

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 (ribavirine, 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.

6. CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

212 stations d'épuration (STEP) étaient en service en 2018 sur le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'645'955 équivalents-habitants.

Le rendement moyen d'élimination du phosphore sur le bassin versant du Léman s'est fortement dégradé depuis 2016 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEP régionale de Viège (canton du Valais) et s'élève à 88% en 2018 (91% sans tenir compte de cette STEP), générant un flux supplémentaire d'apport en phosphore au Léman de 26 tonnes ??

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DCO s'élève à 10'833 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 œuvre et la 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 2018, ce dernier est estimé à $250 \text{ L} \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ 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.

Le chapitre présente également un bilan de flux et de concentration des micropolluants pour 16 substances les plus suivies dans les rejets de plusieurs STEP, représentant 44 de la capacité totale épuratoire à l'échelle du territoire. Bien que la robustesse de ce bilan ne soit pas comparable à celles des bilans effectués pour le phosphore ou la matière organique, il permet de contribuer à la connaissance des sources d'apports de micropolluant au Léman et montre l'importance d'homogénéiser les suivis de micropolluants en sortie de station d'épuration.

EXECUTIVE SUMMARY

CAMPAGN 2018

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

Like the year before, 2018 was hot, with the air temperature more than 1.5°C above the interannual mean in the historical reference (1981–2010). The lake water continued to heat, varying by +0.1°C at the bottom. At the surface the summer maximum (26.1°C on 22 August) also surpassed the previous years' maximum levels (24.5°C in 2017 and 22.2°C in 2016). Resulting from a mild winter, mixing was once again incomplete, reaching only 201 m deep at the beginning of March, insufficient to re-oxygenate the bottom waters. The dissolved oxygen content at the bottom remained at < 4 mg L⁻¹ throughout the year, which is detrimental to maintaining benthic organisms and can induce the release of phosphorus and manganese stored in sediments. Thermal stratification was in place by the beginning of April; destratification occurred only in mid-November, later than in previous years.

Among the nutrients, the different forms of phosphorus evolved in a contrasted and sometimes substantial fashion over the year. The mean concentrations of soluble reactive phosphorus (or bioavailable phosphorus) were measured at 4.62 µg L⁻¹ in the surface layer (0–30 m) and 39.0 µg L⁻¹ at the bottom (250–309 m), marking an increase at the surface (+0.80 µg L⁻¹) and a decrease at the bottom (-1.77 µg L⁻¹). Particulate phosphorus, which here is mainly the form fixed by phytoplankton, reached high values during the spring and summer, related to the growth of phytoplankton (see below).

The weighted mean annual concentration of total phosphorus was 19.9 µg L⁻¹ in 2018, an increase greater than 2 µg L⁻¹ compared to 2017, while the weighted mean in orthophosphate equalled 14.5 µg L⁻¹ in 2018, near the valued estimated in 2017 (14.8 µg L⁻¹). This suggests that the increase in the mean total phosphorus concentration stems for the most part from the particulate forms of this element.

Several phenomena may explain this rise in total phosphorus, notably (i) growth of phytoplankton combined with less summer predation from zooplankton, resulting in an increase in particulate phosphorus, and (ii) phosphorus coming from the lake's tributaries, notably the Rhône, whose flow rate was high in 2018. This increase in flow rate can be explained by abundant winter rain and glacier melting due to high summer temperatures. These two hypothetical causes of the increase in phosphorus are not mutually exclusive.

After a continuous increase in the mean concentration of chloride from 1973 to 2016, it has stabilised at 10.3 mg L⁻¹, a stock of approximately 892 000 t in the lake. This stabilisation, in all likelihood related to mild winters and therefore less road salting, must be confirmed over the coming years.

2. PHOSPHORUS, NITROGEN AND CHLORIDE INFLOWS AND OUTFLOWS

The CIPEL's monitoring programme includes the estimation of nutrient and chloride flow entering the lake by its main tributaries (the Rhône, Dranse, Venoge, Aubonne, Versoix), and its flows exported from the catchment by the outflowing Rhône, Arve and Allondon.

The flows recorded in 2018 seem similar to the preceding years for the Aubonne, Venoge and Versoix, and substantially higher in the Rhône upstream of the lake (+30 m³ s⁻¹ compared to 2016, +60 m³ s⁻¹ compared to 2017).

The phosphorus flow includes two main components: a particle fraction (for the most part mineral, or apatitic, non-assimilable) and a dissolved fraction (orthophosphate). The total phosphorus flow into the lake from tributaries in 2018 was estimated at 927 t year⁻¹, a value which had no longer been observed for 13 years. Particulate phosphorus accounts for the majority of this flow, with orthophosphate estimated at less than 30 t year⁻¹. The orthophosphate flow is not influenced by flow variations, but more by wastewater treatment plant effluents (see section 3 of the second part of the summary).

Even though the flows at the lake's outlet are on the same order of magnitude as the accumulated flows of the tributaries, the total phosphorus flow exported downstream of Lake Geneva is lower (225 t year⁻¹) than the inflowing flow because of the sedimentation of particulate phosphorus in the lake.

The total nitrogen inflow, which was relatively stable (around 4700 t year⁻¹ over the past 20 years), was higher in 2018 (5882 t year⁻¹), mainly because of increased flow from the Rhône. Also higher than the previous years, the outflow is estimated at 5807 t year⁻¹.

The chloride inflow to the lake (slightly more than 69 000 t year⁻¹) does not correlate well with flow, related to the main source of this flow, road salting. The flux/flow relation is therefore better for lowland rivers flowing into the lake, which are more heavily influenced by runoff water loaded in salt from snow removal than the Rhône, fed in part by snowmelt, even though it accounts for the largest proportion of flow entering the lake.

3. BIOLOGICAL MONITORING OF THE PELAGIC ZONE (SHL2)

As for phytoplankton, at the beginning of the year (end of January to end of March) we noted the presence of benthic taxa in the water column at the centre of the lake (*Diatoma elongatum* and to a lesser extent *Ulnaria acus*), which could be explained by winter rains having drained the benthic compartment. Then, once the thermal stratification was in place, the filamentous algae *Mougeotia gracillima*, which develops at a depth of 15–20 m, dominated the phytoplanktonic compartment during the period from spring to summer. The observation of several chlorophyte species, indicative of eutrophic environments, is also notable during this period. At the end of summer, *M. gracillima* was replaced by another filamentous alga, *Planktothrix rubescens*, which is a cyanobacterium that can release toxins. However, its biomass remained lower than health warning thresholds. It was maintained until the end of the year, with other *Diatoma* species that are indicative of shallow environments. The mean annual biomass in 2018 (1582 µg L⁻¹) was close to the biomass in 2017 and remained high compared to the historical reference since 1974. Phytoplankton's diversity index (Shannon Index) has been relatively stable since 1974; nevertheless, the previous years, the highest diversity values were for recent years, notably 2015, 2016, 2017 and 2018, while the lowest indices were observed for the years with *M. gracillima* blooms. The Brettum Index, which expresses the lakes ecological state, remained mediocre for 2018.

The maximum picocyanobacterium concentrations were observed from mid-July to the end of August, as well as in mid-October. They accounted for a mean 6.1% of the phytoplankton biomass, a lower value than in 2016 and 2017, but comparable to 2014–2015; the proportion of the biomass represented by picocyanobacteria varied over the year: it reached 21% in August and 31% in October. The development of this picocyanobacterial compartment appears to be more strongly influenced by water temperature and depth (actually, light, which is negatively correlated with depth) and then by nutrients. On the other hand, the distribution of picocyanobacteria was negatively correlated with orthophosphates (weakly) and nitrate ions (more strongly). Picocyanobacteria therefore comprise a good indicator of the trophic condition of the ecosystem and its response to rising water temperatures.

The mean and maximum chlorophyll-*a* concentrations measured in the first 30 m present showed synchronous change, characterised by low values at the beginning of the year, when the lake had not yet stratified, then a rapid increase beginning in April when stratification was occurring. In the first layer of water from 0 to 30 m, the mean chlorophyll concentration reached its maximum (9.3 µg L⁻¹) in mid-June; high chlorophyll-*a* concentrations were maintained until the end of September and then decreased because of the decrease in light and temperature.

Throughout the year, the crustacean community was largely dominated by copepods (canids and cyclopids), much more abundant than cladocerans in the spring and end of summer. The first peak of abundance occurred in March, the second (cyclopids) in October. Cladocerans (Bosminidae) also increased in the spring, were not abundant in summer and showed a second peak in October.

The abundance of cladocerans (daphnids, Bosminidae, *Bythotrephes longimanus*), taxa that are important for feeding whitefish, was marked by an interannual decreasing trend, possibly explained by the decrease in the abundance of certain algae and the predatory pressure from whitefish.

Whitefish fed mainly on cladocerans (in 2018: 61% *Bythotrephes longimanus*, 23.5% daphnids, 9.2% *Leptodora*) except in October when they also fed on the larvae of chironomids (61%). On the other hand, very few copepods were found in their stomach contents, although they were more abundant. In terms of the interannual trends, the contribution of *B. longimanus* increased in spring, at the expense of the number of daphnids. The contribution of daphnids to the food bowl of whitefish was one of the lowest observed since 2006, and since 2012 this decrease has been correlated with the drop in the abundance of this prey in the environment.

4. SURVEILLANCE OF WHITEFISH AND PERCH SPAWNING

Whitefish (like char) spawn at the end of autumn and the beginning of winter when temperatures drop below a threshold value (approximately 7–8°C). In contrast, perch spawn in spring, when the water temperature rises above 10°C. With climate change, these threshold values could be reached earlier for perch and later for whitefish.

The whitefish reproduction period began at the beginning of December 2017; in roughly 10 days, 50% of the genitors were collected. The spawning peak should be close to these two dates. The maximum numbers of reproducers captured was reached slightly before the end of the month. The captures were for the most part males (78%). The mean size was 440 ± 42.7 mm and the mean age was 2.4 years. The mean numbers captured in 2017–2018 were lower than in 2016–2017, probably related to the decrease in the whitefish stock. The 2017–2018 reproduction season was the earliest since the beginning of the monitoring programme, which is explained by lower temperatures at the end of the year.

Perch spawning began at the end of April 2018 (the 29th), slightly earlier than in 2017 (2 May). The peak of spawning activity was observed on 11 May, here also a few days earlier than in 2017 (15 May 2017), with a temperature close to 11°C 8 m deep. A retrospective analysis of all the data from monitoring perch reproduction phenology will make it possible to determine whether a more significant discrepancy in spawning is observed in relation with the rise in water temperatures in spring in Lake Geneva.

5. MICROPOLLUTANTS IN THE RHÔNE RIVER WATERS

One hundred eighteen chemical products, including a new fungicide, fenpyrazamine, frequently used in viticulture since 2015, 33 pharmaceutical active substances, two anti-corrosion agents, a solvent (1,4-dioxane) and methyltertbutylether (MTBE, an additive for fuel) were investigated in the Rhône waters at Porte du Scex, with a mean of 27 samples over 14 days (three samplings per hour).

Nineteen chemical substances were detected. None of them had reached (or surpassed) the threshold concentration of 0.1 µg L⁻¹ (water protection ordinance, and European drinking water norm) or the ecological effects criteria (environmental quality norm) proposed by the Ecotox Centre; nor did the total concentration (sum of the concentrations of all the pesticides) exceed 0.5 µg L⁻¹. During the 2008–2018 period, the maximum concentrations decreased for most chemical substances. The total quantity of chemical products having transited the lake by the Rhône was estimated at 308 kg in 2018 versus 444 kg in 2017, 577 kg in 2016 and 277 kg in 2015. The greatest proportion of this load (e.g. 293 kg in 2018) stemmed from agricultural uses. Industrial discharges remained limited (15 kg year⁻¹ in 2018, 11 kg year⁻¹ in 2017), and for the most part involve chemical products that are infrequently used in the region (e.g. foramsulfuron). A reduction in agricultural fluxes was also observed, which must be viewed in light of the dry weather during spring and summer in the Valais in 2018.

Of the 65 pharmaceutical active substances explored, 15 were detected, most of which showed mean concentrations lower than 0.01 µg L⁻¹. Metformin (an anti-diabetic drug) presented the highest mean and maximum concentrations (0.49 and 1.15 µg L⁻¹, respectively), with a winter peak probably related to the increase of the population in winter sports resorts. Methenamine (urinary tract antibiotic) also reached a maximum slightly higher than 1 µg L⁻¹. The other medications presenting notable concentrations (ribavirin, an antiviral; prilocaine, a local anesthetic; carbamazepine, an anti-epileptic) reach a maximum of 0.16–0.29 µg L⁻¹.

The total annual load of pharmaceutical compounds reached 3000 kg in 2018, with metformin alone accounting for 2354 kg year⁻¹, increasing by 500 kg compared to 2017. The annual load of methenamine is estimated at 407 kg, versus 381 kg in 2017; in both cases these flows are much higher than the flows estimated based on industrial self-monitoring.

Two anti-corrosion compounds (benzotriazole and tolyl-triazole) were also observed throughout the year: mean, 0.04 and 0.02 µg L⁻¹, respectively. The concentrations of 1,4-dioxane have decreased significantly since 2014: the load estimated in 2018 is only 345 kg, compared to 750 kg for 2015 and 6 t in 2014. MTBE was detected episodically (mean concentration, 0.03 µg L⁻¹).

6. CHANGES IN METAL AND MICROPOLLUTANT CONCENTRATIONS IN THE CENTRE OF THE LAKE (SHL2)

The contents of trace metal elements and pesticides are assessed twice a year at four depths, in spring (after mixing of the water) and in autumn (during the stratification period). Medication residues are analysed three times a year (winter, beginning of summer and autumn) at two depths.

The contents of dissolved metals measured in the surface layer remained low and respect the Swiss and French reference values for drinkable water. The increases in manganese concentrations in September to 305 and 309 m compared to March show that the lake is anoxic at the end of summer and demonstrates release of this element by sediments. The manganese concentration at 309 m was higher in 2017–2018 than during the 2014–2016 period.

Few pesticides were detected (38 substances out of a total of 379 sought): for the most part these were herbicides (23 substances) and their metabolites (eight substances), more rarely fungicides (five substances). The levels measured remained low (sum of the concentrations varying between 0.054 and 0.123 µg L⁻¹) and respect the Swiss and French reference values for drinkable water, individually and totaled. In 2018, only three substances were observed at concentrations greater than or equal to 0.010 µg L⁻¹: atrazine (herbicide), metalaxyl (fungicide) and aminomethylphosphonic acid (AMPA, a degradation product of the herbicide glyphosate). The AMPA concentration at 30 m has been increasing since its introduction in the monitoring programme in 2015 and reached 0.023 µg L⁻¹ in March 2018. For other products such as atrazine (banned for the past 10 years) or metalaxyl (its source presumably industrial) the concentrations appeared stable.

As for pharmaceutical compounds, we first found metformin at similar concentrations to those observed in 2017 (0.4–0.6 µg L⁻¹), and its metabolite guanylurea at 0.11 µg L⁻¹. The other most frequently found compounds (carbamazepine; carisoprodol, a pain-killer; mepivacaine, a local anesthetic; and methenamine) were measured at lower concentrations, less than 0.1 µg L⁻¹. Except for methenamine, monitored since 2017, the third compound in descending order after metformin and guanylurea, the concentrations of these medication residues are stable or decreasing.

SPECIFIC STUDIES

1. MICROPOLLUTANTS IN FISH

This study examined the mercury contamination of roach and burbot and an extensive range of synthetic organic compounds, notably polychlorobiphenyls (PCBs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCDD), chlorinated paraffins (C10–C13), perfluorooctane sulfonate (PFOS), and a variety of alternative flame retardants with PBDEs and HBCDD.

Lake Geneva appears to have little contamination by PBDEs, HBCDD, chlorinated paraffins, PCBs (except dioxin-like PCBs, PCB-DL), and most of the chlorinated and bromine flame retardants that are alternatives to PBDEs. However, the mean concentrations surpassed evaluation criteria (toxicity for predators) for mercury and PCB-DL. For PFOS, the mean concentrations were lower than the evaluation criteria, but a few individual compounds went beyond threshold levels. An alternative flame retardant, decabromodiphenyl-ethane (DBDPE), was also detected systematically.

Mercury and PCB concentrations, which have been monitored for many years, have decreased significantly over the decades and seem to have stabilised. Today it is premature to adjudicate on the trends followed by PBDEs and PFOS.

2. HYDROPHOBIC MICROPOLLUTANTS IN TRIBUTARIES

This study completes the monitoring of micropollutants in the Rhône, providing a partial vision of the micropollutants found in the lake. The CIPEL's surveillance mission includes identifying sources of several groups of contaminants as well as the associated flows, based on the main tributaries. This study first investigated passive sampling devices (PSDs), integrator devices that can increase the volume of water analysed and thus reduce the quantification limits. The set-up was completed by analyses on suspended matter (SM), but in smaller numbers.

Silicone PSDs (PDMS) were implanted at 46 sites selected in the surveillance network and completed by a few potentially impacted sites, for 6 weeks in September–October 2018. Three classes of hydrophobic compounds (PCB, PBDE, HAP) were analysed in the PDMSs as well as SMs collected with eight sediment traps. The few SM analyses corroborate the PSD results.

For PCBs, waterbodies presenting the highest concentrations are the Nant d'Avril (near Geneva), the Chamberonne and the Venoge on the north bank (towards Lausanne), and the Arve (at Passy), and to a lesser extent the Vengeron, the Eau Froide de Roche and the Rhône (particularly at Evionnaz, upstream of the Porte du Scex station). A high number of industries (notably in the Arve valley) and contaminated waste disposal/embankment sites (notably the upstream Rhône) are present near these sites and make up potential sources of PCBs. Other current sources such as the discharges of pumped-storage hydroelectricity (PSH) (the Venoge), or historical sources such as high-power electrical installations (the Nant d'Avril) can also be cited. Compared to a previous campaign (EPFL, 2016), decreases in the concentrations were noted for the Dranse and the Aubonne, to be confirmed because they were possibly influenced by precipitations, and around the Stockalper canal, where large sewage works have taken place since that time.

Among the PBDEs analysed, two main congeners (47 and 99) stand out, with the others frequently (100) or systematically (28, 153 and 154) lower than the quantification limits. The sites presenting higher concentrations are located on the Chamberonne, the Eau Froide de Roche and the Venoge, manifesting emissions related to urbanisation, as for (in part) PCBs.

The highest PAH contents and loads were demonstrated in the Arve (most particularly at Passy) and the Rhône. For three classes of contaminants, the highest estimated loads come from the Rhône and the Arve, with differences in behaviour, however: a reduction between the source upstream and downstream for PAHs in the Arve, suggesting retention in the river (e.g. sediments), increasing from upstream to downstream for PCBs in the Rhône and PBDEs in the Rhône and the Arve, suggesting an accumulation of more or less diffuse sources.

This study makes available a more extensive and more precise diagnosis of the input sources of these three classes of contaminants to Lake Geneva. This diagnosis will be completed by a new campaign at a different period and the addition of passive sensors that will detect less hydrophobic contaminants. Periodic monitoring of the most notable sites should also be planned.

3. NON-POINT SOURCE PHOSPHORUS INPUTS TO LAKE GENEVA

A retrospective overview of the non-point source phosphorus inputs from tributaries was carried out in 2018. After the prospective on the domestic phosphorus inputs published in 2018, this report comprises the first part of the second step of a prospective procedure examining the coming 50 years according to different scenarios.

The retrospective overview (2001–2017) consisted in estimating the phosphorus fluxes from the lake's main tributaries (the upstream Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge and Versoix) and then subtracting the accumulated flows coming from wastewater treatment plants.

For this period, the upstream Rhône accounted for a mean 87% of the water inputs to Lake Geneva, with a regime influenced by snowmelt and glacier melt. The total flow of phosphorus from tributaries varied between 1468 t year⁻¹ (maximum, observed in 2004) and 371 t year⁻¹ (minimum, observed in 2014), whereas this flow from PSH varied between 73 t year⁻¹ (maximum, observed in 2017) and 35.5 t year⁻¹ (minimum, observed in 2015). The upstream Rhône accounted for a mean 92% of the total phosphorus inputs, but only 76% of the orthophosphate input (30–100 t year⁻¹, with 4.7–13 t year⁻¹ coming from PSH).

Total phosphorus flow, in the Rhône and the other tributaries, correlated well with pluviometry, notably during the summer, indicating that the soil erosion process dominated in these fluxes. As a result, it can be

concluded that the non-point sources indeed dominated these phosphorus fluxes, from 80 to 90% for the Rhône and less for the other tributaries. Non-point sources also dominated for orthophosphate, but to a lesser degree, especially since PSH inputs for this parameter were probably underestimated.

The next step in this prospective approach will consist in estimating non-point source phosphorus flows over the next 50 years according to several climate change and land use scenarios.

4. TEMPERATURE STUDY IN THE COASTAL ZONE

The reflexions of a working group on the effects of climate change on Lake Geneva's ecosystem have raised the question of setting up temperature monitoring in the coastal zone. To respond to this question, a bibliographical study was conducted, completed by statistical analysis of the existing data (the Buchillon station (VD) in Switzerland and the INRA station at Thonon-les-Bains on the French side). Water temperature variations on these two coastal sites were compared to the temperature measurements taken at the lake's centre (point SHL2).

This bibliographical study showed that summer temperatures in the coastal zone are increasing at the same speed as the mean lake temperatures in summer, without ignoring the seasonal variations or the effects of meteorological factors such as wind. Lake size also plays a considerable role in the heterogeneity of surface temperatures, with Lake Geneva appearing as a modestly sized lake compared to other large lakes, most particularly in North America, which have been the subject of a number of important studies. The temperatures measured at Buchillon turned out to be strongly correlated with those measured using remote sensing (during the night), which made it possible to map surface temperatures.

The statistical analysis of the temperatures measured at Buchillon, Thonon-les-Bains and SHL2 showed lower mean temperatures at the centre of the lake (-0.84°C) than in the coastal zone, with the difference tending to decrease as depth increases. The warming speed in spring and the cooling speed in autumn were also slightly faster at the coastal stations. From 1992 to 2016, the surface temperatures measured at the SHL2 site showed a warming trend equivalent to that measured at the Thonon-les-Bains site.

Even if differences exist at the surface (attenuated or even inexistent at 1 m deep), the daily temperatures at the coastal sites and the centre of the lake are strongly correlated. The same is true of the monthly averages, with weaker correlation coefficients for certain months such as April, when the temperature changes the most rapidly. It therefore does not seem necessary to increase the number of coastal temperature monitoring sites for Lake Geneva.

5. STATE OF THE ART ON MICROPLASTICS

The presence of plastics in aquatic environments has emerged over the past few years as a major preoccupation at the world level. Along the pathway plastics take toward the oceans, lakes, including Lake Geneva, are more or less temporary storage zones. The objectives of the present study were to take stock of the current knowledge of the sources, fate and risks induced by microplastics (primary particles or those stemming from degradation of macroscopic plastic waste), so as to set up surveillance adapted to Lake Geneva.

The fate of microplastics in the environment can be summarised in five main processes: degradation (into smaller particles), overlaying by macromolecules or biofilm, aggregation, transport and sedimentation. Knowledge of the direct impacts of microplastics remains very incomplete, making it impossible to identify a general pattern. These impacts concern invertebrates and fish, and have a greater effect on pelagic species than benthic species. The key to exposure resides in trophic behaviour, since microplastics are confused with prey or ingested accidentally. The effects observed in both invertebrates and fish are first physical (congestion, erosion), with physiological consequences on feeding, growth and fertility.

Microplastics can also play a role as vectors of micropollutants or microorganisms. However, for the contaminants recognised as being highly hydrophobic, the concentrations adsorbed to microplastics are undoubtedly high, but remain on the same magnitude as the concentrations observed in sediments, for example: microplastics do not seem to be more efficient vectors of micropollutants than other natural organic particles present in aquatic environments. For microorganisms, the question remains open given that our knowledge remains incomplete.

Today it is therefore difficult to assess the ecological and health risks caused by microplastics, because the knowledge of the effects remains imperfect and considerable shortcomings exist as to the assessment of exposure to these materials. In conclusion, three orientations have been retained from this study: (1) assess the inputs to the lake by its tributaries, (2) monitor impacts (ecosystem exposure) using fish digestive system analysis and (3) evaluate the stock of emerging plastics (shores, beaches) using a participative approach.

6. ANNUAL INSPECTION OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS (WTP)

212 wastewater treatment plants (WTP) were operating in 2018 within the territory covered by CIPEL [International Commission for the Protection of the Waters of Lake Geneva] (namely the catchment areas of Lake Geneva and the downstream section of the River Rhône), with a total treatment capacity of 4,645,955 population-equivalents.

The average phosphorous removal efficiency in the catchment area of Lake Geneva has fallen sharply since 2016, as a result of the regional WTP in Viège (canton of Valais) persistently exceeding the discharge requirements, and in 2018 rose to 88% (91% without taking this WTP into account), generating an additional flow of phosphorous of 26 tonnes into Lake Geneva.

Across the territory covered by CIPEL, the flow of post-treatment organic matter discharged expressed by the COD amounted to 10,833 tonnes with a treatment efficiency of 92%. These figures reveal good waste treatment performance levels for organic matter.

This good performance should be weighed against sometimes significant spills. The volumes and loads of these spills are underestimated due to the lack of flow measuring systems in the spillways in the sewage networks. In this context, CIPEL's recommendation adopted in November 2018 on implementing and updating network diagnostics underlines the importance of gaining a better knowledge of the sewage systems.

Specific flow during dry weather gives a good idea of the infiltration clear water that flows through the wastewater networks. Since 2001, there has been an overall tendency towards a reduction in specific flow during dry weather. In 2018, this flow was estimated to be 250 L.EH⁻¹.j⁻¹ across CIPEL's territory. Efforts made on sewage networks reflected in the improvement of this indicator must be stepped up so as to ensure continuous improvement in the operation of the sewage system.

This chapter also provides a report on the flow and concentration of micropollutants for 16 of the most monitored substances in the discharges of several WTPs, representing 44% of the total waste treatment capacity across the territory. Although the reliability of this report is not comparable to that of the reports provided for phosphorous or organic matter, it contributes to our knowledge of the sources of micropollutants in Lake Geneva and shows the importance of a standardised approach to monitoring the outflow of micropollutants from wastewater plants.