning of significant calcium carbonate precipitation (01/04/2019), during maximal calcium carbonate sedimentation (11/09/2019) and after thermocline deepening (10/12/2019), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.3. OXYGENE DISSOUS

La figure 11 montre l'évolution des profils de concentration en oxygène dans la colonne d'eau du lac entre 0 et 30 m. Elle met en évidence la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches superficielles à partir du mois d'avril 2019. Cette activité phytoplanctonique printanière engendre une sursaturation en oxygène à la surface qui atteint une valeur moyenne de 13.34 mgO_2/L le 23/04/2019.

La concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles poursuit son augmentation pour atteindre la valeur moyenne maximale de 12.20 mgO_2/L le 23 avril 2019. Après cette date, la concentration en oxygène dans la couche 0-30m diminue progressivement à cause de la baisse de l'activité photosynthétique et atteint une valeur de 9.78 mgO_2/L le 28 août 2019. Ce phénomène peut aussi s'expliquer par la diffusion d'oxygène vers les couches d'eau inférieures qui sont désoxygénées du fait de l'activité bactérienne qui y règne et du dégazage vers l'atmosphère lors de la sursaturation en oxygène dissous de l'épilimnion. A partir de l'automne, l'enfoncement de la thermocline se met en place. La désoxygénation de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers les couches plus profondes est observée avec un minimum à 20 m au mois d'octobre égal à 6.36 mgO_2/L en 2019 contre 5.7 mgO_2/L en 2018.

En 2019, le brassage hivernal n'a pas permis de redistribuer l'oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau. A l'issue de ce brassage, le 14 février 2019, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est égale à 2.84 mgO_2/L, soit plus faible de 0.68 mgO_2/L par rapport à la concentration de 2018. Cette concentration est inférieure à 4 mgO_2/L qui est la valeur minimum relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse. Les concentrations demeurent inférieures au seuil de 4 mgO_2/L toute au long de l'année 2019.

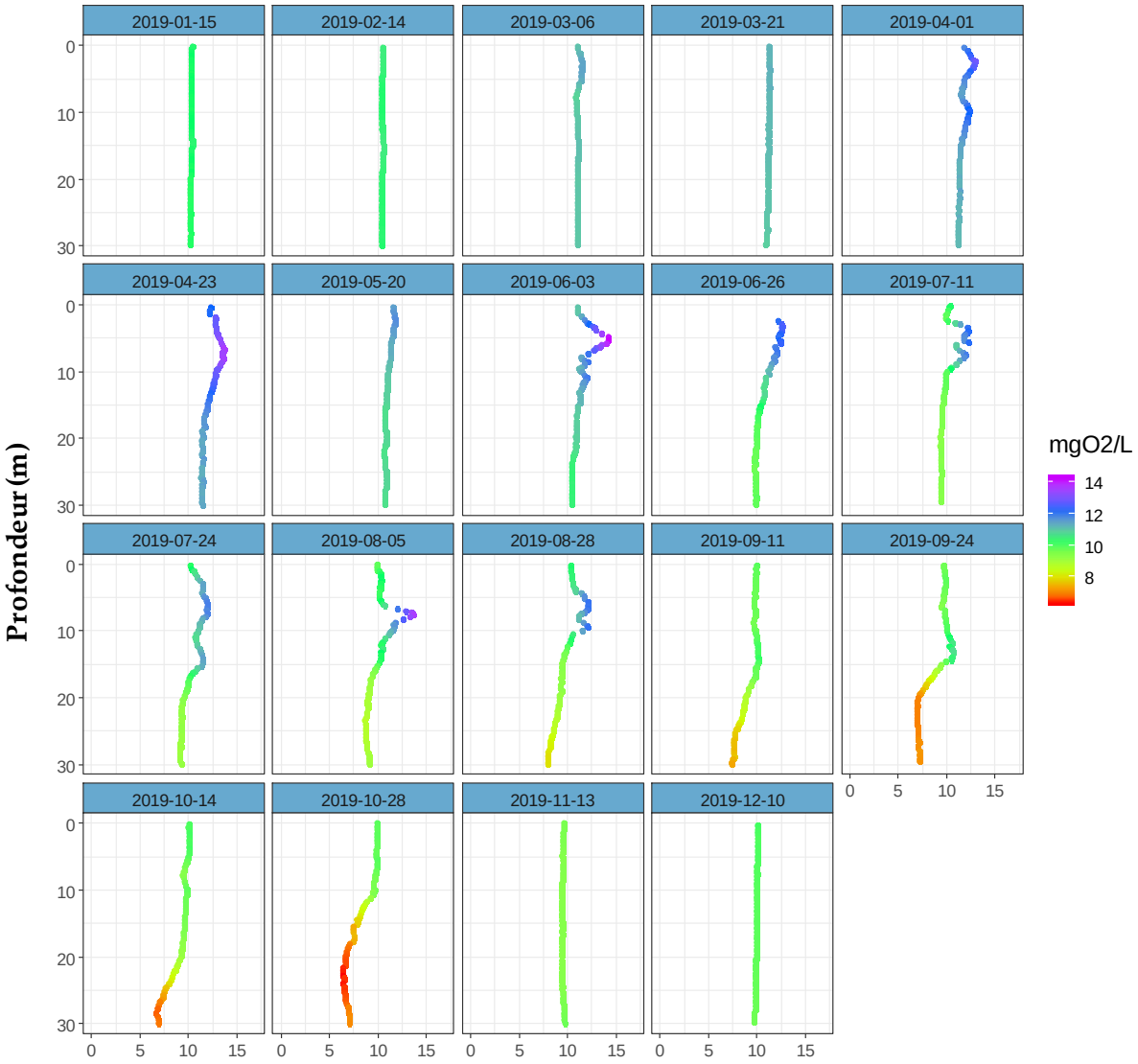
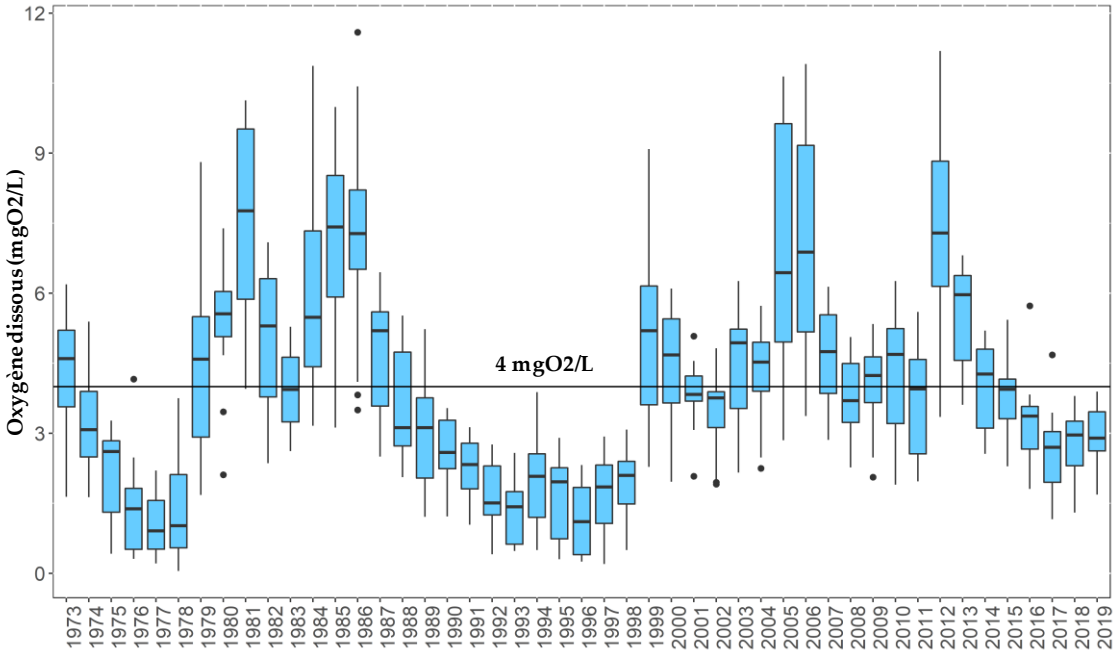


Figure 11 : Concentration en oxygène dissous entre 0 et 30m de la colonne d'eau du lac, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 11 : Concentration of dissolved oxygen between 0 and 30m of lake's water column, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 stipule que : "Pour les lacs, il faut également que la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 mgO_2/L ; elle doit en outre suffire pour que les animaux moins sensibles, tels que les vers, puissent peupler le fond du lac durant toute l'année et en nombre aussi proche que possible de la densité naturelle. Les conditions naturelles particulières sont réservées".

La figure 12 présente la distribution de concentration en oxygène dissous à 309m. Les brassages complets montrent un effet bénéfique en termes d'oxygène dissous pour le lac. Après le brassage complet en 2012, l'oxygène est de nouveau constamment inférieur au seuil de $4mgO_2/L$ depuis 2016.

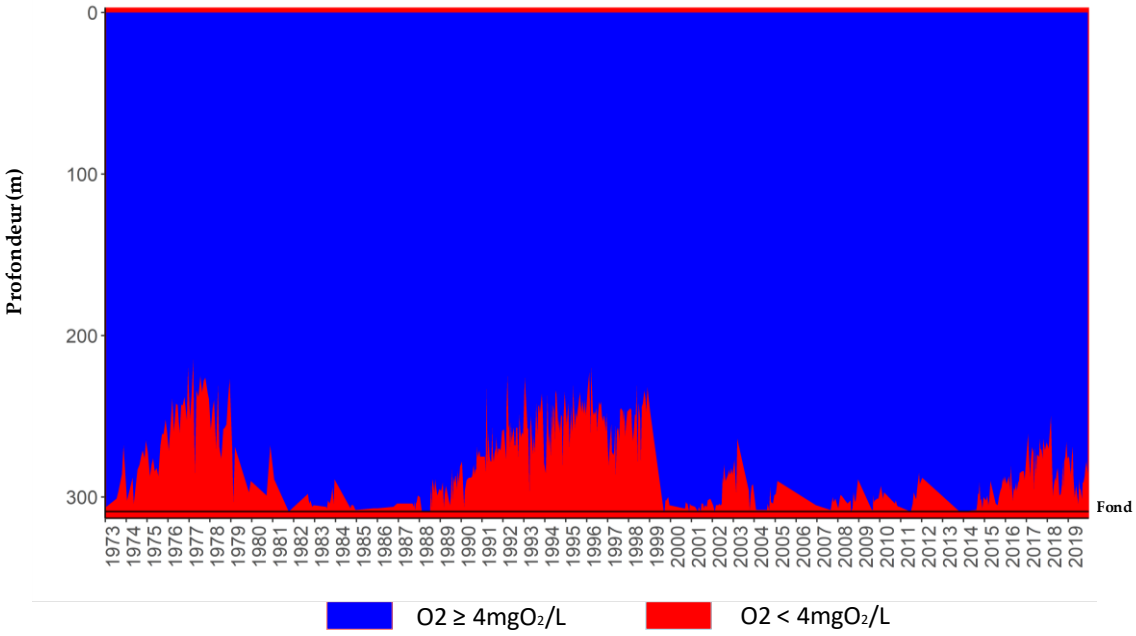


** Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies*

Figure 12 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 12 : Long-term changes in dissolved oxygen concentrations measured at 309 m from 1972 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 13 indique l'évolution de la couche d'eau de concentration inférieure à 4.0 mgO_2/L de 1973 à nos jours. L'épaisseur de la couche d'eau présentant de faibles concentrations en oxygène présente une évolution interannuelle en lien avec les brassages complets du lac. Depuis 2014, la couche appauvrie en oxygène s'étend progressivement pour atteindre les 200m en 2019.



** Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies*

Figure 13 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mg d'oxygène dissous par litre de 1973 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 13 : Change in threshold's depth at 4 mg of dissolved oxygen per liter from 1957 to 2019, lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La désoxygénation des couches profondes entraîne plusieurs phénomènes propres à ces conditions réductrices : la réduction de certains métaux comme le manganèse et le fer, la formation d'azote ammoniacal, le relargage de phosphore à partir des sédiments et des eaux interstitielles.

Ces phénomènes engendrent indirectement la remise en suspension des sédiments, visible avec l'augmentation de la turbidité, et libèrent ainsi la silice présente dans les eaux interstitielles et les sédiments. La figure 28 montre les corrélations de l'oxygène dissous et les différents paramètres : une corrélation négative avec la silice et le phosphore réactif soluble (r = -0.75 et -0.78 respectivement ; figure 14). Une diminution de la concentration en oxygène dissous peut engendrer une augmentation en phosphore soluble réactif.

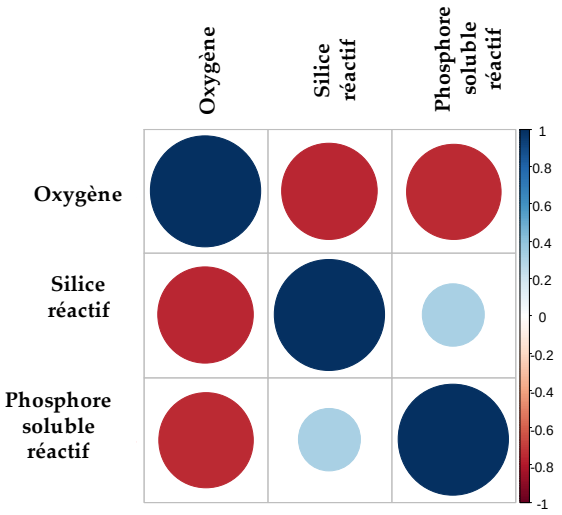


Figure 14 : Corrélation de l'oxygène dissous avec la silice réactive et le phosphore soluble réactif à 309m de 1996 à 2019

Figure 14 : Correlation of dissolved oxygen and reactive silica and soluble reactive phosphorus at 309m from 1996 to 2019

4.4. TITRE ALCALIMETRIQUE COMPLET

Le titre alcalimétrique complet (TAC) est la grandeur utilisée pour mesurer la teneur d'hydrogénocarbonate, de carbonates et d'hydroxydes. La variation du TAC dans la colonne d'eau peut être expliquée par la précipitation des ions carbonates avec le calcium dans les couches d'eau superficielles et le relargage des sels dissous dans l'hypolimnion.

Dans les premiers mètres de la colonne d'eau, le titre alcalimétrique complet moyen pondéré varie entre 1.51 et 1.73 meq/L en 2019. Il atteint une valeur maximale dans la colonne d'eau à 1.73 meq/L le 23 avril 2019 pendant le printemps et diminue parallèlement à la baisse de la conductivité, ce qui s'explique par la précipitation des ions carbonates avec le calcium. Le titre alcalimétrique complet dans l'épilimnion est minimal au début de l'automne avec 1.51 meq/L. Finalement, le TAC augmente à nouveau dans les couches d'eau de surface à partir du mois d'octobre 2019.

La figure 15 représente la moyenne pondérée du titre alcalimétrique des eaux 0 - 30 m et des eaux du fond (250-309m) de 1981 à 2019. Dans les premiers mètres qui hébergent l'activité photosynthétique, la variabilité saisonnière du TAC est plus importante que dans les couches profondes en raison de la saisonnalité du développement phytoplanctonique. Après une baisse pendant la deuxième moitié des années 80, puis une hausse au cours du début des années 90, en accord avec l'évolution d'abondance du phytoplancton (ANNEVILLE et al. 2001), le TAC ne montre pas de tendance long-terme marquée ces dernières années. Dans les couches profondes, l'amplitude de la variation saisonnière du TAC est faible. Il montre une tendance à l'augmentation après chaque brassage complet de la colonne d'eau qui réduit la concentration en TAC dans les couches profondes et réinitialise la tendance d'augmentation du TAC.

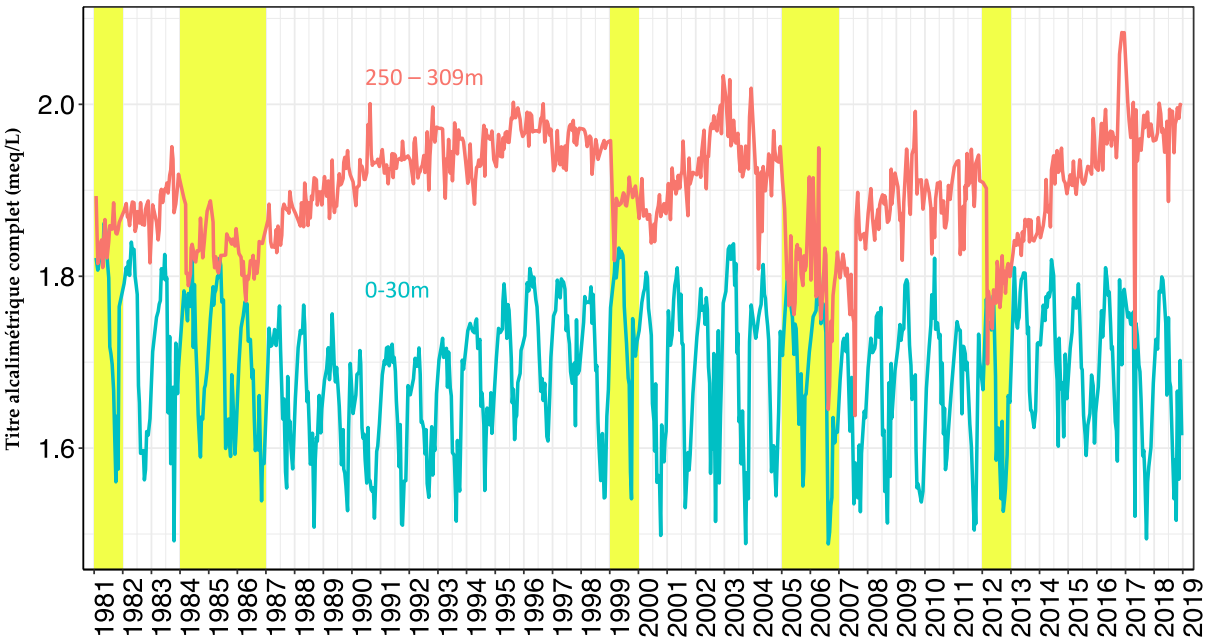


Figure 15 : Titre alcalimétrique complet moyen pondéré dans la couche 0 - 30 m et les couches profondes (250-309m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2019. Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 15 : Weighted average total alkalinity in the 0-30m layer and bottom layer (250-309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2019. The yellow shades represent the complete turnover during winter.

4.5. PHOSPHORE TOTAL ET PHOSPHORE SOLUBLE REACTIF

Un brassage hivernal des eaux d'un lac permet de remettre à disposition les nutriments dans la colonne d'eau à partir des couches inférieures plus concentrées et de réoxygéner les eaux du fond. Or, l'hiver 2019 n'a pas permis un brassage complet (figure 3), par conséquent les nutriments n'ont pas été redistribués de manière homogène tout le long de la colonne d'eau (figure 16).

La figure 16 représente la moyenne pondérée du phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4^{3-}$) de la couche 0 - 30 m et des eaux profondes (250-309m) de 1981 à 2019. Dans la couche 0-30m, l'amplitude de la variabilité saisonnière du phosphore réactif soluble est plus importante avant les années 90. Cette amplitude diminue nettement au cours du temps et atteint une concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore réactif soluble de 2.78 µgP/L dans la couche 0-30m en 2019, soit 1.84 µgP/L inférieure à l'année 2018 et 1.04 µgP/L inférieure à l'année 2017.

Dans les couches profondes (250-309m), la concentration en phosphore réactif soluble montre une modification temporelle sur le long terme. Le brassage complet de la colonne d'eau contribue à une réduction très marquée de la concentration en phosphore soluble réactif mesurée dans les couches profondes. Depuis 2018, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore soluble réactif présente une légère baisse depuis 2018. En 2019, elle était de 34.92 µgP/L, soit une diminution de 4.10 µgP/L par rapport à l'année 2018. La longueur de la série, nous permet dorénavant de distinguer une dynamique particulière en 3 phases : 1) chute brutale des concentrations en raison du brassage total, 2) augmentation progressive sur plusieurs années en raison de la minéralisation de la matière organique qui sédimente et 3) une baisse progressive des concentrations. Les raisons de cette baisse restent à déterminer mais sont probablement liées à des processus hydrologiques ou chimiques, voire biochimiques.

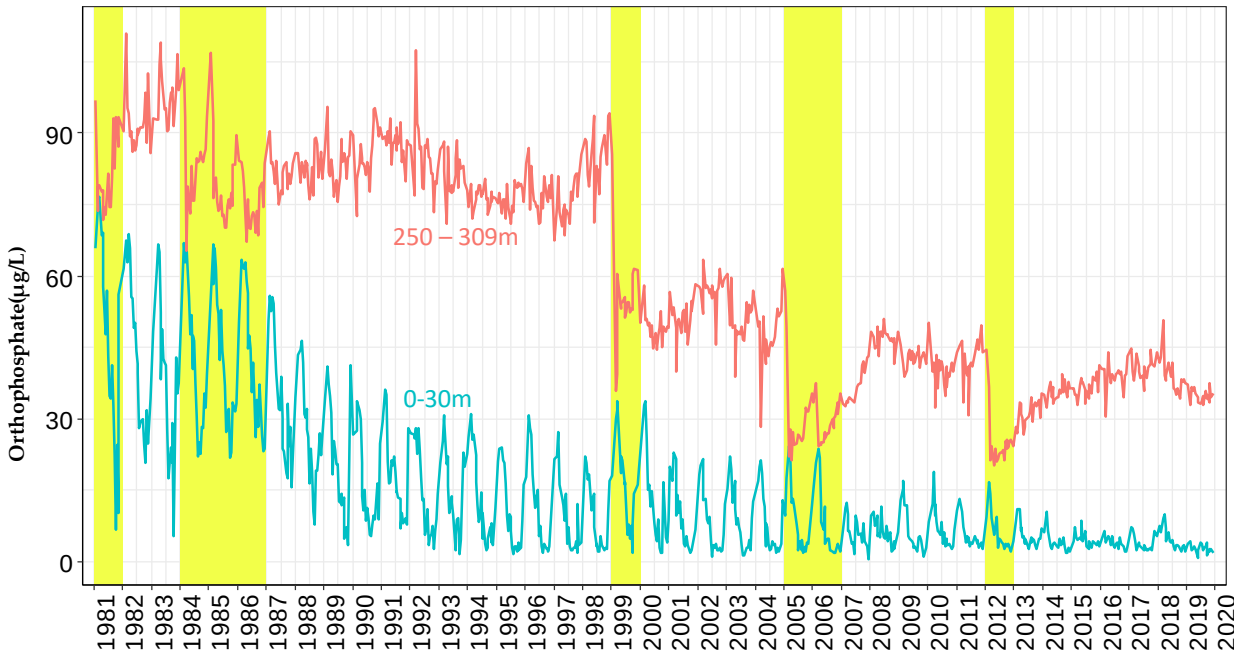


Figure 16 : Concentration moyenne pondérée en phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans la couche 0 - 30 m et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2019. Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 16 : Concentration of soluble reactive phosphorus ($P\text{-}PO_4^{3-}$) in the 0-30m layer and bottom layers (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2019. The yellow shades represent the complete turnover during winter.

La figure 17 représente la moyenne pondérée du phosphore total (P_{tot}) dans la couche 0 - 30 m, et des eaux profondes (250-309m) de 1981 à 2019.

La même observation que le phosphore soluble réactif est faite pour la concentration en phosphore total, à savoir la concentration en phosphore total diminue progressivement dans les 30 premiers mètres et diminue nettement au fond après chaque brassage complet avec une dynamique à 3 temps comme décrite précédemment. La concentration annuelle moyenne pondérée en phosphore total 0-30m en 2019 est de 9.44 µgP/L, soit une diminution de 2.46 µg/L et de 0.19 µgP/L par rapport à l'année 2018 et 2017. La concentration en phosphore total dans les couches profondes est de 38.32 µgP/L, soit une diminution de 7.89 µgP/L et de 4.38 µgP/L par rapport à l'année 2018 et 2017.

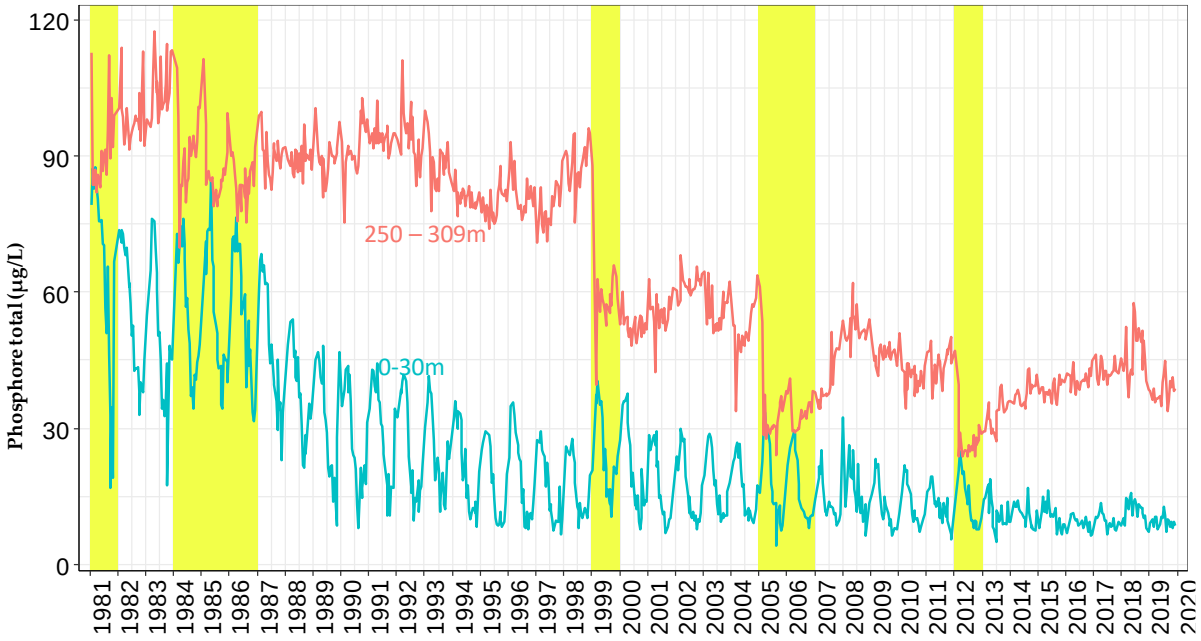


Figure 17 : Concentration moyenne pondérée en phosphore totale (P_{tot}) dans la couche 0 - 30 m et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2019.Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 17 : Concentration of total phosphorus (P_{tot}) in the 0-30m layers and bottom layers (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2019. The yellow shades represent the complete turnover during winter.

La figure 18 représente l'évolution depuis 1996 de la concentration moyenne pondérée en phosphore total et en phosphore réactif soluble dans la couche 0 - 30 m lors du brassage hivernal.

La concentration en phosphore réactif soluble, directement bio-disponible, diminue progressivement au cours des années. Elle est de 4.21 µgP/L, soit une diminution de 4.81 µgP/L et de 1.75 µgP/L par rapport à l'année 2018 et 2017. Cette concentration est du même ordre de grandeur que l'année 2016.

On constate une tendance globale à la baisse de la concentration en phosphore total sur cette chronique depuis 1996. Ce phénomène s'explique aisément par la diminution des apports au Léman liée à l'interdiction d'utiliser des phosphates dans les lessives en Suisse depuis 1986 puis en France à partir de 2007 ainsi qu'à l'augmentation des performances en matière de déphosphatation des STEP. En 2019, la concentration en phosphore total lors du brassage est de 9.88 µgP/L, soit une diminution de 4.69 µgP/L et de 1.02 µgP/L par rapport à l'année 2018 et 2017.

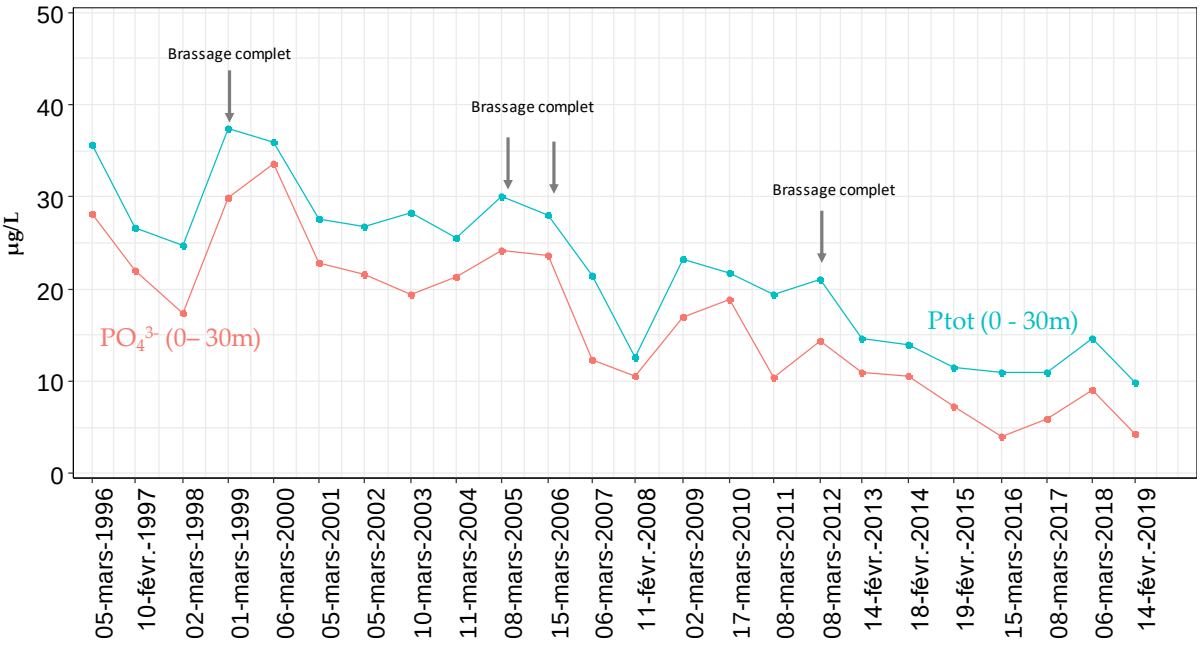


Figure 18 : Concentration moyenne pondérée en phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4^{3-}$) et phosphore total dans les eaux de la couche 0 - 30 m de 1996 à 2019 à l'issue du brassage hivernal, Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 18 : Weighted average concentration of soluble reactive phosphorus($P\text{-}PO_4^{3-}$) and total phosphorus in the lake's water surface layer of 0 - 30m from 1996 to 2019 after winter mixing, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

4.6. AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

A l'issue du brassage hivernal, la concentration moyenne en azote nitrique, mesurée sur les 30 premiers mètres, est de 564 µgN/L, soit inférieure à la concentration de 582µgN/L mesurée en 2018 (figure 19). Elle atteint un maximum de 567 µgN/L le 21 mars 2019, soit du même ordre de grandeur par rapport à l'année 2018. La concentration en azote nitrique des couches de 0 à 10 m diminue significativement dès la campagne suivant le brassage hivernal (figure 19). Par la suite, la consommation de l'azote nitrique par l'activité phytoplanctonique se poursuit et la concentration de cet élément atteint un minimum de 242 µgN/L le 28 août 2019. La consommation ralentit dès le mois d'octobre et les concentrations mesurées commencent à augmenter pour atteindre une concentration moyenne, sur les 30 premiers mètres, de 462µgN/L en décembre 2019.

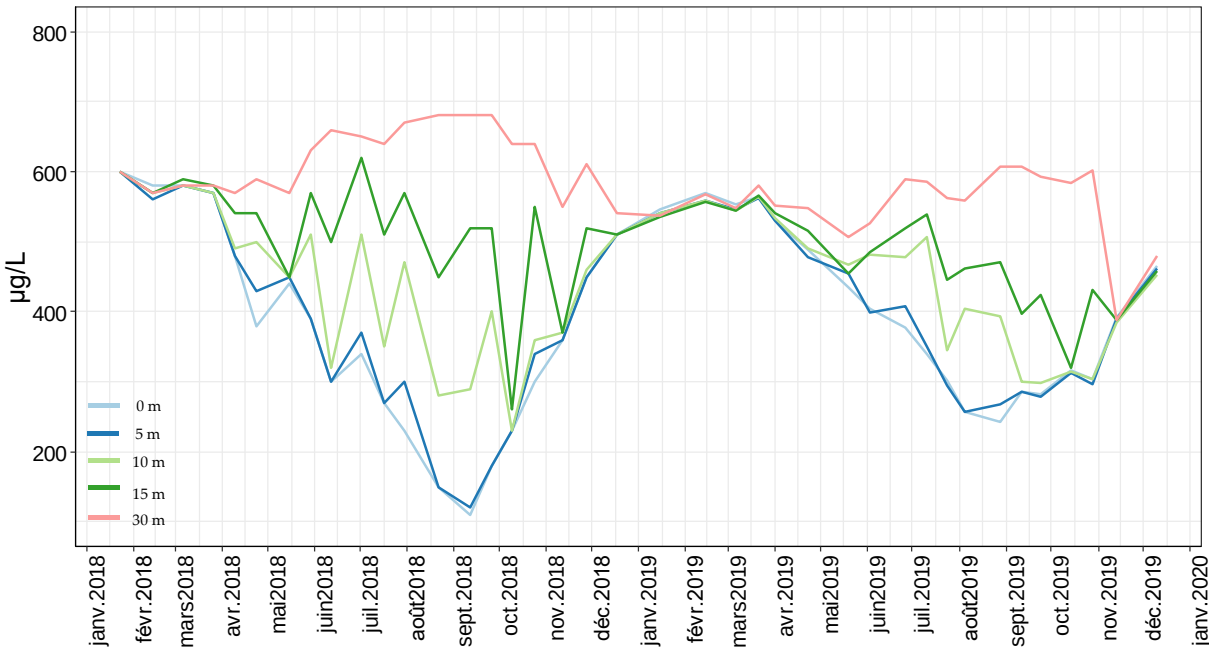


Figure 19 : Concentration en azote nitrique ($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 19 : Concentration of nitrate ($N\text{-}NO_3^-$) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 20 représente l'évolution de la concentration moyenne pondérée d'azote total et d'azote nitrique dans la couche 0 - 30 m lors du brassage hivernal de 1996 à 2019. On observe une relative stabilité de la teneur d'azote sur cette chronique. La concentration d'azote total et d'azote nitrique au 14 février 2019 sont respectivement de 697µgN/L et 564µgN/L respectivement, soit une légère augmentation par rapport à 2018 pour l'azote total et une légère diminution pour l'azote nitrique.

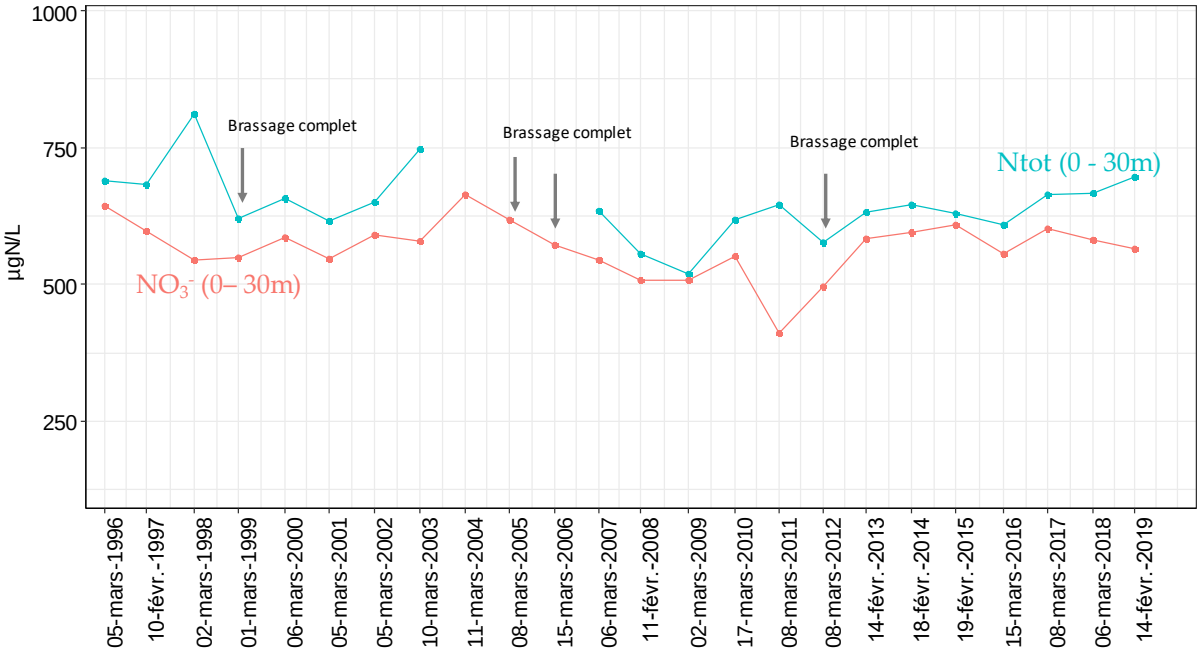


Figure 20 : Concentration moyenne pondérée en azote nitrique (NO_3^-) et azote total dans les eaux de la couche 0 - 30 m de 1996 à 2019 à l'issue du brassage hivernal, Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 20 : Weighted average concentration of nitrate(NO_3^-) and total nitrogen in the 0-30m layer from 1996 to 2019 after winter mixing, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal du fait des excrétions de ces organismes mais également des poissons et de la dégradation microbienne de la matière organique (RASCONI et al 2020, ce rapport). Cette activité conduit à une concentration en azote ammoniacal inférieure à celle de l'année 2018 sur la période de mai à juillet 2019. En 2019, la valeur maximale était de 52 µgN/L à 5 m le 24 juillet 2019 (figure 21). Ceci est à corréler avec une activité zooplanctonique importante liée à l'importance de la biomasse phytoplanctonique à cette période (RIMET 2020, ce rapport)

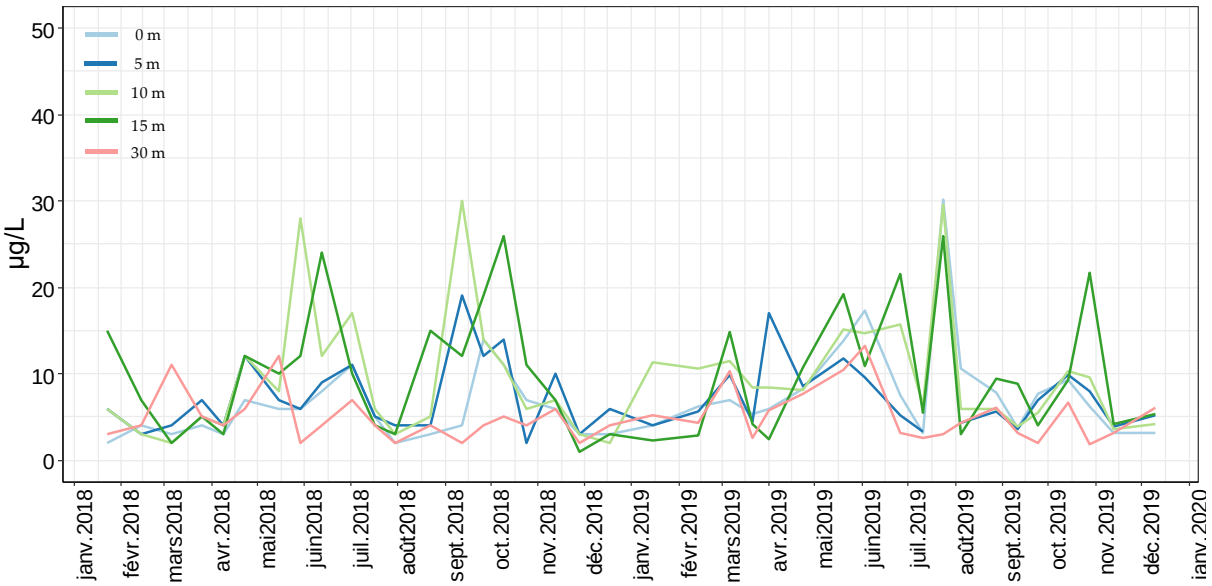


Figure 21 : Concentration en azote ammoniacal (N-NH_4^+) dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 21 : Concentration of ammoniacal nitrogen in lake's surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.7. SILICE

Pour les couches d'eau superficielles entre 0 et 30m, la plus forte concentration en silice est de 1.11 mgSiO_2/L à l'issue du brassage hivernal le 14 février 2019. La concentration moyenne annuelle en 2019 est de 0.59 mgSiO_2/L, soit inférieure de 0.36 mgSiO_2/L par rapport à l'année 2018. Cet enrichissement constitue une source nutritive importante pour les diatomées (RIMET 2020, ce rapport). La concentration en silice diminue progressivement au cours du printemps pour atteindre une valeur de 0.37 mgSiO_2/L le 26 juin 2019. Les concentrations en silice demeurent faibles entre juin et octobre 2019. La concentration minimale de 0.33 mgSiO_2/L est atteinte le 05 août 2019. A partir du mois de novembre 2019, la consommation décroissante du phytoplancton et l'enfoncement de la thermocline qui s'accompagne d'une remobilisation des concentrations en silice du métalimnion, entraînent une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac (Figure 22).

Depuis les derniers brassages complets en 2005, 2006 et 2012, la silice dans les couches d'eau profondes n'est pas redistribuée dans l'ensemble de la colonne d'eau (Figure 22). La concentration en silice diminue nettement dans les couches profondes après chaque brassage complet.

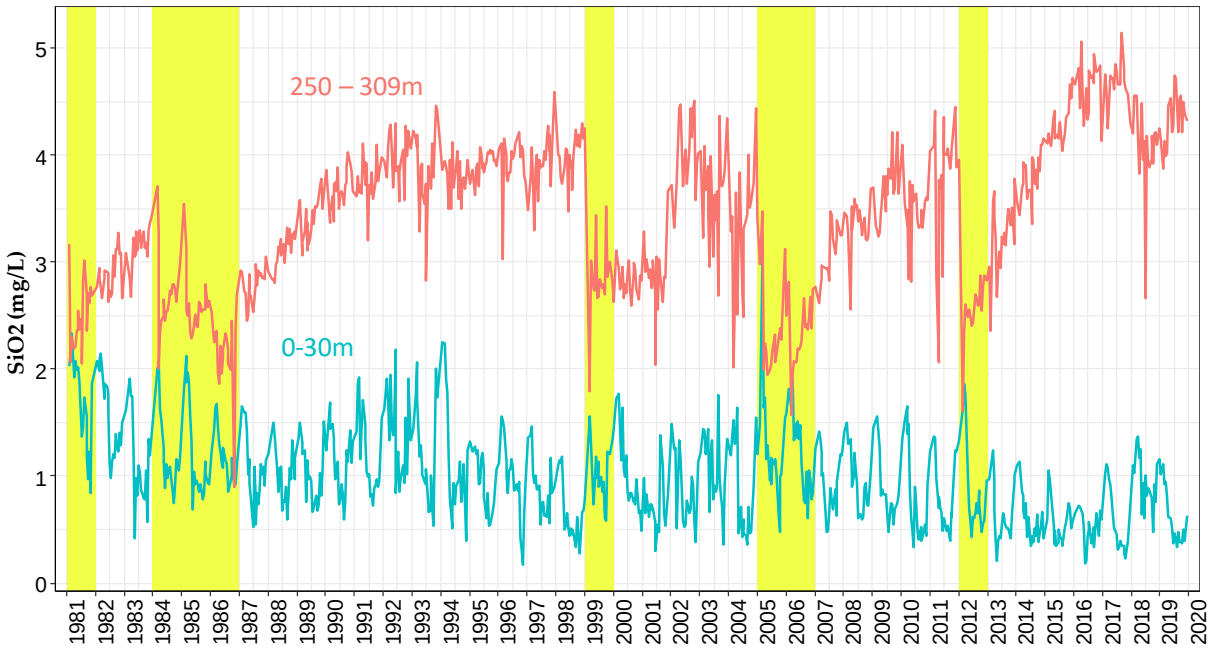


Figure 22 : Concentration moyenne pondérée en silice (SiO_2) dans la couche (0 - 30 m et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2019. Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 22 : Concentration of silicia (SiO_2) in the 0-30m layer and bottom layer (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2019. The yellow shades represent the complete turnover during winter.

4.8. TRANSPARENCE

La dynamique de transparence pour l'année 2019 est représentée sur la figure 23. L'hiver 2019 entraîne une transparence importante jusqu'à 15.7m le 14 février 2019 soit supérieur à l'année précédente avec 13.2m le 06 mars 2018.

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 5.1m le 23 avril 2019. La transparence varie entre 5.1 et 7.2 m de mai à juin 2019 pendant la phase où le phytoplancton printanier est le plus abondant et essentiellement constitué de Diatomées, Chlorophycées, Chrysophycées et Zygophycées (RIMET 2020, ce rapport).

La transparence diminuera de nouveau les semaines suivant l'apparition du deuxième pic de biomasse phytoplanctonique, qui s'étend de mi-août et à mi-septembre 2019, avec des valeurs du même ordre de grandeur que celles observées lors de la phase printanière.

Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence augmente progressivement et atteint 7.4 m le 10 décembre 2019.

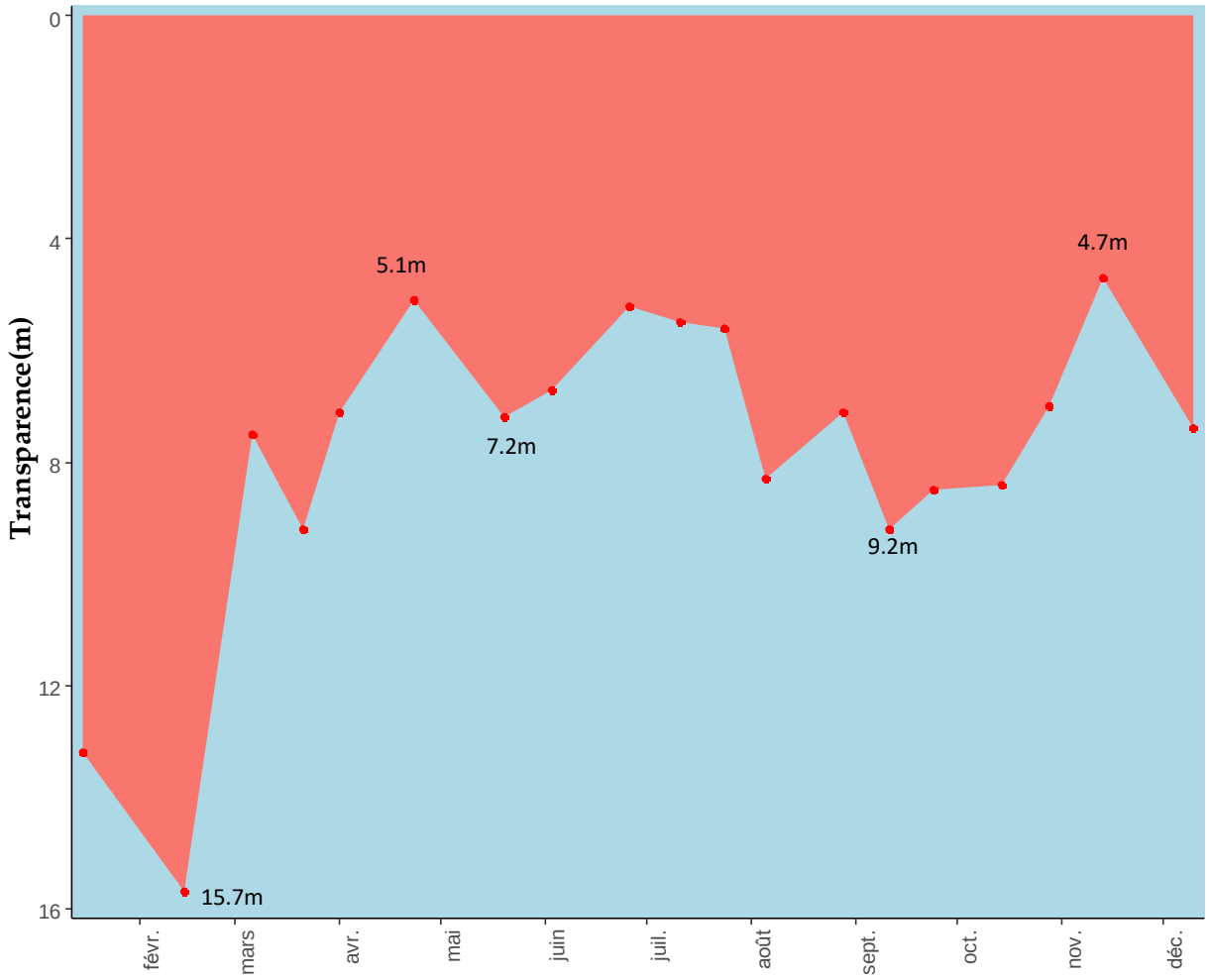


Figure 23 : Transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 23 : Transparency using a Secchi disk (black and white, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2)

La figure 24 permet d'observer l'évolution des dates de reprises printanières de l'activité phytoplanctonique et la période où la transparence est de nouveau importante, ce qui correspond souvent à la phase des eaux claires durant les 20 dernières années (1997 à 2019). La phase des eaux claires apparait plus nettement en 2019 avec une reprise de l'activité phytoplanctonique printanière vers mi-avril et la croissance printanière s'étend jusqu'à la troisième semaine du mois de mai 2019.

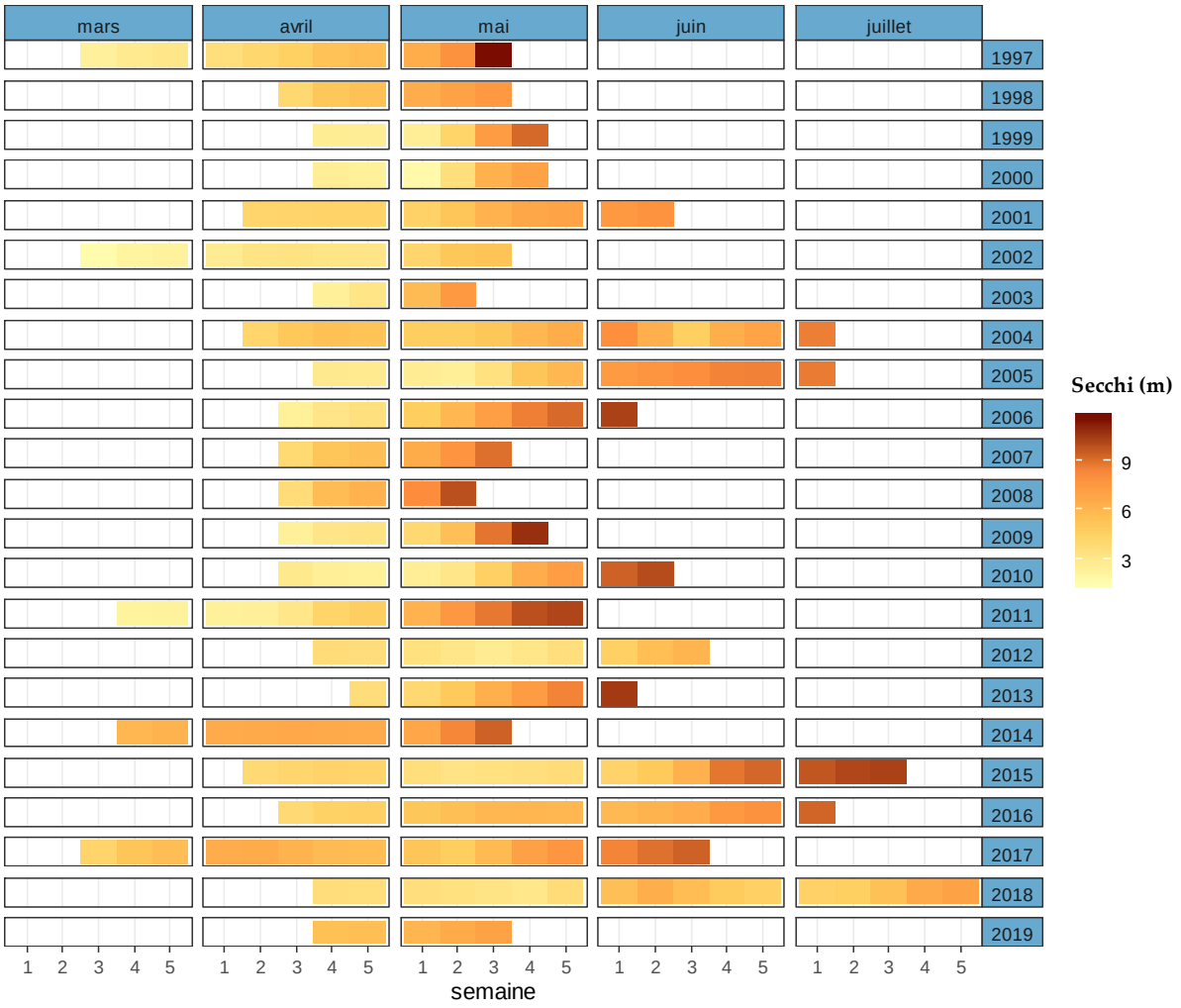


Figure 24 : Evolution de la transparence de l'eau du début de la reprise de l'activité phytoplanctonique à l'été de 1997 à 2019, Léman –Grand Lac (SHL2)

Figure 24 : Evolution of water transparency from the beginning of the recovery of phytoplankton activity to summer from 1999 to 2017, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

4.9. MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire dans les couches d'eau superficielles est un indicateur de l'abondance phytoplanctonique en suspension dans l'eau. Le carbone et l'azote organique ainsi que le phosphore total particulaire représentent plus précisément la fraction de nutriments assimilés par le phytoplancton. Par conséquent, les concentrations en carbone organique particulaire (COP) dans les couches superficielles évoluent inversement à la teneur en nutriments dissous dans l'eau et ceci dès le début de l'activité phytoplanctonique.

Ainsi, le pic printanier de carbone organique particulaire s'étend de début d'avril à fin juin 2019 avec une valeur maximale de 413 µgC/L à 10m, soit inférieure à la valeur maximale de 558 µgC/L observée à 0m en 2018 (figure 25). Le deuxième pic le plus marqué de carbone organique particulaire s'étend de mi-juillet à mi-septembre, et est signalé par un maximum le 24 juillet 2019, avec 475 µgC/L. Pour l'année 2019, les deux pics de carbone organique particulaire (COP) observés correspondent aux périodes où la biomasse phytoplanctonique est importante (RIMET 2020, ce rapport).

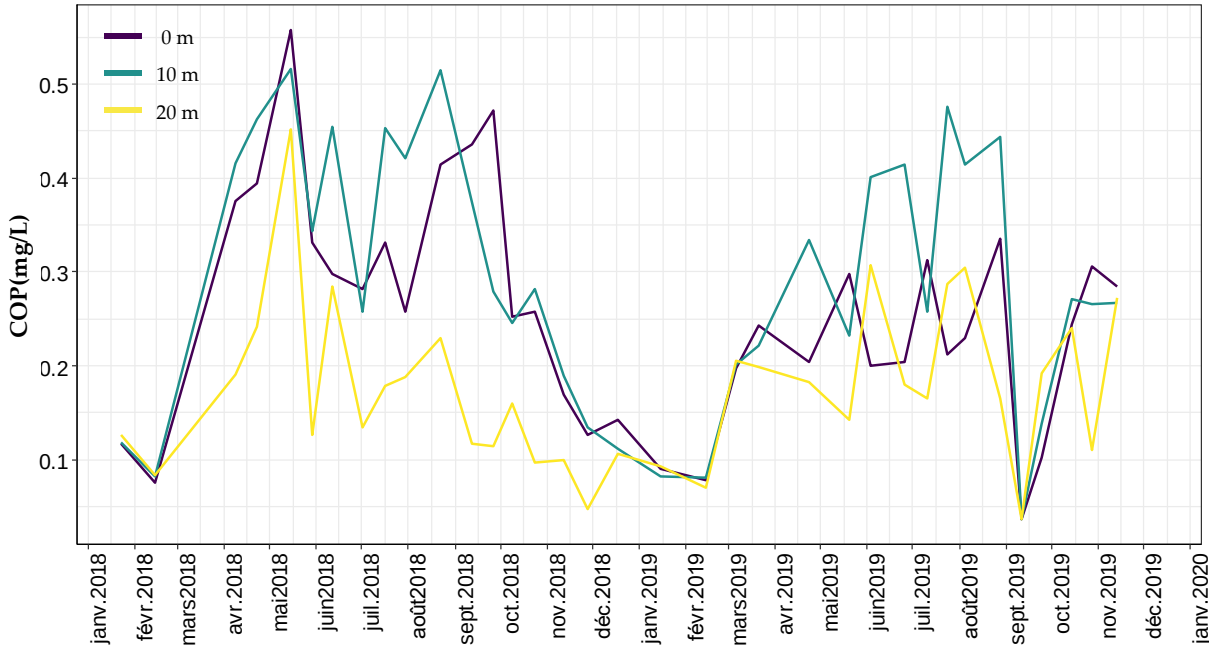


Figure 25 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches de 0, 10 et 20 m, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 25 : Concentration of particulate organic carbon in lake's water surface layers (0, 10, and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Les figures 26 a, b et c mettent respectivement en évidence la dynamique annuelle de la matière particulaire : COP, azote organique particulaire (NOP) et le phosphore particulaire (Ppart). Le carbone organique particulaire et l'azote organique particulaire sont du même ordre de grandeur que l'année 2018. Le phosphore particulaire est plus faible que l'année 2018 et du même ordre de grandeur que les années 2016 et 2017.

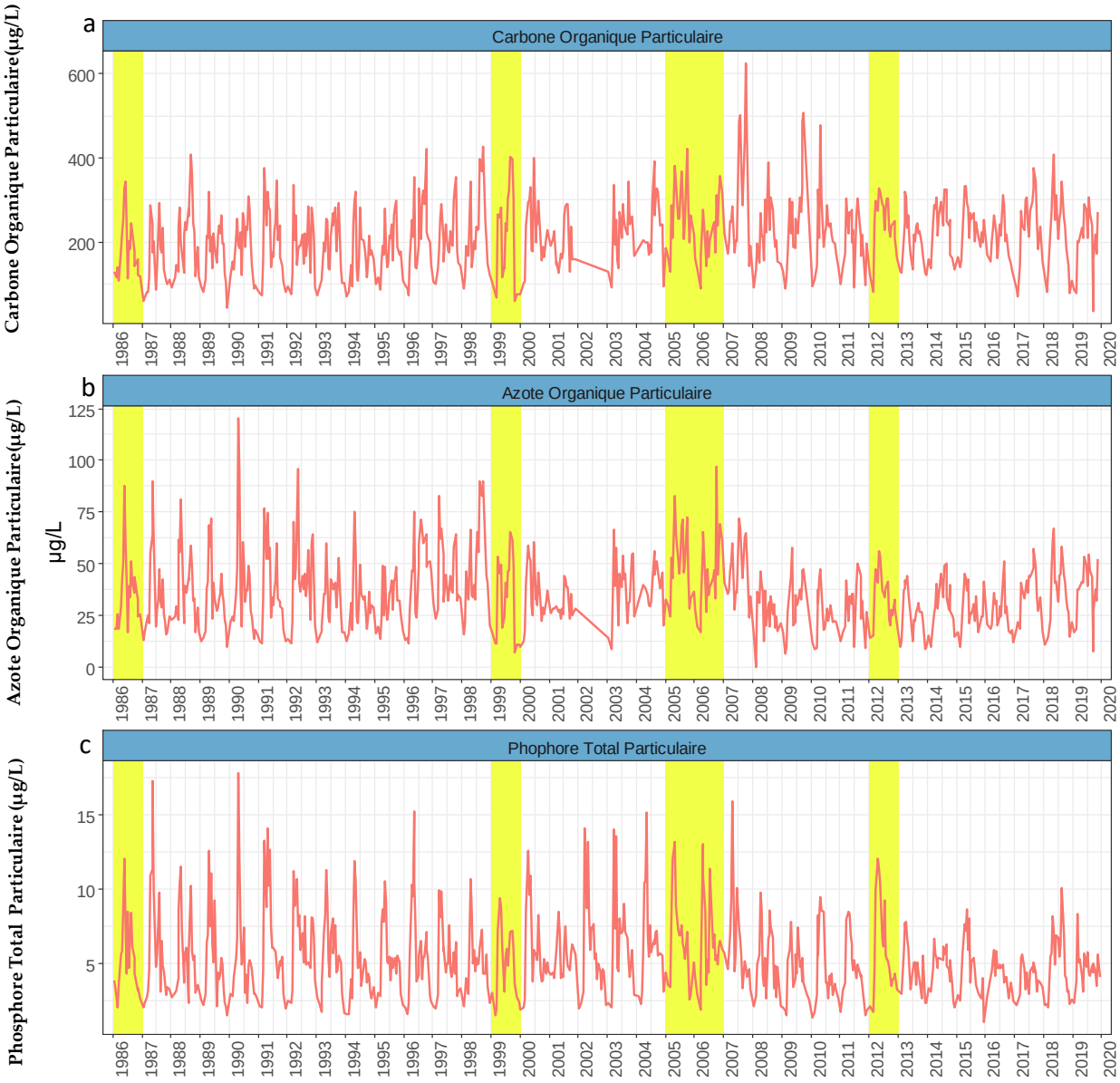


Figure 26 : Evolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche 0 - 20 m de 1986 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2) :

a) Carbone organique particulaire,

b) Azote organique particulaire,

c) Phosphore total particulaire

Figure 26 : Change in the concentration of particulate matter in the 0-20m layer from 1986 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

a) Particulate organic carbon,

b) Particulate organic nitrogen,

c) Particulate total phosphorus

La carence en phosphore disponible pour les cellules algales est souvent observée pendant la période estivale. La figure 27 décrit le rapport N/P entre 1986 et 2019 qui traduit une carence en phosphore quand ce rapport est supérieur à 7, en se référant à la stœchiométrie de la réaction globale de la photosynthèse. L'année 2019 indique une carence en phosphore. Elle est plus importante qu'en 2018. Ceci peut s'expliquer par la diminution des concentrations en phosphore total et phosphore réactif soluble par rapport à l'année 2018.

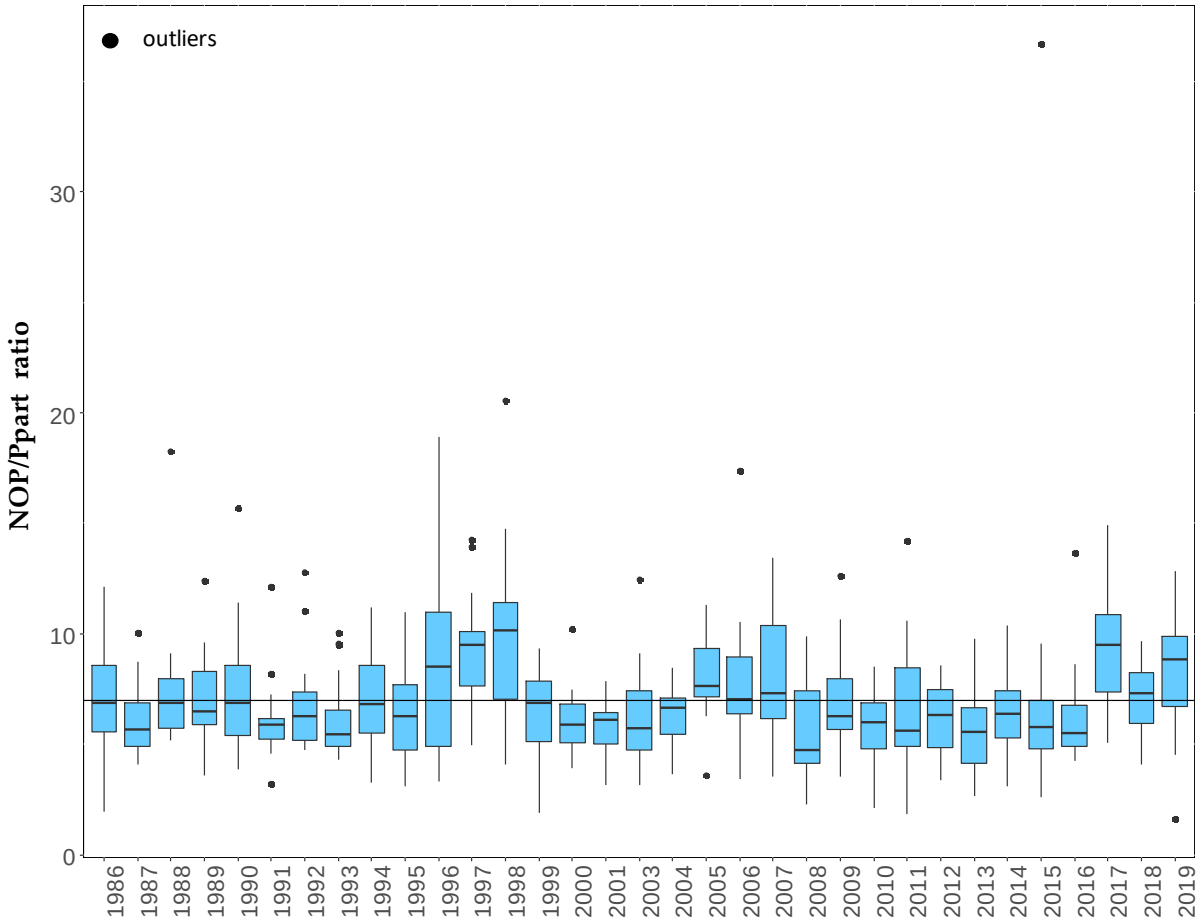


Figure 27 : Evolution du rapport NOP / Ppart dans l'eau de la couche (0 - 20 m de 1986 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 27 : Change in PON / Ppart ratio in the 0-20m layer from 1986 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMETRES PONDERES SUR L'ENSEMBLE DU LAC

5.1. PHOSPHORE REACTIF SOLUBLE ET PHOSPHORE TOTAL

En 2019, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total est de 16.20 µgP/L, soit une diminution de 3.20 µgP/L et de 1.55 µgP/L par rapport aux années 2018 et 2017 (figure 28). Le phosphore total s'approche de l'objectif de la CIPEL pour l'année 2020 qui prévoit une concentration en phosphore total entre 10 et 15 µgP/L.

La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore soluble réactif est de 11.91 µgP/L en 2019, soit une diminution de 2.58 µgP/L par rapport à l'année 2018.

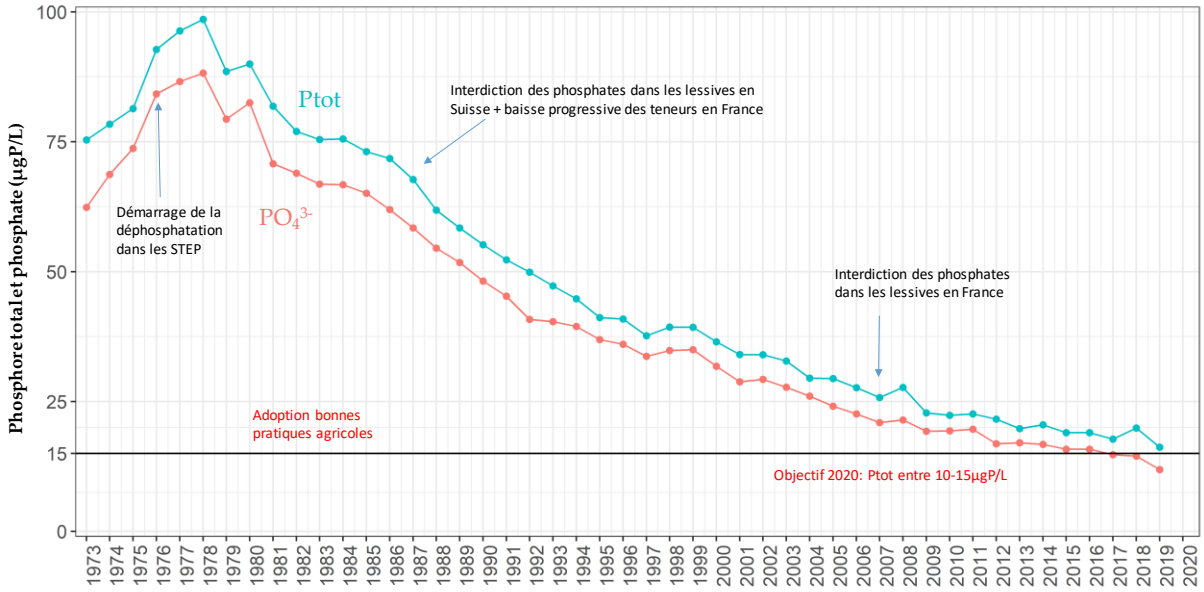


Figure 28 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée de phosphore réactif soluble et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 28 : Change in weighted mean annual total concentration and stock of soluble reactive phosphorus and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1973 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.2. AZOTE NITRIQUE ET AZOTE TOTAL

En 2019, la concentration moyenne en azote total diminue par rapport à l'année 2018 et revient au même niveau de concentration que celle mesurée en 2017. La concentration moyenne en azote total est de 667µgN/L.

La concentration moyenne annuelle en azote nitrique, quant à elle, continue à diminuer et est égale à 542 µgN/L (figure 29). La teneur maximale en nitrate dans les eaux du Léman est de 0.62mgN/L, soit 2.75 $mgNO_3^-$/L. Cette concentration reste très inférieure et donc conforme aux normes pour l'eau de consommation en Suisse, qui édicte une valeur de tolérance de 40 $mgNO_3^-$/L ainsi qu'en France, avec une limite de qualité de 50 $mgNO_3^-$/L.

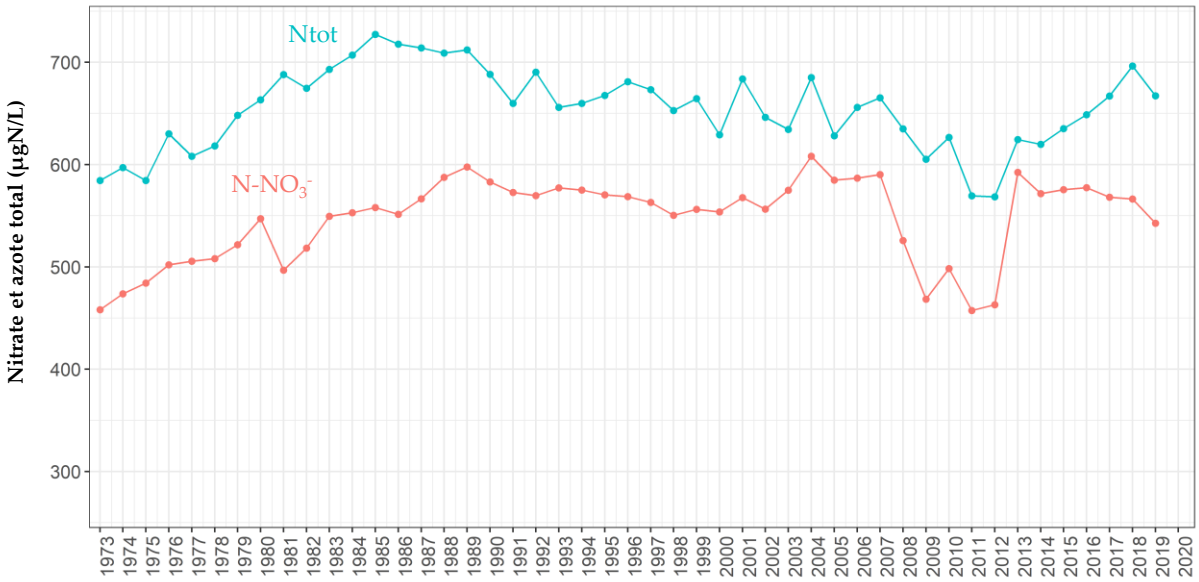


Figure 29 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2017, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 29 : Change in the weighted mean annual total concentration of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1973 to 2017, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.3. CHLORURE

La concentration des ions chlorures dans le Léman était en constante augmentation de 1973 à 2016 et semble s'être stabilisé depuis 2016 (figure 30). En 2019, le stock de chlorure est égal à 903'380 tonnes, soit une moyenne annuelle pondérée qui atteint 10.50 mgCl^-/L contre 891'953 tonnes et 10.37 mgCl^-/L en 2018. Les ions chlorure peuvent provenir des différentes sources : des produits chimiques à base de chlorure dans le secteur industriel (saline, métallurgie et industrie pharmaceutique …) et l'usage de sel de déneigement dans le bassin versant du lac.

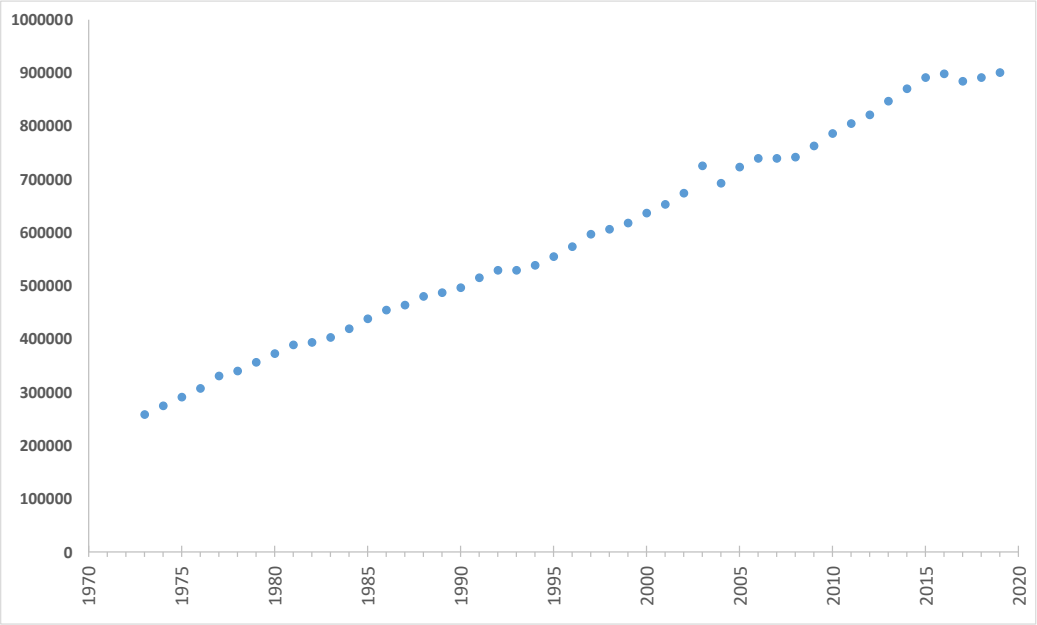


Figure 30 : Evolution du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 30 : Change in the stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1973 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

6. CONCLUSION

L'année 2019 est la troisième année la plus chaude depuis 1980, derrière 2018 et 1994 et au même rang que 2011. La température moyenne de la couche 0-10m montre que les températures sont plus élevées pour les mois d'hiver et d'automne.

Les faits marquants de l'évolution physico-chimique des eaux du Léman en 2019 sont les suivants :

- L'hiver 2019 n'a pas permis un brassage complet de la colonne d'eau. La profondeur du brassage hivernal est observée à 135 m. Par conséquent, le brassage partiel réduit la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la redistribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau.
- La température de l'eau à 309 continue d'augmenter depuis le dernier brassage hivernal complet en 2012. Entre 2012 et 2019, la température à 309m a augmenté de 0.73 °C.
- La concentration moyenne en phosphore total reprend sa tendance à la baisse après une augmentation particulière en 2018. Le phosphore total s'approche de l'objectif défini par la CIPEL pour la période 2011-2020 d'une concentration en phosphore total entre 10 et 15 µgP/L.

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE O., GINOT V., ANGELI N. (2001). Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 2000, 161-189.

RASCONI, S., ANNEVILLE, O., LAINE, L. (2020) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

TRAN KHAC, V., QUETIN, P. et ANNEVILLE, O. (2020) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et donnéesmétéorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992,113-162 et 162b-162p.

OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).

RASCONI, S., ANNEVILLE O., RIMET F., PERNEY, P. (2020) : Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman, Comm. int. prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 2019,

RAMSEIER GENTILE, S., EDDER, P., KLEIN, A. et LODS-CROZET, B. (2015) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les truites lacustres du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 84-97.

RIMET, F. (2020) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

SOERE OLA-IS, AnaEE-France, INRAE Thonon-les-Bains, CIPEL [10/02/2018], developed by Eco-Informatics ORE INRAE Team

VARGAS, S. (2016) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,Campagne 2015, 217-224.

7. ANNEXES

Annexe 1

La concentration moyenne pondérée est calculée en prenant en compte le volume de la couche d'eau considérée:

$$C_{moyennepondérée} = \frac{\sum Ci * Vi}{\sum Vi}$$

Avec

Ci : Concentration obtenue des mesures ou analyses du laboratoire à la profondeur d'échantillonnage

Vi : Volume de la strate qui correspond à la profondeur d'échantillonnage

Les volumes des strates qui permettent de calculer les concentrations moyennes pondérées sont présentés ci-dessous.

Tableau 1 : Volume des strates des couches d'eau

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1957 - mars 1976	0	1.2388	Dès 04.1976 -1980	0	1.2388	1990-1981	0.0	0.6200
		5	1.8516		5	1.8516		2.5	1.2376
		10	1.2279		10	1.2279		5.0	1.2328
		20	1.8310		20	1.8310		7.5	1.2279
		30	2.4268		30	2.4268		10.0	1.8310
		40	3.5583		40	3.5583		15.0	2.4268
		50	6.7501		50	6.7501		20.0	3.5583
		100	14.2477		100	14.2477		30.0	6.7501
		150	16.5454		150	16.5454		50.0	14.2477
		200	20.0474		200	14.0402		100.0	23.5655
		250	13.3846		225	12.0143		200.0	19.0344
		300	2.5840		250	6.0745		250.0	6.0745
					275	2.6058		275.0	1.6991
					309	1.2811		280.0	0.4539
								285.0	0.4134
								290.0	0.3821
								295.0	0.3628
								300.0	0.3034
								305.0	0.2451
								309.0	0.0271

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1992-1991	0.0	0.6200	2001-1993	0	0.6200	dès 2002	0	0.6200
		2.5	1.2376		2.5	1.2376		2.5	1.2376
		5.0	1.2328		5	1.2328		5	1.2328
		7.5	1.2279		7.5	1.2279		7.5	1.2279
		10.0	1.8310		10	1.8310		10	1.8310
		15.0	2.4268		15	2.4268		15	2.4268
		20.0	3.5583		20	3.5583		20	2.3722
		30.0	6.7501		30	6.7501		25	2.3111
		50.0	14.2477		50	14.2477		30	2.2500
		100.0	16.5454		100	16.5454		35	4.3928
		150.0	14.0402		150	14.0402		50	13.2300
		200.0	12.0143		200	12.0143		100	16.5454
		250.0	6.0745		250	6.0745		150	14.0402
		275.0	1.6991		275	2.1530		200	12.0143
		280.0	0.4539		290	0.9769		250	6.0745
		285.0	0.4134		300	0.4848		275	2.1530
		290.0	0.3821		305	0.2451		290	0.9769
		295.0	0.3628		309	0.0271		300	0.4848
		300.0	0.3034					305	0.2451
		305.0	0.2451					309	0.0271
		309.0	0.0271						

Annexe 2

Tableau 3 : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2). Calcul à partir des données extraites de la SOERE SI-OLA selon les coefficients de pondérations dans l'annexe I

Tableau 3 : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). Calculation based on database extracted from, SOERE OLA-IS according to ponderation coefficient in Annexe I

Année	Oxygène	Ptot	PO_4^{3-}	Ntot	∑ Nmin	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	COP	NOP	Ppart	Transparence	Transparence
	mg·L-1	µgP·L^{-1}	µgP·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	mgCl·L^{-1}	µgC·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgP·L^{-1}	12 mois	mai-septembre
												mètre	mètre
1973	8.78	75.36	62.39	584.40	466.94	7.39	458.60	3.01					
1974	8.14	78.39	68.72	597.00	484.80	10.64	473.96	3.22				8.46	5.98
1975	7.96	82.51	73.76	607.69	503.41	7.88	495.07	3.40				7.30	3.78
1976	7.22	91.33	82.17	617.11	513.46	8.80	504.64	3.58				8.18	4.00
1977	7.05	96.35	86.57	608.13	513.05	6.59	505.57	3.85				7.95	5.18
1978	7.55	98.56	88.20	618.18	515.47	21.17	508.11	3.97				7.27	5.64
1979	8.48	88.52	79.38	648.04	528.35	5.87	521.57	4.16				10.42	5.86
1980	8.30	89.96	82.50	663.31	554.25	6.14	547.20	4.35				8.88	6.04
1981	9.37	81.85	70.80	687.95	506.76	9.01	496.75	4.53				8.10	5.82
1982	9.27	76.99	68.96	674.52	528.10	8.64	518.31	4.60				7.28	5.53
1983	9.16	75.42	66.86	692.93	561.01	10.25	549.51	4.70				7.86	6.35
1984	9.52	75.56	66.73	707.01	565.35	11.33	553.01	4.88				7.35	5.58
1985	9.53	73.09	65.11	727.24	572.04	13.54	557.96	5.12			3.19	8.28	4.94
1986	9.83	71.80	61.96	717.64	558.88	6.77	551.31	5.30	110.4	18.97	3.06	7.50	4.32
1987	9.62	67.75	58.42	714.05	573.85	6.58	566.48	5.40	71.9	13.91	2.93	8.01	4.71
1988	9.33	61.82	54.55	708.89	593.73	5.37	587.52	5.60	115.3	17.17	2.62	7.18	5.19
1989	8.64	58.41	51.76	711.99	604.15	5.76	597.65	5.67	93.2	14.23	2.11	10.02	6.21
1990	8.34	55.21	48.21	688.11	589.61	5.65	583.02	5.80	100.9	16.07	2.45	7.94	6.07
1991	8.49	52.27	45.29	659.85	579.60	5.94	572.72	6.00	91.5	15.08	2.55	7.84	5.86
1992	8.42	49.89	40.81	690.27	576.37	5.44	569.73	6.16	91.2	17.67	2.81	6.77	5.20
1993	8.29	47.27	40.40	655.96	581.32	3.27	577.19	6.18	88.1	13.32	2.32	8.23	5.42
1994	8.33	44.76	39.44	659.88	580.01	4.05	575.04	6.29	83.6	14.04	2.17	7.10	5.87
1995	8.22	41.18	36.94	667.46	575.08	3.48	570.44	6.47	88.2	12.75	2.21	7.67	5.89
1996	8.27	40.88	36.02	680.93	574.17	4.46	568.64	6.68	107.4	22.32	2.31	7.17	4.56
1997	8.41	37.68	33.69	673.22	568.32	4.20	563.06	6.96	107.4	23.12	2.19	8.17	6.73
1998	8.25	39.35	34.84	652.72	556.54	8.52	550.35	7.06	103.1	23.05	2.22	6.98	5.65
1999	8.72	39.30	34.98	664.45	560.48	3.86	556.21	7.20	93.0	13.24	2.28	8.10	5.72
2000	9.09	36.51	31.81	629.10	557.97	4.46	553.71	7.42	109.8	14.74	2.47	7.58	5.35
2001	8.51	34.03	28.82	683.60	570.39	4.31	567.65	7.61	95.6	13.07	2.34	6.29	5.06
2002	8.45	34.02	29.27	646.16	559.20	3.97	556.52	7.85	94.4[b]	13.4[b]	2.02	6.78	4.28
2003	8.60	32.80	27.76	634.39	578.68	3.71	575.07	8.47	93.2	13.77	2.32	6.71	4.86
2004	9.16	29.51	26.06	685.02	611.55	3.03	608.07	8.08	98.5	15.70	2.58	6.82	5.95
2005	9.28	29.41	24.08	628.08	588.75	3.79	584.73	8.44	128.5	22.03	2.96	6.14	5.36
2006	9.80	27.68	22.63	655.90	590.33	2.80	586.72	8.61	109.3	19.04	2.43	7.12	6.83
2007	9.00	25.78	20.94	665.25	593.89	3.76	590.15	8.63	114.7	17.57	2.42	6.40	5.33
2008	8.84	27.72	21.47	634.96	530.55	3.73	525.71	8.65	103.5	11.66	2.14	8.04	6.20
2009	9.30	22.82	19.38	605.24	472.54	4.39	468.35	8.90	114.3	11.34	1.78	7.26	5.94
2010	9.18	22.37	19.36	626.72	503.40	3.71	498.35	9.15	110.0	8.74	2.05	6.83	5.52
2011	8.96	22.62	19.66	569.53	462.87	4.66	457.37	9.37	86.6	9.72	2.05	6.84	6.42
2012	9.25	21.63	16.87	568.42	470.84	5.70	462.95	9.56	99.7	10.13	2.62	6.47	4.24
2013	9.20	19.79	17.09	624.52	597.08	3.83	592.33	9.86	92.5	9.40	2.22	7.71	7.00
2014	8.55	20.52	16.75	619.85	576.48	3.79	571.51	10.14	95.9	10.65	2.02	7.57	5.83
2015	8.53	19.03	15.84	635.13	581.96	4.89	575.48	10.38	100.9	8.78	2.09	8.56	6.94
2016	8.07	19.02	15.82	648.79	732.01	4.66	725.91	10.48	91.5	8.36	1.91	7.40	6.05
2017	8.21	17.75	14.79	667.02	573.17	3.55	568.11	10.31	96.6	12.05	1.99	8.63	6.48
2018	8.57	19.90	14.49	696.21	571.97	3.95	566.38	10.37	79.73	11.6	2.28	6.70	4.56
2019	8.58	16.21	11.93	667.08	548.31	4.27	542.73	10.50	72.92	13.1	2.19	8.20	7.05

b : valeurs interpolées

Annexe 3

Tableau 4 : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2019, Léman - Grand Lac (SHL2)

Tableau 4 : Annual total content in metric tons from 1957 to 2019, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Année	Oxygène	Ptot	$P\text{-}PO_4^{3-}$	Ntot	Nmin	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$	Cl^-	COP	Ppart	Npart
	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes
1973	754752	6481	5365	50258	40157	635	39440	258645			
1974	699850	6741	5910	51342	41693	915	40760	276825			
1975	684518	7096	6344	52262	43293	678	42576	292158			
1976	620945	7854	7067	53072	44157	757	43399	307846			
1977	606011	8286	7445	52300	44122	567	43479	330756			
1978	649332	8476	7585	53164	44331	1820	43697	341584			
1979	729640	7613	6826	55731	45438	505	44855	357827			
1980	713880	7737	7095	57044	47666	528	47060	374291			
1981	805457	7039	6089	59163	43581	775	42721	389682			
1982	797560	6621	5931	58009	45417	743	44574	395186			
1983	787909	6486	5750	59592	48247	881	47258	404467			
1984	818624	6498	5739	60803	48620	974	47559	419641			
1985	819979	6286	5600	62542	49195	1164	47985	440308			
1986	845574	6175	5329	61717	48064	582	47413	455880	9495	263	1632
1987	827109	5827	5024	61408	49351	565	48718	463978	6187	252	1197
1988	802149	5316	4691	60965	51061	461	50527	481840	9912	225	1477
1989	743387	5023	4452	61232	51957	495	51398	487935	8016	181	1224
1990	717603	4748	4146	59177	50706	486	50140	498688	8676	211	1382
1991	730179	4495	3895	56747	49846	511	49254	515859	7869	219	1296
1992	724135	4291	3510	59363	49568	467	48997	530155	7839	242	1520
1993	712729	4065	3474	56413	49993	282	49638	531618	7575	199	1146
1994	716736	3849	3392	56750	49881	349	49453	540857	7192	187	1207
1995	706729	3541	3177	57402	49457	300	49058	556198	7585	190	1097
1996	711214	3515	3098	58560	49379	383	48903	574455	9238	199	1920
1997	723582	3240	2897	57897	48875	362	48423	598270	9240	188	1988
1998	709186	3384	2996	56134	47862	732	47330	607035	8867	191	1983
1999	750310	3380	3009	57143	48201	332	47834	619195	7998	196	1139
2000	781665	3140	2736	54103	47985	384	47619	637923	9447	213	1268
2001	732118	2927	2478	58789	49054	371	48818	654269	8219	201	1124
2002	726872	2926	2517	55570	48091	341	47861	675317	8119[b]	173	1154[b]
2003	739242	2821	2387	54558	49766	319	49456	728063	8019	199	1184
2004	787556	2538	2241	58912	52594	261	52294	695142	8469	222	1350
2005	798444	2529	2071	54015	50633	326	50287	725507	11054	254	1894
2006	842395	2381	1946	56408	50769	241	50458	740676	9402	209	1637
2007	773780	2217	1801	57211	51074	323	50753	741952	9861	208	1511
2008	760175	2384	1847	54607	45627	321	45211	743509	8897	184	1003
2009	799905	1962	1667	52050	40639	377	40278	765090	9832	153	976
2010	789390	1924	1665	53898	43293	319	42858	787041	9462	176	751
2011	770351	1945	1690	48980	39807	401	39334	805638	7450	177	835
2012	795700	1860	1451	48884	40492	491	39814	822136	8575	225	872
2013	790938	1702	1469	53708	51349	329	50941	847951	7952	191	808
2014	735592	1765	1440	53307	49578	326	49150	871926	8248	174	916
2015	733428	1637	1363	54621	50049	421	49491	893011	8675	180	755
2016	694048	1636	1361	55796	62953	400	62429	900917	7865	165	719
2017	706053	1527	1272	57364	49293	306	48857	886772	8312	171	1036
2018	737418	1712	1246	59874	49189	340	48709	891953	6857	196	995
2019	737713	1394	1026	57369	47154	367	46675	903380	6271	188	1124

b : valeurs interpolées

Annexe 4

Tableau 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques

Tableau 5 : Expanded uncertainties of main physico-chemical analysis

Paramètre	Unité	Incertitude élargie *
		U (%)
pH		0.4
TAC	$meq \cdot L^{-1}$	1.8
χ	$S \cdot cm^{-1}$	1.1
NO_3^-	$\mu gN \cdot L^{-1}$	5.1
NH_4^+	$\mu gN \cdot L^{-1}$	11.2
Ntot	$\mu gN \cdot L^{-1}$	10.9
NOP	$\mu gN \cdot L^{-1}$	6.0
PO_4^{3-}	$\mu gP \cdot L^{-1}$	6.2
Ptot	$\mu gP \cdot L^{-1}$	8.4
Ppart	$\mu gP \cdot L^{-1}$	8.0
COP	$\mu gC \cdot L^{-1}$	3.0
Cl^-	$mgCl^- \cdot L^{-1}$	4.4
SiO_2	$mgSiO_2 \cdot L^{-1}$	3.9

* Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches de celles observées sur les échantillons de SHL2 avec un facteur d'élargissement de 2

Annexe 5

MÉTÉOROLOGIE

1. INTRODUCTION

En 2019, à 'exception du mois de mai qui fut relativement frais (-2.1 °C par rapport à la normale) l'ensemble des températures mensuelles furent supérieures aux normales. (figure 1).

Les mesures relevées à Thonon sont en moyenne plus chaudes que celles mesurées dans les autres stations (Tableau 1)

Tableau 1: Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2019 (°C).

Table 1: Mean monthly air temperature for each station in 2019 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	1.8	1.5	2.0	2.8	2.1
Février	3.9	4.2	4.8	4.5	2.8
Mars	8.2	7.8	8.0	8.0	6.4
Avril	10.3	9.8	10.2	10.2	9.8
Mai	12.4	12.0	11.9	12.3	14.2
Juin	19.9	19.4	19.8	19.8	17.7
Juillet	22.6	22.1	22.3	22.5	20.2
Août	20.6	20.0	20.5	21.0	19.7
Septembre	17.2	16.8	147	17.5	15.7
Octobre	13.2	12.7	13.3	13.6	11.4
Novembre	6.3	6.1	7.1	7.5	6.0
Décembre	4.9	4.7	5.6	5.9	3.1
Moyenne annuelle	**11.8**	**11.4**	**11.9**	**12.1**	**10.8**

En 2019, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.8 °C. Avec cette température, l'année 2019 se classe comme 2011 au troisième rang ; (l'année la plus chaude étant 2018 avec 12.3 °C et la plus fraiche 1985 avec 9.4 °C) de la période 1981 - 2019. (tableau 2, figure 2).

Tableau 2 : Température moyenne annuelle de l'air de l'inter-stations (°C).

Table 2 : Mean annual air temperature at the inter-stations (°C).

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1980	9.2	2000	11.6
1981	9.9	2001	11.0
1982	10.6	2002	11.5
1983	10.4	2003	11.7
1984	9.7	2004	11.0
1985	**9.4**	2005	10.6
1986	10.0	2006	11.3
1987	10.1	2007	11.4
1988	10.9	2008	10.9
1989	11.0	2009	11.3
1990	11.2	2010	10.3
1991	10.4	2011	11.8
1992	10.9	2012	11.1
1993	10.4	2013	10.3
1994	11.9	2014	11.7
1995	10.9	2015	11.7
1996	10.2	2016	11.2
1997	11.1	2017	11.5
1998	11.0	**2018**	**12.3**
1999	11.0	**2019**	**11.8**

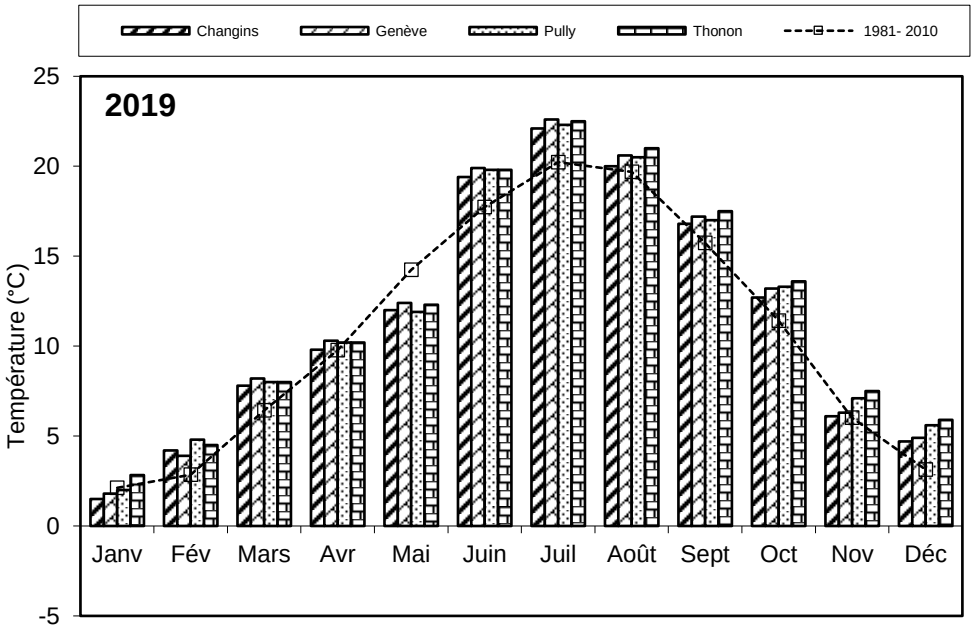


Figure 1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2019 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1 : Mean monthly air temperature at each station in 2019 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

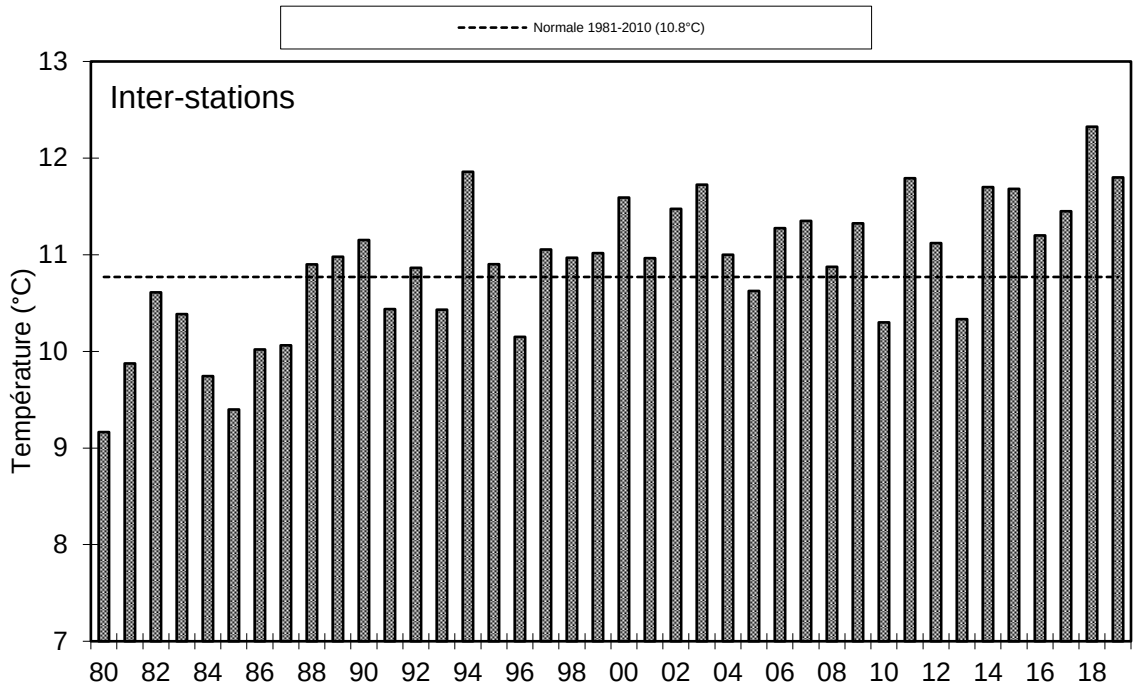


Figure 2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

Figure 2 : Mean annual air temperature for the inter-stations (°C).

2. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2019 sur le bassin lémanique est de 1'004.1 mm, soit 4 mm inférieur à la normale inter-stations (1'008.9 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Ce qui fait de l'année 2019 une année normale. Pully est la station la plus arrosée avec 1'150 mm, Genève avec 842 mm à les précipitations les moins importantes (tableau 3, figure 3).

Le dernier trimestre fut très pluvieux (+141 mm par rapport à la normale), permettant ainsi à l'année 2019, d'être considérée à pluviométrie normale. Néanmoins, hormis le mois de juin, ses 3 premiers trimestres ont été plus secs que la normal (figure 3)

Tableau 3 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2019.

Table 3 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2019.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	42.6	47.8	51.8	29.5	72.9
Février	40.2	33.6	48.0	48.5	60.8
Mars	57.4	73.0	56.1	46.5	68.5
Avril	63.1	61.7	88.0	79.0	73.5
Mai	40.7	57.6	123.7	95.0	92.8
Juin	112.0	125.8	113.9	115.5	94.3
Juillet	44.0	75.5	78.0	49.0	83.8
Août	60.4	83.5	103.3	85.0	86.6
Septembre	25.0	20.8	44.3	36.5	99.0
Octobre	102.2	147.8	142.5	118.0	102.5
Novembre	114.1	154.5	160.3	138.0	83.0
Décembre	140.1	169.2	140.5	133.0	88.9
Total Annuel	**841.8**	**1'050.8**	**1'150.4**	**973.5**	**1'008.9**

En inter-stations, l'année 2019 se classe au 23^{e} rang (sur 39) de la chronologie pluviométrique 1981 - 2019 (la 1^{ere} étant 2001 avec 1’299 mm, la dernière étant 1989 avec 661 mm) (tableau 4, figure 4).

Tableau 4 : Pluviométrie annuelle de l’inter-stations (mm).

Table 4 : Annual rainfall at the inter-stations (mm).

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1980	1’067.1	2000	1’028.2
1981	1’082.8	**2001**	**1’298.7**
1982	1’037.5	2002	1’169.5
1983	1’022.3	2003	760.6
1984	911.8	2004	980.0
1985	957.1	2005	775.1
1986	964.2	2006	1’069.2
1987	1’044.8	2007	1’135.7
1988	1’078.0	2008	1’047.8
1989	**660.7**	2009	849.9
1990	1’093.9	2010	815.5
1991	860.3	2011	750.1
1992	1’057.8	2012	1’092.3
1993	1’060.5	2013	1’219.0
1994	1’124.1	2014	1’068.1
1995	1’194.7	2015	808.7
1996	972.8	2016	1’115.0
1997	1’022.9	2017	833.7
1998	924.6	2018	916.9
1999	1’266.0	**2019**	**1’004.1**

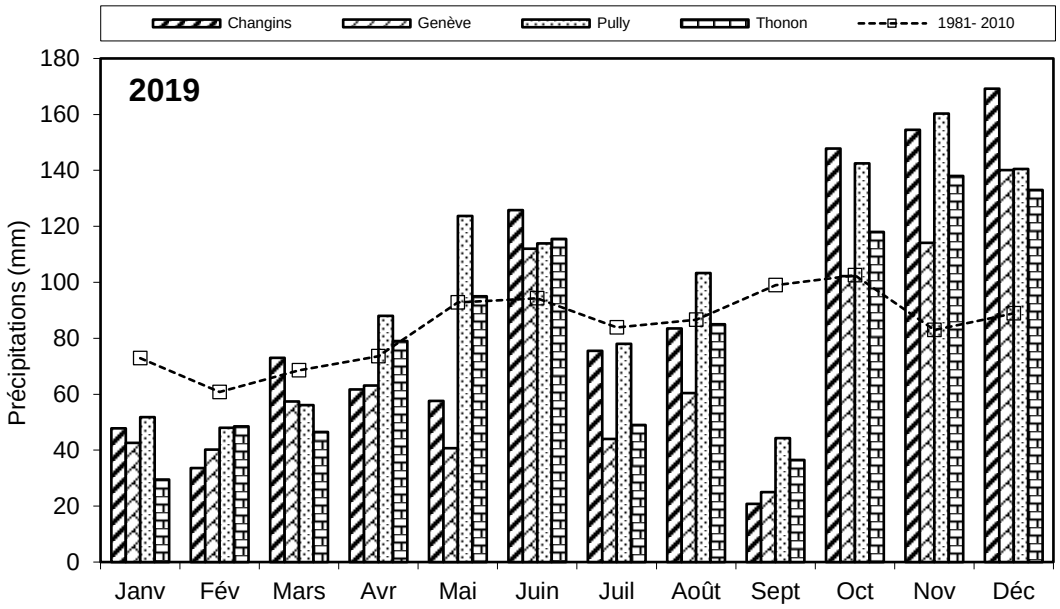


Figure 3 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2019 (histogrammes) et de l’inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3 : Monthly rainfall at each station in 2019 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

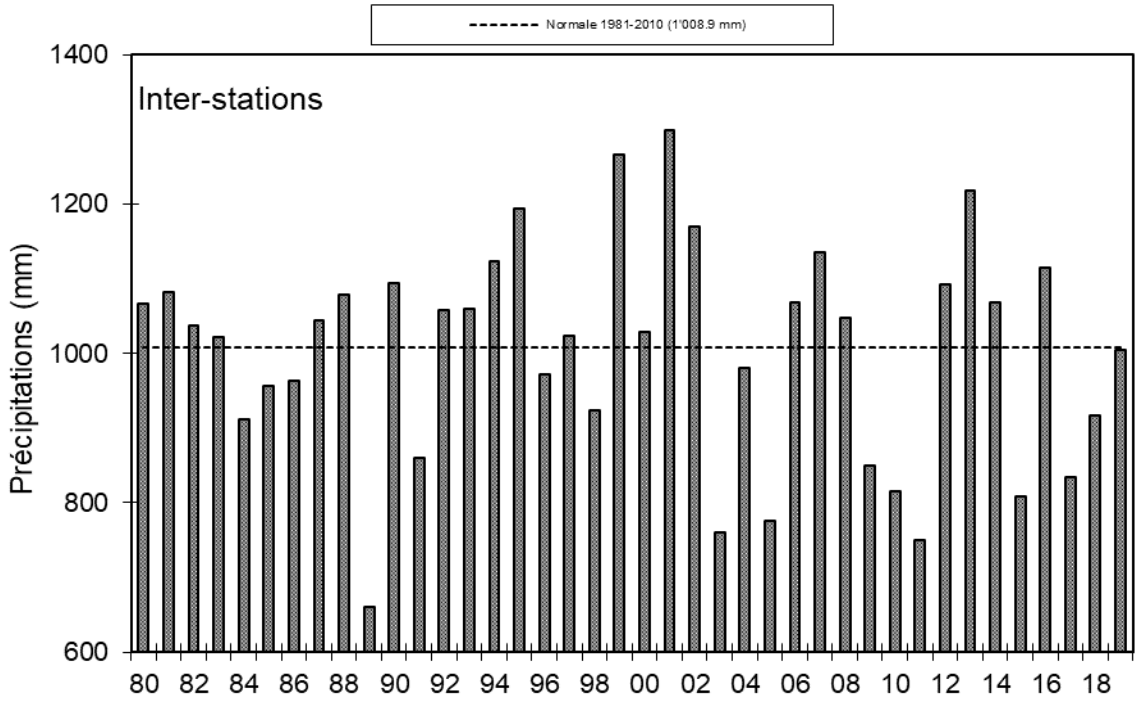


Figure 4 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

Figure 4 : Annual rainfall at the inter-stations (mm).

3. INSOLATION

L'insolation fut excédentaire durant les trois premiers trimestre (+300 heures par rapport à la moyenne 1981-2010) (tableau 5, figure 5) ; le dernier trimestre lui se situe dans la normale.

Tableau 5 : Insolation mensuelle à chaque station en 2019 (h).

Table 5 : Monthly insolation at each station in 2019 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	80	98	85	63	62.4
Février	169	183	176	149	90.7
Mars	193	204	186	201	156.4
Avril	193	202	205	225	182.1
Mai	224	218	200	258	208.1
Juin	286	281	273	309	236.7
Juillet	304	303	296	323	258.6
Août	248	252	247	256	236.8
Septembre	202	221	210	212	183.6
Octobre	111	122	119	117	120.0
Novembre	52	52	48	55	69.2
Décembre	53	64	58	32	49.8
Total annuel	**2'113**	**2198.5**	**2'101**	**2'198**	**1'854.4**

L'année 2019 avec une moyenne inter-stations de 2'152.8 heures est une année ensoleillée. Elle se classe troisième sur la période 1980 - 2019 (la 1e étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1987avec 1'442 h).

Tableau 6 : Insolation annuelle de l'inter-stations (h).

Table 6 : Annual insolation at the inter-stations (h).

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
1980	1'672.3	2000	1'998.9
1981	1'557.5	2001	1'837.6
1982	1'730.8	2002	1'828.6
1983	1'635.7	**2003**	**2'290.5**
1984	1'713.3	2004	2'000.1
1985	1'829.2	2005	2'138.4
1986	1'611.0	2006	1'992.4
1987	**1'442.5**	2007	2'096.7
1988	1'652.7	2008	1'961.9
1989	1'864.4	2009	2'028.4
1990	1'973.2	2010	1'817.3
1991	1'870.0	2011	2'203.0
1992	1'676.1	2012	2'008.4
1993	1'669.2	2013	1'813.2
1994	1'707.5	2014	1'902.8
1995	1'896.5	2015	2'028.6
1996	1'769.3	2016	1'847.7
1997	1'948.4	2017	2'089.5
1998	1'981.7	2018	2'042.3
1999	1'770.1	**2019**	**2'152.8**

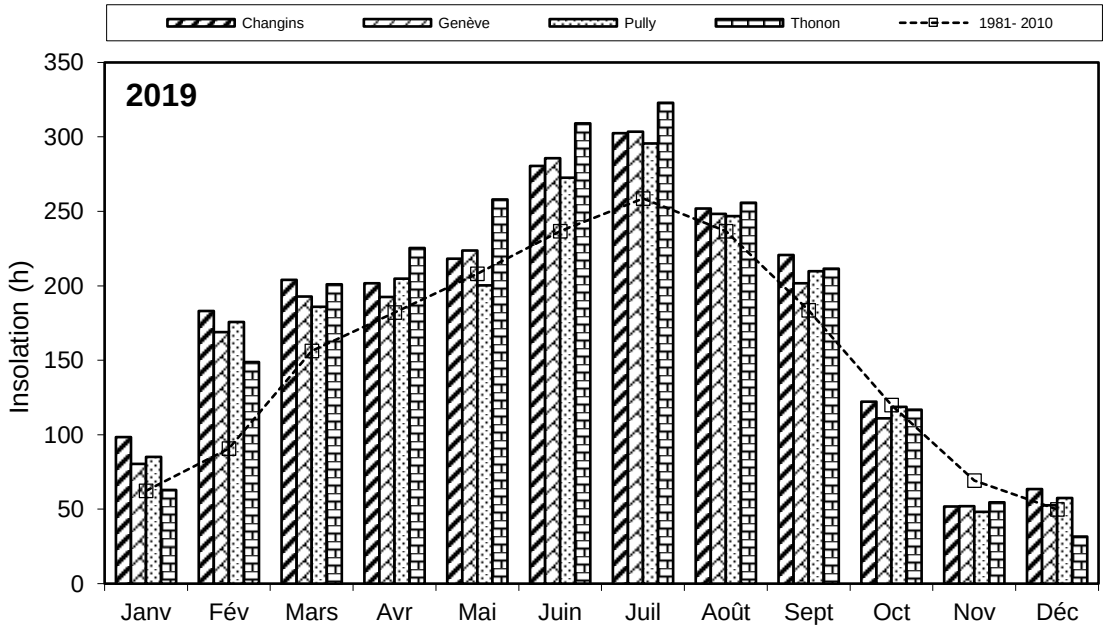


Figure 5 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2019 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5 : Monthly insolation at each station in 2019 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

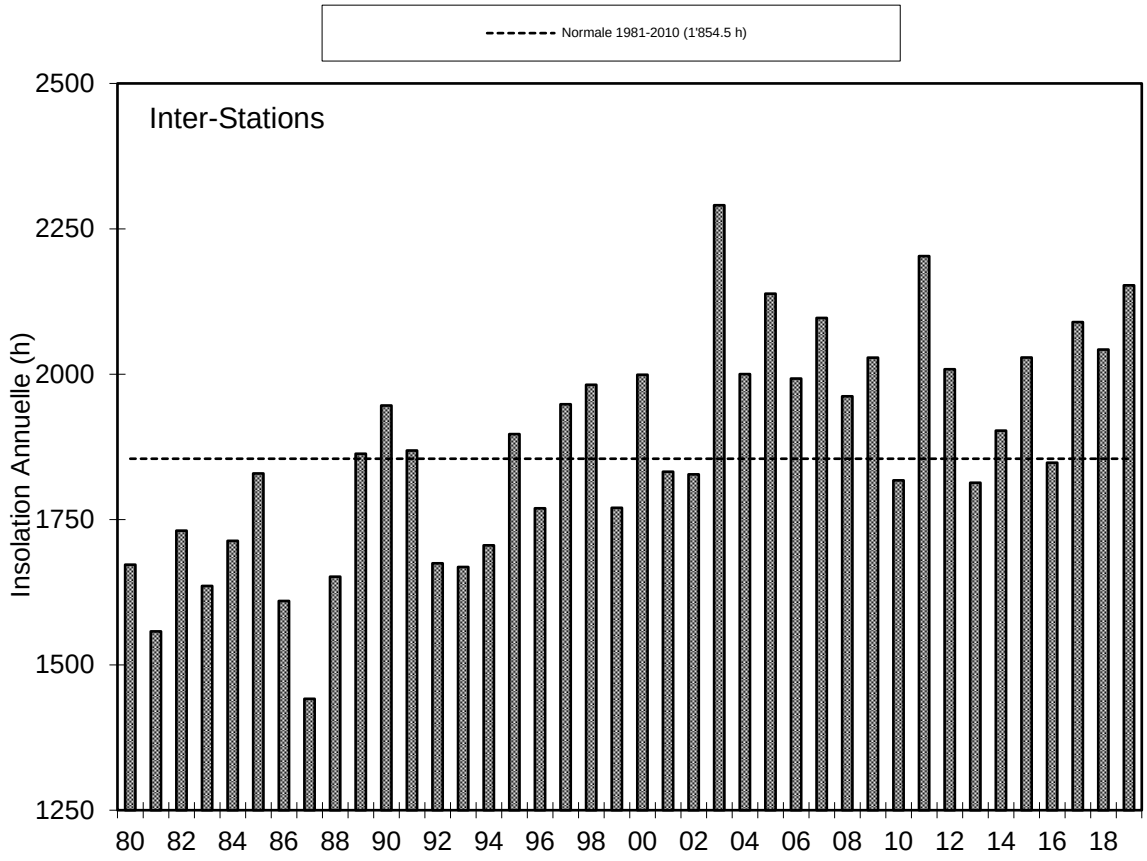


Figure 6 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 6 : Annual insolation at the inter-stations.

4. RAYONNEMENT

La moyenne inter-stations pour l'année 2019 est de 13.6 $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ (tableau 7, figure 7).

Tableau 7 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2019 (moyenne journalière en $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$).

Table 7: Global monthly solar irradiation at each station in 2019 (mean daily irradiation in $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	4.5	4.9	4.8	3.6	3.6
Février	9.3	9.7	9.4	8.6	6.5
Mars	13.7	13.7	12.7	13.2	11.2
Avril	18.0	17.1	17.6	17.5	15.6
Mai	21.0	20.4	18.8	20.5	18.8
Juin	24.5	24.4	23.6	24.5	21.3
Juillet	24.7	24.4	23.9	24.4	21.3
Août	20.5	19.8	19.5	19.2	18.2
Septembre	15.8	15.7	15.0	14.8	13.4
Octobre	8.2	8.2	8.0	7.7	7.9
Novembre	4.4	4.2	4.2	3.8	4.3
Décembre	3.1	3.4	3.4	2.3	2.9
Moyenne Annuelle	**14.0**	**13.8**	**13.4**	**13.3**	**12.1**

Pour l'inter-stations en 2019, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'981. MJ·m^{-2}, ce qui classe l'année, deuxième sur la période 1981 – 2019 (tableau 8, figure 8).

Tableau 8 : Rayonnement global annuel en inter-stations (MJ·m^{-2}).

Table 8 : Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ·m^{-2}).

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
1980	4'153	2000	4'488
1981	4'263	2001	4'310
1982	4'391	2002	4'337
1983	4'239	2003	4'894
1984	4'274	2004	4'858
1985	4'485	2005	4'712
1986	4'178	2006	4'593
1987	**3'956**	2007	4'671
1988	4'139	2008	4'486
1989	4'325	2009	4'837
1990	4'401	2010	4'575
1991	4'415	**2011**	**5'000**
1992	4'219	2012	4'747
1993	4'126	2013	4'547
1994	4'100	2014	4'653
1995	4'339	2015	4'869
1996	4'310	2016	4'584
1997	4'405	2017	4'923
1998	4'378	2018	4'922
1999	4'188	**2019**	**4'981**

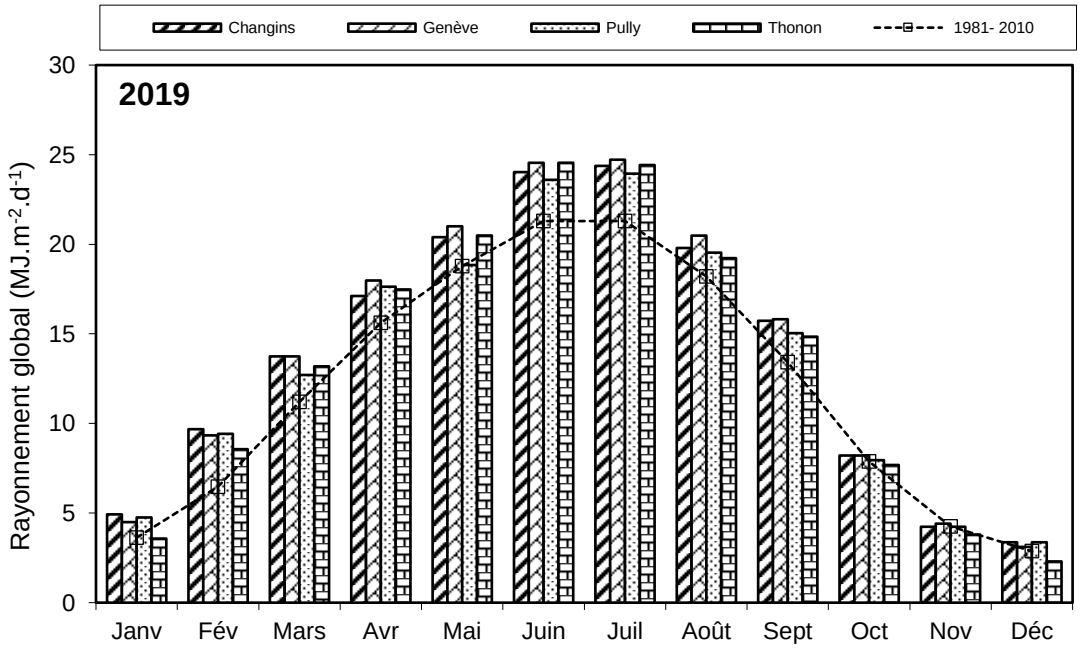


Figure 7 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2019 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 7 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2019 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

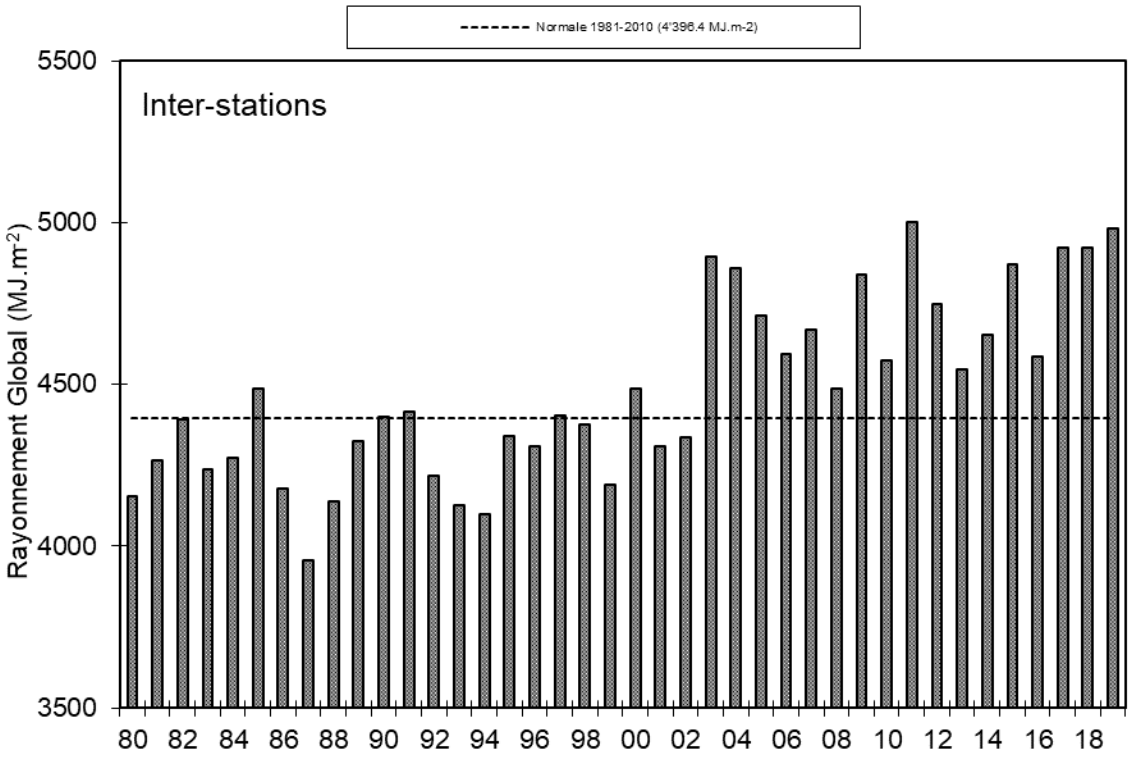


Figure 8 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations ($MJ \cdot m^{-2}$).

Figure 8 : Global annual solar irradiation at the inter-stations ($MJ \cdot m^{-2}$).

5. VENT

5.1. VITESSE DU VENT

En 2019 à Changins, station de référence, les mois de mars et mai furent venteux (12 jours de vent fort ont été enregistrés sur ces 2 mois), le reste de l'année, les vitesses de vent sont inférieures à la moyenne de la période 1981-2010. (Tableau 9, figure 9 et tableau 10).

Tableau 9 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2019 ($m \cdot s^{-1}$)

Table 9 : Mean monthly wind speeds in 2019 ($m \cdot s^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2010
Janvier	2.5	2.8	1.9	2.0	2.4
Février	1.9	1.9	1.7	0.9	2.8
Mars	3.6	3.9	2.2	1.7	3.3
Avril	2.8	2.8	1.9	1.35	3.3
Mai	3.3	3.6	1.9	1.9	2.8
Juin	1.9	1.9	1.4	0.9	2.8
Juillet	2.2	2.5	1.9	1.4	2.7
Août	2.2	2.2	1.7	1.2	2.6
Septembre	2.8	2.8	1.9	1.5	2.6
Octobre	2.2	1.9	1.4	1.0	2.4
Novembre	2.2	2.2	1.7	1.3	2.5
Décembre	2.5	2.8	1.9	1.6	2.6
Moyenne annuelle	**2.5**	**2.6**	**1.8**	**1.4**	**2.7**

Pour l'année 2019 à Changins, il a été enregistré 26 jours de vent fort (> 5 $m.s^{-1}$) dont 12 jours durant le 1e trimestre et 4 durant le dernier trimestre. Le maximum de vent moyen journalier a été relevé pour l'année 2019 le 13 mai (avec 12.74 $m.s^{-1}$) (figure 9). De plus, il y a eu en 2019, 9 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à 4.99 $m.s^{-1}$ (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h). L'année 2019 est en moyenne annuelle la plus faible de la période 1981-2019 (tableau 9).

Tableau 10 : Vent moyen annuel à Changins ($m \cdot s^{-1}$).

Table 10 : Mean annual wind speed at Changins ($m \cdot s^{-1}$).

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1980	2.5	2000	2.6
1981	2.5	2001	2.8
1982	2.6	2002	2.6
1983	2.7	2003	2.3
1984	**3.4**	2004	2.4
1985	3.0	**2005**	**2.2**
1986	2.9	2006	2.4
1987	2.7	2007	2.7
1988	3.1	2008	2.5
1989	3.0	2009	2.6
1990	3.1	2010	2.6
1991	3.2	2011	2.2
1992	2.8	2012	2.6
1993	2.9	2013	2.4
1994	2.7	2014	2.3
1995	2.9	2015	2.5
1996	2.7	2016	2.4
1997	2.5	2017	2.4
1998	3.0	2018	2.6
1999	2.9	**2019**	**2.1**

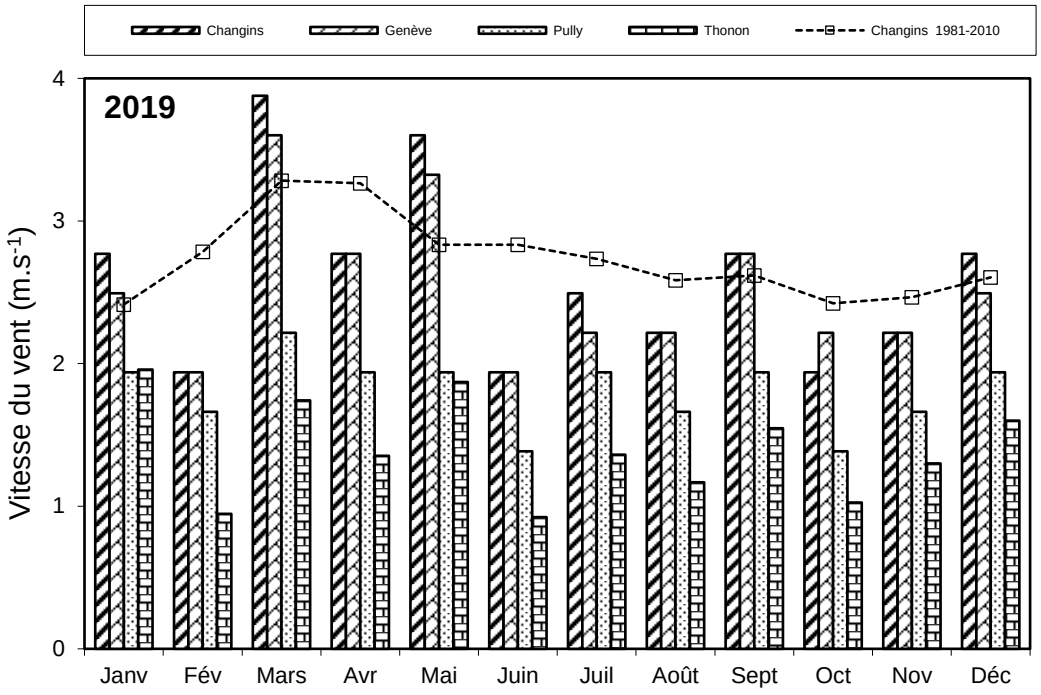


Figure 9 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2019 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 9 : Mean monthly wind speeds at each station in 2019 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

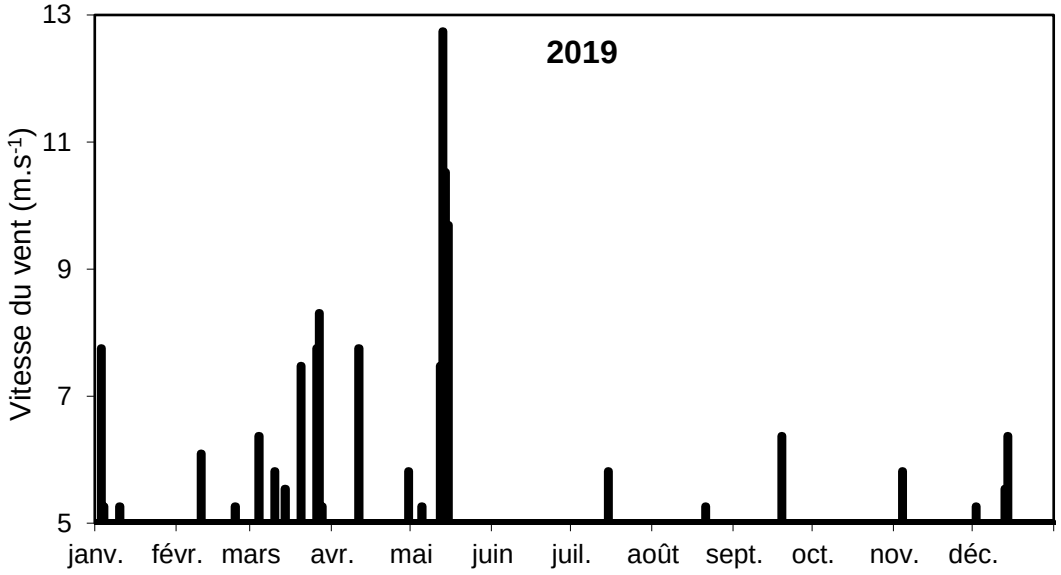


Figure 10 : Répartition annuelle (en 2019) des vents forts (> 5 m·s-1) à Changins.

Figure 10 : Annual distribution (in 2019) of strong winds (> 5 m·s-1) at Changins.

5.2. ROSE DES VENTS

Pour l'année 2019 à Changins, 58.3 % des vents (figure 11) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-O-N. Les vents qui sont supérieurs à 5 $m \cdot s^{-1}$ représentent 13% des vents totaux, 53.8 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; et 37.7 % sont d'origine opposée S-O.

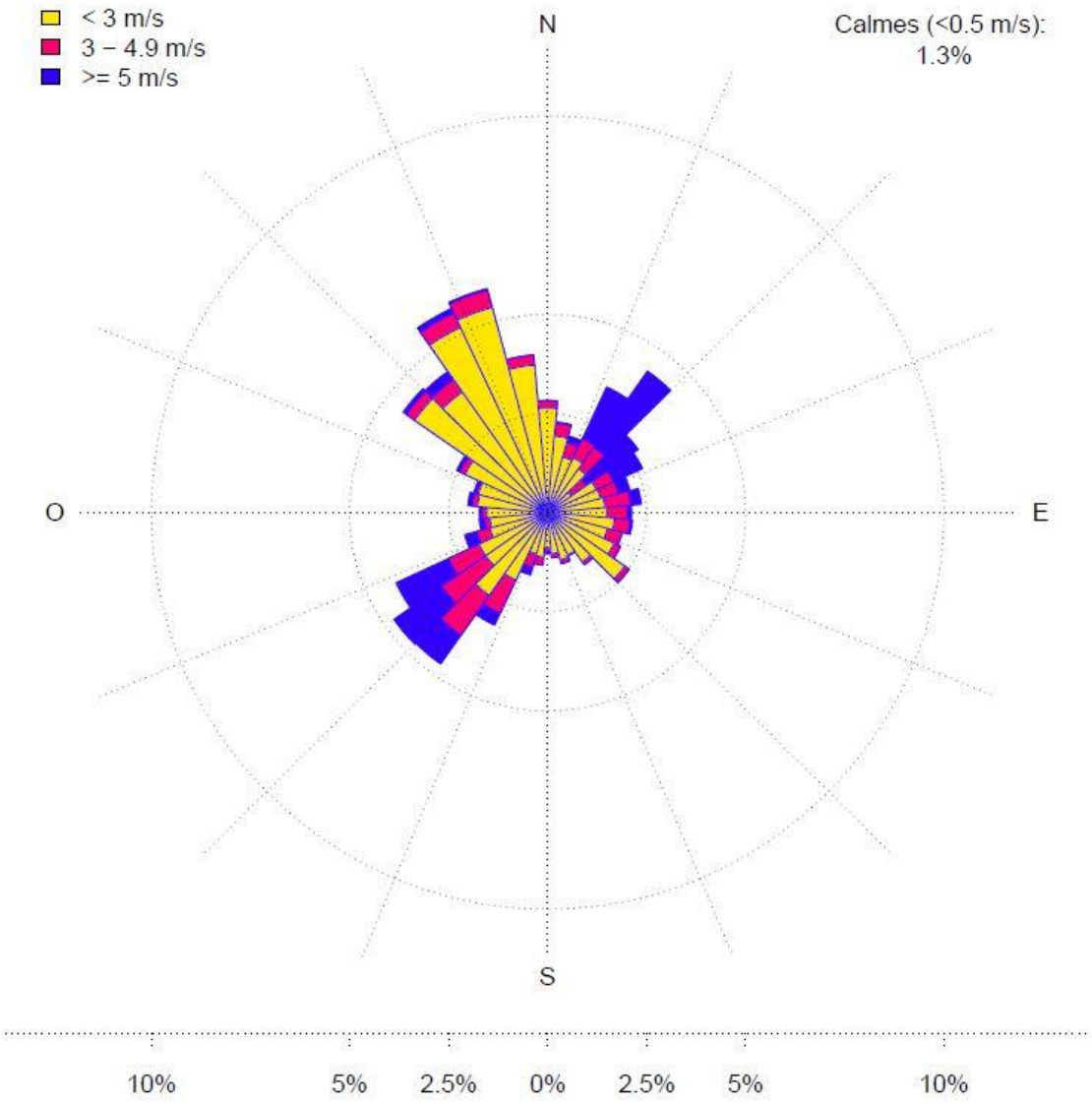


Figure 11 : Rose des vents moyens à Changins en 2019 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle : % d'occurrence).

Figure 11 : Wind directions at Changins in 2019 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 64-85*

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN LAKE GENEVA WATERS

CAMPAGNE 2019

PAR

Cécile PLAGELLAT

DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT – DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL, URBAIN ET RURAL
Division Protection des eaux (PRE) – Chimie des Eaux et PCAM
Chemin des Boveresses 155 -CP33 CH-1066 EPALINGES

Romain GAILLARD

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
Agroscope – Changins – Bâtiment DC, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

Nathalie CHEVRE

FACULTÉ DES GÉOSCIENCES ET DE L'ENVIRONNEMENT
Université de Lausanne, Géopolis 3630
CH-1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

La surveillance des micropolluants dans les eaux du Léman est un enjeu majeur du plan d'action 2011-2020 et comprend le suivi de 381 pesticides, 66 résidus médicamenteux et 5 métaux (totaux et dissous) depuis la surface jusqu'au fond ainsi que le suivi du manganèse au fond du lac.

Ce programme de surveillance de la qualité de l'eau du Léman a une finalité essentiellement de "contrôle de la ressource en eau de boisson", pour permettre l'alimentation en eau potable de plus de 900'000 personnes.

Les teneurs en pesticides et en métaux satisfont aux exigences requises pour l'environnement ainsi que pour les eaux de boisson au sens des législations suisse et française.

Pour les résidus de médicaments, seules l'azithromicyine, la clarithromycine et le diclofénac ont une valeur seuil définie dans la législation suisse. Leur présence dans l'environnement n'est toutefois pas souhaitable, notamment dans des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, comme celles du Léman.

ABSTRACT

Surveillance of micropolluants in Lake Geneva's waters is a critical issue in the 2001-2020 action plan and includes the monitoring of 381 pesticides, 66 drug residues, and five metals (total and dissolved) from the surface to the bottom as well as the monitoring of manganese at the bottom of the lake.

This water-quality monitoring program for Lake Geneva essentially aims to ''monitor the drinking water resource'' to supply drinking water to more than 900'000 people.

The pesticide and metal levels satisfy both the environmental and drinking water requirements as defined by Swiss and French legislations.

Today only three pharmaceuticals, azithromycine, clarithromycine and diclofenac, have a water quality criteria defined in the swiss law. Nonetheless, their presence in the environment is not desirable, notably in waterbody that supply drinking water such as Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Une veille consacrée aux micropolluants dans les eaux du Léman est nécessaire afin de garantir et pérenniser l'usage des eaux du lac pour l'alimentation en eau potable moyennant un traitement réputé simple. Chaque année, la CIPEL surveille la présence des micropolluants dans les eaux du lac grâce à un programme d'analyses qu'elle actualise régulièrement en fonction de l'évolution de sa connaissance de la provenance de certaines substances et de leurs effets sur les milieux aquatiques ou la santé humaine.

2. ÉCHANTILLONNAGE

Pour la surveillance des teneurs en métaux et en pesticides, des échantillons à quatre profondeurs sont prélevés deux fois par année au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1 et tableau 1), au printemps, après le brassage des eaux et en automne, en période de stratification. En 2019, le brassage des eaux a atteint la profondeur de 100 m contre 201 m en 2018.

Les résidus médicamenteux sont prélevés trois fois par année (hiver, début de l'été et automne) à 2 profondeurs.

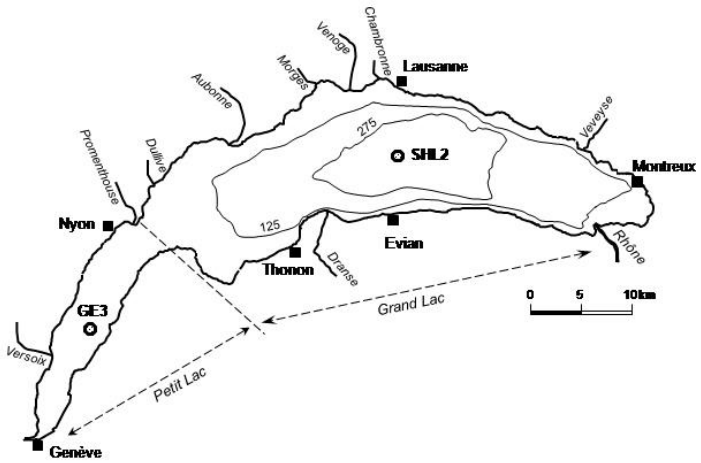


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

Figure 1 : Location of the sampling site - SHL2 station.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvements pour l'analyse des éléments trace métalliques totaux et dissous, des pesticides et des résidus médicamenteux pour 2019.

Table 1 : Dates of sampling programme for the analysis of total and dissolved metals, pesticides and pharmaceutical residues for 2019.

Substances	Profondeurs	06.03	07.03	11.09	25.09
Eléments trace métalliques (totaux et dissous)	Mélange 1:1 des niveaux 1 + 30 m et 200 + 305 m		x		x
Manganèse	275, 300, 305 et 309 m		x		x
Pesticides	1, 30, 100 et 305 m		x		x
Glyphosate-AMPA-Glufosinate	1, 30, 100 et 305 m		x		x
Résidus de produits pharmaceutiques	15, 100 m	x		x	
1,4-Dioxane et perchlorate	15, 100 m	x		x	
Benzidine et le 4-Aminobiphenyle	15, 100 m			x	

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. ANALYSES CHIMIQUES

Éléments trace métalliques

Les analyses d'éléments trace métalliques totaux (cadmium, chrome, cuivre, plomb, mercure, manganèse) sont effectuées par le service de consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) du canton de Genève. Le dosage s'effectue pour le Cd, Cr, Cu, Pb, Mn par ICP-MS (spectrométrie de masse à plasma par couplage inductif) sur les échantillons d'eau brute acidifiée sans filtration ni dilution préalable. Le mercure est analysé par absorption atomique en vapeur froide sans dilution ni acidification préalable.

Depuis 2014, les concentrations en éléments trace métalliques dissous sont suivies dans le lac. Les analyses sont effectuées par le laboratoire de la protection des eaux et de l'environnement du service de l'écologie de l'eau du canton de Genève (SECOE) après filtration à 0.45 µm et acidification des échantillons. Le dosage du cadmium, chrome, cuivre et plomb s'effectue par ICP-MS. L'analyse du chrome représente la somme du chrome III et du chrome VI qui ne sont pas différenciés par ICP-MS. Le mercure, anciennement dosé par spectrométrie d'absorption atomique en vapeur froide est depuis 2017 dosé par spectrométrie de fluorescence atomique en vapeur froide.

Pesticides

La recherche de pesticides est effectuée par le SCAV de Genève. Les eaux brutes sont pré-concentrées à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide. Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en tandem (LC-QTRAP). La liste des substances recherchées comprend 381 molécules d'intérêt avec une limite de quantification de 1 ng/L (Tableau en Annexe 1). Ces analyses couvrent 14 acaricides, 90 fongicides, 139 herbicides, 112 insecticides, 6 nématicides, 2 phytoprotecteurs, 4 régulateurs de croissance et 14 métabolites.

Le glyphosate, le glufosinate et l'AMPA ont été ajoutés dans le suivi depuis 2015. Les analyses sont effectuées par le SECOE par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS/MS) après dérivatisation puis extraction sur phase solide. La limite de quantification est de 2 ng/L.

Médicaments

Les échantillons sont analysés par le laboratoire SCITEC (Lausanne) par LC-MS/MS sur une palette de 59 résidus médicamenteux, 2 narcotiques, un métabolite et 4 substances hormonales (Tableau en Annexe 2).

Autres substances

L'analyse du 1,4-dioxane a été ajoutée à la campagne de suivi depuis 2017 suite aux valeurs mesurées dans le Rhône amont et sa nappe.

Consécutivement au problème de contamination de la nappe du genevois par le perchlorate en 2017, cette substance est recherchée dans les eaux du Léman depuis 2018. Ces analyses sont sous-traitées au laboratoire SCITEC de Lausanne.

Suite au communiqué de presse du 1er avril 2019 du service de l'environnement du Valais annonçant la mise en évidence de Benzidine dans la nappe phréatique en aval de la décharge de Gamsenried située en amont de Viège, la CIPEL a demandé des analyses de la Benzidine et de son métabolite le 4-Aminobiphenyle sur des échantillons du Léman en septembre 2019. Les analyses ont été effectuées par le laboratoire SCITEC au seuil de quantification analytique de 1 ng/L.

3.2. CONTRÔLES

Les laboratoires ayant réalisé les analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2017 pour les laboratoires d'essai. Cette exigence contraint à la mise en place d'une assurance qualité, au respect des bonnes pratiques professionnelles et donc à ce que tout soit mis en œuvre pour garantir la qualité des résultats.

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1. ÉLÉMENTS TRACE MÉTALLIQUES

Les concentrations mesurées en éléments trace métalliques totaux et dissous sont présentées dans le tableau 2. Excepté pour le mercure total, les méthodes permettent de vérifier les teneurs par rapport à la limite imposée par l'ordonnance OEaux.

Les teneurs mesurées dans la couche superficielle (mélange 1 et 30 m) demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable (OPBD 2016 et Directive européenne CE/1998/83) ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux superficielles de l'ordonnance Suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998).

Tableau 2 : Éléments trace métalliques totaux (T) et dissous (D) - Campagnes du 07 mars 2019 et du 25 septembre 2019. Léman - Grand Lac (Station SHL 2). (n.d = non décelé)

Table 2 : Survey done on 07 March 2019 and on 25 September 2019. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2). (n.d = not detected)

	[µg/L]	**Plomb**		**Cadmium**		**Chrome**		**Cuivre**		**Mercure**	
		T	**D**	**T**	**D**	**T**	**D**	**T**	**D**	**T**	**D**
	Normes OPBD	**10.0**	**-**	**3.0**	**-**	**50.0**	**-**	**1000**	**-**	**1.0**	**-**
	OEaux**	**10.0**	**1.0**	**0.2**	**0.05**	**5.0**	**2.0**	**5.0**	**2.0**	**0.03**	**0.01**
Date	**LOQ**	**0.02**	**0.05**	**0.005**	**0.005**	**0.05**	**0.05**	**0.03**	**0.03**	**0.4/0.2**	**0.0005**
07.03.2019	Mélange 1 et 30 m	0.02	n.d.	0.1	<0.005	0.1	0.086	0.3	0.49	< 0.2	0.0008
	Mélange 200 et 305 m	0.03	n.d.	0.2	<0.005	0.1	0.065	0.3	0.47	< 0.2	0.0008
25.09.2019	Mélange 1 et 30 m	<0.02	n.d.	<0.005	<0.005	0.09	0.09	0.4	0.40	<0.4	<0.0005
	Mélange 200 et 305 m	<0.02	n.d.	0.005	<0.005	0.07	0.063	0.4	0.43	<0.4	<0.0005

* Ordonnance sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public

** Ordonnance sur la protection des eaux

n.d : non détecté, <x : en dessous de la limite de quantification

LOQ : limite de quantification de la méthode

Depuis 2018, la méthode est suffisamment performante pour permettre une détection du cuivre. Les valeurs obtenues en 2019 sont similaires à celles de 2018 et restent en-dessous de la norme OEaux de 2.0 µg/L.

La valeur du cadmium total atteint la limite fixée par l'OEaux de 0.2 µg/L en mars sur l'échantillon 200-305 m (figure 2). En 2014, des dépassements de cette limite avaient aussi été observés. Les organismes d'eau douce les plus sensibles sont les invertébrés avec une NOEC/CE10 de 0.16 µg/L (ECB, 2007).

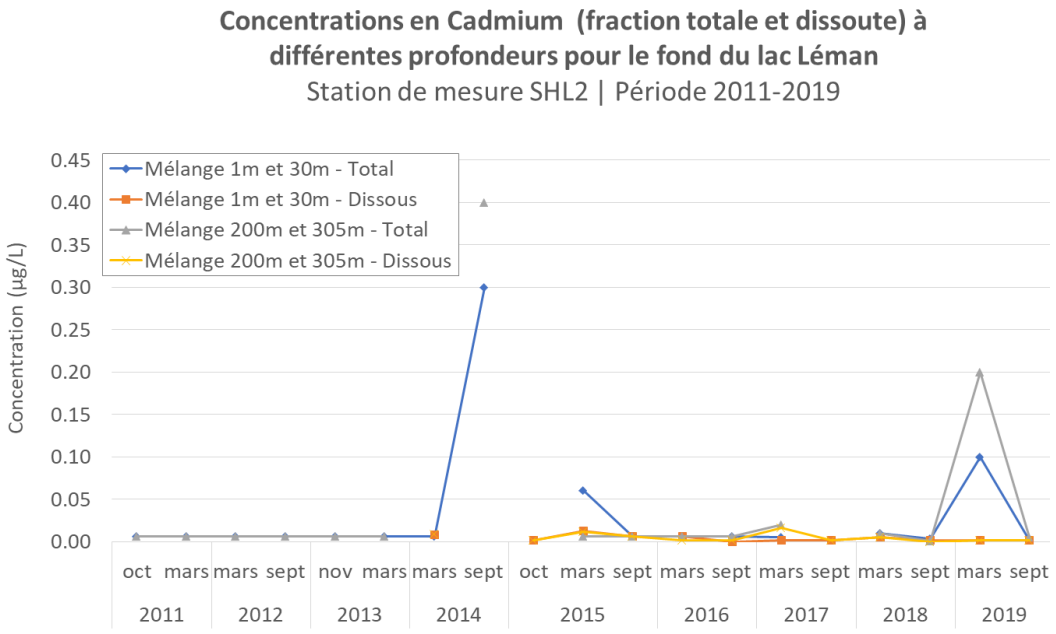


Figure 2 : Evolution des concentrations du Cadmium au centre du Léman (station SHL2) de 2011 à 2019.

Figure 2 : Change in the concentrations of Cadmium in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2011 and 2019.

Ci-dessous, la présentation des résultats pour le suivi du manganèse dans les couches profondes du lac. En 2012, un brassage complet du lac a eu lieu, permettant une remontée de l'oxygène dissous au-dessus de 11.19 mg/L à 309 m de profondeur. Depuis, la teneur en oxygène dissous à cette profondeur diminue. Le manque d'oxygène engendre la réduction du manganèse des couches supérieures des sédiments et une remobilisation de celui-ci dans les eaux (SCHALLER T. et WEHRLI B, 1997). Selon les relevés physico-chimiques de 2019, la concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg/L tout au long de l'année. Les analyses de manganèse total sur les eaux brutes du mois de septembre effectuées dans la couche profonde du lac (305 et 309 m) mettent en évidence le relargage cyclique et annuel par les sédiments (tableau 3). La figure 3 montre que la concentration de manganèse à 309 m est systématiquement plus élevée en septembre par rapport à mars. Les analyses de 2019 confirment les valeurs plus élevées obtenues depuis 2017 par rapport aux années précédentes.

Tableau 3 : Manganèse - Campagnes du 7 mars 2019 et du 25 septembre 2019. Léman - Grand Lac (Station SHL2).

Table 3 : Manganese - Survey done on 7 March, 2019 and on 25 September 2019. Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Profondeur (m)	Teneurs en µg/L	
	07.03.2019	25.09.2019
275 m	0.5	1.7
300 m	0.4	4.5
305 m	6.9	12
309 m	0.6	51

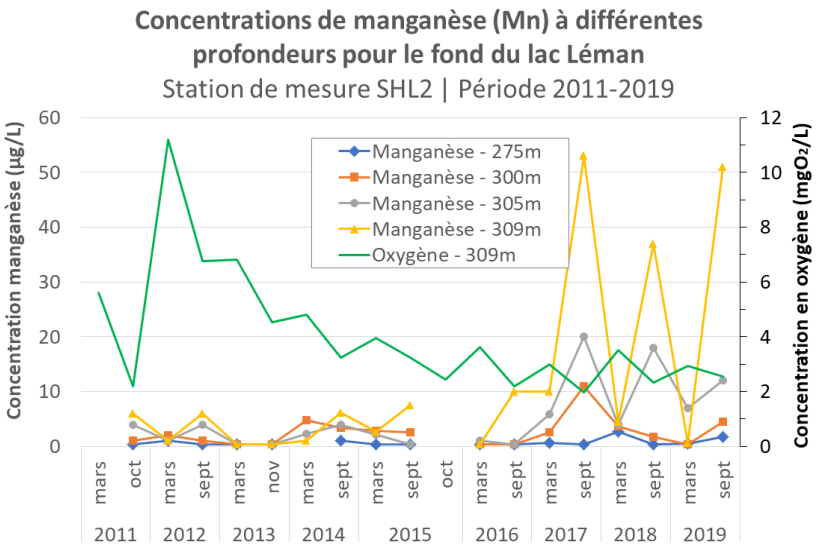


Figure 3 : Evolution des concentrations du manganèse total recherché au centre du Léman (station SHL2) de 2011 à 2019 pour 4 profondeurs.

Figure 3 : Change in the concentrations of manganese surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2011 and 2019 at 4 depths.

4.2. PESTICIDES

4.2.1. Evolution de la concentration totale en pesticides à 1, 30, 100 et 305 m de profondeur

Sur un total de 381 pesticides, entre 24 et 34 substances sont détectées (tableau 4).

En 2019, les teneurs en pesticides totaux oscillent entre 0.054 et 0.174 µg/L (tableau 4 et figure 4). Ces valeurs s'inscrivent dans la continuité de ce qui est observé depuis 2008 et restent inférieures aux réglementations en vigueur. En effet, les valeurs mesurées sont toujours inférieures aux réglementations suisse et française fixant pour les eaux de boisson une teneur maximale à 0.5 µg/L pour la somme des pesticides (Directive CE/98/83 et OPBD 2016).

Depuis 2014, la concentration totale à 305 m reste plus élevée qu'aux autres profondeurs. Depuis 2012, il n'y a pas eu de brassage jusqu'au fond du lac, ce qui pourrait expliquer cette tendance.

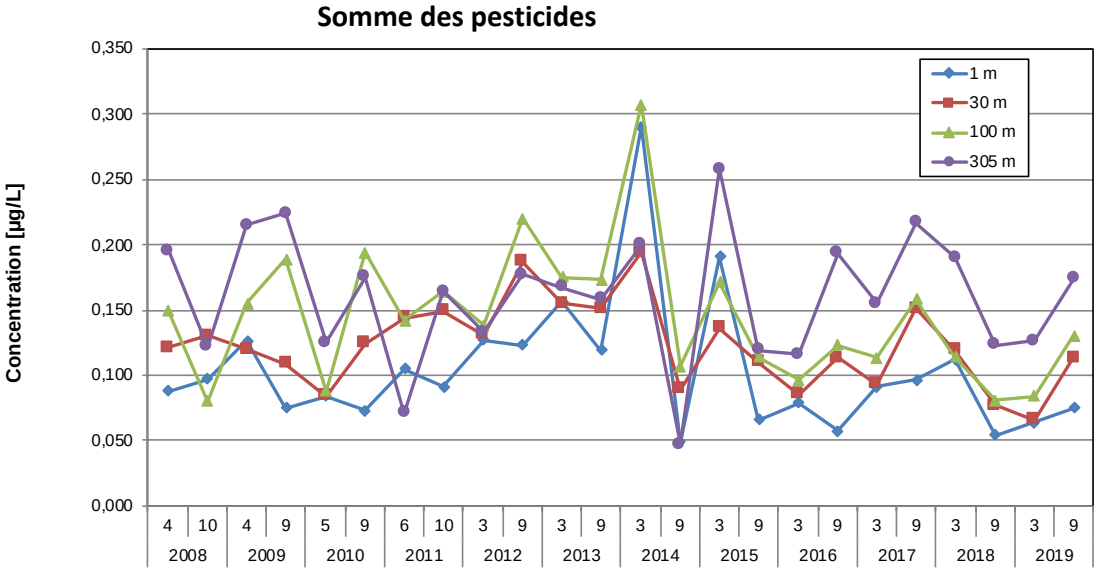


Figure 4 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2008 à 2019 pour 4 profondeurs.

Figure 4 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2008 and 2019 at 4 depths.

4.2.2. Evolution des concentrations individuelles

La figure 5 montre l'évolution depuis 2004 des 10 pesticides ou produits de dégradation de pesticides décelés à des teneurs supérieures ou égales à 0.010 µg/L lors de campagnes des années précédentes à la profondeur de 30 m (profondeur représentative à laquelle les crépines des installations de potabilisation pompent l'eau du lac).

En 2019 sur l'ensemble des profondeurs, 1 substance et 2 métabolites ont été trouvées à des concentrations supérieures ou égales à 0.010 µg/L (tableau 4) : le metalaxyl (fongicide), l'AMPA (produit de dégradation de l'herbicide glyphosate) et le metolachlor OXA (produit de dégradation du metolachlor).

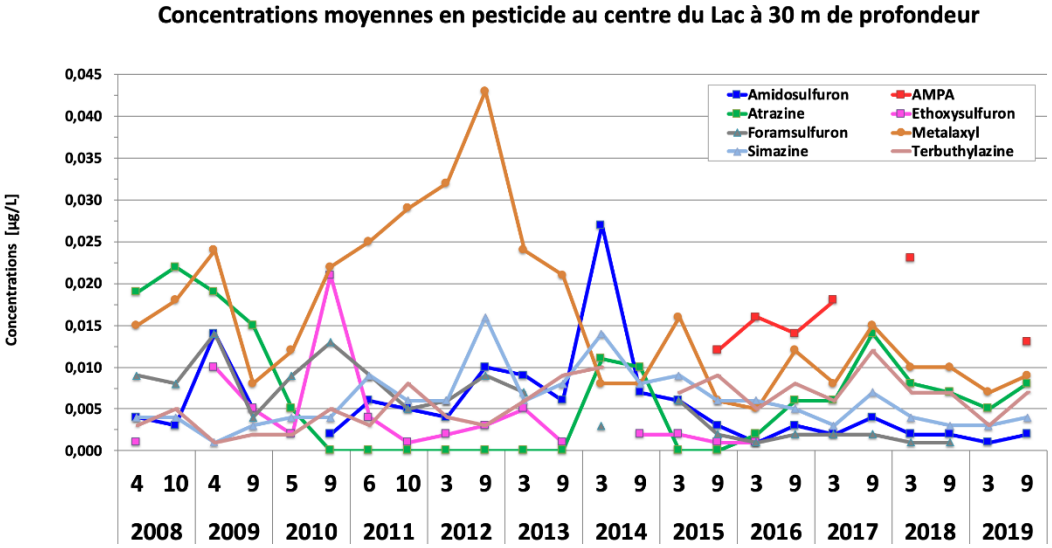


Figure 5 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2008 à 2019.

Figure 5 : Change in the concentrations of some pesticides at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2008 and 2019.

Leurs concentrations restent en-dessous de la limite maximale autorisée par substance individuelle dans les eaux potables ainsi que dans les eaux de surface, qui est fixée à 0.1 µg/L. Du point de vue environnemental, les concentrations de ces substances sont inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la directive déterminant les NQE pour les eaux de surface (Directive 2008/105/EC) en application de la directive fixant un cadre pour la gestion des eaux (Directive 2000/60/CE) ainsi qu'en référence des valeurs guides mises en place pour la Suisse par le centre Ecotox dont certaines ont été inclues dans la nouvelle version de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (révision 2020).

La figure 6A présente, à la profondeur de 30 m, les concentrations d'atrazine et de ses métabolites cumulés. A noter que depuis 2018, l'atrazine-deséthyl-desisopropyl-2-hydroxy et l'atrazine-deséthyl-2-hydroxy ne sont plus suivies par le laboratoire, car les concentrations étaient très faibles. L'atrazine a été retirée du marché en France en 2003 et en Suisse en 2007. De manière cohérente, on observe une baisse des concentrations dans le Léman avec des concentrations non-détectables dès la fin 2010 (ORTELLI et *al*. 2011). Étonnamment, la concentration en atrazine remonte dès fin 2013 à 0.01 µg/L pour se stabiliser autour 0.005 µg/L. Aucune explication n'a pu être trouvée. Il sera donc important de suivre son évolution ces prochaines années. Les contrôles des eaux potables par le canton de Vaud montrent que les produits de dégradation de l'atrazine sont encore présents mais à des concentrations en-dessous des normes de 0.1 µg/L pour l'eau potable (Raetz et *al*. 2017).

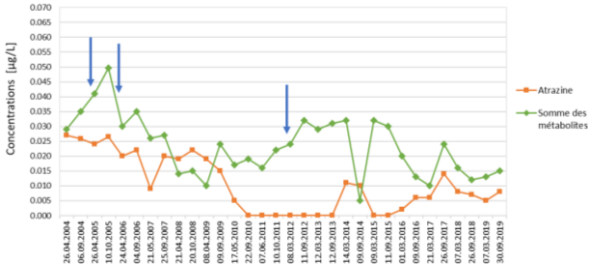
Le foramsulfuron (Figure 6B), un herbicide dont les concentrations étaient proches de 0.9 µg/L en 2005, a vu ses concentrations diminuer proche de la limite de détection. Ceci est principalement dû à la diminution des rejets industriels. Les concentrations en metalaxyl, un fongicide également en partie de source industrielle, ont également baissé pour se stabiliser en-dessous de 0.01 µg/L (Figure 6B). Pour cette substance, il semble que des rejets ne soient plus observés dans le Rhône depuis 2012 (Bernard et *al.* 2020).

Les concentrations en metolachlor (Figure 6C) ont diminué entre 2005 et 2007 certainement dû à l'interdiction du metolachlor au profit du S-metolachlor. Depuis lors, les concentrations varient entre 0.002 et 0.01 µg/L.

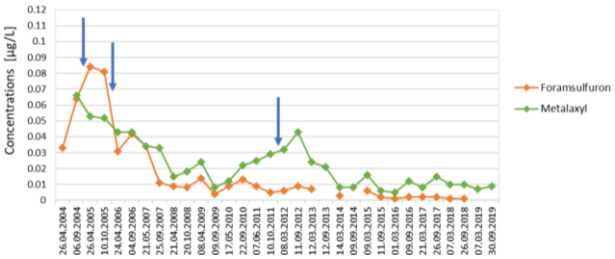
Les concentrations d'amidosulfuron (Figure 6D) ont baissé depuis 2007 et restent constantes ces 4 dernières années au-dessous de 0.005 µg/L. Un pic est toutefois constaté en 2014, son origine industrielle a été identifiée grâce aux analyses effectuées dans le Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015).

L'AMPA (Figure 6E), produit de dégradation du glyphosate analysé depuis 2015, était en augmentation jusqu'en 2018. Sa concentration a diminué jusqu'à 100m en 2019 mais reste plus élevée au fond du lac, à hauteur de 0.048 µg/L. Les concentrations en glyphosate fluctuent autour de 0.005 µg/L. Le glufosinate (herbicide total) n'est quant à lui pas décelé par les analyses.

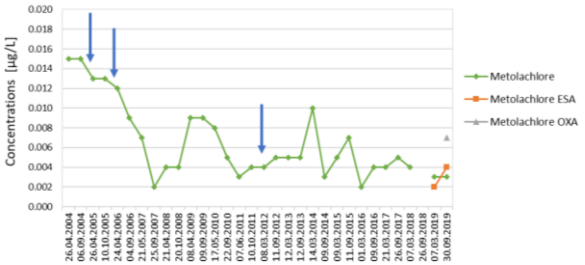
A) **Concentrations en atrazine et somme des métabolites**
Point SHL2 à 30m | 2004 à 2019



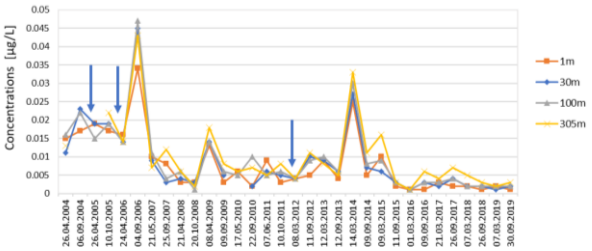
B) **Concentrations en foramsulfuron et metalaxyl**
Point SHL2 à 30m | 2004 à 2019



C) **Concentrations en metolachlore et ses métabolites**
Point SHL2 à 30m | 2004 à 2019



D) **Concentrations en amidosulfuron**
Point SHL2 à 1, 30, 100 et 305m | 2004 à 2019



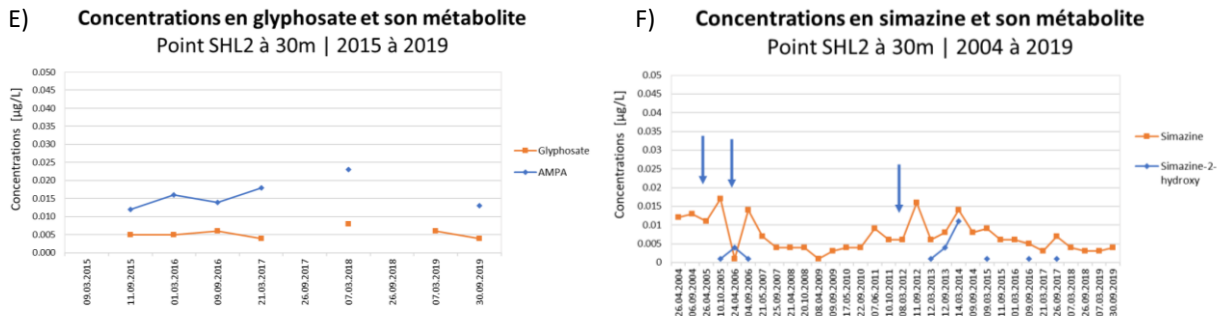


Figure 6 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) et brassages complets (flèches bleues) de 2004 à 2019. A) Atrazine et 6 de ses métabolites, B) Foramsulfuron et metalaxyl, C) Metolachlor et 2 de ses métabolites, D) Amidosulfuron, E) Glyphosate et AMPA et F) Simazine et son métabolite.

Figure 6 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) and complete mixing (blue arrows) between 2004 and 2019. A) Atrazine and its 6 metabolites, B) Foramsulfuron and metalaxyl, C) Metolachlor and its 2 metabolites, D) Amidosulfuron, E) Glyphosate and AMPA and F) Simazine and its metabolite.

Les concentrations en simazine (Figure 6F), proches de 0.004 µg/L entre 2008 et 2010, ont augmenté entre 2011 et 2014 avec un maximum à 0.016 µg/L. Depuis 2015, cette concentration diminue et atteint 0.004 µg/L en septembre 2019. Cette substance est interdite à la vente en France depuis 2004 et en Suisse depuis 2007. L'augmentation entre 2011 et 2014 ne peut donc pas se justifier par son utilisation agricole. Comme pour l'atrazine, il sera important de suivre son évolution ces prochaines années.

Enfin, l'ethoxysulfuron n'est plus détecté depuis septembre 2016. Pour rappel, des concentrations élevées avaient été trouvée en 2010. L'herbicide terbumeton n'est également plus détecté depuis 2016. Pour rappel il n'est plus homologué en Suisse et en France depuis 2002. En revanche, le fluometuron, un herbicide utilisé pour les cultures de coton et non homologué en Suisse et en France est détecté entre 0.001 et 0.004 µg/L en 2018 et 2019.

Tableau 4 : Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 le 07 mars et le 30 septembre 2019 à quatre profondeurs.

Table 4 : Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 07 March and 30 September 2019 at four depths.

Pesticides (µg/L)	**NQE[a]**	**NQE/ *VG/vs*[b]**	**1 m**		**30 m**		**100 m**		**305 m**	
			7 mars	**30 sept.**	**7 mars**	**30 sept.**	**7 mars**	**30 sept.**	**7 mars**	**30 sept.**
2,6-dichlorobenzamide		-	0.002	0.003	0.002	0.004	0.002	0.003	0.003	0.004
Amidosulfuron		-	0.002	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003
AMPA		452		0.002		**0.013**	**0.016**	**0.023**	**0.048**	**0.048**
Atrazine		0.6	0.005	0.005	0.005	0.008	0.005	0.007	0.007	0.009
Atrazine-2-hydroxy*		-	0.003	0.002	0.003	0.004	0.003	0.003	0.004	0.003
Atrazine-desethyl*		-	0.004	0.005	0.005	0.006	0.005	0.007	0.005	0.007
Atrazine-desisopropyl*		-	0.004	0.004	0.004	0.005	0.004	0.005	0.004	0.006
Boscalide	12	11.6						0.001		
Carbendazime	0.44	*0.1*		0.005		0.004		0.003		0.004
Chloridazon-methyl-desphenyl		-	0.003		0.003		0.003		0.003	
Chlorothalonil-SA		-	0.004	0.002	0.004	0.004	0.003	0.004	0.004	0.003
Chlorotoluron	0.6	0.1	0.001		0.001	0.002	0.001	0.002	0.002	0.003
Cloquintocet-mexyl		-				0.001		0.002		0.003
Cyproconazole	1.3	*0.6*	0.002	0.001	0.002	0.002	0.003	0.002	0.004	0.002
Diuron	0.07	0.2	0.002	0.002	0.001	0.002	0.001	0.004	0.001	0.003
Fluometuron		-	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.003	0.003	0.004
Foramsulfuron	0.017	-						0.001		0.002
Glyphosate	120	28	0.002	0.002	0.002	0.005	0.006	0.004	0.002	0.002
Iodosulfuron-méthyl		-				0.001		0.002		0.003
Isoproturon	**0.64**	0.3								0.001
Linuron	0.26	1.0						0.002		
Mecoprop	3.6	*20*	0.002	0.003	0.002	0.003	0.002	0.002	0.001	0.001
Mesotrione		-			0.002		0.001		0.002	
Metalaxyl	20	20	0.007	0.006	0.007	0.009	0.007	0.009	**0.01**	0.0015
Métamitrone	4.0	*4.0*	0.001							
Metazachlor ESA	0.02	-	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001
Metobromuron		-								0.002
Métolachlore	**(-S) 0.69**	-	0.002	0.004	0.003	0.003	0.002	0.004	0.003	0.005
Metolachlor ESA*		-	0.002	0.002	0.002	0.004	0.002	0.003	0.002	0.003
Metolachlor OXA*		-		0.004		0.007		0.008		**0.011**

Pesticides (µg/L)	NQE[a]	NQE/ *VG/vs*[b]	1 m		30 m		100 m		305 m	
			7 mars	30 sept.	7 mars	30 sept.	7 mars	30 sept.	7 mars	30 sept.
Monolinuron		*0.1*								0.002
Prometryne										0.001
Propiconazole		-	0.001	0.002	0.001	0.003	0.001	0.003	0.001	0.003
Secbumeton		-								0.001
Simazine		1.0	0.003	0.003	0.003	0.004	0.003	0.004	0.004	0.005
Terbumeton		-								0.001
Terbuthylazine	**0.22**	*0.06*	0.003	0.006	0.003	0.007	0.003	0.007	0.003	0.006
Terbuthylazine, Deséthyl-*		-	0.003	0.006	0.003	0.004	0.003	0.005	0.003	0.004
Terbuthylazine-2-hydroxy*		-	0.003	0.003	0.003	0.005	0.003	0.003	0.003	0.003
Somme des concentrations en pesticides			0.064	0.074	0.065	0.112	0.084	0.130	0.125	0.1605
Concentration maximal observée			0.007	0.006	0.007	0.013	0.016	0.023	0.048	0.048
Nombres de substances détectées			**24**	**24**	**24**	**26**	**25**	**30**	**25**	**34**

(a) Normes des qualités environnementales. Base de données du centre Ecotox, Eawag : https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/. En gras, les valeurs qui ont été introduites dans la nouvelle version de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (OEaux) en Suisse.

(b) Normes des qualités environnementales (NQE) ou valeurs guides (VG) ou valeurs seuils (vs) : Ineris https://substances.ineris.fr/fr/page/9

En gras : concentration individuelle au-dessus de 0.01 µg/L.

4.3. MÉDICAMENTS

La surveillance des résidus médicamenteux comprend 2 prélèvements effectués en mars et septembre 2019 à 15 et 100 m de profondeur. L'annexe 2 liste toutes les substances analysées. Les résultats sont présentés dans le tableau 5. Aucun dépassement des valeurs limites existantes n'est observé.

Tableau 5 : Résidus médicamenteux décelés dans le Léman à la station SHL2 le 07 mars et le 11 septembre 2019 à 15 m et 100 m de profondeur.

Table 5 : Pharmaceuticals detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 07 March and 11 September 2019 at 15 m and 100 m depth.

Concentrations [µg/L]			15 m		100 m	
Substance	**Type**	**Valeur limite (Chronique)**	**07.03**	**11.09**	**07.03**	**11.09**
1,4 Dioxane	Solvant/stabilisant	-	<0.2	<0.2	0.2	<0.2
Acide méfénamique	Anti-inflammatoire	1	0.001	<0.001	0.0015	<0.001
Bupivacaïne	Anesthésiant	-	0.001	<0.001	0.002	<0.001
Carbamazepine	Anti-épileptique	2	0.010	0.005	0.013	0.010
Carisoprodol	Myorelaxant	-	0.016	0.010	0.021	0.017
Guanylurea	Métabolite metformine	-	0.336	0.122	<0.05	0.118
Mémantine	Maladie Alzheimer	-	0.015	<0.01	0.023	0.020
Mepivacaïne	Anesthésiant	-	0.011	0.006	0.016	0.011
Metformine	Antidiabétique	160	0.607	0.402	0.513	0.207
Méthénamine	Antibiotique	-	0.048	0.067	0.044	0.054
Prilocaïne	Anesthésiant	-	0.035	0.001	0.044	0.003
Sulfamethoxazole	Antibiotique	0.6	0.005	<0.004	0.005	<0.004

Sur les 66 substances mesurées, la metformine, intégrée depuis 2014 au programme de surveillance du lac, reste la substance avec la plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés (figure 7). Cette concentration oscille autour de 0.5 µg/L. Depuis 2018, la teneur en guanylurée, produit de dégradation de la metformine, est aussi suivie. Sa concentration allant jusqu'à 0.34 µg/L en fait le deuxième composé parapharmaceutique le plus présent dans les eaux du lac. Les concentrations obtenues aux deux profondeurs sont proches.

Cette substance, utilisée comme antidiabétique, est prescrite pour traiter les patients atteints de diabète de type 2 et particulièrement les patients en surpoids. Une utilisation comme coupe faim expliquerait aussi sa présence en forte concentration dans les eaux usées. La concentration moyenne en sortie de STEP est de 24 µg/L avec des maximums allant jusqu'à 100 µg/L (Bilan 2018 de l'épuration Vaudoises, DGE-DIREV).

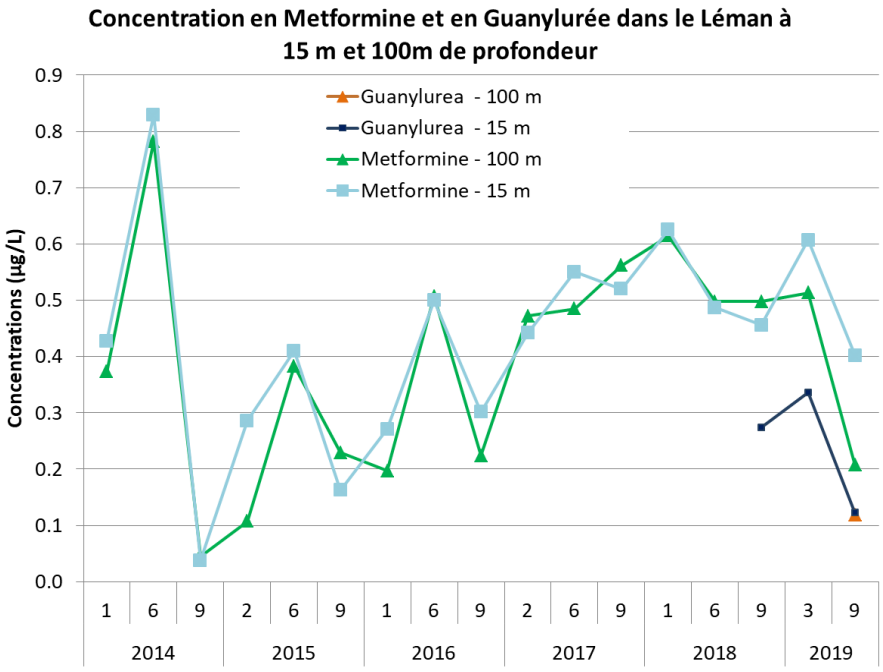


Figure 7 : Evolution des concentrations de metformine depuis 2014 et de son produit de dégradation la guanylurée.

Figure 7 : Change in metformin concentration since 2014 and its degradation product concentrations.

Quant à la carbamazépine, au carisoprodol et à la mépivacaïne, leur présence se confirme année après année au sein du lac. Néanmoins, leurs concentrations diminuent, ce qui témoigne d'une diminution de la source de pollution en lien avec des rejets industriels (Figure 8). La présence de la méthénamine, antibiotique utilisé pour soigner les infections urinaires et ajoutée dans la campagne d'analyse en septembre 2017, est toujours confirmée sur le monitoring de 2019. La méthénamine est le deuxième principe actif le plus présent dans les eaux du Rhône amont après la metformine (BERNARD et *al.* 2019) et le troisième dans le lac.

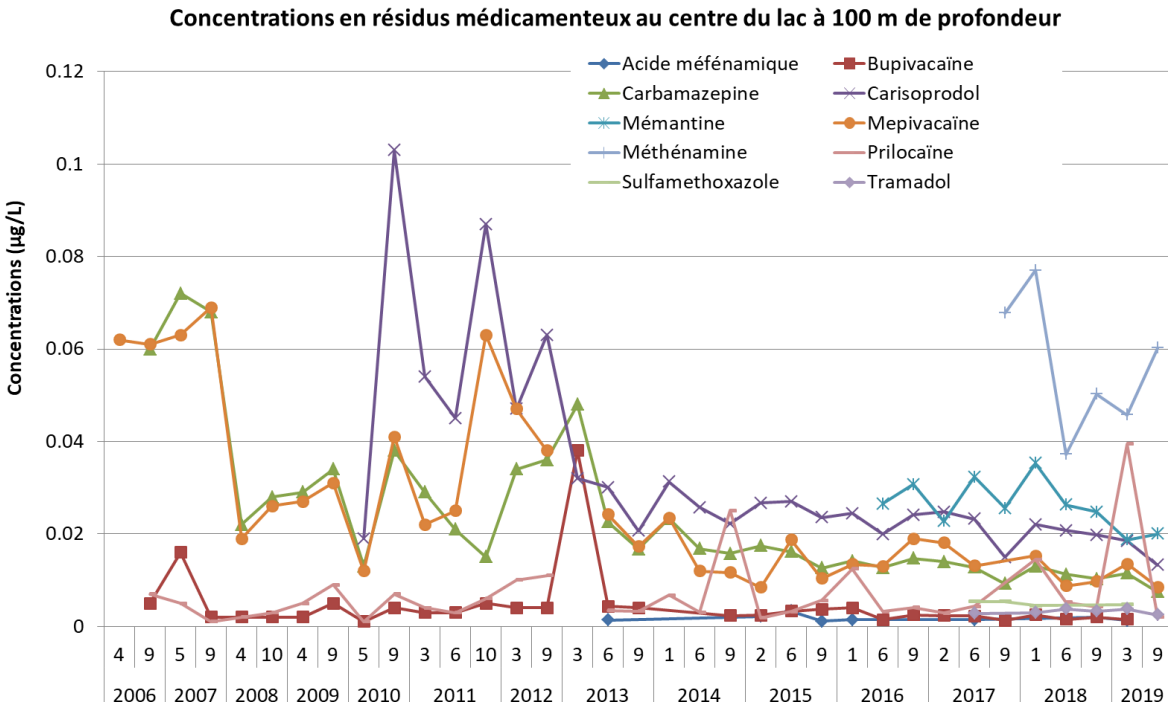


Figure 8 : Evolution des concentrations en résidus médicamenteux depuis 2006 à 100 m de profondeur (station SHL2).

Figure 8 : Change in some pharmaceutical concentrations since 2006 at 100 m depth (SHL2).

Depuis fin 2013, le suivi des médicaments est effectué à deux profondeurs ; 15 m et 100 m. La figure 9 ci-dessous montre les concentrations aux deux profondeurs pour 6 de ces composés. Les concentrations sont plus élevées à 100 m qu'à 15 m. Ceci pourrait être expliqué par la source de la pollution et nécessite d'autres investigations.

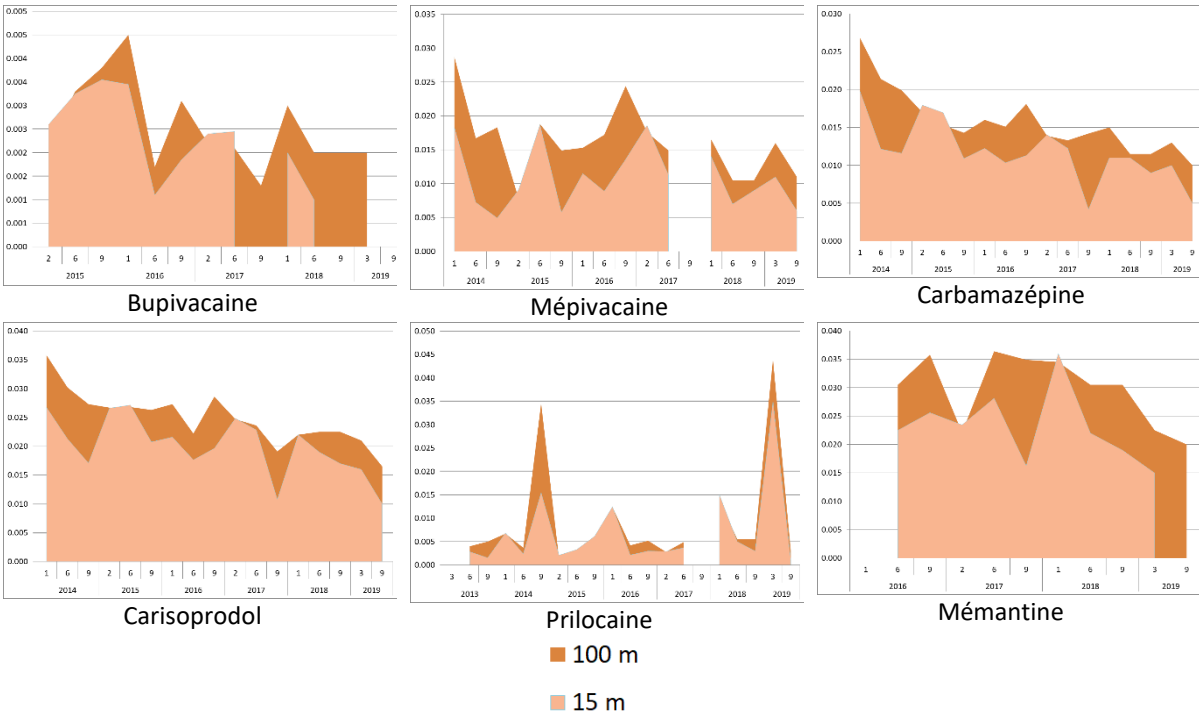


Figure 9 : Comparaison des concentrations (en µg/L) en résidus médicamenteux depuis 2013 à 15 m et 100 m de profondeur (station SHL2).

Figure 9 : Comparison in some pharmaceutical concentrations since 2013 at 15 m and 100 m depth (SHL2).

4.4. AUTRES SUBSTANCES

Sur les 4 échantillons de 2019, le 1,4-dioxane n'a été quantifié qu'une seule fois à une teneur de 0.2 µg/L à 100 m tandis qu'en 2017 il avait été quantifié dans tous les échantillons avec une concentration maximale de 0.4 µg/L à 100 m. Déjà en 2018, le maximum quantifié n'était plus que de 0.3 µg/L. L'Office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV) a recommandé en 2014 la fermeture des captages d'eau destinée à la consommation humaine dont les concentrations en 1,4-dioxane excédaient 6.6 µg/L et la recherche de solutions pour les captages avec des concentrations excédant 0.66 µg/L. Les valeurs trouvées dans le Léman restent inférieures à la limite de 0.66 µg/L et vont visiblement vers une diminution.

Le perchlorate présente des teneurs inférieures à la limite de quantification de la méthode soit 2 µg/L. Le perchlorate a une PNEC dans l'eau douce de 0.3 µg/L (RODIER et LEGUBE, 2016). La méthode d'analyse utilisée ne permet pas de déterminer s'il y a un problème écotoxique au niveau de cette substance dans le lac.

Les analyses au seuil de quantification analytique de 1 ng/L sur les échantillons de septembre à 15 m et 100 m n'ont pas montré la présence de la benzidine et de son métabolite, le 4-Aminobiphenyle. La benzidine est facilement dégradée en présence d'oxygène ainsi que par les UV.

BIBLIOGRAPHIE

BERNARD, M. et MANGE, P. (2015) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162.

BERNARD, M., L. FAUQUET, MANGE, P. et ROSSIER, J. (2018) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 127-144.

BERNARD, M., MANGE, P. et MAEDER, I. (2020) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, xx.

DIRECTIVE 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

DIRECTIVE 2008/105/EC fixant des normes de qualité environnementale pour les eaux de surface.

ECB 2007, European Union Risk Assessment Report, Cadmium oxide and cadmium metal, Part I, 2007.

OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er avril 2020) (Suisse).

ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F., RAMSEIER, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.

OPBD : Ordonnance du 16 décembre 2016 sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (Suisse).

RAETZ (2017) Rapport d'activités 2017 – Service de la consommation et des affaires vétérinaires – Inspection des eaux.

RODIER J. et LEGUBE B – L'Analyse de l'eau, 10^{e} éd. - 2016

SCHALLER T. et WEHRLI B : Geochimical-Focusing of Manganese in Lake Sediments – An indicator of Deep-Water Oxygen Conditions, Aquatic Geochemistry 2 : 359-378, 1997.

TRAN KHAC, V., QUETIN, P., ANNEVILLE, O. (2019) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018, xx-xx.

Base de données NQE du centre Ecotox, EAWAG : https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/

Base de données NQE Ineris : Ineris https://substances.ineris.fr/fr/page/9

ANNEXES

Annexe 1 – Liste des pesticides recherchés

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Acephate	30560-19-1	Insecticide
Acetamiprid	135410-20-7	Insecticide
Acétochlore	34256-82-1	Herbicide
Acibenzolar-S-methyl	135158-54-2	Régulateur de croissance
Aclonifen	74070-46-5	Herbicide
Aldicarbe	116-06-3	Insecticide
Aldicarbe-sulfon	1646-88-4	Insecticide
Aldicarbe-sulfoxide	1646-87-3	Fongicide
Amétoctradin	865318-97-4	Fongicide
Amétryne	834-12-8	Herbicide
Amidosulfuron	120923-37-7	Herbicide
Asulam	3337-71-1	Herbicide
Atrazine	1912-24-9	Herbicide
Atrazine,2-hydroxy-	2163-68-0	Métabolite, Herbicide Atrazine
Atrazine,Dééthyl-	6190-65-4	Métabolite, Herbicide Atrazine
Atrazine,Dééthyl-2-hydroxy-	19988-24-0	Métabolite, Herbicide Atrazine
Atrazine,Déisopropyl-	1007-28-9	Métabolite, Herbicide Atrazine
Atrazine,Déisopropyl-2-hydroxy-	7313-54-4	Métabolite, Herbicide Atrazine
Atrazine-desethyl-desisopropyl	3397-62-4	Métabolite, Herbicide Atrazine
Azaconazole	60207-31-0	Fongicide
Azadirachtine	11141-17-6	Insecticide
Azaméthiphos	35575-96-3	Insecticide
Azinphos-éthyl	2642-71-9	Insecticide
Azinphos-méthyl	86-50-0	Insecticide
Aziprotryne	4658-28-0	Herbicide
Azoxystrobine	131860-33-8	Fongicide
Beflubutamid	113614-08-7	Herbicide
Bénalaxyl	71626-11-4	Fongicide
Bendiocarbe	22781-23-3	Insecticide
Benodanil	15310-01-7	Insecticide
Bentazone	25057-89-0	Herbicide
Benthiavalicarb-isopropyl	177406-68-7	Fongicide
Benzoximate	29104-30-1	Acaricide
Bitertanol	55179-31-2	Fongicide
Bixafène	581809-46-3	Fongicide
Boscalid	188425-85-6	Fongicide
Bromacil	314-40-9	Herbicide
Bromuconazole	116255-48-2	Fongicide
Bupirimate	41483-43-6	Fongicide
Buprofézine	953030-84-7	Insecticide
Butafenacil	134605-64-4	Herbicide
Butocarboxime	34681-10-2	Insecticide
Cadusafos	95465-99-9	Nématicide
Carbaryl	63-25-2	Insecticide
Carbendazime	10605-21-7	Fongicide
Carbetamide	16118-49-3	Herbicide
Carbofuran	1563-66-2	Insecticide
Carboxine	5234-68-4	Fongicide
Carfentrazone-éthyle	128639-02-1	Herbicide
Chlorantraniliprole	500008-45-7	Insecticide
Chlorfenvinphos	2701-86-2	Insecticide
Chloridazon	1698-60-8	Herbicide
Chloridazon, méthyl-desphenyl	17254-80-7	Métabolite, Herbicide Chloridazon
Chloridazon-desphenyl	6339-19-1	Métabolite, Herbicide Chloridazon
Chlorobromuron	13360-45-7	Herbicide
Chlorothalonil sulfonic acide	1418095-02-9	Métabolite, Fongicide Chlorothalonil
Chlorotoluron	15545-48-9	Herbicide
Chloroxuron	1982-47-4	Herbicide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Chlorphénapyr	122453-73-0	Acaricide
Chlorprophame	101-21-3	Herbicide
Chlorpyrifos	2921-88-2	Insecticide
Chlorpyrifos-méthyl	5598-13-0	Insecticide
Chlorthiamide	1918-13-4	Herbicide
Chlorthiophos	60238-56-4	Insecticide
Cinidon-éthyl	142891-20-1	Herbicide
Clétodime	99129-21-2	Herbicide
Clodinafop-propargyl	105512-06-9	Herbicide
Clofentezine	74115-24-5	Acaricide
Clomazone	81777-89-1	Herbicide
Clopyralid	1702-17-6	Herbicide
Cloquintocet	88349-88-6	Phytoprotecteur
Clothianidin	210880-92-5	Insecticide
Cyanazine	21725-46-2	Herbicide
Cyazofamid	120116-88-3	Fongicide
Cyclosulfamuron	136849-15-5	Herbicide
Cycloxydime	101205-02-1	Herbicide
Cyflufénamid	180409-60-3	Fongicide
Cyfluthrine	68359-37-5	Insecticide
Cymiazole	61676-87-7	Acaricide
Cymoxanil	57966-95-7	Fongicide
Cyproconazole	94361-06-5	Fongicide
Cyprodinil	121552-61-2	Fongicide
Cyromazine	66215-27-8	Insecticide
Demeton-S-methyl	919-86-8	Insecticide
Demeton-S-methyl-sulfone	17040-19-6	Insecticide
Desmetryne	1014-69-3	Herbicide
Diafenthiuron	80060-09-9	Insecticide
Dialiphos	10311-84-9	Insecticide
Dichlorobenzamide, 2,6	2008-58-4	Métabolite, Fongicide Fluopicolide
Dichlorprop-methyl	57153-17-0	Herbicide
Dichlorvos	62-73-7	Insecticide
Diclobutrazole	75736-33-3	Fongicide
Dicofol	115-32-2	Acaricide
Dicrotophos	141-66-2	Insecticide
Dicyclanile	112636-83-6	Insecticide
Diétofencarb	87130-20-9	Fongicide
Difénoconazole	119446-68-3	Fongicide
Difenoxuron	14214-32-5	Herbicide
Diflubenzuron	35367-38-5	Insecticide
Diflufenican	83164-33-4	Herbicide
Dimefuron	34205-21-5	Herbicide
Diméthachlore	50563-36-5	Herbicide
Dimethenamide	87674-68-8	Herbicide
Dimethoate	60-51-5	Insecticide
Diméthomorphe	110488-70-5	Fongicide
Diméthylphénylformamide, 2,4-	60397-77-5	Métabolite, Acaricide Amitraze
Dimethylphenyl-N'-methylformamidine,N-2,4-	33089-74-6	Métabolite, Acaricide Amitraze
Dimetilane	644-64-4	Insecticide
Diniconazole	83657-24-3	Fongicide
Dinocap	39300-45-3	Fongicide
Dioxacarbe	6988-21-2	Insecticide
Diphenylamine	122-39-4	Insecticide
Disulfoton	298-04-4	Insecticide
Diuron	330-54-1	Herbicide
Dodémorphe	1593-77-7	Fongicide
EPN	2104-64-5	Insecticide
Epoxiconazole	133855-98-8	Fongicide
Etaconazole	60207-93-4	Fongicide
Ethiofencarbe	29973-13-5	Insecticide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Ethion	563-12-2	Acaricide
Ethiprole	181587-01-9	Insecticide
Éthofumesate	26225-79-6	Herbicide
Éthoxyquine	91-53-2	Fongicide
Éthoxysulfuron	126801-58-9	Herbicide
Étoxazole	153233-91-1	Acaricide
Etrimfos	38260-54-7	Insecticide
Fenamidone	161326-34-7	Fongicide
Fenamiphos-sulfone	31972-44-8	Nématicide
Fenamiphos-sulfoxide	31972-43-7	Nématicide
Fenarimol	60168-88-9	Fongicide
Fenazaquine	120928-09-8	Acaricide
Fenbuconazole	114369-43-6	Fongicide
Fenhexamide	126833-17-8	Fongicide
Fénobucarbe	3766-81-2	Insecticide
Fenoxaprop-ethyl	66441-23-4	Herbicide
Fenoxaprop-P	113158-40-0	Herbicide
Fenoxycarb	79127-80-3	Insecticide
Fenpiclonil	74738-17-3	Fongicide
Fenpropathrine	39515-41-8	Insecticide
Fenpropidine	67306-00-7	Fongicide
Fenpropimorphe	67564-91-4	Fongicide
Fenpyrazamine	473798-59-3	Fongicide
Fenpyroximate	134098-61-6	Acaricide
Fensulfothion	115-90-2	Nématicide
Fenthion	55-38-9	Insecticide
Fenthion-sulfone	3761-42-0	Insecticide
Fenthion-sulfoxide	3761-41-9	Insecticide
Fénuron	101-42-8	Herbicide
Flazasulfuron	104040-78-0	Herbicide
Flonicamid	158062-67-0	Insecticide
Fluaziname	79622-59-6	Fongicide
Fluazuron	86811-58-7	Insecticide
Flucycloxuron	113036-88-7	Acaricide
Fludioxonil	131341-86-1	Fongicide
Flufenacet	142459-58-3	Herbicide
Flufenoxuron	101463-69-8	Insecticide
Flumétraline	62924-70-3	Régulateur de croissance
Fluometuron	2164-17-2	Herbicide
Fluopicolide	239110-15-7	Fongicide
Fluopyram	658066-35-4	Fongicide
Fluoxastrobine	193740-76-0	Fongicide
Flupyrsulfuron-méthyl	144740-54-5	Herbicide
Fluquinconazole	136426-54-5	Fongicide
Flurochloridone	61213-25-0	Herbicide
Fluroxypyr	69377-81-7	Herbicide
Fluroxypyr-meptyl	81406-37-3	Herbicide
Flusilazole	85509-19-9	Fongicide
Flutolanil	66332-96-5	Fongicide
Flutriafol	76674-21-0	Fongicide
Fonofos	66767-39-3	Insecticide
Foramsulfuron	173159-57-4	Herbicide
Forchlorfénuron	68157-60-8	Régulateur de croissance
Fosthiazate	98886-44-3	Nématicide
Fuberidazole	3878-19-1	Fongicide
Furalaxyl	57646-30-7	Fongicide
Haloxyfop	69806-34-4	Herbicide
Haloxyfop-méthyl	69806-40-2	Herbicide
Hexaconazole	79983-71-4	Fongicide
Hexaflumuron	86479-06-3	Insecticide
Hexythiazox	78587-05-0	Acaricide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Hydroxycarbofuran, -3	16655-82-6	Insecticide
Imazalil	35554-44-0	Fongicide
Imazamox	114311-32-9	Herbicide
Imidaclopride	138261-41-3	Insecticide
Indoxacarb	144171-61-9	Insecticide
Iodosulfuron-méthyl	144550-06-1	Herbicide
Iprodione	36734-19-7	Fongicide
Iprovalicarbe	140923-17-7	Fongicide
Isazofos	42509-80-8	Insecticide
Isofenphos	25311-71-1	Insecticide
Isoprocarb	2631-40-5	Insecticide
Isoproturon	34123-59-6	Herbicide
Isopyrazam	881685-58-1	Fongicide
Isoxabène	82558-50-7	Herbicide
Isoxadifen-éthyl	163520-33-0	Herbicide
Kresoxim-méthyl	143390-89-0	Fongicide
Lénacile	2164-08-1	Herbicide
Linuron	330-55-2	Herbicide
Lufénurone	103055-07-8	Insecticide
Malaoxon	1634-78-2	Insecticide
Malathion	121-75-5	Insecticide
Mandipropamid	374726-62-2	Fongicide
Mecarbame	2595-54-2	Insecticide
Mecoprop	93-65-2	Herbicide
Mefenpyr-diéthyl	135590-91-9	Phytoprotecteur
Mépanipyrim	110235-47-7	Fongicide
Mepronil	55814-41-0	Fongicide
Mésosulfuron-méthyl	208465-21-8	Herbicide
Mésotrione	104206-82-8	Herbicide
Metalaxyl	57837-19-1	Fongicide
Métamitrone	41394-05-2	Herbicide
Métazachlore	67129-08-2	Herbicide
Métazachlore ESA	172960-62-2	Métabolite, Herbicide Métazachlore
Metconazole	125116-23-6	Fongicide
Methabenzthiazuron	18691-97-9	Herbicide
Methamidophos	10265-92-6	Insecticide
Methidathion	950-37-8	Insecticide
Methiocarbe	2032-65-7	Insecticide
Methiocarb-sulfoxide	2032-65-7	Métabolite, Herbicide Methiocarb
Méthomyl	16752-77-5	Insecticide
Methoprotryne	841-06-5	Herbicide
Methoxyfenozide	161050-58-4	Insecticide
Metobromuron	3060-89-7	Herbicide
Metolachlor, ethane sulfonic acid	171118-09-5	Métabolite, Herbicide Metolachlor
Metolachlor, oxanilic acid	152019-73-3	Métabolite, Herbicide Metolachlor
Métolachlore	51218-45-2	Herbicide
Métolcarb	1129-41-5	Insecticide
Metosulam	139528-85-1	Herbicide
Metoxuron	19937-59-8	Herbicide
Metrafenone	220899-03-6	Fongicide
Métribuzine	21087-64-9	Herbicide
Metsulfuron-méthyl	74223-64-6	Herbicide
Mévinphos	7786-34-7	Insecticide
Monocrotophos	6923-22-4	Insecticide
Monolinuron	1746-81-2	Herbicide
Monuron	150-68-5	Herbicide
Myclobutanil	88671-89-0	Fongicide
Naled	300-76-5	Insecticide
Naphthylacétamide, -1	86-86-2	Herbicide
Napropamide	15299-99-7	Herbicide
Neburon	555-37-3	Herbicide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide
Nitenpyram	150824-47-8	Insecticide
Norflurazon	27314-13-2	Herbicide
Novaluron	116714-46-6	Insecticide
Nuarimol	63284-71-9	Fongicide
Omethoate	1113-02-6	Insecticide
o-Phthalimide	85-41-6	Fongicide
Orbencarb	34622-58-7	Herbicide
Orthosulfamuron	213464-77-8	Herbicide
Oryzalin	19044-88-3	Herbicide
Oxadiargyl	39807-15-3	Herbicide
Oxadiazon	19666-30-9	Herbicide
Oxadixyl	77732-09-3	Fongicide
Oxamyl	23135-22-0	Insecticide
Oxine-cuivre	10380-28-6	Fongicide
Oxydéméton-méthyl	301-12-2	Insecticide
Paclobutrazol	76738-62-0	Régulateur de croissance
Paraoxon	311-45-5	Insecticide
Paraoxon-méthyl	950-35-6	Insecticide
Parathion	56-38-2	Insecticide
Parathion-méthyl	298-00-0	Insecticide
Penconazole	66246-88-6	Fongicide
Pencycuron	66063-05-6	Fongicide
Penoxsulame	219714-96-2	Herbicide
Pethoxamide	106700-29-2	Herbicide
Phénamiphos	22224-92-6	Nématicide
Phenmédiphame	13684-63-4	Herbicide
Phenthoate	2597-03-7	Insecticide
Phosalone	2310-17-0	Insecticide
Phosmet	732-11-6	Insecticide
Phosphamidon	13171-21-6	Insecticide
Phoxim	14816-18-3	Insecticide
Picloram	1918-02-1	Herbicide
Picolinafène	137641-05-5	Herbicide
Picoxystrobine	117428-22-5	Fongicide
Pinoxaden	243973-20-8	Herbicide
Pirimicarbe	23103-98-2	Insecticide
Pirimicarbe, Désméthyl-	30614-22-3	Métabolite, Insecticide Primicarb
Pirimicarbe, Désméthyl-formamido-	27218-04-8	Métabolite, Insecticide Primicarb
Pirimiphos-éthyl	23505-41-1	Insecticide
Primisulfuron-méthyl	86209-51-0	Herbicide
Prochloraz	67747-09-5	Fongicide
Profenofos	41198-08-7	Insecticide
Promécarbe	2631-37-0	Insecticide
Prometryne	7287-19-6	Herbicide
Propachlore	1918-16-7	Herbicide
Propamocarbe	24579-73-5	Fongicide
Propanil	709-98-8	Herbicide
Propaquizafop	111479-05-1	Herbicide
Propargite	2312-35-8	Acaricide
Propazine	139-40-2	Herbicide
Propetamphos	31218-83-4	Insecticide
Prophame	122-42-9	Herbicide
Propiconazole	60207-90-1	Fongicide
Propoxur	114-26-1	Insecticide
Propoxycarbazone-sodium	181274-15-7	Herbicide
Proquinazid	189278-12-4	Fongicide
Prosulfocarb	52888-80-9	Herbicide
Prothiofos	34643-46-4	Insecticide
Pymetrozine	123312-89-0	Insecticide
Pyraclostrobine	175013-18-0	Fongicide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Pyraflufen	129630-17-7	Herbicide
Pyraflufen-éthyl	129630-19-9	Herbicide
Pyrèthres	8003-34-7	Insecticide
Pyridabene	96489-71-3	Insecticide
Pyrifenox	88283-41-4	Fongicide
Pyriftalide	135186-78-6	Herbicide
Pyriméthanil	53112-28-0	Fongicide
Pyrimiphos-méthyl	29232-93-7	Insecticide
Pyriproxyphène	95737-68-1	Insecticide
Pyroxsulam	422556-08-9	Herbicide
Quinalphos	13593-03-8	Insecticide
Quinmerac	90717-03-6	Herbicide
Quinoclamine	2797-51-5	Herbicide
Quinoxyfen	124495-18-7	Fongicide
Quizalofop-P-éthyl	100646-51-3	Herbicide
Résmethrine	10453-86-8	Insecticide
Sebuthylazine	7286-69-3	Herbicide
Sebuthylazine, Deséthyl-	37019-18-4	Métabolite, Herbicide Sebuthylazine
Secbumeton	26259-45-0	Herbicide
Simazine	122-34-9	Herbicide
Simazine, 2-Hydroxy-	2599-11-3	Métabolite, Herbicide Simazine
Spinosad	168316-95-8	Insecticide
Spirodiclofen	148477-71-8	Acaricide
Spirotetramat	203313-25-1	Insecticide
Spiroxamine	118134-30-8	Fongicide
Sulcotrione	99105-77-8	Herbicide
Sulfometuron-méthyl	74222-97-2	Herbicide
Sulfosulfuron	141776-32-1	Herbicide
Sulfotep	3689-24-5	Insecticide
Tébuconazole	107534-96-3	Fongicide
Tebufenozide	112410-23-8	Insecticide
Tébufenpyrad	119168-77-3	Acaricide
Tébutame	35256-85-0	Herbicide
Teflubenzuron	83121-18-0	Insecticide
Tembotrione	335104-84-2	Herbicide
Tepraloxydim	149979-41-9	Herbicide
Terbufos	13071-79-9	Insecticide
Terbumeton	33693-04-8	Herbicide
Terbuthylazine	5915-41-3	Herbicide
Terbuthylazine, Deséthyl-	30125-63-4	Herbicide
Terbuthylazine-2-Hydroxy	66753-07-9	Herbicide
Terbutryne	886-50-0	Herbicide
Tetrachlorvinphos	22248-79-9	Insecticide
Tetraconazole	112281-77-3	Fongicide
Tétraméthrine	7696-12-0	Insecticide
Thiabendazole	148-79-8	Fongicide
Thiacloprid	111988-49-9	Insecticide
Thiaméthoxam	153719-23-4	Insecticide
Thiencarbazone-méthyl	317815-83-1	Herbicide
Thifensulfuron-méthyl	79277-27-3	Herbicide
Thiobencarb	28249-77-6	Herbicide
Thiocyclame	31895-21-3	Insecticide
Thiodicarbe	59669-26-0	Insecticide
Thiocyclamehydrogénoxalate	31895-22-4	Insecticide
Thiofanox	39196-18-4	Insecticide
Thiophanate-éthyl	23564-06-9	Fongicide
Thiophanate-methyl	23564-05-8	Fongicide
Tolclofos-méthyl	57018-04-9	Fongicide
Tolylfluanide	731-27-1	Fongicide
Tralkoxydim	87820-88-0	Herbicide
Triadiméfone	43121-43-3	Fongicide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Triadimenol	55219-65-3	Fongicide
Triasulfuron	82097-50-5	Herbicide
Triazophos	24017-47-8	Insecticide
Tricyclazole	41814-78-2	Fongicide
Tridémorphe	81412-43-3	Fongicide
Trifloxystrobine	141517-21-7	Fongicide
Trifloxysulfurone	145099-21-4	Herbicide
Triflumuron	64628-44-0	Insecticide
Triflusulfuron-méthyl	126535-15-7	Herbicide
Triforine	26644-46-2	Fongicide
Trinexapac-éthyl	126535-15-7	Herbicide
Triticonazole	131983-72-7	Fongicide
Tritosulfuron	142469-14-5	Herbicide
Vamidothion	2275-23-2	Insecticide
Zoxamide	156052-68-5	Fongicide

Annexe 2 – Liste des résidus médicamenteux recherchés

Paramètres	N° CAS	Catégorie	LOQ [ng/L]	Valeur limite (Chronique)
Acide méfénamique	61-68-7	Analgésique	1	1000[1]
17-alpha-éthynylestradiol	57-63-6	Hormone de synthèse	5	0.037[1]
Atenolol	29122-68-7	Bêta-bloquant	1	150000[1]
Azithromycine	83905-01-5	Antibiotique	10	19[2]
Benzonatate	104-31-4	Antitussif	1	
Beta-estradiol	58-28-2	Hormone	5	0.4[1]
Bezafibrate	41859-67-0	Hypolipémiant	1	2300[1]
Bupivacaine	38396-39-3	Anesthésique	1	
Carbamazepine	298-46-4	Antiépileptique	1	2000[1]
Carisoprodol	78-44-4	Anti-douleur	4	
Ceftiofur	80370-57-6	Antibiotique	4	
Ciprofloxacine	85721-33-1	Antibiotique	1	89[1]
Clarithromycine	81103-11-9	Antibiotique	10	120[1]
Clindamycin	18323-44-9	Antibiotique	4	
Cloxacillin	61-72-3	Antibiotique	1	
Cocaine	50-36-2	Stupéfiant	1	
Codeine	76-57-3	Analgésique/ narcotique	1	
Deanol	108-01-0	Cosmétique/Traitement asthénie	100	
Dexamethason	50-02-2	Anti-inflammatoire	4	
Diazépam	439-14-5	Anxiolytique	4	
Diclofénac	15307-86-5	Analgésique	10	50[1]
Estriol	50-27-1	Hormone	5	
Estrone	53-16-7	Hormone	5	3.6[1]
Fénofibrate	49562-28-9	Traitement cholestérol	1	
Furosémide	54-31-9	Diurétique	4	
Guanylurée		Produit dégradation Metformine	50	
Gemfibrozil	25812-30-0	Hypolipémiant	4	
Héroine	561-27-3	Antalgique/narcotique	1	

[1] Limite du centre Ecotox

[2] Limite OEaux, Annexe 2, modification du 13 février 2020.

Ibufprofène	15687-27-1	Analgésique	4	11[1]
Irbérsartan	138402-11-6	Antihypertenseur	4	700000[1]
Kétoprofène	22071-15-4	Analgésique	4	
Lorazépam	846-49-1	Anxiolytique	1	
Mémantine	19982-08-2	Traitement Alzheimer	10	
Mépivacaine	96-88-8	Anesthésique local	4	
Metformine	657-24-9	Antidiabétique	10	160000[1]
Méthadone	76-99-3	Analgésique/ narcotique	4	
Méthénamine	100-97-0	Antibiotique	10	
Métoprolol	37350-58-6	Bêta-bloquant	4	8600[1]
Métronidazole	443-48-1	Antibiotique	4	
Mirtazapine	85650-52-8	Antidépresseur	4	
Morphine	57-27-2	Antalgique/narcotique	1	
Nadolol	42200-33-9	Bêta-bloquant	4	
Naproxene	22204-53-1	Analgésique	1	1700[1]
Norfloxacine	70458-96-7	Antibiotique	1	
Oxazépam	604-75-1	Anxiolytique	1	
Pantoprazole	102625-70-7	Traitement Ulcère	1	
Paracétamol	103-90-2	Analgésique	1	
Pravastatine	81093-37-0	Hypolipémiant	1	
Prilocaïne	721-50-6	Anesthésique	1	
Primidone	125-33-7	Analgésique	4	
Propranolol	525-66-6	Bêta-bloquant	1	160[1]
Ribavirine	36791-04-5	Virostatique	100	
Rispéridone	106266-06-2	Antipsychotique	1	
Sertraline	79617-96-2	Psychotrope	1	
Simvastatine	79902–63–9	Hypolipémiant	4	
Sulfadiméthoxine	122-11-2	Antibiotique	4	
Sulfaméthazine	57-68-1	Antibiotique	1	30000[1]
Sulfaméthoxazole	723-46-6	Antibiotique	4	600[1]
Ticlopidine	55142-85-3	Antiagrégant plaquettaire	1	
Torasémide	56211-40-6	Anti-Hypertenseur	1	
Tramadol	27203-92-5	Antalgique	1	
Trimétazidine.2HCl	13171-25-0	Traitement vertige et angine poitrine	1	
Tylosine	1401-69-0	Bactériostatique macrolide	4	
Venlafaxine	93413-69-5	Antidépresseur	4	
Xipamide	14293-44-8	Diurétique	4	
Zolpidem	82626-48-0	Somnifère	1	

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 87-96*

PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2019

PAR

Frédéric RIMET

INRAE-UMR/CARRTEL, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS Cedex

RESUME

En 2019, 19 campagnes de prélèvements ont été effectuées à la station SHL2 du Léman afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Le début de l'année se caractérise jusqu'à fin mars par de faibles biomasses essentiellement de petites diatomées centriques. Puis en avril, elles sont remplacées par de grandes diatomées pennées et la biomasse annuelle maximale est atteinte le 23 avril (3622 µg/l). Ensuite, une phase des eaux claires est observée le 20 mai. De juin à septembre, la communauté change, avec l'apparition de taxons préférant les milieux oligotrophes, mais aussi de grandes diatomées pennées, ainsi que des Cyanobactéries filamenteuses potentiellement toxiques (Planktothrix rubescens et Aphanizomenon flos-aquae). Enfin, les phases hivernale et automnale s'installent à partir de fin septembre, avec des biomasses relatives importantes d'algues filamenteuses : Planktothrix rubescens (cyanobactérie) et Mougeotia gracillima (Zygophycée).

La biomasse annuelle moyenne de 2019 (1515 µg/L) est proche de celle des deux années précédentes. L'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse du phytoplancton relativement basse (<1000 µg/L) n'est pas atteint. On remarque que la proportion de la biomasse représentée par des taxons indicateurs de faibles profondeurs est toujours importante. La proportion des taxons indicateurs de milieux oligotrophes est plus élevée que dans les années 1970-80, et demeure stable depuis une dizaine d'années. On note aussi que la biomasse des cyanobactéries est relativement élevée : il s'agit de la 9ème biomasse la plus élevée sur toute la chronique depuis 1974.

Enfin, l'indice de Brettum qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, permet de qualifier l'état écologique du lac de moyen pour l'année 2019 (classification selon intercalibration lake type). Cet indice montre un lent retour depuis 1974 vers un état plus oligotrophe.

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2019 à la station SHL2 localisée au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Différentes métriques, telles que la diversité (indice de Shannon, Weaver & Shannon 1949), les groupes fonctionnels de Reynolds et al. (2002), ainsi que l'indice trophique de Brettum (1989), ont été calculés sur toute la série chronologique (1974-2019). Les concentrations en chlorophylle *a,* la production phytoplanctonique et les picocyanobactéries font l'objet de chapitres séparés.

2. METHODES

Pour le Grand Lac, le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2019 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Cloche IWS). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, mai, novembre et décembre, et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Au total, 19 campagnes ont été menées en 2019.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au Lugol ; puis des sous-échantillons d'un volume de 25 mL (ou 50 mL, en fonction de la densité) sont prélevés et mis à sédimenter. Les examens qualitatifs et quantitatifs se font au microscope inversé selon la technique Utermöhl (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (Afnor 2006). Les résultats des biomasses algales sont exprimés en µg/L. Le détail des protocoles est donné dans Druart & Rimet (2008), il est téléchargeable sur le site http://www.dijon.INRAE.fr/thonon.

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques :

- la biomasse des classes algales (sensus Bourelly 1972, 1981, 1985),

- la biomasse des taxons dominants,

- la biomasse des classes de tailles (micro et nanophytoplancton),

- la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon),

- un indice de qualité trophique (Indice de Brettum calculé selon Kaiblinger *et al*, 2009).

- les groupes fonctionnels (ou guildes écologiques) selon Reynolds *et al.* (2002),

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. EVOLUTION SAISONNIÈRE DE L'ANNÉE 2019

Evolution des classes d'algues et des taxons dominants

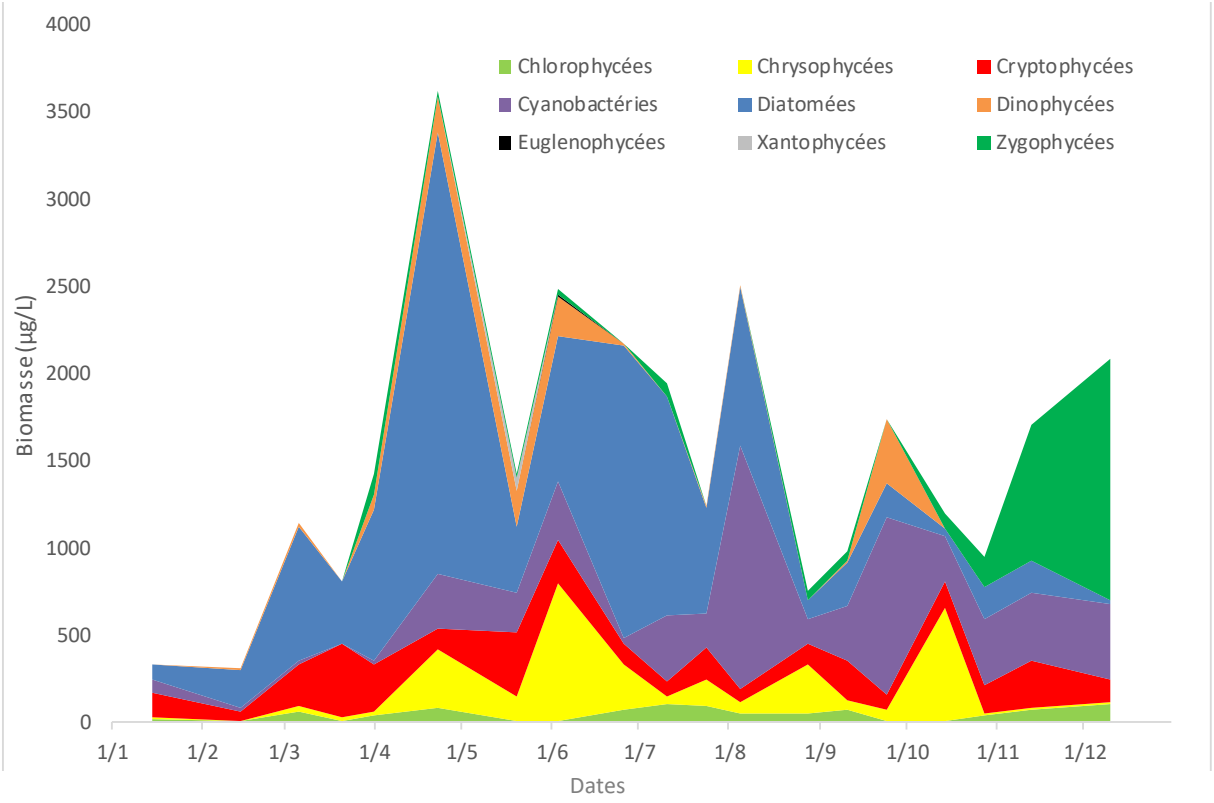


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2019.

Figure 1: Annual change in the biomass of phytoplankton groups (sensus Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva during 2019.

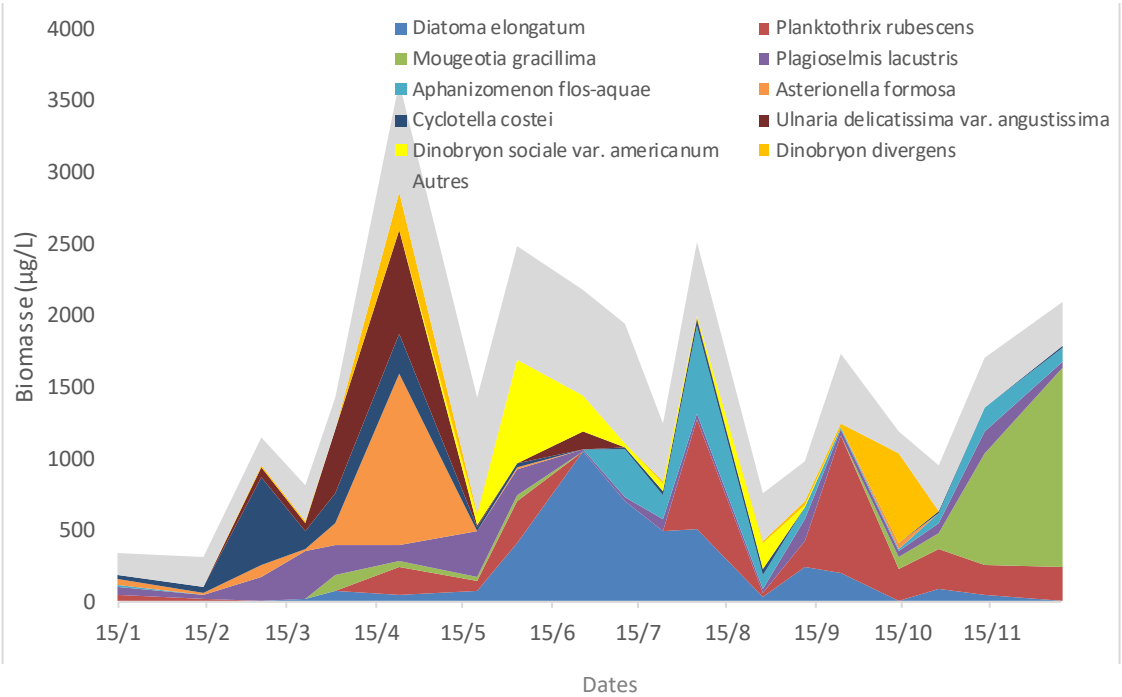


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2019.

Figure 2: Annual change in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva during 2019.

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2019 (figures 1 et 2) :

- Une **phase hivernale** (23 janvier au 21 mars), avec des biomasses faibles, dominées à la fois par des diatomées centriques unicellulaires. Il s'agit essentiellement de *Cyclotella costei :* elle est typique du plancton des lacs brassés riches en silice durant la période hivernale (e.g. Padisak et al. 2009) et des lacs en cours de ré-oligotrophisation (Rimet et al. 2009).

- Une **phase printanière** (1 au 23 avril) : pendant cette phase, la biomasse augmente pour atteindre une valeur maximale le 23 avril (3622 µg/L). Pendant cette période, ce sont des diatomées pennées qui dominent la biomasse : *Asterionella formosa* et *Ulnaria delicatissima var. angustissima*. Ces grandes diatomées sont des espèces qui sont sensibles à la stratification et à la déplétion en silice et elles préfèrent les milieux brassés riches en nutriments (cf. Padisak et al. 2009, Reynolds et al. 2002).

- Une **phase des eaux claires** (20 mai) : la biomasse est réduite de moitié entre le 23 avril et le 20 mai. Les diatomées disparaissent (nourriture préférée par le zooplancton).

- Une **phase estivale** (3 juin au 9 septembre) : la composition du peuplement phytoplanctonique change brutalement dès le début de cette période. On voit l'apparition de plusieurs espèces de *Dinobryon* (Chrysophycées) qui vont représenter une part importante de la biomasse. Ces taxons sont présents dans les couches d'eau très pauvre en nutriments. Une autre espèce va présenter pendant toute cette période une part importante de la biomasse : il s'agit de *Diatoma elongatum,* une diatomée pennée de grande taille. Cette espèce est capable de se développer alors que les concentrations en nutriments et en silice sont faibles (elle est souvent observée après le déclin saisonnier d'*Asterionella formosa*) (Kilham et al. 1977). Dès la mi-juillet et jusqu'à la fin de la période estivale, deux espèces de Cyanobactéries filamenteuses et potentiellement toxiques voient leur biomasse augmenter jusqu'à plus de 55% de la biomasse totale : *Planktothrix rubescens et Aphanizomenon flos-aquae.* Ces espèces sont habituellement située dans le métalimnion entre des couches riches en nutriments (hypolimnion) et des couches où la lumière est faible mais suffisantes pour elles (cf. Reynolds et al. 2002).

- Une **phase automnale et hivernale** (24/09 au 10/12) : la biomasse reste élevée pour cette période. *Planktothrix rubescens* présente des biomasses relatives importantes pendant le début cette période. Elle est remplacée à partir du 14/10 (mais ne disparait pas) par *Mougeotia gracillima. M. gracillima* est une espèce de Zygophycée filamenteuse, qui a une niche écologique proche de *Planktothrix rubescens* (Tapolczai et al. 2015) ; elle présente une biomasse importante dès le 28/10 jusqu'à la fin de l'année.

3.1.1. Evolution du micro et du nanophytoplancton

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10'000 µm^3, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10'000 µm^3. Le nanophytoplancton est préférentiellement brouté par le zooplancton.

La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2019.

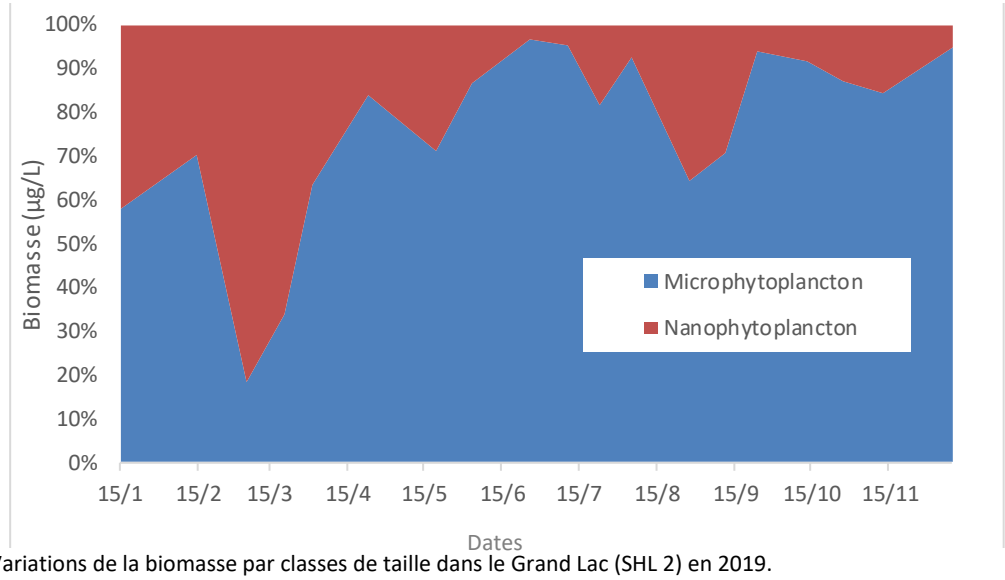


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2019.

Comme l'année précédente, pour l'année 2019, le microphytoplancton domine la biomasse toute l'année (en général plus de 76% de la biomasse), sauf au mois de mars (soit sensiblement la même période qu'en 2017 et 2018).

3.2. EVOLUTION INTERANNUELLE

3.2.1. Evolution des classes d'algues

La figure 4 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac.

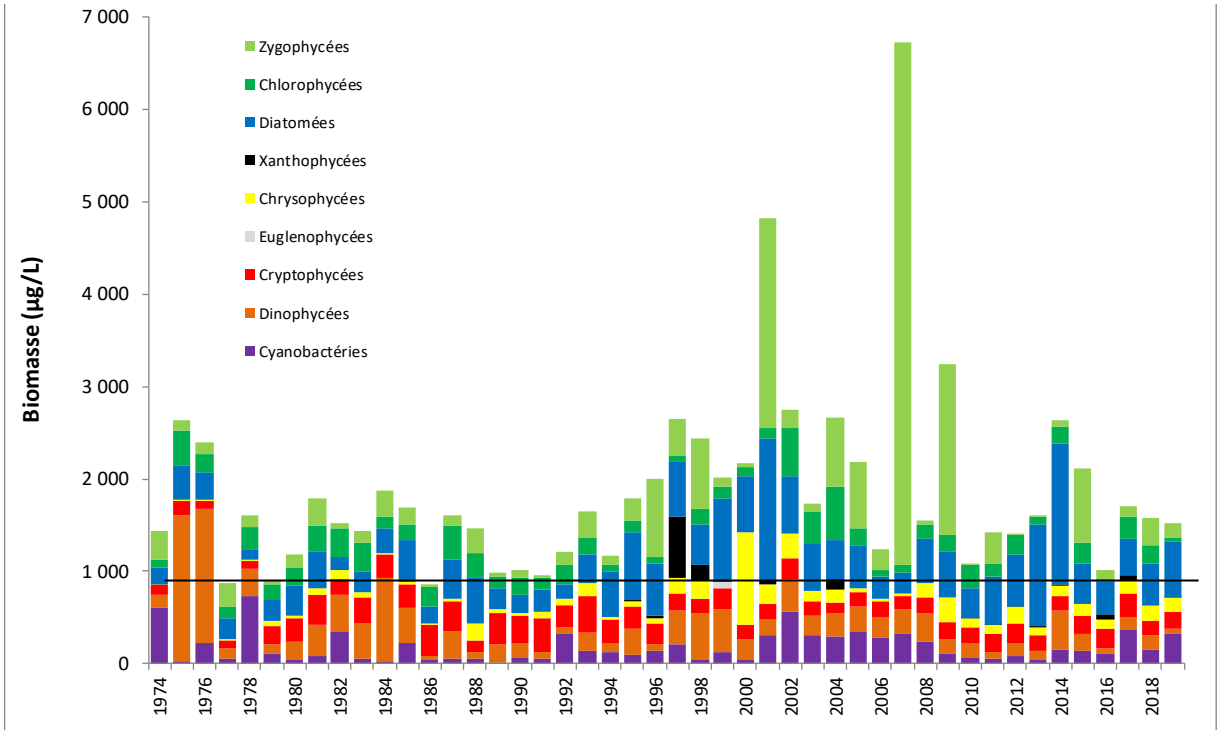


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac (SHL2) de 1974 à 2019. La CIPEL a fixé à 1000 µg/L la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser dans le Léman.

Figure 4 : Inter-annual change in annual mean biomass of phytoplankton groups in Upper Lake Geneva. The CIPEL aimed not exceed the average annual biomass of 1000 µg/L in the Léman.

L'année 2019 présente une biomasse annuelle moyenne proche des deux années précédentes et reste relativement élevée. Avec une biomasse de 1515 µg/L, l'objectif proposé par le CIPEL, de ne pas dépasser 1000 µg/L, n'est pas atteint.

Même si aucun bloom de *Planktothrix rubescens* n'est observé, on peut cependant souligner la biomasse relativement élevée des cyanobactéries : il s'agit de la 9ème biomasse la plus élevée en cyanobactéries sur toute la chronique depuis 1974.

3.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2019. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon est calculé. Un indice moyen pour chaque mois est calculé, puis à partir de ces indices mensuels, un indice annuel moyen est calculé, ainsi que le 10e et 90e centile. L'évolution de ces valeurs de 1974 à 2019 est donnée sur la figure 5.

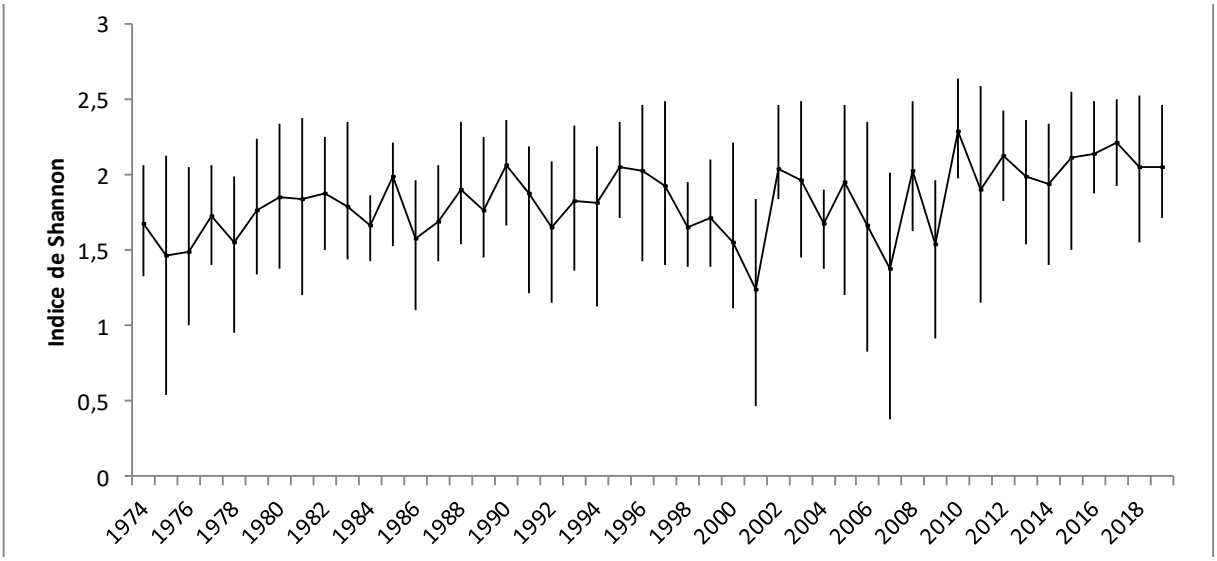


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon, de 1974 à 2019 dans le Grand Lac (SHL2). La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale, le 10e et le 90e centile.

La diversité peut être un indicateur de niveau trophique (concentrations en nutriments) en milieu aquatique : des relations sont régulièrement établies entre diversité et concentration en nutriments (ex. Russel-Hunter 1970, Schelske & Stoermer 1971). L'indice est relativement stable sur toute la chronique depuis 1974. On remarque cependant que les années présentant les diversités les plus élevées sont des années récentes (par ordre de diversité décroissante : 2010, 2017, 2016, 2012, 2015, 1990, 2018, 2019).

Toutefois, certaines années récentes (2001, 2007 et 2009), présentent de faibles diversités : ceci correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* qui a dominé fortement le peuplement phytoplanctonique ces années.

3.2.3. Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum

L'état trophique des lacs peut aussi être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude (Kaiblinger 2008, Kaiblinger *et al*. 2009) a montré que l'indice de Brettum (1989) est bien adapté pour évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à la concentration en Ptot (phosphore total) selon 7 classes. Ces classes de concentration en Ptot telles que définies dans l'indice de Brettum sont indiquées dans le tableau 1 avec leur correspondance au niveau trophique. Plus cet indice est élevé plus l'état trophique est faible.

Tableau 1 : Classes de qualité définies dans l'indice de Brettum. [Ptot] : concentration en phosphore total en µg/L.

Classes IB	[Ptot]	Niveau trophique	Etat écologique
6	<=5 µg/L	Ultra-oligotrophe	Très bon
5	5-8 µg/L	Oligotrophe	Très bon
4	8-15 µg/L	Oligo-mesotrophe	Bon
3	15-30 µg/L	Meso-eutrophe	Moyen
2	30-60 µg/L	Eutrophe	Médiocre
1	> 60 µg/L	Hyper-eutrophe	Mauvais

La figure 6 présente l'évolution de cet indice pour le Grand Lac. Les limites de classes de qualités écologiques sont reprises de l'exercice d'intercalibration européen de Wolfram *et al.* (2007).

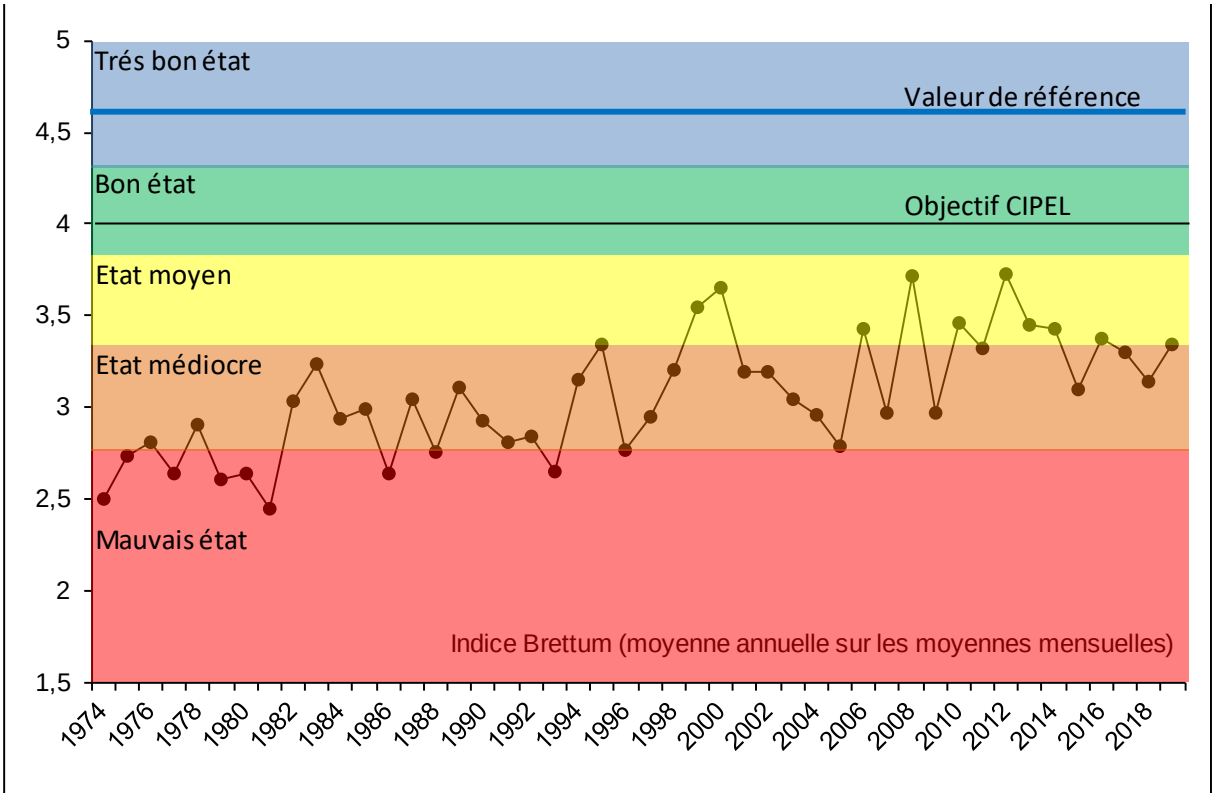


Figure 6 : Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac (SHL2), de 1974 à 2019. Les valeurs des limites de classes de qualité écologiques correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre pour le Léman. La valeur de référence correspond à un écosystème non impacté par les activités humaines.

Figure 6 : Inter-annual changes in the values of Brettum index. Classes boundaries of the ecological quality are taken from lakes type L-AL-3 (Large alpine lakes) according to the intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007). The CIPEL fixed to 4 the objectif to acheive for the Léman. The reference value corresponds to an ecosystem not impacted by human activities.

Globalement une amélioration de la qualité des eaux est observable depuis 1974. Entre 1974 et 1980 le lac était eutrophe selon l'indice de Brettum. L'indice présente une hausse, indiquant une amélioration de l'état trophique.

L'année 2019 classe le lac dans un état moyen (valeur = 3.34). L'objectif à atteindre proposé par la CIPEL est de 4.

3.2.4. Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002) est donnée à la figure 7. L'annexe 1 présente la liste des différents groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002).

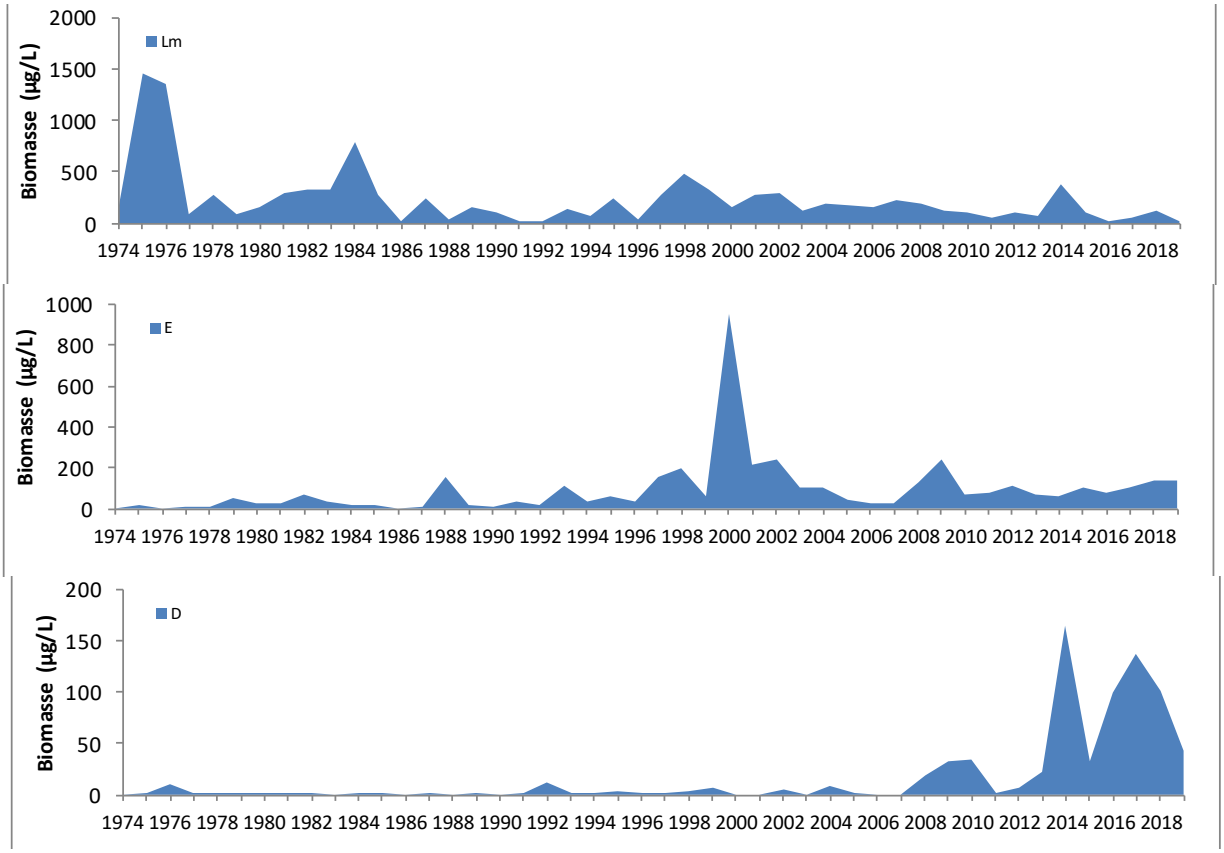


Figure 7: Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm, E et D de Reynolds et al. (2002), dans le Grand Lac (SHL2) de 1974 à 2019

Figure 7: Long-term changes in annual biomass of functional groups Lm and E identified according to Reynolds et al. (2002)

Le groupe Lm rassemble les taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés. Une diminution de sa biomasse de l'année 1975 à l'année 2019 est observé (figure 7). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse avec une stabilisation depuis une dizaine d'années. Ces dynamiques indiquent une ré-oligotrophisation de la masse d'eau.

Le groupe D rassemble les taxons indicateurs (dont *Ulnaria acus, Achnanthidium catenatum*) des milieux turbides et de faible profondeur selon Reynolds et al. (2002). Une augmentation de leur biomasse dans les années récentes est observée. Depuis 2014, les biomasses de ces taxons sont très élevées par rapport à l'ensemble de la chronique.

BIBLIOGRAPHIE

AFNOR, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor: 41 pp.

Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp.

Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.

Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.

Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway: 102 pp.

Druart, J.C. & Rimet F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplankton du l'INRAE : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRAE Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.

Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DEC0470, INRAE Thonon, France: 45 pp.

Kaiblinger, C., Anneville, O., Tadonleke, R., Rimet, F., Druart, J. C., Guillard, J. & Dokulil, M. T. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. Hydrobiologia 633: 67-74.

Kilham, S.S., Kott, C.L., Tilman, D., 1977. Phosphate and Silicate Kinetics for the Lake Michigan Diatom Diatoma Elongatum. Journal of Great Lakes Research 3, 93–99. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(77)72233-6

Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1991. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. 576 pages. Padisak J., Crossetti L. O. & Naselli-Flores L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia 621: 1-19.

Padisak, J., L. O. Crossetti, & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia 621: 1–19.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplancton. J. Plankton Res. 24: 417-428.

Rimet, F., Druart, J.C., Anneville, O., 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). Ecological Informatics 4, 99–110.

Russel-Hunter, 1970, Aquatic productivity, New-York.

Schelske and E. F. Stoermer, 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. Science 173 : 423-424.

Tapolczai, K., O. Anneville, J. Padisak, N. Salmaso, G. Morabito, T. Zohary, R. D. Tadonleke, & F. Rimet, 2015. Occurrence and mass development of Mougeotia spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. Hydrobiologia 745: 17–29.

Utermohl, H., 1958. Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol. 9: 1-38.

Weaver, W. & Shannon, C. E., 1949. The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press.

Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K. , Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S.& Urbanic, G., 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

ANNEXES

Annexe 1 : Définition des groupes fonctionnels selon Reynolds *et al.* (2002).

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417–428 | 2002

Table I: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	*Urosolenia*, *Cyclotella comensis*	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	*Aulacoseira subarctica* *Aulacoseira islandica*	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	*Asterionella formosa* *Aulacoseira ambigua* *Stephanodiscus rotula*	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	*Synedra acus* *Nitzschia spp* *Stephanodiscus hantzschii*	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	*Tabellaria* *Cosmarium* *Staurodesmus*	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	*Fragilaria crotonensis* *Aulacoseira granulata* *Closterium aciculare* *Staurastrum pingue*	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	*Geminella* *Mougeotia* *Tribonema*	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	*Planktothrix agardhii* *Limnothrix redekei* *Pseudanabaena*	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	*Spirulina* *Arthrospira* *Raphidiopsis*	light deficient conditions	flushing
S_N	warm mixed layers	*Cylindrospermopsis* *Anabaena minutissima*	light-,nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	*Synechococcus* prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	*Koliella* *Chrysococcus* eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	*Plagioselmis* *Chrysochromulina*	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	*Chlorella*, *Ankyra* *Monoraphidium*	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	*Cryptomonas*	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	*Dinobryon* *Mallomonas* *(Synura)*	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO_2 deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. *Botryococcus* *Pseudosphaerocystis* *Coenochloris* *Oocystis lacustris*	low nutrients high turbidity	?CO_2 deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	*Eudorina* *Volvox*	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	*Pediastrum, Coelastrum* *Scenedesmus* *Golenkinia*		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	*Aphanothece* *Aphanocapsa*		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	*Anabaena flos-aquae* *Aphanizomenon*	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	*Anabaena lemmermanni* *Gloeotrichia echinulata*	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	*Uroglena*	low nutrients	CO_2 deficiency
L_O	summer epilimnia in mesotrophic lakes	*Peridinium* *Woronichinia* *Merismopedia*	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	*Ceratium* *Microcystis*	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	*Microcystis* *Sphaerocavum*	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	*P. rubescens* *P. mougeotii*	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	*Chromatium,* *Chlorobium*	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, *Synura* *Gonium*	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling *Trachelomonas*	?	?
Q	small humic lakes	*Gonyostomum*	high colour	?

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 98-104*

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES

ABOUT PICOCYANOBACTERIA

CAMPAGNE 2019

PAR

Stéphan JACQUET

INRAE-UMR/CARRTEL, 75 avenue de Corzent, 74200 Thonon-les-Bains, France

RÉSUMÉ

Les picocyanobactéries sont une composante ubiquiste du phytoplancton, pris en considération depuis 2014 dans le cadre de ce suivi. Longtemps négligée en raison de leur petite taille (<2-3 µm), la distribution et la dynamique de cette communauté est proposée à partir de l'analyse de leur abondance par cytométrie en flux. L'étude portant sur les 6 dernières années, de 2014 à 2019, révèle des abondances pouvant dépasser 10^5 cellules mL^{-1} en période estivale. La biomasse relative de cette communauté, représentative majoritaire du picophytoplancton, reste encore modeste comparativement à celle du nano- et du microphytoplancton, ne dépassant pas 10% en moyenne à l'échelle de l'année. Toutefois, à certaines périodes de l'année (été et automne typiquement) et à certaines profondeurs, la biomasse des picocyanobactéries peut égaler voire dépasser celle des formes planctoniques plus grosses. Il est attendu que la proportion de ces petites formes phytoplanctoniques, dont le rôle fonctionnel est important, croisse régulièrement avec la réoligotrophisation de l'écosystème et le réchauffement de ses eaux.

ABSTRACT

Picocyanobacteria are a ubiquitous component of the phytoplankton having been neglected until recently because of their small size (< 2-3 µm). Distribution and dynamics of this community is proposed based on the analysis of their abundance using flow cytometry. The study on the last 6 years, from 2014 to 2019, reveals abundances of this community exceeding regularly 10^5 cells mL^{-1}, especially during the summer and fall. The relative biomass of this major representative community of the picoplankton remains modest compared to the nano - and microphytoplancton, not more than 10% on average across the year. However, at certain times of the year (e.g. summer and fall) and to certain depths the picocyanobacterial biomass can match or even exceed that of the larger planktonic forms. It is expected, along with the reoligotrophication of Lake Geneva and warming of surface waters, that the proportion of these representative small cells will increase in the future.

1. INTRODUCTION

Prendre en compte la structure en taille des communautés phytoplanctoniques (pico-, nano-, micro-phytoplancton) dans la compréhension du fonctionnement écologique des milieux aquatiques est particulièrement pertinent (Pomati *et al*. 2019). Les dénombrements phytoplanctoniques effectués en microscopie dans le cadre du suivi écologique des lacs ne permettent pas d'identifier et quantifier précisément la part des espèces de très petite taille (appartenant au picoplancton) qui incluent notamment et majoritairement dans les grands lacs péri-alpins les picocyanobactéries.

Ces dernières sont des espèces unicellulaires (surtout) de cyanobactéries de taille <2-3 µm, à priori non toxiques, qui possèdent des avantages compétitifs sur les plus grosses cellules (vis-à-vis de l'utilisation des ressources nutritives et de la lumière, typiquement). En effet, une petite taille et un rapport surface/volume supérieur aux autres formes planctoniques (plus grandes, plus larges) confèrent aux cellules picophytoplanctoniques une acquisition plus efficace des éléments nutritifs et une meilleure absorption de la lumière incidente. Cela permet l'entretien minimal du métabolisme cellulaire et *in fine* de dominer dans des environnements (ultra-)oligotrophes.

Les picocyanobactéries sont prédominantes au sein du picophytoplancton et particulièrement bien représentées dans les grands lacs péri-alpins (Personnic *et al*. 2009, Domaizon *et al*. 2013, Zhong *et al*. 2013, Jacquet *et al*. 2016). D'autres formes picoplanctoniques, appartenant aux eucaryotes (e.g. *Chlorella* spp), sont également présentes et souvent dénombrées comme un tout et inclus dans le nanophytoplancton. Dans la suite de ce rapport, seules les picocyanobactéries sont prises en compte.

Dans les écosystèmes pauvres à moyennement riches en nutriments, les picocyanobactéries sont toujours observées et susceptibles de participer significativement, au moins à certains moments de l'année et en zone épilimnique, à la biomasse et production primaire totales, et donc au soutien de la production secondaire zooplanctonique (Ammini *et al*. 2014, Jacquet *et al*. 2016). Pour donner un ordre d'idées, les données acquises par S. Jacquet (INRAEE CARRTEL) sur la période s'étalant de 2003 à 2019, montrent que la proportion des picocyanobactéries (en termes de biomasse) fluctue entre 3 et 45% de la biomasse phytoplanctonique totale dans le lac d'Annecy (oligotrophe depuis longtemps) mais n'excède pas 15% au lac du Bourget (oligo-mésotrophe depuis une dizaine d'année). La proportion de ce groupe peut occasionnellement être équivalente, voire dépasser celle des formes nano- et microphytoplanctoniques, en particulier au début du printemps et au milieu de l'été. Les picocyanobactéries sont par ailleurs susceptibles de réagir positivement au réchauffement de la masse d'eau, y compris en système oligo-mésotrophe, tout comme à certains xénobiotiques comme le glyphosate (Castro Berman *et al*. 2020).

Le groupe des picocyanobactéries (représentantes majeures du picophytoplancton) étant susceptibles d'être un indicateur trophique, fonctionnel et/ou en réponse aux changements globaux (e.g. la température), il est proposé au sein de ce chapitre de décrire l'évolution dans le Léman (i) des abondances de la communauté picocyanobactérienne, considérées à 6 profondeurs différentes (de la surface à 50 m de profondeur) et mises en relation avec les principaux facteurs environnementaux pour l'année 2019 ; (ii) des abondances moyennes des picocyanobactéries permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique depuis 2014 comparativement au phytoplancton total ; et (iii) la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplanctonpour révéler et comparer l'importance des picocyanobactéries au sein des différents lacs périalpins.

2. METHODES

2.1. CYTOMÉTRIE EN FLUX

Les abondances picocyanobactériennes dans le Léman sont mesurées aux profondeurs suivantes : 2.5, 10, 15, 20, 30 et 50 m ainsi que sur un échantillon d'eau intégré 0-18 m (en lien avec le suivi phytoplanctonique classique –Rimet 2019).

L'analyse de ce compartiment biologique est rendue possible grâce à la cytométrie en flux, une technique qui permet de compter et d'étudier rapidement de nombreuses caractéristiques d'un grand nombre de cellules ou particules (plusieurs dizaines de milliers) placées en suspension dans un liquide et qui vont être considérées une par une. Empruntée au domaine médical et appliquée à l'Océanographie (dès les années 1985), la cytométrie en flux a notamment permis de découvrir l'organisme (procaryote) photosynthétique le plus petit et le plus abondant de l'océan mondial (e.g. Prochlorococcus, Chisholm et al. 1988) et aussi le plus petit eucaryote photosynthétique, Ostreococcus tauri (Courties et al. 1994). Depuis cette époque, cette technique est devenue incontournable et constitue un outil d'analyse rapide et fiable particulièrement bien adapté au comptage et à

l'étude des petits organismes phytoplanctoniques, bactériens et viraux en milieux marin et d'eau douce. Le principe de fonctionnement est basé sur la mise en suspension des cellules ou particules que l'on veut étudier dans un milieu liquide. Les cellules sont poussées par un fluide liquide, ici de l'eau milliQ, à travers un système de pompe et envoyées une à une (après leur alignement) devant un (ou plusieurs) faisceau(x) laser qui permet(tent), en plus de les compter, de mesurer ou d'évaluer certains paramètres cellulaires : taille, volume, granulométrie, fluorescence, etc. Différents paramètres vont donc être observés : la lumière diffractée, mesurée en face du rayon laser, permet d'évaluer la taille des cellules (FSC) ; la lumière diffractée, mesurée sur le côté à 90° (SSC) donne une mesure de la granularité de la cellule qui correspond à la complexité de la cellule (densité des organites, irrégularités internes ou de surface). Ces deux paramètres (FSC et SSC) sont donc globalement proportionnels à la taille et à la complexité des cellules. Cela permet un premier tri des catégories cellulaires, mais ne suffit pas pour une reconnaissance précise. Pour le phytoplancton, la chlorophylle, la phycocyanine (PC) ou encore la phycoérythrine (PE) sont des pigments qui permettent de discriminer différentes populations et c'est la fluorescence de ce dernier type de pigment (PE), associé à des valeurs relativement faibles pour le FSC ou SSC, qui permettent de reconnaitre sans ambiguité les picocyanobactéries (Fig. 1). Les intensités lumineuses mesurées sont très faibles, les détecteurs utilisés sont des photomultiplicateurs. L'appareil est relié à un ordinateur qui enregistre les données et affiche les résultats des mesures. L'analyse finale peut être opérée sur son propre PC à partir de logiciels dédiés.

2.2. ANALYSE STATISTIQUE

Une analyse en composantes principales (ACP) est proposée à partir d'un nombre limité de variables prises aux profondeurs suivantes (2.5, 10, 15, 20, 30 et 50 m) afin de déterminer les facteurs principaux intervenant dans la distribution et la dynamique observées de la communauté des picocyanobactéries. Le seuil de significativité des corrélations a été fixé à 99%.

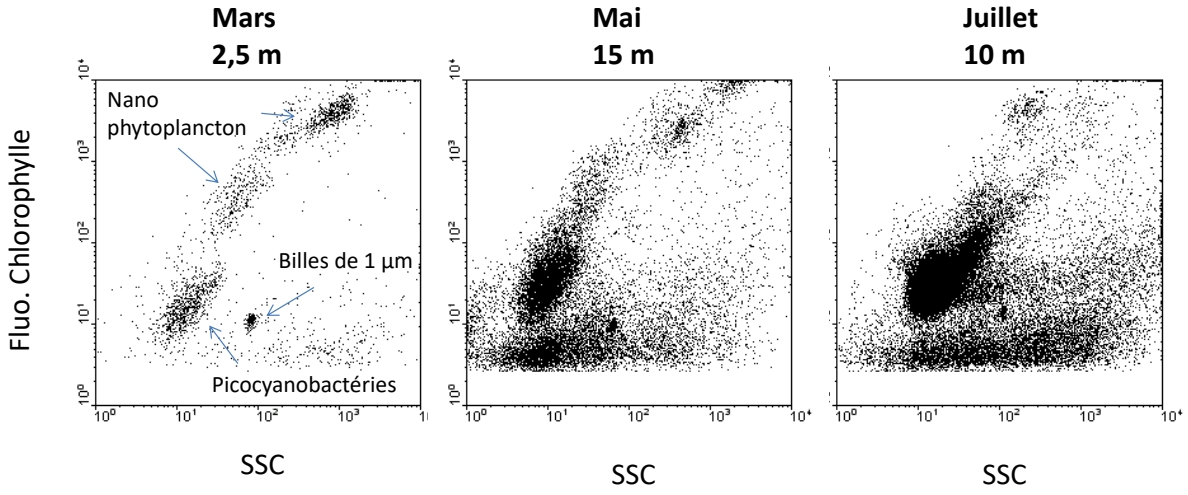


Figure 1 : Exemples de cytogrammes (représentations biparamétriques) révélant notamment la communauté des picocyanobactéries à différentes profondeurs et dates dans le Léman. SSC signifie side scatter et correspond à un paramètre relatif à la taille, à la forme et à l'indice de réfraction des cellules.

Figure 1 : Examples of cytograms (biparametric representations) showing the picocyanobacterial community for different depths at different periods of the year in Lake Geneva. SSC corresponds to Side SCatter and is a proxy of cell size, shape and refractive index.

3. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2019

La dynamique de la communauté picocyanobactérienne révèle une saisonnalité marquée avec des concentrations cellulaires augmentant pendant le printemps et l'été, mais aussi au début de l'automne, avant de diminuer à la fin de l'automne et en hiver. Comme en 2018, les valeurs maximales ont été observées de mi-juillet à fin aout, mais aussi mi-octobre, avec plus de 10^5 cellules/mL (Fig. 2). En 2019, les concentrations cellulaires les plus élevées (i.e. $>10^5$ cellules/mL) ont d'abord été enregistrées une fois à 2,5 m le 11 juillet, puis à 2,5 et 10 m fin juillet (24), début (5) et fin aout (28). Des concentrations avec plus de 10^5 cellules/mL ont également été enregistrées fin octobre (28) à 2,5 m. La concentration cellulaire des picocyanobactéries reste bien visible et marquée toute l'année sur la tranche d'eau 0-50 m.

En considérant la valeur intégrée 0-18 m afin de pouvoir la comparer à l'ensemble du phytoplancton, la proportion des picocyanobactéries en termes de biomasse phytoplanctonique totale était en 2019 de 5,9 % (une

valeur comparable à celle de 2018) contre 15,8 % pour le nano- (en baisse significative) et 78,3 % pour le microphytoplancton (en hausse significative). Comparativement, les proportions picocyanobactériennes en 2019 ont été de 8,4 % et 9,9 % aux lacs du Bourget et d'Annecy, respectivement, des valeurs aussi très modestes notamment pour le lac d'Annecy.

Dans le détail, les picocyanobactéries ont représenté jusqu'à 19 % de la biomasse phytoplanctonique totale au mois de juillet (cette valeur maximale observée étant comparable à celle du mois d'aout 2018 (22%) mais très inférieure à celle de 2016, soit 40%).

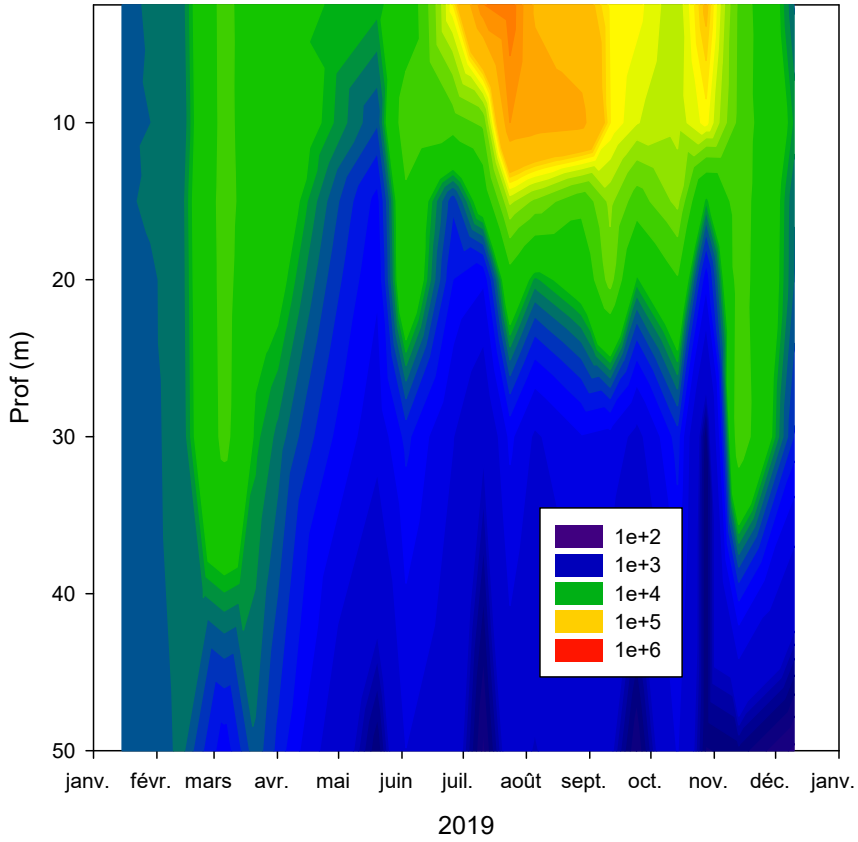


Figure 2 : Distribution et dynamique des picocyanobactéries (en cellules / mL) en 2019 entre la surface et 50 m de profondeur dans le Léman à la station SHL2. L'échelle proposée est la suivante: 1e+2= 100 ; 1e+3= 1000 ; etc.

Figure 2 : Distribution and dynamics of picocyanobacteria (in cells / mL) in 2019 between surface and 50 m deep in Lake Geneva at SHL2. The scale for the numbers is s follows: 1e+2= 100 ; 1e+3= 1000 ; etc.

Une analyse en composantes principales pour déterminer les liens existants entre certains facteurs environnementaux et la dynamique et la distribution de cette communauté (notée « picocyanos » ci-dessous) a été étudiée pour l'année 2019 (n=108 ; Fig. 3). La variance totale expliquée à partir des deux principaux axes est relativement élevée, soit 65,5 %, mais inférieure aux années précédentes. On constate que la température (notée Temp) reste un facteur clef ($r=0,69$; $p<0,01$), ce que des expériences au laboratoire avec des cultures de picocyanobactéries isolées des grands lacs péri-alpins ont confirmé avec un optimum de croissance entre 20 et 25°C (Reymann & Jacquet, 2015 - non publié). La variable « profondeur », notée « prof », peut être considérée comme un indicateur de la lumière et une relation négative existe entre les picocyanobactéries et la profondeur ($r=-0,38$; $p<0,01$). Comme les années précédentes, il n'existe pas de relations marquées entre les nutriments phosphorés et les picocynaobactéries. On note toutefois une relation négative faible avec l'ammonium ($r=-0,36$; $p<0,01$) mais plus élevée et positive avec les nitrates ($r=0,59$; $p<0,01$). Ce dernier résultat ne pouvant pas être interprété sans expériences au laboratoire, une étude a été menée en 2019 consistant à enrichir des échantillons naturels prélevés dans différents lacs, dont le Léman, avec différentes concentrations en nitrates. Il s'est avéré que la croissance des picocyanobactéries était fortement stimulée par l'ajout de NO_3 (Guilmot & Jacquet, 2020 – non publié) suggérant le caractère limitant de cette ressource.

La communauté des picocyanobactéries est donc susceptible d'être un bon indicateur trophique et/ou écologique.

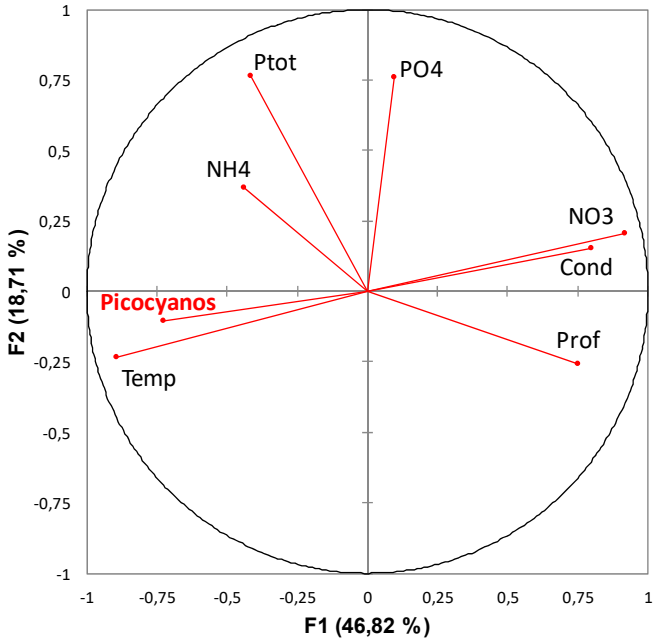


Figure 3 : Analyse en composantes principales (ACP) effectuée avec quelques paramètres sur l'ensemble de l'année 2019, dans le Léman, à la station SHL2 La variance totale expliquée est de 65,5%.

Figure 3 : Principal Component Aanalysis with a selection of a few parameters in 2019 at SHL2. The total variance is about 65.5%.

4. EVOLUTION DEPUIS 2014

Les concentrations annuelles moyennes des picocyanobactéries sur la zone 2,5-20 m ou 0-18 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules/mL. Ces fortes valeurs comparativement aux autres groupes phytoplanctoniques en général, sont surtout observées autour de la période estivale, les concentrations maximales étant observées de juillet à octobre (Fig. 4). En 2019, on note toutefois une baisse assez marquée des abondances des picocyanobactéries sur la zone 0-18 m, à relier peut-être à un échantillonnage trop espacé et n'ayant pas permis d'obtenir le pic de concentration estivale. Comparativement, on observait pour les années précédentes, une à deux fois pendant l'été et/ou l'automne, des valeurs supérieures à $2x10^5$ cellules/mL.

En 2017, une période de développement étroite et concentrée sur la période estivale avait été observée (surtout en août). En 2018 et 2019, de fortes abondances cellulaires ont aussi été observées plus tard dans l'année, en octobre, peut être à rapprocher aux températures de plus en plus clémentes de fin d'année.

La distribution des picocyanobactéries révèle sur les 6 dernières années que la zone où leur abondance exprimée en nombre de cellules par mL) est la plus forte reste la zone épilimnique (0-15 m), probablement à relier majoritairement à la quantité de lumière et aux températures élevées en proche surface, des paramètres pour lesquels cette comnunauté montre une sensibilité marquée (Fig. 5).

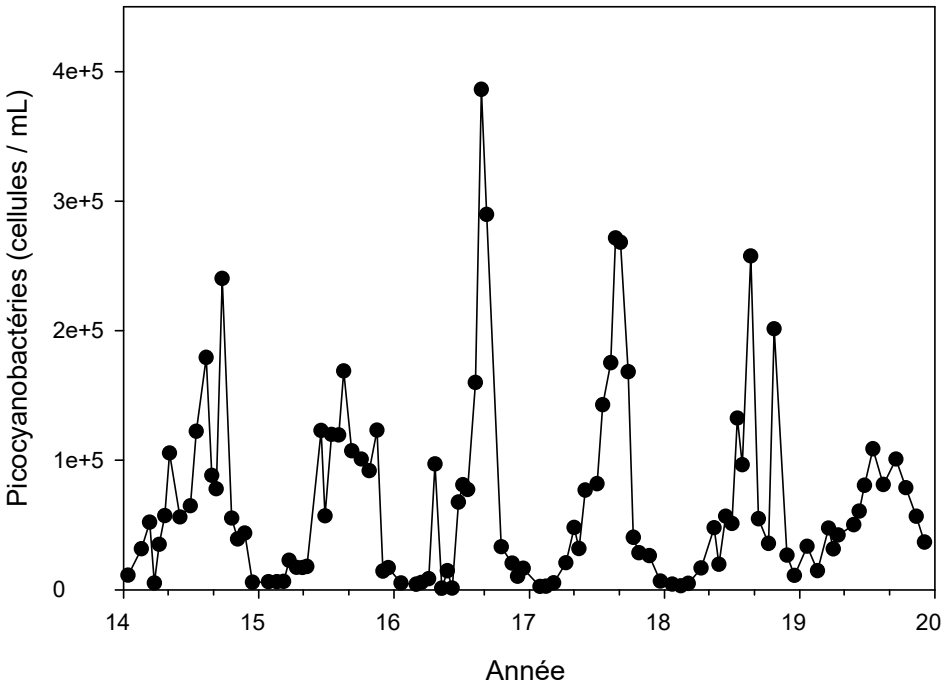


Figure 4 : Evolution des concentrations moyennes de picocyanobactéries (en cellules/mL) entre 2,5 et 20 m de 2014 à 2019 inclus, dans le Léman à la station SHL2

Figure 4 : Mean values of picocyanobacterial concentrations (in cells/mL) between 2.5 and 20 m depth from 2014 to 2019, at SHL2.

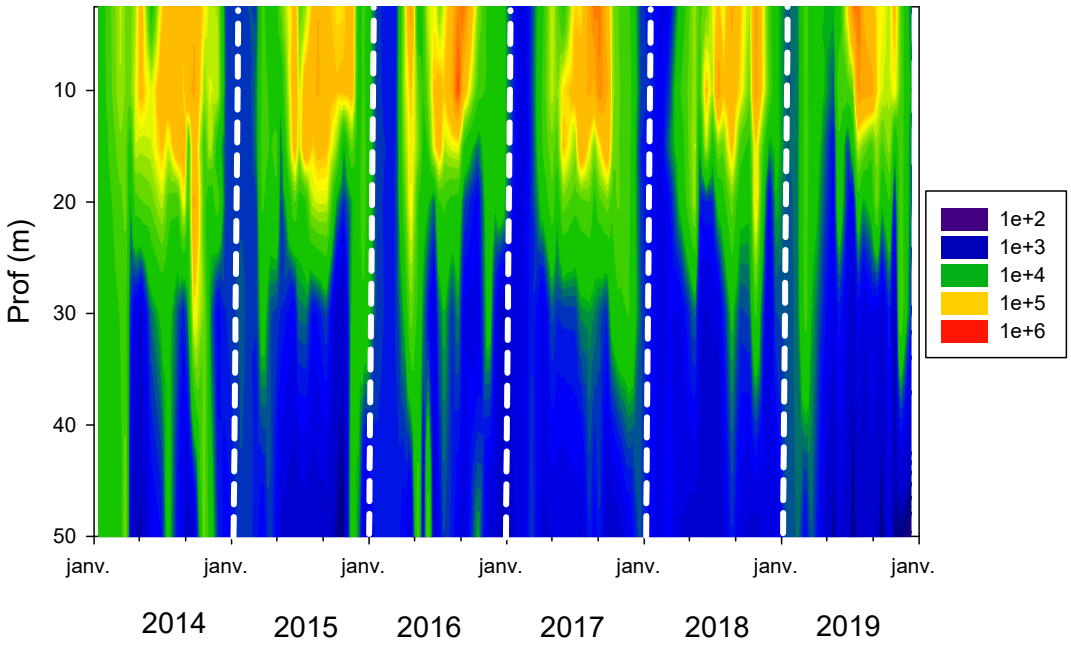


Figure 5 : Evolution des concentrations de picocyanobactéries entre 2.5 et 50 m de 2014 à2019 inclus, dans le Léman à la station SHL2.

Figure 5 : Picocyanobacterial concentrations between 2.5 and 50 m depth from 2014 to 2019, at SHL2.

Sur la période de 2014 à 2019, la proportion (en termes de biomasse) des picocyanobactéries fluctue entre 5,6 (en 2014) et 10,1% (en 2016) révélant des disparités entre les années (Fig. 6). L'année 2019 ressemble à 2018 et 2017 avec une proportion significativement plus basse que 2016 et comparable à 2014, autour des 6-7%. Le suivi à long terme de cette communauté doit se poursuivre pour permettre de confirmer (i) que la proportion picoplanctonique augmentera majoritairement avec la réoligotrophisation du lac mais aussi possiblement avec le réchauffement de ses eaux et (ii) que ce groupe indiquera une évolution du niveau trophique et de qualité des eaux du lac associées à un changement de son fonctionnement écologique.

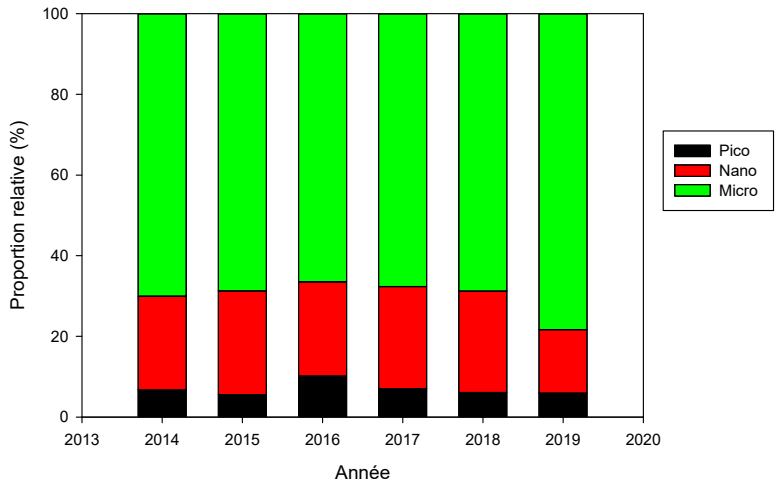


Figure 6 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le Léman à la station SHL2 pour la période 2014-2019 entre 0 et 18 m.

Figure 6 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lake Geneva at SHL2 for the period 2014-2019.

La comparaison avec les deux autres lacs permet de constater, sur la période 2014-2019, une plus forte concordance entre les lacs Léman (mésotrophe) et du Bourget (oligo-mésotrophe), comparativement à celui d'Annecy qui est oligotrophe depuis longtemps (Fig. 7).

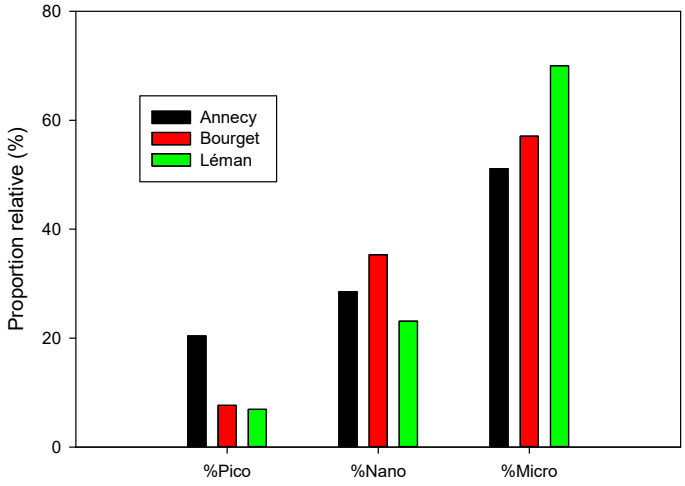


Figure 7 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget pour la période 2014-2019.

Figure 7 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lakes Annecy, Bourget and Geneva for the period 2014-2019.

5. CONCLUSION

Le picophytoplancton, majoritairement représenté par les picocyanobactéries, est une composante majeure du phytoplancton présente dans le Léman et les autres lacs péri-alpins toute l'année et à toutes les profondeurs. En plus de son rôle fonctionnel dans la production primaire globale ou en tant que communauté proie potentielle pour le zooplancton uni- et pluricellulaire, ce compartiment biologique est susceptible d'être un marqueur important de l'état de santé de l'écosystème. Ainsi, le suivi détaillé de ce compartiment sur le long terme devrait permettre de confirmer que ce groupe est un indicateur clef de l'évolution du statut trophique de l'écosystème mais aussi de sa réponse au réchauffement climatique, c'est-à-dire à l'augmentation des températures des eaux de surface.

BIBLIOGRAPHIE

Ammini P, Zhong X, Angia Sriram PR, Jacquet S. 2014. Dynamics of auto- and heterotrophic picoplankton and associated viruses in Lake Geneva. Hydrology and Earth System Sciences Discussion 18, 1073-1084

Castro Berman M, Llames ME, Minotti P, Fermani P, Quiroga MV, Ferraro MA, Metz S, Zagarese HE. 2020. Field evidence supports former experimental claims on the stimulatory effect of glyphosate on picocyanobacteria communities. Science of the Total Environment 701, 134601

Chisholm SW, Olson RJ, Zettler ER, Goericke R, Waterbury JB, Welschmeyer NA. 1988. A novel free-living prochlorophyte abundant in the oceanic euphotic zone. Nature 334, 340-343

Courties C, Vaquer A, Trousselier M, Lautier J, Chrétiennot-Dinet MJ, Neveux J, Machado C, Claustre H. 1994. Smallest eukaryotic organism. Nature 370, 255

Domaizon I, Savichtcheva O, Debroas D, Arnaud F, Villar C, Pignol C, Alric B, Perga ME. 2013. DNA from lake sediments reveals the long-term dynamics and diversity of *Synechococcus* assemblages. Biogeosciences 10, 3817-3838

Guilmot S, Jacquet S. 2020. Le picoplancton: Vers un nouveau bio-indicateur global lacustre (PICOMIL). Rapport du pôle ECLA.

Jacquet S, Barbet D, Barbier C, Cachera S, Colon M, Espinat L, Girel C, Guillard J, Hamelet V, Hustache JC, Lacroix D, Laine L, Leberre B, Neasat J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F. 2016. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. Rapport INRAE-CISALB-CALB, 205 pages

Perga ME, Barbier C, C M, Frossard V, Guillard J, Hamelet V, Jacquet S, Lainé L, Lasne E, Rimet F. 2016. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2015. SILA (éd.) et INRAE-Thonon. 123 pages et dossiers

Personnic S, Domaizon I, Dorigo U, Berdjeb L, Jacquet S. 2009. Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplanktonic abundances in three peri-alpine lakes. Hydrobiologia 627, 99-111

Pomati F, Shurin JB, Andersen KH, Tellenbach C, Barton AD. 2019. Interacting temperature, nutrients and zooplankton grazing control phytoplankton size-abundance relationships in eight Swiss Lakes. Frontiers in Microbiology 10, 3155

Reymann Q, Jacquet S. 2015. Importance des facteurs environnementaux sur la croissance, la dynamique et la distribution des picocyanobactéries lacustres. Master 2 Biologie des micro-organismes spécialité micro-organismes, Université de Strasbourg

Rimet F. 2018. Le phytoplancton du Léman. Rapport CIPEL pour l'année 2017

Zhong X, Berdjeb L, Jacquet S. 2013. Temporal dynamics and structure of picocyanobacteria and cyanomyoviruses in two large and deep peri-alpine lakes. FEMS Microbiology Ecology 86, 312-326

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 106-110*

BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN

CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2019

PAR

Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE, Frédéric RIMET et Pascal PERNEY

INRAE-UMR CARRTEL, CS50, BP 511, F-74203 THONON-LES-BAINS cedex

RÉSUMÉ

La dynamique saisonnière des concentrations de chlorophylle a en 2019 montre un redémarrage de croissance dès le mois de mars, à la mise en place de la stratification des eaux de surface, suivie d'un pic de production primaire dans la couche supérieure de la colonne d'eau. Les concentrations de chlorophylle a mesurées en été sont plus élevées que celles mesurées au printemps à l'exception de début juillet, où on observe une baisse de biomasse chlorophyllienne et de production primaire correspondantes à un pic de développement du zooplancton. A l'échelle interannuelle, les concentrations moyennes en chlorophylle a et production primaire observées en printemps et été 2019 sont plus faibles que celles observées en 2018. En automne les valeurs moyennes sont plus élevées que celles observées dans les années précédentes en raison d'une production primaire soutenue. Enfin, la moyenne annuelle en chlorophylle a, mesurée en 2019, est similaire à celle observée en 1976.

ABSTRACT

In 2019 chlorophyll a concentration started to increase in March, at the onset of the thermal stratification. The increase in chlorophyll follows the reestablishment of the primary production after the low winter activity. However, differently to 2018, the values in spring remain lower than in summer and the year maximum was reached only in September.

During the last five years, the chl a and primary production have lowered during spring time, while the opposite is observed during autumn, the chl a concentration and photosynthetic activity increased during the last years.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de concentration en chlorophylle *a* (utilisée comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique) et de production primaire mesurées à la station SHL2 du Léman au long de l'année 2019. L'évolution interannuelle des mêmes caractéristiques phytoplanctoniques est également présentée pour comparaison avec l'année 2019.

2. METHODES

L'échantillonnage a été réalisé au cours de 19 campagnes aux profondeurs habituelles de 0, 1, 2.5, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, et 20m. Un échantillonnage de la Chlorophylle *a* a été également effectué à la profondeur de 30m pour assurer un échantillonnage complet incluant la biomasse phytoplanctonique en voie de sédimentation. La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi noir et blanc standard.

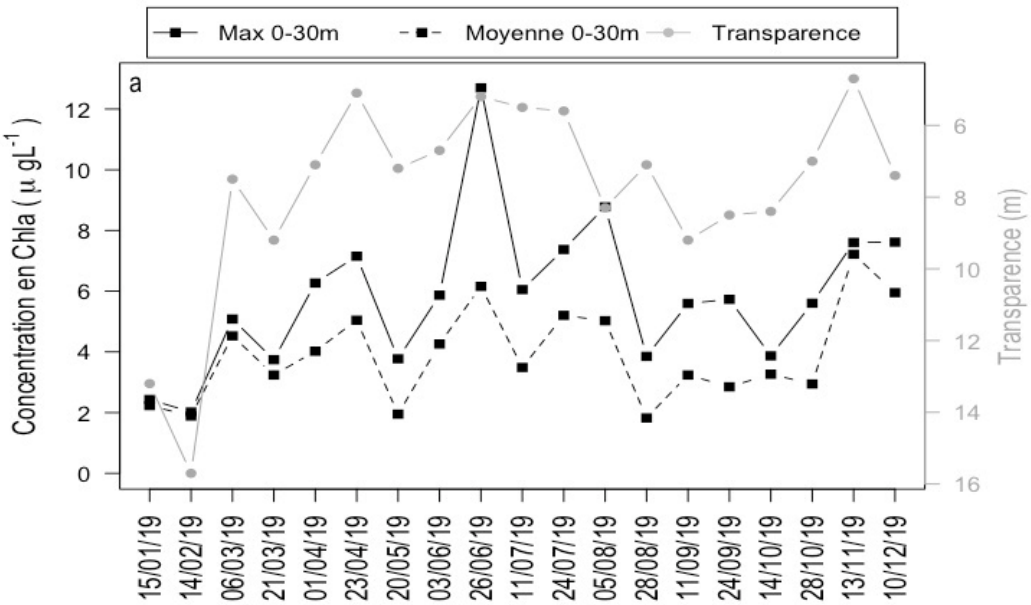
La concentration en chlorophylle *a* a été analysée au spectrophotomètre. Historiquement, la concentration brute en chlorophylle *a* (ici notée ChlA) a été calculée suivant l'équation de STRICKLAND & PARSONS (1968) à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes : 750, 665 ; 645 et 630nm (Norme NF T90-117 AFNOR, 1999). L'adoption de la méthode de SCOR-UNESCO depuis 2013 nécessite de mesurer en plus l'absorbance à 410 nm, correspondant aux phéopigments, dans l'objectif de corriger la concentration brute pour la dégradation de la chlorophylle (notée Chla, NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne <3%, les deux mesures de la concentration en chlorophylle *a* (ChlA et Chla) sont intimement corrélées (R^2>97%, PERGA, LEBERRE & PERNEY, 2017). Les mesures de Chla seront donc présentées pour le suivi de l'année 2019 et l'évolution comparative avec les mesures de production primaire sera aussi présentée à partir de l'année 2013 sur les eaux de surface 0-20m. L'évolution interannuelle des biomasses chlorophylliennes sera quantifiée à partir des valeurs moyennes de ChlA sur les eaux de surface 0-30m et présenté pour la période 1976-2019.

La production primaire (PP) a été mesurée selon le protocole établi en 2014 (PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), par méthode d'incubation et d'incorporation du $NaH^{13}CO_3$. Les valeurs sont exprimées par unité de surface ou de volume, en quantité de C fixée par incubation et par heure.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE

Les concentrations moyennes et maximales en chlorophylle *a* (Chla) mesurées sur les 30 premiers mètres (figure 1a) présentent des valeurs faibles en janvier et février. A partir du mois de mars, lorsque la stratification se met en place (TRAN KHAC et al, ce rapport), on observe un démarrage de croissance de biomasse chlorophyllienne marqué par une baisse importante de transparence et correspondant à la période de croissance de diatomées centriques unicellulaires (RIMET, ce rapport).



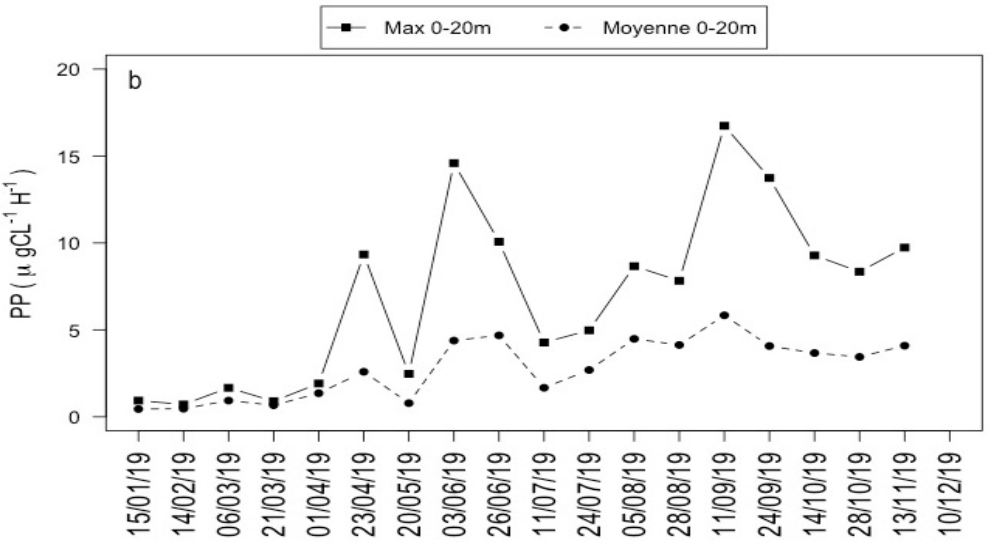


Figure 1: En a : Evolution des moyennes saisonnières et des valeurs maximales pour les concentrations de Chla et transparences. de 0-30m (Léman SHL2).

En b : Evolution des moyennes saisonnières et des valeurs maximales de la production primaire, de 0-20m (Léman, SHL2).

Figure 1: a: Seasonal evolution of average and maximum values of Chl*a* (0-30 m) and transparency (Lake Geneva, SHL2)

b: Seasonal evolution of average and maximum values of primary production (0-20 m, Lake Geneva, SHL2)

L'augmentation des concentrations en chlorophylle *a* se poursuit pendant le mois d'avril, correspondant à la reprise de l'activité photosynthétique (Figure 1b) et marquée par un premier pic de production primaire (9.33 µgC $L^{-1}h^{-1}$) localisé à 2.5 mètres de profondeur (figure 2). Cette augmentation de biomasse chlorophyllienne est suivie au mois de mai par une chute importante, qui correspond à la période d'eaux claires et suit un pic d'abondance zooplanctonique (RASCONI et al, ce rapport). La biomasse phytoplanctonique est drastiquement réduite pendant cette période (RIMET ce rapport), notamment les diatomées de petite taille qui constituent une source de nourriture préférée par le zooplancton. Cependant, la baisse de concentration de biomasse chlorophyllienne ne correspond pas à une augmentation importante de transparence, une augmentation de 2m est observée entre avril et mai. Cette incohérence peut être expliquée par la croissance d'organismes microbiens (JACQUET, ce rapport), qui réduit également la transparence de l'eau.

Au début du mois de juin (03.06) une augmentation de la production primaire explique une forte croissance phytoplanctonique. Conséquent à ce pic de production, on observe le 26 juin la concentration maximale de chlorophylle *a* de l'année 2019 (12.69 µg L^{-1}), atteinte à la profondeur de 10m (Figure 2). En début de juillet une deuxième baisse des concentrations chlorophylliennes et de production primaire résulte du broutage par la population zooplanctonique relativement abondante (RASCONI et al, ce rapport). Le reste de la période estivale est caractérisé par des concentrations de chlorophylle *a* plus élevées par rapport à la période printanière (Figure 3) en raison de plus hautes valeurs de production primaire.

La période automnale s'amorce début septembre, les concentrations en chlorophylle *a* sont à ce moment nettement plus faibles que celles observées les mois précédents et le maximum se trouve à une profondeur de 15m. Malgré cette diminution de biomasse, qui pourrait s'expliquer par un changement dans la composition de la communauté phytoplanctonique, on observe le pic maximum de production primaire le 11 septembre (16.73 µgC $L^{-1}h^{-1}$). Les concentrations ensuite diminuent à partir de la fin de septembre, bien qu'elles restent plus élevées qu'au printemps. On observe pour la période hivernale des taux de production plutôt élevés et qui peuvent s'expliquer par une biomasse phytoplanctonique également élevée pour cette période, caractérisée par la présence d'algues filamenteuses telles que *Planktothrix rubescens* et *Mougeotia gracillima* (RIMET, ce rapport).

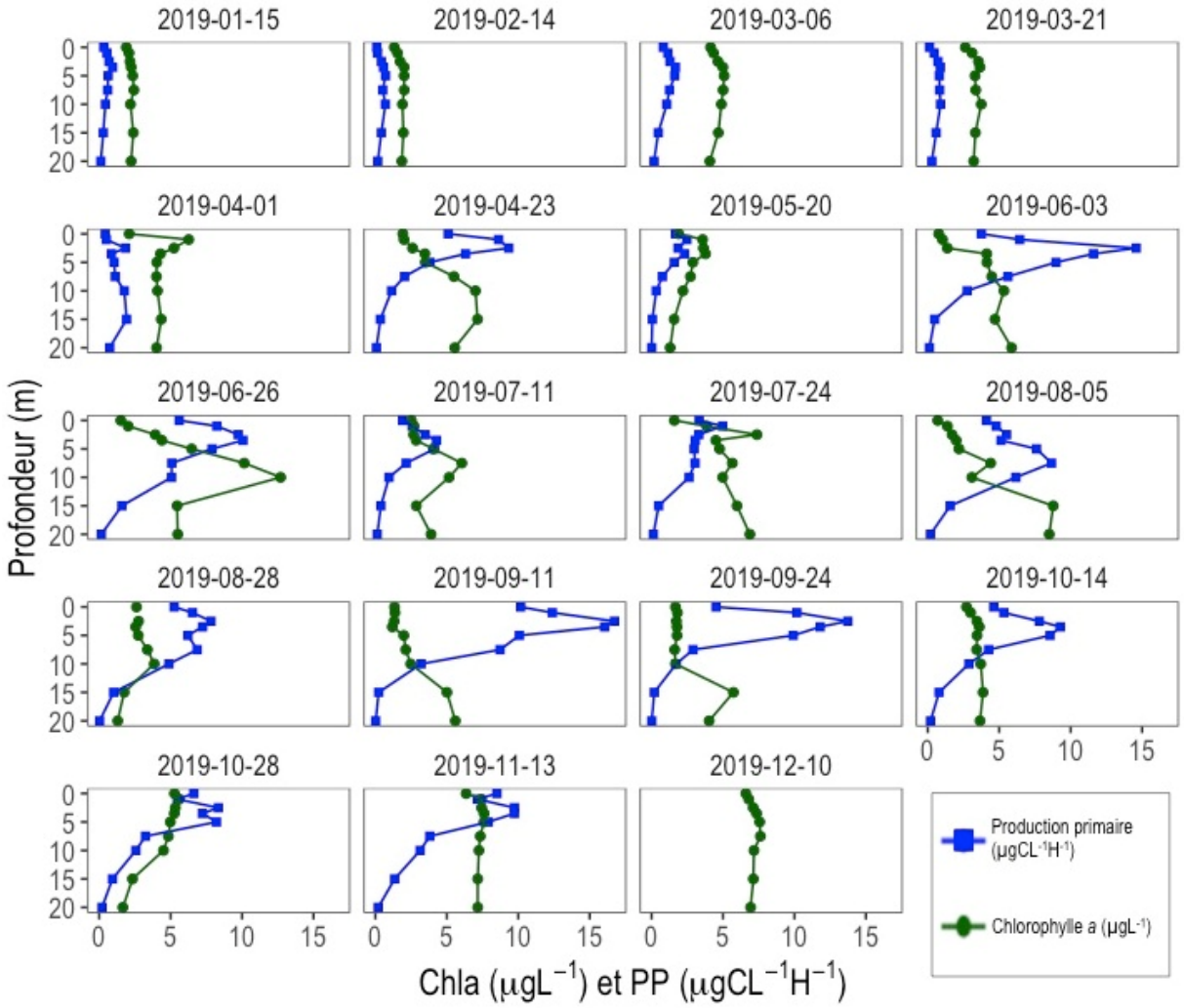


Figure 2 : Profiles verticaux de production primaire (bleu) et chlorophylle *a* (vert) enregistrés dans le Léman, à la station SHL2, en 2019.

Figure 2 : Primary production (blue line) and chlorophyll a concentration (green line) measured during 2019 (Lake Geneva, SHL2)

3.2. DYNAMIQUE INTERANNUELLE

L'évolution interannuelle de la production primaire reflète celle de la biomasse chlorophyllienne au printemps (R^2=0.73, p value=0.01); néanmoins, cette relation s'estompe pour la période estivale et automnale. Depuis 2015, la production primaire moyenne annuelle au printemps présente une tendance à la baisse, qui reste également confirmée pendant l'année 2019 (Figure 3). Les valeurs moyennes de chlorophylle *a* observées sur les 20 premiers mètres pendant la période estivale (juin- août) en 2018 étaient plus élevées que celles mesurés les 3 années précédentes (4.71 μgL^{-1} en 2015, 3.38 μgL^{-1} en 2016, 3.12 μgL^{-1} en 2017 et 7.46 μgL^{-1} en 2018). En revanche, en 2019, on observe un retour à des valeurs dans la moyenne (4.42 μgL^{-1}). Les valeurs en chlorophylle *a* pour la période automnale sont plus faibles en 2019 en comparaison aux valeurs de 2018, néanmoins reste confirmée la tendance à l'augmentation qu'on observe depuis 2017 en période d'automne (septembre-novembre, Figure 3).

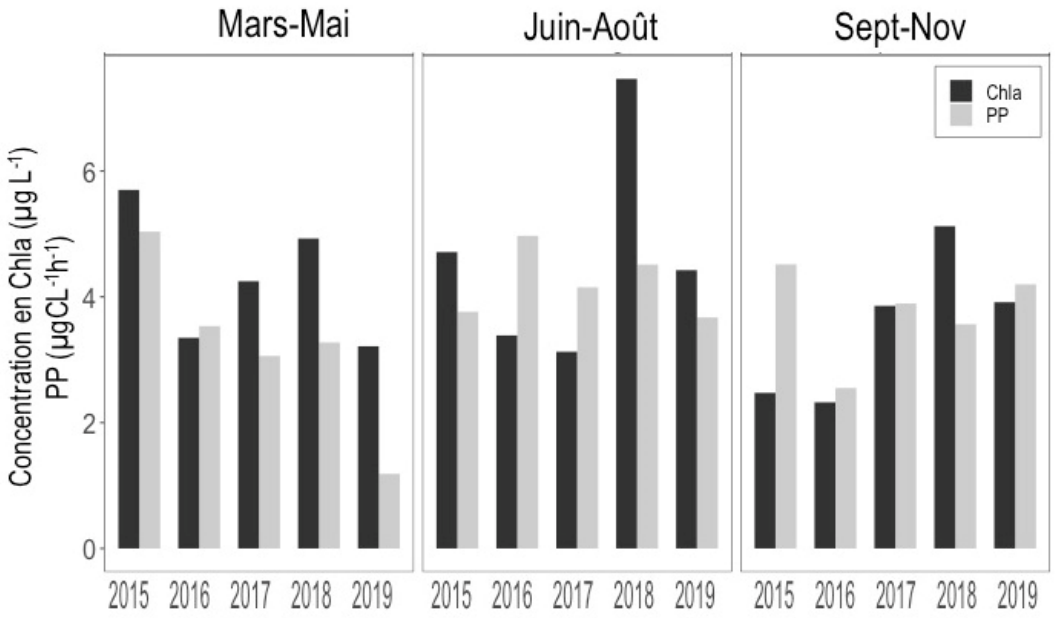


Figure 3 : Evolution interannuelle des moyennes saisonnières sur 20m des concentrations en Chla et de production primaire, mesurées dans le Léman, à la station SHL2.

Figure 3 : Interannual seasonal averages of Chla concentration and primary production measured at the depth 0-20 m (Lake Geneva, SHL2).

Sur une période plus longue, les moyennes annuelles (calculées de février à novembre pour éviter les valeurs manquantes à cause des mauvaises conditions météorologiques qui n'ont pas permis l'échantillonnage) en chlorophylle *a* mesurées avec la méthode Strickland Parsons (ChlA) et pondérées sur les 30 premiers mètres, présentent des fluctuations visibles sur le long terme. (Figure 4). Suite à une période d'augmentation des valeurs pendant les années 1970-1990, on observe une diminution depuis la fin des années 90s. Les valeurs depuis 2008 sont au-dessous de la valeur moyenne calculée sur la période 1976-2019 (3.98 μgL^{-1}), correspondant à la moyenne calculée sur la période 1976-2019. Seul les valeurs moyennes de chlorophylle *a* observées en 2018 étaient plus élevées que celles relevées les années précédentes. Les concentrations mesurées en 2019 sont moins élevées que celles mesurées en 2018 et on observe un retour à des concentrations annuelles au-dessous de la valeur de référence.

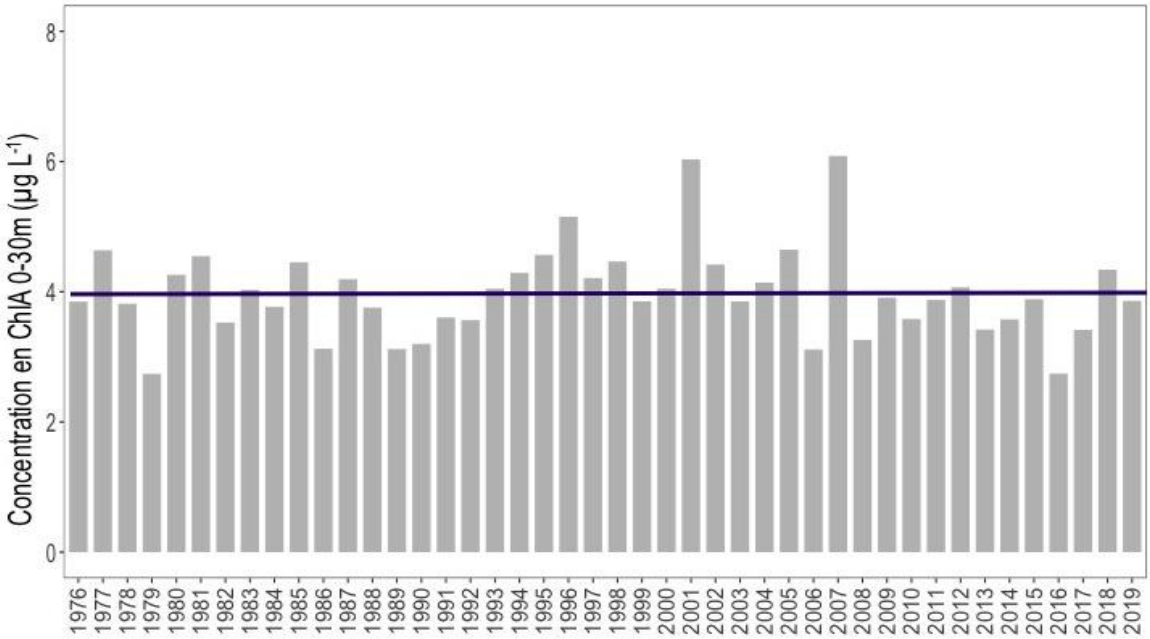


Figure 4 : Evolution interannuelle des moyennes annuelles pondérées sur 30m des concentrations en chlorophylle *a* mesurées selon la méthode Strickland Parsons de février à novembre (Léman, SHL2). La ligne horizontale indique la la moyenne calculée sur la période 1976-2019 (3.98 μgL^{-1}).

Figure 4 : Long-term dynamic of chl a concentration measured with the Strickland Parsons methods. Values are the average of the concentrations measured at every depth weighted for the layer-thickness from February to November (Lake Geneva, SHL2). The line indicates the average value on the entire period (3.98 μgL^{-1}).

BIBLIOGRAPHIE

JAQUET S (2020). Etude relative aux picocyanobactéries. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

PERGA ME, TADONLEKE R et PERNEY P (2015). Mesures de la production primaire : Transition des protocoles 14C ‐ 13C. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014. 163 ‐ 171 pp.

PERGA ME, LEBERRE B et PERNEY P (2017). Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 93 ‐ 100.

RASCONI S, ANNEVILLE et LAINE L (2020). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

RIMET F (2020): Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

STRICKLAND JDH et PARSONS TR (1968). A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.

TRAN KHAC V, QUETIN P et ANNEVILLE O (2020) : Evolution physico ‐ chimique des eaux du Léman, données météorologiques. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 112-121*

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2019

PAR

Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINE

INRAEE-UMR/CARRTEL, CS 50, BP 511, F - 74203 THONON LES BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Le zooplancton du Léman en 2019 est dominé par les calanoïdes, dont Eudiaptomus gracilis est le seul représentant. Les abondances augmentent dès le mois de mars, atteint le pic maximum début juin et restent importantes pendant tout l'été. Les abondances des cyclopoïdes commencent également à augmenter en février et les principaux pics sont observés pendant l'été. Les valeurs observées au printemps sont relativement plus faibles que celles mesurées en été et l'abondance est inférieure à celle des calanoïdes. Les cladocères sont très peu abondants en 2019, les valeurs sont faibles jusqu'en été. Les cladocères herbivores sont plus abondants pendant la saison estivale, on observe le maximum des bosminidés au mois de juillet et le maximum des daphniidés au mois d'août-septembre. Les cladocères carnivores sont majoritairement des Bythotrephes longimanus et ils présentent une dynamique annuelle marquée par un début de croissance en avril, une phase de croissance pendant l'été et un pic en septembre.

A l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une abondance similaire à celle des années précédentes et en ligne avec la tendance à la baisse remarquée pendant les dernières années, notamment due aux faibles abondances des cladocères herbivores et carnivores.

La communauté des rotifères est dominée par l'espèce Synchaeta sp au printemps et Keratella cochlearis en été qui présente un pic d'abondance en juillet et se maintient pendant toute la période estivale.

L'évolution interannuelle de l'abondance des mollusques Dreissena sp. était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, depuis 2017 on observe un changement dans la phénologie et on remarque la présence de Dreissena sp. également pendant les mois d'hiver.

ABSTRACT

The zooplankton of Lake Geneva is dominated in 2019 by the calanoids, only represented by Eudiaptomus gracilis. The abundance starts increasing in March, reaches the maximum in June and remains high during summer. The cyclopoids have a similar dynamic, starting growing in March and reaching the maximum values in summer, but the abundance remains lower than for the calanoids. The cladocera are the less abundant group, the abundance remains low during spring and the growing period is mainly observed during summer. The herbivorous cladocera are abundant in July (maximum of the bosminids) and September (maximum of the daphnids). The carnivorous cladocera are mainly represented by Bythotrephes longimanus and are characterized by oscillating growing phases during spring and summer, the maximum is reached in September. The population of crustacean zooplankton was in general decreasing during the last years in Lake Geneva and this trend is confirmed for this study year, mainly driven by the low abundance of the cladocera.

The rotifers community is dominated during springtime by the species Synchaeta sp. and Keratella cochlearis during summer, which are responsible for the two major peaks recorded during winter and summer 2019.

The interannual evolution of the mollusc Dreissena sp. was stable during the year 2000s, and the presence was recorded only during summer. However, since 2017 the seasonal development seems to expand and covers the winter period as well.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Il constitue un maillon majeur dans le fonctionnement de l'écosystème car il est à la fois une source de nourriture pour les consommateurs secondaires et un lien trophique essentiel pour le transfert de la biomasse phytoplanctoniques aux consommateurs supérieurs. Il constitue également un compartiment hétérogène en termes de taille, qualité nutritionnelle pour les prédateurs, state de vie (adultes vs nauplii) et stratégies trophiques (herbivores vs carnivores). Il est donc très important d'effectuer un suivi complet des différents taxons pour pouvoir évaluer la capacité des herbivores à contrôler les biomasses phytoplanctoniques (et par conséquence l'impact sur la qualité du milieu), ainsi qu'estimer la quantité de proies disponibles pour les niveaux trophiques supérieurs, tel que le poisson (et donc l'impact en termes de services ecosystémiques). Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille se situe généralement entre 200 et 4000 µm) récoltés dans le domaine pélagique.

La communauté microcrustacéenne pélagique du Léman est composée des copépodes (herbivores et prédateurs) et des cladocères. Parmi les copépodes, les calanoïdes sont représentés en 2019 par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes sont représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (herbivore dans le stade juvénile et prédateur dans le state adulte). Les cladocères herbivores (filtreurs) sont représentés par des daphniidés (*Daphnia sp*.) et des bosminidés (*Eubosmina sp*.), les cladocères prédateurs sont représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Les rotifères (prédateurs, parasites, filtreurs de particules organiques, algues, flagellés et prédateurs) sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta*, *Keratella* and *Kellicottia*, tous appartenant à la classe des Monogononta. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année sauf en février, le seul moment où on observe une faible abondance.

Un troisième groupe est observé dans les échantillonnages. Il s'agit de larves de mollusques de la famille des Dreissenidae (*Dreissena sp.*.). Ces organismes sont originaires de la région ponto-caspienne et désormais répandus dans les lacs européens (BIRNBAUM, 2011). Ils sont connus en France depuis le XIX^{e} siècle et ont été observés dans le Léman depuis les années 60 (BINDER 1965) où ils ont été transportés via les canaux de navigation (BOUQUEREL 2008). Parmi le groupe des Dreissenidae, deux espèces dans les grands lacs alpins sont présentes : la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), connue depuis le début du siècle 20^{ième}, était considérée comme la principale espèce invasive. Depuis les années 1980, la moule quagga (*Dreissena bugensis*) est apparue comme invasive et replace progressivement la moule zébrée. Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga préfère des eaux plus profondes et peut facilement croitre en présence de faibles concentrations de nutriments et à basse température. La phénologie de ces deux espèces est différente (MCMAHON 1996) et on peut de ce fait s'attendre à ce que la moule quagga ait une saisonnalité plus ample avec des phases de croissance active également en saison de basse température.

Les données de dynamique saisonnière et les tendances interannuelles des organismes zooplanctoniques sont présentées dans ce chapitre. Ce document traite : (i) des biovolumes sédimentés des microcrustacés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons de crustacés et rotifères (iii) des tendances interannuelles observées sur les communautés de crustacés (iv) ainsi que l'évolution interannuelle de l'abondance saisonnière des mollusques du genre *Dreissena sp.*

2. METHODES

L'échantillonnage, mensuel pendant les mois de janvier, février, mai, novembre et décembre et bimensuel pendant les autres mois, s'effectue à la station SHL2, située au milieu du lac. Les microcrustacés et rotifères sont recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 µm et 64 µm. Les prélèvements s'effectuent par un trait vertical réalisé depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons sont fixés au formol à 5% immédiatement après le prélèvement.

De retour en laboratoire, les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille de 200 µm (destiné au comptage des microcrustacés), sont mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Les microcrustacés sont ensuite dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon.

Les rotifères sont dénombrés à partir de l'échantillon prélevé au filet à vide de maille de 64 µm. Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1ml ou 0.5ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon est mise à sédimenter dans une chambre d'Utermöhl (UTERMÖHL, 1958) pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Cette méthode consiste à faire sédimenter les rotifères contenus

dans l'échantillon sur le fond d'une chambre de sédimentation (lame mince). Immédiatement après homogénéisation de l'échantillon, un volume connu est versé en une seule fois dans une colonne de sédimentation accolée à la chambre de sédimentation en l'humectant légèrement avec de l'eau distillée afin d'éviter toute fuite pendant le remplissage. Le temps de sédimentation recommandé est de 4h par centimètres pour des échantillons d'eau douce lugolés. Après la sédimentation, la colonne est poussée avec une lame rectangulaire afin de placer la lame au-dessus du puit de la chambre et pouvoir effectuer le comptage de l'échantillon au microscope. Cette méthode est maintenant normalisée au niveau français et européen (Afnor 2006). Le détail de ce protocole est donné dans Druart & Rimet (2008) et il est téléchargeable sur le site http://www.dijon.INRAE.fr/thonon.

Le dénombrement se fait à l'espèce ou au genre. Pour chaque catégorie taxonomique (crustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

$$\text{Abondance} = N_{ind.ss.ech} \times (V_{ech.total} / V_{ss.ech}) \times (H_{filtrée} / V_{filtré})$$

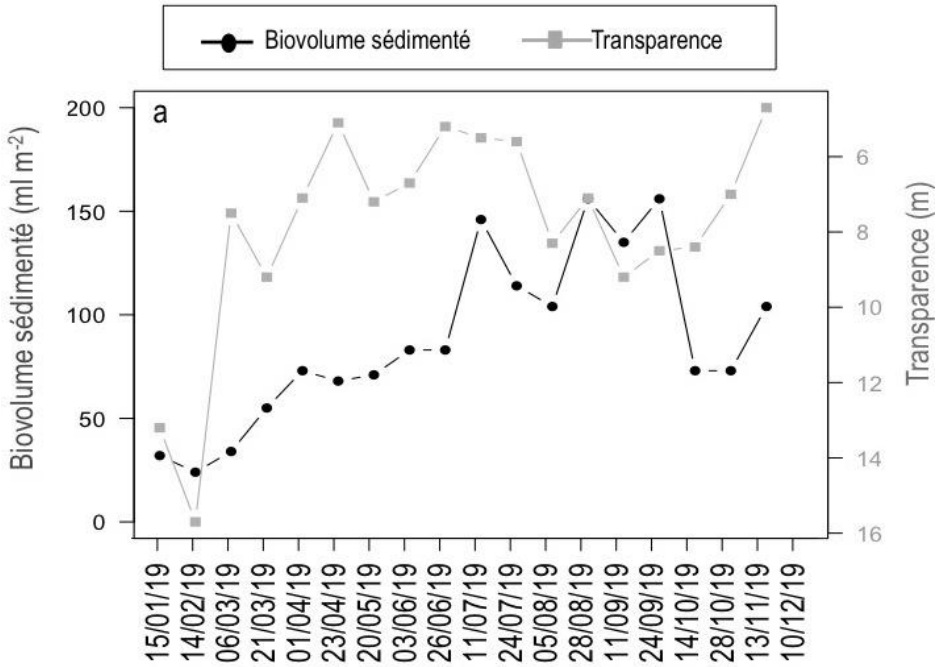
Où : $N_{ind.ss.ech}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous échantillon, $V_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $V_{ss.ech}$ est le volume du sous échantillon (en ml), $H_{filtrée}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{filtré}$ le volume filtré par le filet (4.81 m^3).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE DES MICROCRUSTACES

Le biovolume sédimenté montre une augmentation progressive dès le mois de mars (figure 1a), en raison de l'augmentation des effectifs de copépodes (cyclopoïdes et calanoïdes) qui atteignent un premier pic d'abondance en avril (figure 1b). Une diminution de la transparence est observée à ce stade qui traduit un démarrage de l'activité phytoplanctonique (RIMET, ce rapport). Le biovolume continue d'augmenter jusqu'au mois de juillet où il atteint un premier pic. Après une légère oscillation, les biovolumes restent élevés jusqu'à fin septembre et ensuite diminuent rapidement en fin d'année (figure 1a).

Tout comme en 2018, la communauté de crustacés est largement dominée par les calanoïdes (figure 1b). Les cyclopoïdes constituent un groupe important en été et nettement plus abondants que les cladocères. Ces derniers ne sont jamais majoritaires. Ils sont présents au printemps en faible abondance et à partir de juillet jusqu'à fin de l'année.



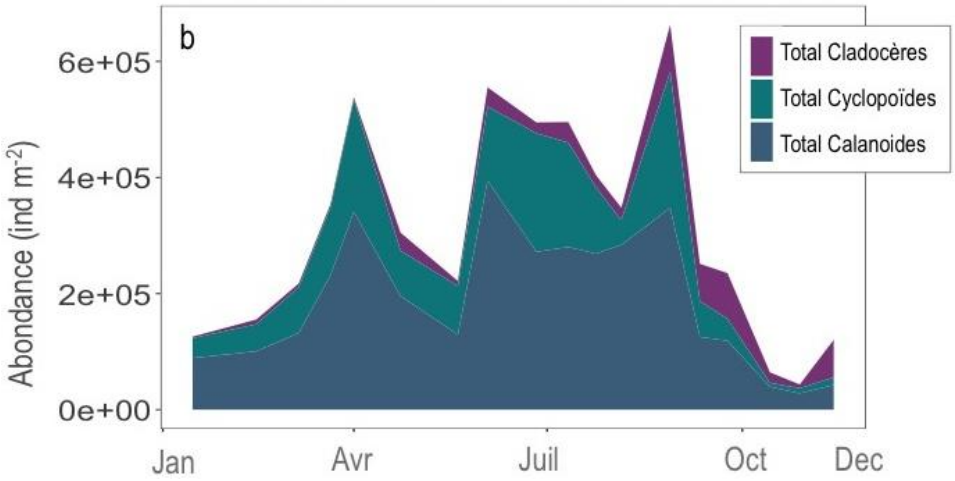


Figure1 : a. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2019. b. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques (Léman, SHL2).

Figure 1 : a. Seasonal changes in zooplankton biovolume (blue line) and water transparency (black line) in 2019. b. Seasonal dynamic of the principal crustacean groups (Lake Geneva, SHL2).

En 2019, la communauté des cyclopoïdes est uniquement composée de *Cyclops prealpinus* et de ses stades juvéniles (nauplii). L'abondance des cyclopoïdes commence à augmenter dès le mois de février (figure 2). Suite à l'accroissement du nombre de nauplii au moment de la reprise de la croissance phytoplanctonique, l'abondance de *Cyclops* adultes augmente de façon importante au cours du mois de mars et on observe un premier pic début avril. Les abondances baissent au mois de mai pendant la phase des eaux claires. Ensuite, pendant la période estivale, on observe des amples oscillations avec deux pics similaires en juillet et fin août qui atteignent des valeurs maximales d'environ $170x10^3$ individus/m^2. Après le maximum mesuré fin août, les abondances des cyclopoïdes reviennent sur des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ $50x10^3$ individus/m^2.

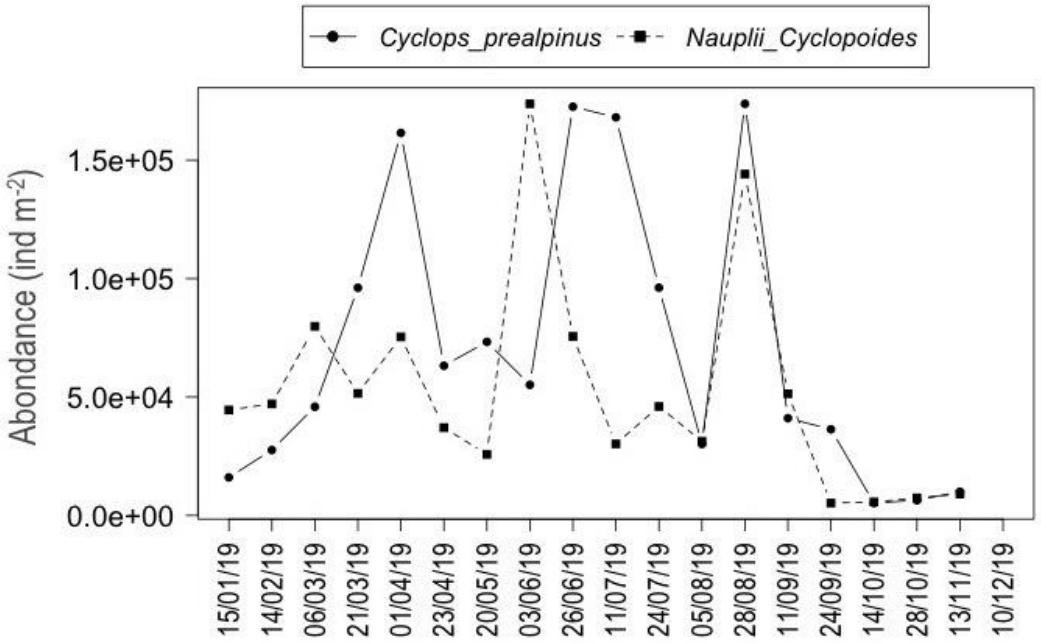


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2019 (Léman, SHL2).

Figure 2 : Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2019 (Lake Geneva, SHL2).

Chez les calanoïdes, l'abondance d'*Eudiaptomus gracilis* augmente à partir du mois de février (figure 3). Il s'agit d'un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton et notamment au printemps, après la période hivernale, les abondances présentent une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique (RIMET, ce rapport). Les valeurs sont plus hautes pendant l'été et présentent un premier pic au début du mois de juin puis un deuxième pic moins important à la fin du mois d'août. Comme pour les cyclopoïdes, les abondances diminuent rapidement en automne pour atteindre un minimum de 28x10^3 individus/m^2 le 28 octobre.

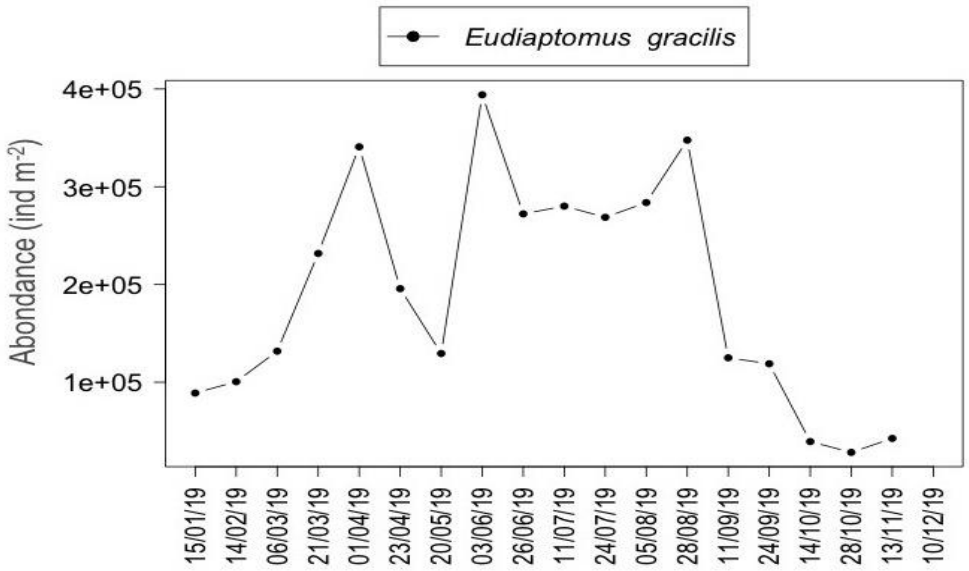


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2019 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal dynamic of the calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2019 (Léman, SHL2).

En 2019, l'abondance des cladocères herbivores (daphniidés et bosminidés, figure 4a) reste assez faible pendant toute la période printanière et présente une dynamique alternée de croissance entre daphniidés et bosminidés. Les bosminidés présentent un seul pic d'abondance début juillet pendant lequel sont observées les valeurs les plus hautes de l'année (8x10^3 individus/m^2). Ce taxon est représenté par des effectifs de *Eubosmina longispina* et *Eubosmina mixta*. Suite à ce pic, l'abondance des bosminidés demeure beaucoup plus faible que celle observée au printemps et reste basse jusqu'à la fin de l'année. A partir de fin avril commencent à augmenter les daphniidés, représentés par l'espèce *Daphnia longispina*, et la période d'abondance maximale annuelle est atteinte entre fin août et fin septembre (75x10^3 individus/m^2). En octobre, l'abondance des daphniidés diminue rapidement, puis la population de daphnies présente encore un pic au mois de novembre avec des valeurs d'abondance similaires à celles enregistrées pendant la période d'abondance maximale (63x10^3 individus/m^2).

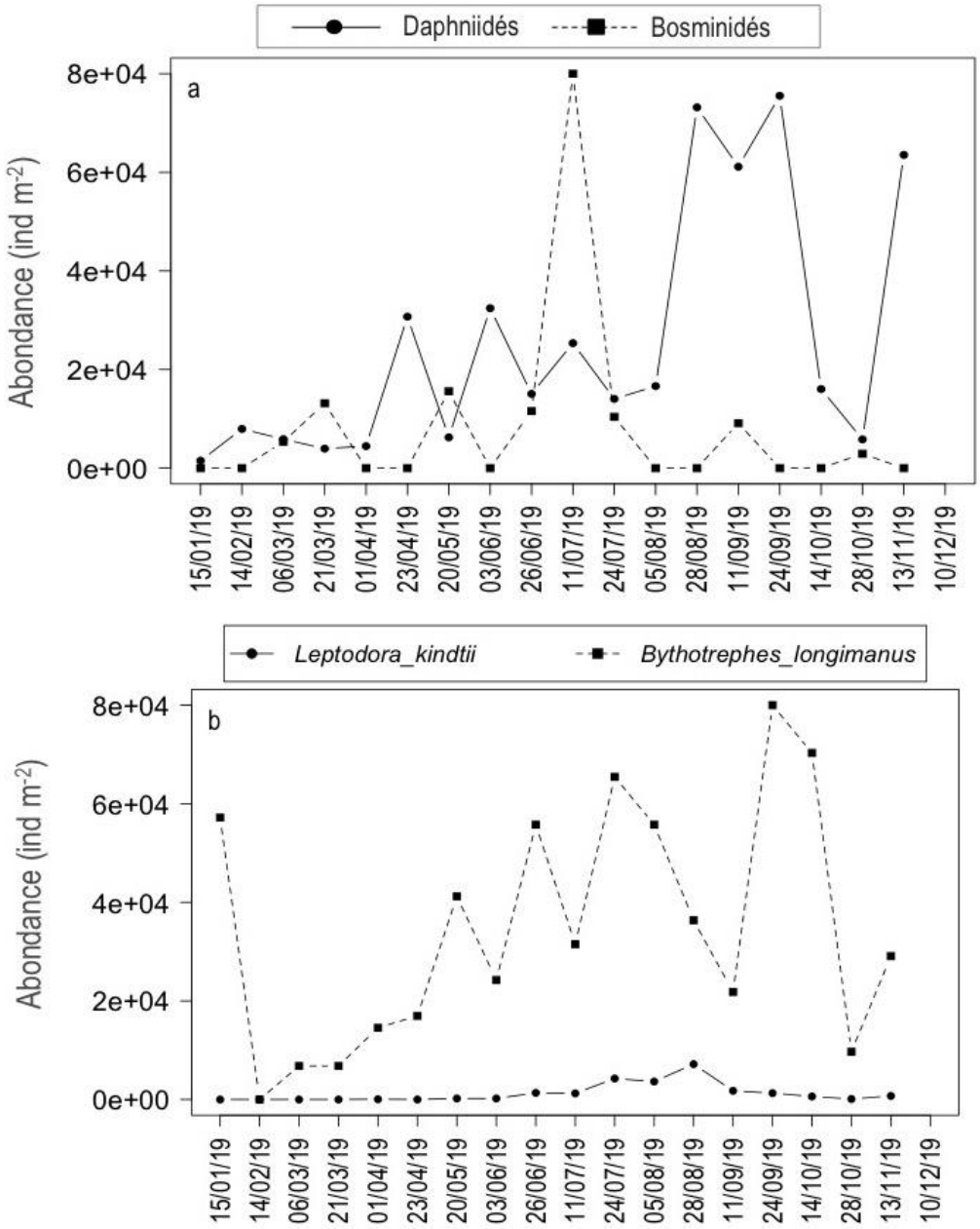


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a. herbivores b. carnivores en 2019 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal dynamic of the abundance of a. herbivorous and b. carnivorous Cladocera in 2019 (Lake Geneva, SHL2).

Les cladocères prédateurs en 2019 (figure 4b) ont été majoritairement représentés par l'espèce *Bythotrephes longimanus*. *Leptodora kindtii* reste quasiment absente pendant la période printanière et apparait de juillet à septembre avec des abondances à peine supérieures à $7x10^3$ individus/m^2. *B. longimanus* présente un premier pic exceptionnel au mois de janvier (10^3 individus/m^2), suivi d'une chute d'abondance pour atteindre les valeurs annuelles minimales (52 individus/m^2). Les valeurs d'abondance pendant le reste de l'année sont plus cohérentes avec le développement saisonnier de ces organismes, qui se caractérise habituellement par une croissance en saison chaude. La dynamique de *L. kindtii* correspond à ce schéma à partir du mois de février. Une phase d'augmentation constante d'abondance est observée jusqu'au mois de mai. En été, les valeurs demeurent plus élevées qu'au printemps et présentent des oscillations récurrentes qui peuvent être dues à la disponibilité de proies. L'abondance maximale est atteinte le 24 septembre ($1.7x10^3$ individus/m^2) avant que les valeurs redescendent aux valeurs minimales typiques de la période hivernale.

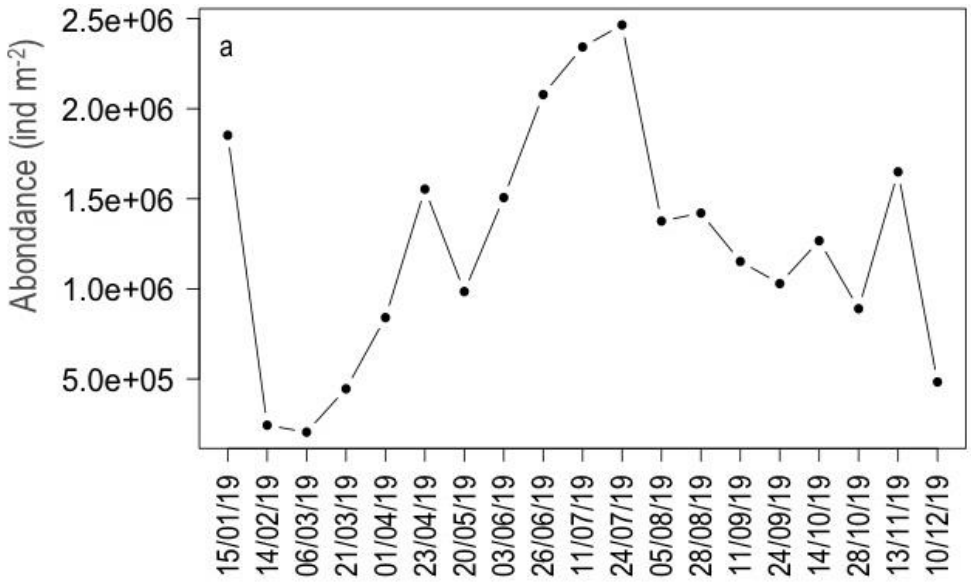
3.2. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

3.2.1. Rotifères

Les rotifères présentent des abondances plus élevées que celles des crustacés. La moyenne d'abondance annuelle étant de $1.25x10^6$ et $3.1x10^5$ individus/m^2 respectivement pour les rotifères et les crustacés. En moyenne, 80% des effectifs zooplanctoniques sont représentés par les rotifères.

En 2019, les rotifères présentent une dynamique qui se caractérise par un pic d'abondance au mois de janvier et de faibles valeurs observés pendant la période allant de février jusqu'à début avril (figure 5a). Pendant la plupart de l'année, la communauté de rotifères est bien représentée dans les eaux du Léman. Les abondances maximales sont observées en été. Ce groupe est composé de 18 taxons qui se succèdent en présentant une dynamique saisonnière marquée.

Les rotifères présentent comme le cladocère prédateur *Bythotrephes longimanus* un premier pic exceptionnel au mois de janvier quasiment exclusivement représentés par des individus de *Synchaeta sp* (filtreurs de flagellés hétérotrophes), ($13.4x10^5$ individus/m^2). Cette espèce demeure dominante pendant toute la période printanière. Cette population ensuite diminue et est remplacée par des espèces plus estivales telles que *Kellicottia longispina* (filtreur de flagellés hétérotrophes), *Gastropus stylifer* (filtreur d'algues dinoflagelleés) et *Keratella cochlearis* (prédateur perceur de flagellés hétérotrophes). Ce groupe constitue la partie majoritaire des espèces qui contribuent au pic maximal d'abondance totale de rotifères de $24.6x10^5$ individus/m^2, observé le 24 juillet. En fin d'été, *Pompholyx sulcata* (filtreurs de bactéries et particules organiques) devient important et se maintient à des abondances élevées jusqu'à la fin de l'année. A partir du mois d'octobre *Polyarthra sp.* (filtreur d'algues et flagellés) devient majoritaire. Il domine la communauté avec une abondance de $8.4x10^5$ individus/m^2 et représente 51% des effectifs totaux.



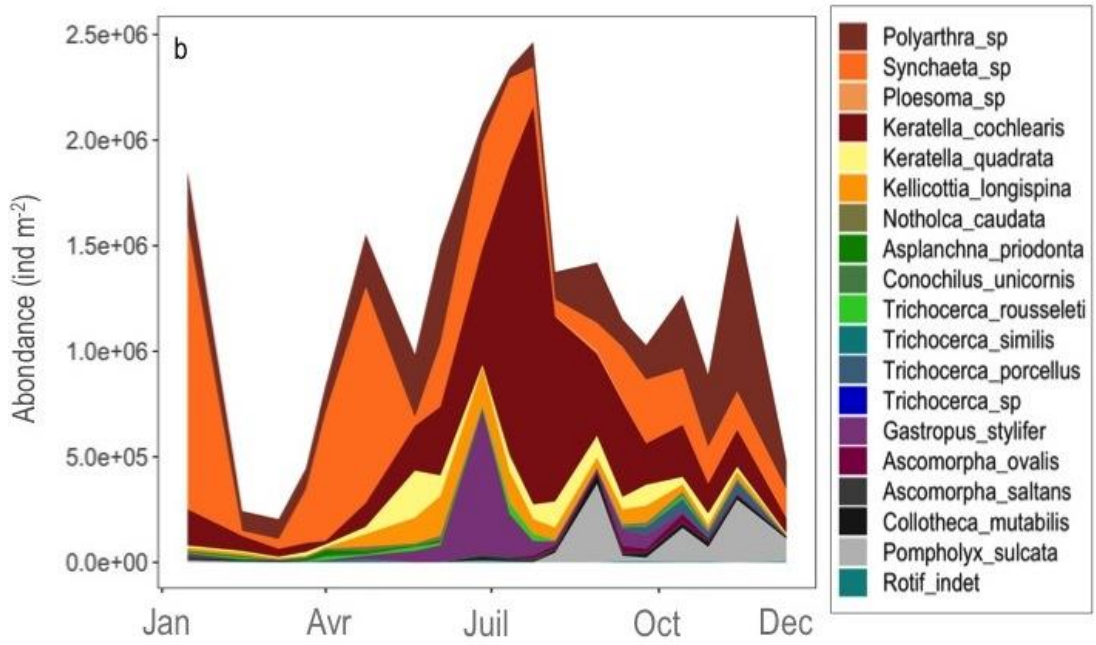


Figure 5 : Evolution saisonnière a. de l'abondance totale des rotifères, b. des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2019.

Figure 5 : Seasonal dynamic of a. total abundance and b. the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2019.

3.3. DYNAMIQUE INTERANNUELLE ET EVOLUTION A LONG-TERME DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN

La majorité des taxons de microcrustacés présente des tendances interannuelles fortement marquées car leur abondance est contrainte par la disponibilité et qualité de la ressource alimentaire (matière organique en suspension, biomasse phytoplanctoniques, abondance des autres organismes zooplanctoniques pour les espèces prédatrices) et par la pression de prédation exercée par les consommateurs secondaires et supérieurs, tels quel les poissons planctivores.

Depuis les années 1980, une tendance à la baisse du biovolume (ou abondance) est observée, principalement entraînée par une diminution des cladocères herbivores (daphniidés et bosminidés), des cladocères prédateurs (*B. longimanus* et *L. kindtii*) et des cyclopoïdes. Les calanoïdes au contraire s'inscrivent dans une tendance inverse et on observe une augmentation des abondances depuis les années 2000.

Les cladocères herbivores ainsi que *B. longimanus* en 2019 présentent des abondances très similaires à celles de 2018.

En revanche, *L. kindtii* présente encore pour 2019 des valeurs en forte baisse, notamment comparés aux valeurs de 2018 et 2017.

Les cyclopoïdes en 2019, présentent des abondances plus élevées que celles enregistrées ces 5 dernières années. Néanmoins ils se maintiennent à des valeurs faibles par rapport à celles atteintes dans les années 2000.

Cette baisse générale des principaux taxons du zooplancton contribue donc à la diminution de l'abondance des microcrustacés qui s'était initiée à la fin des années 80 avec la diminution des effectifs de daphnies. L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2019 reste cohérente avec les années précédentes. Néanmoins, la dynamique des microcrustacés totaux reste fortement influencée par la baisse des cladocères herbivores, et en particulier par l'évolution de l'abondance des daphnies. Ce taxon domine le bol alimentaire des corégones adultes au printemps (ANNEVILLE et HAMELET, ce rapport) et constitue une proie préférentielle des larves de corégone (ANNEVILLE et al. 2007). Cette baisse de l'abondance de daphnies serait induite par l'augmentation d'une pression de prédation par les corégones (VOGEL, 2014) dont l'abondance a augmenté en lien avec la réoligotrophisation et le réchauffement du Léman (ANNEVILLE et al. 2017) ; et une baisse de la qualité de la ressource alimentaire (PERGA et LAINE, 2015).

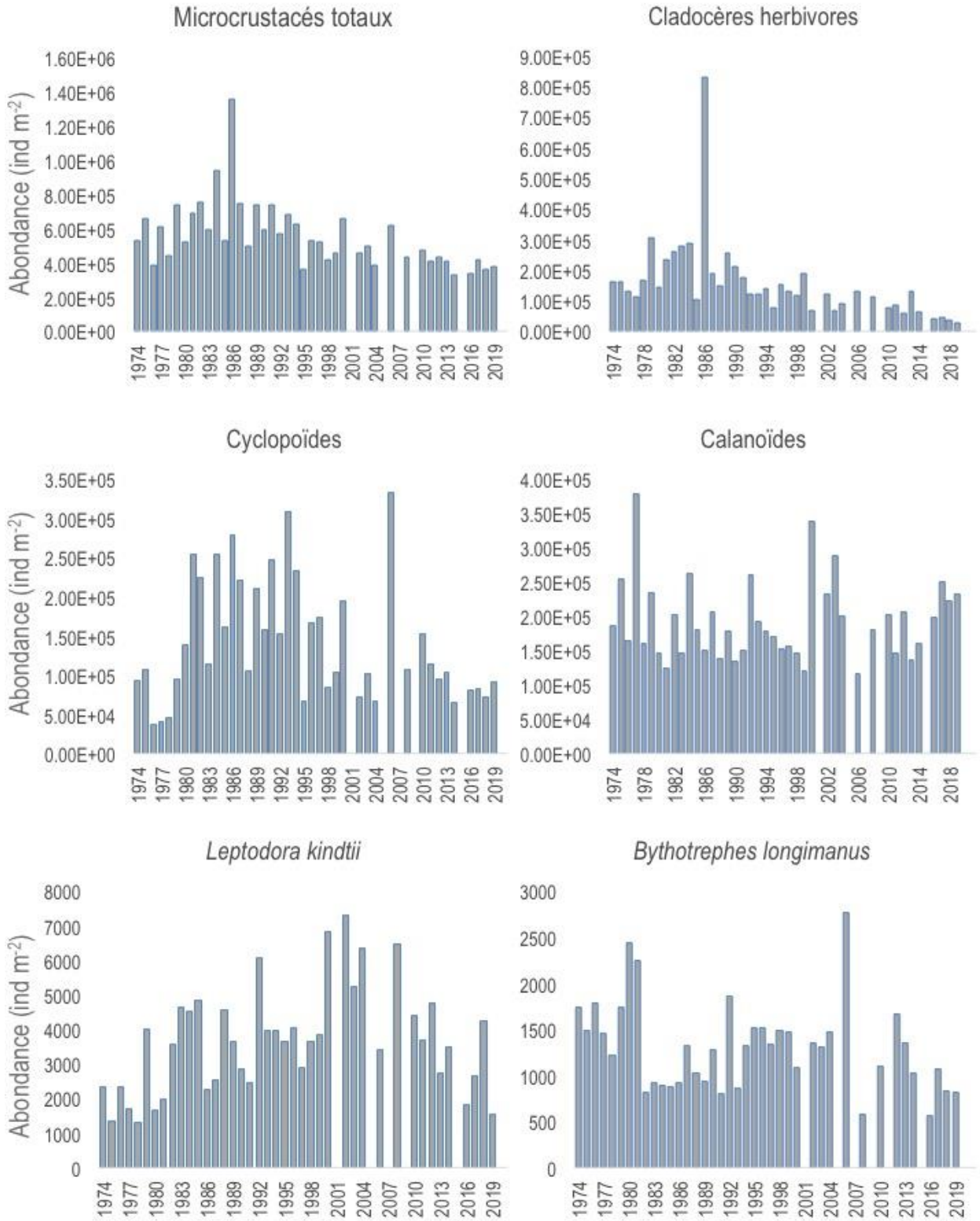


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses.

Figure 6: Long-term pattern of abundances of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Values are averaged for the period March-September, years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included.

Les larves de mollusques du genre *Dreissena sp*. étaient présents avec des abondances importantes ($29x10^3$ individus/m^2) surtout en période estivale dans les années 2000 (figure 7). Les valeurs les plus élevées avaient été enregistrées jusqu'à 2010. Notamment en 2009 les abondances moyennes et maximales étaient de l'ordre de $4.9x10^3$ individus/m^2 et $112x10^3$ individus/m^2 respectivement. A partir de 2011, et à l'exception de 2017, les abondances sont plus faibles. Les abondances moyennes et maximales ne dépasse pas le $2.3x10^3$ individus/m^2 et $10.7x10^3$ individus/m^2 respectivement.

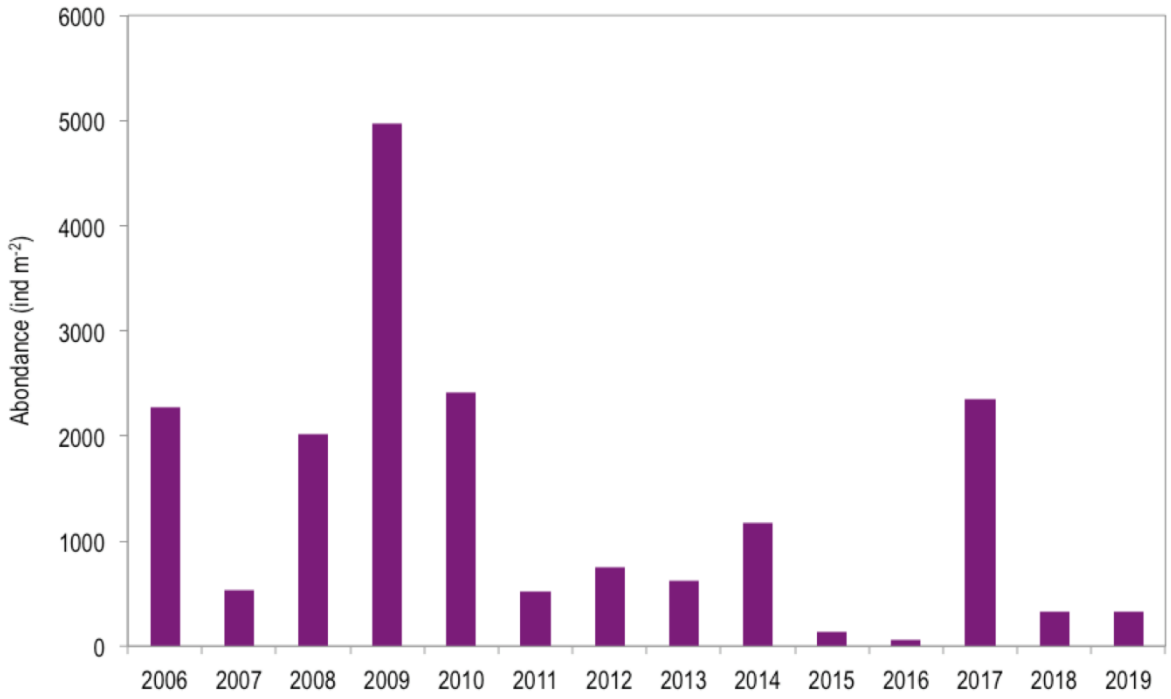


Figure 7 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne de *Dreissena sp*. (Léman, SHL2).

Figure 7 : Long-term pattern of abundances of *Dreissena sp*. (Lake Geneva, SHL2).

Depuis quelques années, il semblerait se produire un changement dans la phénologie habituelle des *Dreissena sp*. (figure 8). Cette espèce était normalement observée presque exclusivement pendant la période estivale (juin-septembre), alors qu'à partir de 2017 ce modèle saisonnier habituel semble être perturbé et *Dreissena sp*. s'observe également pendant les mois d'hiver. En effet *Dreissena bugensis* s'adapte mieux aux conditions changeantes comparé à *Dreissena polymorpha*, et peut se développer dans des eaux plus froides (DIGGINS, 2001) ou des substrats meubles tels que le sédiments profonds (DERMOTT et KEREC, 1995). Cette espèce est très proche morphologiquement de la moule zébrée, leur détermination peut se faire uniquement par méthode génétique. Les prochaines années seront pourtant fondamentales pour confirmer ce changement phénologique, qui pourrait être indicateur d'une colonisation pérenne du Léman par *Dreissena bugensis*.

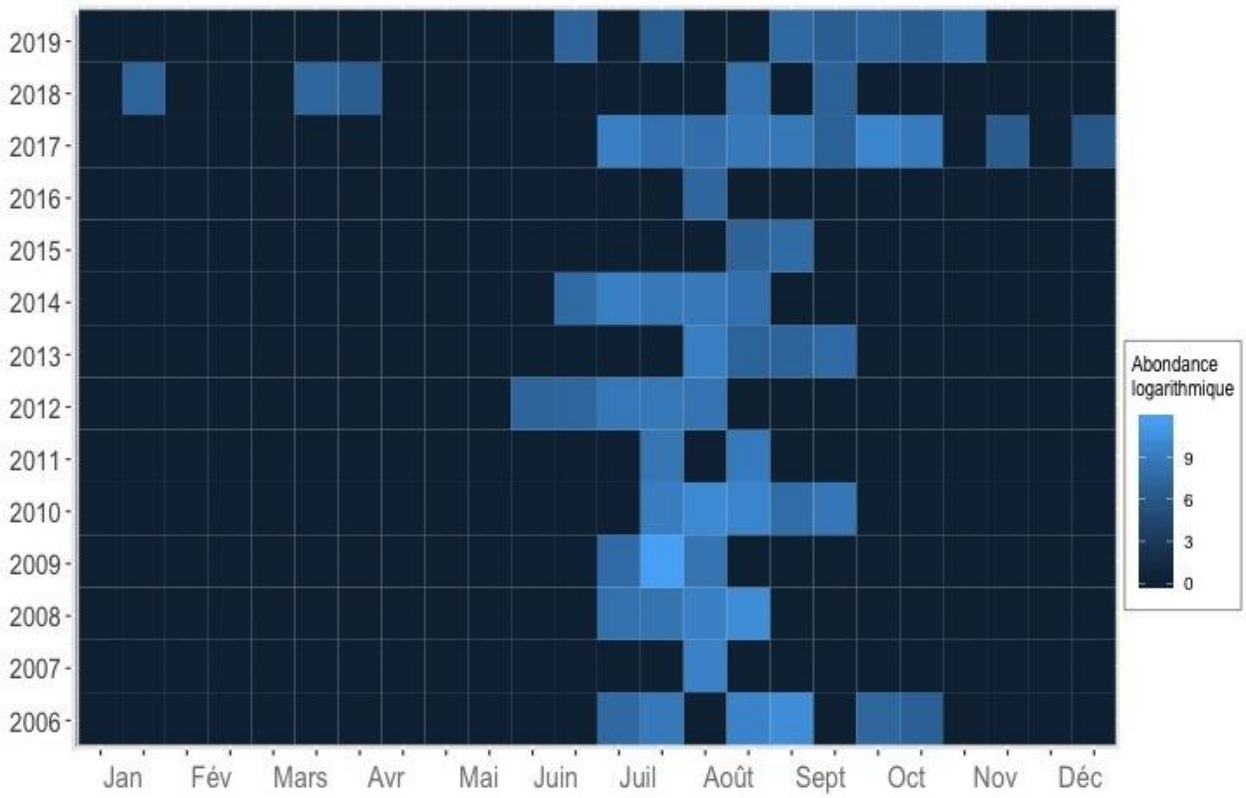


Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de *Dreissena sp*. (Léman, SHL2).

Figure 7 : Interannual variability in seasonal dynamic of *Dreissena sp*. (Lake Geneva, SHL2).

BIBLIOGRAPHIE

AFNOR (2006). Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). NF EN 15204. 39 pp.

ANNEVILLE O. et HAMELET V. (2020). Regime alimentaire des corégones (Coregonus lavaretus) du Léman en milieu pélagique. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

ANNEVILLE O., LAINÉ L., BENKER S., PONTICELLI A., GERDEAUX D. (2007) Food habits and ontogenetic changes in the diet of whitefish larvae in Lake Annecy. *Bulletin Français Pêche et Pisciculture,* 387, 21-33

ANNEVILLE O, VOGEL C, LOBRY J et GUILLARD J (2017). Fish communities in the Anthropocene : detecting drivers of changes in the deep peri‐alpine Lake Geneva. Inland Waters, 7: 65‐76.

BIRNBAUM, C (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Dreissena polymorpha. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.

DIGGINS TP. (2001). A seasonal comparison of suspended sediment filtration by quagga (*Dreissena bugensis*) and zebra (*D. polymorpha*) mussels. Journal of Great Lakes Research, 27: 457-466.

DERMOTT R, KEREC D. (1995). Changes in the deep-water benthos of Eastern Lake Erie between 1979 and 1993 Proceeding s of the Fifth International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Organisms Conference, Toronto, Ontario, 57-64.

DRUARD JC, RIMET F. (2008). Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRAE : prélèvement, dénombrement et biovolumes. Rapport SHL 283.

LAINE L, PERGA, ME (2015). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.

MCMAHON, RF (1996). The physiological ecology of the zebra mussel, Dreissena polymorpha, in North America and Europe. American Zoologist, 36(3), 339-363.

PADILLA DK, CHOTKOWSKI MA, et BUCHAN LA (1996). Predicting the spread of zebra mussels (Dreissena polymorpha) to inland waters using boater movement patterns. Global Ecology and Biogeography Letters, 353-359.

RIMET F (2020): Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

UTERMÖHL H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik : SIL Communications, 1953-1996, 9 : 1–38.

VOGEL C (2014): Influence du changement global sur les peuplements piscicoles des lacs perialpins Léman, Bourget et d'Annecy. Rapport de stage. Master 2 recherche, Université Claude Bernard Lyon 1. 27p.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 123-126*

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2019

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

Avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT

INRAEE-UMR/CARRTEL, BP 511, FR – 74203 THONON LES BAINS Cedex

RÉSUMÉ

L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones (Coregonus lavaretus) ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. La taille moyenne des corégones analysés était de 43.9 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée de cladocères (daphnies, Bythotrephes et Leptodora). Les contributions relatives de ces 3 proies présentent des variations saisonnières très marquées et récurrentes d'une année à l'autre. En hiver et au printemps, les bols alimentaires sont similaires à ceux observés en 2018. En revanche, ils présentent une différence par rapport à 2018 en raison d'une contribution des daphnies plus importante en été et des Bythotrephes mieux représentés en automne.

ABSTRACT

Whitefish (Coregonus lavaretus) sampling and stomach content counting protocols have been used since 1999. In 2018, the mean length of the sampled fish was 43.7 cm. Whitefish feeds preferentially on Clacoderan (Daphnia, Bythotrephes and Leptodora). Important modifications in the relative contribution of these target preys can be observed at the annual and inter-annual scales. In winter and spring 2019, the taxonomic composition of the diet was similar to the one observed in 2018. In contrast, contributions of Daphnia and Bythotrephes were higher in 2019 than in 2018, respectively in Summer and Autumn.

1. INTRODUCTION

Les poissons zooplanctonophages comme le corégone sont connus pour leur rôle régulateur des communautés planctoniques et leur influence sur la structure taxonomique ou les successions saisonnières (LAZZARO et LACROIX, 1995). Le suivi des contenus stomacaux de corégones (*Coregonus lavaretus*) fournit de la donnée qui permet de décrire l'évolution temporelle du régime alimentaire de cette espèce et d'évaluer la pression de prédation qu'exerce cette population sur l'abondance du zooplancton.

Par ailleurs, dans le Léman, les dynamiques et la structure des communautés zooplanctoniques présentent des changements qui résultent de l'évolution des pressions naturelles (fluctuations météorologiques, prédation…) et anthropiques (modification du climat, baisse des apports en phosphore…). Ces changements sont susceptibles de provoquer un réajustement du comportement de prédation chez cette espèce et donc une modification de son régime alimentaire. Ainsi, le suivi du régime alimentaire du corégone permet également d'évaluer l'adaptation de cette espèce à l'évolution de la composition de la communauté zooplanctonique du Léman.

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2019 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2005.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. La profondeur de pose du filet n'est pas fixe au cours de l'année mais varie en fonction du positionnement du poisson. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998, GERDEAUX et al., 2002). Chaque mois, un total d'environ 20 poissons sont récoltés pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. Le premier échantillonnage a été effectué le 23 janvier. En raison du faible nombre de poissons, l'échantillonnage du mois de février a été réalisé en deux fois. Un prélèvement supplémentaire a été réalisé en avril car l'échantillonnage du mois de mars ne présentait pas suffisamment d'individus. En 2019, 200 poissons ont ainsi été échantillonnés et 100 individus ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol à 96%. Pour le comptage, le contenu stomacal est placé dans une éprouvette remplie d'eau et le volume du mélange ajusté à 30 ml, 40 ml ou 50 ml en fonction du poids du contenu stomacal. Après agitation, un sous-échantillon de 1 à 6 ml est prélevé pour le comptage qui est ensuite réalisé sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Ce volume est si besoin augmenté de façon à permettre le dénombrement d'au moins 100 individus d'une catégorie de proies, ou 50 individus s'il s'agit de chironomes. Les principales catégories de proies identifiées sont : copépodes (cyclopoïdes et calanoïdes), cladocères (bosmines, daphnies, *Leptodora* et *Bythotrephes*), chironomes (larves et nymphes).

Le volume de chaque catégorie de proies est estimé en multipliant le nombre des proies par un coefficient volumétrique extrait de données bibliographiques ou estimé par assimilation du volume des proies à un volume simple (sphérique ou ellipsoïde) (HYSLOP, 1980). Pour chaque poisson examiné, le pourcentage volumétrique des différentes catégories de proies est calculé.

3. RÉSULTATS

3.1. TAILLE DES POISSONS

La taille moyenne des corégones dont les estomacs ont été analysés est de 43.9 cm, le plus petit poisson mesurant 32.5 cm et le plus gros 67 cm. Les tailles des corégones augmentent jusqu'en juin (figure 1). Le mois de juillet marque l'entrée d'une nouvelle cohorte dans la pêche mais ceci n'a pas de répercussion majeure sur la structure en taille car l'échantillon reste dominé par des individus de 3 ans. A partir du mois d'août, les échantillons sont dominés par des poissons de 2 ans, un changement dans la structure en âge qui expliquerait la baisse des tailles observé en août (figure 1).

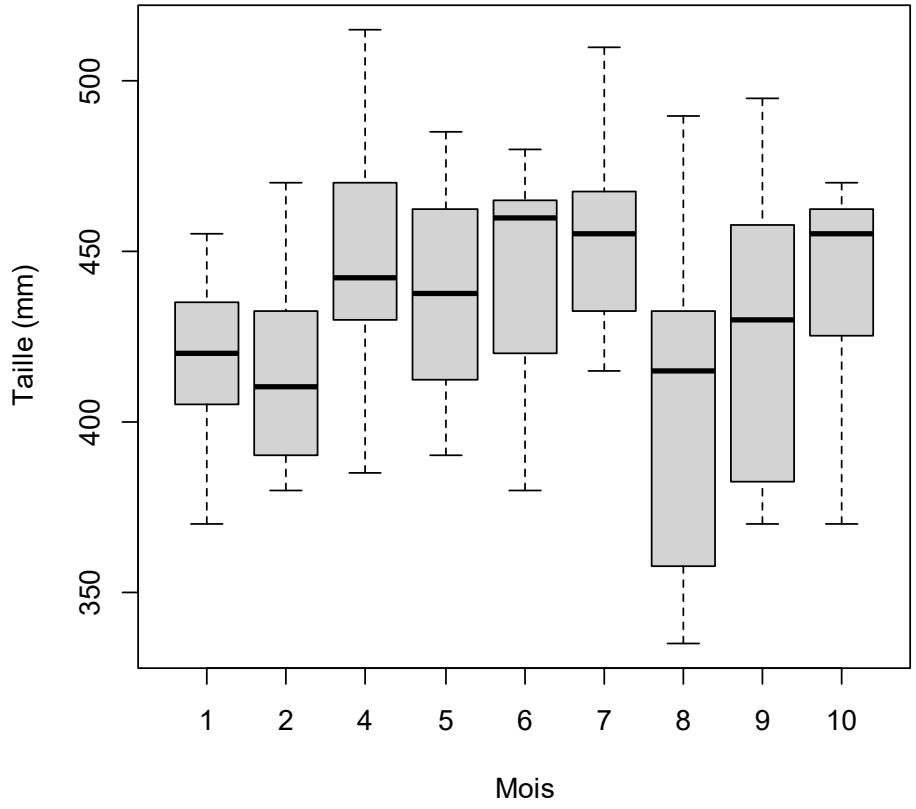


Figure 1 : a. Répartition des tailles des poissons prélevés en 2019. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartiles.

Figure 1 : a. Distribution of the sizes of fish sampled in 2019. In the Whisker and Box-plot figure, the line through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively.

3.2. COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.2.1. L'échelle annuelle

L'alimentation des corégones est dominée par les cladocères (figure 2). Parmi ce groupe, les *Bythotrephes* représentent en moyenne 62% du régime alimentaire, les daphnies et *Leptodora* représentent respectivement 27% et 10%. Les nymphes de chironomes contribuent à seulement 0.5% des contenus stomacaux et les copépodes, bien que présents presque tout au long de l'année, ont une contribution moyenne de 0.08%.

Vers la fin du mois de janvier, les daphnies représentent 27% du bol alimentaire et l'alimentation des corégones est essentiellement composée de *Bythotrephes* (73 %). Ces derniers présentaient un pic d'abondance exceptionnel au mois de janvier caractérisé par des densités équivalentes à celles observées en été (RASCONI et al., 2019). Les contributions des daphnies augmentent pour atteindre un maximum de 91% le 3 avril. La contribution des daphnies diminue progressivement dès le 17 avril pour atteindre des valeurs minimales en août (3%) et en octobre (0.4%). En Mai et Juin, le bol alimentaire est dominé par les *Bythotrephes*. A partir du mois de juillet, les contributions des *Leptodora* deviennent importantes. Elles se maintiennent entre 40 et 21% mais demeurent inférieures à celle des *Bythotrephes* qui atteignent leur maximum en octobre (96%).

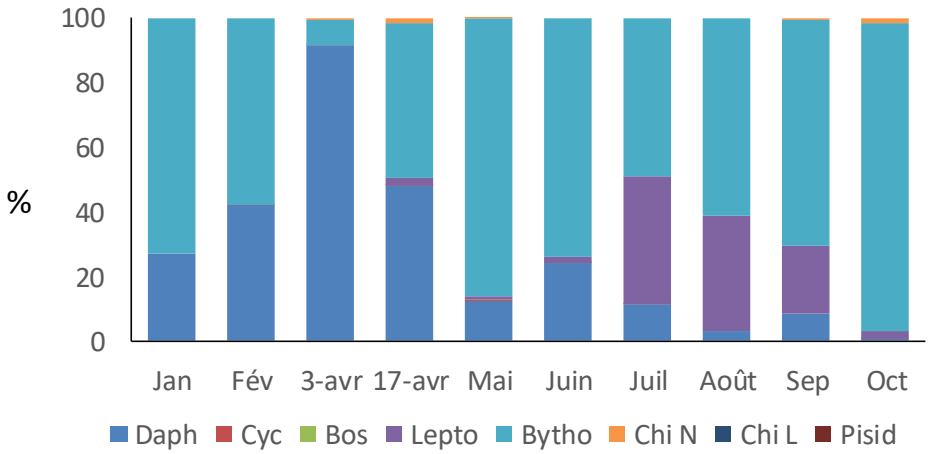


Figure 2 : Evolution temporelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone en 2019 au Léman.

Figure 2: Temporal change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2019 in Lake Geneva.

3.2.2. L'échelle de la décennie

De janvier à février (figure 3), les contributions des *Bythotrephes* et daphnies sont semblables à celles observées en 2018 et restent dans des proportions moyennes pour cette saison (38%).

Au printemps (figure 3), la contribution des *Bythotrephes* est semblable à celle de 2018. La contribution des daphnies qui en 2018 avait présenté une forte baisse, se maintient à des valeurs avoisinant les 50%. Cette valeur demeure néanmoins parmi les plus faibles observées depuis 2006.



Figure 3 : Evolution saisonnière de 2005 à 2019 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Pour l'année 2015, le mois d'août n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2005, 2009 et 2010.

Figure 3: Seasonal changes from 2005 to 2019 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2015, October in 2009 and 2010 and January in 2005, 2009 and 2010 were not taken into account.

En été, la contribution des daphnies présente une légère hausse par rapport à celle observée l'année précédente (3% en 2018 et 13% en 2019). Cette hausse, se fait au détriment de la contribution des Bythotrephes qui n'est plus que de 61%.

En automne (figure 3), la contribution des Leptodora, demeure très faible (11%), les nymphes de chironomes qui présentaient une forte contribution en 2018, sont pratiquement absentes du bol alimentaire (1%) et la proie principale du corégone est Bythotrephes qui atteint des contributions de 83%.

4. CONCLUSION

Comme pour les années précédentes, en 2019 le régime alimentaire est dominé par les cladocères. Depuis 2014, on pouvait noter l'importance prise par les *Bythotrephes*, cette tendance qui se confirmait en 2018 semble se stabiliser en 2019. En hiver et au printemps, les contributions relatives des *Bythotrephes* et daphnies se maintiennent alors qu'en été on observe une légère hausse de la contribution des daphnies par rapport à 2018.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Monsieurs Desbiolle, pêcheur professionnel, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

GERDEAUX, D., BERGERET, S., FORTIN, J. et BARONNET, T. (2002): Diet and seasonal patterns of food intake by *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. Arch. Hydrobiol., 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.

HYSLOP, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. J. Fish. Biol., 17, 411-429.

LAZZARO, X. ET LACROIX, G. 1995. Impact des poissons sur les communautés aquatiques. Limnologie générale. Pourriot et Meybeck, Collection d'écologie 25. Masson (Ed.). 648-686.

MOOKERJI, N., HELLER, C., MENG, H.J., BÜRGI, H.R. et MÜLLER, R. (1998): Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus sp*. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. J. Fish. Biol., 52(3), 443-457.

PONTON, D. (1986): Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus sp*.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.

RASCONI, S., ANNEVILLE, O. et LAINE, L. (2019). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 128-145*

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE UPPER RHÔNE RIVER

CAMPAGNE 2019

PAR

Marc BERNARD, Pierre MANGE et Ivan MAEDER
SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT – Avenue de la Gare 25 - CH – 1950 SION

RÉSUMÉ

Cent-seize produits phytosanitaires, trente-quatre principes actifs pharmaceutiques, deux agents anti-corrosion et quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2019. A l'exception d'un pic de concentration en amidosulfuron en mars, aucun produit phytosanitaire n'a dépassé les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Sur les 34 principes actifs pharmaceutiques recherchés, certains sont retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations encore très importantes. Un maximum de 1.3 µg/L a été mesuré pour la metformine.

En termes de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2019 s'élèvent à 280 kg (contre 308 kg en 2018, 444 kg en 2017 et 577 kg en 2016). Les principes actifs pharmaceutiques d'origine industrielle diminuent à 132 kg (contre 341 kg en 2018 et 672 kg en 2017). La charge en 1,4-dioxane estimée à 182 kg est en diminution progressive (345 kg en 2018, 6 tonnes en 2014).

ABSTRACT

One hundred and sixteen pesticides, thirty-four active pharmaceutical ingredients, two anti-corrosion agents and four organic compounds (1,4 dioxane and methyl tertbutyl ether or MTBE, benzidin and 4-aminobiphenyl) were systematically analyzed throughout 2019 in the waters of the Rhône River upstream of Lake Geneva. No pesticide exceeded the requirements of the Waters Protection Ordinance (0.1 µg/L) excepted for a concentration peak of amidosulfuron in March. On 34 active pharmaceutical ingredients that were sought, some where still found in the waters of the Rhône River at very high concentrations. A maximum of 1.3 µg/L was mesured for metformin.

In terms of annual fluxes, total quantities of pesticides transiting through the Rhône River in 2019 amount to 280 kg (versus 308 kg in 2018, 444 kg in 2017 and 577 kg in 2016). Active pharmaceutical ingredients of industrial origin decreased to 132 kg (versus 341 kg in 2018 and 672 kg in 2017). The load of 1,4-dioxane was estimated to 182 kg and is in constant decrease (345 kg in 2018, 6 tons in 2014).

1. INTRODUCTION

Depuis janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman a été mis en place par le Service de l'environnement du canton du Valais (BERNARD et MANGE, 2015).

Les résultats d'analyses à disposition permettent de suivre la qualité des eaux du Rhône vis-à-vis des produits phytosanitaires (PPS) utilisés en agriculture et issus des productions industrielles ainsi que de certaines substances pharmaceutiques, dites « Active Pharmaceutical Ingredient » (API). Les données récoltées permettent également de contrôler si les mesures prises par les industries du bassin versant sont efficaces, de vérifier la bonne corrélation avec les résultats des autocontrôles ainsi que le respect des exigences de la ligne directrice cantonale valaisanne en matière de micropolluants de 2008.

Le point de mesure étant situé au sein d'une station hydrologique de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), les débits du Rhône sont donc connus et permettent le calcul des charges annuelles de flux polluants des PPS et API et de déterminer la tendance aux cours des dernières années.

Ce rapport présente les résultats des investigations réalisées en 2019 et les compare avec ceux obtenus au cours des 9 années précédentes (2010-2018).

2. ECHANTILLONNAGE

2.1. RHÔNE AMONT PORTE DU SCEX

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex est intégrée dans le réseau national de surveillance continue des cours d'eau suisses (NADUF) de la Confédération (figure 1). Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage a été modifié spécifiquement pour l'analyse des micropolluants, de manière à collecter un échantillon moyen de 2 litres pendant 14 jours à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre au sein d'une enceinte réfrigérée à 5 °C. Dès la fin du prélèvement, l'échantillon est expédié par express au laboratoire en charge des analyses. Vingt-six échantillons moyens sur 14 jours ont ainsi été prélevés et analysés en 2019.

2.2. RHÔNE AMONT ET AVAL DE VIÈGE ET DE MONTHEY

Le 20 février et le 3 décembre 2019, des échantillons moyens sur 24 heures ont été prélevés dans le Rhône en amont et en aval de Viège et de Monthey, permettant ainsi d'évaluer ponctuellement l'impact des grands sites industriels. Les deux périodes de prélèvements correspondent à des périodes d'étiage du Rhône. Dès la fin du prélèvement, les échantillons ont été expédiés par express au laboratoire en charge des analyses pour la détermination de l'ensemble des substances figurant en annexes.

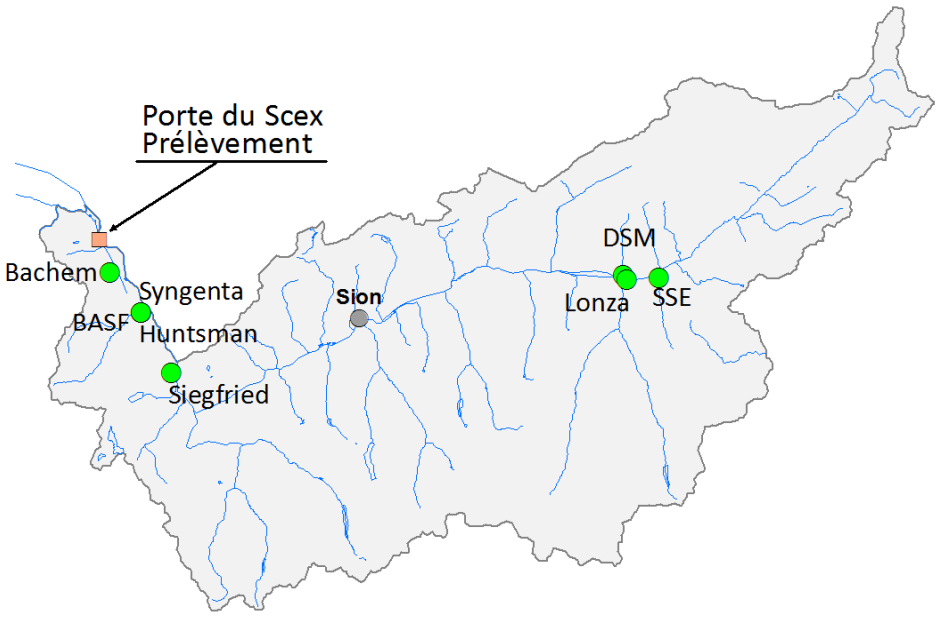


Figure 1 : Localisation de la station Porte du Scex sur le Rhône et des sites industriels sur le territoire du Valais

Figure 1 : Location of the Porte du Scex station on the Rhône and industrial sites in Valais

3. METHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexes 1 et 2 ; elle comprend 116 produits phytosanitaires, 35 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion (le benzotriazole et le tolyltriazole) et quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl). Onze nouvelles substances correspondant à une production industrielle spécifique avaient été introduites dans le suivi en 2013. Pour des questions de confidentialité, le nom de ces API n'est pas publié. Suite à la découverte de 1,4-dioxane (solvant très soluble dans l'eau) par les investigations du réseau d'observation national des eaux souterraines (NAQUA) dans les eaux souterraines dans le secteur de Viège, cette substance a également été analysée à partir de 2014 dans tous les échantillons des eaux du Rhône. La benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl ont été ajoutés en 2019 suite à la découverte de ces substances dans les eaux souterraines en aval d'une décharge industrielle dans le Haut-Valais.

3.1. ANALYSES

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire Scitec Research SA, laboratoire d'analyses chimique, bactériologique et environnement, situé à Lausanne. Les méthodes d'analyse sont décrites dans BERNARD et MANGE (2015).

L'ensemble des résultats d'analyses sont présentés dans le tableau en annexe 1. La mention « bmdl » désigne les résultats d'analyses inférieurs au seuil de quantification : la substance a été détectée, en général à une concentration inférieure à 0.01 µg/L. Dans le cas contraire, la case reste vide.

3.2. CONTRÔLES

Le laboratoire mandaté est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 ainsi qu'auprès du Département de la Santé de l'Etat de New-York (NYDOH), dans le cadre du programme ELAP (Environmental Laboratory Approval Program). Il procède également aux analyses de résidus médicamenteux de la CIPEL (PLAGELLAT & KLEIN, 2019).

4. RESULTATS

4.1. CONCENTRATIONS DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DU RHÔNE

Les résultats de l'analyse des 26 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2019 sont disponibles dans le tableau en annexe 1. Au total 13 substances PPS ont été détectées sur 116 recherchées soit un nombre inférieur à celui recensé dans le programme NAWA Spez mis en place par l'OFEV en 2012 sur 5 cours d'eau de taille moyenne (WITTMER et al., 2014) et en 2015 sur 5 petits cours d'eau dont le bassin versant est fortement exploité par l'agriculture (DOPPLER et al., 2017). Cette différence est explicable, d'une part, parce que les analyses de l'étude de l'OFEV ont porté sur 220 PPS en 2012 et 257 en 2015 avec des seuils de quantification et détection plus bas et, d'autre part, parce que l'échantillonnage a été pratiqué sur des petits cours d'eau dans lesquels les capacités de dilution des substances étaient bien inférieures aux eaux du Rhône.

En 2019, seul l'amidosulfuron avec 0.2 µg/L a dépassé, la concentration limite de 0.1 µg/L de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) lors d'une mesure. Le glyphosate et l'AMPA ont été majoritairement présents tout au long de l'année sans dépasser 0.05 µg/L.

Sur la période 2010-2019, les concentrations maximales des produits phytosanitaires sont en diminution pour la plupart des substances. La même observation peut être faite sur les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux du Léman entre 2005 et 2018 (PLAGELLAT & KLEIN, 2019).

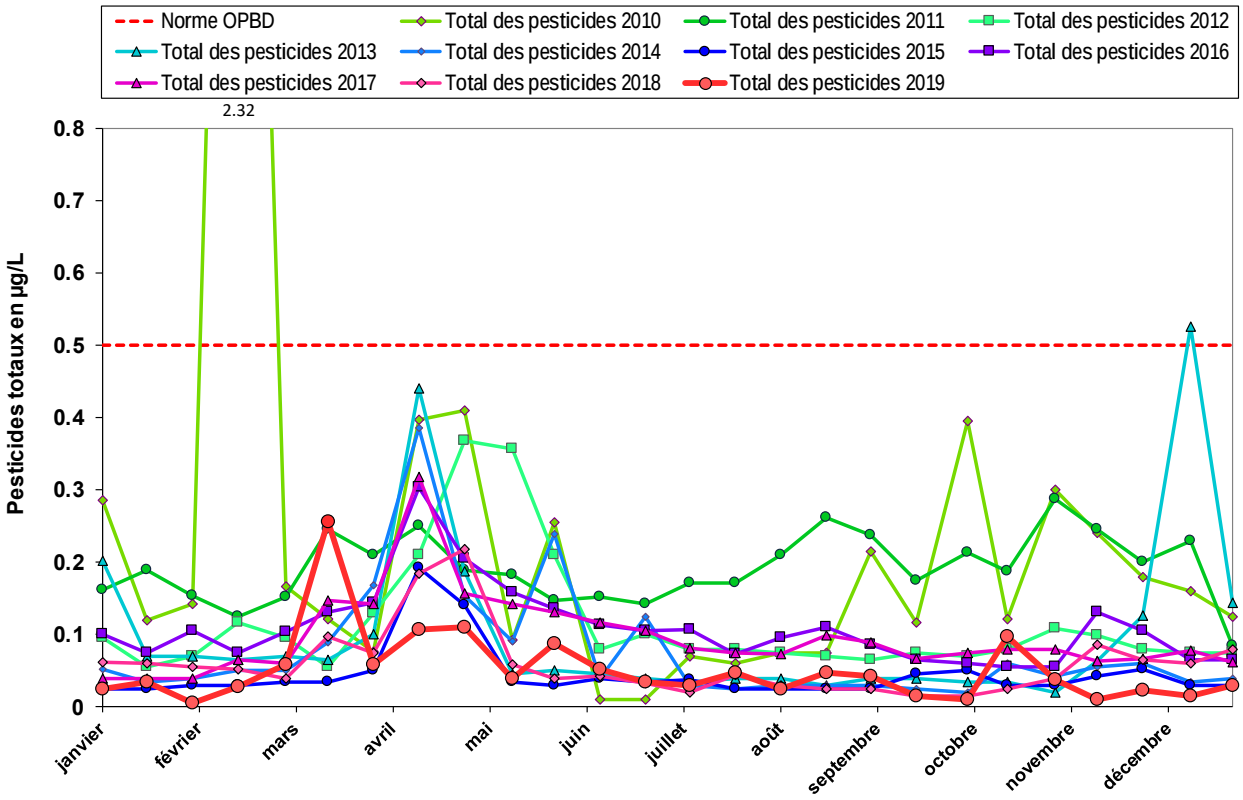


Figure 2 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2010 à 2019.

Figure 2 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône River at the Porte du Scex from 2010 to 2019.

En 2019, la valeur de tolérance OPBD[3] de 0.5 µg/L (somme des pesticides) n'a jamais été atteinte. La somme des produits phytosanitaires est restée en général proche ou inférieure à 0.1 µg/L à l'exception du pic en mars dû à l'amidosulfuron (figure 2). On constate régulièrement ces dernières années que la période de mars à juin est celle où la concentration totale en phytosanitaires est la plus importante de l'année, correspondant à une période de basses eaux ainsi qu'à celle où les herbicides sont le plus utilisés jusqu'à fin avril.

4.2. CHARGES DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES AYANT TRANSITÉS PAR LE RHÔNE

Les flux des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont été calculés sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Dans les cas où l'analyse révélait une teneur inférieure au seuil de quantification (bmdl), la moitié de la valeur de quantification (en général 0.005 µg/L) a été prise en compte pour ce calcul. Pour les substances non détectées à l'analyse, la charge apportée au lac a été considérée comme étant nulle. Les charges ainsi calculées sont présentées à la figure 3.

La quantité totale de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2019 atteint 280 kg contre 308 kg en 2018, 444 kg en 2017 et 577 kg en 2016 (figure 4).

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle (car non produits dans les usines valaisannes) représente environ 231 kg contre 293 kg en 2018, 443 kg en 2017 et 475 kg en 2016. Pour les produits phytosanitaires d'origine agricole, les substances suivantes sont présentes : 58 kg de terbuthylazine et ses métabolites, 22 kg de diuron et 2 kg de linuron. De plus, 68 kg de glyphosate (herbicide d'origine diverse et agricole) ont été détectés en 2019 (71 kg en 2018, 115 kg en 2017 et 77 kg en 2016) ainsi que 70 kg d'AMPA. L'atrazine et la simazine présents en 2018 n'ont pas été détectés en 2019. Le dinoterbe, ancien herbicide dont l'utilisation est interdite en Suisse depuis plusieurs années était présent dans les eaux du Rhône en été, représentant une charge de 11 kg pour l'année 2019.

[3] *OPBD Ordonnance sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public du 16 décembre 2016 (OPBD RS 817.022.11)*

Depuis 2012, les charges les plus importantes ne proviennent plus de la production industrielle. Les quantités de produits phytosanitaires d'origine industrielle sont en 2019 de 39 kg/an avec la présence principalement de l'amidosulfuron (26 kg), mais aussi du bicyclopyrone (5 kg), du cyprodinil (5 kg) et du mésotrione (3 kg).

L'étude menée sur plusieurs bassins versants du Léman (ROSSI et CHESAUX, 2013) démontre que la stratégie d'échantillonnage actuelle permet d'estimer les charges annuelles, pour les composés dissous, avec une assez bonne fiabilité (incertitude de l'ordre de plus ou moins 35%).

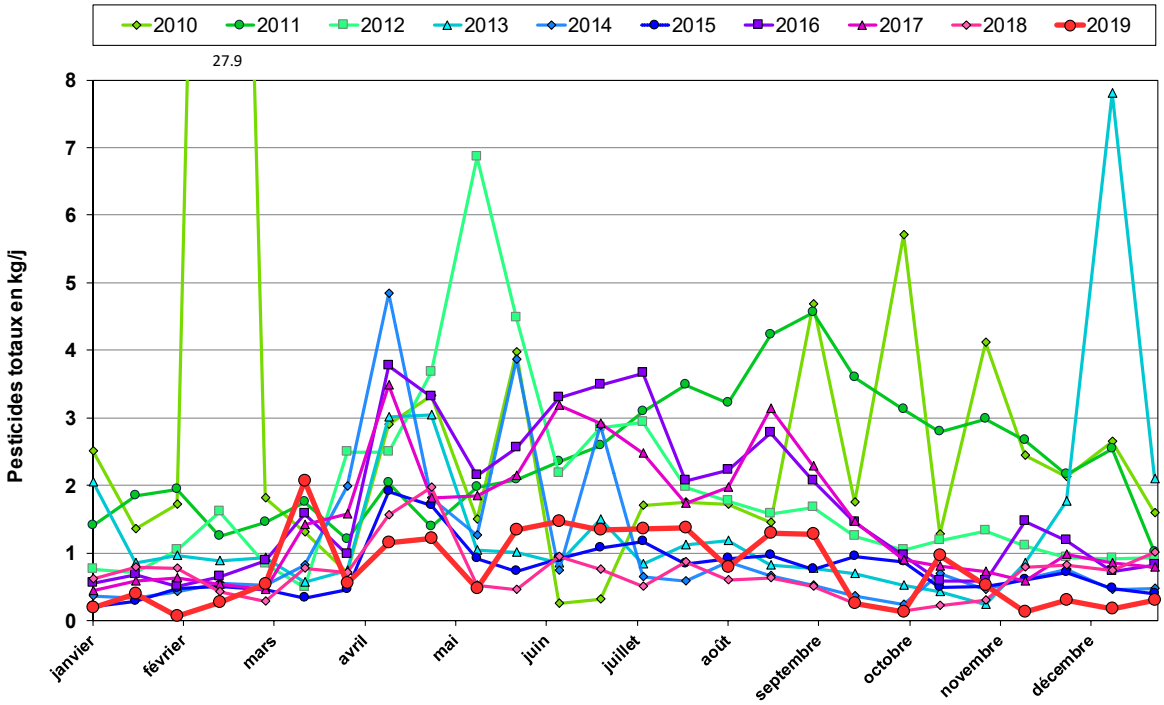


Figure 3 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2010 à 2019.

Figure 3 : Average daily loads of pesticides in the Rhône river from 2010 to 2019.

En 2019, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône (39 kg, figure 4) confirme la tendance à la baisse de cette décade (15 kg en 2018, 11 kg en 2017 et 103 kg en 2016). Pour mémoire, la charge annuelle lorsque ces études ont commencé en 2006 était alors de 1450 kg de produits phytosanitaires.

Les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie indiquent une charge annuelle de 26 kg pour l'année 2019. Ces valeurs sont en général légèrement supérieures à celles calculées d'après les concentrations mesurées dans le Rhône sauf dans le cas du pic d'amidosulfuron du mois de mars. Les charges fournies par l'industrie sont sans doute plus réalistes que celles calculées à partir des eaux du Rhône, puisque qu'elles sont calculées sur des concentrations plus élevées et multipliées par de plus faibles débits, contrairement à la situation dans les eaux du Rhône. Les autocontrôles sont définis dans les autorisations de déversement délivrées aux industries sur une durée limitée ; elles permettent notamment un suivi analytique des eaux en sortie de STEP et le calcul de charges.

Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont en vigueur pour les industries formulant des produits phytosanitaires. Ces exigences fixent les rejets journaliers à un maximum de 200 g, comme moyenne mensuelle, par substance fabriquée (SPE-VS 2008). Au cours de l'année 2019, cette exigence a été respectée pour toutes les substances produites. En 2019, les pesticides d'origine industrielle représentent 14% (4% en 2018, 2.5% en 2017 et 18% en 2016) de la charge totale de produits phytosanitaires ayant transités par le Rhône à la Porte du Scex (figure 4). La distinction des produits d'origine industrielle peut se faire du fait qu'ils sont dans la plupart des cas non utilisés en agriculture à l'exception du fongicide metalaxyl réutilisé en agriculture depuis quelques années et non retrouvé en sortie de STEP industrielle depuis 2012.

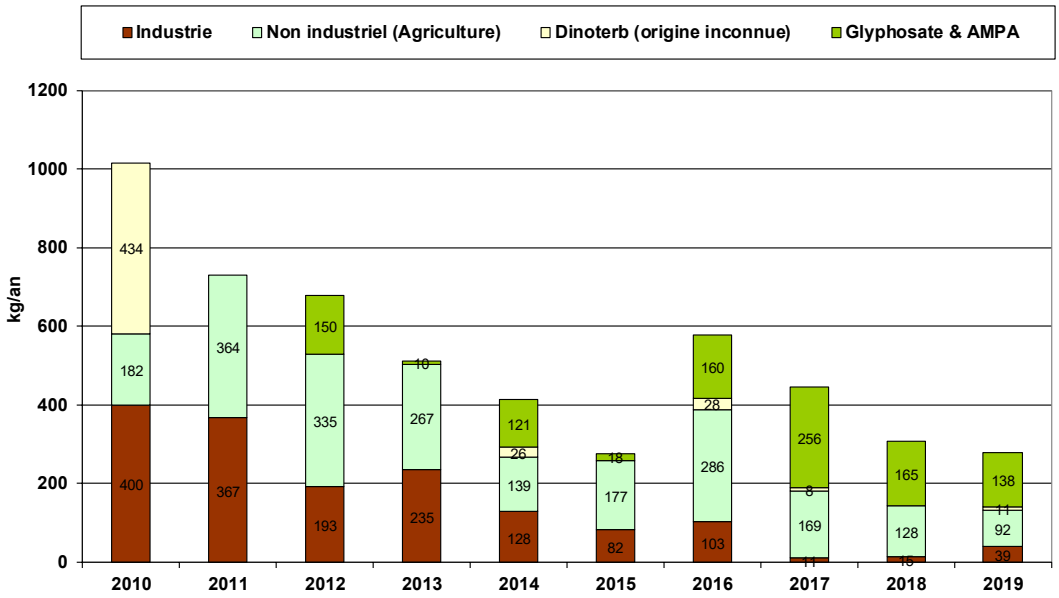


Figure 4 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2010 à 2019.

Figure 4 : Total annual pesticide loads from in the Rhône River from 2010 to 2019.

L'augmentation des charges d'origine agricole qui avait été observée en 2016 peut probablement être mise en relation avec les conditions météorologiques enregistrées avec une pluviométrie particulièrement intense en début d'année. Le premier semestre 2016 s'était régionalement terminé au Nord des Alpes avec les sommes de précipitations les plus élevées depuis le début des mesures en 1864. Il était déjà tombé au 30 juin l'équivalent de 75 à 90% des valeurs annuelles (MétéoSuisse, 2017). Une diminution régulière de ces charges a pu être observée les années suivantes.

En 2019, les charges d'origine agricole et domestique (jardins privés et espaces communaux) montrent une légère baisse à mettre probablement en relation avec les mesures prises par le milieu agricole pour limiter l'utilisation des herbicides et respecter les zones tampons (les exploitants ont été sensibilisés par le Service de l'environnement (SEN) et le Service de l'agriculture (SCA) du Valais depuis quelques années ; les résultats des prochaines années montreront si ces améliorations structurelles déploient durablement leur effet. L'année 2019 a été l'une des plus chaudes de ces dernières années (MétéoSuisse, 2020). Contrairement à l'année précédente, les précipitations ont été plus régulières au cours des saisons à l'exception du mois d'avril dans les Alpes centrales au Sud et en Haut-Valais, ce qui pourrait se traduire par un lessivage plus régulier des sols en période de traitement.

4.3. PROFILS DE CONCENTRATIONS ET DE CHARGES DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DU RHÔNE EN AMONT ET EN AVAL DES SITES INDUSTRIELS DE VIÈGE ET MONTHEY

Comme les années précédentes, des prélèvements et analyses ont également été réalisés en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey. Les figures 5 et 6 présentent la concentration et la charge totale de tous les produits phytosanitaires détectés aux différents emplacements (voir aussi tableau en Annexe 2). La période de début et fin d'année a été choisie afin d'échantillonner durant la période d'étiage du Rhône et ainsi pouvoir détecter des substances présentes en faible quantité. Pour des questions de moyens limités, ce type de contrôle n'est réalisé que deux fois par an.

Les deux mesures ponctuelles (échantillons moyen 24h) réalisées en 2019 montrent la présence de dinoterbe en aval de Viège et de mésotrione en aval de Monthey en février le long du Rhône ainsi que de dinoterbe en aval de Martigny en décembre. En février 2014, la présence de dinoterbe, herbicide d'origine inconnue, avait été retrouvée avec une concentration de 0.49 µg/L en amont de Monthey (BERNARD et MANGE, 2015), le même phénomène s'était reproduit en février 2018 (0.62 µg/L) comme en février 2016 avec des teneurs de 0.1 µg/L en amont de Viège et 0.64 µg/L en aval de Monthey (BERNARD, FAUQUET et MANGE, 2017). La présence de cet herbicide non autorisé depuis plusieurs années et non produit par l'industrie n'est pas expliquée et occasionnelle, il a cependant également été détecté à la porte du Scex entre mai et juillet 2019. Lors de ces campagnes de mesures ponctuelles en période d'étiage du Rhône, l'impact des sites industriels était peu ou faiblement marqué.

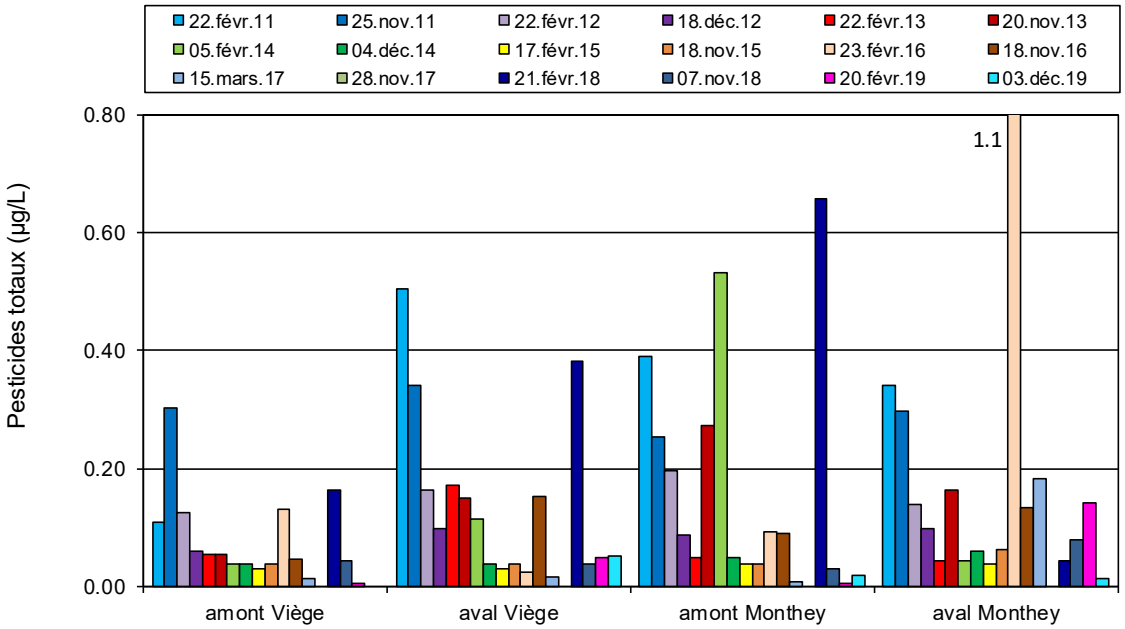


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2011 à 2019.

Figure 5 : Sum of pesticide concentration detected in the Rhône River upstream and downstream of the industrial production locations of Visp and Monthey from 2011 to 2019.

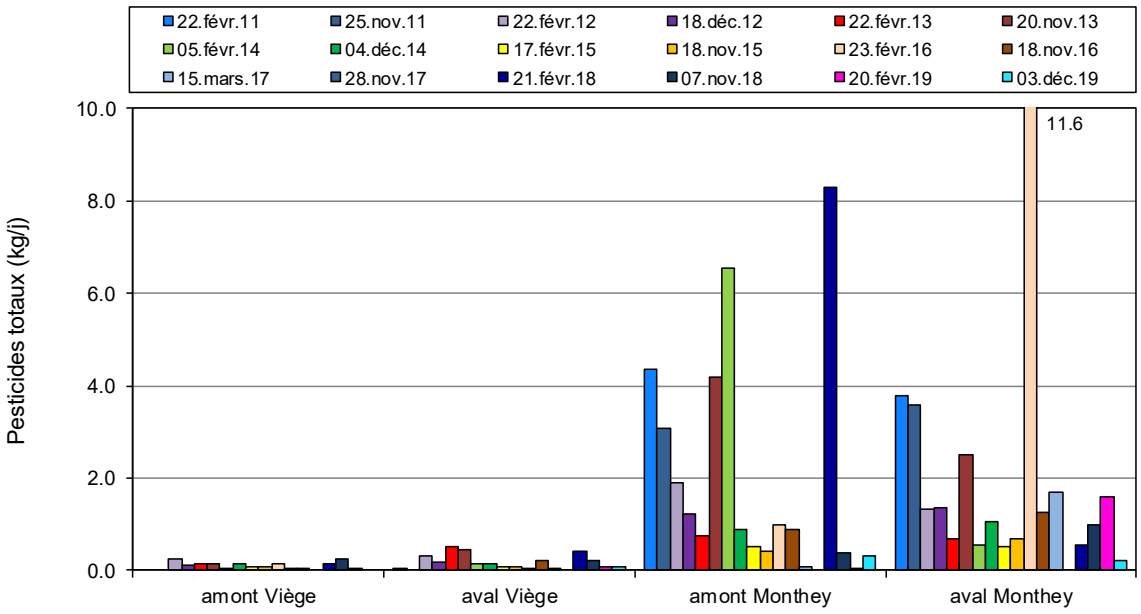


Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey de 2011 à 2019.

Figure 6 : Calculated pesticide loads detected in the Rhône River upstream and downstream of the industrial production locations of Visp and Monthey from 2011 to 2019.

4.4. PRODUITS PHARMACEUTIQUES

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le Léman et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER et al., 2006), cinq produits pharmaceutiques (mépivacaïne, carbamazépine, ticlopidine, prilocaïne, irbésartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. Au cours de ces dernières années le nombre de substances suivies a été complété en fonction de celles produites par l'industrie et celles potentiellement présentes dans les eaux des rejets des STEP urbaines. La guanylurée (métabolite de la metformine) a été intégrée au suivi en 2019.

Tableau 1 : Résultats d'analyses de 34 API dans les eaux du Rhône en 2019.

Principe actif	Utilisation	Maximum	Moyenne
		Concentration en µg/L	Concentration en µg/L
Benzonatate	Médicament pulmonaire	< 0.01	< 0.01
BMS-14-Apixaban	Anticoagulant	< 0.01	< 0.01
Bupivacaïne	Anesthésiant	bmdl	< 0.01
Carbamazépine	Anti-épileptique	bmdl	< 0.01
Carbidopa	Traite Parkinson	< 0.01	< 0.01
Carisoprodole	Relaxant musculaire	bmdl	< 0.01
Cibamino-(s)	Intermédiaire	bmdl	< 0.01
Déanol	Antiasthénique	< 0.01	< 0.01
Diclofénac	Analgésique	0.03	< 0.01
*Guanylurée	Métabolite metformine	2.94	1.24
Irbésartan	Anti-hypertenseur	bmdl	< 0.01
Mémantine	Maladie d'Alzheimer	0.02	< 0.01
Mépivacaïne	Anesthésiant	0.04	< 0.01
Métformine	Antidiabétique	1.30	0.43
Méthénamine	Antibiotique	0.55	0.10
NOV-14-BOC		< 0.01	< 0.01
Prilocaïne	Antiviral	0.09	< 0.01
Propofol	Anesthésique	< 0.01	< 0.01
Ribavarine	Virucide	< 0.01	< 0.01
Ropivacaine HCl	Anesthésiant	0.01	< 0.01
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	bmdl	< 0.01
Ticlopidine	Anti-coagulant	< 0.01	< 0.01
Trimétazidine.2HCl	Anti-angineux	< 0.01	< 0.01
Xipamide	Diurétique	< 0.01	< 0.01
API 1		< 0.01	< 0.01
API 2		<0.01	<0.01
API 3		<0.01	<0.01
API 4		<0.01	<0.01
API 5		<0.01	<0.01
API 6		<0.05	<0.05
API 7		<0.01	<0.01
API 8		bmdl	<0.01
API 9		<0.01	<0.01
API 10		<0.01	<0.01
API 11		<0.01	<0.01

* : nouvelle substance intégrée dans le suivi en 2019
bmdl : traces détectées, teneur inférieure au seuil de quantification

En complément des API explicitement mentionnés dans le tableau 1, 11 substances correspondant à une production industrielle spécifique (API 1 à API 11 non nommés pour des raisons de confidentialité) ont été également suivies au cours de l'année. Seules des traces de l'API n°8 ont été détectées.

Trois des substances mentionnées dans le tableau 1 font partie de l'Ordonnance du DETEC (DETEC, 2016) concernant la vérification du taux d'épuration atteint avec les mesures prises pour éliminer les composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux. Il s'agit de la carbamazépine, du diclofénac et de l'irbésartan.

Les concentrations maximales observées en 2019 sont principalement dues à la metformine et la méthénamine, dont la concentration journalière dépasse largement les 200 g par jour. La metformine est un antidiabétique courant, non produit en Valais, qui a été introduit dans la liste des substances analysées en 2015. Avec une concentration moyenne de 0.43 µg/L et maximale de 1.30 µg/L (contre une moyenne de 0.49 µg/L et un maximum de 1.15 µg/L en 2018), c'est l'une des substances les plus concentrées dans les eaux de surface ainsi que dans les eaux du Léman à une concentration moyenne proche de 0.5 µg/L (PLAGELLAT & KLEIN, 2019).

La guanylurée est le métabolite le plus commun de la metformine après dégradation. Ce composé a également été analysé en 2019 avec une concentration moyenne de 1.24 µg/L et maximale de 2.94 µg/L. Ces concentrations élevées indiquent qu'une partie de la metformine d'origine domestique est partiellement dégradée vers cette substance dans les stations d'épuration. Si la metformine est considérée comme peu écotoxique (Centre Ecotox 2016) on ne connait pas l'impact de de la guanylurée sur le milieu aquatique.

La méthénamine, également appelée hexamine ou urotropine était fabriquée jusqu'à récemment dans une usine du Bas-Valais mais les analyses de février 2017, février 2018, février 2019 et décembre 2019 ont également montré sa présence dans les eaux du Rhône amont. La concentration moyenne en 2019 de 0.1 µg/L est équivalente à celle de 2018 (0.1 µg/L), la concentration maximale était de 0.55 µg/L (contre 1.03 µg/L en 2018). Des analyses réalisées en sortie de STEP domestiques en septembre 2019 ont montrées que les charges apportées représentaient 0.44 mg/J par habitant soit 10% des concentrations retrouvées dans les eaux du Rhône.

Pour l'année 2019, la courbe des concentrations totales en API se situe au même niveau que celles des années précédentes (depuis 2015, année d'introduction des analyses de la metformine). C'est principalement en début d'année que l'on observe les concentrations d'API les plus importantes dans les eaux du Rhône. L'augmentation de la population durant la saison hivernale ainsi que les débits généralement plus faibles peuvent expliquer les concentrations plus importantes en metformine d'origine domestique (BERNARD et al., 2018) (figure 7).

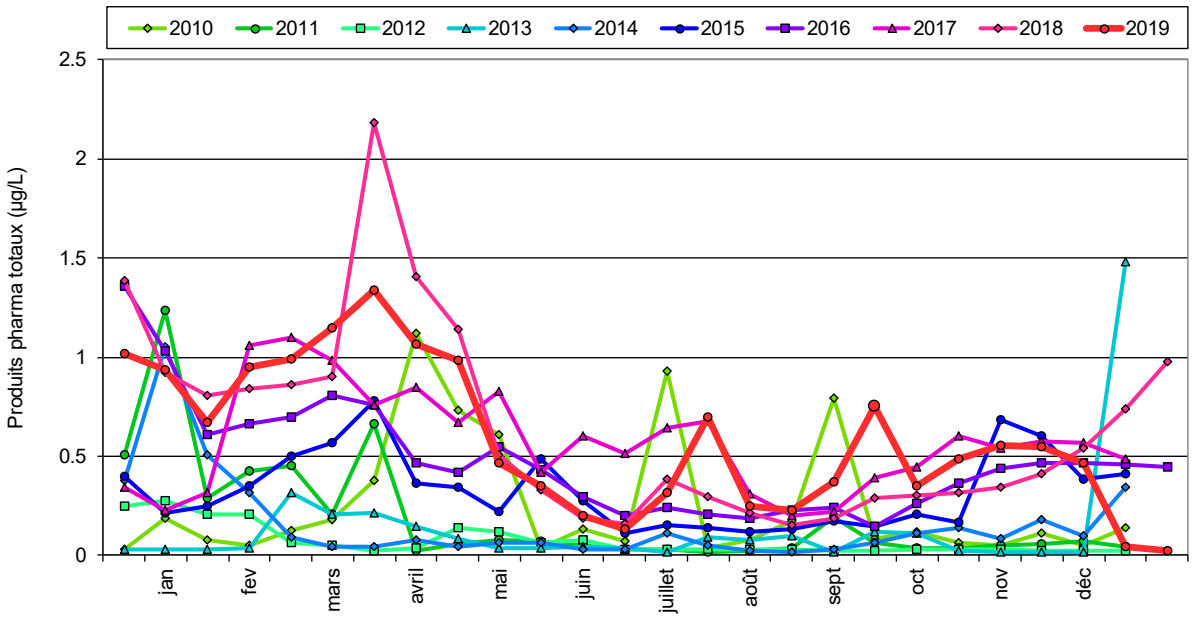


Figure 7 : Somme des concentrations des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2010 à 2019.

Figure 7 : Sum of pharmaceutical concentrations analyzed during the year in the Rhône River at the Porte du Scex from 2010 to 2019.

La figure 8 présente les charges calculées pour les douze principes actifs pharmaceutiques retrouvés dans le Rhône durant les années 2010 à 2019. Le carisoprodole a été ajouté à partir de 2010, la méthénamine en 2013, la mémantine en 2014, la metformine en 2015 et le diclofénac en 2016.

Outre la metformine (2'018 kg) (et son métabolite, la guanylurée, 6'211 kg) et la méthénamine (795 kg), les principales substances d'origine pharmaceutique ayant transité par le Rhône en 2019 sont le diclofénac (45 kg), la mépivacaïne (35 kg), la prilocaïne (23 kg), la carbamazépine (22 kg), le sulfaméthoxazole (20 kg), l'irbésartan (16 kg) et la bupivacaïne (15 kg). Un dépassement occasionnel de la ligne directrice de 200 g par jour et par substance a été observé pour la mépivacaïne, le diclofénac, la prilocaïne et la bupivacaïne.

En ce qui concerne la méthénamine, les industries concernées ont indiqué n'avoir mesuré que 4 kg de rejets annuels. La part estimée par calcul en provenance des eaux usées domestique serait de 70 kg soit 9% de la charge retrouvée dans les eaux du Rhône (795 kg), Il est probable que la provenance de cette substance soit également utilisée comme produit intermédiaire dans la production industrielle et non analysée.

A l'exception de la méthénamine au cours des trois dernières années (2017-2019), les charges calculées depuis 2012 pour les substances mentionnées ci-dessus à partir des échantillons du Rhône étaient en général cohérentes avec celles annoncées par l'industrie concernée.

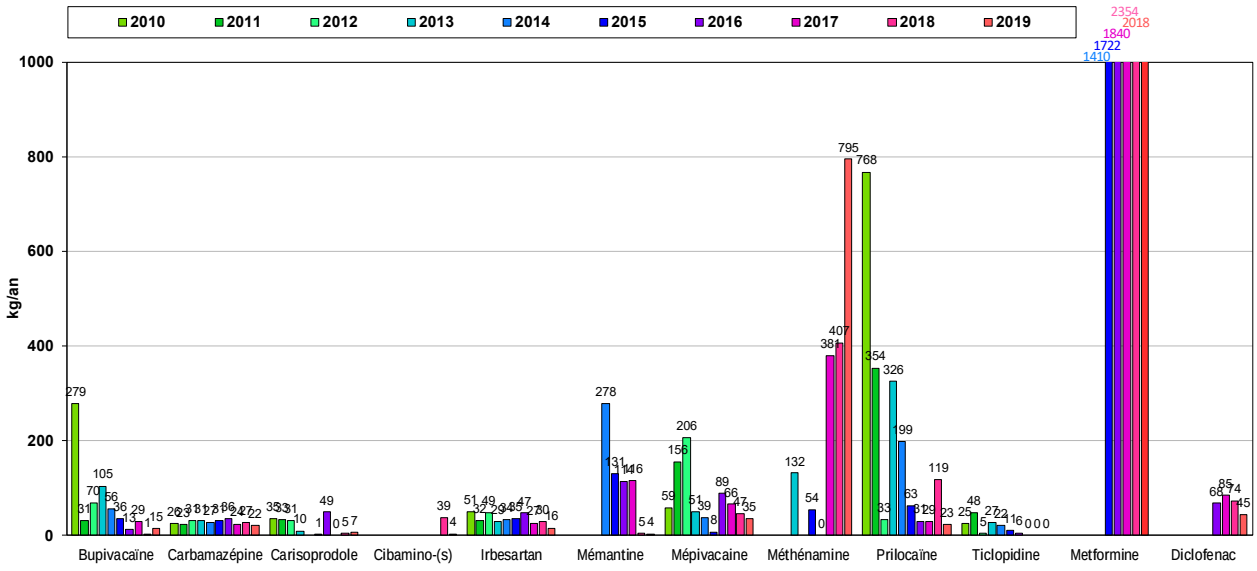


Figure 8 : Charges calculées (en kg/an) en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2010 à 2019.

Figure 8 : Calculated pharmaceutical loads (in kg/an) detected in the Rhône River between 2010 and 2019.

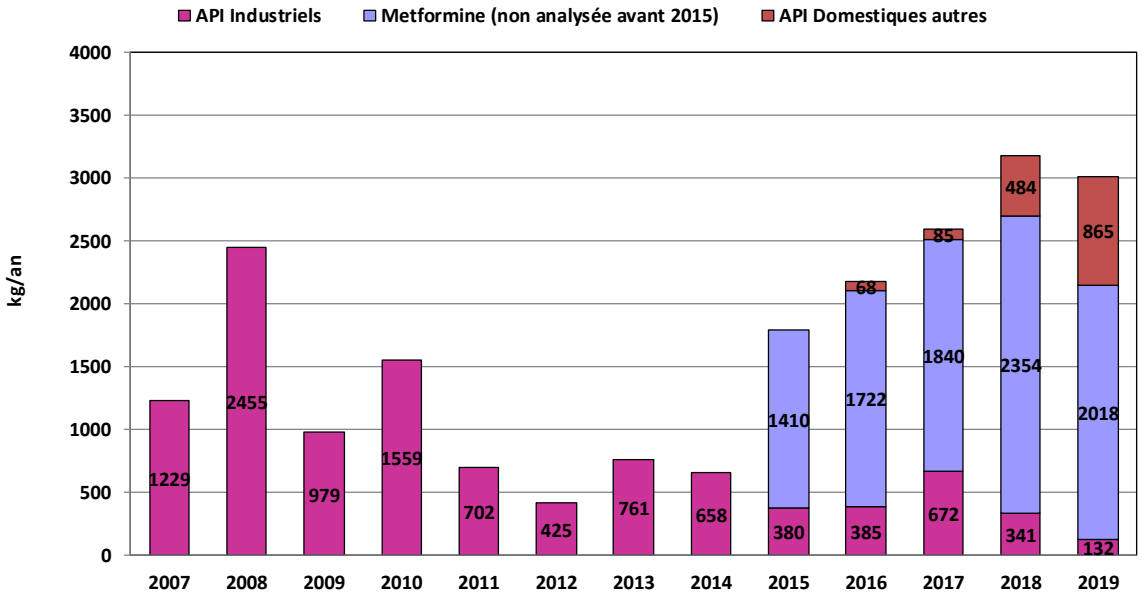


Figure 9 : Evolution des charges annuelles des produits pharmaceutiques dans le Rhône à la Porte du Scex de 2010 à 2019.

Figure 9 : Evolution of pharmaceutical annual load analyzed in the Rhône River at Porte du Scex from 2010 to 2019.

Les charges des substances pharmaceutiques d'origine industrielle retrouvées dans les eaux du Rhône (figure 9) sont à la baisse par rapport au passé, elles s'élèvent à 132 kg en 2019 (contre 341 kg en 2018, 672 kg en 2017 et 385 kg en 2016) pour les médicaments recherchés.

L'industrie a mis en place de nombreuses mesures internes pour réduire les rejets et pertes à la source jusqu'en 2012 et a enregistré une nette amélioration des charges rejetées pour les API. Elle a toutefois dû finalement mettre en place un traitement complémentaire des effluents rejetés par sa station d'épuration au moyen de filtres à charbons actifs en 2017 ; la mise en service du système a toutefois pris plus de temps que prévu. Les résultats se sont nettement améliorés en 2018 avec quelques dépassements en juin et en juillet. En 2019, des dépassements ont été constatés entre septembre et novembre sur une seule substance.

4.5. AUTRES SUBSTANCES

Deux autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi : le 1H-benzotriazole depuis 2008 et le tolyltriazole depuis 2010. Ces deux substances, comportant un noyau benzénique, sont largement utilisées comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels dont les rejets peuvent finir dans les eaux claires, comme fluides de dégivrage notamment sur les avions et comme antibuée ou agent de protection de l'argenterie dans les produits lave-vaisselle (HART et al., 2004).

Pour le benzotriazole, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2019 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la non-détection et 0.085 µg/L avec une moyenne de 0.025 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année. Le flux annuel 2019 (120 kg) montre une diminution progressive depuis 2016 (figure 10).

Le tolyltriazole analysé depuis 2010 présente en 2019 des valeurs variant entre non-détection et 0.036 µg/L avec une moyenne de 0.016 µg/L. Le flux annuel s'élève à 75 kg ce qui représente également une diminution progressive depuis 2016.

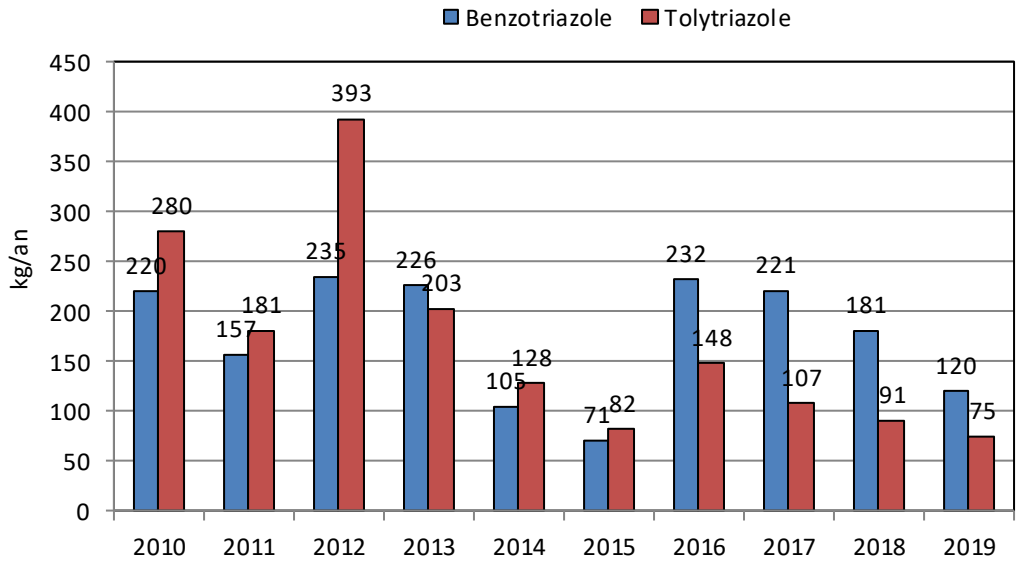


Figure 10 : Evolution des charges en benzotriazole et en tolyltriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2010 à 2019

Figure 10 : Evolution of benzotriazole and tolyltriazole loads in the Rhône River at Porte du Scex between 2010 and 2019

La campagne NAQUA (réseau d'observation national coordonné par l'OFEV) de suivi des eaux souterraines de février 2014 a mis en évidence la présence de 1,4-dioxane dans la nappe phréatique à Viège et dans la plaine du Rhône jusqu'à Fully. Cette substance n'avait pas fait l'objet d'analyses systématiques avant 2014. Depuis, des investigations supplémentaires ont été menées par le SEN et le SCAV dans les eaux souterraines et les eaux de surface (Conseil d'Etat du Valais, 2014).

Le 1,4-dioxane est utilisé comme solvant dans la fabrication de nombreux produits, notamment pour le secteur de la manufacture, dans les liquides de refroidissement, ou comme agent complexant de grande importance en chimie organique. En Valais et sur le bassin versant amont du Rhône se rejetant dans le Léman, le site industriel de Viège est le plus grand consommateur avec une moyenne de plus de 190 t/an. L'Office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV) a recommandé le 29 avril 2014 la fermeture des captages dont la concentration en 1,4-dioxane excède 6.6 µg/L car potentiellement cancérigène, et également la recherche de solutions proportionnées pour les captages avec des concentrations excédant 0.66 µg/L.

Le 1,4-dioxane est un di-éther cyclique, solvant très soluble dans l'eau, stable, peu volatil, très peu biodégradable dans les STEP et non adsorbable par les filtres à charbon actif. Il est classé par le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) dans la catégorie 2B (cancérogène possible pour l'homme). Son seuil d'écotoxicité pour l'environnement est assez haut (PNEC : 10 mg/l).

La recherche de cette substance dans les eaux de surface en 2014 et 2015 a permis de montrer sa présence à partir du rejet de la STEP de Lonza-Visp dans le Grossgrundkanal puis dans le Rhône jusqu'à la Porte du Scex. Le 1,4-dioxane est présent également dans le Léman avec une concentration de 0.2-0.3 µg/L, soit proche de la valeur seuil nécessitant la recherche de solutions proportionnées (PLAGELLAT & KLEIN, 2018).

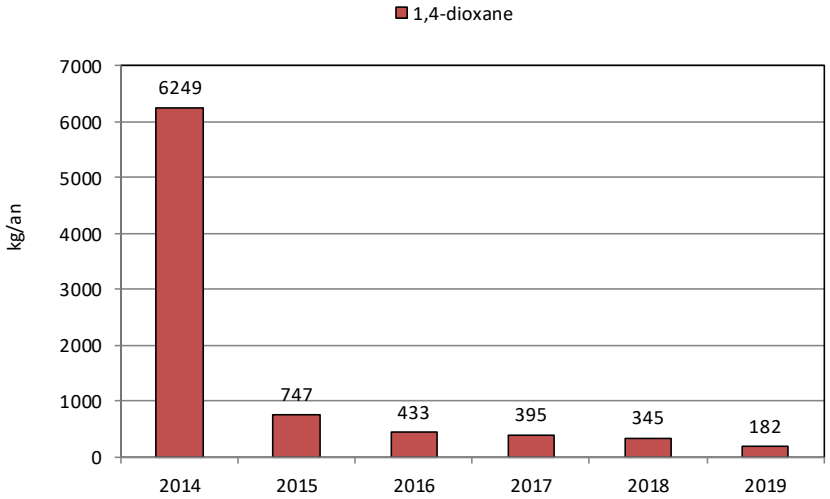


Figure 11 : Evolution des charges en 1,4-dioxane mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2014 à 2019.

Figure 11 : Evolution of 1,4-dioxane loads in the Rhône River at the Porte du Scex between 2014 and 2019.

Les concentrations enregistrées en 1,4-dioxane dans les eaux du Rhône en 2019 pour les échantillons moyens de 14 jours varient entre l'absence de cette substance et 0.3 µg/L. La charge annuelle calculée pour l'année 2019 s'élève à 182 kg (contre 345 kg en 2018, 395 kg en 2017 et 433 en 2016). La diminution progressive de la charge depuis les investigations de 2014 est significative. Notons que le plus grand émetteur de cette substance a été informé et sommé en avril 2014 de réduire au maximum ses rejets et de réaliser un suivi analytique de ce solvant. Il est probable que les charges rejetées dans les eaux de surface aboutissant dans le Rhône et le Léman avant 2014 aient été bien supérieures à celles calculées en 2014, raison pour laquelle le 1,4-dioxane est présent dans le lac à une concentration moyenne de 0.3 µg/L en 2015 ce qui correspond à un stock d'environ 26 tonnes.

L'analyse de méthyl tertbutyl éther (MTBE) sur les 27 échantillons récoltés pendant l'année a permis de détecter cette substance à plusieurs reprises avec une concentration maximale de 0.3 µg/L et moyenne de 0.05 µg/L, la charge annuelle représente 121 kg contre 93 kg en 2018.

Au cours de l'année 2019, les 27 échantillons récoltés sur les eaux du Rhône ont également fait l'objet d'analyses du cuivre et du zinc dissous avec une limite de quantification de 5 µg/L ; aucun échantillon n'a dépassé cette valeur. Une analyse sur un échantillon du 14.10.2020 du laboratoire de Bâle donnait des valeurs de 1.5 µg/L et 1.4 µg/L respectivement pour le cuivre et du zinc.

Les travaux de la troisième correction du Rhône dans le secteur de Viège ont dû procéder en période de hautes eaux (mai à septembre) à des pompages de la nappe phréatique vers le Rhône afin de rabattre celle-ci dans un secteur pouvant être contaminé par la décharge industrielle de Gamsenried utilisée par l'industrie chimique depuis près d'un siècle. Des analyses ont révélé la présence de benzidine, cette substance semblerait provenir d'une ancienne production de phénylhydrazin (Service de l'environnement, 2019). La benzidine étant présente dans les eaux souterraines à des concentrations de 0 à 0.3 µg/L, un suivi de cette substance ainsi que son produit de dégradation le 4-Aminobiphenyle a été réalisé sur l'ensemble des échantillons des eaux du Rhône ; aucune de ces deux substances recherchées à 0.001 µg/L n'a été retrouvée.

4.6. ANALYSES DU LABORATOIRE DE BÂLE

En 2019, le laboratoire de Bâle a été mandaté par l'OFEV pour conduire des analyses sur des échantillons prélevés sur une durée moyenne de 7 jours. Les analyses ont porté sur 87 substances dont 33 étaient communes avec les substances analysées par Scitec Research SA pour le compte du Service de l'environnement du canton du Valais. Pour ces substances communes, aucune différence significative d'ordre de grandeur n'a été observée entre les résultats des deux laboratoires. Parmi les 54 autres substances étudiées, 4 d'entre elles étaient présentes à une concentration moyenne supérieure à 0.05 µg/L. Il s'agit du benzothiazole (0.651 µg/L), de l'ioméprol (0.061 µg/L), de l'iopromid (0.166 µg/L) et du sucralose (0.051 µg/L).

4.7. CONCENTRATIONS PRÉSENTES PAR RAPPORT À L'ÉCOTOXICITÉ DES SUBSTANCES

Le centre Ecotox suisse, spécialisé dans le domaine de l'écotoxicologie appliquée, a mis au point des tests proposant des critères de qualité en exposition aiguë et chronique pour une série de substances pertinentes. Si la concentration mesurée est supérieure au critère de qualité, le milieu peut présenter un risque chimique pour les organismes qui y vivent. Les échantillons collectés représentent des échantillons moyens de 14 jours. Les valeurs maximales d'analyses ont été comparées au critère de qualité relatif à la pollution chronique (NQE-MA = concentration moyenne annuelle admissible) dont l'emploi est conseillé pour la surveillance de l'état chimique des eaux et permet d'évaluer la contrainte à long et moyen terme (WITTMER et al. 2014).

Sur un total de 155 paramètres analysés en 2019 (produits phytosanitaires, API et autres substances telles que des anticorrosifs), le centre Ecotox propose une NQE-MA pour 33 de ces substances (Centre Ecotox 2016). Dans le cas présent, un seul cas de dépassement des NQE-MA a été observé pour la terbuthylazine sur une période de 14 jours en avril. Nous relevons toutefois que les mélanges de substances chimiques ne sont pas pris en compte. Ce constat diffère des mesures réalisées par l'EAWAG sur les petits cours d'eau fortement impactés par les produits phytosanitaires d'origine agricole (LANGER et al. 2017).

4.8. OBSERVATION DES EAUX SOUTERRAINES ET GROUPE STRATÉGIE MICROPOLLUANTS EN VALAIS

Parallèlement au suivi de la qualité des eaux du Rhône, le Service de l'environnement du Canton du Valais a développé depuis 2015 un réseau de mesure de la qualité des eaux de la plaine du Rhône sur une cinquantaine de points entre Brigue et Port-Valais permettant ainsi de compléter les données fournies par le réseau NAQUA. Des analyses du Chlorothalonil et son métabolite pertinent R471811 ont également été conduites en novembre 2019. Sur les 50 échantillons prélevés dans les eaux de la nappe de Naters à Port-Valais 18 étaient contaminés dont 14 avec une concentration supérieure à 0.1 µg/L. Les concentrations maximales observées étaient de 0.13 µg/L pour le Chlorothalonil et de 0.9 µg/L pour son métabolite R471811. La présence de ce fongicide largement utilisé en agriculture jusqu'en 2019 et présent dans de nombreuses eaux souterraines mériterait d'être recherché dans les eaux du lac Léman.

Afin de mieux appréhender la problématique des micropolluants sur le bassin versant du Rhône amont et de définir une stratégie d'amélioration continue permettant notamment de réduire l'impact des traitements phytosanitaires dans les eaux de surface, le Conseil d'Etat du Valais a nommé en 2017 un groupe stratégie micropolluants. Ce groupe a pour objectif de mettre en place et suivre des mesures prioritaires et concertées entre les Services de l'environnement, de l'agriculture et de la consommation devant permettre de réduire les apports en micropolluants dans les eaux souterraines et les eaux de surface.

En 2018, le Service cantonal de l'agriculture du Valais a adopté et présenté un plan d'action lors d'un communiqué presse le 22.10.2018. Ce plan élaboré avec la profession, ciblé sur la viticulture et l'arboriculture, vise prioritairement la protection des personnes et des eaux. Il est décliné en 6 objectifs et 34 mesures. En 2019 les domaines agricoles de l'Etat poursuivent la mise en œuvre du plan cantonal de réduction des risques de produits phytosanitaires afin d'approcher les 80% en culture biologique.

5. CONCLUSION

Bien que la charge des produits phytosanitaires d'origine non industrielle transitant par le Rhône ait légèrement baissé en 2019 par rapport aux années précédentes, les herbicides sont toujours bien présents. Elle atteint environ 280 kg contre 293 kg en 2018, 433 kg en 2017 et 475 kg en 2016. Les charges proviennent essentiellement des herbicides comme le glyphosate et l'AMPA qui cumulent 138 kg, suivis par la terbuthylazine et ses produits de dégradation (58 kg). Bien que les rejets de produits phytosanitaires provenant de la production industrielle aient légèrement augmenté (39 kg contre 15 kg en 2018, 11 kg en 2017 et 103 kg en 2016), ceux-ci ne représentent qu'une faible fraction des quantités observées lors de la décade précédente (environ 4% de la charge industrielle de 2006). Ces résultats attestent de l'efficacité des mesures mises en œuvre par les industries concernées.

Pour les principes actifs pharmaceutiques d'origine industrielle, les charges cumulées des 18 substances prises en compte en 2019 baissent à 132 kg (contre 341 kg en 2018, 672 kg en 2017 et 385 kg de 2016). L'autocontrôle de suivi des API par l'industrie présentait en 2019 encore quelques dépassements entre septembre et novembre par rapport aux 200 g/j autorisés, en particulier pour la mépivacaïne.

La metformine, antidiabétique d'origine domestique introduite dans la liste des substances analysées en 2015, représente une charge annuelle de 2.02 tonnes. Cette substance est également bien présente dans les eaux du Léman. La guanylurée, son principal métabolite, a été analysée en 2019 et représente une charge annuelle de 6.21 tonnes.

Les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants, intégrées dans les autorisations de rejet des trois principales stations d'épuration de l'industrie chimique depuis septembre 2010, ont permis une nette diminution des quantités de produits phytosanitaires qui étaient présents dans les eaux du Rhône. Les autorisations ont été renouvelées en 2016 avec le renforcement de certaines exigences, notamment sur les eaux de refroidissement. Les effets de ces exigences sur les rejets de médicaments sont moins visibles. Les rejets de certains principes actifs médicamenteux (prilocaïne, mépivacaïne, bupivacaïne) sont au-dessus de la limite fixée par le Canton du Valais mais sur une période très limitée. L'industrie reste active dans la mise en place de mesures correctives et le traitement des effluents par des filtres à charbons actifs qui montrent leur efficacité depuis fin 2017.

Le 1,4-dioxane, retrouvé dans la nappe phréatique à Viège et dans une moindre mesure le long de la plaine du Rhône, est entré dans la liste des micropolluants suivis dans les eaux du Rhône depuis 2014. Il a été également retrouvé dans les eaux du Léman. La charge véhiculée par le Rhône est en nette diminution (182 kg en 2019, 345 kg en 2018, 395 kg en 2017 et 433 kg en 2016) en comparaison aux 6 tonnes estimées en 2014.

Parallèlement aux mesures efficaces mises en œuvre par les industries, il est important d'informer et de sensibiliser tous les utilisateurs de produits phytosanitaires et de favoriser les pratiques agricoles utilisant moins de produits phytosanitaires. Le conseil d'Etat du Canton du Valais a approuvé la mise en place d'un groupe de travail stratégie micropolluants interservices qui s'engage pour la réduction des micropolluants d'origines agricole et domestique par une action d'amélioration continue concertée entre les Services de l'environnement, de l'agriculture et de la consommation. Le plan d'action adopté par le Service de l'agriculture en 2018 devrait également contribuer à la réduction des apports des produits phytosanitaires d'origine agricole.

BIBLIOGRAPHIE

BERNARD, M. et MANGE, P. (2015) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162.

BERNARD, M., FAUQUET, L. et MANGE, P. (2017) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 125-142

BERNARD, M., FAUQUET, L., MANGE, P. et ROSSIER, J. (2018) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 125-144

Centre Ecotox (2016) Propositions de critères de qualité en exposition aiguë et chronique pour une série de substances pertinentes pour la Suisse.

Conseil d'Etat du Valais. (2014) : Pollution entre Viège et Niedergesteln, nouveaux résultats, Communiqué pour les médias, 20 mai 2014.

DETEC (2016). Ordonnance du DETEC, 814.201.231 concernant la vérification du taux d'épuration atteint avec les mesures prises pour éliminer les composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux, 3 novembre 2016.

DOPPLER, T. MANGOLD, S. WITTMER, I. SYCHER, S. COMTE, R. STAMM, C. SINGER, H. JUNGHANS, M. KUNZ, M (2017) : Hohe PSM-Belastung in schweizer Bächen. Aqua & Gaz n°4, 46-56.

EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.

HART, D., DAVIS, LC., ERICKSON, LE. et CALLENDER, TM. (2004) : Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. Microchem J 77, 9-7.

PLAGELLAT C., KLEIN A. (2019) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2018, p.162-181.

LANGER, M., JUNGHANS, M., SPYCHER, S., KOSTER, M., BAUMGARTNER, C., VERMEIRSEN, E., WERNER, I. (2017) : Hohe Ökotoxikologische Risiken in Bächen. Aqua & Gaz n°4, 58-68.

METEOSUISSE (2020) : Bulletin climatologique année 2019. Genève, 13 p.

OPBD (2016) Ordonnance du DFI sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public du 16 décembre 2016 (OPBD RS 817.022.11)

OEAUX (1989) Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1989 (OEaux RS 814.201).

ROSSI, L.et CHESAUX, L. (2013) : sources diffuses de micropolluants dans le Léman : Etude de bassins versant spécifiques et définition d'outils d'extrapolation. Rapport d'étude de l'EPFL, laboratoire de technologie écologique (ECOL), sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). EPF Lausanne, 101 p + Annexes.

Service de l'environnement du Valais. (2019) : Ancienne décharge de Gamsenried. Mise en évidence de benzidine, Communiqué de presse, 1er avril 2019.

SPE-VS Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, (2008) : Groupe Stratégie micropolluants – Valais, Ligne directrice du 24 juin 2008.

VARGAS, S. (2017) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut, Campagne 2016, 227-231.

WITTMER, I. JUNGHANS, H. SINGER, H. et STAMM, C. (2014) : Micropolluants – statégie d'évaluation pour les micropolluants organiques de sources non ponctuels. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Eawag, Dübendorf

WITTMER, I., MOSCHET. C., SIMOVIC. J., SINGER. H., STAMM. C., HOLLENDER. J.,JUNHANS. M., LEU. C. (2014) : über 100 Pestizide in Flissgewässern, Aqua & Gas n°3, 32-43

ANNEXES

Tableau 1 : résultats des analyses par Scitec Research SA à la Porte du Scex (µg/L)

Table 1 : results of the analyses by Scitec Research SA at the Porte du Scex (µg/L)

Sample Id		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
Date de fin de prélèvement moyen 14 jours	Limite quantification	07.01.2019	21.01.2019	04.02.2019	18.02.2019	04.03.2019	18.03.2019	01.04.2019	15.04.2019	29.04.2019	13.05.2019	27.05.2019	11.06.2019	24.06.2019	08.07.2019	22.07.2019	05.08.2019	19.08.2019	02.09.2019	16.09.2019	30.09.2019	14.10.2019	28.10.2019	11.11.2019	25.11.2019	09.12.2019	25.12.2019	Maxi
		NA = non analysé, case vide = non détecté, bmdl = inférieur au seuil de quantification																										
Abamectin	<0.10																											0
Alachlor	<0.01																											0
Amidosulfuron	<0.01						0.218	bmdl	bmdl																			0.218
AMPA	<0.01	0.02	0.019		0.018	0.022	0.024	0.011	bmdl	0.019		0.015	0.014	bmdl	bmdl	0.012	bmdl	0.016	0.027	bmdl		0.028	0.014		0.013		0.014	0.028
Atrazine	<0.01																											0
Atrazine-2-hydroxy	<0.01																											0
Atrazine-desethyl	<0.01																											0
Atrazine-desisopropyl	<0.01																											0
Azoxystrobin	<0.01																											0
Benoxacor	<0.01																											0
Bentazone	<0.01																											0
Bicyclopyrone	<0.01																					0.019	bmdl			bmdl	bmdl	0.019
Boscalid	<0.01																											0
Carbendazim	<0.01																											0
Carbofuran	<0.01																											0
Chlodinafop-propargyl	<0.10																											0
Chloridazone	<0.01																											0
Chlorotoluron	<0.01																											0
Clofentezine	<0.01																											0
Clomazone	<0.01																											0
Cyproconazole	<0.01																											0
Cyprodinil	<0.01						bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl																0
Cyromazin	<0.01																											0
Diafenthiuron	<0.02																											0
Diazinon	<0.01																											0
Dichlorobenzamide	<0.01																											0
Dicrotophos	<0.01																											0
Dicyclanil	<0.02																											0
Difenoconazol	<0.01																											0
Difenoxuron	<0.01																											0
Dimefuron	<0.01																											0
Dimethachlor	<0.01																											0
Dimethoate	<0.01																											0
Dimethomorph	<0.01																											0
Dinoseb	<0.01																											0
Dinoterb	<0.01											0.017		bmdl	bmdl	bmdl												0.017
Diuron	<0.01							bmdl	0.042	0.016	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl										0.042
Endosulfan sulfate	<0.01																											0
Ethoxysulfuron	<0.10																											0
Fenarimol	<0.01																											0
Fenhexamide	<0.01																											0
Fenpropidin	<0.01																											0
Fenpropimorph	<0.01																											0
Fenpyrazamine	<0.01																											0
Fenuron	<0.01																											0
Fluazifop-butyl	<0.01																											0
Fluazinam	<0.01																											0
Fludioxonil	<0.01																											0
Fluométuron	<0.01																											0
Fluroxypyr	<0.01																											0
Flurprimidol	<0.01																											0
Flusilazole	<0.01																											0
Foramsulfuron	<0.01																											0
Furathiocarb	<0.01																											0
Glufosinate	<0.01																											0
Glyphosate	<0.01	bmdl	0.011		bmdl	bmdl	bmdl	0.017	0.014	0.046	bmdl	0.021	0.018	bmdl	bmdl	0.016	bmdl	0.017	0.011	bmdl	bmdl	0.046	0.014	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.046
Hexaflumuron	<0.01																											0
Indoxacarb	<0.01																											0
Iodosulfuron-methyl	<0.01																											0
Isoproturon	<0.01																											0
Isopyrazam	<0.01																											0
Isoxaben	<0.01																											0
Lenacil	<0.01																											0
Linuron	<0.01										bmdl	bmdl																0
Lufenuron	<0.01																											0
Mandipropamid	<0.01																											0
Mecoprop	<0.01																											0
Mepanipyrim	<0.01																											0
Mesotrion	<0.01					0.026																						0.026
Metalaxyl	<0.01										bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl													0
Methidathion	<0.01																											0
Methoxyfenoside	<0.01																											0
Metolachlor	<0.01																											0
Metoxuron	<0.01																											0
Metsulfuron-methyl	<0.01																											0
Molinate	<0.01																											0
Orthosulfamuron	<0.01																											0
Oryzalin	<0.01																											0

Sample Id		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
Date de fin de prélèvement moyen 14 jours	Limite quantification	07.01.2019	21.01.2019	04.02.2019	18.02.2019	04.03.2019	18.03.2019	01.04.2019	15.04.2019	29.04.2019	13.05.2019	27.05.2019	11.06.2019	24.06.2019	08.07.2019	22.07.2019	05.08.2019	19.08.2019	02.09.2019	16.09.2019	30.09.2019	14.10.2019	28.10.2019	11.11.2019	25.11.2019	09.12.2019	25.12.2019	Maxi
Oxadixyl	<0.01																											0
Penconazole	<0.01																											0
Phosalone	<0.01																											0
Pinoxaden	<0.01																											0
Pirimicarb	<0.01																											0
Pretilachlor	<0.01																											0
Profenofos	<0.01																											0
Prometryn	<0.01																											0
Propamocarb	<0.01																											0
Propanil	<0.01																											0
Propiconazol	<0.01																											0
Propoxur	<0.01																											0
Prosulfocarb	<0.01																											0
Picoxystrobine	<0.01																											0
Pymetrozine	<0.01																											0
Pyrifenox	<0.01																											0
Pyriftalid	<0.01																											0
Simazine	<0.01																											0
Simazine-2-hydroxy	<0.01																											0
Solanenol	<0.01																											0
Spinosad A	<0.01																											0
Spiroxamine	<0.01																											0
Tebuconazol	<0.01																											0
Tebufenpyrad	<0.01																											0
Tebutam	<0.01																											0
Teflubenzuron	<0.01																											0
Terbumeton	<0.01																											0
Terbuthylazine	<0.01							bmdl	0.028	0.014	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl										0.028
Terbuthylazine-2-hydroxy	<0.01							bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl																0
Terbuthylazine-desethyl	<0.01		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0
Terbutryn	<0.01																											0
Thiabendazole	<0.01																											0
Thiobencarb	<0.01																											0
Thiocyclam	<0.01																											0
Trifloxystrobin	<0.01																											0
Trifloxysulfuron	<0.01																											0
Triflumuron	<0.01																											0
Trifluralin	<0.10																											0
Total (pesticides)		0.025	0.035	0.005	0.028	0.058	0.257	0.058	0.108	0.110	0.040	0.087	0.052	0.035	0.030	0.048	0.025	0.048	0.043	0.015	0.010	0.098	0.038	0.010	0.023	0.015	0.029	0.257
4-Aminobiphényl	<0.001																											0
Benzidine	<0.001																											0
Benzotriazole	<0.01	0.041	0.041	0.032	0.043	0.039	0.085	0.028	0.023	0.021	0.038	0.028	0.014	bmdl	bmdl	0.012	0.014	0.015	bmdl	0.018	0.022	0.030	0.021	0.042	0.029			0.085
Tolyltriazole	<0.01	0.028	0.029	0.016	0.035	0.025	0.036	0.025	0.026	0.022	0.017	0.016	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.013	0.015	0.016	0.016	0.028	0.014			0.036
MTBE	<0.01	0.100							0.100									0.200							0.100			0.2
1.4-dioxane	<0.2				0.250	0.300	0.300	0.200																		0.300		0.3
Produits pharma																												0
Benzonatate	<0.001																											0
BMS-14-Apixaban	<0.01																											0
Bupivacaine	<0.01					bmdl	bmdl	bmdl	bmdl					bmdl	bmdl	bmdl						bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		0
Carbamazepine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl					bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0
Carbidopa	<0.01																											0
Carisoprodol	<0.01										bmdl	bmdl	bmdl			bmdl				bmdl								0
Cibamino-(S)	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl																					0
Deanol	<0.10																											0
Diclofenac	<0.01	0.034						bmdl	bmdl	bmdl	0.010	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.013	0.012	0.012	0.03	0.014	0.016	0.013	0.034
Guanylurea (métabolite)	<0.01	0.788	0.871	1.31	1.455	1.64	1.64	2.730	2.510	2.940	0.652	0.880	0.409	0.126	0.224	0.443	0.913	0.972	0.289	0.897	0.744	2.100	1.660	1.640	2.465	1.750	1.370	2.94
Irbersartan	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl						bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl		bmdl								0
Memantine	<0.01						bmdl																			0.016	bmdl	0.016
Mepivacaine	<0.01		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.014	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl							bmdl	0.015	0.02	bmdl	bmdl	0.019	0.038	0.016			0.038
Metformin	<0.01	0.934	0.810	0.029	0.779	0.803	0.991	1.300	1.031	0.955	0.439	0.327	0.180	0.110	0.107	0.148	0.124	0.122	0.103	0.158	0.163	0.361	0.391	0.407	0.286			1.3
Methenamine	<0.05		0.091	bmdl	0.136	0.109	bmdl						bmdl	bmdl	0.197	0.529	0.105	0.083	0.23	0.548	0.159	0.094	0.116	0.052	0.13			0.548
NOV-14-BOC	<0.01																											0
Prilocaine	<0.01	0.03	bmdl	bmdl	bmdl	0.037	0.089	bmdl	bmdl	bmdl																		0.089
Propofol	<0.01																											0
Ribavarine	<0.50																											0
Ropivacaine HCl	<0.10		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.011	bmdl	bmdl																			0.011
Sulfometoxazole	<0.10	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl					bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl			0
Ticlopidine	<0.01																											0
Trimetazidine.2HCl	<0.01																											0
Xipamide	<0.01																											0
Total (API)		1.81	1.81	1.98	2.40	2.62	2.78	4.07	3.58	3.92	1.12	1.23	0.61	0.26	0.54	1.14	1.16	1.20	0.65	1.65	1.09	2.59	2.21	2.18	2.93	1.79	1.39	4.07
Débit du Rhône	(m^3/s)	116	153	164	97	81	92	111	98	104	104	136	256	273	296	228	240.1	297	236.2	202	113.2	102.5	91.7	106	144.5	145.7	145.7	297

Tableau 2 : résultats des analyses par Scitec Research SA (µg/L)

Table 2 : results of the analyses by Scitec Research SA (µg/L)

Numero station		01	02	05	03	04		01	02	05	03	04
Lieu du prélèvement (moyen 24h)	Limite de quantification	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM		Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM
Date de l'échantillon		20.02.2019	20.02.2019	20.02.2019	20.02.2019	20.02.2019		03.12.2019	03.12.2019	03.12.2019	03.12.2019	03.12.2019
Abamectin	<0.10											
Alachlor	<0.01											
Amidosulfuron	<0.01											
AMPA	<0.01	NA	NA	NA	NA	NA		NA	NA	NA	NA	NA
Atrazine	<0.01											
Atrazine-2-hydroxy	<0.01											
Atrazine-desethyl	<0.01											
Atrazine-desisopropyl	<0.01											
Azoxystrobin	<0.01											
Benoxacor	<0.01											
Bentazone	<0.01											
Bicyclopyrone	<0.01											bmdl
Boscalid	<0.01											
Carbendazim	<0.01											
Carbofuran	<0.01											
Chlodinafos-propargyl	<0.10											
Chloridazon	<0.01											
Chlorotoluron	<0.01											
Clofentezine	<0.01											
Clomazone	<0.01											
Cyproconazol	<0.01											
Cyprodinil	<0.01		bmdl			bmdl						bmdl
Cypromazin	<0.01											
Diafenthiuron	<0.01											
Diazinon	<0.01											
Dichlorobenzamide	<0.01											
Dicrotophos	<0.01											
Dicyclanil	<0.01											
Difenoconazol	<0.01											
Difenoxuron	<0.01											
Dimefuron	<0.01											
Dimethachlor	<0.01											
Dimethoate	<0.01											
Dimethomorphe	<0.01											
Dinoseb	<0.01											
Dinoterb	<0.01		0.21							0.015	0.021	0.014
Diuron	<0.01											
Endosulfan sulfate	<0.01											
Ethoxysulfuron	<0.10											
Fenarimol	<0.01											
Fenhexamide	<0.01											
Fenpropidin	<0.01											
Fenpropimorph	<0.01											
Fenpyrazamine	<0.01											
Fenuron	<0.01											
Fluazifop-butyl	<0.01											
Fluazinam	<0.01											
Fludioxonil	<0.01					bmdl						bmdl
Fluométuron	<0.01											
Fluroxypyr	<0.01											
Flurprimidol	<0.01											
Flusilazole	<0.01											
Foramsulfuron	<0.01											
Furathiocarb	<0.01											
Glufosinate	<0.01	NA	NA	NA	NA	NA		NA	NA	NA	NA	NA
Glyphosate	<0.01	NA	NA	NA	NA	NA		NA	NA	NA	NA	NA
Hexaflumuron	<0.01											
Indoxacarb	<0.01											
Iodosulfuron-methyl	<0.01											
Isoproturon	<0.01											
Isopyrazam	<0.01											
Isoxaben	<0.01											
Lenacil	<0.01											
Linuron	<0.01					bmdl						
Lufenuron	<0.01											
Mandipropamide	<0.01											
Mecoprop	<0.01											
Mepanipyrim	<0.01											
Mesotrion	<0.01					0.117						
Metalaxyl	<0.01											
Methidathion	<0.01											
Methoxyfenoside	<0.01											bmdl
Metolachlor	<0.01											
Metoxuron	<0.01											
Metsulfuron-methyl	<0.01											
Molinate	<0.01											
Orthosulfamuron	<0.01											

Numero station		01	02	05	03	04		01	02	05	03	04
Lieu du prélèvement (moyen 24h)	Limite de quantification	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM		Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM
Date de l'échantillon		20.02.2019	20.02.2019	20.02.2019	20.02.2019	20.02.2019		03.12.2019	03.12.2019	03.12.2019	03.12.2019	03.12.2019
Oryzalin	<0.01											
Oxadixyl	<0.01											
Penconazole	<0.01											
Phosalone	<0.01											
Picoxystrobin	<0.01											
Pinoxaden	<0.01											
Pirimicarb	<0.01											
Pretilachlor	<0.01											
Profenofos	<0.01											
Prometryn	<0.01											
Propamocarb	<0.01											
Propanil	<0.01											
Propiconazol	<0.01											
Propoxur	<0.01											
Prosulfocarb	<0.01											
Pymetrozine	<0.01											
Pyrifenox	<0.01											
Pyriftalid	<0.01											
Simazine	<0.01											
Simazine-2-hydroxy	<0.01											
Solatenol	<0.01											
Spinosad A	<0.01											
Spiroxamine	<0.01											
Tebuconazol	<0.01											
Tebufenpyrad	<0.01											
Tebutam	<0.01											
Teflubenzuron	<0.01											
Terbumeton	<0.01											
Terbuthylazine	<0.01					bmdl						
Terbuthylazine-2-hydroxy	<0.01											bmdl
Terbuthylazine-desethyl	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl
Terbutryn	<0.01											
Thiabendazol	<0.01											
Thiobencarb	<0.01											
Thiocyclam	<0.01											
Trifloxystrobin	<0.01											
Trifloxysulfuron	<0.01											
Triflumuron	<0.01											
Trifluralin	<0.10											
4-Aminobiphényl	<0.001	NA	NA	NA	NA	NA						
Benzidine	<0.001	NA	NA	NA	NA	NA						
Benzotriazole	<0.01	0.016	0.033	0.03	0.034	0.039		0.02	0.02	0.061	0.058	0.054
Tolyltriazole	<0.01	bmdl	0.024	0.017	0.019	0.021		bmdl	bmdl	bmdl	0.019	0.018
1,4-dioxane	<0.2		0.5	0.3	0.2	0.3			0.5		0.30	
MTBE	<0.01	NA	NA	NA	NA	NA		NA	NA	NA	NA	NA
Produits pharma												
BMS-14-Apixaban	<0.01										bmdl	bmdl
Benzonatate	<0.01											
Bupivacaine	<0.01										0.017	0.013
Carbamazepine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl		bmdl	bmdl	bmdl
Carbidopa	<0.01											
Carisoprodol	<0.01											
Cibamino-(S)	<0.01					bmdl						
Cibazépine	<0.01											
Deanol	<0.10											
Diclofenac	<0.01							0.013	0.013	bmdl	0.014	0.012
Guanylurea	<0.01	0.499	0.985	1.33	1.49	2.92		1.97	1.36	1.23	1.37	2.28
Ibersartan	<0.00	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl				bmdl		bmdl
Memantine	<0.01											
Mepivacaine	<0.01					bmdl					0.062	0.033
Metformin	<0.01	0.448	0.850	0.771	0.663	0.572		0.141	0.221	0.231	0.32	0.228
Methenamine	<0.05		0.132	0.089		0.127		0.196	0.184	0.125	0.121	0.446
NOV-14-BOC	<0.01											
Prilocaine	<0.01										bmdl	bmdl
Propofol	<0.01											
Ribavarine	<0.50											
Ropivacaïne	<0.01										bmdl	bmdl
Sulfamethoxazole	<0.10		bmdl		bmdl	bmdl					bmdl	bmdl
Ticlopidine	<0.10											
Trimetazidine.2HCl *	<0.01											
Xipamide	<0.01											

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 147-155*

FRAIE DU CORÉGONE ET DE LA PERCHE DANS LE LÉMAN

WHITEFISH AND PERCH SPAWNING IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2019

PAR

Chloé GOULON, Orlanne ANNEVILLE et Jean GUILLARD

INRAEE-UMR/CARRTEL, BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

Aides techniques : plateau BE-PRECCI UMR CARRTEL (INRAEE – USMB)

RÉSUMÉ

Dans le cadre du développement d'indicateurs de l'impact du changement climatique, les phénologies de la reproduction de deux espèces de poisson, le corégone (Coregonus lavaretus) et la perche (Perca fluviatilis), sont suivies dans le Léman. Le suivi de la reproduction du corégone s'effectue avec des filets benthiques multimailles posés et relevés chaque semaine sur des sites de référence où les poissons frayent régulièrement. Ce suivi a lieu de fin novembre à début mars selon les années et a débuté en 2015. Afin de suivre la reproduction de la perche, depuis 1984, des frayères artificielles sont installées chaque année sur un site de référence, à différentes profondeurs, à partir de début avril jusqu'à juin. Les variabilités inter-annuelles observées dans les dynamiques de fraie étaient jusqu'à présent fortement liées aux fluctuations de la température de l'eau. Cependant, pour le corégone, au cours de l'hiver 2018-2019, les données recueillies ne montrent plus de lien avec la température de l'eau. Ceci s'explique probablement par un échantillonnage qui ne semble plus adapté à l'effectif actuel réduit de la population et par l'absence d'échantillonnage la première semaine de janvier en raison des mauvaises conditions météorologiques. Pour la perche, une précocité du frai s'observe par rapport à 2018, en lien avec une structure en taille différente des géniteurs et une température de l'eau plus élevée fin avril.

SUMMARY

A monitoring of the spawning phenology of whitefish (Coregonus lavaretus) and perch (Perca fluviatilis) has been set up to assess the impact of climate change in Lake Geneva. The monitoring of the whitefish reproduction is carried out with multi-mesh benthic gillnets set in and out each week on areas where whitefish usually spawn. This monitoring started in 2015. It takes place from late November to early March depending on the year. In order to monitor the perch reproduction, artificial spawning substrates have been placed on a reference site at different depths from early April to June, since 1984. The spawning phenology for both species showed good relationships with water temperatures until winter 2017-2018. During the winter 2018-2019, the link between temperature and whitefish spawning did not appear obvious. This is probably due to a sampling strategy that is no longer suitable to the current fish density and by the lack of sampling the first week of January due to bad weather conditions. For perch, earlier spawning was observed in 2019 compared to 2018. This precocity was probably caused by a different size structure of the spawners and higher water temperature at the end of April.

1. CONTEXTE ET OBJECTIF

Le changement climatique peut modifier la phénologie des organismes (Walther et al. 2002). Le régime thermique est en effet le facteur principal permettant le déclenchement du frai des poissons lacustres (Gillet, 1989). Chez certaines populations de poisson du Léman, dont le cycle de reproduction est physiologiquement piloté par la température de l'eau, de telles modifications ont déjà été observées pour le gardon (*Rutilus rutilus*) et pour la perche (*Perca fluviatilis*) (Gillet and Dubois 1995, 2007; Gillet and Quétin 2006; Concastie et al. 2019). Le déclenchement du frai de la perche et du gardon a lieu au printemps et nécessite une hausse de la température de l'eau (>10 °C). A l'inverse, le corégone (*Coregonus lavaretus*) et l'omble (*Salvelinus alpinus*) fraient à la fin de l'automne et au début de l'hiver lorsque les températures descendent en dessous d'une valeur seuil (7-8°C environ pour les deux espèces). Avec le changement climatique, ces valeurs seuils devraient être atteintes plus précocement pour les espèces d'eau chaude (perche et gardon) et plus tardivement pour les espèces d'eau froide (corégone et l'omble), modifiant ainsi les dates de frai pour ces espèces.

L'objectif est de réaliser un suivi sur le long terme de la phénologie du frai du corégone et de la perche dans le Léman. Plus précisément, il s'agit : 1- d'estimer la date du début/de la fin du frai, son apogée et de préciser le lien avec la température, 2- de caractériser les géniteurs présents sur les sites de frai (taille, âge).

Pour le corégone, les opérations tests menées en 2015-2016 consistant à capturer les géniteurs ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité. Au cours de la période 2016-2019 diverses adaptations de protocole (type de filets, profondeur de pose) ont eu lieu afin d'augmenter les effectifs et d'étudier finement la phénologie. Cependant malgré les adaptations effectuées, les effectifs capturés sont faibles, en particulier en 2017-2018 et pour l'hiver 2018-2019, en lien avec la baisse constatée du stock de corégone.

Afin de pouvoir suivre la phénologie de reproduction de la perche et d'étudier la population de géniteurs, des frayères artificielles sont mises en place chaque année en avril devant le port de l'UMR CARRTEL- INRAEE, depuis 1984, suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007). Des études antérieures ont montré que le nombre de rubans d'œufs déposés sur les frayères artificielles est un indicateur fiable du nombre de génitrices présentes dans la zone (Gillet et al. 2013). Cette méthode a l'avantage d'attirer de nombreuses femelles et facilite l'observation d'un grand nombre de rubans d'œufs.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. CORÉGONE

Six filets benthiques (6 panneaux de 5 m de long et 2 m de haut de mailles 19.5 mm, 24 mm, 29 mm, 40 mm, 50 mm et 60 mm) ont été déployés à proximité du site de l'UMR CARRTEL-INRAEE, à raison de trois filets par profondeur à 4 et 8 m. En raison des faibles niveaux de captures observés en 2017-2018, un nouveau site de suivi a été ajouté, situé au niveau de la plage de la Pinède à Thonon-les-Bains (Figure 1). Sur ce site 4 filets benthiques sont posés à environ 4 m de profondeur. Les filets benthiques se composent de 6 panneaux de 5 m de long et 2 m de haut de mailles 19.5 mm, 24 mm, 29 mm, 40 mm, 50 mm et 60 mm. La pose s'effectue avant la tombée de la nuit et la relève le matin, après le lever du jour. Pour cette saison, la première pose a eu lieu le 28/11/2018 et la dernière le 31/01/2019, après 3 relèves consécutives sans captures de poissons. Après chaque relève, les poissons sont mesurés, pesés, sexés et leur état de maturation est évalué. Leur âge est ensuite déterminé par scalimétrie. La profondeur de positionnement du filet et la maille dans laquelle les poissons ont été capturés sont notées. La température de surface est enregistrée avec un pas de temps horaire par une sonde disposée à 2 m sous la surface, dans le port de l'UMR CARRTEL-INRAEE qui est connectée à une station météorologique automatisée (type Cimel 516i). Pour étudier plus finement les liens entre température et phénologie, une ligne avec des capteurs de température (type Tinytag ; TG-4100) disposés aux profondeurs de 4 et 8 m a été mis en place avant la saison de reproduction depuis l'hiver 2017-2018. Les températures à 4 et 8 m étant significativement corrélées (R^2=0.99, $p<0.05$), seules les données de température à 4 m ont été analysées.



Figure 1 : Disposition théorique des filets à différentes profondeurs (4 et 8 m) sur le site 1 (à proximité de l'UMR CARRTEL-INRAEE) et sur le site 2 (Plage de la Pinède, Thonon-les-Bains).

2.2. PERCHE

Afin de pouvoir suivre la phénologie de reproduction de la perche, des frayères artificielles sont mises en place chaque année en avril devant le port de l'UMR CARRTEL - INRAEE, depuis 1984, suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007) (Figure 2). Ces frayères sont constituées d'un cadre en PVC de 1 m de hauteur et 2 m de largeur, qui maintient un grillage dans lequel sont entrelacées des branches d'if commun (*Taxus baccata*). Les frayères sont stabilisées en position verticale par l'intermédiaire de flotteurs positionnés sur le haut et de poids sur le bas. A partir des années 1990, les frayères sont installées à 4 m, 8 m et 12 m de profondeur, où les perches ont l'habitude de se reproduire (Gillet and Dubois 1995). Une ligne avec des capteurs de température (type Tinytag ; TG-4100) est mise en place dans la zone des frayères pour enregistrer les températures à 4 m, 8 m et 12 m de profondeur. En 2019, le suivi scientifique a été réalisé du 13 avril au 23 juin. Les frayères sont relevées deux fois par semaine pour compter et mesurer les rubans d'œufs à chaque profondeur avant de les relâcher. Chaque femelle pond des œufs sous forme d'un ruban unique (Thorpe 1977) dont la longueur et la largeur sont proportionnelle à leur taille selon l'équation : $LT= 24{,}210\ (LR)^{0.589}$ avec LT : longueur de la femelle et LR : largeur du ruban en mm (Gillet et al. 1995; Dubois et al. 1996). La profondeur de la frayère est vérifiée avant et après chaque relève à l'aide d'un sondeur à main Plastimo ECHOTEST II.



Figure 2 : Disposition théorique des frayères artificielles à différentes profondeurs (4, 8 et 12 m) à proximité du port de l'UMR CARRTEL-INRAEE.

Pour les deux espèces, le début et la fin du frai sont estimés lorsque les seuils de 10 % et 90 % des effectifs observés (géniteurs ou rubans d'œufs) sont atteints.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. CORÉGONE

3.1.1. Saison 2018-2019

Un total de 27 individus a été capturé durant les opérations de 2018-2019. 70 % des captures ont été faites sur le site de la Pinède (site 2). Deux poses ont été effectuées la semaine du 18/12/2018. En effet, la première pose a été effectuée dans de mauvaises conditions climatiques et la profondeur de pose a différé du plan théorique. Lors de cette opération un seul individu a été capturé et n'est pas pris en compte dans les analyses (1 femelle, taille 475 mm). La première semaine de janvier, la pose n'a pas pu être effectuée en raison de conditions météorologiques très défavorables.

Le 12 décembre (plus de 10 % de captures totales), la période de reproduction avait débuté. La date pour laquelle 50 % des géniteurs collectés a été atteinte était le 20/12/2018, ce qui correspond à la date où l'effectif maximal est observé avec 8 individus (Figure 3).

Les captures sont majoritairement composées de mâles (80% ;Tableau 1) en accord avec la littérature (Champigneulle et al. 1983). La taille moyenne est de 451.8 ± 69.8 mm et l'âge moyen de 2.4 ans (Tableau 2).

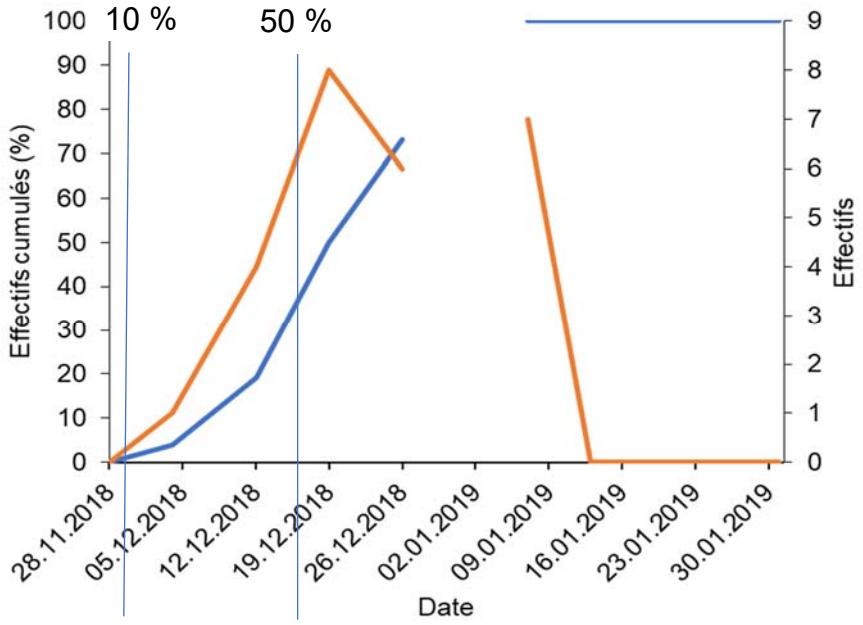


Figure 3 : Effectifs bruts (en rouge) et cumulés (en bleu, exprimés en pourcentage) de corégones capturés au cours de la saison de reproduction 2018-2019.

Tableau 1 : Synthèse des captures de corégones réalisées hiver 2018-2019

Date	Effectifs	Femelles	Mâles	Longueur totale, LT (mm)	LT min (mm)	LT max (mm)	Masse (g)
05/12/2018	1	0	1	495,0	495,0	495,0	1076,6
13/12/2018	4	0	4	454,3 ± 60,0	403,0	535,0	777,2 ± 314,1
20/12/2018	8	2	6	434,7± 80,7	360,0	627,0	726,6 ± 627
27/12/2018	6	3	3	473,0 ± 72,6	394,0	570,0	985,5 ± 521,6
08/01/2019	7	0	7	451,3± 65,8	385,0	557,0	755,2 ± 339,2

Tableau 2 : Détermination de l'âge des corégones par scalimétrie

Date	Classes d'âge (Effectifs)					
	1+	2+	3+	4+	5+	6+
05/12/2018			1			
13/12/2018	1	2		1		
20/12/2018	4	3				1
27/12/2018	1	1	2		2	
08/01/2019	3	1	2		1	
Somme	9	7	5	1	3	1

Les corégones ont été capturés à uniquement 4 m. Les captures sont irrégulièrement distribuées dans les différentes mailles de filets (Figure 4). Les mailles les plus capturantes sont les mailles de 50 et 60 mm. Comme lors de l'hiver 2017-2018, les mailles de 19.5 et 24 mm n'ont pas permis de capturer des corégones.

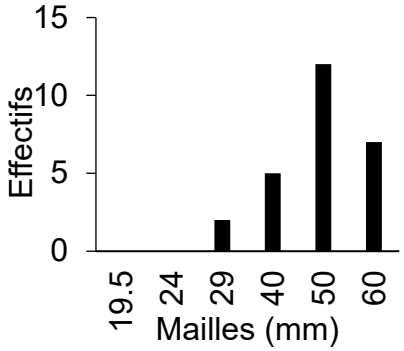


Figure 4 : Effectif capturé par maille.

Au cours de la saison de pêche 2018-2019, les captures accessoires se sont composées de de deux brochets, d'un rotengle, d'une perche et d'une truite.

3.1.2. Comparaison interannuelle

En sélectionnant les profondeurs de pose de 4 et 8 m et les captures effectuées sur le site de l'UMR CARRTEL-INRAEE, afin de rendre les données comparables, on constate que les effectifs en 2018-2019 sont les plus faibles depuis le début du suivi (58 en 2016-2017, 23 en 2017-2018, 8 en 2018-2019). Ces effectifs sont en liens avec la baisse des effectifs de la population de corégones, comme l'indiquent les données halieutiques (données : commission consultative pour la pêche dans le Léman).

Les données obtenues dans le cadre du suivi de la phénologie, exprimées en effectifs cumulés sur l'ensemble des données, ont été comparées pour les quatre dernières années (Figure 5). D'après les données analysées, la saison de reproduction serait la deuxième plus précoce depuis le début du suivi. Au cours de l'hiver 2018-2019, plus de 50 % des effectifs totaux ont été capturés le 19 décembre, soit la même semaine que l'hiver 2017-2018. Ce seuil est atteint pour une température plus élevée que les années précédentes de 8.3°C contre environ 7°C (7 ± 0.4°C) pour les années précédentes et de 8.9°C à 4 m mesurée à proximité du site de pose des filets. La dynamique constatée est biaisée en raison du faible nombre d'individus échantillonnés et de l'absence de pose la première semaine de janvier. Cette date correspondait probablement à la date du pic. Dans quel cas, la dynamique aurait été proche de celle observée en 2016-2017, soit un effectif maximal constaté fin décembre et un seuil des 50% atteint plus tard dans l'année.

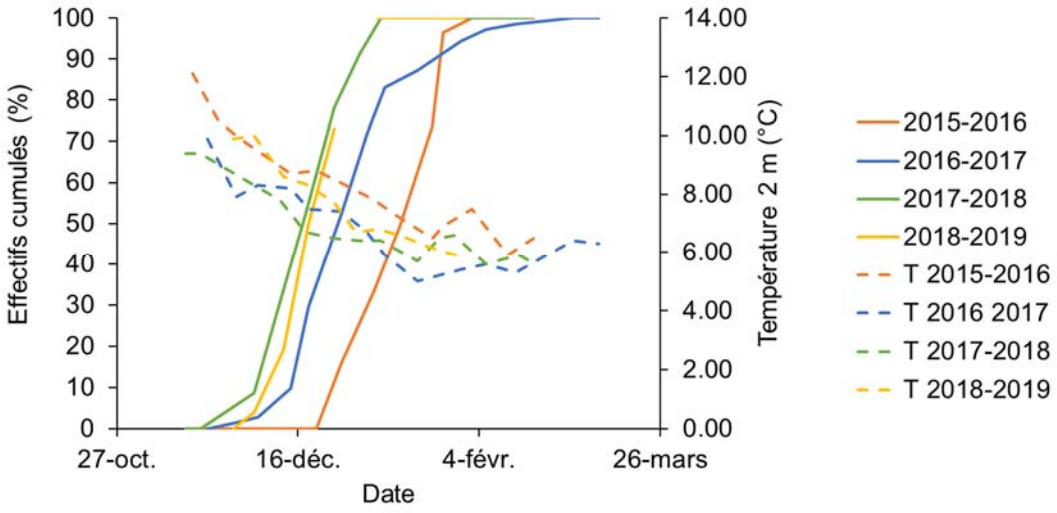


Figure 5 : Phénologie du frai des corégones, exprimée en effectif cumulé, lors des hivers 2015-2016 (trait plein orange), 2016-2017 (trait plein bleu), 2017-2018 (trait plein vert), 2018-2019 (trait plein jaune), et données de températures moyennes journalières mesurées à 2 m de profondeur dans le port de l'INRAEE (traits pointillés orange : 2015-2016, bleu : 2016-2017, vert : 2017-2018, jaune : 2018-2019).

3.2. PERCHE

Au cours du suivi scientifique de 2019 (Figure 6), 281 rubans ont été récoltés soit environ deux fois plus qu'en 2018 avec un nombre de relève inférieur (20 relèves en 2019 contre 23 relèves en 2018). Comme en 2018, le nombre de rubans observés sur les frayères positionnées à 4 m de profondeur est très faible : au nombre de 12 en 2019 et de 4 en 2018. C'est à 8 m de profondeur que le nombre de rubans déposé est le plus important : 92 en 2018 et 200 en 2019. A 12 m de profondeur, 56 et 69 rubans ont été dénombrés en 2018 et 2019 respectivement.

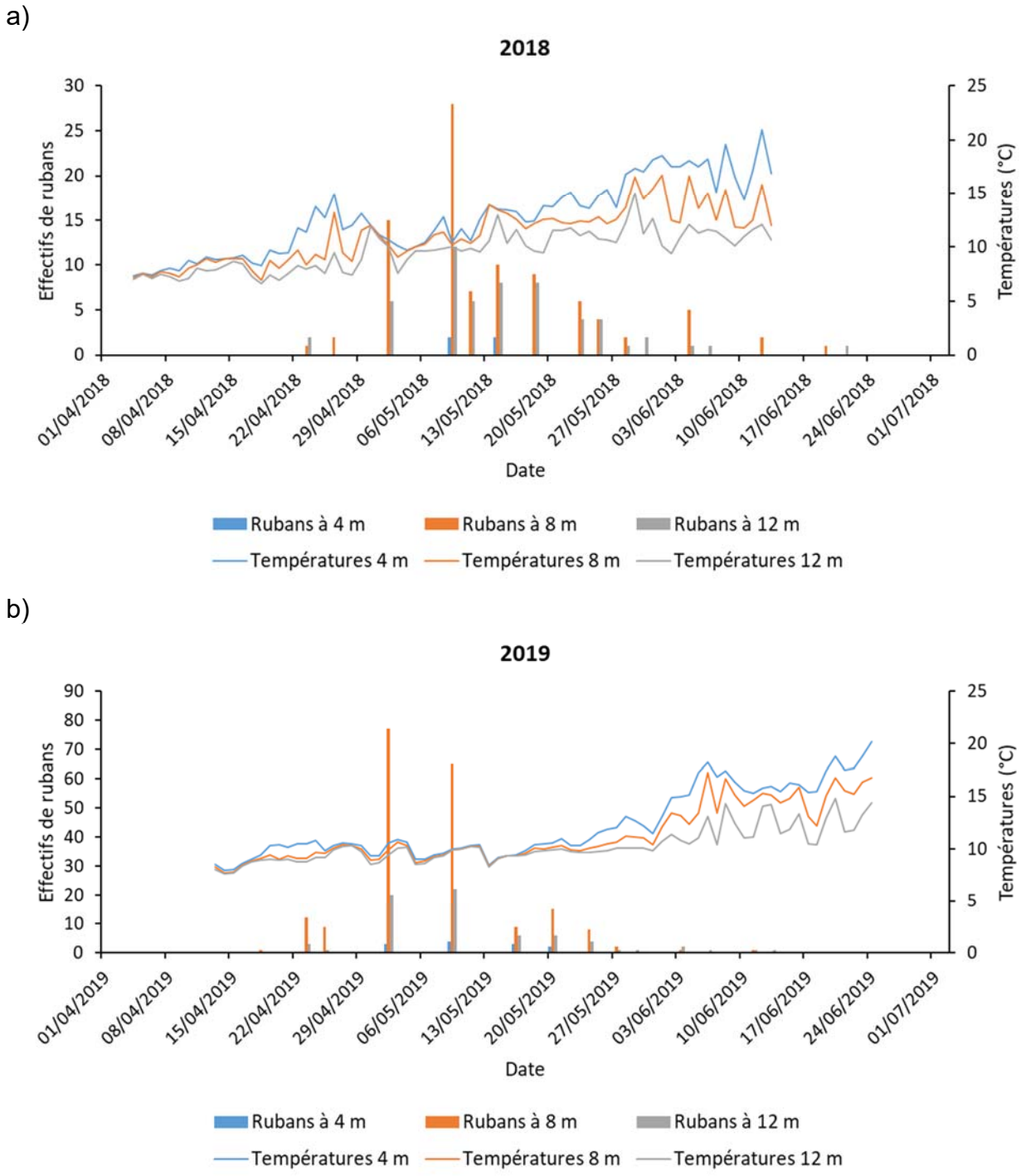


Figure 6 : Quantité de rubans de perche récoltés en a) 2018 et en b) 2019 par frayère à 4 m (bleu), 8 m (orange) et 12 m. Les courbes représentent les températures relevées à 4 m (en bleu), à 8 m (en orange) et à 12 m (en gris) de profondeur.

En 2019, le frai débute le 25 avril, soit 3 jours plus tôt qu'en 2018 pour des températures proches de 10°C (Figure 7). Cet écart peut néanmoins s'expliquer par la fréquence des échantillonnages. Cependant, un décalage net s'observe au moment de l'apogée et de la fin du frai entre les deux années. La date à laquelle environ la moitié des rubans est collectée et qui correspond également au pic d'activité est le 2 mai soit environ une semaine plus tôt qu'en 2018. En 2018, les températures mesurées les jours précédents l'apogée étaient proches de 12°C à 4 m mais ont brusquement chuté pour descendre autour de 10°C en raison d'un épisode venteux. En 2019, le pic s'observe pour des températures similaires or le seuil des 12°C n'a pas été atteint les jours précédents le pic. Enfin, la date de fin de frai est atteinte le 20 mai 2019 soit avec le même décalage par rapport à 2018 que lors du pic. Le mois de mai 2019 a été marqué de multiples évènements venteux de fortes intensités empêchant les températures de progresser avant le 20 mai. Les températures ainsi rencontrées lors du suivi ne suffisent pas à expliquer la précocité du frai en 2019.

La structure en taille a également une influence sur la dynamique de la reproduction. Les perches de plus petites tailles ont tendance à frayer de façon plus précoce que les plus grande (Gillet and Dubois 2007). Ainsi, la phénologie a été analysée en séparant les rubans de petites (≤40 mm) et grande taille (>40 mm), correspondant à des petites et grandes reproductrices (de taille inférieure ou égale ou supérieure à 21 cm). En 2019, la proportion de petites reproductrices est plus importante (79 % en 2019 contre 55 % en 2018) et la phénologie des petites perches est proche de celle observée sur l'ensemble de la population (Figure 7 et 8). Cette différence de classe de taille pourrait expliquer en grande partie la précocité du frai. Cependant, malgré la sélection effectuée une précocité s'observe pour les perches des deux classes de taille. Ainsi, secondairement, les températures plus chaudes fin avril pourraient être une variable explicative de la précocité du frai.

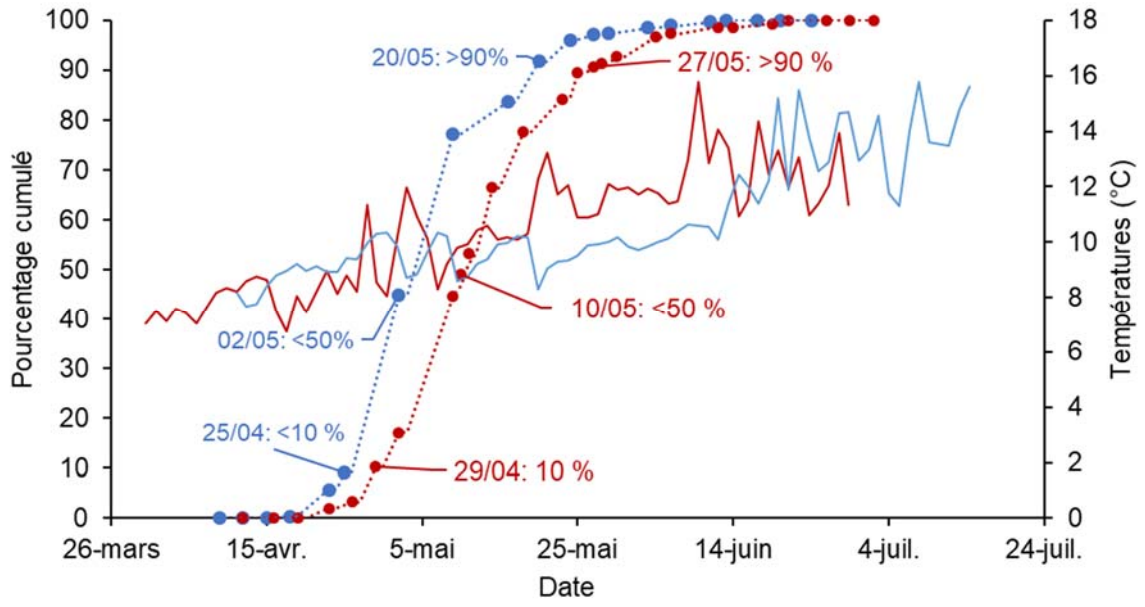


Figure 7 : Comparaison interannuelle des effectifs cumulés de rubans, exprimés en pourcentage, récoltés sur les frayères artificielles à toutes profondeurs confondues (4, 8 et 12 m) en fonction des températures moyennes (à 8 et 12 m), entre 2018 (rouge) et 2019 (bleu).

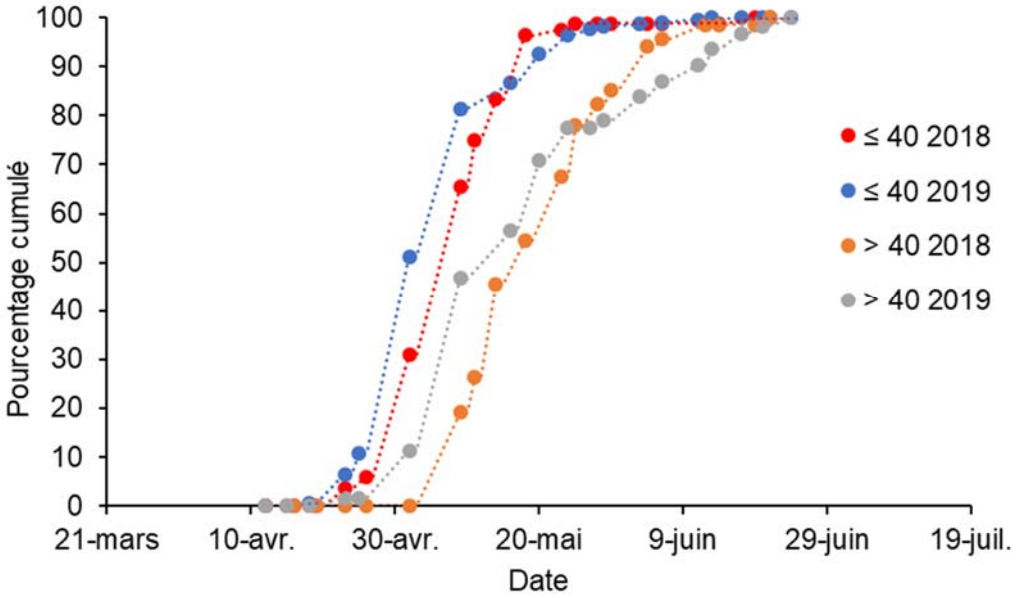


Figure 8 : Comparaison interannuelle des effectifs cumulés de rubans récoltés, exprimés en pourcentage, sur les frayères artificielles à toutes profondeurs confondues en fonction des tailles des rubans, ≤ 40 mm (en rouge en 2018, en bleu en 2019) et > 40 mm (en orange en 2018, en gris en 2019).

En 2018 et 2019, le début de la saison de la reproduction de la perche dans le Léman se produit fin avril, et se prolonge jusqu'à début juin, en accord avec les observations passées (Gillet et al. 1995; Gillet and Dubois 2007). La précocité du frai en 2019 par rapport à 2018 s'explique en grande partie par la composition en taille de la population qui diffère fortement entre ces deux années. De plus, ce phénomène serait accentué par des températures de l'eau plus élevées à la fin du mois d'avril en 2019. Le frai est initié lorsque la température de l'eau atteint 10°C pour les deux années, ce qui conforte les observations passées. L'activité de frai est généralement maximale la première semaine du mois de mai lorsque les températures atteignent 12°C à 4 m (Gillet and Dubois 2007). C'est à cette température que le frai est stimulé et c'est aussi la température optimale pour le développement des œufs (Hokanson and Kleiner 1974). Cependant, des exceptions peuvent être constatées lorsque le frai est initié, suivi d'épisodes venteux suffisants pour homogénéiser la température de l'eau et lorsque les pontes sont de petite taille. Ainsi en 2019 comme pour l'année 1991, le pic de reproduction a lieu à 10-11°C (Gillet and Dubois 1995).

4. CONCLUSION

Concernant le corégone, malgré les adaptations du protocole réalisées ces deux dernières années, en concentrant l'effort de pêche aux profondeurs où les captures sont plus importantes et en ajoutant un autre site de suivi, les captures d'individus restent faibles et insuffisantes pour décrire la phénologie. Ces faibles effectifs reflètent la baisse du stock de corégone et sont limités pour une description précise de la phénologie. De plus, l'absence d'échantillonnage la première semaine de janvier s'ajoute à ce biais. Ainsi, contrairement aux années précédentes, les données phénologiques obtenues en 2018-2019 ne montrent pas de lien clair avec les températures relevées. Des réflexions auront lieu en 2020 pour modifier la stratégie d'échantillonnage pour l'hiver 2020/2021. Pour la perche, le frai est légèrement plus précoce en 2019 en lien avec la présence de plus petites perches dans la population et des températures de l'eau plus élevées en début de saison.

BIBLIOGRAPHIE

Champigneulle, A., D. Gerdeaux, and C. Gillet. 1983. Les pêches de géniteurs de corégone dans le Léman français en 1982. Bull. Fr. Piscic. 149–157. doi:10.1051/kmae:1983006

Concastie, G., J. Guillard, and C. Goulon. 2019. Etude de la dynamique de la population et de la phénologie de la reproduction de la perche (Perca fluviatilis) dans le Léman. suivi halieutique Convention Cantons VD, VS, GE, OFEV.

Dubois, J.-P., C. Gillet, S. Bonnet, and Y. Chevalier-Weber. 1996. Correlation between the size of mature female perch (Perca fluviatilis L.) and the width of their egg strands in Lake Geneva. Ann. Zool. Fenn. 33: 417–420.

Gillet, C., and J. P. Dubois. 1995. A survey of the spawning of perch (Perca fluviatilis), pike (Esox lucius), and roach (Rutilus rutilus), using artificial spawning substrates in lakes. Hydrobiologia 300–301: 409–415. doi:10.1007/BF00024482

Gillet, C., and J. P. Dubois. 2007. Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch Perca fluviatilis L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. J. Fish Biol. 70: 1001–1014. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01359.x

Gillet, C., J. P. Dubois, and S. Bonnet. 1995. Influence of temperature and size of females on the timing of spawning of perch, Perca fluviatilis, in Lake Geneva from 1984 to 1993. Environ. Biol. Fishes 42: 355–363. doi:10.1007/BF00001465

Gillet, C., C. Lang, and J. P. Dubois. 2013. Fluctuations of perch populations in Lake Geneva from 1984 to 2011 estimated from the number and size of egg strands collected in two locations exposed to different fishing practices. Fish. Manag. Ecol. 20: 484–493. doi:10.1111/fme.12037

Gillet, C., and P. Quétin. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. J. Fish Biol. 69: 518–534. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01123.x

Hokanson, K. E. F., and Ch. F. Kleiner. 1974. Effects of Constant and Rising Temperatures on Survival and Developmental Rates of Embryonic and Larval Yellow Perch, Perca flavescens (Mitchill). The Early Life History of Fish. Springer. 437–448.

Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on the perch Perca fluviatilis Linnaeus, 1758 and Perca flavescens Mitchill, 1814, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, and others. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416: 389–395. doi:10.1038/416389a

ÉTUDES SPÉCIFIQUES

Campagne 2019

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 158-197*

SURVEILLANCE DES MICROPOLLUANTS DANS LES RIVIÈRES DU BASSIN LÉMANIQUE À L'AIDE D'ÉCHANTILLONNEURS PASSIFS

MONITORING OF MICROPOLLUTANTS IN RIVERS OF THE LAKE GENEVA BASIN USING PASSIVE SAMPLERS

CAMPAGNE 2019

PAR

Fabienne PFEIFFER, Susana MEDEIROS BOZIC et Nicolas ESTOPPEY

ÉCOLE DES SCIENCES CRIMINELLES – UNIVERSITÉ DE LAUSANNE
Faculté de Droit, des sciences criminelles et d'administration publique – Batochime – 1015 Lausanne

RÉSUMÉ

Le Conseil Scientifique de la CIPEL a décidé en 2018 d'initier une surveillance de polluants hydrophobes (PCBs, PBDEs et PAHs) dans les rivières du bassin lémanique avec des capteurs passifs. Ceci afin d'obtenir (i) une vision d'ensemble homogène de la présence de ces micropolluants, (ii) un abaissement des limites de quantification et (iii) des concentrations et charges de micropolluants pondérées dans le temps. Une première campagne en automne 2018 réalisée sur 46 sites a permis d'identifier les (portions de) cours d'eau présentant les plus grandes concentrations et charges de PCBs, PBDEs et PAHs dissous, rendant ainsi possible une priorisation des sites à surveiller. Afin de confirmer les tendances observées en 2018 et de fournir davantage d'informations sur les sources de pollutions potentielles, une seconde campagne a été réalisée au printemps 2019 sur 32 sites. Les capteurs ont été déployés par l'Ecole des Sciences Criminelles (ESC) de l'Université de Lausanne en collaboration avec les partenaires de la CIPEL (cantons de Vaud, Valais et Genève ainsi que la Communauté de Communes du Pays d'Evian – Vallée d'Abondance). Ces partenaires ont été formés de façon à ce qu'ils puissent assurer de manière autonome l'installation et la récupération des capteurs dans le futur. Afin d'acquérir davantage de connaissances sur la répartition des polluants hydrophobes entre la phase dissoute (échantillonnée avec les capteurs) et la phase particulaire, des données sur les concentrations dans les matières en suspension (MES) ont également été acquises sur deux sites en déployant des trappes à MES.

Ce rapport expose les résultats obtenus lors de la campagne 2019 et discute les similitudes et différences observées avec les résultats de la campagne 2018. Un suivi prioritaire (p.ex. 1x/an en période sèche et 1x/an en période humide) est suggéré dans le futur pour les cours d'eau où les concentrations les plus élevées (et dépassant parfois les seuils légaux) ont été mesurées :

- *Nant d'Avril, Vengeron, Venoge, Chamberonne, Arve (Passy) et Rhône (Evionnaz) pour les PCBs*
- *Nant d'Avril, Vengeron, Venoge, Chamberonne et Eau Froide de Roche pour les PBDEs*
- *Arve (Passy et Magland) pour les PAHs*

Ces cours d'eau mériteraient de faire l'objet d'investigations en se basant sur les sources potentielles de pollution discutées dans le présent rapport. Un suivi effectué à fréquence moins élevée (p.ex. tous les 5 ans) devrait être réalisé, idéalement dans le maximum de cours d'eau, mais en tout cas dans ceux où des concentrations élevées (et approchant parfois les seuils légaux) ont été mesurées lors d'une des deux campagnes ou lors de précédentes études :

- *Eau Froide de Roche, Canal Stockalper, Dranse et Aubonne pour les PCBs*
- *Vengeron, Nant d'Avril et Chamberonne pour les PAHs*

Comme en 2018, il a été montré que la charge de ces polluants dissous arrivant au Léman est principalement due au Rhône, ce dernier participant en 2019 à 76% des apports en PCBs, 77% en PBDEs et 86% en PAHs. Les charges de PCBs, PBDEs et PAHs dans l'Arve représentent quant à elles respectivement 33%, 25% et 36% de celles du Rhône après leur confluence à Genève. Ainsi, un suivi régulier (p.ex. 1x/an) devrait aussi être réalisé dans le Rhône en Valais (Porte du Scex) et dans l'Arve (La Jonction) et le Rhône à Genève (site en amont de la confluence avec l'Arve à définir) pour mesurer ces différentes charges. L'acquisition de ces données dans le temps devrait également permettre de déterminer si le lac joue un rôle de « réservoir » pour ces polluants.

ABSTRACT

In 2018, the Scientific Committee of the CIPEL decided to initiate a monitoring process for hydrophobic pollutants (PCBs, PBDEs and PAHs) in the rivers of the Lake Geneva basin using a passive sampling-based approach. The objectives were to obtain (i) a homogeneous overview of the presence of micropollutants, (ii) low limits of quantification and (iii) time-weighted average concentrations and loads of micropollutants. A first campaign was conducted in Autumn 2018 at 46 sites. The streams with the highest concentrations or loads of dissolved PCBs, PBDEs and PAHs were identified. A second campaign was conducted in Spring 2019 at 32 sites. Its goals were to confirm the trends observed in 2018 and to accumulate more information on potential pollution sources. The samplers were deployed by the School of Criminal Justice (ESC) of the University of Lausanne in collaboration with CIPEL partners (Cantons of Vaud, Valais and Geneva as well as the Community of Communes of the Pays d'Evian - Abondance Valley). These partners were trained in order to deploy passive samplers autonomously in the future. In addition to the passive samplers, suspended matter (SM) traps were installed at two sites to measure the concentration of pollutants in SM. The concentrations in the dissolved and particulate phase (measured by passive samplers and SM traps, respectively) were compared, in order to gain knowledge on the distribution of hydrophobic pollutants.

The present paper exposes the results of the 2019 campaign and discusses similarities and differences observed between those results and the ones of 2018. A high frequency monitoring (e.g. once per year during dry season and once per year during humid season) is suggested for the streams with the highest concentrations (which sometimes exceed legal thresholds):

- *Nant d'Avril, Vengeron, Venoge, Chamberonne, Arve (Passy) and Rhone (Evionnaz) for PCBs*
- *Nant d'Avril, Vengeron, Venoge, Chamberonne and Eau Froide de Roche for PBDEs*
- *Arve (Passy and Magland) for PAHs*

Additionally, investigations of pollution sources of those rivers should be conducted. Those investigations could be based on the list of the potential sources discussed in this report. Less frequent monitoring (e.g. every 5 years) should be conducted ideally on as many sites as possible. If this is not possible, at least the streams with high concentrations (sometimes approaching legal thresholds) measured in one of the campaigns or previous studies should be monitored:

- *Eau Froide de Roche, Canal Stockalper, Dranse and Aubonne for PCBs*
- *Vengeron, Nant d'Avril and Chamberonne for PAHs*

Like in 2018, the load of the (dissolved) pollutants released into Lake Geneva is mainly due to the Rhone River. In 2019, it contributed to 76% of the PCB, 77% of the PBDE and 86% of the PAH inputs in the Lake. The loads of PCBs, PBDEs and PAHs in the Arve River makes up, respectively, 33%, 25% and 36% of the loads in the Rhone River after their confluence in Geneva. Therefore, a regular survey (e.g. once per year) of the Rhone in Canton Valais (Porte du Scex) as well as of the Arve (La Jonction) and of the Rhone in Canton Geneva (site upstream of the confluence with the Arve to be defined) should be conducted to measure the above-mentioned loads of pollutants. Over time, this data might help understand if the lake has a role of "reservoir" for these pollutants.

1. INTRODUCTION

Un des rôles de la CIPEL selon son Plan d'action 2011-2020 est d'**assurer une veille de la qualité des eaux du bassin lémanique par rapport aux micropolluants**. Pour ce faire, la CIPEL définit des campagnes de mesure, identifie les sources de pollution potentielles à l'échelle de son territoire et collecte, agrège et valorise les données afin de fournir des recommandations à destination des Etats. Dans le cadre de cette mission, le conseil scientifique de la CIPEL a décidé en 2018 d'**initier un processus de surveillance des rivières du bassin lémanique avec des capteurs passifs** afin d'obtenir :

i. une **vision d'ensemble homogène** de la présence en micropolluants. Actuellement, les méthodes, les fréquences d'échantillonnage et la liste des substances recherchées peuvent varier d'un bassin à l'autre et d'une entité à l'autre, ce qui rend la comparaison difficile à l'échelle du bassin lémanique. Le déploiement à grande échelle des capteurs passifs permet de fournir des résultats comparables entre eux et une vision globale de la situation (Lohmann et al., 2017).
ii. un abaissement des **limites de quantification** (LOQ). Certains micropolluants qui sont présents à des concentrations particulièrement faibles dans l'eau (ng/L voire pg/L) sont difficilement mesurables avec les méthodes basées sur l'échantillonnage actif. Les capteurs passifs permettant un enrichissement in-situ des polluants dans le polymère (plusieurs dizaines de litres d'eau échantillonnés par jour), une sensibilité très élevée est atteinte sur une période d'échantillonnage typique de 4 à 6 semaines (Jacquet et al., 2014).
iii. des **concentrations et charges de micropolluants pondérées dans le temps**. Dans de nombreux cours d'eau du bassin lémanique, les prélèvements sont ponctuels et ne donnent que des valeurs instantanées de la pollution à un moment précis. Lorsque les capteurs passifs opèrent en régime linéaire, ils permettent un échantillonnage intégratif, c'est-à-dire qu'ils prennent en compte les polluants provenant de contaminations épisodiques et fournissent des concentrations moyennes pour la période d'échantillonnage (Vrana et al., 2005).

Dans un premier temps, il a été décidé de se focaliser sur **trois classes de composés hydrophobes** - les polychlorobiphényles (PCBs), les polybromodiphényléthers (PBDEs) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAHs). Des composés de chacune de ces classes figurent dans la liste des substances "prioritaires" (voire "dangereuses prioritaires") de la directive cadre sur l'eau (DCE). Leurs émissions, rejets et pertes doivent donc être progressivement arrêtés ou supprimés. De précédentes études portant sur les poissons et sédiments du Léman (et de ses affluents) ont révélé des dépassements des critères d'évaluation pour certains de ces polluants (Schmid et al., 2010; Edder et al., 2013; Edder and Klein, 2015; Loizeau et al., 2015; Casado Martinez et al., 2016; Babut et al., 2019). Le but de la surveillance initiée par la CIPEL est de **mettre en évidence les cours d'eau les plus pollués** et de **faire des hypothèses quant aux sources de pollution** pour permettre ensuite aux Etats de mener des investigations et de réduire l'arrivée de ces polluants dans les eaux du bassin lémanique.

En automne 2018, des capteurs passifs ont été déployés sur 46 sites par l'Ecole des Sciences Criminelles (ESC) de l'Université de Lausanne en collaboration avec les partenaires de la CIPEL (cantons de Vaud, Valais et Genève et l'Agence de l'Eau). Les résultats de cette première campagne ont permis de mettre en évidence les cours d'eau présentant les concentrations et charges de PCBs, PBDEs et PAHs les plus élevées, permettant ainsi une priorisation des sites pour une deuxième campagne de mesure. En printemps 2019, des **capteurs passifs ont été déployés sur 32 sites** afin de confirmer les tendances et d'élargir les connaissances sur les résultats observées en 2018.

Les capteurs passifs échantillonnent les polluants de la phase dissoute et non ceux de la phase particulaire (Miège et al., 2015). Pour déterminer les concentrations de polluants sur la matière en suspension (MES) et, lorsque cela est possible, obtenir une estimation de la répartition des polluants entre les fractions dissoute et particulaire, des **trappes à MES** ont été installées (en parallèle aux capteurs passifs) dans huit cours d'eau en 2018. Les deux cours d'eau ayant présenté les plus grandes concentrations en polluants sur les MES ont pu être à nouveau échantillonnés à l'aide des trappes en 2019.

Ce rapport expose les résultats obtenus lors de la campagne 2019 et discute les similitudes et différences observées avec les résultats de la campagne 2018. Une **priorisation** des sites pour de futurs suivis est proposée. Dans l'optique d'investiguer les cours d'eau les plus problématiques, des **sources potentielles de pollution** sont données en se basant sur les profils de polluants observé, la littérature et les connaissances des partenaires de la CIPEL.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1. COMPOSÉS CIBLES

L'objectif étant de réaliser une surveillance à grande échelle à un prix raisonnable, seule une sélection des congénères de PCBs, PBDEs et PAHs les plus présents dans l'environnement est quantifiée. Il s'agit des **7 PCBs indicateurs** (iPCBs, IUPAC nos. 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180)[4], des **6 PBDEs sur la somme desquels la norme de la DCE est fixée** (IUPAC nos. 28, 47, 99, 100, 153 et 154) et de **15 des 16 PAHs définis comme prioritaires par l'US-EPA** (acénaphtène, acénaphtylène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[a]pyrène, benzo[b]-fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[ghi]perylène, indeno[1,2,3-cd]pyrène, dibenzo[a,h]- anthracène). Ces composés sont hydrophobes (log K_{OW} compris entre 3.92 et 7.9) ; leur structure, leur acronyme et leurs caractéristiques clés pour l'échantillonnage passif sont données à l'Annexe 1.

2.2. CAPTEURS PASSIFS

2.2.1. Sélection des capteurs et recours aux composés de référence et performance

Les **bandelettes en caoutchouc de silicone** (polymère aussi connu sous le nom de polydiméthylsiloxane, PDMS) ont été sélectionnées pour cette étude. Elles font partie des capteurs passifs présentant les meilleures caractéristiques pour échantillonner les composés hydrophobes dans les rivières. En effet, le taux d'échantillonnage étant de plusieurs dizaines de litres d'eau par jour, le facteur de concentration des polluants dans les capteurs est extrêmement élevé (Smedes and Booij, 2012; Jacquet et al., 2014). De plus, l'équilibre entre l'eau et le silicone étant atteint après plusieurs mois pour les PCBs, les PBDEs et les PAHs avec un log $K_{OW} > 5$, la cinétique d'absorption des composés dans le capteur est linéaire pendant plusieurs semaines (voire plusieurs mois) pour la majorité des composés cibles (Estoppey et al., 2014; Jacquet et al., 2014). Dans ces conditions, l'échantillonnage est dit intégratif (prise en compte des contaminations épisodiques), fournissant ainsi une moyenne pondérée dans le temps. En outre, la résistance physique des bandelettes en silicone permet de les déployer dans des rivières à fort débit et, ce capteur étant monophasique, l'extraction en laboratoire est relativement simple (Smedes et al., 2010; Estoppey, 2017).

Etant donné que les taux d'échantillonnage dépendent des conditions d'exposition (et en particulier de la vitesse de l'eau), des **composés de référence et performance (PRCs)** ont été chargés sur les bandelettes silicone avant le déploiement. La dissipation des PRCs et l'absorption des polluants étant influencées de la même manière par les conditions environnementales, l'étude de la dissipation des PRCs permet de déterminer les taux d'échantillonnage propres à chaque site (Booij and Smedes, 2010; Lohmann et al., 2012).

2.2.2. Procédures appliquées aux capteurs

Les étapes de la procédure appliquée aux capteurs passifs sont tirées de Estoppey et al. (2016) et Estoppey (2017). Elles sont expliquées brièvement ci-dessous. Pour plus de détails, le lecteur peut se référer au rapport de la campagne 2018 (Estoppey et al., 2019).

Préparation : A partir de feuilles de silicone (SSP-M823, épaisseur de 0.25 mm, Shielding-solutions), des bandelettes de 9 x 20 cm ont été découpées et quatre trous (diamètre de 4 mm) ont été réalisés à une de leurs extrémités. Les bandelettes ont été nettoyées par extraction au Soxhlet avec de l'acétate d'éthyle (100 h) et du méthanol (48 h). Ensuite, les bandelettes ont été chargées avec les PRCs (biphényl-d10, PCBs 1, 2, 3, 10, 14, 21, 30, 50, 55, 78, 104, 145 et 204). Une bouteille ambrée (125 mL) contenant 5 bandelettes (4 bandelettes à déployer et 1 « blanc de terrain ») a été préparée pour chaque site (Figure 1A). Toutes les bouteilles ont été conservées au congélateur (-20°C) jusqu'au déploiement.

Déploiement : Les bouteilles ambrées contenant les capteurs ont été transportées sur le terrain dans une glacière. Pendant qu'un capteur était constitué, une bandelette « blanc de terrain » a été exposée à l'air sur une feuille d'aluminium. Un capteur à proprement parler était composé de deux bandelettes. Les deux bandelettes ont été fixées à une tige filetée (Figure 1B), qui a été fixée à un fer à béton, un câble ou un tube en aluminium (en fonction du site ; voir chapitre 2.4.2). Deux capteurs ont été déployés par site, idéalement à des endroits où la vitesse de l'eau était de 20 à 40 cm/s (pour obtenir de bonnes LOQ et être au maximum dans la fenêtre intégrative, voir chapitre 3.1). A la fin de la période d'échantillonnage, les bandelettes ont été retirées de l'eau, nettoyées du biofilm présent et séchées avec du papier mouchoir (Figures 1C et 1D). Pendant ces manipulations,

[4] Contrairement aux PCBs type dioxines (dl-PCBs), les iPCBs ne figurent pas dans la liste des substances prioritaires de la DCE. Toutefois, comme les PCBs étaient commercialisés sous forme de mélanges, il est raisonnable d'affirmer que les affluents du Léman constituant les apports en iPCBs les plus importants sont aussi ceux qui auront les apports en dl-PCBs les plus importants.

le « blanc de terrain » a été à nouveau exposé à l'air (Figure 1E). Toutes les bandelettes ont été stockés dans des récipients en verre ambrés au congélateur jusqu'au jour de l'extraction.

Extraction : Les bandelettes déployées et les « blancs de terrain » ont été extraits dans un Soxhlet (Figure 1F) pendant 16 h avec de l'hexane (150 mL). Un mélange de standards internes (0.3 mL d'une solution à une concentration de 50 ng/mL de ^{13}C-PCBs, 7.5 ng/mL de ^{13}C-PBDE et 125 ng/mL de PAHs deutérés) a été ajouté aux bandelettes avant l'extraction. Un seul capteur par site a été extrait.

Purification : Les extraits ont subi une purification sur colonne d'oxyde d'alumine (6 g) et de gel de silice (6 g) en utilisant de l'hexane et du dichlorométhane comme solvants d'élution. Après la purification un échange de solvant a été effectué en remplaçant les solvants précédents par de l'isooctane. Les extraits (0.3 mL) ont été conservés au congélateur (-20°C) jusqu'à l'analyse.

Analyse : Les analyses ont été réalisées par un GC-MS/MS muni d'un injecteur PTV et d'une colonne ZB-5MS (20 m x 0.18 mm, id 0.18 µm). Une courbe de calibration (PCBs : 0.3 à 200 ng/mL, PBDEs : 0.8 à 31.3 ng/mL, PAHs : 0.8 à 500 ng/mL) a été réalisée tous les 12 échantillons. Les standards internes ont été utilisés pour compenser les pertes lors de l'extraction, de la purification et de l'analyse.

Interprétation : Pour déterminer les concentrations aqueuses de polluants dans les cours d'eau (pg/L) à partir des concentrations de polluants mesurées dans les capteurs (ng polluant/g silicone), la connaissance du taux d'échantillonnage (L/jour), de la masse du capteur (g) et de la durée d'échantillonnage (jour) est nécessaire. Le taux d'échantillonnage a été déterminé à partir des PRCs présents dans les « blancs de terrain » (quantité initiale) et dans les capteurs déployés (quantité non-dissipée) comme illustré à l'Annexe 2. Afin de déterminer la charge de polluants, les concentrations aqueuses (pg/L) ont été multipliées par les débits des cours d'eau (L/s). Les données de débits ont été fournies par l'OFEV, le DREAL et les veilles hydrologiques cantonales ou ont été estimées à partir des mesures réalisées sur le terrain lorsqu'aucune station n'était présente (voir Annexe 3).

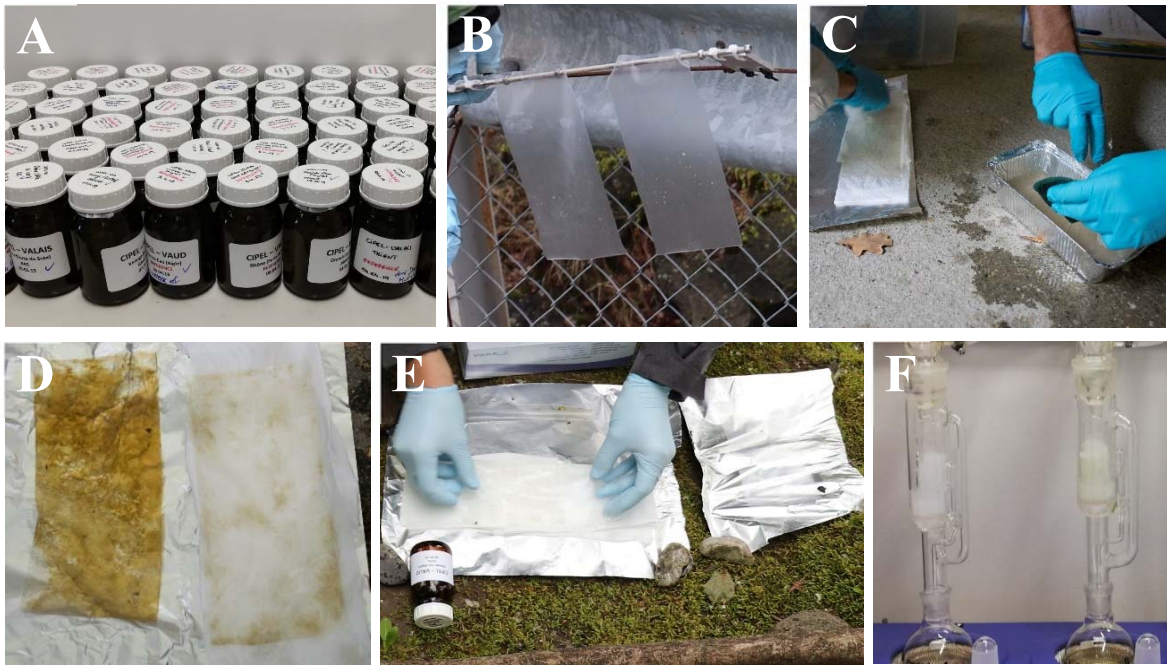


Figure 3 : (A) Bouteilles en verre ambré utilisées pour déployer les capteurs à chaque site. (B) Capteur constitué de deux bandelette silicone maintenues à un câble par une tige filetée, deux pièces en plexiglas et des brides en plastique. (C) Nettoyage du biofilm présent sur une bandelette à l'aide d'une éponge et d'eau du site dans une barquette en aluminium. (D) Comparaison entre deux bandelettes du même site, avant et après nettoyage du biofilm. (E) Séchage d'un capteur exposé et exposition simultanée d'un « blanc de terrain » à l'air (feuille d'aluminium à droite). (F) Extraction Soxhlet des bandelettes avec de l'hexane.

Figure 16 : (A) Brown glass bottles used to deploy samplers on each site. (B) One sampler (two silicone strips) maintained to a cable by a threaded rod, two pieces of plexiglass and zip ties. (C) Removing of biofilm present on strips using a scourer and site water (in an aluminium foil tray). (D) Comparison between two strips from the same site, before and after biofilm removing. (E) Drying of exposed silicone strips and simultaneous exposure of a « field blank » to air (aluminium foil on the right). (F) Soxhlet extraction of strips with hexane.

2.3. TRAPPES À MATIÈRE EN SUSPENSION

Etant donné que les capteurs passifs échantillonnent les polluants de la phase dissoute et non ceux de la phase particulaire (Miège et al., 2015), des trappes à matière en suspension (MES) telles que décrites par Phillips et al. (2000) ont été déployées en parallèle aux capteurs sur trois sites5 (voir Figure 2 et Tableau 1). Un des objectifs était d'étudier l'évolution de la concentration dans les MES entre les deux campagnes. L'autre objectif était d'évaluer à quel point la concentration totale (fraction dissoute + fraction particulaire) peut être estimée à partir des concentrations mesurées avec les capteurs (fraction dissoute) pour un cours d'eau donné lorsque les données de concentrations en MES dans l'eau sont disponibles. Les étapes de procédures appliquées aux trappes sont décrites et illustrées dans le rapport de la campagne 2018 (Estoppey et al., 2019). Elles ne sont décrites que très brièvement ici. Dans la rivière, les trappes ont été fixées à deux socles en acier inoxydable. A la fin de la période d'échantillonnage, le contenu des trappes (MES et eau) a été versé dans une cuve en acier inoxydable. Après décantation en chambre froide (minimum 24 h), la majorité de l'eau a été retirée et les échantillons ont ensuite été lyophilisés. Ils ont subi les mêmes étapes d'extraction, de purification et d'analyse que les capteurs passifs (voir chapitre 2.2.2), mais en réalisant deux réplicas par site (masse extraite : 3 g).

2.4. SITES D'ÉCHANTILLONNAGE ET AMÉNAGEMENT

2.4.1. Choix des rivières

Lors de la campagne « automne 2018 », des capteurs passifs ont été déployés sur 46 sites, sélectionnés sur la base (a) du réseau de surveillance pérenne (CIPEL, 2017), (b) d'une étude sur les PCBs de Grelot (2013), (c) de suggestions du groupe de travail (GT) « Pollutions industrielles » (CIPEL, 2018) et (d) d'une suggestion de l'ESC (site n°46 à l'embouchure de la Dranse). Ces sites sont référencés sur la carte de la Figure 2 et détaillés dans le Tableau 1. La campagne 2018 a permis d'identifier les portions de cours d'eau présentant les plus grandes concentrations et charges de PCBs, PBDEs et PAHs dissous, rendant ainsi possible une priorisation des sites à surveiller. Pour la campagne 2019, il a été décidé de réduire le nombre total de sites à 32 (en noir dans le Tableau 1). Les **sites qui n'ont pas été retenus** pour cette deuxième campagne (en gris dans le Tableau 1) sont :

- les sites dans le **Borne** (n°3)**, l'Edian** (n°6)**, le Foron de Taninges** (n°7)**, le Giffre** (n°8)**, le Grand Foron** (n°9) **et le Borgne** (n°27). Ces cours d'eau présentaient de faibles concentrations de micropolluants en 2018 et, de par leur débits modérés (< 4 m^3/s), présentaient également de faibles charges. A noter qu'en 2019 leur contribution a été prise en compte par l'intermédiaire des cours d'eau qui recueillent leurs eaux (Arve, Dranse et Rhône) et dans lesquels des capteurs étaient installés.

- les sites dans le **Rhône au niveau de Raron** (n°34)**, Turtmann** (n°36)**, Collombey** (n°30) (Rhône VS) et de la **retenue de Verbois** (n°41) (Rhône GE), ainsi que dans l'**Arve au niveau de Bonneville** (n°43) **et du Pont de Zone** (n°12). Ces sites n'ont pas été jugés prioritaires parmi les différents sites suivis dans ces deux cours d'eau en 2018 (8 sites dans le Rhône VS, 3 sites dans le Rhône GE, 6 sites dans l'Arve). Pour 2019, il a été décidé de conserver les sites où des problèmes ont été mis en évidence (augmentation de la charge de PCBs dans le Rhône entre Sion (n°32) et Evionnaz (n°31) ; concentration élevée de PAHs dans l'Arve à Passy (n°42) et Magland (n°1)). Les autres sites conservés sont ceux présents aux « extrémités » amont et aval de ces deux cours d'eau (Brigue (n°29) et Porte du Scex (n°33) pour le Rhône VS, le Lignon (n°11) et Chancy (n°14) pour le Rhône GE, Passy (n°42) et la Jonction (n°11) pour l'Arve). Deux autres sites (Rhône - amont Monthey (n°32) et Arve - Veyrier (n°2)) sont également conservé pour avoir l'état de la situation avant les traversées des agglomérations de Monthey et Genève.

- le site dans la **Venoge au niveau de Daillens (n°45).** Ce site proposé en 2018 par le GT « pollution industrielle » n'ayant pas révélé de concentrations problématiques et étant donné qu'un site est déjà présent plus en aval dans la Venoge (Les Bois, n°25), il a été décidé de ne pas le retenir en 2019.

- les sites dans la **Dullive (n°19) et le Grand Canal (n°21)**. Bien que ces cours d'eau se jettent directement dans le Léman, il a été décidé de ne pas les intégrer à la campagne 2019 car il ne faisait pas partie de la tournée des partenaires (DGE-VD) cette année-là. En 2018, les concentrations de polluants y étaient relativement faibles, mais il ne peut être exclu qu'elles puissent augmenter en fonction de la saison et évènements climatiques. Il serait donc utile de les suivre ponctuellement dans le futur pour vérifier que les concentrations ne sont pas problématiques.

---

[5] *La trappe déployée dans l'Aubonne (n°16) n'a malheureusement pas pu être récupérée à cause de la très forte augmentation de débit (voir chapitre 3.4)*

Un **nouveau site** a été défini en 2019 dans le **Trient au niveau de Vernayaz (n°47)** pour déterminer si l'augmentation de charge de PCBs observée dans le Rhône entre Sion et Evionnaz en 2018 pouvait s'expliquer par un éventuel apport de PCBs provenant du Trient (qui pourrait être dû au gros chantier de la centrale de pompage-turbinage de Nant de Drance). Finalement, notons que, pour des raisons pratiques (variations de hauteurs d'eau trop importantes), l'emplacement du site de l'Arve proche de la confluence avec le Rhône (n°11) a été modifié en 2019. Il n'était plus au niveau de l'Ecole de Médecine (x : 2499386, y : 1116892), mais au niveau de la Jonction (x : 2498676, y : 1117420).

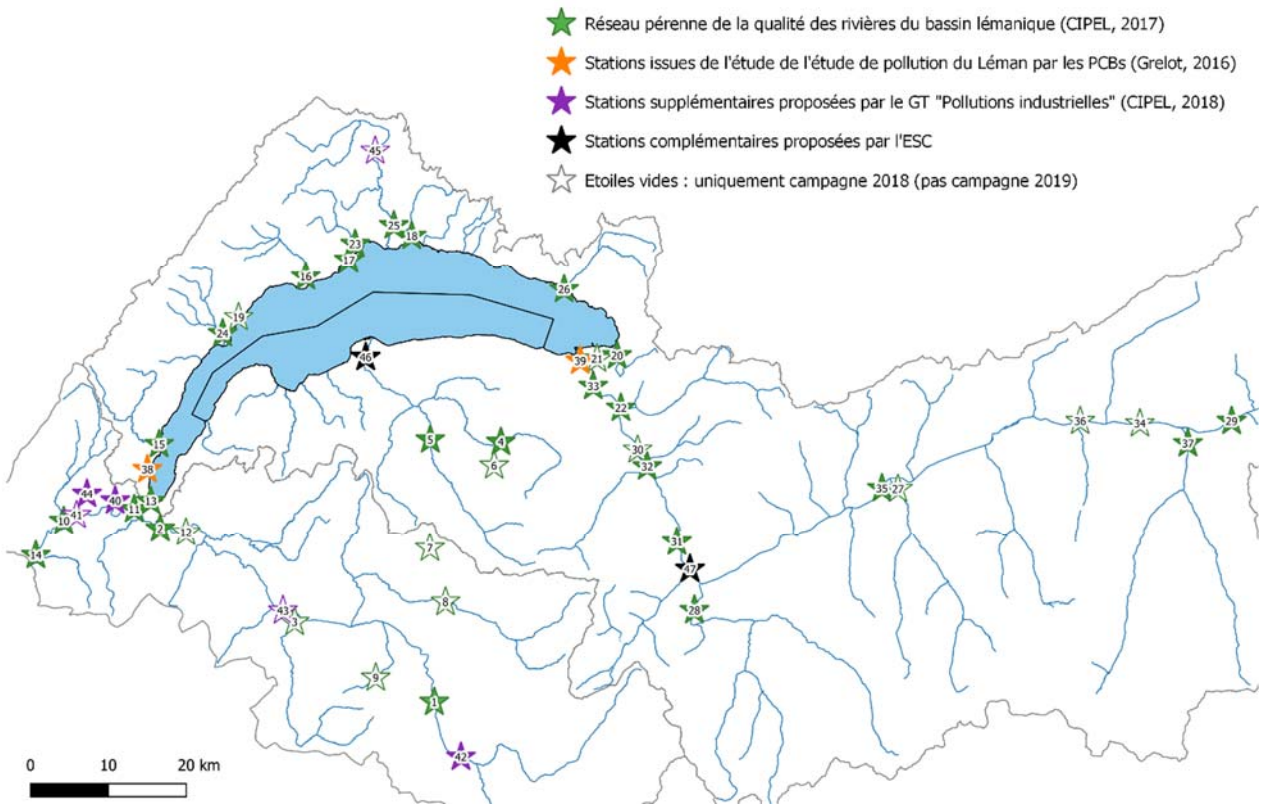


Figure 2 : Localisation des 32 sites retenus pour le déploiement des capteurs passifs en 2019 (étoiles pleines) et de 15 sites de 2018 non retenus en 2019 (étoiles vides ; voir raisons dans le texte). Des trappes à MES ont déployées aux sites n°16, 18 et 25.

Figure 2 : Location of the 32 sampling sites chosen for passive sampler deployment in 2019 (filled stars) and of the 15 sites only sampled in 2018 (empty stars; see reasons in text). SM traps were deployed at sites 16, 18 and 25.

Tableau 1 : Information détaillées concernant les sites sur lesquels les capteurs passifs et la trappes MES ont été déployés.

Table 1: Detailed information of sampling sites for passive samplers and SM traps.

	Cours d'eau	Lieu	x	y	Réseau	n° site	Méthode	Installation	Récupération	Trappe
Valais (CH)	Canal Stockalper	Port-Valais	2555971	1136537		39	Fer à béton	12-avril	29-mai**	-
	Drance	Martigny	2570639	1104399	NAWA	28	Fer à béton	8-avril	13-mai	-
	Rhône	Brig amont STEP	2639648	1128778	NAWA	29	Câble	8-avril	13-mai	-
	Rhône	Evionnaz amont	2568387	1113150	VS	31	Câble	8-avril	13-mai	-
	Rhône	Monthey amont	2564575	1122920	VS	32	Câble	8-avril	13-mai	-
	Rhône	Porte-du-Scex	2557644	1133280	NADUF	33	Câble	12-avril	22-mai	-
	Rhône	Sion centre	2594734	1120116	NAWA	35	Câble	12-avril	13-mai	-
	Trient	Vernayaz	2570070	1109618		47*	Fer à béton	8-avril	13-mai	
	Vispa	Visp amont	2634030	1125900	NAWA	37	Fer à béton	8-avril	13-mai	-
	Borgne	Bramois	2596779	1120040	VS	27	Fer à béton	Campagne 2018		
	Rhône	Raron	2627869	1128469	VS	34	Câble	Campagne 2018		
	Rhône	Turtmann	2620192	1128784	VS	36	Fer à béton	Campagne 2018		
	Rhône	Collombey SATOM	2563344	1125100	VS	30	Câble	Campagne 2018		
Vaud (CH)	Aubonne	Le Coulet	2520710	1147425	NAWA	16	Fer à béton	2-avril	7-mai	Socles
	Boiron	Lac Tolochenaz	2526245	1149626	NAWA	17	Fer à béton	2-avril	7-mai	-
	Chamberonne	UNIL Vidy	2534324	1152734	VD	18	Fer à béton	2-avril	7-mai	Socles
	Eau Froide de Roche	Rennaz	2560711	1137230	VD	20	Fer à béton	3-avril	8-mai	-
	Grande Eau	Aigle amont Rhône	2561194	1130477	NAWA	22	Fer à béton	3-avril	8-mai	-
	Morges	Morges	2527055	1151692	VD	23	Fer à béton	2-avril	7-mai	-
	Promenthouse	Le Rancho	2510036	1140072	NAWA	24	Fer à béton	2-avril	7-mai	-
	Venoge	Les Bois	2532031	1154081	NAWA	25	Fer à béton	2-avril	7-mai	Socles
	Veveyse	Vevey	2553902	1145771	NAWA	26	Fer à béton	3-avril	8-mai	-
	Dullive	Dullive amont STEP	2512081	1142164	VD	19	Fer à béton	Campagne 2018		-
	Grand Canal	Embouchure	2558127	1136806	VD	21	Fer à béton	Campagne 2018		
	Venoge	Daillens	2529631	1163678	VD	45	Fer à béton	Campagne 2018		
Genève (CH)	Allondon	Embouchure	2489624	1115899	GE	10	Fix. rocher	10-avril	17-mai	
	Arve	Veyrier	2502016	1114875	GE	2	Fix. béton	10-avril	17-mai	-
	Arve	Jonction	2498676	1117420	NAWA	11	Fix. béton	10-avril	17-mai	-
	Léman	Paquis	2500810	1118472	GE	13	Fix. béton	10-avril	17-mai	-
	Rhône	Chancy RG	2486038	1111406	NAWA	14	Fix. rocher	10-avril	17-mai	-
	Versoix	Versoix amont CFF	2501878	1125800	GE	15	Fer à béton	10-avril	17-mai	-
	Le Vengeron	Pregny-Chambésy	2500367	1122558		38	Fer à béton	10-avril	17-mai	-
	Rhône	Le Lignon	2496228	1118522	GE	40	Fix. métal	10-avril	17-mai	-
	Nant d'Avril	Bourdigny	2492605	1119389	GE	44	Fer à béton	10-avril	17-mai	-
	Rhône	Retenue Verbois	2491273	1116666	GE	41	Fix. béton	Campagne 2018		
Haute-Savoie (FR)	Arve	Magland	2537222	1092637	RCS	1	Fer à béton	9-avril	15-mai	-
	Arve	Arve à Passy 2	2540649	1085665	SM3A	42	Fer à béton	9-avril	15-mai	-
	Dranse	Abondance	2545777	1126093	RCS	4	Fer à béton	9-avril	15-mai	-
	Dranse	Morzine à la Baume	2536709	1126396	RCS	5	Fer à béton	9-avril	15-mai	-
	Dranse	Pont de Dranse	2528410	1137007		46	Fer à béton	9-avril	19-juin**	-
	Arve	Pont-de-Zone	2505318	1114397	RCS	12	Fer à béton	Campagne 2018		-
	Arve	Arve à Bonneville	2517783	1104350	SM3A	43	Fer à béton	Campagne 2018		
	Borne	St-Pierre-en-Faucigny	2519291	1102898	RCS	3	Fer à béton	Campagne 2018		
	Edian	Abondance	2544911	1123049	RRP	6	Fer à béton	Campagne 2018		
	Foron de Taninges	Taninges	2536654	1112354	RRP	7	Fer à béton	Campagne 2018		
	Giffre	Taninges	2538664	1105439	RCS	8	Fer à béton	Campagne 2018		
	Grand Foron	Le Reposoir	2529704	1095755	RRP	9	Fer à béton	Campagne 2018		

* Nouveau site - non investigué lors de la campagne 2018 (site n°47).

** Récupération des capteurs retardée à cause d'un niveau d'eau trop élevé (site n°39 et 46).

2.4.2. Aménagement

Les capteurs ont été déployés en utilisant les trois grands types d'aménagements décrits et illustrés dans le rapport de la campagne 2018, à savoir (i) des fers à béton plantés verticalement dans le lit de la rivière, (ii) un câble lesté par un poids et fixé à un pont, (iii) des fers à béton ou des tubes en aluminium fixés à des rochers, des ouvrages en béton ou des structures métalliques (voir la colonne « Méthode » du Tableau 1). Pour la méthode du câble lesté (utilisé dans le Rhône en Valais), quelques améliorations ont été apportées par rapport à 2018. La brique a été remplacée par un « kettlebell » (Figure 3A) pour limiter la portance du lest et éviter que celui-ci décolle du lit de la rivière. Le câble a également été équipé de brides en plastique de couleurs (rouges, jaunes et vertes) disposés à 30, 60 et 90 cm du capteur le plus haut (Figure 3B) afin de déterminer précisément à quelle profondeur les capteurs sont immergés (Figure 3C). A l'aide des données des stations hydrologiques (Figure 3D), des alertes peuvent ainsi être données lorsque le niveau d'eau baisse fortement et qu'une action doit être entreprise sur le terrain pour éviter que les capteurs sortent de l'eau.

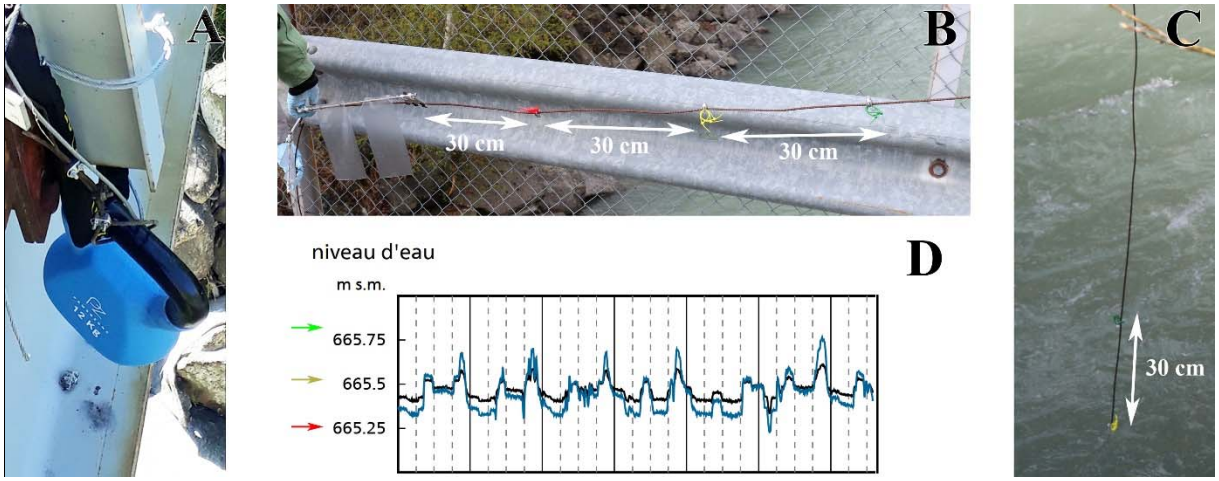


Figure 3 : (A) Kettlebell utilisé pour lester le câble permettant de déployer les capteurs dans le Rhône en Valais. (B) Brides en plastique de couleurs (rouges, jaunes et vertes) situées à 30, 60 et 90 cm du capteur le plus haut. (C) Exemple d'immersion où le capteur le plus haut est situé à 60 cm en dessous du niveau de l'eau (bride jaune légèrement en dessus du niveau de l'eau). (D) Données de niveau d'eau de stations hydrologiques utilisées pour assurer que les capteurs ne sortent pas de l'eau lors de la période d'échantillonnage.

Figure 3 : (A) Kettlebell used to ballast the cable on which the passive samplers were deployed in the Rhone River in Valais. (B) Coloured zip ties (red, yellow and green) fixed 30, 60 and 90 cm above the upper sampler. (C) Example of immersion of the sampler in the river. The sampler is located 60 cm beneath the water surface (yellow zip tie slightly visible above the water surface). (D) Station data on the water level used to assure constant immersion of the samplers during the deployment period.

2.4.3. Période d'échantillonnage

Les mois estivaux (juin à août) ne sont pas les plus appropriés pour déployer des capteurs passifs dans les cours d'eau à régime glaciaire (p.ex. le Rhône et l'Arve) alors que les mois hivernaux (décembre à mars) ne sont pas idéaux pour les cours d'eau à régime pluvial (p.ex. la Venoge ou le Vengeron). En effet, dans ces situations, les débits élevés entrainent une forte dilution et rendent l'installation et la récupération des capteurs plus difficile. Pour la première campagne, il avait ainsi été décidé de déployer les capteurs en automne (mi-septembre à fin octobre). En 2019, afin d'évaluer si la saison peut avoir un impact sur les concentrations et charges de polluants dans les rivières, **il a été décidé de déployer les capteurs au printemps (début avril à mi-mai)**. Les dates d'installation et de récupération des capteurs sont données dans le Tableau 1.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Les capteurs ont pu être exposés majoritairement entre 5 et 6 semaines sur chaque site. Sur deux sites le déploiement a dû être prolongé car un niveau d'eau trop élevé a empêché leur récupération (site n°39, Canal Stockalper - Port de Valais, et n°46, Dranse - Pont de Dranse). Pour le Vengeron (site n°38), une seule bandelette a été analysée car les autres ont été retrouvées en contact avec les sédiments lors de la récupération. L'extrait du Nant d'Avril (site n°44) a été divisé en deux aliquots dont un a subi une purification supplémentaire (H_2SO_4 pour les PCBs et les PBDEs) afin d'éviter des interférences lors de l'analyse GC-MS/MS.

3.1. TAUX D'ÉCHANTILLONNAGE, LIMITES DE QUANTIFICATION ET FENÊTRES INTÉGRATIVES

Les **taux d'échantillonnage (R_S)** des composés cible déterminés pour chaque site sont donnés à l'Annexe 4. En moyenne, les R_S étaient de 30 à 37 L/jour pour les PCBs, de 24 à 30 L/jour pour les PBDEs et de 36 à 48 L/jour pour les PAHs. Les sites qui présentaient des R_S beaucoup plus élevés que ces moyennes sont ceux où les capteurs ont été déployés à des vitesses d'eau dépassant les 50 cm/s. Les sites qui présentaient des R_S beaucoup plus faibles que les moyennes sont ceux où les vitesses d'eau étaient inférieures à 15 cm/s et/ou ceux auxquels une seule bandelette silicone a pu être analysée (R_S 2 fois plus petit). En comparaison avec la campagne de mesure 2018, les R_S ont augmentés pour la majorité des sites, probablement à cause de l'augmentation des débits dans la plupart des cours d'eau (voir chapitre 3.2).

Les **limites de quantification (LOQ)** ont été déterminées en prenant la valeur la plus élevée entre (1) la « LOQ analytique » qui correspond à la plus petite concentration de standard que l'appareillage analytique est capable de quantifier et (2) la « LOQ des blancs de terrain » qui correspond à la concentration des composés cibles retrouvés dans les bandelettes exposées à l'air à chaque site. Le Tableau 2 donne les LOQ exprimées en « pg/L » pour les différents composés cibles. Etant donné que ces LOQ sont dépendantes du R_S (L/jour), de la masse du capteur (g) et de la durée d'exposition (jour), elles peuvent varier d'un site à l'autre. Ainsi, les LOQ les plus basses ont été obtenues sur les sites où les R_S étaient élevés, où deux bandelettes ont pu être analysées et où la période d'exposition était la plus longue. Les LOQ les plus élevées, au contraire, ont été obtenues sur les sites où les R_S étaient faibles et/ou où une seule bandelette a pu être analysée. Des LOQs beaucoup plus élevées que la moyenne ont été obtenues pour certains PAH légers (acénaphtylène, fluorène, phénanthrène, anthracène) aux sites n°11 (Arve, la Jonction) et n°13 (Léman, Paquis). Les « blancs de terrain » réalisés à ces sites présentaient des concentrations de polluants plus élevées que ceux réalisés aux autres sites. Les PAHs en question étaient probablement présents dans l'air et ont été adsorbés sur les capteurs, augmentant ainsi la LOQ.

Les **fenêtres intégratives (t_{int})** représentent les durées pendant lesquelles les polluants provenant de contaminations épisodiques sont prises en compte par les capteurs passifs. Elles augmentent avec l'affinité du polluant pour le silicone (log K_{SW} donnés à l'Annexe 1), mais diminuent lorsque R_S augmente. Pour les PCBs et les PBDEs, t_{int} s'étend en moyenne de 59 jours (PCB 28) à plusieurs années (PBDEs 153 et 154), garantissant un échantillonnage intégratif. Néanmoins, pour quelques sites qui présentent des R_S élevées, la fenêtre intégrative pour le PCB 28 était courte (t_{int} < 35). Pour de prochaines campagnes, il sera nécessaire d'installer les capteurs à des vitesses plus faibles pour assurer un échantillonnage intégratif sur l'ensemble de la période d'exposition. Pour les PAHs avec un log K_{SW} > 5, t_{int} est en moyenne supérieur à 1 mois. Cependant, pour les PAHs qui ont un log K_{SW} < 5, l'échantillonnage n'est pas intégratif sur l'ensemble des 6 semaines. Pour ces composés, les concentrations aqueuses fournies par les capteurs ne sont pas pondérées sur les 6 semaines, mais reflètent la concentration de contaminants de la fin de la période d'échantillonnage (Lohmann and Muir, 2010).

Tableau 2 : LOQ moyenne (n = 32 sites), LOQ minimale et LOQ maximale des différents composés cibles (pg/L).

Table 2 : Average LOQ (n = 32sites), minimum LOQ and maximum LOQ of each target compound (pg/L).

		LOQ (pg/L)					LOQ (pg/L)		
		Moy (n = 32)	Min	Max			Moy (n = 32)	Min	Max
PCBs	28	0.2	0.1	0.5	PAHs	Acénaphtylène	42.1	21.5	322.3
	52	0.1	0.0	0.3		Acénaphtène	9.3	8.7	17.3
	101	0.3	0.1	0.8		Fluorène	14.0	7.5	55.1
	118	0.3	0.1	0.9		Phénanthrène	21.2	8.0	92.6
	138	0.2	0.1	0.5		Anthracène	3.5	2.9	9.5
	153	0.3	0.1	0.8		Fluoranthène	2.8	1.3	6.3
	180	0.4	0.1	0.9		Pyrène	1.8	1.0	3.8
						Benz[a]anthracène	0.5	0.3	0.9
PBDEs	28	0.3	0.1	0.8		Chrysène (+ triphénylène)	0.6	0.4	1.3
	47	0.3	0.1	0.8		Benzo[b]fluoranthène (+ B[j]F)	0.4	0.1	1.0
	99	0.3	0.1	0.9		Benzo[k]fluoranthène	0.3	0.1	0.7
	100	0.3	0.1	0.9		Benzo[a]pyrène	0.3	0.1	0.7
	153	0.4	0.1	0.9		Indeno[1,2,3-cd]pyrène	0.8	0.3	1.9
	154	0.4	0.1	0.9		Benzo[ghi]perylène	0.8	0.3	1.9
						Dibenz[a,h]anthracène	0.8	0.3	1.9

3.2. DÉBITS DES COURS D'EAU

Les débits (Q) des cours d'eau suivis lors de la campagne 2018 (mi-septembre à fin octobre) et 2019 (début avril à mi-mai) sont donnés à l'Annexe 3 et dans la Figure 4. Tous les cours d'eau avaient un débit plus élevé en 2019 qu'en 2018 ($Q_{2019} > Q_{2018}$), à l'exception du Rhône en Valais (Q_{2018}/Q_{2019} = 1.4), de l'Arve à Passy et Magland (Q_{2018}/Q_{2019} = 1.0) et de la Vispa (Q_{2018}/Q_{2019} = 1.4). L'augmentation entre 2018 et 2019 dans la plupart des cours d'eau est due aux précipitations plus importantes sur l'ensemble du bassin telles que l'illustre la pluviométrie aux stations de Pully (2018 : 30.6 mm, 2019 : 135.4 mm), Genève Cointrin (2018 : 16.1 mm, 2019 : 54.4 mm), Passy (2018 : 81.2 mm, 2019 : 95.6 mm) et Sion (2018 : 57.9 mm, 2019 : 64.6 mm). A noter que les trois cours d'eau où aucune augmentation de débit n'a été observée sont à régime glaciaire et que la Drance (n°28) – autre cours d'eau à régime glaciaire – a des débits très proches entre les deux campagnes.

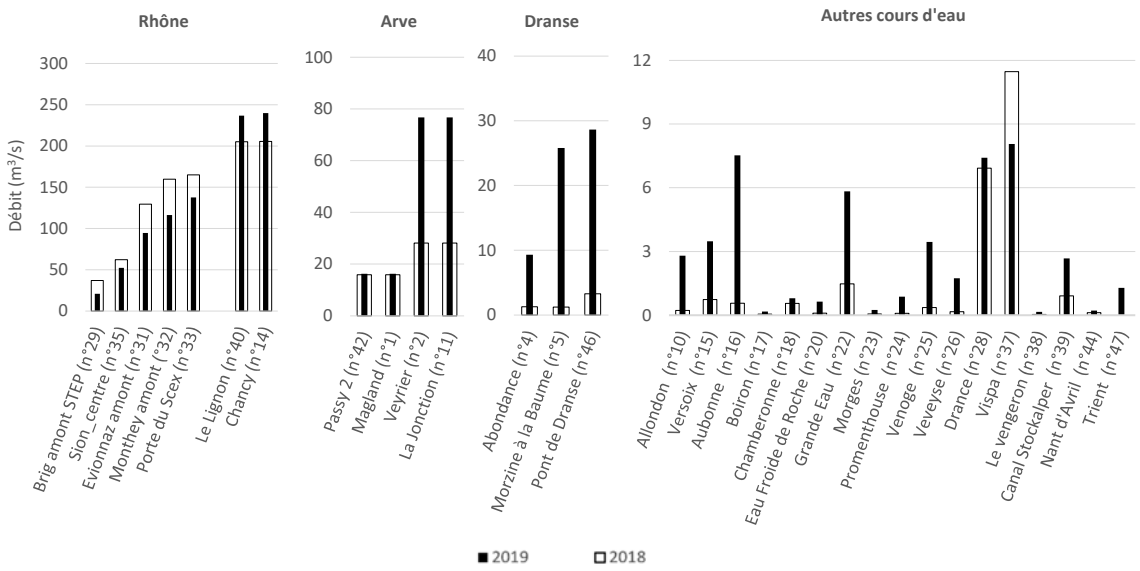


Figure 4 : Débits des cours d'eau lors de la campagne de 2018 (barres vides) et 2019 (barres pleines). Trient (n°47) non suivi en 2018.

Figure 4 : Flow rates of each stream during the sample period in 2018 (open bar) and 2019 (solid bar). Trient (n°47) was not sampled in 2018.

3.3. CONCENTRATIONS ET CHARGES MESURÉES AVEC LES CAPTEURS PASSIFS (PHASE DISSOUTE)

Les **concentrations** des composés cibles (pg/L) mesurées au printemps 2019 avec les capteurs passifs aux différents sites sont données à l'Annexe 5. Les Figures 5, 8 et 10 illustrent les résultats pour la somme des iPCBs, des PBDEs et des PAHs mesurés en 2019 (à noter que les concentrations des PAHs sont exprimées en ng/L sur la Figure 10). Les résultats obtenus en 2018 sont également mentionnés dans ces figures à des fins de comparaison. Les **charges** des composés cibles (mg/jour) ont été obtenues en multipliant les concentrations par les débits à chaque site. Les Figures 6, 9 et 11 présentent les charges de la somme des iPCBs, PBDEs et PAHs mesurées en 2018 et 2019 (à noter que les charges des PAHs sont exprimées en g/jour sur la Figure 11). Afin de faciliter la comparaison des résultats obtenus aux différents sites du Rhône (VS et GE), des graphiques regroupant uniquement les concentrations et charges mesurées dans ce cours d'eau sont présentés à l'Annexe 6.

En comparant les résultats de la campagne de 2019 avec ceux de la campagne 2018, certaines tendances peuvent être mises en évidence et permettre de **prioriser le suivi dans le futur**. Cette priorisation est discutée aux chapitres 3.3.1 (PCBs), 3.3.2 (PBDEs) et 3.3.3 (PAHs) (voir la remarque ci-dessous concernant la comparaison des résultats aux seuils légaux). Dans l'optique d'investiguer les cours d'eau les plus problématiques (concentrations et/ou charges les plus élevées), des **sources potentielles** de PCBs, PBDEs et PAHs sont indiquées dans le texte précédées par le symbole (🔍).

Remarque concernant la comparaison des résultats aux seuils légaux

Les normes de qualité environnementale (NQE) données par la DCE ainsi que les valeurs indicatives données par certains organismes de protection de l'environnement (voir Tableau 3) sont exprimées en concentration totale de polluants dans l'eau (fraction dissoute + fraction particulaire). Lorsque les concentrations mesurées avec les capteurs (fraction dissoute) dépassent ces seuils, elles sont donc forcément considérées comme problématiques. Il serait évidemment très intéressant de déterminer les concentrations totales à chacun des sites pour pouvoir les comparer aux seuils. Toutefois, ceci implique (i) d'échantillonner les MES sur l'ensemble de la période d'échantillonnage (pour quantifier les polluants adsorbés sur celles-ci) et (ii) de déterminer (modéliser) la concentration de MES dans l'eau pendant cette durée. Ces deux aspects n'ont pu être réalisés que pour un seul cours d'eau : la Chamberonne (n°18). Pour les cours d'eau les plus problématiques (nécessitant un suivi prioritaire), une telle approche pourrait s'avérer précieuse pour décrire au mieux les fractions dissoutes et particulaires et acquérir le maximum d'information sur la pollution.

Tableau 3 : Seuils légaux (ou valeurs indicatives) concernant les concentrations aqueuses des composés cibles ; exprimés en concentrations totales (fraction dissoute + fraction particulaire).

Table 3 : Legal thresholds (or guideline values) for aqueous concentrations of target compounds; expressed as total concentrations (dissolved fraction + particulate fraction).

PCBs	La législation européenne ne donne pas de seuil concernant les concentrations aqueuses de PCBs, mais la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR) a défini une valeur indicative de 0.1 ng/L pour chaque iPCB.
PBDEs	La NQE « concentration maximale admissible » (NQE-CMA) fixée par la DCE est de 140 ng/L pour la somme des 6 PBDEs.
PAHs	Les NQE « concentrations maximales admissibles » (NQE-CMA) fixées par la DCE sont de 100 ng/L pour l'anthracène, 120 ng/L pour le fluoranthène, 270 ng/L pour le le benzo(a)pyrène, 17 ng/L pour le benzo(b)fluoranthène et le benzo(k)fluoranthène et 8.2 ng/L pour le benzo(g,h,i)perylène. Les NQE « moyennes annuelles » (NQE-MA) fixées par la DCE sont de 100 ng/L pour l'anthracène, 6.3 ng/L pour le fluoranthène et 0.17 ng/L benzo(a)pyrène.

3.3.1. Concentrations et charges de PCBs dissous

Pour les **PCBs**, les cours d'eau étudiés présentant les plus grandes concentrations au printemps 2019 sont le **Nant d'Avril** (1178 pg/L pour la somme des 7iPCBs dissous) et le **Vengeron** (625 pg/L), suivis par la **Venoge**, le **Rhône (site à Evionnaz)** et la **Chamberonne** (> 100 pg/L) (Figure 5).

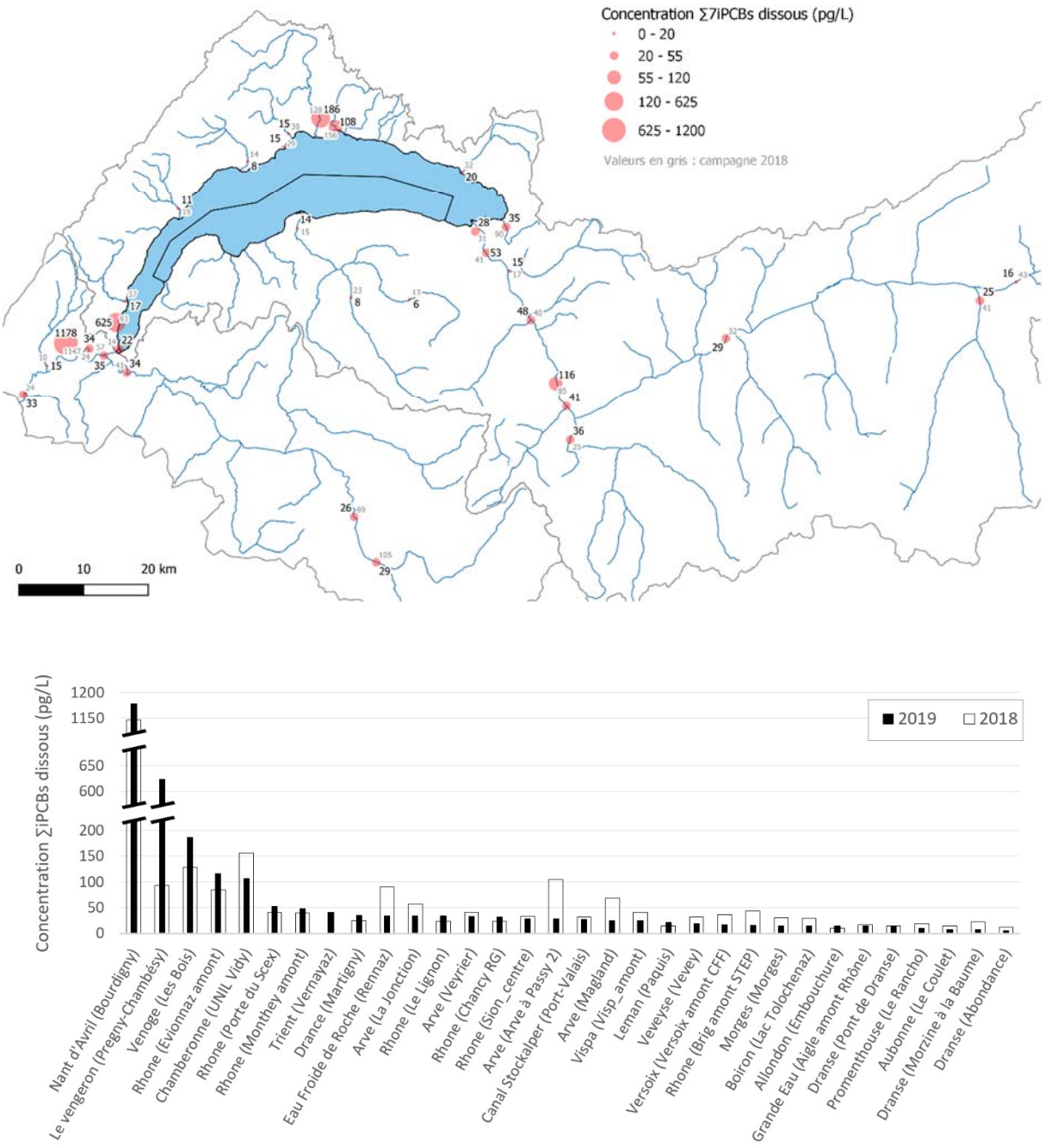


Figure 5 : Concentration de la somme des 7 iPCBs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (pg/L). La concentration du PCB 31 (co-élution avec le PCB 28) est également pris en compte dans cette somme.

Figure 5: Concentration of the sum of the 7 iPCBs (dissolved fraction) at each sampling site (pg/L). The concentration of PCB 31 (co-elution with PCB 28) is also taken into account in this sum.

En ce qui concerne les **charges de PCBs dissous**, les plus grandes étaient celles mesurées dans le **Rhône VS** (948 mg/jour au niveau d'Evionnaz)**,** dans le **Rhône GE** (701 mg/jour au niveau du Lignon), dans l'**Arve** (230 mg/jour au niveau de la Jonction) et dans la **Venoge** (158 mg/jour) (Figure 6).

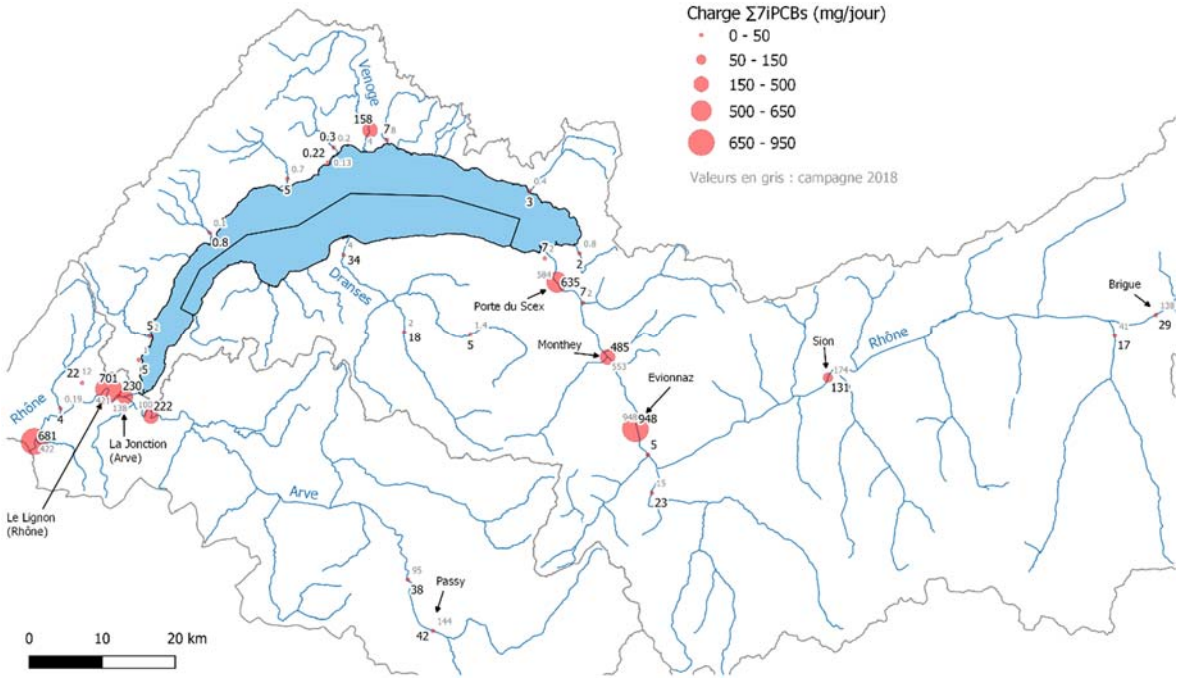


Figure 6 : Charge de la somme des 7 iPCBs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (mg/jour). La charge du PCB 31 (co-élution avec le PCB 28) est également pris en compte dans cette somme.

Figure 6 : Load of the sum of the 7 iPCBs (dissolved fraction) at each sampling site (mg/day). The load of PCB 31 (co-elution with PCB 28) is also taken into account in this sum.

Sites nécessitant un suivi prioritaire (p.ex. 1x/an en période sèche et 1x/an en période humide) :

Nant d'Avril (n°44) : Confirmation qu'il représente le cours d'eau étudié avec les concentrations les plus élevées en iPCBs (> 1100 pg/L en 2018 et 2019). Toutefois, comme indiqué dans le Tableau 4 et la Figure 7, une grande différence entre le PCB 28 (faiblement chloré) et les congénères davantage chlorés (en particulier les PCBs 101 à 180) est observée entre les deux campagnes. En effet, la concentration du PCB 28 (763 pg/L en 2019, 106 pg/L en 2018) est 7 fois plus grande en 2019 alors que celle des PCBs 101 à 180 est 3 fois plus petite. Une des explications pourrait être que les pluies plus abondantes de 2019 (3.4 fois plus de précipitations à Cointrin par rapport à 2018) ont eu un effet de dilution dans le cours d'eau mais qu'elles ont également davantage lessivé/entraîné les PCBs les moins apolaires (p.ex. PCB 28) depuis certaines sources de pollution. La valeur indicative de 0.1 ng/L (fraction dissoute + particulaire) donnée par la CIPR était dépassée pour les PCBs 28 et 52 *dissous* en 2019 alors que celle-ci été dépassée pour tous les iPCBs (excepté le PCB 180) en 2018. L'installation d'une trappe à MES dans ce cours d'eau pourrait s'avérer extrêmement judicieuse pour mesurer la concentration totale de PCBs. (🔍) Si une investigation de sources de PCBs peut être réalisée, les rejets du CERN devraient être considérés comme une source potentielle de pollution. Bien que les émissions de PCBs mises en évidence dans les années 90 aient nettement diminué (DETA, 2014), des analyses réalisées entre 2009 et 2013 par le Service de l'Ecologie de l'Eau (SECOE) ont révélé que les rejets du CERN contribuaient largement à la pollution du Nant d'Avril en PCBs. La zone industrielle de Meyrin-Satigny - dont les eaux de ruissellement se rejettent par des exutoires dans le Nant d'Avril (DT, 2006) - devrait également être investiguée. En effet, le profil très riche en PCBs 28 et 52 observé dans le cours d'eau en 2019 (Figure 7) laisse penser que les PCBs proviennent principalement de condensateurs. Or, il peut arriver que les petits condensateurs (compacts) ne soient pas démantelés de certaines structures métalliques avant que ces dernières soient broyées par des entreprises traitant la ferraille (voir Tableau 5). Etant donné que de telles entreprises sont présentes dans cette zone industrielle et que

certaines d'entre elles traitent des déchets spéciaux contenant des PCBs (GESDEC, 2018), elles constituent des sources potentielles.[6]

Le **Vengeron** (n°38) : Le cours d'eau est plus problématique que prévu par rapport aux résultats de 2018. Les concentrations en PCBs 101, 138 et 153 *dissous* mesurées en 2019 dépassent effectivement la valeur indicative de la CIPR alors qu'aucun dépassement n'avait été mis en évidence en 2018. La forte augmentation de la concentration en iPCBs (environ 6.7 fois plus) entre les deux campagnes (93 pg/L en 2018 ; 625 pg/L en 2019) ne peut pas s'expliquer par une différence de débit du cours d'eau puisque l'augmentation de celui-ci entre les deux campagnes (environ 4 fois plus) a dû engendrer un effet de dilution des PCBs. Lors de fortes précipitations, des eaux usées provenant du réseau unitaire présent sur Ferney-Voltaire peuvent se jeter directement dans le Vengeron via les déversoirs d'orage (DT and CCPG, 2009). Selon l'origine des eaux usées, il est envisageable que cela constitue un apport en PCBs. De plus, le bassin versant du Vengeron accueille des tronçons d'autoroute, de ligne de chemin de fer et la piste de l'aéroport international de Genève. Il ne peut être exclu que ces différents ouvrages aient contribué à un apport de PCBs dans le Vengeron au printemps 2019, bien que cela semble peu probable pour la piste d'aéroport puisqu'elle a été équipée récemment d'un bassin de rétention évitant à ses eaux pluviales de finir directement dans le Vengeron. A noter également que de gros chantiers ont démarré dans le secteur avec le réaménagement de la jonction autoroutière du Grand-Saconnex et qu'ils ont pu contribuer à des changements de conditions dans le cours d'eau (exposition d'anciens matériaux aux intempéries, remobilisation de sédiments, etc.). Dans tous les cas, la (ou les) source(s) de pollution qui sont responsables de l'augmentation de concentrations dans le Vengeron en 2019 ont rejetés des PCBs davantage chlorés qu'en 2018 (Figure 7). Ceux-ci étant particulièrement présents dans la fraction particulaire (voir chapitre 3.4.2), l'installation d'une trappe à MES pourrait s'avérer judicieuse. (🔍) Si une investigation de sources de PCBs peut être réalisée, les déversoirs d'orage du réseau unitaire de Ferney-Voltaire devraient être considérés comme des sources de pollution et une attention particulière devrait également être portée aux ouvrages/chantiers cités ci-dessus. A noter que le profil de iPCBs observé en 2019 (Figure 7) semble indiquer la contribution de mélanges commerciaux type « Clophen A60 » ou « Aroclor 1260 », principalement utilisés dans les peintures anticorrosives ou les transformateurs (Tableau 5).

La **Venoge** (n°25) : Confirmation qu'il s'agit d'un cours d'eau problématique (dépassement de la valeur indicative de la CIPR pour le PCB 28 *dissous*) et que des rejets particulièrement riches en PCBs peu chlorés (PCBs 28 et 52) contribuent largement à la pollution du cours d'eau (voir Tableau 4 et Figure 7) (Estoppey, 2017). La concentration des PCBs fortement chlorés (PCBs 101 à 180) a diminué entre les deux campagnes, mais celle des PCBs légers (PCBs 28 et 52) a augmenté (voir Tableau 4). De façon similaire au Nant d'Avril, il est imaginable que les pluies plus abondantes de 2019 aient entrainé un effet de dilution dans le cours d'eau (débit 10 fois plus élevé en 2019), mais qu'elles aient simultanément conduit à plus de relargage des iPCBs les moins hydrophobes (PCBs 28 et 52) depuis certaines sources de pollution (p.ex. par lessivage). (🔍) Des investigations de sources de PCBs réalisées par le passé ont révélé que deux rejets non-diffus contribuaient à l'augmentation de la concentration de PCBs dans la Venoge (Estoppey et al., 2015; Estoppey et al., 2016). Il s'agissait du rejet d'un bassin de décantation d'une entreprise traitant des déchets métalliques (le profil très riche en iPCBs retrouvé dans la Venoge pourrait provenir du broyage de petits condensateurs, voir Tableau 5)[7] et du rejet d'une station d'épuration (STEP) traitant les eaux usées de plusieurs industries. A noter que dans un futur proche les eaux usées traitées par cette STEP seront déviées sur celle de Morges (Municipalité Ecublens, 2019). Une nouvelle investigation mériterait d'être réalisée dans la Venoge une fois ces travaux terminés.

Rhône - Evionnaz (n°31) : Légère augmentation de la concentration des différents iPCBs entre les deux campagnes qui peut s'expliquer par une diminution du débit du Rhône (voir Tableau 4). Les résultats 2019 confirment la forte augmentation de concentration (4 fois plus) et de charge (7 fois plus) des iPCBs dans le Rhône

---

[6] Sachant que les condensateurs de ballasts contiennent en moyenne 66 g de PCBs (Kuhn et Arnet, 2000) et que le PCB 28 représente 8.5% des PCBs dans l'Aroclor 1016 (Frame et al., 1996), ces petits condensateurs renferment environ 5.6 g de PCB 28. Cette quantité peut potentiellement polluer 56 millions de mètres cubes d'eau à une concentration (totale) de 0.1 ng/L de PCB 28. Pour le Nant d'Avril (débit moyen annuel de 0.4 m^3/s) cela représente un volume d'eau correspondant à environ 1'600 jours. Les PCBs (faiblement chlorés) dissipés dans l'environnement à partir de petits condensateurs (p.ex. suite au lessivage par la pluie du terrain des entreprises traitant des déchets métallique) pourrait donc expliquer une part conséquente des concentrations mesurées dans ce cours d'eau.

[7] La masse de PCB 28 contenue dans un petit condensateur peut potentiellement polluer 56 millions de mètres cubes d'eau à une concentration (totale) de 0.1 ng/L (voir note n°3). Pour la Venoge (débit moyen annuel d'environ 4 m^3/s), cela représente un volume d'eau correspondant à environ 160 jours. Les PCBs (faiblement chlorés) dissipés dans l'environnement à partir de petits condensateurs (p.ex. suite au lessivage par la pluie du terrain des entreprises traitant des déchets métallique) pourrait donc expliquer une part conséquente des concentrations mesurées dans la Venoge.

entre Sion et Evionnaz. L'hypothèse de l'apport de PCBs par le Trient (suspecté d'être pollué par le gros chantier de la centrale de pompage-turbinage de Nant de Drance) n'a pas été vérifiée étant donné que la charge de iPCBs dans ce cours d'eau (5 mg/jour) ne peut expliquer l'augmentation conséquente de charge dans le Rhône (> 800 mg/jour). (🔍) Si une investigation de sources de PCBs peut être réalisée, des capteurs devraient être déployés sur différents sites entre Sion et Evionnaz, en priorisant les sites amont et aval des rejets de stations hydroélectriques. En effet, le revêtement (vernis au caoutchouc chloré) de certaines conduites forcées construites entre 1950 et 1974 contiennent des PCBs (jusqu'à 40 g/kg) qui peuvent être relâchés dans l'environnement, entre autre par abrasion mécanique (voir Tableau 5) (Stolz, 2000). Des analyses de peintures anticorrosives réalisées dans le réseau de conduites rejetant de l'eau dans le Rhône entre Sion et Evionnaz ont confirmé la présence de PCBs à des teneurs pouvant avoisiner les 5 g/kg pour l'ensemble de PCBs et 1.5 g/kg pour les iPCBs[8]. Les profils de iPCB dans ces peintures correspondent aux mélanges commerciaux type « Clophen A60 » (le principal mélange utilisé pour les peintures anticorrosive) et « Clophen A50 ». Comme le profil retrouvé dans le Rhône (dominance des PCBs 101, 138 et 153, voir Figure 7) est compatible avec la combinaison de ces deux mélanges commerciaux, les conduites forcées représentent donc une source potentielle.

Chamberonne (n°18) : La diminution de la concentration de l'ensemble des iPCBs entre les deux campagnes s'explique probablement en partie par une augmentation du débit du cours d'eau (voir Tableau 4). Cette diminution a pour conséquence qu'en 2019 les concentrations de iPCBs ne dépassaient pas la valeur indicative de la CIPR (0.1 ng/L) alors que c'était le cas en 2018 pour les concentrations totales des PCBs 138 et 153 (mesurées à l'aide des capteurs et des trappes à sédiments, voir chapitre 3.4.2). Dans le futur, un suivi devrait être réalisé en priorisant les mois de l'année pendant lesquels le débit est faible (été). (🔍) Une investigation des sources de PCBs a été lancée en février 2020 par une étudiante de l'ESC dans le cadre d'un travail de Master en collaboration avec la DGE-VD.

Arve - Passy (n°42) : En 2018, ce site présentait une des concentrations en iPCBs les plus élevées parmi les sites étudiés (105 pg/L pour la somme des iPCBs dissous) et une charge en iPCBs dissous qui atteignait 140 mg/jour. En 2019, les concentrations sont nettement plus basses sans que cela puisse être expliqué par une différence de débit du cours d'eau (voir Tableau 4), ceci conduisant donc également à des charges beaucoup plus faibles qu'en 2018. Un suivi est donc nécessaire pour disposer d'un nombre de résultats plus important et permettre de mettre en évidence des tendances temporelles. (🔍) Si le suivi révèle qu'une investigation de sources de PCBs est nécessaire, il serait judicieux de déployer des capteurs en amont et aval des rejets de stations hydroélectriques présentes dans la région (Passy, Montvauthier, Servoz, Chedde et la Motte). Plusieurs d'entre elles ont effectivement été construites entre les années 50 et 70 (SAGE Arve, 2014) lorsque le caoutchouc chloré (contenant des PCBs) était utilisé comme revêtement anticorrosion (entre autres pour les conduites forcées, voir Tableau 5). Le profil de iPCB obtenu dans l'Arve (dominance des PCBs 101, 138 et 153, voir Figure 7) étant compatible avec les mélanges commerciaux de PCBs fortement chlorés (type « Clophen A 60 ») utilisés dans les peintures anticorrosives, les conduites forcées représentent une source potentielle. Notons que le profil dans l'Arve est très proche de celui observé dans le Rhône (site Evionnaz) où les peintures anticorrosives d'aménagements hydroélectriques sont suspectées de relâcher des PCBs par abrasion (voir ci-dessus).

ERRATUM concernant le rapport de la campagne 2018

Deux sites proches de Passy (une usine de produits graphite et un incinérateur) avaient été évoqués comme sources potentielles de PCBs dans le rapport de la précédente campagne. Après la publication du rapport 2018, les auteurs ont eu connaissance de résultats d'analyses (par l'intermédiaire du groupe de travail « Pollutions industrielles » de la CIPEL) permettant de déterminer qu'il est extrêmement peu probable que ces deux sites contribuent de façon significative à la pollution de l'Arve par les PCBs. Les éventuelles très faibles émissions de PCBs de ces industries ne peuvent en effet aucunement expliquer les charges observées dans l'Arve.

[8] Pour une teneur de iPCBs de 1 g/kg, il peut être estimé qu'un système de revêtement couramment utilisé (1 : couche de galvanisation, 2 : couche de caoutchouc chloré avec poussière de zinc, 3 : couche de caoutchouc chloré avec du minium (plomb)) contient environ 0.9 g iPCB/m^2 (Stolz, 2000). Pour 1000 m de conduite de diamètre de 4 m, cela correspond à environ 10 kg de iPCBs. L'ensemble des conduites représente donc un très grand « stock » de PCBs qui peuvent être relâchés par abrasion et qui peuvent donc expliquer l'augmentation de charge de l'ordre de 800 mg/jour en PCBs dissous observée dans le Rhône. A noter que cette charge représente probablement quelque g/jour en PCBs totaux car pour les PCBs 101, 138 et 153 (majoritaires dans le Rhône), la fraction particulaire peut être 5 à 10x plus grande que la fraction dissoute (voir chapitre 3.4.2).

Sites nécessitant un suivi régulier (p.ex 1x/an) :

Rhône - Porte du Scex (n°33), **Rhône GE (site à définir)** et **Arve - La Jonction** (n°11) : Un suivi régulier au site Rhône - Porte du Scex (n°33) est essentiel car il permet de déterminer la charge de iPCBs dissous déversée au Léman par le Rhône. Cette charge (environ 600 mg/jour en 2018 et 2019) représentait 76% de la charge amenée par les affluents étudiés en 2019 et 95% en 2018.

Un suivi dans le Rhône en aval du Léman permet de comparer les charges de polluants dissous à la sortie du lac avec celles arrivant au lac par l'intermédiaire du Rhône VS et des autres affluents. Bien que d'autres apports de PCBs existent (p.ex. les apports atmosphériques ou les STEP rejetant leurs effluents directement au lac (Bogdal et al. (2010)), une telle comparaison est intéressante pour évaluer si le lac a tendance à retenir les PCBs (adsorption aux sédiments) ou si au contraire les eaux s'enrichissent en PCBs (p.ex. à cause des rejets de STEP, des dépositions atmosphériques ou d'une éventuelle désorption des PCBs à partir des sédiments du lac). La charge mesurée dans le Rhône au Lignon retranchée de celle mesurée dans l'Arve à la Jonction (environ 470 mg/jour en 2019 et 280 mg/jour en 2018)[9] est plus petite que celle mesurée dans le Rhône à la Porte du Scex (environ 600 mg/jour pour les deux campagnes). Ceci tendrait à indiquer qu'une partie des PCBs est retenue par le lac (adsorption aux sédiments) comme cela a été observé par exemple pour le lac de Thoune (Bogdal et al., 2010). A noter que le site du Lignon n'est pas optimal pour faire ce bilan de charge car il est situé en aval de la STEP d'Aïre qui potentiellement peut rejeter des PCBs. Un site en amont de la jonction avec l'Arve serait plus approprié.

Enfin, un suivi dans l'Arve (La Jonction) au niveau de Genève est également important pour déterminer la contribution de ce cours d'eau à la pollution du Rhône en PCBs. Lors des deux campagnes (2018 et 2019), la charge en PCBs de l'Arve représentait 33 % de celle du Rhône mesurée au Lignon.

[9] Le débit du Rhône GE varie au cours de l'année afin de réguler le niveau du lac (371.6 m de mars à avril, 372.3 m de juin à décembre). Le débit plus élevé au printemps peut donc expliquer une partie de l'augmentation de charge de PCBs entre les deux campagnes.

Sites nécessitant un suivi effectué à fréquence moins élevée (p.ex. tous les 5 ans) :

Canal Stockalper (n°39) : Les concentrations mesurées en automne 2018 (31 pg/L) et au printemps 2019 (28 pg/L) confirment que la concentration en iPCBs a largement diminué depuis 2016, année à laquelle Grelot (2016) avait mesuré une concentration presque 16 fois plus élevée (493 pg/L). Ces résultats confirment également ceux obtenus par Coudret et al. (2018) au printemps 2018 (32 pg/L). Cette diminution depuis 2016 s'explique probablement par des travaux d'assainissement (en 2014) des berges d'un affluent du Stockalper (le Canal des Mangettes) pouvant conduire à une diminution progressive du relargage des PCBs dans le Stockalper. De nouvelles mesures pourraient être réalisées dans quelques années pour confirmer la diminution progressive de la concentration en PCBs.

Eau Froide de Roche (n°20) : Diminution de la concentration de l'ensemble des iPCBs entre les deux campagnes s'expliquant probablement par une augmentation du débit (voir Tableau 4). La signature chimique est très stable entre les deux campagnes et, comme mentionné dans le rapport de 2018, le profil pourrait indiquer que la contamination de ce cours d'eau est davantage due à des sédiments contaminés historiquement qu'à un rejet actuel. Les résultats des deux campagnes révèlent une diminution de la concentration par rapport à ce que Grelot (2016) avait mesuré en 2016 (170 pg/L). De nouvelles mesures pourraient être réalisées dans quelques années pour confirmer cette diminution.

Dranse (n°46) et **Aubonne** (n°16) : Les concentrations sont du même ordre de grandeur en 2018 et 2019 (< 15 pg/L). Elles confirment une nette diminution par rapport aux concentrations mesurées par Grelot (2016) (environ 100 pg/L). De nouvelles mesures pourraient être réalisées dans quelques années en déplaçant légèrement les sites en aval pour confirmer qu'aucune source majeure n'est présente sur les tronçons de quelques kilomètres séparant l'embouchure des emplacements actuels.

Tableau 4 : Rapport des concentrations en iPCB entre 2019 et 2018 pour les cours d'eau présentant les plus grandes concentrations de ces polluants. Le rapport des débits de ces cours d'eau entre les deux campagnes est également donné.

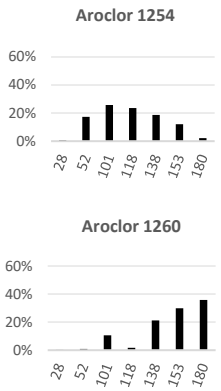
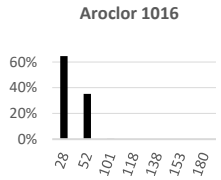
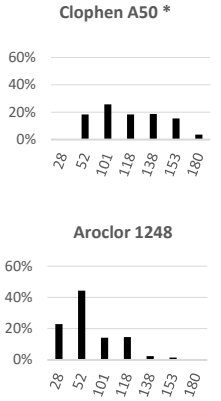
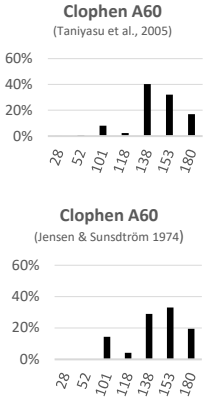
Table 4: Ratio of iPCB concentration in 2019 and 2018 for the streams with the highest concentration of those pollutants. The ratio of the flow rates between the two surveys is also given.

	Concentration iPCB 2019 / concentration iPCB 2018								**Débit 2019 / débit 2018**
	28	52	101	118	138	153	180	∑ iPCBs	
Nant d'Avril (n°44)	**7.2**	0.7	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	1.0	1.8
Vengeron (n°38)	**2.8**	**1.5**	**7.3**	**3.4**	**14.4**	**18.0**	**21.9**	**6.7**	4.0
Venoge (n°25)	**2.9**	**1.1**	0.4	0.4	0.3	0.3	0.3	**1.5**	10
Rhône - Evionnaz (n°31)	**1.7**	**1.2**	**1.3**	**1.4**	**1.5**	**1.4**	**1.5**	**1.4**	0.7
Eau Froide de Roche (n°20)	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	6.4
Chamberonne (n°18)	0.9	0.7	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.7	1.4
Arve - Passy (n°42)	0.6	0.6	0.4	0.4	0.2	0.2	0.2	0.3	1.0

Comme discuté pour certains cours d'eau ci-dessus, les profils de iPCBs peuvent fournir de précieuses informations pour comprendre le transport des PCBs dans les différents compartiments environnementaux et faire des hypothèses sur les sources de pollution. La Figure 7 illustre le profil de trois cours d'eau présentant de grandes différences entre les deux campagnes (Nant d'Avril, Vengeron et Venoge) et celui de trois cours d'eau où il est stable entre les deux campagnes (Rhône-Evionnaz, Chamberonne et Arve à Passy). Il est intéressant de noter que le profil des trois rivières présentant les plus grandes concentrations en 2019 a beaucoup varié entre les deux campagnes. Cela pourrait soutenir l'hypothèse que des phénomènes dynamiques (p.ex. lessivage/entraînement des PCBs par la pluie, décharges de déversoirs d'orage, etc.) sont à l'origine de la pollution de ces cours d'eau. De futurs suivis et investigations des sources de PCBs devraient permettre d'améliorer la compréhension de ces phénomènes et permettre ainsi de cibler certains types de sources et proposer les actions les plus appropriées.

Tableau 5 : Principales catégories d'utilisation des PCBs (en Suisse) et données utiles à des fins d'investigations de sources de pollution.

Table 5: Main categories of PCB usage (in Switzerland) and data useful for pollution source investigation.

	Transformateurs [a]	**Condensateurs grands** (>1kg) **et petits** (<1 kg) [b]	**Masse d'étanchéité de joints** [c]	**Peintures anticorrosives** [d]
Fonction des PCBs et teneurs	Liquide diélectrique (huiles « Askarel ») (inflammabilité, résistance diélectrique élevée, stabilité chimique)		Plastifiant (flexibilité et durabilité des polymères)	
	> 300 g/kg	Grands : > 750 g/kg Petits : jusqu'à 250 g/kg (pour ballasts de lampes fluorescentes)	Jusqu'à 550 g/kg (> 10 g/kg dans 1/3 des bâtiments construits entre 1966 et 1971)	Ponts : jusqu'à 77 g/kg Conduites forcées : jusqu'à 43 g/kg
Interdiction de mise sur le marché	1986 (élimination appareils > 1 kg au 31 août 1998 si teneur > 50 mg/kg) (élimination des appareils < 1 kg d'ici à 2028 si teneur > 50 mg/kg)		1972 (système ouvert)	
Estimation des quantités de PCBs utilisées	1800 - 2700 t (entre 1975 à 1985)	Grands : 800 t Petits : 1000 t (dont 540 t dans les ballasts entre 1950 et 1983)	100 - 300 t (entre 1955 à 1975)	150 - 300 t (entre 1950 à 1974)
Quantités PCBs restantes estimées (2017)[e]	33 t	Grands : 9 t Petits : 3 t	86 t	86 t
	42 t dans le sol (en 2000), 300 t dans les décharges			
Profil des iPCBs dans les principaux mélanges commerciaux utilisés pour ces applications [f]				
Contamination de l'environnement	La majorité des transformateurs ont été éliminés mais certains sont encore retrouvés dans des bâtiments (élimination dans l'année lorsque c'est le cas). Des fuites d'huiles Askarels provenant de ces appareils peuvent conduire à la contamination de l'environnement.	Les petits condensateurs (p.ex. ballasts de lampes) sont démantelés des structures métalliques lorsqu'ils dépassent la taille de 2.5 cm (pour être éliminés comme déchets spéciaux). Toutefois, à cause de leur forme compacte, certains seraient encore réduits en morceaux avec la ferraille dans des installations de broyage et les PCB disséminés dans l'environnement.	Emission diffusive par (i) volatilisation dans l'air, (ii) contamination des sols environnants par pertes de particules des joints vieillissant et lavage par les précipitations, (iii) mauvaises éliminations de ces matériaux.	PCBs progressivement libérés par (i) vaporisation, (ii) abrasion mécanique, (iii) altération ou (iv) lors de la rénovation des objets protégés contre la corrosion.

[*] *Aroclor 1254 également utilisé majoritairement dans les masses d'étanchéité des joints. Profil très similaire au Clophen A50.*

[a] *Arnet et al. (2011), ASTM (1997b), BUWAL (1988), Erickson and Kaley (2011), Metcalfe et al. (1988), PollDoc (2020),*

[b] *ASTM (1997a), Erickson and Kaley (2011), Eugster et al. (2008), Kuhn and Arnet (1998), Kuhn and Arnet (2000), Savi et al. (2019), (Glüge et al., 2017)*

[c] *Kohler et al. (2005), BUWAL (2003)*

[d] *Stolz (2000)*

[e] *Glüge et al. (2017)*

[f] *Proportions des iPCBs obtenues dans Frame et al. (1996), Taniyasu et al. (2005), Jensen et Sundström (1974)*

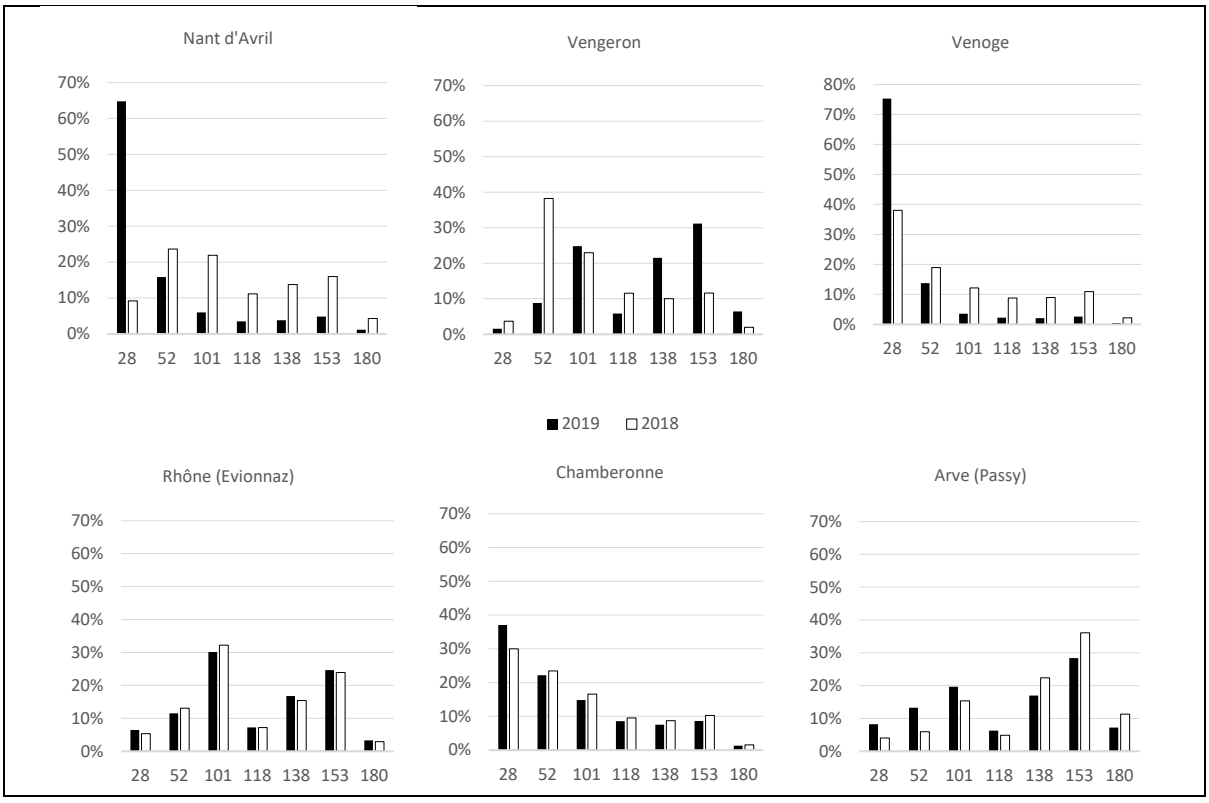


Figure 7 : Profil des iPCBs pour trois cours d'eau présentant de grandes différences entre les campagnes de 2018 et 2019 (haut) et pour trois cours d'eau présentant un profil stable entre les deux campagnes (bas).

Figure 7: Example of chemical signature of iPCBs in six streams. Upper row: Three streams with drastic changes in chemical signature between the two surveys. Lower row: Three streams with stable chemical signatures.

3.3.2. Concentrations et charges de PBDEs dissous

Comme lors de la campagne 2018, les concentrations des PBDEs 28, 153 et 154 se trouvaient sous la LOQ dans tous les cours d'eau étudiés, excepté dans le Nant d'Avril (pour le PBDE 28). Les résultats illustrés dans la Figure 8 constituent donc la sommes des PBDEs 47, 99 et 100 (voire uniquement des deux premiers congénères étant donné que le PBDE 100 se trouvait en dessus de la LOQ pour seulement 5 sites)[10]. Les cours d'eau étudiés présentant les plus grandes concentrations de PBDEs dissous sont le **Nant d'Avril** (10.2 pg/L pour la somme des PBDEs) suivi par le **Vengeron,** l'**Eau Froide de Roche** et la **Venoge** (5 - 10 pg/L) (Figure 8).

Comme discuté ci-après, d'importantes diminutions de concentrations de PBDE entre les campagnes 2018 et 2019 sont observées et peuvent être probablement expliquées en partie par l'augmentation des débits des cours d'eau. A noter que les PBDEs sont plus hydrophobes que les PCBs (le PBDE 28 qui est le congénère étudié le moins apolaire a un log K_{sw} égal au PCB 101). Des phénomènes de lessivage des sources par la pluie - potentiellement responsables de l'augmentation des concentrations des PCBs peu chlorés dans certains cours d'eau en 2019 (voir chapitre 3.3.1) - apparaissent donc peu probables pour les PBDEs.

[10] Le fait que le profil de PBDEs est largement dominé par les PBDEs 47 et 99 se reflète dans les poissons du Lac Léman dans lesquels les PBDEs 47 et 99 représentaient près de 80% des sept à dix PBDEs analysés (Cheaib et al., 2009 ; Ortelli et al., 2009 ; Edder et al., 2013).

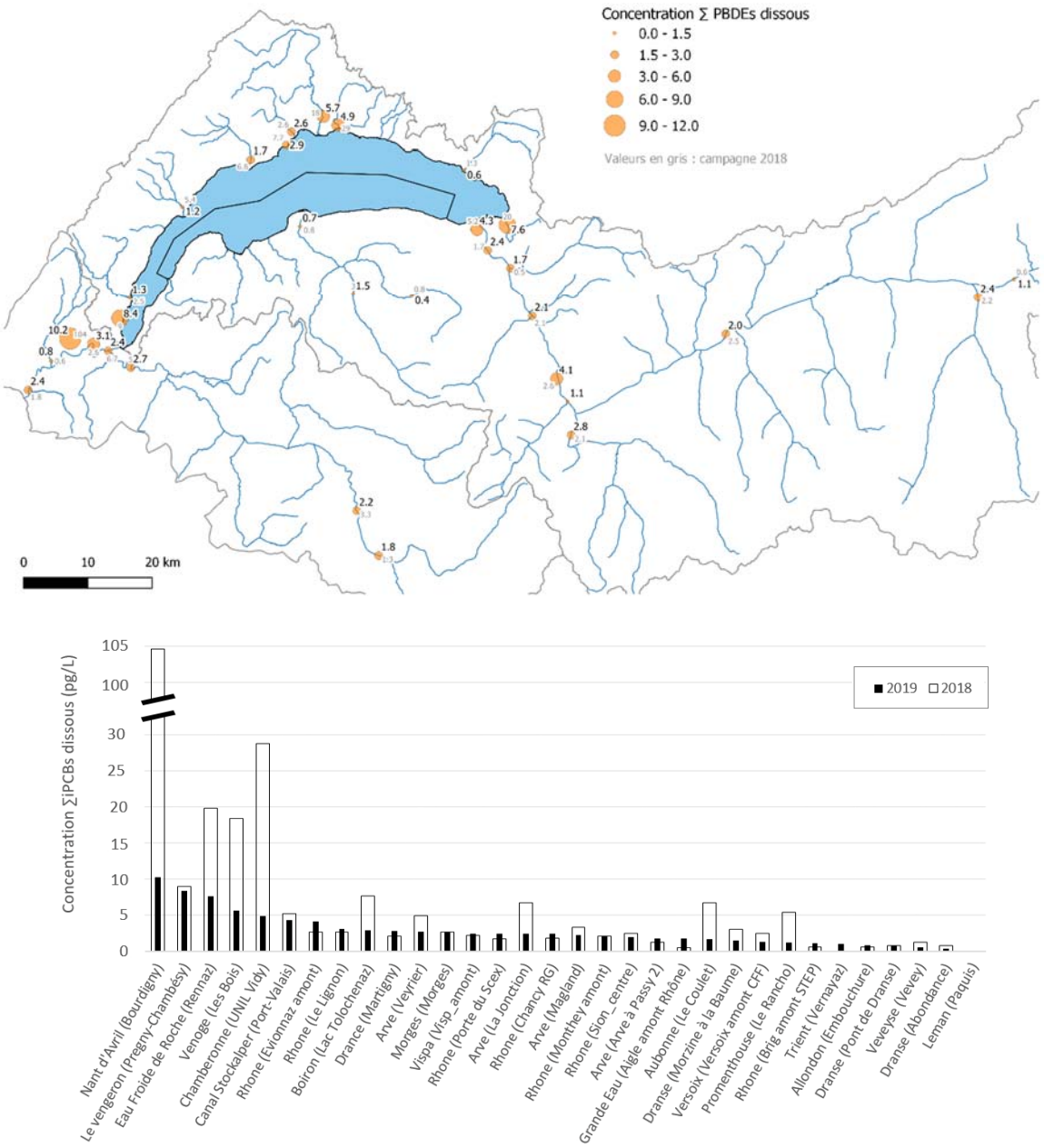


Figure 8 : Concentration de la somme des 6 PBDEs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (pg/L). Les concentrations des PBDEs 28, 153 et 154 étaient sous la LOQ pour tous les sites excepté le Nant d'Avril.

Figure 8: Concentration of the sum of the 6 PBDEs (dissolved fraction) at each sampling site (pg/L). Concentrations of PBDEs 28, 153 et 154 were below LOQ for all streams except in the Nant d'Avril River.

En ce qui concerne les **charges de PBDEs dissous**, les plus grandes étaient celles mesurées dans le **Rhône GE** (63 mg/jour au niveau du Lignon), le **Rhône VS** (33 mg/jour au niveau d'Evionnaz) et dans l'**Arve** (16 mg/jour au niveau de la Jonction) (Figure 9).

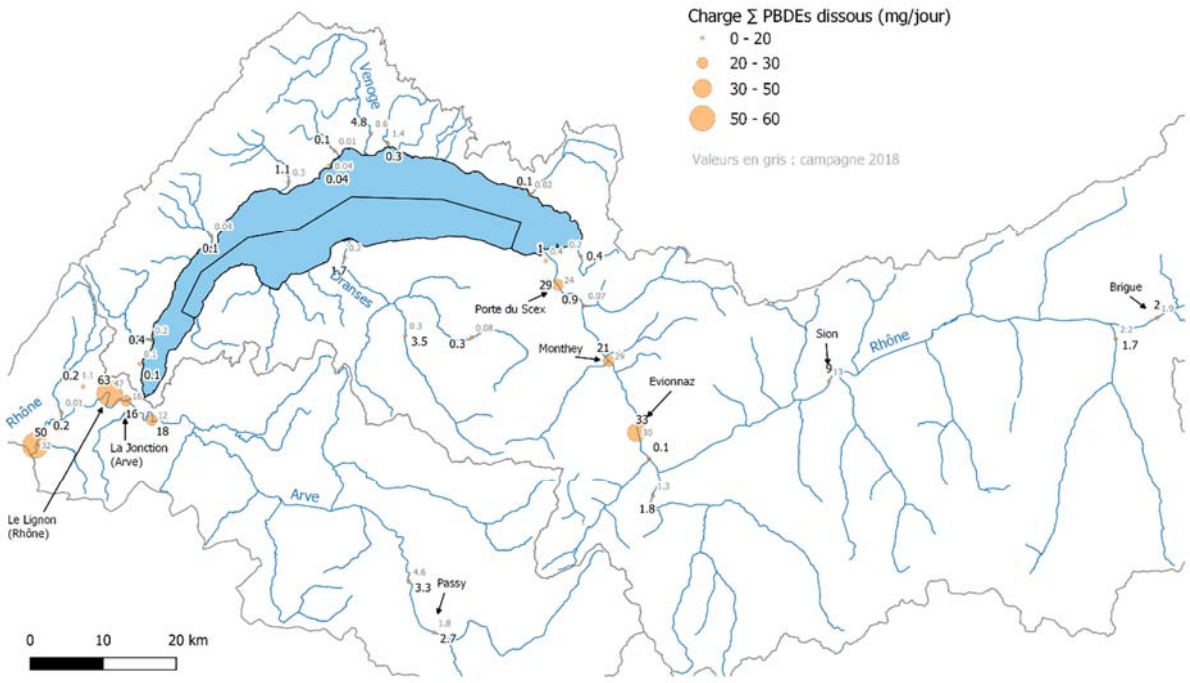


Figure 9 : Charge de la somme des 6 PBDEs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (mg/jour). La charge du PBDE 28 est pris en compte uniquement pour le Nant d'Avril (concentration de ce congénère < LOQ pour les autres sites).

Figure 9: Load of the sum of the 6 PBDEs (dissolved fraction) at each sampling site (mg/day). The load of PBDE 28 is taken into account only for the Nant d'Avril (concentration of this congener < LOQ for all other sites).

Site nécessitant un suivi prioritaire (p.ex. 1x/an en période sèche et 1x/an en période humide) :

La concentration des PBDEs *dissous* mesurées avec les capteurs n'a pas dépassé la NQE-CMA fixée par la DCE (140 ng/L) dans les cours d'eau suivis. En se basant sur la détermination de la fraction particulaire des PBDEs de la Chamberonne (qui en 2018 était le deuxième cours d'eau le plus pollués en PBDEs), il apparaît également très peu probable que les concentrations *totales de PBDEs* (dissous + particulaire) aient dépassé cette NQE-CMA (Estoppey et al., 2019). Un suivi prioritaire semble néanmoins nécessaire dans les cours d'eau les plus pollués. En effet, comme mentionné dans une précédente étude portant sur les poissons du Léman, la NQE biote (8.5 ng/kg) était dépassée dans tous les poissons analysés (Babut et al., 2019). Une réduction des émissions des PBDEs dans les eaux du bassin lémanique est donc nécessaire.

Nant d'Avril (n°44) : Confirmation qu'il représente le cours d'eau étudié avec les concentrations les plus élevées en PBDEs. La concentration a toutefois fortement diminué entre les deux campagnes (10 fois moins pour la somme des PBDEs) et ceci ne peut être expliqué que très partiellement par l'augmentation du débit de ce cours d'eau (1.8 fois plus). Le fait que la concentration du PBDE 47 (log K_{ow} 6.81) ait beaucoup plus diminué que celles des PBDEs 99 et 100 (log K_{ow} 7.32 et 7.24) alors que ces derniers sont plus hydrophobes (Tableau 6) indique également que l'effet de dilution n'est pas la seule explication de la différence entre 2018 et 2019. La quantité de PBDEs émise par la (les) source(s) de pollution a donc probablement été plus faible au printemps 2019 qu'en automne 2018. Un suivi est nécessaire pour essayer de mettre en évidence une tendance temporelle. (🔍) Si une investigation de sources de pollution peut être réalisée, la zone industrielle de Meyrin-Satigny et ses entreprises de traitement/recyclage de déchets devraient recevoir une attention particulière. En effet, le principal stock de PBDEs étant les mousses de polyuréthane utilisées dans les sièges de voitures et l'ameublement, le traitement de ces polymères constitue une source d'émission de PBDEs dans l'environnement (Alaee et al., 2003; Prevedouros et al., 2004).[11]

[11] *Les voitures traitées avec du polyuréthane contenant des PBDEs ont en général entre 14 et 18 kg de ce polymère. En considérant une teneur moyenne de 1% en masse du mélange commercial « penta-mix » dans le polyuréthane des moyens de transports, cela représente 160 g de PBDEs par voiture (UNEP, 2017).*

Chamberonne (n°18) : Alors que la concentration en PBDEs mesurée en 2018 dans cette rivière était la deuxième plus élevée parmi les cours d'eau étudiés, elle a fortement diminué en 2019 (environ 6 fois moins) pour atteindre une concentration (5 pg/L) qui n'est que légèrement supérieure à celle mesurée dans la plupart des cours d'eau du bassin lémanique. Le débit de la Chamberonne n'ayant que très légèrement augmenté en 2019 (1.4 fois plus), l'effet de dilution ne peut pas être la seule explication de cette diminution de concentration (voir Tableau 6). Un suivi est nécessaire pour déterminer si et quand des concentrations plus élevés (telles que celles mesurées en 2018) sont à nouveau atteintes. (🔍) L'investigation des sources débutée en février 2020 par l'ESC (en collaboration avec la DGE-VD) bien que ciblée sur les PCBs va également permettre d'acquérir davantage de connaissances sur l'évolution de la concentration en PBDEs le long de ce cours d'eau.

La **Venoge** (n°25) : La diminution de la concentration entre les deux campagnes étant similaire pour les différents congénères de PBDEs (3.2 à 3.4 fois moins), celle-ci s'explique très certainement par la grande augmentation du débit de cette rivière (10 fois plus en 2019). Dans le futur, un suivi devrait être réalisé en priorisant les mois de l'année pendant lesquels le débit est faible (été). (🔍) Les rejets mis en évidence pour les PCBs - à savoir un bassin de décantation d'une entreprise traitant des déchets métalliques et une STEP traitant les eaux de plusieurs industries - mériteraient une attention particulière également pour les PBDEs. En effet, les PBDEs peuvent être libérées des polymères qui les contiennent (en particulier les mousses de polyuréthane) lors du traitement des déchets (Alaee et al., 2003; Prevedouros et al., 2004). Ils peuvent également être présents dans les eaux usées à des concentrations relativement élevées (suite au lessivage des matériaux contenant ces retardateurs de flamme) et malgré la présence de STEP se retrouver dans les eaux de surface (North, 2004; Law et al., 2006; Song et al., 2006).

Eau Froide de Roche (n°20) : Comme pour la Venoge, le fait que la concentration des différents congénères de PBDEs diminue de façon similaire entre les deux campagnes (2.3 à 2.7 fois moins) est explicable par la grande augmentation du débit de la rivière (6.4 fois plus en 2019). (🔍) Si une investigation de sources peut être réalisée, il serait judicieux de placer des capteurs en amont et aval de la STEP de Roche (qui traite les eaux des communes de la basse plaine du Rhône ainsi que les boues des STEP de Vevey et Montreux (DGE, 2018b)). Comme le débit du cours d'eau est faible (0.1 m^3/s et 0.6 m^3/s lors des campagnes 2018 et 2019), si les rejets de la STEP contiennent des PBDEs ceux-ci seraient peu dilués, particulièrement lors de période sèches (la STEP traite en moyenne 0.035 m^3/s (DGE, 2018a)).

Le **Vengeron** (n°38) : Les concentrations de PBDEs dans le Vengeron sont restées stables entre les deux campagnes malgré l'augmentation du débit du cours d'eau (4 fois plus), suggérant un apport plus élevé de PBDEs dans le cours d'eau au printemps 2019. (🔍) Si une investigation de sources de PBDEs peut être réalisée, les déversoirs d'orage (en particulier du réseau unitaire de Ferney-Voltaire) peuvent être considérés comme des sources de pollution. Une attention particulière devrait également être portée aux eaux de ruissellement provenant des nombreux axes de circulation présents dans le secteur ainsi qu'au chantier de réaménagement de la jonction autoroutière du Grand-Saconnex.

Tableau 6 : Rapport des concentrations des PBDEs 47, 99 et 100 entre 2019 et 2018 pour les cours d'eau présentant les plus grandes concentrations de ces polluants. Le rapport des débits entre 2019 et 2018 de ces cours d'eau est également donné.

Table 6: Ratio of PBDE concentration in 2019 and 2018 for the streams with the highest concentration of those pollutants. The ratio of the flow rates between the two surveys is also given.

	Concentration PBDEs 2019 / concentration PBDEs 2018				**Débit 2019 / débit 2018**
	47	99	100	∑ PBDEs	
Nant d'Avril (n°44)	0.07	0.18	0.16	0.10	1.8
Venoge (n°25)	0.31	0.29	0.31	0.31	10
Eau Froide de Roche (n°20)	0.39	0.37	0.44	0.38	6.4
Vengeron (n°38)	1.08	0.84	-	0.93	4.0
Chamberonne (n°18)	0.23	0.10	-	0.17	1.4

Sites nécessitant suivi régulier (p.ex. 1x/an) :

Rhône - Porte du Scex (n°33), **Rhône GE (site à définir)** et **Arve - La Jonction** (n°11) : Un suivi régulier au site Rhône - Porte du Scex (n°33) paraît important puisqu'il permet de déterminer la charge de PBDEs dissous déversée au Léman par le Rhône. Cette charge (un peu moins de 30 mg/jour) représentait 77% de la charge amenée par les affluents étudiés en 2019 (88% en 2018).

Un suivi dans le Rhône GE permet de comparer la charge de PBDEs sortant du lac avec celle entrant dans le Léman par l'intermédiaire des affluents (en particulier le Rhône). Lors des deux campagnes, la charge mesurée dans le Rhône au Lignon retranchée de celle mesurée dans l'Arve à la Jonction (environ 45 mg/jour en 2019 et 30 mg/jour en 2018)[12] était légèrement plus élevée que celle mesurée dans le Rhône à la Porte du Scex (environ 30 mg/jour en 2019 et 25 mg/jour en 2018) et que celle de l'ensemble des affluents étudiés (38 mg/jour en 2019, 28 mg/jour en 2018). Ceci indiquerait qu'un apport de PBDEs a probablement lieu au niveau du Léman (p.ex. rejets de STEP ou dépositions atmosphériques[13]) ou au niveau du Rhône GE en amont du Lignon (p.ex. STEP Aïre). Comme mentionné précédemment, un site dans le Rhône en amont de la confluence avec l'Arve (évitant ainsi l'influence de la STEP d'Aïre) serait plus approprié pour réaliser un tel bilan de charges.

Un suivi dans l'Arve (La Jonction) au niveau de Genève est également important pour déterminer la contribution de ce cours d'eau à la pollution du Rhône en PBDEs. En 2019, la charge de l'Arve représentait 25% de celle du Rhône (35% en 2018).

---

[12] Comme pour les PCBs, l'augmentation de charge de PBDEs entre les deux campagnes peut s'expliquer en partie par le fait que débit du Rhône GE est plus élevé au printemps à cause de la régulation du niveau du lac (371.6 m de mars à avril, 372.3 m de juin à décembre).

[13] Pour le lac de Thoune, Bogdal et al. (2010) ont montré que la charge des PBDEs provenant des dépositions atmosphériques était plus grande que celle provenant des affluents.

3.3.3. Concentrations et charges des PAHs dissous

Pour les **PAHs** (dissous), les concentrations les plus élevées (cette fois-ci exprimées en ng/L) ont été retrouvées dans l'**Arve** (25 ng/L à Passy et 17 ng/L à Magland) puis dans le **Vengeron**, le **Nant d'Avril** et la **Chamberonne** (> 10 ng/L) (Figure 10).

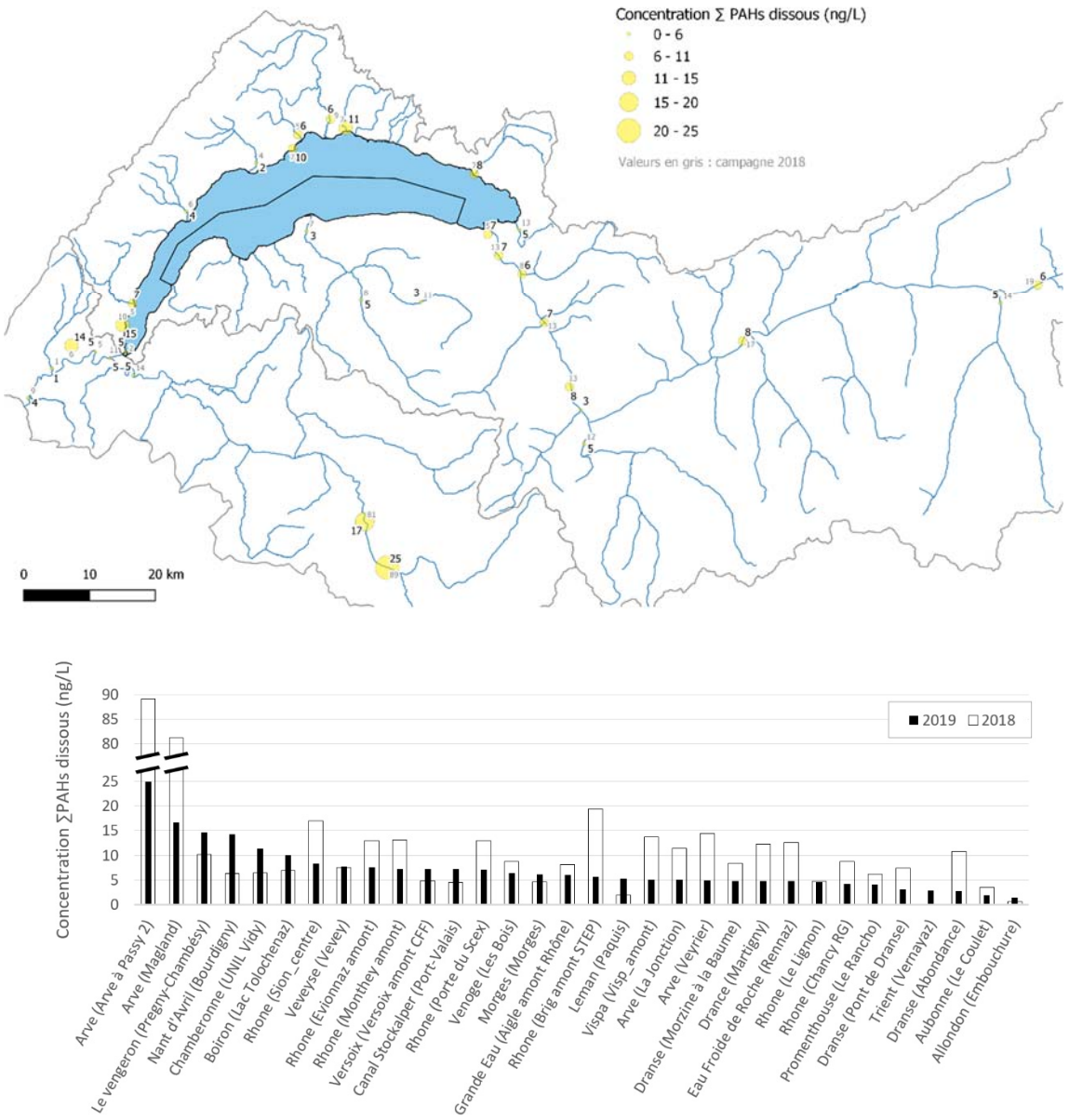


Figure 10 : Concentration de la somme des 15 PAHs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (ng/L). Les concentrations du triphénylène et du benzo[j]fluoranthène (co-élutions avec le CHR et le B[b]F) sont également prises en compte dans cette somme.

Figure 10 : Concentration of the sum of the 15 PAHs (dissolved fraction) at each sampling site (ng/L). Concentrations of triphenylene and benzo[j]fluoranthene (co-elution with CHR and B[b]F) are also taken into account.

En ce qui concerne les **charges de PAHs** dissous (exprimées en g/jour), les plus grandes étaient celles mesurées dans le **Rhône VS** (85 g/jour au niveau de la Porte du Scex)**,** dans le **Rhône GE** (93 g/jour au niveau du Lignon) et dans l'**Arve** (35 g/jour au niveau de Passy) (Figure 11).

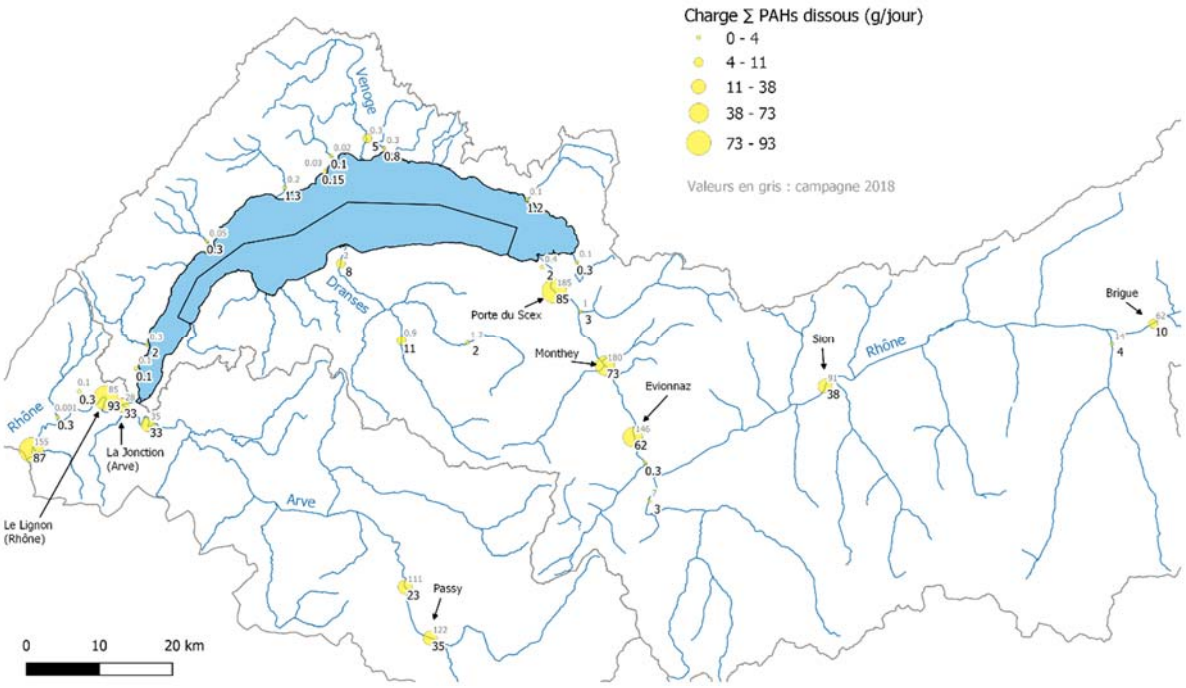


Figure 11 : Charge de la somme des 15 PAHs (fraction dissoute) dans les différents cours d'eau (mg/jour). Les charges du triphénylène et du benzo[j]fluoranthène (co-élutions avec le CHR et le B[b]F) sont également prises en compte dans cette somme.

Figure 11 : Load of the sum of the 15 PAHs (dissolved fraction) at each sampling site (mg/day). Loads of triphenylene and benzo[j]fluoranthene (co-elution with CHR and B[b]F) are also taken into account in this sum.

Site nécessitant un suivi prioritaire (p.ex. 1x/an en période sèche et 1x/an en période humide) :

Arve - Passy (n°42) et **Arve - Magland** (n°1) : Confirmation que l'Arve (à ce niveau de la vallée) présente les concentrations les plus élevées en PAHs parmi tous les cours d'eau étudiés. Les concentrations de fluoranthène *dissous* mesurées en 2018 (15.7 ng/L à Passy, 14.2 ng/L à Magland) et en 2019 (6.4 ng/L à Passy) dépassent la NQE-MA du fluoranthène (6.3 ng/L) exprimée en concentration totale (fraction dissoute + fraction particulaire) dans la DCE. En 2019, les concentrations étaient plus basses qu'en 2018 (> 3 fois) sans que cela puisse être expliqué par une différence de débit du cours d'eau (identique lors des deux campagnes), indiquant donc une diminution des émissions de PAHs dans l'Arve. La campagne RSDE (Recherche et Réduction des Rejets de Substances Dangereuses dans l'Eau) a mis évidence que les PAHs présents dans un rejet liquide d'une usine au niveau de Passy pouvaient expliquer une part importante des charges de PAHs mesurées dans l'Arve. Un programme de réduction est en cours. Un suivi dans le futur sera donc extrêmement intéressant pour évaluer l'impact de ce programme sur les concentrations de PAHs dans l'Arve. (🔍) L'usine évoquée ci-dessus est probablement le principal contributeur à la pollution de l'Arve en PAHs à ce niveau de la vallée. Si, après le programme de réduction des rejets, le suivi devait toujours mettre en évidence des concentrations de PAHs élevées, une investigation de sources pourrait être réalisée en portant une attention aux sites industriels (production d'aluminium, industries de ferro-alliage, travail du fer et de l'acier) et aux sites générant de l'énergie (charbon, mazout, tourbe, bois, paille, chaudière industrielle). Le trafic routier devrait également être retenu comme source potentielle de PAHs au moment de l'interprétation des résultats (Baek et al., 1991; Boehm, 2006).

ERRATUM concernant le rapport de la campagne 2018

L'incinérateur au niveau de Passy a été évoqué comme source potentielle de PAHs dans le rapport de la campagne précédente. Les auteurs ont eu connaissance de résultats d'analyses réalisées par cette usine (par l'intermédiaire du groupe de travail « Pollutions industrielles » de la CIPEL) après la publication du rapport 2018. Ces mesures ont conclu à des rejets inférieurs à la LOQ et leurs éventuelles contributions à la pollution de l'Arve est donc négligeable.

Sites nécessitant un suivi régulier :

Rhône - Porte du Scex (n°33), Rhône GE (site à définir) et Arve - La Jonction (n°11)

Bien qu'au printemps 2019 les concentrations de PAHs (dissous) dans le Rhône VS aient été du même ordre de grandeur que celles dans la plupart des cours d'eau étudiés, en automne 2018, il s'agissait des concentrations les plus élevées après l'Arve. Un suivi régulier dans le Rhône au minimum au niveau de la Porte du Scex est donc nécessaire pour suivre l'évolution de ces concentrations dans le temps. De plus, comme expliqué pour les PCBs et les PBDEs, un suivi à ce site permet de déterminer la charge de PAHs dissous déversée au Léman par le Rhône. Cette charge (85 mg/jour en 2019, 185 mg/jour en 2019) représentait 86% de la charge amenée par les affluents étudiés en 2019 (et 99% en 2018).

Un suivi dans le Rhône GE permettrait de comparer la charge de PAHs en aval du lac avec les apports de PAHs provenant du Rhône VS et des autres affluents. Lors des deux campagnes, la charge mesurée dans le Rhône au Lignon retranchée de celle mesurée dans l'Arve à la Jonction (environ 60 mg/jour en 2018 et 2019) était plus faible que celle mesurée dans le Rhône à la Porte du Scex (85 mg/jour en 2019 et 185 mg/jour en 2018). Ceci tend à indiquer qu'une partie des PAHs serait donc retenus/dégradés dans le Léman.

Un suivi dans l'Arve (La Jonction) au niveau de Genève permettrait de déterminer si la contribution de l'Arve à la pollution du Rhône en PAHs suit la tendance observée en 2018 et 2019, à savoir une contribution de 35 %.

Sites nécessitant un suivi effectué à fréquence moins élevée (p.ex. tous les 5 ans)

Le **Vengeron** (n°38), le **Nant d'Avril** (n°44) et la **Chamberonne** (n°18) : Ces cours d'eau font partie de ceux qui présentent les concentrations les plus élevées en PAHs après l'Arve et le Rhône. Des augmentations des concentrations de PAHs entre les deux campagnes ont été observées et pourraient peut-être s'expliquer par le plus grand lessivage/entraînement des PAHs depuis les sources vers les rivières (plus fortes précipitations en 2019). Les concentrations de fluoranthène *dissous* mesurées en 2019 (3.0 ng/L pour le Vengeron et la Chamberonne et 3.4 ng/L pour le Nant d'Avril) sont environ deux fois plus basses que la NQE-MA du fluoranthène (6.3 ng/L). Dans la Chamberonne, ce composé est environ 2.5 fois plus présent dans la phase particulaire que dans la phase dissoute. Ainsi, les concentrations totales du fluoranthène sont du même ordre de grandeur que la NQE-MA. Ces sites faisant parties des sites à prioriser pour les PCBs, il apparaît judicieux d'y mesurer également les PAHs lors de certaines campagnes pour mettre en évidence des tendances temporelles de concentrations.

3.4. TRAPPES À MATIÈRE EN SUSPENSION (PHASE PARTICULAIRE)

Les trappes déployées dans la Chamberonne (n°18) et Venoge (n°25) ont pu être utilisées pour échantillonner les MES pendant la période d'échantillonnage des capteurs passifs. La très grande augmentation de débit de l'Aubonne (13 fois plus) entre la campagne 2018 et 2019 a rendu impossible l'utilisation de la trappe au site n°16 (Aubonne - Le Coulet).

3.4.1. Concentrations des polluants dans les MES de la Chamberonne et de la Venoge

La Figure 12 présente les concentrations des iPCBs, PBDEs et PAHs (ng/g MES) mesurées sur la matière en suspension échantillonnée par les trappes. Dans la Chamberonne, les concentrations de PCBs et PAHs sont du même ordre de grandeur entre les deux campagnes. Les concentrations de PBDEs sont quant à elles nettement plus faibles en 2019 (2 à 3 fois moins), ce qui concorde avec la nette diminution des concentrations de PBDEs dissous mesurées avec les capteurs. Pour la Venoge, deux observations sont à mettre en évidence : (i) les concentrations de l'ensemble des composés sont nettement plus faibles en 2019 qu'en 2018 (jusqu'à 8 fois moins pour les PCBs, 50 fois moins pour les PBDEs et 6 fois moins pour les PAHs) et (ii) lors des deux campagnes, la variation entre les réplicas est élevée. Cela pourrait s'expliquer par une plus grande proportion de matière organique dans les MES de 2018 et par la taille très variable des MES échantillonnées dans ce cours d'eau. En effet, les composés hydrophobes s'adsorbent préférentiellement sur la matière particulaire *organique* et la *taille* des particules influence également l'adsorption (Jepsen and Lick, 1996; Butcher et al., 1998; Robinson et al., 2008). Des mesures de la fraction organique et de la granulométrie des différents échantillons de MES de 2018 et 2019 vont être réalisés, mais les résultats ne sont malheureusement pas disponibles pour ce rapport.

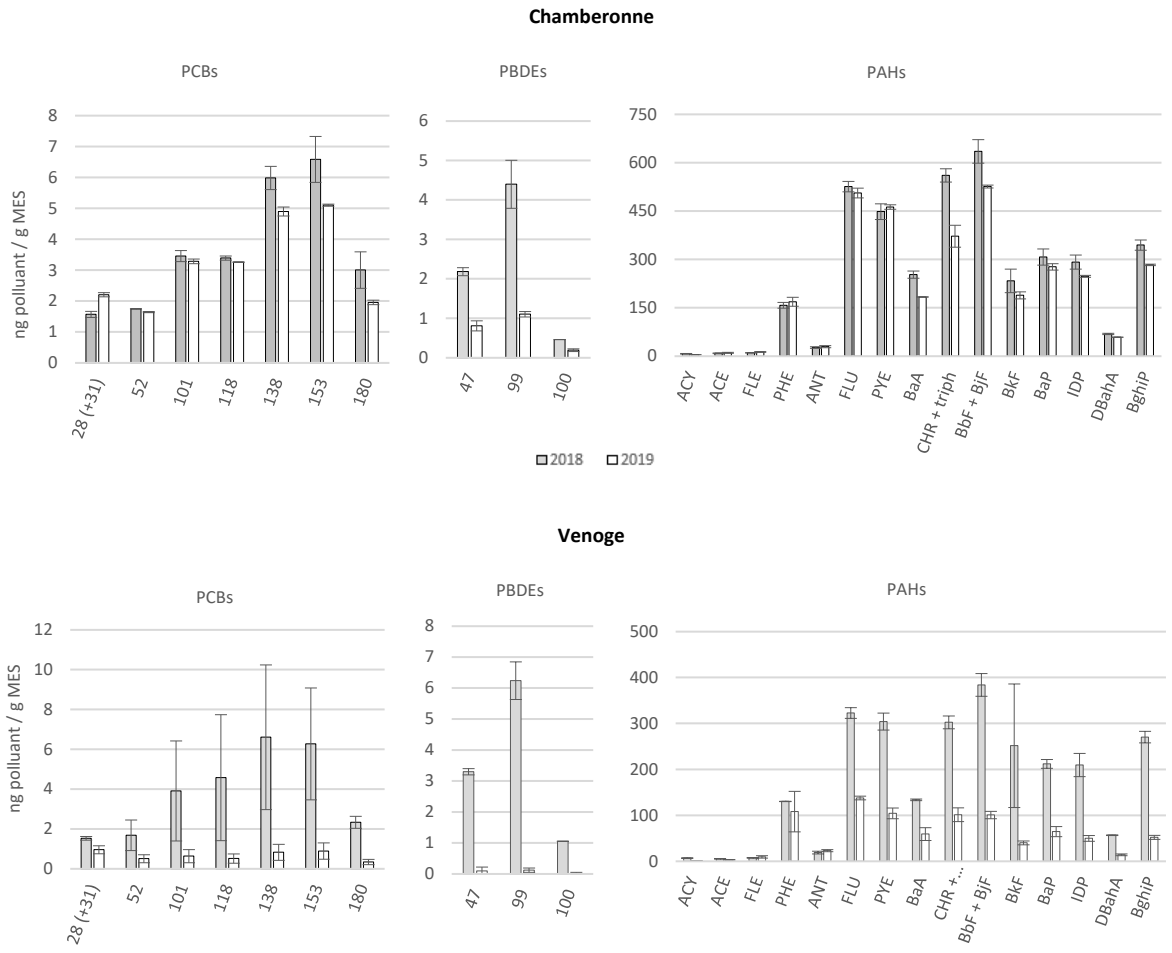


Figure 12 : Concentration de la somme des iPCBs, des PBDEs et des PAHs sur les matières en suspension (MES) échantillonnées par les trappes (ng/g MES) déployées dans la Chamberonne et la Venoge en 2018 et en 2019.

Figure 12: Concentration of the sum of iPCBs, PBDEs and PAHs on suspended matter (SM) sampled by the traps (ng/g SM) in the Chamberonne and the Venoge River in 2018 and 2019.

3.4.2. Estimation des concentrations de polluants particulaires dans la Chamberonne et relation entre les fractions dissoute et particulaire pour ce cours d'eau

Les seuils légaux étant souvent donnés en concentration totale de polluants (fraction dissoute + fraction particulaire), il est intéressant d'estimer les concentrations en polluants particulaires présents dans un litre d'eau (pg/L) à partir des concentrations en polluants présents dans un gramme de MES (ng/g MES). Pour ce faire, il est nécessaire de connaitre la concentration en MES dans l'eau ($C_{MES,}$ exprimé en mg/L). Pour la Chamberonne, C_{MES} pour la période d'échantillonnage (15.9 mg/L) a été obtenu à l'aide du modèle de Trujillo Gomez (2019). Pour la Venoge, les données de concentrations en MES sont insuffisantes pour réaliser de telles estimations. Les concentrations totales ainsi que celles des fractions dissoutes et particulaires des PCBs, PBDEs et PAHs de la Chamberonne sont données dans la Figure 13A.

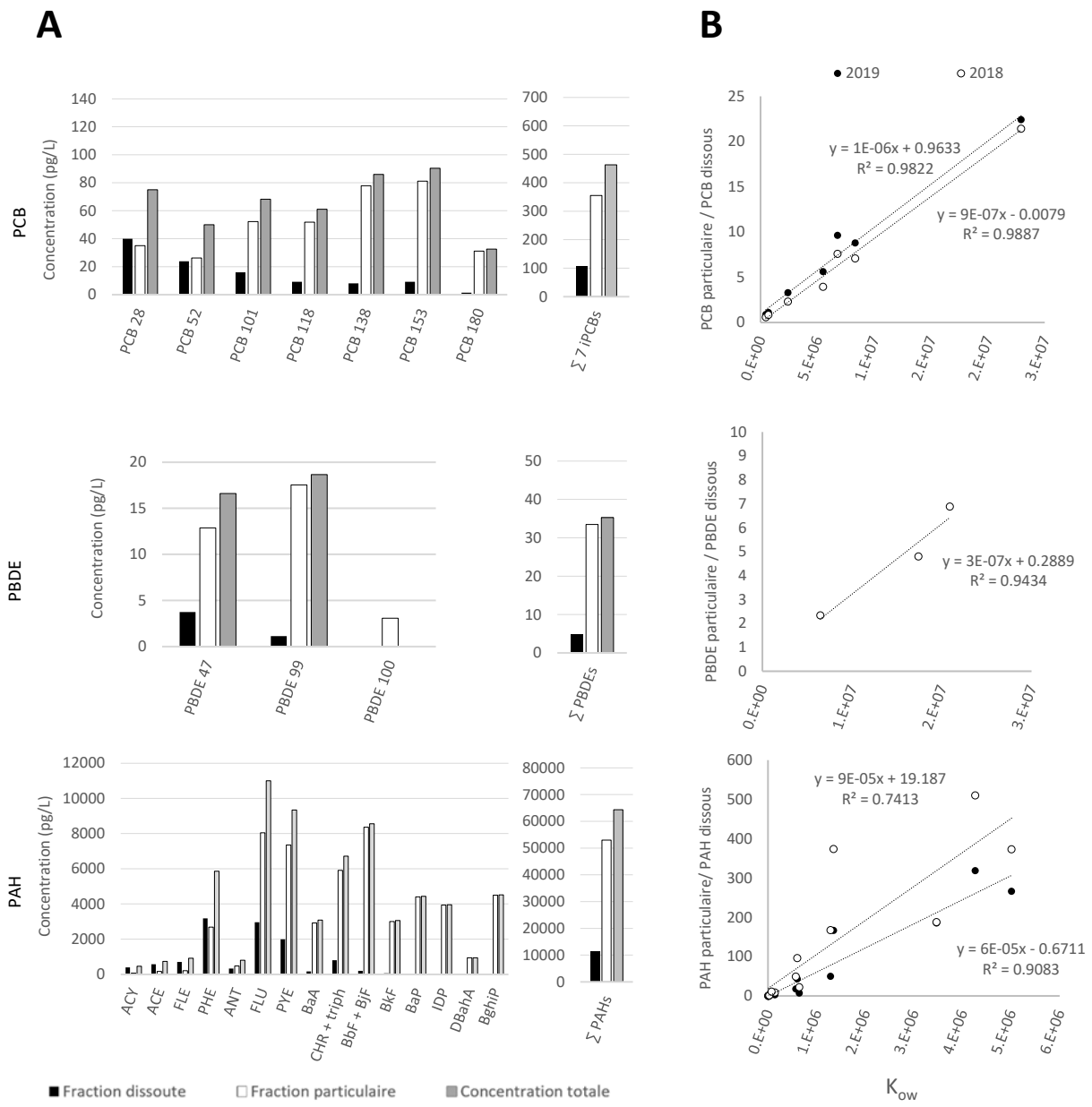


Figure 13 : (A) Concentration des iPCBs, des PBDEs et des PAHs dissous (capteurs passifs), particulaires (trappes) et totaux (dissout + particulaire) mesurés dans la Chamberonne. (B) Corrélation entre le ratio "dissout/particulaire" et le coefficient de partition octanol-eau (K_{OW}).

Figure 13 : (A) Concentration of dissolved (passives samplers), particulate (SM traps) and total (dissolved + particulate) iPCBs, PBDEs and PAHs measured in the Chamberonne River. (B) Correlation between the "dissolved/particulate" ratio and the octanol-water partition coefficient (K_{OW}).

Les proportions des polluants dissous par rapport à la concentration totale étaient respectivement de 23%, 14% et 17% pour la somme des iPCBs, des PBDEs et des PAHs en 2019, alors qu'elles étaient respectivement de 26%, 19% et 9% en 2018. Elles concordent relativement bien avec les proportions moyenne de 32% pour les PCBs et de 10% pour les PAHs retrouvées par Cailleaud et al. (2007). Pour la Chamberonne, des estimations (grossières) de la concentration totale pour la somme des PCBs, PBDEs et PAHs peuvent donc être obtenues à partir des fractions dissoutes en utilisant ces proportions (p.ex. en utilisant les moyennes respectivement de 25%, 17% et 13%). Cependant, de meilleures estimations peuvent être réalisées en utilisant les ratios entre la fraction dissoute et la fraction particulaire pour chaque composé individuel.

La Figure 13B donne des exemples de corrélation avec les données de 2018 et 2019 où K_{OW} est utilisé comme variable explicative (uniquement en 2018 pour les PBDEs car la concentration du PBDE 100 est inférieure à la LOQ en 2019). Lorsqu'un cours d'eau nécessite un suivi prioritaire, potentiellement sur le long terme, (p.ex. Nant d'Avril) une telle approche basée sur l'échantillonnage passif et les trappes à MES pourrait s'avérer précieuses pour décrire au mieux les fractions dissoutes et particulaires.

4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Ce deuxième suivi des micropolluants hydrophobes (PCBs, PBDEs et PAHs) dans les rivières du bassin lémanique à l'aide des capteurs passifs a permis de confirmer les avantages de cette méthode mis en évidence lors de la campagne 2018, à savoir la possibilité d'acquérir :

(i) une vision globale de la contamination des rivières du bassin lémanique (mise en évidence des concentrations et charges les plus importantes),

(ii) un abaissement des limites de quantification (LOQ moyennes inférieures à 0.5 pg/L pour les PCBs et les PBDEs et inférieures à 25 pg/L pour les PAHs),

(iii) des concentrations et charges de micropolluants pondérées dans le temps pour les composés avec un log K_{SW} > 5 (les concentrations des PAHs avec un log K_{SW} < 5 reflétant l'état en fin de période d'échantillonnage).

Le fait que les capteurs passifs n'échantillonnent que les polluants dissous peut être vu comme le principal désavantage de cette méthode puisque les seuils légaux sont très souvent exprimés en concentrations totales (dissous + particulaire). Pour le bassin lémanique, comme de précédentes études portant sur les poissons et sédiments ont révélé des dépassements des critères d'évaluations pour certains des composés cibles (Schmid et al., 2010; Edder et al., 2013; Edder and Klein, 2015; Loizeau et al., 2015; Casado Martinez et al., 2016; Babut et al., 2019), des actions se doivent d'être prises dans les cours d'eau présentant les concentrations et charges les plus élevées. En ce sens, les capteurs passifs permettent de rapidement prioriser les sites sur l'ensemble du bassin lémanique et faire des hypothèses quant aux sources de pollution. Ceci sans avoir à recourir à des méthodes chères et fastidieuses d'échantillonnage actifs sur de grands volume d'eau. La comparaison des résultats des campagnes de 2018 et de 2019 a permis de révéler certaines tendances et de prioriser le suivi dans le futur. Un suivi prioritaire (p.ex. 1x/an en période sèche et 1x/an en période humide) est suggéré pour les cours d'eau où les concentrations de polluants *dissous* les plus élevées (et dépassant parfois les seuils légaux) ont été mesurées :

- Nant d'Avril, Vengeron, Venoge, Chamberonne, Arve (Passy) et Rhône (Evionnaz) pour les PCBs
- Nant d'Avril, Vengeron, Venoge, Chamberonne et Eau Froide de Roche pour les PBDEs
- Arve (Passy et Magland) pour les PAHs

Ces cours d'eau mériteraient de faire l'objet d'investigations en se basant sur les sources potentielles de pollution discutées dans le présent rapport. La répétition des suivis ainsi que les investigations menées devraient permettre de constamment améliorer les connaissances sur les différents types de sources et de proposer les actions les plus appropriées pour diminuer les rejets de ces micropolluants.

Un suivi effectué à fréquence moins élevée (p.ex. tous les 5 ans) devrait être réalisé, idéalement dans le maximum de cours d'eau, mais en tout cas dans ceux où des concentrations élevées (et approchant parfois les seuils légaux) ont été mesurées lors d'une des deux campagnes ou lors de précédentes études :

- Eau Froide de Roche, Canal Stockalper, Dranse et Aubonne pour les PCBs
- Vengeron, Nant d'Avril et Chamberonne pour les PAHs

Comme en 2018, il a été montré que la charge des PCBs, PBDEs et PAHs dissous arrivant au Léman est principalement due au Rhône ; ce dernier participant en 2019 à 76% des apports en PCBs, 77% en PBDEs et 86% en PAHs. Lors des deux campagnes, les charges de PCBs et PAHs dissous dans le Rhône à Genève étaient plus faibles que celles mesurées à l'embouchure du Rhône en Valais. Cela pourrait signifier que le Léman joue un rôle de « réservoir » pour certains de ces polluants (adsorption aux sédiments). En ce qui concerne les PBDEs, la charge mesurée en aval du lac était légèrement plus élevée que celle mesurée dans l'ensemble des affluents étudiés. Ceci s'explique probablement par un apport de PBDEs au niveau du lac (p.ex. STEP rejetant leurs effluents directement au lac ou dépositions atmosphériques) ou au niveau du Rhône GE en amont du site d'échantillonnage (p.ex. STEP d'Aïre). La campagne 2019 confirme que la contribution de l'Arve à la pollution du

Rhône par les PCBs, PBDEs et PAHs est conséquente puisque que les charges de ces polluants représentent respectivement 33%, 25% et 36% de celles du Rhône après leur confluence à Genève. Dans le futur, un suivi régulier (p.ex. 1x/an) dans le Rhône en amont du lac (Porte du Scex), dans le Rhône GE (site à définir) et dans l'Arve à Genève (La Jonction) mériterait donc d'être réalisé pour mesurer ces différentes charges. Un site dans le Rhône GE non influencé par la contribution de la STEP d'Aïre (p.ex. en amont de la confluence avec l'Arve) serait plus approprié que le site actuel (Lignon).

Pour réaliser ces suivis en impliquant le moins de frais possible, le déploiement des capteurs pourrait être réalisé par les partenaires de la CIPEL (VS, GE, VD et France), idéalement lors de leurs tournées « habituelles » sur le terrain. Similairement à ce qui est réalisé au niveau mondial dans le projet Aqua-Gabs (Lohmann et al., 2017), les bandelettes chargées en PRCs pourraient être envoyées aux partenaires (formés lors de ces deux campagnes) par un laboratoire central (p.ex. l'ESC). Ceux-ci les déploieraient et les retireraient puis les retourneraient au laboratoire central qui réaliserait l'analyse.

Une perspective est d'étendre la surveillance aux composés polaires (tels que les pesticides ou les médicaments). Cela requière l'utilisation d'autres capteurs qui échantillonnent par adsorption ou échanges d'ions (Mills et al., 2014). La principale conséquence est que la prise en compte de l'impact de la vitesse de l'eau est rendue compliquée (l'approche avec les PRCs étant beaucoup moins robuste que pour les capteurs hydrophobes). Des recherches sont actuellement menées (en collaboration avec la DGE Vaud) pour fournir des concentrations qui soient le plus robustes possible. Une fois ces développements achevés, il sera extrêmement intéressant de combiner les déploiements des deux types de capteurs lors des tournées sur le terrain, pour acquérir des données sur un grand nombre de polluants à moindres coûts.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Cécile PLAGELLAT, Marc BERNARD et Benoit FERRARI pour leurs précieux conseils et suggestions depuis le début de ce projet, Isabelle DESSAUX, Bernard CLARY, Daniel OBRIST, Michèle LECOCQ, Mathieu COSTER et François PASQUINI pour la relecture du présent rapport, Audrey KLEIN, Adrien ORIEZ, Marc BABUT et l'ensemble du conseil scientifique de la CIPEL pour leur confiance et leur intérêt dans l'échantillonnage passif.

Ils tiennent également à remercier les partenaires pour le travail sur le terrain et leur motivation sans faille : Vincent EBENER (canton de Genève), Raffael MILICEVIC (canton du Valais), Gil MARIDOR (canton de Vaud), Bertrand COUSIN (CC-PEVA, directeur du projet Cluster Eau).

Ils expriment aussi leur reconnaissance à Birgit BECK (département UChem, Eawag) pour le prêt des trappes à MES, à Michel WILDI (Centre Ecotox) pour la formation au déploiement des trappes, à Olivier DELEMONT et Olivier RIBAUX (ESC) pour leur relecture attentive du projet, à Isabelle RADGEN-MORVANT, Virginie REDOUTE MINZIERE, Fanny RUDAZ, Laëtitia GASTE, Céline WEYERMANN, Giorgia TIRABOSCHI, Fanny ALLEGRE, Saman FERNANDES, Stéfane COMMENT, Daniel ALVAREZ et Vick GLANZMANN (ESC) pour leur aide sur le terrain, ainsi qu'à Nathalie CHEVRE (IDYST, Unil), Maria TRUJILLO GOMEZ, Raphael MUTZNER et Frédéric JORDAN (Hydrique Ingénieurs) pour l'accès aux données de MES de la Chamberonne et les divers échanges.

BIBLIOGRAPHIE

Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A., Bergman, Å., 2003. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. Environment International 29, 683-689.

Arnet, R., Kuhn, E., Näf, U., 2011. Répertoire des condensateurs - Identification et élimination des condensateurs contenant des PCB.

ASTM, 1997a. D 2233 - 86 Standard Specification for Chlorinated Aromatic Hydrocarbons (Askarels) for Capacitors. ASTM International.

ASTM, 1997b. D 2283-86 Standard Specification for Chlorinated Aromatic Hydrocarbons (Askarels) for Transformers1. ASTM International.

Babut, M., Cattaneo, F., J.-C., R., Ferrari, B., Venisseau, A., Veyrand, B., Marchand, P., 2019. Micropolluants organiques dans les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018, 184-216.

Baek, S.O., Field, R.A., Goldstone, M.E., Kirk, P.W., Lester, J.N., Perry, R., 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. Water, Air, and Soil Pollution 60, 279-300.

Boehm, P., 2006. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). in: Morrison GM, M.B. (Ed.). Environmental forensics: A contaminant-specific guide. . Elsevier, Amsterdam.

Bogdal, C., Scheringer, M., Schmid, P., Bläuenstein, M., Kohler, M., Hungerbühler, K., 2010. Levels, fluxes and time trends of persistent organic pollutants in Lake Thun, Switzerland: Combining trace analysis and multimedia modeling. Science of The Total Environment 408, 3654-3663.

Booij, K., Smedes, F., 2010. An Improved Method for Estimating in Situ Sampling Rates of Nonpolar Passive Samplers. Environmental Science & Technology 44, 6789-6794.

Butcher, J.B., Garvey, E.A., Bierman, V.J., 1998. Equilibrium partitioning of PCB congeners in the water column: Field measurements from the Hudson River. Chemosphere 36, 3149-3166.

BUWAL, 1988. Schutz vor Umweltschäden durch PCB-haltige Kondensatoren und Transformatoren. . Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 90 90.

BUWAL, 2003. PCB-haltige Fugendichtungsmassen - Stoffe / Abfall. Vollzug Umwelt RICHTLINIE.

Cailleaud, K., Forget-Leray, J., Souissi, S., Hilde, D., LeMenach, K., Budzinski, H., 2007. Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species Eurytemora affinis (Calanoïda, copepoda). Part 1: PCBs and PAHs. Chemosphere 70, 270-280.

Casado Martinez, M.d.C., Molano-Leno, L., Grandjean, D., De Alencastro, L.F., Werner, I., Ferrari, Dominique, B.J., 2016. Impact des sédiments sur la qualtié de l'eau: surveillance écotoxicologique de la qualité de la rivière Venoge. Aqua & Gas 4, 56-63.

Cheaib, Z., Grandjean, D., Kupper, T., de Alencastro, L.F., 2009. Brominated Flame Retardants in Fish of Lake Geneva (Switzerland). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 82, 522-527.

Coudret, S., Lavanchy, Y., Grandjean, D., Gaal, M., Vernez, K., Estoppey, N., De Alencastro, F., 2018. Rapport de surveillance des canaux Bras-neuf et Stockalper à l'aide de capteurs passifs.

DETA, 2014. Schéma de protection, d'aménagement et de gestion des eaux (SPAGE), Lac - Rhône - Arve. Département de l'environnement, du transport et de l'agriculture (DETA).

DGE, 2018a. Bilans 2018 de l'épuration vaudoise Direction générale de l'environnement (DGE) - Direction de l'environnement industriel, urbain et rural (DIREV).

DGE, 2018b. De Sources Sûre - La qualtité des cours d'eau vaudois. Direction Générale de l'Environnement (DGE) - DIREV - Protection des Eaux Etat mars 2018.

DT, 2006. Fiche rivière n°11 - Le Nant d'Avril

DT, CCPG, 2009. Fiche-rivière n°12 - Le marquet-Gobé-Vengeron.

Edder, P., Klein, A., 2015. PCBs and dioxins in Lake Geneva Trout. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2014, 98-102.

Edder, P., Ortelli, D., Klein, A., 2013. Micropolluants dans plusieurs espèces de poissons du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 70-1.

Erickson, M.D., Kaley, R.G., 2011. Applications of polychlorinated biphenyls. Environmental Science and Pollution Research 18, 135-151.

Estoppey, N., 2017. Investigation des sources de pollution dans les rivières : Evaluation d'une approche forensique basée sur l'échantillonnage passif pour le cas des polycholorobiphényles. Ecole des Sciences Criminelles. Université de Lausanne.

Estoppey, N., Medeiros Bozic, S., Pfeiffer, F., Benejam, T., Borel, C., 2019. Surveillance des micropolluants dans les rivières du bassin lémanique à l'aide d'échantillonneurs passifs. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.

Estoppey, N., Omlin, J., Schopfer, A., Esseiva, P., Vermeirssen, E.L.M., Delémont, O., De Alencastro, L.F., 2015. Low density polyethylene (LDPE) passive samplers for the investigation of polychlorinated biphenyl (PCB) point sources in rivers. Chemosphere 118, 268-276.

Estoppey, N., Schopfer, A., Fong, C., Delémont, O., De Alencastro, L.F., Esseiva, P., 2016. An in-situ assessment of low-density polyethylene and silicone rubber passive samplers using methods with and without performance reference compounds in the context of investigation of polychlorinated biphenyl sources in rivers. Science of The Total Environment 572, 794-803.

Estoppey, N., Schopfer, A., Omlin, J., Esseiva, P., Vermeirssen, E.L.M., Delémont, O., De Alencastro, L.F., 2014. Effect of water velocity on the uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) by silicone rubber (SR) and low-density polyethylene (LDPE) passive samplers: An assessment of the efficiency of performance reference compounds (PRCs) in river-like flow conditions. Science of The Total Environment 499, 319-326.

Eugster, M., Chappot, A.-C., Kasser, U., 2008. PCB's in Small Capacitors from Waste Electrical and Electronic Equipments. in: Final report: September 2008, T.C.B.o.S.a.S. (Ed.). SENS, SWICO ans SLRS, Zürich.

Frame, G.M., Cochran, J.W., Bøwadt, S.S., 1996. Complete PCB congener distributions for 17 aroclor mixtures determined by 3 HRGC systems optimized for comprehensive, quantitative, congener-specific analysis. Journal of High Resolution Chromatography 19, 657-668.

GESDEC, 2018. Installations de traitement de déchets de chantier autorisées par le Canton de Genève.

Glüge, J., Steinlin, C., Schalles, S., Wegmann, L., Tremp, J., Breivik, K., Konrad, H., Bogdal, C., 2017. Import, use, and emissions of PCBs in Switzerland from 1930 to 2100. PLoS One 12.

Jacquet, R., Miège, C., Smedes, F., Tixier, C., Tronczynski, J., Togola, A., Berho, C., Valor, I., Llorca, J., Barillon, B., Marchand, P., Coquery, M., 2014. Comparison of five integrative samplers in laboratory for the monitoring of indicator and dioxin-like polychlorinated biphenyls in water. Chemosphere 98, 18-27.

Jensen, S., Sundström, G., 1974. Structures and levels of most chlorobiphenyls in two tcchnical PCB products and in human adipose tissu. Ambio 3.

Jepsen, R., Lick, W., 1996. Parameters Affecting the Adsorption of PCBs to Suspended Sediments from the Detroit River. Journal of Great Lakes Research 22, 341-353.

Kohler, M., Tremp, J., Zennegg, M., Seiler, C., Minder-Kohler, S., Beck, M., Lienemann, P., Wegmann, L., Schmid, P., 2005. Joint Sealants: An Overlooked Diffuse Source of Polychlorinated Biphenyls in Buildings. Environmental Science & Technology 39, 1967-1973.

Kuhn, E., Arnet, R., 1998. PCB in Vorschaltgeräten von Fluoreszenzlampen - eine Bilanzierung. Gesundheitsderpartement Kantonales Labor.

Kuhn, E., Arnet, R., 2000. PCB in Fluoreszenzlampen. Bulle. Bulletin SEV/VSE.

Law, R.J., Allchin, C.R., de Boer, J., Covaci, A., Herzke, D., Lepom, P., Morris, S., Tronczynski, J., de Wit, C.A., 2006. Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. Chemosphere 64, 187-208.

Lohmann, R., Booij, K., Smedes, F., Vrana, B., 2012. Use of passive sampling devices for monitoring and compliance checking of POP concentrations in water. Environmental Science and Pollution Research 19, 1885-1895.

Lohmann, R., Muir, D., 2010. Global Aquatic Passive Sampling (AQUA-GAPS): Using Passive Samplers to Monitor POPs in the Waters of the World1. Environmental Science & Technology 44, 860-864.

Lohmann, R., Muir, D., Zeng, E.Y., Bao, L.-J., Allan, I.J., Arinaitwe, K., Booij, K., Helm, P., Kaserzon, S., Mueller, J.F., Shibata, Y., Smedes, F., Tsapakis, M., Wong, C.S., You, J., 2017. Aquatic Global Passive Sampling (AQUA-GAPS) Revisited: First Steps toward a Network of Networks for Monitoring Organic Contaminants in the Aquatic Environment. Environmental Science & Technology 51, 1060-1067.

Loizeau, J.-L., Makri, S., Arpagaus, A., Ferrari, B., Casado-Martinez, C., Benejam, T., 2015. Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Lémand contre pollut., Campagne 2016.

Metcalfe, D.E., Zukovs, G., Mackay, D., Paterson, S., 1988. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Physical and Chemical Property Data. in: Crine, J.-P. (Ed.). Hazards, Decontamination, and Replacement of PCB: A Comprehensive Guide. Springer US, Boston, MA, pp. 3-33.

Miège, C., Mazzella, N., Allan, I., Dulio, V., Smedes, F., Tixier, C., Vermeirssen, E., Brant, J., O'Toole, S., Budzinski, H., Ghestem, J.-P., Staub, P.-F., Lardy-Fontan, S., Gonzalez, J.-L., Coquery, M., Vrana, B., 2015. Position paper on passive sampling techniques for the monitoring of contaminants in the aquatic environment – Achievements to date and perspectives. Trends in Environmental Analytical Chemistry 8, 20-26.

Mills, G.A., Gravell, A., Vrana, B., Harman, C., Budzinski, H., Mazzella, N., Ocelka, T., 2014. Measurement of environmental pollutants using passive sampling devices - an updated commentary on the current state of the art. Environmental Science: Processes & Impacts 16, 369-373.

Municipalité Ecublens, 2019. Préavis n°2019/13 - Modification du raccordement des eaux usées du bassin versant « Larges Pièces» à la STEP de l'ERM – Demande de crédit de construction.

North, K.D., 2004. Tracking Polybrominated Diphenyl Ether Releases in a Wastewater Treatment Plant Effluent, Palo Alto, California. Environmental Science & Technology 38, 4484-4488.

Ortelli, D., Edder, P., Rapin, F., 2009. Micropolluants dans les poissons et des écrevisses du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 73-83.

Phillips, J.M., Russell, M.A., Walling, D.E., 2000. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. Hydrological Processes 14, 2589-2602.

PolluDoc, 2020. PCB dans les transformateurs, les condensateurs et les huiles PolluDoc.ch - Savoir et pratique sur les polluants du bâtiment.

Prevedouros, K., Jones, K.C., Sweetman, A.J., 2004. Estimation of the Production, Consumption, and Atmospheric Emissions of Pentabrominated Diphenyl Ether in Europe between 1970 and 2000. Environmental Science & Technology 38, 3224-3231.

Robinson, S.D., Landrum, P.F., van Hoof, P.L., Eadie, B.J., 2008. Seasonal variation of polychlorinated biphenyl congeners in surficial sediment, trapped settling material, and suspended particulate material in Lake Michigan, USA. Environmental Toxicology and Chemistry 27, 313-322.

SAGE Arve, 2014. Etude hydroélectricité : définition d'une stratégie relative à l'hydroélectricité pour le SAGE du bassin versant de l'Arve. Enjeux actuels et futurs de l'hydroélectricité pour les milieux aquatiques et les autres usages de l'eau. Rapport de diagnostic - version finale -8 janvier 2014.

Savi, D., Kasser, U., Widmer, R., 2019. Liquids in capacitors - Determining liquids in electrical capacitors including the definition and classification of substances of concern - Final report. SENS and SWICO, Zürich.

Schmid, P., Zennegg, M., Holm, P., Pietsch, C., Brüschweiler, B., Kuchen, A., Staub, E., Tremp, J., 2010. Polychlorobiphenyls (PCB) in swiss waters. Data concerning the contamination of fishes and waters by PCBs and dioxins: evaluation of the situation. Connaissance de l'environnement n° 1002, 104 (in french).

Smedes, F., Bakker, D., de Weert, J., 2010. The use of passive sampling in WFD monitoring. The possibilities of silicon rubber as a passive sampler. 1202337-004-BGS-0027. Deltares, p. 59.

Smedes, F., Booij, K., 2012. Guidelines for passive sampling of hydrophobic contaminants in water using silicone rubber samplers. ICES Techniques in Marines Envrionmental Sciences 52.

Song, M., Chu, S., Letcher, R.J., Seth, R., 2006. Fate, Partitioning, and Mass Loading of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) during the Treatment Processing of Municipal Sewage. Environmental Science & Technology 40, 6241-6246.

Stolz, J., 2000. Praxishilfe, PCB-Emissionen beim Korrosionsshutz. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt,Wald und Landschaft (BUWAL).

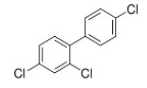
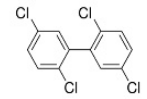
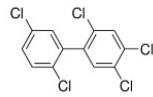
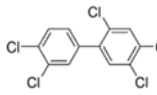
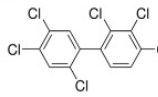
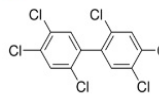
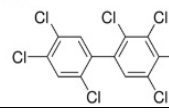
Taniyasu, S., Falandysz, J., Świetojańska, A., Flisak, M., Horii, Y., Hanari, N., Yamashita, N., 2005. Clophen A60 Composition and Content of CBs, CNs, CDFs, and CDDs after 2D-HPLC, HRGC/LRMS, and HRGC/HRMS Separation and Quantification. Journal of Environmental Science and Health, Part A 40, 43-61.

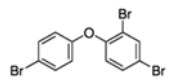
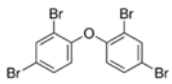
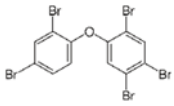
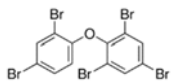
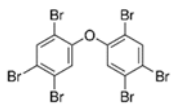
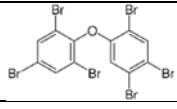
Trujillo Gomez, M., 2019. Quantifying fine particle transport in the Chamberonne. Travail de MAster Unil.

Vrana, B., Allan, I.J., Greenwood, R., Mills, G.A., Dominiak, E., Svensson, K., Knutsson, J., Morrison, G., 2005. Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. TrAC Trends in Analytical Chemistry 24, 845-868.

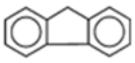
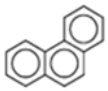
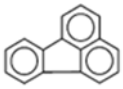
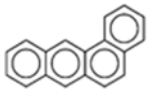
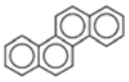
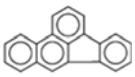
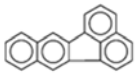
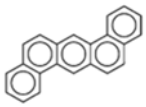
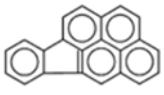
ANNEXES

Annexe 1 : Structure et caractéristiques des composés cibles

Polychlorbiphényles (PCBs)					
Congénère	**Structure**	**Nb d'atome de chlore**	**Masse moléculaire**	**Coefficient de partition octanol-eau (log Kow)[a]**	**Coefficient de partition silicone-eau (log Ksw)[b]**
PCB 28 2,4,4'-trichlorobiphényle		3	257.5	5.67	5.25
PCB 52 2,2',5,5'-tetrachlorobiphényle		4	292.0	5.84	5.52
PCB 101 2,2',4,5,5'-pentachlorobiphényle		5	326.5	6.38	5.99
PCB 118 2,3',4,4',-pentachlorobiphényle		5	326.5	6.74	6.11
PCB 138 2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphényle		6	361.0	6.83	6.49
PCB 153 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle		6	361.0	6.92	6.45
PCB 180 2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphényle		7	395.5	7.36	6.76

Polybromodiphénylethers (PBDEs)					
Congénère	**Structure**	**Nombre d'atome de brome**	**Masse moléculaire**	**Coefficient de partition octanol-eau (log Kow)[c]**	**Coefficient de partition silicone-eau (log Ksw)[d]**
PBDE 28 2,4,4'-tribromodiphénylether		3	406.9	5.94	5.90
PBDE 47 2,2',4,4'-tetrabromodiphénylether		4	485.8	6.81	6.75
PBDE 99 2,2',4,4',5-pentabromodiphénylether		5	564.7	7.32	7.24
PBDE 100 2,2',4,4',6-pentabromodiphénylether		5	564.7	7.24	7.16
PBDE 153 2,2',4,4',5,5'-hexabromodiphénylether		6	643.3	7.9	7.80
PBDE 154 2,2',4,4',5,6'-hexabromodiphénylether		6	643.3	7.82	7.73

Annexe 1 : Structure et caractéristiques des composés cibles (suite)

Hydrocarbures polyaromatiques (PAHs)					
Composé	**Structure**	**Nombre de cycles**	**Masse moléculaire**	**Coefficient de partition octanol-eau (log Kow)[e]**	**Coefficient de partition silicone-eau (log Ksw)[b]**
Acénaphtène (ACE)		3	154.2	3.92	3.43
Acénaphtylène (ACY)		3	152.2	3.94	3.04
Fluorène (FLE)		3	166.2	4.18	3.56
Phénanthrène (PHE)		3	178.2	4.46	3.82
Anthracène (ANT)		3	178.2	4.45	3.91
Fluoranthène (FLU)		4	202.3	5.16	4.28
Pyrène (PYE)		4	202.3	4.88	4.39
Benzo[a]anthracène (BaA)		4	228.3	5.76	4.86
Chrysène (CHR)		4	228.0	5.81	4.84
Benzo[a]pyrène (BaP)		5	252.3	6.13	5.26
Benzo[b]fluoranthène (BbF)		5	252.0	5.78	5.33
Benzo[k]fluoranthène (BkF)		5	252.0	6.11	5.29
Benzo[ghi]perylène (BghiP)		5	276.0	6.63	5.61
Dibenz[a,h]anthracène (DBahA)		6	278.0	6.54	5.7
Indeno[1,2,3-cd]pyrène (IDP)		6	276.0	6.70	5.6

[a] tiré de Hawker et Connell (1988) [b] tiré de Smedes (2019), [c] tiré de Braekevel et al. (2003) [d] comme suggéré par Narvaez Valderrama et al. (2016), déterminé à partir du log Kow en utilisant le modèle proposé Smedes et al (2009) [e] tiré de Anyakora (2007)

Annexe 2 : Détermination des taux d'échantillonnage sur la base de la dissipation des PRCs

Les étapes ci-dessous illustrent la détermination du taux d'échantillonnage (R_S) et de la concentration moyenne pondérée dans le temps du PCB 28 au site n°4 (Dranse, Abondance).

1. Calcul de la fraction retenue des PRCs ($N_{t,PRC}/N_{0,PRC}$)

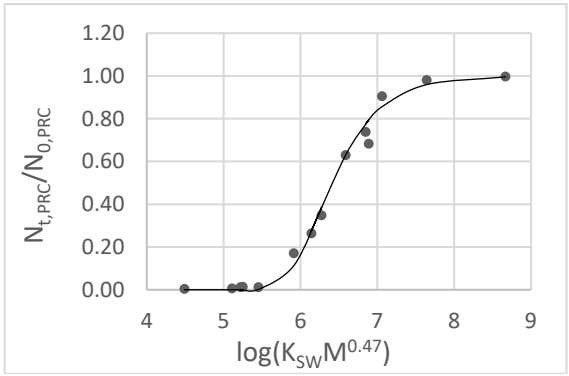
rapport entre les quantités dans les capteurs exposés ($N_{t,PRC}$) et les capteurs non-exposés ($N_{0,PRC}$) :

	PRCs													
	Biph-d10	**PCB 1**	**PCB 2**	**PCB 3**	**PCB 10**	**PCB 14**	**PCB 21**	**PCB 30**	**PCB 50**	**PCB 55**	**PCB 78**	**PCB 104**	**PCB 145**	**PCB 204**
Fraction retenue	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.17	0.35	0.26	0.63	0.68	0.74	0.91	0.98	1.00

2. Estimation de la constante de proportionnalité « FA » à l'aide des moindres carrés non-linéaires (NLS) en ajustant les fractions retenues des PRCs ($N_{t,PRC}/N_{0,PRC}$) comme une fonction de K_{sw} et $MW_{PRC}^{-0.47}$(Booij and Smedes, 2010) :

$$N_{t,PRC}/N_{0,PRC} = \exp\left(-\frac{FAt}{K_{SW} MW_{PRC}^{0.47} m_S}\right)$$

où t est la durée d'exposition (36 jours), m_s la masse du capteur (0.01 kg), K_{sw} le coefficient de partition (L/kg) et MW la masse moléculaire (g/mol). Les valeurs de K_{sw} et MW qui ont été utilisées sont données par Smedes (2019)



➔ Estimation de "FA" = 506

3. Calcul du taux d'échantillonnage du PCB 28, $R_{s,PCB\ 28}$ (L/jour) (Rusina et al., 2010b) :

$$R_{S,PCB\ 28} = \frac{FA}{MW_{PCB\ 28}^{0.47}} = \frac{506}{257.5^{0.47}} = 37.3 \text{ L/jour}$$

4. Calcul de la concentration aqueuse moyenne pondérée dans le temps du PCB 28, $C_{W,PCB\ 28}$ (ng/L) :

$$C_{w,PCB28} = \frac{N_{t,PCB28}}{m_S\ K_{SW,PCB28}\left(1-\exp\left(-\frac{R_{S,PCB28}\,t}{K_{SW,PCB28} m_S}\right)\right)}$$

où $N_{t,PCB\ 28}$ est la masse de PCB 28 dans le capteur (2.3 ng) à la fin de la période d'exposition (36 jours). Comme m_s est égale à 0.01 kg et log $K_{sw,PCB\ 28}$ est égal à 5.25, la valeur de $C_{w,PCB28}$ est donnée par:

$$C_{w,PCB28} = \frac{2.3}{0.01*10^{5.25}\left(1-exp\left(-\frac{37.3*36}{10^{5.25}*0.01}\right)\right)} = 0.0024 \text{ ng/L} = 2.4 \text{ pg/L}$$

Annexe 3 : Débit des cours d'eau

	Cours d'eau	Lieu	x	y	n° site	Source	Calcul débit au site des capteurs	Débit (m^3/s)
Valais (CH)	Canal Stockalper	Port-Valais	2555454	1137149	39	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	2.7
	Drance	Martigny	2570929	1105200	28	OFEV	Station « Drance - Martigny, Pont de Rossettan 2053»	7.4
	Rhône	Brig amont STEP	2639626	1128790	29	OFEV	Station « Rhône – Brig 2346 »	21.0
	Rhône	Evionnaz amont	2568389	1113180	31	OFEV	Station « Rhône - Branson 2024 » + Site 28 + Q_{moy} Canal de Fully + Site 47	94.5
	Rhône	Monthey amont	2564519	1122980	32	OFEV	Site 33 - Site 22 - Q_{moy} Fossau – Q_{moy} Gryonne – Q_{moy} La Vièze	116.4
	Rhône	Porte-du-Scex	2557659	1133280	33	OFEV	Station « Rhône - Porte du Scex 2009 »	137.7
	Rhône	Sion centre	2593299	1118455	35	OFEV	Station « Rhône – Sion 2011 »	52.3
	Vispa	Visp amont	2634030	1125900	37	OFEV	Station « Vispa – Visp 2351 »	8.1
	Trient	Vernayaz	2570070	1109618	47	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	1.3
Vaud (CH)	Aubonne	Le Coulet	2520715	1147441	16	OFEV	Station « Aubonne – Allaman, Le Coulet 2433 »	7.5
	Boiron	Lac Tolochenaz	2526245	1149626	17	VHV	Station « Boiron-de-Morges, Tolochenaz (DGE-DIRNA-EAU) »	0.2
	Chamberonne	UNIL Vidy	2534334	1152710	18	Unil	Station Unil	0.8
	Eau Froide R.	Rennaz	2560720	1137220	20	Mesures terrain	Station « Eau-Froide, Roche (DGE-DIRNA-EAU) »	0.6
	Grande Eau	Aigle amont Rhône	2561109	1130515	22	OFEV	**3.3.** STATION « GRANDE EAU - AIGLE 2203 »	5.8
	Morges	Morges	2527015	1151741	23	VHV	Station « Morges, Morges (DGE-DIRNA-EAU) »	0.2
	Promenthouse	Le Rancho	2510117	1140027	24	OFEV	Station « Promenthouse – Gland, Route Suisse 2493 »	0.9
	Venoge	Les Bois	2532018	1154162	25	OFEV	Station « Venoge – Ecublens, Les Bois 2432 »	3.4
	Veveyse	Vevey	2553653	1145693	26	OFEV	Station « Veveyse – Vevey, Copet 2486 »	1.7
Genève (CH)	Allondon	Embouchure	2489628	1115190	10	OFEV	***3.4.*** STATION « ALLONDON - DARDAGNY, LES GRANGES 2490 »	2.8
	Arve	Veyrier	2501211	1115060	2	OFEV	***3.5.*** STATION « ARVE - GENÈVE, BOUT DU MONDE 2170 »	76.7
	Arve	La Jonction	2499438	1116815	11	OFEV	= Site 2	76.7
	Léman	Paquis	2500839	1118515	13	-	-	-
	Rhône	Chancy RG	2486148	1111415	14	OFEV	***3.6.*** STATION « RHÔNE - CHANCY, AUX RIPES 2174 »	239.8
	Versoix	Versoix amont CFF	2501878	1125800	15	VHG	Station « La Versoix - Versoix-CFF (OCEau-GE) »	3.5
	Le Vengeron	Pregny-Chambésy	2500236	1122662	38	VHG	Station « Vengeron Aval »	0.16
	Rhône	Le Lignon	2496233	1118589	40	OFEV	Site 14 - Site 10 - Site 44	236.8
	Nant d'Avril	Bourdigny	2492585	1119301	44	VHG	Station « Le Nant d'Avril - Avril (OCEau-GE) »	0.2
Haute-Savoie (FR)	Arve	Magland	2537164	1092455	1	DREAL	***3.7.*** STATION « L'ARVE - SALLANCHES (V0032010) »	16.2
	Arve	Arve à Passy 2	2540622	1085699	42	DREAL	Station « L'Arve - Sallanches (V0032010) »	16.2
	Dranse	Abondance	2545731	1125968	4	DREAL	***3.8.*** STATION « LA DRANSE D'ABONDANCE - VACHERESSE (V0314020) »	9.3
	Dranse	Morzine à la Baume	2536642	1126355	5	DREAL	***3.9.*** STATION « LA DRANSE DE MORZINE - LA BAUME [PONT DE COUVALOUP] (V0325010) »	25.8
	Dranse	Pont de Dranse	2528416	1137069	46	DREAL	***3.10.*** STATION « LA DRANSE - REYVROZ [BIOGE] (V0334010) »	28.6

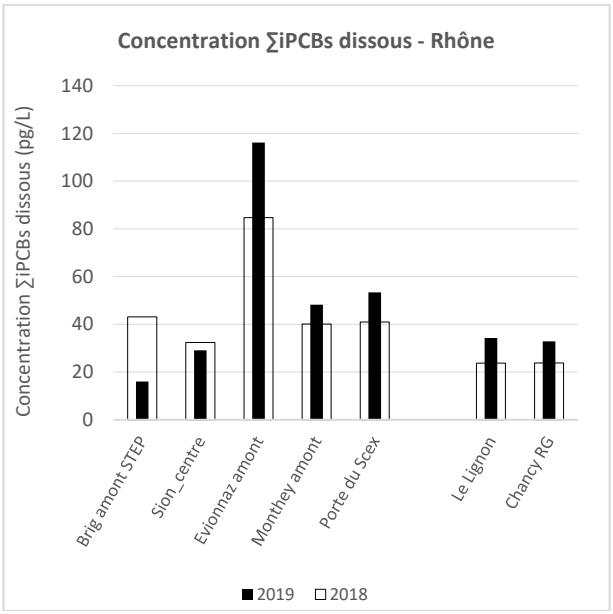
Annexe 4 : Taux d'échantillonnage (L / jour) des composés cibles aux différents sites

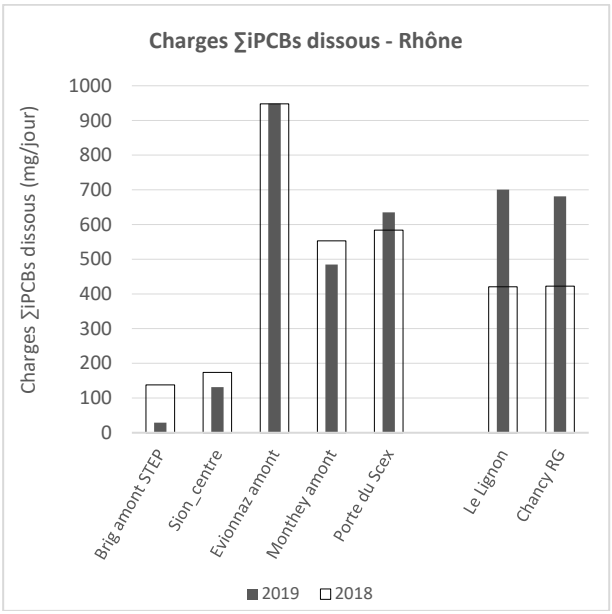
		Taux d'échantillonnage (L / jour)																											
		PCBs							PBDEs						PAHs														
Cours d'eau	**Lieu**	**28**	**52**	**101**	**118**	**138**	**153**	**180**	**28**	**47**	**99**	**100**	**153**	**154**	**ACY**	**ACE**	**FLE**	**PHE**	**ANT**	**FLU**	**PYE**	**BaA**	**CHR**	**BbF**	**BkF**	**BaP**	**IDP**	**DBahA**	**BghiP**
Canal Stockalper	Port-Valais	26.3	24.8	23.5	23.5	22.4	22.4	21.5	21.2	19.5	18.2	18.2	17.1	17.1	33.7	33.5	32.3	31.2	31.2	29.4	29.4	27.8	27.8	26.6	26.6	26.5	25.4	25.4	25.4
Drance	Martigny	28.1	26.5	25.1	25.1	24.0	24.0	23.0	22.7	20.9	19.4	19.4	18.3	18.3	36.0	35.8	34.5	33.4	33.4	31.5	31.5	29.7	29.8	28.4	28.4	28.4	27.2	27.1	27.2
Rhône	Brig amont STEP	50.2	47.3	44.9	44.9	42.8	42.8	41.0	40.5	37.2	34.7	34.7	32.6	32.6	64.3	63.9	61.7	59.7	59.7	56.2	56.2	53.1	53.2	50.7	50.7	50.7	48.6	48.4	48.6
Rhône	Evionnaz amont	11.8	11.1	10.6	10.6	10.1	10.1	9.6	9.5	8.8	8.2	8.2	7.7	7.7	15.1	15.0	14.5	14.0	14.0	13.2	13.2	12.5	12.5	11.9	11.9	11.9	11.4	11.4	11.4
Rhône	Monthey amont	47.0	44.3	42.1	42.1	40.1	40.1	38.4	37.9	34.9	32.5	32.5	30.6	30.6	60.2	59.8	57.8	55.9	55.9	52.7	52.7	49.8	49.8	47.5	47.5	47.5	45.5	45.4	45.5
Rhône	Porte-du-Scex	28.3	26.6	25.3	25.3	24.1	24.1	23.1	22.8	21.0	19.5	19.5	18.4	18.4	36.2	35.9	34.7	33.6	33.6	31.6	31.6	29.9	29.9	28.5	28.5	28.5	27.3	27.3	27.3
Rhône	Sion centre	56.4	53.2	50.5	50.5	48.1	48.1	46.1	45.5	41.9	39.0	39.0	36.7	36.7	72.2	71.8	69.3	67.1	67.1	63.2	63.2	59.7	59.7	57.0	57.0	57.0	54.6	54.4	54.6
Trient	Vernayaz	36.5	34.4	32.6	32.6	31.1	31.1	29.8	29.4	27.1	25.2	25.2	23.7	23.7	46.7	46.4	44.8	43.4	43.4	40.8	40.8	38.6	38.6	36.8	36.8	36.8	35.3	35.2	35.3
Vispa	Visp amont	17.5	16.5	15.6	15.6	14.9	14.9	14.3	14.1	13.0	12.1	12.1	11.4	11.4	22.4	22.2	21.5	20.8	20.8	19.6	19.6	18.5	18.5	17.7	17.7	17.7	16.9	16.9	16.9
Aubonne	Le Coulet	39.6	37.4	35.5	35.5	33.8	33.8	32.4	32.0	29.4	27.4	27.4	25.8	25.8	50.8	50.4	48.7	47.1	47.1	44.4	44.4	41.9	42.0	40.0	40.0	40.0	38.4	38.2	38.4
Boiron	Lac Tolochenaz	18.7	17.6	16.7	16.7	15.9	15.9	15.2	15.0	13.8	12.9	12.9	12.1	12.1	23.9	23.7	22.9	22.2	22.2	20.9	20.9	19.7	19.7	18.8	18.8	18.8	18.1	18.0	18.1
Chamberonne	UNIL Vidy	26.1	24.6	23.3	23.3	22.3	22.3	21.3	21.0	19.4	18.0	18.0	17.0	17.0	33.4	33.2	32.0	31.0	31.0	29.2	29.2	27.6	27.6	26.4	26.4	26.3	25.3	25.2	25.3
Eau Froide Roche	Rennaz	26.1	24.6	23.4	23.4	22.3	22.3	21.3	21.1	19.4	18.1	18.1	17.0	17.0	33.4	33.2	32.1	31.0	31.0	29.3	29.3	27.6	27.7	26.4	26.4	26.4	25.3	25.2	25.3
Grande Eau	Aigle amont Rhône	56.1	52.9	50.2	50.2	47.9	47.9	45.9	45.3	41.7	38.8	38.8	36.5	36.5	71.9	71.4	69.0	66.7	66.7	62.9	62.9	59.4	59.4	56.7	56.7	56.7	54.3	54.2	54.3
Morges	Morges	28.5	26.8	25.5	25.5	24.3	24.3	23.3	23.0	21.1	19.7	19.7	18.5	18.5	36.4	36.2	35.0	33.8	33.8	31.9	31.9	30.1	30.1	28.8	28.8	28.7	27.6	27.5	27.6
Promenthouse	Le Rancho	55.7	52.5	49.8	49.8	47.6	47.6	45.6	44.9	41.4	38.5	38.5	36.2	36.2	71.4	70.9	68.5	66.3	66.3	62.4	62.4	59.0	59.0	56.3	56.3	56.3	53.9	53.8	53.9
Venoge	Les Bois	32.7	30.8	29.2	29.2	27.9	27.9	26.7	26.3	24.2	22.6	22.6	21.2	21.2	41.8	41.6	40.1	38.8	38.8	36.6	36.6	34.6	34.6	33.0	33.0	33.0	31.6	31.5	31.6
Veveyse	Vevey	77.9	73.5	69.7	69.7	66.5	66.5	63.7	62.8	57.8	53.9	53.9	50.7	50.7	99.8	99.2	95.7	92.7	92.7	87.3	87.3	82.5	82.5	78.7	78.7	78.7	75.4	75.2	75.4
Allondon	Embouchure	56.5	53.3	50.5	50.5	48.2	48.2	46.2	45.6	41.9	39.1	39.1	36.7	36.7	72.3	71.9	69.4	67.2	67.2	63.3	63.3	59.8	59.8	57.1	57.1	57.0	54.7	54.5	54.7
Arve	Veyrier	45.4	42.8	40.6	40.6	38.7	38.7	37.1	36.6	33.7	31.4	31.4	29.5	29.5	58.1	57.7	55.7	53.9	53.9	50.8	50.8	48.0	48.0	45.8	45.8	45.8	43.9	43.8	43.9
Arve	Jonction	40.6	38.3	36.3	36.3	34.6	34.6	33.2	32.7	30.1	28.1	28.1	26.4	26.4	52.0	51.7	49.9	48.3	48.3	45.5	45.5	43.0	43.0	41.0	41.0	41.0	39.3	39.2	39.3
Léman	Paquis	20.9	19.7	18.7	18.7	17.8	17.8	17.0	16.8	15.5	14.4	14.4	13.6	13.6	26.7	26.5	25.6	24.8	24.8	23.4	23.4	22.1	22.1	21.1	21.1	21.1	20.2	20.1	20.2
Rhône	Chancy RG	36.5	34.4	32.7	32.7	31.2	31.2	29.8	29.4	27.1	25.2	25.2	23.7	23.7	46.8	46.5	44.9	43.4	43.4	40.9	40.9	38.6	38.7	36.9	36.9	36.9	35.3	35.2	35.3
Versoix	Versoix amont CFF	46.3	43.7	41.4	41.4	39.5	39.5	37.9	37.3	34.4	32.0	32.0	30.1	30.1	59.3	58.9	56.9	55.1	55.1	51.9	51.9	49.0	49.0	46.8	46.8	46.8	44.8	44.7	44.8
Le Vengeron	Pregny-Chambésy	13.2	12.5	11.8	11.8	11.3	11.3	10.8	10.7	9.8	9.1	9.1	8.6	8.6	16.9	16.8	16.2	15.7	15.7	14.8	14.8	14.0	14.0	13.3	13.3	13.3	12.8	12.7	12.8
Rhône	Le Lignon	25.9	24.5	23.2	23.2	22.1	22.1	21.2	20.9	19.3	17.9	17.9	16.9	16.9	33.2	33.0	31.9	30.8	30.8	29.1	29.1	27.5	27.5	26.2	26.2	26.2	25.1	25.0	25.1
Nant d'Avril	Bourdigny	35.2	33.1	31.5	31.5	30.0	30.0	28.7	28.4	26.1	24.3	24.3	22.9	22.9	45.0	44.7	43.2	41.8	41.8	39.4	39.4	37.2	37.2	35.5	35.5	35.5	34.0	33.9	34.0
Arve	Magland	20.7	19.5	18.5	18.5	17.6	17.6	16.9	16.7	15.3	14.3	14.3	13.4	13.4	26.5	26.3	25.4	24.6	24.6	23.2	23.2	21.9	21.9	20.9	20.9	20.9	20.0	19.9	20.0
Arve	Arve à Passy 2	16.1	15.1	14.4	14.4	13.7	13.7	13.1	13.0	11.9	11.1	11.1	10.4	10.4	20.6	20.4	19.7	19.1	19.1	18.0	18.0	17.0	17.0	16.2	16.2	16.2	15.6	15.5	15.6
Dranse	Abondance	37.3	35.1	33.3	33.3	31.8	31.8	30.5	30.1	27.7	25.8	25.8	24.2	24.2	47.7	47.4	45.8	44.3	44.3	41.8	41.8	39.5	39.5	37.7	37.7	37.6	36.1	36.0	36.1
Dranse	Morzine à la Baume	74.4	70.1	66.5	66.5	63.5	63.5	60.8	60.0	55.2	51.4	51.4	48.4	48.4	95.2	94.6	91.4	88.4	88.4	83.3	83.3	78.7	78.8	75.1	75.1	75.1	72.0	71.7	72.0
Dranse	Pont de Dranse	58.8	55.4	52.6	52.6	50.2	50.2	48.1	47.4	43.6	40.7	40.7	38.2	38.2	75.3	74.8	72.3	69.9	69.9	65.9	65.9	62.2	62.3	59.4	59.4	59.4	56.9	56.7	56.9
	Moyenne	**36.9**	**35.1**	**33.3**	**33.3**	**31.8**	**31.8**	**30.4**	**30.0**	**27.6**	**25.7**	**25.7**	**24.2**	**24.2**	**47.7**	**47.4**	**45.7**	**44.3**	**44.3**	**41.7**	**41.7**	**39.4**	**39.4**	**37.6**	**37.6**	**37.6**	**36.0**	**35.9**	**36.0**

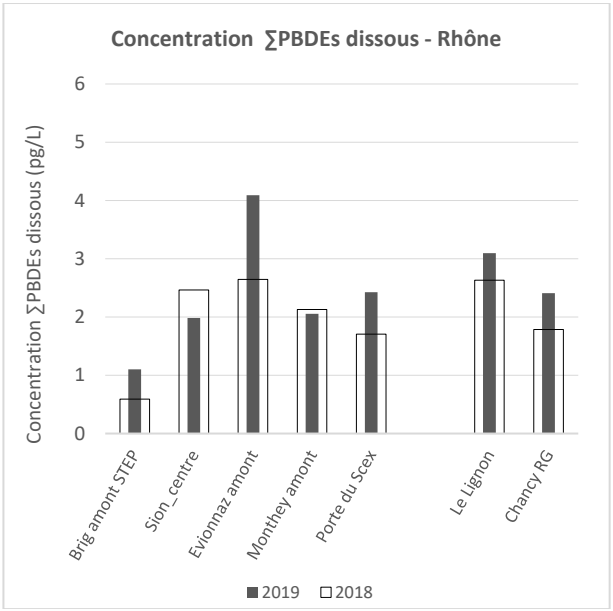
Annexe 5 : Concentrations aqueuses des composés cibles aux différents sites

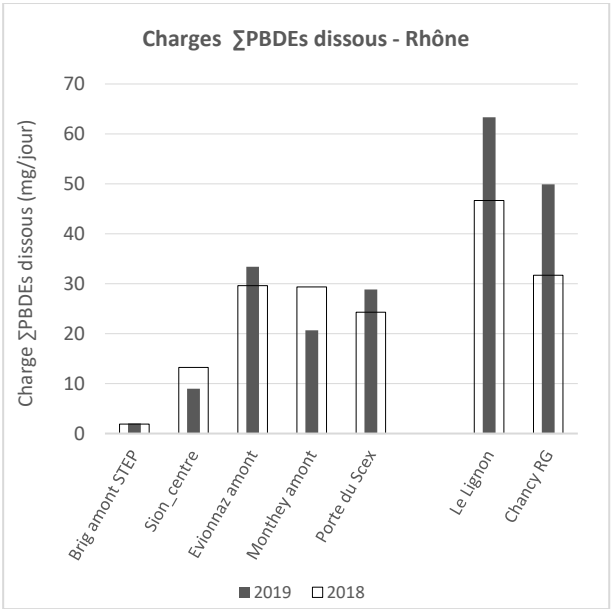
		Concentration polluant dissous (pg / L)																												
		PCBs							PBDEs						PAHs															
Cours d'eau	**Lieu**	**28** (+31)	**52**	**101**	**118**	**138**	**153**	**180**	**28**	**47**	**99**	**100**	**153**	**154**	**ACY**	**ACE**	**FLE**	**PHE**	**ANT**	**FLU**	**PYE**	**BaA**	**CHR** (+triph)	**BbF** (+ BjF)	**BkF**	**BaP**	**IDP**	**DBahA**	**BghiP**
Canal Stockalper	Port-Valais	4.4	5.0	5.7	2.7	4.1	5.3	1.0	<0.3	3.1	0.9	0.3	<0.3	<0.3	577	1204	1171	1899	421	974	629	55.5	189	49	15	7.5	4.7	1.5	4.4
Drance	Martigny	2.0	6.3	8.2	3.4	6.3	8.5	1.6	<0.3	1.9	0.9	<0.4	<0.4	<0.4	633	329	858	2323	195	267	156	7.6	48	7.5	2.1	0.6	1.0	<0.9	0.9
Rhône	Brig amont STEP	1.6	2.4	3.7	1.2	2.6	3.8	0.7	<0.2	0.8	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	222	862	809	2512	78	828	224	13.9	94	23	5.2	0.8	1.9	<0.5	0.6
Rhône	Evionnaz amont	7.5	13	35	8.4	19	29	3.8	<0.8	2.4	1.7	<0.9	<0.9	<0.9	1062	564	781	2303	172	1311	1176	58.8	157	34	10	10	4.6	<1.9	5.6
Rhône	Monthey amont	5.6	7.3	14	3.3	6.7	9.8	1.2	<0.2	1.3	0.8	<0.2	<0.2	<0.2	1652	660	801	1985	135	1048	799	51.4	128	21	6.9	5.4	1.3	<0.5	1.8
Rhône	Porte-du-Scex	7.3	10	14	3.6	6.6	9.6	1.4	<0.3	1.6	0.8	<0.3	<0.3	<0.3	991	689	902	2068	178	1163	911	58.2	142	27	8.3	7.2	2.5	0.9	3.0
Rhône	Sion centre	8.4	4.8	5.0	2.2	3.5	4.4	0.8	<0.2	1.4	0.6	<0.2	<0.2	<0.2	1176	542	940	2617	169	1753	798	59.5	202	33	8.6	3.0	2.6	0.6	1.5
Trient	Vernayaz	1.1	2.2	7.8	3.2	11	13	2.6	<0.3	0.7	0.4	<0.3	<0.3	<0.3	196	363	440	1214	48	413	131	3.3	23	4.7	1.3	0.5	<0.7	<0.7	0.7
Vispa	Visp amont	2.5	4.1	5.9	2.0	4.1	5.5	1.0	<0.5	1.7	0.7	<0.6	<0.6	<0.6	423	388	669	2239	56	900	169	16.2	185	27	6.8	1.6	3.0	<1.3	1.8
Aubonne	Le Coulet	0.8	1.0	1.4	1.2	1.6	2.0	0.4	<0.2	1.2	0.6	<0.3	<0.3	<0.3	472	89	176	423	33	426	165	16	120	32	8.8	2.3	2.7	1.0	1.6
Boiron	Lac Tolochenaz	2.3	2.4	2.8	1.8	2.4	2.7	0.7	<0.5	2.0	0.9	<0.6	<0.6	<0.6	312	420	692	3151	171	3170	1097	101	654	158	51	18	17	5.1	10
Chamberonne	UNIL Vidy	40	24	16	9.2	8.1	9.2	1.4	<0.4	3.7	1.1	<0.4	<0.4	<0.4	395	570	705	3179	327	2959	1990	165	802	192	60	26	15	5.0	14
Eau Froide Roche	Rennaz	4.7	8.8	7.4	4.0	4.0	5.3	0.9	<0.4	4.7	2.3	0.6	<0.4	<0.4	435	1097	645	1008	97	758	460	45	175	60	18	6.9	5.5	2.3	4.9
Grande Eau	Aigle amont Rhône	1.7	3.9	3.3	1.6	1.6	2.2	0.3	<0.2	1.4	0.4	<0.2	<0.2	<0.2	269	402	501	1800	93	1975	474	77	375	71	17	2.4	4.5	1.2	0.9
Morges	Morges	1.8	2.6	3.0	1.9	2.5	3.0	0.7	<0.3	1.9	0.6	<0.4	<0.4	<0.4	315	320	581	2119	166	1575	502	34	347	97	25	7.4	11	2.5	5.9
Promenthouse	Le Rancho	1.1	1.6	2.3	1.6	1.8	2.2	0.4	<0.2	0.9	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	394	295	329	872	99	1037	584	66	291	77	22	12	6.1	1.7	6.9
Venoge	Les Bois	140	26	6.7	4.2	3.9	4.8	0.9	<0.3	3.5	1.7	0.4	<0.3	<0.3	391	528	647	1829	207	1517	731	66	366	86	25	7.6	8.5	2.6	6.0
Veveyse	Vevey	1.8	9.3	4.4	1.5	1.1	1.5	0.2	<0.1	0.3	0.2	<0.1	<0.1	<0.1	370	515	679	2497	187	1897	1101	86	340	57	16	11	4.1	1.2	5.5
Allondon	Embouchure	2.2	3.1	2.4	1.5	2.2	2.9	0.7	<0.2	0.7	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	162	117	162	413	69	280	123	8.9	76	22	4.5	1.0	2.3	0.5	0.9
Arve	Veyrier	6.9	7.7	5.9	2.5	3.7	5.6	1.3	<0.2	1.8	0.7	0.2	<0.2	<0.2	519	745	679	1306	212	744	487	39	128	32	7.4	5.1	2.3	0.8	2.5
Arve	Jonction	6.7	8.3	6.0	2.7	3.8	5.9	1.4	<0.2	1.8	0.6	<0.2	<0.3	<0.3	566	720	747	1289	252	777	481	35	125	31	7.6	3.9	2.4	0.9	2.2
Léman	Paquis	2.4	6.0	4.8	1.9	2.7	3.7	0.7	<0.4	<0.4	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1507	219	831	1719	53	826	65	8.0	75	20	5.2	0.9	3.5	<1.1	<1.1
Rhône	Chancy RG	6.6	7.7	6.0	2.7	3.5	5.3	1.1	<0.2	1.7	0.7	<0.3	<0.3	<0.3	536	410	654	1326	113	771	232	18	114	25	6.8	1.2	1.9	<0.6	0.9
Versoix	Versoix amont CFF	2.0	3.3	3.4	2.3	2.3	3.0	0.5	<0.2	1.0	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	641	388	1219	2910	722	587	570	40	143	44	10	4.9	3.8	0.9	3.6
Le Vengeron	Pregny-Chambésy	9.6	55	155	36	134	194	40	<0.7	6.2	2.2	<0.8	<0.8	<0.8	779	1806	1830	3132	963	3026	2065	138	646	127	41	12	14	3.7	10
Rhône	Le Lignon	5.7	8.2	6.3	2.9	4.1	5.8	1.2	<0.3	2.2	0.9	<0.4	<0.4	<0.4	610	398	686	1476	104	842	234	23	121	33	8.9	2.1	3.1	1.0	1.5
Nant d'Avril	Bourdigny	763	187	71	41	45	57	14	0.3	5.1	3.9	0.9	<0.3	<0.3	1194	836	1110	2674	723	3371	2881	280	785	217	71	51	28	7.6	44
Arve	Magland	2.5	4.7	5.2	1.9	4.5	6.6	1.8	<0.4	1.6	0.8	<0.5	<0.5	<0.5	1236	3877	1456	3860	334	3486	1811	138	325	104	25	18	11	3.3	9.1
Arve	Arve à Passy 2	2.5	4.0	5.9	1.9	5.1	8.6	2.2	<0.6	1.3	0.6	<0.6	<0.7	<0.7	1748	5609	2148	5745	415	6431	1956	189	547	173	43	14	18	4.4	5.9
Dranse	Abondance	2.4	1.3	0.8	0.4	0.5	0.8	<0.3	<0.2	0.4	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	317	262	544	799	153	387	185	13	111	25	7.3	0.9	2.5	<0.6	0.9
Dranse	Morzine à la Baume	1.4	2.1	1.5	0.7	0.8	1.3	0.3	<0.1	1.1	0.5	<0.1	<0.1	<0.1	777	581	798	1784	100	502	152	14	94	21	4.7	1.0	2.0	0.4	0.6
Dranse	Pont de Dranse	2.8	3.6	2.6	1.1	1.4	2.1	0.4	<0.1	0.4	0.3	<0.1	<0.1	<0.1	181	501	476	914	102	473	277	23	95	24	5.3	3.5	2.2	0.6	2.2

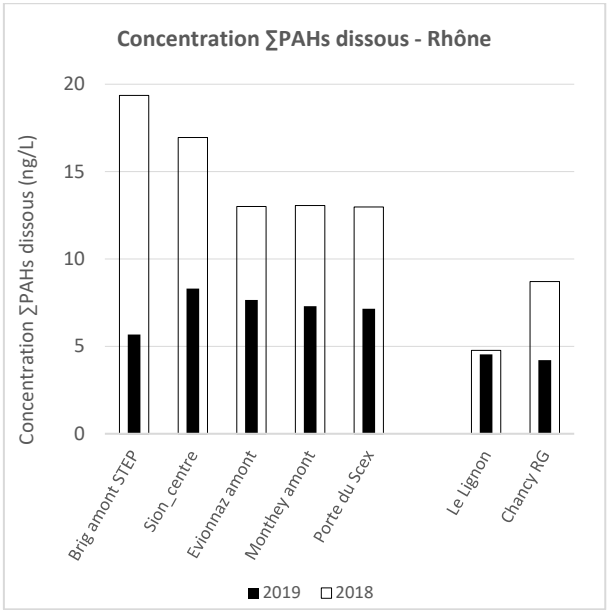
Annexe 6 : Concentrations et charges des composés cibles dans le Rhône en Valais (fraction dissoute)

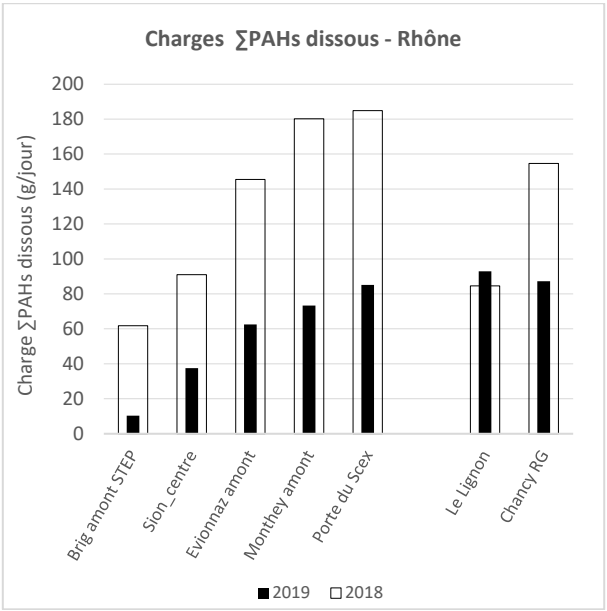












*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 199-204*

ANALYSE DE MICROPLASTIQUES DANS DES EAUX DE RIVIÈRE ET DES TUBES DIGESTIFS DE POISSONS DU LÉMAN

ANALYSIS OF MICROPLASTICS IN RIVER WATERS AND DIGESTIVE TRACTS OF FISHES FROM LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2019

PAR

Bettina SIEGENTHALER & Florian BREIDER

ECOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE, ENAC-IIE-GR-CEL STATION 2 CH-1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

La pollution par les microplastiques est une source de préoccupation croissante du fait de leurs impacts potentiels sur les écosystèmes et la santé humaine. Depuis quelques années, il est établi que les microplastiques sont présents dans l'ensemble des écosystèmes aquatiques (rivières, lacs, mers, océans) dont le Léman et ses affluents. Dans le cadre d'une démarche d'évaluation de la pollution par les microplastiques du Léman, cette étude vise à identifier leur présence dans le système digestif des poissons du lac ainsi que dans l'eau du Rhône et de la Versoix.

Un inventaire de la présence de microplastiques a été réalisé dans 103 appareils digestifs de plusieurs espèces de poissons prélevés dans le Léman par des pêcheurs professionnels. Les espèces choisies représentent à la fois les poissons carnivores qui sont parmi les plus consommés du lac et les poissons communs omnivores préférant le plancton. En plus des contenus gastriques de poissons, six échantillons d'eau de rivière et un échantillon d'eau du lac ont été analysés.

Au total 16 particules de plastique >500 μm ont été identifiées dans 10 des 103 poissons analysés, ce qui représente 9.7% des individus étudiés. 80% de ces particules ont été identifiées dans les tubes digestifs de gardons (Rutilus rutilus) *et de lottes (Lotta lotta) provenant respectivement des régions d'Allaman et d'Hermance. Des microplastiques ont été détectés dans l'ensemble des échantillons d'eau analysés. Les concentrations en microplastiques >500 μm mesurées dans l'eau varient entre 0.02 et 0.11 part./m^3 et entre 0.17 et 0.38 part./m^3 pour les microplastiques >100 μm.*

Ces résultats témoignent d'une pollution relativement limitée des eaux de rivière analysées dans le cadre de cette étude. Les populations de poissons semblent également être faiblement contaminées par les microplastiques de taille >500 μm.

ABSTRACT

Microplastic pollution is a source of growing concern due to their potential impacts on ecosystems and human health. Recently, it has been established that microplastics are present in all aquatic ecosystems (rivers, lakes, seas, oceans) including Lake Geneva and its tributaries. As part of an assessment of the microplastic pollution in Lake Geneva, this study aims to identify their presence in the digestive system of fish from the lake as well as in the Rhone and Versoix rivers.

An inventory of the presence of microplastics was carried out on 103 digestive tracts of several species of fish caught in Lake Geneva by professional fishermen. The species chosen represent both the carnivorous fishes which are among the most consumed in the lake and the common omnivorous fishes preferring plankton. In addition to the gastric contents of fish, six samples of river water and one sample of lake water were analyzed.

A total of 16 plastic particles >500 μm was identified in 10 of the 103 fish analyzed, which represents 9.7% of the samples. 80% of these particles were identified in the digestive tracts of Rutilus rutilus and Lotta lotta from Allaman and Hermance respectively. Microplastics were detected in all water samples. The concentrations of microplastics >500 μm measured in water samples vary between 0.02 and 0.11 part./m^3 and between 0.17 and 0.38 part./m^3 for microplastics >100 μm.

These results show limited pollution of the river waters analyzed in this study. Fish populations also appear to be only slightly contaminated by microplastics >500 μm

1. INTRODUCTION

La pollution par les microplastiques est une préoccupation mondiale croissante qui affecte tous les écosystèmes aquatiques dont le Léman et ses affluents. Dans le cadre d'une démarche d'évaluation de la pollution par les microplastiques du Léman, cette étude vise à identifier leur présence dans les poissons du lac ainsi que dans l'eau de ses affluents.

Le but de ce travail est de comparer l'occurrence de microplastiques parmi les poissons du Léman avec différents types d'alimentation et d'évaluer si leur comportement alimentaire influençait le contenu en microplastique dans le tube digestif. Un inventaire de la présence de microplastiques a été réalisé dans 103 appareils digestifs de Perches (*Perca fluviatilis*), Gardons (*Rutilus rutilus*), Féras (*Coregonus fera*) et Lottes (*Lota lota*), tous prélevés dans le Léman par des pêcheurs professionnels. Ces espèces ont été choisies car elles représentent à la fois les poissons carnivores et les poissons omnivores préférant le plancton. En effet, Mizraji et *al*. ont montré un lien entre la diversité du régime alimentaire des poissons vivants (c.-à-d. régime omnivore vs. régime carnivore ou herbivore) et l'ingestion de microplastiques (Mizraji et al., 2017). Il est par conséquent possible qu'un tel lien existe également pour les espèces de poissons vivants dans le Léman. En parallèle, six échantillons d'eau de rivière et un du Léman ont été également analysés pour évaluer le niveau de pollution par les microplastiques du Rhône, de la Versoix et du Léman (région du Petit Lac).

2. MATÉRIEL ET METHODES

2.1 PRODUITS CHIMIQUES

Les produits suivants ont été commandés chez Sigma-Aldrich : hydroxyde de potassium (KOH, réf. 484016), chlorure de zinc ($ZnCl_2$, réf. 211273), Nile Red (réf. 72485). Le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) 30% provient de VWR. Les filtres utilisés pour cette étude proviennent de Sigma-Aldrich : GF/D, 2.7 μm, Ø47 mm (Whatman®, réf. WHA1823047) et PCTE, 12μm, Ø25 mm (Whatman®, réf. WHA70602516).

2.2 ECHANTILLONNAGE

Les échantillons d'eau du Rhône (sites échantillonnages : Bâtiment des Forces Motrices à Genève (amont) et de Chancy (aval)), de la Versoix et du Léman (Petit Lac) ont été prélevés par M. Mathieu Coster et ses collègues de l'Office Cantonal de l'Eau de la République et Canton de Genève. L'ensemble des échantillons ont été prélevés à partir d'un pont en utilisant des filets à plancton de 300 μm et 100 μm placés à mi-profondeur du site d'échantillonnage. Les échantillons ont tous été stockés à 4°C dans l'éthanol afin d'éviter la décomposition des particules organiques.

Les systèmes digestifs de poissons analysés dans cette étude ont été fournis par la CIPEL. Les espèces étudiées sont les suivantes : *Coregonus fera* (Féra; *n*=28), *Perca fluviatilis* (Perche; *n*=31), *Rutilus rutilus* (Gardon ; *n*=34), *Lota lota* (Lotte ; *n*=10). Ces poissons ont été capturés par des pêcheurs professionnels et proviennent de cinq localités (Allaman [GL2], Tolochenaz [GL1], Clarens [HL], Villeneuve [HL] et Hermance [PL]) et de trois grandes zones de prélèvement (Haut Lac [HL], Grand Lac 1 [GL1], Grand Lac 2 [GL2], Petit Lac [PL]). Tous les échantillons récoltés ont été congelés le jour même et conservés à -20°C.

2.3 PROTOCOLE A – ISOLATION DES MICROPLASTIQUES DE SYSTÈMES DIGESTIFS DE POISSONS

Le protocole utilisé pour l'isolation et la quantification des microplastiques présents dans le système digestif des poissons est basé sur les protocoles de Froidevaux (2019), d'Erni-Cassola et *al*. (2017) et de Mae et *al*. (2017). Les différentes étapes de ce protocole sont les suivantes :

- L'abdomen des poissons a été incisé et les tubes digestifs placés dans des béchers de 250 mL
- La matière organique a été dégradée dans 50 mL ou 100 mL de KOH 10% (en fonction de la quantité de tissus à digérer) en agitant avec un barreau magnétique en verre pendant 24h à 65°C.
- Les extraits ont ensuite été tamisés à 500 et 100 μm et récupérés dans des béchers de 250 ml.
- Les fractions >500 et >100 μm ont été récupérées sur des filtres GF/D (2.7 μm) de Ø47 mm.
- Ces filtres ont été introduits dans des tubes à centrifuger de 10 mL avec 8 mL d'une solution de $ZnCl_2$ 37.5% (ρ = 1.36 g/mL) et mis dans un bain à ultrasons pendant 10 minutes.

- Ils ont ensuite été centrifugés à 3000 rpm pendant 10 minutes et le surnageant a ensuite été récupéré sur un filtre PCTE Ø25 mm (12μm). Cette étape a été répétée trois fois pour chaque échantillon.
- La fraction >100 μm a été récupérée sur un filtre PCTE Ø25 mm (12μm).
- La fraction >500 μm a été récupérée sur un filtre PCTE Ø25 mm (12μm).
- Tous les filtres PCTE ont été transférés dans des boîtes de Pétri puis marqués avec 12 gouttes d'une solution de Nile Red (10 μg/mL) dans du méthanol.
- Les filtres ont ensuite été fixés sur des lames de verre pour la microscopie.
- Les lames de verre finies ont été stockées à l'abri de la lumière.
- Les échantillons ont été observés par microscopie et microscopie de fluorescence.

2.4 PROTOCOLE B – ISOLATION DES MICROPLASTIQUES DES ÉCHANTILLONS D'EAU (RIVIÈRES ET LAC)

Le protocole B ci-dessous est basé sur les méthodes de préparation des échantillons d'Erni-Cassola et *al*. (2017), de Maes et *al*. (2017) et de Froidevaux (2019).

Le protocole ci-dessous a été utilisé pour isoler et quantifier des microplastiques présents dans les échantillons d'eau :

- Les échantillons ont été filtrés sur des tamis en acier inoxydable de >500 et >100 μm et récupérés dans des béchers de 250 ml.
- La matière organique a été dégradée dans 100 ml ou 150 ml de H_2O_2 30% (en fonction de la quantité de matière organique à dissoudre) en agitant avec un barreau magnétique en verre pendant 24h à 65°C.
- Filtration par les fractions >500 et >100 μm ont été récupérées sur des filtres PCTE (12μm) de Ø47 mm
- La matière organique a été dégradée dans 50 mL ou 100 mL de KOH 10% en fonction de la quantité de matière organique à dissoudre pendant 24h à 65°C en agitant avec un barreau magnétique en verre.
- Filtration par les fractions >500 et >100 μm ont été récupérées sur des filtres PCTE (12μm) de Ø25 mm.
- Ces filtres ont été introduits dans des tubes à centrifuger de 10 mL avec 8 mL d'une solution de $ZnCl_2$ 37.5% (ρ = 1.36 g/mL) et mis dans un bain à ultrasons pendant 10 minutes.
- Ils ont ensuite été centrifugés à 3000 rpm pendant 10 minutes et le surnageant est récupéré. Cette étape a été répétée trois fois pour chaque échantillon.
- Les surnageants de la fraction >100 μm et de la fraction >500 μm ont été filtrés avec un filtre PCTE Ø25 mm (12μm).
- Tous les filtres PCTE ont été transférés dans des boîtes de Pétri puis marqué avec 12 gouttes d'une solution de Nile Red 10 μg/mL dans du méthanol.
- Les filtres ont ensuite été fixés sur des lames de verre pour la microscopie.
- Les lames de verre finies ont été stockées à l'abri de la lumière.
- Les échantillons ont été observés par microscopie et microscopie de fluorescence.

2.5 ANALYSE MICROSCOPIQUE

Une fois les filtres secs et fixés sur des lames de verre, celles-ci ont été analysées une à une à la loupe binoculaire (Leica EZ4 et Leica MZ16 FA) à un agrandissement de 4 à 40× selon la taille des particules. L'analyse visuelle s'appuie sur une série de critères préalablement définis (Table 1) (Lusher et al., 2017). En parallèle, les échantillons ont également été analysés par microscopie de fluorescence (Leica DM5500) afin de détecter les microplastiques marqués par le Nile Red. Les échantillons ont été observés avec un filtre vert (excitation 460 nm - émission 525 nm) et rouge (excitation 565 nm - émission 630 nm) (Erni-Cassola et al., 2017; Maes et al., 2017; Shim et al., 2017). Quand une particule rassemblait une partie des critères de la Table 1 et quelle était fluorescente après marquage au Nile Red, celle-ci a été recensée comme un microplastique. Aucune analyse de la composition chimique par spectroscopie infrarouge ATR (FTIR-ATR) n'a pu être réalisée car la surface des particules détectée était toujours inférieure à 1mm^2.

Table 1 : Critères d'analyse des particules à identifier

Critères	
Forme	Solide/flexible Aspects de surface uniformes Pas de structures cellulaire visibles Surface luisante, brillante ou scintillante Microbilles sphériques
Couleur	Couleur : noir, blanc, gris, bleu, violet, rose, rouge, orange, jaune, beige, brun, vert, transparent, autre. Couleur homogène/hétérogène
Fluorescence	Fluorescent par marquage au Nile Red

Des contrôles négatifs et des blancs de laboratoire ont été préparés et analysés en suivant les protocoles A et B. Aucun de ces contrôles négatifs s'est révélé positif après l'analyse microscopique. Ceci indique que les particules de plastique détectées dans les échantillons ne proviennent pas du processus utilisé pour extraire les microplastiques.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Sur les 103 échantillons de poisson analysés (toutes espèces confondues), seulement 16 particules >500 μm, identifiées comme des microplastiques, ont été trouvées. Elles sont réparties sur 10 échantillons : 1 Perche (1/31), 4 lottes (4/10), 1 féra (1/28) et 4 gardons (4/34); ce qui représente une occurrence de microplastique dans 9.7% des échantillons analysés et de 0.15 particule par poisson en moyenne (Figure 1, Table 2). Aucun microplastique primaire n'a été trouvé et aucune fibre n'a été finalement retenue et comptabilisée comme microplastique. L'ensemble des fibres détectées étaient d'origine végétale (p.ex. coton). Tous les microplastiques détectés dans les tubes digestifs étaient des fragments de plastiques. La composition chimique des microplastiques retrouvés n'a pas pu être déterminée en raison de la taille des particules (<1mm^2) qui ne permettait pas d'utiliser un spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (ATR-FTIR). Parmi les poissons dans lesquels des microplastiques >500 μm ont été détectés, 4 sur 10 provenaient de la zone PL et 5 sur 10 de la zone GL2. Sur les dix poissons présentant des microplastiques dans leur tube digestif huit sont des lottes ou des gardons. Les lottes sont des poissons se nourrissant principalement de vers, de larves d'insectes, d'alevins et d'œufs de poissons, de crustacés. C'est un poisson fouilleur à la mandibule inférieure munie de filaments tactiles. Les gardons sont quant à eux des poissons omnivores qui varient leur alimentation selon la saison et l'offre en nourriture du milieu. Mizraji et *al*. ont montré que certains poissons omnivores ont tendance à accumuler davantage les microplastiques que les poissons carnivores (Mizraji et al., 2017).

Cependant, la faible occurrence de microplastiques décelée dans les 103 échantillons analysés ne permet pas de révéler une éventuelle corrélation entre le nombre de microplastiques détecté et le régime alimentaire des poissons capturés ou même entre les différentes espèces de poissons. De plus, il n'est également pas possible de faire de liens statistiquement significatifs entre le faible nombre de microplastiques décelé dans les échantillons et la taille ou le poids des individus ou même la zone de capture.

Bien que les concentrations de microplastiques mesurées dans les eaux du Léman pourraient laisser penser à une prévalence importante de microplastiques dans les poissons échantillonnés (Boucher et al., 2019; Faure et al., 2016, 2015, 2012), ces résultats montrent que ce n'est pas le cas.

En effet, une occurrence de microplastiques inférieure à 10% a été observée dans le cadre de cette étude. Ce résultat est du même ordre de grandeur que ceux rapportés par d'autres études scientifiques réalisées sur des poissons d'eau douce (Collard et al., 2018; Faure et al., 2015; Froidevaux, 2019; Sanchez et al., 2014). Bien qu'une faible fraction des poissons du Léman capturés pour cette étude contenait des microplastiques dans leur tube digestif, il est pour le moment impossible d'évaluer clairement l'impact de la présence de ces microplastiques dans le système digestif des poissons sur la santé des populations de perches, gardons, féras et lottes du Léman. Bien que des microplastiques >500 μm ont été détectés dans un nombre limité de poissons, il est probable que les poissons du Léman ingèrent également des microplastiques de plus petite taille.

Table 2 : Tableau récapitulatif des microplastiques détectés dans les tubes digestifs de poisson. n_{MP} : nombre de microplastique, Flo : fluorescence des particules avec le Nile Red.

ID	Espèce	Localité	Zone	Sexe	Mass [g]	Longueur [cm]	Fluo >500 µm	Couleur	n_{MP} >500 µm
56	Perche	Allaman	GL2	♀	38	16.0	☑	Gris	2
146.1	Lotte	Hermance	PL	♀	102	25.5	☑	Blanc	1
146.2	Lotte	Hermance	PL	♂	158	29.0	☑	Blanc	1
162	Féra	Tolochenaz	GL1	♀	678	40.0	☑	Blanc	3
273	Gardon	Allaman	GL2	♂	51.5	17.0	☑	Blanc	1
276	Gardon	Allaman	GL2	♀	69	19.0	☑	Gris	2
280	Gardon	Allaman	GL2	♀	85	20.5	☑	Blanc	2
281	Gardon	Allaman	GL2	♀	69	18.0	☑	Blanc	2
295	Lotte	Hermance	PL	♀	95	25.0	☑	Blanc	1
296	Lotte	Hermance	PL	♂	99.5	25.5	☑	Bleu	1

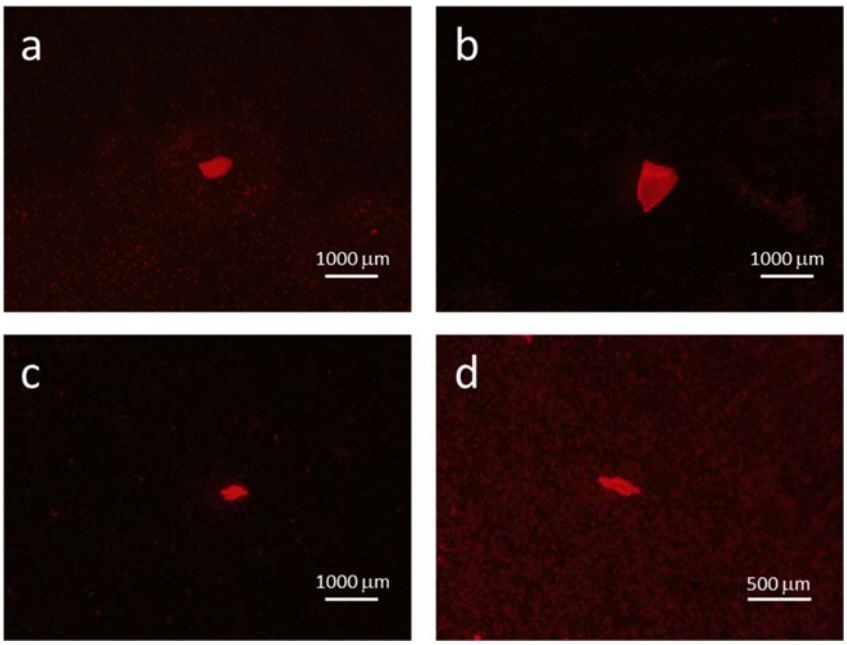


Figure 1 : illustrations des particules trouvées et identifiées en tant que microplastique ; (a) poisson [ID 162] (b) poisson [ID 280] (c) poisson [ID 281] (d) Rhône Chancy 300µm. Images obtenues par microscopie de fluorescence ($\lambda_{ex.}$ 565 nm - $\lambda_{em.}$ 630 nm).

Les analyses des échantillons d'eau ont montré que l'ensemble des prélèvements étaient contaminés par des microplastiques >500 µm et >100 µm. Les concentrations en microplastiques >500 µm varient entre 0.02 et 0.11 part./m^3 (médiane=0.05±0.03 part./m^3) et entre 0.17 et 0.38 part./m^3 (médiane=0.30±0.09 part./m^3) pour les microplastiques >100 µm (Table 3). Les concentrations en microplastiques >100 µm sont donc en moyenne 6 fois plus élevées que les concentrations de particules de plastique >500 µm. Les concentrations de microplastiques >100 µm mesurées dans le Petit Lac (GE3) sont légèrement supérieures à celles mesurées dans le Rhône et la Versoix. Cependant, il n'est pas possible de tirer de conclusion ferme en raison du faible nombre d'échantillons analysés.

En effet, la concentration en microplastiques peut être influencée par de nombreux facteurs tels que la profondeur d'échantillonnage, le volume échantillonné, les courants, la vitesse de l'eau, etc. Les concentrations en microplastiques mesurées dans la Versoix, le Rhône et le lac sont globalement faibles en comparaison avec les concentrations mesurées par exemple le long du Rhin (Mani et al., 2015). Cependant, ces concentrations sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en Nouvelle Zélande dans plusieurs cours d'eau proches de zones urbanisées (Dikareva and Simon, 2019).

Table 3 : Tableau récapitulatif des microplastiques détectés dans les échantillons d'eau. n_{MP} : nombre de microplastique, [MP] : concentration de microplastique en particules par m^3 d'eau filtrée, Flo : fluorescence des particules avec le Nile Red.

ID	Vol. m^3	Prof. station m	Fluo >500µm	n_{MP} >500µm	Fluo >100µm	n_{MP} >100µm	[$MP_{>500µm}$] part./m^3	[$MP_{>100µm}$] part./m^3
GE3 0-65m 100µm (Petit Lac)	18.2	70.0	☑	1	☑	7	0.05	0.38
Versoix CFF 300µm	196	0.7	☑	4	☑	10	0.02	- [a]
Versoix CFF 100µm	40.6	0.7	☑	2	☑	7	0.05	0.17
Rhône bât. forces motrices 300µm	222.0	3.4	☑	5	☑	9	0.02	- [a]
Rhône bât. forces motrices 100µm	50.6	3.4	☑	3	☑	15	0.06	0.30
Rhône Chancy 300µm	190.0	1.0	☑	4	☑	11	0.02	- [a]
Rhône Chancy 100µm	55.6	1.0	☑	6	☑	17	0.11	0.31

[a] La concentration de microplastique >100µm par m^3 d'eau ne peut pas être calculée car la maille du filet utilisé est de 300 µm.

4. CONCLUSION

Un aperçu de la prévalence des microplastiques dans le système digestif de différentes espèces de poissons du Léman ainsi que dans les eaux du Rhône, de la Versoix et du Lac a pu être dressé. Globalement, l'ensemble des échantillons d'eau analysés étaient faiblement contaminés par des microplastiques en comparaison à d'autres rivières ou lacs européens (Li et al., 2020; Mani et al., 2015; Uurasjärvi et al., 2020). Même si les concentrations significatives de microplastiques observées dans les eaux du Léman pouvaient laisser penser à une prévalence de microplastiques dans le système digestif des poissons échantillonnés, cette étude suggère que ce n'est pas le cas. Un lien entre le régime alimentaire des poissons et l'ingestion de microplastiques n'a pas pu être démontré par cette étude en raison du faible nombre d'individus contenants des particules de plastiques dans leur système digestif.

L'analyse d'échantillons complémentaires est nécessaire pour pouvoir valider statistiquement les résultats obtenus dans le cadre de ce projet. L'analyse des extraits des contenus gastriques tamisés à 100 µm permettra d'obtenir un meilleur aperçu du degré d'exposition des poissons du Léman aux microplastiques. Certains échantillons pourraient également être analysés par imagerie chimique infrarouge afin de confirmer la composition chimique des particules les plus fines identifiées comme microplastiques. La mesure de la concentration en microplastiques en surface et en profondeur sur les sites de capture serait certainement une plus-value qui permettrait éventuellement de faire un lien entre les concentrations mesurées dans l'eau et celles mesurées dans le système digestif des poissons. De plus, des analyses supplémentaires pourraient être faites en séparant différentes parties du système digestif et/ou autres organes (p.ex. foie) afin de déterminer si des microplastiques atteignent ceux-ci. Finalement, il serait également intéressant de poursuivre ces recherches sur les poissons vivants dans les affluents du Léman.

BIBLIOGRAPHIE

Boucher, J., Faure, F., Pompini, O., Plummer, Z., Wieser, O., de Alencastro, L. F., 2019. (Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin. TrAC Trends Anal. Chem. 112, 66–74. https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.037

Collard, F., Gasperi, J., Gilbert, B., Eppe, G., Azimi, S., Rocher, V., Tassin, B., 2018. Anthropogenic particles in the stomach contents and liver of the freshwater fish Squalius cephalus. Sci. Total Environ. 643, 1257–1264. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.313

Dikareva, N., Simon, K.S., 2019. Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. Environ. Pollut. 250, 292–299. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.105

Erni-Cassola, G., Gibson, M.I., Thompson, R.C., Christie-Oleza, J.A., 2017. Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20 µm) in Environmental Samples. Environ. Sci. Technol. 51, 13641–13648. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04512

Faure, F., de Alencastro, F., L., 2016. Microplastiques: situation dans les eaux de surface en Suisse. Aqua Amp Gas 72–77.

Faure, F., Corbaz, M., Baecher, H., de Alencastro, F. L., 2012. Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. Arch. Sci. 7.

Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., de Alencastro, L.F. de, 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. Environ. Chem. 12, 582–591. https://doi.org/10.1071/EN14218

Froidevaux, S., 2019. Microplastiques dans les poissons du Lac Léman ? Prospection sur le Gardon (Rutilus rutilus) et la Perche (Perca fluviatilis). Master (Master Thesis). Univerisité de Lausanne.

Li, C., Busquets, R., Campos, L.C., 2020. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. Sci. Total Environ. 707, 135578. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578

Lusher, A., Bråte, I.L.N., Hurley, R.R., Iversen, K., Olsen, M., 2017. Testing of methodology for measuring microplastics in blue mussels (Mytilus spp) and sediments, and recommendations for future monitoring of microplastics (R & D-project).

Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., Mayes, A.G., 2017. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. Sci. Rep. 7, 44501. https://doi.org/10.1038/srep44501

Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P., 2015. Microplastics profile along the Rhine River. Sci. Rep. 5, 17988. https://doi.org/10.1038/srep17988

Mizraji, R., Ahrendt, C., Perez-Venegas, D., Vargas, J., Pulgar, J., Aldana, M., Patricio Ojeda, F., Duarte, C., Galbán-Malagón, C., 2017. Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut? Mar. Pollut. Bull. 116, 498–500. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.008

Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J.-M., 2014. Wild gudgeons (Gobio gobio) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. Environ. Res. 128, 98–100. https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.11.004

Shim, W.J., Hong, S.H., Eo, S.E., 2017. Identification methods in microplastic analysis: a review. Anal. Methods 9, 1384–1391. https://doi.org/10.1039/C6AY02558G

Uurasjärvi, E., Hartikainen, S., Setälä, O., Lehtiniemi, M., Koistinen, A., 2020. Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. Water Environ. Res. 92, 149–156. https://doi.org/10.1002/wer.1229

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, ***2020****, 206-210*

MACROPHYTES ET MOULES INVASIVES DU LEMAN

MACROPHYTES AND INVADING MUSSELS OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2019

PAR

Frédéric LABAT

AQUABIO, 10 RUE HECTOR GUIMARD, 63800 COURNON-D'AUVERGNE

RÉSUMÉ

En 2019, une campagne de relevé des macrophytes du Léman et des moules du genre Dreissena *a été effectuée afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés de macrophytes et de moules invasives.*

Dans un contexte de réchauffement progressif des eaux superficielles observé depuis 1973, la zone littorale se caractérise par une évolution dans la distribution des espèces. On remarque que les herbiers de grandes espèces prospèrent au détriment des petites espèces qui se cantonnent sur de petites surfaces. La richesse floristique à l'échelle du Léman reste comparable à celle de 2009. Les herbiers de macrophytes atteignent généralement les limites de la beine lacustre, dans les gammes de profondeurs maximales de colonisation que peuvent atteindre les spermaphytes dans la littérature (8-14m).

La comparaison des abondances relatives des chroniques de 1975 à 2019 met en évidence (1) la régression constante de Stuckenia pectinata*, espèce qui a prospéré dans les eaux du Léman du début du 20ème siècle à la mise en place des mesures d'amélioration de qualité des eaux. (2) En parallèle, la progression de* Chara denudata *(dont le statut taxonomique est peu clair) semble indiquer que la qualité des eaux du Léman s'améliore. Les grands herbiers de* S. pectinata *sont progressivement supplantés par des herbiers de* Potamogeton perfoliatus *et* Myriophyllum spicatum*.*

Les recouvrements de characées sont en régression par rapport aux recouvrements de 2009. Cette régression a probablement pour origine une variabilité spatio-temporelle importante difficile à mettre en évidence dans le cadre d'un suivi décennal. Face à un contexte de réchauffement progressif des eaux superficielles, il est possible que l'on observe à terme des modifications des communautés de macrophytes en faveur des espèces les plus thermophiles. Le suivi sur les moules a mis en évidence le remplacement de D. polymorpha *par* D. rostriformis bugensis*, comme observé dans la plupart des lacs profonds en Europe. Les recouvrements de moules sur la beine restent comparables à ceux de 2009.*

1. INTRODUCTION

Les macrophytes et les moules invasives ont fait l'objet d'un suivi en plongée durant l'été 2019 sur 50 transects de 5m de large répartis sur 6 secteurs représentatifs de toute la zone littorale du Léman. Le positionnement de ces transects a été réalisé en 2009 (Aquaplus, 2010).

Des relevés complémentaires de macrophytes et de moules ont été réalisés sur 8 unités d'observation selon la norme AFNOR XPT90-328 (AFNOR, 2010). Ces relevés ont également été réalisés en plongée.

Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des communautés de macrophytes et de moules du genre *Dreissena*. Différentes données descriptives, telles que les profondeurs maximales de colonisation, la richesse et la composition floristique, les abondances brutes et relatives ont été analysées. Des indices IBML (Boutry et al., 2013) et Lawa-DCE (Schaumburg et al., 2014) ont également été calculés à titre indicatif.

2. METHODES

Deux méthodes d'échantillonnage ont été appliquées :

- La méthode appliquée par Aquaplus lors du précédent suivi décennal, sur 50 transects répartis en 6 secteurs autour du Léman, et positionnés aux mêmes endroits qu'en 2009.
- Des relevés complémentaires ont été réalisés avec la méthode de la Norme XPT90-328, sur 8 unités d'observation (combinaison d'un relevé de rive et de 3 profils de 100m maximum perpendiculaires à la rive). Les points contacts ont été réalisés en plongée. Les unités d'observation ont été positionnées autant que possible au droit des transects du protocole 2009.

Les relevés ont été réalisés du 24 juillet au 1er août 2019, par 2 équipes de plongeurs. Les observations ont été menées sur chaque transect ou profil perpendiculaire soit en apnée (profondeurs <8m), soit en bouteille. Les plongeurs ont commencé leur prospection de la fin de la beine lacustre vers la rive, et ont matérialisé chaque point de remontée afin de reprendre leurs observations au point exact où elles s'étaient interrompues.

Chaque transect a été divisé en segments présentant une structure d'herbier homogène. Les profondeurs de début et de fin de chaque segment ont été relevées, ainsi que les recouvrements de chaque espèce présente.

Des échantillons d'espèces non identifiables sur le terrain ont été récoltés pour être identifiés au laboratoire.

Les résultats obtenus sur les transects ont été comparés avec les données récoltées en 2009, qui ont fait l'objet du même protocole (Aquaplus, 2010). Les abondances relatives des macrophytes ont été comparées avec les chroniques existantes produites à l'échelle du Léman et aux résultats comparables (Lachavanne & Wattenhofer, 1975; ECOTEC, 1999; Aquaplus, 2010).

Les statuts des espèces observées ont été vérifiés à partir, pour la Suisse des listes rouges des plantes vasculaires et des Characées de Suisse (Auderset Joye & Schwarzer, 2012; Bornand et al., 2016), et pour la France de la dernière base de connaissance « statuts » de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (Gargominy & Régnier, 2020). La taxonomie utilisée dans ce rapport est celle de la dernière base TAXREF (Gargominy et al., 2019).

La CIPEL a désiré acquérir des données aériennes (h 2000 m) permettant de visualiser les herbiers lacustres des 6 secteurs de rive du lac Léman. C'est finalement l'ensemble du pourtour du lac qui a été l'objet de cette acquisition. Elle a permis de s'assurer de l'efficacité des transects pour obtenir une image représentative des herbiers.

3. RESULTATS

3.1. COMPARAISON DES RELEVÉS DE MACROPHYTES RÉALISÉS SUR LES TRANSECTS

3.1.1 Profondeurs de colonisation des macrophytes

Les relevés réalisés en 2019 indiquent des profondeurs de colonisation maximales par secteur souvent supérieures. Les distances à la berge sont très proches, la végétation s'arrête à proximité ou au droit de la fin de la beine lacustre. Cette zone est située entre 8 et 14m de profondeur, gamme correspondant aux profondeurs maximales de colonisation des spermaphytes identifiées par la littérature (Hutchinson G. E, 1975). Une amélioration de la qualité de l'eau ne devrait donc plus conduire à une amélioration significative des profondeurs de colonisation (sauf peut-être pour les characées). Toute légère variation de distance à la berge et de profondeur à proximité de cette zone est probablement liée à une variabilité spatio-temporelle des herbiers (déplacement, régression ou progression d'herbiers organisés en patch, difficiles à bien prendre en compte avec des transects).

3.1.2 Comparaison des abondances relatives sur les chroniques de 1975 à 2019

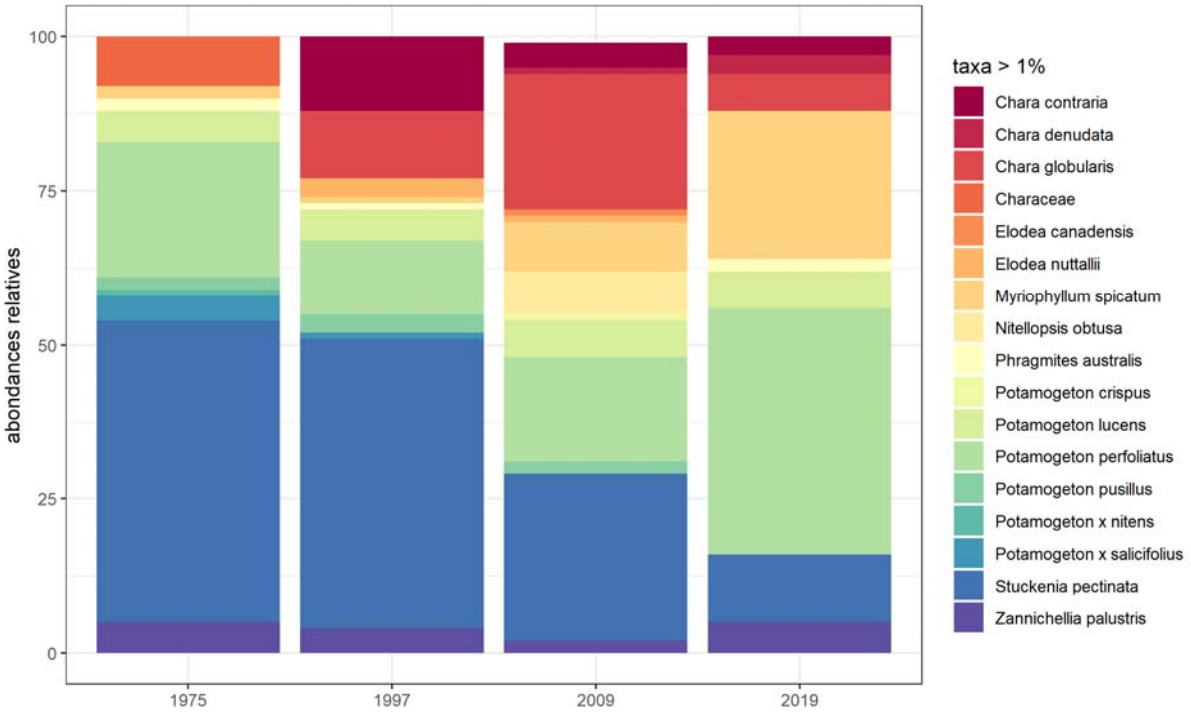


Figure 1 : Evolution des abondances relatives des principales espèces de macrophytes de 1975 à 2019

Figure 1: Evolution of macrophytes relative abundances since 1975 to 2019.

Stuckenia pectinata, considérée dès 1904 comme indicatrice d'une altération des eaux du Léman (Forel, 1904; Perfetta, 2011), est en nette régression.

Potamogeton perfoliatus formait de grands herbiers dans le Léman au début du 20ème siècle (Forel, 1904). Cette espèce semble avoir régressé concomitamment à la progression de *S. pectinata* suite à l'altération des eaux du Léman (Lods-Crozet & Gerdeaux, 2013). L'espèce retrouve aujourd'hui des recouvrements importants.

Les herbiers de Characées, en progression lors des précédents suivis, sont en régression, probablement étouffées par les hydrophytes ou impactées par les fortes températures de la dernière décennie. *C. denudata* est toutefois en progression, indice d'oligotrophisation du Léman (Auderset Joye & Boissezon, 2014). La position taxonomique de cette espèce est néanmoins douteuse. Elle est considérée par certains auteurs comme une forme dégradée de *C. contraria* (Auderset Joye & Boissezon, 2014), comme semblent le confirmer des analyses génétiques (Schneider et al., 2016). Les characées sont probablement les macrophytes aux recouvrements les plus variables, tant dans l'espace que dans le temps (Wood, 1950; Hutchinson G. E, 1975; Sellier et al., 2015). Les évolutions de recouvrement sur un échantillonnage ponctuel réalisé tous les 10 ans sont à considérer avec prudence.

Dans le Léman, *Myriophyllum spicatum* est en progression. Or, une régression de cette espèce au profit des Characées a été observée dans le Lac de Constance (Richter & Gross, 2013). Ici le phénomène est inverse. Il est à supposé que *M. spicatum* soit favorisé dans un premier temps par l'amélioration de la transparence de l'eau, ce qui est sans doute aussi valable pour *P. perfoliatus* (Patrick et al., 2012; Torn et al., 2019). Mais il est possible qu'à l'avenir, ces tendances varient et soient perturbées par plusieurs facteurs, dont celui du réchauffement climatique.

3.1.3 Richesse et composition floristique

18 espèces ont été relevées sur les transects en 2019 contre 17 en 2009.

Deux espèces sont nouvelles pour le Léman :

- *Najas marina* espèce plutôt euryèce et méso-eutrophile, mais en régression partout en Europe. L'espèce est protégée en région Rhône-Alpes.
- *Lagarosiphon major*, espèce exotique envahissante préoccupante en Europe et interdite d'introduction en France.

Deux espèces n'ont pas été retrouvées sur les transects :

- *Elodea nuttalli*, espèce invasive, encore représentée en abondance dans les ports, et en dérive près des transects, qui semble en nette régression sur le Léman,
- *Potamogeton x nitens*, déjà très rare en 2009 (Aquaplus, 2010).

Tolypella glomerata, espèce plutôt mésotrophile, est considérée comme en danger en Suisse. Elle a été réobservée pour la 1ère fois en 2003 (Auderset Joye & Boissezon, 2014).

Zannichelia palustris, et *Potamogeton pusillus*, espèces eutrophiles, sont considérées comme vulnérables en Suisse. Les populations de *Z. palustris* semblent en progression, tandis que *P. pusillus* semble en régression.

Sur les unités d'observation du protocole XPT90-328, plusieurs espèces complémentaires parfois remarquables ont été identifiées dont :

- *Lagarosiphon cordofanus* autre espèce exotique à surveiller,
- *Ulvella cladophorae* (Hornby) A.C.Mathieson & Dawes 2017 et *Ulvella bullata* (C.-C.Jao) H.Zhu & G.Liu, nouvelles espèces d'algues Chlorophytes pour la France et la Suisse.

3.2. INTERPRÉTATION DES ORTHOPHOTOGRAPHIES

Les données aériennes ont mis en évidence une forte hétérogénéité spatiale, avec une végétation organisée en patchs. Les relevés réalisés sur les transects semblent ne pas traduire convenablement les recouvrements des secteurs qu'ils sont censés représenter, et des espèces parfois abondantes ont pu être ratées. Cela a pu générer des incertitudes sur les résultats du suivi. Toutefois, l'expression des recouvrements en abondances relatives (Figure 1) est assez peu sensible à ce type de biais.

3.3 EVALUATION DE L'ÉTAT BIOLOGIQUE À PARTIR DE L'IBML ET DE L'INDICE LAWA-DCE

Ces indices, valable pour l'Allemagne (LAWA) et pour la France (IBML) ne sont a priori pas adaptés pour un plan d'eau comme le Léman. Ils ont été calculés à titre informatif.

D'après l'IBML, le Léman serait en état médiocre avec un EQR de 0.367, et en état moyen d'après l'indice LAWA, avec un EQR de 0.43.

3.4 ETAT DE LA POPULATION DES MOULES INVASIVES DREISSENA POLYMORPHA ET D. ROSTRIFORMIS BUGENSIS

Les moules invasives du genre *Dreissena* peuvent coloniser très largement les fonds lacustres et modifier le fonctionnement trophique d'un plan d'eau. Elles augmentent la transparence des eaux, en raison d'un pouvoir filtrant très élevé, et permettent une meilleure colonisation du plan d'eau par les macrophytes (Vanderploeg et al., 2002; Zhu et al., 2006; Ibelings et al., 2007). Elles offrent plus d'habitats et de ressources

aux poissons et invertébrés dans la zone littorale, mais entrent en compétition pour la ressource et les habitats en zone profonde (Karatayev et al., 2015). La moule zébrée *Dreissena polymorpha* a été observée pour la première fois dans le Léman en 1965 (Binder, 1965), tandis que la moule quagga *D. rostriformis bugensis* a été observée pour la première fois en 2015.

L'analyse des échantillons de la beine ramenés au laboratoire donne une forte dominance de moules quagga. Cette espèce constitue environ 80 % des individus échantillonnés. Les 20 % restants sont composés de moule zébrée (4 %) et de moules indéterminées (16 %). La moule quagga, dernière arrivée dans le lac, semble largement supplanter la moule zébrée. Il s'agit d'un phénomène observé un peu partout en Europe et Amérique du Nord dans les lacs profonds, pour lesquels l'espèce a un fort avantage compétitif, pouvant coloniser de très grandes profondeurs (Karatayev et al., 2015; Strayer et al., 2019).

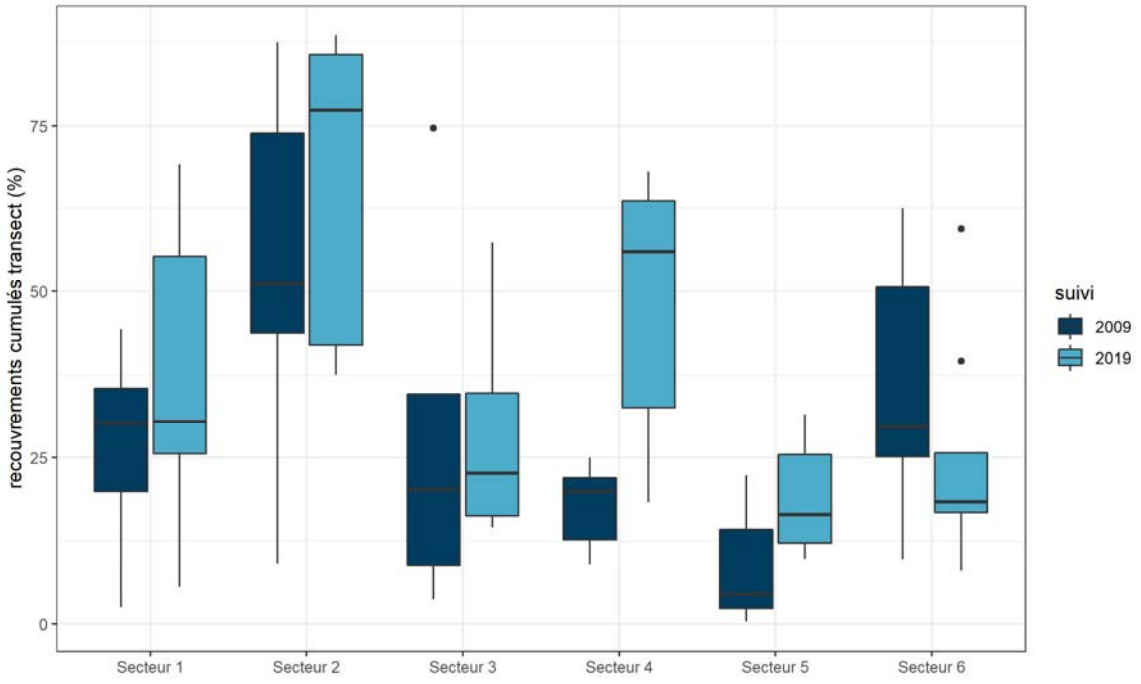


Figure 2 : Evolution des recouvrements du genre *Dreissena* entre 2009 et 2019

Figure 2 : Evolution of *Dreissena* coverage from 2009 to 2019.

4. CONCLUSION

Le suivi des macrophytes réalisé en 2019 semble mettre en évidence une amélioration de la qualité des eaux du Léman. Toutefois certaines espèces, en particulier des characées, ont régressé de manière inattendue. Cette régression, qui peut être saisonnière, pourrait être liée au dérèglement climatique. Des suivis plus fréquents et éventuellement plus localisés permettraient de mieux distinguer l'influence de l'amélioration de la qualité des eaux de celle de la thermie, qui peut avoir un impact important sur les herbiers de macrophytes.

BIBLIOGRAPHIE

AFNOR, 2010. XP T90-328 - Échantillonnage des communautés de macrophytes en plans d'eau. 33.

Aquaplus, 2010. Etude de la végétation macrophytique du Léman - Relevés en juillet 2009. Aquaplus, Zug, CIPEL: 178.

Auderset Joye, D., & A. Boissezon, 2014. Les Characées de Genève et environs Distribution et Ecologie. Université de Genève: 92.

Auderset Joye, D., & A. Schwarzer, 2012. Liste rouge characées - Espèces menacées en Suisse, état 2010. Office fédéral de l'environnement, Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Aquatique de l'Université de Genève, Berne.

Binder, E., 1965. Un mollusque envahissant: la Dreissena polymorpha (Léman). Revue mensuelle du Museum de Genève 54: 2–4.

Bornand, C., A. Gygax, P. Juillerat, M. Jutzi, A. Möhl, S. Rometsch, L. Sager, H. Santiago, & S. Eggenberg, 2016. Liste rouge Plantes vasculaires - Espèces menacées en Suisse. Office fédéral de l'environnement, Info flora, Berne.

Boutry, S., V. Bertrin, & A. Dutartre, 2013. Méthode d'évaluation de la qualité écologique des plans d'eau basée sur les communautés de macrophytes Indice Biologique Macrophytique en Lac (IBML) - Rapport d'avancement. IRSTEA: 47.

ECOTEC, 1999. La végétation macrophytique du Léman. CIPEL: 95.

Forel, F.-A., 1904. Le Léman, monographie limnologique. F. Rouge, Lausanne.

Gargominy, O., & C. Régnier, 2020. Base de connaissance "Statuts" des espèces en France. Version pour TAXREF v13.0. UMS 2006 Patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle. [version du 21 janvier 2020]. , https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentielEspece/bdc-statuts-especes.

Gargominy, O., S. Tercerie, C. Régnier, T. Ramage, P. Dupont, P. Daszkiewicz, & L. Poncet, 2019. TAXREF v13, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion. Muséum national d'histoire naturelle: 64, https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentielEspece/taxref/13.0/menu.

Hutchinson G. E, 1975. A Treatise on limnology: Vol-3: Limnological Botany. John Wiley and Sons, New York.

Ibelings, B. W., R. Portielje, E. H. R. R. Lammens, R. Noordhuis, M. S. van den Berg, W. Joosse, & M. L. Meijer, 2007. Resilience of Alternative Stable States during the Recovery of Shallow Lakes from Eutrophication: Lake Veluwe as a Case Study. Ecosystems 10: 4–16.

Karatayev, A. Y., L. E. Burlakova, & D. K. Padilla, 2015. Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. Hydrobiologia 746: 97–112.

Lachavanne, J. B., & R. Wattenhofer, 1975. Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. Conservatoire botanique de Genève.

Lods-Crozet, B., & D. Gerdeaux, 2013. Changements des communautés biologiques littorales et piscicoles dans le Léman en relation avec les pressions sur l'écosystème. ARCHIVES DES SCIENCES 66: 137–156.

Patrick, D. A., N. Boudreau, Z. Bozic, G. S. Carpenter, D. M. Langdon, S. R. LeMay, S. M. Martin, R. M. Mourse, S. L. Prince, & K. M. Quinn, 2012. Effects of climate change on late-season growth and survival of native and non-native species of watermilfoil (Myriophyllum spp.): Implications for invasive potential and ecosystem change. Aquatic Botany 103: 83–88.

Perfetta, J., 2011. Etude de la végétation macrophyique du Léman - Campagne 2009. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. 141–142.

Richter, D., & E. M. Gross, 2013. Chara can outcompete Myriophyllum under low phosphorus supply. Aquatic Sciences 75: 457–467.

Schaumburg, J., C. Schranz, & D. Stelzer, 2014. Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos für künstliche und natürliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

Schneider, S. C., P. Nowak, U. V. Ammon, & A. Ballot, 2016. Species differentiation in the genus Chara (Charophyceae): considerable phenotypic plasticity occurs within homogenous genetic groups. European Journal of Phycology Taylor & Francis 51: 282–293.

Sellier, Y., L. Elisabeth, & P. Plat, 2015. Initiation à l'étude des characées Exemple appliqué à la réserve naturelle du Pinail complément 2013. , http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.1.4087.6246.

Strayer, D. L., B. V. Adamovich, R. Adrian, D. C. Aldridge, C. Balogh, L. E. Burlakova, H. B. Fried-Petersen, L. G.-Tóth, A. L. Hetherington, T. S. Jones, A. Y. Karatayev, J. B. Madill, O. A. Makarevich, J. E. Marsden, A. L. Martel, D. Minchin, T. F. Nalepa, R. Noordhuis, T. J. Robinson, L. G. Rudstam, A. N. Schwalb, D. R. Smith, A. D. Steinman, & J. M. Jeschke, 2019. Long-term population dynamics of dreissenid mussels (Dreissena polymorpha and D. rostriformis): a cross-system analysis. Ecosphere 10: e02701.

Torn, K., A. Peterson, K. Herkül, & Ü. Suursaar, 2019. Effects of climate change on the occurrence of charophytes and angiosperms in a brackish environment. Webbia 74: 167–177.

Vanderploeg, H. A., T. F. Nalepa, D. J. Jude, E. L. Mills, K. T. Holeck, J. R. Liebig, I. A. Grigorovich, & H. Ojaveer, 2002. Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 1209–1228.

Wood, R. D., 1950. Stability and Zonation of Characeae. Ecology 31: 642–647.

Zhu, B., D. G. Fitzgerald, C. M. Mayer, L. G. Rudstam, & E. L. Mills, 2006. Alteration of Ecosystem Function by Zebra Mussels in Oneida Lake: Impacts on Submerged Macrophytes. Ecosystems 9: 1017–1028.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 212-221*

FLUX D'ESPÈCES EXOGÈNES ENVAHISSANTES BENTHIQUES DANS LE LÉMAN

SYNTHÈSE DES DONNÉES 2011-2019

PAR

Brigitte LODS-CROZET

HYDROBIOLOGISTE

RÉSUMÉ

Depuis le début du XXe siècle, les communautés d'invertébrés benthiques des lacs alpins ont changé suite au flux de nouvelles espèces en provenance principalement des régions ponto-caspiennes, asiatiques et nord-américaines. Plus d'une quinzaine d'espèces de macroinvertébrés aquatiques ont colonisé le Léman. Près de la moitié d'entre elles proviennent de la région ponto-caspienne. Afin d'évaluer l'impact des arrivées successives de ces espèces exogènes, des suivis ont été mis en place dès 2003. Un haut risque d'impacts écologiques et/ou socio-économiques existe pour quatre espèces de mollusques : l'escargot de Nouvelle-Zélande (Potamopyrgus antipodarum), les moules zébrée et quagga (Dreissena polymorpha et D. rostriformis bugensis), la palourde asiatique (Corbicula fluminea) et trois espèces de crustacés : le gammare du Danube (Dikerogammarus villosus), la crevette de vase (Chelicorophium curvispinum) et la crevette mysidé Hemimysis anomala. Depuis les années 2003, les fonds littoraux changent avec l'installation du gammare du Danube, de la palourde asiatique (2008), de la crevette de vase (2010) et enfin de la moule quagga (2015). La biodiversité littorale est en déclin rapide depuis le début des suivis avec une régression de la biomasse des grandes moules unionidés, du gammare indigène, de l'aselle et de la biodiversité des larves d'insectes. La moule quagga, avec sa capacité à coloniser des plus grandes profondeurs (jusqu'à 80 m) pose actuellement de sérieux problèmes aux services gestionnaires de pompage d'eau en obstruant les prises d'eau (potables, de refroidissement, etc.). De plus, sa grande aptitude à filtrer l'eau a des conséquences positives sur la transparence des eaux, mais aussi des risques de réduction de la biomasse planctonique dans les zones où elle prolifère.

ABSTRACT

Since the beginning of the 20th century, benthic invertebrate communities in alpine lakes have changed as a result of the influx of new species mainly from the Ponto-Caspian, Asian and North American regions. More than 15 species of aquatic macroinvertebrates have colonized Lake Geneva. Nearly half of the species come from the Ponto-Caspian region. Following successive new arrivals of exogenous species, monitoring of the littoral benthic macrofauna was set up in 2003. A high risk of ecological and/or socio-economic impacts exists for four mollusc species: the New Zealand snail (Potamopyrgus antipodarum), zebra and quagga mussels (Dreissena polymorpha and D. rostriformis bugensis), the Asian clam (Corbicula fluminea) and three species of crustaceans: the Danube shrimp (Dikerogammarus villosus), the mud shrimp (Chelicorophium curvispinum) and the mysid shrimp Hemimysis anomala. Since the 2003's, the littoral bottoms have been changing with the installation of the Danube shrimp, the Asian clam (2008), the mud shrimp (2010) and finally the quagga mussel (2015). Littoral biodiversity is in rapid decline with the major regression of the biomass of large unionid mussels, native Gammarus, Asellus and the insect larvae biodiversity. The quagga mussel, with its ability to colonise from greater depths (80 m deep), is currently posing serious problems for water pumping services by obstructing water intakes (drinking, cooling, etc.). Moreover, its great capacity to filter water has positive consequences on water transparency, but also risks reducing the planktonic biomass in areas where it proliferates.

1. INTRODUCTION

Un néozoaire, une espèce exotique, exogène ou encore non-indigène ou non-native peut être défini comme une espèce animale qui s'est déplacée en dehors de sa zone potentielle d'expansion naturelle suite à une introduction intentionnelle ou via des transports liés aux activités humaines. On pourrait aussi considérer que ce mécanisme d'expansion est en fait une recolonisation des zones géographiques inaccessibles lors des périodes glaciaires en Europe (DEVIN et al. 2005 ; BOLLACHE, 2015). Ce processus s'est toutefois accéléré au cours du siècle dernier en relation avec la mondialisation.

Auparavant, le fait que des espèces traversent des barrières biogéographiques était peu probable. Aujourd'hui, il est très commun et les taux de transferts sont bien plus importants que par le passé. On estime généralement que sur 1000 espèces introduites, 100 s'acclimatent et 10 se naturalisent (maintien avec reproduction) et, une seule de ces dernières devient invasive et provoque des perturbations écologiques et/ou socio-économiques. En général, il faut un certain « temps de latence » avant qu'une espèce introduite ne prolifère et devienne envahissante. C'est le temps qu'il faut à l'espèce pour s'adapter dans son nouvel environnement (LODS-CROZET et al., 2013).

Depuis le début du XXe siècle, les communautés d'invertébrés benthiques des lacs alpins ont changé suite au flux de nouvelles espèces en provenance principalement des régions ponto-caspiennes, asiatiques et nord-américaines. Plus d'une quinzaine d'espèces de macroinvertébrés aquatiques ont colonisé le Léman, en comptant les trois espèces d'écrevisses non-indigènes. Près de la moitié des espèces proviennent de la région ponto-caspienne. Après l'invasion majeure de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) dans les années 1960, l'installation des autres espèces a été plus ou moins spectaculaire à cause de leur taille, de leur prolifération ou des nuisances qu'elles ont engendrées. Plus de la moitié (7 espèces) sont des mollusques et des crustacés qui vivent dans la zone littorale.

Suite aux premières observations d'un gammare exogène à tendance envahissant (*Dikerogammarus villosus*) en 2002 dans la région de Thonon-les-Bains (BOLLACHE, 2004), un suivi de cette espèce a été mis en place en 2003 par le Service vaudois responsable de la surveillance de la qualité biologique des eaux. D'abord limité à un site et des relevés entre 0 et 10 m de profondeur, il a été ensuite étendu en sélectionnant un deuxième site, puis des plus grandes profondeurs ont été investiguées. Le suivi s'est ensuite élargi à d'autres espèces arrivées au cours de ces dernières années (LODS-CROZET & REYMOND, 2006 ; LODS-CROZET, 2014 ; LODS-CROZET & CHEVALLEY, 2018).

Des études ponctuelles ont été par la suite menées en vue d'évaluer l'impact de projets de renaturation, de la création de zones de baignade, de juger de l'état écologique du lac ou de dresser un état de référence. Elles ont permis de faire un point de situation quant aux espèces allochtones présentes (BOLARD, 2010 ; LACHAVANNE et al. 2013 ; KRUGLER & RAYMOND, 2013 ; DAGUET & MUNCH, 2014 ; MUNCH, 2015 ; MUNCH & RAYMOND, 2015 ; DESFORET & RAYMOND, 2017 ; MULATTIERI, 2018).

L'objectif ici est de réaliser un bilan des connaissances acquises sur ces espèces lors des différents suivis réalisés autour du lac en 1) présentant les aspects méthodologiques et les critères permettant de statuer sur leur caractère invasif, 2) de faire l'état 2019 et 3) de présenter les tendances depuis 2011.

2. METHODOLOGIE

2.1. SITES DE SUIVI ET D'ETUDES

2.1.1. Sites du suivi des néozoaires sur le canton de Vaud

Un premier site de suivi annuel est situé à Rivaz-gare (RG) (XY 2549774/1147151) sur la côte vaudoise de l'est du Léman (entre Lausanne et Vevey). Le site s'étend entre 0.50 et 20 m de profondeur. Le deuxième site, à Saint-Prex-débarcadère (SP), se situe sur la même côte vaudoise mais à l'ouest du Léman et entre 0.5 et 10 m de profondeur (XY 2524992/1147954). Ces suivis ont débuté respectivement en 2003 (RG) et 2010 (SP) (LODS-CROZET, 2014).

2.1.2. Sites d'études des macroinvertébrés benthiques sur le canton de Genève

Dans le cadre du projet de plage publique et d'agrandissement du port de la Nautique, trois sites ont été choisis dans la grande Rade de Genève (amont Port des Eaux-Vives, aval digue du jet d'eau, quai Wilson) et deux sites de référence (Pavillon de Ruth, Creux-de-Genthod) en 2011 afin d'évaluer l'impact potentiel de ces aménagements (LACHAVANNE et al. 2013). L'évaluation porte sur une profondeur de 0.30 à 4.5 m.

En 2017, le Service de l'Écologie de l'Eau (SECOE) du canton de Genève a mandaté une étude pour disposer d'un état de référence par rapport à l'impact de différents projets sur ces rives et sur les espèces exogènes (MULATTIERI et al., 2018). Dix sites ont été sélectionnés entre 0 et 3 mètres de profondeur en tenant compte des données d'études antérieures et de leur répartition similaire sur les deux rives du Petit-Lac (Figure 1).

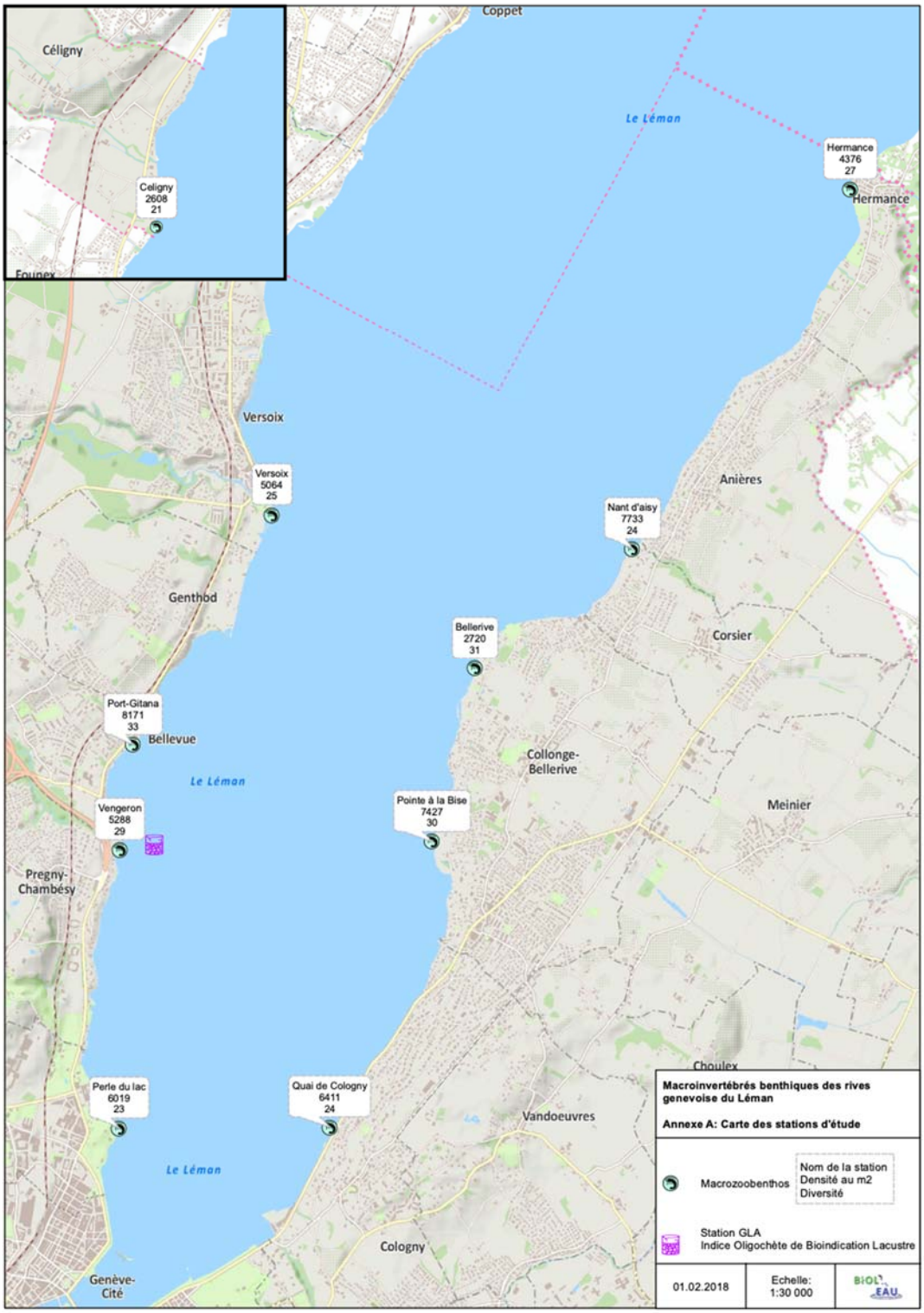


Figure 1 : Emplacement des sites sur les rives genevoises (d'après MULATTIERI et al., 2018).

2.1.3. Sites d'études des macroinvertébrés benthiques sur les rives françaises

Dans le but de réaliser un bilan fonctionnel de la zone littorale en relation avec la qualité de l'habitat, trois secteurs de rive ont été évalués en 2010 par l'ONEMA, Thonon-les-Bains (secteurs de Tougues, Amphion et Meillerie). Les profondeurs d'étude se sont focalisées entre 0 et 5 m de profondeur (BOLARD, 2010) (Figure 2).

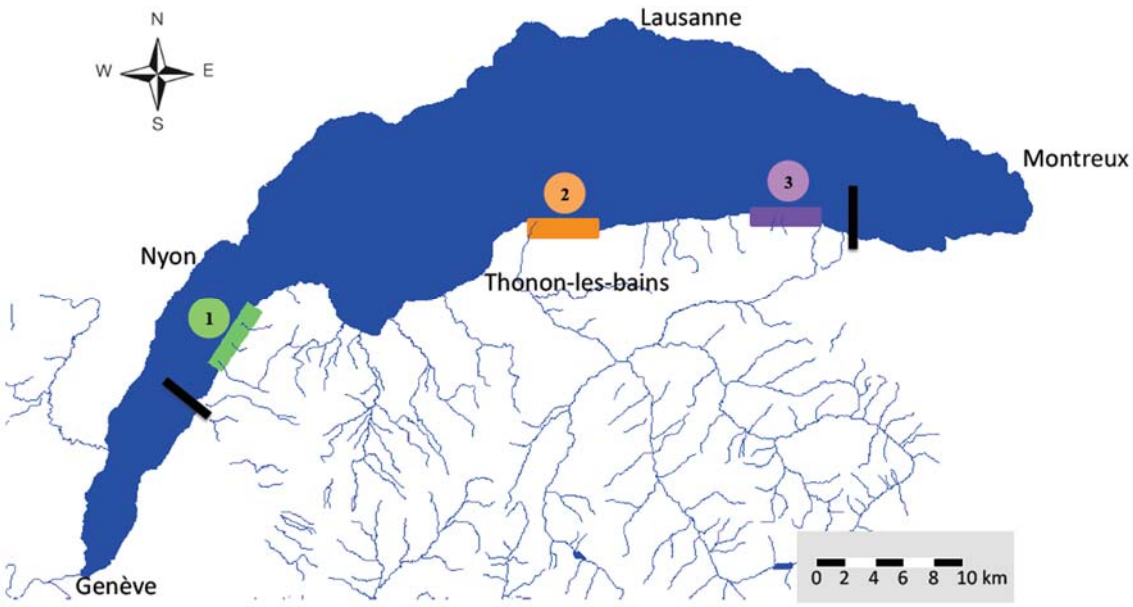


Figure 2 : Secteurs d'étude sur la rive française du Léman (d'après BOLARD, 2010).

En 2012, 2014 et 2016, trois études se sont succédées à Publier-Amphion-les-Bains (zone témoin) et Neuveucelle-Grande Rive (Est d'Evian-les-Bains) dans le cadre de la requalification de la rive de Grande Rive (un état initial et deux suivis après aménagements) (KRUGLER & RAYMOND, 2013 ; DAGUET & MUNCH, 2014 ; MUNCH & RAYMOND, 2015 ; DESFORET & RAYMOND, 2017). Les profondeurs échantillonnées s'échelonnent entre 0 et 1 m de profondeur.

Dans le cadre du projet de revitalisation de la zone littorale sur la Commune de Chens-sur-Léman, deux sites ont été étudiés en 2015 entre 0 et 1 m de profondeur (MUNCH, 2015) (Figure 3).

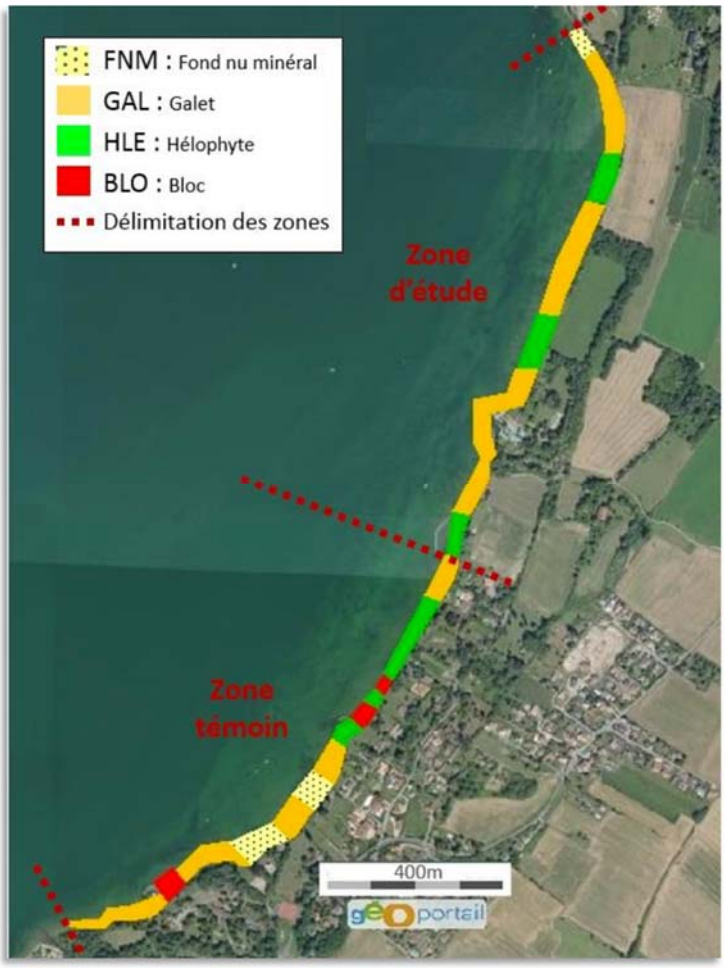


Figure 3 : Sites d'étude entre Hermance et Tougues sur la commune de Chens-sur-Léman (d'après MUNCH, 2015)

2.2. STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE

Les différents suivis et études ont utilisé des stratégies et protocoles d'échantillonnage divers, résumés dans le Tableau 1. Ils sont basés en majorité sur des prélèvements réalisés en période printanière ou automnale, c'est-à-dire hors de période d'émergence des insectes. La plongée en scaphandre autonome est la méthode de prélèvement privilégiée pour l'échantillonnage en-dessous de 1 m de profondeur et le moyen de prélèvement utilisé est principalement un filet Surber modifié (possibilité de fermer l'ouverture du filet après la prise de l'échantillon), d'ouverture de maille de 500 µm.

Tableau 1 : Stratégie d'échantillonnage des différents suivis et études autour du Léman

Entité admin.	Site	Code	Nb. Stations	Nb. Échant.	Profondeurs (m)	Périodicité	Période échant.	Type substrat	Méthode	Matériel prél.
VD	Rivaz gare	VD_RG	7	7 x 5 réplicats	0.5 à 20 [1)]	1x/an	fin automne	gravier, galet, sable, limon	PSA	Surber modifié 25 x 25 cm
VD	Saint-Prex	VD_SP	5	7 x 5 réplicats	0.5 à 10	1x/an	fin automne	gravier, galet, sable, limon	PSA	Surber modifié 25 x 25 cm
GE	Grande Rade	GE_GR	6	116	0.3 à 4.5	2011	avril	galet, sable, limon, macrophyte, dalle	PSA	Sac mini-grip, boîte, brosse
GE	Rives GE	GE_RGE	10	10 x 6-8 substrats	0 à 3	2017	fin août	bloc, galet, sable, limon, macrophyte	PSA	Surber modifié 25 x 25 cm
FR	Rives FR Tougues - Amphion - Meillerie	FR_RFR	3	3 x 42	0 à 5	2010	mai	bloc, galet, sable, limon. macrophyte	à pied et apnée	Surber 22 x 22 cm
FR	Grande Rive/Publier	FR_GR_PU	2	2 x 20	0 à 1	2012-14-16	fin avril	bloc, galet, sable, limon. macrophyte	à pied	Surber 22 x 22 cm
FR	Chens-sur Léman	FR_CHE	2	27	0 à 1	2015	mars	bloc, galet, sable, limon. macrophyte	à pied	Surber 22 x 22 cm

[1)] dès 2019 : 5 profondeurs échantillonnées entre 0.5 et 10 m

PSA : plongée en scaphandre autonome

2.3. CRITERES D'INVASIVITE

La revue bibliographique de PANOV et al. (2009) a établi une première liste noire des invertébrés aquatiques des eaux douces européennes. Elle se base sur le haut risque de dispersion et d'établissement dans un nouvel environnement et le haut risque d'impacts écologiques et/ou socio-économiques des espèces. Ainsi, une espèce peut être considérée comme pouvant causer des effets négatifs si la réponse à une de ces huit questions est affirmative :

- Est-ce qu'elle cause une perte de biodiversité au niveau espèce/population/communauté ou écosystème ?
- Y a-t-il des changements significatifs au niveau fonctionnel de l'écosystème ?
- Est-ce qu'elle cause une perte de la production (p. ex. nourriture, énergie, ressources) ?
- Y a-t-il un impact en termes d'accessibilité humaine aux ressources naturelles (p. ex. pêche, approvisionnement en eau) ?
- A-t-elle un impact sur la santé humaine ou celle des animaux domestiques et des cultures ?
- A-t-elle des répercussions sur les activités récréatives ?
- Est-ce qu'elle cause des dommages aux infrastructures ?
- Cela entraîne-t-il des coûts économiques ?

Il est possible d'évaluer le risque d'impact de ces espèces pour le Léman, en analysant les données des espèces (présence, abondance) et en les croisant avec la liste établie par PANOV et al. (2009). L'évaluation porte également sur le risque que font porter ces néozoaires à cinq espèces caractéristiques de la faune littorale lémanique : le gastéropode *Ancylus fluviatilis,* les crustacés *Gammarus fossarum/pulex* et *Asellus aquaticus*, ainsi que les larves de l'éphémèroptère *Caenis sp.* et *du* trichoptère *Tinodes waeneri*.

3. ANALYSE DES RESULTATS

3.1. ETAT 2019

18 espèces de macroinvertébrés aquatiques ont colonisé le Léman depuis les années 1900, en comptant les trois espèces d'écrevisses non-indigènes. Sept espèces proviennent de la région ponto-caspienne (Tableau 2). Leur apparition a été plus ou moins spectaculaire à cause de leur taille, de leur prolifération ou des nuisances qu'elles ont engendrées. Treize espèces sont des mollusques et des crustacés qui vivent pour la plupart dans la zone littorale. La liste comprend aussi des espèces pélagiques comme la méduse (*Craspedacusta sowerbyi*) et la crevette rouge sang de la famille des mysidés (*Hemimysis anomala*).

Tableau 2 : Faune invertébrée exogène dans le Léman depuis le début du XXe siècle et degré d'invasivité (selon PANOV et al. 2009 et données lémaniques); ? : données insuffisantes.

Groupe	Espèce	nom vernaculaire	Origine	Léman	Invasivité
Cnidaires	*Craspedacusta sowerbyi*	méduse d'eau douce	Asie du sud-est	1962	non
Turbellariés	*Dugesia tigrina*	planaire	Amérique du Nord	1970	non
Vers Oligochètes	*Branchiura sowerbyi*	ver oligochète	Asie du sud-est	après 1913	non
	Potamothrix vejdovskyi	ver oligochète	Ponto-caspien	après 1913	?
	Potamothrix moldaviensis	ver oligochète	Ponto-caspien	après 1960	non
Gastéropodes	*Gyraulus parvus*	planorbe	Amérique du Nord	après 1994	?
	Physella (Haitia) acuta	Physe pointue	sud-ouest Europe	1971	non
	Potamoryrgus antipodarum	escargot de Nouvelle-Zélande	Nouvelle-Zélande	1978/79	oui
Bivalves	*Dreissena polymorpha*	moule zébrée	Ponto-caspien	1962	oui
	Dreissena rostriformis bugensis	moule quagga	Ponto-caspien	2015	oui
	Corbicula fluminea	palourde asiatique	Asie du sud-est	2008	oui
Crustacés	*Astacus leptodactylus*	écrevisse à pattes grêles	Sud-Est Europe	<1975	non
	Pacifastacus lenuisculus	écrevisse signal	Amérique du Nord	1976	oui
	Orconectes limosus	écrevisse américaine	Amérique du Nord	1986	oui
	Dikerogammarus villosus	gammare du Danube	Ponto-caspien	2002	oui
	Hemimysis anomala	crevette rouge sang	Ponto-caspien	2007	?
	Chelicorophium curvispinum	crevette de vase	Ponto-caspien	2010	oui

L'analyse des résultats s'est concentrée sur le suivi mis en place depuis 2003 dans le canton de Vaud et s'est focalisé sur six espèces benthiques qui ont colonisé le Léman depuis les années 1960 (Tableau 3).

Tableau 3 : Suivi de la macrofaune littorale du Léman dans les sites VD : néozoaires et espèces indigènes indicatrices, abondance moyenne (nb. individus/m^2); p: présent

		Année	2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019	
		station	Rivaz	St Prex	Rivaz	St Prex	Rivaz	St Prex	Rivaz	St Prex	Rivaz	St Prex	Rivaz	St Prex	Rivaz	St Prex	Rivaz	St Prex	Rivaz	St Prex
		Prof. (m)	0,5 - 13	0,5 - 10	0,5 - 13	0,5 - 10	0,5 - 13	0,5 - 10	0,5 - 13	0,5 - 10	0,5 - 13	0,5 - 10	0,5 - 20	0,5 - 10	0,5 - 20	0,5 - 10	0,5 - 13	0,5 - 10	0,5 - 10	0,5 - 10
Groupe	Genre	Espèce																		
Gastéropodes	*Potamopyrgus*	*antipodarum*	p	p	113	139	122	507	74	34	250	206	421	1853	162	66	32	12	113	16
	Ancylus	*fluviatilis*	p	p	2	53	11	99	19	57	134	160	58	69	74	11	21	22	75	57
Bivalves	*Corbicula*	*fluminea*	0	0	19	8	4	30	2	2	10	82	12	40	11	15	p	40	p	p
	Dreissena	*polymorpha*	p	p	1434	1546	1235	1810	100%	100%	100%	100%	1955	1330	238	176	10%	10%	10%	10%
	Dreissena	*rostriformis bugensis*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3396	4023	1459	1199	90%	90%	90%	90%
Crustacés	*Asellus*	*Asellus aquaticus*	p	p	132	2	102	6	34	0	101	4	7	22	0	2	3	0	5	0
	Gammarus	*fossarum/pulex*	15	0	1	31	2	0	2	39	11	0	2	0	0	0	0	0	0	0
	Dikerogammarus	*villosus*	53	244	77	44	31	64	102	104	90	176	114	116	177	259	217	742	624	964
	Chelicorophium	*curvispinum*	178	0	2505	28	17	108	278	125	437	67	218	190	25	2	9	28	6	6
Ephémères	*Caenis*	sp.	p	p	72	257	17	152	146	122	29	222	27	29	4	4	1	2	1	0
Trichoptères	*Tinodes*	*waeneri*	p	p	3	12	16	14	7	35	14	4	1	4	0	0	0	0	0	0

En 2019, les six espèces sont présentes sur les deux sites vaudois (Rivaz et Saint-Prex). Il n'a pas été fait un comptage de tous les néozoaires compte tenu de la prolifération massive de certaines espèces. L'espèce la plus abondante est la moule quagga) (*Dreissena rostriformis bugensis* (90% des moules), observée pour la première fois en 2015. Elle est suivie par le gammare du Danube (*Dikerogammarus villosus*) apparu en 2002 (abondance moyenne de 624 individus/m^2 à Rivaz et 964 à Saint-Prex). La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) représente maintenant environ 10% des populations de *Dreissena* alors qu'elle représentait 100% auparavant. La palourde asiatique (*Corbicula fluminea*) est présente sur les deux sites mais pas quantifiée. L'escargot de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum)* a une abondance moyenne (entre 0.5-10m) de 113 individus/m^2 à Rivaz, respectivement 16 à Saint-Prex. La crevette de vase (*Chelicorophium curvispinum*) est représentée par six individus par mètre carré dans les deux sites.

Pour disposer de données quantitatives sur l'ensemble des espèces exogènes, il faut remonter au suivi de l'année 2017 (Tableau 3). Sur le canton de Vaud, l'abondance relative des six espèces exogènes est supérieure à 70% de l'abondance totale de la faune invertébrée. La moule zébrée ne représente plus que 15% des populations de *Dreissena* et la moule quagga présente la plus forte abondance (68% des six néozoaires), suivi par le gammare du Danube (11%) et l'escargot de Nouvelle-Zélande (6%), puis la palourde asiatique (<1%) et la crevette de vase (<1%).

Sur le canton de Genève (Tableau 4), c'est l'escargot de Nouvelle-Zélande qui domine (920 individus/m^2, 59% des six néozoaires), suivi par le genre *Dreissena* (29%) (pas de dénombrement séparé des deux

espèces), le gammare du Danube (12%) puis la crevette de vase (<1%). La palourde asiatique n'a pas été mise en évidence sur les 10 sites investigués.

Tableau 4 : Etudes de la macrofaune littorale du Léman, sites FR et GE : néozoaires et espèces indigènes indicatrices, abondance moyenne (nb. individus/m^2).

		Année	2010	2012	2014	2014	2016	2016	2015	2011	2017
		Sites	FR_RFR	FR_GR	FR_GR	FR_PU	FR_GR	FR_PU	FR_CHE	GE_GR	GE_RGE
		Prof.	0 - 5 m	0 -1 m	0 -1 m	0 -1 m	0 -1 m	0 -1 m	0 -1 m	0 - 4.5 m	0 - 3 m
Groupe	Genre	Espèce									
Gastropoda	*Potamopyrgus*	*antipodarum*	33	0	0	0	3	2	1425	> 50	920
	Ancylus	*fluviatilis*	8	0	0	0	0	0	65	> 50	33
Bivalvia	*Corbicula*	*fluminea*	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Dreissena	*polymorpha*	1650	3	184	12	46	21	1882	> 500	453
	Dreissena	*rostriformis bugensis*	0	0	0	0	0	0	0	0	
Crustacea	*Asellus*	*Asellus aquaticus*	261	0	0	0	0	0	7	< 50	7
	Gammarus	*fossarum/pulex*	59	53	0	0	0	0	0	< 50	0
	Dikerogammarus	*villosus*	66	127	355	295	3515	591	582	> 50	197
	Chelicorophium	*curvispinum*	3	47	4	0	120	13	8	0	8
Ephemeroptera	*Caenis*	sp.	66	1	0	2		2	2713	< 50	28
Trichoptera	*Tinodes*	*waeneri*	3	6	0	0	57	5	10	< 50	2

3.2. TENDANCES DEPUIS 2011

En 2010-11, quatre espèces exogènes ont été recensées sur les différents sites du pourtour lémanique : *Potamopyrgus antipodarum, Dreissena polymorpha, Dikerogammarus villosus,* et *Chelicorophium curvispinum* (Tableaux 3 et 4).

Chelicorophium curvispinum (petit crustacé de 0.9 cm de long) colonise le Léman depuis 2010. Il a d'abord été observé dans sa partie orientale (Rivaz et Meillerie), puis à partir de 2012 sur tous les sites du lac. A Rivaz, les populations passent de quelques dizaines en 2010 à plus de 10'000 ind.m^{-2} en 2012 à 2.50 m de profondeur. Cette prolifération a engendré une modification du substrat caillouteux par recouvrement d'un substrat constitué de sédiments fins et de tubes construits par l'animal avec des débris organiques. Depuis 2012, l'espèce colonise les plus grandes profondeurs et l'ensemble du pourtour lémanique avec des effectifs plus réduits et inférieurs à 100 individus/m^2 à partir de 2017.

Corbicula fluminea, observée pour la première fois en 2008 à proximité du delta du Rhône (plage du Bouveret), étend ses populations progressivement le long de la rive vaudoise à partir de 2012. Sinon, elle n'a été observée qu'en 2012 dans la région de Grande-Rive en France. Cette espèce n'est pas non plus recensée dans le Petit-Lac (site de Chens-sur-Léman en 2015), ni sur les rives genevoises (2013 et 2017) (Tableau 4).

Les premières observations de *Dreissena rostriformis bugensis* datent de décembre 2015 à Rivaz (2 individus juvéniles à 5 et 13 m de profondeur). Un an plus tard, l'expansion de la colonisation et l'abondance de cette espèce est très nette (jusqu'à 20 m de profondeur, abondance moyenne : 5'705 individus/m^{2}ind./m^2, > 20'000 individus/m^2 à 10 m). La taille de certains individus (env. 3 cm) semble montrer que la colonisation a dû être antérieure à 2015 d'environ 3 ans. Sur les sites genevois, la moule quagga est bien représentée en 2017 mais non comptabilisé séparément de la moule zébrée ; au total 453 individus/m^2 (MULATTIERI, 2018).

3.3. INVASIVITE DES ESPECES EXOGENES

D'après la revue bibliographique de Panov et al. (2009), un haut risque d'impacts écologiques et/ou socio-économiques existe pour quatre espèces de mollusques (*Potamopyrgus antipodarum*, les deux espèces de *Dreissena*, *Corbicula fluminea*), trois espèces de crustacés (*Dikerogammarus villosus, Chelicorophium curvispinum* et la crevette mysidé *Hemimysis anomala*. A noter que *Potamopyrgus antipodarum* prolifère plutôt dans le Petit-Lac (site de Chens-sur-Léman, 2015 et rives genevoises, 2017). En revanche, *Corbicula fluminea* a été très peu observé sur les rives françaises et le Petit-Lac par rapport à son abondance sur les rives vaudoises (Tableau 3).

Le risque de perturbations écologiques (compétition pour l'habitat/nourriture, prédation, etc.) des espèces d'invertébrés benthiques indigènes a été évalué en se basant sur cinq espèces caractéristiques de la faune littorale : le gastéropode *Ancylus fluviatilis,* les crustacés *Gammarus fossarum/pulex* et *Asellus aquaticus* et les larves d'insectes éphémèroptère *Caenis sp.* et trichoptère *Tinodes waeneri*.

Le gastéropode *Ancylus fluviatilis,* espèce abondante au début du XXe siècle, avait fortement régressé dans les années 1970-80 suite à l'eutrophisation des eaux. Il est en ré-expansion à partir de 1990 (LODS-CROZET et al., 2013). Depuis 2011, ses effectifs sont plus ou moins stables.

Le gammare indigène *Gammarus fossarum/pulex*, commun et abondant avant le début du XXe siècle sur les fonds de cailloux de la zone littorale du Léman (250 individus/m^2 avant 1990, Lods-Crozet – données non publiées) a fortement régressé. Encore présent dans les années 1990 dans le Petit-Lac (LACHAVANNE et al. 2013), il n'est plus observé que de 5m à 13m de profondeur dès 2004 (LODS-CROZET et al., 2013). A partir de 2017, il n'est plus collecté dans aucun site. Il pourrait cependant se retrouver de temps en temps en marge à des profondeurs supérieures à 10m. La forte augmentation de l'abondance de *Dikerogammarus villosus* depuis 2003 dans les mêmes habitats que ceux du gammare indigène est certainement un facteur prépondérant à la chute de ces effectifs et à son déplacement en profondeur.

L'autre crustacé suivi, *Asellus aquaticus,* colonisateur des fonds de galets, sable/limon, coquilles vides de *Dreissena* a une tendance nette à la régression depuis 2011.

La larve d'éphémère, *Caenis* sp., caractéristique des fonds littoraux, avait des effectifs abondants jusqu'en 2015 (222 individus/m^2 à Saint-Prex entre 0.5 et 10m de profondeur en 2015). A partir de 2017, son abondance s'effondre sur les sites vaudois et dans une moindre mesure sur les autres sites (1 individu/m^2 à Rivaz en 2019).

La larve de trichoptère sans fourreau *Tinodes waeneri* colonise les substrats durs littoraux. Les suivis mettent en évidence sa nette régression depuis 2016 dans les deux sites vaudois et son absence dès 2017 dans les deux stations. Dans les autres sites, il y a également une tendance à la diminution de ses effectifs.

Force est de constater que la macrofaune invertébrée indigène du Léman est fortement impactée par le flux d'arrivées d'espèces exogènes à fort pouvoir de nuisance. Depuis les années 2003, les fonds littoraux changent avec l'installation du gammare du Danube, de la palourde asiatique (2008), de la crevette de vase (2010) et enfin de la moule quagga (2015). La biodiversité littorale est en chute libre avec la régression majeure du gammare indigène, de l'aselle et des larves d'insectes. La prolifération de la moule quagga a uniformisé les fonds littoraux en recouvrant de plusieurs centimètres les zones de galets et blocs, lieux d'habitats et de refuges de toute une petite faune invertébrée. La moule zébrée (invasive naturalisée) est en très forte diminution (90 à 10 % des Dreissena). Les grandes moules *Anodonta* et *Unio* déjà impactées par la fixation des moules zébrées sur leur coquille, sont très probablement impactés par le recouvrement uniforme des fonds par les moules quagga, les empêchant de respirer, creuser des galeries dans le sédiment et se nourrir.

Il semble toutefois que les mollusques gastéropodes soient pour le moment moins impactés.

La moule quagga a également la capacité de coloniser des plus grandes profondeurs (jusqu'à 80 m) par rapport à la moule zébrée (zone des 30 m), n'a pas besoin de substrat dur pour former des agglomérats et peut se déplacer plus facilement. Elle peut donc s'arrimer sur presque tous les types de substrat. Elle pose actuellement de graves problèmes aux services gestionnaires de pompage d'eau car elle obstrue les prises d'eau (potables, refroidissement, etc.) et peut se retrouver dans les conduites et les stations de traitement des eaux (larves planctoniques et/ou moules).

Un autre aspect à souligner est la grande aptitude des moules quagga à filtrer l'eau pour se nourrir de plancton. Du fait de leur grand nombre, cela a des conséquences a priori positives sur la transparence des eaux. Néanmoins, une réduction de la biomasse planctonique est très probable dans les zones où elles prolifèrent.

On peut encore parler de la crevette rouge sang de la famille des mysidés (*Hemimysis anomala*) qui fait aussi partie des espèces à haut risque d'impacts environnementaux et socio-économiques. Non intégrée aux différents suivis car elle est pélagique, elle vit souvent en nuages très denses. Elle est observée depuis 2007 en plongée à de nombreux endroits autour du Léman, principalement en période hivernale jusqu'à plus de 50 m de profondeur (GOLAZ et VAÏNÖLÄ, 2013). Elle se nourrit du phytoplancton, de débris organiques et de zooplancton et peut même être cannibale. Elle semble déjà s'intégrer à la faune lémanique et offrir de nouvelles ressources pour les poissons comme la perche mais aussi les oiseaux d'eau comme le grèbe à cou noir.

3.4. EXPANSIONS A VENIR

Le flux constant des invasions via les fleuves et leurs interconnexions avec les canaux et les océans ainsi que les échanges commerciaux et déplacement terrestres de bateaux de loisir vont amener de nouveaux équilibres dans les peuplements d'invertébrés d'eau douce. Une homogénéisation de la communauté de crustacés amphipodes est déjà constatée dans les hydrosystèmes européens avec une biomasse dominante des espèces exogènes (LEUWEN et al. 2009 ; ANEBO, 2020). Rien que dans le Rhin, un total de 45 nouvelles espèces d'invertébrés non indigènes a été recensé depuis le XVIIIe siècle, ce qui représente 11% de la richesse totale (LEUWEN et al. 2009). Le Rhin constituant une voie majeure d'entrée dans le nord du territoire suisse, on peut s'attendre à une arrivée potentielle de plus d'une dizaine d'espèces non-indigènes ces prochaines années. Dans une moindre mesure, le Rhône est une porte d'entrée par le sud et de l'ordre de neuf espèces présentes en amont de Lyon pourraient prochainement coloniser le Léman (OLIVIER et al. 2020).

4. CONCLUSION

Le Léman, comme d'autres plans d'eau européens, fait et devra faire face à ces flux d'espèces exogènes qui soumettent les écosystèmes à des perturbations, ré-équilibrages fonctionnels fréquents et pertes majeures de biodiversité. La mise en place de programmes de suivi à long-terme, initiés pour suivre l'invasion d'une seule espèce en 2003 sur les rives vaudoises, est pertinent pour explorer les changements quantitatifs et la distribution bathymétrique des espèces exogènes envahissantes parmi les communautés invertébrées du Léman. A l'avenir, il serait pertinent de réfléchir à la mise en œuvre d'un suivi standardisé et pérenne de ces communautés par les différentes entités.

BIBLIOGRAPHIE

ANEBO 2020. Aquatische Neozoen im Bodensee. Available at : http ://www.neozoen-bodensee.de/neozoen

BOLARD A. 2010. Évaluation des capacités biogènes de la zone littorale du lac Léman (74): des mosaïques d'habitats aux communautés benthiques et piscicoles. Mémoire de Master «Qualité des eaux, des sols et traitement», Université de Franche-Comté, 94 p.

BOLLACHE L. 2004. *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda): another invasive species in the Lake Geneva. Revue suisse de Zoologie 111: 303-307.

BOLLACHE, L. 2015. Les espèces invasives sont-elles dangereuses ? In : Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions, Chapitre 2. Biologie et écologie. Ed. GRAIE et ZABR, pp. 46-47.

DAGUET J, MUNCH L. 2014. Evolution de la qualité biologique et piscicole de zones littorales lacustres. Restauration de la roselière du Bout du Lac d'Annecy et remodelage des berges d'une station lémanique. Mém QuEST Univ. Fr.-Comté : 130 p.

DESFORET L, RAYMOND JC. 2017. Suivis de l'état hydrobiologique de la zone littorale lémanique suite à l'aménagement de la station Grande Rive. Rapport Agence Française pour la Biodiversité (AFB), Unité Spécialisée Milieux Lacustres, Thonon-les-Bains, 33 p.

DEVIN S, BEISEL JN, USSEGLIO-POLATERA P, MORETEAU JC. 2005. Changes in functional biodiversity in an invaded freshwater ecosystem: the Moselle River. Hydrobiologia 542. 113-120.

GOLAZ F, VAÏNÖLÄ 2013. Répartition, dynamique saisonnière et analyse de l'ADN mitochondrial du crustacé mysidé invasif *Hemimysis anomala* G.O. Sars 1907 dans le Léman. Bull. Soc. Vaud. Sci. nat. 93 :101-117.

KRUGLER E, RAYMOND JC. 2013. Faune piscicole et macrobenthique de la zone littorale lémanique sur la station de Grande Rive-Petite Rive. État initial avant travaux. Rapport ONEMA, délégation régionale Rhône-Alpes, Unité Spécialisée Milieux Lacustres, Thonon-les-Bains, 26 p.

LACHAVANNE JB, JUGE R, OERTLI B, GREENMAN A. 2013. Flore et faune aquatique de la Grande Rade de Genève. Diversité biologique et valeur patrimoniale des espèces. Qualité écologique des peuplements. Évolution et état actuel. Impact potentiel du projet de plage publique des Eaux-Vives et de l'agrandissement du port de la Nautique. Université de Genève et HEPIA, 150 p.

LEUVEN RS, VAN DER VELDE G, BAIJENS I, SNIJDERS J, VAN DER ZWART C, LENDERS HJR, BIJ DE VAATE A. 2009. The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. Biological Invasions, 11: 1989-2008.

LODS-CROZET B. 2014. Long-term biomonitoring of invertebrate neozoans. Archives des Sciences 67: 101-108.

LODS-CROZET B, REYMOND O. 2006. Bathymetric expansion of an invasive gammarid (*Dikerogammarus villosus*, Crustacea, Amphipoda) in Lake Geneva. J. Limnol. 65: 141-144.

LODS-CROZET B, CHEVALLEY PA. 2018. Flux d'espèces envahissantes benthiques, implications sur l'écosystème lacustre de grands lacs périalpins. Rapport DGE, Division Protection des eaux, Section Biologie des eaux, Canton de Vaud, 20 p.

LODS-CROZET B, GERDEAUX D, PERFETTA P. 2013. Changements des communautés biologiques littorales et piscicoles dans le Léman en relation avec les pressions sur l'écosystème. Archives des Sciences 66: 137-156.

MULATTIERI P, VIVIEN R, FERRARI B, STUCKI P. 2018. Macroinvertébrés benthiques des rives genevoises du Léman. Investigations 2017. Rapport pour le Service de l'écologie de l'eau (DGEau – SECOE) du Canton de Genève, 45 p.

MUNCH L. 2015. Faune macrobenthique et piscicole de la zone littorale lémanique. Projet de revitalisation des milieux littoraux – Commune de Chens-sur-Léman. État initial avant travaux. Rapport ONEMA, SYMASOL et Association Synusie-eau, 19 p.

MUNCH L, RAYMOND JC. 2015. Evolution hydrobiologique et piscicole de la zone littorale lémanique sur la station de Grande Rive. Suivi de l'impact des aménagements. Rapport intermédiaire ONEMA, délégation régionale Rhône-Alpes, Unité Spécialisée Milieux Lacustres, Thonon-les-Bains, 38 p.

OLIVIER JM, CARREL G, LAMOUROUX N, DOLE-OLIVIER MJ, MALARD F, BRAVARD JP, PIÉGAY H, CASTELLA E, BARTHÉLÉMY C. 2020 (à paraître). The Rhône River Basin. Chapter 7. In : Rivers of Europe (2nd Edition). Eds. Tockner K, Zarfl C, Robinson C, 62 p.

PANOV VE, ALEXANDROV B, ARBACIAUSKAS K, BINIMELIS R, COPP GH, GRABOWSKI M, LUCY F, LEUVEN RS, NEHRING S, PAUNOVIC M, SEMENCHENKO V, SON MO. 2009. Assessing the risks of aquatic species invasions via european inland waterways : from concepts to environmental indicators. Integrated environmental assessment and management 5 : 110-126.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, **2020**, 223-238*

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

ANNUAL MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2019

PAR

Adrien ORIEZ

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2019, 207 stations d'épuration (STEP) étaient en service sur le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'692'820 équivalents-habitants.

Le rendement moyen d'élimination du phosphore sur le bassin versant du Léman s'élève à 89 %. Cet indicateur est dégradé depuis 2017 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEP de Regional-ARA Visp (canton du Valais). Sans tenir compte de cette STEP, le résultat serait en amélioration par rapport aux années précédentes et atteindrait 92 %. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95 % fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DCO s'élève à 9'960 tonnes avec un rendement de 92 %. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les bons rendements sont à nuancer par des déversements parfois importants. Les volumes et charges associés restent sous-estimés du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des déversoirs sur les réseaux d'assainissement. En ce sens, la recommandation de la CIPEL adoptée en novembre 2018 sur la mise en oeuvre et mise à jour des diagnostics réseaux souligne l'importance de développer une meilleure connaissance des systèmes d'assainissement.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. Depuis 2001, il est remarqué une tendance globale à la baisse du débit spécifique par temps sec. En 2019, ce dernier est estimé à 255 L EH^{-1} j^{-1} à l'échelle du territoire de la CIPEL. Les efforts entrepris sur les réseaux d'assainissement reflétés dans l'évolution de cet indicateur doivent être poursuivis afin d'exploiter le système d'assainissement dans une logique d'amélioration continue.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plusieurs décennies le bilan du fonctionnement des stations d'épuration (STEP) du bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy. Ce bilan permet d'avoir une vision globale de l'assainissement et des efforts entrepris pour lutter contre les pollutions d'origines domestique et industrielle. Il est effectué sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations, en particulier les paramètres de pollution "classiques" que sont la DBO_5, la DCO, le phosphore total et dissous. Les données sont transmises par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : les directions départementales de la Haute-Savoie, les cantons de Vaud, Valais et Genève ainsi que les Services industriels de Genève et la Régie des Eaux Gessiennes.

Sur la Haute-Savoie, les données de 2019 n'ayant pu être transmises à la rédaction du rapport, les résultats de la campagne 2018 ont été repris.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1. ÉTAT DES STATIONS D'EPURATION

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2019 est le reflet du fonctionnement de 207 STEP, 163 STEP dans le bassin versant du Léman et 44 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement d'environ 4'693'000 équivalents-habitants (EH).

Tableau 1 : Stations d'épuration du territoire de la CIPEL

Table 1 : Wastewater treatment plants of the CIPEL territory

Secteur		Nombre	Capacité cumulée (EH)
Léman	Ain	3	21'500
	Genève	-	-
	Haute-Savoie	26	320'125
	Valais	75	1'677'390
	Vaud	59	1'041'360
	Total BV Léman	**163**	**3'060'375**
Rhône aval	Ain	8	13'835
	Genève	8	984'395
	Haute-Savoie	**28**	634'215
	Total BV Rhône aval	**44**	**1'632'445**
Total territoire CIPEL		**207**	**4'692'820**

La majorité des stations sont des systèmes d'épuration de rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 207 STEP:

- deux sont des stations d'épuration industrielles ne recevant pas d'effluents domestiques : Evionnaz-Chimie en Valais et La Plaine-Firmenich II à Genève ;
- cinq sont des stations mixtes recevant des effluents industriels importants : Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp (Lonza) en Valais, Aigle et Eclepens sur Vaud ainsi que Vernier Ouest-Givaudan à Genève.

Procédés épuratoires. Le procédé d'épuration de type boues activées représente 66 % de la capacité de traitement des STEP du bassin lémanique (figure 1). Ce procédé d'épuration biologique est le plus courant en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation et de son efficacité. Il est d'autant plus efficace que l'âge des boues est élevé. Les installations à moyenne ou forte charge ne traitent que le carbone tandis que

les installations à aération prolongée ou faible charge traitent le carbone et l'azote (nitrification, voire dénitrification pour certaines STEP). De plus, les procédés de type boues activées à aération prolongée ou à très faible charge sont à privilégier car ils permettent un meilleur traitement des fractions biodégradables de certains micropolluants.

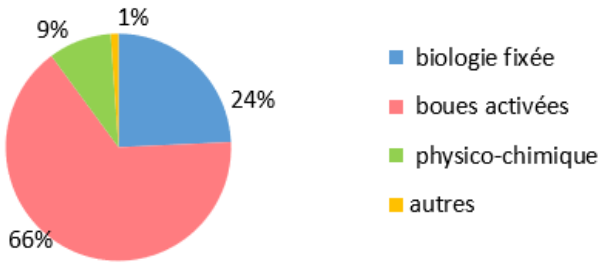


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEP du territoire suivant les procédés d'épuration en 2019

Figure 1 : Distribution of the territory's WWTPs total treatment capacity according to the treatment processes used in 2019

Ancienneté des équipements. Près d'un cinquième de l'effectif du parc épuratoire a été créé ou rénové il y a 10 ans ou moins ; environ un tiers date de plus de 30 ans (figure 2).

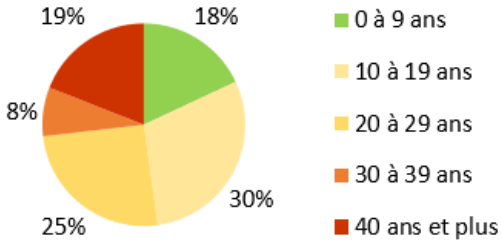


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2019

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water treatment system in 2019

Si l'on raisonne en termes de capacité théorique de traitement (figure 3), les équipements les plus anciens se trouvent dans le canton de Vaud. La station d'épuration de Lausanne, d'une capacité de 412'500 EH, construite en 1965, explique en grande partie ce résultat. D'importants travaux de modernisation sont en cours.

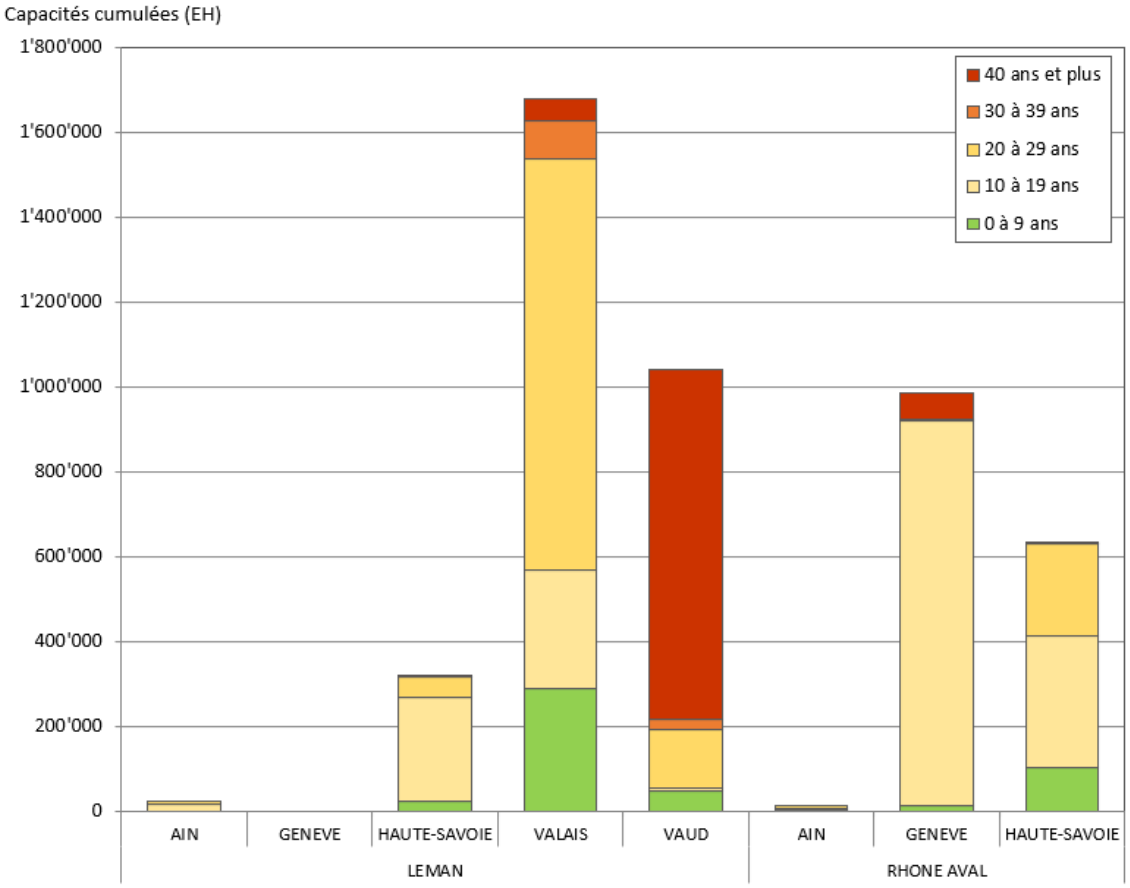


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2019 ou de la dernière rénovation de la file « eau » (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2019 or their latest renovation (population-equivalent PE)

2.2. CONTROLES DE L'ASSAINISSEMENT

192 STEP ont transmis des données pour les mesures de débit, 173 pour le paramètre phosphore total, 183 pour la DCO et 148 pour la DBO_5. Ces données donnent une très bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire de la CIPEL car les STEP dont les résultats ont été analysés représentent pour chacun de ces paramètres plus de 87 % de la capacité totale de traitement. La représentativité des résultats 2019 en termes de capacité et de nombre est comparable aux années précédentes.

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEP (avec analyse simultanée des eaux en entrée et en sortie et mesure des débits) varie d'une fois par an à une fois par jour selon les STEP et les paramètres mesurés, ce qui influence nettement la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration considérés individuellement par STEP. A l'échelle du bassin versant, le bilan peut toutefois être considéré comme robuste, les plus grandes STEP, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1. DEBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2019 pour 192 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 761'081 m^3. Le volume des eaux traitées estimé en sortie des stations d'épuration s'élève à 723'689 m^3, soit environ 95 % du volume total entrant (figure 4).

Une enquête portant sur la connaissance des déversements a été réalisée en 2015 pour les STEP de plus de 2'000 EH (CONDAMINES, 2016). Il en ressort que seuls 37 % des déversoirs situés sur les réseaux et 71 % des déversoirs d'entrée de STEP sont équipés d'un détecteur de surverse, ou d'un système de mesure du débit,

ou ont fait l'objet d'une modélisation permettant de quantifier les déversements. Le volume journalier déversé reste donc sous-estimé.

Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement en 2019 représentent environ 5 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux.

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2019.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2019.

Bassin versant (BV)	Canton / Départ.	Débits mesurés ($m^3\ j^{-1}$)					Débit [2)] spécifique en L $EH^{-1}\ j^{-1}$	
		Nombre de STEP contrôlées	Déversé en entrée [1)]	Entrée de STEP	Déversé en cours de traitement [1)]	Sortie	Nombre de STEP contrôlées	Débit spécifique
Léman	Ain	3	172	7'330		7'699	3	468
	Genève							
	Hte-Savoie	26	188	39'948	232	39'221	12	188
	Valais	61	3'752	195'177	3'614	191'477	57	349
	Vaud	58	13'426	204'790	4'384	200'406	55	301
Total BV Léman		148	17'539	447'245	8'230	438'803	**127**	**306**
Rhône aval	Ain	8	58	3'601		3'704	6	374
	Genève	8	2'837	203'258	6'326	197'002	6	200
	Hte-Savoie	28	272	86'271	1'124	84'180	17	193
Total BV Rhône aval		**44**	**3'167**	**293'130**	**7'450**	**284'886**	**29**	**200**
Total territoire CIPEL		**192**	**20'706**	**740'375**	**15'680**	**723'689**	**156**	**255**

[1)] : Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

[2)] : Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.

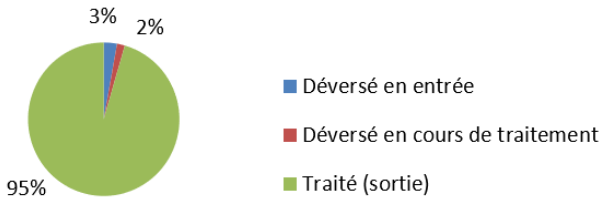


Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2019

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2019

Les débits spécifiques par temps sec indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires permanentes, telles que les eaux de drainage, les eaux souterraines, les eaux de fontaines ou de captage de sources. Le calcul des débits spécifiques est le suivant :

Qspe = ½ (Qj20 + Qj50) / EH

avec : Qj 20 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20 % des jours de l'année

Qj 50 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 50 % des jours de l'année

EH : équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO_5 (avec 1 EH = 60 g j^{-1} de DBO_5), en phosphore total (1 EH = 1.8 g j^{-1} de Ptot), et en DCO (1 EH = 120 g j^{-1} de DCO).

Le renouvellement des réseaux d'assainissement est un travail de longue haleine dont les résultats doivent être observés sur le long terme.

Depuis 2001, le débit spécifique par temps sec tend à diminuer (figure 5), ce qui pourrait attester de la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL. En 2019, il est estimé à 255 L EH^{-1} j^{-1}. Si l'on admet que la consommation journalière par habitant est d'environ 150 litres et sachant que des réseaux de bonne qualité peuvent véhiculer jusqu'à 30 % d'eaux claires parasites, cela correspond à un débit spécifique de l'ordre de 220 L EH^{-1} j^{-1}. Par conséquent, la valeur de 255 L EH^{-1} j^{-1} reste importante. La séparation des eaux usées et parasites (permanentes et pluviales) lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien des réseaux, sont autant d'actions qui doivent être encouragées car elles permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et améliorer le fonctionnement des STEP.

Remarques : Avant 2015, l'estimation du débit spécifique n'incluait pas la DCO et l'équivalent en Ptot se basait sur l'hypothèse 1 EH = 2.2 g j^{-1} de Ptot. La méthodologie de calcul a été revue de manière à la rendre cohérente avec les valeurs de référence française et suisse, suite notamment à l'arrêt d'utilisation de détergents avec phosphates dans les lessives par les ménages (Stricker et al, 2010 ; VSA, 2014).

Depuis 2015, l'estimation du débit spécifique inclut la DCO, la DBO5 et le Ptot. Le changement de méthodologie induit une amélioration théorique de l'estimation du débit spécifique à l'échelle du territoire de la CIPEL. Avec l'ancien ratio, la valeur de débit spécifique moyenne pour 2019 serait de 270 L EH^{-1} j^{-1}.

La méthodologie de calcul du débit spécifique prend en compte uniquement la part domestique des cinq STEP qui reçoivent une part importante d'effluents industriels.

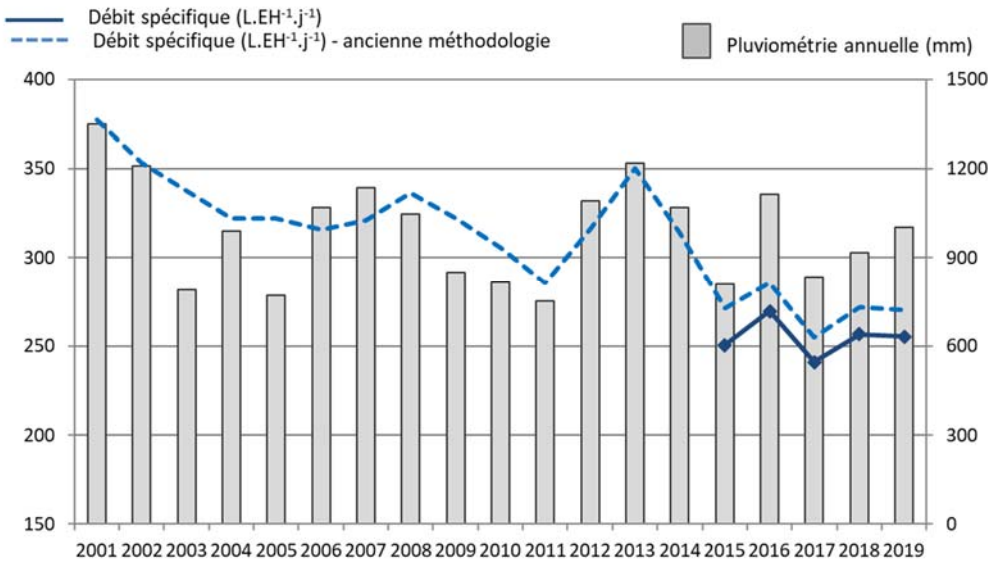


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L EH^{-1} j^{-1}) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001.

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L PE^{-1} d^{-1}) and mean rainfall (mm) since 2001.

3.2. PHOSPHORE TOTAL ET REACTIF SOLUBLE (DISSOUS)

3.2.1. Phosphore total dans le bassin versant du Léman

Les exigences suisses et françaises pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j de DBO_5	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 $mgP.L^{-1}$	80 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	600 à 6'000 $kg.j^{-1}$ > 6'000 $kg.j^{-1}$	2.0 $mgP.L^{-1}$ 1.0 $mgP.L^{-1}$	80 % 80 %
CIPEL	Recommandation du Plan d'action 2011-2020		0.8 $mgP.L^{-1}$	95 %

Rq : 600kg O2.jr-1 correspondent à 10’000EH DBO5 .

Le tableau 5 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2018.

En 2019, 139 stations du bassin du Léman ont transmis les données relatives au suivi de leurs flux entrants et sortants de phosphore (pour au moins un jour de l’année), représentant 99 % de la capacité des stations du bassin lémanique.

Caractéristiques des eaux brutes en entrée de station.

En 2019, le flux global entrant est estimé à 778 tonnes (contre 811 en 2018). Les concentrations moyennes en entrée en 2019 s’élèvent à 4.6 $mgP.L^{-1}$, valeur inférieure à 2018 (-4 %).

Caractéristiques du fonctionnement des STEP et des rejets.

Depuis 2017, une augmentation de la charge sortante en Ptot au niveau de la STEP de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais, conduit à des performances globales plus faible pour le paramètre phosphore, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (89 %). Sans la STEP de Regional-ARA Visp, il serait en amélioration par rapport aux années précédentes et atteindrait 92 %.

Les flux rejetés en 2019 sont estimés à 83 tonnes de phosphore d'origines domestique et industrielle rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman (96 tonnes en 2018, 98 tonnes en 2017 et 71 tonnes en 2016).

En tenant compte des déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman en 2019 s'élève à 123 tonnes pour un rendement d'épuration de 84 %. On peut toutefois remarquer que l'information relative aux déversements reste difficile à interpréter vu la faible représentativité des mesures de déversements et le fait que les déversements sur les réseaux ne sont pas pris en compte. Les bons rendements des stations d'épuration ne permettent donc d'appréhender que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

Il est remarqué que les stations les plus importantes du bassin sont celles de Regional-ARA Visp, qui représente 33 % des rejets dans le bassin (27 tonnes en 2019), de Lausanne (6 tonnes en 2019, soit environ 8 % des rejets au Léman), et de Thonon (5 tonnes en 2019, soit environ 6 % des rejets au Léman).

La CIPEL recommande dans son plan d'action 2011-2020, un objectif de 95 % de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Avec un tel rendement (et à déversements constants), 45 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman. Actuellement, sur les 139 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 28 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95 % représentant 10 % de la capacité épuratoire. Notons que 18 STEP ont des performances inférieures aux exigences réglementaires (rendement moyen d'épuration inférieur à 80 %) représentant 14 % de la capacité épuratoire.

En considérant les performances annuelles moyennes, la majorité des STEP ont de bonnes performances au sens de la réglementation en vigueur. Néanmoins les efforts sont à porter chaque jour de l'année et pas seulement en moyenne annuelle afin de réduire les apports en phosphore au lac et atteindre les objectifs 2020 du plan d'action de la CIPEL.

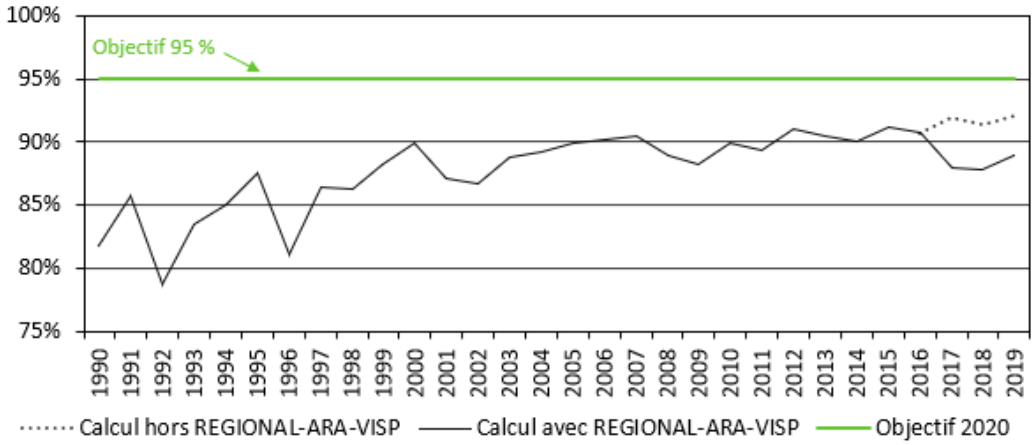


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2019 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (en vert, objectif 2020 du Plan d'action)

Figure 6 : Change between 1990 and 2019 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (green line : 2020 objective of the Action Plan)

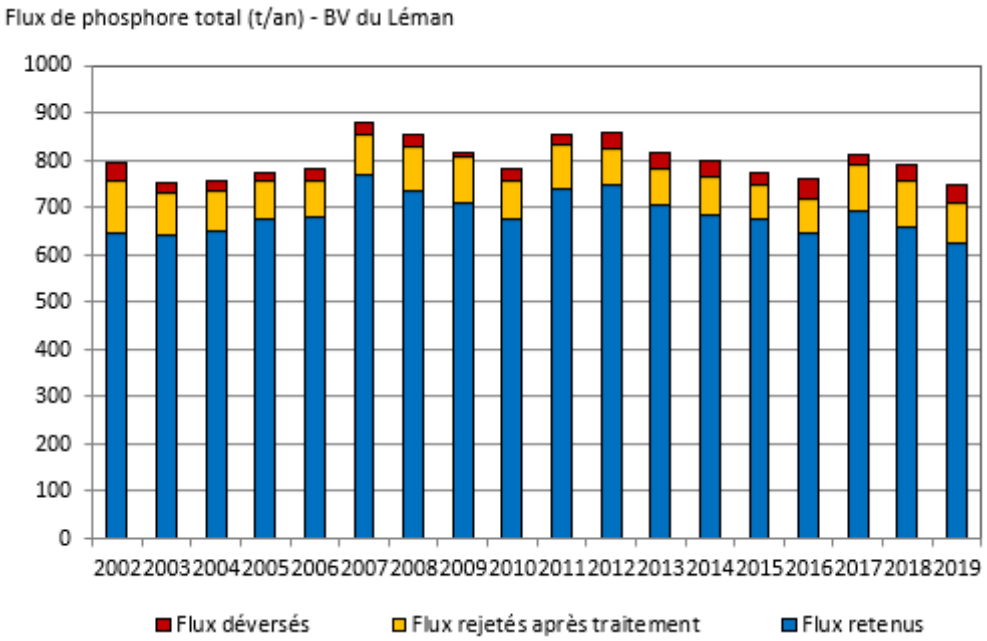


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEP dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles)

Figure 7 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged by WWTP into the lake Geneva catchment (according to the available data)

3.2.2. Phosphore biodisponible dans le bassin du Léman

Le phosphore total se décompose en (KLEIN, 2014) :

- une forme dissoute, qui comprend le phosphore réactif soluble ou orthophosphate ($P\text{-}PO_4$), prépondérant, et le phosphore organique dissous.
- une forme particulaire (non-dissoute), qui comprend le phosphore organique particulaire et le phosphore inorganique particulaire.

Si l'on fait l'approximation que la forme dissoute prépondérante est le phosphore réactif soluble, on peut, en première approche, représenter cela par la relation : $P_{tot} \sim P\text{-}PO_4 + P_{part}$

Parmi ces quatre formes, le phosphore biodisponible pour la croissance des algues et qui joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation, se trouve dans :

- le phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4$), qui est directement biodisponible, et qui représente la fraction la plus importante au plan biologique
- une partie du phosphore organique dissous (qui peut être métabolisé sous certaines conditions)
- une partie du phosphore particulaire.

En suivant l'approximation précédente, cela peut s'exprimer ainsi : $P_{tot_BIODISP} \sim P\text{-}PO_4 + P_{part_BIODISP.}$

Phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4$). En 2019, parmi les 163 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 110 STEP ont analysé l'orthophosphate en sortie. Elles représentent 85 % de la capacité totale de traitement des STEP et participent au rejet de 12 tonnes de $P\text{-}PO_4$ au Léman. Cette estimation est inférieure à l'estimation de 2018 (15 tonnes).

Phosphore particulaire biodisponible $P_{part_BIODISP}$. Une campagne réalisée à la fin des années 1980 permet d'évaluer à 80 % cette part du phosphore particulaire qui est biodisponible en sortie de station d'épuration : $P_{part_BIODISP} = 80\ \% P_{part}$

Avec $P_{part} \sim P_{tot} - P\text{-}PO_4$, où :

- P_{tot} a été détaillé plus haut : rejet de 83 tonnes de la part de 99 % des stations (en capacité)
- $P\text{-}PO_4$ est détaillé ci-dessus : rejet de 12 tonnes de la part de 85 % des stations (en capacité)

En extrapolant ces chiffres à 100 % du parc épuratoire, on peut approcher la part particulaire biodisponible $P_{part_BIODISP}$ à 55 tonnes ($P_{part_BIODISP} = 0.8 \times (P_{tot} - P\text{-}PO_4)$).

Phosphore biodisponible $P_{tot_BIODISP}$. En additionnant le phosphore réactif soluble et la part biodisponible du phosphore particulaire ($P_{tot_BIODISP}$ ~ $P\text{-}PO_4$ + $P_{part_BIODISP}$) extrapolés à 100 % de la capacité épuratoire, on peut donc estimer l'apport des stations d'épuration au Léman en phosphore biodisponible à 69 tonnes en 2019. Si l'on tient compte des déversements, le flux est estimé à 102 tonnes.

3.2.3. Demande biochimique en oxygène (DBO5)

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO_5) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

En Suisse, depuis le 1er janvier 2016 la norme relative à la DBO5 ne s'applique plus systématiquement à toutes les STEP (annexe 3.1 de l'OEaux), mais à celles pour lesquelles les concentrations de DBO5 dans les eaux polluées peuvent avoir des effets néfastes sur la qualité de l'eau d'un cours d'eau.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 600 kg j^{-1} de DBO_5 > 600 kg j^{-1} de DBO_5	20 mg O_2 L^{-1} 15 mg O_2 L^{-1}	90 % 90 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg j^{-1} de DBO_5 >120 kg j^{-1} de DBO_5	35 mg O_2 L^{-1} 25 mg O_2 L^{-1}	60 % 80 %

Rq : 600 kg O_2 j^{-1} correspondent à 10'000 EH DBO_5 ; 120 kg O_2 j^{-1} correspondent à 2'000 EH DBO_5

Le tableau 6 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

En 2019, 148 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO_5, représentant 88 % de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est stable depuis plusieurs années ; en 2019 il est de 97 % sur les eaux traitées et de 95 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 8.6 mg O_2 L^{-1}.

Ces résultats globaux supérieurs aux exigences légales sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 146 STEP ont un rendement supérieur à 60 % ; 143 supérieur à 80 % et 139 supérieur à 90 %. Ces 139 STEP reçoivent 99.7 % de la charge totale mesurée en entrée.

Le flux de pollution de la matière organique est de 1'958 tonnes d'O_2 après traitement. A ce rejet s'ajoutent 1'029 tonnes d'O_2 déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

A l'échelle du territoire, notons que 4 stations reçoivent 47 % de la charge brute de pollution organique : Aïre (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais). Aïre et Lausanne représentent à elles seules 33 % des rejets.

3.2.4. Demande chimique en oxygène (DCO)

La caractérisation des rejets par l'évaluation de la demande chimique en oxygène est intégrée au rapport depuis 2015. Ce paramètre est complémentaire à la DBO_5 : le premier renseigne sur la totalité des matières oxydables ; le second indique la quantité de matières biodégradables d'un effluent.

Le paramètre DCO fait d'ores et déjà référence pour les administrations françaises et suisses ; par souci de cohérence et pour garantir une meilleure représentativité des suivis considérés, cet indicateur est intégré aux suivis de la CIPEL.

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande chimique en oxygène (DCO) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 1200 kg j^{-1} de DCO > 1200 kg j^{-1} de DCO	60 mg O_2 L^{-1} 45 mg O_2 L^{-1}	80 % 85 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg j^{-1} de DBO_5 >120 kg j^{-1} de DBO_5	200 mg O_2 L^{-1} 125 mg O_2 L^{-1}	60 % 75 %

Rq : 1200 kg O_2 j^{-1} correspondent à 10'000 EH DCO.

Le tableau 7 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique selon la DCO.

En 2019, 183 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DCO, représentant 98 % de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL s'élève à 92 % (92 % en 2018). La concentration moyenne de sortie est de 37 mg O_2 L^{-1}.

Ces résultats globaux sont supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 133 STEP ont un rendement supérieur à 90 % et reçoivent 82 % de la charge totale mesurée en entrée.

Selon la DCO, le flux de pollution de la matière organique est de 9'660 tonnes d'O_2 après traitement. A ce rejet s'ajoutent 2'940 tonnes d'O_2 déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

A l'échelle du territoire, notons que 3 stations reçoivent 32 % de la charge brute de pollution organique : Aïre (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), et Regional-ARA-Visp (canton du Valais). Ces trois stations représentent également 28 % des rejets.

Le ratio DCO/DBO permet de caractériser la biodégradabilité des effluents. A l'échelle du territoire, il est de 2.0 pour les eaux brutes (facilement biodégradable).

Tableau 3: Biodégradabilité des effluents à l'entrée des stations d'épuration du territoire en 2019, exprimée par le ratio DCO/DBO (inférieur à 2 : bonne biodégradabilité ; entre 2 et 4 : moyenne ; plus de 4 : mauvaise)

Table 3 : Biodegradability of effluents at the entrance of water treatment plants in 2019, expressed as the COD to BOD ratio (smaller than 2 : good biodegradability ; from 2 to 4 : average ; greater than 4 : poor)

Bassin versant	Canton / Départ.	Ratio des concentrations DCO / DBO
Léman	Ain	2.3
	Genève	-
	Hte-Savoie	2.4
	Valais	2.4
	Vaud	2.2
Total BV Léman		**2.3**
Rhône aval	Ain	2.6
	Genève	1.6
	Hte-Savoie	2.2
Total BV Rhône aval		**1.8**
Total territoire CIPEL		**2.0**

3.2.5. Azote ammoniacal (NH4)

La concentration en azote, essentiellement sous forme ammoniacale, dans les rejets d'eaux usées des STEP, a un impact sur la qualité des écosystèmes des rivières, et notamment sur la population piscicole. En effet, l'ammonium peut se transformer en ammoniac, un gaz dissous très toxique pour les poissons. De plus, la transformation de l'ammonium en nitrite (toxique) et en nitrate, conduit à un appauvrissement du milieu en oxygène, ce qui est très dommageable pour les espèces aquatiques.

Des objectifs de rejet peuvent être fixés localement par les autorités compétentes pour certaines STEP, et plus particulièrement pour celles qui rejettent leurs eaux traitées dans les cours d'eau qui ont une faible capacité de dilution ou qui ne remplissent pas les objectifs de qualité d'eaux. En 2019, 90 STEP ont un objectif de rejet pour l'azote ammoniacal dont 70 % sont conformes à l'objectif de rejet dans les eaux qui leur est fixé.

3.3. MICROPOLLUTION

3.3.1. Introduction

La prise de conscience de l'importance des apports en micropolluants par les stations d'épuration domestiques ou communales a été à l'origine de plusieurs démarches de suivis ponctuels les années passées. Aujourd'hui, la France, la Confédération suisse et les cantons ont mis en place des approches spécifiques pour la caractérisation des flux de micropolluants dans les STEP.

Ces suivis ne sont pas homogènes dans leurs finalités ni leurs modalités. Leur homogénéisation, à long terme, constitue cependant un enjeu pour la CIPEL. L'obstacle principal à la comparaison des résultats à l'échelle du territoire est que les listes de substances suivies ne sont pas les mêmes au sein de chaque entité. Le Plan d'action 2011-2020 souligne d'ailleurs qu'afin de lutter contre la pollution par les micropolluants, il convient de définir une liste de micropolluants prioritaires à rechercher en sortie de STEP.

En France, une nouvelle circulaire ministérielle parue en 2016 concerne le suivi des micropolluants imposé au maître d'ouvrage des STEP. Les campagnes de recherche sont composées d'une série de mesures en entrée et sortie de station dont la liste des micropolluants à mesurer est annexée à la circulaire. Les premières campagnes ont eu lieu en 2018 et avec une fréquence de mise en oeuvre de 6 ans.

En Suisse, le suivi est notamment en lien avec la stratégie de la Confédération pour la réduction des micropolluants provenant de l'assainissement urbain grâce à l'équipement spécifique de certaines stations pour le traitement de la micropollution. Une liste de substances indicatrices de l'efficacité des STEP vis-à-vis des micropolluants d'origine domestique est intégrée dans la législation fédérale. Les cantons suivent ces substances ainsi que d'autres traceurs de la pollution domestique (substances pharmaceutiques, inhibiteurs de corrosion, biocides, etc.). Ces suivis peuvent varier d'année en année.

3.3.2. Suivis engagés en 2017, 2018 et 2019

Sur ces trois années, ce sont au total 46 stations domestiques qui ont fait l'objet d'un suivi représentant 71 % de la capacité du parc.

Tableau 4 : Suivis de la micropollution en sortie de STEP en 2017, 2018, 2019 (hors STEP industrielles ou qui reçoivent des effluents industriels importants).

Table 4 : Monitoring of micropollution exiting WWTPs in 2017, 2018, 2019 (barring industrial WWTPs or those which receive major industrial effluents).

		Parc en service en 2018		**Suivis effectués en 2017, 2018, 2019 sur les micropolluants**			
		Nombre de STEP	**Capacité cumulée (EH)**	**Nombre de STEP suivies**	**Nombre de substances suivies**	**Fréquence des suivis**	**Part de la capacité de la zone**
BV Léman	AIN	3	21'500	1	89	6 par an	70 %
	GENEVE	-	-	-	-	-	-
	HTE-SAVOIE	26	320'125	4	84	6 par an	89 %
	VALAIS	75	1'677'390	6	43	1 par an	42 %
	VAUD	59	1'041'360	20	45	4 par an	90 %
	Total	**163**	**3'060'375**	**31**			**63 %**
BV Rhône aval	AIN	8	13'835	-	-	-	-
	GENEVE	8	984'395	3	12	12 par an	81 %
	HTE-SAVOIE	28	634'215	12	84	6 par an	95 %
	Total	**44**	**1'632'445**	**15**			**86 %**
Total CIPEL		**207**	**4'692'820**	**46**			**71 %**

4. CONCLUSION

Le bilan global de l'assainissement en 2019 est bon comme en témoigne les performances épuratoires sur le phosphore et la matière organique. Ces rendements sont péjorés par des déversements non négligeables d'eaux non traitées ou partiellement traitées se produisant lors de pointes de débits dues aux pluies.

Sur le bassin versant du Léman, la performance d'élimination du phosphore s'est dégradée depuis 2017 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEP de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais. Sans tenir compte de cette STEP, le rendement global sur le phosphore serait en amélioration par rapport aux années précédentes. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95 % fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

Les rejets d'azote ammoniacal restent importants. Les efforts sur l'amélioration des performances épuratoires doivent être accentués afin que l'ensemble des STEP respectent les objectifs de rejet qui leur sont fixés.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, une amélioration du débit spécifique global est remarquée depuis plusieurs années. Bien que d'importants travaux de réhabilitation ou de mise en séparatif des réseaux soient effectués chaque année, la lutte contre les eaux claires parasites est un travail de longue haleine dont les efforts sont perceptibles sur le long terme.

BIBLIOGRAPHIE

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 (Annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4)

Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5. Version consolidée au 01 janvier 2016.

Circulaire du 12 août 2016 relative à la recherche de micropolluants dans les eaux brutes et dans les usées traitées de stations de traitement des eaux usées et à leur réduction.

CONDAMINES, M. (2015) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 173-194

CONDAMINES, M. (2016) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 171-190

ORIEZ, A. (2018) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 235-250

KLEIN, A. (2014). Les apports par les affluents au Léman et au Rhone à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 120-131

Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 (Etat le 1er mai 2017).

STRICKER A-E, HEDUIT, A. et GARNAUX, S. (2010). Phosphore des eaux usées : nouvelles données, conséquences pour l'épuration. POLLUTEC 2010 – Journée d'échanges.

VSA (2014). Définition et standardisation d'indicateurs pour l'assainissement. Recommandation 2014.

ANNEXES

Tableau 5 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2019.

Table 5 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2019.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mg P L^{-1})		Rendements *		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	0.1	8	-	1	3.1	0.4	86 %	86 %	85 %
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie**	20	0.4	92	0.4	10	6.3	0.7	89 %	88 %	88 %
	Valais	58	16	310	8	48	4.3	0.7	85 %	82 %	78 %
	Vaud	58	13	339	3	23	4.5	0.3	93 %	92 %	89 %
Total BV Léman		**139**	**30**	**748**	**11**	**83**	**4.6**	**0.5**	**89 %**	**87 %**	**84 %**
Rhône aval	Ain	8	-	6	-	2	4.3	1.6	61 %	61 %	61 %
	Genève	8	1	388	9	80	5.2	1.1	79 %	77 %	77 %
	Hte-Savoie **	18	1	192	2	54	6.1	1.8	72 %	71 %	71 %
Total BV Rhône aval		**34**	**2**	**585**	**10**	**136**	**5.5**	**1.3**	**77 %**	**75 %**	**75 %**
Total territoire CIPEL		**173**	**31**	**1'333**	**21**	**219**	**4.9**	**0.8**	**84 %**	**82 %**	**80 %**

* : Seules les STEP du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les plus faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

** : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2018

Tableau 6 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO_5 pour les STEP des différentes entités en 2019.

Table 6 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO_5 for the WWTPs of the various entities in 2019.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO_5 (mg O_2 L^{-1})		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	2	275	-	21	102.6	7.4	92 %	92 %	92 %
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie*	25	15	3'107	12.3	78	213.1	5.5	97 %	97 %	97 %
	Valais	20	100	12'764	41	296	379.0	8.9	98 %	97 %	97 %
	Vaud	58	357	11'982	90	555	160.3	7.6	95 %	95 %	92 %
Total BV Léman		**106**	**474**	**28'127**	**143**	**950**	**223.8**	**7.7**	**97 %**	**96 %**	**95 %**
Rhône aval	Ain	8	0.4	159	-	5	121.4	4.0	97 %	97 %	96 %
	Genève	8	67	22'767	267	698	306.9	9.7	97 %	96 %	95 %
	Hte-Savoie*	26	20	7'008	57	306	222.5	10.0	96 %	95 %	95 %
Total BV Rhône aval		**42**	**88**	**29'934**	**324**	**1'009**	**279.8**	**9.7**	**97 %**	**96 %**	**95 %**
Total territoire CIPEL		**148**	**562**	**58'061**	**467**	**1'958**	**249.5**	**8.6**	**97 %**	**96 %**	**95 %**

* : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2018

Tableau 7 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DCO pour les STEP des différentes entités en 2019.

Table 7 : Assessment of the loads, concentrations and yields of COD for the WWTPs of the various entities in 2019.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DCO (mg O_2 L^{-1})		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	9	640	-	118	239.3	42.0	82 %	82 %	80 %
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie*	25	36	7'601	30	432	521.3	30.2	94 %	94 %	93 %
	Valais	55	188	41'107	530	2'629	596.7	38.9	94 %	92 %	92 %
	Vaud	58	898	26'209	205	2'459	350.6	33.6	91 %	90 %	87 %
Total BV Léman		**141**	**1'131**	**75'557**	**765**	**5'638**	**469.6**	**35.7**	**93 %**	**92 %**	**90 %**
Rhône aval	Ain	8	1	413	-	42	313.9	30.8	90 %	90 %	90 %
	Genève	8	115	37'234	754	2'856	501.9	39.7	92 %	90 %	90 %
	Hte-Savoie*	26	44	15'539	129	1'125	493.5	36.6	93 %	92 %	92 %
Total BV Rhône aval		**42**	**161**	**53'186**	**883**	**4'023**	**497.1**	**38.7**	**92 %**	**91 %**	**91 %**
Total territoire CIPEL		**183**	**1'292**	**128'743**	**1'648**	**9'660**	**480.6**	**36.9**	**92 %**	**91 %**	**90 %**

* : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2018

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL CS 50511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@INRAE.fr
BABUT Marc	INRAE, RIVERLY, Laboratoire d'Ecotoxicologie 5 rue de la Doua, CS20244 FR - 69626 VILLEURBANNE cedex marc.babut@inrae.fr
BENEJAM Tom	Institut des dynamiques de la surface terrestre Univesité de Lausanne, Faculté des géosciences et de l'environnement, Geopolis CH – 1015 LAUSANNE
BERNARD Marc	Service de l'environnement Avenue de la Gare 25 CH - 1950 SION marc.bernard@admin.vs.ch
BOREL Christophe	Institut des dynamiques de la surface terrestre Univesité de Lausanne Faculté des géosciences et de l'environnement, Geopolis CH – 1015 LAUSANNE
BREIDER Florian	Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne ENAC-IIE-GR-CEL Station 2 CH - 1015 LAUSANNE
CHEVRE Nathalie	Faculté des Géosciences et de l'Environnement Université de Lausanne, Géopolis 3630 CH-1015 LAUSANNE
ESPINAT Laurent	Station d'hydrobiologie lacustre (INRAE-UMR/CARRTEL) BP 511 FR – 74203 THONON LES BAINS Cedex laurent.espinat@INRAE.fr
ESTOPPEY Nicolas	Ecole des science criminelles – Université de Lausanne Faculté de Droit, des sciences criminelles et d'administration publique – Batochime CH - 1015 LAUSANNE
GAILLARD Romain	Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier – CP 1080 CH - 1260 NYON 1
GOULON Chloé	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

GUILLARD Jean	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
HAMELET Valérie	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex valerie.hamelet@INRAE.fr
JACQUET Stéphan	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex stephan.jacquet@INRAE.fr
LABAT Frédéric	AQUABIO 10 Rue Hector Guimard FR - 63800 COURNON-D'AUVERGNE
LAINE Leslie	Station d'Hydrobiologie Lacustre INRAE-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex leslie.laine@INRAE.fr
LODS-CROZET Brigitte	Hydrobiologiste brigitte.lods-crozet@bluewin.ch
MAEDER Ivan	Service de l'environnement Avenue de la Gare 25 CH - 1950 SION
MANGE Pierre	Service de l'environnement Avenue de la Gare 25 CH - 1950 SION pierre.mange@admin.vs.ch
MEDEIROS BOZIC Susana	Ecole des science criminelles – Université de Lausanne Faculté de Droit, des sciences criminelles et d'administration publique – Batochime CH - 1015 LAUSANNE
ORIEZ Adrien	Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier – CP 1080 CH - 1260 NYON 1 a.oriez@cipel.org
PERNEY Pascal	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex pascal.perney@INRAE.fr
PFEIFFER Fabienne	Ecole des science criminelles – Université de Lausanne Faculté de Droit, des sciences criminelles et d'administration publique – Batochime CH - 1015 LAUSANNE
PLAGELLAT Cécile	Direction générale de l'environnement – Division Protection des eaux 155, ch. Des Boveresses – CP 33 CH – 1066 EPALINGES cecile.plagellat@vd.ch

QUÉTIN Philippe
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
philippe.quetin@INRAE.fr

RASCONI Serena
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RIMET Frédéric
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
frederic.rimet@INRAE.fr

SIEGENTHALER Bettina
Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne
ENAC-IIE-GR-CEL Station 2
CH - 1015 LAUSANNE

TRAN KHAC Viet
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRAE-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
viet.tran-khac@INRAE.fr