

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2010

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

LÉMAN

Evolution physico-chimique

- **Brassage hivernal partiel. Un printemps maussade avec une stratification thermique qui tarde à se mettre en place avec un gradient peu marqué. Toutefois, comme les années précédentes, épuisement du phosphore dans les couches supérieures du lac, dont la concentration moyenne diminue lentement**

L'année 2010 est une année plutôt froide avec une moyenne annuelle de 10.3°C, la plus faible depuis 1996. Le mois de juillet a été chaud, alors que le mois de mai a été froid. Le brassage hivernal n'a atteint que 200 m début mars. La température des eaux profondes est restée stable. La pluviométrie en 2010 présente un déficit de 20% par rapport à la normale 1980-2009. L'insolation a été moyenne alors que le rayonnement reste très bon. Les vents forts ont été printaniers, ils ont contribué avec la température basse du mois de mai à une mise en place tardive et moins stable de la stratification thermique printanière. L'activité phytoplanctonique printanière consomme rapidement les nutriments de l'épilimnion. Les concentrations en orthophosphate (phosphore réactif soluble) et en silice restent à des valeurs très basses dans les couches superficielles tout le reste de l'année. Dans les couches profondes, partiellement réoxygénées par le brassage partiel, on ne constate pas de relargage important de phosphore, ni de réduction significative de l'azote.

Le stock en phosphore total du lac diminue faiblement : la concentration moyenne en 2010 est de 22.4 $\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$, 1'915 tonnes.

Le stock d'azote poursuit une baisse depuis 3 ans qui ramène ses concentrations à celles des années 80. Le stock de chlorure continue d'augmenter.

La dynamique des couches superficielles du Petit Lac est proche de celle du Grand Lac avec une forte consommation des nutriments dès le brassage. Le Petit Lac étant chaque année complètement homogénéisé et réoxygéné, les concentrations d'oxygène au fond restent supérieures aux exigences légales.

Dans le Petit Lac, la concentration moyenne en phosphore total tend à se rapprocher de 10 $\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

Evolution biologique

- **Retour à une biomasse phytoplanctonique faible, réduction de la production primaire en raison des concentrations en phosphore et des températures plus basses**

La biomasse phytoplanctonique annuelle de 2010 est faible et sa composition taxonomique est similaire à celle des années 2006 et 2008. La proportion des groupes fonctionnels caractéristiques de milieux pauvres en nutriments augmente, ce qui est confirmé par l'évolution interannuelle de l'indice modifié de Brettum, qui indique une amélioration de l'état trophique du lac.

La biomasse algale a augmenté graduellement du début de l'année jusqu'au mois de mai, essentiellement par le fait des diatomées centriques. La phase des eaux claires est bien marquée le 9 juin 2010. Elle est suivie par une période estivale où la biomasse augmente surtout grâce aux Chlorophycées, puis aux Chrysophycées et enfin aux Dinophycées. A partir de septembre, la biomasse diminue et la proportion en cyanobactéries fixatrices d'azote augmente.

Les valeurs de la production primaire et de la capacité photosynthétique (rapport de la production maximale à chaque campagne sur la concentration de Chl a) du phytoplancton au cours de l'année 2010 étaient plus faibles que celles mesurées en 2009 et sont parmi les plus faibles mesurées au cours des douze années précédentes. Les valeurs plus faibles de la température des eaux de surface à la fin du printemps et en été en 2010, comparées à celles de 2009, expliquent en partie ces diminutions entre 2009 et 2010.

Dans le Petit Lac, les biomasses annuelles du phytoplancton ont fortement fluctué entre 2006 et 2010. Le microplancton reste largement dominant. Les groupes pigmentaires sont dominés par les conjuguées (Zygophycées) et les diatomées. Les cyanobactéries n'ont entraîné aucun problème de toxicité pour la période 2006-2010. *Cyclotella bodanica* var. *lemanensis*, espèce indicatrice de conditions oligotrophes, qui figurait déjà parmi les espèces dominantes en 2004 et 2005, demeure toujours bien présente.

□ **Diminution constante de l'abondance des microcrustacés qui restent une proie préférée des corégones**

Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton répondent, en 2010 comme au cours des années précédentes, au modèle classique « *Plankton Ecology Group* » de dynamique du zooplancton en lac mésotrophe, avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires aux alentours du 9 juin 2010, suivi d'une diminution drastique des abondances en fin de printemps et une légère reprise de croissance en fin d'automne qui, en 2010, coïncide avec un pic automnal de Chlorophycées.

La diminution générale de l'abondance crustacéenne résulte de la baisse de la qualité nutritionnelle du phytoplancton : si la biomasse phytoplanctonique reste relativement stable depuis 1984, la contribution relative d'algues appartenant à la gamme de taille facilement ingérable par le zooplancton (Cryptophycées) diminue, au profit d'algues de plus grande taille et plus difficilement consommables (Chlorophycées et Zygophycées). Les variations interannuelles d'abondance des Calanoïdes et de *Leptodora kindtii* ne suivent pas de tendance temporelle claire, mais sont directement reliées à la présence d'algues filamenteuses en été. Les Calanoïdes sont des herbivores à spectre réduit de taille de particules, et particulièrement sélectifs sur la qualité des algues ingérées. Les Calanoïdes seraient donc limités en ressources alimentaires pendant les étés marqués par des efflorescences de Zygophycées. *L. kindtii* est une espèce carnivore qui n'est donc pas directement affectée par la ressource phytoplanctonique. Les faibles abondances de cette espèce lors des années où les Zygophycées sont abondantes peuvent potentiellement résulter de la diminution de l'abondance de leurs proies (*nauplii*), d'une efficacité plus faible de capture de proies ou d'une diminution de leur capturabilité par les filets de prélèvements.

La pêche des corégones représente toujours le plus gros tonnage de capture au Léman. Comme dans les années précédentes, le régime alimentaire du corégone est dominé par les Cladocères herbivores (daphnies) et carnivores (*Bythotrephes*, *Leptodora*). Les Cyclops et nymphes d'insecte chironomes sont présents de façon anecdotique. En 2010, le régime alimentaire est légèrement différent de celui précédemment observé. C'est ainsi qu'en hiver, les *Bythotrephes* redeviennent la proie principale, à l'instar de ce qu'on observait au début des années 2000. Enfin, en automne, le régime alimentaire présente des nymphes de chironomes et est largement dominé par les *Leptodora* qui n'avaient pas été consommés en 2009.

□ **Zoobenthos du Petit Lac sans amélioration nette**

Un suivi du zoobenthos du Petit Lac entre 15 et 71 m de profondeur a été réalisé en 2009 sur 9 stations, réparties sur 3 transects perpendiculaires à la rive. Il a montré que la richesse et l'abondance des espèces diminuent fortement avec la profondeur. L'indice de qualité benthique (IQB-AL) basé sur les peuplements d'oligochètes et de chironomidés profonds montre clairement que les conditions environnementales au niveau des sédiments profonds ne se sont pas améliorées dans un intervalle de 10 ans, mais plutôt dégradées, malgré une diminution significative du phosphore dans le Petit Lac et une concentration en oxygène dissous au niveau du fond toujours supérieure à 4 mg·L⁻¹. Les facteurs de régression de la qualité des sédiments sont certainement liés à l'accroissement très fort de la biomasse phytoplanctonique depuis le début des années 2000, avec un doublement des concentrations au cours des années 2001, 2005 et 2007. Une amélioration de la qualité biologique des sédiments sera à terme liée à la réduction de la production phytoplanctonique, elle-même contrôlée par des facteurs comme la température des eaux et la stabilité de la colonne d'eau.

Evolution de la concentration en oxygène dissous des eaux du fond du Léman - Grand Lac (SHL2)

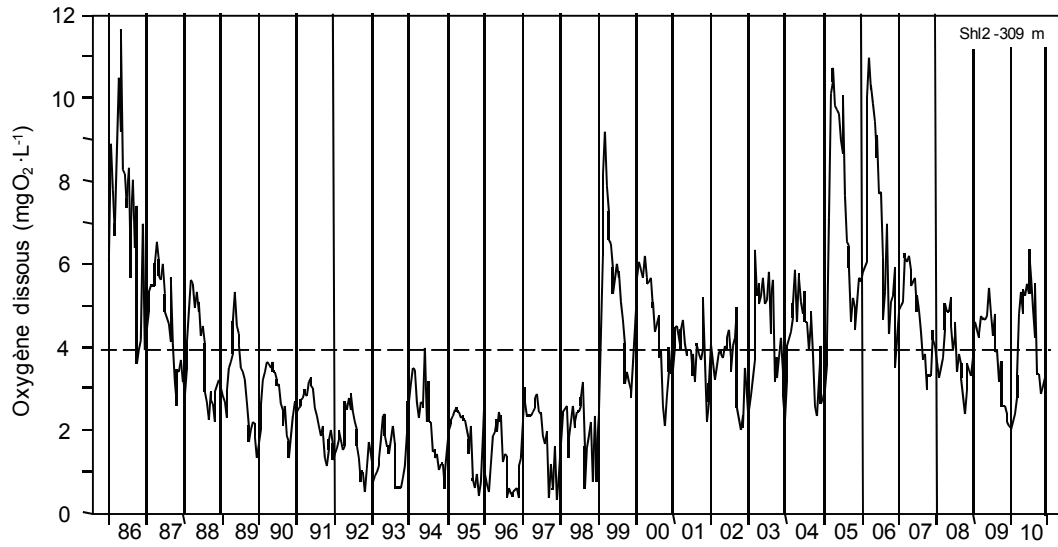


Figure 1

Evolution de la concentration en phosphore dissous (P-PO₄³⁻) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

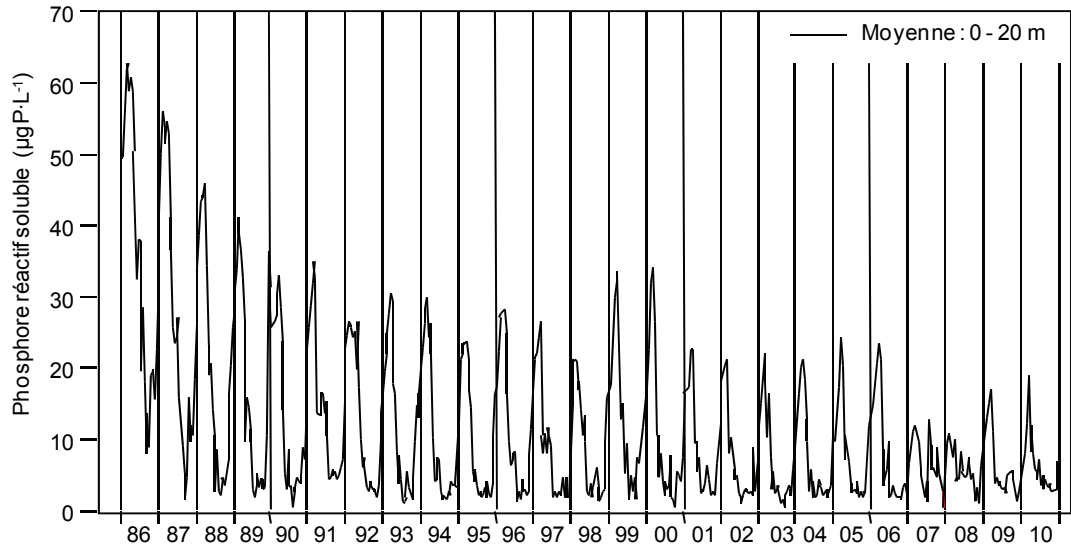


Figure 2

Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2010 - Grand Lac (SHL2)

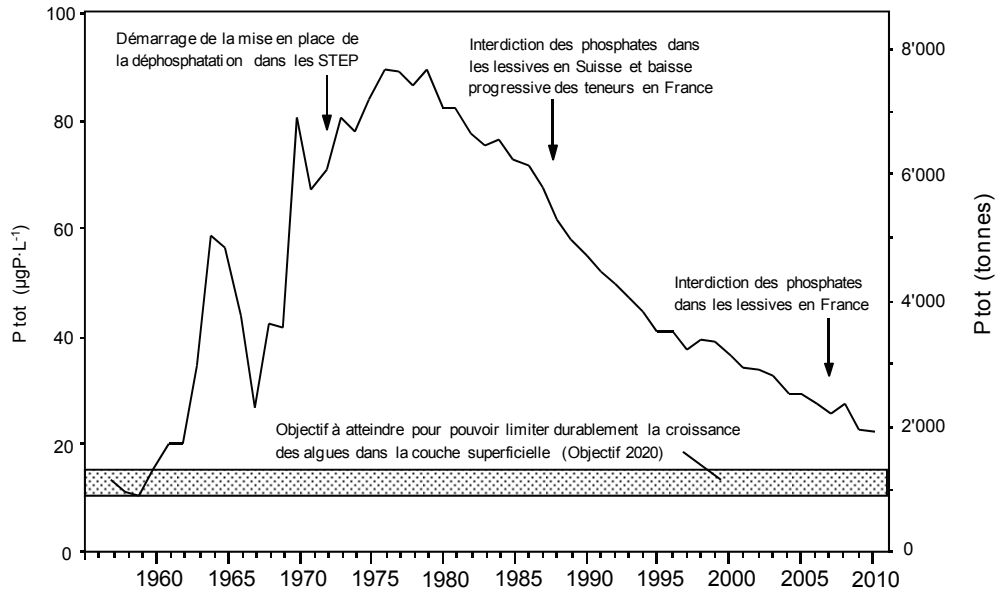


Figure 3

□ **Plantes aquatiques : Réduction du potamot pectiné, développement des charas**

Un suivi des macrophytes en 2009 indique une tendance positive avec une augmentation des profondeurs colonisées.

L'étude de 2009 a permis de préciser l'évolution de certaines espèces submergées :

- En 1975, le potamot pectiné (*Potamogeton pectinatus*) était devenu l'espèce la plus abondante dans le Léman. Favorisé par l'eutrophisation, elle colonisait pratiquement toutes les rives, proliférant sur les sédiments fins. Cette situation perdure jusqu'en 1997, puisqu'à cette date, *P. pectinatus* constitue encore 47% de la végétation aquatique du lac. En 2009 en revanche, cette espèce ne représente plus que 27%. L'oligotrophisation de l'eau du lac, observée depuis les années 1980, ne s'est pas traduite par la raréfaction concomitante de *P. pectinatus*, puisqu'à la fin des années 1990, son abondance était toujours semblable à celle de 1975, alors que le phosphore total avait baissé de près de 45%. La capacité des phanérogames aquatiques à absorber les nutriments non seulement dans l'eau, mais également dans le sédiment, lui aussi enrichi en phosphore, peut expliquer ce décalage.
- Les conséquences de l'oligotrophisation sont plus rapides pour les characées, sensibles à l'eutrophisation. Devenue très faible en 1975, l'abondance relative de ce groupe dans le Léman est déjà remontée à 23% en 1997. Cette différence peut s'expliquer par le fait que les characées ne dépendent que de l'eau pour l'absorption de leurs nutriments. Cette hypothèse est confirmée par les résultats de 2009, puisque l'abondance atteint 34% pour ce groupe.

□ **Qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade continue à s'améliorer**

En 2010, les contrôles de la qualité sanitaire des eaux littorales (115 plages), réalisés par les autorités compétentes, montrent que pour plus de 83% des points de contrôle, cette qualité est bonne, moyenne dans 15% des cas, pour 1 station (1%), l'eau peut être momentanément polluée et dans 1 station (1%), l'eau est de mauvaise qualité (voir la carte de l'état sanitaire des eaux de baignade publiée dans La Lettre du Léman No 42 juin 2011 et sur www.cipel.org).

L'évolution au cours de ces dernières années montre une nette amélioration de la situation, grâce notamment aux efforts entrepris dans le domaine de l'épuration des eaux. En effet, en 1992, les plages de bonne qualité ne représentaient que 52% et la proportion des plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée était de 12%.

Métaux et micropolluants organiques dans les eaux

Les teneurs en métaux lourds demeurent stables et relativement faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson.

Les concentrations en pesticides totaux dans le lac se stabilisent depuis 2008 et oscillent entre 0.1 et 0.2 µg·L⁻¹ pour environ 50 substances décelées. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg·L⁻¹ par composé). Par rapport aux années précédentes, aucun nouveau pesticide n'a été décelé en concentration significative.

Le programme élargi d'analyses (pesticides, médicaments, Triclosan, Bisphénol A et alkyl-phenols) réalisé sur le lac et les rivières en mai 2010 confirme les résultats obtenus lors du programme complémentaire de 2009. Certains médicaments (notamment la Metformine, la Gabapentine, la Carbamazépine, le Carisoprodol et les agents de contraste) nécessitent un suivi particulier en raison des concentrations importantes qui ont pu être mesurées dans le lac ou dans les rivières.

Dans les rivières, des dépassements de PNEC (*Predicted No Effect Concentration - concentration supposée sans effet*) pour les alkyl-phenols ont été constatés en plusieurs points malgré l'interdiction d'utilisation de ces substances. Les concentrations des micropolluants en rivière sont extrêmement variables et ne permettent pas de donner une image globale de la situation dans le bassin versant. S'il est vrai que l'on ne dispose que de peu d'informations sur les flux de micropolluants dans l'ensemble du bassin versant, un bilan de flux de certains de ceux-ci ainsi qu'une modélisation de leur comportement au sein du bassin lémanique est envisagé afin d'établir de bonnes bases pour améliorer le suivi des micropolluants et mettre en place une stratégie efficace de lutte aux points critiques.

BASSINS VERSANTS DU LÉMAN ET RHÔNE AVAL

□ Bilan des apports au lac et au Rhône aval par les rivières

La CIPEL suit depuis de nombreuses années l'évolution temporelle des apports en nutriments au lac de 4 principaux affluents (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge), ainsi que celle d'une dizaine d'affluents secondaires, les exportations du lac à Genève, du Rhône aval à Chancy et les apports de ses affluents (l'Arve et l'Allondon). Ce suivi permet d'estimer l'évolution des flux en nutriments apportés au lac, ce qui participe à la compréhension de l'évolution des concentrations dans le lac.

Les quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse en 2010 ont été calculées.

La qualité de l'eau des affluents est suivie pour 4 principaux paramètres de pollution (P-PO₄, N-NH₄, N-NO₃, COD) et montre tous les cours d'eau sont de bonne, voire très bonne qualité, sauf la Venoge pour le nitrate (qualité moyenne).

Pour l'Allondon, la suppression de deux STEP déversant dans cette rivière à fin 2009 et leur raccordement sur la STEP du Nant de Bay qui rejette dans le Rhône, se marque pour le P-PO₄, le N-NH₄ et le N-NO₃ par une chute spectaculaire des concentrations.

Il est mis en évidence, pour le phosphore réactif soluble, l'effet de la déphosphatation dans les STEP, pour l'azote minéral total, l'absence de la dénitrification et le maintien d'une fertilisation azotée au même niveau pendant près de 20 ans, et pour le chlorure, l'impact des apports industriels, du salage des routes qui augmente et des échangeurs d'ions des lave-vaisselle.

□ Micropolluants dans les eaux du Rhône

109 produits phytosanitaires, douze principes actifs pharmaceutiques et trois autres composés non volatils ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2010. 42 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 4 substances (le Dinoterb, le Diuron, le Fluazinam et le Flumétralin) à des concentrations excédant les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg·L⁻¹). Sur les douze principes actifs pharmaceutiques recherchés, dix ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 1.2 µg·L⁻¹ pour la Prilocaïne.

En terme de flux annuels, les quantités totales des 109 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont augmenté par rapport aux années 2008 et 2009, avec un total d'environ 1'010 kg comparés aux 630 kg en 2009, 700 kg en 2008 et 1'600 kg en 2007. Cette augmentation est principalement liée à des charges importantes de Dinoterb (434 kg) dont l'origine n'a pas encore pu être identifiée. Les charges les plus importantes observées pour les produits d'origine agricole autorisés sont inférieures à 40 kg et aux charges de certains produits d'origine industrielle.

Les quantités de médicaments ont également augmenté avec 1'560 kg, comparé à 950 kg en 2009, 2'600 kg en 2008 et 1'300 kg en 2007 pour les médicaments recherchés.

□ Epuration des eaux usées

En 2010, 219 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'369'000 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2010 se base sur les résultats de surveillance de 154 STEP pour le phosphore total et de 157 STEP pour la DBO5.

Un léger infléchissement des performances des STEP avait été constaté ces deux dernières années à l'échelle du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore. Des efforts ont été entrepris et se traduisent en 2010 par une hausse du rendement moyen d'épuration (90%) et une baisse de 21 tonnes des apports en phosphore au Léman. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95% fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DBO5 s'élève à 2'411 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 96%. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les concentrations mesurées dans les cours d'eau du bassin lémanique pour trois traceurs de pollution d'origine domestique (DBO5, PO₄₃₋ et NH₄₊) témoignent des bonnes performances d'épuration des STEP.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. La valeur s'élève à 304 L·EH-1·j⁻¹ et reste encore trop élevée. Cet indicateur est en constante amélioration depuis une décennie et doit être observé sur le long terme. Le renouvellement des réseaux d'assainissement est bien en marche avec des résultats perceptibles à l'échelle du bassin lémanique.

□ Assurance qualité des mesures chimiques

Au cours de l'année 2010, les laboratoires membres du groupe de travail « Qualité analytique », anciennement « Méthodologie » de la CIPEL ont pu réaliser 6 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) et autres micropolluants sur des matrices d'eaux naturelles.

Les essais portant sur les éléments nutritifs majeurs sont devenus une "routine" et peuvent être considérés comme un contrôle de qualité pour les laboratoires participants. Les résultats sont bons et conformes à ceux des années précédentes. Il en va de même pour l'analyse des pesticides par HPLC et/ou GC classique. En 2010, un essai avec 8 laboratoires utilisant la LC-MS/MS a pu être traité statistiquement, cet essai montre que cette technique est bien maîtrisée. Des études de stabilité sur des éléments nutritifs majeurs semblent montrer une relative stabilité des échantillons filtrés juste après le prélèvement.