

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CAMPAGNE 2017

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

SUIVI SCIENTIFIQUE

1. EVOLUTION PHYSICO-CHEMIE DU LEMAN (POINT SHL2)

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2017 caractérise une année relativement chaude (température moyenne annuelle de l'air inter-stations de 11.5°C, température moyenne en mars supérieure de 3.1 °C à celle de 2016). Les conditions météorologiques de l'hiver 2016-2017 n'ont pas permis un brassage complet de la colonne d'eau, mais seulement un brassage partiel jusqu'à 190 m de profondeur. La redistribution des nutriments dans la colonne d'eau au cours de l'hiver 2017 a donc été limitée, et la réoxygénation des couches profondes insuffisante.

En 2017, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore réactif soluble est de 41 µgP.L⁻¹ dans les couches 250 – 309m, niveau qui n'a pu être réduit par le brassage : la concentration en phosphore réactif soluble continue par conséquent d'augmenter en profondeur depuis le dernier brassage complet en 2012. Elle reste basse (environ 4 µgP.L⁻¹) dans la couche de surface (0 – 30 m), et varie peu par rapport aux cinq années précédentes. La moyenne annuelle pondérée du phosphore total est quant à elle d'environ 18 µg.L⁻¹.

La concentration en azote nitrique en surface était particulièrement élevée en janvier (642 µgN.L⁻¹), conséquence probable des pluies abondantes à l'automne 2016 ; elle a ensuite baissé jusqu'à début septembre, en conséquence de la consommation d'azote par le phytoplancton, avant de remonter à 530 µgN.L⁻¹ en décembre. L'azote ammoniacal, dont les variations dans les couches superficielles témoignent de l'abondance du zooplancton et des poissons, se situe en revanche à des valeurs similaires à l'année précédente (41 µgN.L⁻¹).

Les concentrations en oxygène dissous à 309m restent en dessous de 4 mgO₂.L⁻¹ de janvier à novembre 2017, valeur basse consécutive à l'absence de brassage complet depuis 2012. La désoxygénation des couches profondes est préoccupante, parce qu'elle engendre notamment le relargage de phosphore et de métaux comme le manganèse et le fer à partir des sédiments, ainsi que la formation d'azote ammoniacal.

2. EVOLUTION BIOLOGIQUE DE LA ZONE PELAGIQUE LÉMANIQUE (SHL2)

La stratification thermique s'est mise en place dès le mois de mars, entraînant la reprise précoce de l'activité phytoplanctonique. Trois pics de croissance du phytoplancton sont à noter. Le premier coïncide avec le début de stratification thermique et est essentiellement dû aux picocyanobactéries. Le deuxième, dominé par des diatomées, est apparu à la fin du printemps. Enfin un troisième pic est apparu en fin d'été, dominé par la cyanobactérie *Planktothrix rubescens*, dont les blooms peuvent être accompagnés de la production de toxines. La présence durant toute l'année de *P. rubescens* est probablement favorisée par les températures plus clémentes en hiver ; la biomasse de cyanobactéries estimée en 2017 a été la plus forte depuis 16 ans.

Les variations des biovolumes du zooplancton (micro-crustacés et rotifères) dans le domaine pélagique expliquent les variations de transparence de l'eau, en lien avec la dynamique du phytoplancton. Les effectifs des cladocères herbivores sont actuellement plus faibles que ceux observés durant la décennie 1980-90. Cette baisse des effectifs s'explique par une évolution de la composition de la communauté phytoplanctonique, à savoir la régression d'algues cryptophycées très nutritives, et par la pression de prédation exercée par le corégone. Néanmoins, en 2017 l'abondance des microcrustacés ne présente plus de tendance à la baisse.

Le régime alimentaire du corégone, suivi par l'analyse des contenus stomacaux, est dominé par les crustacés cladocères, avec des variations des proportions relatives des genres sélectionnés durant l'année, mais aussi par rapport aux années antérieures.

3. FRAIE DU CORÉGONE DANS LE LÉMAN

Dans le cadre du développement d'indicateurs du changement climatique, un protocole expérimental de suivi de la phénologie¹ de la reproduction du corégone (*Coregonus palaea*) a été mis en place. Des filets benthiques multimailles sont posés et relevés chaque semaine sur un site de référence où les poissons frayent régulièrement, pendant la période de reproduction soit de fin novembre à début mars selon les années. Les opérations tests réalisées en 2015-2016 ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité et conduit à des améliorations du protocole de suivi.

Il s'agit (i) d'estimer les dates du début et de la fin de la fraie, et son apogée, et (ii) de caractériser les géniteurs présents sur le site de fraie (taille, âge, état physiologique). Un total de 71 individus a été obtenu durant les opérations de 2016-2017, l'apogée intervenant le 29 décembre. La saison de reproduction 2016-2017 a été plus précoce que la saison précédente. Au cours de cet hiver, 50% des effectifs totaux de la période avaient été capturés fin décembre contre mi-janvier l'année précédente, ce qui est conforme à l'hypothèse du rôle de la température dans le processus de fraie. Pour rappel, l'hiver 2015-2016 a été globalement doux en Europe (le moins froid en moyenne depuis 1900 en France), expliquant probablement la fraie plus tardive.

4. EVOLUTION DES TENEURS EN MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LE LÉMAN (SHL2)

Les teneurs en métaux et en pesticides sont évaluées deux fois par année à quatre profondeurs, au printemps et à l'automne. Les résidus médicamenteux sont prélevés trois fois par année (hiver, début de l'été et automne) à 2 profondeurs. Les laboratoires ayant réalisé les analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2005 et participent à des essais d'intercalibration, dont ceux organisés par la CIPEL.

Les teneurs des éléments traces métalliques mesurées dans la couche superficielle (mélange 1 et 30 m) demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable ainsi que les exigences relatives à la protection des écosystèmes. Par ailleurs, les analyses de manganèse effectuées dans la couche profonde du lac (275, 300, 305 et 309 m), montrent un relargage de cet élément en septembre, lorsque prévalent des conditions d'anoxie (réductrices).

Sur un total de 373 pesticides recherchés, une vingtaine de substances sont détectées. Les teneurs totales oscillent entre 0.09 et 0.22 $\mu\text{g.L}^{-1}$, en continuité avec les observations depuis plus de 10 ans. Ces teneurs restent inférieures aux réglementations en vigueur. En 2017, à la profondeur des crépines de pompage d'eau potable (30 m), seuls quelques herbicides comme l'atrazine (et deux de ses métabolites), ainsi que le metalaxyl, le 2,6-dichlorobenzamide (produit de dégradation du dichlobenil), la simazine, la terbuthylazine ainsi que l'AMPA (produit de dégradation du glyphosate) ont été quantifiés à des teneurs très légèrement supérieures ou égales à 0.01 $\mu\text{g.L}^{-1}$ soit un facteur 10 plus bas que la norme réglementaire. Bien que l'usage de l'atrazine soit interdit, depuis 2002 dans l'Union Européenne et 2008 en Suisse, ce composé est encore détecté sporadiquement dans l'eau du lac depuis 2014, après plusieurs années sans détection. Les teneurs en metalaxyl (fongicide, dont l'isomère metalaxyl M est autorisé en Suisse et dans l'Union Européenne) sont stables et inférieures à 0.002 $\mu\text{g.L}^{-1}$ depuis 3 ans. L'AMPA, métabolite du glyphosate, se situe à des concentrations inférieures à 0.02 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Parmi les 65 substances pharmaceutiques ou substances hormonales recherchées, la metformine (antidiabétique) présente les concentrations les plus élevées, de plus d'un ordre de grandeur comparée à celles des autres résidus détectés. Quant aux autres substances (carbamazépine, carisoprodol, mépivacaïne, prilocaïne), leur présence se confirme année après année dans l'eau du lac. Néanmoins les concentrations en carbamazépine, mépivacaïne et carisoprodol ont diminué par rapport aux années 2007 - 2010 témoignant d'une diminution des apports. A noter pour la première fois en 2017 la détection de deux antibiotiques - le sulfaméthoxazole et la méthénamine, et du tramadol (analgésique).

¹ Influence des variations climatiques sur des phénomènes saisonniers (par exemple reproduction, croissance ...).

5. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

La gamme de substances surveillées dans les eaux du Rhône (station située à Porte du Scex) comprend 117 pesticides, 30 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anti-corrosion et un solvant (1,4-dioxane), à raison de 26 échantillons composites couvrant chacun deux semaines. Le laboratoire en charge des analyses est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 et participe aux intercalibrations organisées par la CIPEL.

Un total de 27 substances phytosanitaires ont été détectées ; aucune de ces substances n'a dépassé la concentration limite de $0.1 \mu\text{g.L}^{-1}$ ni le total $0.5 \mu\text{g.L}^{-1}$; toutefois le glyphosate et son principal métabolite (AMPA) ont été mesurés tout au long de l'année. Comme chaque année on note des concentrations temporairement plus élevées que la moyenne en avril-mai (jusqu'à $0.3 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le total). Le flux annuel total (444 kg) se situe dans la fourchette des années précédentes (2014 : 414 kg ; 2015 : 277 kg ; 2016 : 577 kg). Les produits contribuant le plus à ce total sont essentiellement des herbicides (terbutylazine, glyphosate-AMPA), mais également atrazine et simazine, bien que ces derniers ne soient plus autorisés en agriculture depuis plusieurs années. Les flux des produits rejetés par les industries de la vallée du Rhône représentent maintenant une faible part du total (estimés à 11 kg au total en 2017, répartis entre 4 substances fongicides ou herbicides), après une réduction d'un facteur 100 environ en 10 ans.

Les concentrations maximales observées en 2017 pour certains produits pharmaceutiques d'origine industrielle comme la mémantine et la mépivacaïne atteignent 0.12 et $0.11 \mu\text{g.L}^{-1}$. La metformine, antidiabétique dont l'origine dans les eaux du Rhône est exclusivement liée à l'usage thérapeutique, atteint une concentration moyenne de $0.44 \mu\text{g.L}^{-1}$ et une concentration maximale de $0.96 \mu\text{g.L}^{-1}$, en hausse par rapport à 2016 (respectivement $0.38 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $0.91 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Le flux annuel total (2597 kg.an^{-1}) est porté d'une part par des émissions industrielles (672 kg : méthénamine, mémantine, mépivacaïne, et dans une moindre mesure bupivacaïne et prilocaïne) encore élevées par rapport à la ligne directrice cantonale sur les micropolluants du 24 juin 2008, avec des dépassements supérieurs à 200 g.jr^{-1} pour certaines substances, et par la metformine (1840 kg en 2017)

Les produits anticorrosifs (1H-benzotriazole, tolyltriazole) représentent quant à eux un flux annuel d'environ 300 kg.

ETUDES SPÉCIFIQUES

1. QUELS APPORTS EN PHOSPHORE D'ORIGINE DOMESTIQUE DANS LES 50 PROCHAINES ANNÉES ?

Dans quelle mesure, à quelles conditions, l'objectif assigné par la CIPEL concernant le phosphore, moteur historique de l'eutrophisation des lacs, pourrait être atteint et maintenu à long terme ? En 2016 le niveau moyen de phosphore total était évalué à $19 \mu\text{gP.L}^{-1}$, se rapprochant du niveau de l'objectif inscrit dans le Plan d'Actions 2011-2020 (10 à $15 \mu\text{gP.L}^{-1}$). La tendance à la baisse engagée depuis plusieurs décennies peut-elle se poursuivre, ou risque-t-elle d'être contrariée par l'évolution de l'environnement du lac ou de ses usages, et des évolutions de diverses natures dans son bassin versant ?

Un travail de prospective a été engagé pour répondre à ces questions et nourrir les réflexions en vue de l'élaboration du Plan d'Action 2021-2030. La première étape de ce travail prospectif concernait les apports d'origine domestique. Il ne s'agissait pas dans ce travail de prédire l'état du lac dans les prochaines décennies, mais de projeter les conséquences possibles ou probables de différentes évolutions en termes d'apports en phosphore, et d'identifier les leviers qu'il sera possible d'activer pour y remédier.

Les apports d'origine domestique comprennent les émissions de la population non raccordée à une station d'épuration, et ceux de la population raccordée, qu'on peut dans les deux cas estimer à partir des données statistiques et d'un facteur d'émission moyen par habitant. L'émission brute de la population raccordée se répartit ensuite entre le flux qui arrive effectivement aux stations d'épuration et des pertes de diverses natures. A partir de ces différentes variables, il a ainsi été possible d'estimer les émissions de phosphore sur les 50 prochaines années sur la base d'une évolution moyenne de la population, fondée sur les statistiques démographiques disponibles. Cette projection fait ressortir une augmentation significative des apports en phosphore au lac (48 tonnes en 2066 s'ajoutant à 103 tonnes de l'estimation 2016).

Ensuite plusieurs scénarios ont été élaborés, pour faire ressortir l'influence de différentes variables (facteur d'émission, pertes, rendement d'épuration) sur les apports en phosphore au Léman. Il apparaît ainsi que la plupart des scénarios conduisent à une augmentation, plus ou moins forte, des apports au lac. Deux scénarios permettent néanmoins de contenir l'apport en phosphore à son niveau actuel, voire le diminuer légèrement : il convient pour cela de diminuer les facteurs d'émission par habitant, de contrôler les pertes en réseau et en station, et d'améliorer de plusieurs points le rendement d'épuration.

Ce premier travail prospectif mérite d'être affiné, puis complété avec un examen du même type pour les autres sources de phosphore (sols, précipitations ...).

EXECUTIVE SUMMARY

CAMPAGNE 2017

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

MONITORING

1. PHYSICO-CHEMICAL EVOLUTION IN LAKE GENEVA (POINT SHL2)

The 2017 weather conditions show that this year was a relatively warm year (mean annual interstation air temperature, 11.5°C, mean temperature in March 3.1°C warmer than in 2016). The weather conditions for winter 2016–2017 did not allow a complete mixing of the water column, but rather only a partial mixing down to a depth of 190 m. The redistribution of nutrients in the water column during winter 2017 was therefore limited, and reoxygenation of the deep layers was insufficient.

In 2017, the annual weighted mean concentration of soluble reactive phosphorus was 41 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ in the 25- to 309-m layers, a level that could not be reduced by mixing: the soluble reactive phosphorus concentration therefore has continued to increase in depth since the last complete mixing of the water column in 2012. It remains low (approximately 4 $\mu\text{gP.L}^{-1}$) in the surface layer (0–30 m), and varies little compared to the previous 5 years. The total phosphorus weighted mean annual concentration is approximately 18 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

The surface concentration in nitric nitrogen was particularly high in January (642 $\mu\text{gN.L}^{-1}$), probably as a result of the abundant rain in the autumn of 2016; it then decreased until the beginning of September, as a result of phytoplankton consumption of nitrogen, before returning to 530 $\mu\text{gN.L}^{-1}$ in December. On the other hand, ammoniacal nitrogen, whose variations in the superficial layers attest to the abundance of zooplankton and fish, shows values similar to the previous year (41 $\mu\text{gN.L}^{-1}$).

The dissolved oxygen concentrations at 309 m remain below 4 $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ from January to November 2017, a low value subsequent to the absence of complete mixing since 2012. Deoxygenation of the deep layers is preoccupying, because it causes, most notably, the release of phosphorus and metals such as manganese and iron from sediments, as well as the formation of ammoniacal nitrogen.

2. BIOLOGICAL EVOLUTION OF THE PELAGIC ZONE (LAKE GENEVA, SHL2)

Thermal stratification was found as early as March, leading to the early resumption of phytoplanktonic activity. Three phytoplankton growth peaks should be noted. The first coincides with the beginning of thermal stratification and stems essentially from picocyanobacteria. The second, dominated by diatoms, appeared at the end of spring. Finally, a third peak appeared at the end of summer, dominated by the cyanobacterium *Planktothrix rubescens*, whose blooms can be accompanied by the production of toxins. The year-long presence of *P. rubescens* is probably favored by the warmer winter temperatures; the biomass of cyanobacteria estimated in 2017 has been greater for the past 16 years.

The variations in biovolumes of zooplankton (micro-crustacea and rotifers) in the pelagic zone explain the variations in the transparency of the water, related to the dynamics of phytoplankton. The numbers of herbivorous cladoceran species are currently lower than the numbers observed during the 1980–1990 decade. This drop in their numbers can be explained by a change in the composition of the phytoplanktonic community, i.e., the regression of highly nutritive algae (i.e. Cryptophyceae), and consequently the predatory pressure exercised by the whitefish. Nevertheless, in 2017 the abundance of micro-crustaceans no longer showed a decreasing trend.

The diet of the whitefish, determined by the analysis of the stomach contents, is dominated by cladoceran species, with variations in the relative proportions of the genera selected during the year as well as in relation to previous years.

3. FOLLOW-UP OF COREGONUS SPAWING

Within the development of climate change indicators, an experimental protocol to follow up the phenology² of *Coregonus* reproduction (*Coregonus palaea*) was set up. Benthic nets were put in place and checked every week on a reference site where fish regularly spawned during the reproduction period, i.e., from the end of November to the beginning of March, depending on the year. The test operations conducted in 2015–2016 confirmed the value of the study and its feasibility, improving the follow-up protocol.

These tests were designed to (i) estimate the dates of the beginning and end of spawning and its peak, and (ii) characterize the genitors present on the spawning site (size, age, physiological state). A total of 71 individuals were obtained during the 2016–2017 operations, with the peak on 29 December. The 2016–2017 reproduction season was earlier than the previous season. During this winter, 50% of the total numbers during the period had been captured by the end of December versus mid-January for the year before, consistent with the hypothesis that temperature plays a role in the spawning process. It should be remembered that the 2015–2016 winter was generally warm in Europe (the warmest on average since 1900 in France), probably explaining the later spawning.

4. CHANGES IN METAL AND MICROPOLLUTANT CONCENTRATIONS (LAKE GENEVA, SHL2)

Metal and pesticide concentrations are assessed twice a year at four depths, in the spring and the autumn. Drug residues are sampled three times a year (winter, beginning of summer, and autumn) at two depths. The laboratories performing these analyses are ISO/CEI 17025:2005-accredited and participate in calibration trials, including those organized by CIPEL.

The trace metal concentrations measured in the superficial layer (a mix at 1 and 30 m) remain low and respect the Swiss and French reference values for drinkable water as well as the demands relative to ecosystem protection. In addition, the manganese analyses performed in the lake's deep layer (275, 300, 305 and 309 m) show a discharge of this element in September, when anoxic (reducing) conditions prevail.

Out of a total of 373 pesticides examined, approximately 20 substances were detected. The total concentrations oscillate between 0.09 and 0.22 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, consistent with the observations for more than 10 years. These concentrations remain lower than the current regulations. In 2017, at the depth of drinking water pumping strainers (30 m), only a few herbicides such as atrazine (and two of its metabolites), metalaxyl, 2,6-dichlorobenzamide (degradation product of dichlobenil), simazine, terbuthylazine as well as AMPA (degradation product of glyphosate) were quantified with concentrations that were slightly greater than or equal to 0.01 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, i.e., ten times lower than the legal standard. Although use of atrazine is banned, since 2002 in the European Union and 2008 in Switzerland, this chemical has been detected sporadically in the lake water since 2014, after several years of it not being detected. The concentrations of metalaxyl (a fungicide, whose isomer metalaxyl M is authorized in Switzerland and the European Union) are stable and under 0.002 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ for the last 3 years. AMPA, a metabolite of glyphosate, is found at a similar level, with concentrations less than 0.002 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Of the 65 pharmaceutical or hormonal substances sought, metformin (antidiabetic) presents the highest concentrations, more than one order of magnitude greater than those of other residues detected. As for other substances (carbamazepine, carisoprodol, mepivacaine, prilocaine), their presence in the lake's water is confirmed year after year. Nonetheless, the carbamazepine, mepivacaine and carisoprodol concentrations have decreased compared to 2007–2010, attesting to a reduction in the inputs of these substances. It should be noted that in 2017 two antibiotics – sulfamethoxazole and methenamine – and tramadol (an analgesic) were detected for the first time.

5. MICROPOLLUTANTS IN THE RHÔNE WATERS

The range of substances monitored in the Rhône waters (sampling station located at Porte du Scex) includes 117 pesticides, 30 pharmaceutical active ingredients, two anticorrosion agents and one solvent (1,4-dioxane), with 26 composite samples each covering 2 weeks. The laboratory in charge of the analyses is ISO CEI LEN 17025-accredited and participates in calibrations organized by CIPEL.

² Influence of climate variations on seasonal phenomena (e.g., reproduction, growth).

A total of 27 phytosanitary substances have been detected; none of these substances has surpassed the limit concentration of $0.1 \mu\text{g.L}^{-1}$ nor the total $0.5 \mu\text{g.L}^{-1}$; however, glyphosate and its main metabolite (AMPA) were measured throughout the year. Like every year, temporarily higher concentrations than average in April–May have been noted (up to $0.3 \mu\text{g.L}^{-1}$ for the total). The total annual flow (444 kg) falls within the range of the previous years (2014: 414 kg; 2015: 277 kg; 2016: 577 kg). The products that contribute most to this total are essentially herbicides (terbutylazine, glyphosate-AMPA), as well as atrazine and simazine, even though the latter two have been banned in agriculture for several years. The flows of products input by industry located in the Rhône valley today account for a small part of the total (estimated at a total of 11 kg in 2017, divided between four fungicide and herbicide substances), after a reduction by a factor of approximately 100 in 10 years.

The maximum concentrations observed in 2017 for certain industrial pharmaceutical products such as memantine and mepivacaine reach 0.12 and $0.11 \mu\text{g.L}^{-1}$. Metformin, an antidiabetic found in the Rhône waters exclusively related to its therapeutic use, reaches a mean concentration of $0.44 \mu\text{g.L}^{-1}$ and a maximum concentration of $0.96 \mu\text{g.L}^{-1}$, higher than in 2016 (respectively, $0.38 \mu\text{g.L}^{-1}$ and $0.91 \mu\text{g.L}^{-1}$).

The total annual flow ($2597 \text{ kg}\cdot\text{year}^{-1}$) stems from industrial emissions (672 kg: methenamine, memantine, mepivacaine, and to a lesser extent bupivacaine and prilocaine), still high compared to the 24 June 2008 canton guideline on micropollutants, with levels exceeding $200 \text{ g}\cdot\text{day}^{-1}$ for certain substances, as well as metformin (1840 kg in 2017).

Anticorrosives (1H-benzotriazole, tolyltriazole) account for an annual flow of approximately 300 kg.

SPECIFIC STUDIES

1. WHAT WILL THE DOMESTIC PHOSPHORUS INPUTS BE OVER THE NEXT 50 YEARS?

To what extent and in what conditions can the objective assigned by CIPEL on phosphorus, the historical driver of lake eutrophication, be reached and maintained over the long term? In 2016 the mean total phosphorus level was assessed at $19 \mu\text{gP.L}^{-1}$, coming close to the objective announced in the 2011–2020 Action Plan ($10\text{--}15 \mu\text{gP.L}^{-1}$). Can the downward trend engaged over the past several decades be pursued or does it risk being contradicted by the changes in the lake's environment and its uses and the diverse changes in its watershed?

A prospective work was initiated to respond to these questions and contribute to reflection on the elaboration of the 2021–2030 Action Plan. The first stage of this prospective work concerned domestic inputs. This does not mean predicting the state of the lake over the upcoming decades, but projecting the possible or probable consequences of different changes in terms of phosphorus inputs and identifying the levers that could be activated to remediate these changes.

Domestic inputs include emissions from the population that is not connected to a sewage treatment plant and those of the population that is connected, that can both be estimated based on statistical data and a mean per capita emissions factor. The gross emissions of the population served by sewage systems is then divided between the flow arriving at the wastewater treatment plants and the diverse losses. Based on these different variables, it was possible to estimate phosphorus emissions over the next 50 years based on a mean population growth, founded on available demographic statistics. This projection shows a significant increase in the lake's phosphorus inputs (48 tons in 2066 added to 103 tons estimated for 2016). Then several scenarios were elaborated to highlight the influence of different variables (emissions factor, losses, removal efficiency) on the phosphorus inputs to Lake Geneva. It therefore seems that most of the scenarios lead to a more or less significant increase of inputs into the lake. Two scenarios nevertheless result in containing the phosphorus input at its current level, even decreasing it slightly: it would require reducing the per capita emissions factors, controlling losses within the sewage networks and at treatment plants, and increasing removal efficiency by several points.

This first prospective work warrants being refined and then completed with an examination of the same type for the other phosphorus sources (soils, precipitation, etc.).