

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CAMPAGNE 2018

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

Comme la précédente, l'année 2018 a été chaude, avec une température de l'air supérieure de 1.5°C à la moyenne interannuelle de la chronique de référence (1981 – 2010). L'eau du lac a continué à se réchauffer, avec une variation de + 0.1 °C au fond. En surface le maximum estival (26.1°C le 22 août) a également dépassé les maxima des années précédentes (24.5°C en 2017 et 22.2°C en 2016). Conséquence de l'hiver doux, le brassage a été une nouvelle fois incomplet, atteignant seulement 201 m de profondeur début mars, insuffisant pour réoxygéner des eaux profondes. La teneur en oxygène dissous au fond est restée < 4 mg L⁻¹ pendant toute l'année, ce qui est pénalisant pour le maintien des organismes benthiques, et peut induire le relargage de phosphore et de manganèse stockés dans les sédiments. La stratification thermique s'est mise en place début avril ; la destratification n'est intervenue que mi-novembre, plus tardivement que les années précédentes.

Parmi les nutriments, les différentes formes du phosphore ont connu des évolutions contrastées et parfois importantes au cours de l'année. Les concentrations moyennes sur l'année de phosphore réactif soluble (ou phosphore biodisponible) s'établissent à 4.62 µg L⁻¹ et dans la couche de surface (0 à 30 m) et 39.0 µg L⁻¹ au fond (250 à 309 m), soit une augmentation en surface (+0.80 µg L⁻¹) et une diminution au fond (-1.77 µg L⁻¹). Le phosphore particulaire, qui représente ici principalement la forme fixée par le phytoplancton, a atteint des valeurs élevées durant le printemps et l'été, en lien avec la croissance du phytoplancton (cf. ci-après).

La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total s'est élevée à 19.9 µg L⁻¹ en 2018, soit une augmentation supérieure à 2 µg L⁻¹ par rapport à l'année 2017, alors que la moyenne pondérée en orthophosphate était égale à 14.5 µg L⁻¹ en 2018, proche de la valeur estimée en 2017 (14.8 µg L⁻¹). Cela suggère que l'augmentation de la concentration moyenne en phosphore total est plutôt due aux formes particulaires de cet élément.

Plusieurs phénomènes sont susceptibles d'expliquer cette hausse du phosphore total, notamment (i) la croissance du phytoplancton combinée à une moindre prédation estivale par le zooplancton, conduisant à une augmentation du phosphore particulaire, et (ii) un apport de phosphore par les affluents, notamment le Rhône, dont le débit a été élevé en 2018. Cette augmentation du débit peut s'expliquer par les abondantes précipitations hivernales, et la fonte des glaciers dues aux températures estivales élevées. Les deux causes hypothétiques d'augmentation du phosphore ne sont pas exclusives l'une de l'autre.

Après une augmentation continue de la concentration moyenne en chlorure de 1973 à 2016, on note depuis une stabilisation à 10.3 mg L⁻¹, soit un stock d'environ 892 000 tonnes dans le lac. Cette stabilisation, à mettre selon toute vraisemblance en rapport avec les hivers doux et donc un moindre salage des voies, reste évidemment à confirmer les prochaines années.

2. FLUX ENTRANTS ET SORTANTS DE PHOSPHORE, AZOTE ET CHLORURES

Le programme de suivi de la CIPEL inclut l'estimation des flux de nutriments et chlorure entrant au lac par ses principaux affluents (Rhône, Dranse, Venoge, Aubonne, Versoix), et des flux exportés du bassin versant par le Rhône émissaire, l'Arve et l'Allondon.

Les débits relevés en 2018 apparaissent similaires aux années précédentes pour Aubonne, Venoge et Versoix, et nettement plus élevés dans le Rhône à l'amont du lac (+ 30 m³ s⁻¹ par rapport à 2016, + 60 m³ s⁻¹ par rapport à 2017).

Le flux de phosphore comprend deux composantes principales, une fraction particulaire (essentiellement minérale, ou apatitique, non assimilable) et une fraction dissoute (orthophosphate). Le flux total de phosphore apporté par les affluents en 2018 a été estimé à 927 t an⁻¹, une valeur qui n'avait plus été observée depuis 13 ans. Le phosphore particulaire représente la part majoritaire de ce flux, celui d'orthophosphate étant estimé à moins de 30 t an⁻¹. Le flux d'orthophosphate n'est pas influencé par les variations de débit, mais plus par les apports de stations d'épuration (cf. § 3 de la deuxième partie de la synthèse).

Malgré des débits à l'exutoire du lac du même ordre que les débits cumulés des affluents, le flux de phosphore total exporté vers l'aval du Léman est plus faible (225 t an⁻¹) que le flux entrant, en raison de la sédimentation du phosphore particulaire dans le lac.

Le flux d'azote total entrant, qui était relativement stable (autour de 4 700 t an⁻¹ ces 20 dernières années), était plus élevé en 2018 (5 882 t an⁻¹), principalement en raison d'un apport accru par le Rhône. Le flux sortant, lui aussi plus élevé que les années précédentes, est estimé à 5 807 t an⁻¹.

Le flux de chlorure entrant au lac (un peu plus de 69 000 t an⁻¹) n'est pas bien corrélé au débit, en lien avec l'origine principale de cet élément, le salage des routes. La relation flux-débit est ainsi meilleure pour les rivières de plaine affluent au lac, plus influencées par les eaux de ruissellement chargées en sel de déneigement que le Rhône, alimenté en partie par la fonte des neiges, alors qu'il représente la plus grande part du débit entrant au lac.

3. SUIVI BIOLOGIQUE DE LA ZONE PELAGIQUE (SHL2)

En ce qui concerne le phytoplancton, on a pu noter en début d'année (fin janvier à fin mars) la présence de taxons benthiques dans la colonne d'eau au centre du lac (*Diatoma elongatum* et dans une moindre mesure *Ulnaria acus*), qui s'expliquerait par les pluies hivernales ayant drainé le compartiment benthique. Ensuite, à partir de la mise en place de la stratification thermique, l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima*, qui se développe à 15-20 m de profondeur, a dominé le compartiment phytoplanctonique, durant une période allant du printemps à l'été. L'observation de plusieurs espèces de Chlorophycées, indicatrices de milieux eutrophes, est également notable durant cette période. En fin d'été, *M. gracillima* a laissé la place à une autre algue filamenteuse, *Planktothrix rubescens*, qui est une cyanobactérie susceptible de relarguer des toxines. Sa biomasse est cependant restée inférieure aux seuils d'alerte sanitaires. Elle s'est maintenue jusqu'en fin d'année, avec d'autres espèces de diatomées indicatrices de milieux de faible profondeur. La biomasse annuelle moyenne de 2018 (1582 µg L⁻¹) était proche de celle de 2017, et reste élevée par rapport à la chronique depuis 1974. L'indice de diversité (indice de Shannon) du phytoplancton est relativement stable depuis 1974 ; néanmoins, les années présentant les diversités les plus élevées sont des années récentes, notamment 2015, 2016, 2017 et 2018, alors que des indices plus faibles sont observés les années de blooms de *M. gracillima*. L'indice de Brettum, qui exprime l'état écologique du lac, est demeuré médiocre pour l'année 2018.

Les concentrations maximales de picocyanobactéries ont été observées de mi-juillet à fin août, mais aussi mi-octobre. Elles représentaient en moyenne 6.1 % de la biomasse de phytoplancton, valeur en baisse par rapport à 2016 et 2017, mais comparable à 2014-2015 ; la proportion de la biomasse représentée par les picocyanobactéries varie au cours de l'année : elle atteignait 21 % au mois d'août et 31 % en octobre. Le développement de ce compartiment picocyanobactérien apparaît plus fortement influencé par la température de l'eau et la profondeur (en fait la lumière, qui est corrélée négativement à la profondeur) que par les nutriments. En revanche, la distribution des picocyanobactéries est corrélée négativement avec l'orthophosphate (faiblement) et l'ion nitrate (plus fortement). Les picocyanobactéries constituent donc un bon indicateur de l'évolution du statut trophique de l'écosystème, et de sa réponse au réchauffement de l'eau.

Les concentrations moyennes et maximales en chlorophylle a mesurées sur les 30 premiers mètres présentent une évolution synchrone, caractérisée par de faibles valeurs en début d'année, lorsque le lac n'est pas encore stratifié, puis une augmentation rapide dès le mois d'avril, lorsque la stratification se met en place. La concentration moyenne en chlorophylle a sur la tranche d'eau de 0-30m atteint son maximum ($9.3 \mu\text{g L}^{-1}$) mi-juin ; des concentrations élevées de chlorophylle a se maintiennent jusque fin septembre, puis diminuent en raison de la baisse de la lumière et de la température.

Tout au long de l'année, la communauté de crustacés est largement dominée par les copépodes (calanides et cyclopidés), nettement plus abondants que les cladocères au printemps et en fin d'été. Un premier pic d'abondance intervient en mars, un deuxième (cyclopidés) en octobre. Les cladocères (Bosminidae) augmentent aussi au printemps, sont peu abondants en été, et connaissent un deuxième pic en octobre.

L'abondance des cladocères (daphnies, Bosminidae, *Bythotrephes longimanus*), taxons importants pour l'alimentation des corégones, est marquée par une tendance interannuelle en baisse, dont l'explication tiendrait à une baisse d'abondance de certaines classes d'algues et à la pression de prédation des corégones.

Ceux-ci se nourrissent en effet principalement de cladocères (en 2018 : 61% *Bythotrephes longimanus*, 23.5% daphnies, 9.2% *Leptodora*) hormis en octobre où figurent aussi des larves de chironomes (61%). On retrouve au contraire très peu de copépodes dans leurs contenus stomacaux, alors que ceux-là sont plus abondants. En termes de tendance interannuelle, la contribution de *B. longimanus* augmente au printemps, au détriment de celle des daphnies. La contribution des daphnies au bol alimentaire des corégones est une des plus faibles observées depuis 2006, et depuis 2012 cette baisse est corrélée avec la diminution de l'abondance de cette proie dans le milieu.

4. SUIVI DU FRAI DU CORÉGONE ET DE LA PERCHE

Le corégone (comme l'omble) fraient à la fin de l'automne et au début de l'hiver lorsque les températures descendent en dessous d'une valeur seuil ($7-8^{\circ}\text{C}$ environ). A l'inverse, la perche fraie au printemps, lorsque la température de l'eau s'établit au-dessus de 10°C . Avec le changement climatique, ces valeurs seuils pourraient être atteintes plus précocement pour la perche et plus tardivement pour le corégone.

La période de reproduction du corégone a débuté début décembre 2017 ; en une dizaine de jours, 50 % des géniteurs étaient collectés ; l'apogée du frai devait être proche de ces deux dates. L'effectif maximal de reproducteurs capturés a été atteint un peu avant la fin du mois. Les captures sont majoritairement composées de mâles (78%). La taille moyenne est de 440 ± 42.7 mm et l'âge moyen de 2.4 ans. Les effectifs capturés en 2017-2018 sont plus faibles qu'en 2016-2017, en lien probable avec la baisse du stock de corégones. La saison de reproduction 2017-2018 a été la plus précoce depuis le début du suivi, et s'explique par des températures plus basses en fin d'année.

Le frai de la perche a débuté fin avril 2018 (le 29), un peu plus tôt qu'en 2017 (2 mai). Le pic d'activité du frai a été observé le 11 mai, là aussi plus tôt de quelques jours qu'en 2017 (15 mai 2017), avec une température proche de 11°C à 8 m de profondeur. Une analyse rétrospective de l'ensemble des données issues des suivis de la phénologie de la reproduction de la perche permettra de déterminer si un décalage plus significatif du frai s'observe en lien avec la hausse des températures de l'eau au printemps dans le Léman.

5. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

Cent-dix-huit produits phytosanitaires, dont un nouveau fongicide, le fenpyrazamine, fréquemment utilisé en viticulture depuis 2015, 33 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion, un solvant (1,4-dioxane) et le méthyl tertbutyl éther (MTBE, un additif pour carburant) ont été recherchés dans les eaux du Rhône à Porte du Scex, à raison de 27 échantillons moyens sur 14 jours (trois prises par heure).

Dix-neuf substances phytosanitaires ont été détectées. Aucune d'entre elles n'a atteint (ni dépassé) la concentration limite de $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ (Ordonnance sur la protection des eaux, et norme européenne pour l'eau potable) ni les critères d'effets écotoxicologique (norme de qualité environnementale) proposées par le Centre Ecotox ; la concentration totale (somme des concentrations de tous les pesticides) n'a pas non plus excédé $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$. Sur la période 2008-2018, les concentrations maximales sont en diminution pour la plupart des substances phytosanitaires. La quantité totale de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône est estimée à 308 kg en 2018 par rapport à 444 kg en 2017, 577 kg en 2016 et 277 kg en 2015. La majeure partie de cette charge (par ex. 293 kg en 2018) est due aux usages agricoles. Les rejets industriels

restent limités (15 kg an⁻¹ en 2018, 11 kg an⁻¹ en 2017), et concernent dans l'ensemble des produits phytosanitaires peu utilisés dans la région (foramsulfuron, par ex.). On constate également une baisse des flux d'origine agricole, à mettre en rapport avec la longue sécheresse printanière et estivale constatée dans le Valais en 2018.

Sur les 65 principes actifs pharmaceutiques recherchés, 15 ont été détectés, dont la plupart montrent des concentrations moyennes inférieures à 0.01 µg L⁻¹. La metformine (antidiabétique) présente les concentrations moyenne et maximale les plus élevées (0.49 et 1.15 µg L⁻¹ respectivement), avec un pic hivernal probablement lié à l'augmentation de la population dans les stations de sport d'hiver. La méthénamine (antibiotique des voies urinaires) atteint également un maximum légèrement supérieur à 1 µg L⁻¹. Les autres médicaments présentant des concentrations notables (ribavarine, antiviral ; prilocaïne, anesthésique local ; carbamazépine, anti-épileptique) atteignent au maximum 0.16 à 0.29 µg L⁻¹.

La charge annuelle totale en composés pharmaceutiques atteint 3000 kg en 2018, la metformine représentant à elle seule 2354 kg an⁻¹, en augmentation de 500 kg par rapport à 2017. La charge annuelle de méthénamine est estimée à 407 kg, contre 381 kg en 2017 ; dans les deux cas ces flux sont nettement supérieurs aux flux estimés à partir des autocontrôles industriels.

Deux composés anticorrosion (benzotriazole et tolyl-triazole) sont également observés tout au long de l'année, à raison de 0.04 et 0.02 µg L⁻¹ en moyenne. Les concentrations de 1,4-dioxane ont beaucoup baissé depuis 2014 ; la charge estimée en 2018 n'est plus que de 345 kg, à comparer à 750 kg de l'année 2015 et 6 tonnes en 2014. Le MTBE est détecté épisodiquement (concentration moyenne 0.03 µg L⁻¹).

6. EVOLUTION DES TENEURS EN MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS AU CENTRE DU LAC (SHL2)

Les teneurs en éléments trace métalliques et en pesticides sont évaluées deux fois par année à quatre profondeurs, au printemps (après le brassage des eaux) et à l'automne (en période de stratification). Les résidus médicamenteux sont analysés trois fois par année (hiver, début de l'été et automne) à 2 profondeurs.

Les teneurs en métaux dissous mesurées dans la couche superficielle demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable. L'augmentation des concentrations de manganèse en septembre à 305 et 309 m comparées à celle de mars montre que le lac est en anoxie en fin d'été, et met en évidence un relargage de cet élément par les sédiments. La concentration de manganèse à 309m est plus élevée en 2017-2018 que pendant la période 2014 à 2016.

Les pesticides ne sont que peu détectés (38 substances sur un total de 379 recherchées) ; il s'agit majoritairement d'herbicides (23 substances) et leurs métabolites (8 substances), plus rarement de fongicides (5 substances). Les teneurs mesurées demeurent faibles (somme des concentrations variant entre 0.054 et 0.123 µg L⁻¹) et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable, individuellement et au total. En 2018, trois substances seulement ont été observées à des concentrations supérieures ou égales à 0.010 µg L⁻¹ : l'atrazine (herbicide), le métalaxyl (fongicide) et l'acide amino-méthyl-phosphorique (AMPA, produit de dégradation de l'herbicide glyphosate). La concentration d'AMPA à 30 m est en augmentation depuis son introduction dans le suivi en 2015, et atteignait 0.023 µg L⁻¹ en mars 2018. Pour d'autres produits comme l'atrazine (interdite depuis une dizaine d'années) ou le métalaxyl (origine présumée industrielle) les concentrations paraissent stables.

En ce qui concerne les composés pharmaceutiques, on retrouve en premier lieu la metformine à des concentrations similaires à celles observées en 2017 (0.4 à 0.6 µg L⁻¹), et son métabolite la guanyl-urée à raison de 0.11 µg L⁻¹. Les autres composés les plus présents (carbamazépine, carisoprodol, un antidouleur, mépivacaïne, un anesthésique local, et méthénamine) sont mesurés à des concentrations plus faibles, inférieures à 0.1 µg L⁻¹. A part la méthénamine, surveillée depuis 2017, troisième composé par ordre de concentrations décroissantes, après la metformine et la guanyl-urée, les concentrations de ces résidus médicamenteux sont stables ou en baisse.

ETUDES SPÉCIFIQUES

1. MICROPOLLUANTS DANS LES POISSONS

Cette étude s'est intéressée à la contamination des gardons et des lotes par le mercure et par une gamme étendue de composés organiques de synthèse, notamment les polychlorobiphényles (PCB), les polybromodiphényl-éthers (PBDE), l'hexabromocyclododécane (HBCDD), les chloroalcanes (C10-C13), le perfluorooctane sulfonate (PFOS), et divers retardateurs de flamme alternatifs aux PBDE et HBCDD.

Le Léman apparaît peu contaminé en ce qui concerne les PBDE, l'HBCDD, les chloroalcanes, les PCB (sauf ceux de type dioxine, PCB-DL), et la plupart des retardateurs de flamme chlorés et bromés alternatifs aux PBDE. En revanche, les concentrations moyennes dépassent les critères d'évaluation (toxicité pour les prédateurs) pour le mercure et les PCB-DL. Pour le PFOS, les concentrations moyennes sont inférieures au critère d'évaluation, mais quelques individus le dépassent. Un retardateur de flamme alternatif, le décabromodiphényl-éthane (DBDPE), a également été détecté de manière systématique.

Les concentrations de mercure et de PCB, qui ont fait l'objet d'un suivi de longue date, ont beaucoup baissé au fil des décennies, et semblent se stabiliser. Il est actuellement prématuré de statuer sur les tendances suivies par les PBDE et le PFOS.

2. MICROPOLLUANTS HYDROPHOBES DANS LES AFFLUENTS

Cette étude vient compléter la surveillance des micropolluants dans le Rhône, qui donne une vision partielle des apports de micropolluants au lac. Dans la ligne de la mission de veille assignée à la CIPEL, il s'agissait d'identifier des sources d'apports de plusieurs groupes de contaminants, ainsi que les flux associés, par les principaux affluents. Cette étude a impliqué en premier lieu des échantillonneurs passifs (EIP), dispositifs intégrateurs permettant d'augmenter le volume d'eau analysé, et ainsi de faire diminuer les limites de quantification. Le dispositif a été complété par des analyses sur matières en suspension (MES), en nombre plus réduit.

Des EIP à base de silicone (« PDMS ») ont été implantés sur 46 sites choisis dans les réseaux de surveillance et complétés par quelques sites susceptibles d'être impactés, pendant six semaines en septembre-octobre 2018. Trois classes de composés hydrophobes (PCB, PBDE, HAP) ont été analysées dans les PDMS, ainsi que dans les MES collectées à l'aide de huit trappes à sédiment. Les quelques analyses de MES corroborent les résultats des EIP.

Pour les PCB, les cours d'eau présentant les concentrations les plus élevées sont le Nant d'Avril (proche de Genève), la Chamberonne et la Venoge sur la rive nord (vers Lausanne), et l'Arve (à Passy), et dans une moindre mesure le Vengeron, l'Eau Froide de Roche et le Rhône (particulièrement à Evionnaz – amont de la station de la Porte du Scex). Un nombre élevé d'industries (notamment dans la vallée de l'Arve) et de sites contaminés de type « décharge/remblai » (notamment Rhône amont) sont présents à proximité de ces sites, et constituent des sources potentielles de PCB. D'autres sources actuelles, comme des rejets de STEP (Venoge), ou historiques, comme des installations électriques de forte puissance (Nant d'Avril), peuvent également être incriminées. Par rapport à une campagne précédente (EPFL, 2016), des diminutions des concentrations sont notées pour la Dranse et l'Aubonne, à confirmer, car possiblement influencées par les précipitations, et autour du canal Stockalper, où des travaux d'assainissement importants ont eu lieu entretemps.

Parmi les PBDE analysés, deux congénères (47 et 99) ressortent principalement, les autres étant fréquemment (100) ou systématiquement (28, 153 et 154) inférieurs aux limites de quantification. Les sites présentant les concentrations les plus élevées sont situés sur la Chamberonne, l'Eau Froide de Roche et la Venoge, témoignant d'émissions liées à l'urbanisation, comme (en partie) pour les PCB.

Les teneurs et charges les plus élevées en HAP ont été mises en évidence dans l'Arve (Passy en particulier) et le Rhône.

Pour les trois classes de contaminants, les charges estimées les plus élevées proviennent du Rhône et de l'Arve, avec toutefois des différences de comportement : diminution entre la source amont et l'aval pour les HAP dans l'Arve, suggérant une rétention dans la rivière (par ex. les sédiments), augmentation de l'amont vers l'aval pour les PCB dans le Rhône et les PBDE dans le Rhône et l'Arve, suggérant un cumul de sources plus ou moins diffuses.

Avec cette étude, nous disposons d'un diagnostic plus étendu et plus précis des sources d'apports de ces trois classes de contaminants au Léman. Ce diagnostic va être complété par une nouvelle campagne à une période différente, et l'adjonction de capteurs passifs permettant de capter des contaminants moins hydrophobes. Un suivi périodique sur les sites les plus marqués devra également être envisagé.

3. APPORTS AU LÉMAN DE PHOSPHORE D'ORIGINE NON PONCTUELLE

Un bilan rétrospectif des apports de phosphore d'origine non ponctuelle par les affluents a été réalisé en 2018. Après la prospective sur les apports en phosphore d'origine domestique publiée en 2018, ce bilan constitue la première partie de la deuxième étape d'une démarche prospective à horizon 50 ans selon différents scénarios.

Le bilan rétrospectif (période 2001-2017) a consisté à estimer les flux de phosphore par les principaux affluents du lac (Rhône amont, Dranse, Aubonne, Venoge et Versoix) puis à en soustraire les flux cumulés issus des stations d'épuration.

Sur cette période, le Rhône amont représente en moyenne 87% des apports d'eau au Léman, avec un régime influencé par la fonte des neiges et des glaciers. Le flux total de phosphore des affluents varie entre 1 468 t an⁻¹ (maximum, observé en 2004) et 371 t an⁻¹ (minimum, observé en 2014), tandis que celui des STEP varie entre 73 t an⁻¹ (maximum, observé en 2017) et 35.5 t an⁻¹ (minimum, observé en 2015). Le Rhône amont représente en moyenne 92% des apports de phosphore total, mais seulement 76% des apports d'orthophosphate (30 à 100 t an⁻¹, dont 4.7 à 13 t an⁻¹ originaires des STEP). Le flux de phosphore total, dans le Rhône et les autres affluents, est bien corrélé à la pluviométrie, notamment en été, indiquant que les processus d'érosion des sols sont dominants dans ces flux. Par conséquent, c'est bien la part non ponctuelle qui domine dans ces flux de phosphore autour de 80 à 90% pour le Rhône, et moins dans les autres affluents. L'origine non ponctuelle domine aussi pour l'orthophosphate, mais dans une mesure moindre, d'autant plus que les apports par les STEP pour ce paramètre sont probablement sous-estimés.

La prochaine étape de cette démarche prospective consistera à estimer les flux de phosphore non ponctuel dans les 50 prochaines années selon plusieurs scénarios de changement climatique et d'occupation des sols.

4. ETUDE DES TEMPÉRATURES EN ZONE LITTORALE

Les réflexions d'un groupe de travail sur les effets du changement climatique sur l'écosystème lémanique, ont soulevé la question de la mise en place d'un suivi des températures en zone littorale. Pour y répondre, une synthèse bibliographique a été réalisée, et complétée par des analyses statistiques des données existantes (stations de Buchillon (VD) en Suisse, et de l'INRA à Thonon-les-Bains sur la rive française). Les variations des températures de l'eau sur ces deux sites littoraux ont été comparées aux mesures de température effectuées au centre du lac (point SHL2).

Il ressort de l'étude bibliographique que les températures estivales en zone littorale augmentent au même rythme que les températures moyennes des lacs en été, sans méconnaître pour autant les variations saisonnières ou les effets de facteurs météorologiques comme le vent. La taille des lacs joue aussi un rôle considérable dans l'hétérogénéité des températures en surface, le Léman apparaissant comme un lac de taille modeste par rapport à d'autres grands lacs en particulier nord-américains, qui ont fait l'objet d'un nombre important d'études. Les températures relevées à Buchillon se sont avérées fortement corrélées avec celles mesurées par télédétection (pendant la nuit), qui permettent en revanche de cartographier les températures en surface.

L'analyse statistique des relevés à Buchillon, Thonon-les-Bains et SHL2 montre des températures moyennes au centre du lac plus faibles (-0.84°C) qu'en zone littorale, l'écart tendant à se réduire avec la profondeur. Les vitesses de réchauffement au printemps et de refroidissement en automne sont aussi légèrement plus rapides au niveau des stations littorales. De 1992 à 2016, les températures de surface mesurées sur le site de SHL2 montrent une tendance au réchauffement équivalente à celle mesurée sur le site de Thonon-les-Bains.

Même s'il existe des différences en surface (atténuées voire inexistantes à 1 m de profondeur), les températures journalières des sites littoraux et du centre du lac sont fortement corrélées.

Il en va de même des moyennes mensuelles, avec des coefficients de corrélation plus faibles pour certains mois comme avril, quand la température change le plus rapidement. Il ne paraît donc pas nécessaire d'augmenter le nombre de sites de suivi des températures littorales dans le cas du Léman.

5. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES MICROPLASTIQUES

La présence de plastiques dans les milieux aquatiques a émergé ces dernières années comme une préoccupation majeure au niveau mondial. Sur le parcours des plastiques vers les océans, les lacs, Léman inclus, constituent des zones de stockage plus ou moins temporaire. Les objectifs de la présente étude étaient de faire le point sur les connaissances concernant les sources, le devenir et les risques induits par les microplastiques (particules primaires ou issues de la dégradation de déchets plastiques macroscopiques), afin de pouvoir mettre en place une surveillance adaptée du Léman.

Le devenir des microplastiques dans l'environnement peut être résumé en cinq processus principaux : dégradation (en particules plus petites), recouvrement par macromolécules ou biofilm, agrégation, transport et sédimentation. Les connaissances sur les impacts directs des microplastiques sont encore très incomplètes, de sorte qu'il n'est actuellement pas possible de dégager un schéma général. Ces impacts concernent les invertébrés et les poissons, et affectent plus les espèces pélagiques que benthiques. La clé de l'exposition réside dans le comportement trophique, les microplastiques étant confondus avec les proies ou ingérés accidentellement. Les effets observés tant chez les invertébrés que chez les poissons sont d'abord de nature physique (encombrement, érosion), avec des conséquences physiologiques, sur l'alimentation, la croissance ou la fertilité.

Les microplastiques peuvent également intervenir en tant que vecteurs de micropolluants ou de microorganismes. Cependant, pour les contaminants reconnus comme très hydrophobes, les concentrations adsorbées aux microplastiques sont certes élevées, mais restent du même ordre de grandeur que les concentrations observées par exemple dans les sédiments : les microplastiques ne semblent pas être des vecteurs de micropolluants plus efficaces que les autres particules organiques naturelles présentes dans les milieux aquatiques. Pour ce qui concerne les microorganismes, la question est plus ouverte, les connaissances étant encore lacunaires.

Il est donc actuellement difficile d'évaluer les risques écologiques et sanitaires dus aux microplastiques, en raison d'une connaissance encore imparfaite des effets, et de lacunes considérables concernant l'évaluation des expositions. En conclusion, trois orientations ont été retenues à l'issue de cette étude : (1) évaluer les apports au lac par les affluents, (2) surveiller les impacts (exposition de l'écosystème), au moyen d'analyse des tubes digestifs de poissons, et (3) évaluer le stock de plastiques en devenir (rives, plages), par une démarche participative.