

RÉSUMÉ EXÉCUTIF

CAMPAGNE 2021

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

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

RESULTATS DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE

Les analyses physico-chimiques d'eau du lac ainsi que le suivi biologique sont réalisées au point le plus profond du lac, désigné SHL2 (cf. carte page 6). Ce site est considéré comme représentatif de l'ensemble du Grand Lac, au moins en ce qui concerne les tendances. Un deuxième site (GE3), localisé dans le Petit Lac, est par ailleurs suivi par le Service de l'Ecologie de l'Eau (SECOE, Canton de Genève) ; la synthèse des données obtenues à SHL2 est effectuée annuellement ; tous les six ans, la synthèse inclut les données des deux points SHL2 et GE3. La surveillance des micropolluants est réalisée à la station « Porte-du-Scex » sur le Rhône (station 1837 du programme NAWA de l'OFEV) et à SHL2.

1. EVOLUTION DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES À SHL2

L'année 2021 est caractérisée par un hiver doux (température de l'air +2.5°C par rapport à la moyenne mensuelle 1991-2021 pour le mois de février) et par un printemps plus frais (-2.4°C pour les valeurs moyennes d'avril et mai). La couche d'eau dans les 10 premiers mètres en 2021 a été moins chaude qu'en 2020 (température moyenne estivale 17.5°C, soit 2.4°C de moins), à l'exception du mois d'octobre. La température moyenne annuelle dans cette couche 0-10 m montre une tendance au réchauffement statistiquement significative depuis 1973, et a atteint 12.4°C en 2021. Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac a été de 6.0°C le 26 janvier, soit une augmentation continue de 1.1°C depuis le dernier brassage complet en 2012.

Le brassage hivernal est resté limité à 145 m, profondeur atteinte le 2 mars 2021. Ce brassage partiel n'a par conséquent pas été suffisant pour réoxygéner l'eau des couches profondes du lac : la concentration en oxygène dissous mesurée au fond du lac après le brassage était de 2.2 mg/L, soit une diminution de 1.1 mg/L par rapport à 2020. Cette concentration en oxygène dissous a varié en 2021 entre 1.4 mg/L et 2.3 mg/L début mars 2021, date de fin du brassage hivernal partiel ; elle est toujours restée inférieure à 4 mg/L depuis 2016. La stratification thermique du lac s'est mise en place dès le mois d'avril ; la stratification maximale a pu être observée le 9 août 2021, et la déstratification est intervenue le 4 novembre.

Le brassage hivernal incomplet n'a pas non plus permis la redistribution des nutriments dans la colonne d'eau : dans la couche 0-30 m, la concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphates (PO₄) était égale à 3.7 µg/L ; la variation saisonnière de ce nutriment dans la couche de surface a été beaucoup moins ample qu'entre 1987 et 1999, une autre période d'absence prolongée de brassage thermique complet. Cette absence de brassage complet depuis 2012 a conduit par ailleurs à une augmentation de la concentration en PO₄ au fond jusqu'en 2017 ; elle s'est depuis stabilisée à un niveau plus bas qu'en 2017 (35.9 µg/L en 2021). Le phosphore total présente un patron similaire au PO₄ : 10.1 µg/L dans la couche 0-30 m, 38.2 µg/L au fond. La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total à SHL2 était de 16.0 µg/L, soit une légère diminution (0.9 µg/L) par rapport à 2020, sans toutefois atteindre l'objectif assigné par la CIPEL pour la période 2011-2020, soit une valeur comprise entre 10 et 15 µg/L. Les concentrations en azote total et en nitrates étaient en 2021 en diminution ou à peu près stables respectivement.

Après une longue période (depuis au moins le début du suivi de ce paramètre en 1973, jusqu'en 2014-2015) où les concentrations de chlorures n'ont cessé d'augmenter dans l'eau du lac, la succession d'hivers doux induisant une moindre utilisation de sels de déneigement a depuis contribué à stabiliser la concentration moyenne à environ 10 mg/L : en 2021 cette concentration moyenne pondérée était de 10.4 mg/L, ce qui correspond à un stock estimé à 893 749 tonnes dans le Grand Lac.

2. SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE DE LA ZONE PELAGIQUE (SHL2)

2.1. PHYTOPLANCTON

En 2021, 18 campagnes de prélèvements ont été effectuées à la station SHL2 afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Le début de l'année se caractérise par des biomasses assez faibles et dominées par des taxons indicateurs de milieux stratifiés. A partir de mars, la biomasse triple, au profit en particulier de diatomées indicatrices de milieux brassés. De mi-mai à mi-juin, ce sont des Chrysophycées indicatrices de milieux oligotrophes qui composent la majorité du phytoplancton. Pendant la phase estivale, les Dinophycées dominent largement la biomasse. Ce sont notamment des espèces mixotrophes, qui ont probablement profité des apports terrigènes massifs issus des importantes crues des rivières. Autour du 6 septembre, un bloom de surface d'*Uroglena sp.* (Chrysophycée) apparaît. Cette espèce non toxique donne une couleur marron à l'eau ainsi qu'une odeur désagréable. *Uroglena sp.* préfère les milieux riches en acides humiques : le bloom serait ainsi également une conséquence des apports de matériaux terrestres par les crues des affluents et l'érosion des berges durant le mois de juillet.

La biomasse annuelle moyenne a été estimée à 1395 µg/L en 2021, une valeur proche de celles observées depuis 2017. L'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse moyenne annuelle du phytoplancton inférieure à 1000 µg/L n'est donc pas atteint, pas plus que les années précédentes.

L'indice de Brettum, qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, donne un état qualifié de « médiocre » (3.27) pour 2021 sur la base de l'échelle *intercalibration lake type* (échelle publiée en 2007, incluant une typologie des lacs ; le Léman appartient au type L-AL-3 – grands lacs alpins). L'objectif de « bon état » (valeur d'indice = 4) n'est donc pas non plus atteint.

L'analyse de la dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels montre une diminution de la biomasse des taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés entre 1975 et 2021. A l'inverse, les taxons caractéristiques des milieux oligotrophes présentent une dynamique inverse avec une stabilisation depuis une dizaine d'années. Ces deux observations sont cohérentes avec la diminution des apports de phosphore, et témoignent de l'amélioration globale de l'état trophique du lac, qui n'est cependant pas stabilisé, comme le montrent notamment les variations de l'indice de Brettum. Par ailleurs, une augmentation sensible de la biomasse des taxons indicateurs des milieux turbides ou de faible profondeur est notée depuis 2014, et confirmée en 2021.

Les picocyanobactéries, une composante de petite taille (<2-3 µm) du phytoplancton, sont intégrées dans le suivi réalisé à SHL2 depuis 2014. Leur abondance peut dépasser 100 000 cellules par mL en période estivale. En 2021, le maximum observé est intervenu plus tardivement que les années précédentes, soit en septembre, probablement là aussi en conséquence d'une météorologie défavorable au début de l'été. La biomasse de cette communauté reste encore modeste comparée à celle du nano- et micro-phytoplancton (cf. ci-dessus) ; il est cependant attendu que la proportion de cette catégorie de phytoplancton augmente avec la réoligotrophisation du lac et le réchauffement des eaux.

2.2. BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE

La dynamique saisonnière des concentrations en chlorophylle *a* en 2021 a montré un démarrage de croissance au début du mois de mars, correspondant à une augmentation de la production primaire et à une baisse de la transparence dans la couche supérieure de la colonne d'eau. Les concentrations de chlorophylle *a* mesurées au printemps (mars-mai) ont été plus élevées que celles mesurées en été, où on a observé une baisse de biomasse chlorophyllienne et de la production primaire, coïncidant avec un pic de développement du zooplancton et d'augmentation de la transparence. Un dernier pic de biomasse chlorophyllienne correspondant au pic plus important de production a été observé en septembre en surface. Ensuite les valeurs de chlorophylle *a* ont baissé rapidement et ont atteint des valeurs minimales typiques de la saison hivernale, associées à une augmentation de la transparence de l'eau.

Dans l'évolution interannuelle, les concentrations moyennes de chlorophylle *a* et les valeurs de production primaire de mars à mai ont été plus élevées en 2021 que celles observées les années précédentes. En revanche, entre juin et août les valeurs de production primaire ont été plus faibles par comparaison au pic observé en 2020, bien que les moyennes aient présenté des valeurs comparables avec les mesures depuis 2015. En automne 2021, la production primaire moyenne a été inférieure aux valeurs observées en 2020 mais cohérente avec celles observées les années précédentes.

A l'échelle interannuelle, la tendance à la baisse des concentrations moyennes annuelles de chlorophylle *a*, observée depuis 2018, est confirmée.

2.3. ZOOPLANCTON

Le zooplancton microcrustacéen du Léman a été dominé en 2021 par les copépodes calanoïdes (*Eudiaptomus gracilis*). En fin d'hiver (janvier et février), les abondances étaient faibles. Le développement printanier a été observé à partir du mois de mars et le pic des abondances des copépodes cyclopoïdes et des calanoïdes a été atteint fin avril et début mai respectivement. Les abondances de ces deux groupes ont été moins importantes pendant le reste de l'année, et c'est un autre groupe de microcrustacés, les cladocères, qui ont pris le dessus à la fin du printemps et pendant les mois d'été. Un premier pic d'abondance a été atteint fin mai, représenté par les cladocères herbivores bosminidés. Un deuxième pic plus important a suivi en juillet, représenté par les cladocères herbivores daphniidés. Enfin, un troisième pic intermédiaire a eu lieu en septembre. Les cladocères carnivores ont été plus abondants à partir de l'été et jusqu'à l'automne, avec un maximum pour les *Leptodora* au mois d'août et pour *Bythotrephes* en juin et juillet.

A l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80 et sont particulièrement bas ces deux dernières années. Une réduction des effectifs pour la plupart des groupes zooplanctoniques est remarquée, notamment pour les calanoïdes et le cladocère carnivore *Leptodora*. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, sont en légère augmentation en 2021. Les groupes des cyclopoïdes et *Bythotrephes* ont présenté des valeurs d'abondance stables par rapport aux valeurs mesurées en 2020.

La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance en mars et un deuxième plus important en mai. Les abondances sont plus faibles à partir de fin juillet, cependant un dernier pic est atteint en novembre. Les taxons dominants étaient *Synchaeta sp.* en mars et *Polyarthra sp.* en juin et en novembre.

L'évolution interannuelle de l'abondance des larves des mollusques *Dreissena sp.* était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, une augmentation des abondances a été observée en 2021 probablement en raison de l'arrivée d'une nouvelle espèce de *Dreissena* (*Dreissena bugensis*, moule quagga) avec une présence importante des larves observée dès janvier en raison de sa phase de croissance plus active en saison hivernale.

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE DU CORÉGONE

Les poissons zooplanctonophages comme le corégone (*Coregonus lavaretus*) régulent les communautés planctoniques et influencent leur structure taxonomique. Le suivi des contenus stomacaux de corégones permet d'évaluer la pression de prédation qu'exerce cette population sur le zooplancton. Il permet également d'acquérir une meilleure connaissance sur l'écologie trophique du corégone et d'identifier ses principales proies. Or, dans le Léman, ces proies présentent des fluctuations d'abondance et de dynamique annuelle, comme indiqué au paragraphe précédent. De telles évolutions dans la communauté zooplanctonique se traduisent, pour le corégone, par des changements en termes de disponibilité et d'accessibilité de ses proies, susceptibles de provoquer un ajustement de son comportement alimentaire.

L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. En 2021, la taille moyenne des corégones analysés était de 43.9 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée de cladocères (daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora*), y compris les mois durant lesquels la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes. Les contributions relatives de ces trois types de proies présentent des variations saisonnières très marquées et récurrentes d'une année à l'autre. Néanmoins, depuis 2014, *Bythotrephes* présente des contributions élevées sur l'ensemble de l'année ; par ailleurs, la contribution des daphnies en 2021 en hiver, au printemps et en été, est légèrement supérieure à celle observée en 2020. Le bol alimentaire du corégone montre une évolution interannuelle qui se traduit par une contribution croissante de la proportion de *Bythotrephes* et d'une baisse dans les contributions des daphnies et *Leptodora*. Cette évolution ne dépend pas de l'abondance de *Bythotrephes* ; en revanche, la tendance suivie par la proportion de daphnies dans le bol alimentaire est significativement corrélée à l'abondance de ces microcrustacés à SHL2. Ceci renforce l'hypothèse avancée dans un rapport antérieur, selon laquelle l'augmentation de la prédation sur *Bythotrephes* serait liée à un report sur ce taxon en raison de la moindre disponibilité des daphnies.

2.5. FRAI DU CORÉGONE ET DE LA PERCHE

Le suivi de la phénologie de la reproduction de deux espèces de poissons, le corégone (*Coregonus sp.*) et la perche (*Perca fluviatilis*) vise à évaluer l'impact du changement climatique. En effet, le corégone se reproduit en hiver, lorsque la température de l'eau descend en-dessous d'un certain seuil ; l'inverse est attendu pour la perche au printemps.

Le suivi de la reproduction du corégone est effectué depuis 2015 à l'aide de filets benthiques posés et relevés chaque semaine sur un site de référence où les poissons frayent régulièrement. La baisse des captures constatée dès 2018-2019 a conduit à tester des méthodes alternatives d'échantillonnage : comptage visuel, caméra acoustique et ADN-environnemental. Pour suivre la reproduction de la perche, des frayères artificielles sont installées chaque année sur un site de référence, à différentes profondeurs, à partir de début avril jusqu'à juin.

Le nombre d'individus de corégone capturés durant l'hiver 2020-2021 (17) était comparable à celui de l'année précédente. Les méthodes alternatives ont pu être appliquées sans interruption pendant la période de suivi, alors que la pose des filets a été interrompue une fois en raison des conditions météorologiques. Les proxys d'abondance des différentes méthodes sont assez cohérents, et permettent de situer l'apogée de la reproduction le 20 décembre 2020. La dynamique observée paraît atypique, peu en lien avec la température. Les causes de cette observation restent à élucider.

Dans le cas de la perche, 20 relèves de frayères ont pu être effectuées avec 49 rubans récoltés. Le nombre de rubans est environ 6 fois plus faible qu'en 2019. Le frai a débuté le 5 mai, soit environ 10 jours plus tôt qu'en 2020, pour des températures proches de 10°C. L'apogée a été atteint le 21 mai 2021.

3. EVOLUTION DES TENEURS EN MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX (PORTE-DU-SCEX ET SHL2)

Dans le Rhône (Porte-du-Scex), 130 pesticides, 38 résidus médicamenteux (dont la guanylurée, produit de dégradation de la metformine), deux anticorrosifs, quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl) ont été analysés dans des échantillons composites sur deux semaines pendant toute l'année 2021. De plus, onze substances perfluororalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) ont été recherchées durant les quatre premiers mois de l'année. Dans le Léman (SHL2), ce sont 159 pesticides, 73 résidus médicamenteux, deux anticorrosifs, quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl), ainsi que 25 éléments traces métalliques qui ont été mesurés au printemps et à l'automne à différentes profondeurs (1, 30, 100 et 305 m pour les pesticides ; 1, 15, 100 et 305 m pour les résidus médicamenteux ; 15 et 100 m pour les quatre composés organiques).

En complément de ces analyses ciblées, une analyse multirésidus en chromatographie liquide haute résolution a été réalisée par l'EAWAG sur un échantillon d'eau prélevé au printemps à SHL2.

Sur un total de 130 pesticides recherchés, sept substances ont été quantifiées dans le Rhône à la Porte-du-Scex durant l'année 2021. Il s'agit du glyphosate, de son principal produit de dégradation, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), de l'amidosulfuron, du diuron, du foramsulfuron, du métalaxyl, ainsi que du spinosad ; 14 autres pesticides ont été détectés sans être quantifiables par la méthodologie utilisée. La valeur de tolérance de l'ordonnance OPBD (RS 817.022.11) qui est fixée à 0.5 µg/L pour la somme des concentrations de pesticides mesurés, n'a pas été dépassée en 2021, tout comme durant les huit années précédentes.

La charge totale des pesticides en 2021, calculée en multipliant les concentrations dans chaque échantillon composite par le débit moyen du Rhône durant la période correspondante, reste relativement basse (259 kg) et suit la tendance de ces trois dernières années. Sur ce total, on estime à environ 41 kg la part des rejets industriels directs, qui concerne notamment l'amidosulfuron, le cyprodinil et le foramsulfuron. La charge en iodossulfuron-méthyl, qui atteignait 24 kg en 2020, a été ramenée à 2 kg en 2021. Les estimations de charges de pesticides sont dans l'ensemble cohérentes avec les données d'auto-contrôle des industries.

La charge annuelle totale de pesticides d'origine agricole, urbaine et privée est par conséquent estimée à 218 kg en 2021 ; les charges les plus conséquentes sont à nouveau l'herbicide glyphosate et son produit de dégradation, l'AMPA, ainsi que le diuron.

Sur un total de 159 pesticides recherchés à SHL2, entre 15 et 27 substances sont détectées. L'atrazine-deséthyl-desisopropyl, le chlorobromuron, le cyprodonil, le dinoterb, le fludioxonil, la propazine et la 2-hydroxy-simazine sont détectés à différentes profondeurs, mais non quantifiables. Le chlorothalonil n'est plus recherché, mais quatre de ses métabolites l'ont été, et n'ont pas dépassé la limite de quantification de 0.025 µg/L.

En 2021, de façon similaire aux observations depuis 2015, les teneurs en pesticides totaux à SHL2 oscillent entre 0.04 et 0.186 µg/L selon la profondeur et la saison. La concentration totale à 305 m reste plus élevée qu'aux autres profondeurs, possiblement en raison du brassage hivernal limité en profondeur. L'amidosulfuron (herbicide), le métalaxyl (fongicide), l'AMPA (métabolite de l'herbicide glyphosate) et l'atrazine (herbicide interdit depuis 2003 et 2007 en France et en Suisse respectivement) ont été mesurés à des concentrations supérieures ou égales à 0.010 µg/L. Il n'y a pas actuellement d'explication satisfaisante à la présence d'atrazine.

Cinq résidus médicamenteux ont été quantifiés dans le Rhône à la Porte du Scex en 2021 : il s'agit de la metformine, son principal produit de dégradation la guanylurée, la buvicaine, le diclofénac, et la prilocaïne. Ces substances étaient déjà quantifiées en 2020. La metformine et la guanylurée dépassent 0.1 µg/L dans chaque échantillon. Les concentrations des autres substances mentionnées sont nettement moins élevées avec un maximum de 0.083 g/L du diclofénac en janvier 2021. Cette valeur est cependant problématique puisqu'elle dépasse la valeur limite de ce produit de 0.05 µg/L fixée par la réglementation suisse (ordonnance OEaux). Le reste de l'année, cet anti-inflammatoire non stéroïdien est régulièrement quantifié dans le Rhône mais à des concentrations plus basses.

La charge annuelle totale des résidus médicamenteux (guanylurée incluse) est estimée à 6314 kg en 2021 ; la metformine et la guanylurée représentent 98.8 % de ce flux. La charge en résidus médicamenteux d'origine industrielle a fortement diminué depuis 2007, et ne représente plus que 91 kg en 2021.

A SHL2, six substances supplémentaires ont été introduites en 2021 dans le programme de surveillance, en considération de la liste de vigilance en vigueur dans le domaine de la politique européenne de l'eau : amoxicilline, clotrimazole, fluconazole, miconazole, O-desméthylvenlafaxine, triméthoprim. La metformine reste la substance médicamenteuse en plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés. Elle est quantifiée dans tous les échantillons. La médiane des concentrations trouvées à 1m, 15m et 100m est de 0.38 µg/L tandis qu'à la profondeur de 305m la médiane est de 0.10 µg/L. Depuis 2018, la teneur en guanylurée est également mesurée ; bien qu'elle ne soit pas toujours détectée, elle constitue le deuxième résidu pharmaceutique le plus présent dans l'eau du lac.

Les teneurs en pesticides et en métaux dans le Léman satisfont aux exigences requises pour l'environnement ainsi que pour les eaux de boisson au sens des législations suisse et française. Pour les résidus médicamenteux, aucun dépassement des valeurs limites existantes (Suisse uniquement) n'a été constaté.

Dans le Rhône, le 1,4-dioxane a été quantifié dans 12 échantillons sur 25, en particulier au début d'année. Les concentrations mesurées varient entre non-détecté et 0.54 µg/L, et la charge était estimée à 560 kg, soit 238 kg de moins qu'en 2020. A SHL2, ses concentrations oscillent entre 0.18 et 0.43 µg/L. Aussi bien dans le Rhône que dans le Léman, les concentrations maximales observées restent en dessous de la limite légale suisse dans l'eau potable de 6 µg/L.

Le 1H-benzotriazole et le tolyltriazole, additifs anti-corrosifs en industrie, également souvent présents dans des produits de consommation courante, sont fréquemment quantifiés dans le Rhône à la Porte-du-Scex (charge annuelle 161 kg pour le benzotriazole, 133 kg pour le tolyltriazole). En 2021, ces deux substances sont détectées à SHL2 avec des concentrations maximales de 0.064 µg/L pour le benzotriazole et de 0.018 µg/L pour le tolyltriazole.

Ni la benzidine, ni son principal métabolite le 4-amino-biphényle n'ont été détectés à la Porte-du-Scex, ainsi qu'à SHL2.

L'analyse multi-résidus réalisée par l'EAWAG a permis de détecter 23 pesticides (et métabolites) ainsi que 29 résidus médicamenteux, soit un spectre plus large que les substances analysées de manière ciblée. Pour les substances communes aux deux approches, les résultats sont assez convergents. L'analyse multi-résidus a notamment permis de mettre en évidence un métabolite de l'amidosulfuron, un métabolite du chlorothalonil, ainsi que des résidus médicamenteux non recherchés jusqu'à présent : gabapentine, iohexol, iomeprol, oxypurinaol, rimantadine et valsartan. Elle a aussi conduit à indiquer la présence d'acide tétrachlorophthalique et de mélanine (ou cyanuramide). La première est utilisée dans l'industrie chimique pour la fabrication de polymères. La deuxième intervient dans la synthèse des résines mélamine, des plastiques thermodurcissables utilisés pour des meubles (Formica) mais aussi de la vaisselle de camping et pour enfants, des gadgets et petits objets électriques.

2021 est la première année où les suivis des micropolluants dans le Rhône amont et le lac Léman ont été présentés et discutés simultanément. Ce cours d'eau est en effet le principal affluent du Léman. Néanmoins, il reste difficile de mettre en relation les flux de substances dans le Rhône et la présence de ces mêmes substances à SHL2, en raison notamment de programmes d'échantillonnage qui ne tiennent pas compte de l'hydrodynamique, ce qui serait très complexe à mettre en oeuvre.

ETUDES SPECIFIQUES

4. MICROPLASTIQUES DANS LES TUBES DIGESTIFS DE POISSONS DU LÉMAN

La pollution par les microplastiques est une source de préoccupation du fait de leurs impacts potentiels sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Depuis quelques années, il est établi que les microplastiques sont présents dans l'ensemble des écosystèmes aquatiques, rivières, lacs, mers, océans, y compris le Léman et ses affluents. Dans le cadre d'une première étude lancée en 2020, il a été démontré que les poissons du Léman peuvent ingérer des microplastiques. Cette étude menée sur une centaine d'individus adultes de quatre espèces, à savoir la lote (*Lotta lotta*), le gardon (*Rutilus rutilus*), la perche (*Perca fluviatilis*), et la féra (*Coregonus lavaretus*), a permis de montrer que 10 % des individus étudiés contenaient des microplastiques d'une taille $\geq 500 \mu\text{m}$ dans leurs tubes digestifs. Dans le but de quantifier et caractériser les particules $< 500 \mu\text{m}$, les échantillons ont été ré-analysés par imagerie laser directe infrarouge et comparés avec une bibliothèque spectrale incluant plusieurs centaines de spectres de polymères et de matériaux d'origine biologique. Cette technique innovante a permis de mettre en évidence qu'un nombre important de microplastiques $< 500 \mu\text{m}$ sont également ingérés par les poissons du Léman. Les principaux polymères identifiés sont le polyamide, le polycarbonate, le polyéthylène téréphtalate, le polyuréthane et le chlorure de polyvinyle. Les types et nombres de particules microplastiques détectés sont relativement similaires pour les quatre espèces étudiées. Les numérations de microplastiques de tailles comprises entre 12 et $500 \mu\text{m}$ sont généralement comprises entre 100 et 200 particules par individu. Ces résultats suggèrent que toutes les espèces étudiées sont exposées aux microplastiques et indiquent que le degré de contamination des poissons du Léman est comparable à d'autres études réalisées sur des espèces marines et d'eau douce.

5. L'EFFET DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LE REGIME HYDROLOGIQUE DU RHÔNE À GENÈVE

Cette étude ambitionnait d'établir l'état des connaissances sur le bilan hydrique du lac Léman, et de tenter de combler les déficits de ce bilan en testant des hypothèses. En effet, les apports monitorés seuls ne suffisent pas à expliquer les exports (débit sortant à Genève). L'étude aborde aussi l'évolution potentielle de ce bilan en fonction de scénarios du changement climatique (scénarios du GIEC régionalisés). Témoin d'un réchauffement de la surface de la terre et d'un notable déséquilibre de la variabilité des événements climatiques, la dynamique du lac est déjà en train de changer.

Concernant le bilan hydrique historique, le Rhône débite en moyenne $260 \text{ m}^3/\text{s}$ par an en sortie de lac à Genève, quand il fournit environ $190 \text{ m}^3/\text{s}$ en entrée du lac (suivi à Porte du Scex), ce qui représente environ 70% des apports. Les bassins versants intermédiaires représentent environ 25% des apports. L'évaporation et la précipitation sur le lac sont du même ordre de grandeur : environ 6% des apports et des exports. Un déficit moyen de $-2 \text{ m}^3/\text{s}$ par an est obtenu à la fermeture du bilan hydrique, avec des amplitudes de -20 à $+20 \text{ m}^3/\text{s}$. La marge d'erreur est estimée autour de $18 \text{ m}^3/\text{s}$ par an. On note également que l'amplitude du déficit est corrélée aux précipitations, ce qui suggère qu'il serait explicable par les apports des petits bassins versants non monitorés. Une interpolation des données existantes et une extrapolation des résultats observés sur les bassins versants monitorés permettent ainsi de fermer le bilan hydrique dans la gamme d'erreur calculée.

Le bilan hydrique futur adopte une démarche exploratoire et de modélisation pour anticiper les effets du changement climatique sur la dynamique du lac. En somme, cette investigation indique une diminution notable des apports en eau au Léman avec l'augmentation du forçage radiatif. Une diminution de 5 à 15 % est attendue à l'horizon 2100 dans le pire des scénarios.

Avec la réglementation du niveau du lac effectuée au barrage du Seujet à l'exutoire du Léman, le niveau du lac ne peut être maintenu en période estivale pour le scénario le plus défavorable (RCP 8.5 du GIEC) : les simulations montrent une baisse du niveau de plus de 25 cm pendant la période estivale à l'horizon 2100.

6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

D'année en année, et 2021 n'a en cela rien d'exceptionnel, beaucoup des indicateurs exploités dans le programme de surveillance mis en œuvre par la CIPEL renvoient l'image d'un lac en assez bon état. Ainsi la concentration moyenne en phosphore total approche-t-elle de la plage de concentrations souhaitée ; la concentration en chlorure se stabilise ; les flux de micropolluants apportés au lac ont baissé, de même que les teneurs de plusieurs d'entre eux au niveau du point de contrôle au centre du Grand Lac. Cette appréciation n'est pas fautive, et montre également que les efforts des parties prenantes à la CIPEL pour contrôler les différentes formes de pollution ont des résultats.

Toutefois, s'arrêter là, sur une note uniquement positive, n'est pas satisfaisant, ni rigoureux : le tableau d'ensemble des indicateurs étudiés présente aussi un certain nombre de signaux préoccupants, que nous mettons en perspective ci-après.

Le changement climatique, dont les effets sur le régime thermique du lac sont perceptibles depuis une vingtaine d'années, tendent à s'intensifier. Il se traduira aussi par une plus grande fréquence d'évènements extrêmes, à l'instar des pluies intenses de l'été 2021.

Aucun brassage thermique complet n'a eu lieu dans le Grand Lac depuis 10 ans : en conséquence, les nutriments et l'oxygène ne sont pas redistribués dans l'ensemble de la masse d'eau, et l'hypoxie est observée en continu au fond du lac. L'étendue et le volume de cette zone hypoxique sera évaluée dès que possible, possiblement à l'automne 2022. Les conséquences de cette hypoxie concernent en premier lieu la survie des organismes benthiques ; en revanche, les concentrations de manganèse ne semblent pas augmenter durablement. Celles des orthophosphates ont d'abord augmenté après le dernier brassage thermique complet, avant de se stabiliser, contrairement à ce qui était attendu.

En lien avec cette répétition de brassages partiels, la dynamique interne du lac a évolué, notamment en ce qui concerne le phosphore biodisponible (orthophosphates) dans la couche de surface, dont les variations saisonnières sont beaucoup moins amples que pendant les années 1986-1999, qui était déjà une période sans brassages complets.

La composition de la communauté phytoplanctonique a changé, de même que l'abondance de différents taxons. Ce constat témoigne des résultats à long terme de la stratégie de contrôle des apports de phosphore depuis les années 1980.

Cependant, la biomasse algale moyenne reste trop élevée en regard de l'objectif adopté en 2014. De même, l'indice de Brettum, qui est calculé à partir des abondances de différents taxons indicateurs, place actuellement le lac tantôt en catégorie « médiocre », tantôt « moyen ». Il paraît alors logique, et donc opportun, de s'interroger sur la pertinence de la valeur d'objectif de la biomasse algale. Cependant, la valeur médiocre de l'indice de Brettum résulte de la présence en abondance d'espèces comme *Planktothrix rubescens* en période hivernale.

Les précipitations très importantes de l'été 2021 ont lessivé les sols et permis le développement de taxons phytoplanctoniques représentatifs d'autres environnements ; ces pluies exceptionnelles sont probablement responsables du bloom spectaculaire d'*Uroglena* sp. observé début septembre. Le lessivage des sols a certainement apporté au lac des polluants présents dans les sols, y compris des particules microplastiques.

La présence de larves véligères de dreissènes en hiver témoigne de l'invasion du lac par des moules quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) ; cette espèce a envahi les Grands Lacs nord-américains, où de nombreux impacts ont été documentés par la suite, tels que la modification du cycle du phosphore (déviation côtière, c'est-à-dire une moindre disponibilité de phosphore en zone pélagique). On peut également suspecter que l'intense activité de filtration des colonies de quagga n'affecte les juvéniles du zooplancton, notamment les daphnies. C'est pourquoi il est important d'évaluer l'état de colonisation du lac par cette espèce ; à cet effet, une cartographie de la répartition de la quagga dans le Léman (en 3D) est en préparation.

Les concentrations de plusieurs micropolluants ont baissé au cours des dernières années ; cependant, l'atrazine, interdite d'usage depuis plus d'une décennie, est à nouveau détectée sans qu'il soit actuellement possible de déterminer sa source. Par ailleurs, l'effort permanent d'adapter les listes de micropolluants ne devrait pas masquer le fait qu'il demeure beaucoup d'inconnues concernant les sources de micropolluants. A cet égard, l'application d'une méthode multirésidus à haute résolution s'est avérée très intéressante, permettant de détecter des composés non ciblés jusqu'ici. Cette approche devra être répétée périodiquement pour continuer d'améliorer la surveillance des micropolluants dans le lac et dans son principal affluent.

EXECUTIVE SUMMARY

2021 CAMPAIGN

BY

THE SCIENTIFIC COUNSEL OF THE INTERNATIONAL COMMISSION FOR THE PROTECTION OF LAKE GENEVA WATERS

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

RESULTS OF THE MONITORING PROGRAM

The physicochemical analyses of the lake water as well as the biomonitoring were executed at the deepest point of the lake, designated SHL2 (see map, p.6). This site is considered to be representative of the entire Grand Lac, at least in terms of trends. A second site (GE3), located in the Petit Lac, is also monitored by the Service de l'Ecologie de l'Eau (SECOE, Water Ecology Department, Canton of Geneva). The data collected at SHL2 are summarized annually; every 6 years, this summary includes data from two points: SHL2 and GE3. Micropollutants are monitored at Porte-du-Sceux station on the Rhone river (station 1837 of the OFEV's NAWA program) and at SHL2.

1. CHANGES IN PHYSICOCHEMICAL AND BIOLOGICAL PARAMETERS AT SHL2

The year 2021 was characterized by a mild winter (air temperature +2.5°C compared to the monthly average in 1991–2021 for February) and a cooler spring (-2.4°C for the mean values in April and May). The water layer in the first 10 m in 2021 was cooler than in 2020 (mean summer temperature 17.5°C, i.e., 2.4°C lower), except for October. The mean annual temperature in this 0- to 10-m layer has shown a statistically significant trend toward warming since 1973, reaching 12.4°C in 2021. During the winter, the lowest temperature observed at the bottom of the lake was 6.0°C on 26 January, i.e., a continuous increase of 1.1°C since the last complete mixing in 2012.

Winter mixing remained limited to 145 m, the depth that was reached on 2 March 2021. Consequently, this partial mixing was insufficient to reoxygenate the lake's deep layers: the dissolved oxygen concentration measured at the lake bottom after mixing was 2.2 mg/L, a decrease of 1.1 mg/L compared to 2020. In 2021 this concentration in dissolved oxygen varied between 1.4 mg/L and 2.3 mg/L at the beginning of March 2021, the date the final winter partial mixing ended; it has consistently remained at less than 4 mg/L since 2016. The lake's thermal stratification was established by April, with the maximum stratification observed on 9 August 2021 and destratification on 4 November.

The incomplete winter mixing did not allow redistribution of nutrients in the water column: in the 0- to 30-m layer, the mean annual weighted orthophosphate concentration (PO_4) equaled 3.7 $\mu\text{g/L}$; the seasonal variation of this nutrient in the surface layer showed much less amplitude than between 1987 and 1999, another prolonged period without complete thermal mixing. This absence of complete mixing since 2012 has also led to an increase in the PO_4 concentration at the lake bottom since 2017; it has since stabilized at a lower level than in 2017 (35.9 $\mu\text{g/L}$ in 2021). Total phosphorus presents a similar pattern to PO_4 : 10.1 $\mu\text{g/L}$ in the 0- to 30-m layer, 38.2 $\mu\text{g/L}$ at the lake bottom. The mean annual weighted total phosphorus concentration was 16.0 $\mu\text{g/L}$, a slight decrease (0.9 $\mu\text{g/L}$) compared to 2020, not reaching, however, the objective set by the CIPEL for the 2011–2020 period, i.e., a value between 10 and 15 $\mu\text{g/L}$. The total nitrogen and nitrate concentrations were lower in 2021 or nearly stable, respectively.

After a long period (at least since this parameter began to be monitored in 1973, until 2014–2015) where chloride concentrations consistently increased in the lake water, the succession of mild winters, resulting in less use of deicing salt, has since contributed to stabilizing the mean concentration to approximately 10 mg/L: in 2021 this mean weighted concentration was 10.4 mg/L, which corresponds to a stock estimated at 893,749 tonnes in the Grand Lac.

2. ECOLOGICAL MONITORING IN THE PELAGIC ZONE (SHL2)

2.1. PHYTOPLANKTON

In 2021, 18 sampling campaigns were carried out at the SHL2 station to analyze the qualitative and quantitative changes in the phytoplankton communities. The beginning of the year was characterized by biomasses that were relatively low and dominated by taxa that are indicators of stratified milieux. Beginning in March, the biomass tripled, most particularly diatoms that are indicative of mixed milieux. From mid-May to mid-June, Chrysophyceae, indicating oligotrophic milieux, composed the majority of the phytoplankton. During the summer phase, Dinophyceae greatly dominated the biomass. Most notably the mixotrophic species probably benefited from the massive terrigenous contributions from the rivers' substantial floodwaters. Around 6 September, a surface bloom of *Uroglena* sp. (Chrysophyceae) appeared. This nontoxic species gives a brown color to the water as well as an unpleasant odor. *Uroglena* sp. prefer milieux that are rich in humic acids: the bloom thus may also result from earth materials brought from the floods of tributaries and erosion of river banks during the month of July.

The mean annual biomass was estimated at 1395 µg/L in 2021, a value close to those observed since 2017. The CIPEL's objective of maintaining an annual mean biomass of phytoplankton less than 1000 µg/L was therefore not met, not more than in previous years.

The Brettum Index, which evaluates the trophic level of the lake, based on the composition in phytoplankton species, gave the lake's ecological status as "mediocre" (3.27) for 2021 based on the intercalibration lake type (scale published in 2007, including a typology of lakes; Lake Geneva belongs to type L-AL-3: large Alpine lakes). The objective of "good status" (index value = 4) also remained unattainable.

Analysis of the interannual dynamics of certain functional groups showed a decrease in the biomass of taxa characteristic of the highly stratified eutrophic epilimnions between 1975 and 2021. In contrast, the taxa characteristic of oligotrophic milieux presented an inverse dynamic with stabilization over the last decade. These two observations are coherent with the reduction in phosphorus contributions and bears witness to the overall improvement of the lake's trophic status, which has not stabilized however, as shown notably by the variations in the Brettum Index. In addition, an appreciable increase in the biomass of taxa that are indicative of turbid or shallow milieux has been noted since 2014, and was confirmed in 2021.

Picocyanobacteria, a small (< 2–3 µm) component of phytoplankton, has been included in the monitoring undertaken at SHL2 since 2014. Their abundance can exceed 100,000 cells per milliliter in the summer period. In 2021, the maximum observed occurred later than in previous years, in September, probably also a consequence of unfavorable weather at the beginning of summer. This community's biomass remains modest compared to that of nano- and micro-phytoplankton (see above); it is expected, however, that the proportion of this category of phytoplankton will rise as the lake becomes oligotrophic and the waters warm.

2.2. CHLOROPHYLL BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION

The seasonal dynamics of chlorophyll *a* concentrations in 2021 showed growth starting at the beginning of March, corresponding to a rise in primary production and a lowering of transparency in the upper layer of the water column. The chlorophyll *a* concentrations measured in spring (March–May) were higher than those measured in summer, when a reduction in chlorophyll biomass and primary production was observed, coinciding with a peak in zooplankton development and a rise in transparency. A last peak of chlorophyll biomass corresponding to the highest peak in production was observed at the surface in September. Then chlorophyll *a* values rapidly declined and reached the minimal values typical of the winter season, associated with an increase in the water's transparency.

In terms of interannual evolution, the mean concentrations of chlorophyll *a* and the primary production values from March to May were higher in 2021 than those observed the previous years. On the other hand, between June and August the primary production values were lower compared to the peak observed in 2020, even though the means presented values that were comparable to the measurements taken since 2015. In the fall of 2021, the mean primary production was lower than the values observed in 2020 but were coherent with those observed in previous years.

At the interannual scale, the trend toward mean annual chlorophyll *a* concentrations, observed since 2018, was confirmed.

2.3. ZOOPLANKTON

In 2021 the microcrustacean zooplankton in Lake Geneva was dominated by the calanoid copepods (*Eudiaptomus gracilis*). At the end of winter (January and February), abundance was low. Spring development was observed beginning in March, and the peak of cyclopoid and calanoid abundances was reached at the end of April and then the beginning of May, respectively. The abundances of these two groups were lower during the rest of the year, and another group of microcrustaceans, the cladocerans, exceeded the former at the end of spring and during the summer months. A first peak in abundance was reached at the end of May, represented by the herbivorous cladoceran Bosminidae. A second higher peak followed in July, represented by the herbivorous cladoceran Daphniidae. Finally, a third intermediate peak occurred in September. The carnivorous Cladocera were the most abundant starting in the summer until autumn, with a maximum for *Leptodora* in August and for *Bythotrephes* in June and July.

At the interannual scale, the numbers of the microcrustacean community have shown a declining trend since the end of the 1980s and have been particularly low the past 2 years. A reduction in the numbers for most of the zooplanktonic groups was noted, particularly for the calanoids and the carnivorous cladoceran *Leptodora*. The herbivorous cladocerans, which have shown a constant decline since 2014 and presented particularly low numbers in 2020, increased slightly in 2021. The cyclopoid and *Bythotrephes* groups presented stable abundance values compared to the values measured in 2020.

The rotifer community presented a first abundance peak in March and a second higher one in May. The abundance values were lower beginning at the end of July; however, a last peak was reached in November. The dominant taxa were *Synchaeta* sp. in March and *Polyarthra* sp. in June and November.

The interannual evolution of the abundance of the mollusc *Dreissena* sp. Larvae has been stable since the 2000s, with a seasonality marked by high abundance in summer. However, an increase in abundances was observed in 2021, probably because of the arrival of a new species of *Dreissena* (*Dreissena bugensis*, quagga mussel), with a high number of larvae observed starting in January given that its growth phase is more active in the winter season.

2.4. WHITEFISH DIET

Zooplankton-eating fish such as the whitefish (*Coregonus lavaretus*) regulate planktonic communities and influence their taxonomic structure. Monitoring whitefish stomach contents makes it possible to assess the predation pressure that this population exerts on zooplankton. It also provides better knowledge on the trophic ecology of whitefish and allows identification of its main prey. However, in Lake Geneva these prey present fluctuations in abundance and annual dynamics, as indicated in the preceding section. For the whitefish, these changes in the zooplanktonic community result in changes in terms of availability and accessibility of its prey, which may instigate an adjustment in its feeding behavior.

The stomach contents of adult whitefish have been sampled and analyzed using the same protocol since 1999. In 2021, the mean size of the whitefish analyzed was 43.9 cm. The whitefish diet is mainly made up of cladocerans (daphnia, *Bythotrephes*, and *Leptodora*), including during the months when the zooplankton community is dominated by copepods. The relative contributions of these three types of prey present highly pronounced seasonal variations that recur from one year to the next. Nonetheless, since 2014, *Bythotrephes* has represented high contributions throughout the year; in addition, the daphnia contribution in 2021 in winter, spring, and summer is slightly higher than that observed in 2020. The food bowl of the whitefish has evolved over the years, which reflects an increasing contribution of the proportion of *Bythotrephes* and a decrease in the contributions of daphnia and *Leptodora*. This evolution does not depend on the abundance of *Bythotrephes*; instead, the trend followed by the proportion of daphnia in the food bowl is significantly correlated with the abundance of these microcrustaceans at SHL2. This reinforces the hypothesis advanced in an earlier report, postulating that an increase in predation on *Bythotrephes* may be related to a transfer onto this taxon because of the reduced availability of daphnia.

2.5. WHITEFISH AND PERCH SPAWNING

Monitoring the phenology and the reproduction of two fish species, the whitefish (*Coregonus* sp.) and the perch (*Perca fluviatilis*) aims to assess the impact of climate change. Whitefish reproduce in winter, when the water temperature descends below a certain threshold; the opposite is expected for perch in springtime.

The reproduction of whitefish has been monitored in winter since 2015 with gillnets set and sampled every week on reference sites where fish regularly spawn. The reduction in captures observed beginning in 2018–2019 has led to testing alternative sampling methods: visual counting, acoustic cameras, and environmental DNA. To monitor perch

reproduction, artificial spawning sites are set up every year on a reference site, at different depths, starting at the beginning of April and continuing until June.

The number of whitefish individuals captured during the winter of 2020–2021 (17) was comparable to the previous year's number. Alternative methods were applied continuously during the monitoring period, whereas netting was interrupted once because of unfavorable weather conditions. The abundance proxies of the different methods are quite coherent and situate the reproduction peak on 20 December 2020. The dynamics observed seem atypical, only loosely related to temperature. The causes of this observation remain to be elucidated.

For perch, 20 samples from spawning grounds were collected, with 49 ribbons harvested. The number of ribbons was approximately six times lower than in 2019. Spawning began on 5 May, i.e., approximately 10 days earlier than in 2020, with temperatures close to 10°C. The peak was reached on 21 May 2021.

3. CHANGES IN METAL AND MICROPOLLUTANT LEVELS IN THE WATERS (PORTE-DU-SCEX AND SHL2)

In the Rhone River (Porte-du-Scex), 130 pesticides, 38 pharmaceutical residues (including guanylurea, a degradation product of metformin), two anticorrosives, four organic compounds (1,4-dioxane, methyl tertbutyl ether (MTBE), benzidine and its metabolite 4-aminobiphenyl) were analyzed in the composite samples over 2 weeks throughout 2021. Moreover, 11 perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl (PFAS) substances were studied during the first 4 months of the year. In Lake Geneva (SHL2), 159 pesticides, 73 pharmaceutical residues, two anticorrosives, four organic compounds (1,4-dioxane, MTBE, benzidine and its metabolite 4-aminobiphenyl), as well as 25 metallic trace elements were measured in the spring and fall at different depths (1, 30, 100, and 305 m for pesticides; 1, 15, 100, and 305 m for the pharmaceutical residues; and 15 and 100 m for the four organic compounds).

Complementing these targeted analyses, a multiresidue high-resolution liquid chromatography analysis was done by the EAWAG (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology) on a water sample taken in the spring at SHL2.

Out of a total of 130 pesticides surveyed, seven substances were qualified in the Rhone River at Porte-du-Scex during 2021: glyphosate, from its main degradation product aminomethylphosphonic acid (AMPA), amidosulfuron, diuron, foramsulfuron, metalaxyl, as well as spinosad; 14 other pesticides were detected but could not be quantified with the methodology used. The tolerance value of the OPBD order (RS 817.022.11), set at 0.5 µg/L for the total of the pesticide concentrations measured, was not surpassed in 2021, as in the preceding 8 years.

The total load of pesticides in 2021, calculated by multiplying concentrations in each composite sample by the mean flow of the Rhone during the corresponding period, remained relatively low (259 kg) and followed the trend of the last 3 years. Of this total, the amount of direct industrial discharge was estimated at approximately 41 kg, notably amidosulfuron, cyprodinil, and foramsulfuron. The iodiosulfuron-methyl load, which reached 24 kg in 2020, was lowered to 2 kg in 2021. Estimations of pesticide loads were on the whole coherent with industry self-evaluation data.

The annual total load of agricultural, urban, and private pesticides was consequently estimated at 218 kg in 2021; the most consequential loads were once again the herbicide glyphosate and its degradation product AMPA, as well as diuron.

Out of a total of 159 pesticides investigated at SHL2, between 15 and 27 substances were detected. Atrazine-desethyl-desisopropyl, chlorobromuron, cyprodinil, dinoterb, fludioxonil, propazine, and 2-hydroxy-simazine were detected at different depths but could not be quantified. Chlorothalonil was not considered, but four of its metabolites were and did not exceed the 0.025-µg/L limit.

In 2021, similarly to the observations made since 2015, the levels of total pesticides found at SHL2 oscillated between 0.04 and 0.186 µg/L depending on depth and season. The total concentration at 305 m remained higher than at other depths, possibly because of winter mixing that was limited in terms of depth. Amidosulfuron (an herbicide), metalaxyl (a fungicide), AMPA (metabolite of the herbicide glyphosate), and atrazine (herbicide prohibited since 2003 and 2007 in France and Switzerland, respectively) were measured at concentrations higher than or equal to 0.010 µg/L. There is currently no satisfactory explanation for the presence of atrazine.

Five pharmaceutical residues were quantified in the Rhone River at Porte-du-Scex in 2021: metformin, its main degradation product guanylurea, bupivacaine, diclofenac, and prilocaine. These substances were already quantified in 2020. Metformin and guanylurea exceeded 0.1 µg/L in every sample. The concentrations of the other substances mentioned were substantially lower, with a maximum of 0.083 g/L of diclofenac in January 2021. However, this value

is problematic because it surpasses the threshold value of this product, as set by Swiss regulations (OEaux regulation), by 0.05 µg/L. The rest of the year, this non-steroidal anti-inflammatory was regularly quantified in the Rhone but at lower concentrations.

The total annual load of pharmaceutical residues (including guanylurea) was estimated at 6314 kg in 2021; metformin and guanylurea accounted for 98.8% of this flux. The load of pharmaceutical residues coming from industry has strongly declined since 2007, and totaled only 91 kg in 2021.

At SHL2, six additional substances were introduced in 2021 in the monitoring program, based on the current watch list in European water policy: amoxicillin, clotrimazole, fluconazole, miconazole, O-desmethylvenlafaxine, and trimethoprim. Metformin remains the medicinal substance with the highest concentration and exceeds by more than one order of magnitude the level of the other residues detected. It was quantified in all the samples. The median of the concentrations found at 1 m, 15 m, and 100 m was 0.38 µg/L, whereas at 305 m deep the median was 0.10 µg/L. Since 2018, the level of guanylurea was also measured; even though it was not always detected, it is the second highest pharmaceutical residue present in the lake water.

The levels of pesticides and metals in Lake Geneva satisfy the requirements for the environment as well as for drinking water with regard to both Swiss and French legislation. For pharmaceutical residues, none of the existing threshold values were exceeded for Switzerland only.

In the Rhone, 1,4-dioxane was quantified in 12 samples out of 25, most particularly at the beginning of the year. The concentrations measured varied between non-detected and 0.54 µg/L, and the load was estimated at 560 kg, i.e., 238 kg less than in 2020. At SHL2, its concentrations oscillated between 0.18 and 0.43 µg/L. In both the Rhone River and in Lake Geneva, the maximum concentrations observed remained below the Swiss legal threshold of 6 µg/L in drinking water.

1H-benzotriazole and tolyltriazole, industrial anticorrosive additives, also present in common consumer products, are frequently found in the Rhone at Porte-du-Scex (annual load 161 kg for benzotriazole, 133 kg for tolyltriazole). In 2021, these two substances were detected at SHL2 with maximum concentrations of 0.064 µg/L for benzotriazole and 0.018 µg/L for tolyltriazole.

Neither benzidine nor its main metabolite 4-amino-biphenyl were detected at Porte-du-Scex, nor at SHL2.

The multi-residue analysis done by the EAWAG detected 23 pesticides (and metabolites) as well as 29 pharmaceutical residues, a wider spectrum than the substances targeted for analysis. For the substances common to the two approaches, the results were relatively analogous. The multi-residue analysis notably demonstrated a metabolite of amidosulfuron, a metabolite of chlorothalonil, as well as pharmaceutical residues that had not been investigated to date: gabapentin, iohexol, iomeprol, oxypurinol, rimantadine, and valsartan. This analysis also led to indicating the presence of tetrachlorophthalic acid and melanin (or cyanuramide). The former is used in the chemical industry to manufacture polymers. The latter occurs in the synthesis of melamine resins, thermosetting plastics used for furniture (Formica) as well as dishes for camping and for children, gadgets and small electrical items.

For the first time in 2021, the micropollutants analyzed in the upstream Rhone and Lake Geneva were presented and discussed simultaneously. This river is indeed the main tributary of Lake Geneva. Nevertheless, it remains difficult to relate the flux of substances in the Rhone and the presence of these same substances at SHL2, notably because of sampling programs that do not take into account hydrodynamics, which would be very complex to implement.

SPECIFIC STUDIES

4. MICROPLASTICS IN THE DIGESTIVE TRACT OF FISH IN LAKE GENEVA

Microplastic pollution is preoccupying because of its potential impacts on the terrestrial and aquatic ecosystems. The last few years have established that microplastics are present throughout aquatic ecosystems, rivers, seas, oceans, including Lake Geneva and its tributaries. In a first study launched in 2020, it was demonstrated that fish in Lake Geneva could ingest microplastics. This study, conducted on approximately 100 adult individuals from four species – burbot (*Lotta lotta*), roach (*Rutilus rutilus*), perch (*Perca fluviatilis*), and whitehead (*Coregonus lavaretus*) – showed that 10% of the individuals studied contained microplastics $\geq 500 \mu\text{m}$ in their digestive tracts. Aiming to quantify and characterize particles $< 500 \mu\text{m}$, the samples were again analyzed using direct infrared laser imaging and compared with a spectral library including several hundred spectra of polymers and biological materials. This innovating technique demonstrated that a high number of microplastics $< 500 \mu\text{m}$ are also ingested by fish in Lake Geneva. The main polymers identified were polyamide, polycarbonate, polyethylene terephthalate, polyurethane, and polyvinyl chloride. The types and numbers of microplastic particles detected were relatively similar for the four species studied. The counts of microplastics between 12 and 500 μm are generally between 100 and 200 particles per individual. These results suggest that all the species studied are exposed to microplastics and indicate that the degree of fish contamination in Lake Geneva is comparable to other studies conducted in marine and freshwater species.

5. EFFECT OF CLIMATE CHANGE ON THE HYDROLOGICAL REGIME FROM THE RHONE AT GENEVA

This study aspired to establish the state of knowledge on Lake Geneva's water balance and to attempt to fill the gaps of this assessment by testing certain hypotheses. Indeed, inflows monitored in isolation do not suffice to explain the exports (outflow at Geneva). The study also considered how this assessment may potentially evolve depending on climate change scenarios (scenarios from the regional GIEC, Intergovernmental Panel on Climate Change). An example of warming of the earth's surface and a notable imbalance in the variability of climate events, the dynamics of the lake are already changing.

With regard to the historical water balance, the Rhone flows a mean $260 \text{ m}^3/\text{s}$ per year at the lake's outlet at Geneva, while it provides approximately $190 \text{ m}^3/\text{s}$ at the lake's entrance (monitored at Porte-du-Scex), which accounts for approximately 70% of the inputs. The intermediate watersheds account for roughly 25% of the inputs. Evaporation and precipitation on the lake are on the same order of magnitude: roughly 6% of the inputs and exports. A mean deficit of $-2 \text{ m}^3/\text{s}$ per year was obtained at the closure of the water balance, with amplitudes of -20 to $+20 \text{ m}^3/\text{s}$. The margin for error is estimated at around $18 \text{ m}^3/\text{s}$ per year. It should also be noted that the amplitude of the deficit is correlated with precipitations, which suggests that it could be explained by inputs from small, unmonitored watersheds. Interpolation of the existing data and extrapolation of the results observed on the monitored watersheds make it possible to close the water balance within the range of error calculated.

The future water balance will adopt an exploratory and modeling approach so as to anticipate the effects of climate change on the lake's dynamics. In sum, this investigation indicates a notable reduction in water inputs to Lake Geneva with an increase in the radiative forcing chosen. A 5–15% reduction is expected by 2100 in worst-case scenarios.

With regulation of the lake level carried out at the Seujet dam at the outlet of Lake Geneva, the lake's level cannot be maintained in the worst-case scenario (RCP 8.5 of the GIEC): simulations show a drop in the level of more than 25 cm during the summer period toward the year 2100.

6. CONCLUSION AND PERSPECTIVES

From year to year – and 2021 was nothing exceptional – many of the indicators used in the monitoring program implemented by the CIPEL provide an image of a lake that is in relatively good state: the mean concentration in total phosphorus comes close to the desired range of concentrations; the chloride concentration is stabilizing; the flows of micropollutants entering the lake have decreased, as have the levels of several of them at the monitoring point at the center of Grand Lac. This appraisal is honest and also shows that the endeavors on the part of the stakeholders at the CIPEL to monitor the different forms of pollution have produced results.

However, stopping there, on a solely positive note, is not satisfactory, nor is it rigorous: the overall picture of the indicators studied also presents a certain number of preoccupying signals, as put in perspective below.

Climate change, whose effects on the lake's thermal regime have been perceptible for the past two decades, is intensifying. It will also manifest as a greater frequency of extreme events, much like the intense rains of summer 2021.

No complete thermal mixing has taken place in Grand Lac for 10 years: as a result, nutrients and oxygen are not redistributed throughout the water mass, and hypoxia has been observed at the lake bottom. The expanse and volume of this hypoxic zone will be assessed as soon as possible, possibly in the autumn of 2022. The consequences of this hypoxia first of all concern the survival of benthic organisms; on the other hand, the concentrations of manganese do not seem to be increasing on a long-term basis. Concentrations of orthophosphates first rose after the last complete thermal mixing, before stabilizing, contrary to what was expected.

Related to this repetition of partial mixings, the lake's internal dynamics have evolved, notably in terms of bioavailable phosphorus (orthophosphates) in the surface layer, whose seasonal variations show much less amplitude than during the 1986–1999 period, which was already a period without complete mixing.

The composition of the phytoplankton community has changed, as has the abundance of different taxa. This observation demonstrates the long-term results of the strategy since the 1980s seeking to control phosphorus inputs.

However, the mean algal biomass remains too high with regard to the objective adopted in 2014. Similarly, the Brettum Index, which is calculated based on abundance levels of different indicator taxa, currently places the lake at times in the “mediocre” category and at other times in the “fair” category. It therefore seems logical, and timely, to raise questions on the pertinence of the objective value of algal biomass. However, the mediocre value of the Brettum Index results from the abundant presence of species such as *Planktothrix rubescens* during the winter.

The highly substantial precipitations during summer 2021 leached the soils and allowed the development of phytoplankton taxa representative of other environments. These exceptional rains are probably responsible for the spectacular bloom of *Uroglena* sp. observed at the beginning of September. Soil leaching undoubtedly brought to the lake the pollutants present in the soil, including microplastic particles.

The presence of veliger larvae of dreissenids in winter demonstrate the lake's invasion by quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*). This species has invaded the Great Lakes in North America where a number of impacts have since been recorded such as the modification of the phosphorus cycle (near-shore phosphorus shunt, i.e., lower availability of phosphorus in the pelagic zone). It can also be suspected that the intense filtration activity on the part of quagga colonies affects zooplankton juveniles, notably daphnia. For this reason it is important to assess the state of the lake's colonization by this species; for this purpose, quagga distribution in Lake Geneva is being mapped in 3D.

The concentrations of several micropollutants has decreased over the last few years; however, atrazine, banned from use for more than a decade, is again detected without it being possible today to determine the source. In addition, the ongoing work to adapt lists of micropollutants should not mask the fact that many unknowns remain concerning the sources of micropollutants. In this regard, application of a high-resolution multiresidue method has been shown to be highly useful, making it possible to detect components that have not been targeted to date. This approach should be repeated periodically so that monitoring of micropollutants in the lake and its main tributary can continue to progress.