

CONSEIL SCIENTIFIQUE

DE LA COMMISSION INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CONTRE LA POLLUTION

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES
ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

PROGRAMME QUINQUENNAL 2011-2015
CAMPAGNE 2013

*Rapp. Comm. int. pour la protec. des eaux du Léman contre la pollution
Campagne 2013, 2014*

Editeur :

Commission internationale pour la protection
des eaux du Léman contre la pollution – CIPEL

ACW - Changins - Bâtiment DC
50, route de Duillier
Case postale 1080
CH - 1260 NYON 1

Tél. : CH - 022 / 363 46 69
FR - 00 41 22 / 363 46 69

Fax : CH - 022 / 363 46 70
FR - 00 41 22 / 363 46 70

E-mail : cipel@cipel.org

Site web : <http://www.cipel.org>

La reproduction partielle de rapports et d'illustrations publiés dans les
"*Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution*"
est autorisée à la condition d'en mentionner la source.
La reproduction intégrale de rapports doit faire l'objet d'un accord avec l'éditeur.

SOMMAIRE

| | | |
|--------------|--|-----------|
| I. | FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT | 6 |
| II. | CONCLUSIONS GÉNÉRALES | 9 |
| III. | GENERAL CONCLUSIONS (ENGLISH VERSION) | 14 |
| IV. | RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE | 19 |
| V. | ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN (ÉLÉMENTS MAJEURS) ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES | 21 |
| | 1. INTRODUCTION | 23 |
| | 2. METHODES | 23 |
| | 3. RÉGIME THERMIQUE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MÉLANGE DES EAUX..... | 25 |
| | 4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN | 30 |
| | 5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES | 34 |
| | 6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES | 43 |
| | 7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES | 47 |
| | 8. CONCLUSION | 50 |
| VI. | DONNEES MÉTÉOROLOGIQUES..... | 57 |
| | 1. INTRODUCTION | 57 |
| | 2. TEMPÉRATURE DE L’AIR | 57 |
| | 3. PLUVIOMÉTRIE | 59 |
| | 4. INSOLATION | 61 |
| | 5. RAYONNEMENT..... | 64 |
| | 6. VENT..... | 66 |
| | 7. SYNTHÈSE DES CONDITIONS CLIMATIQUES | 68 |
| VII. | MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN..... | 69 |
| | 1. INTRODUCTION | 70 |
| | 2. ÉCHANTILLONNAGE (FIGURE 1, TABLEAU 1)..... | 70 |
| | 3. MÉTHODOLOGIE | 71 |
| | 4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN | 72 |
| | 5. RESULTATS DE L’ETUDE DE MODELISATION DU FLUX DES MICROPOLLUANTS ISSUS DES REJETS DE STATIONS D’EPURATION (STEP) | 78 |
| | 6. CONCLUSIONS | 79 |
| VIII. | PHYTOPLANCTON DU LÉMAN | 83 |
| | 1. INTRODUCTION | 84 |
| | 2. METHODES..... | 84 |
| | 3. RESULTATS | 85 |
| | 4. CONCLUSION..... | 91 |
| IX. | PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN | 94 |
| | 1. INTRODUCTION | 95 |
| | 2. MÉTHODES..... | 95 |
| | 3. RÉSULTATS ET DISCUSSION | 95 |
| | 4. CONCLUSION | 101 |

| | | |
|--------------|---|------------|
| X. | ZOOPLANCTON DU LÉMAN..... | 102 |
| 1. | INTRODUCTION | 103 |
| 2. | MÉTHODOLOGIE | 103 |
| 3. | RÉSULTATS | 103 |
| 4. | CONCLUSION..... | 112 |
| XI. | RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE..... | 113 |
| 1. | INTRODUCTION | 114 |
| 2. | MÉTHODOLOGIE | 114 |
| 3. | RÉSULTATS | 114 |
| 4. | CONCLUSION..... | 119 |
| XII. | LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE..... | 120 |
| 1. | GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES | 121 |
| 2. | DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX DU LÉMAN ET DE L'ÉMISSAIRE..... | 122 |
| 3. | APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN | 124 |
| 4. | EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL À CHANCY ET APPORTS DES PRINCIPAUX AFFLUENTS | 127 |
| 5. | CONCLUSION..... | 129 |
| XIII. | MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE | 132 |
| 1. | INTRODUCTION | 133 |
| 2. | ECHANTILLONNAGE | 133 |
| 3. | METHODOLOGIE | 133 |
| 4. | RESULTATS | 134 |
| 5. | CONCLUSION..... | 143 |
| XIV. | BLOOMS DE MOUGEOTIA DANS LE LEMAN : FACTEURS DECLENCHANTS ET COMPARAISONS AVEC D'AUTRES GRANDS LACS | 149 |
| 1. | INTRODUCTION | 150 |
| 2. | METHODES..... | 150 |
| 3. | RESULTATS | 152 |
| 4. | CONCLUSION..... | 160 |
| XV. | EVOLUTION DE LA PÊCHE DANS LE LÉMAN | 163 |
| 1. | AVANT-PROPOS..... | 163 |
| 2. | CONTEXTE GENERAL | 164 |
| 3. | LES CAPTURES | 165 |
| 4. | EVOLUTION DES CAPTURES PAR ESPÈCE | 169 |
| 5. | PERSPECTIVES ET ELEMENTS DE CONCLUSION..... | 173 |
| XVI. | MODELISATION DU FLUX DE MICROPOLLUANTS ISSUS DES REJETS DES STATIONS D'EPURATION DANS LE TERRITOIRE DE LA CIPEL..... | 175 |
| 1. | INTRODUCTION | 176 |
| 2. | CARACTERISTIQUES DU TERRITOIRE ETUDIE | 177 |
| 3. | OBJECTIFS DE L'ETUDE | 177 |
| 4. | MÉTHODOLOGIE | 177 |
| 5. | RESULTATS | 184 |

| | | |
|---------------|--|------------|
| XVII. | RAPPORTS TECHNIQUES | 199 |
| XVIII. | CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP) | 201 |
| 1. | INTRODUCTION | 203 |
| 2. | SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT..... | 203 |
| 3. | BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP..... | 206 |
| 4. | MICROPOLLUTION..... | 211 |
| 5. | CONCLUSION | 218 |
| XIX. | ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES | 222 |
| 1. | INTRODUCTION | 223 |
| 2. | PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS | 223 |
| 3. | MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS ET EXPLICATION DES TABLEAUX RÉCAPITULATIFS | 224 |
| 4. | RÉSULTATS | 225 |
| 5. | CONCLUSION | 226 |
| XX. | ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS | 236 |

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LE LÉMAN

| | | |
|---|---|--|
| Position géographique moyenne : | 46°27' lat. N | 6°32' long. E de Greenwich |
| Altitude moyenne annuelle du plan d'eau (1943-2008) * : | 372.05 m | mini : 371.78 (1949) maxi : 372.19 (1977) |
| Longueur des rives * * : | 200.2 km | France : 58.0 km Suisse : 142.2 km • Vaud : 102.0 km • Valais : 7.6 km • Genève : 32.6 km |
| Superficie du plan d'eau * * : | 580.1 km ² | France : 234.8 km ² Suisse : 345.3 km ² • Vaud : 298.0 km ² • Valais : 10.6 km ² • Genève : 36.7 km ² |
| Volume moyen : | 89 milliards m ³ soit 89 km ³ | |
| Débit moyen annuel du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2008)* : | 182 m ³ /s | maxi (1999) : 227 m ³ /s mini (1976) : 127 m ³ /s |
| Débit moyen annuel du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2008)* : | 250 m ³ /s | maxi (1995) : 327 m ³ /s mini (1976) : 166 m ³ /s |
| Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) : | 11.3 ans | |
| Longueur de son axe : | 72.3 km | |
| Profondeur maximale : | 309.7 m | |
| Profondeur moyenne : | 152.7 m | |

Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac :

| | Léman | Grand Lac | Petit Lac |
|--|-------|-------------|------------|
| Superficie du plan d'eau (km ² / %) | 580.1 | 498.90 / 86 | 81.20 / 14 |
| Superficie de la zone 0-12 m (km ² / %) | 43.7 | 24.47 / 56 | 19.23 / 44 |
| Volume (km ³ / %) | 89 | 86 / 96 | 3 / 4 |
| Profondeur maximale (m) | 309.7 | 309.7 | 76 |
| Profondeur moyenne (m) | 152.7 | 172 | 41 |
| Longueur dans l'axe (km) | 72.3 | 49 | 23.3 |

Le Grand Lac forme un bassin unique, d'orientation approximative est-ouest, caractérisé par une plaine centrale étendue, limitée par la courbe isobathe 300 m. Orienté nord-est - sud-ouest, le Petit Lac est bien plus étroit et moins profond. Son plancher est découpé par une série de cuvettes peu marquées.

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

* * Calculs informatiques effectués sur des cartes OFT (Office fédéral de topographie) au 1:25'000

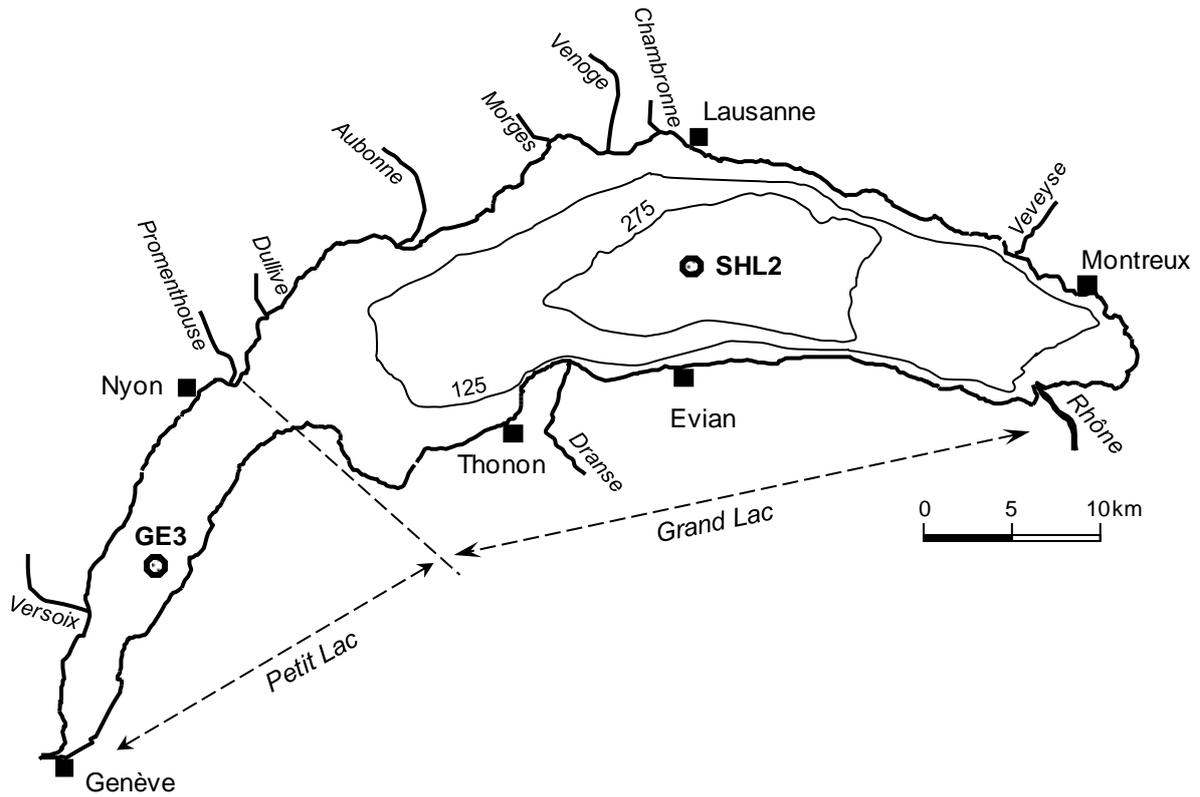


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements
SHL2 : (coord. CH : 534.700 / 144.950)
GE3 : (ccord. CH : 506.100/ 128.040)

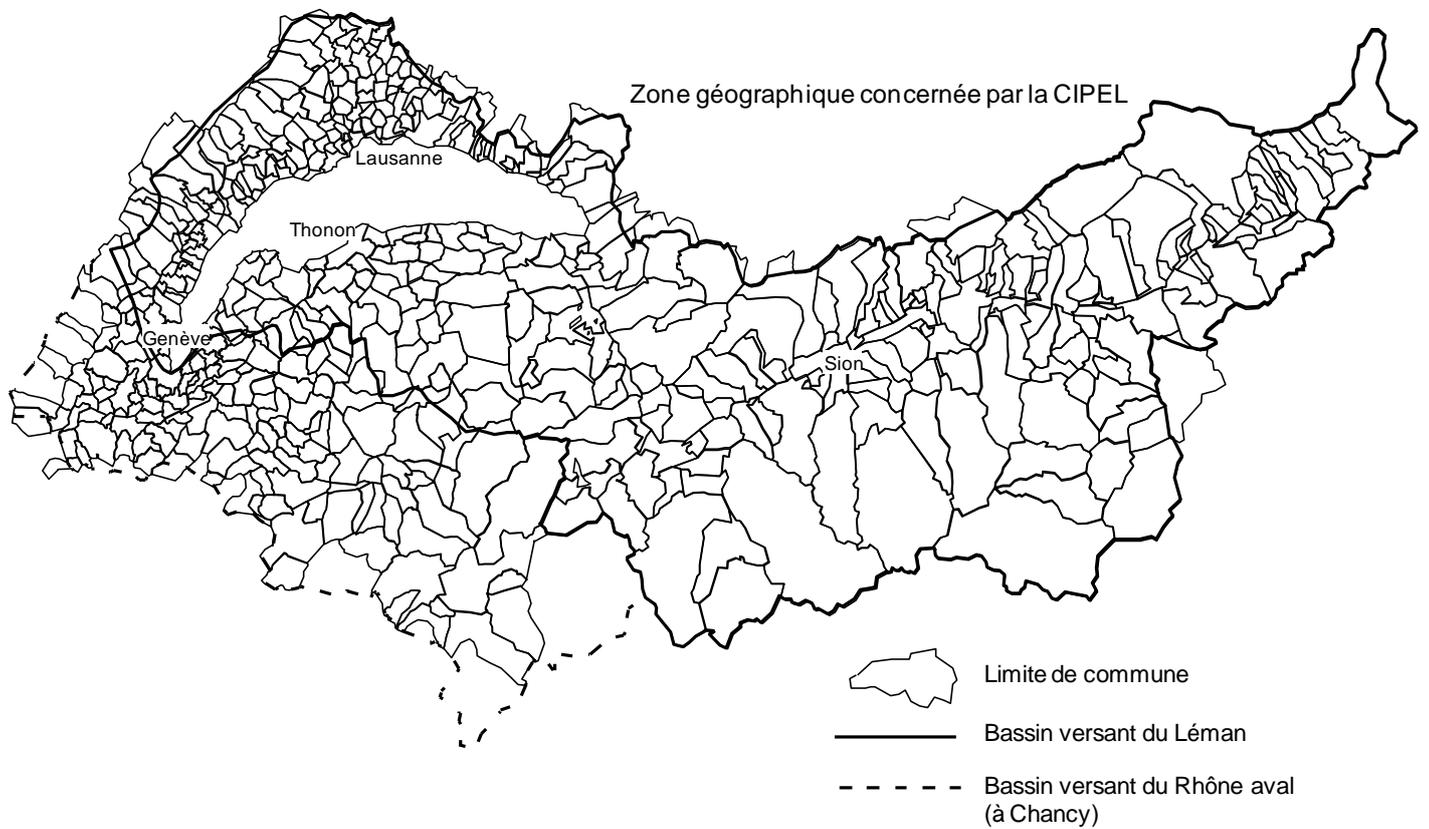


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

| | | |
|--|-------------------------------|--|
| Surface du bassin versant (lac compris) * : | 7'999 km ² | |
| Surface du bassin versant (sans le lac) : | 7'419 km ² | France : 893 km ² Suisse : 6'526 km ² |
| Altitude moyenne * : | 1'670 m | |
| Altitude maximale (Pointe Dufour) : | 4'634 m | |
| Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale) * : | 9.40 % | |
| Population permanente (2006/2009) : | 1'040'139 | France : 138'356 Suisse : 901'783 |
| Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) : | 556'227 | France : 162'360 Suisse : 393'867 |
| Répartition des modes d'utilisation des sols les plus importants (CIPEL, 1999) : | Terres incultes : | 34.5 % |
| | Forêts : | 22.0 % |
| | Pâturages : | 23.0 % |
| | Terres cultivables : | 20.5 % |
| Les terres cultivables se répartissent de la manière suivante : | 63.1 % d'herbages | |
| | 26.7 % de terres ouvertes | |
| | 6.6 % de vignobles | |
| | 2.6 % de vergers intensifs | |
| | 1.0 % de cultures maraîchères | |

LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

(jusqu'à la frontière franco-suisse; bassin versant dont s'occupe la CIPEL)

| | | |
|--|------------------------|--|
| Surface du bassin versant (lac compris) * : | 10'323 km ² | |
| Altitude moyenne * : | 1'580 m | |
| Altitude maximale (Mont-Blanc) : | 4'810 m | |
| Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * : | 8.40 % | |
| Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2008) * : | 341 m ³ /s | maxi (1995) : 434 m ³ /s mini (1976) : 219 m ³ /s |
| Population permanente (2006/2008) : | 1'809'187 | France : 513'162 Suisse : 1'296'025 |
| Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) : | 886'057 | France : 473'720 Suisse : 412'337 |

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

CIPEL (1999) : Apports diffus de phosphore d'origine agricole. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 221-229.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CAMPAGNE 2013

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

LÉMAN

1. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE

Un hiver moyennement froid et donc un brassage hivernal partiel ne permettant qu'une réoxygénation incomplète des couches profondes et une redistribution limitée des nutriments aux couches superficielles. La concentration moyenne en phosphore est en lente diminution.

L'année 2013 est une année moyennement chaude par rapport à la chronique 1981-2012 : la température moyenne annuelle a été de 10.3°C.

L'hiver 2012-2013 a été moins rigoureux que l'hiver 2011-2012 et faiblement venteux, excepté en novembre. Par conséquent, il a été marqué par un brassage partiel de la colonne d'eau jusqu'à 120 m qui n'a pas permis de réoxygéner les couches profondes ni de redistribuer les nutriments dans l'ensemble des couches d'eau.

Dès le mois de mars, la baisse des nutriments constatée dans les couches superficielles traduit la reprise de l'activité phytoplanctonique printanière. Fin mai, une augmentation de la transparence délimite clairement une phase des eaux claires. Par la suite, un pic de la matière organique particulaire apparaît nettement à la fin de l'été, correspondant à la reprise de la photosynthèse.

Malgré une réoxygénation partielle de la colonne d'eau en 2013, le relargage de phosphore et d'azote ammoniacal est relativement faible en raison du maintien d'oxygène dissous dans les eaux profondes consécutif au brassage complet de 2012.

Le stock ainsi que la concentration moyenne en azote nitrique dans le Léman sont importants en 2013 au regard des cinq dernières années, avec respectivement 50'939 tonnes et 592 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$. Cette hausse s'explique en partie par la forte pluviométrie de fin 2012 qui a entraîné un lessivage des sols du bassin versant et ainsi une augmentation des apports d'azote nitrique vers le Léman.

Le stock global de phosphore total en 2013 est légèrement plus faible que les années précédentes avec 1'696 tonnes et la concentration moyenne est de 19.7 $\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$. L'objectif visé pour 2020 est d'atteindre une concentration entre 10 et 15 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Enfin, le stock de chlorure, continue son augmentation et la concentration moyenne annuelle semble se rapprocher d'une valeur asymptotique proche des teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

2. EVOLUTION BIOLOGIQUE

Maintien de biomasses phytoplanctonique et chlorophyllienne faibles. Une étude inter-annuelle sur les blooms d'une algue filamenteuse (*Mougeotia*) permet de mieux cerner de potentielles proliférations futures.

Globalement la biomasse phytoplanctonique reste faible et similaire à celle de 2012 et la composition du phytoplancton continue à indiquer une ré-oligotrophisation des eaux. L'année 2013 est toutefois marquée par une biomasse printanière élevée avec un maximum annuel fin mars/début avril. Les diatomées centriques dominent la biomasse à cette période. Puis après la phase des eaux claires qui a lieu fin mai, la biomasse est divisée par trois jusqu'à la fin de l'année. Pendant l'été, ce sont des espèces indicatrices de conditions oligotrophes qui s'installent et dominent (Chrysophycées). S'installent ensuite des communautés automnales avec notamment des Cryptophycées et des Cyanobactéries. On note aussi une présence importante d'une diatomée fréquente (*Achnanthydium catenatum*) dans les biofilms benthiques littoraux. Son importance pourrait être liée aux fortes pluies et au ruissellement des rivières qui l'auraient transportée jusqu'en zone pélagique.

La concentration en chlorophylle *a* mesurée dans les 30 premiers mètres a légèrement baissé par rapport à l'année 2012 et est caractéristique de celles des milieux aquatiques oligo-mésotrophes. Cependant, la production annuelle primaire nette semble avoir augmenté par comparaison avec l'année 2012.

Une analyse de blooms survenus entre les années 2000 et 2011, d'une algue filamenteuse, *Mougeotia*, a été réalisée en 2013. Cette algue non toxique, crée des problèmes pour les pêcheurs professionnels et est une réponse inattendue de la ré-oligotrophisation du Léman. En effet, la dynamique inter-annuelle de cette algue est liée aux teneurs en phosphore qui doivent être comprises entre 5 et 15 µg/l (moyenne annuelle dans la couche 0-20 m) et sa dynamique saisonnière est fortement influencée par la stratification des eaux. En outre, elle apprécie de vivre dans des conditions de faible luminosité (profondeurs d'une dizaine de mètres). Ces conditions, conjuguées à une forte stratification de la masse d'eau jusqu'à 10 mètres, suggèrent que si les concentrations en phosphore restent supérieures à 5 µg/L dans la zone 0-20 m et si les conditions météorologiques et hydrologiques données ci-dessus surviennent à nouveau, des blooms de cette algue filamenteuse pourraient à nouveau apparaître dans le Léman dans les années futures. A noter que l'année 2013 n'a pas connu de bloom de *Mougeotia*.

Relative stabilité de l'abondance des microcrustacés qui restent une proie privilégiée des corégones.

Le printemps particulièrement froid et pluvieux n'a altéré ni l'abondance, ni la dynamique saisonnière du zooplancton en 2013. Le pic d'abondance printanier atteint des effectifs comparables à ceux des années précédentes, et marque une phase des eaux claires à fin mai, c'est à dire sans délai notable par rapport aux années à printemps plus chauds. Seuls les daphnies et les calanoïdes ont montré une reprise de croissance estivale ou automnale sans qu'il ne s'agisse d'un phénomène exceptionnel. Les processus régulant la dynamique interannuelle du zooplancton crustacéen semblent complexes et mêlent à la fois des contrôles ascendants (par la qualité nutritionnelle du phytoplancton) et descendants (par la pression de prédation des poissons zooplanctonophages) sur la chaîne alimentaire tandis que l'effet direct du climat semble moins évident.

La pêche des corégones représente toujours le plus fort tonnage de capture dans le Léman. Comme les années précédentes, les corégones présentent une forte sélectivité dans le choix de leurs proies. Ils exercent une pression sélective sur 3 taxons de cladocères : *Bythotrephes*, *Leptodora* et daphnies. La contribution relative de ces 3 taxons dominants dans les contenus stomacaux évolue au cours de l'année et est probablement guidée par la disponibilité des proies dans la zone de répartition du corégone. En 2013, les daphnies présentent une contribution importante de janvier à juin et leur contribution au régime alimentaire printanier montre une tendance à la hausse sur la période 2001-2013. En hiver, la composition du bol alimentaire est relativement semblable à celle observée ces 6 dernières années.

Abondance de la ressource piscicole avec une modification des proportions des espèces cibles pêchées.

La situation du peuplement piscicole du Léman et les prélèvements que réalisent les pêcheurs n'avaient pas fait l'objet d'une synthèse des données depuis 1988. Le suivi statistique de la pêche constitue toujours une information indispensable à la gestion des stocks et populations. La pêche professionnelle et de loisir est replacée dans la série chronologique des captures depuis le début des années 1980, correspondant à l'entrée en vigueur de l'Accord franco-suisse réglementant la pêche dans le Léman.

La ressource piscicole apparaît actuellement abondante. Les années 2011 et 2012 constituent les années les plus productives depuis une trentaine d'années.

La baisse des concentrations en phosphore depuis la fin des années 70 (incidences sur l'oxygénation des eaux profondes et les biomasses phyto- et zooplanctoniques) ainsi que le changement climatique se sont traduits par une modification des proportions des différentes espèces cibles de la pêche, même si l'activité halieutique repose toujours essentiellement sur le corégone et la perche représentant à eux deux plus de 90% des captures totales. Les captures de corégone et brochet sont en nette augmentation depuis les années 1990 tandis que les captures de perche restent stables. Les données statistiques sont complétées par une synthèse des connaissances sur l'évaluation de l'efficacité des mesures de repeuplement des populations d'omble chevalier et truite lacustre.

3. METAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX

Teneurs stables, relativement faibles et conformes aux exigences réglementaires pour l'eau de boisson.

Les teneurs en métaux lourds demeurent stables et 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 0.12 et 0.18 µg/L. En ce qui concerne le metalaxyl (fongicide), après plusieurs années à la hausse, les teneurs sont enfin en décroissance mais restent souvent supérieures à 0.020 µg/L. Les prélèvements en automne ont à nouveau permis de mettre en évidence des traces d'atrazine au fond du lac et la somme des métabolites de cet herbicide exprimée sous la forme de la molécule mère semble être en augmentation depuis 2011. Toutefois, les concentrations individuelles de chaque pesticide sont restées inférieures à celles fixées dans la législation pour une eau de boisson (soit 0.1 µg/L par composé et 0.5 µg/L pour la totalité des substances). Concernant les produits pharmaceutiques, deux campagnes supplémentaires agrémentées d'une palette élargie à 58 molécules comprenant entre autres, des psychotropes, n'ont pas permis de mettre en évidence d'autres résidus que ceux déjà mesurés dans les campagnes antérieures (anesthésiants, antiépileptique, relaxant musculaire).

BASSIN VERSANT DU LEMAN ET RHONE AVAL

1. BILAN DES APPORTS AU LAC ET AU RHÔNE AVAL PAR LES RIVIÈRES

Baisse des apports en phosphore, stabilité des apports en azote et en chlorure.

L'analyse des flux de nutriments des principaux affluents du territoire de la CIPEL montre certaines différences selon les bassins versants de rivières, ainsi que des fluctuations annuelles parfois assez importantes liées à l'influence des conditions météorologiques. L'observation des résultats sur le long terme permet toutefois de dégager plusieurs tendances. Les apports en phosphore total par les principaux affluents du Léman ont diminué depuis 2008 et restent relativement stables. Les apports en azote minéral total sont relativement stables depuis 1980 et s'expliquent par l'absence de dénitrification dans la majeure partie des STEP du bassin du Léman et par une fertilisation azotée stable depuis près de 20 ans. Les quantités de chlorure en hausse depuis 1980 semblent montrer une relative stabilité depuis 2010 par un fléchissement de leur hausse.

Pour les rivières du bassin du Rhône aval, les apports en phosphore réactif soluble sont relativement stables ces dernières années. Ceux en azote total et en chlorures sont essentiellement liés à la pluviométrie, avec pour les chlorures, une influence liée à l'arrivée des eaux du Léman.

2. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

Diminution des charges en produits phytosanitaires mais augmentation des quantités de résidus médicamenteux. Des concentrations toujours trop élevées.

113 produits phytosanitaires, 25 principes actifs pharmaceutiques et deux agents anti-corrosion ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2013. Trois produits phytosanitaires : Amidosulfuron, Linuron et l'Iodosulfuronméthyl dépassent les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux de 0.1 µg/L. Sur les 25 principes actifs pharmaceutiques recherchés, 12 ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations plus faibles que les années précédant 2012 avec un maximum de 1.46 µg/L pour la Prilocaine.

En termes de flux annuels, les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2013 ont diminué avec 512 kg comparées à 678 kg en 2012, 731 kg en 2011 et 1010 kg en 2010. Les quantités de médicaments ont à nouveau augmenté avec 761 kg, comparées à 425 kg en 2012, 677 kg en 2011 et 1560 kg en 2010.

3. MODÉLISATION DU FLUX DE MICROPOLLUANTS ISSUS DES REJETS DE STEP

Une étude permettant d'évaluer le degré de contamination des eaux de surface (lac et cours d'eau) par les micropolluants provenant des rejets d'eaux usées domestiques.

La CIPEL et l'OFEV ont souhaité évaluer en 2013, le degré de contamination des eaux de surface (lac et cours d'eau) par les micropolluants provenant des rejets d'eaux usées domestiques et estimer le succès des mesures de réduction qui pourraient être prises au niveau des STEP, comme l'installation d'un traitement quaternaire par ozonation ou par dosage de charbon actif en poudre. A l'échelle du territoire de la CIPEL, près de 2.3 millions d'habitants rejettent quotidiennement des micropolluants via l'utilisation de produits cosmétiques, ménagers ou médicaments. Ces substances vont rejoindre les milieux aquatiques après avoir transité par pas moins de 218 stations d'épuration (STEP). Pour les rivières, un modèle de calcul a permis d'estimer les concentrations en période d'étiage en chaque point de rejet d'eaux usées et de les comparer à des critères de qualité écotoxicologique, afin d'identifier les cours d'eau particulièrement contaminés nécessitant des mesures prioritaires d'assainissement. Le système lacustre a été traité à l'aide d'un bilan des flux dans le lac, ce qui a permis de pronostiquer l'évolution des charges accumulées dans le Léman. Enfin, trois scénarios de réduction des flux de micropolluants issus des rejets de STEP, associés à des coûts de traitement, ont permis d'illustrer l'effet de différentes stratégies d'équipement des STEP, à la fois en termes de charges en micropolluants dans les eaux, et d'amélioration de la qualité écotoxicologique des cours d'eau. Les résultats montrent que la solution est complexe et ne peut être résolue de manière globale en équipant un certain nombre de STEP. Ils permettent en revanche d'illustrer les cas particulièrement problématiques et pourront servir d'aide à la décision en Suisse comme en France pour des actions de lutte et de réduction des micropolluants dans les eaux.

4. EPURATION DES EAUX USÉES

Bonnes performances d'épuration des stations d'épuration (STEP) conformément à la réglementation mais des efforts pour atteindre l'objectif du plan d'action 2011-2020. Un premier bilan des apports en micropolluants par les effluents de STEP est proposé.

Les performances des STEP sont globalement bonnes à l'échelle du bassin lémanique et meilleures que les exigences légales en vigueur pour ce qui concerne le phosphore total et la DBO5.

En 2013, 220 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 144 STEP (représentant 99 % de la capacité des stations du bassin lémanique) ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 112 tonnes, dont 79 rejetées après traitement et 33 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total est à peine plus faible qu'en 2012, soit environ 90%. Comme en 2012, la pluviométrie importante de 2013 est toutefois à l'origine de déversements plus importants, qui restent difficilement quantifiables du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des points de déversement (by-pass, déversoirs d'orage, déversoirs sur les réseaux).

Par ailleurs, les effluents de 43 stations domestiques du territoire ont fait l'objet d'un suivi de 1 à 130 micropolluants, une à quatre fois par an en 2011, 2012 ou 2013. Un bilan a pu être proposé pour 7 substances utilisées par les ménages, dans les éventuelles industries raccordées et contenues dans des produits utilisés en agriculture ainsi que pour l'entretien des espaces verts, ou les revêtements de façades. Les stations considérées varient selon les substances et représentent, en termes de charge organique brute, 64% à 82% des flux totaux rejoignant les stations du territoire. Les apports varient selon les substances de 13 à 751 kg/an. Bien qu'il se fonde sur des données relativement peu nombreuses, et que sa précision ou sa robustesse ne sont pas comparables à celles des bilans effectués pour les volumes, le phosphore ou la DBO5, ce bilan est le premier du genre à l'échelle du territoire de la CIPEL. Il permet d'avancer dans l'étude de la problématique « micropollution », priorité du Plan d'action 2011-2020.

5. ASSURANCE QUALITÉ DES MESURES CHIMIQUES

Bonne qualité des résultats obtenus aux essais inter-laboratoires pour les éléments majeurs et les produits phytosanitaires.

Au cours de l'année 2013, 2 essais inter-laboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (azote, phosphore, carbone organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides), de divers micropolluants organiques d'origine domestique sur des matrices d'eaux naturelles ou usées ont été organisés par la CIPEL.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon avec une dispersion des résultats en accord avec les valeurs attendues pour chaque paramètre et du niveau de concentration de l'essai (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc.). Le nombre de résultats suspects ou aberrants est le plus souvent situé entre 1 et 4 sur une vingtaine de participants pour les éléments majeurs. Pour les micropolluants organiques, ce chiffre se situe entre 0 et 2 et pour une quinzaine de participants. A noter toutefois que ces valeurs varient un peu en fonction du paramètre, de la matrice et du niveau de concentration de l'essai.

GENERAL CONCLUSIONS

CAMPAIGN 2013

BY

THE SCIENTIFIC COUNCIL OF THE INTERNATIONAL COMMISSION

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

LAKE GENEVA

1. PHYISCO-CHEMICAL TREND

A moderately cold winter and thus, partial homogenisation, leads to incomplete re-oxygenation of the deep layers and limited redistribution of nutrients to the surface layers. The average phosphorus concentration has been diminishing slowly.

The year 2013 was a moderately warm year compared to the chronic years of 1981-2012 where the annual average temperature was 10.3 °C.

Winter 2012-2013 was less severe than in 2011-2012 with a slightly windy winter, except in November. Therefore, it was characterised by partial homogenisation of the water column up to 120 m, which did not permit re-oxygenation of the deep layers or redistribution of nutrients throughout the water layer.

From March, declining nutrients found in the surface layers reflected the resumption of the spring phytoplankton activity. In late May, an increase of transparency clearly delineated a clear-water phase. Subsequently, the particulate organic matter peak clearly appeared at the end of the summer, corresponding to the resumption of photosynthesis.

Despite partial re-oxygenation of the water column in 2013, the release of phosphorus and ammonia nitrogen was relatively low due to the maintenance of dissolved oxygen in the consecutive, fully homogenised deep water in 2012.

This increase was partly due to the heavy rainfall in late 2012, which led to leaching of soils in the watershed and thus an increased input of nitrate nitrogen in Lake Geneva.

The total phosphorus stock in 2013 was slightly lower than in previous years with 1,696 tonnes and the average concentration was 19.7 µgP·L⁻¹. The goal for 2020 is to reach a concentration of 10 to 15 µg. L⁻¹.

Finally, the chloride stock continued to increase and the annual average concentration appeared to be approaching an asymptotic value close to the average levels of contributions by the tributaries of Lake Geneva.

2. BIOLOGICAL TREND

Maintenance of the phytoplankton biomass. Inter-annual survey of filamentous algae blooms (*Mougeotia*) helped identify potential future blooms.

Overall, the phytoplankton biomass was low and similar to that of 2012, and phytoplankton composition continued to indicate re-oligotrophication of the water. However, the year 2013 was marked by a high-spring biomass with an annual maximum in late March / early April. Centric diatoms dominated the biomass at that time. Then, after clear-water phase in late May, the biomass divided by three until the end of the year. During the summer, these were indicator species of oligotrophic conditions that settled and dominated (*Chrysophyceae*).

Subsequently, autumnal communities settled, in particular Chrysophyceae and cyanobacteria. There was also a significant presence of a frequent diatom (*Achnanthes catenatum*) in coastal benthic biofilms. Its presence may be related to heavy rainfall and river runoff that would have transported it to the pelagic zone.

The chlorophyll a concentration measured in the first 30 meters was slightly lower compared to the year 2012 and was typical of oligo-mesotrophic aquatic environments. However, the net primary annual production appeared to have increased compared to 2012.

Analysis of blooms occurring between 2000 and 2011 of a filamentous alga, *Mougeotia*, was conducted in 2013. This non-toxic alga creates problems for professional fishermen and is an unexpected response of re-oligotrophication in Lake Geneva. Indeed, the inter-annual dynamics of this alga is related to phosphorus levels, which must be between 5 and 15 $\mu\text{g} / \text{l}$ (annual average in the 0-20 m layer) and seasonal dynamics are strongly influenced by stratification of the water. In addition, it prefers to live in low-light conditions (10 meters deep). These conditions, combined with a strong stratification of the water up to 10 meters, suggest that if phosphorus concentrations remain above 5 mg / L in the 0-20 m layer and if the weather and hydrological conditions described above occur again, blooms of filamentous algae could appear again in Lake Geneva in the coming years. Note that 2013, the *Mougeotia* bloom was not recorded.

Relative stability of an abundance of microcrustaceans, which remained the privileged prey of whitefish

The unusually cold and wet spring did not alter the abundance or the seasonal dynamics of zooplankton in 2013. The spring peak abundance reached levels comparable with those of previous years and marked a clear-water phase in late May, i.e. without noticeable delay compared to the years with warmer springs. Only *Daphnia* and Calanoids showed a second growth phase in summer and early autumn, which is not an exceptional phenomenon. Processes regulating the inter-annual dynamics of crustacean zooplankton seemed complex and a mix of both bottom-up (by the nutritional quality of phytoplankton) and top-down (predation by zooplanktivorous fish) controls on the food chain while direct climatic effects were less obvious.

Whitefish were still the largest tonnage catch in Lake Geneva. As in previous years, whitefish were high selective in the choice of their prey. They exerted a selective pressure on three taxa of cladocerans: *Bythotrephes*, *Leptodora* and *Daphnia*. The relative contribution of these three dominant taxa in the stomach contents changed during the year and was probably driven by the availability of prey in the area of whitefish distribution. In 2013, *Daphnia* contributed significantly from January to June and their contribution to the spring diet showed a rising trend over the period 2001-2013. In winter, the composition of the bolus was relatively similar to that observed in the last six years.

Abundance of the fish resource with a change in proportions of the target species caught.

The Lake Geneva fish population data and levies by fishermen had not been summarised since 1988. Statistical monitoring of fishing is always a prerequisite for inventory management and population information. Professional and recreational fishing was seen in the time series of catches since the early 1980s, corresponding to the entry into force of the Franco-Swiss agreement regulating fishing in Lake Geneva.

Fish resources appeared abundant. 2011 and 2012 were the most productive years for 30 years.

The decrease in phosphorus concentrations since the late 70s (impact on the oxygenation of deep waters and phytoplankton and zooplankton biomasses) and climate change resulted in a change in the proportions of different target species of fisheries, even if the fishing activity was still mainly whitefish and perch together accounting for over 90 % of the total catch. Catches of whitefish and pike increased significantly since the 1990s, while catches of perch remained stable. The statistics were complemented by a summary of knowledge on the evaluation of the effectiveness of restocking char and freshwater trout.

3. METALS AND MICROPOLLUTANTS IN WATER

Stable levels and relatively low compliance with the regulatory requirements for drinking water.

Levels of heavy metals were stable and low. They fully met the requirements for drinking water. The concentrations of total pesticides in the lake has stabilised since 2008 and ranged between 0.12 and 0.18 mg / L. Regarding metalaxyl (fungicide), after several years of growth, the contents finally declined, but often remained above 0.020 mg / L. Autumn samples helped highlight traces of atrazine in the lake bottom and the amount of this herbicide metabolites expressed as the parent compound appeared to be increasing since 2011; however, the individual concentrations of each pesticide remained below those set out in the legislation for drinking water (0.1 mcg / L per compound and 0.5 mg / L for all substances). For pharmaceuticals, two additional campaigns embellished with an enlarged pallet of 58 molecules comprising amongst others, psychotropics, failed to reveal residues other than those already measured in previous campaigns (anaesthetics, antiepileptics and muscle relaxants).

LAKE GENEVA WATERSHED AND THE DOWNSTREAM RHONE

1. SUMMARY OF CONTRIBUTIONS TO THE LAKE AND THE DOWNSTREAM RHONE BY RIVERS

Decreased phosphorus and the stability of nitrogen and chloride inputs

Analysis of nutrient flows of the main tributaries of the CIPEL territory showed some differences between the river watersheds, and sometimes quite large annual fluctuations related to the influence of weather conditions. However, observation of the results in the long term allowed the identification several trends. Inputs of total phosphorus by the main tributaries of Lake Geneva declined since 2008 and remained relatively stable. Inputs of total inorganic nitrogen have been relatively stable since 1980 and were due to the absence of de-nitrification in the bulk of the Lake Geneva basin WWTP and stable nitrogen fertilisation for nearly 20 years. The amounts of chloride, increasing since 1980, appeared to be relatively stable since 2010 by a decline in their rise.

For the downstream rivers of the Rhone basin, contributions in soluble reactive phosphorus were relatively stable in recent years. Those of total nitrogen and chloride were mainly related to rainfall, with the influence of the arrival of water from Lake Geneva for chlorides.

2. MICROPOLLUTANTS IN THE RHONE WATERS

Decreased pesticide levels, but increasing amounts of drug residues. Concentrations were still too high.

One hundred and thirteen pesticides, 25 pharmaceutical active ingredients and two corrosion inhibitors were analysed systematically in the Rhone water upstream of Lake Geneva throughout the year 2013. Three pesticides, amidosulfuron, linuron and Iodosulfuronmethyl, exceeded the Ordinance requirements on the protection of water of 0.1 mg/L. Of the 25 active pharmaceutical principles sought, 12 were found in the waters of the Rhone at levels lower than the years before 2012 with concentrations up to 1.46 mg/L for prilocaïne.

In terms of annual flows, the total quantities of pesticides that passed through the Rhone in 2013 decreased compared to 512 kg to 678 kg in 2012, 731 kg in 2011 and 1010 kg in 2010. Quantities of drugs increased again with 761 kg compared to 425 kg in 2012, 677 kg in 2011 and 1,560 kg in 2010.

3. MODELING OF THE FLOW FROM MICROPOLLUTANTS RELEASED FROM WWTP DISCHARGES

A study to assess the degree of contamination of surface water (lakes and rivers) by micro discharges from domestic wastewater

CIPEL and FOEN wanted to assess in 2013, the degree of contamination of surface water (lakes and rivers) by micropollutants from the discharge of domestic waste water and evaluate the success of mitigation measures that could be taken at WWTP, such as the installation of a quaternary ozonation treatment or the dosage of powdered activated carbon.

Over the CIPEL territory, nearly 2.3 million people discharge daily micropollutants via the use of cosmetics, household products or drugs. These substances enter aquatic environments after passing through no less than 218 wastewater treatment plants (WWTP). For rivers, a calculation model was used to estimate the concentrations at low water at each point of wastewater discharge and compared them to ecotoxicological quality criteria to identify waterways particularly contaminated requiring priority remediation. The lake system was treated using the flows in the lake, which helped to predict the trends of loads accumulated in Lake Geneva. Finally, three scenarios to reduce the flow from WWTP micro-discharges, associated treatment costs, were used to illustrate the effect of different WWTP equipment strategies, both in terms of micropollutant discharge in waters and improving the quality of ecotoxicological streams. The results showed that the solution is complex and cannot be solved globally by equipping a certain number of WWTP. Instead, they suggested illustrating the particularly problematic cases that can serve as decisional support in Switzerland and France for control actions and reduce pollutants in surface waters.

4. WASTEWATER TREATMENT PLANT

Good performance of the purification of wastewater treatment plants (WWTP) in accordance with the regulations, but effort needed to achieve the objective of the 2011-2020 Action Plan. An initial assessment of contributions by micropollutants by the WWTP effluents was proposed.

WWTP performances were generally good across the Lake Geneva basin and better than the legal requirements with regards to total phosphorus and BOD5.

In 2013, 220 WWTP were in service in the CIPEL territory. More specifically in the watershed of Lake Geneva, 144 WWTP (representing 99 % of the capacity of the plants of Lake Geneva) measured total phosphorus, which represented for aquatic environments 112 tonnes, including 79 rejected after treatment and 33 tonnes discharged on input or during processing. The mean purification yield for total phosphorus is only slightly lower than in 2012, about 90 %. As in 2012, high rainfall in 2013, however, led to larger spills, which are hard to quantify because of the flawed equipment systems for measuring flow outfalls (bypass; sewer overflows and spillways on networks).

Furthermore, the effluent from 43 domestic plants in the territory was monitored for 1 to 130 micropollutants, one to four times per year in 2011, 2012 or 2013. An assessment was proposed for seven substances used by households in possible connected industries and in products used in agriculture and for the maintenance of green spaces or rendering. Considered plants varied by substance and represented, in terms of raw organic load, 64 % to 82 % of total flows joining the territory's plants. The contributions varied according to the substance from 13 to 751 kg / year. Although based on relatively few data, and its accuracy and robustness were not comparable to those reports made for large volumes, phosphorus or BOD5, this report is the first of its kind across the CIPEL territory. It helps to advance the study of the "micropollution" problem, which was the priority of the 2011-2020 Action Plan.

5. QUALITY ASSURANCE OF CHEMICAL MEASUREMENTS

Good quality results in inter-laboratory trials for major elements and pesticides.

In 2013, two inter-laboratory trials on major nutrient analysis (nitrogen, phosphorus, organic carbon, and major ions), plant protection products (pesticides), and various organic micropollutants of domestic origin on natural or wastewater matrices were organised by CIPEL.

Statistical analysis showed that all tests were considered good to very good with a dispersion of results in agreement with the expected values for each parameter and the level of concentration of the test (sample preparation, analytical techniques, etc.). The number of suspect results or outliers was usually between one and four of 20 participants for the major elements. For organic micropollutants, the number was between 0 and 2, and for 15 participants. Note, however, that these values varied slightly according to the parameter, the matrix and the level of concentration of the trial.

**RAPPORTS SUR LES
ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE**

Campagne 2013

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN (ÉLÉMENTS MAJEURS) ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA (MAJOR-ELEMENTS) AND METEOROLOGICAL DATAS

CAMPAGNE 2013

PAR

Liliane SAVOYE et Philippe QUETIN

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

Audrey KLEIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

ACW - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

L'année 2013 peut être considérée comme une année moyennement chaude. La température moyenne annuelle inter-stations en 2013 est de 10.3 °C.

L'année 2013 a une moyenne inter-stations des précipitations de 1'219.0 mm, ce qui classe le total annuel au 3^e rang de la chronologie 1981-2012. L'année 2013 présente un excédent de 20.8 % par rapport à la normale 1981-2010.

Concernant l'insolation, l'année 2013 a une moyenne inter-stations de 1'813 h. L'année 2013 est au 21^e rang de la période 1981-2013. Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global dont la moyenne inter-stations pour l'année 2013 est de 12.4 MJ·m⁻²·d⁻¹.

L'année 2013, le mois de novembre excepté, est faiblement venteuse.

L'hiver 2013 a été moins rigoureux que l'année précédente, par conséquent, il a induit une homogénéisation partielle des couches d'eau du Léman jusqu'à 120 m. Ce brassage incomplet n'a pas permis de réoxygéner les couches inférieures ainsi que de redistribuer les nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau.

En 2013, l'activité phytoplanctonique printanière débute dès le mois de mars et entraîne une baisse des nutriments conjointement à une augmentation de la matière organique particulaire. En juin, une réduction d'algues délimite clairement une phase des eaux claires. Par la suite, un pic automnal correspondant à la reprise de la photosynthèse apparaît nettement à la fin de l'été 2013.

Alors que la réoxygénation de la colonne d'eau est partielle en 2013, le relargage de phosphore et d'azote ammoniacal est relativement limité. Le lac bénéficie encore de la réoxygénation des eaux profondes suite au brassage complet de 2012.

Le stock ainsi que les concentrations moyennes en azote nitrique dans le Léman sont très importants en 2013, avec respectivement 50'939 tonnes et 592 µgN·L⁻¹. Cette hausse s'explique en partie par la forte pluviométrie qui a entraîné un lessivage des sols du bassin versant et ainsi une augmentation des apports d'azote nitrique vers le Léman.

Le stock de phosphore total en 2013 est légèrement plus faible que les années précédentes avec 1'696 tonnes contre 1'853 tonnes en 2012. La concentration moyenne est de 19.7 µgP·L⁻¹ ce qui se rapproche progressivement de l'objectif visé pour 2020 qui est d'atteindre une valeur entre 10 et 15 µgP·L⁻¹.

Enfin, le stock de chlorure, qui est égal à 848'029 tonnes en 2013, continue son augmentation. La concentration moyenne annuelle, quant à elle, tend de plus en plus vers les teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

SUMMARY

The year 2013 can be considered a moderately warm year. The annual average inter-plant temperature in 2013 was 10.3 °C.

The year 2013 had an average inter-plant precipitation of 1,219.0 mm, ranking the annual total in third place in the period from 1981 to 2012. The year 2013 showed a surplus of 20.8 % compared to normal for 1981-2010.

Concerning sun exposure, 2013 had an inter-plant average of 1,813 h. The year 2013 held the 21st place in the period 1981-2013. The remarks made on sun exposure were also valid for the global radiation with an inter-plant average for the year 2013 of 12.4 MJ·m⁻²·d⁻¹.

Except in November, the year 20123 was only slightly windy.

Winter 2013 was less stringent than the previous year; therefore, it induced partial homogenisation of the water layers of Lake Geneva to 120 m. This incomplete homogenisation does not permit re-oxygenation of the lower layer or redistribution of the nutrients throughout the water column.

In 2013, the spring phytoplankton activity began in March, leading to decreased nutrients with an increase in particulate organic matter. In June, a reduction of algae clearly delineated a clear-water phase. Subsequently, an autumn peak corresponding to the recovery of photosynthesis clearly appeared at the end of summer 2013.

While re-oxygenation of the water column was partial in 2013, the release of phosphorus and ammonia nitrogen was relatively limited. Re-oxygenation still occurred in deep water due to thorough mixing in 2012.

The stock and the average concentrations of nitrate nitrogen in Lake Geneva were very significant in 2013 at 50,939 tonnes and 592 µgN·L⁻¹, respectively. This increase is partly due to the heavy rainfall in late 2012, which led to leaching of soils in the watershed and thus an increased input of nitrate nitrogen in Lake Geneva.

The total stock of total phosphorus in 2013 was slightly lower than in previous years with 1,696 tonnes and the average concentration was 19.7 µgP·L⁻¹. The goal for 2020 is to reach a concentration of 10 to 15 µg·L⁻¹.

Finally, the chloride stock continues to increase and the annual average concentration appears to be approaching an asymptotic value close to the average levels of contributions by the tributaries of Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman en 2013, plus précisément du Grand Lac à la station SHL2, et présente les résultats et l'évolution de 16 paramètres (pH, titre alcalimétrique complet, conductivité, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphate, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, nitrite, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, transparence). L'étude du Petit Lac à GE3 fait l'objet d'un rapport tous les 5 ans (LAZZAROTTO et *al.*, 2011).

Le suivi de la physico-chimie des eaux du Grand Lac (éléments majeurs) est en place depuis 1957.

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2013 (température de l'air, pluviométrie, insolation, rayonnement global et vents) est intégrée à ce rapport et figure en annexe V du présent rapport. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA.

2. METHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques dans les eaux du Léman sont représentées sur la figure 1 :

- SHL2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. CH : 534.700/144.950) qui correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m),
- GE3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. CH: 506.100/128.040) (-71 m).

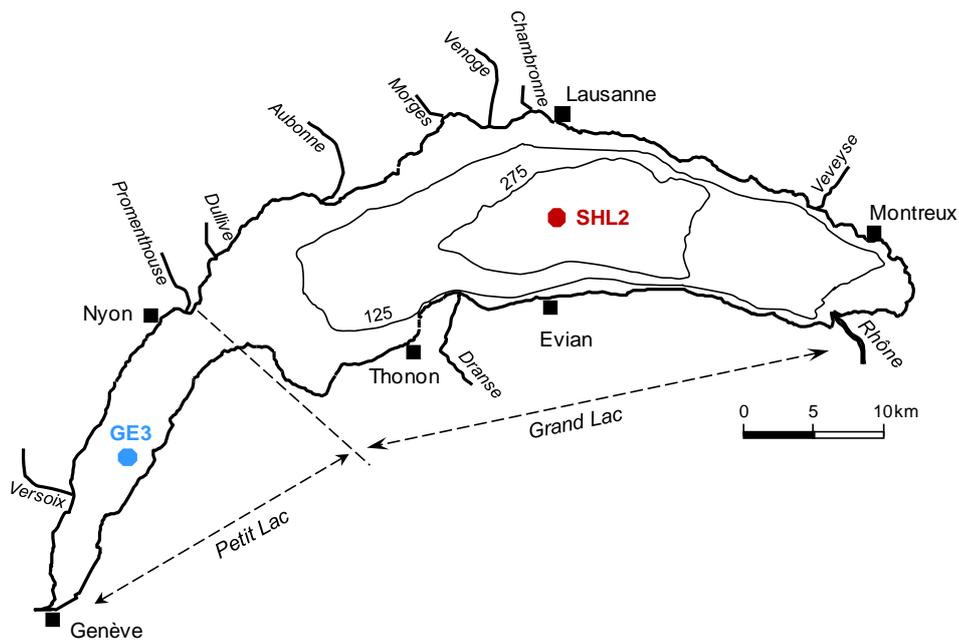


Figure 1 : Situation des points de prélèvement sur le Léman
Figure 1 : Location of the sampling stations in lake Geneva

La station SHL2 est admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique quant à l'évolution à long terme (BLANC et *al.*, 1993). Les stocks et concentrations moyennes pondérées sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes I et II).

La station GE3 est également admise comme représentative de la partie profonde du Petit Lac.

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Grand Lac, les prélèvements sont effectués à 20 profondeurs au point SHL2 : 0 ; 2.5 ; 5 ; 7.5 ; 10 ; 15 ; 20 ; 25 ; 30 ; 35 ; 50 ; 100 ; 150 ; 200 ; 250 ; 275 ; 290 ; 300 ; 305 et 309 m.

La fréquence d'échantillonnage est adaptée au cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac changent, la fréquence du suivi est plus importante. Elle est prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations des conditions environnementales.

Il y a eu 21 campagnes de prélèvements en 2013, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement, Léman - Grand Lac (SHL2)
Table 1 : Dates of the sampling campaigns, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

| Campagne n° | Date |
|-------------|------------|
| 1 | 28.01.2013 |
| 2 | 14.02.2013 |
| 3 | 11.03.2013 |
| 4 | 26.03.2013 |
| 5 | 03.04.2013 |
| 6 | 15.04.2013 |
| 7 | 29.04.2013 |
| 8 | 13.05.2013 |
| 9 | 27.05.2013 |
| 10 | 11.06.2013 |
| 11 | 01.07.2013 |
| 12 | 17.07.2013 |
| 13 | 01.08.2013 |
| 14 | 12.08.2013 |
| 15 | 26.08.2013 |
| 16 | 11.09.2013 |
| 17 | 24.09.2013 |
| 18 | 21.10.2013 |
| 19 | 12.11.2013 |
| 20 | 04.12.2013 |
| 21 | 16.12.2013 |

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'INRA-UMR CARTEL de Thonon-les-Bains (Unité Mixte de Recherche entre l'INRA et l'Université de Savoie ; Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques), qui procède également à diverses mesures « in situ ». Lors de chaque prélèvement, une sonde de pression est couplée à la bouteille de prélèvement afin de déterminer la profondeur réelle de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique des écarts toujours inférieurs à 2 m par rapport à la profondeur théorique et une variabilité allant de 0 à 3 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie de l'INRA-UMR CARTEL de Thonon-les-Bains. Les méthodes utilisées sont validées deux fois par an par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les résultats obtenus en 2013 par les différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2014). Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de répétabilité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'annexe III.

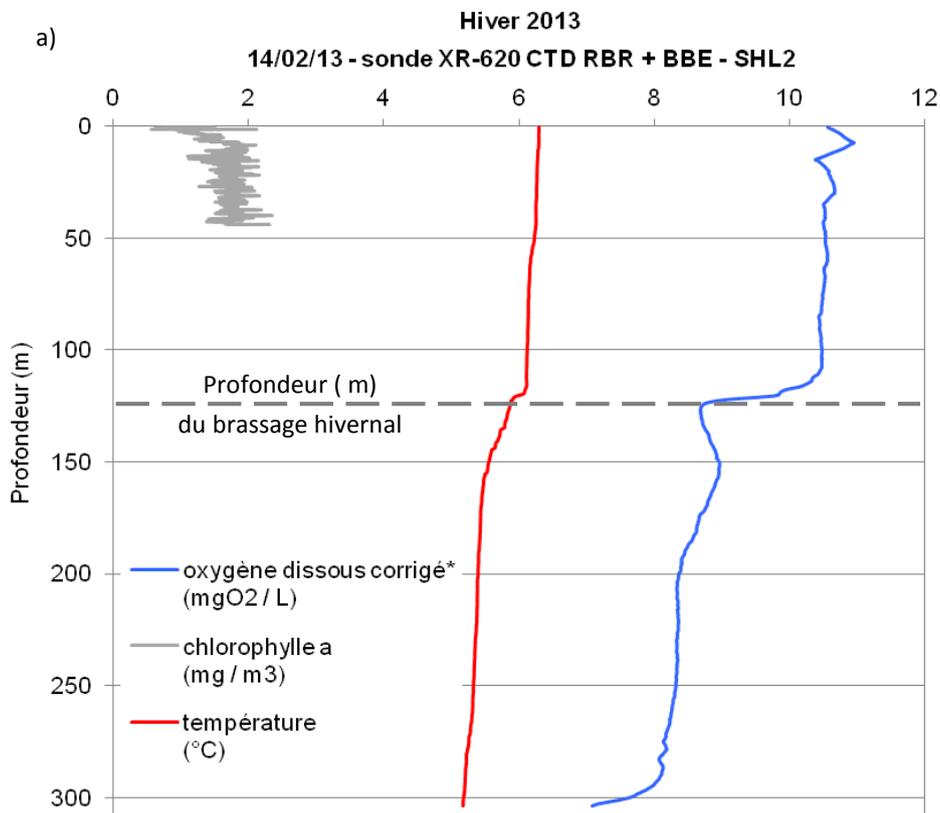
Lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité, chlorophylle *a* in vivo et luminosité sont réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable (BLANC et al., 1993). Dans le même temps, une mesure de la transparence est effectuée en observant la profondeur de disparition d'un disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm). De 1957 à mi-2009, cette mesure était effectuée uniquement avec le disque de Secchi non-normalisé. Une comparaison de la transparence entre les deux types de disque de Secchi est présentée en annexe IV. L'analyse par régression linéaire montre que les valeurs obtenues pour les deux types de disques sont significativement corrélées ($R^2 = 0,99$; $n > 90$) ; toutefois, le disque de Secchi normalisé donne systématiquement une valeur de transparence plus faible d'en moyenne 1 m.

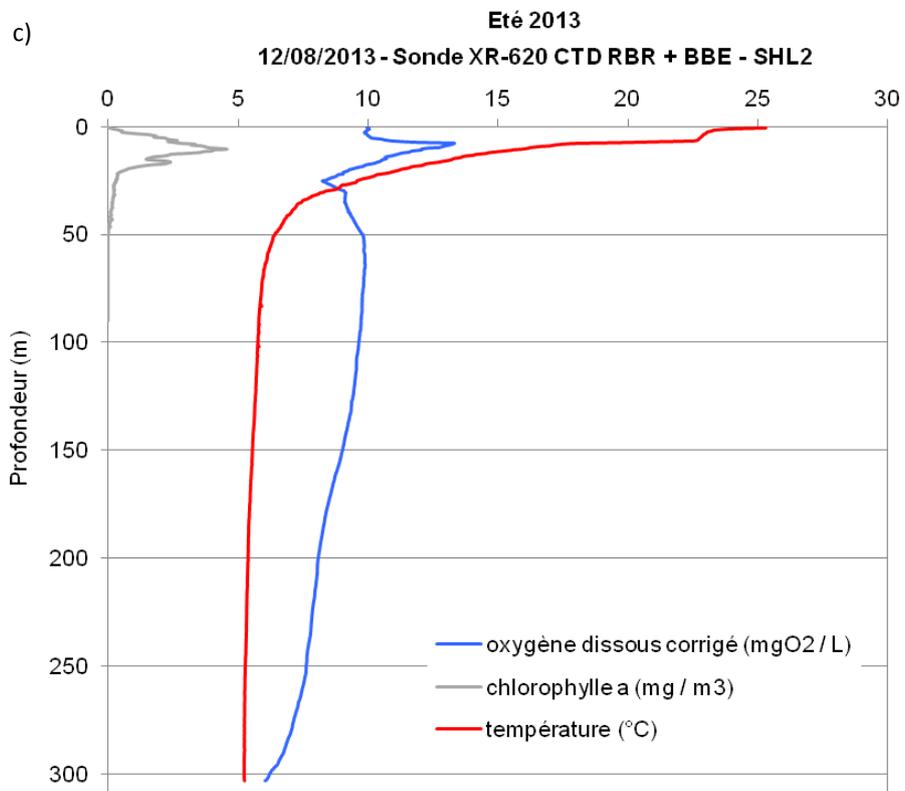
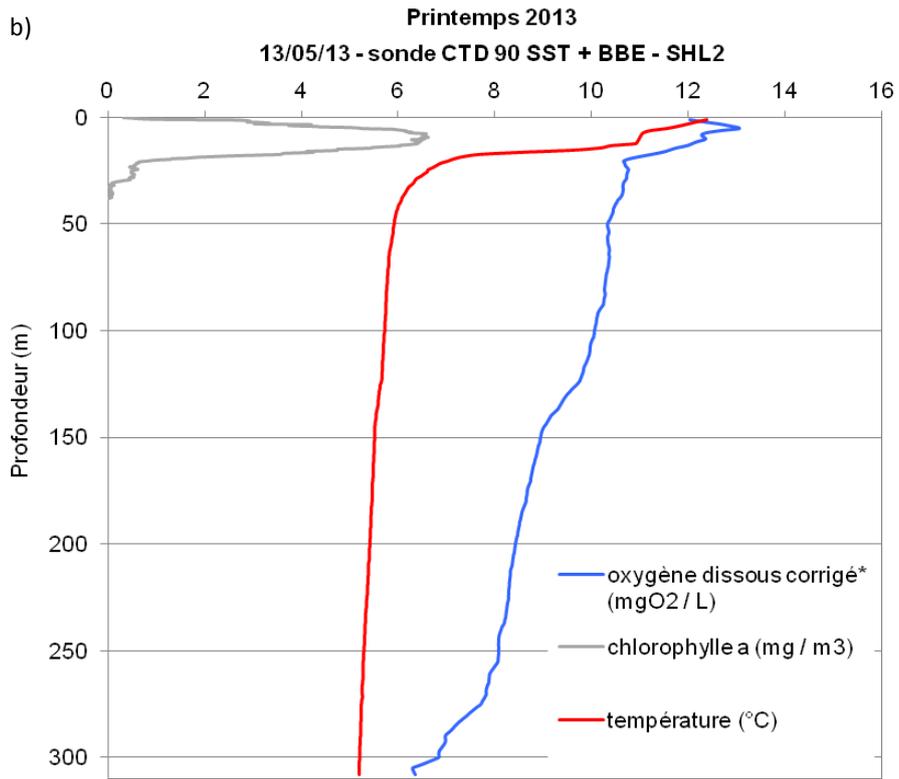
3. RÉGIME THERMIQUE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MÉLANGE DES EAUX

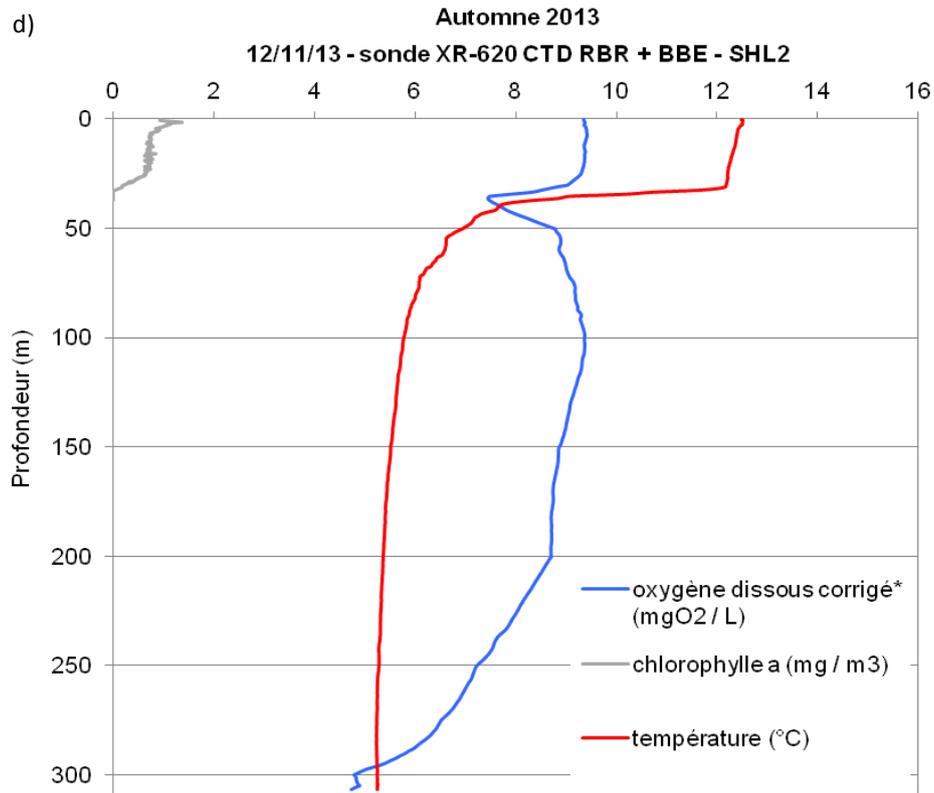
En 2013, la température moyenne annuelle de l'air inter-stations est de 10.3 °C, soit inférieure à la normale de la période 1980-2010, dont la moyenne est à 10.8 °C. L'année 2013 comme 2012 se distingue de la chronique avec un mois de février froid : la moyenne inter-stations de février est de 0.6 °C alors que la moyenne inter-station de février de 1981 à 2010 est de 2.9 °C.

Les conditions météorologiques de l'hiver 2013 n'ont pas permis un brassage complet de la colonne d'eau contrairement à l'année précédente. D'après les campagnes de suivi du Léman, un brassage partiel a eu lieu jusqu'à 120 m de profondeur à la date du 14 février 2013 (Figure 2a). Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 5.2 °C le 28 janvier 2013 soit 0.1 °C de plus qu'en 2012. Par conséquent, l'eau des couches profondes du lac n'a pas été réoxygénée comme le démontre la valeur d'oxygène dissous mesurée au fond du lac de 7.08 mgO₂·L⁻¹ au mois de février lors du brassage.

Au printemps, les couches superficielles se réchauffent et la stratification thermique se met en place ce qui entraîne la reprise de l'activité phytoplanctonique (Figure 2b). La température maximale en surface est observée le 12 août 2013 avec 25.3 °C contre 22.5 °C durant l'été 2012 (Figure 2c). L'arrivée de l'automne engendre le déclin de l'activité photosynthétique et la destratification progressive de la masse d'eau (Figure 2d).







* Profil de sonde pour la concentration en oxygène dissous corrigé par une homothétie avec les mesures effectuées en laboratoire selon la méthode de winkler sur des échantillons de profondeur définie

(Profil de température et de l'oxygène dissous corrigé avec la sonde XR-620 CTD RBR ou CTD 90 SST et profil de la chlorophylle a avec la sonde BBE)

Figure 2 : Profil physico-chimique réalisé à l'aide de la sonde multi-paramètres, Léman - Grand Lac (SHL2) :
a) en hiver lors du brassage (14.02.2013),
b) au printemps (13.05.2013),
c) en été lors de la stratification thermique maximale (12.08.2013),
d) en automne (12.11.2013)

Figure 2 : Physico-chemical profile made using a multi-parameter probe, Lake Geneva - Grand lac (SHL2) :
a) in winter after water mixing (14.02.2013),
b) in spring (13.05.2013),
c) in summer during the maximal thermal stratification (12.08.13),
d) in autumn (12.11.2013)

Les figures 3 à 6 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température des eaux du lac. La température annuelle moyenne de la colonne d'eau en 2013 est faible par rapport à la tendance croissante observée ces vingt dernières années (Figures 3, 4 et 5). La figure 6, quant à elle, indique une dynamique de stratification graduelle de la couche d'eau 0-20 m en 2013 et par conséquent ne présente pas de couche homogène importante en température tel qu'en 2008.

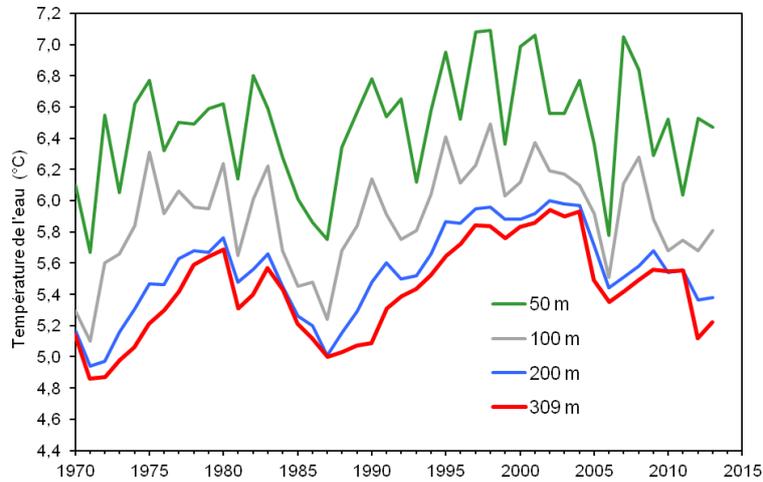


Figure 3 : Evolution de la température moyenne de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1970 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 3 : Change in the mean annual water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1970 to 2013, lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

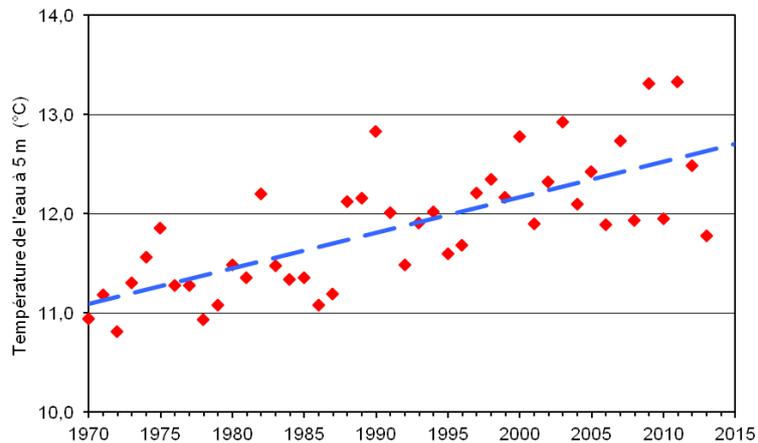


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Lac à 5 mètres de profondeur de 1970 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 4 : Change in the mean annual water temperature of the lake at a depth of 5 meters from 1970 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

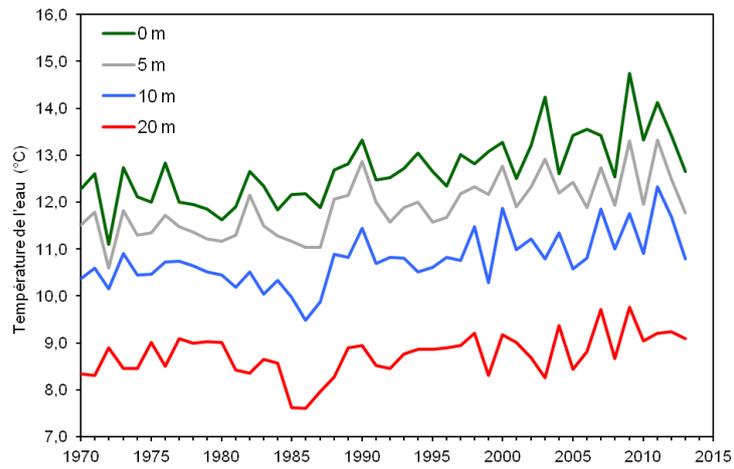


Figure 5 : Evolution de la température moyenne de l'eau du lac dans les couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) de 1970 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 5 : Change in the mean annual water temperature in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 et 20 m) from 1970 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

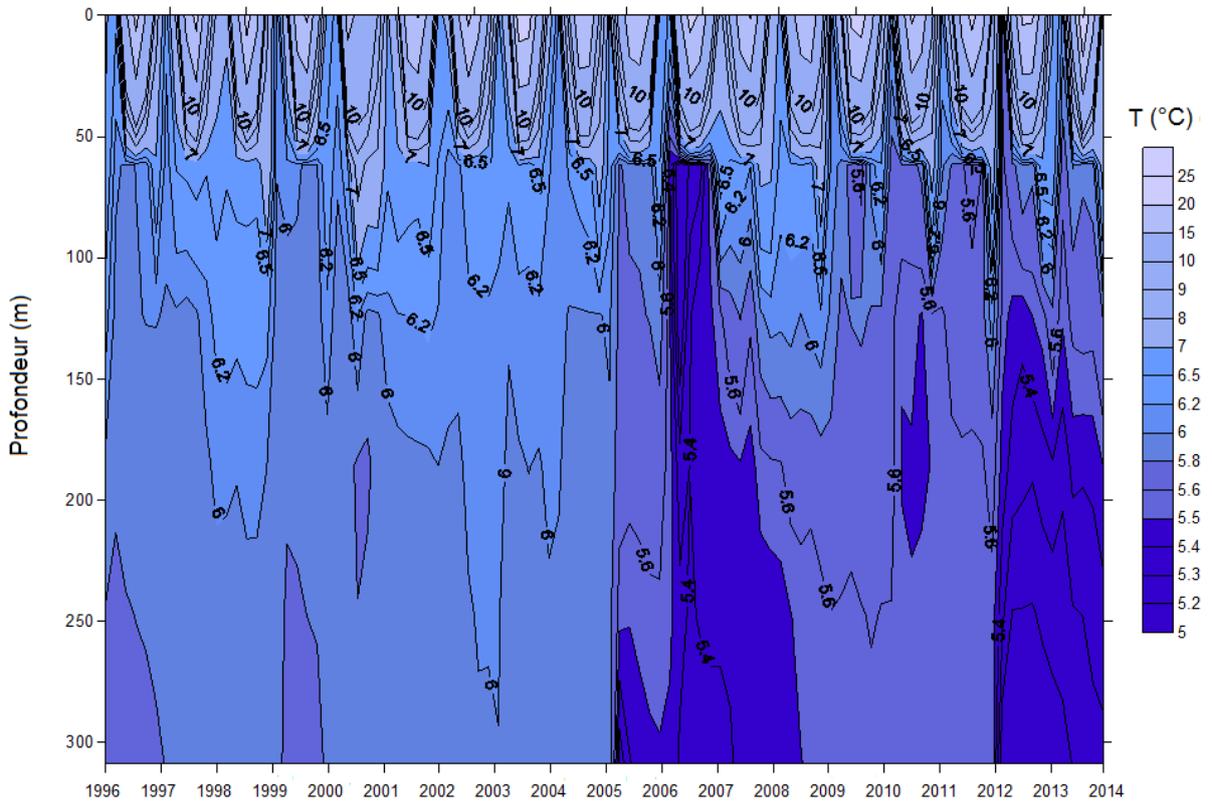


Figure 6 : Température des eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

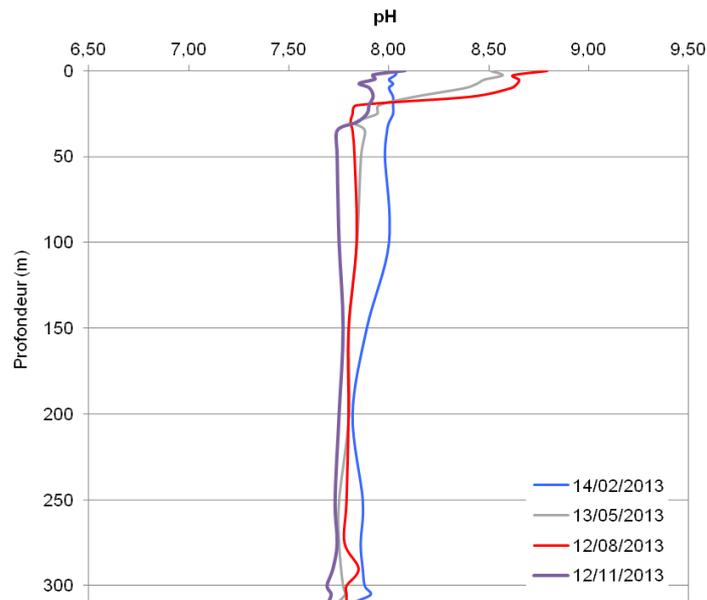
Figure 6 : Water temperature in the lake as a function of depth from 1996 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN

4.1. PH

Le pH est dépendant de la température, par conséquent, cette mesure est corrigée puis exprimée par convention à 25 °C.

La figure 7 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal partiel jusqu'à 120 m, le pH de la colonne d'eau oscille entre 7.84 et 8.04 tel que l'on peut l'observer sur le profil du 14 février 2013 en bleu sur la figure 7. La reprise de l'activité phytoplanctonique printanière provoque une augmentation du pH dès la fin du mois de mars 2013. Cette hausse est provoquée par la consommation de CO₂ lors la photosynthèse. Le CO₂ étant consommé, l'équilibre acido-basique du milieu est modifié et le pH augmente. Le pH moyen maximum de 8.66 a été mesuré dans les couches d'eau superficielles entre 0 et 10 m le 12 août 2013.



* Mesure du pH à 25°C effectuée en laboratoire à des profondeurs définies

Figure 7 : pH des eaux du lac en fonction de la profondeur en hiver lors du brassage (14.02.2013), au printemps (13.05.2013), en été lors de la stratification thermique maximale (12.08.2013) et en automne (12.11.2013), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 7 : pH in the lake as a function of depth in winter after water mixing (14.02.2013), in spring (13.05.2013), in summer during the maximal thermal stratification (12.08.13) and in autumn (12.11.2013), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La figure 8 représente l'évolution du pH dans les couches d'eau superficielles (0-20 m) de 1980 à nos jours. On constate qu'il n'y pas de changement global de gamme de valeur du pH sur la chronique.

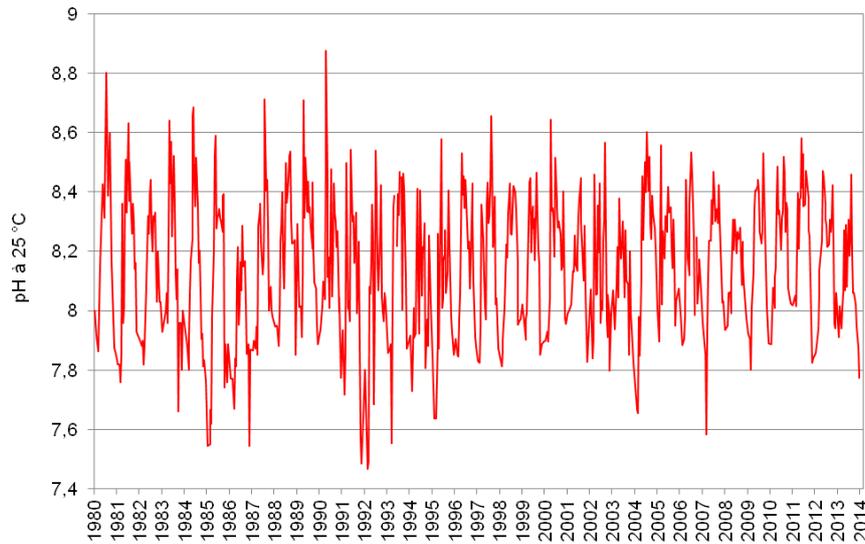


Figure 8 : Evolution du pH à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0-20m) de 1980 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

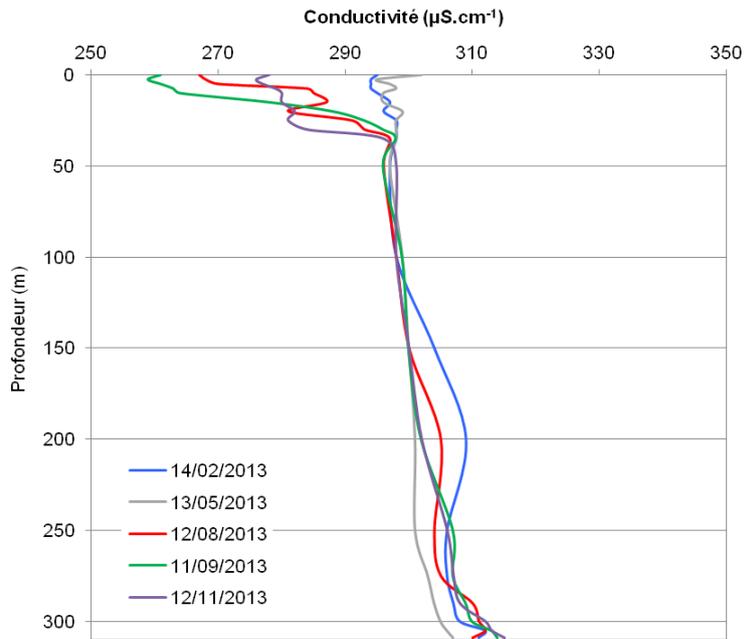
Figure 8 : Change in pH at 25°C in lake's water surface layer (0-20 m) from 1980 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.2. CONDUCTIVITÉ

La conductivité permet de quantifier la somme des sels dissous présents dans l'eau. Cette mesure est aussi dépendante de la température, par conséquent, celle-ci est corrigée puis exprimée par convention à 25 °C.

La figure 9 représente l'évolution saisonnière de la conductivité dans la colonne d'eau du lac. On peut noter que la conductivité n'est pas homogène dans l'ensemble de la masse d'eau le 14 février 2013 au moment du brassage hivernal partiel et varie entre 294 et 312 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative à partir du mois de juillet dans l'épilimnion à l'issue d'une activité phytoplanctonique intense. La photosynthèse induite par le développement du phytoplancton entraîne donc l'augmentation du pH qui modifie à son tour l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation donne lieu à une diminution de cette dernière. On constate un décalage temporel entre l'augmentation du pH dans les couches d'eau superficielles qui débute dès le printemps et la diminution de la conductivité qui commence en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée en septembre avec des valeurs proches aux alentours 262 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ de 0 à 10 m tel que cela est représenté en vert sur la figure 9.

De plus, on observe que la conductivité augmente dans l'hypolimnion au-delà de 50 m. Ce phénomène s'explique par la minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne qui induit une désoxygénation provoquant le relargage de plusieurs sels dissous.



* Mesure de la conductivité à 25°C est effectuée en laboratoire à des profondeurs définies

Figure 9 : Conductivité des eaux du lac en fonction de la profondeur en hiver lors du brassage (14.02.2013), au printemps (13.05.2013), en été lors de la stratification thermique maximale (12.08.2013) et en automne (12.11.2013), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 9 : Conductivity in the lake as a function of depth in winter after water mixing (14.02.2013), in spring (13.05.2013), in summer during the maximal thermal stratification (12.08.13) and in autumn (12.11.2013), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La figure 10 représente, quant à elle, l'évolution de la conductivité dans les couches d'eau superficielles (0-20 m) sur la chronique de 1980 à 2013. Tel que le pH, la conductivité ne reflète pas de modification temporelle à long terme.

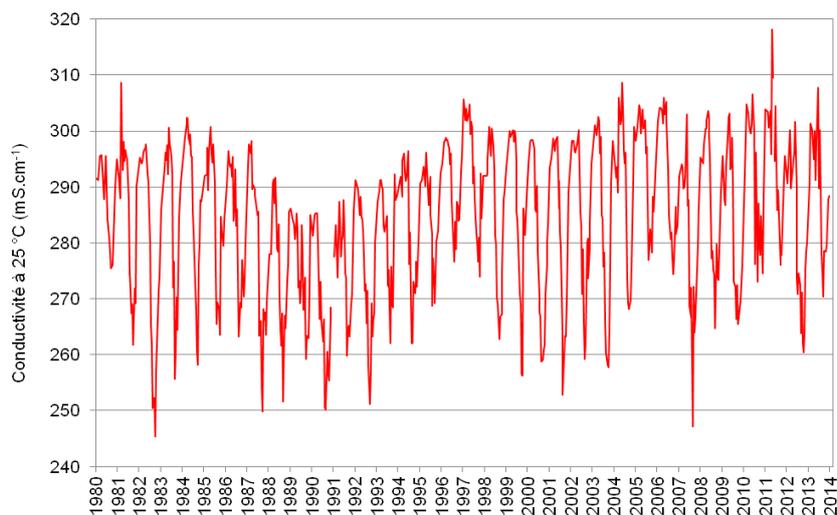


Figure 10 : Evolution de la conductivité à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0-20m) de 1980 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 10 : Change in the conductivity at 25°C in lake's water surface layer (0-20 m) from 1980 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.3. TITRE ALCALIMÉTRIQUE COMPLET

Le titre alcalimétrique complet (TAC) est la grandeur utilisée pour mesurer la teneur d'hydrogénocarbonate, de carbonates et d'hydroxydes. A l'issue du brassage partiel du lac durant l'hiver 2013, le TAC est hétérogène dans la colonne d'eau et fluctue entre 1.75 et 1.90 meq·L⁻¹. Au mois de juillet 2013, on peut observer que le TAC diminue dans les eaux superficielles (0-20m) parallèlement à la baisse de la conductivité ce qui s'explique par la précipitation des ions carbonates avec le calcium (Figure 11). Le titre alcalimétrique complet minimum dans l'épilimnion est mesurée le 11 septembre 2013 avec 1.51 meq·L⁻¹ à la surface. Finalement, le TAC augmente à nouveau dans les couches d'eau de surface à partir de la fin du mois d'octobre 2013.

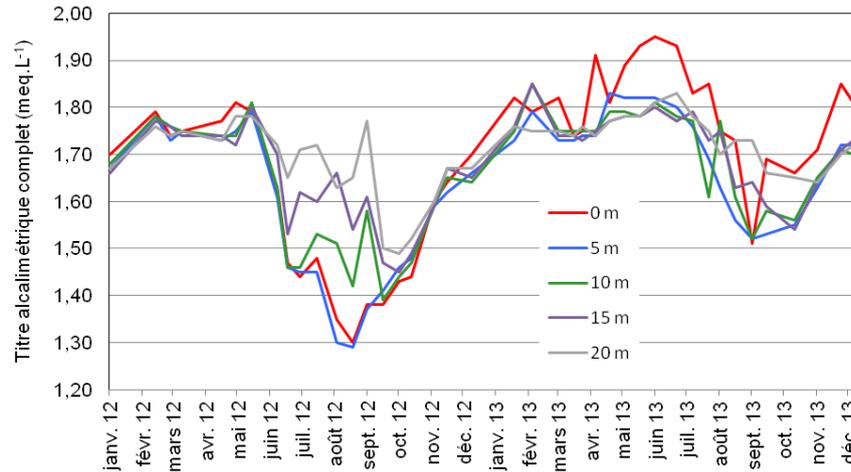


Figure 11 : Titre alcalimétrique complet dans l'eau de la couche superficielle (0-20m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 11 : Total alkalinity in lake's water surface layer (0-20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 12 représente l'évolution du titre alcalimétrique des eaux superficielles (0-20 m) de 1980 à 2013. La même observation que pour le pH et la conductivité peut être faite à savoir que ce paramètre ne présente pas de tendance évolutive globale au fil de la chronique.

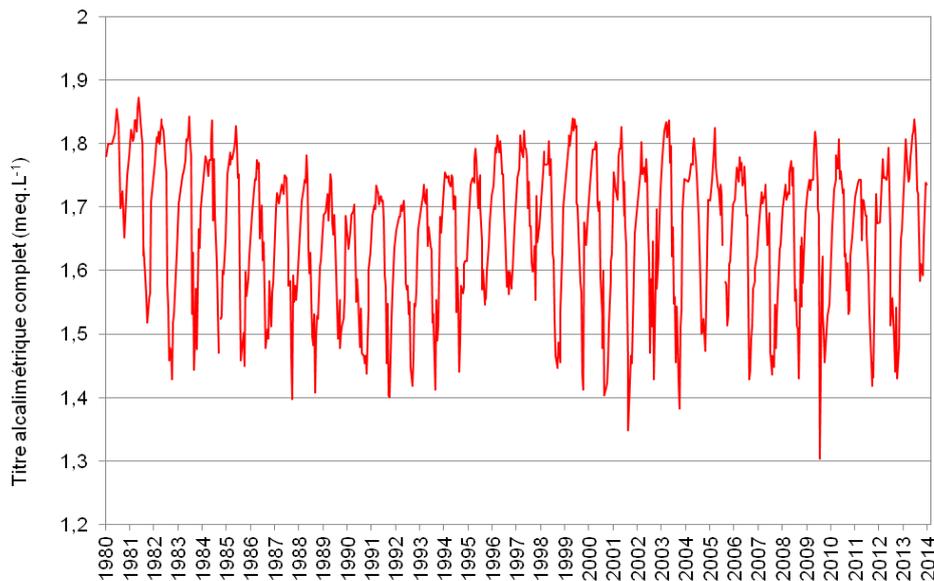


Figure 12 : Evolution du titre alcalimétrique complet dans l'eau de la couche superficielle (0-20m) de 1980 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 12 : Change in total alkalinity in lake's water surface layer (0-20 m) from 1980 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Le brassage hivernal des eaux du lac permet de remettre à disposition les nutriments dans la colonne d'eau à partir des couches inférieures plus concentrées et de réoxygéner les eaux du fond. L'hiver 2013 n'a pas permis un brassage complet, par conséquent les nutriments n'ont pas été redistribués de manière homogène tout le long de la colonne d'eau.

5.1. PHOSPHORE TOTAL ET ORTHOPHOSPHATE

A l'issue du brassage partiel du lac en 2013, une concentration maximale en phosphore réactif soluble de $13 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ est détectée le 11 mars 2013 à 20 m (Figure 13). La remise à disposition en quantité maximale de nutriments dans les couches d'eau superficielles est en décalage par rapport à la date d'homogénéisation partielle maximum définie à l'aide des profils de température et de saturation en oxygène mesurée le 14 février 2013 (Figure 2a). Cependant, afin d'expliquer ce phénomène, il est possible d'émettre l'hypothèse que le brassage de la colonne d'eau s'est poursuivi à une profondeur supérieure à 120 m après mi-février 2013 permettant une arrivée de nutriments des couches encore plus profondes (Figure 30). Puis, on peut supposer que la stratification thermique a débuté avant le 11 mars 2013, alors que la consommation des nutriments par le phytoplancton n'a pas encore débuté. Cette valeur est inférieure à celle observée l'année précédente, le 8 mars 2012, de $17 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ à la suite d'un brassage complet de la colonne d'eau.

On constate que la teneur en orthophosphates dans l'eau des couches superficielles diminue dès la campagne suivante, c'est-à-dire le 26 mars 2013 en réponse au démarrage de l'activité phytoplanctonique printanière. La consommation de phosphore biodisponible se poursuit pour atteindre un minimum de $1.2 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ à 0 m le 11 juin 2013. Dès lors, on observe une légère hausse de la teneur en phosphore réactif soluble, caractérisée par un pic le 1 août 2013 à 10 m, de $9.5 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en raison de la décroissance des diatomées (RIMET, 2014). A la fin de l'été, la concentration baisse à nouveau avec, par exemple, moins de $2 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en surface suite à l'apparition d'autres communautés algales. Finalement, le ralentissement automnal de l'activité du phytoplancton amorce une hausse en phosphore dans l'épilimnion remis à disposition à partir des couches d'eau plus profondes du fait de la destratification thermique progressive.

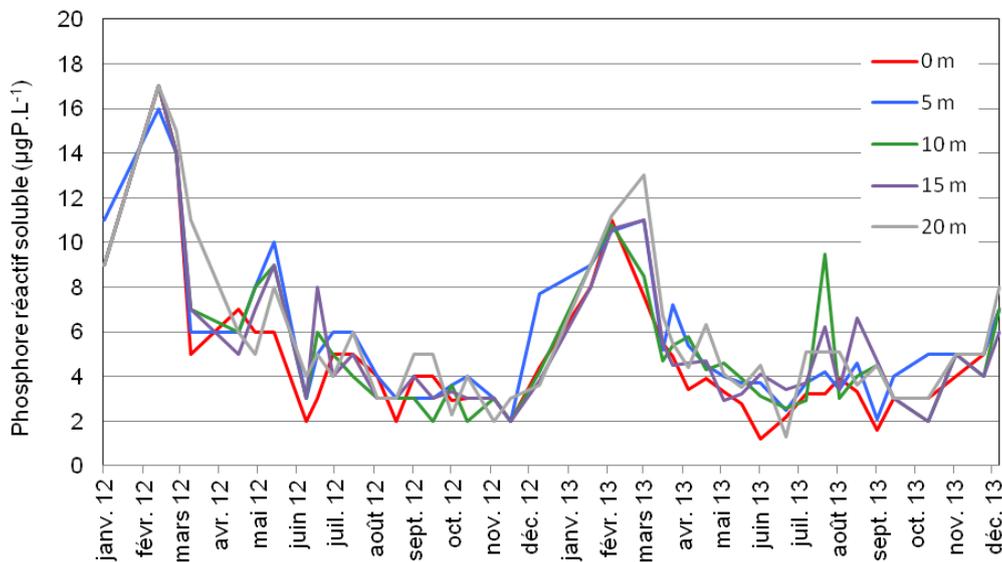


Figure 13 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO_4^{3-}) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 13 : Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO_4^{3-}) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La figure 14 représente l'évolution depuis 1996 du stock en phosphore total et en orthophosphate dans les couches 0-30 m et 0-50 m lors du brassage hivernal, soit dans les couches où il est disponible pour l'activité phytoplanctonique. Le stock en orthophosphate, directement biodisponible, est plus faible que l'année précédente du fait d'un brassage partiel contrairement à 2012. Cette évolution est dépendante de l'intensité du brassage de l'année en cours mais aussi de celui de l'année précédente en termes de relargage induit par l'intensité de désoxygénation au fond du lac.

On constate une tendance globale à la baisse du stock de phosphore sur cette chronique de 1996 à nos jours. Ce phénomène s'explique aisément par la diminution des apports au Léman liée à l'interdiction d'utiliser des phosphates dans les lessives en Suisse depuis 1986 puis en France à partir de 2007 ainsi qu'à l'augmentation des performances en matière de déphosphatation des STEP.

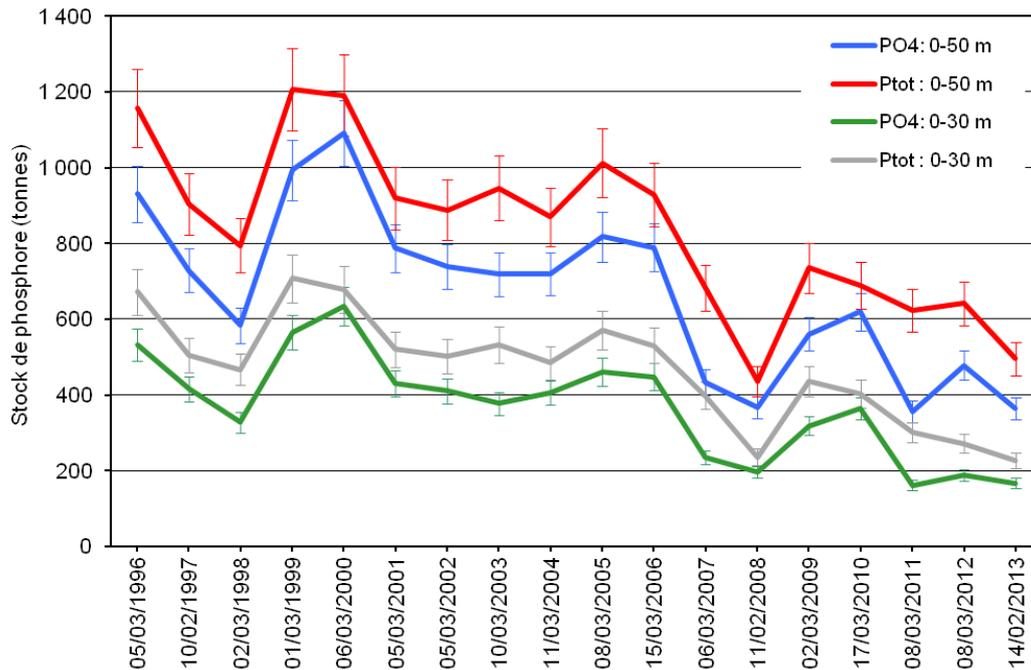


Figure 14 : Stock de phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) et phosphore total dans les eaux des couches 0-30 et 0-50 m de 1996 à 2013 lors du brassage hivernal, Léman - Grand Lac (SHL 2).

Figure 14 : Stock of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) and total phosphorus in the lake's water surface layers of 0-30 and 0-50 m from 1996 to 2013 during winter mixing, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) .

5.2. AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

La concentration en azote nitrique atteint un maximum en janvier de 603 µgN·L⁻¹ à 20 m ce qui est plus important qu'en 2012 avec environ 525 µgN·L⁻¹ (Figure 15). Ce phénomène peut s'expliquer en partie par la forte pluviométrie en novembre et décembre 2012 qui a entraîné une forte mobilisation d'azote nitrique dans le bassin versant du lac et par conséquent des apports importants de cet élément via les affluents du Léman.

La concentration en azote nitrique des couches superficielles diminue significativement à partir du mois de mars tel qu'on peut l'observer sur la figure 15. Par la suite, la consommation de l'azote nitrique continue et la concentration de celui-ci atteint un minimum le 12 août 2013 avec 265 µgN·L⁻¹ à la surface du lac. Cette consommation semble en net recul par rapport à 2012, où des concentrations à l'état de traces, de l'ordre de 20 à 30 µgN·L⁻¹, sont mesurées à 0 et 5 m au mois d'août. Ce phénomène peut s'expliquer en partie par des apports d'azote nitrique par les cours d'eau alimentant le Léman à cause de la forte pluviométrie (KLEIN, 2014).

Finalement, la consommation ralentit dès le mois de septembre pour atteindre de nouveau, en décembre, une concentration moyenne en azote nitrique de 570 µgN·L⁻¹ dans l'eau des couches superficielles.

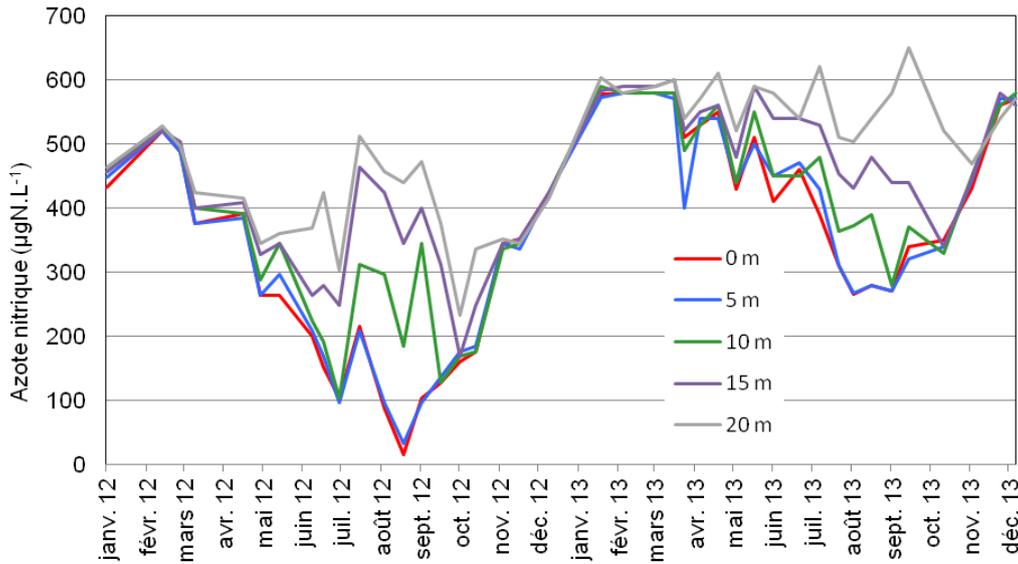


Figure 15 : Concentration en azote nitrique ($N-NO_3$) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 15 : Concentration of nitrate ($N-NO_3$) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La figure 16 représente l'évolution du stock d'azote total et d'azote nitrique dans les couches 0-30 m et 0-50 m lors du brassage hivernal de 1996 à 2013. On observe une relative stabilité du stock d'azote sur cette chronique de 1996 à nos jours.

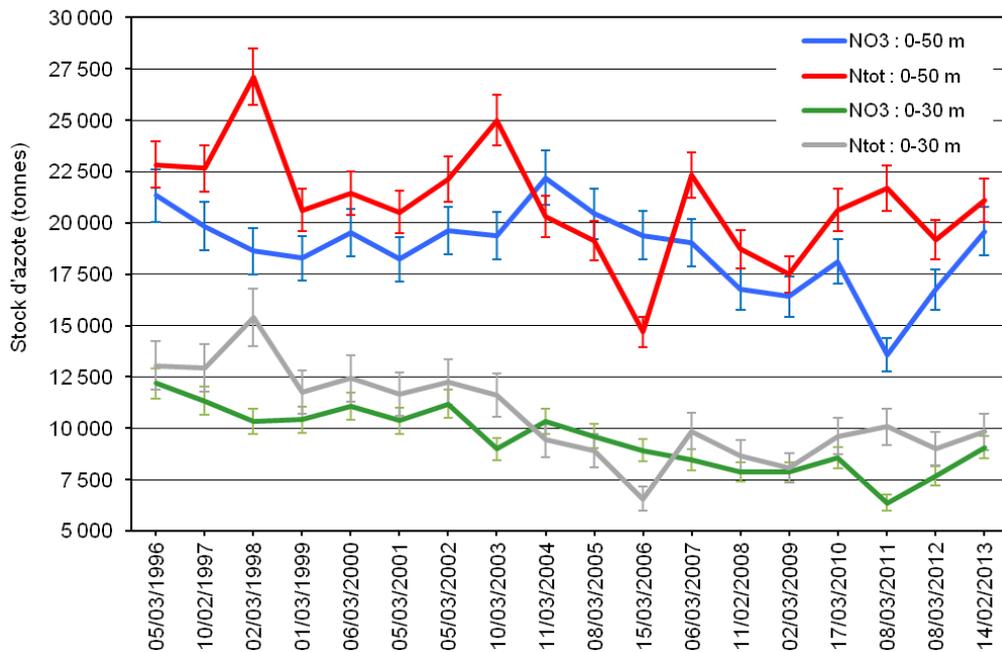


Figure 16 : Stock d'azote nitrique ($N-NO_3$) et d'azote total dans les eaux des couches 0-30 et 0-50 m de 1996 à 2013 lors du brassage hivernal, Léman - Grand Lac (SHL 2).

Figure 16 : Stock of nitrate ($N-NO_3$) and total nitrogen in the lake's water surface layers of 0-30 and 0-50 m from 1996 to 2013 during winter mixing, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

L'activité zooplanctonique entraîne, dès le printemps, une augmentation de la concentration en azote ammoniacal du fait des excréments de ces organismes mais également des poissons et de la dégradation microbienne de la matière organique (PERGA, 2014). Cependant, cette activité est moindre qu'en 2012 où, par exemple, la concentration moyenne en azote ammoniacal au mois de mai 2013 est de $24.5 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ à 20 m alors qu'elle monte à $69 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ à la même période de l'année précédente (figure 17).

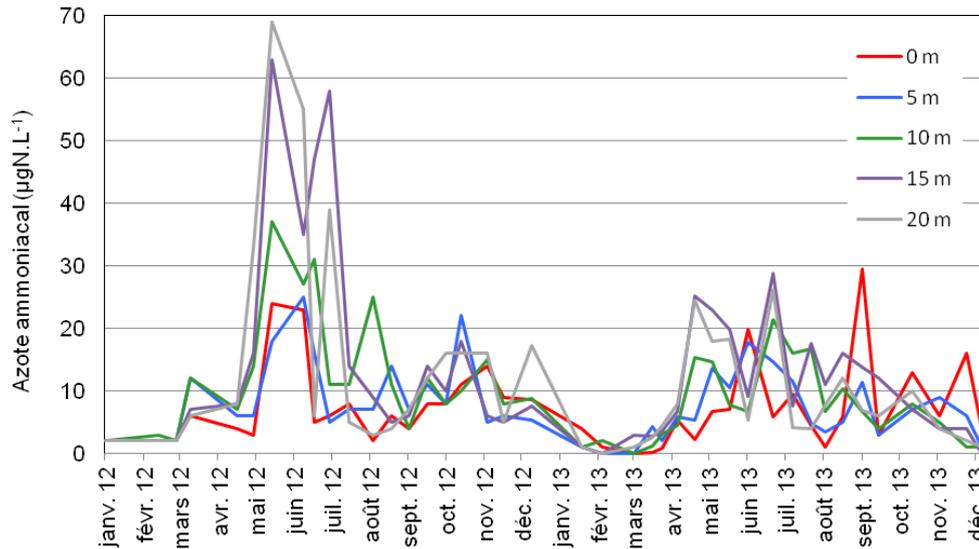


Figure 17 : Concentration en azote ammoniacal (N-NH_4^+) dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 17 : Concentration of ammoniacal nitrogen in lake's surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.3. SILICE

Le brassage partiel de l'hiver 2013 n'a pas permis de redistribuer la silice présente dans l'eau des couches profondes dans l'ensemble de la colonne d'eau tel que cela avait été le cas en 2005, 2006 et 2012 lors de brassages complets (Figure 18). La plus forte concentration en silice dans les couches d'eau superficielles est observée en mars 2013 avec le même petit décalage que les orthophosphates par rapport à la date du 14 février 2013 à laquelle le brassage partiel maximum a été mesuré. La teneur en silice est alors égale à $1.30 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ à 20 m contre $1.87 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ en 2012 à la même période de l'année (Figure 19).

Dès la campagne suivante, le 26 mars 2013, la silice commence à être consommée par l'activité phytoplanctonique des algues diatomées (RIMET, 2014) pour atteindre à la mi-avril des concentrations très faibles.

A partir du mois de mai, la concentration de la silice ré-augmente en parallèle à la diminution du peuplement des diatomées. Par la suite, un nouveau fléchissement apparaît nettement au mois de juillet dans les couches d'eau de 0 et 5 m correspondant à l'apparition de nouvelles communautés d'algues. Finalement, la consommation ralentit dès mi-octobre occasionnant une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac.

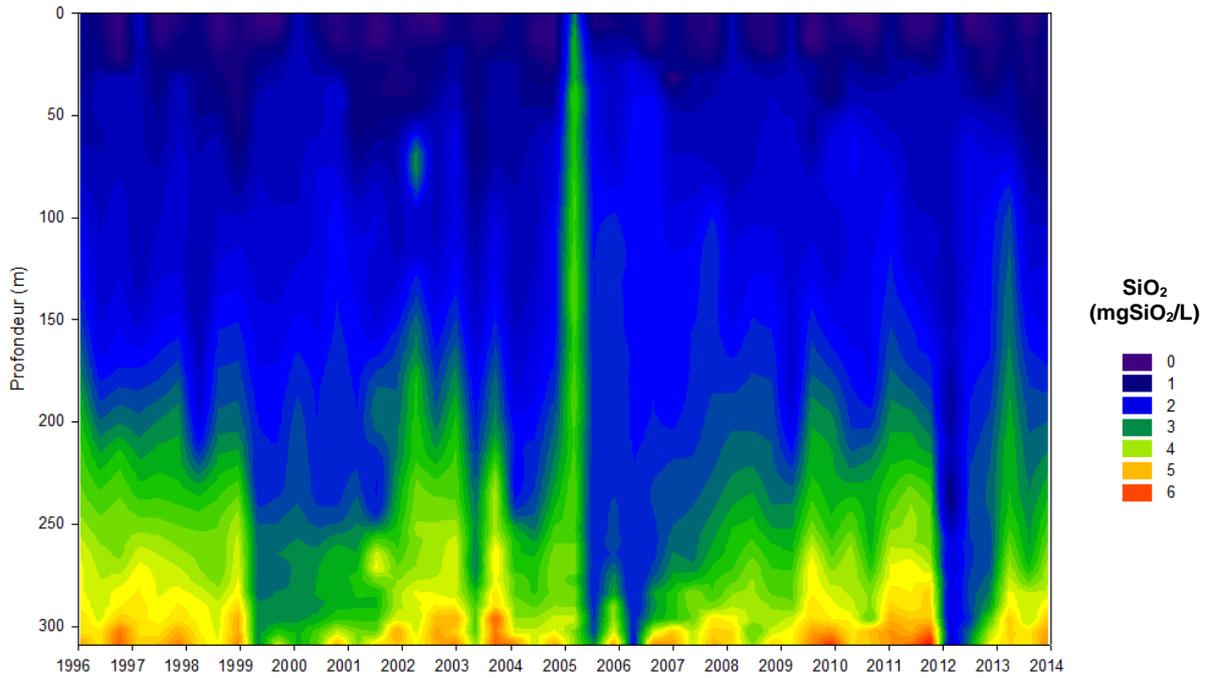


Figure 18 : Concentration en silice (SiO_2) dans les eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 18 : Concentration of silica (SiO_2) in lake's water as a function of depth from 1996 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

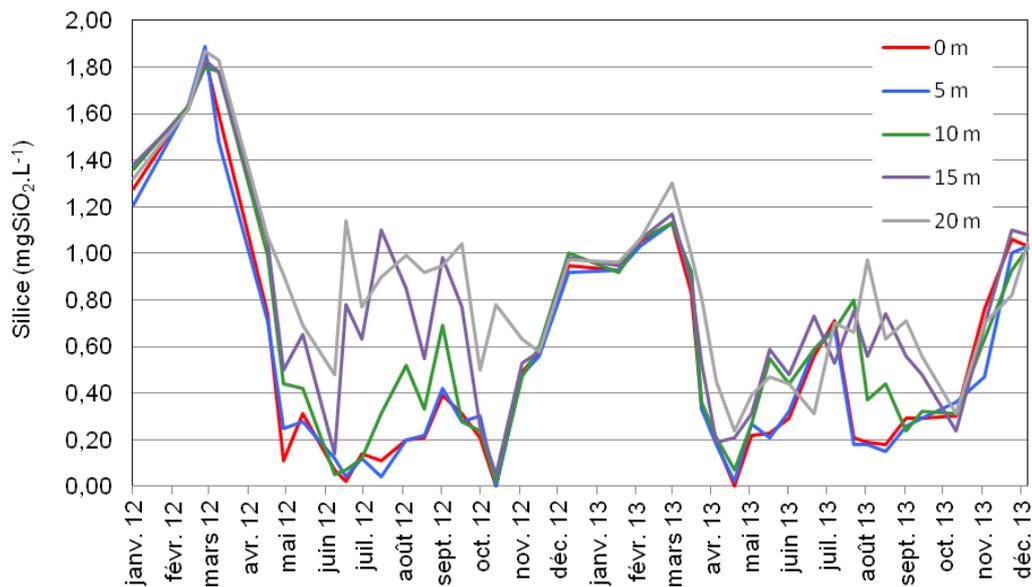


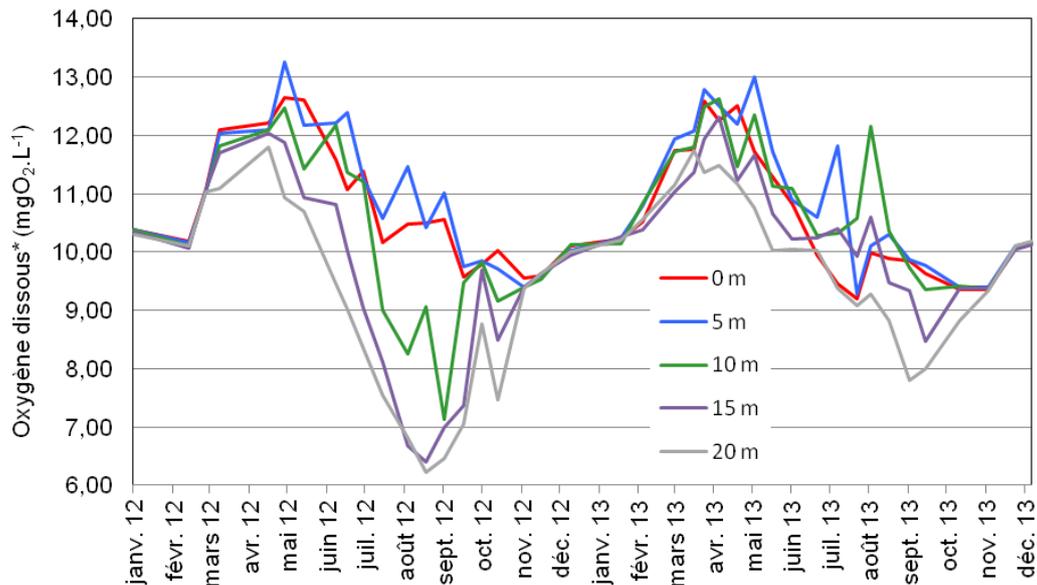
Figure 19 : Concentration en silice (SiO_2) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 19 : Concentration of silica (SiO_2) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.4. OXYGÈNE DISSOUS

Les figures 20 et 26 mettent en évidence la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures du lac au printemps. Ce phénomène entraîne une sursaturation des couches superficielles, dont le maximum en 2013 est observé le 13 mai avec $13.01 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ à 5 m.

La concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles diminue ensuite dès le mois de juin principalement à cause d'une activité photosynthétique moins intense liée au fléchissement des diatomées constaté à partir du mois de mai et suivi par une phase des eaux claires. Ce phénomène peut aussi s'expliquer par la diffusion d'oxygène vers les couches d'eau inférieures qui sont désoxygénées du fait de l'activité bactérienne qui y règne et du dégazage vers l'atmosphère lors de la sursaturation en oxygène dissous de l'épilimnion. Néanmoins, on peut observer un second pic d'oxygène en juillet-août correspondant à l'apparition d'autres espèces algales que les diatomées. La désoxygénation de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers les couches plus profondes est moins marquée en 2013 avec un minimum à 20 m au mois de septembre égale à $7.80 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ contre $6.22 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en août 2012.



* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

Figure 20 : Concentration en oxygène dissous dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 20 : Concentration of dissolved oxygen in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.5. TRANSPARENCE

La dynamique de transparence pour l'année 2013 est représentée sur la figure 21. Le brassage hivernal partiel de 2013 entraîne une transparence importante de plus de 10 m entre le mois de janvier et février. Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, qui induit la croissance du phytoplancton, provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 3 m en avril et qui perdure jusqu'en mai. Ce phytoplancton printanier, qui est essentiellement constitué de diatomées (RIMET, 2014), consomme les nutriments présents en abondance mais n'est guère consommé, la température étant encore trop faible pour activer le zooplancton de façon significative. De juin à juillet, on observe une phase nette des eaux claires qui se traduit par une augmentation de la transparence avec un pic à 9.8 m car dès la fin du printemps, la raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs engendrent une diminution drastique des diatomées. A partir du mois d'août, la transparence redevient faible et inférieure à 6 m jusqu'en septembre. A cette période, les diatomées laissent place à des petites chlorophycées flagellées à fort taux de reproduction et à de grandes cyanobactéries, deux types d'algues capables de résister à la prédation.

En octobre, la transparence recommence à augmenter avec un pic de 8.7 m. Puis la destratification, qui débute en novembre, fait remonter des nutriments vers les eaux de surface. Etant donné que les conditions lumineuses sont encore favorables à l'activité photosynthétique, le phytoplancton croît à nouveau mais comme les températures encore élevées stimulent le broutage, ce sont des espèces résistantes à la prédation qui vont se développer : grandes cyanobactéries, grandes diatomées et dinophycées. Finalement, au début de l'hiver 2014, la transparence augmente à nouveau.

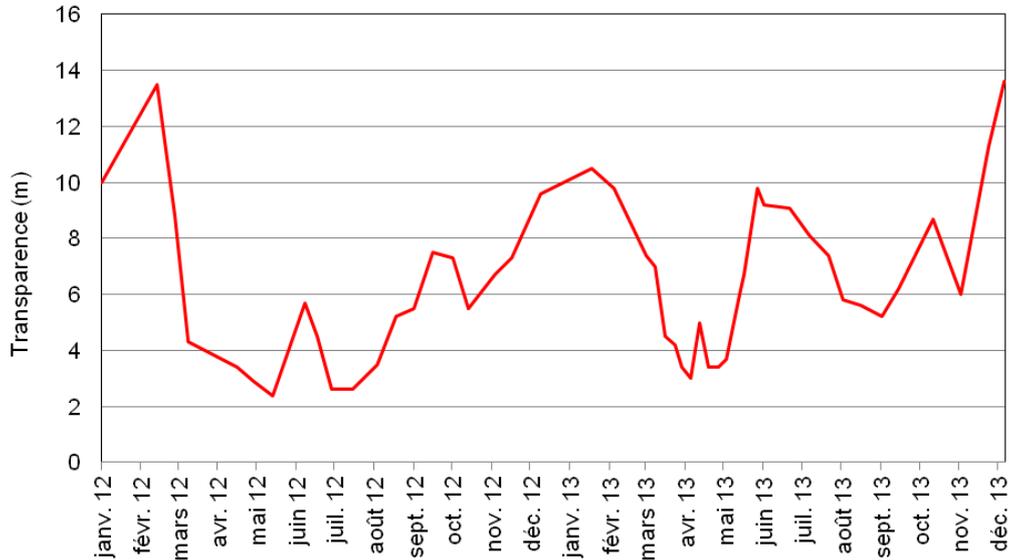


Figure 21 : Transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2)
Figure 21 : Transparency using a Secchi disk (black and white, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2)

La figure 22 permet d'observer l'historique de la transparence de 1980 à nos jours. L'année 2013 présente des valeurs de transparence du même ordre de grandeur que l'ensemble de la chronique.

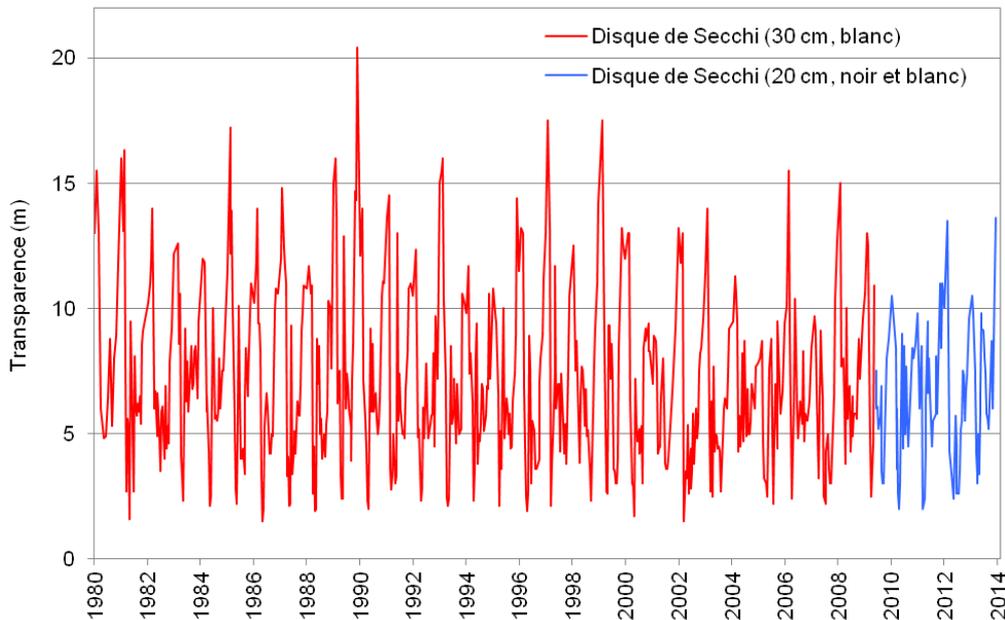


Figure 22 : Evolution de la transparence avec le disque de Secchi de 1980 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 22 : Change in transparency using Secchi disk from 1986 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.6. MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire est un indicateur de l'abondance phytoplanctonique en suspension dans l'eau. Le carbone et l'azote organique ainsi que le phosphore total particulaire représentent plus précisément la fraction de nutriments assimilés par le phytoplancton. Par conséquent, les concentrations en carbone organique particulaire (COP) dans les couches superficielles évoluent inversement à la teneur en nutriments dissous dans l'eau et ceci dès le début de l'activité phytoplanctonique (Figure 23). Ainsi, le pic printanier de carbone organique particulaire est obtenu le 3 avril 2013 à 5 m avec $569 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$ et est directement corrélé avec une diminution de la transparence (Figure 21). Un second pic dit « automnal » se dessine dès le mois d'août dans les couches d'eau de 0 à 15 m avec une concentration maximale le 26 août 2013 de $406 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$ correspondant à l'apparition de nouvelles communautés d'algues qui remplacent les diatomées.

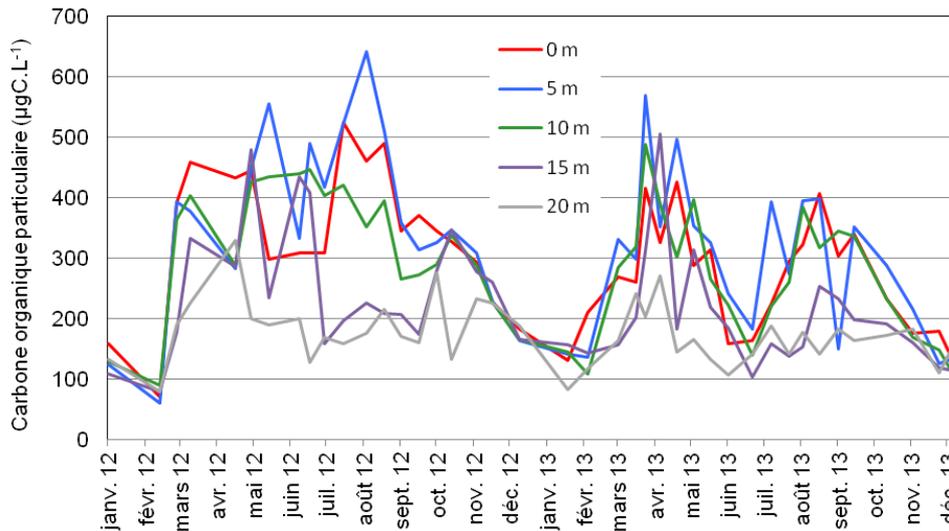
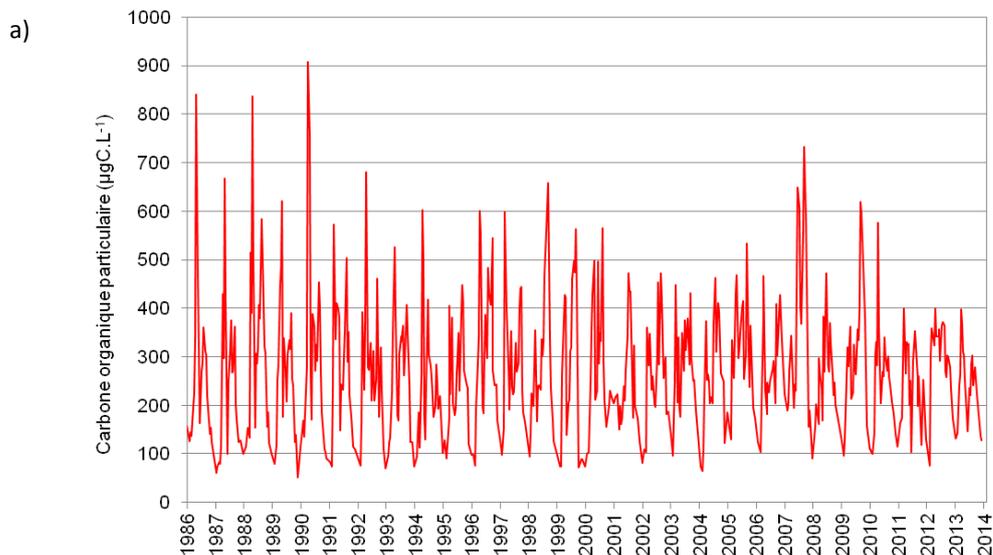


Figure 23 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 23 : Concentration of particulate organic carbon in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Les figures 24a, b et c mettent respectivement en évidence la dynamique annuelle de la matière particulaire : COP, azote organique particulaire (NOP) et le phosphore particulaire (Ppart). Les concentrations de 2013 en COP, NOP et Ppart sont parmi les plus basses de la chronologie de 1986 à nos jours ce qui explique que l'activité phytoplanctonique a été faible en 2013.



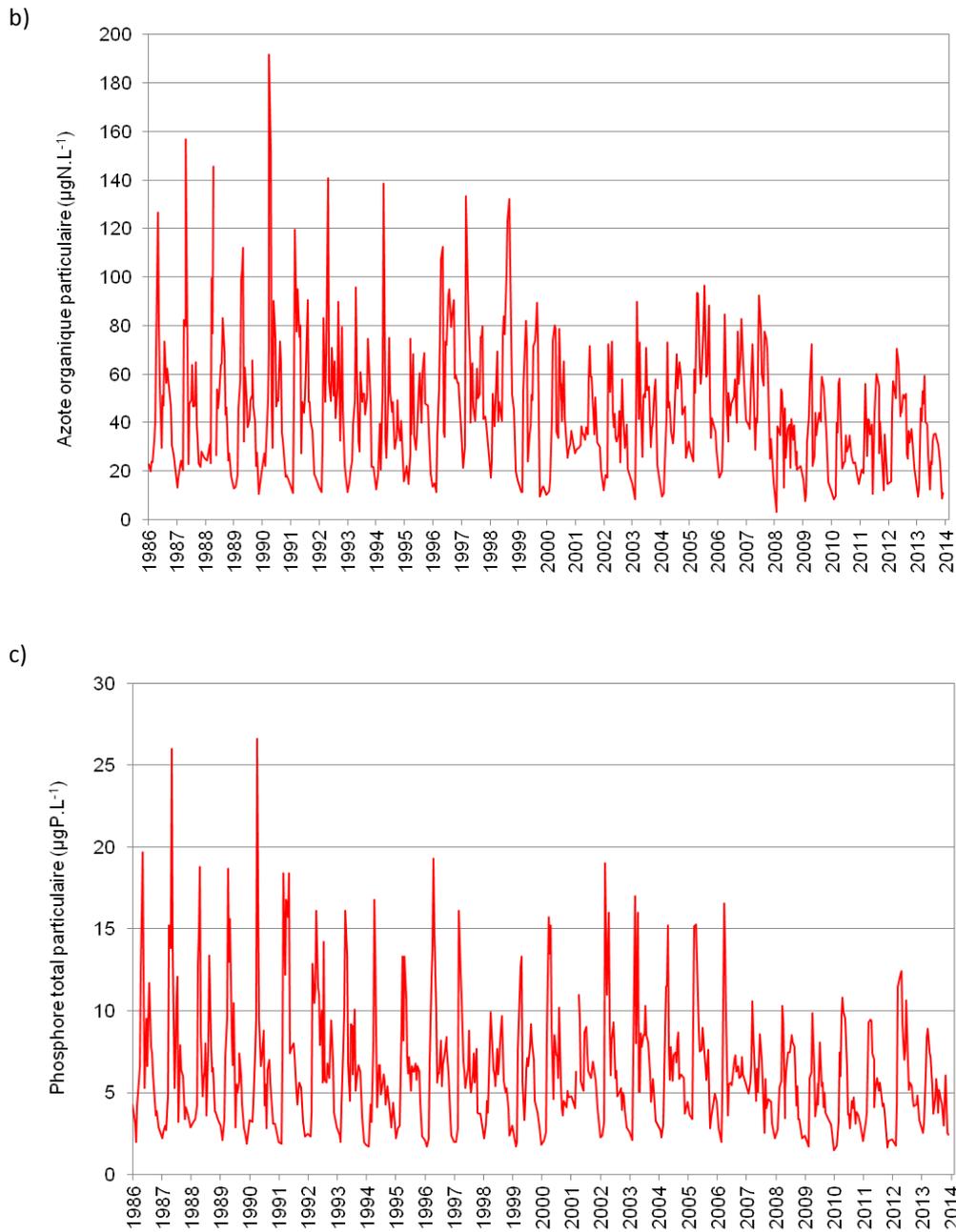


Figure 24 : Evolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche superficielle (0-20 m) de 1986 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2) :
a) Carbone organique particulaire,
b) Azote organique particulaire,
c) Phosphore total particulaire

Figure 24 : Change in the concentration of particulate matter in lake's water surface layer (0-20 m) from 1986 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) :
a) Particulate organic carbon,
b) Particulate organic nitrogen,
c) Particulate total phosphorus

La figure 25 traduit une carence en phosphore importante dans les cellules algales pendant la période estivale tout au long de la chronique : traditionnellement le phosphore est considéré comme limitant quand le rapport N/P est supérieur à 7, en se référant à la stœchiométrie de la réaction globale de la photosynthèse.

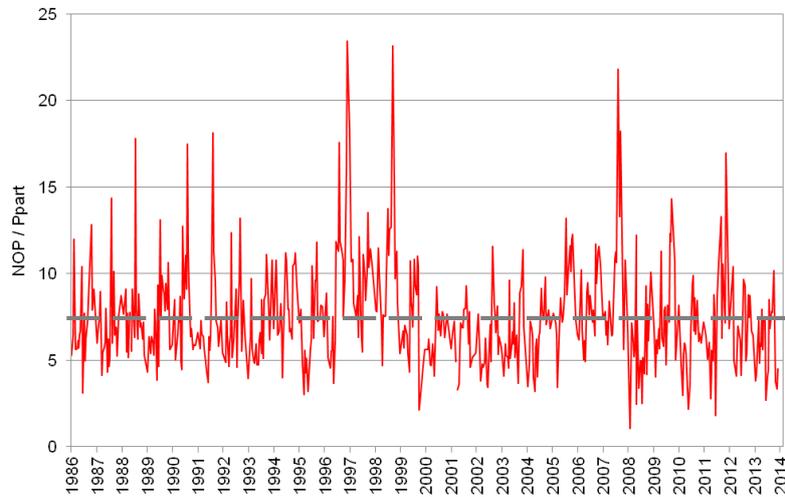
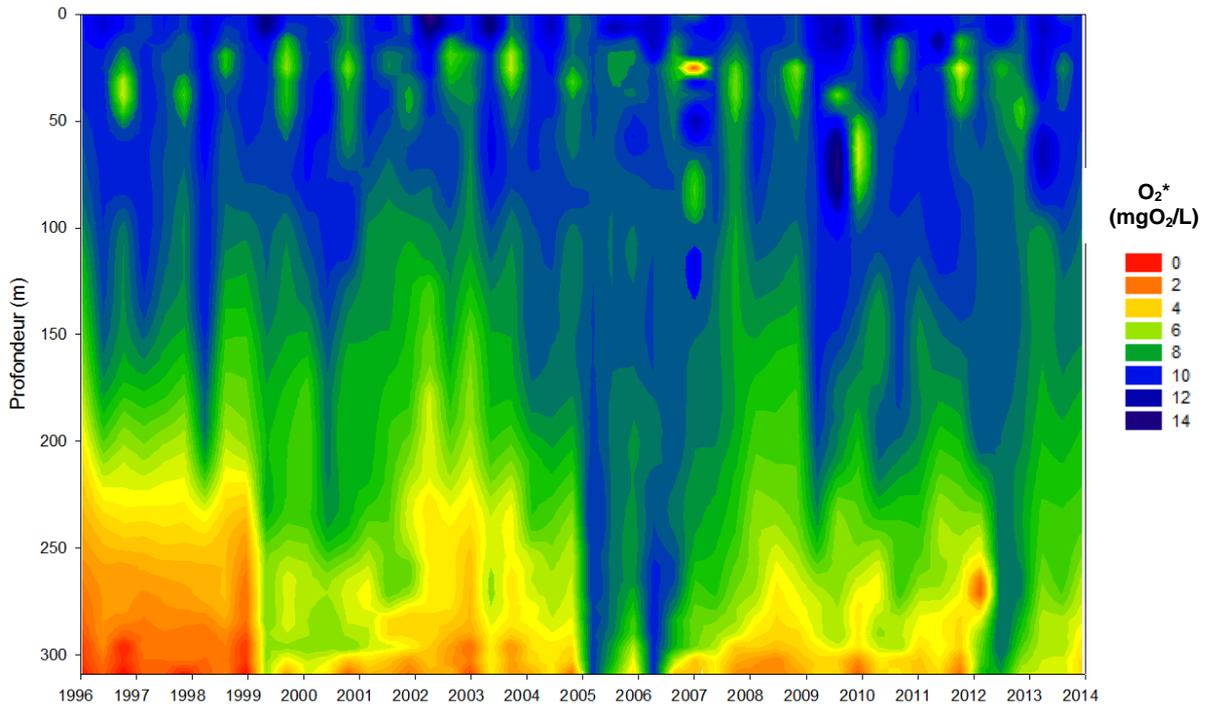


Figure 25 : Evolution du rapport NOP / Ppart dans l'eau de la couche superficielle (0-20 m) de 1986 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 25 : Change in PON / Ppart ratio in lake's water surface layer (0-20 m) from 1986 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

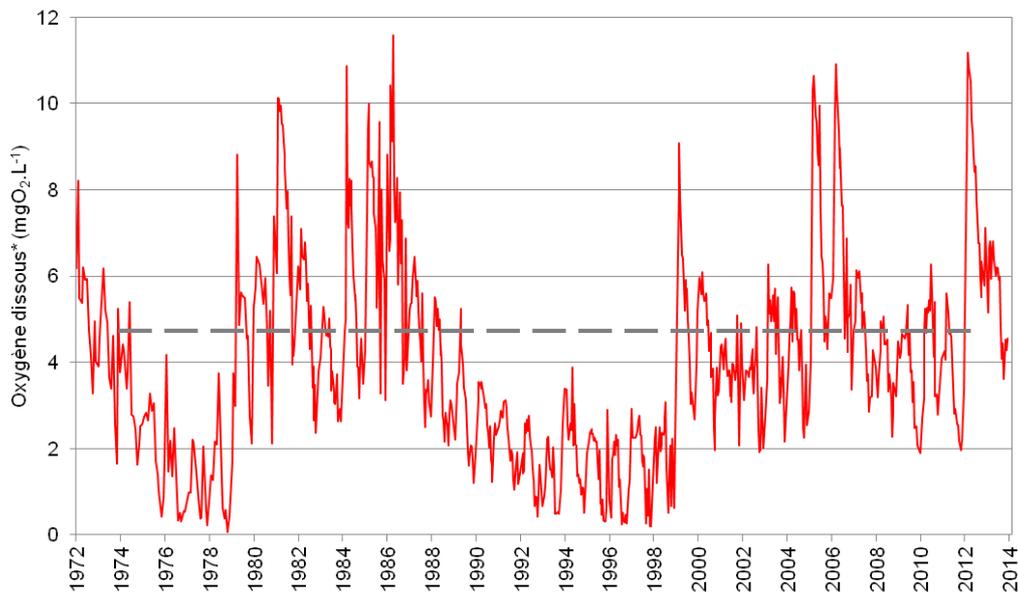
L'hiver 2013 n'a pas permis un brassage complet de la colonne d'eau contrairement à l'année précédente (Figure 26). En 2013, la concentration maximale en oxygène dissous au fond du lac est mesurée le 11 mars 2013 avec $6.64 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figure 27). La teneur en oxygène dissous à 309 m diminue ensuite de manière progressive et continue jusqu'à la fin de l'année, principalement du fait de la minéralisation de la matière organique sédimentée. Le minima est observé le 21 octobre 2013 avec $3.61 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.



* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

Figure 26 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 26 : Change in the concentration of dissolved oxygen in lake's water as a function of the depth from 1996 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).



* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

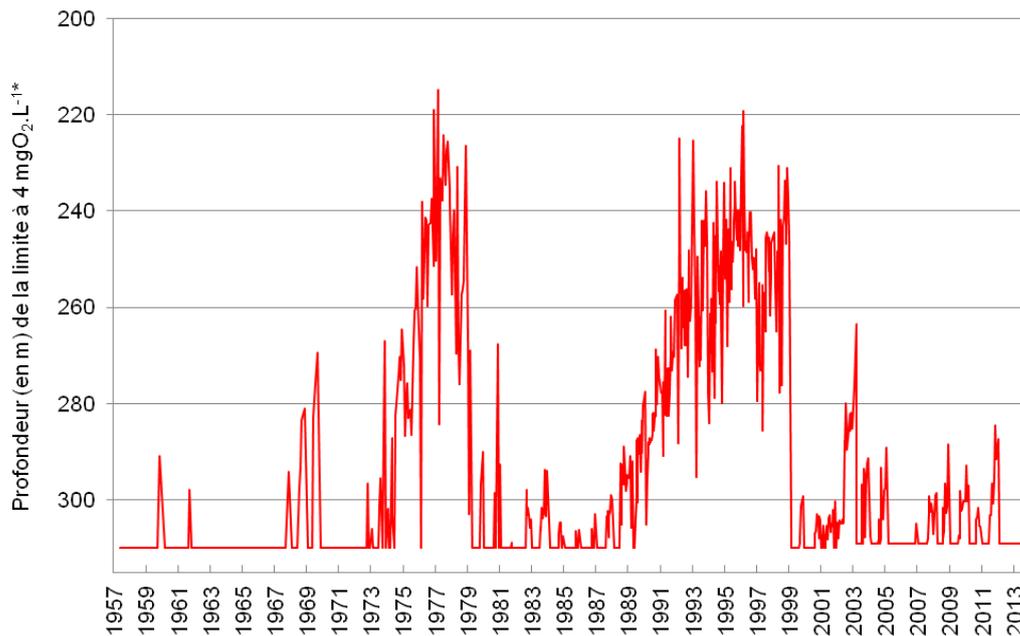
Figure 27 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 27 : Change in the concentration of dissolved oxygen in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

L'Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 stipule que : « Pour les lacs, il faut également que la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à $4 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$; elle doit en outre suffire pour que les animaux moins sensibles, tels que les vers, puissent peupler le fond du lac durant toute l'année et en nombre aussi proche que possible de la densité naturelle. Les conditions naturelles particulières sont réservées »

La figure 28 indique l'évolution de la couche d'eau de concentration inférieure à $4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ de 1957 à nos jours. Depuis 1998, il y a une nette augmentation de la teneur en oxygène dissous dans les couches profondes du Léman. De plus, on note que pour les années 2012 et 2013, la couche d'eau « désoxygénée » ($< 4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) est négligeable à l'exception d'une mesure à $3.61 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ au fond du lac au mois d'octobre 2013.

La ligne pointillée sur la figure 27 indique le seuil à $4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse.



* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

Figure 28 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mg d'oxygène dissous par litre de 1957 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 28 : Change in threshold's depth at 4 mg of dissolved oxygen per liter from 1957 to 2013, lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La désoxygénation des couches profondes entraîne plusieurs phénomènes propres à ces conditions réductrices : la réduction de certains métaux comme le manganèse (RAMSEIER, 2014) et le fer, la formation d'azote ammoniacal, le relargage à partir des sédiments et des eaux interstitielles de phosphore. Ces phénomènes engendrent indirectement la remise en suspension des sédiments, visible avec l'augmentation de la turbidité, et libèrent ainsi la silice présente dans les eaux interstitielles et les sédiments. Etant donné qu'il y a eu uniquement un brassage partiel de la colonne d'eau et par conséquent une réoxygénation faible des couches d'eau profondes en 2013, il devrait y avoir un relargage de phosphore au fond du lac. Cependant, les figures 29 et 30 montrent des teneurs en orthophosphates dans le fond du lac guère plus élevées qu'en 2005, 2006 et 2012 après des brassages complets. Ce phénomène peut en partie être dû au fait que la concentration en oxygène dissous au fond du lac n'est jamais inférieure à $4 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ sauf ponctuellement le 21 octobre 2013 avec une valeur de $3.61 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (Figures 27 et 28). La concentration maximale de phosphore réactif soluble est notée le 21 octobre 2013, lorsque la teneur en oxygène dissous est la plus faible, avec $50 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ contre $42 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2012.

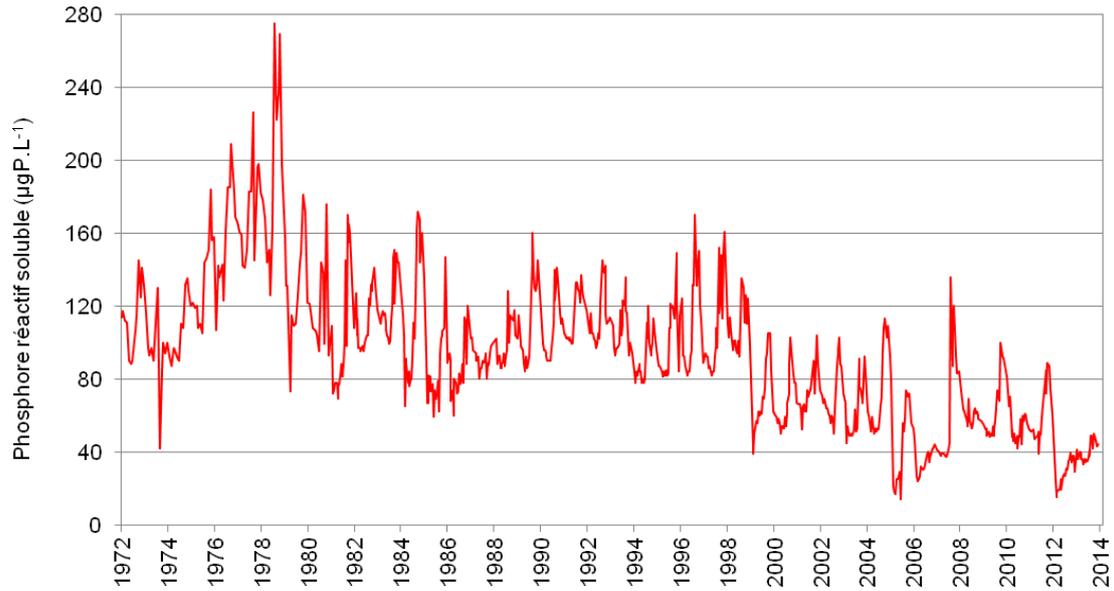


Figure 29 : Evolution de la concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 29 : Change in the concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

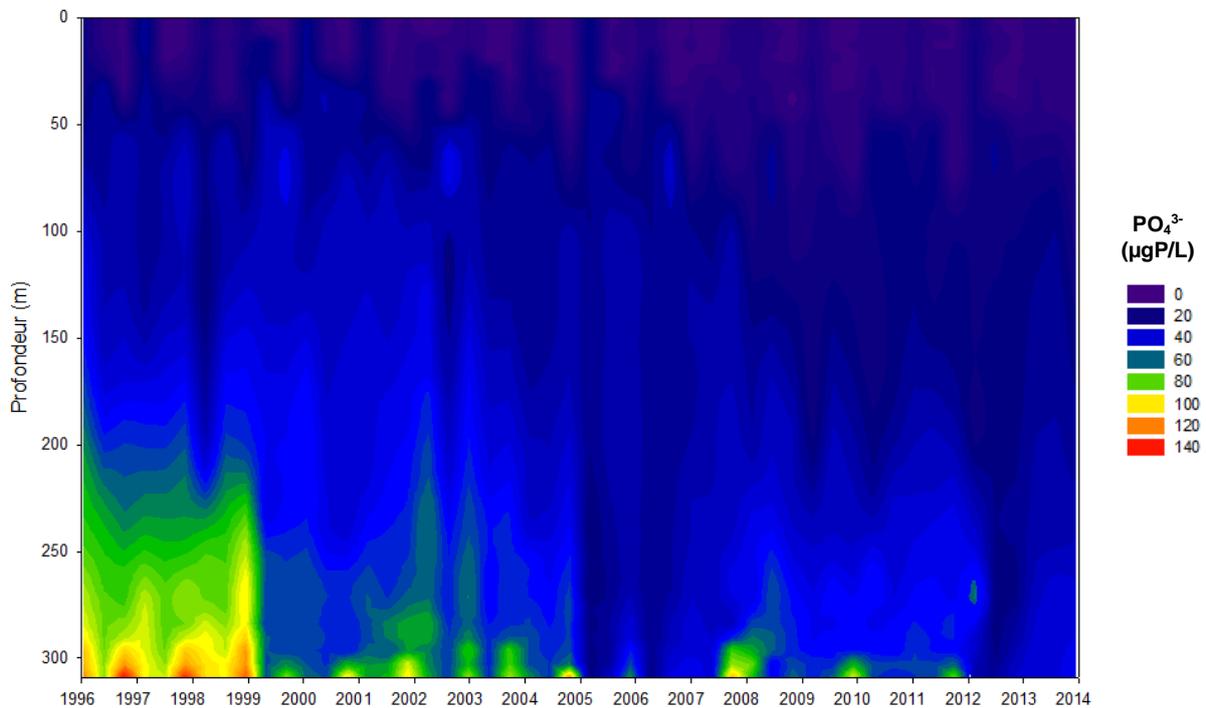


Figure 30 : Evolution de la concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) en fonction de la profondeur de 1996 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 30 : Change in the concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in lake's water as a function of depth from 1996 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Tout comme pour le phosphore réactif soluble, la concentration en oxygène dissous au fond du lac n'engendre pas d'augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal au fond du lac en 2013 par rapport à l'année 2012 (Figure 31).

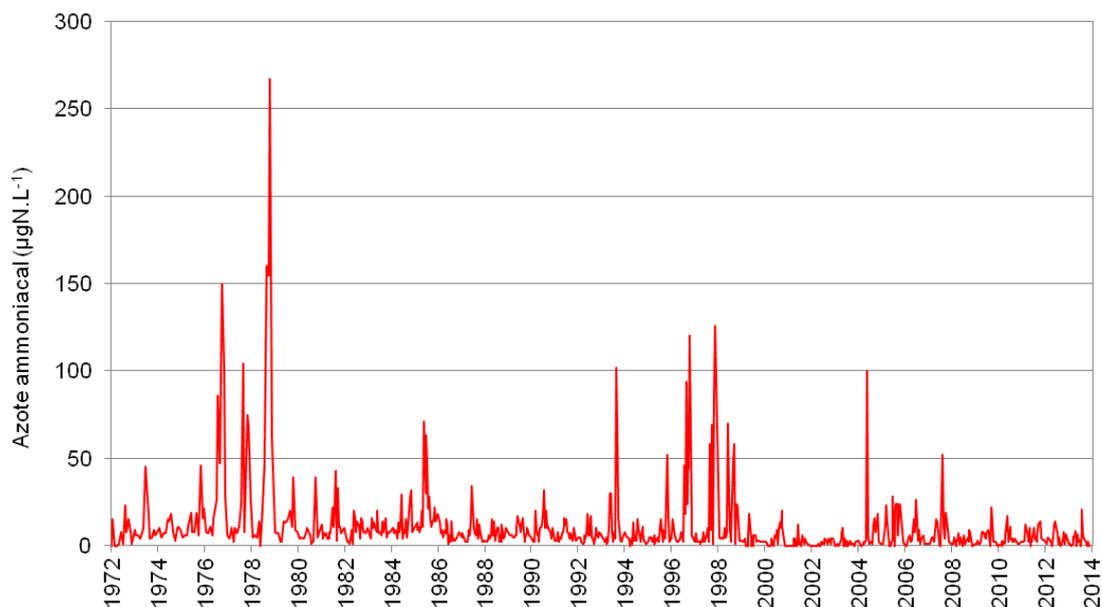


Figure 31 : Evolution de la concentration en azote ammoniacal (N-NH₄⁺) dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 31 : Change in the concentration of ammoniacal nitrogen (N-NH₄⁺) in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées et les stocks (Annexes I et II) pour l'ensemble du Grand Lac sont calculés à partir des mesures et des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (Grand Lac, point SHL 2 : figure 1).

7.1. PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE ET PHOSPHORE TOTAL

Le stock moyen en phosphore total continue de diminuer légèrement en 2013 avec 1'696 tonnes de P contre 1'853 et 1'938 en 2012 et 2011, respectivement (Figure 32). La concentration moyenne annuelle pondérée vaut, quant à elle, $19.7 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

En ce qui concerne le phosphore réactif soluble, c'est-à-dire les orthophosphates, le stock n'évolue guère en 2013 avec 1'467 tonnes de P contre 1'445 en 2012. Ainsi, la concentration moyenne annuelle pondérée est de $17.1 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

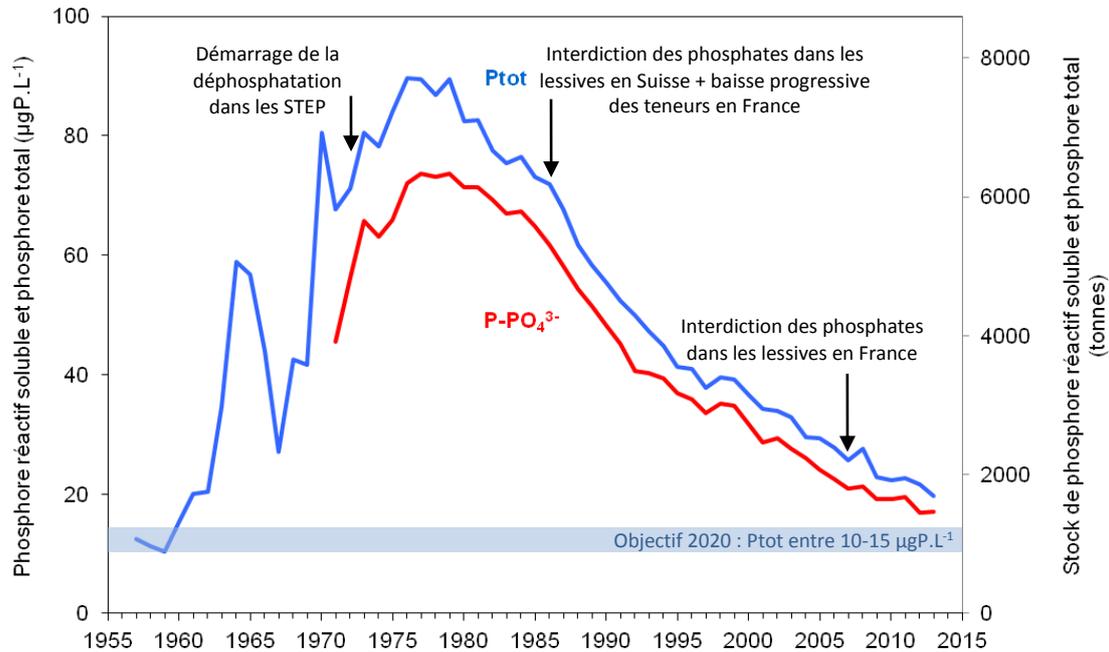


Figure 32 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore réactif soluble et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1957 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 32 : Change in weighted mean annual total concentration and stock of soluble reactive phosphorus and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1957 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

7.2. AZOTE NITRIQUE ET AZOTE TOTAL

Les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique sont en nette augmentation par rapport à l'année précédente à cause de la forte pluviométrie en 2013 sur le bassin versant du Léman. En 2013, la concentration moyenne en azote total est de $625 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, soit un stock de 53'708 tonnes de N. La concentration moyenne en azote nitrique, qui a connue la plus importante hausse, est égale à $592 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui représente un stock de 50'939 tonnes de N contre $463 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ et 39'655 tonnes en 2012 (Figure 33). Malgré tout, cette teneur en nitrates d'environ $0.59 \text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$, soit $2.62 \text{mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, dans les eaux du Léman reste conforme à la norme d'eau de consommation en Suisse qui édicte une valeur de tolérance de $40 \text{mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ et en France, une limite de qualité qui est de $50 \text{mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

L'évolution du stock d'azote total et nitrique dans le Léman est relativement stable depuis les années 80. Cette tendance stationnaire s'explique par des apports du bassin versant au Léman qui n'évolue guère à cause d'une part de l'absence de progrès technique dans les STEP en matière de dénitrification et d'autre part du maintien de la fertilisation azotée des cultures (KLEIN, 2014).

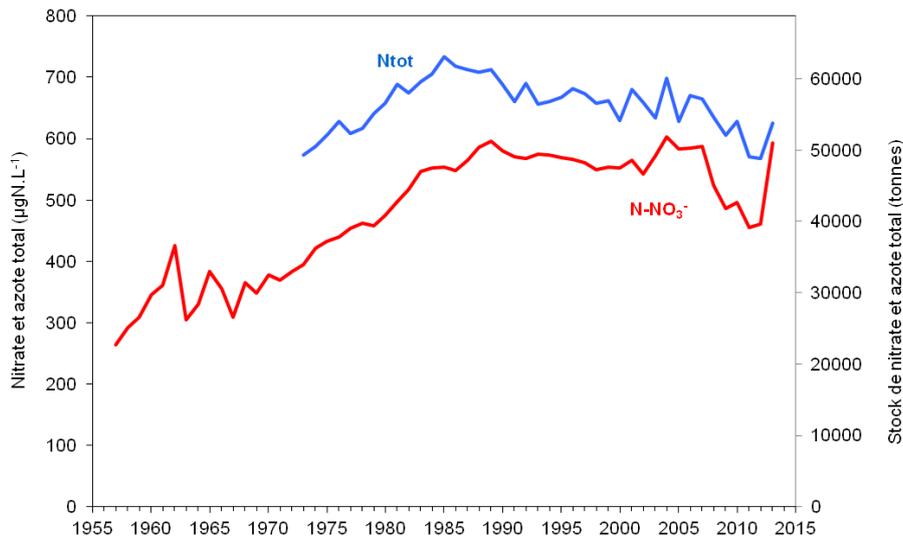


Figure 33 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1957 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 33 : Change in the weighted mean annual total concentration and stock of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1957 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

7.3. CHLORURE

Le suivi des ions chlorures dans le Léman de 1971 à nos jours montre une constante augmentation de la concentration de ce paramètre dans le Grand Lac (Figure 34). En 2013, le stock de chlorure est égal à 848'029 tonnes soit une teneur moyenne annuelle pondérée qui atteint 9.86 mgCl·L⁻¹ contre 819'208 tonnes et 9,56 mg Cl·L⁻¹, respectivement l'année précédente. Ce phénomène s'explique en majeure partie par les apports via les affluents du Léman (KLEIN, 2014) qui reflète une utilisation croissante de produits chimiques à base de chlorure dans le secteur industriel (saline, métallurgie et industrie pharmaceutique ...) et l'usage de sel de déneigement dans le bassin versant du lac (GUMY et DE ALENCASTRO, 2001).

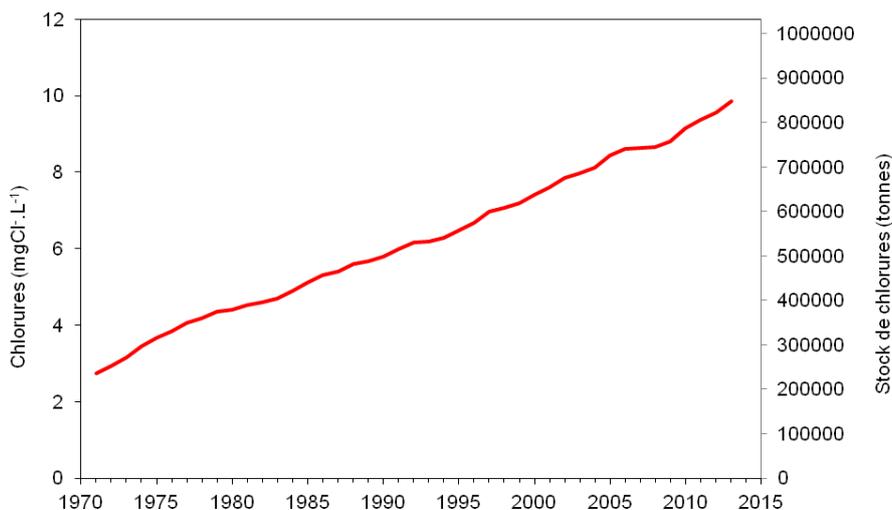


Figure 34 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 34 : Change in the weighted mean annual concentration and stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1971 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

8. CONCLUSIONS

L'année climatique 2013 sur les rives du Léman peut être considérée comme moyennement froide et pluvieuse, avec 10.2 °C et 1'219.0 mm de précipitations en moyenne d'inter-stations. L'insolation est légèrement inférieure à la moyenne 1981-2010 (1'813 h au lieu de 1'841 h). L'année 2013 peut être considérée comme faiblement venteuse. La pluviométrie exceptée, l'année 2013 s'apparente à celle de 2010. Seul le mois de février se démarque comme étant un mois sec et frais.

Les faits marquants de l'évolution physico-chimique des eaux du Léman en 2013 sont les suivants :

- L'hiver 2013 a donné lieu à un brassage partiel de la colonne d'eau jusqu'à 120 m réduisant la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la distribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau ;
- La consommation du phosphore réactif soluble et de la silice est très importante dès le mois de mars et se poursuit tout au long de l'été 2013 jusqu'à l'état de trace dans les couches épilimniques ce qui n'est pas le cas, de l'azote nitrique qui n'est pas un facteur limitant du développement du phytoplancton ;
- Le relargage du phosphore à partir des sédiments ainsi que la réduction de l'azote nitrique en azote ammoniacal au fond du lac est faible en fin d'année 2013 et ce malgré un brassage partiel qui a occasionné qu'une réoxygénation limitée des eaux profondes ;
- En 2013, le stock d'azote nitrique équivalent à 50'939 tonnes a fortement augmenté en raison d'apports importants suite à des précipitations abondantes ayant lessivés les sols du bassin versant du Léman ;
- La concentration moyenne annuelle en phosphore total a encore légèrement diminué en 2013 avec 19.7 mgP·L⁻¹ soit un stock de 1'696 tonnes ;
- Le stock de chlorure dans le Léman continue d'augmenter et atteint 848'029 tonnes en 2013.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.
- GUMY, D. et de ALENCASTRO, L.F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- KLEIN, A. (2014) Apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 120-131.
- LAZZAROTTO, L., NIREL, P., RAPIN, F. (2011) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 31-63.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- RAMSEIER GENTILE, S., EDDER, P., ORTELLI, D. et KLEIN, A. (2014) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 67-80.
- PERGA, M. 2014 Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 102-112.
- RIMET, F. (2014) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 81-936.
- STRAWCZYNSKI, A. (2014) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 222-235.

ANNEXES

ANNEXE I

Tableau I : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2)
Table I : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

| Année | Oxygène mg·L ⁻¹ | Ptot µgP·L ⁻¹ | PO ₄ ³⁻ µgP·L ⁻¹ | Ntot µgN·L ⁻¹ | Σ Nmin µgN·L ⁻¹ | NH ₄ ⁺ µgN·L ⁻¹ | NO ₂ ⁻ µgN·L ⁻¹ | NO ₃ ⁻ µgN·L ⁻¹ | Cl ⁻ mgCl·L ⁻¹ | COP µgC·L ⁻¹ | NOP µgN·L ⁻¹ | Ppart µgP·L ⁻¹ | Transparence ^a 12 mois mètre | Transparence ^a mai-septembre mètre |
|-------|-------------------------------|-----------------------------|--|-----------------------------|-------------------------------|---|---|---|---|----------------------------|----------------------------|------------------------------|---|---|
| 1957 | 9.66 | 12.4 | | | 266 | 0.3 | 1.0 | 265 | | | | | 10.80 | 6.74 |
| 1958 | 10.32 | 11.2 | | | 297 | 0.9 | 1.7 | 294 | | | | | 9.50 | 5.20 |
| 1959 | 9.59 | 10.4 | | | 312 | 0.3 | 1.1 | 311 | | | | | 9.70 | 6.74 |
| 1960 | 9.57 | 15.4 | | | 349 | 1.2 | 1.1 | 347 | | | | | 11.10 | 10.46 |
| 1961 | 9.36 | 20.0 | | | 366 | 3.4 | 0.9 | 362 | | | | | 9.50 | 8.06 |
| 1962 | 10.33 | 20.4 | | | 392 | 9.0 | 1.5 | 381 | | | | | 9.70 | 6.80 |
| 1963 | 10.30 | 34.7 | | | 314 | 6.0 | 1.5 | 306 | | | | | 9.80 | 6.26 |
| 1964 | 10.21 | 58.8 | | | 342 | 8.8 | 1.3 | 332 | | | | | 9.50 | 7.30 |
| 1965 | 10.25 | 56.8 | | | 391 | 4.4 | 1.3 | 385 | | | | | 9.50 | 7.10 |
| 1966 | 10.44 | 43.9 | | | 362 | 4.8 | 1.4 | 356 | | | | | 8.10 | 5.74 |
| 1967 | 9.72 | 27.0 | | | 314 | 2.1 | 1.0 | 311 | | | | | 9.80 | 6.30 |
| 1968 | 9.43 | 42.5 | | | 372 | 5.4 | 0.7 | 366 | | | | | 10.30 | 6.52 |
| 1969 | 9.01 | 41.7 | | | 354 | 4.2 | 1.1 | 349 | | | | | 9.60 | 7.24 |
| 1970 | 9.69 | 80.5 | 50.5 | | 383 | 2.9 | 1.3 | 379 | | | | | 8.63 | 4.86 |
| 1971 | 9.69 | 67.6 | 45.6 | | 382 | 9.0 | 1.6 | 371 | 2.73 | | | | 9.49 | 6.02 |
| 1972 | 9.25 | 71.1 | 56.3 | | 401 | 14.6 | 1.6 | 385 | 2.93 | | | | 8.45 | 6.88 |
| 1973 | 9.36 | 80.5 | 66.1 | 574 | 412 | 13.8 | 2.4 | 396 | 3.16 | | | | 9.33 | 5.48 |
| 1974 | 9.12 | 78.2 | 63.2 | 588 | 438 | 13.8 | 1.9 | 422 | 3.44 | | | | 8.46 | 5.98 |
| 1975 | 8.96 | 84.0 | 66.1 | 606 | 447 | 10.6 | 1.9 | 434 | 3.66 | | | | 7.30 | 3.78 |
| 1976 | 8.36 | 89.6 | 72.3 | 628 | 454 | 11.7 | 1.4 | 441 | 3.84 | | | | 8.18 | 4.00 |
| 1977 | 8.31 | 89.4 | 74.0 | 608 | 468 | 11.2 | 1.8 | 455 | 4.05 | | | | 7.95 | 5.18 |
| 1978 | 8.55 | 86.8 | 73.4 | 617 | 474 | 7.0 | 1.8 | 465 | 4.18 | | | | 7.27 | 5.64 |
| 1979 | 8.93 | 89.5 | 74.0 | 641 | 466 | 5.5 | 1.5 | 459 | 4.35 | | | | 10.42 | 5.86 |
| 1980 | 9.06 | 82.5 | 71.5 | 657 | 485 | 7.4 | 1.9 | 476 | 4.39 | | | | 8.88 | 6.04 |
| 1981 | 9.32 | 82.6 | 71.6 | 688 | 507 | 8.0 | 1.1 | 498 | 4.53 | | | | 8.10 | 5.80 |
| 1982 | 9.24 | 77.5 | 69.5 | 675 | 529 | 8.4 | 1.2 | 519 | 4.60 | | | | 7.54 | 5.52 |
| 1983 | 9.19 | 75.4 | 67.3 | 693 | 560 | 10.2 | 1.2 | 549 | 4.70 | | | | 8.23 | 6.04 |
| 1984 | 9.46 | 76.4 | 67.6 | 706 | 566 | 11.2 | 1.0 | 554 | 4.88 | | | | 7.59 | 5.55 |
| 1985 | 9.54 | 73.1 | 65.0 | 734 | 571 | 14.0 | 0.6 | 556 | 5.12 | | | | 8.44 | 4.94 |
| 1986 | 9.83 | 71.8 | 61.9 | 718 | 558 | 6.8 | 1.0 | 550 | 5.30 | 106.7 | 19.0 | 3.1 | 7.50 | 4.31 |
| 1987 | 9.62 | 67.7 | 58.3 | 713 | 573 | 6.6 | 0.8 | 566 | 5.40 | 72.9 | 14.0 | 2.9 | 8.00 | 4.70 |
| 1988 | 9.33 | 61.7 | 54.5 | 709 | 594 | 5.4 | 0.9 | 588 | 5.60 | 115.3 | 17.2 | 2.5 | 7.18 | 5.19 |
| 1989 | 8.65 | 58.3 | 51.7 | 712 | 605 | 5.6 | 0.9 | 598 | 5.68 | 93.3 | 14.2 | 2.1 | 8.85 | 6.22 |
| 1990 | 8.33 | 55.3 | 48.3 | 689 | 589 | 5.8 | 0.9 | 582 | 5.79 | 101.7 | 16.4 | 2.4 | 7.82 | 6.08 |
| 1991 | 8.49 | 52.3 | 45.3 | 660 | 580 | 5.9 | 0.9 | 572 | 6.00 | 91.5 | 15.1 | 2.5 | 7.79 | 5.86 |
| 1992 | 8.42 | 49.9 | 40.8 | 690 | 577 | 5.4 | 1.2 | 570 | 6.16 | 91.2 | 17.7 | 2.8 | 6.77 | 5.19 |
| 1993 | 8.29 | 47.3 | 40.4 | 656 | 581 | 3.2 | 0.9 | 577 | 6.18 | 88.1 | 13.3 | 2.3 | 8.24 | 5.42 |
| 1994 | 8.33 | 44.8 | 39.4 | 660 | 580 | 3.9 | 1.1 | 575 | 6.29 | 83.6 | 14.0 | 2.2 | 7.10 | 5.87 |
| 1995 | 8.22 | 41.3 | 37.0 | 667 | 576 | 3.5 | 1.2 | 571 | 6.47 | 90.1 | 13.1 | 2.3 | 7.47 | 5.89 |
| 1996 | 8.27 | 40.9 | 36.0 | 681 | 575 | 4.5 | 1.1 | 569 | 6.68 | 107.4 | 22.3 | 2.3 | 7.17 | 4.56 |
| 1997 | 8.41 | 37.7 | 33.7 | 673 | 568 | 4.2 | 1.1 | 563 | 6.96 | 107.4 | 23.1 | 2.2 | 8.82 | 6.73 |
| 1998 | 8.26 | 39.6 | 35.2 | 658 | 557 | 5.1 | 0.9 | 551 | 7.06 | 100.3 | 22.1 | 2.2 | 7.36 | 5.65 |
| 1999 | 8.79 | 39.2 | 34.9 | 662 | 560 | 3.3 | 0.8 | 556 | 7.19 | 92.3 | 13.2 | 2.3 | 8.99 | 5.72 |
| 2000 | 9.09 | 36.5 | 31.8 | 629 | 550 | 2.9 | 1.3 | 546 | 7.42 | 109.8 | 14.7 | 2.5 | 7.42 | 4.96 |
| 2001 | 8.48 | 34.2 | 28.8 | 680 | 570 | 1.8 | 0.8 | 567 | 7.60 | 94.1 | 12.9 | 2.3 | 6.29 | 5.06 |
| 2002 | 8.45 | 34.0 | 29.5 | 659 | 547 | 2.1 | 0.8 | 544 | 7.85 | 97.1 | 11.2 | 2.0 | 6.78 | 4.28 |
| 2003 | 8.60 | 32.8 | 27.7 | 634 | 579 | 2.4 | 1.3 | 575 | 7.98 ^b | 93.8 | 14.1 | 2.3 | 6.70 | 4.86 |
| 2004 | 9.10 | 29.5 | 26.1 | 698 | 609 | 2.0 | 1.3 | 605 | 8.12 | 94.6 | 14.9 | 2.5 | 7.14 | 5.95 |
| 2005 | 9.28 | 29.4 | 24.1 | 628 | 589 | 2.4 | 1.6 | 585 | 8.44 | 138.2 | 22.0 | 3.0 | 6.17 | 5.39 |
| 2006 | 9.80 | 27.7 | 22.6 | 671 | 591 | 2.5 | 1.2 | 587 | 8.61 | 107.5 | 18.6 | 2.4 | 7.01 | 6.57 |
| 2007 | 8.99 | 25.7 | 20.9 | 665 | 594 | 2.7 | 1.0 | 590 | 8.63 | 114.7 | 17.6 | 2.3 | 6.23 | 5.11 |
| 2008 | 8.86 | 27.6 | 21.4 | 635 | 531 | 3.3 | 1.5 | 526 | 8.65 | 103.4 | 11.9 | 2.1 | 8.13 | 6.30 |
| 2009 | 9.30 | 22.8 | 19.3 | 605 | 492 | 3.1 | 1.1 | 488 | 8.81 | 113.9 | 10.9 | 1.8 | 7.90 | 6.41 |
| 2010 | 9.18 | 22.4 | 19.3 | 628 | 503 | 3.0 | 2.0 | 498 | 9.15 | 110.0 | 8.7 | 2.0 | 8.22 | 6.41 |
| 2011 | 8.96 | 22.6 | 19.7 | 570 | 463 | 4.1 | 1.4 | 457 | 9.37 | 86.6 | 9.7 | 2.1 | 7.50 | 7.32 |
| 2012 | 9.25 | 21.6 | 16.9 | 568 | 471 | 5.4 | 2.5 | 463 | 9.56 | 99.7 | 10.1 | 2.6 | 5.9 | 4.2 |
| 2013 | 9.20 | 19.7 | 17.1 | 625 | 597 | 3.1 | 1.5 | 592 | 9.86 | 92.5 | 9.4 | 2.2 | 7.98 | 7.63 |

a : Disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm)

b : valeur interpolée

ANNEXE II

Tableau II : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table II : Annual total content in metric tons from 1957 to 2013, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

| Année | Oxygène tonnes | Ptot tonnes | P-PO ₄ ³⁻ tonnes | Σ Ntot tonnes | Nmin tonnes | N-NH ₄ ⁺ tonnes | N-NO ₂ ⁻ tonnes | N-NO ₃ ⁻ tonnes | Cl ⁻ tonnes | COP tonnes | Ppart tonnes | NOP tonnes |
|-------|----------------|-------------|--|---------------|-------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|------------------------|------------|--------------|------------|
| 1957 | 827'900 | 1'150 | | | 22'824 | 25 | 109 | 22'690 | | | | |
| 1958 | 883'900 | 960 | | | 25'370 | 75 | 145 | 25'150 | | | | |
| 1959 | 822'000 | 890 | | | 26'733 | 30 | 93 | 26'610 | | | | |
| 1960 | 819'800 | 1'320 | | | 29'931 | 105 | 96 | 29'730 | | | | |
| 1961 | 802'000 | 1'720 | | | 31'370 | 290 | 80 | 31'000 | | | | |
| 1962 | 885'200 | 1'750 | | | 37'527 | 770 | 127 | 36'630 | | | | |
| 1963 | 883'100 | 2'970 | | | 26'839 | 510 | 129 | 26'200 | | | | |
| 1964 | 874'900 | 5'050 | | | 29'275 | 750 | 115 | 28'410 | | | | |
| 1965 | 878'500 | 4'870 | | | 33'459 | 375 | 114 | 32'970 | | | | |
| 1966 | 894'400 | 3'760 | | | 31'071 | 415 | 116 | 30'540 | | | | |
| 1967 | 823'700 | 2'320 | | | 26'887 | 180 | 87 | 26'620 | | | | |
| 1968 | 808'300 | 3'640 | | | 31'888 | 465 | 63 | 31'360 | | | | |
| 1969 | 772'100 | 3'580 | | | 30'403 | 360 | 93 | 29'950 | | | | |
| 1970 | 830'600 | 6'920 | | | 32'804 | 245 | 109 | 32'450 | | | | |
| 1971 | 830'500 | 5'790 | 3'910 | | 32'668 | 770 | 138 | 31'760 | 237'000 | | | |
| 1972 | 792'400 | 6'090 | 4'830 | | 34'426 | 1'255 | 141 | 33'030 | 251'000 | | | |
| 1973 | 801'900 | 6'900 | 5'660 | 49'180 | 35'306 | 1'185 | 201 | 33'920 | 271'000 | | | |
| 1974 | 781'700 | 6'700 | 5'420 | 50'350 | 37'544 | 1'180 | 164 | 36'200 | 295'000 | | | |
| 1975 | 767'500 | 7'200 | 5'670 | 51'970 | 38'292 | 905 | 167 | 37'220 | 314'000 | | | |
| 1976 | 716'800 | 7'670 | 6'200 | 53'820 | 38'916 | 1'000 | 116 | 37'800 | 329'000 | | | |
| 1977 | 712'100 | 7'660 | 6'340 | 52'140 | 40'115 | 960 | 155 | 39'000 | 347'000 | | | |
| 1978 | 732'300 | 7'440 | 6'290 | 52'860 | 40'558 | 595 | 153 | 39'810 | 358'000 | | | |
| 1979 | 765'500 | 7'670 | 6'340 | 54'970 | 39'929 | 470 | 129 | 39'330 | 372'000 | | | |
| 1980 | 776'200 | 7'070 | 6'130 | 56'270 | 41'574 | 635 | 159 | 40'780 | 376'000 | | | |
| 1981 | 798'600 | 7'080 | 6'130 | 58'970 | 43'490 | 680 | 90 | 42'720 | 388'000 | | | |
| 1982 | 791'600 | 6'640 | 5'950 | 57'830 | 45'274 | 720 | 104 | 44'450 | 394'000 | | | |
| 1983 | 787'600 | 6'460 | 5'760 | 59'360 | 48'000 | 875 | 105 | 47'020 | 403'000 | | | |
| 1984 | 810'200 | 6'550 | 5'790 | 60'500 | 48'488 | 965 | 83 | 47'440 | 418'000 | | | |
| 1985 | 817'600 | 6'260 | 5'570 | 62'970 | 48'855 | 1'205 | 50 | 47'600 | 439'000 | | | |
| 1986 | 842'600 | 6'150 | 5'300 | 61'500 | 47'812 | 580 | 72 | 47'160 | 454'000 | 9'138 | 262 | 1'630 |
| 1987 | 824'200 | 5'800 | 5'000 | 61'130 | 49'169 | 570 | 69 | 48'530 | 462'000 | 6'247 | 249 | 1'203 |
| 1988 | 799'940 | 5'290 | 4'665 | 60'750 | 50'882 | 458 | 74 | 50'350 | 480'200 | 9'882 | 217 | 1'472 |
| 1989 | 741'520 | 4'995 | 4'430 | 61'020 | 51'776 | 482 | 74 | 51'220 | 486'300 | 7'993 | 179 | 1'220 |
| 1990 | 714'200 | 4'740 | 4'145 | 59'000 | 50'460 | 493 | 77 | 49'890 | 496'200 | 8'715 | 209 | 1'400 |
| 1991 | 727'600 | 4'480 | 3'880 | 56'540 | 49'670 | 509 | 81 | 49'080 | 514'000 | 7'840 | 218 | 1'292 |
| 1992 | 721'550 | 4'275 | 3'495 | 59'150 | 49'389 | 464 | 105 | 48'820 | 528'300 | 7'811 | 241 | 1'515 |
| 1993 | 710'190 | 4'050 | 3'460 | 56'210 | 49'814 | 274 | 80 | 49'460 | 529'700 | 7'548 | 197 | 1'142 |
| 1994 | 714'185 | 3'835 | 3'380 | 56'550 | 49'701 | 334 | 92 | 49'275 | 538'930 | 7'166 | 185 | 1'203 |
| 1995 | 704'075 | 3'535 | 3'170 | 57'140 | 49'348 | 302 | 101 | 48'945 | 554'670 | 7'722 | 193 | 1'123 |
| 1996 | 708'680 | 3'505 | 3'085 | 58'350 | 49'205 | 382 | 93 | 48'730 | 572'410 | 9'205 | 198 | 1'913 |
| 1997 | 721'005 | 3'230 | 2'885 | 57'690 | 48'701 | 357 | 94 | 48'250 | 596'140 | 9'207 | 185 | 1'981 |
| 1998 | 707'750 | 3'395 | 3'020 | 56'430 | 47'764 | 434 | 80 | 47'250 | 604'630 | 8'596 | 186 | 1'897 |
| 1999 | 753'185 | 3'360 | 2'990 | 56'780 | 48'002 | 283 | 64 | 47'655 | 615'910 | 7'905 | 193 | 1'134 |
| 2000 | 778'880 | 3'130 | 2'725 | 53'910 | 47'815 | 250 | 115 | 47'450 | 635'650 | 9'413 | 212 | 1'263 |
| 2001 | 726'525 | 2'930 | 2'465 | 58'270 | 48'818 | 152 | 66 | 48'600 | 651'600 | 8'065 | 197 | 1'105 |
| 2002 | 724'005 | 2'915 | 2'530 | 56'460 | 46'875 | 178 | 67 | 46'630 | 672'320 | 8'322 | 172 | 962 |
| 2003 | 737'325 | 2'805 | 2'370 | 54'310 | 49'550 | 206 | 114 | 49'230 | 684'220 ^b | 8'034 | 200 | 1'205 |
| 2004 | 779'535 | 2'530 | 2'235 | 59'790 | 52'161 | 174 | 107 | 51'880 | 696'130 | 8'108 | 217 | 1'280 |
| 2005 | 795'590 | 2'520 | 2'065 | 53'820 | 50'453 | 210 | 133 | 50'110 | 722'920 | 11'840 | 253 | 1'888 |
| 2006 | 839'395 | 2'370 | 1'940 | 57'460 | 50'589 | 211 | 98 | 50'280 | 738'040 | 9'210 | 204 | 1'594 |
| 2007 | 770'580 | 2'205 | 1'795 | 57'010 | 50'890 | 232 | 88 | 50'570 | 739'090 | 9'826 | 198 | 1'506 |
| 2008 | 759'470 | 2'370 | 1'835 | 54'420 | 45'464 | 285 | 129 | 45'050 | 740'860 | 8'864 | 177 | 1'018 |
| 2009 | 797'005 | 1'955 | 1'650 | 51'860 | 42'189 | 262 | 97 | 41'830 | 754'990 | 9'761 | 154 | 935 |
| 2010 | 787'035 | 1'915 | 1'650 | 53'710 | 43'143 | 258 | 175 | 42'710 | 784'240 | 9'429 | 175 | 749 |
| 2011 | 767'596 | 1'938 | 1'684 | 48'805 | 39'667 | 355 | 116 | 39'196 | 802'776 | 7'424 | 176 | 832 |
| 2012 | 792'869 | 1'853 | 1'445 | 48'710 | 40'330 | 463 | 212 | 39'655 | 819'208 | 8'575 | 224 | 868 |
| 2013 | 790'941 | 1'696 | 1'467 | 53'708 | 51'342 | 270 | 133 | 50'939 | 848'029 | 7'952 | 191 | 808 |

b : valeur interpolée

Tableau III : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques
 Table III : Expanded uncertainties of main physico-chemical analysis

| Paramètre | Unité | Incertitude élargie * U (%) |
|-------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|
| pH | | 0.5 |
| TAC | meq·L ⁻¹ | 1 |
| χ | S·cm ⁻¹ | 2 |
| NO ₃ ⁻ | μgN·L ⁻¹ | 6 |
| NO ₂ ⁻ | μgN·L ⁻¹ | 8 |
| NH ₄ ⁺ | μgN·L ⁻¹ | 6 |
| Ntot | μgN·L ⁻¹ | 9 |
| NOP | μgN·L ⁻¹ | 4 |
| PO ₄ ³⁻ | μgP·L ⁻¹ | 8 |
| Ptot | μgP·L ⁻¹ | 9 |
| Ppart | μgP·L ⁻¹ | 9 |
| COP | μgC·L ⁻¹ | 5 |
| Cl ⁻ | mgCl·L ⁻¹ | 4 |
| SiO ₂ | mgSiO ₂ ·L ⁻¹ | 3 |

* Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches de celles observées sur les échantillons de SHL2 avec un facteur d'élargissement de 2

ANNEXE IV

Tableau IV : Comparaison de la transparence entre le disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm) de mi-2009 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Table IV : Comparison of transparency between « INRA » Secchi disk (white disk at 30 cm of diameter) and normalized (black and white, 20 cm), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

| date | Transparence Disque de Secchi (blanc, 30 cm) mètres | Transparence Disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm) mètres |
|------------|---|---|
| 18/06/2009 | 7,5 | 7,5 |
| 29/06/2009 | 6 | 6 |
| 06/07/2009 | 6,8 | 6,1 |
| 20/07/2009 | 6,3 | 5,2 |
| 13/08/2009 | 6,3 | 5,7 |
| 31/08/2009 | 7,9 | 6,9 |
| 09/09/2009 | 4,3 | 3,5 |
| 21/09/2009 | 3,5 | 3 |
| 06/10/2009 | 3,6 | 3 |
| 16/11/2009 | 10 | 8 |
| 07/12/2009 | 10 | 8,8 |
| 19/01/2010 | 12,7 | 10,5 |
| 24/02/2010 | 12,1 | 9,5 |
| 17/03/2010 | 9,7 | 8,4 |
| 29/03/2010 | 4,3 | 3,6 |
| 06/04/2010 | 6,3 | 6 |
| 19/04/2010 | 3,1 | 2,6 |
| 03/05/2010 | 2,3 | 2 |
| 17/05/2010 | 3,4 | 3 |
| 09/06/2010 | 10,1 | 9 |
| 28/06/2010 | 5,3 | 4,4 |
| 13/07/2010 | 9,3 | 8,5 |
| 28/07/2010 | 5,8 | 5 |
| 09/08/2010 | 8,7 | 7,7 |
| 26/08/2010 | 6,7 | 5,6 |
| 07/09/2010 | 5,4 | 4,5 |
| 20/09/2010 | 7,1 | 5,5 |
| 07/10/2010 | 7,2 | 6,4 |
| 28/10/2010 | 10,7 | 8,4 |
| 18/11/2010 | 9,6 | 8 |
| 08/12/2010 | 11,3 | 8,6 |
| 10/01/2011 | 10,5 | 9,8 |
| 14/02/2011 | 8,2 | 6 |
| 08/03/2011 | 10,3 | 8,5 |
| 28/03/2011 | 2,3 | 2 |
| 18/04/2011 | 2,6 | 2,4 |
| 02/05/2011 | 5,1 | 4,5 |
| 11/05/2011 | 7,3 | 6,4 |
| 30/05/2011 | 10,3 | 9,5 |
| 07/06/2011 | 7 | 6,6 |
| 21/06/2011 | 9,3 | 8 |
| 04/07/2011 | 7,2 | 6,6 |
| 27/07/2011 | 5,6 | 4,5 |
| 16/08/2011 | 6 | 5,5 |
| 22/09/2011 | 6,5 | 5,8 |
| 28/09/2011 | 8,9 | 8,1 |

| date | Transparence Disque de Secchi (blanc, 30 cm) mètres | Transparence Disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm) mètres |
|------------|---|---|
| 10/10/2011 | 6 | 5,8 |
| 16/11/2011 | 11,6 | 11 |
| 29/11/2011 | 10,3 | 8,4 |
| 22/12/2011 | 13,2 | 11 |
| 11/01/2012 | 11,8 | 10 |
| 23/02/2012 | 15 | 13,5 |
| 08/03/2012 | 9,8 | 8,8 |
| 19/03/2012 | 4,6 | 4,3 |
| 26/04/2012 | 3,9 | 3,4 |
| 09/05/2012 | 3,4 | 2,9 |
| 24/05/2012 | 2,6 | 2,4 |
| 18/06/2012 | 6,2 | 5,7 |
| 27/06/2012 | 4,7 | 4,5 |
| 09/07/2012 | 2,8 | 2,6 |
| 25/07/2012 | 3,2 | 2,6 |
| 13/08/2012 | 4 | 3,5 |
| 28/08/2012 | 5,6 | 5,2 |
| 11/09/2012 | 6,1 | 5,5 |
| 26/09/2012 | 8,2 | 7,5 |
| 11/10/2012 | 7,9 | 7,3 |
| 23/10/2012 | 6,1 | 5,5 |
| 13/11/2012 | 8,2 | 6,7 |
| 26/11/2012 | 8,5 | 7,3 |
| 19/12/2012 | 11 | 9,6 |
| 28/01/2013 | 11,1 | 10,5 |
| 14/02/2013 | 12,2 | 9,8 |
| 11/03/2013 | 8,3 | 7,4 |
| 18/03/2013 | 7,7 | 7 |
| 26/03/2013 | 6,2 | 4,5 |
| 03/04/2013 | 5,3 | 4,2 |
| 08/04/2013 | 4,6 | 3,4 |
| 15/04/2013 | 4,7 | 3 |
| 22/04/2013 | 6 | 5 |
| 29/04/2013 | 3,7 | 3,4 |
| 07/05/2013 | 4,1 | 3,4 |
| 13/05/2013 | 4,8 | 3,7 |
| 23/05/2013 | 6,95 | 6 |
| 27/05/2013 | 7,2 | 6,7 |
| 06/06/2013 | 10,6 | 9,8 |
| 11/06/2013 | 9,8 | 9,2 |
| 01/07/2013 | 9,9 | 9,1 |
| 17/07/2013 | 9,2 | 8,1 |
| 01/08/2013 | 8,7 | 7,4 |
| 12/08/2013 | 6,5 | 5,8 |
| 26/08/2013 | 6,8 | 5,6 |
| 11/09/2013 | 6,3 | 5,2 |
| 24/09/2013 | 6,7 | 6,2 |
| 21/10/2013 | 10,4 | 8,7 |
| 12/11/2013 | 6,9 | 6 |
| 04/12/2013 | 12,1 | 11,3 |
| 16/12/2013 | 14,5 | 13,6 |

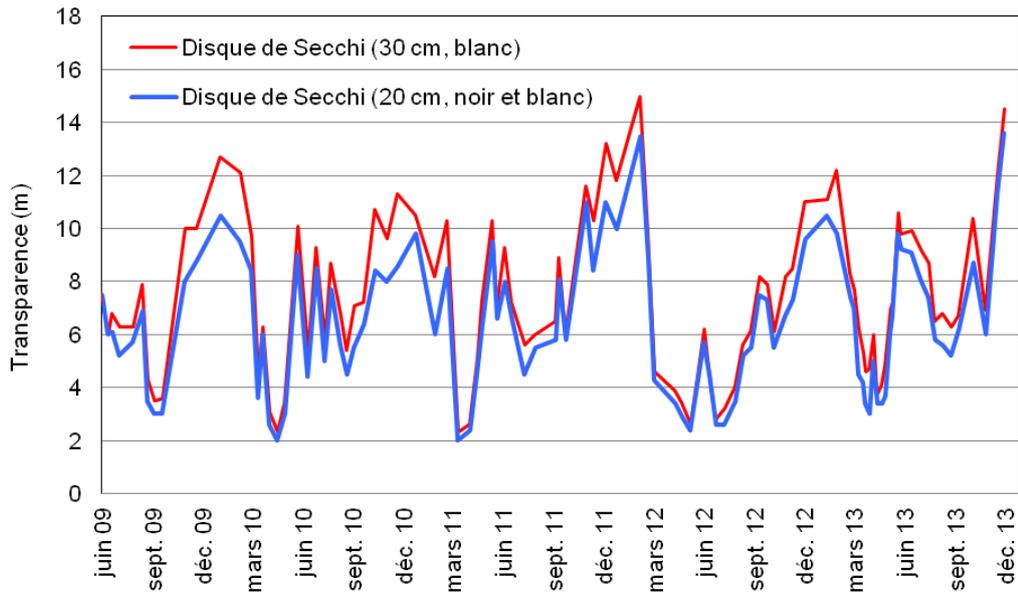


Figure IV.1 : Représentation graphique de la comparaison entre la mesure de la transparence avec le disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm) de mi-2009 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure IV.1 : Graph of comparison between transparency measurement with « INRA » Secchi disk (white disk at 30 cm of diameter) and normalized (black and white, 20 cm), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

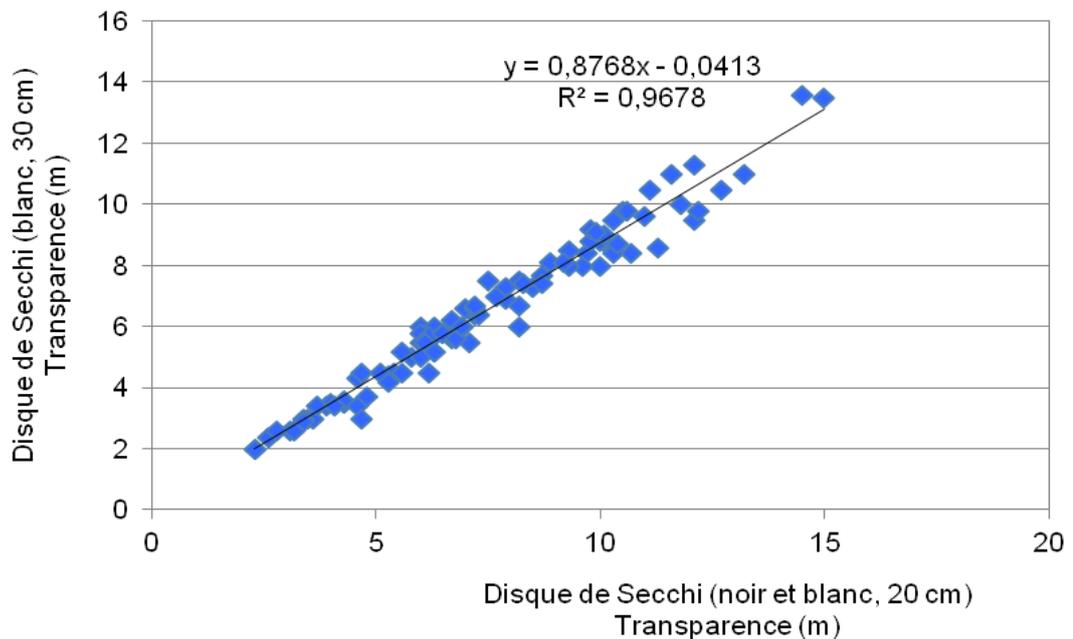


Figure IV.2 : Régression linéaire entre la mesure de la transparence avec le disque de Secchi « INRA » (disque blanc d'un diamètre de 30 cm) et normalisé (disque noir et blanc, 20 cm) de mi-2009 à 2013, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure IV.2 : Linear regression between the transparency measurement with « INRA » Secchi disk (white disk at 30 cm of diameter) and normalized (black and white, 20 cm), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

DONNEES MÉTÉOROLOGIQUES

WEATHER

CAMPAGNE 2013

PAR

Philippe QUETIN

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesure est constitué des stations climatiques de l'Institut suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully et du laboratoire de l'INRA de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont les mêmes que ceux analysés lors des années précédentes : la température de l'air, la pluviométrie, le rayonnement global, le vent et la Rose des vents à Changins (calculée par Météo Suisse). Comme depuis 2003, les unités du rayonnement global et de la vitesse du vent ont été conservées afin de faciliter les comparaisons avec les rapports des campagnes précédentes. Conformément aux recommandations de l'Organisation Météorologique Mondiale, qui considère les moyennes sur trente ans comme étant les valeurs « Normales ». Les paramètres seront comparés à leurs normales inter-stations sur la période 1981 - 2010.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2013, à part le mois le mois d'avril le premier semestre les températures furent inférieures à leur normale inter-stations sur la période 1981 - 2010. Les températures du second semestre (sauf décembre) furent supérieures à leur moyenne. (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2013 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2013 (°C).

| | Genève | Changins | Pully | Thonon | inter-stations 1981-2010 |
|---------------------|-------------|------------|-------------|-------------|-----------------------------|
| Janvier | 1.3 | 1.3 | 2.1 | 2.4 | 2.2 |
| Février | 0.4 | 0.0 | 0.5 | 1.3 | 2.9 |
| Mars | 4.2 | 3.8 | 4.2 | 4.4 | 6.5 |
| Avril | 10.3 | 9.8 | 10.1 | 10.1 | 9.9 |
| Mai | 11.5 | 11.1 | 11.5 | 12.0 | 14.4 |
| Juin | 17.0 | 16.6 | 17.0 | 17.1 | 17.7 |
| Juillet | 21.5 | 21.3 | 21.6 | 21.8 | 20.1 |
| Août | 20.0 | 19.8 | 20.3 | 20.5 | 19.7 |
| Septembre | 15.9 | 15.7 | 16.4 | 16.8 | 15.8 |
| Octobre | 12.8 | 12.5 | 13.1 | 13.1 | 11.5 |
| Novembre | 5.9 | 5.5 | 5.8 | 6.5 | 6.0 |
| Décembre | 1.5 | 1.7 | 3.2 | 2.8 | 3.3 |
| Moyenne annuelle | 10.2 | 9.9 | 10.5 | 10.7 | 10.8 |

En 2013, la température moyenne annuelle inter-stations est de 10.3°C, soit la même qu'en 2010. Avec cette température, l'année 2013 se classe au 26^e rang (la plus chaude étant 1994 avec 11.9°C) de la période 1980 - 2013. (tableau 1.2, figure 1.2).

Tableau 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air de l'inter-stations (°C).

Table 1.2 : Mean annual air temperature at the inter-stations (°C).

| Années | Température moyenne annuelle | Années | Température moyenne annuelle |
|-------------|------------------------------|-------------|------------------------------|
| 1980 | 9.2 | 1997 | 11.1 |
| 1981 | 9.9 | 1998 | 11.0 |
| 1982 | 10.6 | 1999 | 11.0 |
| 1983 | 10.4 | 2000 | 11.6 |
| 1984 | 9.7 | 2001 | 11.0 |
| 1985 | 9.4 | 2002 | 11.5 |
| 1986 | 10.0 | 2003 | 11.7 |
| 1987 | 10.1 | 2004 | 11.0 |
| 1988 | 10.9 | 2005 | 10.6 |
| 1989 | 11.0 | 2006 | 11.3 |
| 1990 | 11.2 | 2007 | 11.4 |
| 1991 | 10.4 | 2008 | 10.9 |
| 1992 | 10.9 | 2009 | 11.3 |
| 1993 | 10.4 | 2010 | 10.3 |
| 1994 | 11.9 | 2011 | 11.8 |
| 1995 | 10.9 | 2012 | 11.1 |
| 1996 | 10.2 | 2013 | 10.3 |

Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2013 (histogramme) et normale de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2013 (histogram) and the normal inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

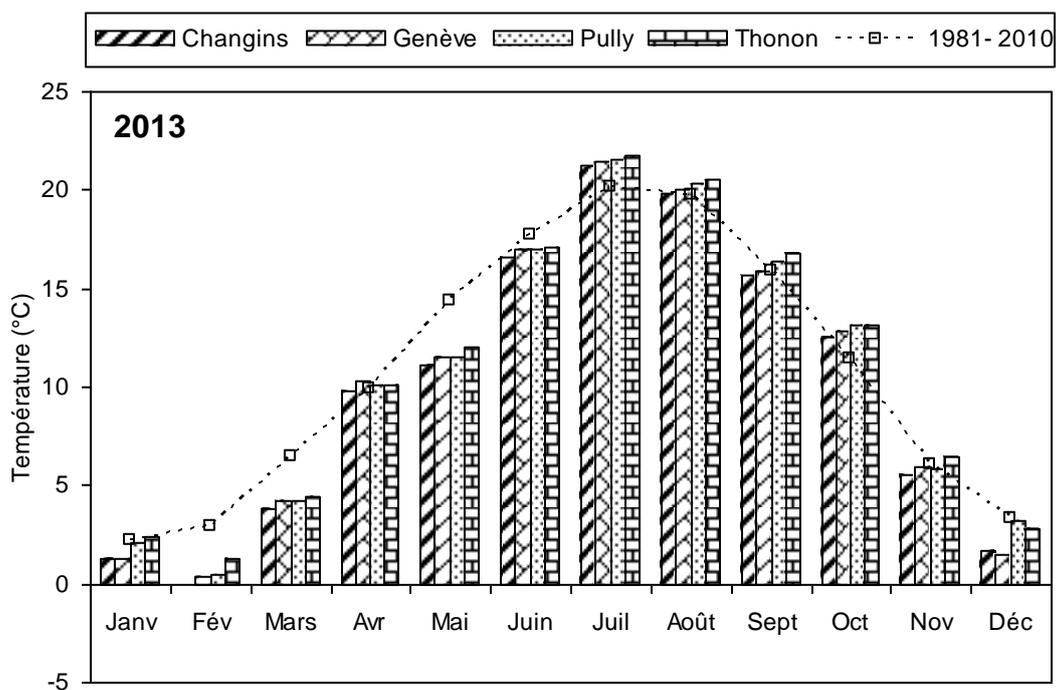
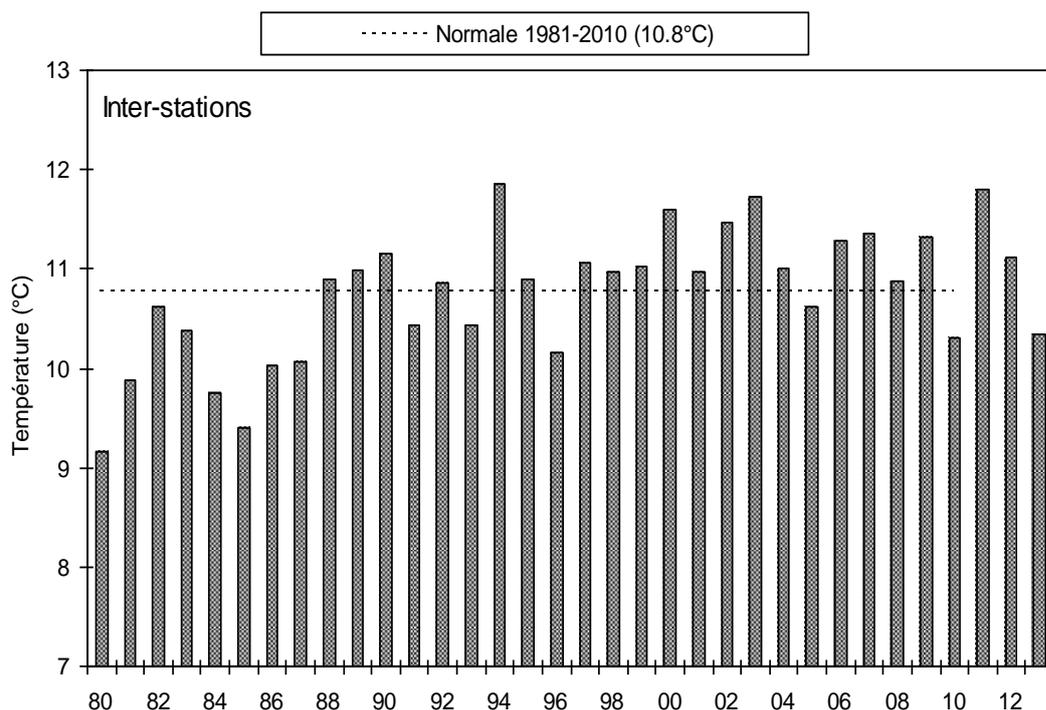


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).
Figure 1.2 : Mean annual air temperature for the inter-stations (°C).



3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2013 sur le bassin lémanique est de 1'219.0 mm, très supérieure à la normale inter-stations (1'008.9 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Pully est la station la plus arrosée avec 1'378.6 mm. Genève avec 1'047.3 mm a les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Le mois d'août fut particulièrement sec. Les mois de janvier et juin furent eux légèrement déficitaires, celui de février conforme à la moyenne. Le reste de l'année fut excédentaire. Ce qui donne pour l'année 2013 un excédent de 20.8% par rapport à la normale 1981 - 2010.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2013.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2013.

| | Genève | Changins | Pully | Thonon | inter-stations 1981-2010 |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------------------|
| Janvier | 51.8 | 41.6 | 74.3 | 64.5 | 72.9 |
| Février | 60.7 | 64.6 | 72.7 | 65.0 | 60.8 |
| Mars | 77.9 | 79.7 | 93.7 | 97.5 | 68.5 |
| Avril | 106.8 | 94.1 | 107.2 | 126.0 | 73.5 |
| Mai | 112.6 | 121.6 | 163.4 | 145.5 | 92.8 |
| Juin | 55.4 | 79.4 | 96.7 | 74.0 | 94.3 |
| Juillet | 126.3 | 149.1 | 147.2 | 111.0 | 83.8 |
| Août | 36.2 | 46.8 | 47.3 | 48.0 | 86.6 |
| Septembre | 70.0 | 121.8 | 102.9 | 105.5 | 99.0 |
| Octobre | 139.8 | 148.2 | 225.8 | 195.5 | 102.5 |
| Novembre | 108.4 | 110.3 | 140.4 | 121.5 | 83.0 |
| Décembre | 101.4 | 113.9 | 107.1 | 125.0 | 88.9 |
| Total Annuel | 1'047.3 | 1'171.1 | 1'378.6 | 1'279.0 | 1'008.9 |

En inter-stations, l'année 2013 se classe au 3e rang de la chronologie pluviométrique 1980-2013 (le 1er étant 2001 avec 1'298 mm, le dernier étant 1989 avec 661 mm) (tableau 2.2, figure 2.2).

Tableau 2.2 : Pluviométrie annuelle de l'inter-stations (mm).
Table 2.2 : Annual rainfall at the inter-stations (mm).

| Années | Pluviométrie total annuel | Années | Pluviométrie total annuel |
|-------------|---------------------------|-------------|---------------------------|
| 1980 | 1'067.1 | 1997 | 1'022.9 |
| 1981 | 1'082.8 | 1998 | 924.6 |
| 1982 | 1'037.5 | 1999 | 1'266.0 |
| 1983 | 1'022.3 | 2000 | 1'028.2 |
| 1984 | 911.8 | 2001 | 1'298.7 |
| 1985 | 957.1 | 2002 | 1'169.5 |
| 1986 | 964.2 | 2003 | 760.6 |
| 1987 | 1'044.8 | 2004 | 980.0 |
| 1988 | 1'078.0 | 2005 | 775.1 |
| 1989 | 660.7 | 2006 | 1'069.2 |
| 1990 | 1'093.9 | 2007 | 1'135.7 |
| 1991 | 860.3 | 2008 | 1'047.8 |
| 1992 | 1'057.8 | 2009 | 849.9 |
| 1993 | 1'060.5 | 2010 | 815.5 |
| 1994 | 1'124.1 | 2011 | 750.1 |
| 1995 | 1'194.7 | 2012 | 1'092.3 |
| 1996 | 972.8 | 2013 | 1'219.0 |

Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2013 (histogrammes) et normale de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2013 (histogram) and the normal inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

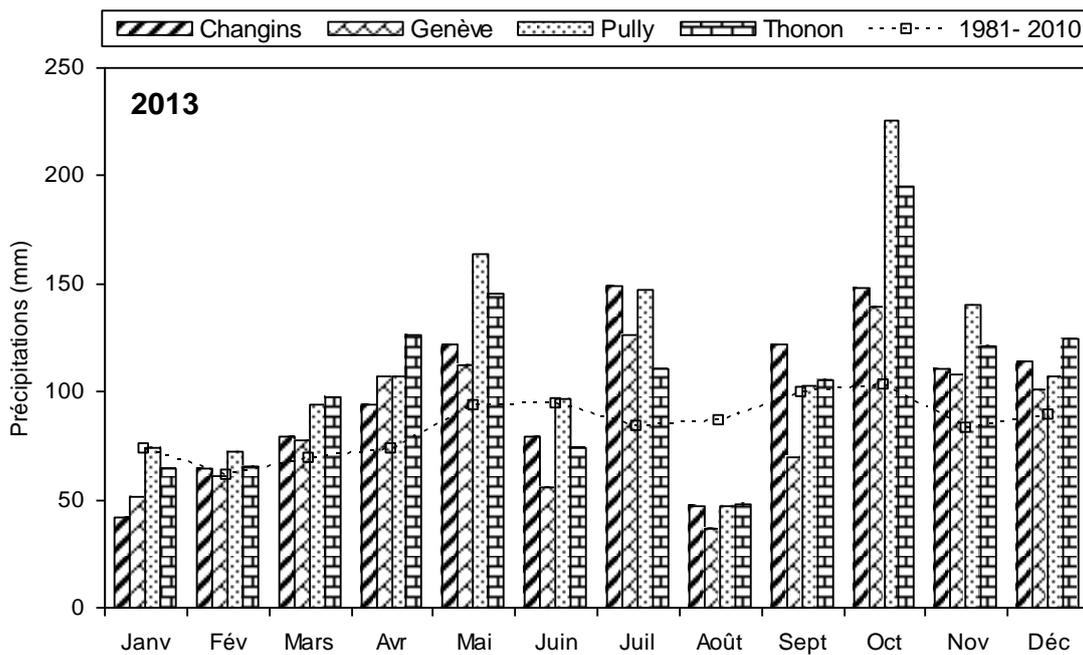
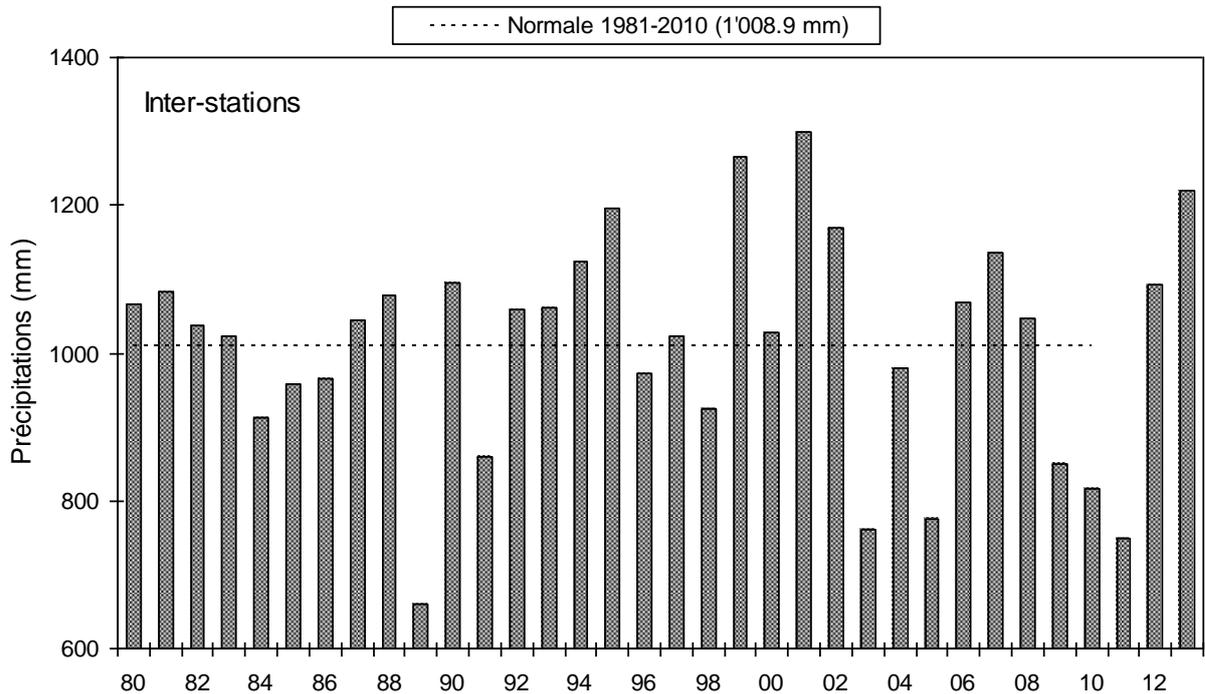


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).
Figure 2.2 : Annual rainfall at the inter-stations (mm).



4. INSOLATION

L'insolation est, au sens météorologique, l'exposition d'un objet au rayonnement solaire direct; cette exposition est correctement révélée par la présence d'ombres portées nettement dessinées : on considère alors que la production de telles ombres est possible lorsque l'éclairement de l'objet par le Soleil a une valeur au moins égale à 120 watts par mètre carré, ce qui permet de déterminer à chaque instant s'il y a ou non insolation. On emploie couramment la locution "durée d'insolation" pour désigner la somme des intervalles de temps durant lesquels un objet fixe est soumis à insolation au cours d'une période donnée que l'on choisit, sauf indication contraire, comme égalant un jour entier, soit 24 heures à partir de minuit.

Le terme insolation est donc associé à la luminosité du disque solaire par rapport au fond de lumière diffuse du ciel. Ce critère est tout d'abord visuel plutôt qu'énergétique. Pour permettre les comparaisons des données acquises dans les différentes stations météo, l'Organisation mondiale de météorologie (OMM) a fixé depuis 1981 le seuil énergétique de l'insolation à 120 W m^{-2} (Guyot 1997).

Après un premier semestre globalement déficitaire (-160 h par rapport à la somme normale 1981-2010), l'été 2013 fut ensoleillé (+115 h) ; l'automne lui fut dans la moyenne (- 4 h). (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2013 (h).
Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2013 (h).

| | Genève | Changins | Pully | Thonon | inter-stations 1981-2010 |
|-----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------------------|
| Janvier | 66.5 | 81.5 | 77.1 | 57.9 | 62.4 |
| Février | 68.6 | 83.0 | 101.6 | 88.9 | 90.7 |
| Mars | 92.1 | 92.8 | 98.8 | 105.1 | 156.4 |
| Avril | 139.1 | 148.1 | 155.6 | 174.2 | 182.1 |
| Mai | 119.5 | 125.9 | 119.0 | 172.8 | 208.1 |
| Juin | 223.4 | 221.5 | 226.2 | 264.7 | 236.7 |
| Juillet | 312.0 | 313.0 | 310.9 | 321.3 | 258.6 |
| Août | 293.2 | 293.9 | 294.7 | 276.1 | 236.8 |
| Septembre | 188.3 | 193.6 | 185.2 | 193.4 | 183.6 |
| Octobre | 85.4 | 96.6 | 97.6 | 98.3 | 120.0 |
| Novembre | 66.6 | 85.9 | 92.0 | 47.6 | 69.2 |
| Décembre | 68.1 | 72.3 | 105.1 | 57.9 | 49.8 |
| Total annuel | 1'722.8 | 1'808.1 | 1'863.8 | 1'858.2 | 1'841.5 |

L'année 2013 avec une moyenne inter-stations de 1'813 heures est une année relativement peu ensoleillée. Elle se classe 21^e sur la période 1980 - 2013 (la 1^e étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1987 avec 1'442 h) (tableau 3.2, figure 3.3).

Tableau 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations (h).
Table 3.2 : Annual insolation at the inter-stations (h).

| Années | Insolation total annuel | Années | Insolation total annuel |
|-------------|----------------------------|-------------|----------------------------|
| 1980 | 1'672.3 | 1997 | 1'948.4 |
| 1981 | 1'557.5 | 1998 | 1'981.7 |
| 1982 | 1'730.8 | 1999 | 1'770.1 |
| 1983 | 1'635.7 | 2000 | 1'998.9 |
| 1984 | 1'713.3 | 2001 | 1'837.6 |
| 1985 | 1'829.2 | 2002 | 1'828.6 |
| 1986 | 1'611.0 | 2003 | 2'290.5 |
| 1987 | 1'442.5 | 2004 | 2'000.1 |
| 1988 | 1'652.7 | 2005 | 2'138.4 |
| 1989 | 1'864.4 | 2006 | 1'992.4 |
| 1990 | 1'973.2 | 2007 | 2'096.7 |
| 1991 | 1'870.0 | 2008 | 1'961.9 |
| 1992 | 1'676.1 | 2009 | 2'028.4 |
| 1993 | 1'669.2 | 2010 | 1'817.3 |
| 1994 | 1'707.5 | 2011 | 2'203.0 |
| 1995 | 1'896.5 | 2012 | 2'008.4 |
| 1996 | 1'769.3 | 2013 | 1'813.2 |

Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2013 (histogramme) et normale de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2013 (histogram), and the normal inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

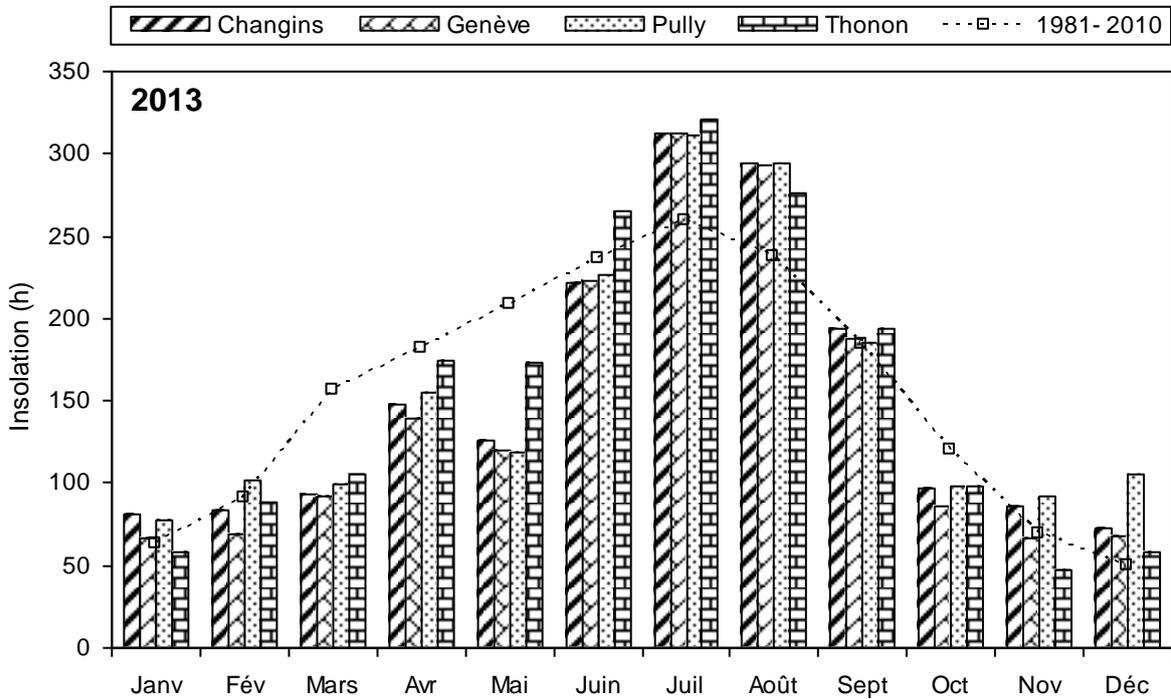
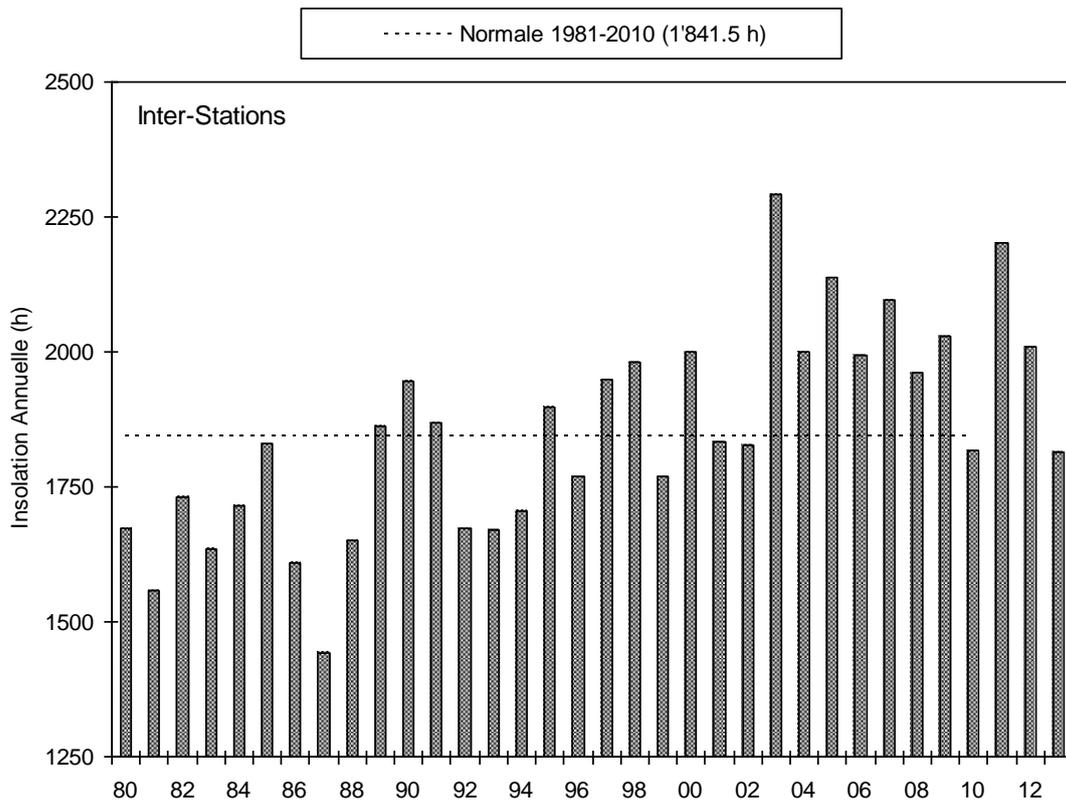


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations.



5. RAYONNEMENT

Définition: Le rayonnement global est composé de l'éclairement solaire direct et de l'éclairement solaire diffus provenant du ciel. La mesure est effectuée par des pyranomètres, opérant dans le domaine spectral de 0.3 à 3 μm .

Les stations de Genève, Changins, Pully et Thonon sont équipées pour la mesure du rayonnement global (tableau 4.1, figure 4.1).

La moyenne inter-stations pour l'année 2013 est de $12.4 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2013 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).
Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2013 (mean daily irradiation in $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

| | Genève | Changins | Pully | Thonon | inter-stations 1981-2010 |
|---------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------------------------|
| Janvier | 3.8 | 4.4 | 4.5 | 3.3 | 3.6 |
| Février | 6.9 | 8.0 | 7.7 | 6.2 | 6.5 |
| Mars | 9.1 | 9.2 | 9.2 | 8.6 | 11.2 |
| Avril | 15.1 | 15.0 | 15.4 | 14.7 | 15.6 |
| Mai | 16.4 | 16.0 | 15.6 | 16.2 | 18.8 |
| Juin | 22.9 | 22.2 | 21.8 | 22.1 | 21.3 |
| Juillet | 24.9 | 25.0 | 23.9 | 24.3 | 21.3 |
| Août | 21.9 | 21.8 | 21.0 | 20.3 | 18.2 |
| Septembre | 15.1 | 14.7 | 14.2 | 14.0 | 13.4 |
| Octobre | 7.6 | 7.7 | 7.7 | 6.9 | 7.9 |
| Novembre | 4.6 | 4.8 | 5.2 | 3.5 | 4.3 |
| Décembre | 3.4 | 3.5 | 4.4 | 3.0 | 2.9 |
| Moyenne Annuelle | 12.6 | 12.7 | 12.5 | 11.9 | 12.04 |

Pour l'inter-stations en 2013, le rayonnement global annuel obtenu est de $4'547 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$, ce qui classe l'année, 10^e sur la période 1980–2013 (tableau 4.2, figure 4.2).

Tableau 4.2 : Rayonnement global annuel en inter-stations ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$).

Table 4.2 : Global annual solar irradiation at the inter-stations ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$).

| Années | Rayonnement global total annuel | Années | Rayonnement global total annuel |
|-------------|------------------------------------|-------------|------------------------------------|
| 1980 | 4'153 | 1997 | 4'405 |
| 1981 | 4'263 | 1998 | 4'378 |
| 1982 | 4'391 | 1999 | 4'188 |
| 1983 | 4'239 | 2000 | 4'488 |
| 1984 | 4'274 | 2001 | 4'310 |
| 1985 | 4'485 | 2002 | 4'337 |
| 1986 | 4'178 | 2003 | 4'894 |
| 1987 | 3'956 | 2004 | 4'858 |
| 1988 | 4'139 | 2005 | 4'712 |
| 1989 | 4'325 | 2006 | 4'593 |
| 1990 | 4'401 | 2007 | 4'671 |
| 1991 | 4'415 | 2008 | 4'486 |
| 1992 | 4'219 | 2009 | 4'837 |
| 1993 | 4'126 | 2010 | 4'575 |
| 1994 | 4'100 | 2011 | 5'000 |
| 1995 | 4'339 | 2012 | 4'747 |
| 1996 | 4'310 | 2013 | 4'547 |

Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2013 (histogrammes) et normale de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2013 (histogram) and the normal inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

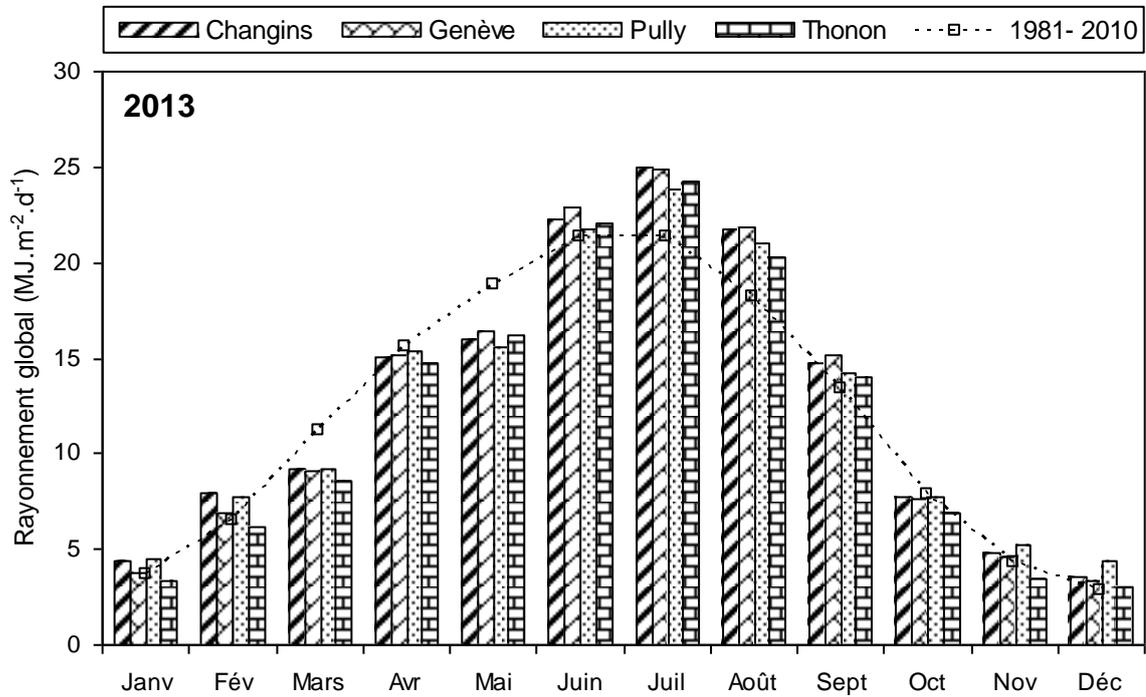
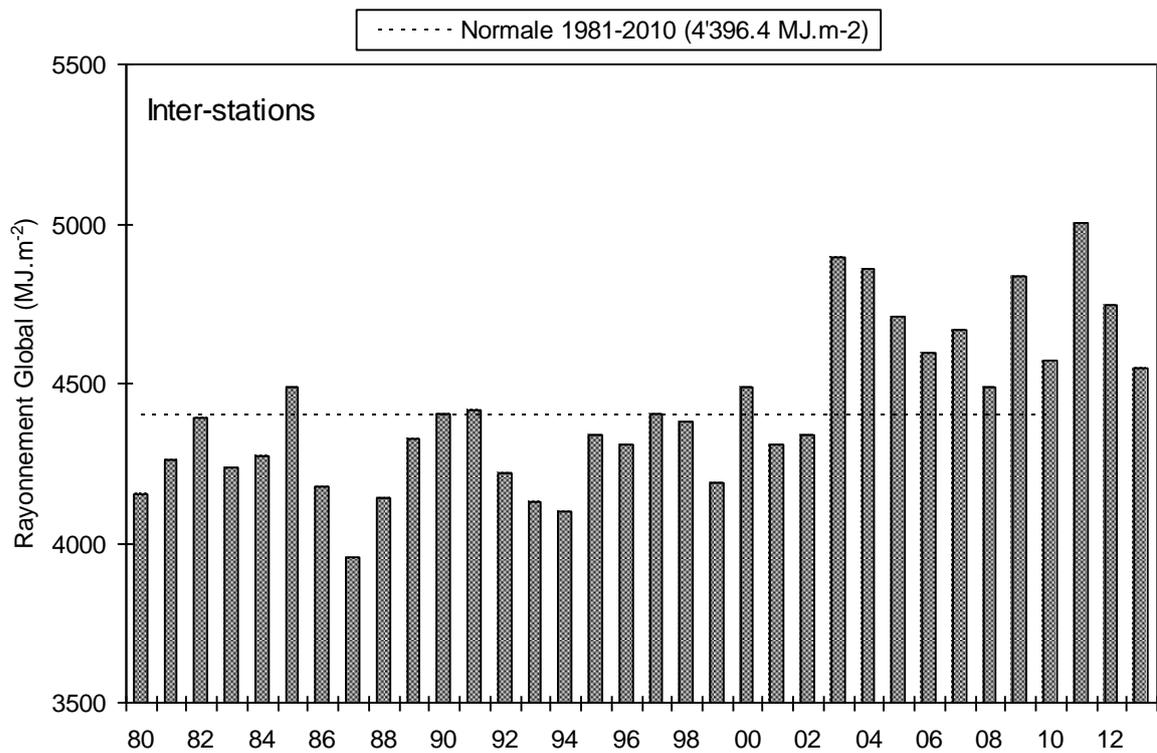


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ·m-2).

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ·m-2).



6. VENT

6.1 VITESSE DU VENT

A Changins, station de référence, le mois de février est dans la moyenne, novembre lui fut très venteux, les autres mois de l'année 2013, les vitesses moyennes du vent sont moins élevées que leur normale dans la période 1981 - 2010 (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2013 ($m \cdot s^{-1}$)

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2013 ($m \cdot s^{-1}$).

| | Genève | Changins | Pully | Thonon | Changins 1981-2010 |
|---------------------|------------|------------|------------|------------|-----------------------|
| Janvier | 1.9 | 2.2 | 1.4 | 1.5 | 2.4 |
| Février | 2.8 | 2.8 | 1.7 | 2.2 | 2.8 |
| Mars | 2.2 | 2.2 | 1.4 | 1.7 | 3.3 |
| Avril | 2.8 | 2.5 | 1.4 | 1.6 | 3.3 |
| Mai | 2.2 | 2.2 | 1.4 | 1.1 | 2.8 |
| Juin | 2.2 | 2.5 | 1.4 | 1.3 | 2.8 |
| Juillet | 2.2 | 2.2 | 1.4 | 0.9 | 2.7 |
| Août | 1.9 | 2.2 | 1.4 | 1.1 | 2.6 |
| Septembre | 1.9 | 1.9 | 1.4 | 1.0 | 2.6 |
| Octobre | 1.9 | 1.9 | 1.4 | 1.1 | 2.4 |
| Novembre | 3.9 | 3.9 | 1.9 | 2.9 | 2.5 |
| Décembre | 1.9 | 1.9 | 1.1 | 0.9 | 2.6 |
| Moyenne annuelle | 2.3 | 2.4 | 1.4 | 1.4 | 2.7 |

Pour l'année 2013 à Changins, il a été enregistré 18 jours de vent fort ($> 5 m \cdot s^{-1}$) dont 7 (8) jours entre le 23/11 et le 1/12 (2/12, à $4.99 m \cdot s^{-1}$) (figure 5.2). Le maximum de vent moyen journalier a été relevé pour l'année 2013 le 24 et 26 novembre (avec $8.31 m \cdot s^{-1}$). De plus, il y a eu en 2013, 5 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à $4.99 m \cdot s^{-1}$ (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

Tableau 5.2 : Vent moyen annuel à Changins ($m \cdot s^{-1}$).

Table 5.2 : Mean annual wind speed at Changins ($m \cdot s^{-1}$).

| Années | Vent moyen annuel | Années | Vent moyen annuel |
|-------------|----------------------|-------------|----------------------|
| 1980 | 2.5 | 1997 | 2.5 |
| 1981 | 2.5 | 1998 | 3.0 |
| 1982 | 2.6 | 1999 | 2.9 |
| 1983 | 2.7 | 2000 | 2.6 |
| 1984 | 3.4 | 2001 | 2.8 |
| 1985 | 3.0 | 2002 | 2.6 |
| 1986 | 2.9 | 2003 | 2.3 |
| 1987 | 2.7 | 2004 | 2.4 |
| 1988 | 3.1 | 2005 | 2.2 |
| 1989 | 3.0 | 2006 | 2.4 |
| 1990 | 3.1 | 2007 | 2.7 |
| 1991 | 3.2 | 2008 | 2.5 |
| 1992 | 2.8 | 2009 | 2.6 |
| 1993 | 2.9 | 2010 | 2.6 |
| 1994 | 2.7 | 2011 | 2.2 |
| 1995 | 2.9 | 2012 | 2.6 |
| 1996 | 2.7 | 2013 | 2.4 |

Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2013 (histogramme) et normale de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2013 (histogram), and normal at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

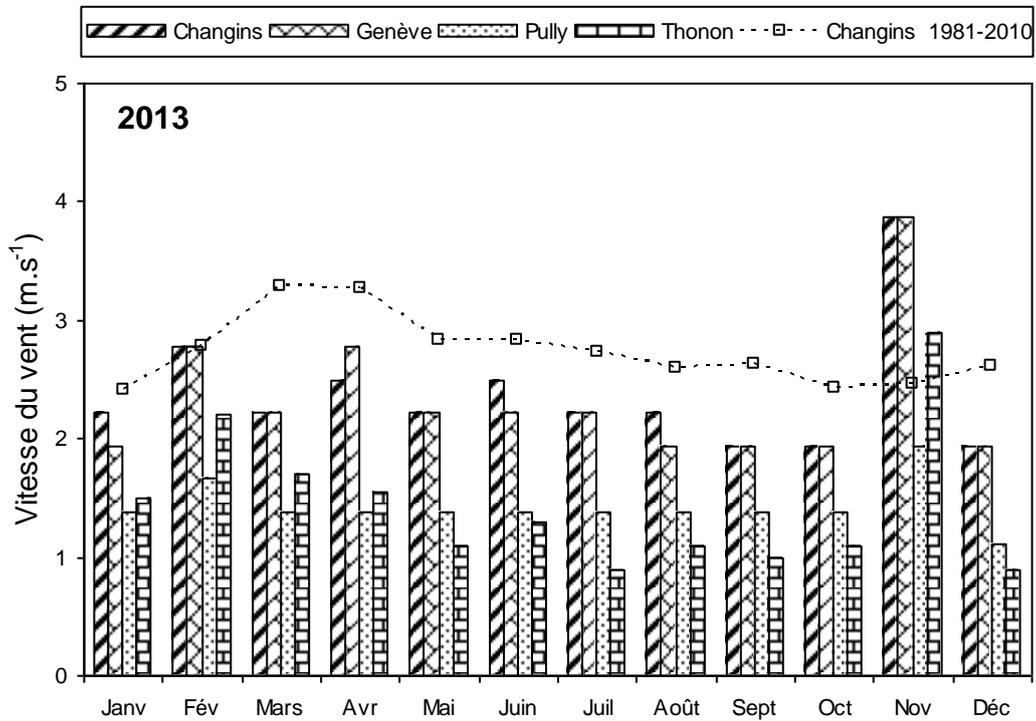
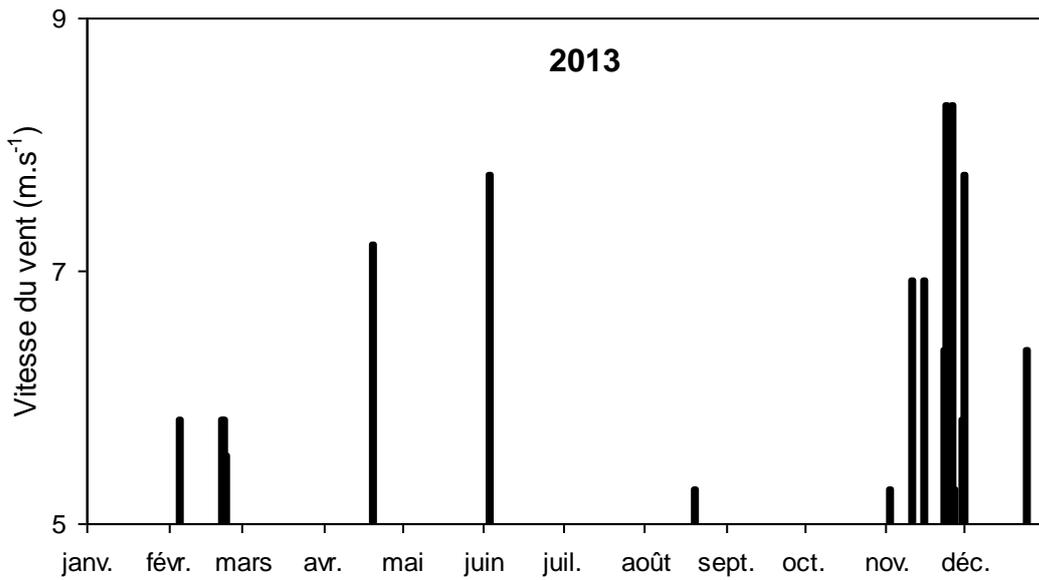


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2013) des vents forts (> 5 m-s-1) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2013) of strong winds (> 5 m-s-1) at Changins.

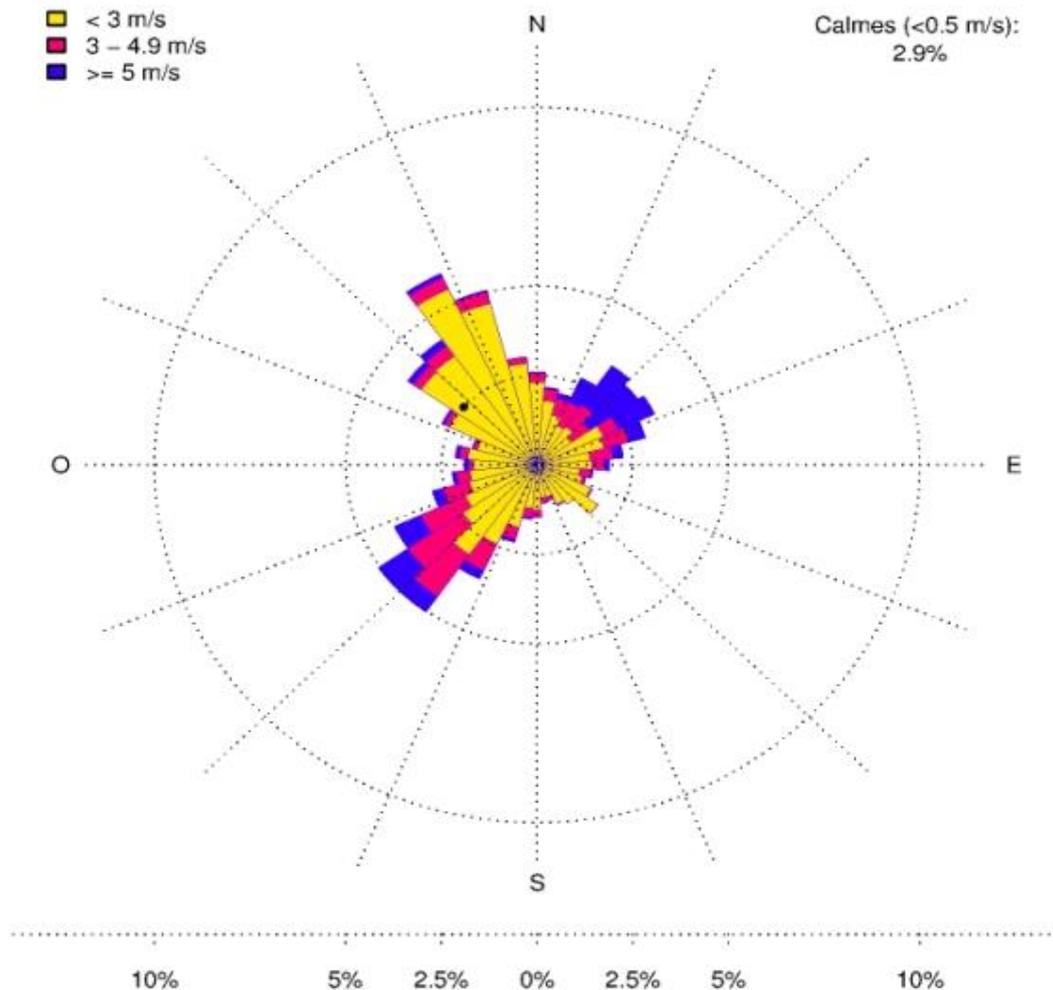


6.2 ROSE DES VENTS

Pour l'année 2013 à Changins, 61% des vents (figure 5.3) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-N. 9.4% des vents sont supérieurs à 5 m·s⁻¹, 56.7% de ces vents sont d'origine N-E ; alors que 30.9% sont d'origine opposée S-O.

Figure 5.3 : Rose des vents moyens à Changins en 2013 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle : % d'occurrence).

Figure 5.3 : Wind directions at Changins in 2013 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).



7. SYNTHÈSE DES CONDITIONS CLIMATIQUES

L'année climatique 2013 sur les rives du Léman peut être considérée comme moyennement froide et humide, avec 10.2°C et 1'219.0 mm de précipitations en moyenne d'inter-stations. L'insolation est légèrement inférieure à la moyenne 1981-2010 (1'813 au lieu de 1'841h). L'année 2013 peut être considérée comme faiblement venteuse. A part la pluviométrie, l'année 2013 retrouve les mêmes conditions que celles de 2010.

Seul le mois de février se démarque comme étant un mois sec et frais.

BIBLIOGRAPHIE

GUYOT, G. (1997) : Climatologie de l'environnement. De la plante aux écosystèmes. Masson éd., Paris, 505 p.

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

CAMPAGNE 2013

PAR

Stéphan RAMSEIER GENTILE

SERVICES INDUSTRIELS DE GENÈVE, PÔLE ENVIRONNEMENT, CP 2777, CH - 1211 GENÈVE 2

Didier ORTELLI et Patrick EDDER

SERVICE DE LA CONSOMMATION ET DES AFFAIRES VÉTÉRINAIRES (SCAV), CP 76, CH - 1211 GENÈVE 4 Plainpalais

Audrey KLEIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

ACW - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

Le programme de surveillance de base des eaux du Léman confirme les résultats des années précédentes. 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 0.12 et 0.18 µg/L. En ce qui concerne le metalaxyl, après plusieurs années à la hausse, les teneurs sont enfin en décroissance mais restent souvent supérieures à 0.020 µg/L. Les prélèvements en automne ont à nouveau permis de mettre en évidence des traces d'atrazine au fond du lac et la somme des métabolites de cet herbicide exprimée sous la forme de la molécule mère semble être en augmentation depuis 2011. Toutefois, les concentrations individuelles de chaque pesticide sont restées inférieures à celles fixées dans la législation pour une eau de boisson (soit 0.1 µg/L par composé et 0.5 µg/L pour la totalité des substances). Concernant les produits pharmaceutiques, deux campagnes supplémentaires agrémentées d'une palette élargie à 58 molécules comprenant entre autres, des psychotropes, n'ont pas permis de mettre en évidence d'autres résidus que ceux déjà mesurés dans les campagnes antérieures (anesthésiants, antiépileptique, relaxant musculaire).

SUMMARY

The monitoring programme of the Lake Geneva basin confirmed the results of previous years. The heavy metal concentrations were stable and relatively low. They fully met the requirements for drinking water. The concentrations of total pesticides in the lake has stabilised since 2008 and ranged between 0.12 and 0.18 mg / L. Regarding metalaxyl, after several years of growth, the contents finally declined, but often remained above 0.020 mg / L. Autumn samples helped highlight traces of atrazine in the lake bottom and the amount of this herbicide metabolites expressed as the parent compound appears to be increasing since 2011; however, the individual concentrations of each pesticide remained below those set out in the legislation for drinking water (0.1 mcg / L per compound and 0.5 mg / L for all substances). For pharmaceuticals, two additional campaigns embellished with an enlarged pallet of 58 molecules comprising amongst others, psychotropics, failed to reveal residues other than those already measured in previous campaigns (anaesthetics, antiepileptics and muscle relaxants).

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Une veille consacrée aux micropolluants dans les eaux brutes est nécessaire afin de garantir et pérenniser l'usage des eaux du lac pour l'alimentation en eau potable moyennant un traitement simple. Chaque année, la CIPEL réalise un programme d'analyses pour la recherche de micropolluants dans le lac car ce dernier représente un milieu stable (intégrant la pollution) et adéquat pour une bonne visualisation des pollutions.

2. ÉCHANTILLONNAGE (FIGURE 1, TABLEAU 1)

Pour la surveillance de base des teneurs en métaux lourds et en produits phytosanitaires, des échantillons sont prélevés deux fois par année au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1) à quatre profondeurs, après brassage éventuel des eaux (printemps) et en période de stratification (automne). Le prélèvement du printemps a été effectué le 13 mars 2013 et celui d'automne le 12 septembre 2013 (SAVOYE *et al*, 2014).

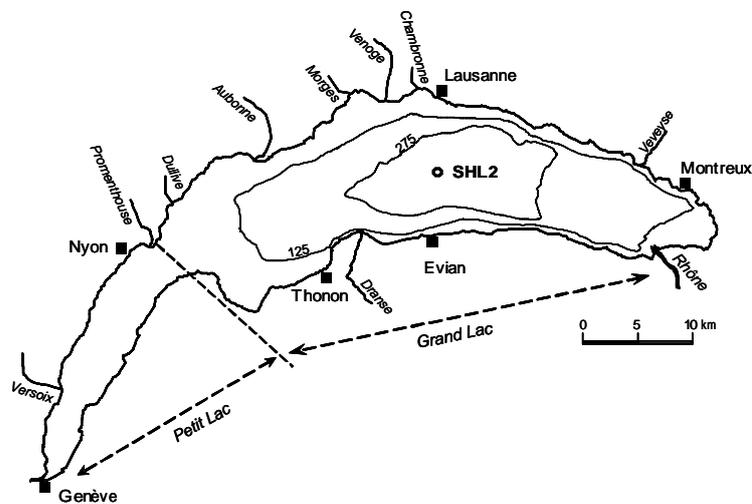


Figure 1

: Situation du

point de prélèvement - station SHL2.

Figure 1 : Location of the sampling sites - SHL2 station.

Six échantillons ont été prélevés à SHL2 pour analyses de 6 métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, mercure et manganèse) :

- **Métaux :** 13.03.2013 : mélange 1 :1 des niveaux 1 m et 30 m
- **Métaux:** 13.03.2013 : mélange 1 :1 des niveaux 200 m et 305 m
- **Métaux:** 15.11.2013 : mélange 1 :1 des niveaux 1 m et 30 m
- **Métaux:** 15.11.2013 : mélange 1 :1 des niveaux 200 m et 305 m
- **Manganèse :** 13.03.2013 : mélange 1 : 1 : 1 :1 des niveaux 275, 300, 305 et 309 m
- **Manganèse :** 15.11.2013 : mélange 1 : 1 : 1 :1 des niveaux 275, 300, 305 et 309 m

Huit échantillons ont été prélevés pour analyses de 399 pesticides ainsi que de 8 résidus de médicaments :

- **Pesticides :** 12.03.2013 prélèvements à SHL2 à 1, 30, 100 et 305 m
- **Pesticides :** 12.09.2013 prélèvements à SHL2 à 1, 30, 100 et 305 m

Enfin 4 échantillons supplémentaires ont été effectués sur une liste étendue à 58 résidus de produits pharmaceutiques :

- **Médicaments :** 11.06.2013 prélèvements à SHL2 à 15, 100 m
- **Médicaments :** 11.09.2013 prélèvements à SHL2 à 15, 100 m

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. ANALYSES CHIMIQUES

Métaux

Les analyses de métaux sont effectuées par le service de consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) à Genève. Le dosage s'effectue par absorption atomique sur les échantillons d'eau brute acidifiée sans filtration préalable. Il s'agit donc d'un dosage de métaux totaux.

Pesticides

La recherche de pesticides a été effectuée par le SCAV de Genève. Les eaux brutes sont pré-concentrées à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide. Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en mode tandem (HPLC-MS/MS). La liste des substances recherchées est similaire à celle de 2011 et comprend 399 molécules d'intérêt : 144 herbicides, 93 fongicides, 128 insecticides, 14 acaricides, 4 régulateurs de croissance et 16 métabolites. La liste complète figure en annexe du rapport de la campagne 2011 (ORTELLI et al. 2012).

Médicaments

Huit principes actifs médicamenteux d'intérêt, car synthétisés ou formulés sur les sites industriels situés dans le bassin versant du Rhône valaisan, ont été ajoutés à la méthode de dosage des pesticides effectuée par la SCAV de Genève.

Les échantillons des deux campagnes (juin, septembre) avec une palette de résidus médicamenteux élargie (voir annexe 1) ont été analysés par le laboratoire SCITEC (Lausanne) par HPLC.

3.2. CONTRÔLES

Les laboratoires ayant réalisé les analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2005 pour les laboratoires d'essai. Cette exigence contraint à la mise en place d'une assurance qualité, au respect des bonnes pratiques professionnelles et donc à ce que tout soit mis en œuvre pour garantir la qualité des résultats. La confiance en des mesures correctes, principalement pour les pesticides, est également assurée par la participation du laboratoire à diverses campagnes d'inter-calibration dont, entre autres, celles organisées par la CIPEL. Les résultats des inter-calibrations organisées par la CIPEL en 2013 font l'objet du rapport de STRAWCZYNSKI (2014).

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1. MÉTAUX (TABLEAUX 1 ET 2)

Les concentrations mesurées en métaux lourds sont stables par rapport aux années précédentes. Les teneurs totales en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cuivre, cadmium, chrome et manganèse) demeurent faibles et toutes inférieures à la limite de détection et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux pour les lacs et cours d'eau (OEaux 1998, OSEC 1995, Directive européenne CE/1998/83 et 2008/105/CE et Circulaire ministérielle 2007/23). Les résultats des eaux de fond (mélange des profondeurs 275 m à 309 m) pour le manganèse font état de concentrations inférieures à la limite de détection (<1 µg/L) et ce pour les deux campagnes. Cette substance est recherchée que dans les couches profondes compte-tenu du risque de relargage par les sédiments dans les conditions d'anoxie (SAVOYE, 2014).

Tableau 1 : Campagne du 13 mars 2013. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).
Table 1 : Survey done on 13 March, 2013. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

| Profondeur (m) | Plomb (µg/L) | Cadmium (µg/L) | Chrome (µg/L) | Cuivre (µg/L) | Mercure (µg/L) | Manganèse (µg/L) |
|--------------------|--------------|----------------|---------------|---------------|----------------|------------------|
| mélange 1 et 30 m | < 0.5 | < 0.02 | < 0.1 | < 0.5 | < 0.2 | |
| mélange 200 et 305 | < 0.5 | < 0.02 | < 0.1 | < 0.5 | < 0.2 | |
| mélange 275 et 309 | | | | | | < 1.0 |

Tableau 2 : Campagne du 15 novembre 2013. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).
Table 2 : Survey done on 15 november 2013. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

| | Plomb (µ/L) | Cadmium (µg/L) | Chrome (µg/L) | Cuivre (µg/L) | Mercure (µg/L) | Manganèse (µg/L) |
|----------------------|-------------|----------------|---------------|---------------|----------------|------------------|
| mélange 1 et 30 m | < 0.5 | < 0.02 | < 0.1 | < 0.5 | < 0.2 | |
| mélange 200 et 305 m | < 0.5 | < 0.02 | < 0.1 | < 0.5 | < 0.2 | |
| mélange 275 et 309 m | | | | | | < 1.0 |

4.2. PESTICIDES (PHYTOSANITAIRES) (FIGURES 2 ET 3)

Les valeurs en pesticides totaux mesurés dans le lac en 2013 s'inscrivent dans la continuité de ce qui est observé depuis 2008 avec une diminution des substances mises en évidence et de leurs concentrations. Les teneurs totales de pesticides oscillent entre 0.1 et 0.2 µg/L quelle que soit la profondeur de l'eau analysée (figure 2). Du point de vue de la santé publique, les valeurs mesurées sont donc inférieures aux réglementations suisse et française fixant une valeur maximale à 0.5 µg/L de pesticides totaux pour les eaux de boisson. Il faut toutefois souligner que localement et ponctuellement (au sein d'autres eaux superficielles comme les rivières), les concentrations mesurées peuvent être très largement supérieures à celles du point de prélèvement SHL2 comme le démontre le suivi des eaux du Rhône (BERNARD et al. 2014).

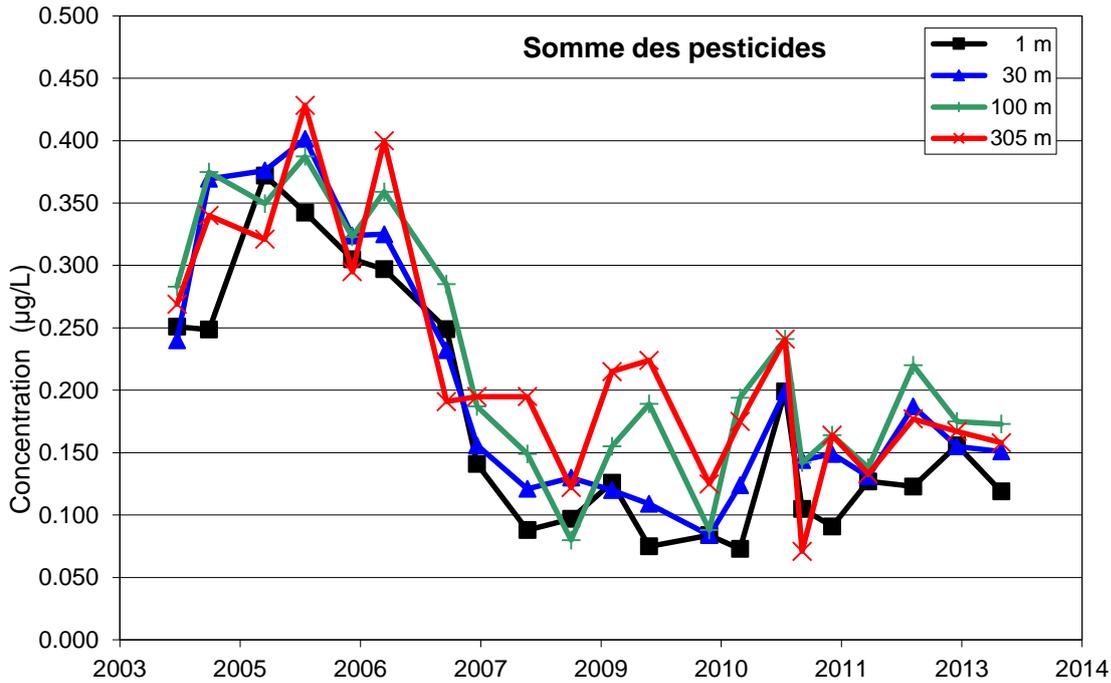


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2013 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2013 at 4 depths.

Parmi les 399 substances recherchées, 45 d'entre-elles (54 en 2012, ORTELLI et al. 2013) ont été détectées dans le lac au moins une fois lors des deux campagnes (mars et septembre). Toutes les concentrations individuelles mesurées demeurent bien inférieures à 0.100 µg/L, valeur qui correspond à la limite maximale autorisée dans les eaux potables par substance individuelle. Cinq substances ont été mesurées à des teneurs supérieures à 0.010 µg/L. Il s'agit, comme en 2012, de métabolites de l'atrazine, de l'herbicide diuron et du fongicide metalaxyl.

La figure 3 montre plus spécifiquement l'évolution des concentrations pour les pesticides décelés aux teneurs les plus élevées lors des campagnes de 2004 à 2013 incluses. L'augmentation progressive de la concentration en metalaxyl observée depuis 2009 est heureusement arrivée à son terme en automne 2012. Cette concentration décroît en 2013 mais le metalaxyl reste, parmi les phytosanitaires, la substance qui est en concentration la plus élevée, souvent supérieure à 0.020 µg/L et distribuée à toutes les profondeurs. La raison de son accroissement marqué dans les années récentes n'a pas pu être déterminée. Aussi, la surveillance spécifique de ce fongicide sera poursuivie.

Les résultats détaillés des campagnes de mesures réalisées en 2013 sont donnés dans le tableau 3. Les herbicides sont le plus représentés et plus précisément les composés (principes actifs ou métabolites) de la famille des triazines puisqu'ils représentent toujours à eux seuls le tiers de la somme des pesticides décelés. L'atrazine n'était plus décelable ($< 0.001 \mu\text{g/L}$) dans le lac depuis la campagne CIPEL de septembre 2010 (ORTELLI et al. 2011) mais la campagne de 2013 l'a vu réapparaître dans les eaux profondes (profondeurs 100 et 305 m) sans qu'il soit possible d'expliquer la survenue de ces traces de nombreuses années après son interdiction dans l'Union européenne (en 2002) et en Suisse (2008).

La figure 4 met en évidence, à la profondeur de 30 m, la décroissance puis la disparition de la substance mère ainsi que la persistance (et lente diminution) de trois de ses principaux métabolites. La déséthyl-2-hydroxy-atrazine et la déséthyl-désisopropyl-atrazine ne sont pas représentés sur cette figure pour des raisons de clarté ; leurs teneurs étant excessivement faibles.

Pour chaque campagne d'analyse depuis l'année 2004, on a converti – tenant compte des masses moléculaires des cinq métabolites – toutes les concentrations en une teneur théorique d'atrazine de laquelle ils sont issus. Cette représentation montre que la concentration globale (exprimée en atrazine) a bien diminué ces dernières années (jusqu'à fin 2010) mais que celle-ci aurait étonnement tendance à remonter depuis 2011. Ce comportement pourrait être dû à une coïncidence résultant de la sommation d'incertitudes de mesures qui sont importantes lorsque que l'on traite cinq très faibles concentrations, cependant, il est, d'une part, peu probable que pareilles coïncidences se répètent sur plus de 3 échantillons à la suite et d'autre part, on détecte à nouveau des traces d'atrazine au fond du lac. Aussi il vaudra la peine de suivre attentivement cette tendance initiée il y a 2 ans.

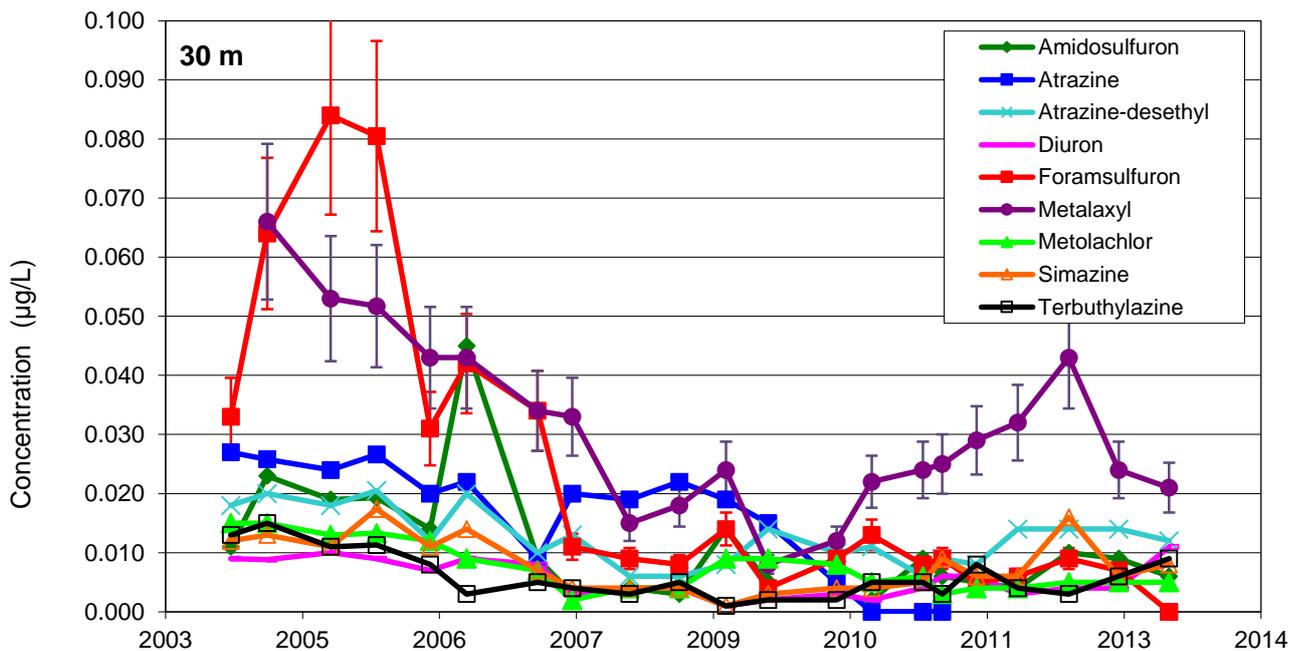


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2013.

Figure 3 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2013.

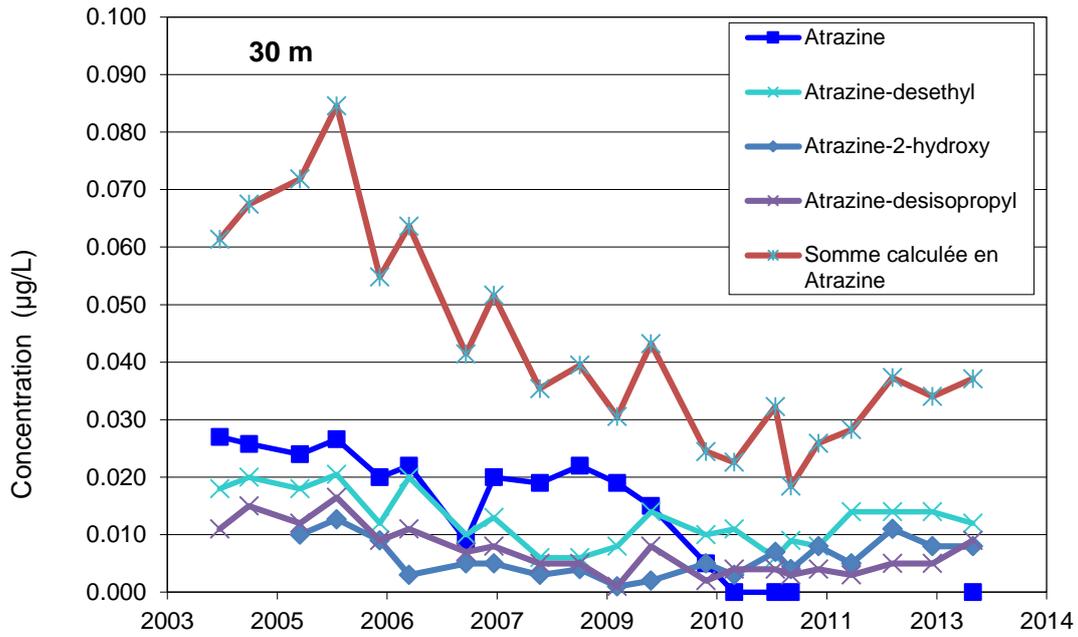


Figure 4 : Evolution des concentrations de l’atrazine et de trois de ses principaux métabolites ainsi que somme totale des teneurs en atrazine et de ses cinq métabolites convertis en atrazine à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2013.

Figure 4 : Change in the concentrations of atrazine and three of its main metabolites at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2013 and global concentration of atrazine and its five metabolites all expressed in atrazin content at 30 m.

Tableau 3 : Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 le 12 mars et le 12 septembre 2013.

Table 3 : Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 12 March and 11 September 2013

| Concentrations en µg/L | | 12.03.13 | | | | 12.09.13 | | | |
|---------------------------------|-------------|----------|-------|-------|-------|----------|-------|-------|-------|
| Pesticides | Type | 1m | 30m | 100m | 305m | 1m | 30m | 100m | 305m |
| Ametryn | Herbicide | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.001 | 0.002 | 0.002 | 0.002 |
| Amidosulfuron | Herbicide | 0.009 | 0.009 | 0.01 | 0.008 | 0.004 | 0.006 | 0.006 | 0.005 |
| Atrazine | Herbicide | | | | | | | 0.002 | 0.002 |
| Atrazine-2-hydroxy* | Herbicide | 0.008 | 0.008 | 0.009 | 0.007 | 0.007 | 0.008 | 0.01 | 0.008 |
| Atrazine-desethyl* | Herbicide | 0.015 | 0.014 | 0.016 | 0.013 | 0.013 | 0.012 | 0.016 | 0.011 |
| Atrazine-desethyl-2-hydroxy* | Herbicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | | | |
| Atrazine-desethyl-desisopropyl* | Herbicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.001 | 0.002 |
| Atrazine-desisopropyl* | Herbicide | 0.005 | 0.005 | 0.006 | 0.005 | 0.01 | 0.009 | 0.012 | 0.009 |
| Azoxystrobin | Fongicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | | |
| Boscalid | Fongicide | 0.001 | 0.001 | | | | | | |
| Bromuconazole | Fongicide | 0.001 | | | | | | | |
| Carbendazim | Fongicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | | 0.002 | 0.002 | 0.003 | 0.004 |
| Chlorfenvinphos | Insecticide | | 0.002 | | | | | | |
| Chlorotoluron | Herbicide | 0.004 | 0.005 | 0.005 | 0.005 | 0.002 | 0.004 | 0.006 | 0.004 |
| Cinidon-éthyl | Herbicide | | 0.002 | | | | | | |

| | | | | | | | | | |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Cyloxydim | Herbicide | | | | 0.001 | | | | |
| Cyproconazole | Fongicide | 0.004 | 0.003 | 0.004 | 0.003 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 |
| Cyromazine | Insecticide | | | 0.003 | 0.006 | | | | |
| Dimethachlor | Herbicide | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.002 | | 0.001 | 0.002 | 0.003 |
| Dimethomorph | Fongicide | 0.001 | 0.001 | | 0.001 | | | | |
| N-(2,4-dimethylphenyl)formamide* | Insecticide | | 0.001 | 0.001 | | | | | |
| Dinoterb | Herbicide | | | | 0.005 | | | | |
| Diuron | Herbicide | 0.004 | 0.004 | 0.005 | 0.004 | 0.007 | 0.011 | 0.007 | 0.004 |
| Ethiofencarbe | Insecticide | | | | 0.001 | | | | |
| Ethoxysulfuron | Herbicide | 0.005 | 0.005 | 0.006 | 0.004 | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.001 |
| Fenarimol | Fongicide | 0.002 | 0.001 | 0.002 | 0.001 | | | | |
| Fenuron | Herbicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | | | | | |
| Fluxastrobine | Fongicide | | | | 0.005 | | | | |
| Foramsulfuron | Herbicide | 0.008 | 0.007 | 0.009 | 0.007 | | | | |
| Furalaxyl | Fongicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.002 | | 0.001 | 0.001 | 0.001 |
| Imazamox | Herbicide | | | | | | 0.001 | | 0.001 |
| Iodosulfuron-methyl | Herbicide | 0.006 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.001 | 0.002 | 0.004 | 0.002 |
| Isoproturon | Herbicide | 0.002 | 0.001 | 0.002 | 0.002 | | 0.002 | 0.002 | 0.001 |
| Linuron | Herbicide | 0.002 | 0.002 | 0.001 | | | 0.005 | 0.001 | 0.001 |
| Mandipropamid | Fongicide | 0.001 | | | 0.002 | | | | |
| Mesotrione | Herbicide | 0.001 | | 0.001 | | | | | |
| Metalaxyl | Fongicide | 0.026 | 0.024 | 0.028 | 0.021 | 0.014 | 0.021 | 0.027 | 0.021 |
| Metazachlor | Herbicide | | | | | 0.001 | | 0.001 | |
| Methamidophos | Insecticide | 0.006 | 0.005 | 0.005 | 0.005 | | | | |
| Methidathion | Insecticide | | 0.001 | | | | | | |
| Methoxyfenozone | Insecticide | | | 0.001 | | | | | |
| Metobromuron | Herbicide | 0.001 | 0.002 | 0.003 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.005 | 0.003 |
| Metolachlor | Herbicide | 0.002 | 0.005 | 0.005 | 0.008 | 0.004 | 0.005 | 0.007 | 0.008 |
| Metsulfuron-methyl | Herbicide | | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.005 | 0.003 | 0.007 |
| Nitenpyram | Insecticide | | | | 0.001 | | | | |
| Nuarimol | Fongicide | | | 0.001 | | | | | |
| Penconazol | Fongicide | 0.001 | 0.001 | | | | | | 0.001 |
| Prometryn | Herbicide | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.002 | | | 0.002 | 0.002 |
| Propamocarb | Fongicide | | | | | 0.001 | | | |
| Prophame | Herbicide | | | | 0.001 | | | | |
| Propiconazole | Fongicide | 0.005 | 0.005 | 0.006 | 0.005 | 0.004 | 0.005 | 0.005 | 0.007 |
| Propoxur | Insecticide | | | 0.001 | 0.005 | | | | |
| Propyzamide | Herbicide | | 0.001 | | 0.001 | | | | |
| Pymetrozine | Insecticide | | | 0.001 | 0.001 | | 0.001 | 0.003 | 0.004 |
| Pyrifenox | Fongicide | 0.001 | | | | | | | |
| Sebuthylazine | Herbicide | | | | | 0.004 | 0.002 | 0.004 | 0.003 |
| Sebumeton | Herbicide | | 0.001 | 0.001 | | | | | 0.002 |
| Simazine | Herbicide | 0.006 | 0.006 | 0.007 | 0.006 | 0.006 | 0.008 | 0.007 | 0.009 |
| Simazine-2-hydroxy* | Herbicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.004 | 0.004 | 0.006 | 0.007 |
| Tebuconazole | Fongicide | 0.001 | 0.002 | 0.002 | 0.001 | | | | |
| Tebutam | Herbicide | | | | | | | | |
| Terbumeton | Herbicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.002 | 0.003 | 0.004 |
| Terbuthylazine | Herbicide | 0.006 | 0.006 | 0.006 | 0.006 | 0.009 | 0.009 | 0.006 | 0.006 |
| Terbuthylazine-2-hydroxy* | Herbicide | 0.005 | 0.005 | 0.005 | 0.003 | 0.006 | 0.006 | 0.009 | 0.006 |
| Terbuthylazine-desethyl* | Herbicide | 0.004 | 0.004 | 0.005 | 0.004 | 0.008 | 0.01 | 0.005 | 0.005 |
| Terbutryn | Herbicide | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | | | 0.001 | 0.001 |
| Triasulfuron | Herbicide | | | | | | | 0.001 | |
| Somme des pesticides substances décelées | | 0.156 42 | 0.155 45 | 0.175 44 | 0.167 45 | 0.119 28 | 0.151 31 | 0.173 34 | 0.158 35 |

4.3. MÉDICAMENTS (TABLEAU 4 ET FIGURE 5)

Comme les années précédentes, 8 principes actifs médicamenteux produits dans le bassin versant du Rhône ont été intégrés dans la méthode "pesticides". Il s'agit des substances suivantes : acide méfénamique, bupivacaïne, carbamazépine, carisoprodol, irbesartan, mépivacaïne, prilocaïne, ticlopidine. Le carisoprodol (relaxant musculaire), la mépivacaïne (anesthésique) et la carbamazépine (antiépileptique) restent à des concentrations élevées et du même ordre de grandeur que les années précédentes. Les mesures prises par les autorités valaisannes afin de limiter les rejets industriels ne semblent donc pas encore porter leurs fruits.

Lors des campagnes de mesure de juin et de septembre, un éventail élargi à 58 molécules à caractères pharmaceutiques (et autres stupéfiants) a été investigué aux deux profondeurs de 15 et 100 m. Les résultats obtenus n'ont pas permis de mettre en évidence de nouveaux polluants (limite de quantification de l'ordre de 1 à 4 ng/L selon les substances). Les résultats, par contre, confirment bien, à ces profondeurs, la présence de résidus de quelques médicaments trouvés régulièrement depuis quelques années et qui figurent au sein du tableau 4. La metformine, médication antidiabétique, mise en évidence lors de campagnes précédentes, n'a pas encore pu être incluse dans la méthode d'analyse pour le suivi du lac. Une demande allant dans ce sens a été formulée au laboratoire prestataire.

Tableau 4 : Médicaments décelés dans le Léman à SHL2 (en µg/L) le 12 mars, le 11 juin et le 11 septembre 2013.

Table 4 : Drugs detected in the Lake Geneva sampling at SHL2 (in µg/L) of 12 March, 11 June and 11 September 2013.

| Substance | Type | 1m | 15m | | 30m | 100m | | | 305m |
|-------------------|---------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | | 12.03.13 | 11.06.13 | 11.09.13 | 12.03.13 | 12.03.13 | 11.06.13 | 11.09.13 | 12.03.13 |
| Acide méfénamique | | | 0.001 | | | | | | |
| Bupivacaïne | Anesthésiant | 0.002 | 0.004 | | 0.002 | 0.002 | 0.005 | 0.004 | 0.002 |
| Carbamazépine | Anti-épileptique | 0.031 | 0.020 | 0.010 | 0.029 | 0.038 | 0.025 | 0.023 | 0.028 |
| Carisoprodol | Relaxant musculaire | 0.047 | 0.028 | 0.010 | 0.041 | 0.048 | 0.032 | 0.031 | 0.035 |
| Mépivacaïne | Anesthésiant | 0.026 | 0.023 | 0.010 | 0.024 | 0.032 | 0.025 | 0.025 | 0.023 |
| Prilocaïne | Anesthésiant | 0.003 | 0.003 | 0.002 | 0.003 | 0.004 | 0.004 | 0.005 | 0.003 |

Résidus médicamenteux dans le Léman, 2006-2013
30m

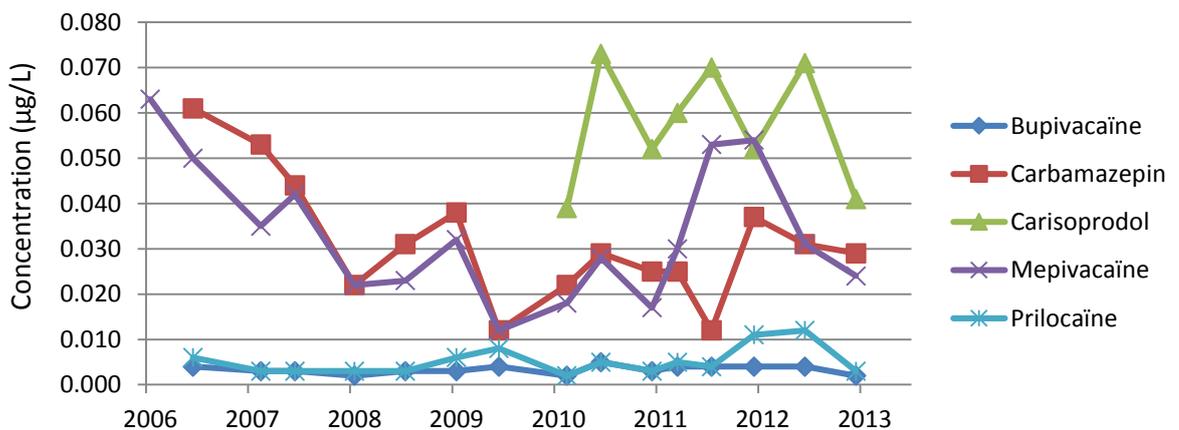


Figure 5 : Evolution des concentrations de quelques médicaments depuis 2006 au centre du Léman à 30 m (station SHL2).

Figure 5 : Change in some pharmaceutical concentration since 2006 at 30m depth in the centre of Lake Geneva (SHL2).

5. RESULTATS DE L'ETUDE DE MODELISATION DU FLUX DES MICROPOLLUANTS ISSUS DES REJETS DE STATIONS D'EPURATION (STEP)

Une étude mandatée en 2013 par la CIPEL et l'Office fédéral de l'environnement a permis d'évaluer, sur le territoire de la CIPEL, l'état de contamination des eaux superficielles (lac et cours d'eau) par les micropolluants provenant des rejets d'eaux usées domestiques. Une sélection de 13 substances a été opérée, principalement des résidus médicamenteux, pour la modélisation du flux de micropolluants rejetés dans les cours d'eau et 4 substances ont été retenues pour la modélisation du bilan des charges dans le lac (METLLER, 2014).

Le flux annuel total des 13 substances indicatrices déversées - via les effluents de STEP - dans les rivières du territoire de la CIPEL est résumé dans le tableau 5. C'est, par ailleurs, sans compter toutes les autres substances potentiellement utilisées par la population (2.3 millions d'habitants) et pour lesquelles les données sont trop lacunaires pour permettre le calcul des charges issues des exutoires de STEP.

L'étude n'avait toutefois pas pour vocation de calculer des charges exhaustives, mais d'évaluer, sur la base d'une sélection de 13 substances pertinentes, le succès des mesures de réduction qui pourraient être prises au sein des stations d'épuration, comme par exemple l'installation d'un traitement quaternaire par ozonation ou par adsorption au moyen de charbon actif en poudre. Les résultats obtenus sont, pour la plupart, en adéquation avec les substances qui sont régulièrement mises en évidence au sein des eaux du Léman et pour lesquelles des flux importants étaient présumés (benzotriazole, metformine par exemple).

Tableau 5 : Flux des substances dans le lac issus des rejets de STEP à l'échelle du territoire de la CIPEL (en gras : substances retenues pour la modélisation du bilan des charges dans le lac).

Table 5 : Flow of substances into the lake from WWTP discharges across the CIPEL territory (bold: substances used for modelling the lake load report).

| | kg/an |
|---|--------------|
| Acésulfame | 3'672 |
| Aténolol | 96 |
| Benzotriazole | 843 |
| Carbamazépine | 54 |
| Carbamazépine -10,11-dihydro-10-37- dihydroxy | 174 |
| Clarithromycine | 44 |
| Diclofénac | 147 |
| Gabapentine | 371 |
| Acide méfénamique | 116 |
| Metformine | 3'137 |
| Metoprolol | 35 |
| Iso-nonylphénol | 125 |
| Sulfaméthoxazole | 40 |

6. CONCLUSIONS

Les conclusions du programme 2013 de surveillance de base sont sans surprise et confirment les résultats des années précédentes (ORTELLI et al., 2013). Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent stables et faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson au sens des diverses législations franco-helvétiques. Si les concentrations pour certains pesticides sont en faible diminution, en revanche, les concentrations en pesticides totaux sont constantes; elles oscillent entre 0.12 et 0.18 µg/L. La teneur en métalaxyl régresse mais demeure – en regard des autres pesticides - la plus marquante à toutes les profondeurs. Toutefois, ces concentrations individuelles mesurées sont largement inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé) et aucun nouveau pesticide n'a été décelé en concentration significative. L'atrazine semble refaire son apparition dans les eaux profondes mais les teneurs demeurent très faibles. En revanche, ses métabolites sont toujours présents et la tendance à leur disparition des eaux du lac semblerait même s'inverser.

L'investigation élargie comprenant plusieurs dizaines de composés a permis, pour cette campagne 2013, d'exclure bon nombre de ceux-ci même à des concentrations très faibles de l'ordre du ng/L.

Pour les médicaments, on constate toujours des concentrations plus élevées (comparativement aux pesticides) de certains principes actifs notamment le carisoprodol et la carbamazépine. Le problème des rejets industriels dans le Rhône par les industries pharmaceutiques demeure donc non totalement résolu. Des efforts doivent être poursuivis afin de limiter ces apports et d'atteindre les objectifs pour les eaux du Léman tels ceux fixés dans le plan d'action 2011-2020. En outre, afin d'assurer une meilleure veille de ces résidus médicamenteux évidemment indésirables dans les eaux du lac, la CIPEL va poursuivre et intensifier le suivi de ces substances.

ANNEXE 1

Tableau 6 : Liste et concentrations (en ng/L) des 58 substances pharmaceutiques supplémentaires analysées lors des prélèvements des 11 juin et 11 septembre 2013 au point SHL2.

Table 6 : List and concentrations (ng / L) for 58 additional pharmaceutical substances analysed in samples of June 11 and September 11, 2013 by SHL2.

| | 11.juin.13 15 m. | 11.juin.13 100 m. | 11.sept.13 15 m. | 11.sept.13 100 m. |
|------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| Atenolol | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Azithromycine | <10.0 | <10.0 | <10.0 | <10.0 |
| Benzonatate | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Bezafibrate | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Bupivacaïne | 3.7 | 5.3 | <1.0 | 3.9 |
| Carbamazepine | 20.2 | 24.9 | 10.4 | 23.3 |
| Carisoprodol | 28.1 | 32.1 | 10.3 | 31 |
| Centiofur | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Ciprofloxacine | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Clarithromycine | <10.0 | <10.0 | <10.0 | <10.0 |
| Clindamycine | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Cloxacilline | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Cocaïne | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Codéine | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Dexamethasone | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Diazepam | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Diclofenac | <10.0 | <10.0 | <10.0 | <10.0 |
| Estriol | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Estrone | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Fenofibrate | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Furosemide | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Gemfibrozil | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Heroïne | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Irbesartan | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Ibuprofen | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Ketoprofen | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Lorazepam | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Acid méfenamique | 1.4 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Mépipvacaine | 23.4 | 25.1 | 9.5 | 24.6 |
| Methadone | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Metoprolol | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Metronidazole | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Mirtazapine | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Morphine | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Nadolol | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Naproxene | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Norfloxacine | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Oxazepam | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Pantoprazole | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Paracetamol | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Pravastatine | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Prilocaine | 2.9 | 3.8 | 1.6 | 4.7 |
| Primidone | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |

| | | | | |
|--------------------|-------|-------|------|------|
| Propranolol | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Risperidone | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Sertraline | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Simvastatine | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Sulfadimethoxine | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Sulfamethazine | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Sulfamethoxazole | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Ticlopidine | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Torasemide | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Tramadol | <10.0 | <10.0 | <1.0 | <1.0 |
| Trimetazidine.2HCl | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Tylosin | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Venlafaxine | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Xipamide | <4.0 | <4.0 | <4.0 | <4.0 |
| Zolpidem | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |

BIBLIOGRAPHIE

BERNARD, M. et MANGE, P. (2014) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 132-149.

Circulaire 2007/23 du 7 mai 2007 du Ministère français de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire définissant des normes de qualité environnementales provisoires des 41 substances chimiques impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau

DIRECTIVE CE/98/83 du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine - Journal officiel des Communautés européennes du 05.12.1998.

DIRECTIVE 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau - Journal officiel des Communautés européennes du 24.12.2008.

METTLER, S., GOTZ, C., KLEIN, A. (2014) : Modélisation du flux de micropolluants issus des rejets des stations d'épuration dans le territoire de la CIPEL (bassins du Léman et Rhône aval) Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 176-198.

OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er janv. 2008) (Suisse).

OSEC (1995) Ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires du 26 juin 1995 (Etat le 1er janvier 2009).

ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2010) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 57-76.

ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.

ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2012) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 51-66.

ORTELLI, D., EDDER, P., KLEIN, A. et RAMSEIER GENTILE, S. (2013) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 60-69.

SAVOYE, L., QUETIN, P., et KLEIN A. (2014) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 19-66.

STRAWCZYNSKI, A. (2014) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 222-235.

PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2013

PAR

Frédéric RIMET

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON LES BAINS Cedex

RÉSUMÉ

*L'année 2013 est marquée par une biomasse printanière élevée. C'est à la fin mars/début avril que la biomasse va être la plus importante de l'année. Les diatomées centriques dominent la biomasse à cette période. Puis après la phase des eaux claires qui a lieu aux alentours du 27 mai, la biomasse va être divisée par 3 jusqu'à la fin de l'année. Pendant l'été ce sont les Cryptophycées et les Chrysophycées qui vont dominer. Les Chrysophycées sont indicatrices de conditions oligotrophes, leurs espèces dominantes sont des Dinobryon spp. Puis en automne, ce sont les Cryptophycées et les Cyanobactéries qui vont être dominantes. On note aussi des biomasses importantes d'une diatomée fréquente dans les biofilms benthiques littoraux (*Achnanthydium catenatum*). Sa présence en zone pélagique pourrait être liée aux fortes pluies et au ruissellement des rivières qui l'auraient amenée jusqu'en zone pélagique. La composition du phytoplancton en fin d'année est caractérisée par la dominance de diatomées et de Cryptophycées.*

Pour l'évolution interannuelle sur la période 1974-2013, on observe une progressive raréfaction des groupes fonctionnels indicateurs de conditions eutrophes et, a contrario, une augmentation de la biomasse relative des groupes fonctionnels indicateurs de conditions oligotrophes. Ceci est confirmé par la tendance à la hausse de l'indice Brettum qui classe ces dernières années le Léman en méso/faiblement eutrophe, alors qu'il le classait en eutrophe dans les années 70.

SUMMARY

*The year 2013 was marked by a high-spring biomass with an annual maximum in late March / early April. Centric diatoms dominated the biomass at that time. Then, after clear-water phase in late May, the biomass divided by three until the end of the year. During the summer, these were indicator species of oligotrophic conditions that settled and dominated (Chrysophyceae). Subsequently, autumnal communities settled, in particular Chrysophyceae and cyanobacteria. There was also a significant presence of a frequent diatom (*Achnanthydium catenatum*) in coastal benthic biofilms. Its presence in the pelagic zone may be related to heavy rainfall and river runoff that would have transported it to the pelagic zone. Phytoplankton composition at year-end was characterised by the dominance of diatoms and Chrysophyceae.*

For the inter-annual trend over the period 1974-2013, there was a progressive depletion of functional indicator groups of eutrophic conditions and, conversely, an increase in the relative biomass of functional indicator groups of oligotrophic conditions. This was confirmed by the increasing trend of Brettum Index, which ranked Lake Geneva in these recent years as meso / slightly eutrophic, while it ranked as eutrophic in the 70s.

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2013 à la station SHL2 localisée au centre du Grand Lac (coord. CH : 534.70 / 144.95) entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Différentes métriques, telles que la diversité (indice de Shannon, Weaver & Shannon 1949), ainsi que l'indice de trophie de Brettum (1989), ont été calculés sur la toute la série chronologique (1974-2013). Les concentrations en chlorophylle *a* et la production phytoplanctonique font l'objet d'un chapitre séparé.

2. METHODES

Pour le Grand Lac, le phytoplancton a été récolté de janvier à novembre 2013 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Pelletier & Orand 1978a et b). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, avril, décembre et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Au final, 21 campagnes ont été menées en 2013.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au Lugol ; puis des sous-échantillons d'un volume de 25 ml sont prélevés et mis à sédimenter. Les examens qualitatifs et quantitatifs se font au microscope inversé selon la technique Utermohl (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (Afnor 2006). Les résultats des biomasses algales sont exprimés en µg/L. Le détail des protocoles est donné dans Druart & Rimet (2008), il est téléchargeable sur le site <http://www.dijon.inra.fr/thonon>

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques : la biomasse des classes algales (sensus Bourelly 1972, 1981, 1985), la biomasse des taxons dominants, la biomasse des classes de tailles (micro et nanophytoplancton), la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon), les groupes fonctionnels (ou guildes écologiques) selon Reynolds *et al.* (2002), et un indice de qualité trophique (Indice de Brettum calculé selon Kaiblinger *et al.*, 2009).

3. RESULTATS

3.1 EVOLUTION SAISONNIÈRE DE L'ANNÉE 2013

3.1.A EVOLUTION DES CLASSES D'ALGUES ET DES TAXONS DOMINANTS

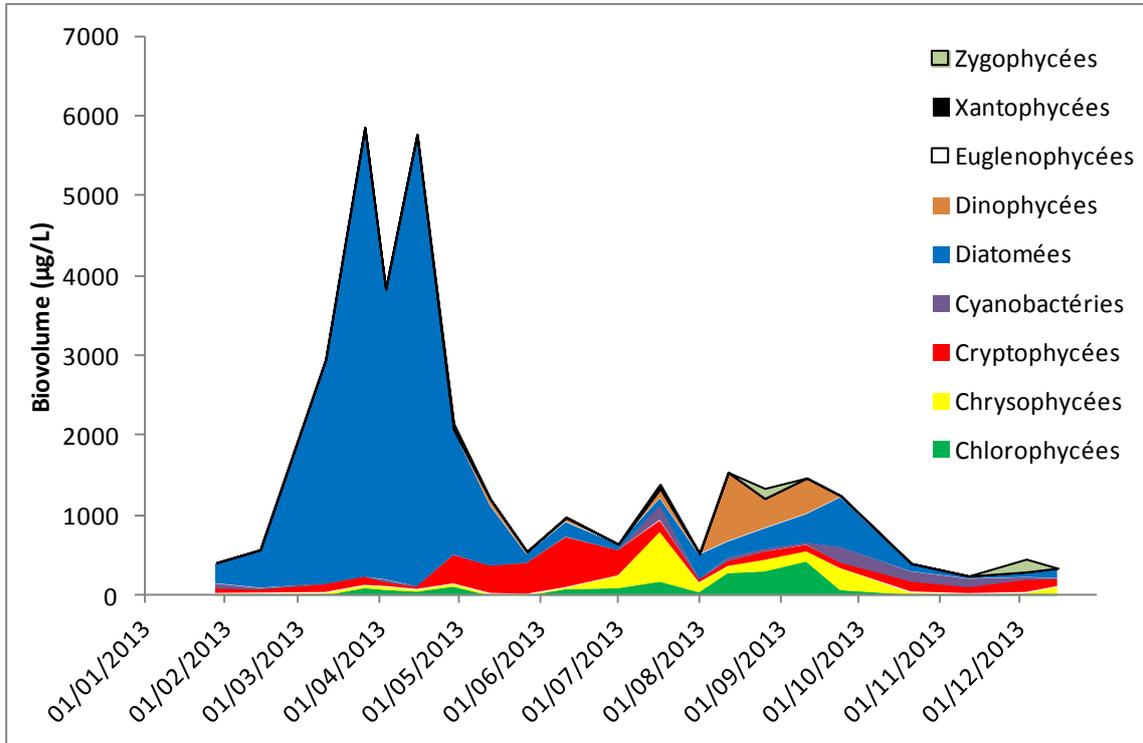


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2013.

Figure 1 : Annual change in the biomass of phytoplankton groups (sensus Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva during 2013

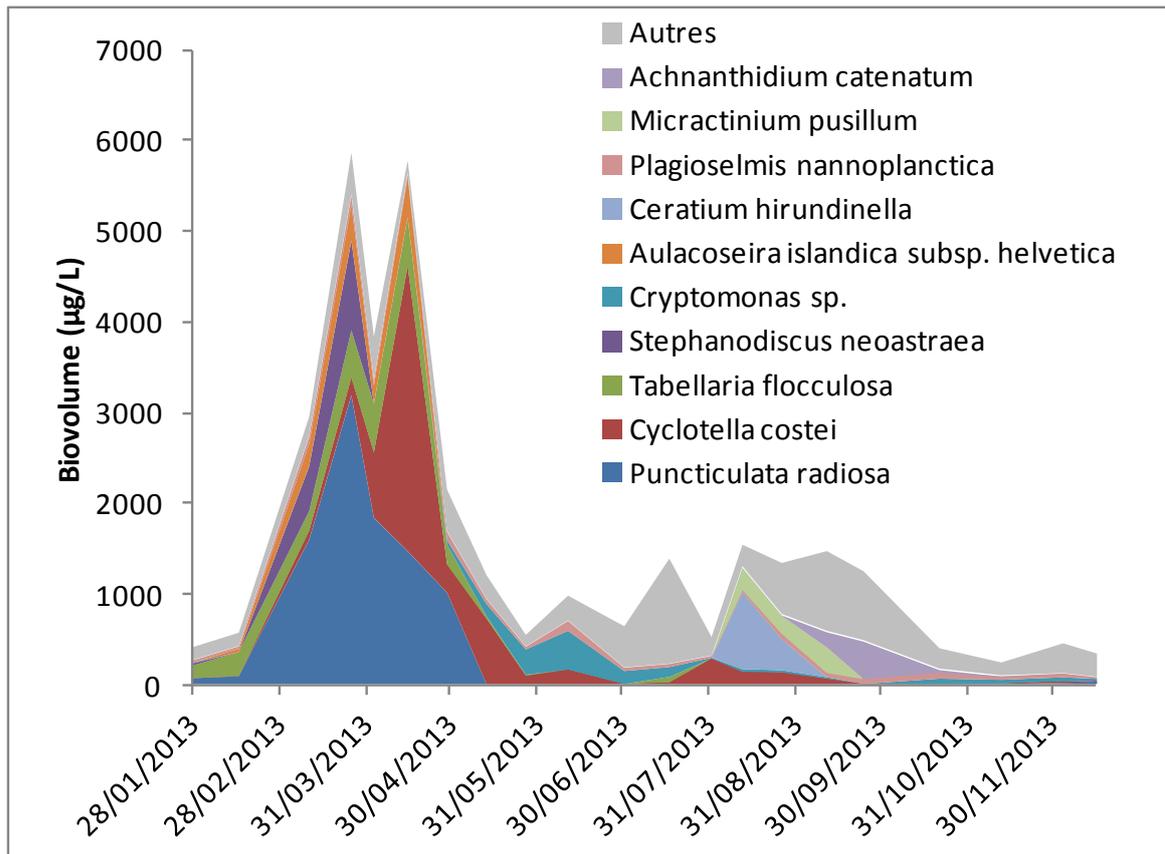


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2013.

Figure 2 : Annual change in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva during 2013.

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2013 (figures 1 et 2) :

Une phase hivernale et printanière (observée du 28 janvier au 13 mai) : pendant cette phase, on observe une forte biomasse algale entre la fin mars et la mi-avril (26 mars au 15 avril). Pendant cette période la biomasse algale est la plus élevée de toute l'année. Puis la biomasse diminue rapidement à la fin du mois d'avril.

Pendant le pic printanier, les diatomées dominent largement le compartiment phytoplanctonique : plus de 90% de la biomasse est représentée par cette classe algale. Les espèces qui dominent sont essentiellement des diatomées centriques telles *Puncticulata radiosa*, *Cyclotella costei*, *Stephanodiscus neoastraea*. Ces diatomées centriques sont typiques de cette saison puisqu'elles sont adaptées aux environnements brassés. On observe également des biomasses importantes d'une diatomée pennée araphidée, *Tabellaria flocculosa*. Elle forme de grandes colonies en zig-zag ; elle a été observée à la fin de l'année 2012 (Rimet 2013) et également pendant l'hiver 2000-2001 qui se caractérisait par un brassage complet du lac.

La phase des eaux claires est difficile à observer (pas de reprise de biomasse évidente en mai/juin), mais on peut supposer qu'elle se situe autour du 27 mai. A cette date, la biomasse est faible. A partir de cette date, les diatomées disparaissent. Elles ont été broutées préférentiellement par le zooplancton. Ce sont les Cryptophycées qui vont alors dominer le phytoplancton.

Une phase estivale (11 juin au 26 août) : pendant toute cette période la biomasse algale est faible. Ce sont d'abord les Cryptophycées qui vont dominer le compartiment phytoplanctonique jusqu'au 1er juillet. Elles sont ensuite remplacées par les Chrysophycées avec les *Dinobryon* spp. : ces espèces sont caractéristiques des milieux oligotrophes. Leur développement correspond à des couches d'eau où les nutriments ont été consommés et donc où leurs concentrations sont faibles. Les Chrysophycées vont présenter des biomasses relatives importantes jusqu'à la fin août. On note également pendant la phase estivale une augmentation

progressive de la biomasse relative des Chlorophycées. Elles sont principalement représentées par *Micractinium pusillum*, qui forme des colonies mucilagineuses, *Tetraselmis cordiformis*, qui est unicellulaire et présente des cellules nageuses, et plusieurs espèces de *Scenedesmus*. A la fin de l'été, on observe une augmentation de la biomasse en Dinophycées (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium* spp., *Gymnodinium* spp.) : ces espèces sont souvent associées à des épilimnion stables et bien stratifiés des grands lacs (Reynolds et al., 2002, Padisak et al. 2009).

Une phase automnale du 11 septembre au 21 octobre. Cette phase se caractérise par une diminution progressive de la biomasse phytoplanctonique. Ce sont les Cryptophycées (*Cryptomonas* sp. et *Plagioselmis* spp.) ainsi que les Cyanobactéries qui dominent la biomasse. On note également des biomasses relativement importantes d'une diatomée pennée monoraphidée, *Achnanthydium catenatum*. Il s'agit d'une espèce plutôt benthique, que l'on retrouve dans les biofilms littoraux du Léman. Elle forme des petites chainettes et peut se retrouver également dans le plancton de manière épisodique. Elle a été observée pendant l'été 2012 avec des biomasses élevées, et aussi en septembre 1995 et 2010, et en novembre 2011 mais avec des biomasses plus faibles. Nous émettons l'hypothèse que ce taxon benthique se retrouve en zone pélagique après des épisodes pluvieux importants par simple dérivation (ruissellement des eaux de rivières) : les années 2012 et 2013 ont été plus pluvieuses que la moyenne, c'est particulièrement le cas pour le mois d'octobre en 2013. On peut également rapprocher cette observation de la présence de pics automnaux de biomasses phytoplanctoniques dans les lacs d'Annecy et du Bourget qui sont probablement aussi liés à cette forte pluviosité.

Une phase hivernale du 12 novembre au 16 décembre : la biomasse phytoplanctonique est globalement faible. Le compartiment est dominé par les Cryptophycées et les diatomées. On note une biomasse relativement importante de *Fragilaria crotonensis* (diatomée pennée rubanée).

3.1.B EVOLUTION DU MICRO ET DU NANOPHYTOPLANCTON

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μm et un biovolume inférieur à 10 000 μm^3 , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 .

La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2013.

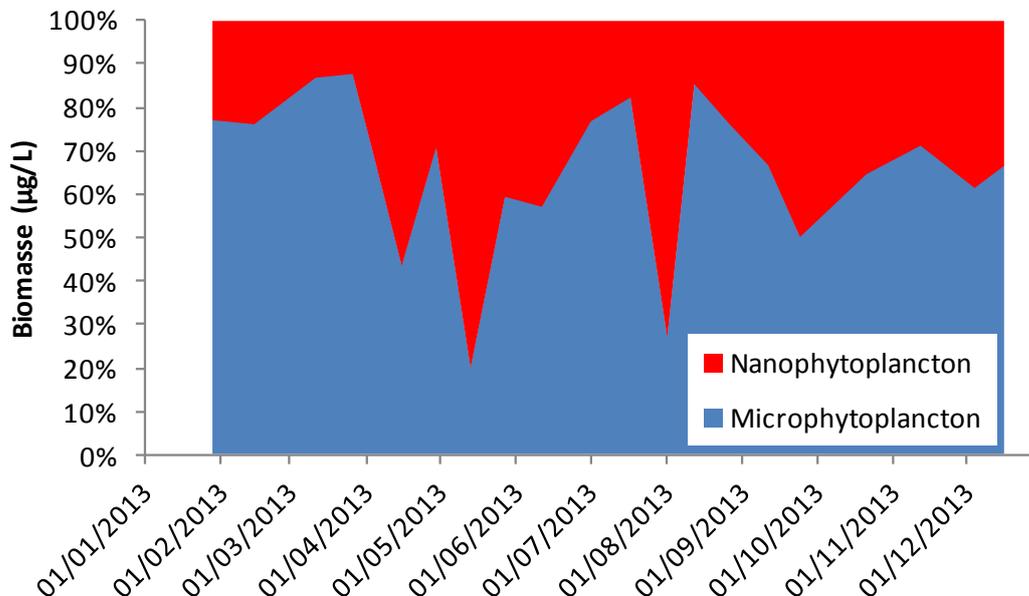


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2013.
Figure 3 : Changes in biomass per size class in the Lake Geneva (SHL 2) in 2013.

Pour l'année 2013, on observe une dominance du microphytoplancton en début d'année (jusqu'au 3 avril), principalement du fait de grandes diatomées (*Stephanodiscus neoastraea*, *Tabellaria flocculosa*, *Puncticulata radiosa*). Le nanophytoplancton va prendre plus d'importance entre le 15 avril et le 11 juin. Puis, hormis le 17 juillet, le microphytoplancton va dominer la biomasse pendant la phase estivale (liée à la présence de grandes espèces telles *Cryptomonas* spp. et *Dinobryon* spp.). A partir de la phase automnale, la contribution relative de ces deux classes de taille à la biomasse va être plus équilibrée jusqu'à la fin de l'année (2/3 microphytoplancton et 1/3 nanophytoplancton).

3.2 EVOLUTION INTERANNUELLE

3.2.A EVOLUTION DES CLASSES D'ALGUES

La figure 5 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac.

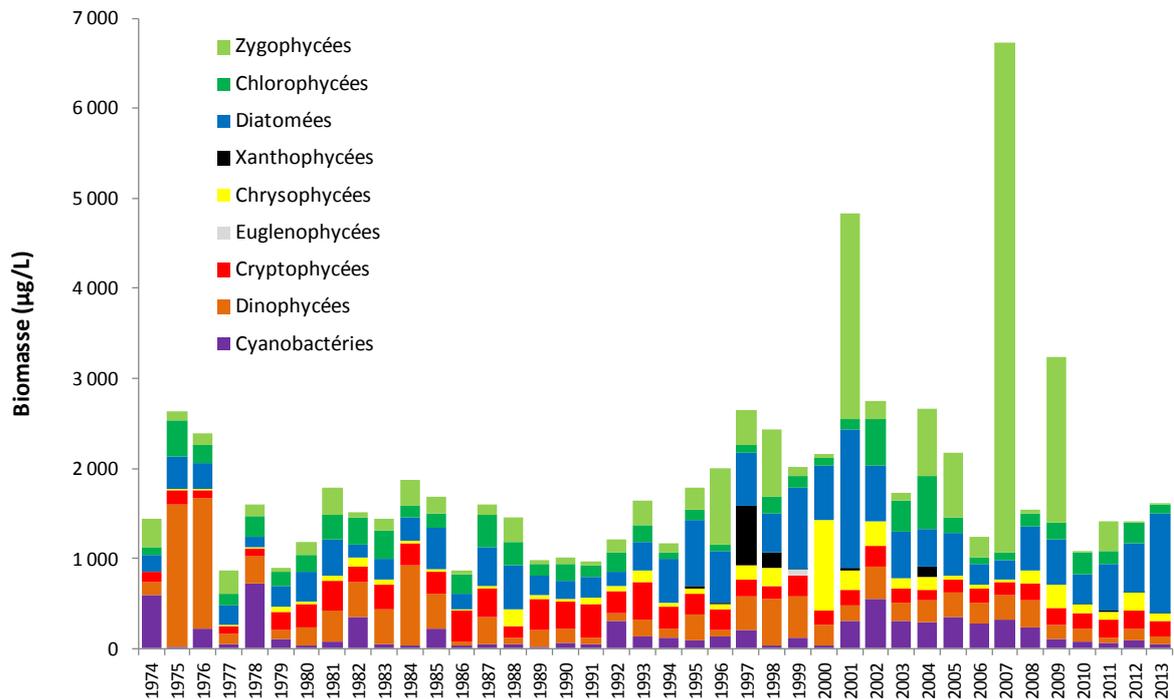


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac.

Figure 4 : Inter-annual change in annual mean biomass of phytoplankton groups in Upper Lake Geneva.

Pour le Grand Lac, l'année 2013 présente des biomasses semblables à celles observées depuis 2010.

Ce qui est remarquable est la baisse continue, depuis le début des années 2000, de la biomasse des cyanobactéries. Les Dinophycées présentent également des biomasses très faibles et en constante diminution depuis les années 70. La biomasse des diatomées est la plus élevée de toute la chronique après celle de l'année 2001. En 2001 les diatomées qui dominaient étaient des pennées (*Tabellaria flocculosa* et *Diatoma tenuis* principalement), alors qu'en 2013, il s'agit plutôt de diatomées centriques (*Puncticulata radiosa* et *Cyclotella costei*).

3.2.B EVOLUTION DE LA DIVERSITÉ

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2013. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon est calculé. Un indice moyen pour chaque mois est calculé, puis à partir de ces indices mensuels, un indice annuel moyen est calculé, ainsi que le 10e et 90e centile. L'évolution de ces valeurs de 1974 à 2013 est donnée sur la figure 8.

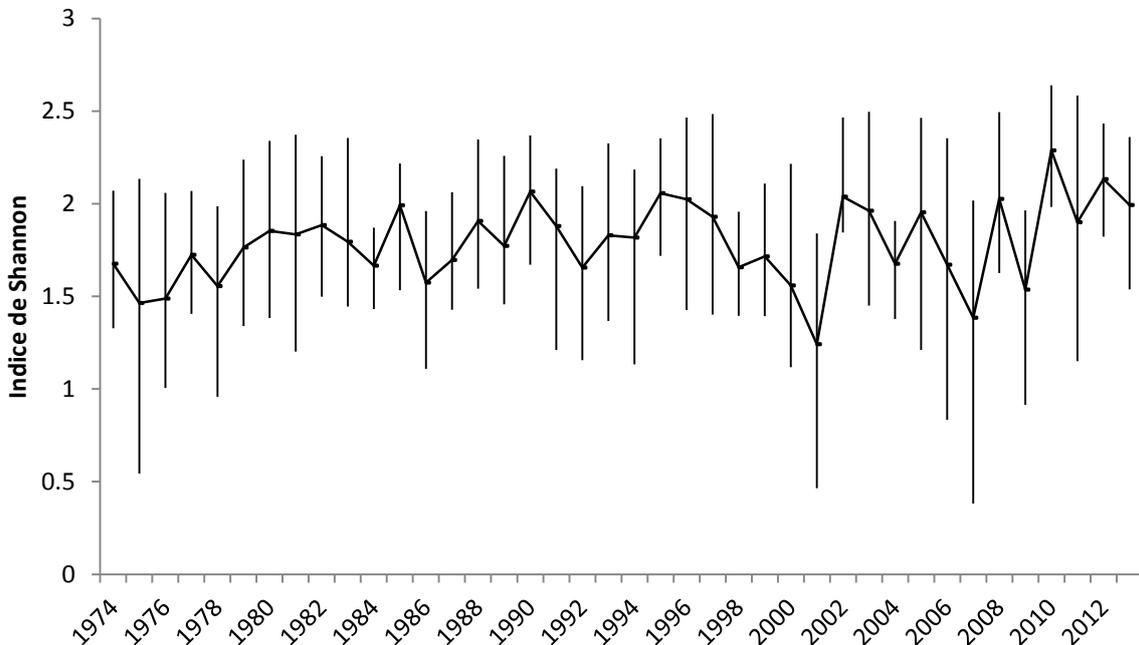


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon. La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale 10e et 90e centile.

Figure 5 : Inter-annual trend of the Shannon diversity index. The line represents the trend of the mean and the ends of the 10th and 90th percentile vertical bar.

La diversité peut être un indicateur de niveau en nutriment en milieu aquatique, des relations sont régulièrement établies (ex. Russel-Hunter 1970, Schelske & Stoermer 1971). On observe une relative stabilité de l'indice, sauf les dernières années, où l'indice semble augmenter.

Par contre, dans les années récentes, on observe des diversités faibles en 2001, 2007 et 2009 : ceci correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* qui dominait fortement le peuplement.

3.2.C EVOLUTION DE L'INDICE DE QUALITÉ PHYTOPLANCTON BRETTUM

L'état trophique des lacs peut ainsi être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude (Kaiblinger 2008, Kaiblinger et al. 2009) a montré que l'indice de Brettum (1989) est bien adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore. Plus cet indice est élevé plus l'état trophique est faible.

La figure 10 présente l'évolution de cet indice pour le Grand Lac. Les limites de classes de qualité écologiques sont reprises de l'exercice d'intercalibration européen de Wolfram et al. (2007).

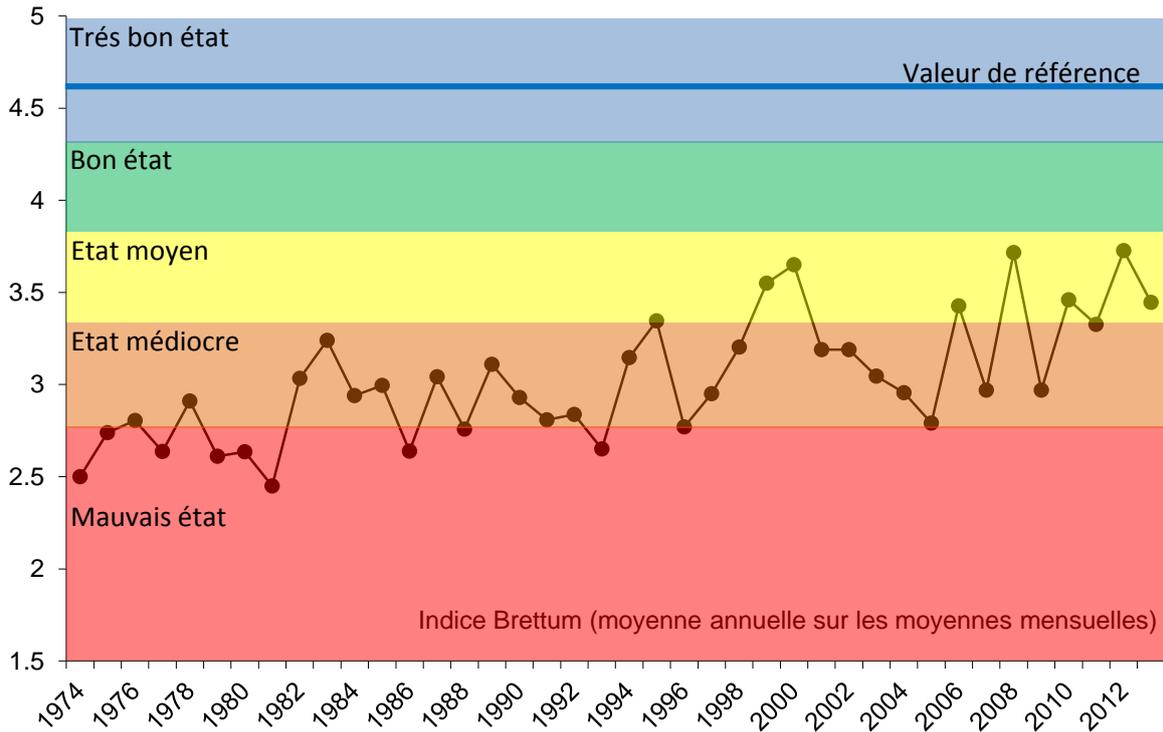


Figure 6 : Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac. Les valeurs des limites de classes de qualité écologiques correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007).

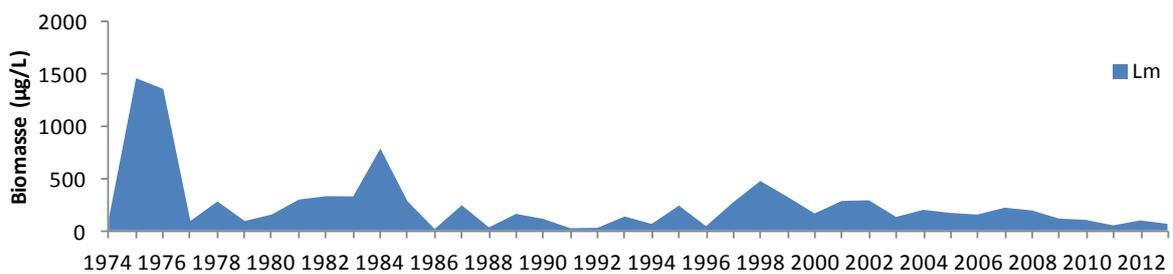
Figure 6 : Inter-annual changes in the values of Brettum index. Classes boundaries of the ecological quality are taken from lakes type L-AL-3 (Large alpine lakes) according to the intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007).

Pour le Grand Lac, globalement une amélioration de la qualité des eaux est observable depuis 1974 (Figure 9). Entre 1974 et 1980 le lac était eutrophe selon l'indice de Brettum. L'indice présente une hausse, indiquant une amélioration de l'état trophique.

La valeur de 2013 est de 3.44 ce qui place le lac dans un état de qualité écologique moyen. Cette valeur est liée à des biomasses relatives importantes en diatomées centriques indicatrices de milieux méso à oligotrophes entre les mois d'avril à mai, ainsi qu'à celles de Chrysophycées indicatrices de conditions oligotrophes pendant la période estivale. Cette valeur pour l'année 2013 est légèrement plus faible que celle de 2012 mais ne remet pas en cause l'augmentation générale de l'indice.

3.2.D EVOLUTION DES GROUPES FONCTIONNELS

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002) sont donnés aux figures 10a et b.



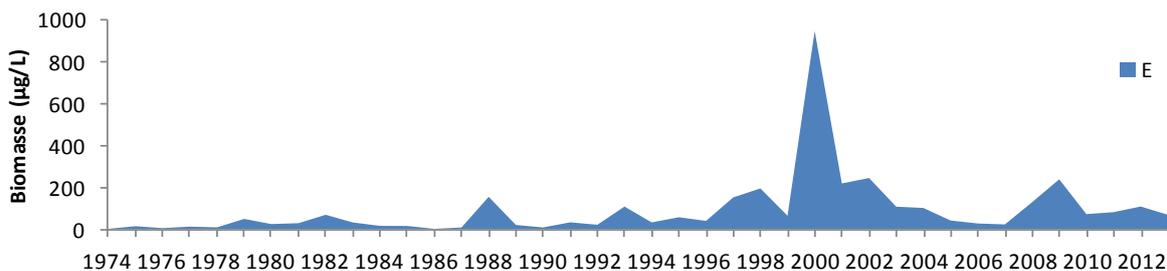


Figure 7 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm et E de Reynolds et al. (2002).

Figure 7 : Long-term changes in annual biomass of functional groups Lm and E identified according to Reynolds et al. (2002).

Le groupe Lm rassemble les taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés. On observe une raréfaction de sa biomasse de l'année 1974 à l'année 2013 (fig. 11a). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse (fig. 11b). Ces dynamiques indiquent une ré-oligotrophisation de la masse d'eau.

4. CONCLUSIONS

La dynamique annuelle de l'année 2013 est caractérisée par une biomasse printanière importante et qui est nettement plus élevée que celle observée pendant les autres saisons. Les périodes hivernales et printanières sont dominées par les diatomées centriques. La phase des eaux claires est difficile à identifier mais se situerait aux alentours du 27 mai. Après cette date, la biomasse baisse fortement (elle est divisée par 3) et la composition phytoplanctonique change : les diatomées disparaissent pour laisser la place en été aux Cryptophycées et au Chrysophycées, indicatrices de conditions oligotrophes, puis les dinophycées deviennent dominantes. En automne, la communauté phytoplanctonique est essentiellement composée de Cryptophycées et les Cyanobactéries. Pendant cette saison, on note également des biomasses importantes d'une diatomée benthique abondante dans les biofilms littoraux. Sa présence pourrait être attribuée aux pluies automnales importantes, qui auraient favorisé la dérive de ce taxon jusqu'en zone pélagique. En fin d'année (hiver), la biomasse reste faible et dominée par les Cryptophycées et les diatomées.

La dynamique interannuelle du phytoplancton montre que depuis 2010 la biomasse est stable. Par contre on observe une augmentation de la biomasse des diatomées depuis 1974. On observe également une raréfaction des groupes fonctionnels indicateurs de conditions eutrophes et, a contrario, une augmentation de la biomasse relative des groupes fonctionnels indicateurs de lacs oligotrophe. Ceci est aussi confirmé par l'évolution de l'indice trophique de Brettum qui place actuellement le lac en état meso-faiblement eutrophe.

On remarque également que depuis 2010, les biomasses annuelles maximales ne sont plus observées en été ou en automne, mais elles sont observées au printemps, ce qui est aussi un signe de ré-oligotrophisation du lac.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor: 41 pp.
- Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.
- Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.
- Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway: 102 pp.
- Druart, J.C. & Rimet F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.
- Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DEC0470, INRA Thonon, France: 45 pp.
- Kaiblinger, C., Anneville, O., Tadonleke, R., Rimet, F., Druart, J. C., Guillard, J. & Dokulil, M. T. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- Padisak J., Crossetti L.O. & Naselli-Flores L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Pelletier, J. P. & Orand, A., 1978a. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Pelletier, J. P. & Orand, A., 1978b. Bouteille à prélèvement intégré - Mode d'emploi. INRA Thonon, France: 9 pp.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- Rimet F., 2013. Phytoplancton du Léman. Campagne 2012. Rapport Cipel: pages 82-93.
- Russel-Hunter, 1970, *Aquatic productivity*, New-York.
- Schelske and E. F. Stoermer, 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. *Science* 173 : 423-424.
- Utermohl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol.* 9: 1-38.
- Weaver, W. & Shannon, C. E., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K., Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S. & Urbanic, G., 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

PRIMARY PRODUCTION AND CHLOROPHYLL A BIOMASS IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2013

PAR

Rémy D. TADONLEKE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR CARTEL), BP 511, F-74203 THONON-LES-BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2013, 21 campagnes de prélèvement ont été effectuées à la station SHL2 du Léman afin d'évaluer l'évolution temporelle de la production primaire (PP) et de la biomasse chlorophyllienne (Chl a), en rapport avec le contrôle des apports du phosphore dans le lac. L'analyse des données montre que la biomasse chlorophyllienne, caractéristique de celles des milieux aquatiques oligo-mésotrophes, a légèrement baissé comparée à l'année 2012, et cela en accord avec la diminution des stocks de phosphore notée par ailleurs dans la zone 0-30 m entre 2012 et 2013. A l'inverse, la production primaire nette par an semble avoir augmenté en comparaison avec l'année 2012. Cependant l'absence de différence significative dans les vitesses moyenne annuelle de production par incubation suggère que cette augmentation de la production primaire nette par an pourrait être au moins en partie liée au mode de calcul de cette variable. La baisse de la biomasse phytoplanctonique observée semble indiquer que la réduction des apports de phosphore dans le lac donne des résultats positifs et que les efforts de réduction, ou au moins de stabilisation des faibles concentrations de P dans le lac doivent continuer.

SUMMARY

During 2013, 21 sampling campaigns were carried out at the SHL2 plant of Lake Geneva to assess the temporal trend of the primary production (PP) and chlorophyll biomass (Chl a) in connection with the control of phosphorus input in the lake. Data analysis showed that the chlorophyll biomass characteristic of those oligo-mesotrophic aquatic areas fell slightly compared to 2012 in accordance with declining phosphorus stocks noted elsewhere in the 0-30 layer between 2012 and 2013. Conversely, net primary production per year appears to have increased in comparison with the year 2012; however, no significant difference in the average annual production rates by incubation suggests that this increase in net primary production per year could be at least partly related to the calculation of this variable. The decline in phytoplankton biomass observed suggests that the reduction of phosphorus in the lake is yielding positive results and that effort to reduce, or at least stabilise low concentrations of P in the lake should continue.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de production primaire (PP) et de biomasse phytoplanctonique (estimée par la chlorophylle *a*) dans le Léman au cours de l'année 2013. L'évolution des mêmes variables phytoplanctoniques au cours des 14 années précédentes (1999-2012) est également présentée pour comparaison avec l'année 2013.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé entre le 28 janvier et le 16 décembre 2013 aux profondeurs habituelles (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m). Vingt et une (21) campagnes ont été réalisées. Toutefois, en raison de problèmes météorologiques, la PP et la transparence de l'eau n'ont pas pu être mesurées le 3 avril, le 1 août et le 12 novembre. Par conséquent, ces données ne sont pas présentées. Les méthodes d'analyse mises en œuvre sont les mêmes que celles utilisées lors des années précédentes. La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque blanc de 30 cm de diamètre. La chlorophylle *a* (Chl *a*), utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre (STRICKLAND et PARSONS, 1968). La PP a été mesurée par l'incorporation du ¹⁴C par le phytoplancton (STEEMAN-NIELSEN, 1952). La PP mesurée a été convertie en production journalière à l'aide du facteur 2.22 (PELLETIER 1983), pour comparaison avec les quatorze dernières années (1999-2012). Dans le cadre de la comparaison interannuelle, la biomasse chlorophyllienne et la PP ont été intégrées dans la zone 0-30 m. La PP nette annuelle a été estimée en considérant qu'elle représente 60 % de la PP annuelle mesurée, c'est-à-dire de la production brute (LEBOULANGER, comm. pers.). Les relations entre variables sont examinées à l'aide de régressions simples après transformation logarithmique des données.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 RÉPARTITION VERTICALE

La répartition verticale de la biomasse et de la production phytoplanctoniques dans la zone 0 – 30 m au cours des 21 campagnes de prélèvement est illustrée sur la figure 1. Les variables phytoplanctoniques calculées à partir de ces données, ainsi que la transparence de l'eau sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Principaux paramètres de la production primaire dans la zone 0-20 m. ΣA : production primaire totale lors de l'incubation ; PP : production primaire journalière calculée ; Amax : production maximale lors de l'incubation correspondant à la biomasse Chl a max ; Tds : profondeur de disparition du disque de Secchi ; nd : non déterminé.

Table 1 : Main primary production parameters in the 0-20 m zone : ΣA : total primary production during the incubation period ; PP : calculated daily primary production ; Amax : maximum production during incubation period ; Tds : water transparency ; nd: not determined.

| | ΣA (mgC.m ⁻² .inc ⁻¹) | PP (mgC.m ⁻² .j ⁻¹) | A max (mgC.m ⁻³ .inc ⁻¹) | Chl à Amax (mg.m ⁻³) | Chl a (0-20 m) (mg.m ⁻²) | Tds (m) |
|------------|---|---|--|-------------------------------------|---|------------|
| 28/01/2013 | 247 | 542 | 36 | 2,4 | 46,6 | 8,5 |
| 14/02/2013 | 818 | 1799 | 68 | 1,7 | 36,1 | 12,2 |
| 18/03/2013 | 231 | 509 | 20 | 5,3 | 111,0 | 7,7 |
| 26/03/2013 | 821 | 1806 | 101 | 7,9 | 158,2 | 6,2 |
| 03/04/2013 | nd | nd | nd | nd | 296,5 | nd |
| 15/04/2013 | 425 | 935 | 82 | 6,6 | 174,0 | 4,7 |
| 29/04/2013 | 716 | 1575 | 65 | 6,7 | 87,5 | 3,7 |
| 13/05/2013 | 1052 | 2315 | 148 | 5,8 | 94,0 | 4,8 |
| 27/05/2013 | 479 | 1055 | 46 | 3,7 | 54,6 | 7,2 |
| 11/06/2013 | 607 | 1336 | 47 | 5,1 | 61,8 | 10,6 |
| 01/07/2013 | 431 | 949 | 42 | 2,6 | 46,3 | 9,8 |
| 17/07/2013 | 279 | 613 | 25 | 5,2 | 52,6 | 9,9 |
| 01/08/2013 | nd | nd | nd | nd | 49,5 | nd |
| 12/08/2013 | 1174 | 2582 | 115 | 3,1 | 69,5 | 6,5 |
| 26/08/2013 | 814 | 1792 | 86 | 4,4 | 80,3 | 5,6 |
| 11/09/2013 | 643 | 1414 | 66 | 2,9 | 60,7 | 5,2 |
| 24/09/2013 | 614 | 1350 | 69 | 3,5 | 61,0 | 6,2 |
| 21/10/2013 | 301 | 662 | 35 | 2,5 | 46,7 | 8,7 |
| 12/11/2013 | nd | nd | nd | nd | 42,7 | nd |
| 04/12/2013 | 109 | 241 | 14 | 1,9 | 35,5 | 11,3 |
| 16/12/2013 | 162 | 357 | 20 | 1,2 | 24,4 | 13,6 |

Les valeurs de PP et Chl α , qui étaient relativement faible à la première campagne (< 22 mgC.m⁻³.inc⁻¹ et 2 mg.m⁻³), ont augmenté progressivement dès le 14 février et atteint les maxima dès le 3 avril pour la Chl α (~33 mg.m⁻³ à 7,5 m) et le 13 mai pour la PP (148 mgC. m⁻³.inc⁻¹ à 2 m). Elles ont diminué ensuite assez rapidement au fil des dates, et à la dernière date de prélèvement étaient beaucoup plus faible que celles de la première campagne (Fig. 1).

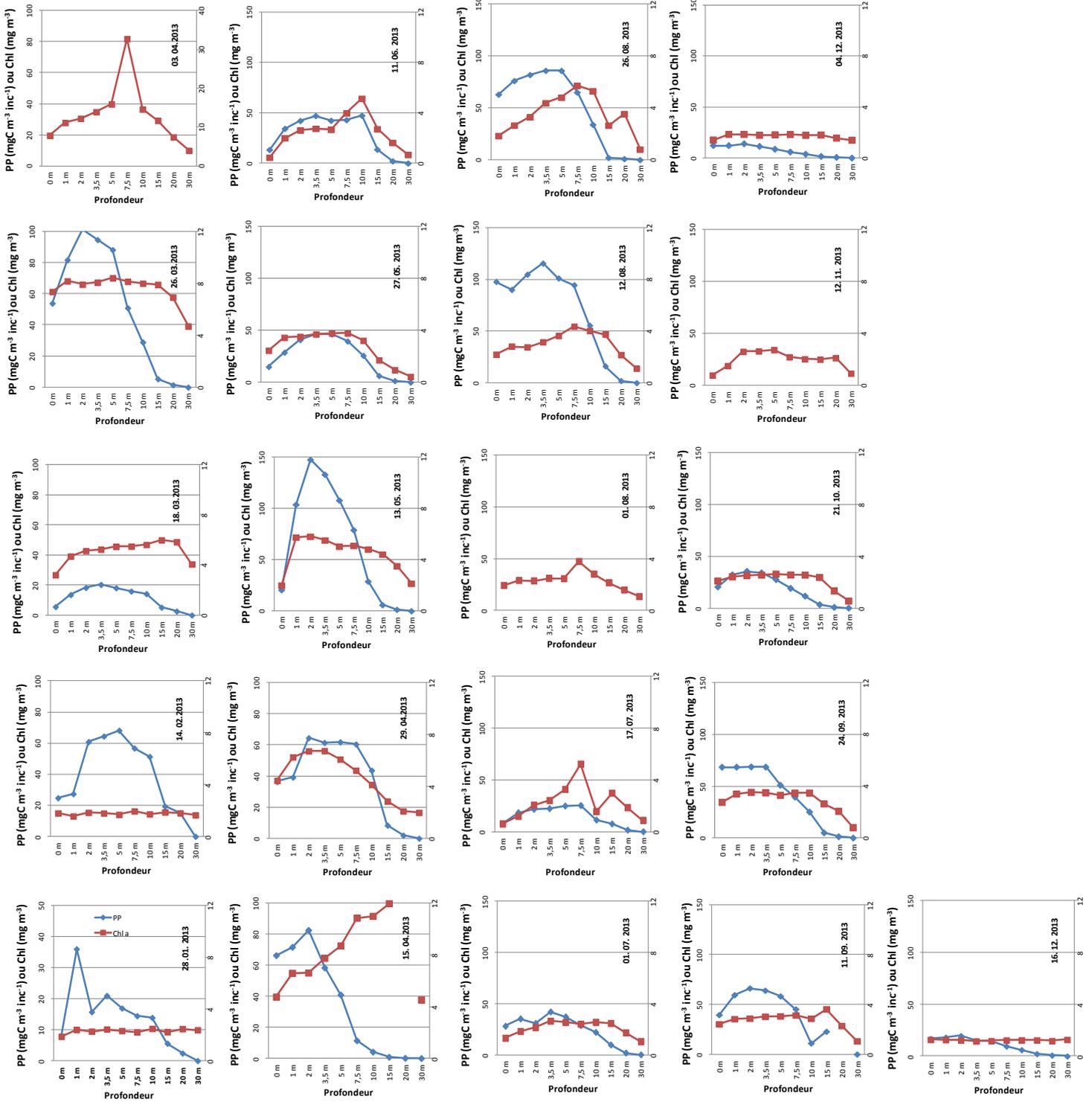


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (losange bleu, axe des ordonnées de gauche) et de la biomasse chlorophyllienne (carré rouge, axe des ordonnées de droite) au point SHL2 du 28 janvier au 16 décembre 2013. Notez les différences des échelles des axes pour la production primaire et pour la chlorophylle a.

Figure 1 : Vertical profiles of primary production (blue diamond, left axis) and the chlorophyll biomass (red square, right axis) at SHL2 from January 28 to December 16, 2013. Note the differences in the axes scales for primary production and chlorophyll a.

3.2 EVOLUTION SAISONNIÈRE DES VARIABLES MESURÉES

L'évolution saisonnière de la transparence des eaux (profondeur de disparition du disque blanc, faisant office de disque de Secchi) montre que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées le 11 février, entre le 11 juin et le 15 juillet et lors des deux dernières campagnes de prélèvement (Fig. 2A). Bien que plus élevée, la valeur moyenne (annuelle) de cette transparence en 2013 (7,9 m) n'était pas significativement différente de celle de 2012 (6,4 m) ($P = 0,07$). La transparence de l'eau pour cette année 2013 était significativement corrélée, négativement à la Chl *a* intégrée dans la zone 0-10 m, cette dernière expliquant 52% de sa variance ($P < 0.05$).

L'évolution saisonnière de la Chl *a* intégrée dans la zone 0-20 m (= Chl *a* 0-20 m) montre une grande différence avec celle de la PP intégrée dans la même zone (Fig. 2 B, C). La Chl *a* 0-20 m augmente assez rapidement dès le 18 mars, atteint un pic le 3 avril et baisse progressivement jusqu'à la fin de l'année. A l'opposé la PP 0-20 m montre une variabilité importante d'une campagne de prélèvement à l'autre, sans aucune tendance saisonnière apparente. Comme conséquence, ces deux n'étaient pas significativement corrélées, comme déjà observé en 2012 (TADONLEKE, 2013). Aucune différence significative n'a été trouvée entre les moyennes de ces variables (PP et Chl *a*) mesurées en 2013 ($551 \pm 308 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{inc}^{-1}$ et $80 \pm 63 \text{ mg.m}^{-2}$) et celles mesurées en 2012 (respectivement $1018 \pm 807 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{inc}^{-1}$ et $98 \pm 53 \text{ mg.m}^{-2}$) ($P > 0,11$). Il en était de même pour la production par unité de biomasse ($31 \pm 39 \text{ mgC.m}^{-3}.\text{mgChl a}^{-1}.\text{inc}^{-1}$ en 2012 contre $17 \pm 9,8 \text{ mgC.m}^{-3}.\text{mgChl a}^{-1}.\text{inc}^{-1}$ en 2013) ($P = 0.81$).

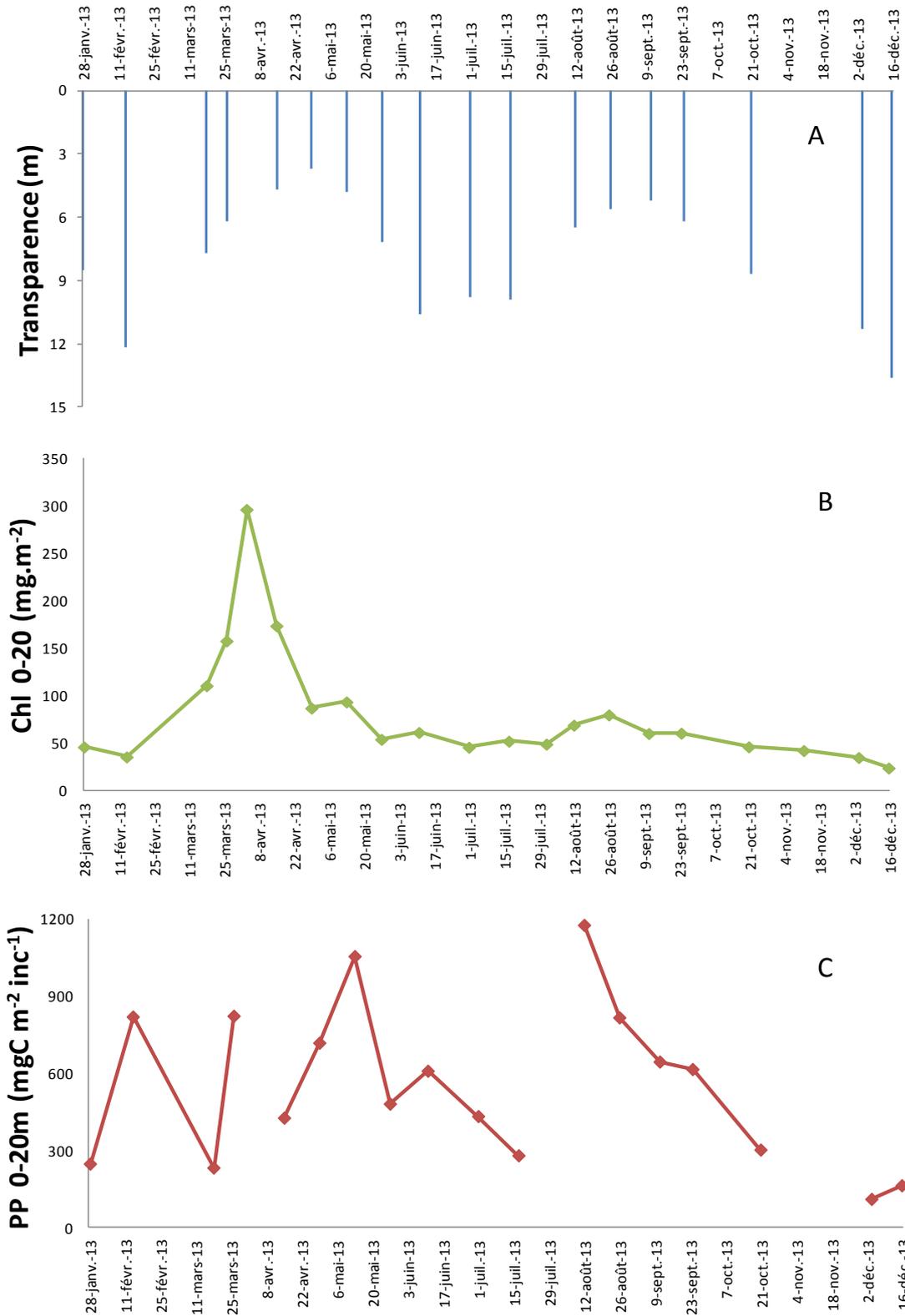


Figure 2 : Evolution saisonnière de la transparence des eaux (A), de la chlorophylle *a* intégrée dans la zone 0-20 m (B) et de la production primaire intégrée dans la zone 0-20 m (C) au point SHL2 du 28 janvier au 16 décembre 2013. Les interruptions dans la figure C correspondent aux dates au cours desquelles la production primaire n'a pas été mesurée.

Figure 2 : Seasonal trend of water transparency (A), chlorophyll *a* integrated in the 0-20 layer (B) and primary production integrated in the 0-20 layer (C) at SHL2 from January 28 to December 16. The interruptions in Figure C correspond to the dates at which primary production was not measured.

3.3 COMPARAISON DE L'ANNÉE 2013 AUX QUATORZE ANNÉES PRÉCÉDENTES (1999-2012)

L'évolution entre 1999 et 2013 des moyennes annuelles de la Chl a et de la PP nette intégrée dans la zone 0-30 m est présentée sur la figure 3. Pour la Chl a , la moyenne de 2013 (100 mg.m^{-2}) se situe parmi les plus faibles valeurs enregistrées au cours de cette série chronologique, et a légèrement baissé comparée à l'année 2012 (116 mg.m^{-2}), bien que la différence ne soit pas significative ($P = 0,24$). Cette légère baisse de la biomasse phytoplanctonique semble en accord avec la baisse observée au niveau des stocks du phosphore total et de phosphate dans la zone 0-30 m entre 2012 et 2013 (SAVOYE et al. 2014, ce volume). Contrairement à la Chl a , la PP nette (par an) dans la zone 0-30 m semble avoir considérablement augmenté de 2012 ($375 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) à 2013 ($536 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) (Fig. 3), en dépit de la baisse des stocks de phosphore (P) notée. Cette baisse des stocks de P et l'absence de différence significative entre les années 2012 et 2013 pour les valeurs de PP par incubation dans les zones 0-20 m et 0-30 m (voir les résultats plus haut) suggèrent que cette augmentation de la PP nette (par an) pourrait être le résultat d'un biais dans le mode de calcul de celle-ci et doit donc être interprétée avec prudence, même si des facteurs qui stimulent la production du phytoplancton pourraient aussi avoir joué un rôle dès l'hiver. A titre d'exemple, les fortes valeurs (non habituelles) de PP journalières dans la zone 0-30 m entre le 28 janvier et le 26 mars 2013 ($521, 1410, 431$ et $1623 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$), plus élevées que celles mesurées entre le 11 janvier et le 18 mars 2012 ($270, 418, 598$ et $1257 \text{ mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) sont susceptibles d'entraîner une surestimation de la PP calculée sur l'année, du fait d'un espacement plus grand entre les dates de prélèvement en hiver.

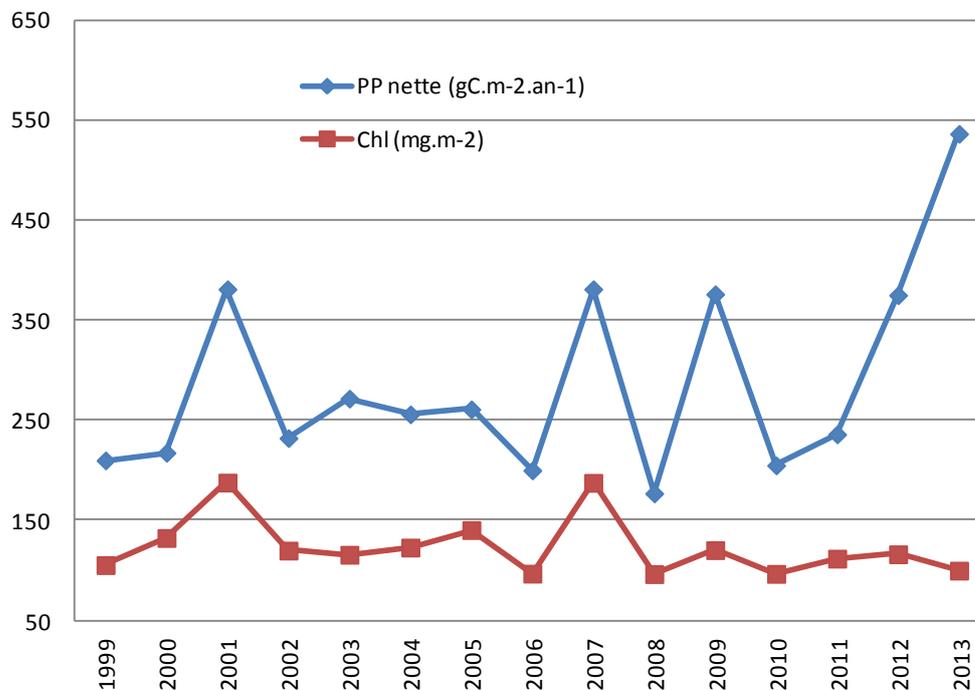


Figure 3 : Evolution inter-annuelle de la production primaire nette (losange) et de la biomasse chlorophyllienne (carré) intégrées dans la zone 0-30 m au point SHL2 entre 1999 et 2013.

Figure 3 : Inter-annual trend of net primary production (diamond) and chlorophyll biomass (square) integrated in the 0-30 layer at SHL2 between 1999 and 2013.

4. CONCLUSION

L'analyse des données de l'année 2013 montre que la biomasse phytoplanctonique, caractéristiques de celles des milieux aquatiques oligo-mésotrophes, a légèrement baissé comparée à l'année 2012, et cela en accord avec la diminution des stocks de phosphore notée par ailleurs dans la zone 0-30 m entre 2012 et 2013. A l'inverse, la production primaire nette par an a augmenté comparée à 2012. Cependant l'absence de différence significative dans la vitesse moyenne annuelle de production par incubation suggère que cette augmentation de la production primaire nette par an pourrait être au moins en partie liée au mode de calcul de cette variable. La baisse de biomasse phytoplanctonique observée semble indiquer que la réduction des apports de phosphore dans le lac donne des résultats positifs escomptés et que les efforts de réduction, ou au moins de stabilisation des faibles concentrations de P dans le lac doivent continuer.

REMERCIEMENTS

R. D. Tadonléké et la CIPEL remercient Pascal PERNEY pour l'échantillonnage et les mesures de production primaire, Jean-Christophe HUSTACHE pour l'échantillonnage, et Brigitte LEBERRE pour les analyses de la chlorophylle *a*.

BIBLIOGRAPHIE

- PELLETIER, J.P. (1983) : Mesure de la production primaire en milieu aquatique : problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. Rev. Fr. Sci. Eau, 2, 339-366.
- STEEMAN-NIELSEN, E. (1952) The use of radioactive carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.
- SAVOYE L., QUETIN P et KLEIN A. (2014) Evolution physico-chimiques des eaux du Léman (éléments majeurs) et données météorologiques. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, ce volume.
- TADONLEKE R. D. (2013) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2012.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2013

PAR

Leslie LAINE et Marie-Elodie PERGA

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON LES BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Le printemps particulièrement froid et pluvieux n'a altéré ni l'abondance, ni la dynamique saisonnière du zooplancton en 2013. Le pic d'abondance printanier atteint des effectifs de 850 000 ind.m⁻² comparables à ceux des années précédentes, et marque une phase des eaux claires au 27 mai, c'est à dire sans délai notable par rapport aux années à printemps plus chauds. Seuls les Daphnies et les Calanoïdes ont montré une reprise de croissance estivale ou automnale sans qu'il ne s'agisse d'un phénomène exceptionnel. Les processus régulant la dynamique interannuelle du zooplancton crustacéen semblent complexes et mêlent à la fois des contrôles ascendants (par la qualité nutritionnelle du phytoplancton) et descendants (par la pression de prédation des poissons zooplanctonophages) sur la chaîne alimentaire tandis que l'effet direct du climat semble moins évident.

SUMMARY

Seasonal dynamics and overall abundance of crustacean zooplankton were not significantly altered by the particularly cold and rainy conditions of spring 2013. The spring abundance peak reached 850,000 ind.m⁻²; these values were similar to previous years, and placed the clear-water phase at May 27, i.e. without noticeable delay compared to the years with warmer springs. Only Daphnia and Calanoids showed a second growth phase in summer and early autumn, which is not an exceptional phenomenon. Processes regulating the inter-annual dynamics of crustacean zooplankton seemed complex and a mix of both bottom-up (by the nutritional quality of phytoplankton) and top-down (predation by zooplanktivorous fish) controls on the food chain while direct climatic effects were less obvious.

1. INTRODUCTION

En faisant le lien entre producteurs primaires et consommateurs secondaires, le zooplancton joue un rôle clé dans le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème. Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Le suivi de la CIPEL porte sur les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille est supérieure à 200 µm) récoltés dans le domaine pélagique. D'autres organismes zooplanctoniques, tels que les rotifères ou les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce (*Dreissena polymorpha*), sont toutefois récoltés par cette méthode d'échantillonnage. Ces groupes planctoniques feront donc l'objet d'une partie complémentaire en fin de ce rapport.

En 2013, 21 campagnes de prélèvements ont été réalisées et chaque prélèvement a pu faire l'objet de comptage puisque le problème de trop fortes abondances d'algues filamenteuses n'a pas été rencontré cette année.

Ce document traite (i) des biovolumes sédimentés, (ii) de la composition spécifique de la communauté zooplanctonique et (iii) des autres groupes planctoniques observés dans les échantillons 2013 ainsi que (iv) des tendances inter-annuelles observées sur la communauté crustacéenne du Léman.

2. MÉTHODOLOGIE

L'échantillonnage, d'abord mensuel puis bi-mensuel à partir du mois de mars, s'effectue à la station SHL2, située au milieu du lac à l'aide d'un filet de vide de maille de 200 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Le filet à zooplancton est jumelé avec un filet à phytoplancton de vide de maille de 64 µm.

Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Par la suite, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. Pour chaque catégorie taxonomique, le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

$$\text{Abondance} = N_{\text{ind.ss.ech}} \times \frac{V_{\text{ech.total}}}{V_{\text{ss.ech}}} \times \frac{H_{\text{filtrée}}}{V_{\text{filtré}}}$$

Où: $N_{\text{ind.ss.ech}}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $V_{\text{ech.total}}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $V_{\text{ss.ech}}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), $H_{\text{filtrée}}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{\text{filtré}}$ le volume filtré par le filet (4.81 m3).

3. RÉSULTATS

3.1 BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

Au cours de l'année 2013, le biovolume sédimenté de zooplancton (figure 1) présente des variations saisonnières importantes, de 21 ml.m⁻² (03 avril) à 311 ml.m⁻² (27 mai et 01 août). Le profil temporel décrit une phase avec des biovolumes forts de mai à août qui atteignent leur valeur maximale le 27 mai, puis une décroissance progressive à partir de l'automne. Le biovolume zooplanctonique maximal et le minimum de biomasse phytoplanctonique coïncident et placent la phase des eaux claires le 27 mai. En 2013, cette date ne correspond cependant pas au maximum de transparence des eaux puisque le printemps a été particulièrement pluvieux conduisant à une turbidité importante et indépendante des particules algales présentes dans l'eau.

Les faibles biomasses phytoplanctoniques estivales ont permis le maintien d'eaux relativement transparentes durant tout l'été (entre 8.1 et 5.2m) (Rimet 2014).

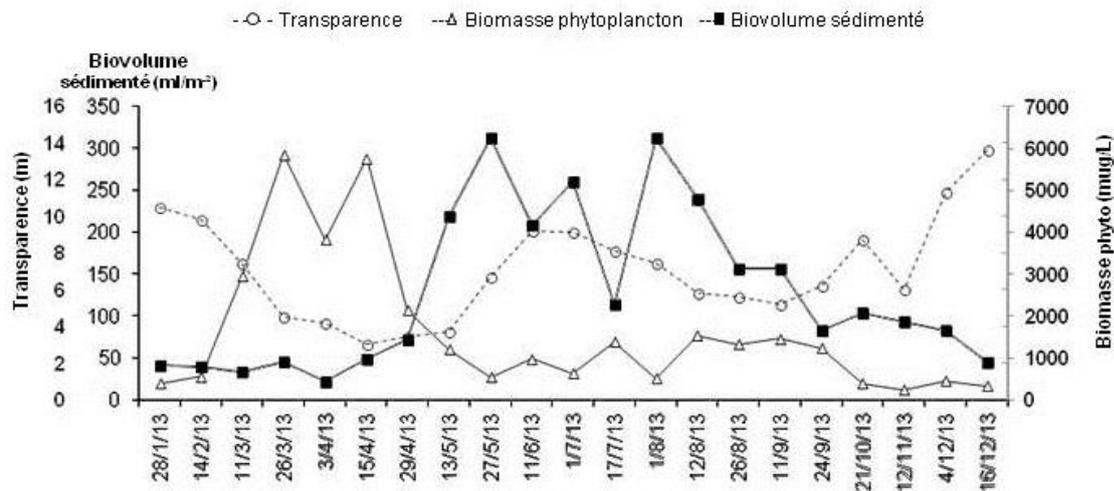


Figure 1 : Evolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton, de la biomasse phytoplanctonique et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi en 2013 (Léman, SHL2).

Figure 1: Seasonal changes in the settled zooplankton biovolume, phytoplankton biomass and Secchi disk transparency in 2013 (Lake Geneva, SHL2).

3.2 COMPOSITION SPÉCIFIQUE DE LA BIOCÉNOSE CRUSTACÉENNE

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes. En 2013, les copépodes représentent 81.0% de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des cyclopoïdes et des calanoïdes. Comme en 2012, les calanoïdes sont plus abondants, représentant 46,0% de l'abondance crustacéenne totale contre 35,0% pour les cyclopoïdes.

Les calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*. Comme en 2010, trois espèces de cyclopoïdes ont été observées en 2013 : *Cyclops prealpinus* (28.9% de l'abondance totale des copépodes), *C. vicinus* (2,8%) et *Macrocyclus albidus* (0.01%). Le reste des copépodes est représenté par les stades naupliens.

La classe des branchiopodes est représentée par un unique ordre, celui des cladocères, qui en 2013 représente 19.0% de la communauté zooplanctonique crustacéenne. En termes d'effectifs, cet ordre est largement dominé dans le Léman par les espèces du complexe *Daphnia longispina* (composé de *D. longispina* et *D. galeata* ainsi que de leurs hybrides), qui représentent 90.0% de l'ensemble des branchiopodes, les autres taxons étant minoritaires [*Eubosmina longispina* (3.8%), *Leptodora kindtii* (1.9%) et *Bythotrephes longimanus* (4.2%)].

3.3 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU ZOOPLANCTON EN 2013

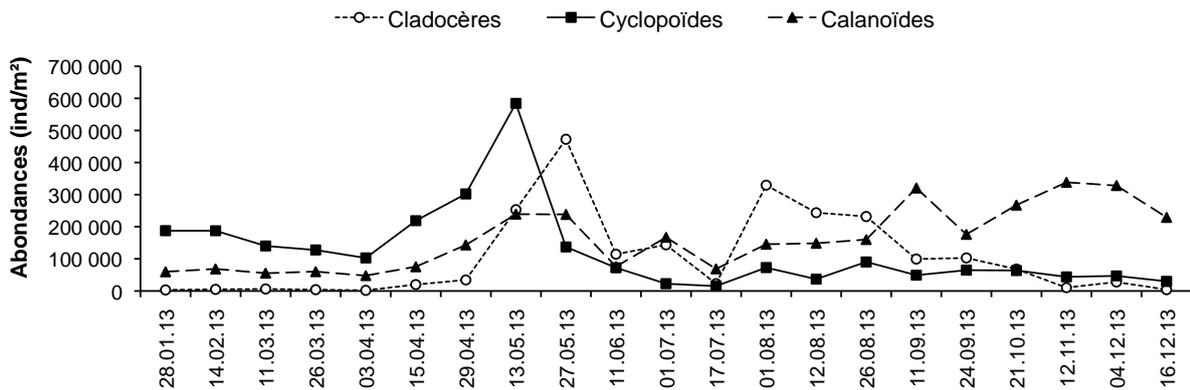


Figure 2 : Evolution saisonnière du peuplement crustacéen en 2013 (Léman, SHL2)

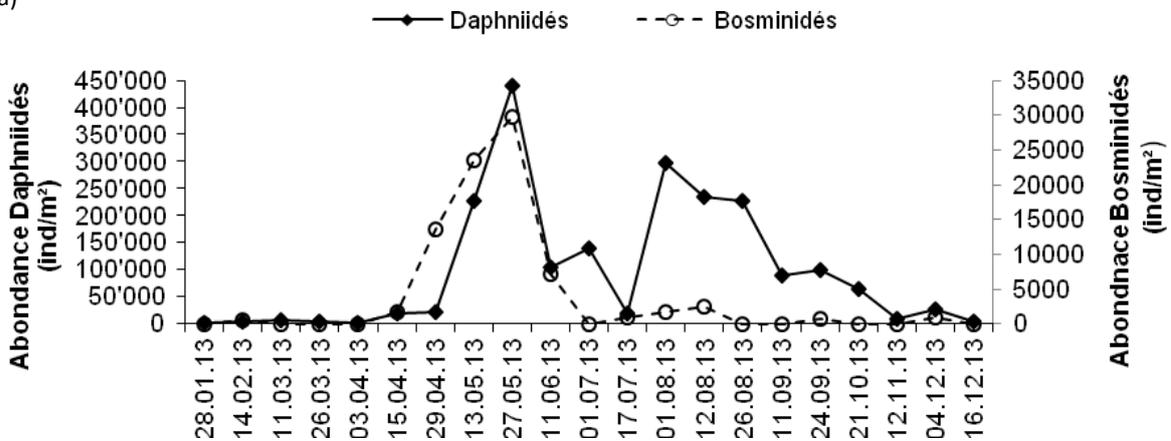
Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of crustaceans in 2013 (Lake Geneva, SHL2)

Tous les taxons crustacéens montrent un pic d'abondance printanier. Le pic d'abondance des cyclopoïdes (585 000 ind.m⁻²), atteint le 13 mai, est le plus précoce. Les abondances des calanoïdes et des cladocères atteignent leurs maxima à des valeurs respectives de 238 000 ind.m⁻² et 473 000 ind.m⁻², deux semaines plus tard, à la date de la phase des eaux claires.

Les abondances zooplanctoniques totales sont faibles en début d'été (de 200 000 à 50 000 ind.m⁻²). Les cladocères montrent un second pic d'abondance dès le début du mois d'août avec des effectifs qui culminent à 329 000 ind.m⁻². Cette reprise de croissance ne correspond pas à un nouveau pic d'abondance phytoplanctonique mais plutôt à la transition entre les cortèges algaux plus typiquement estivaux (diatomées, cryptophycées) et ceux automnaux capables de pousser en profondeur à de plus faibles luminosité (chrysophycées et dinophycées) (RIMET 2014). Le second pic d'abondance des calanoïdes est plus tardif et culmine à 320 000 ind.m⁻². Ce pic correspond à une reprise de croissance des diatomées en automne en début de déstratification. Comme souvent, les calanoïdes dominent ensuite la population zooplanctonique en fin d'automne et hiver.

Une approche plus spécifique révèle une dynamique saisonnière différente des espèces au sein même des différentes classes zooplanctoniques.

a)



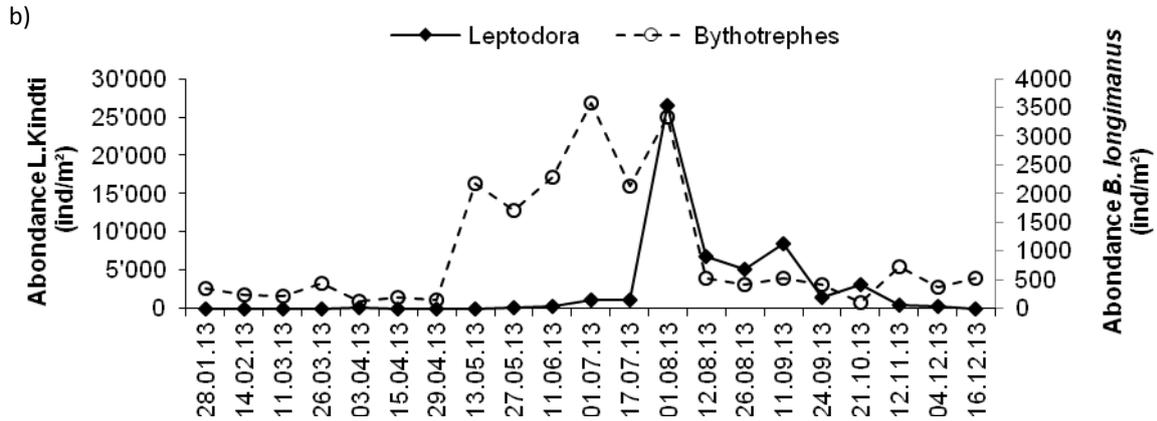


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopes Cladocères a) herbivores b) carnivores.

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous (a) and carnivorous (b) Branchiopoda in 2013 (Lake Geneva, SHL2).

Le pic printanier des cladocères herbivores correspond en 2013 à une augmentation simultanée de l'abondance des Daphniidés et des Bosminidés, avec des effectifs respectifs de 441 000 ind.m⁻² et de 30 000 ind.m⁻² (figure 3a). Les Bosminidés sont représentés exclusivement par l'espèce *E. longispina*.

A partir de juillet, et ce jusqu'à la fin de l'année, les abondances des bosminidés demeurent faibles de l'ordre du millier d'ind.m⁻². Les daphniidés montrent un deuxième pic au cours du mois d'août avec des effectifs de l'ordre de 300 000 ind.m⁻², puis une diminution progressive au cours de l'automne.

Les grands cladocères prédateurs, *B. longimanus* et *L. kindtii*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude (figure 3b). Le pic de *B. longimanus* a lieu le 01 juillet avec un effectif de 3 586 ind.m⁻² et montre un deuxième pic un mois après (le 01 août) en même temps que le pic de *L. kindtii* pour un effectif de 26 500 ind.m⁻².

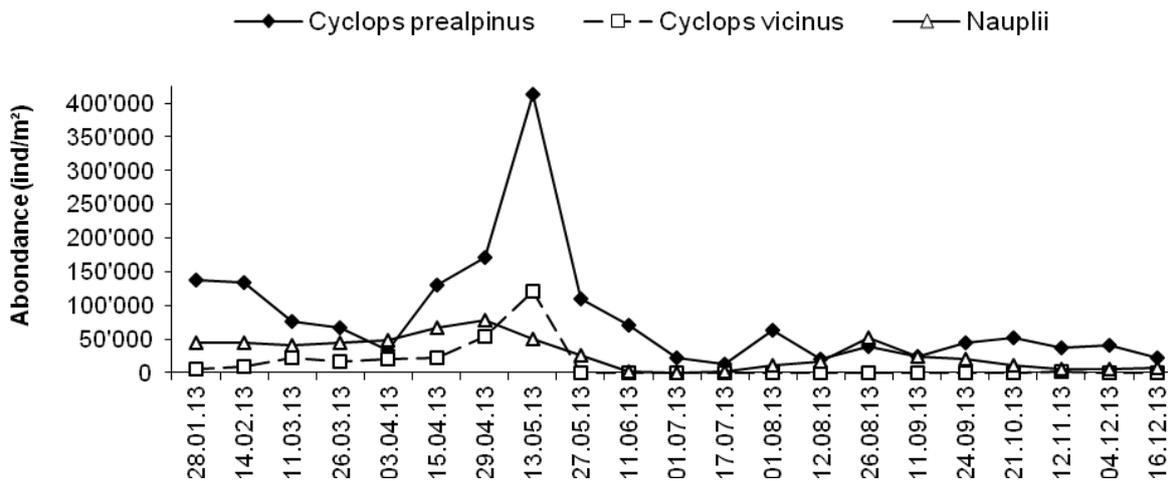


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2013 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of cyclopids in 2013 (Lake Geneva, SHL2).

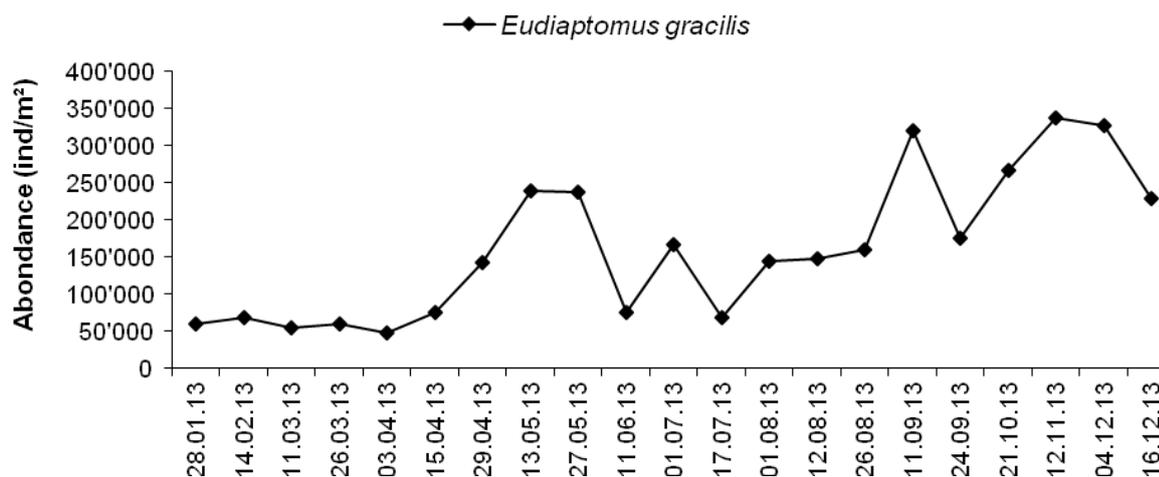


Figure 5 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2013 (Léman, SHL2).
 Figure 5 : Seasonal changes in the abundance calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2013 (Lake Geneva, SHL2).

Cette année encore, la dynamique saisonnière des cyclopoïdes et calanoïdes est différente (figure 4 & 5).

Les cyclopoïdes sont essentiellement représentés par le genre cyclops et l'espèce *C. prealpinus* est dominante par rapport à *C. vicinus* (figure 4). La biomasse algale présente un pic entre la fin mars et mi avril (RIMET, 2014), ce qui coïncide avec le développement des populations de cyclopoïdes. Le maximum printanier des cyclopoïdes est atteint le 13 mai avec des abondances de 412 500 ind.m⁻² pour *C. prealpinus* et de 121 200 ind.m⁻² pour *C. vicinus*. L'abondance des deux espèces de *Cyclops* s. et des *nauplii* décroît ensuite pour rester à des effectifs <100 000 indm⁻² jusqu'à la fin de l'année.

Le calanoïde *E. gracilis* (figure 5) présente un pic d'abondance au printemps, autour de la phase des eaux claires, avec des effectifs de 238 000 ind.m⁻². A partir d'août et ce jusqu'à la fin de l'année, l'abondance de cette espèce va rester élevée avec des effectifs culminants à 330 000 ind.m⁻².

3.4 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

Les larves véligères de la moule zébrée apparaissent chaque année en période estivale mais depuis 2011, à des abondances faibles (maximum <10 500 ind.m⁻²) (Figure 6).

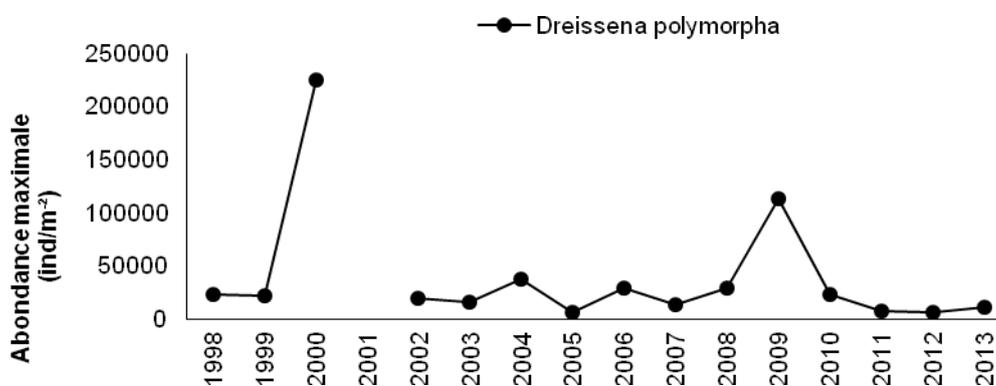


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance maximale des larves planctoniques de *Dreissena polymorpha* (Léman, SHL2).

Figure 6 : Inter-annual changes in the maximum abundance of the planktonic larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Lake Geneva, SHL2).

Quatre espèces de rotifères sont typiquement observées dans les prélèvements.

Asplanchna priodonta et *Notholca caudata* sont des espèces typiquement printanières, dont l'apparition coïncide avec la reprise phytoplanktonique (Figure 7). *Asplanchna priodonta* présente, cette année, une dynamique bimodale avec un premier pic d'abondance le 13 mai avec un effectif de 98 000 ind.m⁻², suivi d'un deuxième pic le 24 septembre, avec un effectif de 91 000 ind.m⁻². Le pic de *Notholca caudata* se situe, quant à lui, le 29 avril avec un effectif de 3 000 ind.m⁻².

Kellicottia longispina présente également en 2013, une dynamique bimodale. Son premier pic d'abondance se situe le 11 juin avec 108 000 ind.m⁻², suivi d'un deuxième pic le 21 octobre avec 83 000 ind.m⁻² (Figure 7).

Conochilus unicornis n'apparaît que transitoirement en automne 2013 (le 21 octobre) mais à des abondances exceptionnelles de 2 725 000 ind.m⁻².

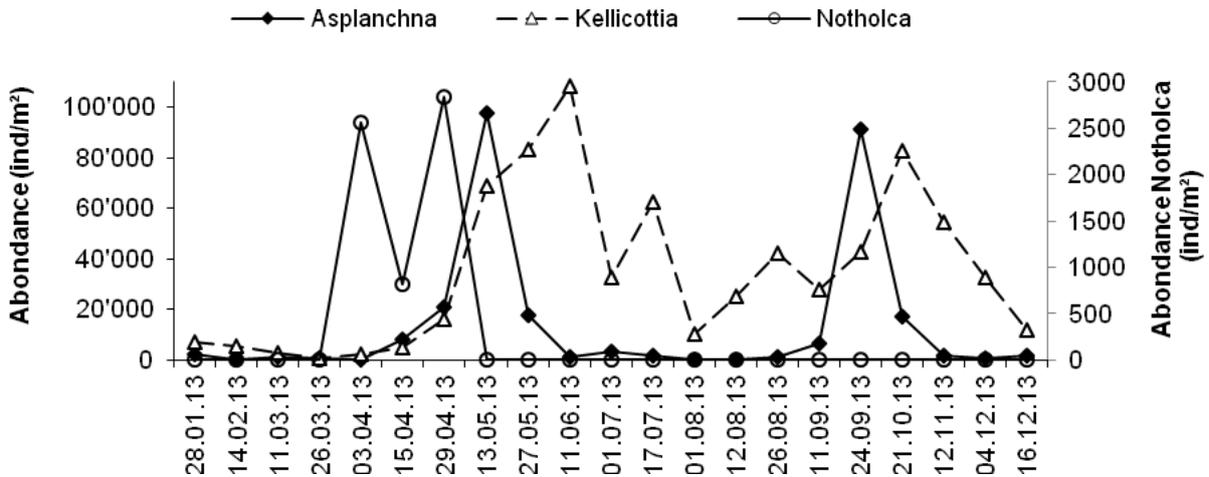
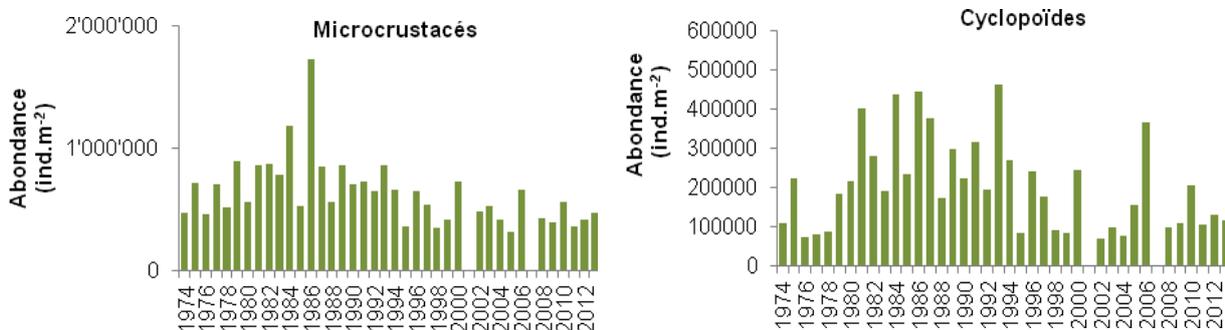


Figure 7 : Evolution saisonnière de l'abondance de quelques rotifères en 2013.

Figure 7: Seasonal patterns in the abundance of some Rotifera taxa in 2013.

3.5 EVOLUTION À LONG-TERME DU ZOOPLANCTON

La figure 8 présente l'évolution interannuelle des moyennes estivales calculées sur la période de mai à septembre.



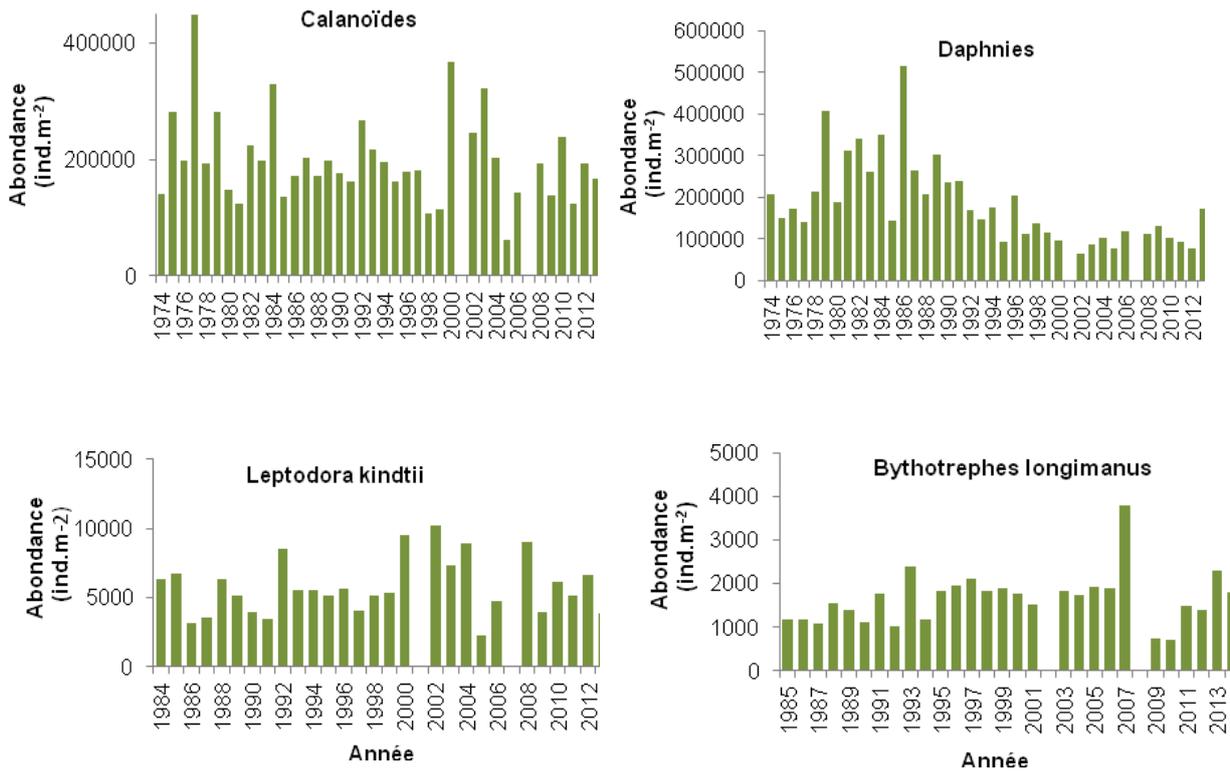


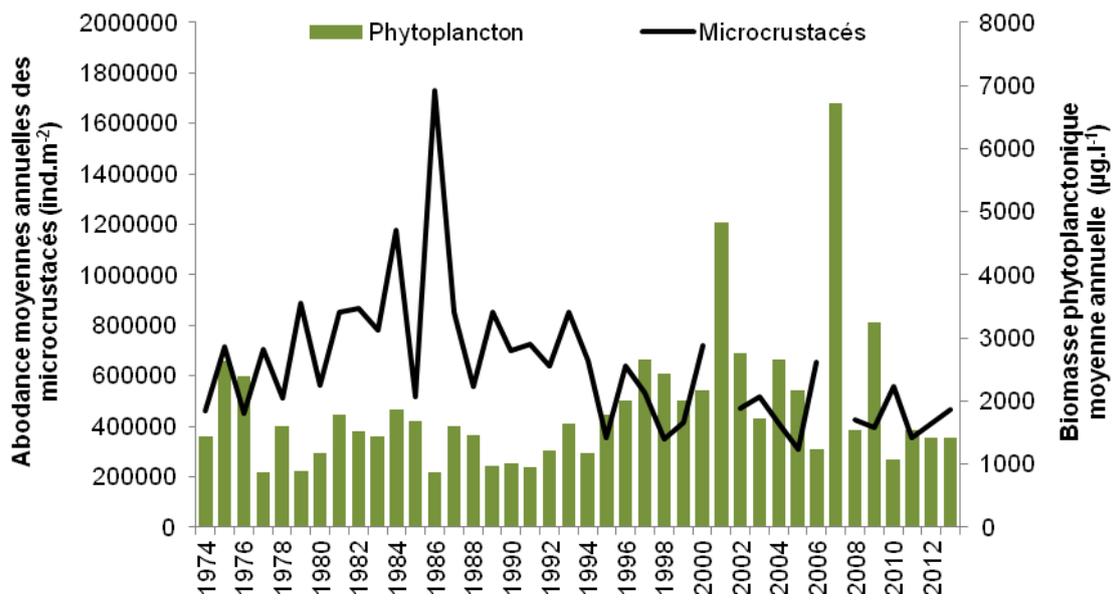
Figure 8 : Evolution interannuelle de l'abondance estivale des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001 et 2007 n'ont pas été incluses.

Figure 8 : Inter-annual changes in summer abundance of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Years 2001 and 2007 were not included.

Les abondances estivales moyennes annuelles des microcrustacés sont stables sur le Léman depuis le début du XXI^{ème} siècle, et environ moitié moindres de celles qui avaient été enregistrées au maximum d'eutrophisation, il y a 30 ans. Cette tendance observée pour la communauté totale se reflète dans les dynamiques interannuelles des Cladocères et des Cyclopoïdes. Longtemps considérée comme révélatrice de la diminution des concentrations en phosphore dans le lac, cette dynamique zooplanctonique à long-terme est toutefois contre-intuitive. La diminution des abondances des micro-crustacés correspond à une période où les biomasses algales sont importantes (Fig. 9a). Cette relation inverse entre évolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique et l'abondance des cladocères notamment a pu aussi être reliée à un contrôle de plus en plus prégnant des poissons zooplanctonophages sur le zooplancton brouteur. En diminuant à la fois l'abondance des brouteurs ainsi que leur taille et donc leur capacité de filtration, la prédation importante par les zooplanctonophages conduit à une accumulation de biomasse phytoplanctonique. Le rôle de plus en plus important des poissons zooplanctonophages sur la chaîne alimentaire, avec ses effets qui cascaded jusqu'au compartiment phytoplanctonique est attribué à une interaction forte entre indirecte changement climatique et la gestion de la pêche (Alric et al, 2013 : Gillet et al, in prep.).

S'il s'agissait toutefois du seul mécanisme en cause, la biomasse phytoplanctonique devrait s'accumuler sans nécessairement d'augmentation dans la production primaire. Ces évolutions découplées des dynamique phyto- et zooplancton conduisent à une réduction de moitié des ratios entre abondances zooplanctoniques et biomasses phytoplanctoniques depuis le milieu des années 1990. Ce ratio traduit l'efficacité du transfert trophique entre la source alimentaire phytoplanctonique et les consommateurs primaires du zooplancton. Ainsi la diminution de la biomasse crustacéenne dans les années 1980 et 1990 et son maintien à des valeurs stables depuis 15 ans reflète la dynamique de cette efficacité au cours des 30 dernières années. Ces changements d'efficacité trophique peuvent être directement reliés à de la qualité nutritionnelle du phytoplancton, et notamment de la diminution de la contribution des algues de petite taille et/ou bonne qualité nutritionnelle (Cryptophycées et Dinophycées, Fig 9b) au détriment des grandes diatomées et zygothécées favorisées par la baisse des concentrations en phosphore dans un contexte de réchauffement climatique (Anneville et al, 2002).

a)



b)

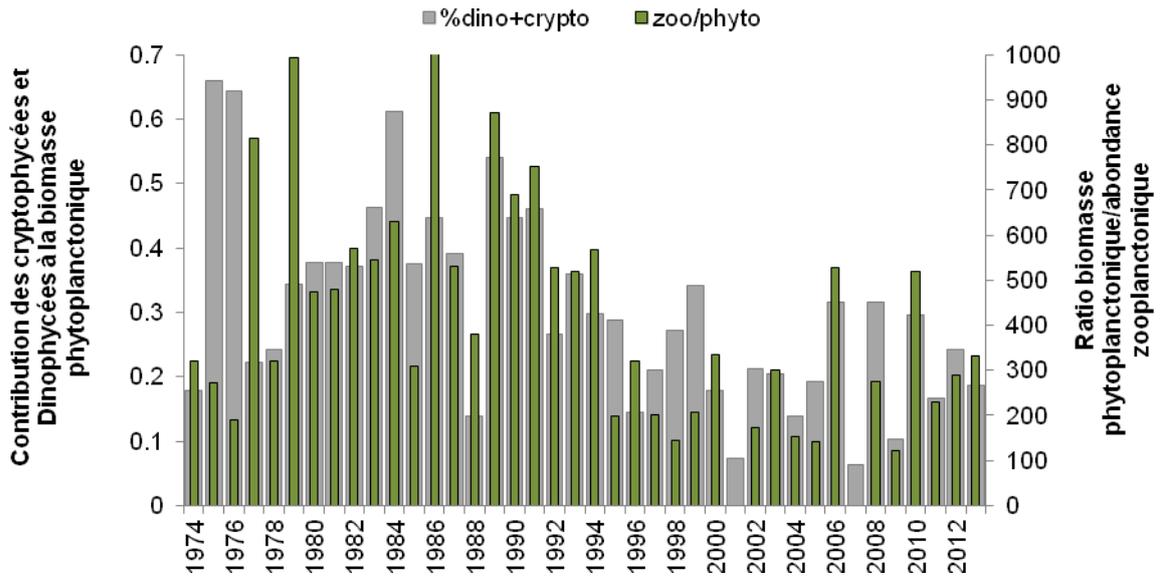


Figure 9 : a. Dynamiques comparées des biomasses phytoplanktoniques et abondances des microcrustacés. b. Dynamiques comparées du rapport zooplancton/phytoplankton et de la proportion d'algues de bonne qualité nutritionnelle à la biomasse phytoplanktonique globale dans le Léman entre 1974 et 2013.

Figure 9 : a. Inter-annual dynamics of phytoplankton biomasses and zooplankton abundances ; b. Temporal changes in the zooplankton/phytoplankton ratio and contribution of algae of good nutritional quality to total phytoplankton biomass between 1974 and 2013 in Lake Geneva.

4. CONCLUSION

Le printemps 2013, particulièrement froid, sombre et pluvieux ne semble pas avoir fondamentalement modifié la dynamique saisonnière du zooplancton dans le Léman, contrairement au lac du Bourget. Le pic d'abondance printanier atteint des effectifs de 850 000 ind.m⁻² comparables à ceux des années précédentes. La phase des eaux claires est observée au 27 mai, sans délai notable par rapport aux années à printemps plus chauds. Les Daphnies et les Calanoïdes ont montré une reprise de croissance estivale ou automnale sans qu'il ne s'agisse d'un phénomène exceptionnel. Les processus régulant la dynamique interannuelle du zooplancton crustacéen semblent complexes et mêlent à la fois des contrôles ascendants et descendants sur la chaîne alimentaire tandis que l'effet direct du climat semble moins évident.

BIBLIOGRAPHIE

- ALRIC B, JENNY JP, BERTHON V, ARNAUD F, PIGNOL C, REYSS JL, SABATIER, PERGA ME (2013) Local forcings affect lake zooplankton vulnerability and response to climate warming. *Ecology* 94:2767-2780
- ANNEVILLE O, SOUISSI S, IBANEZ F, GINOT V, DRUART JC, ANGELI N (2002) Temporal mapping of phytoplankton assemblages in Lake Geneva: Annual and interannual changes in their patterns of succession. *Limnol. Oceanogr.* 47:1355-1366
- RIMET F (2013). Phytoplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2012.
- RIMET F (2014). Phytoplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2012.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2013

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR – 74203 THONON LES BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire des corégones adultes a été étudié à partir de poissons capturés par des pêcheurs professionnels. L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux sont réalisés selon le même protocole depuis 1999. La taille moyenne des corégones échantillonnés était de 44.7 cm.

Comme les années précédentes les corégones présentent une forte sélectivité dans le choix de leurs proies. Ils exercent une pression sélective sur 3 taxons de cladocères : Bythotrephes, Leptodora et daphnies. La contribution relative de ces 3 taxons dominants dans les contenus stomacaux évolue au cours de l'année et est probablement guidée par la disponibilité des proies dans la zone de répartition du corégone. En 2013, les daphnies présentaient une contribution importante de janvier à juin et leur contribution au régime alimentaire printanier montraient une tendance à la hausse sur la période 2001-2013. En hiver, la composition du bol alimentaire était relativement semblable à celle observée ces 6 dernières années. En revanche en automne, la contribution des Leptodora fut moindre alors que celle de Bythotrephes fut très importante.

SUMMARY

Adult whitefish used for diet analyses were caught by professional fishermen. The same sampling and counting protocols have been used since 1999. The mean length of the sampled fishes was 44.7 cm.

As in the previous years, analyses of stomach content indicated a high selectivity by whitefish, the preferred prey being the cladoceran taxa: Bythotrephes, Leptodora and Daphnia. The relative contributions of the three dominant taxa changed during the year because of seasonal changes in prey availability within the area of whitefish distribution. In 2013, Daphnia were more abundant from January to June and in spring, Daphnia's contribution to the whitefish diet has been increasing since 2001. In winter, diet compositions were similar to those observed during the last six previous years. In contrast, in autumn 2013, Leptodora was less abundant and Bythotrephes was more abundant than previously described.

1. INTRODUCTION

En raison de l'impact potentiel du poisson sur le fonctionnement de l'écosystème lacustre et de sa qualité écologique, la CIPEL avait entrepris le suivi du régime alimentaire des principales espèces piscicoles planctonophages afin de mieux évaluer et décrire l'impact « Top-down » de ces poissons sur la dynamique et l'abondance des maillons trophiques inférieurs (KITCHEL et CARPENTER, 1993). Depuis 2002, cette étude concerne uniquement le corégone dont les abondances et donc la pression de prédation, n'a cessé d'augmenter depuis le début des années 2000 (GERDEAUX, 2004 ; ANNEVILLE et al., 2009, HUSSON, 2013).

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2013 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2001.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par deux pêcheurs professionnels pendant la période de pêche (janvier-octobre). En 2013, les poissons ont été pêchés uniquement avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998, GERDEAUX et al., 2002). 20 poissons sont donc systématiquement récoltés pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En 2013, 200 poissons ont ainsi été échantillonnés et 100 ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol. Le contenu stomacal est placé dans une éprouvette remplie d'eau et le volume du mélange ajusté de 30 ml à 50 ml suivant le volume du contenu stomacal et son état de digestion. Après agitation, un sous-échantillon, variant de 1 ml à 6 ml selon l'abondance des proies, est prélevé pour le comptage réalisé sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Ce volume est si besoin augmenté de façon à permettre le dénombrement d'au moins un total de 100 individus de proies planctoniques et de 50 de proies non planctoniques. Les principales catégories de proies identifiées sont : Copépodes, Cladocères (Bosmines, Daphnies, *Leptodora* et *Bythotrephes*), Chironomes (larves et nymphes).

Le volume de chaque catégorie de proies est estimé en multipliant le nombre des proies par un coefficient volumétrique extrait de données bibliographiques ou estimé par assimilation du volume des proies à un volume simple (sphérique ou ellipsoïde) (HYSLOP, 1980). Pour chaque poisson examiné, le pourcentage volumétrique des différentes catégories de proies est calculé.

3. RÉSULTATS

3.1 TAILLE DES POISSONS

La taille moyenne des corégones prélevés en 2013 est de 44.7 cm, le plus petit mesurant 36.5 cm et le plus gros 55 cm. La maille utilisée est restée identique au cours de l'année, la répartition en taille présente des fluctuations (figure 1A) en relation avec la variabilité de la structure en âge des échantillons (figure 1B). L'échantillon du mois de janvier est constitué de poissons plus grands que ceux pêchés entre février et juillet. Cet échantillon est en effet dominé par des 4+ et 6+ qui représentent respectivement 40% et 35% des poissons, par ailleurs il est à noter que les jeunes poissons (2+ et 3+) sont absents de cet échantillon de janvier. En février et mars les 3+ constituent 47% et 50% des échantillons, conduisant ainsi à des tailles plus faibles. Les poissons pêchés d'avril à juin sont pour l'essentiel des poissons âgés (7+) et la légère baisse des tailles observée en juillet (figure 1) est probablement due à l'entrée dans la pêche des 2+. Enfin à partir du mois d'août, la grande hétérogénéité des tailles est due à une contribution relativement homogène des différentes cohortes.

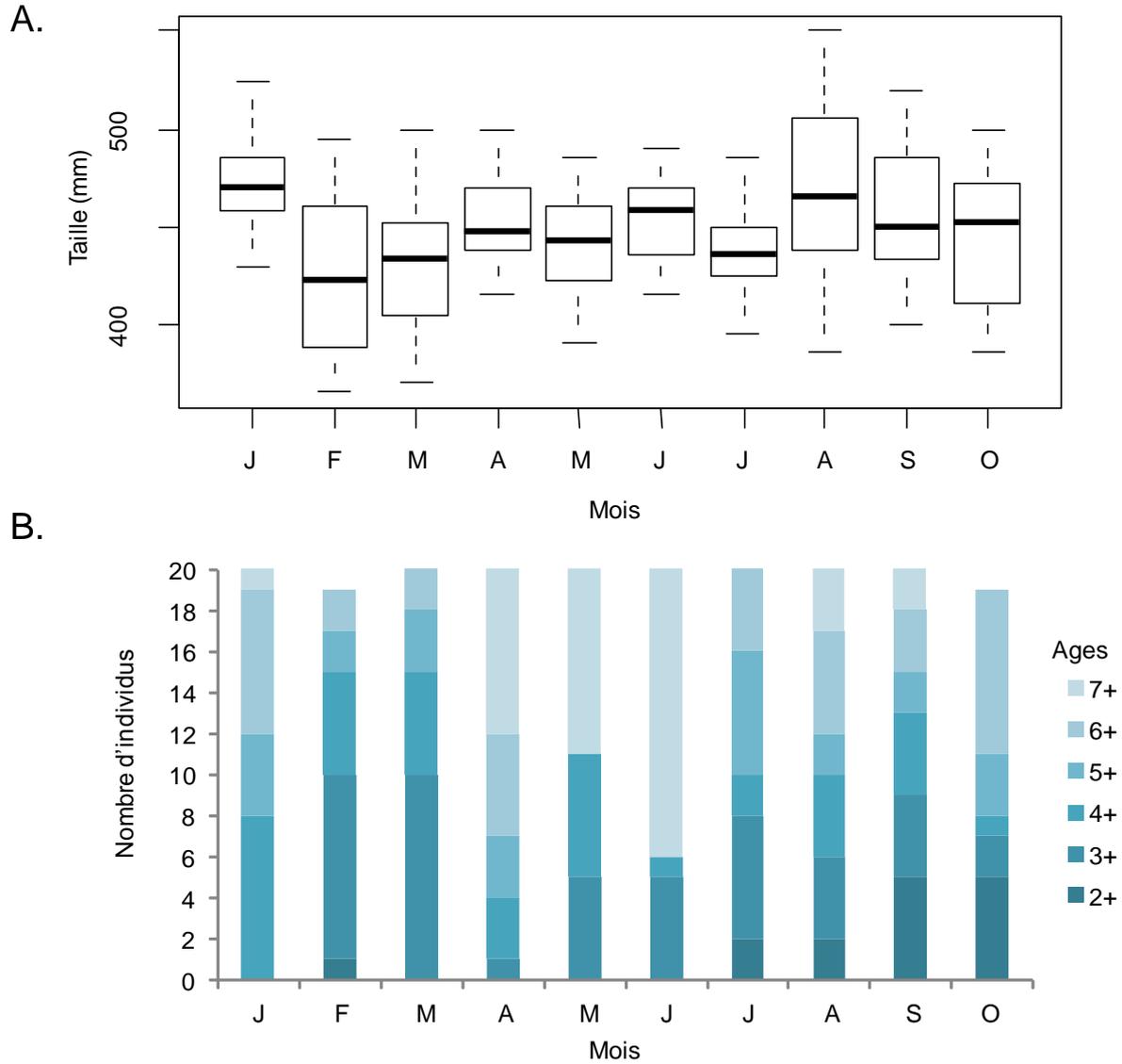


Figure 1 : A. Répartition des tailles des poissons prélevés en 2013. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartile. B. Evolution annuelle des structures en âge des prélèvements mensuels.

Figure 1 : A. Distribution of the sizes of fish sampled in 2013. In the Whisker and Box-plot figure, the line through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively. B. Annual changes in age class structure of the monthly samples.

3.2 EVOLUTION MENSUELLE DU TAUX DE VACUITÉ

Les taux de vacuité ne dépassent pas les 15% (figure 2). Les estomacs vides sont observés en hiver, quand l'activité biologique des corégones est faible et que la quantité de zooplancton est réduite (LAINE et PERGA, 2014). En mai et septembre, malgré une forte abondance zooplanctonique (LAINE et PERGA, 2014), le taux de vacuité était comparable à celui observé en période hivernale. En été 2013, contrairement à l'année 2012 (ANNEVILLE et HAMELET, 2013), aucun estomac vide n'a été observé.

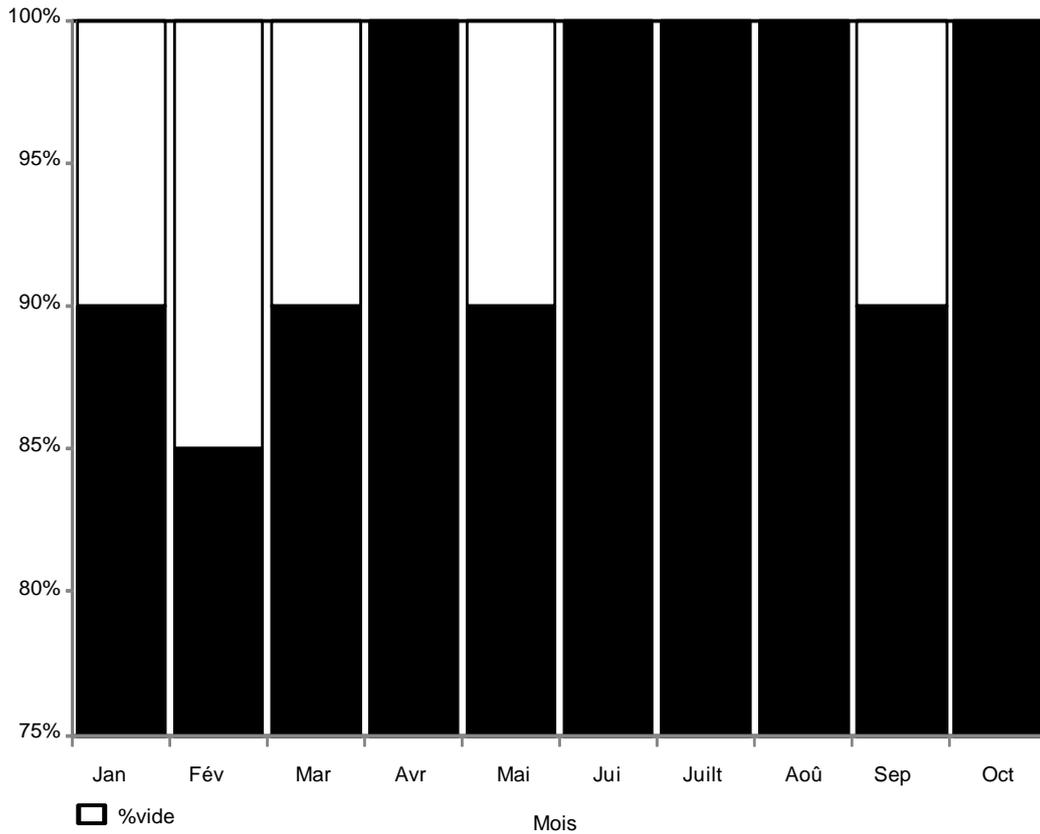


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés (n=20 pour chaque mois) de corégone en 2013 au Léman.

Figure 2 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed (n=20 for each month) in 2013 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

3.3 COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.3.A L'ÉCHELLE ANNUELLE

Les proies principales des corégones sont les *Bythotrephes*, daphnies et *Leptodora* (figure 3). Ces cladocères présentent respectivement des contributions moyennes annuelles de l'ordre de 46%, 45% et 8%. Les autres types de proies sont observés soit de façon anecdotique (bosmines et nymphes de chironomes) soit à des concentrations faibles (copépodes). Aucune larve de chironome n'a été identifiée en 2013.

L'année 2013 se caractérise par 3 périodes distinctes en termes de composition du régime alimentaire. Ces 3 périodes ont été identifiées par une analyse statistique (analyse factorielle en composantes principales). De janvier à mai, le régime alimentaire est dominé par les daphnies dont la contribution variait de 72% à 90% selon les mois. En juin, l'abondance des daphnies diminuant considérablement, les *Bythotrephes*, présents dans le milieu mais à des concentrations moindre que les daphnies (LAINE et PERGA, 2014), deviennent la proie préférentielle des corégones jusqu'au au mois de septembre. De juin, jusqu'à septembre, les *Bythotrephes* représentent entre 76% et 99% du bol alimentaire des corégones. Pendant cette période, les *Leptodora* sont également consommés par les corégones mais leurs contributions se maintiennent à des valeurs faibles. Ce n'est qu'en octobre qu'ils deviennent, avec les *Bythotrephes* les proies principales et représentent ensemble 99% du bol alimentaire.

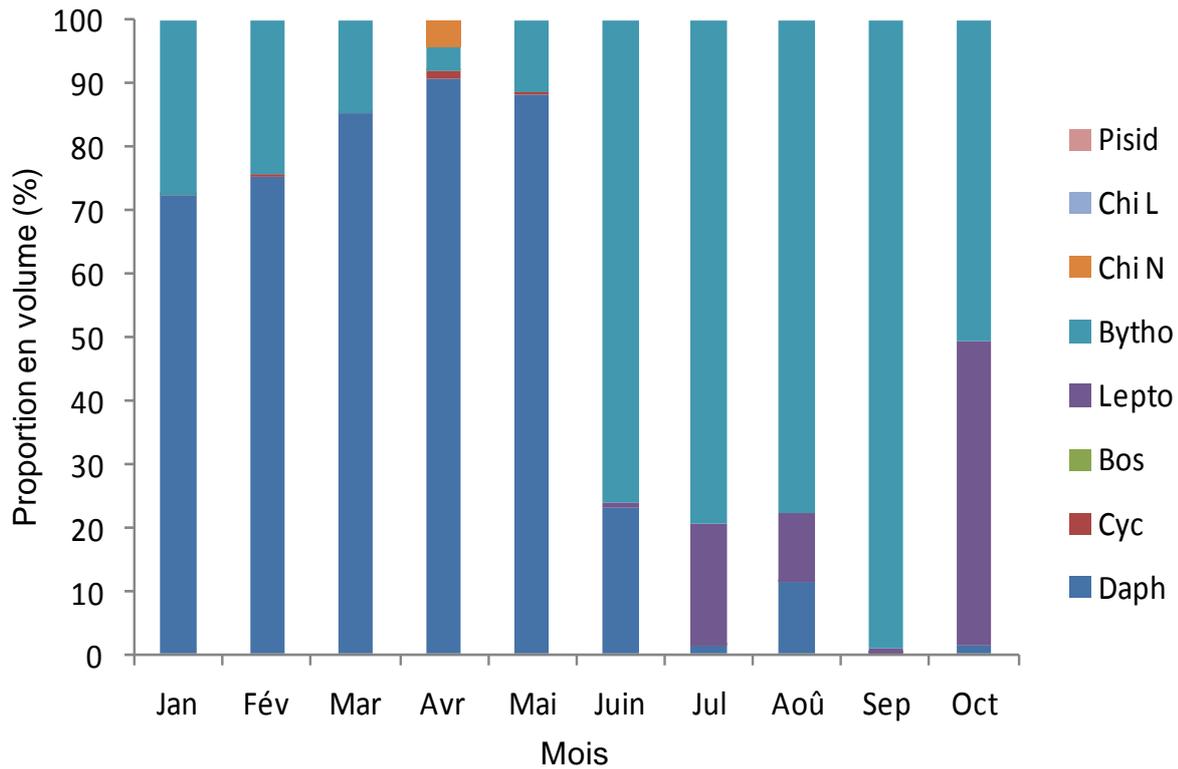


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone (n=10 pour chaque mois) en 2013 au Léman.

Figure 3 : Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish (n=10 for each month) in 2013 in Lake Geneva.

3.3.B L'ÉCHELLE DE LA DÉCENNIE

Le régime alimentaire des corégones entre janvier et février (figure 4a), présente en 2013, une structure semblable à celle observée depuis 2007 et différente de celle des années précédentes. En effet, de 2001 à 2006, les *Bythotrephes* constituaient l'essentiel du bol alimentaire mais depuis 2007 la contribution des daphnies est nettement supérieure voire dominante pour les années 2013, 2012, 2009, 2008 et 2007.

Au printemps 2013 (figure 4b), les daphnies constituent en moyenne 88% du bol alimentaire des corégones. Il apparaît ainsi, que sur la période étudiée (2001 à 2013), la contribution de ce taxon au régime printanier présente une tendance à la hausse.

L'été 2013 s'inscrit dans le schéma classique d'un régime estival dominé par les *Bythotrephes* et, dans une moindre mesure les *Leptodora* (figure 4c). On peut noter cependant qu'en 2013, la contribution des *Bythotrephes* est légèrement supérieure à celle des années antérieures (excepté 2004 et 2005).

Enfin, la composition du régime alimentaire d'automne (figure 4d) se distingue de celle des 3 années précédentes par une très forte contribution des *Bythotrephes*.

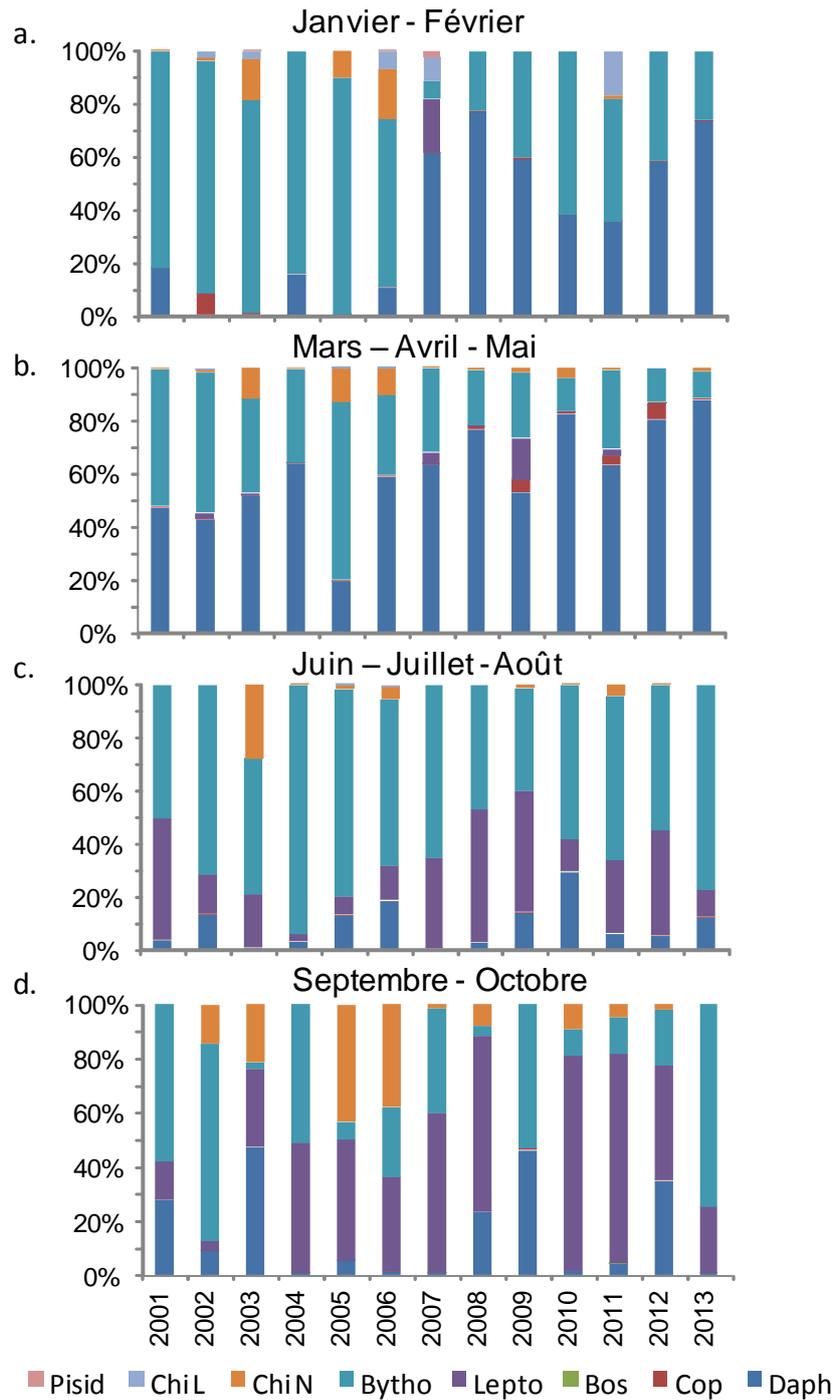


Figure 4 : Evolution saisonnière de 2001 à 2013 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Le mois d'août de l'année 2003 n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2004, 2005, 2009 et 2010.

Figure 4 : Seasonal changes from 2001 to 2013 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2003, October in 2009 and 2010 and January in 2004, 2005, 2009 and 2010 were not taken into account.

4. CONCLUSION

Le corégone présente la particularité d'être sélectif dans le choix de ses proies. En 2013, le régime alimentaire était très peu diversifié et essentiellement composé de daphnies pendant la première moitié de l'année puis de *Bythotrephes* pendant la seconde moitié. Ce changement annuel reflète la dynamique annuelle de ces taxons zooplanctoniques. La composition du régime alimentaire du corégone n'est pas stable au cours du temps et présente des tendances inter-annuelles plus ou moins marquées selon les saisons.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé avec la collaboration technique de Laurent Espinat. Nous tenons également à remercier Messieurs Desbiolle et Jasseron, pêcheurs professionnels, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O. et HAMELET, V. (2013) : Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 2012, 110-116.
- ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., MOLINERO, J.C. et GERDEAUX, D. (2009): Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. Fisheries Manag. Ecol., 16, 492-500.
- GERDEAUX, D. (2004): The recent restoration of the whitefish fisheries in Lake Geneva: the roles of stocking, reoligotrophication, and climate change. Ann. Zool. Fenn., 41, 181-189.
- GERDEAUX, D., BERGERET, S., FORTIN, J. et BARONNET, T. (2002): Diet and seasonal patterns of food intake by *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. Arch. Hydrobiol., 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- HYSLOP, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. J. Fish. Biol., 17, 411-429.
- HUSSON, E. (2013) : Etude de l'évolution de la population de corégone exploitée par la pêche professionnelle sur le Léman. Rapport de stage, Ecole de Poisy, Université de Savoie. 37pp.
- KITCHELL, J.F., et CARPENTER S.R. (1993) : Cascading trophic interactions. In : The trophic cascade in lakes ed., Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, 1-14.
- LAINE, L. et PERGA, M. (2014): Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2013.
- MOOKERJI, N., HELLER, C., MENG, H.J., BURGI, H.R. et MÜLLER, R. (1998): Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus sp.* in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. J. Fish. Biol., 52(3), 443-457.
- PONTON, D. (1986): Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus sp.*) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.

LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE

ASSESSMENT OF THE INPUT FROM THE TRIBUTARIES INTO THE LAKE GENEVA AND INTO THE RHÔNE DOWNSTREAM OF GENEVA

CAMPAGNE 2013

PAR

Audrey KLEIN

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
ACW - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

Le suivi des apports en nutriments par les affluents du Léman effectué par la CIPEL permet d'estimer l'évolution des flux apportés au lac, ce qui participe à la compréhension de l'impact des activités humaines sur les concentrations lacustres.

En 2013, les 4 principaux affluents du Léman (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge) ainsi que le Rhône à l'aval de Genève et ses affluents (l'Arve et l'Allondon) ont été suivis.

L'observation des résultats sur ces 40 dernières années permet de montrer pour le phosphore réactif soluble, l'effet de la déphosphatation dans les STEP, pour l'azote minéral total, l'absence de la dénitrification dans les STEP et du maintien d'une fertilisation azotée au même niveau pendant près de 20 ans, et enfin pour le chlorure, l'impact des apports industriels et du salage des routes.

Le suivi des apports en nutriments montre une relative stabilité depuis plusieurs années et pourrait être espacé dans le temps au profit du renforcement du suivi des apports par les micropolluants qui est l'enjeu majeur du plan d'action 2011-2020 de la CIPEL.

SUMMARY

Monitoring of nutrient input by the tributaries of Lake Geneva made by CIPEL can estimate the trend of flows arriving at the lake, which contributes to the understanding of the human impact on lake concentrations.

In 2013, four major tributaries of Lake Geneva (the upstream Rhone, Dranse, Aubonne and Venoge) and the Rhone downstream of Lake Geneva and its tributaries (the Arve and Allondon) were monitored.

Observing the results of the past 40 years showed the effect of phosphate removal in the WWTP soluble reactive phosphorus, the lack of de-nitrification in the WWTP for total inorganic nitrogen; maintenance of a nitrogen fertiliser at the same level for nearly 20 years, and finally the impact of industrial inputs and salting roads for chloride.

Monitoring nutrient inputs indicates relative stability for several years and may be spaced over time in favour of strengthening the monitoring of inputs by micropollutants, which was the major issue of CIPEL's Action Plan 2011-2020.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

Le programme de surveillance de l'année 2013 comprend le suivi de plusieurs rivières principales : le Rhône amont, la Dranse, la Venoge, l'Aubonne, la Versoix, le Rhône émissaire, l'Arve, l'Allondon et le Rhône à Chancy (Figure 1). Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou de programmes propres aux laboratoires mais ne font pas l'objet du présent rapport.

Le présent rapport est basé sur l'évolution temporelle des apports en nutriments (phosphore total, phosphore réactif soluble et azote minéral total) et en chlorure apportés au lac ainsi que les exportations du lac déterminées sur le Rhône émissaire à Genève.

Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués, soit en continu (analyses réalisées sur des échantillons proportionnels au débit ou au temps prélevés sur 2 semaines, 1 semaine ou une fois 24 heures par mois), soit de manière ponctuelle 12 fois par an (figure 1).

Pour la Dranse, les prélèvements d'eau sont effectués au pont de Vongy, en amont de la STEP de Thonon et de la zone industrielle de Vongy. Depuis l'arrêt des mesures de débit de la Dranse au pont de Bioge à la fin de l'année 2002, ceux-ci sont mesurés au pont de Couvaloup à Seytroux, en amont du pont de Bioge. Un facteur correctif est appliqué à partir d'une corrélation établie entre les 2 points de mesure à partir de 10'454 données journalières entre 1979 et 2002. Le coefficient de corrélation entre ces deux points est de 0.94. Toutefois, il faut relever qu'une mesure des débits plus à l'aval serait nécessaire.

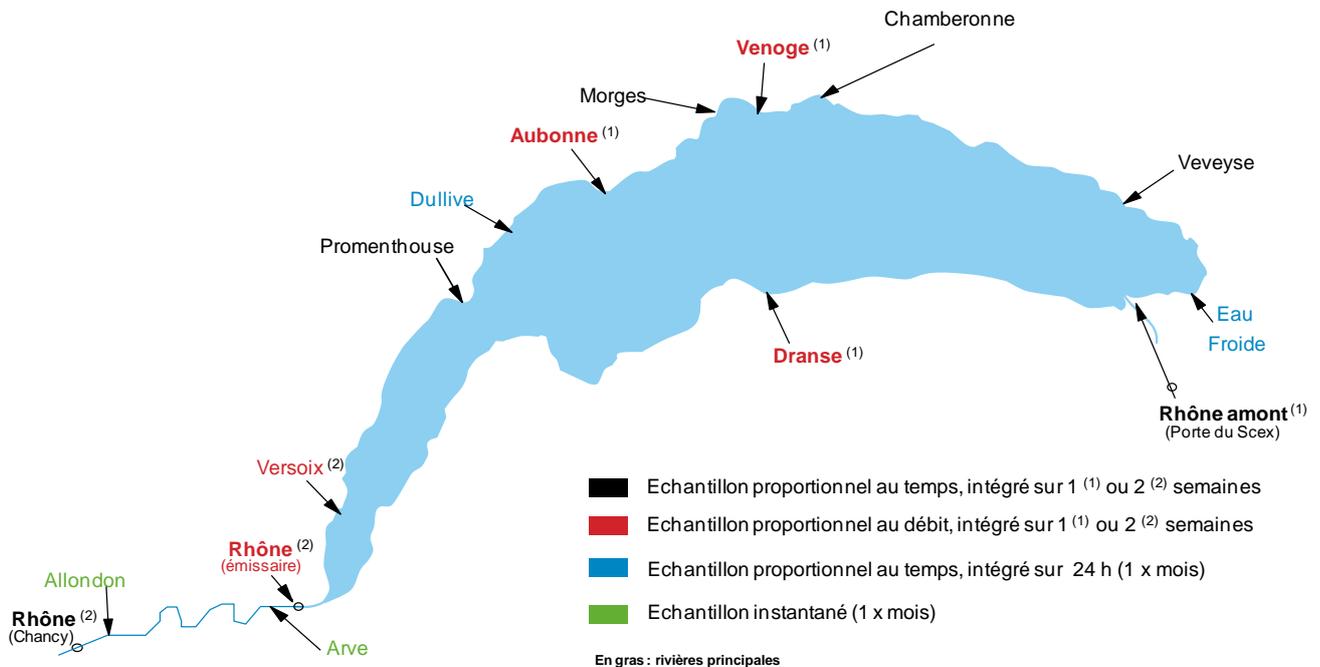


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.

Figure 1 : Locations of the various rivers investigated.

Pour le bassin versant du Rhône en aval du lac, les analyses concernent le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy dans le cadre du programme NADUF (programme de surveillance nationale des cours d'eau suisses), l'Arve et l'Allondon (Figure 1).

Les prélèvements et les analyses chimiques sont effectués dans les rivières suivantes par différents laboratoires :

- Versoix, Arve, Allondon et Rhône émissaire : Service de l'écologie de l'eau du canton de Genève ;
- Venoge et Aubonne : Laboratoire de la Direction générale de l'environnement du canton de Vaud ;
- Rhône amont à la Porte du Scex : Laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais et Laboratoire EAWAG (programme NADUF) ;
- Rhône à Chancy : Laboratoire EAWAG (programme NADUF) ;
- Dranse : Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA).

La validité des résultats est testée deux fois par année par des analyses interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL auxquelles participent environ 20 laboratoires accrédités pour ce type d'analyses (STRAWCZYNSKI, 2014).

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (maille de 0.45 µm) hormis pour les concentrations de phosphore total et d'azote total où elles sont déterminées sur les échantillons d'eau brute.

Les calculs des flux annuels et des concentrations moyennes annuelles pondérées sont effectués de la façon suivante :

$$F_{\text{moy}} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i}{n} \qquad C_{\text{moy}} = \frac{F_{\text{moy}}}{Q_{\text{moy}}}$$

- avec
- F_{moy} = flux moyen pondéré (g·s⁻¹)
 - C_i = concentration dans l'échantillon prélevé (mg·L⁻¹)
 - Q_i = débit moyen de la période correspondante (m³·s⁻¹)
 - n = nombre d'échantillons
 - Q_{moy} = débit moyen (m³·s⁻¹)
 - C_{moy} = concentration moyenne pondérée (mg·L⁻¹)

2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX DU LÉMAN ET DE L'ÉMISSAIRE

La pluviométrie de l'année 2013 sur le bassin lémanique est de 1'219 mm. Elle présente un excédent de 20.8% par rapport à la normale 1981-2010 (SAVOYE et al. 2014).

Les débits sont influencés par la pluviométrie et le Rhône amont représente près de 75% des apports au Léman avec un volume d'eau fortement lié à la fonte des neiges.

Par rapport à la moyenne interannuelle 1965-2013, les débits 2013 sont légèrement supérieurs pour les 4 principaux affluents du Léman (entre 6 et 15%) ainsi que pour le Rhône émissaire (9%) (Tableau 1).

Tableau 1 : Débits moyens annuels des affluents et de l'émissaire à Genève ($m^3 \cdot s^{-1}$).
 Table 1 : Mean annual flow rates of the tributaries and of the effluent river in Geneva ($m^3 \cdot s^{-1}$).

| Année | Rhône amont | Dranse | Aubonne | Venoge | Rhône émissaire |
|----------------------|-------------|--------|---------|--------|-----------------|
| 1986 | 194.9 | 23.2 | 5.3 | 3.9 | 259.1 |
| 1987 | 194.0 | 26.3 | 6.9 | 4.7 | 276.6 |
| 1988 | 202.7 | 22.4 | 6.7 | 5.4 | 278.9 |
| 1989 | 167.4 | 21.7 | 2.9 | 2.2 | 207.2 |
| 1990 | 164.8 | 33.0 | 3.7 | 2.9 | 238.6 |
| 1991 | 171.9 | 14.8 | 5.9 | 3.1 | 201.5 |
| 1992 | 177.5 | 21.2 | 7.2 | 4.1 | 224.7 |
| 1993 | 190.9 | 17.3 | 5.8 | 4.1 | 243.2 |
| 1994 | 214.6 | 20.7 | 6.3 | 4.7 | 297.4 |
| 1995 | 208.2 | 27.2 | 6.6 | 5.3 | 303.4 |
| 1996 | 145.2 | 15.4 | 4.4 | 3.5 | 192.5 |
| 1997 | 183.3 | 18.8 | 5.8 | 3.9 | 234.0 |
| 1998 | 168.8 | 17.2 | 5.0 | 3.3 | 216.4 |
| 1999 | 215.7 | 24.7 | 5.9 | 5.0 | 302.2 |
| 2000 | 187.3 | 19.7 | 6.1 | 4.2 | 246.6 |
| 2001 | 196.7 | 26.2 | 6.8 | 5.6 | 308.5 |
| 2002 | 176.9 | 20.9 | 6.0 | 4.8 | 249.1 |
| 2003 | 195.2 | 15.0 | 3.9 | 2.4 | 231.4 |
| 2004 | 163.3 | 13.7 | 4.9 | 3.6 | 221.2 |
| 2005 | 157.7 | 11.3 | 3.7 | 2.6 | 198.0 |
| 2006 | 171.7 | 17.8 | 6.6 | 4.8 | 229.9 |
| 2007 | 187.0 | 19.8 | 6.1 | 4.0 | 267.1 |
| 2008 | 179.0 | 15.5 | 5.3 | 3.9 | 244.9 |
| 2009 | 187.5 | 14.5 | 3.5 | 3.0 | 235.4 |
| 2010 | 196.4 | 15.9 | 3.5 | 2.7 | 229.4 |
| 2011 | 144.9 | 10.6 | 2.1 | 1.3 | 118.1 |
| 2012 | 196.4 | 14.6 | 4.9 | 3.9 | 259.4 |
| 2013 | 195.9 | 22.6 | 6.2 | 4.8 | 267.0 |
| Moyenne 1965-2013 | 184.1 | 20.2 | 5.3 | 4.5 | 243.9 |

3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN

Les apports sont principalement influencés par l'érosion des sols et donc par la pluviométrie. A noter que c'est notamment l'intensité des événements pluvieux qui agit sur le transport des particules et les valeurs moyennes annuelles peuvent masquer cette relation. Les apports peuvent donc fluctuer fortement d'une année sur l'autre. Les apports et les concentrations mesurés en 2013 sont synthétisés dans les tableaux 2 et 3 qui figurent en annexe I.

3.1 PHOSPHORE

Le phosphore total apporté par les affluents peut être subdivisé en :

- fraction dissoute : phosphore réactif soluble (forme minérale prépondérante) et phosphore organique dissous.
- fraction particulaire : phosphore organique particulaire et phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non apatitique).

Rappelons que seul le phosphore directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans le phénomène d'eutrophisation. La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : le phosphore réactif soluble (P-PO₄) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées. Sous certaines conditions (faible teneur en phosphore réactif soluble), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. En faisant abstraction du phénomène secondaire de fixation sur les particules qui sédimentent, la majeure partie du phosphore réactif soluble apporté par les affluents est potentiellement à disposition des algues.

➤ Phosphore total (dissous + particulaire)

En 2013, les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 89 % de phosphore particulaire et 11% de phosphore réactif soluble. Les apports par les rivières du bassin versant du Léman ont baissé en 2008 et sont relativement stables depuis ces 6 dernières années.

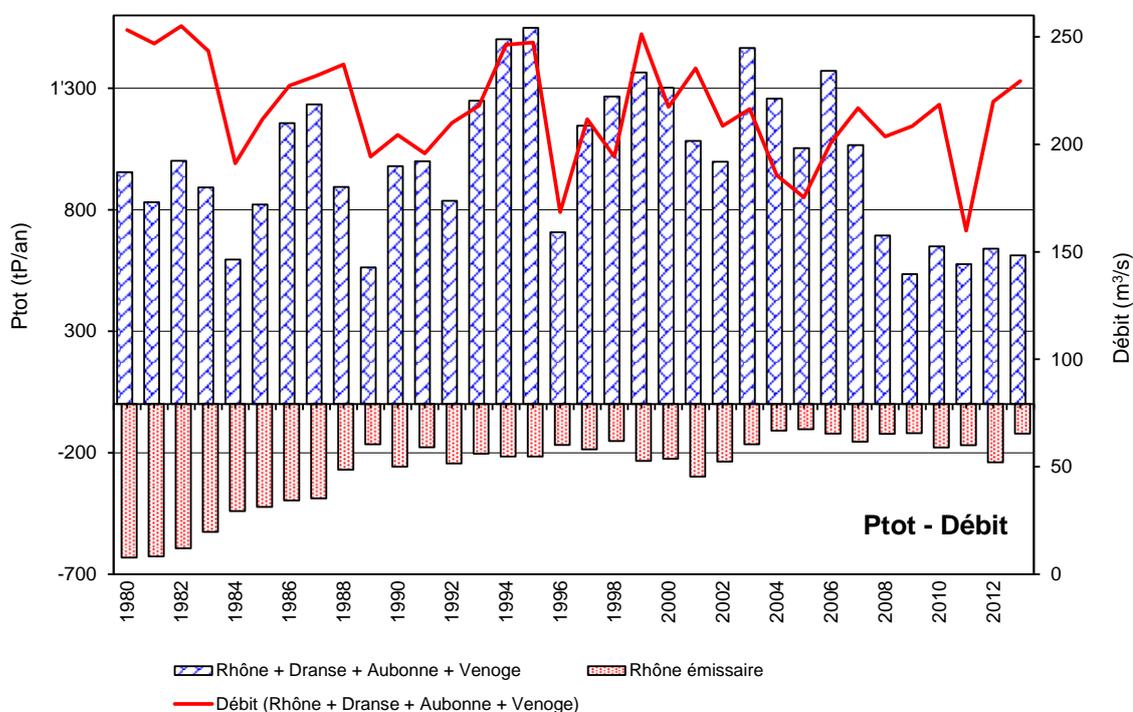


Figure 2 : Phosphore total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 2 : Total phosphorus - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river

➤ **Phosphore réactif soluble (P-PO₄)**

La figure 3 montre qu'il n'y a pas de relation entre les quantités de phosphore réactif soluble et les débits.

La baisse des teneurs constatée depuis les années 80 est liée essentiellement à l'assainissement domestique avec l'obligation pour toutes les stations d'épuration (STEP) du bassin versant du Léman de traiter le phosphore. La suppression du phosphate dans les lessives (1986 en Suisse et 2007 en France) ainsi que la modification des pratiques agricoles (baisse de la fertilisation phosphatée) expliquent également la baisse des apports.

Les apports sont relativement stables depuis le milieu des années 90 et fluctuent autour des 50 tonnes par an.

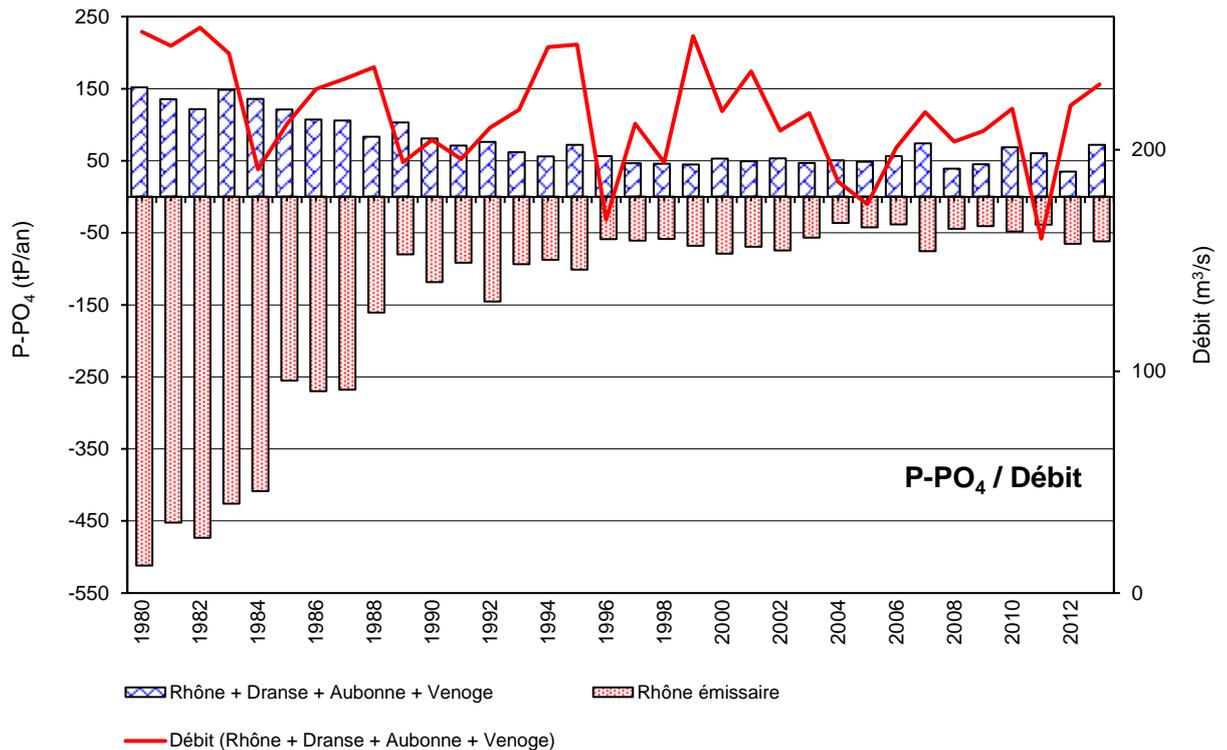


Figure 3 : Phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 3 : Soluble reactive phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

3.2 AZOTE MINÉRAL TOTAL

Les apports en azote minéral total, ainsi que les quantités exportées par le Rhône émissaire sont relativement stables depuis les années 80. Cette relative stabilité semble liée, d'une part à l'absence de dénitrification dans la majorité des STEP du bassin du Léman et, d'autre part, à la fertilisation azotée des cultures qui n'a pas évolué depuis le milieu des années 90 avec des excédents d'azote qui peuvent polluer les eaux (Office fédéral de la statistique, OFS, 2010 – Bilan de l'azote). Selon les résultats des scénarios d'évolution des flux d'azote publiés par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV, 2013), la situation ne devrait pas s'améliorer d'ici 2020, que ce soit au niveau de l'agriculture ou des eaux usées domestiques. Au niveau agricole, les importations d'engrais minéraux azotés devraient reculer mais les importations d'aliments pour animaux devraient augmenter. Quant à la quantité d'azote dans les eaux usées, celle-ci devrait progresser en raison de la croissance démographique, mais pourrait être compensée par des améliorations techniques dans les installations d'épuration. Enfin, le rapport précise que seule l'agriculture présente encore de gros potentiels de réduction des flux d'azote, notamment par des mesures visant à diminuer les pertes d'azote au niveau des produits végétaux et animaux.

La quantité totale en nitrates apportée par les principaux affluents du Léman est plus élevée en 2013 avec 5'071 tonnes (Tableau 3) contre 4'501 tonnes en 2012 (KLEIN, 2012). Cette hausse s'explique par la pluviométrie de l'année plus élevée en 2013.

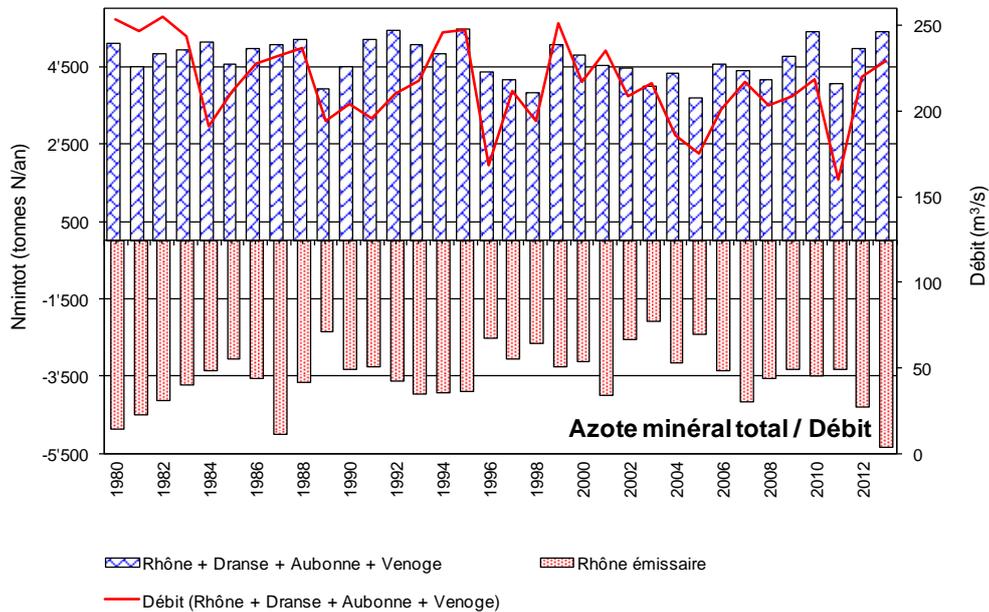


Figure 4 : Azote minéral total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 4 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

3.3 CHLORURE

Une augmentation significative des apports en chlorure est constatée depuis les années 80. En 2013, les apports par le Rhône amont sont stables par rapport à 2012 et s'élèvent à 60'721 tonnes (Tableau 3).

Ces apports proviennent en grande partie de certains procédés industriels (dessalage du pétrole brut, neutralisation des eaux et électrolyse du sel) (GUMY, 2001). En ce qui concerne le salage des routes, les consommations de ces dernières années ne montrent pas d'augmentation significative en Valais, alors que dans le canton de Vaud, on enregistre en 2013 la plus grande utilisation en sels de déneigement au cours de ces 20 dernières années.

Pour l'Aubonne et la Venoge, l'évolution des apports est étroitement liée à celle des débits annuels ce qui laisse supposer que ces apports sont surtout influencés par le lessivage des sols agricoles et de l'utilisation d'engrais à base de chlorure (chlorure de potassium).

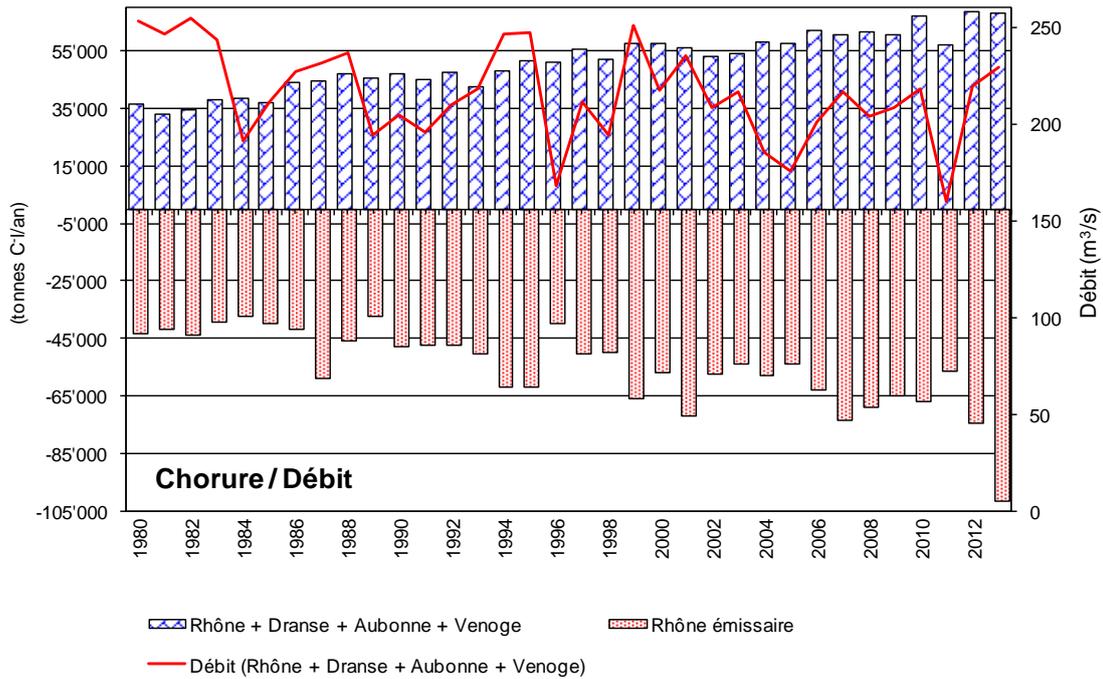


Figure 5 : Chlorure - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
 Figure 5 : Chlorure - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

4. EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL À CHANCY ET APPORTS DE SES PRINCIPAUX AFFLUENTS

En aval du lac, le Rhône traverse le territoire du canton de Genève et quitte la Suisse à Chancy-Pougny (débit moyen 1986-2013 : 337 m³/s). Le long de son parcours, il reçoit les eaux de quelques affluents, le principal étant l'Arve (débit moyen 1988-2013 : 70.3 m³/s) puis l'Allondon (débit moyen 1988-2013 : 3.4 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 95% du débit mesuré à Chancy.

Les prélèvements du Rhône émissaire et de Chancy sont effectués en continu proportionnellement au débit, ceux de l'Arve et de l'Allondon sont mensuels et instantanés. Les apports calculés pour ces deux dernières rivières doivent donc être considérés avec une relative prudence.

4.1 PHOSPHORE TOTAL ET PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE (P-PO4)

Dans le lac se produit la sédimentation du phosphore particulaire, ce qui explique que dans l'émissaire, la proportion de phosphore réactif soluble est beaucoup plus grande (env. 25 à 40% depuis le début des années 2000). La diminution du phosphore total est surtout liée aux mesures d'assainissement domestique et agricole, ainsi qu'à la suppression du phosphate dans les lessives, qui sont les principales sources d'apports en phosphore réactif soluble. Une baisse encore plus importante est constatée dès 2003-2004, période qui correspond à la mise en place de la déphosphatation pour la STEP d'Aïre, la plus grande STEP de tout le territoire de la CIPEL avec 600'000 EH et qui rejette ses eaux après traitement dans le Rhône. Ce nouveau dispositif a permis de diminuer la concentration en phosphore total en sortie de moitié, puisqu'elle est passée de 1.8 mgP·L⁻¹ au milieu des années 90 à des valeurs oscillant entre 0.9 et 1.0 mgP·L⁻¹ depuis 2008.

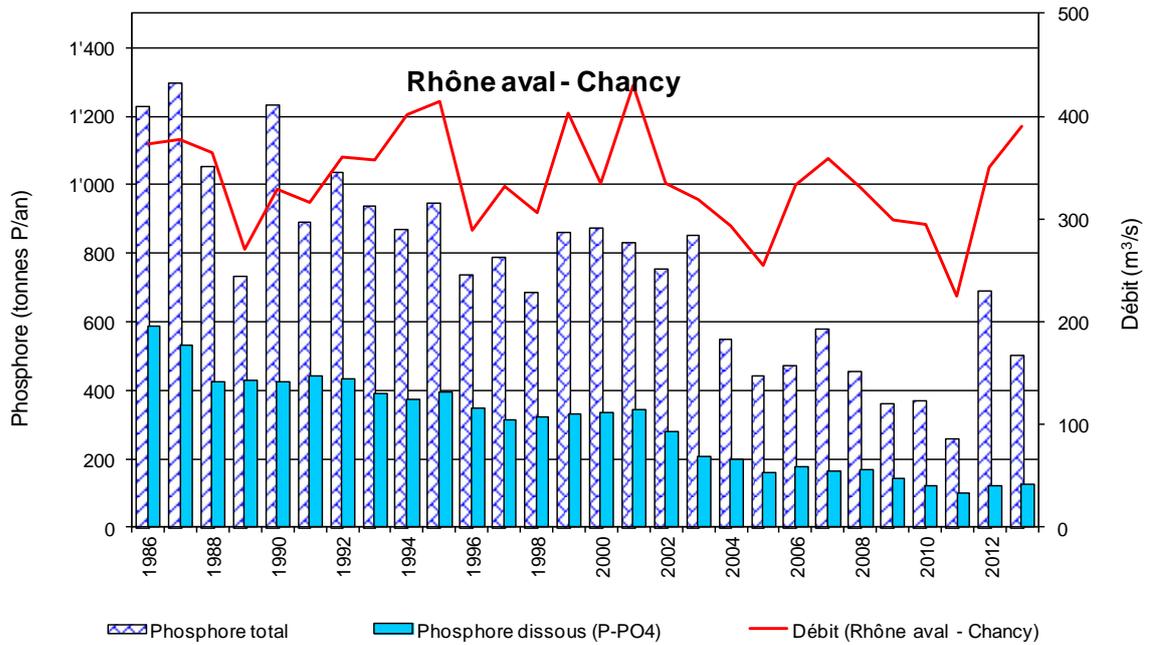


Figure 6 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône à Chancy.
 Figure 6 : Total phosphorus and soluble reactive phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Rhône (Chancy).

4.2 AZOTE MINÉRAL TOTAL

Tout comme pour le bassin versant du Léman, les apports en azote minéral total par les rivières en aval du lac fluctuent en fonction du débit.

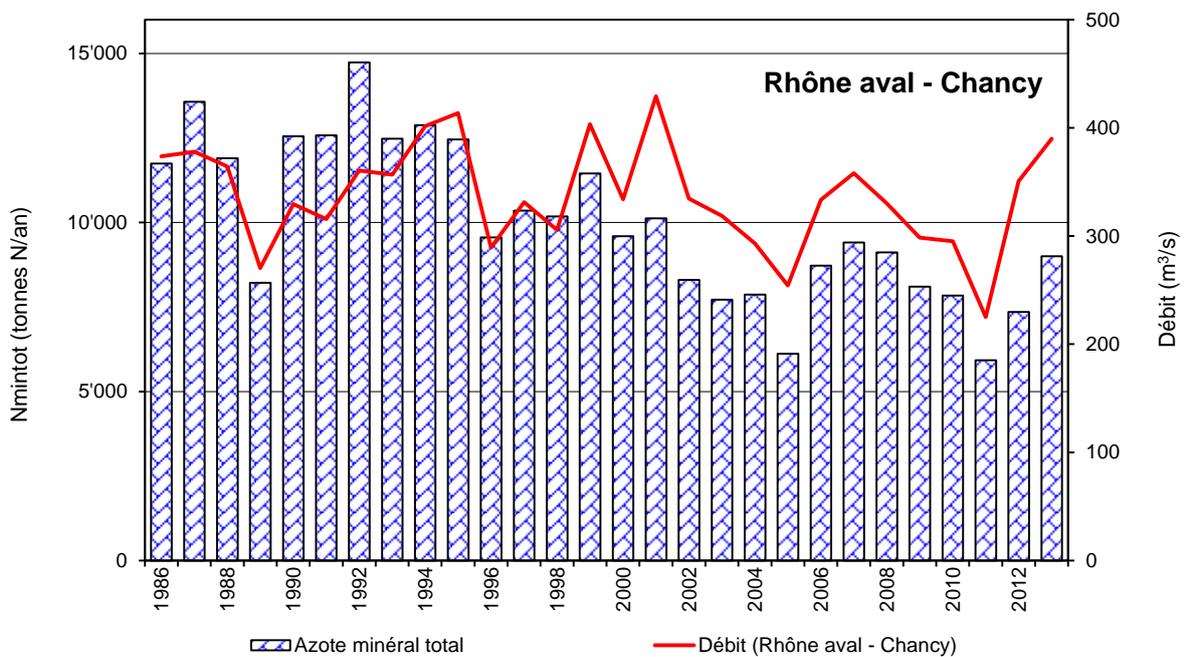


Figure 7 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy.
 Figure 7 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Rhône (Chancy).

4.3 CHLORURE

Les apports par les chlorures proviennent essentiellement du lessivage des sols agricoles et de l'utilisation de sels de déneigement. La tendance à la hausse observée sur le Rhône à Chancy depuis 2006 peut s'expliquer en partie par l'arrivée des eaux du Léman plus riches en chlorure (SAVOYE et al, 2014).

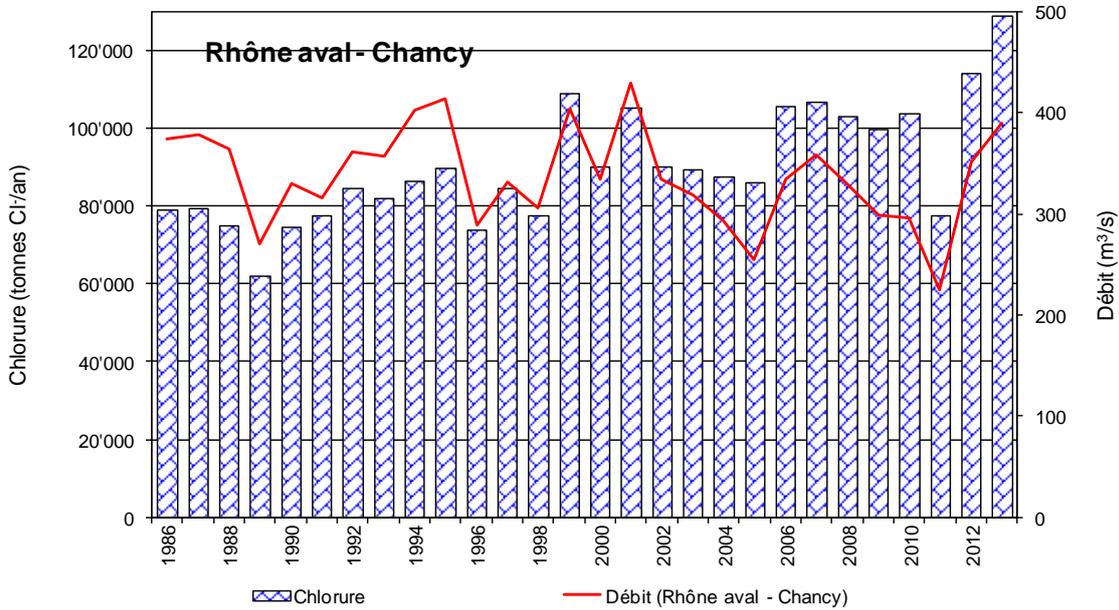


Figure 8 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy.

Figure 8 : Chloride - Annual inflow from the Rhône (Chancy).

5. CONCLUSIONS

Les débits moyens annuels des affluents du Léman et de l'émissaire à Genève montrent une stabilité sur le long terme, mais présentent des fluctuations d'une année à l'autre, liées à la pluviométrie.

La pluviométrie de l'année 2013 sur le bassin lémanique est de 1'219 mm. Elle est supérieure de 20.8 % à la moyenne inter-stations relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010.

L'analyse des flux de nutriments des principaux affluents du territoire de la CIPEL montre certaines différences selon les bassins versants de rivières, ainsi que des fluctuations annuelles parfois assez importantes liées à l'influence des conditions météorologiques. L'observation des résultats sur le long terme permet toutefois de dégager plusieurs tendances.

Rivières du bassin versant du Léman : Rhône amont, Dranse, Venoge, Aubonne

- Les apports en phosphore total par les principaux affluents du Léman ont diminué depuis 2008 et restent relativement stables.
- Les apports en phosphore réactif soluble sont relativement stables depuis le milieu des années 90 et fluctuent autour des 50 tonnes par an.
- Les apports en azote minéral total sont relativement stables depuis 1980 et s'expliquent par l'absence de dénitrification dans la majeure partie des STEP du bassin du Léman et par une fertilisation azotée stable depuis près de 20 ans.
- Les quantités de chlorure en hausse depuis 1980 semblent montrer une relative stabilité depuis 2010.

Rivières du bassin Rhône aval : Arve, Allondon, Rhône à la sortie du territoire suisse à Chancy

- Pour ces bassins versants, les apports en phosphore réactif soluble sont relativement stables ces dernières années. Ceux en azote total et en chlorures sont essentiellement liés à la pluviométrie, avec pour les chlorures, une influence liée à l'arrivée des eaux du Léman.
- Le suivi des apports en nutriments au lac et à l'aval de Genève donne des informations relativement stables d'une année à l'autre. Ce suivi pourrait à l'avenir être effectué et valorisé tous les 3 ans. En revanche, il s'agirait de compléter ce rapport par un volet qualité des eaux des rivières du bassin lémanique vis-à-vis des micropolluants, qui est un enjeu majeur du plan d'action 2011-2020 de la CIPEL.
- Les entités de la CIPEL ont mis en place des programmes de surveillance régulier des micropolluants dans les eaux de rivière qu'il s'agirait de valoriser dans le présent rapport afin de donner une vision globale et coordonnée de cette problématique à l'échelle du bassin versant du Léman et du bassin versant du Rhône à l'aval de Genève.

BIBLIOGRAPHIE

- GUMY, D., de ALENCASTRO, F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- KLEIN, A. (2013) : Les apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 120-140.
- OFS (2010) : Bilan de l'azote. Office fédéral de la statistique.
- OFEV (2013) : Flux d'azote en Suisse en 2020. Office fédéral de l'environnement.
- SAVOYE, L., QUÉTIN, P., KLEIN, A., (2014) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 19-66.
- STRAWCZYNSKI, A. (2014) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 222-235.

Tableau 2 : Concentrations moyennes en 2013.

Table 2 : Mean concentrations in 2013.

| Nom Rivière | Débit (m ³ /sec) | N-NH ₄ (mgN/L) | N-NO ₂ (mgN/L) | N-NO ₃ (mgN/L) | Ntot (mgN/L) | P-PO ₄ (mgP/L) | PtotBrut (mgP/L) | Cl (mg/L) |
|----------------------------------|--------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------|------------------------------|---------------------|--------------|
| Bassin versant du Léman | | | | | | | | |
| Rhône amont | 195.9 | 0.07 | | 0.61 | | 0.01 | 0.09 | 9.8 |
| Dranse | 22.6 | 0.02 | 0.01 | 0.58 | 0.64 | 0.01 | 0.05 | 5.5 |
| Aubonne | 6.2 | 0.03 | 0.01 | 1.11 | | 0.02 | 0.05 | 4.5 |
| Venoge | 4.8 | 0.20 | 0.03 | 3.4 | | 0.03 | 0.11 | 17.0 |
| Versoix | 3.2 | 0.03 | | 1.05 | 1.22 | 0.02 | 0.06 | 9.9 |
| Bassin versant Rhône aval | | | | | | | | |
| Rhône émissaire | 267.0 | 0.02 | 0.01 | 0.47 | | 0.01 | 0.09 | 9.8 |
| Arve | 97.8 | 0.08 | 0.03 | 0.64 | 0.82 | 0.02 | 0.15 | 8.0 |
| Allondon | 7.0 | 0.02 | 0.04 | 1.15 | 1.34 | 0.04 | 0.12 | 5.8 |
| Rhône Chancy | 390.1 | | | 0.73 | 0.88 | 0.01 | 0.01 | 9.6 |

Tableau 3 : Flux en 2013.

Table 3 : Flows in 2013.

| Nom Rivière | Débit (m ³ /sec) | N-NH ₄ (t/an) | N-NO ₂ (t/an) | N-NO ₃ (t/an) | Nmintot (t/an) | Ntot (t/an) | P-PO ₄ (tP/an) | PtotBrut (tP/an) | Cl (t/an) |
|----------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------------|----------------|------------------------------|---------------------|--------------|
| Bassin versant du Léman | | | | | | | | | |
| Rhône amont | 195.9 | 402 | | 3'782 | 4'184 | | 59 | 550 | 60'721 |
| Dranse | 22.6 | 16 | 5 | 414 | 435 | 456 | 5 | 35 | 3'920 |
| Aubonne | 6.2 | 5 | 1 | 228 | 234 | | 3 | 10 | 918 |
| Venoge | 4.8 | 32 | 5 | 526 | 563 | | 5 | 17 | 2'644 |
| Versoix | 3.2 | 3 | | 121 | 124 | 141 | 2 | 7 | 1'139 |
| Total BV Léman | | 458 | 11 | 5'071 | 5'540 | 597 | 74 | 619 | 69'342 |
| Bassin versant Rhône aval | | | | | | | | | |
| Rhône émissaire | 267.0 | 254 | 99 | 5'008 | 5'361 | 7'085 | 62 | 122 | 101'796 |
| Arve | 97.8 | 241 | 103 | 1'964 | 2'308 | 2'518 | 70 | 451 | 24'680 |
| Allondon | 7.0 | 5 | 9 | 255 | 269 | 298 | 8 | 26 | 1'288 |
| Rhône Chancy | 390.1 | | | 8'999 | 8'999 | 10'788 | 126 | 502 | 128'622 |

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

CAMPAGNE 2013

PAR

Marc BERNARD et Pierre MANGE

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT, CP 478, CH – 1951 SION

RÉSUMÉ

113 produits phytosanitaires, 25 principes actifs pharmaceutiques et deux agents anti-corrosion ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2013. Trois produits phytosanitaires : Amidosulfuron, Linuron et l'Iodosulfuronméthyl dépassent les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux de 0.1 µg/L. Sur les 25 principes actifs pharmaceutiques recherchés, 12 ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations plus faibles que les années précédant 2012 avec un maximum de 1.46 µg/L pour la Prilocaine.

En termes de flux annuels, les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2013 ont diminué avec 512 kg par rapport à 678 kg en 2012, 731 kg en 2011 et 1010 kg en 2010. Les quantités de médicaments ont à nouveau augmentées avec 761 kg, comparées à 425 kg en 2012, 677 kg en 2011 et 1560 kg en 2010.

SUMMARY

One hundred and thirteen pesticides, 25 pharmaceutical active ingredients and two corrosion inhibitors were analysed systematically in the Rhone water upstream of Lake Geneva throughout the year 2013. Three pesticides, amidosulfuron, linuron and Iodosulfuronmethyl, exceeded the Ordinance requirements on the protection of water of 0.1 mg / L. Of the 25 active pharmaceutical principles sought, 12 were found in the waters of the Rhone at levels lower than the years before 2012 with concentrations up to 1.46 mg / L for prilocaine.

In terms of annual flows, the total quantities of pesticides that have passed through the Rhone in 2013 decreased compared to 512 kg to 678 kg in 2012, 731 kg in 2011 and 1010 kg in 2010. Quantities of drugs increased again with 761 kg compared to 425 kg in 2012, 677 kg in 2011 and 1,560 kg in 2010.

1. INTRODUCTION

Depuis janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman a été mis en place par le Service de la protection de l'environnement du canton du Valais (BERNARD et al., 2007, 2011, 2012, 2013 ; BERNARD et ARNOLD, 2008, 2009, 2010).

Les résultats d'analyses à disposition permettent de suivre la qualité des eaux du Rhône vis-à-vis des produits phytosanitaires (PPS) utilisés en agriculture et issus des productions industrielles ainsi que certaines substances pharmaceutiques (API). Les données récoltées permettent également de contrôler si les mesures prises par les industries sur le bassin versant sont efficaces, de vérifier la bonne corrélation des résultats des autocontrôles ainsi que le respect des exigences de la ligne directrice cantonale valaisanne en matière de micropolluants de 2008.

Le point de mesure étant situé sur une station hydrologique de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), les débits transitant dans le Rhône sont connus et permettent de calculer les charges annuelles des flux polluants des PPS et API et la tendance aux cours des dernières années.

Cet article présente les résultats des investigations réalisées en 2013 et les compare avec ceux obtenus depuis 2006.

2. ECHANTILLONNAGE

2.1 RHÔNE AMONT PORTE DU SCEX

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex est intégrée dans le réseau de surveillance nationale continue des cours d'eau suisses (NADUF) de la Confédération. Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage a été modifié spécifiquement pour l'analyse des micropolluants, de manière à collecter un échantillon moyen de 2 litres sur 14 jours à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre placé dans une enceinte réfrigérée à 5 °C. Dès la fin du prélèvement, l'échantillon est expédié par express au laboratoire en charge des analyses. 26 échantillons moyens 14 jours ont ainsi été prélevés et analysés en 2013.

2.2 RHÔNE AMONT ET AVAL DE VIÈGE ET DE MONTHEY

Le 22 février et le 20 novembre 2013, des échantillons moyens sur 24 heures ont été prélevés dans le Rhône en amont et aval de Viège et de Monthey, permettant ainsi d'évaluer ponctuellement l'impact des grands sites industriels. Les deux périodes de prélèvements correspondent à des périodes d'étiage du Rhône. Dès la fin du prélèvement, les échantillons ont été expédiés par express au laboratoire en charge des analyses pour la détermination de l'ensemble des substances figurant en annexe.

3. METHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexes 1 et 2; elle comprend 113 produits phytosanitaires, 14 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion (le Benzotriazole et le Tolyltriazole). Onze nouvelles substances correspondant à une production industrielle spécifique ont été introduites dans le suivi 2013, pour des questions de confidentialité le nom de ces API n'est pas publié.

3.1 ANALYSES

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire Scitec Research SA, Laboratoire d'analyses chimique, bactériologique et environnement, situé à Lausanne. Les méthodes d'analyse sont décrites dans BERNARD et ARNOLD, 2008.

L'ensemble des résultats d'analyses sont présentés dans le tableau en annexe. La mention « bmdl » désigne les résultats d'analyses inférieurs au seuil de quantification, en général inférieurs à 0.01 µg/L.

3.2 CONTRÔLES

Le laboratoire mandaté est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 ainsi qu'auprès du Département de la Santé de l'état de New-York (NYDOH), dans le cadre du programme ELAP (Environmental Laboratory Approval Program). Il participe également depuis quelques années aux intercalibrations organisées par la CIPEL.

4. RESULTATS

4.1 CONCENTRATIONS DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DU RHÔNE

Les résultats de l'analyse des 26 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2013 sont disponibles dans le tableau en annexe 1. Un total de 21 substances PPS ont été détectées sur 113 recherchées soit un nombre inférieur à celui recensé dans le programme NAWA Spez mis en place par l'OFEV (WITTMER et al. 2014).

Trois substances ont dépassés temporairement les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEau, 0.1 µg/L) en 2013 : le Linuron (0.19 µg/L) en avril d'origine agricole ; l'Amidosulfuron en novembre et décembre (0.1 à 0.5 µg/L) et l'Iodosulfuronméthyl (0.11 µg/L) résultats confirmés par les autocontrôles fournis par l'industrie. Les autocontrôles sont définis dans les autorisations de déversement délivrées aux industries sur une durée limitée, elles permettent notamment un suivi analytique des eaux en sortie de STEP et le calcul de charges.

Par rapport à la période 2008-2012, les concentrations maximales des produits phytosanitaires sont en diminution pour la plupart des substances. La même observation peut être faite sur les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux du lac Léman depuis 2006 (EDDER et al. 2008 et ORTELLI et al, 2009, 2011, 2012).

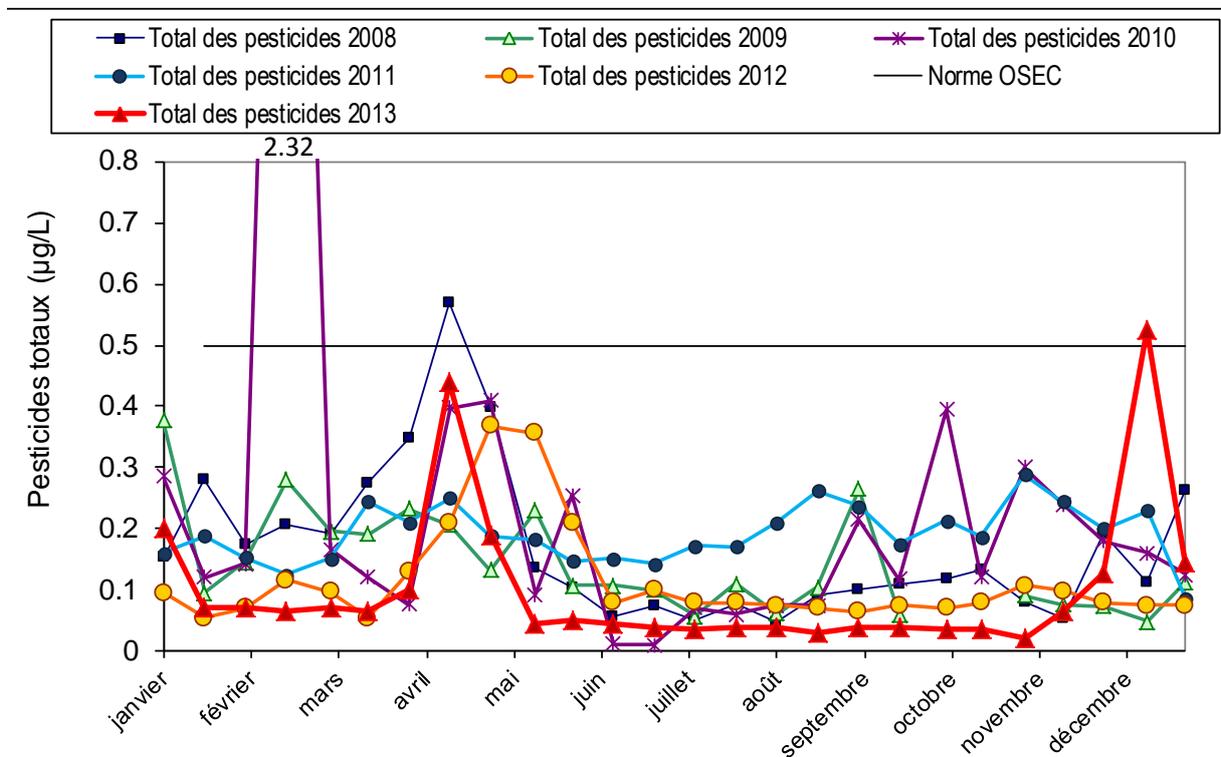


Figure 1 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 à 2013.

Figure 1 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône river at the Porte du Scex in 2008 to 2013.

En 2013, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 µg/L a été atteinte une seule fois en décembre hors de période d'utilisation agricole et correspond à la présence d'Amidosulfuron d'origine industrielle. La somme des produits phytosanitaires est restée en général inférieure 0.2 µg/L contrairement aux années 2008 et 2011 (figure 1). On constate régulièrement ces dernières années que la période de mars à juin est celle où la concentration totale en phytosanitaires est la plus importante de l'année, correspondant à la période où les herbicides sont le plus utilisés en phase avec les basses eaux jusqu'à fin avril.

4.2 CHARGES DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES AYANT TRANSITÉ PAR LE RHÔNE

Les flux des substances phytosanitaires ayant transités par le Rhône ont été calculés sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Dans les cas où l'analyse donnait une valeur inférieure au seuil de quantification (bmdl), la moitié de la valeur de quantification (en général 0.005 µg/L) a été prise en compte ; si l'analyse n'a pas permis de détecter une substance, la charge a été considérée comme nulle. Les charges ainsi calculées sont présentées à la figure 2.

Les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône atteignent 512 kg en 2013, contre 678 kg en 2012, 731 kg pour l'année 2011, 1016 kg pour l'année 2010, 630 kg pour l'année 2009, 783 kg pour l'année 2008 et plus du double pour les années 2006 et 2007 (voir figure 3).

Les charges les plus importantes en 2013 proviennent de la production industrielle avec l'Amidosulfuron 159 kg (45 kg en 2012) essentiellement en fin d'année (voir figure 2 et Annexe 1) et le Propiconazol 23 kg (16 kg en 2012). Pour les produits phytosanitaires d'origine agricoles les substances suivantes sont présentes : 62 kg d'Atrazine et ses produits de dégradation, 62 kg de Simazine et Simazine-2-hydroxy, 43 kg de Terbutylazine et Terbutylazine-2-hydroxy, 30 kg de Diuron, 28 kg de Mecoprop et 34 kg de Linuron. Seul 10 kg de Glyphosate (herbicide) ont été retrouvés en 2013 alors qu'il représentait une charge de 150 kg en 2012.

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle s'élève à environ à 277 kg contre 485 kg en 2012, 364 kg en 2011, 616 kg en 2010, 279 kg en 2009. L'étude menée sur plusieurs bassins versant du lac Léman (ROSSI et CHESAUX, 2013) démontre que la stratégie d'échantillonnage actuelle permet d'estimer les charges annuelles, pour les composés dissous, avec une assez bonne fiabilité 65% (incertitude de l'ordre de 35%).

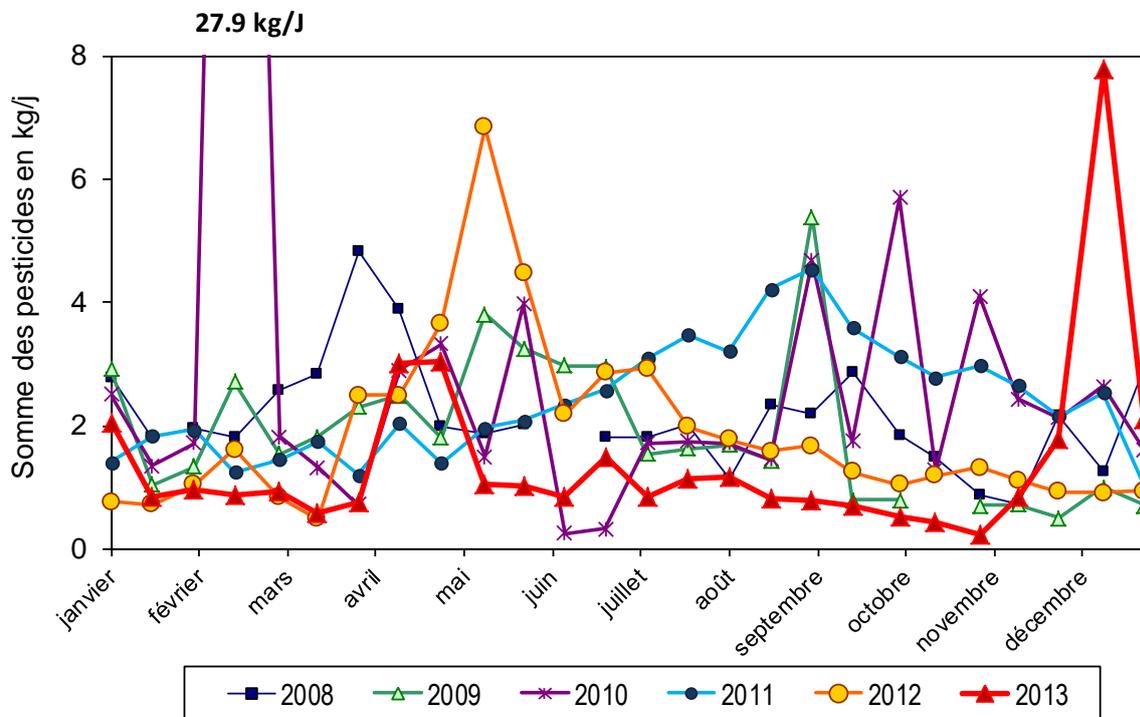


Figure 2 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2008 à 2013.
Figure 2 : Average daily loads of pesticide in the Rhône river from 2008 to 2013.

En 2013, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône est estimée à 235 kg (voir figure 3), en légère hausse par rapport à l'année 2012 (193 kg). Pour mémoire elle avait été calculée à 367 kg en 2011, 400 kg en 2010 à 430 kg en 2009, 570 kg en 2008, 820 kg en 2007 et ne représente plus que 16% des valeurs maximales mesurées en 2006. Pour l'année 2013, les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie donnent une charge 20% inférieure à celle estimée sur la base des échantillons du Rhône, alors qu'elle était équivalente en 2012. La plus grande différence est enregistrée sur l'Amidosulfuron.

Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont en vigueur dans les industries produisant des produits phytosanitaires. Elles fixent les rejets journaliers à un maximum de 200 g par substance fabriquée (SPE-VS 2008). Au cours de l'année 2013 cette exigence a été respectée pour toutes les substances produites à l'exception de plusieurs dépassements pour l'Amidosulfuron (herbicide) en avril et fin d'année 2013. L'industrie responsable du rejet de cette substance a été avisée avec demande d'explication sur ces dépassements et mise en place de mesures correctives. En 2013, les pesticides d'origine industrielle représentaient 46% de la charge total de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône à la Porte du Scex.

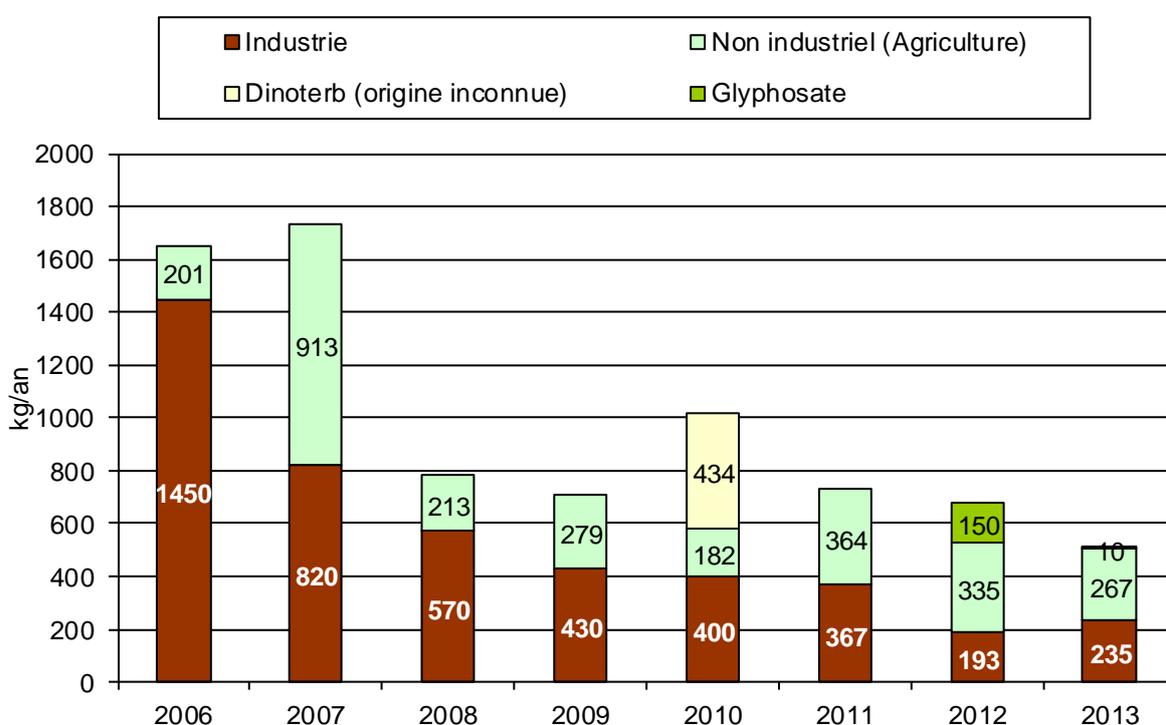


Figure 3 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2006 à 2013.
 Figure 3 : Total pesticide annual loadings from the Rhône river from 2006 to 2013.

4.3 PROFILS DE CONCENTRATIONS DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES LE LONG DU RHÔNE

Comme les années précédentes, des prélèvements et analyses ont également été réalisés en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey. Les figures 4 et 5 présentent la concentration et la charge totale de tous les produits phytosanitaires détectés aux différents emplacements (voir aussi tableau en Annexe 2).

Les deux mesures ponctuelles réalisées en 2013 montrent des concentrations peu élevées par rapport aux années précédentes et stables le long du Rhône, les charges sont en diminution notamment en aval de Monthey et ne dépassent pas les 2 kg par jour.

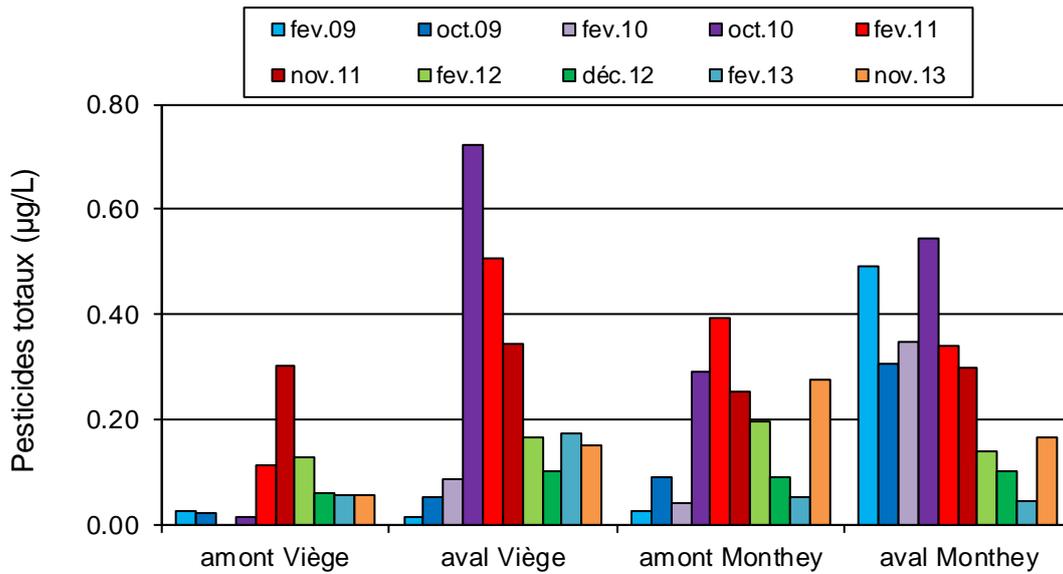


Figure 4 : Somme des concentrations en pesticides présentes dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 17 février et 27 octobre 2009, 23 février et 26 octobre 2010, 22 février et 25 novembre 2011, 22 février et 18 décembre 2012, 22 février et 20 novembre 2013.

Figure 4 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône river upstream and downstream from the industrial production locations of Viege and Monthey the 17 February and 27 October 2009, 23 February and 26 October 2010, 22 February and 25 November 2011, 22 February and 18 December 2012, 22 February and 20 November 2013.

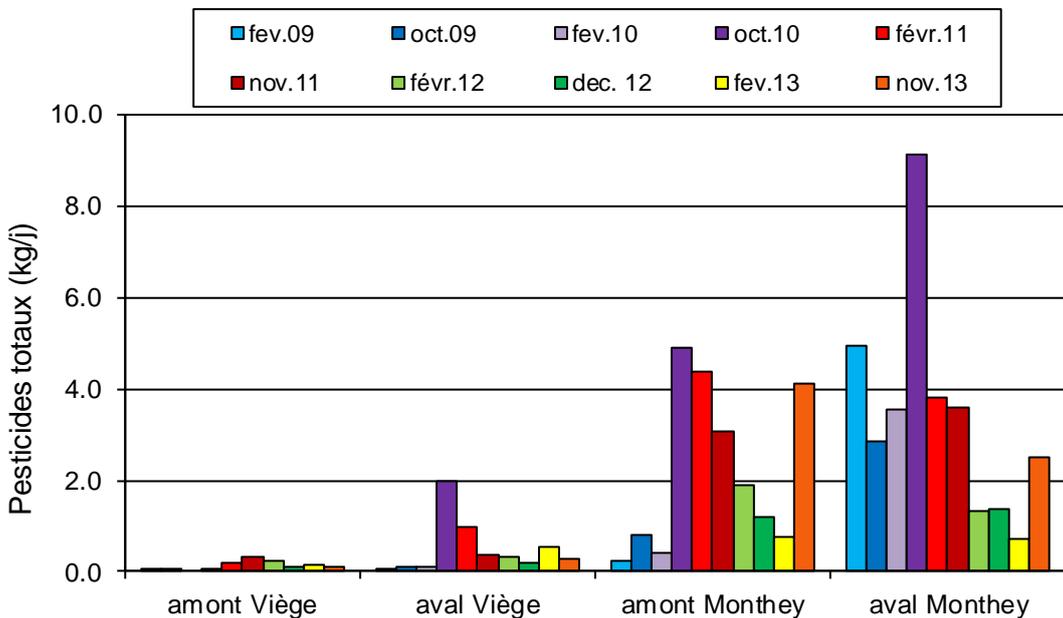


Figure 5 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 17 février et 27 octobre 2009, 23 février et 26 octobre 2010, 22 février et 25 novembre 2011 22 février et 18 décembre 2012, 22 février et 20 novembre 2013.

Figure 5 : Calculated loadings of pesticides detected in the Rhône river upstream and downstream from the industrial production locations of Viege and Monthey the 17 February and 27 October 2009, 23 February and 26 October 2010, 22 February 25 November 2011, 22 February and 18 December 2012, 22 February and 20 November 2013.

Sur les mesures ponctuelles réalisées en 2013, l'échantillon de février, révèle uniquement la présence de Dinoterb (0.1 µg/L) en aval de Viège, les autres sites ne présentent que des traces de substances inférieures aux limites de quantification. Le Iodosulfuron-methyl (0.04 µg/L) est présent en aval de Viège. Seul le Dinoterb en février dépasse les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L). Lors de ces campagnes de mesures ponctuelles, l'impact des sites industriels était très peu marqué sur le Rhône en période d'été.

La différence des concentrations et des charges plus importante en amont site de Monthey en novembre 2013, s'explique par la présence de Diuron et de Terbutylazine (herbicide d'origine non industrielle) en amont et non retrouvés en aval. La seule hypothèse pouvant être proposée est celle d'une dilution complémentaire apportée par les eaux de refroidissement du site industriel de Monthey et de la Gryonne avec un mélange et une homogénéisation des eaux incomplète.

4.4 PRODUITS PHARMACEUTIQUES

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le lac et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER et al., 2006), cinq produits pharmaceutiques (Mépivacaïne, Carbamazépine, Ticlopidine, Prilocaine, Irbesartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006.

En 2012 et 2013, les analyses ont porté sur les éléments ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes (recalculé à partir des charges, proportionnelles aux débits) suivantes :

| Principe actif | Utilisation | Maximum | Moyenne |
|--------------------|---------------------|------------|------------|
| Bupivacaine | Anesthésiant | 0.155 µg/L | 0.025 µg/L |
| Carbamazépine | Anti-épileptique | 0.005 µg/L | 0.005 µg/L |
| Carisoprodol | Relaxant musculaire | 0.005 µg/L | 0.002 µg/L |
| Deanol | Antiasthénique | <0.1 µg/L | <0.1 µg/L |
| Diclofenac | Analgésique | déTECTÉ | <0.01 µg/L |
| Irbesartan | anti-hypertenseur | 0.019 µg/L | 0.006 µg/L |
| Mépivacaine | Anesthésiant | 0.044 µg/L | 0.007 µg/L |
| Methenamine | Antibiotique | 0.088 µg/L | 0.015 µg/L |
| Prilocaine | Antiviral | 1.460 µg/L | 0.062 µg/L |
| Ribavarine | Virucide | <0.5 µg/L | <0.5 µg/L |
| Sulfaméthoxazole | Antibiotique | <0.1 µg/L | <0.1 µg/L |
| Ticlopidine | Anti-coagulant | 0.045 µg/L | 0.007 µg/L |
| Trimétazidine.2HCl | Anti-anginal | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| Xipamide | Diurétique | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 1 | | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 2 | | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 3 | | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 4 | | 0.034 µg/L | 0.005 µg/L |
| API 5 | | 0.018 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 6 | | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 7 | | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 8 | | 0.013 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 9 | | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 10 | | <0.01 µg/L | <0.01 µg/L |
| API 11 | | déTECTÉ | <0.01 µg/L |

En complément des API explicitement mentionnés ci-dessus, 11 substances correspondant à une production industrielle spécifique (non mentionnées pour des raisons de confidentialité) ont été également suivies au cours de l'année, 4 substances ont été détectées avec un maximum de 0.034 µg/L.

Par rapport aux produits phytosanitaires, les concentrations maximales observées pour certains produits pharmaceutiques comme la Prilocaine peuvent s'avérer élevées (1.46 µg/L). Le Sulfaméthoxazole, un antibiotique sulfamidé et le Diclofenac, un analgésique introduit dans la liste des substances analysées en 2012, n'ont pas été détectés dans les eaux du Rhône.

Pour l'année 2013, on observe des concentrations élevées en mars avril sur 3 échantillons avec la présence marquée de Prilocaine et Bupivacaine ainsi qu'un pic de Prilocaine sur le dernier échantillon de l'année. A l'exception de cette dernière valeur élevée la somme des concentrations en 2012 et 2013 montrent une baisse par rapport aux années précédentes (figure 6).

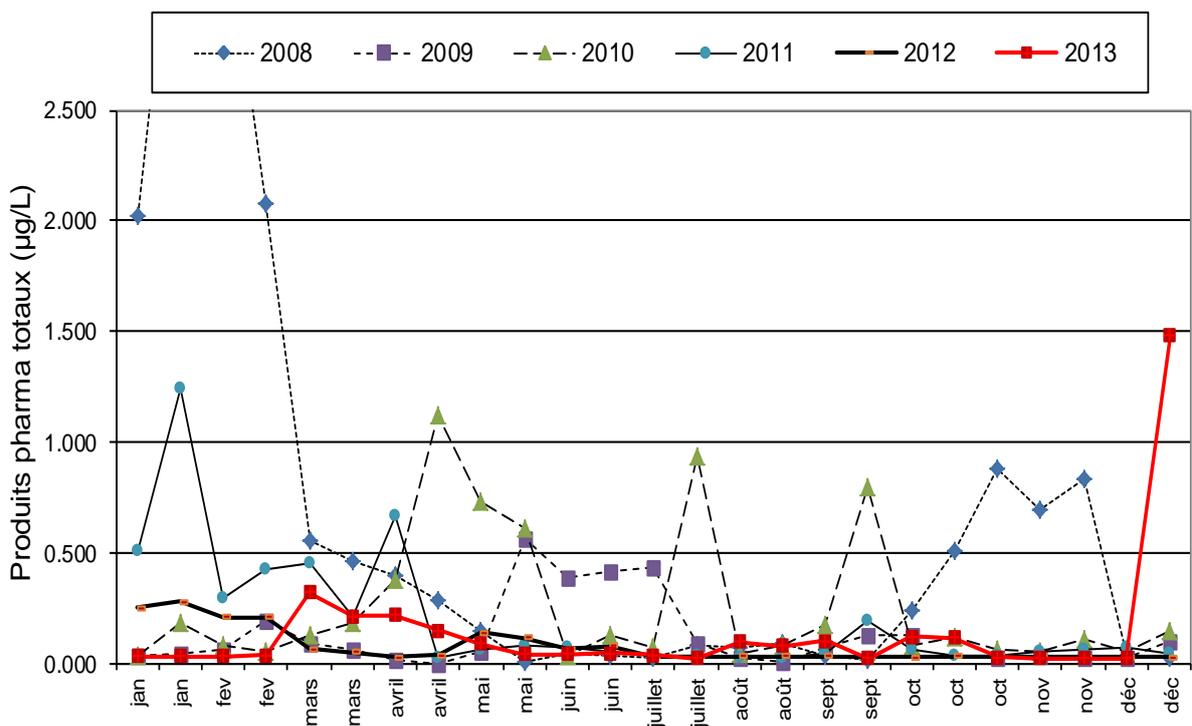


Figure 6 : Somme des concentrations des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2013.

Figure 6 : Sum of concentrations of pharmaceuticals analyzed during the year in the Rhône river at the Porte du Scex from 2008 to 2013.

La figure 7 présente les charges calculées pour les six principes actifs pharmaceutiques analysés dans le Rhône durant les années 2008 à 2013. Le Carisoprodole, a été ajoutée à partir de 2010 et la Metheneamine en 2013.

Ainsi, l'apport annuel de Prilocaine et Metheneamine au Rhône s'élève respectivement à 326 et 132 kg de matière active ce qui représente, une moyenne de 890 et 360 g par jour et dépasse largement la ligne directrice édictée pour les API (200 g par jour par substance). Cette valeur cible est dépassés par au moins une substance dans la moitié des résultats à disposition.

A la lecture de ces résultats, on constate qu'une moyenne annuelle doit être relativisée, mais également que le mode opératoire de prélèvement en vigueur à la Porte du Scex (3 x 2 mL par heure durant 14 jours) est susceptible d'atténuer d'un facteur de 25 des pics de polluants 100 fois plus élevés que la mesure de base si les rejets ont lieu dans un laps de temps suffisamment court.

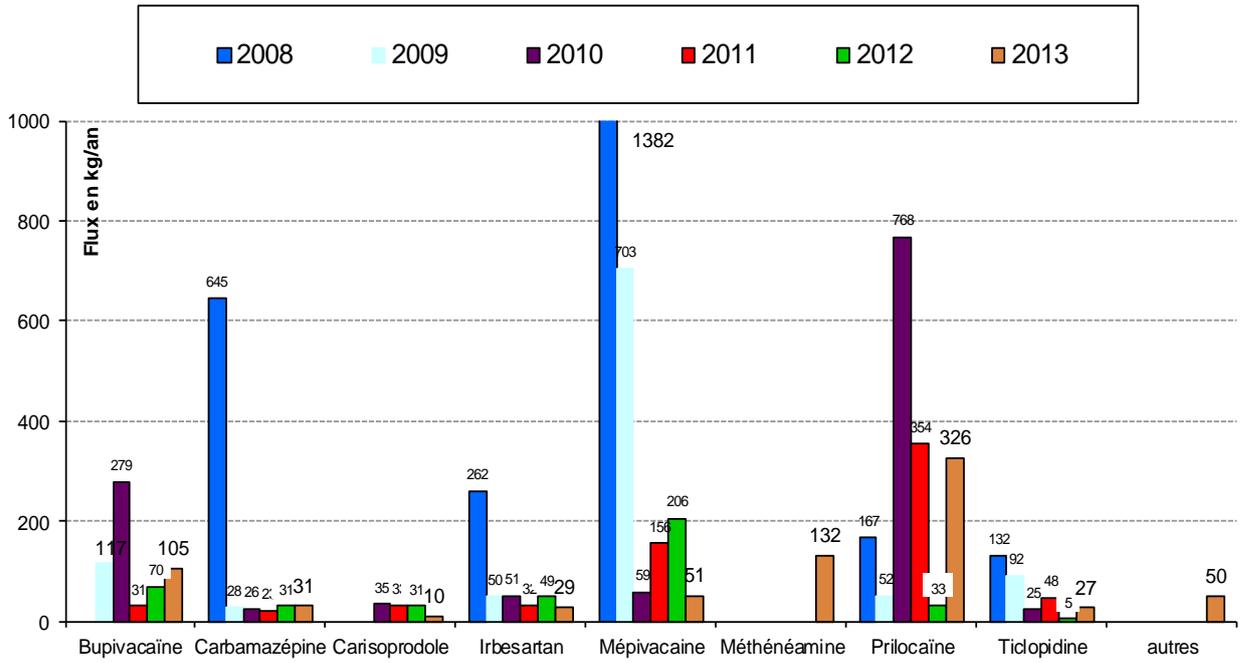


Figure 7 : Charges calculées en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2008 à 2013.

Figure 7 : Calculated loadings of pharmaceuticals detected in the Rhône river between 2008 and 2013.

Pour les produits pharmaceutiques mentionnés ci-dessus, les charges calculées en 2012 à partir des échantillons du Rhône étaient en général supérieures mais cohérentes avec celles annoncées par l'industrie concernée. Des écarts plus importants sont à noter pour l'année 2013.

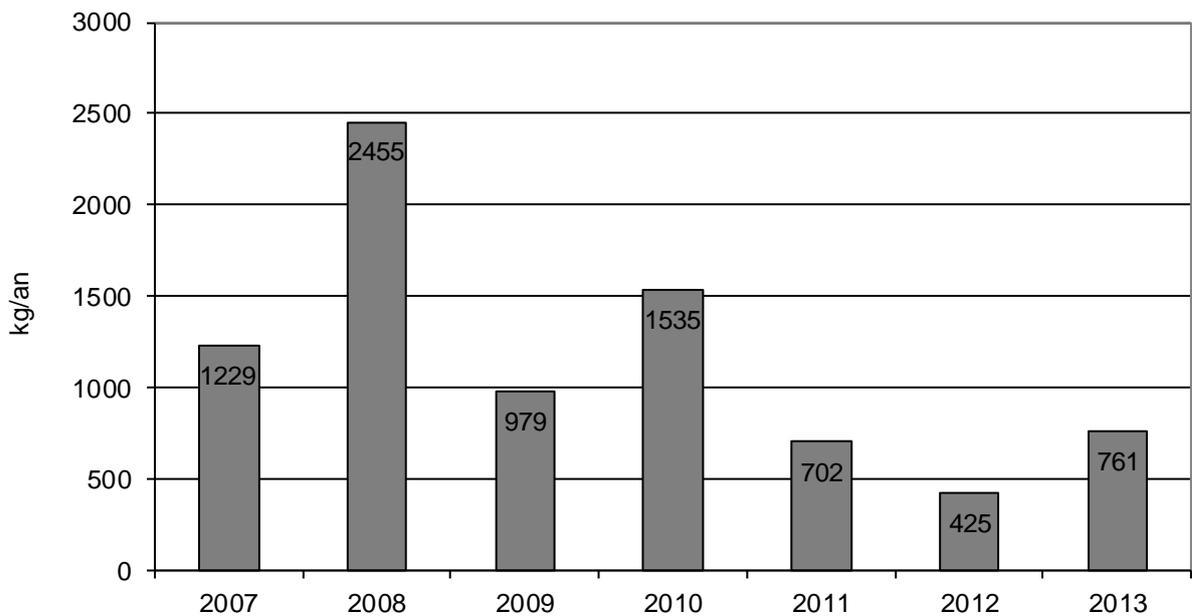


Figure 8 : Evolution des charges des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2013.

Figure 8 : Loadings evolution of pharmaceuticals analyzed in the Rhône river during the year in at Porte du Scex from 2008 to 2013.

Les charges des substances pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du Rhône en 2013 (fig 8) sont à la hausse par rapport à 2011 et 2012 et s'élèvent 761 kg/an, comparées à 425 kg en 2012, 677 kg en 2011 pour les médicaments recherchés. La hausse de 2013 est essentiellement due aux charges de Prilocaine (326 kg) et Methenamine (132 kg) suivi par la Bupivacaine (105 kg).

L'industrie produisant ces substances s'est orientée en 2011 vers une lutte à la source, à l'instar des mesures décidées et mises en œuvre sur les sites de Viège et Monthey. En 2010, un délai jusqu'au 1^{er} septembre 2012 avait été accordé aux industries valaisannes pour respecter la limite mensuelle de 200 g par jour et par substance pour les rejets de principes actifs pharmaceutiques (API, Active Pharmaceutical Ingredient). Le délai octroyé tenait compte du fait que la problématique des produits pharmaceutiques avait été mise en évidence un peu plus tardivement que celle des produits phytosanitaires. Nous constatons que si au cours de l'année 2012 une nette amélioration des charges rejetées pour les API et qu'aucun dépassement (200 g/j) n'était intervenue depuis la fin juin 2012, cette maîtrise n'a pas été tenue au cours de l'année 2013 avec de nombreux dépassements. L'industrie qui a augmenté ses contrôles internes a pu identifier les causes de ces dépassements et nous a assuré de mettre en œuvre toutes les mesures pour respecter les valeurs limites fixées dans la ligne directrice du 24 juin 2008.

4.5 AUTRES SUBSTANCES

Deux autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi depuis 2008 pour le Tolytriazole et 2010 pour le Benzotriazole. Ces deux substances, comportant un noyau benzénique, sont largement utilisées comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels dont les rejets peuvent finir dans les eaux claires, comme fluides de dégivrage notamment sur les avions et comme antibuée ou agent de protection de l'argenterie dans les produits lave-vaisselle (HART et al., 2004).

Ces composés polaires, très solubles dans l'eau, ne sont pas produits dans les usines valaisannes mais peuvent toutefois être utilisés afin de traiter leurs circuits hydrauliques. Ils ont été étudiés dans plusieurs rivières et lacs suisses par l'institut suisse de recherche de l'eau du domaine des Ecoles Polytechniques Fédérales (EAWAG). Ils sont présents dans les eaux usées domestiques et industrielles (10 à 100 µg/L), très peu dégradés dans les stations d'épuration et persistants dans le milieu naturel (VOUTSA et al., 2006). Le suivi sur le Rhône en 2006 avait également permis de mettre en évidence une concentration moyenne de 0.23 µg/L et un pic de concentration sur un échantillon moyen de 7 jours à 1.38 µg/L pour le Benzotriazole, les concentrations en Tolytriazole restant inférieures avec une moyenne de 0.04 µg/L (GIGER et al., 2006).

Pour le Benzotriazole, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2013 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.15 µg/L avec une moyenne de 0.05 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année. Le flux annuel est stable depuis ces six dernières années (figure 9), en moyenne 226 kg/an.

Le Tolytriazole analysé depuis 2010 présente en 2013 des valeurs variant entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.11 µg/L avec une moyenne de 0.04 µg/L. Le flux annuel s'élève à 203 kg en 2013 à comparer avec une moyenne de 264 kg/an au cours des quatre dernières années.

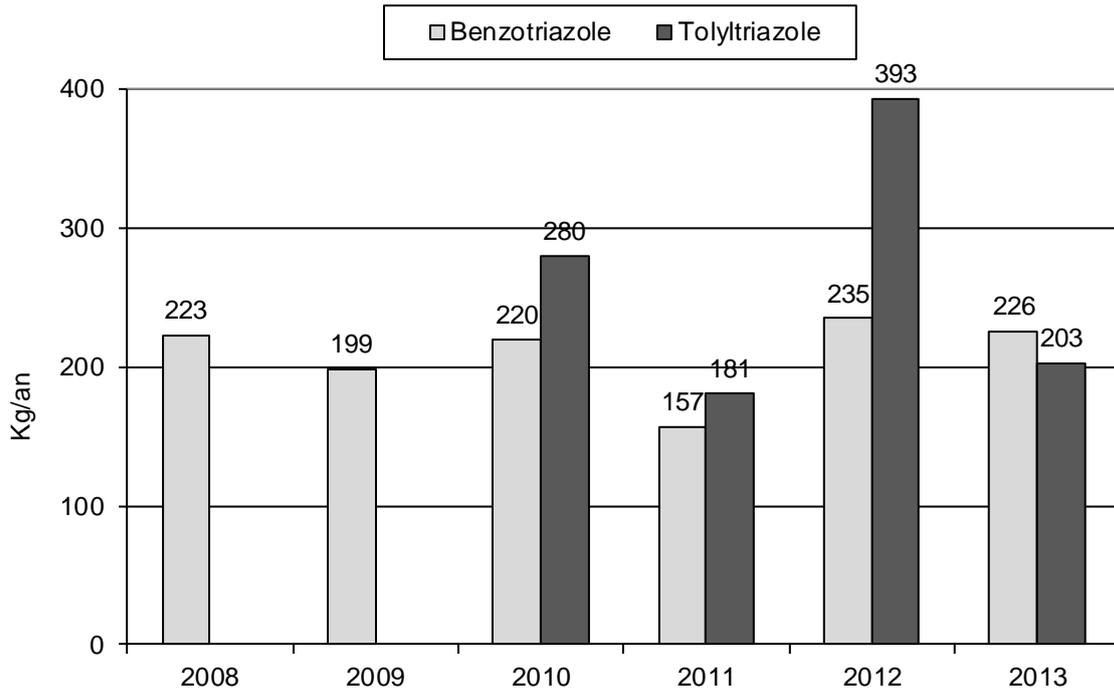


Figure 9 : Evolution des charges en Benzotriazole et en Tolytriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2013.

Figure 9 : Loadings evolution of Benzotriazole and of Tolytriazole detected in the Rhône river at Porte du Scex between 2008 and 2013.

Au cours de l'année 2012 un screening des eaux du Rhône avait été réalisé par l'EAWAG avec la recherche de 383 substances (ROSSI et CHESAUX, 2013). Seule une molécule, l'acide Tetrachlorophtalique (CAS 632-58-6) non incluse dans la liste des substances déjà suivies, avait été identifiée dans un échantillon avec une concentration maximal de 0.5 µg/L. Son origine a pu être identifiée comme produit de base utilisé dans certaines synthèses industrielles. Depuis les mesures suivantes ont été prises : suivi analytique, optimisation des procédés pour limiter les rejets à la source et recherche écotoxicologique (PNEC de 84 µg/L). Si les mesures prises à la source ont permis de réduire de 50% les rejets vers la station d'épuration, la charge calculée en période de production reste élevée pour une substance qui s'avère peu dégradable sur une station d'épuration biologique. Les concentrations résultantes dans le milieu récepteur, le Rhône, sont inférieures à la PNEC mais peuvent dépasser à certaines périodes le microgramme par litre.

5. CONCLUSIONS

La charge des produits phytosanitaires transitant par le Rhône poursuit sa baisse par rapport aux années précédentes, elle atteint environ 512 kg par rapport aux 678 kg en 2012 et 731 kg enregistrés en 2011. Les charges les plus importantes en 2013 proviennent de l'Amidosufuron (159 kg). Le Glyphosate analysé et comptabilisé uniquement depuis 2012 (150 kg), n'a été retrouvé qu'en faible quantité en 2013 (10 kg), notons que le seuil de détection et quantification de cette herbicide est 10 fois plus élevé que la plupart des autres substances et peut entraîner un écart important dans le calcul des charges final, si cette substance est présente à très faible concentration. La diminution des charges est à mettre essentiellement sur le compte de l'amélioration des rejets industriels : les charges de pesticides produits ou formulés par l'industrie se maintiennent autour des 200 kg/an (367 kg pour 2011, 400 kg en 2010) soit environ 15% des quantités calculées en 2006. Ces résultats démontrent l'efficacité des mesures mises en œuvre par les industries concernées, mais également qu'un rejet non contrôlé, comme l'Amidosulfuron déséquilibre rapidement le bilan.

Au niveau des principes actifs pharmaceutiques recherchés, les charges cumulées des 10 substances prises en compte en 2013 est à la hausse (761 kg) par rapport à 2012 (425 kg). Si les rejets des principes actifs pharmaceutiques répondaient à l'objectif d'un maximum de 200 g/j par substance de juin à décembre 2012, le bilan 2013 présente des dépassements dans la moitié des échantillons. Notons également que le mode d'échantillonnage mis en place ne permet que d'appréhender une valeur « quotidienne » moyenne, calculée à partir d'un échantillon de 14 jours. Aussi, un pic sporadique (quelques heures) de pollution se trouve fortement atténué dans un échantillon moyen de deux semaines.

Les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants intégrées dans les autorisations de rejet des trois principales stations d'épuration de l'industrie chimique depuis septembre 2010 ont permis une nette diminution des quantités de produits phytosanitaires qui étaient présents dans les eaux du Rhône. Les effets sur les rejets de médicaments sont moins visibles en 2013 par rapport à 2012. Les rejets de certains principes actifs médicamenteux (Prilocaine, Methéamine et Bupivacaine) sont toujours au-dessus de la limite et ce pour la moitié des échantillons annuels. L'industrie en cause est consciente du problème et de sa non-conformité, elle suit de près ses rejets et reste active dans la mise en place des mesures correctives.

Le screening des eaux du Rhône, selon une méthode identique à celle pratiquée sur le suivi des eaux du Rhin, avait mis en évidence une substance (l'acide Tétrachlorophtalique) non identifiée précédemment par la CIPEL ou l'Etat du Valais dans les études antérieures (BERNARD et al., 2007, 2011, 2012 ; BERNARD et ARNOLD, 2008, 2009, 2010). Celle-ci fait maintenant l'objet d'un suivi et d'un processus de réduction par l'industrie émettrice.

Parallèlement aux mesures efficaces mises en œuvre par les industries, il est important d'informer et de sensibiliser tous les utilisateurs de produits phytosanitaires, notamment par des actions d'information et de sensibilisation proposant des alternatives avec la promotion des bonnes pratiques comme l'entretien des espaces verts en ville sans pesticide.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M. ARNOLD, C., EDDER, P. et ORTELLI, D. (2007) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 163-172.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2008) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 139-148.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2009) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 145-153.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2010) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 131-142.
- BERNARD, M. ARNOLD, C. et MANGE, P. (2011) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 87-98.

- BERNARD, M. ARNOLD, C MANGE, P et OBRIST, D. (2012) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 122-138.
- BERNARD, M. ARNOLD, C MANGE, P et OBRIST, D. (2013) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 141-162.
- DETEC (2009) Déversement de substances organiques en traces dans les eaux. Rapport explicatif relatif à la modification de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), Projet du 18 novembre 2009.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- EDDER, P., ORTELLI, D., KLEIN, A. et RAMSEIER, S. (2008) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 57-84.
- GIGER, W., SCHAFFNER, C. and KOHLER, H.-P. (2006) : Benzotriazole and Toloxytriazole as aquatic Contaminants. 1. Input and Occurrence in Rivers and Lakes. Environ. Sci. Technol, 40, 7186-7192.
- HART, D., DAVIS, LC., ERICKSON, LE. et CALLENDER, TM. (2004) : Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. Microchem J 77, 9-7.
- OSEC (1995) Ordonnance sur les substances étrangères et les composants du 26 juin 1995 (OSEC RS 817.021.23)
- OEAUX (1989) Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1989 (OEaux RS 814.201).
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER, S. (2009) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 59-71.
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.
- ORTELLI, D., EDDER, P., KLEIN, A. et RAMSEIER, S. (2012) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 51-66.
- ROSSI, L. et CHESAUX, L. (2013) : sources diffuses de micropolluants dans le Léman : Etude de bassins versant spécifiques et définition d'outils d'extrapolation. Rapport d'étude de l'EPFL, laboratoire de technologie écologique (ECOL), sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). EPF Lausanne, 101 p + Annexes.
- SPE-VS Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, (2008) : Groupe Stratégie micropolluants – Valais, Ligne directrice du 24 juin 2008.
- VOUTSA, D., HARTMANN, P., SCHAFFNER, C. and GIGER, W. (2006) : Benzotriazole Alkylphenols and Bisphenol A in Municipal Wastewaters and in Glatt River, Switzerland. Environ Sci Pollut Res 13 (5) 333-341.
- WITTMER, I., MOSCHET, C., SIMOVIC, J., SINGER, H., STAMM, C., HOLLENDER, J., JUNHANS, M., LEU, C. (2014) : über 100 Pestizide in Fließgewässern, Aqua & Gas n°3, 32-43

| | | | | | | | | | | | | |
|-----|--------------------------|-------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| 88 | Pyrifenox | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 89 | Pyrifthalid | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 90 | Simazine | <0.01 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | |
| 91 | Simazine-2-hydroxy | <0.01 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | |
| 92 | Spinosad A | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 93 | Tebuconazol | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 94 | Tebufenpyrad | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 95 | Tebutam | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 96 | Teflubenzuron | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 97 | Terbumeton | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 98 | Terbuthylazine | <0.01 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | 0.065 | <i>bmdl</i> | |
| 99 | Terbuthylazine-2-hydroxy | <0.01 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | 0.013 | <i>bmdl</i> | |
| 100 | Terbuthylazine-desethyl | <0.01 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | |
| 101 | Terbutryn | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 102 | Thiabendazol | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 103 | Thiobencarb | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 104 | Thiocyclam | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 105 | Trifloxystrobin | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 106 | Trifloxysulfuron | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 107 | Triflumuron | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 108 | Trifluralin | <0.01 | | | | | | | | | | |
| | Benzotriazole | <0.01 | 0.037 | 0.044 | 0.028 | 0.048 | 0.272 | 0.055 | 0.063 | 0.342 | 0.054 | 0.06 |
| | Tolytriazole | <0.01 | 0.016 | 0.016 | <i>bmdl</i> | 0.024 | <i>bmdl</i> | 0.019 | 0.024 | 0.07 | 0.031 | 0.041 |
| | <i>Produits pharma</i> | | | | | | | | | | | |
| 1 | Bupivacaine | <0.01 | | | <i>bmdl</i> | 0.150 | 0.120 | | | | | |
| 2 | Carbamazepine | <0.01 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | | <i>bmdl/bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> |
| 3 | Carisoprodol | <0.01 | | | | | | <i>bmdl/bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> |
| 4 | Deanol | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 5 | Diclofenac | <0.01 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | | | | | |
| 6 | Ibuprofen | <0.00 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl/bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> |
| 7 | Mepivacaine | <0.01 | | | | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl/bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> |
| 8 | Methenamine | <0.05 | | | | | | | | | | |
| 9 | Prilocaine | <0.01 | | | | 0.069 | 0.074 | | | | | |
| 10 | Ribavirine | <0.50 | | | | | | | | | | |
| 11 | Sulfamethoxazole | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 12 | Ticlopidine | <0.10 | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | <i>bmdl</i> | 0.031 | 0.036 | | | | | |
| 13 | Trimetazidine.2HCl * | <0.01 | | | | | | | | | | |
| 14 | Xipamide | <0.01 | | | | | | | | | | |

*Trimetazidine.2HCl (vastare®)

**BLOOMS DE MOUGEOTIA DANS LE LEMAN :
FACTEURS DECLENCHANTS ET COMPARAISONS
AVEC D'AUTRES GRANDS LACS**

MOUGEOTIA BLOOMS IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2013

PAR

**Kalman TAPOLCZAI, Orlane ANNEVILLE, Remy TADONLEKE et Frédéric RIMET
Avec la collaboration de Nico Salmaso, Giuseppe Morabito et Tamar Zohary**

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

Depuis le début des années 2000, des blooms d'une microalgue surviennent régulièrement dans le Léman. Il s'agit d'une algue filamenteuse, Mougeotia sp. (Zygothycées). Cette algue non toxique, crée des problèmes pour les pêcheurs professionnels et est une réponse inattendue par rapport à la ré-oligotrophisation du Léman. Pour expliquer ce phénomène, nous avons utilisé les données du monitoring du Léman et les avons comparées à celles de lacs où des blooms similaires surviennent : le lac Kinneret (Israël) et les lacs de Garde et Majeur (Italie).

En raison de la complexité taxonomique de ce genre, les taxons présents dans ces lacs n'ont pu être déterminés de façon précise. Par contre, il apparaît que Mougeotia sp. a des écologies similaires dans tous ces lacs. En effet, la dynamique inter-annuelle de ce taxon est liée aux teneurs en phosphore qui doivent être comprises entre 5 et 15 µg/l (moyenne annuelle dans la couche 0-20 m). Ensuite, sa dynamique saisonnière est fortement influencée par la stratification des eaux. Ce taxon filamenteux qui résiste bien à la sédimentation, trouve ses avantages compétitifs par rapport aux autres algues quand le milieu est bien stratifié. Selon les lacs, la stratification apparaît plus ou moins tôt dans l'année : ceci explique pourquoi Mougeotia sp. apparaît à des saisons différentes suivant le lac considéré. Enfin, Mougeotia sp. dispose de chloroplastes lamellaires qui peuvent s'orienter pour présenter la plus grande surface par rapport aux rayons lumineux ; ceci lui permet de vivre dans des conditions de faible luminosité. Il trouve donc sa niche écologique dans des profondeurs d'une dizaine de mètres.

Enfin, nous avons cherché la combinaison de circonstances favorisant les blooms. En premier lieu, le lac doit être dans un état oligo-mésotrophe. Ensuite, la zone euphotique doit s'étendre jusqu'à une dizaine de mètres et correspondre à la profondeur de l'épilimnion. La masse d'eau doit être fortement stratifiée jusqu'à 10 mètres, profondeur à laquelle Mougeotia sp. se développe, par ailleurs les analyses montrent que la vitesse des vents en juin et l'inoculum en Mougeotia sont également des paramètres qui influencent la formation des blooms.

Si les concentrations en phosphore ne descendent pas en dessous de 5 µg/L dans la zone 0-20 m et si les conditions météorologiques et hydrologiques données ci-dessus surviennent à nouveau dans les prochaines années, des blooms dans le Léman pourraient à nouveau apparaître.

SUMMARY

Since the early 2000s, microalgae blooms occur regularly in Lake Geneva. This non-toxic, filamentous alga, *Mougeotia* sp. (Zygothryxaceae) creates problems for professional fishermen and is an unexpected response in relation to the re-oligotrophication of Lake Geneva. To explain this phenomenon, we used monitoring data from Lake Geneva and compared them to lakes where similar blooms occur: Lake Kinneret (Israel) and Lake Garda and Maggiore (Italy).

Because of the taxonomic complexity of this kind, taxa present in these lakes were not determined accurately. However, it appeared that *Mougeotia* sp. had similar ecologies in all these lakes. Indeed, the inter-annual dynamics of the taxon was related to phosphorus levels, which must be between 5 and 15 g / l (in the annual mean in the 0-20 m layer). Its seasonal dynamics are strongly influenced by layering: this filamentous taxon, resistant to sedimentation, finds competitive advantages over other algae when the medium is stratified. According to the lake, stratification appeared earlier or later in the year, explaining why *Mougeotia* sp. appeared in different seasons depending on the lake in question. Finally, *Mougeotia* sp. has lamellar chloroplasts that can move to present the largest surface area in relation to the light rays; this allows it to survive in low-light conditions. Therefore, it finds its ecological niche at a depth of 10 metres.

Finally, we searched for the combination of circumstances favouring blooms. First, the lake must be oligo-mesotrophic. Secondly, the photic layer must extend to 10 metres and match the depth of the epilimnion. The water mass must be highly stratified up to 10 metres, which is the depth at which *Mougeotia* sp. develops; however, analyses show that wind speed in June and the inoculum in *Mougeotia* are also parameters that influence the formation of blooms.

If phosphorus concentrations do not fall below 5 mg / L in the 0-20 m layer and if the weather and hydrological conditions cited above occur again in the coming years, blooms in Lake Geneva could reappear.

1. INTRODUCTION

Les blooms (ou fleurs d'eau) de microalgues sont bien étudiés surtout lorsqu'ils concernent les cyanobactéries puisque celles-ci présentent un risque pour la santé humaine (Havens 2008). Leur présence est souvent liée à des phénomènes d'eutrophisation. À côté des Cyanobactéries, d'autres algues peuvent créer des blooms dans les lacs. C'est le cas des dinoflagellés (Cantonati *et al.* 2003) ou encore de Cryptophycées (Druart & Balvay 2007).

Depuis la fin des années 1990, le Léman fait face à des blooms d'une micro-algue filamenteuse appartenant à une classe différente de celles mentionnées précédemment, la classe de Zygothryxées. Il s'agit d'une espèce du genre *Mougeotia* qui provoque également des blooms dans d'autres lacs péri-alpins italiens, le lac de Garde et le lac Majeur, et dans un lac subtropical, le lac Kinneret en Israël. Ces blooms provoquent une gêne pour la pêche professionnelle, dans la mesure où les algues obstruent les filets. L'adduction d'eau potable peut également être impactée par le colmatage des filtres par ces microorganismes. Les différents utilisateurs et gestionnaires de ces lacs (dont la CIPEL, l'agence de l'Eau, les Services Cantonaux de l'environnement en Suisse pour le Léman) sont en attente de réponses pour une meilleure gestion et compréhension de ce phénomène.

Ce genre d'algue est fréquent dans les cours d'eau et la plupart des études qui le concerne sont menées sur des taxons benthiques (Graham *et al.* 1996). Cependant des auteurs se sont penchés sur son écologie en lac (ex. (Padisak *et al.* 2008) (Reynolds *et al.* 2002)). L'objectif de cette étude est donc d'identifier les conditions environnementales qui déclenchent les proliférations de *Mougeotia* dans le Léman. Pour ce faire, nous avons étudié les séries chronologiques du Léman et avons adopté une approche comparative afin de confronter la dynamique d'occurrence de *Mougeotia* dans le Léman avec les dynamiques d'occurrence observées dans d'autres écosystèmes lacustres. Lors de cette étude, nous avons voulu répondre aux questions suivantes :

- Est-ce la même espèce qui prolifère dans les 4 lacs (Léman, lac de Garde, lac Majeur, Lac Kinneret)?
- Ces taxons ont-ils la même écologie? Est-il possible de définir l'écologie de ces *Mougeotia* ?
- Quels sont les facteurs déclenchant des blooms à *Mougeotia* dans le Léman ?

2. METHODES

Pour cette étude, les phénomènes de blooms à *Mougeotia* du Léman ont été comparés à des blooms survenant dans trois autres grands lacs (figure 1) : Lac de Garde, Lac Majeur et Lac Kinneret :

- le lac de Garde est le plus grand lac d'Italie, situé au pied des Alpes. Il présente une surface de 368 km² et un volume de 49 km³. Sa profondeur maximale est de 350 m.

- le lac Majeur est le 2ème plus grand lac d'Italie, également situé au pied des Alpes. Sa surface est de 212 km², son volume de 37.5 km³ et sa profondeur maximale est de 370 m.
- le lac Kinneret (ou lac de Tibériade) est situé au nord de l'Israël, dans un climat sub-tropical. Sa surface est de 170 km², son volume de 4 km³ et sa profondeur maximale de 43 m.

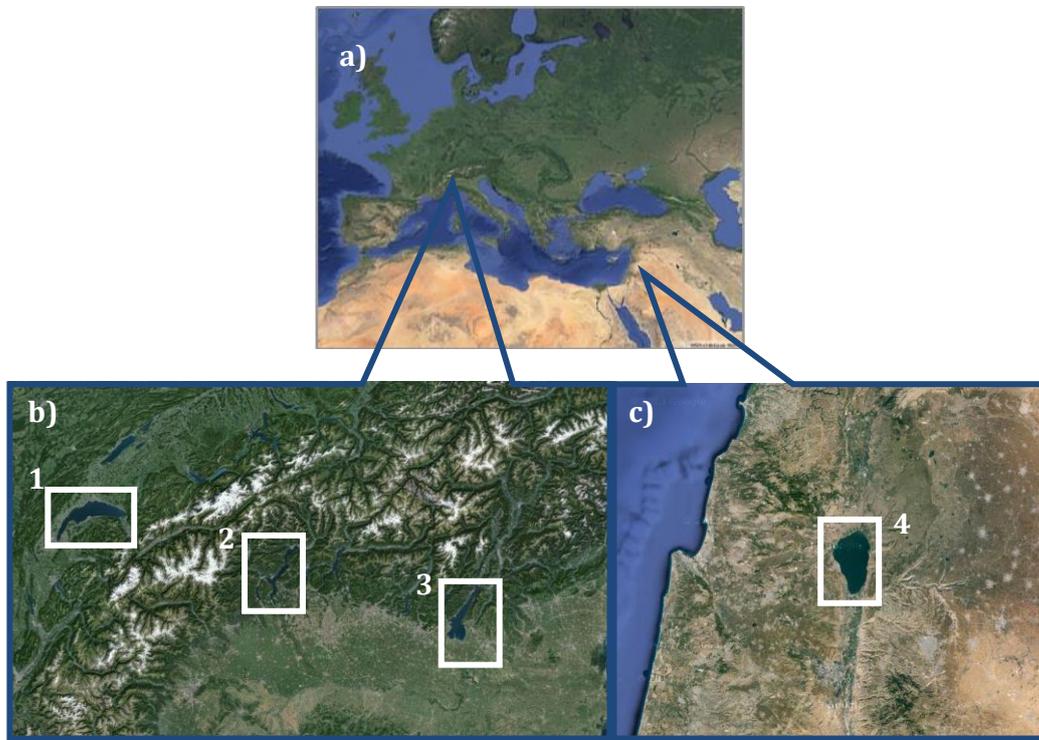
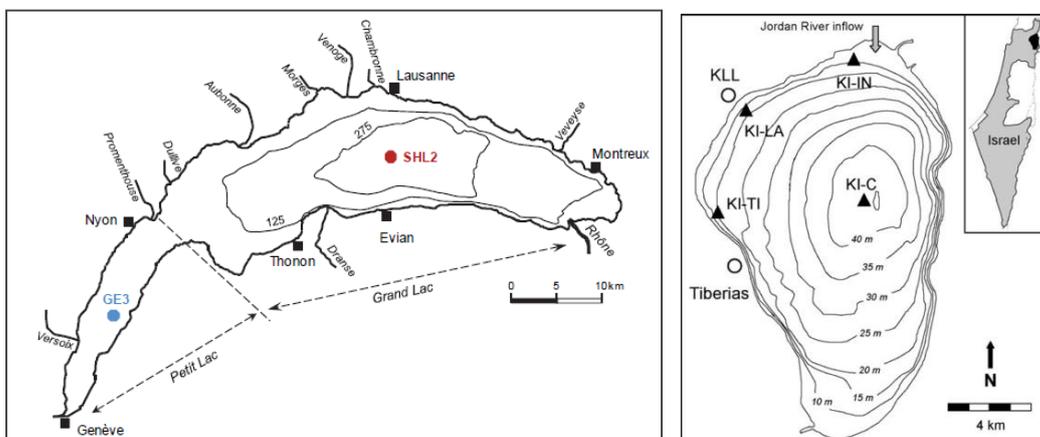


Figure 1 : Localisation des 4 lacs étudiés : Léman (1), lac Majeur (2), lac de Garde (3) et lac Kinneret (4).

Figure 1 : Location of the four study lakes: Lake Geneva (1) Lake Maggiore (2), Lake Garda (3) and Lake Kinneret (4).

Les données du monitoring de ces 4 lacs ont été utilisées pour identifier les conditions environnementales associées à la présence de *Mougeotia* et examiner les facteurs déclenchant les blooms de *Mougeotia*. Des échantillonnages mensuels ou bimensuels sont effectués à la station Bardolino pour le lac de Garde, à la station Ghiffa pour le lac Majeur, et toutes les semaines ou tous les 15 jours à la station KI-C du lac Kinneret (les localisations précises des stations de prélèvement sont données à la figure 2).



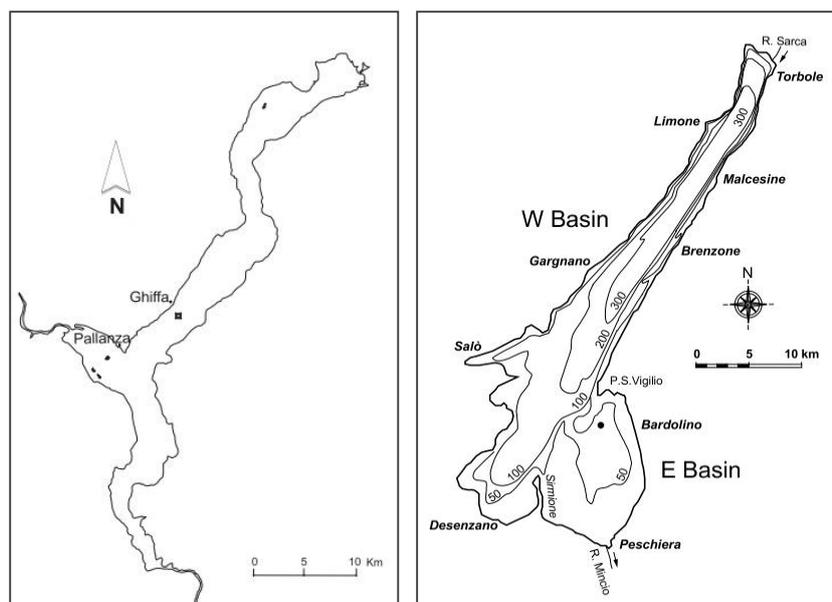


Figure 2 : localisation des points d'échantillonnage des lacs Léman (en haut à gauche) Kinneret (en haut à droite), Majeur (en bas à gauche) et de Garde (en bas à droite).

Figure 2 : Location of sampling points of Lake Geneva (top left) Lake Kinneret (top right), Lake Maggiore (bottom left) and Lake Garda (bottom right).

Les prélèvements ont été réalisés avec des cloches effectuant un échantillonnage intégré pour le Léman (0-10 m jusqu'à 2000, puis 0-20 m à partir de 2000) et le lac Majeur (0-20 m). Pour le lac de Garde, des échantillons intégrés à 3 profondeurs sont réalisés (0-2 m, 9-11 m, 19-21 m), des analyses microscopiques séparées sont effectuées sur ces 3 profondeurs. Pour le lac Kinneret, des échantillons discrets sur 11 profondeurs sont réalisés (0, 1, 2, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30, 40), des analyses microscopiques séparées sont ensuite effectuées sur ces 11 échantillons. Pour tous les lacs, les dénombrements du phytoplancton ont été réalisés selon la même méthode (Utermohl 1958).

Les paramètres physico-chimiques utilisés dans cette étude proviennent de moyennes pondérées par la profondeur dans la couche de surface 0-20 m. Les facteurs pris en compte pour cette étude sont la température [T (°C)], le phosphore total [TP ($\mu\text{g l}^{-1}$)], le phosphore dissous [SRP ($\mu\text{g l}^{-1}$)], Secchi (m). D'autres paramètres tels que la profondeur de la zone euphotique (Vollenweider & Kerekes 1982), la stabilité de la colonne d'eau (RWCS, Welch 1992) sont estimés à partir des paramètres cités ci-dessus.

3. RESULTATS

3.1 EST-CE LA MÊME ESPÈCE QUI PROLIFÈRE DANS LES 4 LACS ?

Le genre *Mougeotia* est très diversifié, il comprend plus de 190 espèces (Guiry & Guiry 2012). Avant de démarrer toute analyse, il apparaissait donc nécessaire de savoir si nous avons la même espèce dans les différents lacs et pour le cas particulier du Léman, si nous avons toujours la même espèce de 1974 à nos jours.

Dans le Léman, il est fait mention de *Mougeotia gracillima* (figure 3) depuis 1974 et ces identifications sont basées sur des tailles de cellules. Nous avons repris des échantillons de 1976 à 2011 présentant des abondances importantes de *M. gracillima* dans le Léman et nous avons réalisé des mesures de taille de cellules. La largeur des cellules est un des critères d'identification utilisé dans la détermination des espèces de ce genre. Il apparaît que les largeurs des cellules sont identiques dans les différents échantillons et varient de 3 à 5 μm . Cette largeur de cellule correspond à la description de *M. gracillima*, mais aussi à celle *M. elegantula*. Dans de nombreux cas, l'identification des espèces du genre *Mougeotia* nécessitent des zygospores (forme de reproduction) qui sont absentes des échantillons du Léman : ce critère permettrait de départager ces deux espèces.

Dans les lacs de Garde, Majeur et Kinneret, l'identification est faite uniquement au genre (figure 3). Les dimensions des cellules dans le Lac Kinneret sont proches de celles observées dans le Léman ; par contre dans le lac de Garde, elles sont plus larges (4 à 8 μm).

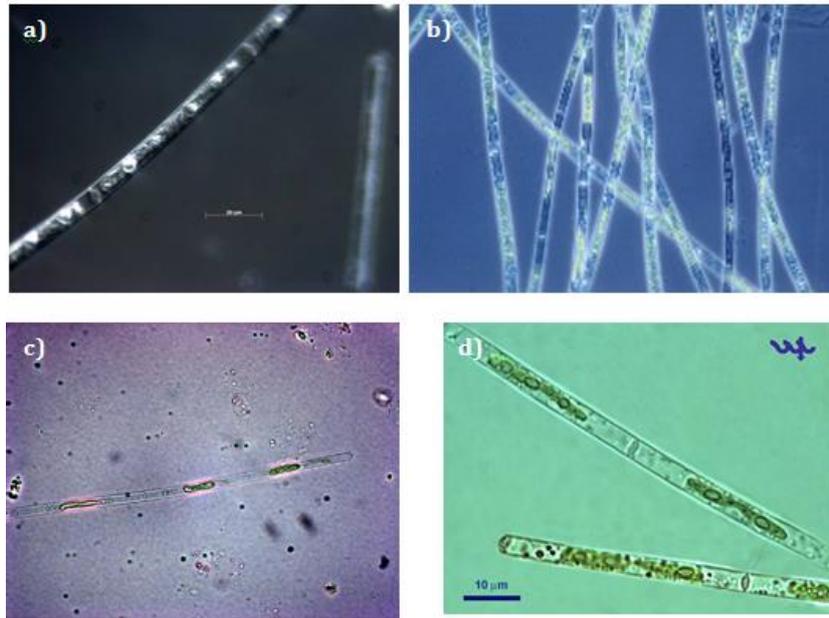


Figure 3 : Photos de *Mougeotia* sp. du Léman (a), du Lac de Garde (b), du Lac Majeur (c) et du Lac Kinneret (d).

Figure 3 : Photos of *Mougeotia* sp. of Lake Geneva (a), Lake Garda (b), Lake Maggiore (c) and Lake Kinneret (d).

L'harmonisation des identifications des espèces du phytoplancton entre laboratoires est un problème récurrent. Ces différences peuvent être liées à l'utilisation d'ouvrages différents, à des microscopes de qualités différentes ou encore à des changements de personnes effectuant les identifications (Straile *et al.* 2013). Le même type de conclusions sont données Baillot (Baillot 2013), qui montre que le premier paramètre expliquant la variabilité des communautés phytoplanctonique des lacs de l'Ouest de la France est l'origine du laboratoire ayant effectué la détermination. Une solution pour palier à ces différences de détermination est d'effectuer des exercices d'intercalibration qui permettent d'harmoniser les pratiques (Kahlert *et al.* 2009, Prygiel *et al.* 2002).

Une autre solution, pour supprimer l'hétérogénéité de données taxonomiques provenant de laboratoires différents, est d'analyser les listes floristiques à un niveau taxonomique générique, ou alors de travailler sur des groupes fonctionnels (Baillot 2013).

Dans le cas de cette étude, nous ne pouvons pas savoir sur base morphologique si les 4 lacs présentent les mêmes espèces de *Mougeotia* et nous avons donc choisi d'utiliser une détermination au niveau générique pour comparer les différents lacs.

La question suivante qui se pose est de savoir si les *Mougeotia* présentes dans les 3 lacs (Garde, Majeur et Kinneret) ont des phénologies et des écologies différentes de celle observée dans le Léman.

3.2 DYNAMIQUE ET ÉCOLOGIE DE *MOUGETIA* SP. DANS LE LÉMAN, COMPARAISONS À CELLES DES AUTRES LACS (GARDE, MAJEUR ET KINNERET)

Le schéma d'occurrence de *Mougeotia* sp. présenté en Figure 5 indique clairement que, sur le Léman, *Mougeotia* sp. était présent avec des biomasses relativement faibles dans les années 1974 à 1982. Puis de 1983 jusqu'au début des années 90, *Mougeotia* sp. est devenue rare. C'est à partir du milieu des années 90 et surtout à partir de 2001 que ce taxon est devenu abondant et présentait des blooms certaines années (2001, 2007 et 2009). Dans le lac Majeur, *Mougeotia* sp. est présent tout au long de la chronique et a présenté un bloom à la fin du printemps et au début de l'été 2011. Sur le lac de Garde, des biomasses importantes sont observées tout au cours de la chronique interannuelle. Enfin pour le Lac Kinneret la dynamique interannuelle est claire : c'est à partir de 2004 que *Mougeotia* sp. présente des biomasses importantes.

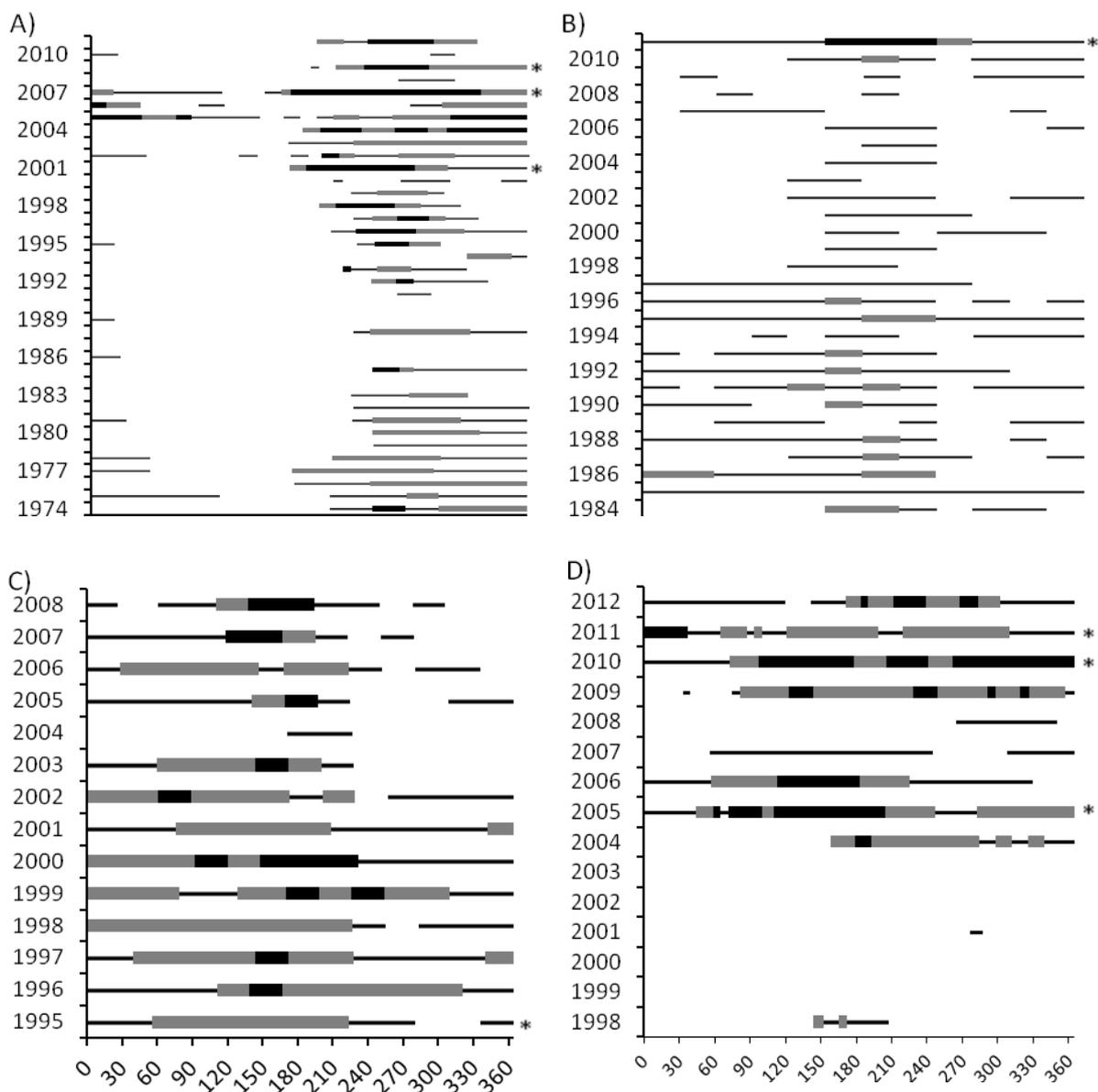


Figure 4 : Changement à long-terme des patrons saisonniers de la biomasse de *Mougeotia* sp. : A) Léman, B) Lac Majeur, C) Lac de Garde, D) Lac Kinneret; * : indique les années où les pics de *Mougeotia* sp. atteignent plus de 80% de la biomasse phytoplanktonique totale pour au moins un échantillon. Ligne simple : 1 à 100 µg/L, ligne large grise : 100 à 1000 µg/L, ligne large noire : plus de 1000 µg/L.

Figure 4 : Long-term change of the seasonal patterns of the *Mougeotia* sp. biomass A) Lake Geneva B) Lake Maggiore, C) Lake Garda, D) Lake Kinneret; * Indicates years when *Mougeotia* sp. peaks reached more than 80 % of the total phytoplankton biomass for at least one sample. Single line: 1-100 ug / L, wide grey line: 100 to 1,000 mcg / L, wide black line: more than 1,000 mg / L.

Les dynamiques interannuelles de *Mougeotia* sp. sont à rapprocher de l'évolution à long-terme des concentrations en phosphore total. C'est lorsque la concentration en phosphore (exprimée en moyenne annuelle dans les 20 premiers mètres) approche 15 µg/L que des biomasses importantes surviennent dans le lac Kinneret et le Léman. Dans le cas des lacs de Garde et Majeur, les niveaux en phosphore sont stationnaires (proches de 10 µg/L) sur la chronique étudiée et correspondent aux concentrations favorisant le développement de *Mougeotia* sp., ce qui expliquerait l'absence de dynamique interannuelle claire, mais sa présence régulière.

D'après ces résultats, les concentrations en phosphore semble être un élément déterminant pour la présence de *Mougeotia* sp.. La gamme de valeur doit osciller entre 5 et 15 µg/L de phosphore pour que le taxon soit présent en quantité importante (Figure 6).

Ceci est confirmé par plusieurs publications qui considèrent le genre *Mougeotia* comme électif des lacs meso à oligotrophes (Salmaso 2002). Le succès de ce taxon réside dans sa capacité à être un bon compétiteur pour le phosphore lorsque les concentrations en phosphore commencent à devenir faibles (Padisak 2003). C'est également un phénomène qui a été observé dans le Lac de Lugano (grand lac péri-alpin d'Italie) : *Mougeotia* sp. présentait des biomasses importantes lorsque le lac a commencé à s'eutrophiser dans les années 55-58, puis a disparu pendant les années de forte eutrophisation ; lorsque le lac a retrouvé des niveaux en phosphore plus faibles en 1986, *Mougeotia* sp. a présenté à nouveau des biomasses élevées. Mais depuis 1988, ce taxon est rare en raison des faibles concentrations en phosphore (Polli & Simona 1992).

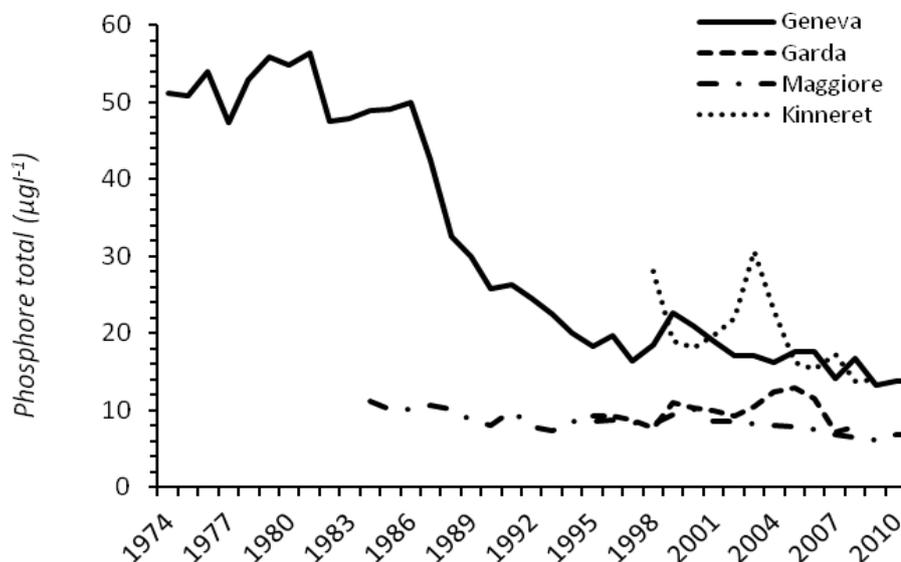


Figure 5 : Evolution à long-terme des concentrations en phosphore total (moyenne annuelle) dans la couche 0-20 m des 4 lacs.

Figure 5 : Long-term trend of total phosphorus concentrations (annual mean) in the 0-20 m layer of the four lakes.

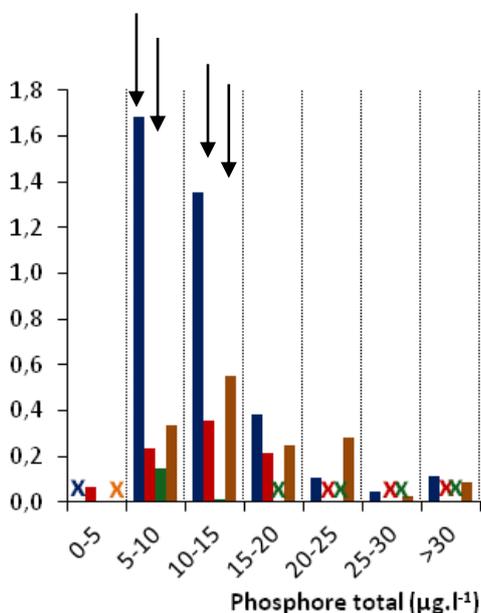


Figure 6 : Optima de *Mougeotia* sp. pour le phosphore total (moyenne annuelle sur les 0-20 m). Léman en bleu, Lac de Garda en rouge, lac Majeur en vert, lac Kinneret en marron. x: pas de *Mougeotia* sp. Les flèches indiquent les biomasses maximales rencontrées dans chaque lac.

Figure 6 : Optima of *Mougeotia* sp. for total phosphorus (mean over the 0-20 m layer). Lake Geneva in blue, Lake Garda in red, Lake Maggiore in green and Lake Kinneret in brown. x: no *Mougeotia* sp. The arrows show the maximum biomass encountered in each lake.

La dynamique saisonnière de *Mougeotia* sp. dans le Léman (Figure 5) indique qu'il s'agissait d'un taxon apparaissant à la fin de l'été et en automne. Mais à partir des années 90, cette dynamique se modifia et depuis 2000, *Mougeotia* apparaît dès le mois de juin et peut parfois se maintenir en période hivernale et printanière. Pour le lac de Garde il s'agit plutôt d'un taxon apparaissant en fin de printemps et disparaissant au cours de l'été ; pour le lac Majeur, elle apparaît plutôt en été. Enfin, pour le lac Kinneret, le taxon est présent toute l'année, mais les plus fortes biomasses sont retrouvées en été.

Pour le Léman, le changement inter-annuel de la dynamique saisonnière sont probablement liés à l'évolution inter-annuelle des profils verticaux de phosphore (Anneville et al., 2001). La dynamique saisonnière quant à elle, est probablement à relier à la stratification de la masse d'eau (Figure 7) et aux traits fonctionnels de cette espèce qui lui confèrent la possibilité d'être compétitive aux faibles intensités lumineuses. En effet, le point commun entre les 4 lacs pour expliquer la dynamique saisonnière de *Mougeotia* sp. est qu'elle se développe lorsque le lac est stratifié : la stratification apparaît plus tôt dans l'année pour le lac de Garde et le lac Kinneret (mois de juin et juillet) que pour le Léman (juillet, août), ce qui peut expliquer la précocité de l'apparition de *Mougeotia* sp. dans ces deux lacs par rapport au Léman. Plusieurs auteurs indiquent que la stratification de la colonne d'eau est déterminante pour expliquer la présence de *Mougeotia* : ce taxon trouve sa niche écologique dans les épilimnions clairs des lacs profonds (Reynolds et al. 2002, Padisak et al. 2009). Ces épilimnions apparaissent lorsque la stratification des eaux est en place, et ils doivent présenter des conditions homogènes sur toute leur épaisseur pour favoriser le développement de *Mougeotia* sp. Ce taxon tolère des faibles luminosités, ce qui lui permet de se développer dans des zones relativement profondes de l'épilimnion, c'est à dire à l'interface avec le métalimnion. Ces couches d'eau sont en contact avec les couches plus profondes des lacs qui sont plus riches en nutriments et dont *Mougeotia* sp. peut bénéficier. Cette capacité à se développer dans les faibles luminosités, est facilitée par la faculté d'orienter son chloroplaste lamellaire pour qu'il offre la plus grande surface à la lumière (Wagner & Klein 1981).

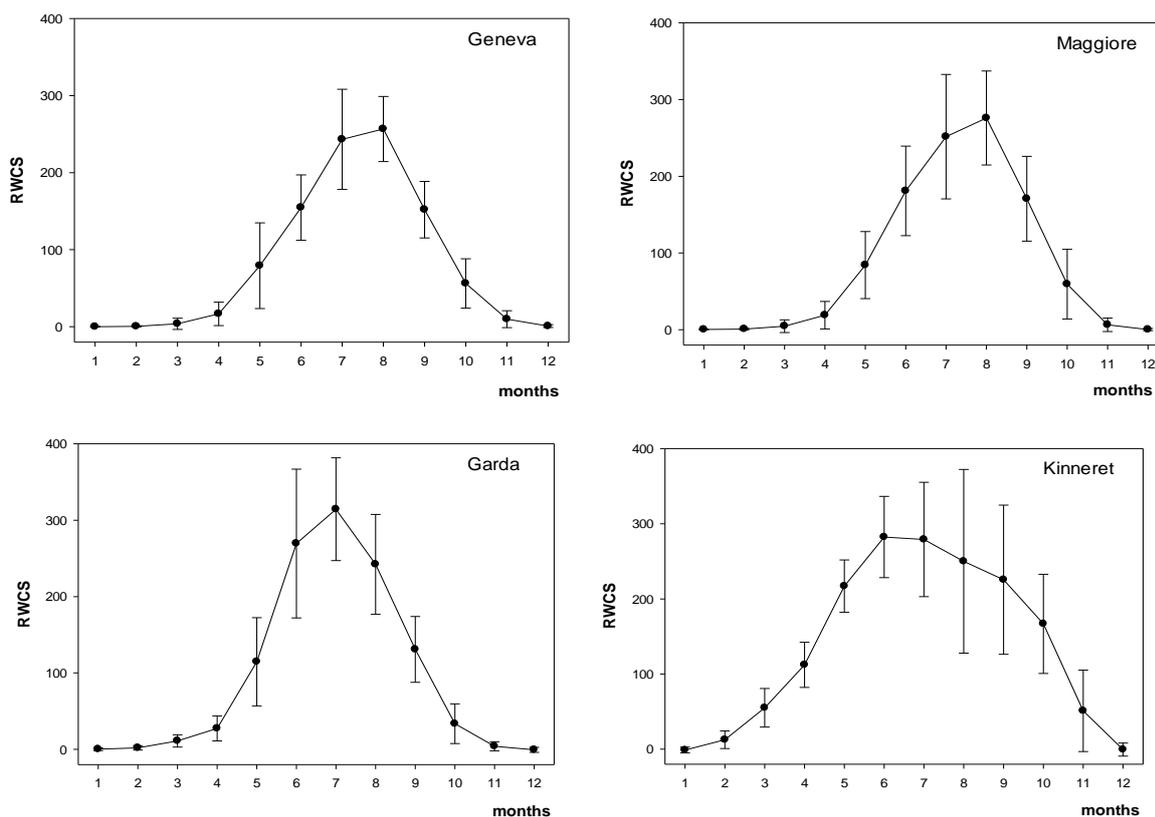


Figure 7 : Dynamique saisonnière de la stabilité de la masse d'eau (RWCS, Relative Water Column Stability). Des moyennes ont été calculées pour chaque mois. Les points correspondent aux moyennes interannuelles, et les barres à l'écart type.

Figure 7 : Seasonal dynamics of stability of the water body (RWCS, Relative Water Column Stability). Mean were calculated for each month. Points correspond to inter-annual averages and bars, the standard deviation.

Nous pouvons donc résumer cette partie en listant les paramètres qui favorisent la présence de *Mougeotia* sp. :

- une concentration en phosphore oscillant entre 5 et 15 µg/l
- un lac stratifié permettant la présence d'un épilimnion
- Un épilimnion profond et clair pour permettre d'avoir un métalimnion recevant de la lumière.

Pour identifier les conditions environnementales favorables au développement des blooms à *Mougeotia* sp., nous nous sommes centrés sur le Léman et les paramètres énoncés ci-dessus à savoir : concentration annuelle en phosphore, profondeur de la thermocline, intensité de la thermocline, profondeur du Secchi.

3.3 IDENTIFICATION DES CONDITIONS ENTRAÎNANT DES BLOOMS À *MOUGEOTIA* SP. DANS LE LÉMAN

L'identification des paramètres clés associés à l'apparition de blooms de *Mougeotia* sp. dans le Léman, a été réalisé sur la période 2000 à 2011. Les années ont été regroupées en trois classes en fonction de l'abondance de *Mougeotia* sp. au moment de son pic de biomasse (répartition en quartiles). Une 1^{ère} classe (inférieur au premier quartile) rassemble les années présentant des biomasses faibles, variant de 5.6 à 361 µg/L (2000, 2003, 2008 et 2010), une 2^{ème} classe (entre le 1er et le 3ème quartile) rassemble les années présentant des biomasses moyennes variant de 788 à 2267 µg/L (2002, 2004, 2005, 2006 et 2011), enfin une 3^{ème} classe (supérieur au 3ème quartile) rassemble les années présentant des biomasses élevées dont les valeurs varient entre 11900 et 39029 µg/L (2001, 2007 et 2009). Nous avons ensuite cherché à mettre en évidence les paramètres environnementaux discriminant au mieux ces trois classes. Nous avons conduit une analyse discriminante sur les valeurs des paramètres physico-chimiques de la période correspondant au début du développement de *Mougeotia* sp. Les paramètres suivants ont été sélectionnés pour l'analyse sur la base des résultats du paragraphe précédent :

- l'intensité de la thermocline : comme la stratification est un élément essentiel pour expliquer la présence de *Mougeotia* sp., nous avons émis l'hypothèse qu'il devait être important pour discriminer ces trois types d'années. La valeur avant le développement de *Mougeotia* sp. a été sélectionnée.
- la profondeur de la thermocline : puisque *Mougeotia* sp. est un taxon qui est capable de se développer dans les eaux profondes dans des lumières faibles, ce paramètre doit également être déterminant pour la discrimination. La valeur avant le développement de *Mougeotia* sp. a été sélectionnée.
- la profondeur du Secchi : puisque plusieurs études montrent que *Mougeotia* sp. est un taxon qui se développe dans les eaux profondes dans des lumières faibles (Reynolds *et al.* 2002), nous émettons l'hypothèse que ce paramètre doit avoir des valeurs précises pour favoriser le développement de *Mougeotia* sp. La valeur avant le développement de *Mougeotia* sp. a été sélectionnée.
- la vitesse moyenne du vent en juin : le vent affecte les processus hydrodynamiques et par ce fait la dynamique des apports en nutriments, le vent influence également la stratification en favorisant l'établissement d'une thermocline et d'une zone euphotique profonde en brassant et homogénéisant le lac sur les 10 premiers mètres avant son développement, c'est à dire au mois de juin. Le vent sud-ouest a été retenu pour cette étude car une analyse préliminaire indiquait une forte correspondance avec l'abondance de *Mougeotia* uniquement pour ce type de vent, qui avec la bise, constitue les vents dominants sur le Léman.
- la biomasse en *Mougeotia* sp. en juin : nous avons émis l'hypothèse que les blooms étaient favorisés lorsqu'un inoculum en *Mougeotia* sp. était présent en juin. Plus cet inoculum était abondant et plus le bloom avait de chance d'être important.
- Enfin, nous avons utilisé la concentration en phosphore soluble lors du brassage des eaux : en effet, *Mougeotia* sp. correspond à un état méso-oligotrophe des lacs (Polli & Simona 1992). Nous l'avons également montré pour le Léman avec la dynamique inter-annuelle. La concentration en phosphore soluble lors du brassage des eaux est un bon indicateur inter-annuel de l'état trophique du lac et a donc été testée.

Une analyse discriminante a été réalisée. Une bonne discrimination des années présentant des blooms à *Mougeotia* sp. par rapport aux années n'en présentant pas est observée (Fig. 8).

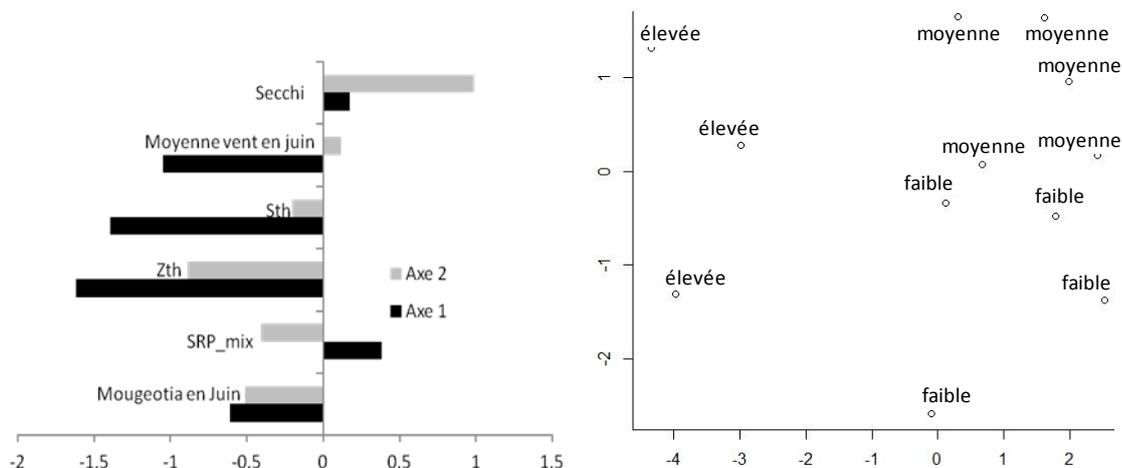


Figure 8 : Analyse discriminante linéaire réalisée à partir de la profondeur du Secchi au moment du démarrage du développement de *Mougeotia* sp. (Secchi), de la moyenne de la vitesse vent Sud-Ouest en Juin (Moyenne vent en juin), de l'intensité de la thermocline (Sth), de la profondeur de la thermocline (Zth), de la concentration du phosphore soluble en hiver (SRP_mix), de la biomasse en *Mougeotia* sp. en Juin (*Mougeotia* en juin).

Figure 8 : Linear discriminant analysis made from the Secchi depth at the start of *Mougeotia* sp. development (Secchi), mean South-west wind speed in June (mean wind in June), intensity of the thermocline (Sth), depth of the thermocline (Zth), concentration of soluble phosphorus in winter (SRP_mix) of *Mougeotia* sp. biomass in June (*Mougeotia* in June).

Il apparaît que pour qu'il y ait des blooms à *Mougeotia* sp. il faut que les conditions suivantes soient réunies. En premier lieu, il faut que le lac soit dans un état méso-oligotrophe (5 et 15 $\mu\text{g/L}$ dans la couche 0-20 m). Ensuite, il faut que la thermocline soit bien marquée au moment du développement de *Mougeotia* sp., c'est à dire au mois Juin. Par ailleurs, cette stratification importante de la masse d'eau doit être associée à une profondeur de 10 m pour la zone euphotique et une forte intensité de la thermocline (Fig. 9). C'est à cette profondeur que *Mougeotia* sp. trouve tous ses avantages compétitifs par rapport aux autres algues, puisqu'elle est capable de profiter de son avantage pour les faibles luminosités, elle est également capable de résister à la sédimentation grâce à sa forme filamenteuse. Ces conditions de stratification importante et profonde sont favorisées par des vents forts au mois de juin (moyenne pour les années présentant des blooms : 16.32 m/s, contre 11.93 m/s pour les années présentant des biomasses moyennes et 8.44 m/s pour les années présentant des biomasses faibles), qui vont apporter l'énergie nécessaire pour homogénéiser profondément la masse d'eau (jusqu'à 10 m) mais qui peuvent également contribuer à des apports en nutriments en générant des remontées d'eau profondes et riches en phosphore.

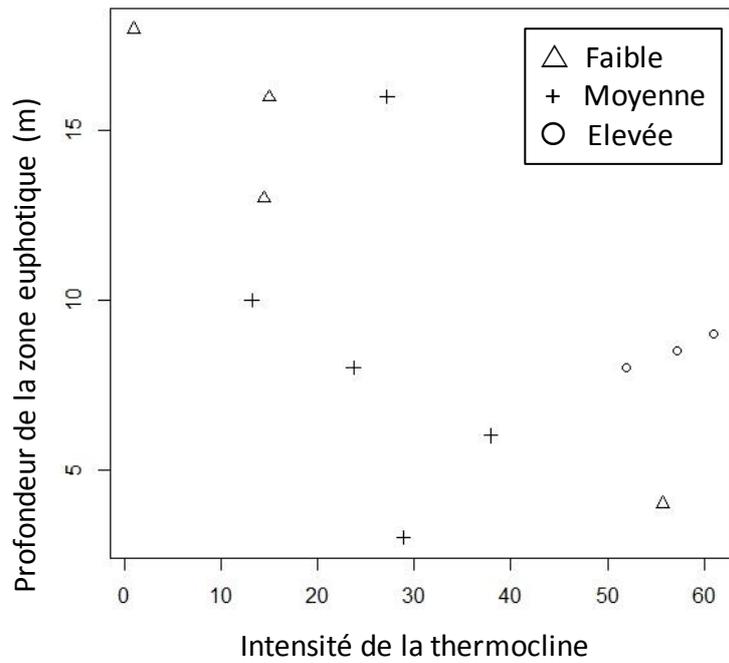


Figure 9 : Relation entre la profondeur de la zone euphotique, l'intensité de la thermocline et l'intensité de la biomasse en *Mougeotia* sp.

Figure 9 : Relationship between the depth of the photic zone, thermocline intensity and *Mougeotia* sp. biomass intensity.

Enfin, un dernier paramètre va favoriser l'apparition des blooms à *Mougeotia* sp., il s'agit de l'inoculum en *Mougeotia* sp. au mois de juin (juste avant le développement de *Mougeotia* sp.). Plus cet inoculum est important en juin, plus la probabilité d'avoir un bloom sera importante.

La figure 10 résume les conditions du mois de juin favorisant la probabilité d'apparition des blooms à *Mougeotia* sp.

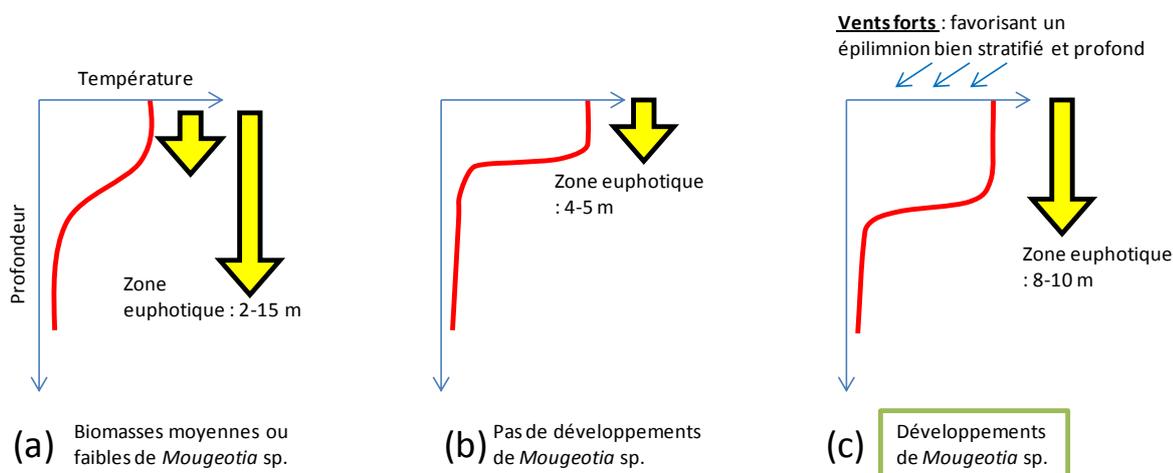


Figure 10 : Résumé des combinaisons de paramètres provoquant des blooms à *Mougeotia* sp. La ligne rouge représente la température en fonction de la profondeur et les flèches jaunes la profondeur de la zone euphotique. (a) biomasses moyennes à faibles : thermocline peu marquée, zone euphotique variable, (b) biomasses faible : thermocline marquée, mais zone euphotique peu profonde, (c) biomasses fortes : thermocline marquée, vents forts, zone euphotique profonde.

Figure 10 : Summary of parameter combinations causing *Mougeotia* sp. blooms. The red line represents the temperature depending on the depth and the yellow arrows, the depth of the photic zone. (a) Low to average biomasses: slightly marked thermocline, variable photic zone, (b) low biomass: thermocline marked, but shallow euphotic zone, (c) high biomasses: thermocline marked, high winds, deep photic zone.

4. CONCLUSIONS

Mougeotia sp. est un taxon filamenteux qui va trouver ses avantages compétitifs par rapport aux autres algues lorsque les intensités lumineuses sont faibles (Reynolds 2006). En effet ce taxon dispose de chloroplastes lamellaires qui peuvent s'orienter pour présenter la plus grande surface par rapport aux rayons lumineux (Wagner & Klein 1981). D'autre part, sa forme filamenteuse lui permet de résister à la sédimentation et donc d'être adapté aux milieux stratifiés. Enfin, il s'agit d'un taxon préférant les eaux des lacs lorsqu'ils sont oligo-mésotrophes (Pilli & Simona 1992).

Pour que cette algue apparaisse et prolifère en blooms, les conditions suivantes doivent être réunies :

- le lac doit être en premier lieu dans un état oligo-mésotrophe (la moyenne annuelle entre 5 et 15 $\mu\text{g/L}$ de phosphore soluble dans les 20 premiers mètres), ce qui est le cas dans le Léman actuellement, mais aussi dans d'autres lac (Lac de Garde, Lac Majeur et Lac Kinneret). En dehors de ces concentrations, d'autres taxons sont plus compétitifs que *Mougeotia* sp.
- la zone euphotique doit s'étendre jusqu'à une dizaine de mètres et correspondre à la profondeur de l'épilimnion.
- La masse d'eau doit être fortement stratifiée jusqu'à 10 mètres de profondeur, profondeur à partir de laquelle se développe *Mougeotia*. En effet, à cette profondeur, cette algue se trouve dans le métalimnion à l'interface de l'épilimnion (caractérisé par des eaux claires mais pauvres en nutriments) et de l'hypolimnion présentant des eaux riches en nutriments.
- des vents forts en juin qui vont favoriser l'établissement de conditions hydrologiques favorables pour le développement de blooms de *Mougeotia* (c'est ce qu'il s'est passé en 2001, 2007 et 2009 dans le Léman). Par ailleurs, la présence de vent forts pourrait également favoriser des remontées en nutriments et enrichir la zone euphotique déjà appauvrie en début d'été et ainsi enrichir le stock en nutriments disponibles dans la zone euphotique pour la saison estivale à venir.

Si les concentrations en phosphore total descendent en dessous de 5 µg/L dans la zone 0-20 m, la probabilité d'apparition de blooms dans le Léman devrait être faible. Or actuellement en 2013, les concentrations mesurées dans cette zone sont de l'ordre de 15 µg/L. Il se peut donc que dans les prochaines années, si la combinaison de conditions météorologiques énumérées ci-dessus se rencontre à nouveau, des blooms à *Mougeotia* sp. surviennent, puisque les concentrations en phosphore sont toujours adaptées à ses préférences écologiques.

Par conséquent, dans de telles conditions environnementales adaptées aux proliférations de *Mougeotia*, il semblerait qu'une régulation de ce taxon par un contrôle descendant puisse être une alternative permettant de limiter sa prolifération. En effet, l'abondance du zooplancton n'a pas été prise en compte dans cette étude, mais divers éléments tendent à montrer que dans le Léman, les poissons planctonophages exercent une pression sur le zooplancton et les années présentant de faibles abondances en *Mougeotia* sont également associées à des années riches en zooplancton mais pauvres en planctonophages (Perga, Gillet, Anneville communications personnelles). L'influence d'un potentiel forçage par le haut sur la dynamique des efflorescences en *Mougeotia* serait donc à considérer dans de futurs travaux.

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville O., Ginot V. & Angeli N. (2001) Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapport de la Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman contre la pollution. Campagne 2000, 161-189.
- Baillet S (2013). Utilisation des groupes morpho-fonctionnels du phytoplancton pour le diagnostic écologique des plans d'eau du bassin Loire-Bretagne. Rapport. Ecole Pratique de Hautes Etudes. 121 p.
- Cantonati M., Tardio M., Tolotti M., & Corradini F. (2003) Blooms of the Dinoflagellate *Glenodinium sanguineum* obtained during enclosure experiments in Lake Tovel (N. Italy). *Journal of Limnology* 62: 79-87.
- Druart J. C. & Balvay G. (2007) Le Léman et sa vie microscopique, Editions Quae.
- Graham J. M., Arancibia-Avila P., & Graham L. E. (1996) Effects of pH and selected metals on growth of the filamentous green algae *Mougeotia* under acidic conditions. *Limnology and Oceanography* 62: 177-189.
- Guiry M. D. & Guiry G. M. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 29 March 2012. 2012.
- Havens K. E. (2008) Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. *Advance in Experimental Medicine and Biology* 619: 733-747.
- Kahlert M., Albert R. L., Anttila E. L., Bengtsson R., Bigler C., Eskola T., Galman V., Gottschalk S., Herlitz E., Jarlman A., Kasperoviciene J., Kokocinski M., Luup H., Miettinen J., Paunksnyte I., Piiroso K., Quintana I., Raunio J., Sandell B., Simola H., Sundberg I., Vilbaste S., & Weckstrom J. (2009) Harmonization is more important than experience-results of the first Nordic-Baltic diatom intercalibration exercise 2007 (stream monitoring). *Journal of Applied Phycology* 21: 471-482.
- Padisak J. (2003) Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton. *Hydrobiologia* 500: 243-257.
- Padisak J., Crossetti L. O., & Naselli-Flores L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Padisak J., Varkuti K., Stenger-Kovacs C., & Padisak J. (2008) Environmental awareness of the permanent inhabitants of towns and villages on the shores of Lake Balaton with special reference to issues related to global climate change. *Hydrobiologia* 599: 249-257.
- Polli B. & Simona M. (1992) Qualitative and quantitative aspects of the evolution of the planktonic populations in lake Lugano. *Aquatic Sciences* 54: 304-320.

- Prygiel J., Carpentier P., Almeida S., Coste M., Druart J. C., Ector L., Guillard D., Honore M. A., Iserentant R., Ledeganck P., Lalanne-Cassou C., Lesniak C., Mercier I., Moncaut P., Nazart M., Nouchet N., Peres F., Peeters V., Rimet F., Rumeau A., Sabater S., Straub F., Torrisi M., Tudesque L., Van De Vijver B., Vidal H., Vizinet J., & Zydek N. (2002) Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology* 14: 27-39.
- Reynolds C. S. (2006) Ecology of phytoplankton, Cambridge University Press edn. New-York.
- Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., & Melo S. (2002) Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Salmaso, N. (2002) Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *Journal of Limnology* 61(1): 95–115.
- Straile D., Jochimsen M. C., & Kümmerlin R. (2013) The use of long-term monitoring data for studies of phytoplanktonic diversity: a cautionary tale from Swiss lakes. *Freshwater Biology* 58: 1292-1301.
- Utermohl H. (1958) Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt.Internat.Ver.Theor.Anqew.Limnol.* 9: 1-38.
- Vollenweider R. A. & Kerekes J. (1982) Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control). Paris, Environment Directorate, OECD. 154 p.
- Wagner G. & Klein K. (1981) Mechanism of chloroplast movement in *Mougeotia*. *Protoplasma* 109: 169-185.
- Welch, E. B. (1992) Ecological Effects of Wastewater: Applied limnology and pollutant effects. Cambridge University Press, Washington, USA

EVOLUTION DE LA PÊCHE DANS LE LÉMAN

FISHING TRENDS IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2013

PAR

Frédéric HOFMANN

Direction générale de l'environnement – Inspection de la pêche, Ch. du Marquisat 1, St-Sulpice (VD)

Jean-Claude RAYMOND

ONEMA – Unité Spécialisée Milieux Lacustres, Pisciculture de Rives, 13, Quai de Rives, Thonon-les-Bains

RÉSUMÉ

La pêche professionnelle et de loisir dans le Léman est replacée dans la série chronologique des captures depuis le début des années 1980, correspondant à l'entrée en vigueur de l'Accord franco-suisse réglementant la pêche dans le Léman. La ressource piscicole apparaît actuellement abondante. En effet, les années 2011 et 2012 constituent les années les plus productives depuis une trentaine d'année.

La baisse des concentrations en phosphore s'est traduite par une modification des proportions des différentes espèces cibles de la pêche, même si l'activité halieutique repose toujours essentiellement sur le corégone et la perche.

Les données statistiques mentionnées dans le présent article sont complétées par une synthèse des connaissances sur l'évaluation de l'efficacité des mesures de repeuplement des populations des salmonidés.

SUMMARY

Commercial and recreational fisheries in Lake Geneva have been replaced in the statistical time series from 1980 when the French-Swiss accord was signed in order to regulate fishing in the lake. The catches are now very high and especially, the years 2011 and 2012 appeared to be the most productive years since 1980.

During the decrease of phosphorus concentrations, the respective part of the different main fish species caught has considerably changed, even if the catches were still mainly based on whitefish and perch.

Statistical data cited in this article are completed with a review of the efficiency of salmonids stocking.

1. AVANT-PROPOS

Plusieurs études scientifiques relatives au peuplement piscicole du Léman ont été réalisées au cours des deux dernières décennies. La Commission internationale pour la pêche dans le Léman tient ici à remercier chaleureusement M. Alexis Champigneulle pour son appui scientifique et son engagement sans faille au service de la recherche et de la gestion piscicole du Léman.

2. CONTEXTE GENERAL

2.1 AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DES EAUX

Le contexte de la pêche dans le Léman a fortement évolué au cours des deux dernières décennies, en lien notamment avec l'amélioration de la qualité des eaux. En effet, les efforts de lutte contre les apports de phosphore portent leurs fruits et se traduisent par une modification des proportions des différentes espèces cibles de la pêche.

La concentration moyenne en phosphore total est quant à elle voisine de 20µg/l P_{tot} (Lazzarotto & al., 2013). Cette tendance s'accompagne d'ajustements de la communauté phytoplanctonique qui marque, elle aussi, cette tendance à la ré-oligotrophisation du milieu (Rimet, 2013). On observe aussi une baisse globale de la densité des microcrustacés qu'il convient de relier probablement à plusieurs facteurs (évolution du phytoplancton, du peuplement piscicole). Enfin le suivi des micropolluants, dans les eaux et chairs des poissons, indique que ces molécules demeurent présentes, mais à un niveau jugé stable dans le milieu aquatique (CIPEL, 2013).

2.2 EVOLUTION DE LA RÉGLEMENTATION DE LA PÊCHE

La pêche dans le Léman est régie par un Règlement d'application du 20 novembre 1980 de l'Accord entre le Conseil fédéral suisse et le Gouvernement de la République française. Ce règlement est revu tous les cinq ans. Une commission technique regroupant les administrations, les représentants des milieux de la pêche et des milieux scientifiques des deux états propose chaque année à la Commission internationale pour la pêche dans le Léman les ajustements de la réglementation (engins de pêche, périodes de protection, tailles de capture, objectifs de repeuplement) en fonction de l'état des connaissances sur les ressources.

Ainsi, les valeurs statistiques détaillées dans le présent article sont plus ou moins directement influencées par quelques unes de ces modifications. Parmi les plus récentes, citons par exemple :

- la suppression de la période de protection de 30 jours pour le brochet entre 2008 et 2010 (visant à réduire la prédation sur les salmonidés), puis dès 2011, la réintroduction d'une période de protection réduite à 20 jours ;
- l'introduction en 2008 d'une restriction de commercialisation de l'omble chevalier, au-delà d'une longueur de 39 cm (environ ¼ des poissons capturés), en lien avec sa contamination par les PCB ;
- le prolongement de la période de pêche du corégone de 15 jours en octobre, dès l'année 2012, compte tenu du fort accroissement des effectifs de l'espèce.

En matière de soutien (repeuplement) des populations cibles de la pêche, celui-ci ne concerne actuellement plus que les salmonidés et se résume aux quotas de déversements suivants, dont la tendance évolue actuellement à la baisse :

- corégone: 10'000'000 alevins ;
- omble chevalier: 800'000 estivaux ;
- truite lacustre: 500'000 équivalents estivaux.

Entre 2008 et 2012, une importante étude visant à évaluer les résultats de cette politique de gestion, notamment la contribution des repeuplements dans les captures, a été menée et coordonnée par l'INRA (Champigneulle & al., 2012). Les principaux résultats sont discutés pour chaque espèce.

3. LES CAPTURES

3.1 APERÇU GÉNÉRAL

Les valeurs et tendances mentionnées reposent essentiellement sur les statistiques renseignées par les pêcheurs, professionnels et de loisir, des deux états. Il convient donc de rappeler que celles-ci doivent être interprétées avec prudence. En effet, ces statistiques ne reflètent pas l'état du peuplement piscicole, mais bien les évolutions interannuelles des captures.

8'254 pêcheurs de loisirs et 138 pêcheurs professionnels se sont partagés la surface du Léman en 2012. Le poids total des captures, toutes espèces confondues, s'élevait à 1'241 tonnes. L'année 2012 constitue ainsi la troisième année la plus productive depuis le début des années 1980 (Figure 1). La pêche professionnelle représente l'essentiel des captures dans le lac (94 %).

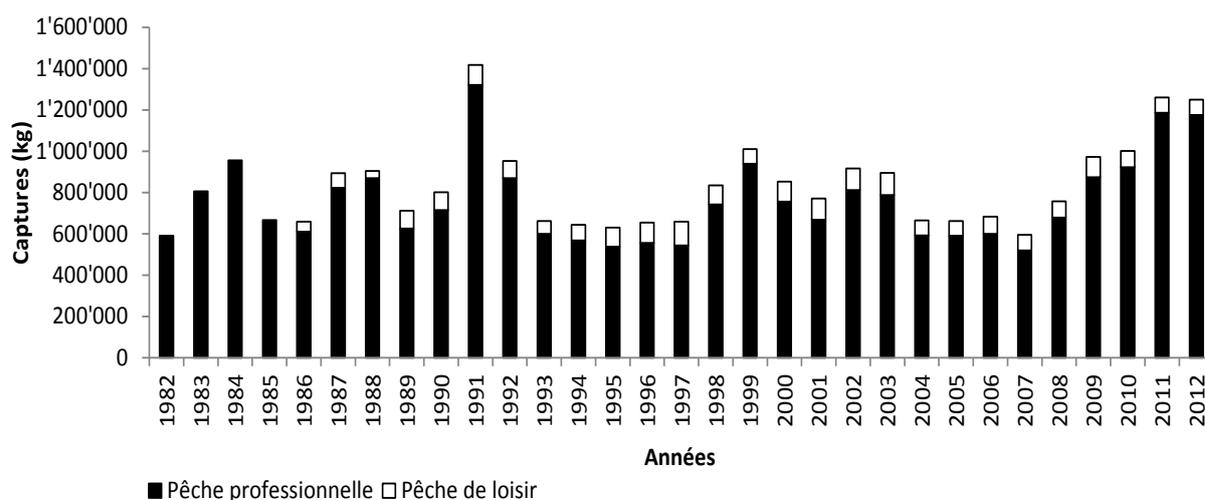


Figure 1 : Evolution des captures totales dans le Léman au cours des trente dernières années (1982 – 2012). Les valeurs de la pêche de loisir ne sont documentées qu'à partir de l'année 1986.

Figure 1 : Trends of the total catch in Lake Geneva over the past 30 years (1982-2012). The recreational fishing values are documented only from 1986.

Deux espèces forment la majeure partie des captures: le corégone (plus communément appelé "féra") et la perche, représentant à eux deux plus de 90% des captures totales. A ces deux espèces, viennent s'ajouter le gardon, le brochet et actuellement pour une part plus marginale, l'omble chevalier et la truite.

Avec la baisse des concentrations en phosphore et l'évolution consécutive des communautés planctoniques, une modification des proportions des captures des deux espèces phares de la pêche (corégone et perche) est intervenue. La Figure 2 illustre l'évolution des captures de ces espèces pour quatre décennies distinctes, situées avant, pendant et après la phase de forte eutrophisation du lac. On observe une inversion des proportions de captures très significative entre le corégone et la perche. Cette dernière représentait près du 90 % des captures lorsque le taux de phosphore avait atteint son pic à la fin des années 1970 (env. 90 µg/l P_{tot}) et ne constitue aujourd'hui plus que 30 % des captures. La situation est inverse pour le corégone qui a bénéficié de l'oligotrophisation des eaux du lac.

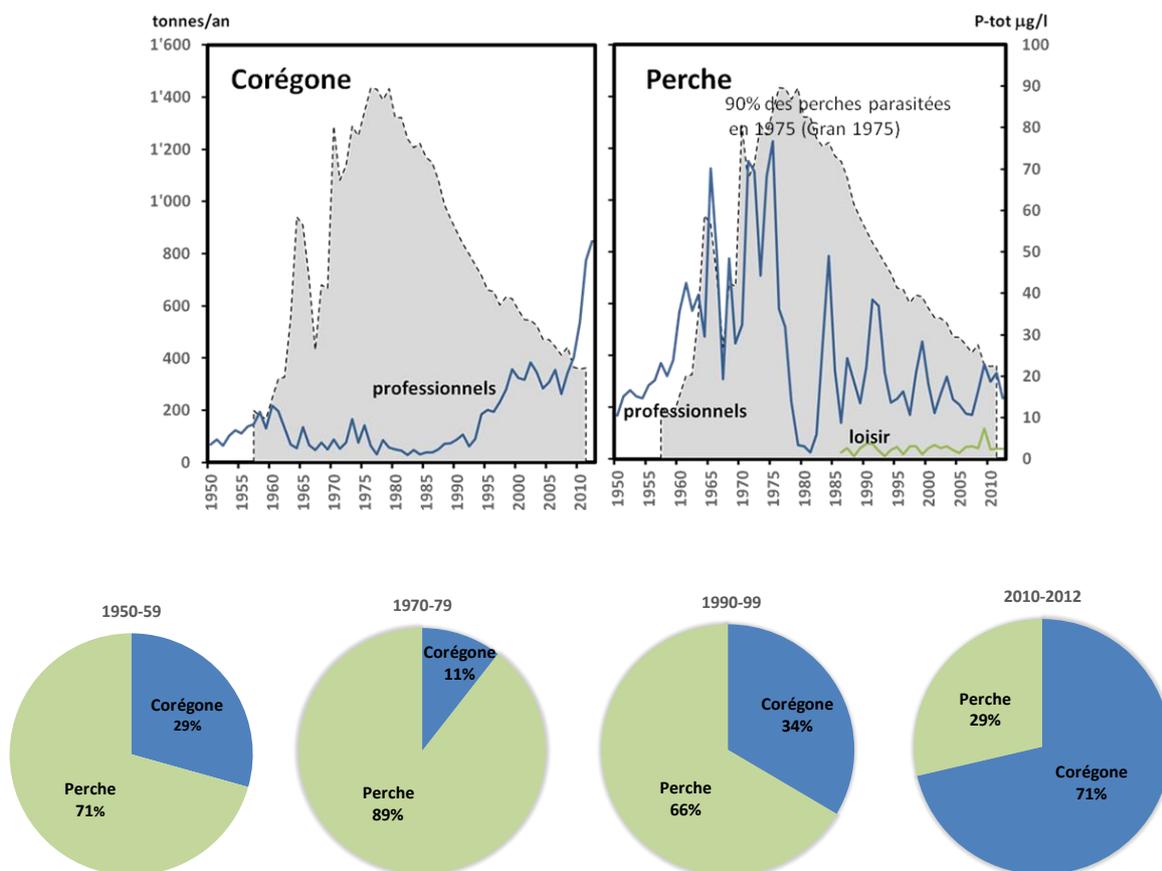


Figure 2 : Evolution des tonnages et proportions dans les captures de corégone et perche (1950 – 2012), en lien avec le taux de phosphore total enregistré dans le Léman (Büttiker, 2013).

Figure 2 : Trends of tonnages and proportions in the catches of whitefish and perch (1950-2012), in line with the rate of total phosphorus recorded in Lake Geneva (Büttiker, 2013).

3.2 PÊCHE PROFESSIONNELLE

En 2012, le total des captures par les pêcheurs professionnels atteint 1'168 tonnes, ce qui classe cette année parmi les trois meilleures depuis 1980. Les pêcheurs professionnels suisses ne capturent plus que 1/3 de ce total, inversement à la situation décrite par Gerdeaux & al. (1988). Cela s'explique essentiellement par la très forte progression des captures de corégonnes par les pêcheurs français. Cette espèce représente à elle seule aujourd'hui 72,5 % de l'exportation réalisée. En parallèle, les truites et ombles chevalier ne représentent plus que 1 % du total.

Remis en perspective sur les trente dernières années, l'année 2012 apparaît donc parmi les meilleures années de pêche, mais ce résultat repose presque exclusivement sur les captures de corégone. Les captures de perche (235 tonnes) se situent en deçà de la moyenne pour cette espèce (287 tonnes, période 1986-2012) et les captures de truites et d'ombles chevalier apparaissent très basses en valeurs absolues (Figure 3).

| | TRUITE | COREGONE | OMBLE | LOTTE | PERCHE | GARDON | BROCHET | DIVERS | TOTAL | ECREVISSE |
|---------------|--------------|----------------|--------------|--------------|----------------|---------------|---------------|--------------|------------------|--------------|
| GENEVE | 39 | 13'021 | 1'243 | 65 | 66'830 | 5'431 | 5'907 | 301 | 92'838 | 4 |
| VAUD | 2'775 | 182'602 | 3'523 | 1'421 | 102'459 | 22'654 | 15'059 | 561 | 331'054 | 2'838 |
| VALAIS | 0 | 220 | 122 | 256 | 5'841 | 3'645 | 149 | 0 | 10'233 | 0 |
| SUISSE | 2'814 | 195'843 | 4'888 | 1'742 | 175'130 | 31'730 | 21'115 | 862 | 434'125 | 2'842 |
| FRANCE | 1'321 | 651'778 | 2'734 | 3'950 | 59'971 | 8'657 | 5'533 | 164 | 734'108 | 4'330 |
| TOTAL | 4'135 | 847'621 | 7'622 | 5'692 | 235'101 | 40'387 | 26'648 | 1 026 | 1'168'233 | 7'172 |

Figure 3 : Statistiques des captures déclarées (kg) par la pêche professionnelle en 2012 dans le Léman.

Figure 3 : Statistics of reported catches (kg) by commercial fishing in 2012 in Lake Geneva.

3.3 PÊCHE DE LOISIR

Aujourd'hui, les statistiques englobent principalement les captures des pêcheurs de loisir pratiquant la pêche à la traîne, mais de plus en plus de pêcheurs pratiquent la pêche du corégone à la gambe ou la pêche sportive du brochet.

Les statistiques récoltées (Figure 4) indiquent que les pêcheurs de loisir suisses réalisent la plus grande part du prélèvement, mais ce constat reflète plus probablement l'obligation faite à l'ensemble des pêcheurs suisses de remplir un carnet de capture. En France, cette obligation ne concerne effectivement, pour l'année 2012, que les pêcheurs à la traîne. Cette pratique vient cependant d'être généralisée à l'ensemble des pêcheurs de loisirs depuis 2013.

| | TRUITE | COREGONE | OMBLE | LOTTE | PERCHE | GARDON | BROCHET | DIVERS | TOTAL | ECREVISSE |
|---------------|--------------|--------------|--------------|-----------|---------------|--------------|---------------|-----------|---------------|-----------|
| GENEVE | 1'447 | 2'257 | 1'291 | 0 | 14'070 | 7 | 4'265 | 39 | 23'376 | 0 |
| VAUD | 2'188 | 630 | 2'292 | 5 | 18'299 | 0 | 5'076 | 43 | 28'533 | 8 |
| VALAIS | 268 | 38 | 769 | 83 | 4'101 | 1'342 | 1'257 | 17 | 7'875 | 0 |
| SUISSE | 3'903 | 2'925 | 4'352 | 88 | 36'470 | 1'349 | 10'598 | 99 | 59'784 | 8 |
| FRANCE | 2'401 | 1'194 | 1'559 | 0 | 3'865 | 0 | 4'561 | 0 | 13'580 | 0 |
| TOTAL | 6'304 | 4'119 | 5'911 | 88 | 40'335 | 1'349 | 15'159 | 99 | 73'364 | 8 |

Figure 4 : Statistiques des captures déclarées (kg) par la pêche de loisir en 2012 dans le Léman.

Figure 4 : Statistics of reported catches (kg) by recreational fishing in 2012 in Lake Geneva.

La pêche de loisir concerne essentiellement la perche et le brochet (75 % des captures). La pêche de l'année 2012 est proche de la moyenne observée (41,8 tonnes, période 1986-2012) pour la perche et supérieure à cette moyenne (8,4 tonnes, période 1986-2012) pour le brochet.

En ce qui concerne les salmonidés, il faut noter la forte augmentation de la pratique de la pêche au corégone par les pêcheurs de loisir depuis le début des années 2000. L'année 2012 se situe au dessus de la moyenne pour cette espèce (2 tonnes, période 1986-2012), tout en affichant une tendance récente, mais constante à la baisse depuis 2008. Pour l'omble chevalier, l'année 2012 se situe parmi les bonnes années depuis 2000, alors que les captures de truite sont légèrement en dessous de la moyenne (8,4 tonnes, période 1986-2012) : il n'est pas exclu que la légère recrudescence des captures d'omble ait fait baisser la pression de pêche sur le corégone.

3.4 RÉPARTITION PAR TYPE DE PÊCHE

En 2012, le prélèvement par les pêcheurs de loisir demeure marginal et ne représente que 6% des captures déclarées. Cependant, les captures de truite et d'omble sont actuellement assez équitablement réparties entre pêcheurs professionnels et de loisir. La pêche du corégone et de la perche demeure avant tout le domaine des pêcheurs professionnels respectivement français et suisses (Figure 5).

Exception faite du corégone, les quatre autres espèces cibles de la pêche professionnelle sont capturées majoritairement (de 66 à 75% des prises) par les pêcheurs suisses.

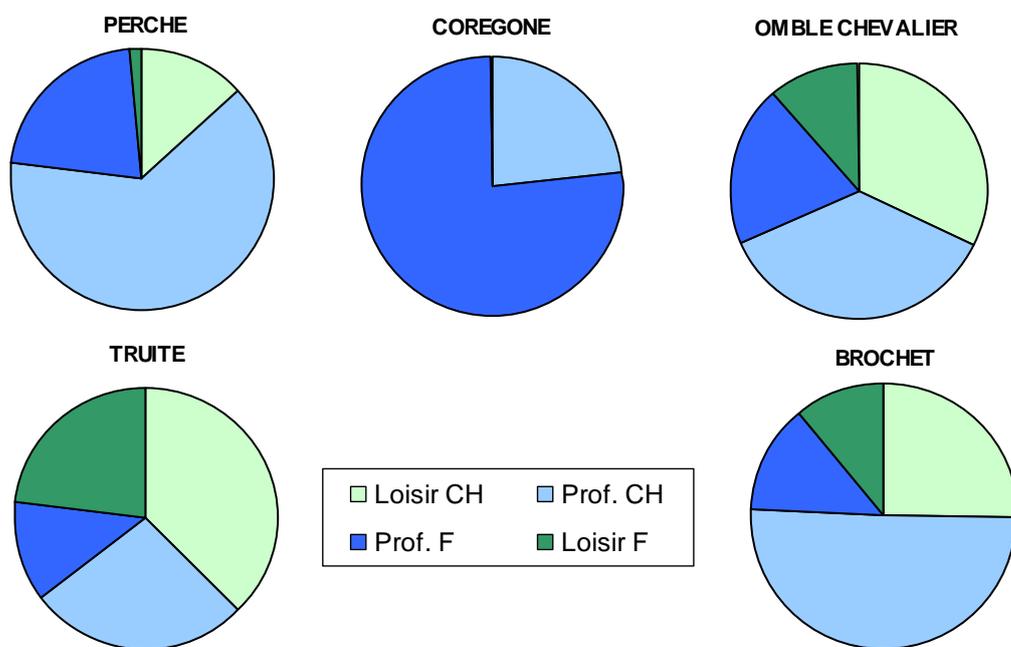


Figure 5: Proportions relatives des captures des principales espèces entre pêcheurs de loisir et professionnels, français (F) et suisses (CH) en 2012 dans le Léman.

Figure 5 : Relative proportions of catches of the main species amongst French (F) and Swiss (CH) recreational and professional fishermen, in 2012 in Lake Geneva.

4. EVOLUTION DES CAPTURES PAR ESPÈCE

4.1 LA PERCHE (FIGURE 6)

A l'instar du corégone, l'exploitation de la perche repose sur une population dont le renouvellement est entièrement naturel et dépend à la fois de l'importance des cohortes de géniteurs, mais également des conditions climatiques printanières. La pêche prélève essentiellement des individus de 1-2 ans et plus marginalement, selon la saison, des sujets plus âgés.

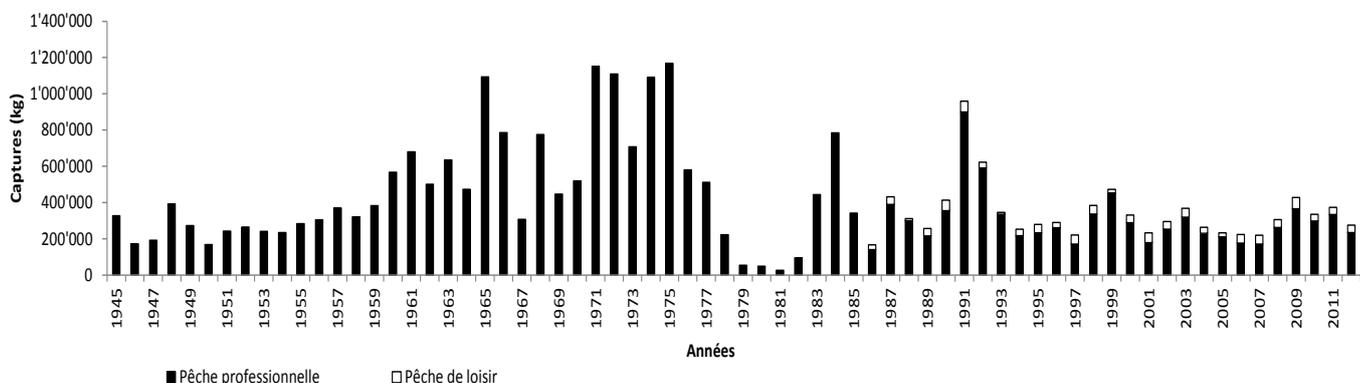


Figure 6 : Evolution des captures de perche dans le Léman (1945 – 2012).

Figure 6 : Trends in catches of perch in Lake Geneva (1945-2012).

Les captures de perche fluctuent autour de 300 tonnes par année depuis une vingtaine d'années, avec des cycles observés régulièrement, mais parfois difficilement interprétables. Ainsi, l'année 2012 n'a permis la capture que de 338 tonnes, alors que le recrutement important observé en septembre 2010 (Onema, 2011) aurait pu laisser présager de bonnes saisons de pêche en 2011 et 2012.

4.2 LE CORÉGONE (FIGURE 7)

Le corégone pêché dans le Léman est très probablement apparenté à la palée du lac de Neuchâtel, espèce qui a été utilisée massivement pour le repeuplement du lac dans les années 1940, suite à la disparition de la féra et de la gravenche, espèces originelles du Léman.

Aujourd'hui, le stock de corégone atteint des niveaux très élevés qui permettent, depuis près de 10 ans, des captures variant entre 300 et 400 tonnes et dépassant les 800 tonnes en 2012. Le corégone est devenu une cible majeure de la pêche professionnelle et les pêcheurs de loisir commencent à s'y intéresser depuis quelques années.

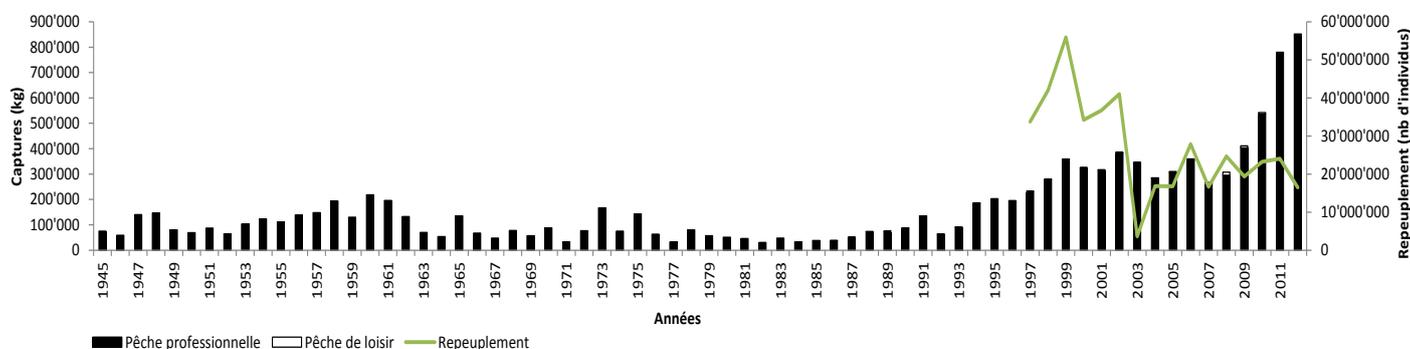


Figure 7 : Evolution des captures et du repeuplement du corégone dans le Léman (1945 – 2012).

Figure 7 : Trends in catches and restocking of whitefish in Lake Geneva (1945-2012).

Actuellement, le corégone trouve dans le Léman des conditions idéales pour son développement en raison de la conjonction de plusieurs facteurs favorables (Anneville & al., 2009). La précocité du réchauffement printanier, couplée à une forte disponibilité des proies en période de début de nourrissage, favorise la croissance et donc la survie des alevins. Le taux de phosphore est dans une gamme de valeurs pour laquelle on observe généralement de fortes captures de corégone dans les lacs suisses et français (Gerdeaux & al., 2006).

Les captures de corégone de l'année 2012 constituent le tonnage le plus élevé documenté pour le Léman (851 tonnes). Les maigres efforts de repeuplement consentis actuellement sont sans commune mesure vis-à-vis du potentiel élevé de reproduction naturelle.

La forme lémanique actuelle se reproduit de préférence sur les fonds de galets et graviers de la zone littorale, mais des comportements de migration dans les parties inférieures des affluents du lac sont de plus en plus signalés.

4.3 L'OMBLE CHEVALIER (FIGURE 8)

Les captures annuelles d'omble ont fortement fluctué depuis un demi-siècle. Se situant aux alentours de 20 tonnes par an avant la phase d'eutrophisation, le rendement a ensuite chuté avant de reprendre dès le milieu des années 1980. Cette pratique a probablement conduit à l'augmentation temporaire des captures (Caudron & al., sous presse) : en effet, les captures annuelles ont augmenté, passant de moins de 20 tonnes à plus de 60 tonnes pendant 9 années avec un pic de 90 tonnes en 1996-97. A partir de ce pic, les captures ont fortement diminué et n'atteignent actuellement qu'un faible tonnage d'environ 15 tonnes depuis 2005, en dépit des efforts consentis pour l'assainissement et la revitalisation des eaux.

A noter qu'au début du 20ème siècle, les seules captures professionnelles françaises ont dépassé 40 tonnes certaines années, en l'absence de soutien de population et dans un contexte de qualité de l'eau précédant la phase d'eutrophisation constatée dans la seconde partie de ce siècle. Cependant, la baisse des captures au cours de ces deux dernières décennies mériterait d'être analysée en tenant compte des efforts de pêche.

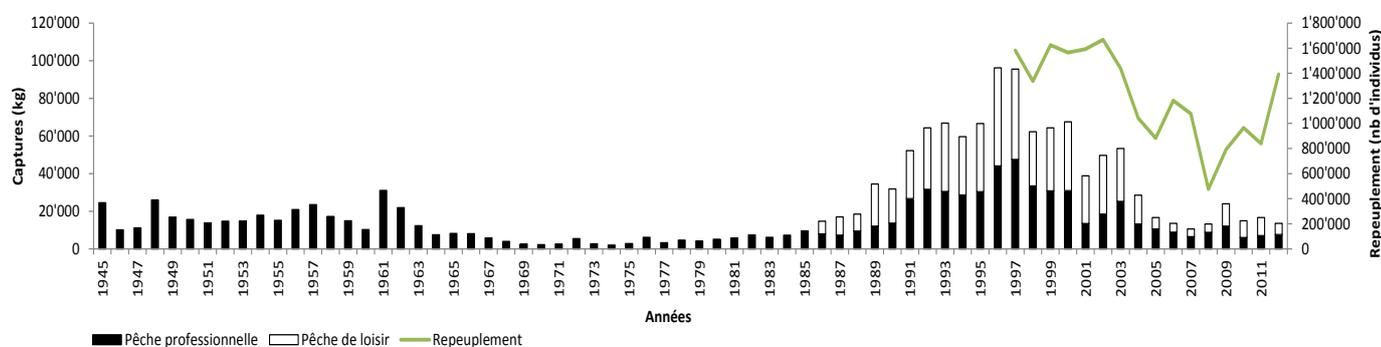


Figure 8 : Evolution des captures et du repeuplement de l'omble chevalier dans le Léman (1945 – 2012).

Figure 8 : Trends of catches and restocking of Arctic char in Lake Geneva (1945-2012).

De multiples facteurs peuvent être à l'origine de ce contexte comme la qualité et la fonctionnalité des ombrières, la concurrence interspécifique alimentaire du corégone, la prédation, la disponibilité de la ressource alimentaire, l'existence de stresseurs (micropolluants), les pathologies (maladie rénale bactérienne) ou l'effet du réchauffement des eaux (Gerdeaux, 2011). La poursuite des recherches scientifiques permettra de clarifier la part de responsabilité des divers facteurs évoqués.

Le repeuplement contribue encore très largement à la pêche de l'omble (68% des poissons capturés sont issus de repeuplement d'après Champigneulle & al., 2012, Figure 9) et ce, malgré un soutien assez constant de la population, un contexte de nette amélioration de la qualité générale de l'eau et de meilleure oxygénation de l'hypolimnion. Parmi les pratiques de repeuplements (selon les souches des géniteurs, le stade de déversement, etc...), il apparaît que la pratique présentant la meilleure efficacité soit le déversement d'alevins issus de géniteurs lémaniques sauvages.

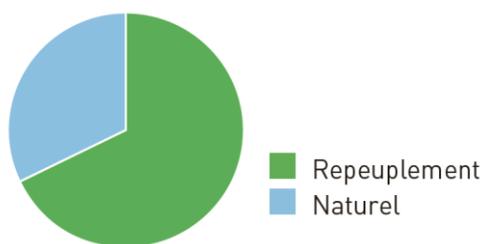


Figure 9 : Contribution du frai naturel et du repeuplement dans les captures d'omble chevalier (Champigneulle & al., 2012).

Figure 9 : Contribution of natural spawning and stocking in the catches of char in Lake Geneva (Champigneulle *et al.*, 2012).

4.4 LA TRUITE LACUSTRE (FIGURE 10)

Les captures annuelles de truite ont atteint au moins 25 tonnes durant la période 1984-1993. Depuis, ces dernières ont chuté à un niveau stable, proche de 10 tonnes, en dépit des efforts consentis pour l'assainissement des eaux et la revitalisation des affluents et des rives de lac.

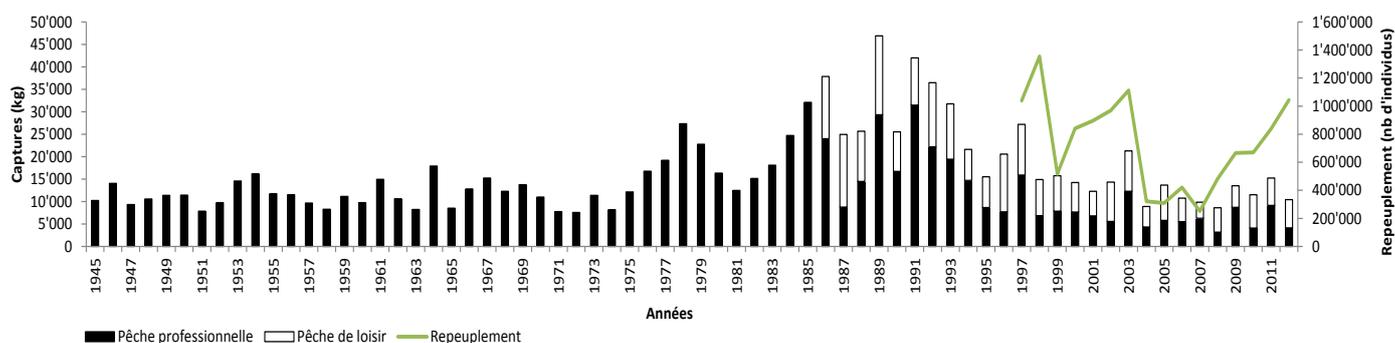


Figure 10 : Evolution des captures et du repeuplement de la truite dans le Léman (1945 – 2012).

Figure 10 : Trends of catches and restocking trout in Lake Geneva (1945-2012).

Il subsiste de fortes interrogations sur l'état fonctionnel du cycle biologique de cette espèce, qui repose en grande partie sur les affluents du lac, la qualité des frayères, mais aussi la capacité des cours d'eau à héberger (abriter et nourrir) les juvéniles jusqu'à ce qu'ils retournent au lac (dévalaison).

Des observations récentes ont remis en évidence la mortalité de certains géniteurs dans les petits affluents du lac lors de la phase de reproduction. Parmi ceux-ci; certaines femelles sont décédées avant de se reproduire, ce qui est un phénomène apparemment récent.

Les pratiques de repeuplement à l'échelle de l'ensemble du bassin versant lémanique ont toujours été variées. L'évaluation récente du repeuplement à la pêcherie indique que le recrutement naturel demeure aujourd'hui prépondérant (Figure 11), variant entre 70 et 80 % (Champigneulle & al., 2012). Le repeuplement en alevins démarrés, issus de géniteurs lacustres sauvages du Léman et déversés dans les affluents (suisses) a été de loin la pratique la plus efficace (> 80 % d'indice d'efficacité).

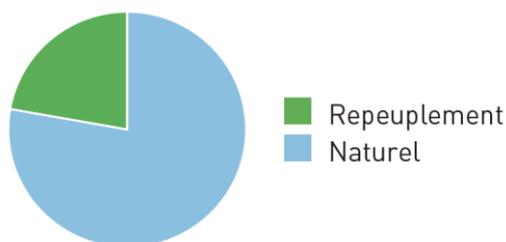


Figure 11 : contribution du frai naturel et du repeuplement dans les captures de truite lacustre (Champigneulle & al., 2012).

Figure 11 : Contribution of natural spawning and restocking catches in trout in Lake Geneva (Champigneulle *et al.*, 2012).

4.5 LE BROCHET (FIGURE 12)

La population de brochet se maintient à un niveau élevé depuis une décennie, bien que celle-ci ne fasse plus l'objet d'aucun soutien (repeuplement) dans le Léman depuis la fin des années 1980. Le brochet est souvent mis en cause dans la prédation qu'il exercerait sur l'omble et la truite, notamment au moment des regroupements des géniteurs à proximité des sites de reproduction (omblières ou embouchures).

Il est aujourd'hui acquis que le brochet a bénéficié indirectement de l'amélioration de la qualité des eaux. Celle-ci s'est accompagnée d'une augmentation de la transparence sur le littoral et d'une recrudescence des herbiers d'hydrophytes immergés sur la zone littorale lacustre. Du fait de l'absence de zones inondables et roselières périphériques propices à la reproduction et de la régulation du niveau du lac, l'utilisation de ces hydrophytes immergés (en particulier les characées) pour le frai, a permis un nouvel essor pour le brochet.

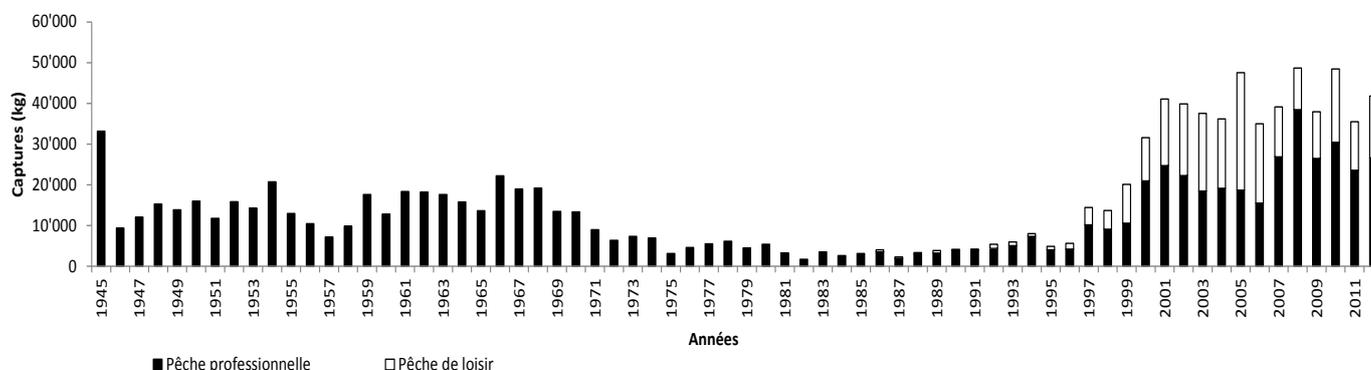


Figure 12 : Evolution des captures de brochet dans le Léman (1945 – 2012).

Figure 12 : Trends of catches of pike in Lake Geneva (1945-2012).

De ce fait et dans un contexte de raréfaction des captures de salmonidés, les possibilités de pêche du brochet ont été étendues depuis une décennie (baisse de la taille de capture à 45 cm, réduction de la période de protection).

Les prélèvements de brochet sont majoritairement réalisés par les pêcheurs professionnels suisses qui semblent avoir optimisé les débouchés commerciaux pour cette espèce.

5. PERSPECTIVES ET ELEMENTS DE CONCLUSION

La situation du peuplement piscicole du Léman et par conséquent, les prélèvements que réalisent les pêcheurs doivent donc être replacés dans le contexte d'une tendance marquée à la ré-oligotrophisation des eaux du lac et du changement climatique. Cette phase s'accompagne d'une meilleure oxygénation des eaux profondes du lac mais aussi d'une baisse de la production zooplanctonique et des dysfonctionnements liés à des développements algaux anormaux et en corollaire, d'une tendance à l'élévation des températures des eaux profondes et plus généralement des températures hivernales et printanières.

Il convient de mentionner que la charge en certains micropolluants dans les eaux et sédiments auront vraisemblablement une incidence sur les approches de gestion et de compréhension de l'évolution des populations de poissons cibles de la pêche.

Le suivi statistique de la pêche constitue toujours une information indispensable à la gestion des stocks et populations, mais celui-ci montre aujourd'hui ses limites. En effet, sans mention des efforts de pêche mis en œuvre (nombre d'engins, durée de pêche), il n'est guère possible de dégager des tendances évolutives fiables sur les stocks de poissons. Il convient donc de compléter dans ce sens le suivi et la gestion piscicole en cours.

Aujourd'hui, la ressource piscicole lémanique apparaît actuellement abondante. La pêche repose sur la fonctionnalité du cycle biologique naturel pour quatre espèces cibles : la perche, le brochet, le corégone et, dans une large mesure, la truite lacustre. Seule la population d'omble chevalier fait encore l'objet d'un soutien significatif par déversements de juvéniles, du fait des difficultés actuelles à se renouveler par elle-même.

Les éléments fondamentaux acquis récemment sur la contribution des repeuplements à la pêcherie s'inscrivent pleinement dans ce processus d'actualisation des connaissances. Ces résultats méritent d'être complétés par des recherches visant à comprendre les dysfonctionnements qui perdurent, prioritairement ceux qui altèrent le cycle biologique de l'omble chevalier ou de la truite lacustre (altération de la fonctionnalité des milieux, incidence de nouvelles pathologies ou effet indirects des micropolluants sur les fonctions vitales des poissons).

A noter qu'un échantillonnage inédit du peuplement piscicole du Léman a été réalisé mois de septembre 2012, sous l'égide de l'EAWAG dans le cadre du "Projet Lacs" (PERIAT, 2014). Plusieurs protocoles et techniques de pêche ont été mis en œuvre : filets verticaux, CEN (filets maillants), pêche électrique de la zone littorale, suivi hydroacoustique. Les habitats piscicoles ont été cartographiés, chaque effort de pêche (n=890) a été repéré dans l'espace lacustre et l'ensemble des poissons capturés a été déterminé, mesuré, pesé et photographié. Une collection de référence, constituée au Musée d'histoire naturelle de Berne, permettra de fournir de précieuses indications sous l'angle de la diversité génétique et des teneurs en micropolluants dans les poissons.

La connaissance de l'influence des facteurs d'environnement sur cette ressource locale est fondamentale pour s'inscrire dans un processus durable. Les recherches dans cette optique méritent d'être poursuivies, en vue de poursuivre les efforts consentis en matière d'assainissement des eaux et de restauration des milieux dégradés.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient M. Patrick Patthey pour son assistance technique à l'élaboration de cet article, Mmes Orlane Anneville et Brigitte Lods-Crozet ainsi que M. Franck Cattaneo qui ont permis, par leurs remarques et suggestions constructives, l'amélioration de ce document.

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville & al., 2009. Influence of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in lake Geneva. *Fisheries Management and Ecology*, 16, 492-500.
- Caudron & al., sous presse. Thirty years of re-oligotrophication do not contribute to restore self sustaining fisheries of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Lake Geneva. *Fisheries Research*.
- Champigneulle A. & Caudron A., 2012. Projet franco-suisse «truite-omble-corégone» au Léman. Rapport Final (octobre 2012), 110 pages.
- CIPEL – Conseil Scientifique, 2013. Conclusions générales sur l'évolution du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 2013, 10-14.
- Gerdeaux & al., 1988. La pêche et les recherches piscicoles en 1988 sur le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Rapport 1986 - 1990, Campagne 1988, 79-87.
- Gerdeaux & al., 2006. Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecologica*, 30, 161-167.
- Gerdeaux, 2011. Does global warming threaten the dynamics of Arctic charr in Lake Geneva. *Hydrobiologia*, vol.660, Issue : 1, 69-78.
- Lazzarotto J. & Quetin Ph., 2013. Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et conditions météorologique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 2013, 16-46.
- Onema, 2011. Echantillonnage du peuplement piscicole du Léman français (Secteur d'Amphion) - Réseau de Contrôle de Surveillance (Année 2010) : Eléments d'analyse. Rap. Onema, dél. Rég. Rhône-Alpes, 18 p.
- PERIAT & al., 2014 (en cours). Etude du peuplement piscicole du Léman. Echantillonnage des grands lacs profonds d'Europe. EAWAG, rapport provisoire.
- Rimet F., 2014. Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 2013, 82-93.

**MODELISATION DU FLUX DE MICROPOLLUANTS ISSUS DES REJETS DES
STATIONS D'EPURATION DANS LE TERRITOIRE DE LA CIPEL
(BASSINS DU LÉMAN ET RHÔNE AVAL)**

**MODELING OF MICROPOLLUTANT FLOWS DISCHARGED FROM SEWAGE
TREATMENT PLANTS IN THE CIPEL TERRITORY
(PONDS OF LAKE GENEVA AND UPSTREAM RHONE BASINS)**

CAMPAGNE 2013

PAR

Suzanne METTLER et Christian GÖTZ

ENVILAB AG - Mühlethalstrasse 25, CH - 4800 ZOFINGEN

Etienne VERMEIRSEN

CENTRE ECOTOX EAWAG-EPFL - Überlandstrasse 133, CH - 8600 DÜBENDORF

Audrey KLEIN

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

ACW - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

A l'échelle du territoire de la CIPEL, près 2.3 millions d'habitants rejettent quotidiennement des micropolluants via l'utilisation de certains produits cosmétiques, ménagers ou médicaments. Ces substances vont rejoindre les milieux aquatiques après avoir transité par pas moins de 218 stations d'épuration (STEP). Leur présence dans les eaux est une préoccupation majeure de la CIPEL.

La CIPEL et l'OFEV ont souhaité évaluer, sur le territoire de la CIPEL, le degré de contamination des eaux de surface (lac et cours d'eau) par les micropolluants provenant des rejets d'eaux usées domestiques et évaluer le succès des mesures de réduction qui pourraient être prises au niveau des STEP, comme l'installation d'un traitement quaternaire par ozonation ou par dosage de charbon actif en poudre.

Pour les rivières, un modèle de calcul a permis d'estimer les concentrations en période d'étiage en chaque point de rejet d'eaux usées et de les comparer à des critères de qualité écotoxicologique, afin d'identifier les cours d'eau particulièrement contaminés nécessitant des mesures prioritaires d'assainissement.

Le système lacustre a été traité à l'aide d'un bilan des flux dans le lac et a permis de pronostiquer l'évolution des charges accumulées dans le Léman.

Enfin, trois scénarios de réduction des flux de micropolluants issus des rejets de STEP, associés à des coûts de traitement, ont permis d'illustrer l'effet de différentes stratégies d'équipement des STEP, à la fois en terme de charges en micropolluants dans les eaux, et d'amélioration de la qualité écotoxicologique des cours d'eau.

Les résultats de cette étude font l'objet d'une synthèse présentée dans ce rapport. Ils pourront servir d'aide à la décision en Suisse comme en France pour des actions de lutte et de réduction des micropolluants dans les eaux.

SUMMARY

Over the CIPEL territory, nearly 2.3 million people discharge daily micropollutants via the use of cosmetics, household products or drugs. These substances enter aquatic environments after passing through no less than 218 wastewater treatment plants (WWTP). Their presence in water is a major concern of CIPEL.

CIPEL and FOEN wanted to assess in 2013, the degree of contamination of surface water (lakes and rivers) by micropollutants from the discharge of domestic waste water and evaluate the success of mitigation measures that could be taken at WWTP, such as the installation of a quaternary ozonation treatment or dosage of powdered activated carbon.

For rivers, a calculation model was used to estimate the concentrations at low water at each point of wastewater discharge and compared them to ecotoxicological quality criteria to identify waterways particularly contaminated requiring priority remediation.

The lake system was treated using the flows in the lake, which helped to predict the trend of loads accumulated in Lake Geneva.

Finally, three scenarios to reduce the flow from WWTP micro-discharges, associated treatment costs, were used to illustrate the effect of different WWTP equipment strategies, both in terms of micropollutant discharge in waters and improving the quality of ecotoxicological streams.

The results showed that the solution is complex and cannot be solved globally by equipping a certain number of WWTP. Instead, they suggest illustrating the particularly problematic cases that can serve as decisional support in Switzerland and France for control actions and reduce pollutants in surface waters.

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Dans le Léman, les pesticides font l'objet d'un suivi régulier depuis 2004 (RAMSEIER et al, 2014). Dès 2005, certains résidus médicamenteux sont également régulièrement mesurés et depuis 2013, un suivi régulier étendu à 58 substances a été mis en place. Ces campagnes ont notamment permis de révéler un apport de substances dans le Léman par les industries établies dans la vallée du Rhône. Des mesures ont été mises en place et leur effet est suivi par des analyses régulières dans le Rhône ciblant les produits en question (BERNARD et al 2014).

Différentes études ont montré que les rejets des STEP peuvent conduire à des concentrations marquées de micropolluants dans les milieux aquatiques, notamment lorsqu'ils sont déversés dans des cours d'eau de faible débit, détériorant ainsi la qualité des eaux (Morasch B., 2010; Ruhrverband, 2009; Götz, et al., 2011; IKS, 2010).

L'industrie, l'agriculture ainsi que les résidus de micropolluants provenant de la population par la consommation de médicaments et l'utilisation de produits ménagers et cosmétique est une source importante de micropolluants détectés dans les eaux. Les eaux usées domestiques rejetées après traitement dans les milieux aquatiques, emportent avec elles tout un cocktail de micropolluants qui n'ont pu être que partiellement éliminés par les filières classiques d'épuration.

Sur le territoire de la CIPEL, des suivis de micropolluants effectués sur plusieurs STEP permettent de caractériser les flux de certaines substances vers les milieux aquatiques (CONDAMINES, 2014).

2. CARACTERISTIQUES DU TERRITOIRE ETUDIE

Le territoire étudié comprend les bassins versants du Léman et du Rhône aval (Figure 1).

En 2011, le bassin versant du Léman compte 1,335 millions d'habitants raccordés pour 168 STEP ; celui du Rhône aval en dénombre 950'000 pour 50 STEP.

Le rapport sur le fonctionnement des STEP donne plus de détails sur les caractéristiques des STEP étudiées (CONDAMINES, 2014). Notons que 19 STEP (570'000 habitants au total) déversent leurs effluents directement dans le Léman.

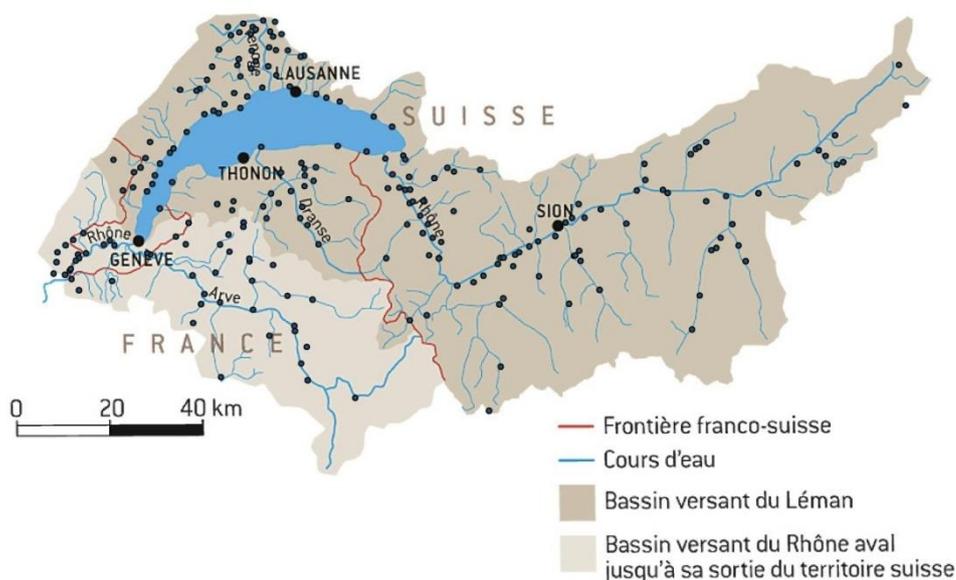


Figure 1 : Répartition de l'ensemble des STEP sur le territoire étudié.

Figure 1 : Distribution of all WWTP in the study area.

3. OBJECTIFS DE L'ETUDE

L'étude réalisée en 2013 par Envilab sur mandat de la CIPEL et de l'OFEV fait l'objet d'une synthèse présentée dans ce rapport. L'étude vise deux grands objectifs :

1. évaluer à l'échelle du territoire de la CIPEL, le degré de contamination des eaux de surface (lac et cours d'eau), par les micropolluants provenant des rejets d'eaux usées domestiques ;
2. évaluer le succès des mesures de réduction qui pourraient être prises au sein des stations d'épuration, comme l'installation d'un traitement par ozonation ou par dosage de charbon actif en poudre.

Les résultats de cette étude pourront servir d'aide à la décision en Suisse comme en France pour des actions de lutte et de réduction des micropolluants dans les eaux. Ces résultats vont aider à la mise en œuvre de la révision de la Loi sur la protection des eaux (LEaux) en Suisse, ainsi qu'à la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau (DCE) en France.

4. METHODOLOGIE

4.1 SÉLECTION DE SUBSTANCES INDICATRICES PERTINENTES

Les données issues des suivis effectués dans les cours d'eau du bassin lémanique et le lac ont été consultées afin de sélectionner les substances qui semblent être particulièrement problématiques en raison de leur concentration élevée et de leur occurrence répétée.

Compte-tenu des restrictions des modèles utilisés, les substances indicatrices sélectionnées doivent remplir les critères suivants :

- les substances considérées ont été détectées en concentrations mesurables et de façon répétée dans les eaux du bassin lémanique ;
- elles proviennent essentiellement des rejets d'eaux usées urbaines ;
- elles sont rejetées avec les eaux usées de manière continue dans le temps et l'espace et non suite à des événements ponctuels tels que les précipitations, et ne sont pas concentrées sur un seul lieu (industries, hôpitaux) ;
- les données de consommation, leur métabolisme dans le corps ainsi que leur taux de dégradation biologique en STEP sont connus ou, à défaut, il est possible d'estimer les rejets dans les cours d'eau à partir des concentrations mesurées en sortie de STEP ;
- enfin, elles sont mobiles, hydrophiles, très solubles, ne s'adsorbent pas et sont très peu ou pas dégradables.

A contrario, les catégories de substances suivantes ont été écartées :

- les biocides utilisés typiquement pour les revêtements extérieurs (façades, toits plats, bois, ...) et les pesticides qui sont généralement déversés dans les eaux lors de précipitations car ces substances ne remplissent pas les critères susmentionnés (pas de déversement continu, consommation inconnue) ;
- les agents contrastants, car ils ne sont pas déversés uniformément dans le bassin versant, mais dépendent fortement des pratiques hospitalières régionales, certains instituts utilisant plutôt l'une ou l'autre de ces substances ;
- les agents plastifiants, ignifuges et autres additifs, dont les consommations sont généralement difficiles à estimer ; en outre, certaines substances comme les phtalates ne sont pas mobiles (sorption).

Pour la modélisation du flux de micropolluants rejetées dans les cours d'eau, les 13 substances retenues sont : l'acésulfame, l'aténolol, le benzotriazole, la carbamazépine, le métabolite de la carbamazépine (carbamazépine-10,11-dihydro-10-dihydroxy), la clarithromycine, le diclofénac, la gabapentine, l'acide méfénamique, la metformine, le métoprolol, le nonylphenol et le sulfaméthoxazol.

Pour la modélisation du bilan des charges dans le lac, la sélection a été réduite à quatre de ces substances, lesquelles ont été quantifiées à des concentrations relativement élevées dans les eaux du Léman : benzotriazole, carbamazépine, metformine, gabapentine.

4.2 DÉFINITION DES MODÈLES UTILISÉS

Le système d'évaluation de la qualité des eaux appliqué au bassin lémanique, a été élaboré et appliqué précédemment sur le lac de Constance sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (Götz, 2011).

Le modèle ne tient pas compte d'éventuels phénomènes de dégradation ou de sorption dans le milieu et ne peut donc être appliqué qu'à des substances quasi-persistantes et bien solubles. C'est d'ailleurs à cause de leur persistance que les polluants provenant des eaux usées domestiques sont problématiques.

A l'échelle des cours d'eau, le modèle procède en additionnant les charges de pollution rejetées dans les eaux par le biais des effluents d'épuration (v. chap. 4.3, Eq. 2). Il permet de calculer des concentrations en période d'étiage en chaque point de rejet d'eaux usées (v. chap. 4.3, Eq. 3) et de les comparer à des critères de qualité écotoxicologique (v. chap. 4.5), afin d'identifier les cours d'eau particulièrement contaminés nécessitant des mesures prioritaires d'assainissement.

Les données requises pour le modèle sont les suivantes :

- réseau hydrographique : typologie des cours d’eaux, débits minimums d’écoulement aux points de rejet ou juste en contrebas ;
- réseau d’épuration : nombre d’habitants raccordés, taux d’élimination en station d’épuration pour les substances considérées et, si disponibles, mesures des concentrations en sortie de STEP ;
- consommation humaine des substances examinées, fraction non métabolisée de la substance qui gagne la canalisation après consommation (v. chap. 4.3, Tableau 3).

A l’échelle du lac l’impact des rejets de micropolluants ne peut pas être évalué par la même approche que celle appliquée au cours d’eau du fait des particularités et de la complexité que présente ce dernier (durée de résidence, stratification, etc.). Le système lacustre a été traité à l’aide d’un bilan des flux (les charges entrantes et sortantes sont régulées uniquement par un équilibre des flux). Sur cette base, le bilan permet de pronostiquer l’évolution des charges accumulées dans le Léman.

Le bilan des flux du lac a été effectué à l’aide du programme MASASlight1 représentant le lac comme un seul compartiment (pas de stratification). Il ne permet donc pas de simuler des zones riveraines du lac affectées par des phénomènes locaux.

Le modèle utilise en données d’entrée les flux calculés par la modélisation des flux de micropolluants dans les cours d’eau, c’est à dire la somme des charges déversées par les effluents de STEP et cumulées dans chaque cours d’eau, ou déversées directement, si le lac est l’exutoire de la STEP en question. Le tableau 1 résume les flux ainsi calculés pour toutes les substances (y compris celles non considérées dans le bilan du lac).

Tableau 1 : Total des charges de substances indicatrices déversées via les effluents de STEP dans le lac Léman (valeurs calculées à l’aide du modèle à l’échelle des cours d’eau). Le bilan du lac a été effectué pour les substances indiquées en gras.

Table 1 : Total loads of indicator substances discharged via WWTP effluent into Lake Geneva (values calculated using the scaled model of the river). The report of the lake was made for substances in bold.

| Flux des substances dans le lac | | | |
|---------------------------------|----------------------------|--------------|------------|
| kg/a | | CH | F |
| Acésulfame | édulcorant | 3'273 | 399 |
| Aténolol | bétabloquant | 86 | 10 |
| Benzotriazole | Agent anti-corrosif | 751 | 92 |
| Carbamazépine | Anti-épileptique | 49 | 5 |
| Di-hydroxy-carbamazépine | Métabolite carbamazépine | 158 | 16 |
| Clarithromycine | antibiotique | 39 | 5 |
| Diclofénac | analgésique | 137 | 10 |
| Gabapentine | Anti-épileptique | 304 | 67 |
| Acide méfénamique | analgésique | 116 | 0.2 |
| Metformine | Anti-diabétique | 2'674 | 463 |
| Metoprolol | bétabloquant | 34 | 1 |
| Iso-nonylphénol | additif | 111 | 14 |
| Sulfaméthoxazole | antibiotique | 37 | 3 |

¹ MASASlight Modeling Anthropogenic Substances in Aquatic Systems de Markus Ulrich, Eawag Dübendorf

Le bilan des flux lacustres peut être représenté par la formule générale (Schwarzenbach, et al., 1993) :

$$\frac{dM}{dt} = Y_M - k \cdot M$$

Cette équation décrit l'évolution de la quantité de substance stockée dans le lac, M , en fonction du temps t ; elle est déterminée par le flux de substance entrant (Y_M) ainsi que par la constante d'élimination k . La valeur de k est inversement proportionnelle au temps moyen de résidence des eaux dans le lac ($k = 2/11,3 \text{ ans}^{-1}$)².

La durée jusqu'à atteindre 95% de la situation d'équilibre (« steady state ») découle de la constante d'élimination k ($t_{ss} = 3 / k$).

4.3 CALCUL DES CHARGES DÉVERSÉES ET DES CONCENTRATIONS DANS LES MILIEUX AQUATIQUES

Charges déversées

Pour les STEP suisses, la charge moyenne par habitant et par jour est calculée pour chacune des substances étudiées, sur la base :

- des données de consommation combinées à des informations sur le comportement de la substance (métabolisme dans le corps, élimination dans les STEP) ;
- des concentrations mesurées en sortie de STEP (en écartant les valeurs influencées par un rejet industriel important).

Pour les STEP françaises, pour lesquelles peu de données de suivi existent un facteur de correction a été appliqué aux valeurs suisses pour tenir compte des habitudes de consommation en France.

Ces valeurs sont résumées dans le tableau 2.

Concentrations dans les milieux aquatiques

Les valeurs de concentrations sont obtenues en divisant les charges cumulées par le débit du cours d'eau, lorsqu'il est connu. En l'occurrence, le débit minimal d'écoulement annuel (QMNA₅, pour la France ; Q₃₄₇, pour la Suisse) a été choisi comme débit de référence afin d'illustrer des conditions défavorables mais réalistes, telles qu'on peut les rencontrer chaque année, en période d'étiage.

Dans la région concernée, s'ajoutent périodiquement aux conditions d'étiage, une augmentation de la population raccordée due à l'arrivée de la population saisonnière (tourisme hivernal). L'étude a montré un impact non négligeable dans certaines régions de la population saisonnière sur la qualité des cours d'eau. Pour cette raison, la synthèse présente les résultats obtenus en tenant compte de la population raccordée totale (permanente et saisonnière).

En résumé, la charge en sortie de chaque station d'épuration (F_{subst}) et la concentration dans le milieu récepteur (C_{subst}) sont calculées de la façon suivante :

$$F_{subst} = M.H \quad (\mu\text{g.j}^{-1})$$

$$C_{subst} = \frac{F_{subst}}{Q} \quad (\mu\text{g.L}^{-1})$$

Avec :

M , la charge de substance par habitant déversée par la station d'épuration calculée sur la base du tableau 2 ($\mu\text{g.hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$).

H , le nombre d'habitants raccordés à la station d'épuration.

Q , le débit minimal d'écoulement annuel QMNA₅, pour la France ; Q₃₄₇, pour la Suisse (L.j^{-1}).

² Le facteur 2 est un facteur de correction qui prend on en compte, d'une part, que le lac ne subit pas de brassage complet régulier et, d'autre part, que contrairement aux flux d'eaux introduits majoritairement par le Rhône, des charges importantes de micropolluants sont déversées en des points plus proches de l'exutoire et ont, de ce fait, un temps de résidence moindre.

Tableau 2 : Charges de micropolluants en sortie de STEP utilisées comme données d'entrée dans le modèle.

Table 2 : Micropollutant loads from WWTP used as inputs in the model.

| Substance | Donnée d'entrée du modèle pour les STEP suisses ($\mu\text{g.hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$) | Donnée d'entrée du modèle pour les STEP françaises ($\mu\text{g.hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$) |
|---|--|---|
| acésulfame | 10'328 | 10'328 |
| aténolol | 267 | 250 |
| benzotriazole | 3'230 | 3'230 |
| carbamazépine | 136 | 112 |
| Carbamazépine -10,11-dihydro-10-37dihydroxy | 514 | 425 |
| clarithromycin | 121 | 137 |
| diclofénac | 289 | 166 |
| gabapentine | 878 | 1'591 |
| acide méfénamique | 341 | 5 |
| metformine | 7'695 | 10'914 |
| métoprolol | 132 | 34 |
| nonylphenol, iso- | 181 | 181 |
| sulfaméthoxazol | 117 | 86 |

4.4 VALIDATION ET SENSIBILITÉ DU MODÈLE

Le calcul des charges, respectivement des concentrations dans les cours d'eau, ainsi que le calcul du risque par l'intermédiaire du quotient de risque reposent sur une application linéaire.

Les variations des paramètres d'entrée, tel que le nombre d'habitants raccordés (H), l'incertitude vis-à-vis de la quantité de substance consommée, éliminée et traitée (flux de substances par habitant, M) ainsi que le débit d'étiage du cours d'eau (Q) se reflètent de manière proportionnelle dans le résultat des calculs.

Parmi les trois paramètres (M, H et Q), ce sont le flux de substances ainsi que le débit d'étiage qui comportent les plus grosses incertitudes. Tous deux reposent sur des données moyennées et très généralisées (hypothèse d'une consommation homogène de médicaments, taux d'élimination uniforme en STEP, etc.). En réalité, la situation peut être toute autre (consommation nulle de la substance dans le bassin versant d'une STEP ; cours d'eau à sec, car dérivé pour l'usage hydro-électrique).

Le modèle présente une incertitude relative globale de 30% et n'a pas pour objectif de représenter précisément la réalité, mais plutôt de signaler là où les cours d'eau récepteurs risquent d'être particulièrement affectés par les micropolluants issus des rejets de l'épuration urbaine.

En confrontant les concentrations maximales estimées à des concentrations mesurées dans les cours d'eau, les résultats ont pu être validés. Pour toutes les substances examinées, calculs et mesures correspondent assez bien. Les valeurs s'accordent généralement mieux pour les plus grands cours d'eau, pour 2 raisons principales :

- (1) Le débit d'écoulement est plus constant et, généralement, plus fiable à mesurer
- (2) Les flux déversés proviennent d'un plus grand nombre de STEP et d'habitants raccordés, les variabilités de charge peuvent ainsi se compenser mutuellement.

Pour illustrer cette comparaison, la figure 2 montre que les charges calculées et mesurées dans le Rhône correspondent bien au moins pour leur ordre de grandeur : les points sont proches de la diagonale d'équivalence 1 : 1 ou dans le périmètre représentant un facteur deux de différence (2 : 1 ; 1 : 2).

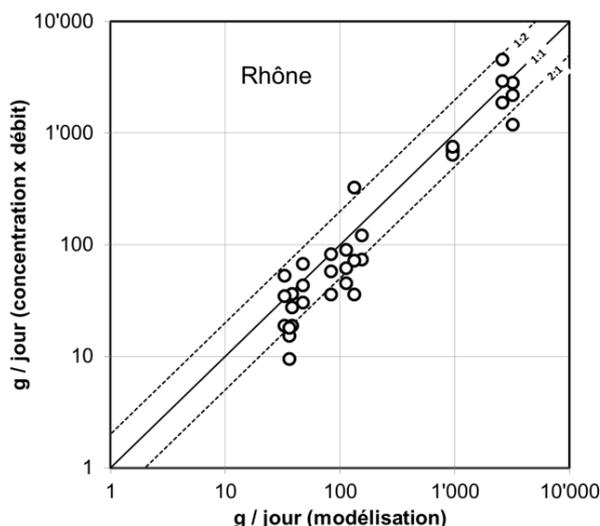


Figure 2 : Comparaison des charges prédites par le modèle à celles déterminées par des mesures (concentration et débit) dans le Rhône à la Porte du Scex.

Figure 2 : Comparison of loads predicted by the model to those determined by measurements (concentration and flow) in the Rhone at Porte du Scex.

4.5 APPRÉCIATION DE LA QUALITÉ ÉCOTOXICOLOGIQUE

Dans le cas de milieux exposés à des rejets continus de micropolluants via les effluents d'épuration, la comparaison avec le critère de qualité chronique (CQC) est la démarche la plus pertinente, ce dernier ayant été conçu pour protéger les communautés biologiques d'expositions de longue durée.

L'évaluation des risques liés aux substances chimiques se fait au moyen du quotient de risque (RQ) par la comparaison d'une concentration environnementale (C_{env}) aux critères de qualité chronique (CQC) pour la substance en question, selon l'équation suivante :

$$RQ = C_{env} / CQC$$

Les valeurs de critères de qualité sont publiées sur le site du Centre Ecotox³.

Dès que le quotient de risque est égal à ou dépasse l'unité, le critère de qualité n'est plus respecté, la concentration du composé en question dans le cours d'eau présente alors un potentiel avéré de nuire à l'écosystème.

Une répartition en cinq classes d'état est adoptée, à savoir: très bon / bon / moyen / médiocre / mauvais (cf. tableau 3). L'objectif de qualité pour l'exposition à long terme (CQC) est atteint dans les classes d'état „très bon“ et „bon“ et ne l'est pas dans les trois catégories inférieures „moyen“, „médiocre“ et „mauvais“.

Il est important de noter que la méthode d'appréciation exposée ci-dessus se base sur l'évaluation des micropolluants pris isolément à l'aide du critère de qualité respectif, qui, selon la substance, peut varier de plusieurs ordres de grandeur (le quotient de risque sera donc généralement plus élevé plus le CQC est faible). La classification proposée ne tient pas compte des problèmes de toxicité des mélanges.

³ www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege/index_FR
Il s'agit des critères de qualité d'exposition chronique (NQE-MA)

Tableau 3 : Echelle d'appréciation du risque écotoxicologique lié aux substances chimiques à l'aide du quotient de risque (RQ) par comparaison d'une concentration environnementale (C_{env}) aux critères de qualité chroniques (CQC). Classification inspirée du module Nutriments du système modulaire gradué de l'OFEV (Götz et al. 2011).

Table 3 : Scale for assessing the ecological risk associated with chemicals with the risk quotient (RQ) compared to an environmental concentration (C_{env}) to criteria for chronic quality (CQC). Classification inspired by the Nutrients module of the FOEN stepwise modular system (Götz et al., 2011).

| Appréciation ⁴ | | Condition/Description | | Respect du critère de qualité (CQC) |
|---------------------------|--|--|-------------------|-------------------------------------|
| Très bon | | C_{env} est 10 fois inférieure au CQC | $RQ < 0.1$ | CQC respecté |
| Bon | | C_{env} est supérieure ou égale au dixième du CQC mais inférieure à ce seuil au CQC | $0.1 \leq RQ < 1$ | |
| Moyen | | C_{env} est supérieure ou égale au CQC mais inférieure au double de ce seuil | $1 \leq RQ < 2$ | CQC non respecté |
| Médiocre | | C_{env} est supérieure ou égale au double du CQC mais inférieure à dix fois ce seuil | $2 \leq RQ < 10$ | |
| Mauvais | | C_{env} est supérieure ou égale à 10 fois le CQC | $RQ \geq 10$ | |

4.6 CALCULS DES SCÉNARIOS DE RÉDUCTION

L'étude de scénarios permet d'illustrer l'effet de différentes stratégies d'équipement des STEP et, en particulier, de montrer les réductions de charges en micropolluants et l'amélioration de la qualité des cours d'eau que l'on peut ainsi atteindre. La comparaison des résultats des scénarios à la situation actuelle donne une vue d'ensemble des enjeux et des difficultés spécifiques à chaque région. Dans une dernière étape, on associe des coûts aux différentes stratégies d'aménagement, ce qui permet d'estimer très grossièrement les coûts pour l'équipement et le fonctionnement des mesures envisagées.

Trois scénarios sont testés :

1. **Réduction de la charge** : Le scénario vise la protection des ressources et appelle au sens de responsabilité de la population située en amont vis-à-vis de la population en aval. Les mesures visent des objectifs quantitatifs de réduction de charge : l'aménagement d'une partie des infrastructures doit permettre de réduire en moyenne environ 50% (scénario 1a) et environ 80% (scénario 1b) de la charge déversée dans les milieux récepteurs.
2. **Protection de l'écosystème** : Ce scénario poursuit l'objectif d'éviter les concentrations problématiques dans les milieux récepteurs. Par conséquent les mesures vont consister à équiper en priorité les stations d'épuration dont les rejets entraînent des concentrations en micropolluants supérieures aux critères de qualité.
3. **Stratégie suisse d'aménagement des STEP** : Le scénario combine les stratégies 1 et 2 selon des critères proposés par la Confédération suisse dans le cadre de la révision de la Loi sur la protection des eaux (LEaux ; v. critères 1 à 3 du Message concernant la modification de la loi fédérale sur la protection des eaux⁵). Il prévoit l'équipement des installations de plus de 80'000 habitants raccordés, de plus de 8'000 habitants raccordés et dont les effluents représentent plus de 10% du débit du milieu récepteur ainsi que de plus de 24'000 habitants raccordés et dont les effluents sont déversés dans le bassin versant d'un lac. Ce scénario n'est calculé que pour la partie suisse du territoire de la CIPEL.

⁴ L'appréciation de l'état chimique se base sur des critères de qualité définis sur la base des effets écotoxicologiques des substances. (Annexe 1, OEaux).

⁵ Message concernant la modification de la loi fédérale sur la protection des eaux (Financer l'élimination des composés traces organiques des eaux usées conformément au principe du pollueur-payeur), 26.06.2013 : www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/31476.pdf

5. RESULTATS

5.1 CALCUL DES CHARGES REJETÉES PAR LES STEP SANS SCÉNARIOS DE RÉDUCTION

Les charges des substances indicatrices déversées dans les cours d'eau ont été calculées, puis transformées en concentrations à l'aide du débit minimal d'écoulement pour 212 points situés en aval des exutoires des STEP. A noter que cette analyse n'est pas faite pour les 19 stations d'épuration qui rejettent dans le Léman et pour les exutoires pour lesquels le débit des tronçons de cours d'eau est inconnu.

5.2 APPRÉCIATION DE LA QUALITÉ ÉCOTOXICOLOGIQUE

La figure 3 illustre les résultats que l'on obtient au niveau de chaque point de rejet d'épuration (exemple du diclofenac). Les cartes d'appréciation écotoxicologique pour l'ensemble des autres substances considérées figurent dans le rapport d'étude détaillé (Götz et al., 2013). Ces cartes permettent de pointer les milieux les plus affectés par les rejets de micropolluants issus des STEP mais elles ne renseignent pas sur la longueur du tronçon impacté par un ou plusieurs rejets.

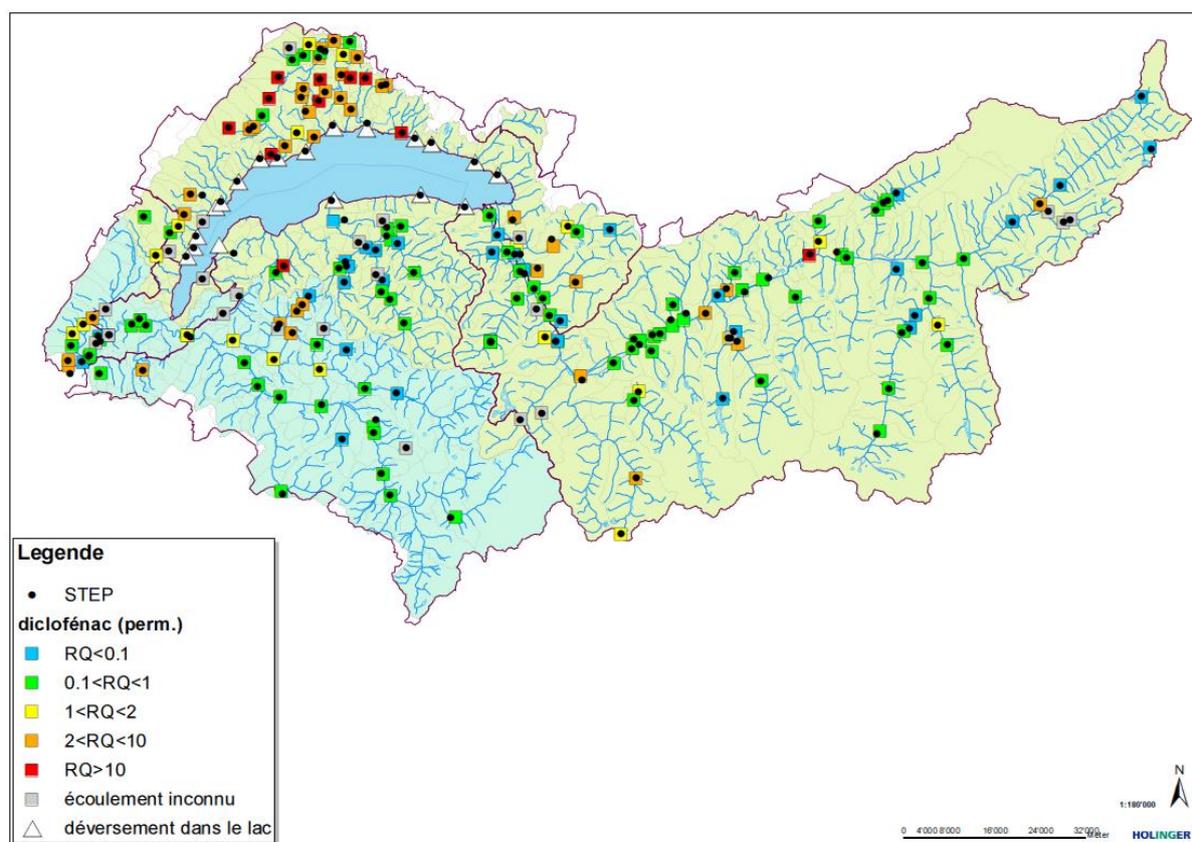


Figure 3 : Evaluation du quotient de risque (RQ) pour le diclofenac (critère de qualité chronique = 0.05 µg/L).

Figure 3 : Evaluation of Risk Assessment quotient (RQ) for diclofenac (Criterion Chronic Quality = 0.05 µg / L).

Globalement, le nombre total de dépassements du critère de qualité, toute substance confondue, est résumé dans le tableau 4. A l'échelle des 218 STEP du territoire de la CIPEL, 212 points ont pu être évalués. Parmi eux, 70 points de rejets situés en différents endroits, dépassent le critère de qualité. Ces résultats ont été obtenus en prenant en compte la population permanente raccordée aux STEP. Si l'on prend en compte la population saisonnière les chiffres doublent en Haute-Savoie et en Valais, tandis qu'à Genève, les dépassements touchent alors tous les points de rejets évalués.

Tableau 4 : Nombre de dépassements du CQC au niveau des 212 exutoires de STEP étudiés.

Table 4 : Number of exceeded CQC at the 212 wastewater treatment plants studied.

| Entité | Nombre total de points de rejets évalués | Nombre de points de rejets dans le milieu récepteur avec dépassement du CQC |
|-----------------------------|--|---|
| Ain | 11 | 5 |
| Haute-Savoie | 55 | 12 |
| Vaud | 67 | 38 |
| Valais | 72 | 14 |
| Genève | 7 | 1 |
| Bassin versant CIPEL | 212 | 70 |

5.3 CALCUL DES FLUX DE SUBSTANCES DÉVERSÉES DANS LE LAC

Sur la base du modèle simple retenu, la figure 4 représente l'évolution des masses de substances accumulées dans le Léman sans scénario de réduction en considérant une marge d'erreur de 30%⁶ indiquée comme traitillés bleus dans la figure. Les résultats montrent que le benzotriazole, la gabapentine et la metformine se trouvent proche de l'équilibre des flux entrants et sortants. En revanche, pour la carbamazépine, la masse retenue dans le lac devrait diminuer, indiquant que le flux entrant estimé a diminué par rapport au flux passé suite aux mesures prises par une industrie.

⁶ Les marges d'erreur de 30% sont une grandeur estimée sur la base de précédents travaux où plus de mesures étaient disponibles: voir données dans les travaux réalisés pour la Rhénanie-du-Nord-Westphalie (Götz et al., 2012) ou pour la Suisse (Gälli et al. 2009).

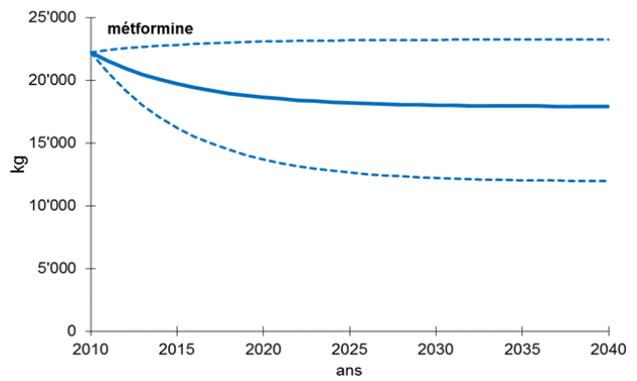
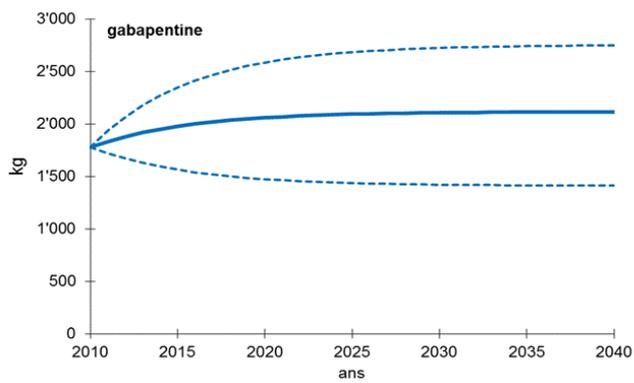
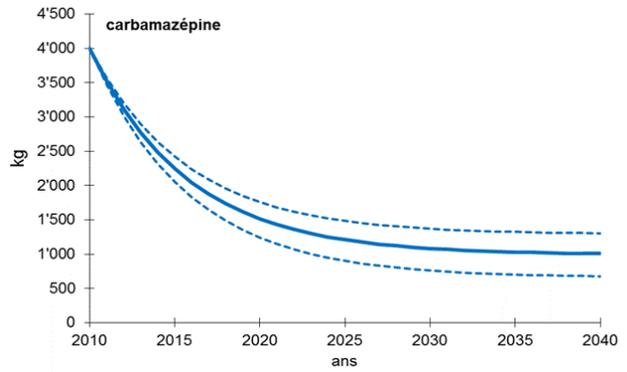
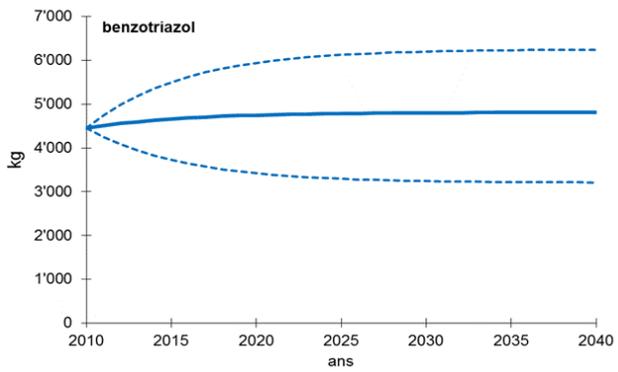


Figure 4 : Prédiction de l'évolution de la masse accumulée dans le lac si le flux entrant reste constant; les lignes en traitillés représentent un écart de 30% sur les flux entrant dans le Léman.

Figure 4 : Prediction of changes in the mass accumulated in the lake so the incoming stream remains constant; dashed lines represent a deviation of 30 % of the flow into Lake Geneva.

5.4 RÉSULTATS DES SCÉNARIOS DE RÉDUCTION DES FLUX

Les calculs effectués simulent l'effet de mesures de réduction des flux de micropolluants au niveau des stations d'épuration. Elles consistent, par exemple, en l'implémentation de traitements quaternaires, tel que l'ozonation ou le traitement au charbon actif. L'efficacité de ces traitements a pu être démontrée au cours d'expériences pilotes réalisées sur les stations d'épuration de Vidy (Lausanne) et Regensdorf (Zurich) : la plupart des substances a pu ainsi être éliminée à un taux supérieur à 80% (Margot J. *et al.*, 2013). A noter que le taux d'élimination varie selon la substance et le traitement appliqué.

Pour l'étude des scénarios, les taux d'élimination appliqués sont équivalents à la moyenne des taux obtenus par traitement quaternaire (cf. tableau 5).

Tableau 5 : Taux d'élimination appliqué dans les scénarios de réduction.

Table 5 : Degree of elimination applied in reduction scenarios.

| Substance | Taux d'élimination moyen (%) |
|--------------------------|------------------------------|
| acésulfame | 85 |
| aténolol | 87 |
| benzotriazole | 83 |
| carbamazépine | 97 |
| Di-hydroxy-carbamazépine | 95 |
| clarithromycin | 98 |
| diclofénac | 96 |
| gabapentine | 33 |
| acide méfénamique | 96 |
| metformine | - |
| métoprolol | 95 |
| nonylphenol, iso- | 95 |
| sulfaméthoxazol | 76 |

SCÉNARIO 1 : RÉDUCTION DE LA CHARGE

Ce scénario vise la protection des ressources et la responsabilité du riverain situé en amont. Les mesures visent des objectifs quantitatifs. Il s'agit d'équiper une partie des STEP de manière à réduire :

1a. En moyenne environ 50% de la charge déversée dans le milieu récepteur

1b. En moyenne environ 80% de charge déversée dans le milieu récepteur

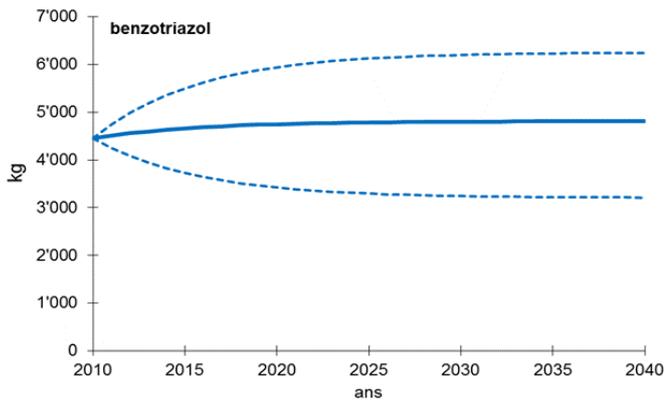
Tableau 6 : Résumé des résultats des scénarios 1a et 1b.

Table 6 : Summary of the results of scenarios 1a and 1b.

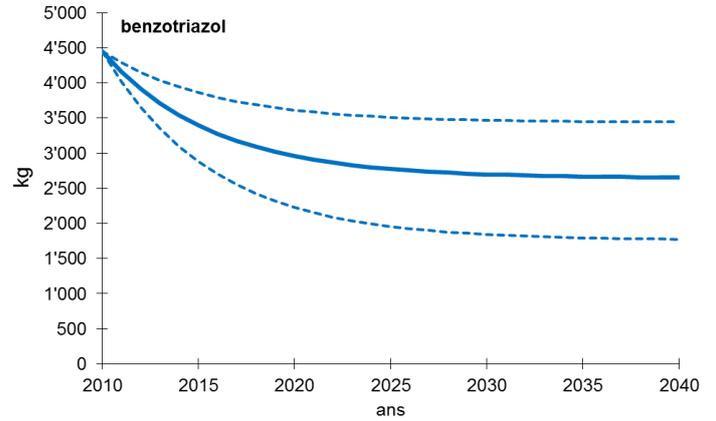
| Milieu récepteur | état actuel | scénario 1a (installations >25'000 habitants raccordés) | scénario 1b (installations >5'000 habitants raccordés) |
|---|-------------|--|---|
| <i>Équipement des STEP</i> | | | |
| Nombre de STEP qu'il faut équiper d'une étape de traitement supplémentaire | - | 20 (sur 218) | 71 (sur 218) |
| <i>Réduction de la charge de substances (moyenne calculée)</i> | | | |
| Réduction sur l'intégralité des bassins versants étudiés | - | 56% | 80% |
| Réductions des charges rejetées dans le lac Léman | - | 45% | 77% |
| <i>Evolution du respect des critères de qualité aux points étudiés des cours d'eau récepteurs (lac non compris)</i> | | | |
| Débit non connu | 12% | 12% | 12% |
| Les critères de qualité sont remplis pour toutes les substances étudiées | 37% | 44% | 57% |
| Les critères de qualités sont dépassés pour une substance au moins | 51% | 44% | 31% |

Le scénario 1 (a et b) permet de diminuer efficacement les charges des substances rejetées dans les bassins considérés. En effet en équipant seulement 10% des STEP il est possible de diminuer la charge de près de 50%. Comme c'était à prévoir, cette stratégie n'évite pas des situations défavorables sur le plan écotoxicologique sur certains tronçons de cours d'eau. Par la méthode des bilans de flux lacustres on peut estimer le recul de la charge de micropolluants contenue dans le lac suite à l'application de ces mesures : il est illustré par l'exemple du benzotriazole en figure 5.

état actuel



scénario 1a



scénario 1b

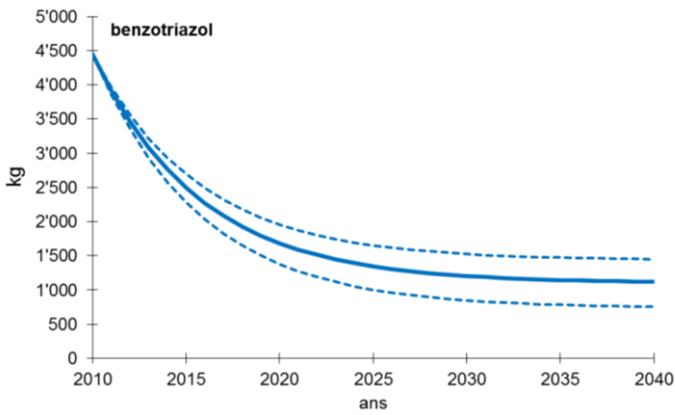


Figure 5 : Evolution de la charge contenue dans le lac suite à l'implémentation des mesures des scénarios 1a et 1b (droite) à l'exemple du benzotriazole et comparaison à la situation actuelle (gauche) ; les lignes en traitillés représentent un écart de 30% sur les flux entrant dans le Léman.

Figure 5 : Trends of loads in the lake after implementing measurements of scenarios 1a and 1b (right) with the example of benzotriazole and compared to the current situation (left); dashed lines represent a deviation of 30% of the flow into Lake Geneva.

SCÉNARIO 2 : PROTECTION DE L'ÉCOSYSTÈME

Ce scénario a pour but d'éviter les concentrations problématiques dans les milieux récepteurs.

Mesures : Équipement des stations d'épuration dont les rejets provoquent des concentrations en micropolluants supérieures aux critères de qualité.

Tableau 7 : Résumé des résultats du scénario 2.

Table 7 : Summary of results for scenario 2.

| Milieu récepteur | Etat actuel | scénario 2 (critères écotoxicologiques: -> éviter tout dépassement) |
|---|--------------------|---|
| <i>Équipement des STEP</i> | | |
| Nombre de STEP équipées d'une étape de traitement supplémentaire | - | 86 (sur 218) |
| <i>Réduction de la charge de substances</i> | | |
| Réduction sur l'intégralité des bassins versants étudiés | - | 25% |
| Réductions des charges rejetées dans le lac Léman | - | 30% |
| <i>Evolution du respect des critères de qualité aux points étudiés des cours d'eau récepteurs (lac non compris)</i> | | |
| Débit non connu | 12% | 12% |
| Les critères de qualité sont remplis pour toutes les substances étudiées | 37% | 84% |
| Les critères de qualités sont dépassés pour une substance au moins | 51% | 4% |

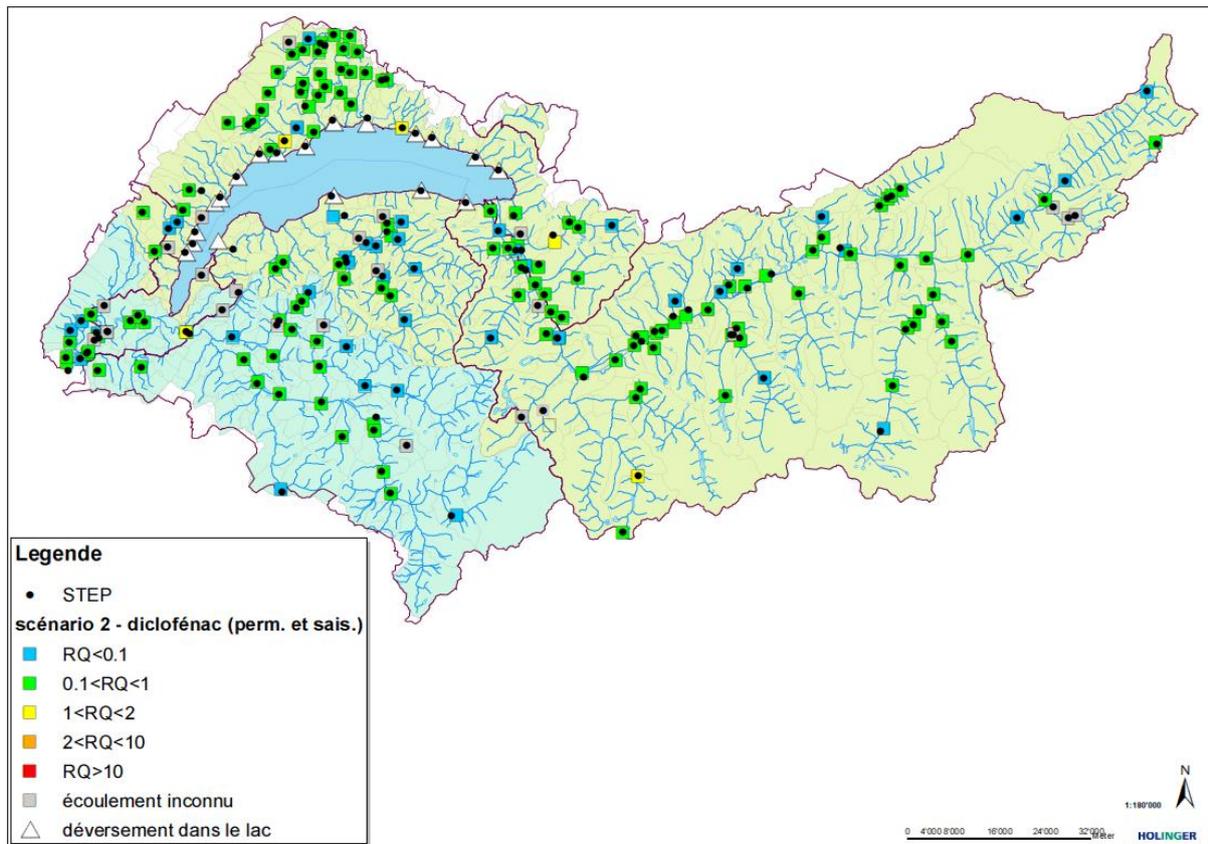
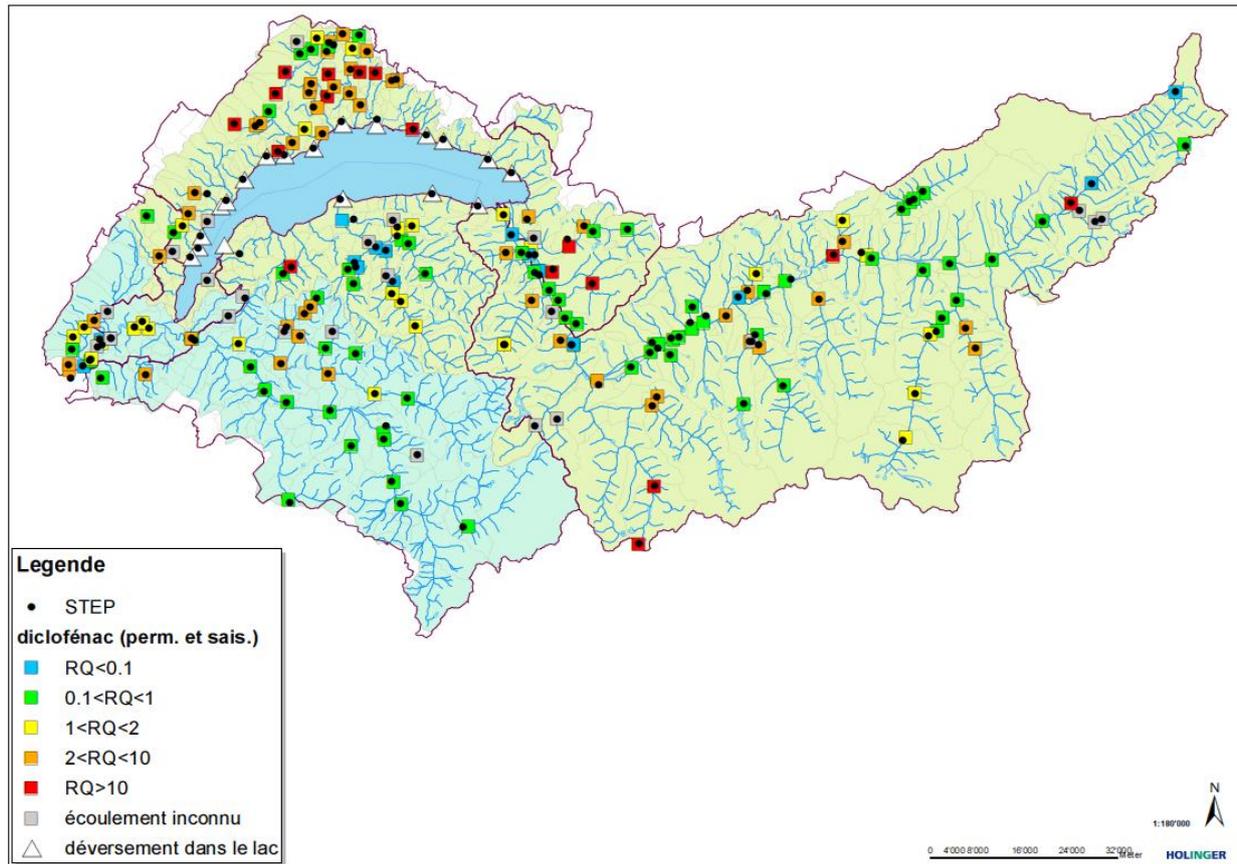


Figure 6 : Quotients de risque (RQ) pour le diclofénac. Haut: état actuel; bas: scénario 2.

Figure 6 : Risk quotients (RQ) for diclofenac. Top: current status; bottom: Scenario 2.

Le scénario 2 conduit à une amélioration considérable de la qualité des cours d'eau, puisque seuls 4% des points présentent encore des dépassements. Toutefois il ne permet de diminuer que d'un quart la charge des substances déversées dans les bassins étudiés. De plus, il nécessite l'équipement de près de 40% des stations d'épuration (86 sur 218 STEP).

La figure 7 montre l'effet des mesures sur l'évolution de la charge contenue dans le lac, à l'exemple du benzotriazole, par rapport aux prévisions découlant de l'état actuel : le recul est modeste.

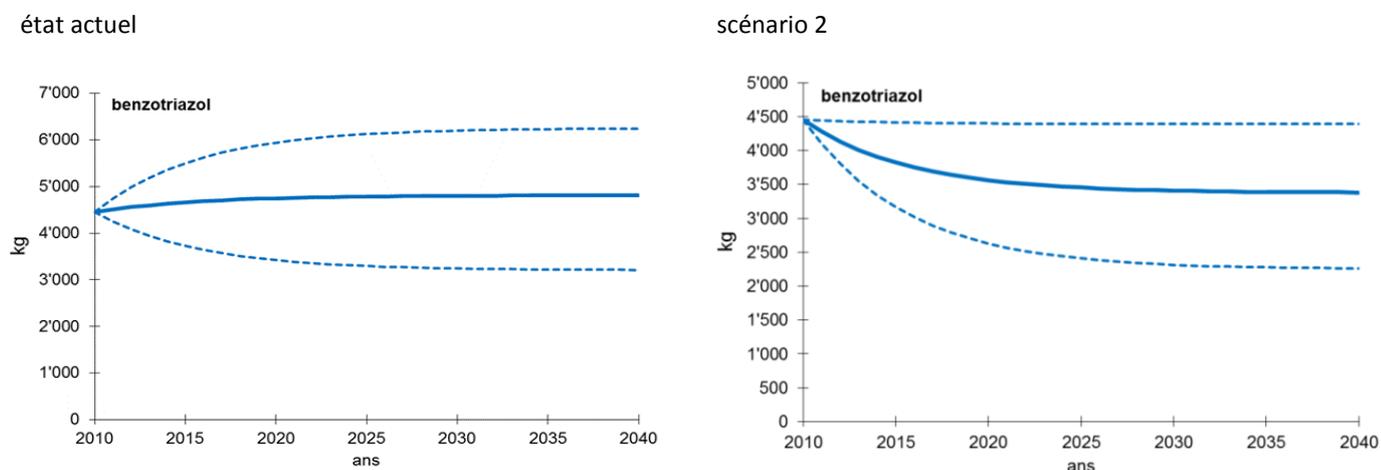


Figure 7 : Effet des mesures de scénario 2 sur l'évolution des charges contenues dans le Léman, à l'exemple du benzotriazole : état actuel, (à gauche), conséquence des mesures de réduction (à droite).

Figure 7 : Effect of Scenario 2 measurements on the trends of charges in Lake Geneva, with the example of benzotriazole: current state, (left), consequence of the reduction (right).

SCÉNARIO 3: STRATÉGIE ÉTUDIÉE DANS LE CADRE DE LA RÉVISION DE LA LEAUX

Ce scénario équivaut aux critères proposés par la Confédération dans le cadre de la révision de la Loi sur la protection des eaux (LEaux), au moment de l'étude (critères 1 à 3 du Message concernant la modification de la loi fédérale sur la protection des eaux). Il prévoit l'équipement des installations suivantes :

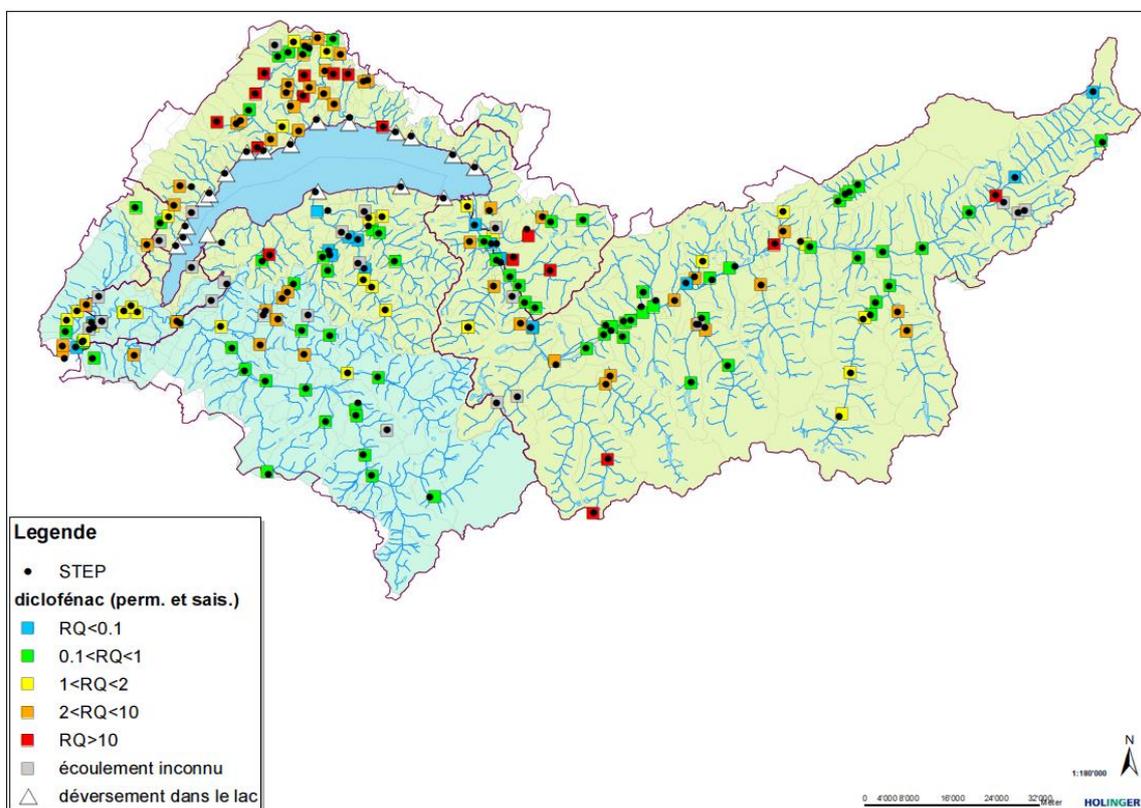
- plus de 80'000 habitants raccordés ;
- plus de 8'000 habitants raccordés et dont les effluents représentent plus de 10% dans le milieu récepteur ;
- plus de 24'000 habitants raccordés et dont les effluents sont déversés dans le bassin versant d'un lac.

Notons que les mesures du scénario 3 n'ont été appliquées que sur le territoire suisse. Pour la France, les valeurs en l'état actuel ont été reprises.

Tableau 8 : Résumé des résultats du scénario 3. Scénario de calculs appliqué à la Suisse (152 STEP), en France état inchangé.

Table 8 : Summary of results of scenario 3. Scenario calculations applied to Switzerland (WWTP 152), unchanged state in France.

| Milieu récepteur | Etat actuel | scénario 3 (critères de l'OFEV, appliqué à la Suisse seulement) |
|---|-------------|--|
| <i>Équipement des STEP (en Suisse seulement)</i> | | |
| Nombre de STEP équipées d'une étape de traitement supplémentaire | - | 29 (sur 152) |
| <i>Réduction de la charge de substances (en Suisse et sur tout le territoire étudié)</i> | | |
| Réduction sur l'intégralité des bassins versants étudiés | - | 49% (dont en CH 66%) |
| Réductions des charges rejetées dans le lac Léman | - | 53% (dont en CH 62%) |
| <i>Évolution du respect des critères de qualité aux points étudiés des cours d'eau récepteurs (en Suisse, seulement, lac non compris)</i> | | |
| Débit non connu | 12% | 12% |
| Les critères de qualité sont remplis pour toutes les substances étudiées | 35% | 49% |
| Les critères de qualité sont dépassés pour une substance au moins | 54% | 39% |



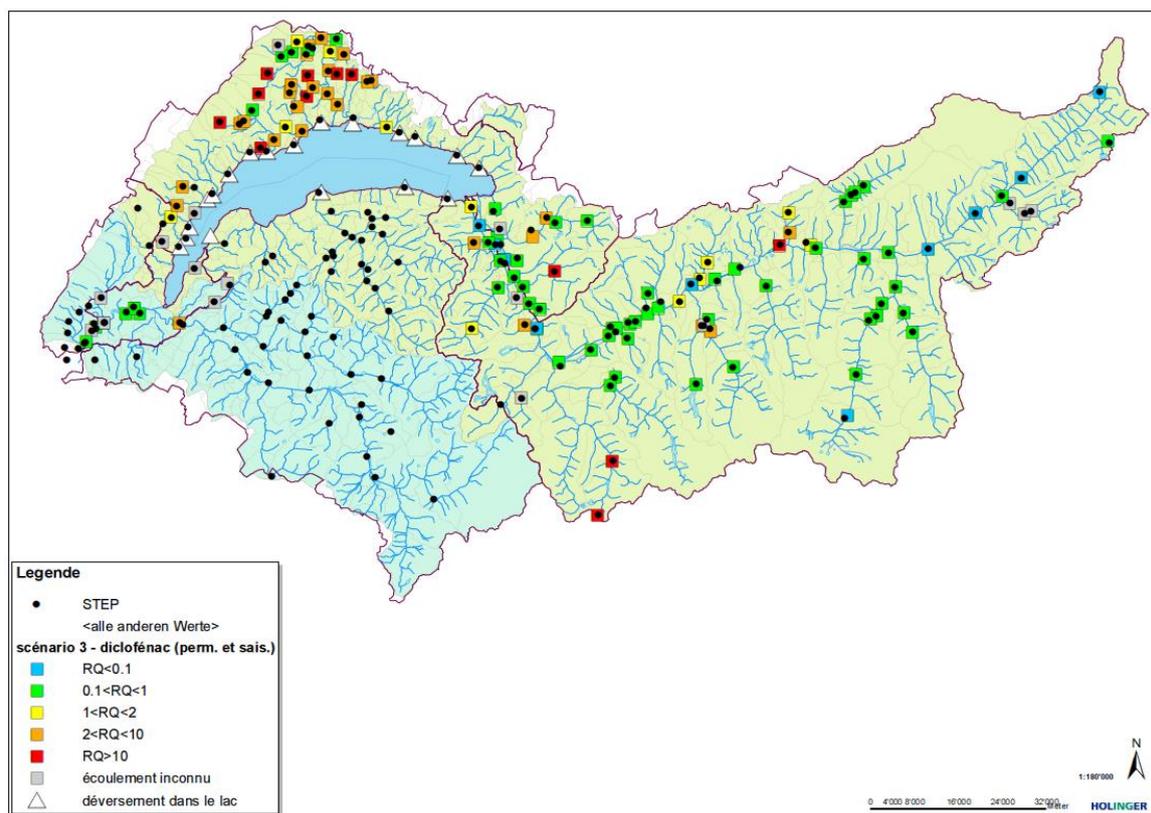


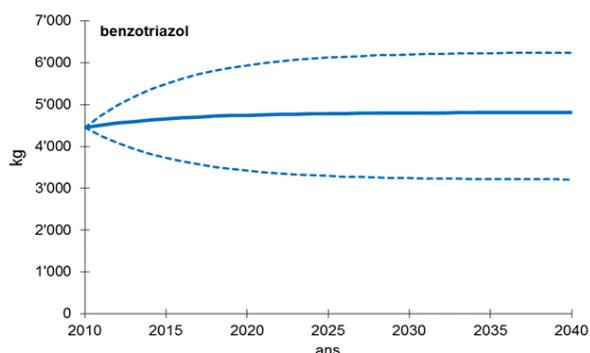
Figure 8 : Quotient de risque (RQ) pour le diclofenac. Haut : état actuel ; bas : scénario 3, calculé pour la Suisse seulement.

Figure 8 : Risk Quotient (RQ) for diclofenac. Top: current status; Bottom: scenario 3, calculated for Switzerland only.

Le scénario 3 permet de diminuer de 53% la charge totale sur l'ensemble du territoire, via l'équipement de 29 STEP suisses. Le scénario 3 permet également d'améliorer la qualité écotoxicologique des milieux récepteurs en aval proche des points de rejets. Les dépassements sont particulièrement nombreux dans le canton de Vaud où l'on compte de nombreuses STEP de petite taille se déversant dans des rivières de faible débit, ou du moins inférieures à 8000 habitants donc non incluses dans les critères appliqués. En Valais, les dépassements sont moins nombreux ; ils semblent toucher soit des stations touristiques, soit des villes déversant dans des milieux récepteurs de faible débit. Pour tenir compte de ces cas, la Confédération a élargi les critères de la révision de LEaux à des cas exceptionnels de petites STEP allant jusqu'à 1000 habitants raccordés (v. critère 4 du Message concernant la modification de la Loi fédérale sur la protection des eaux). Parmi les mesures applicables, on peut envisager, outre l'élimination par traitement quaternaire, le regroupement de petites STEP ou la dérivation vers une STEP en aval.

A l'échelle du lac, d'après le modèle simple retenu, cette diminution des déversements se répercuterait sur l'évolution de la charge contenue dans le lac, comme illustré en figure 9 à l'exemple du benzotriazole. Par rapport aux prévisions découlant de l'état actuel, la charge diminuerait de moitié environ.

état actuel



scénario 3

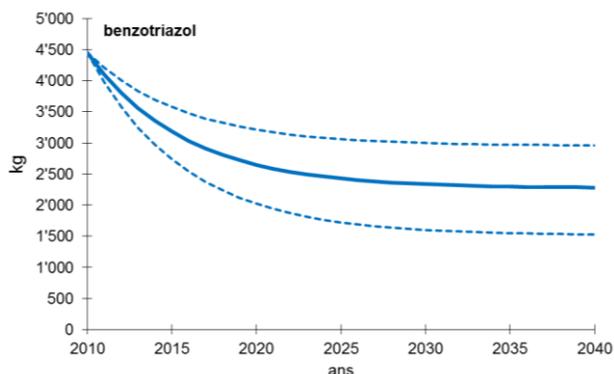


Figure 9 : Effet des mesures de scénario 3 sur l'évolution des charges dans le Léman, à l'exemple du benzotriazole : état actuel, (à gauche), conséquence des mesures de réduction (à droite).

Figure 9 : Effect of Scenario 2 measurements on the trends of charges in Lake Geneva, with the example of benzotriazole: current state, (left), consequence of the reduction (right).

5.5 ESTIMATION DU COÛT DES MESURES

L'estimation des coûts d'une étape de traitement pour l'élimination des micropolluants repose sur les informations recueillies dans le rapport de l'OFEV sur les coûts de l'élimination des micropolluants dans les eaux usées en Suisse (BG Ingenieure und Berater AG, 2012).

Les coûts d'investissement et les frais d'opération par équivalent-habitant dépendent du dimensionnement de la STEP. Seuls ont été considérés les procédés au charbon actif en poudre (CAP) et l'ozonation. Pour la Suisse comme pour la France, les mêmes bases d'estimation ont été employées ; toutes les valeurs sont indiquées en CHF.

Les coûts liés à un éventuel équipement pour la nitrification ne sont pas considérés dans cette étude.

Les estimations de coûts pour les scénarios 1 à 3 sont résumées dans le tableau 9.

Tableau 9 : Résumé des estimations de coûts pour les différents scénarios d'équipement de STEP étudiés. Les fourchettes indiquées représentent la différence entre ozonation et charbon actif (investissements et frais).

Table 9 : Summary of cost estimates for the different scenarios of WWTP equipment studied. The ranges shown represent the difference between ozonation and activated carbon (investments and expenses).

| | Nombre de STEP à équiper | | Dimensionnement total en millions d'EH | | Investissement en millions CHF | | Frais annuels (investissement + exploitation en millions CHF/a) | | Rapport coût / efficacité (CHF / % éliminé / habitant raccordé) | |
|-------------------------------|--------------------------|----|--|------|--------------------------------|-----------|---|---------|---|---------|
| | CH | F | CH | F | CH | F | CH | F | CH | F |
| Scénario 1a | 13 | 7 | 1.74 | 0.51 | 140 - 202 | 63 - 89 | 15 - 34 | 6 - 13 | 16 - 35 | 19 - 42 |
| Scénario 1b | 50 | 21 | 3.15 | 0.87 | 343 - 481 | 137 - 190 | 32 - 69 | 12 - 24 | 24 - 50 | 25 - 50 |
| Scénario 2 | 61 | 26 | 0.58 | 0.32 | 178 - 231 | 87 - 113 | 13 - 22 | 6 - 11 | 35 - 59 | 29 - 53 |
| Scénario 3 (Suisse seulement) | 29 | - | 2.0 | - | 218 - 307 | - | 21 - 44 | - | 19 - 39 | - |

6. CONCLUSIONS

Le modèle de calcul des flux de micropolluants a permis de calculer les charges déversées par 218 STEP pour 13 substances indicatrices.

Les concentrations dans les milieux en période d'étiage, ont été calculées pour 212 points situés en aval des exutoires des STEP. Celles-ci ont été comparées à des critères de qualité écotoxicologique et ont montré que 70 points de rejets présentent des concentrations dans le milieu risquant de nuire à l'écosystème.

Un bilan des flux réalisé au niveau du lac pour 4 substances a permis d'estimer et de prédire l'évolution des stocks retenus dans le Léman, sur une période de calcul de 30 ans, sur la base d'hypothèses simples de modélisation. Le modèle a montré que pour 3 substances (le benzotriazole, la gabapentine et la metformine), les concentrations actuelles sont proches de la situation d'équilibre. En revanche, le bilan du lac prédit une diminution de la masse contenue dans le Léman pour la carbamazépine en raison des flux passés apportés par le Rhône, liés à des déversements industriels.

Trois scénarios d'équipement des STEP ont été testés dans le but de comparer l'effet de différentes stratégies sur la réduction des charges en micropolluants et l'amélioration de la qualité des cours d'eau. Ces scénarios simulent l'implémentation d'un traitement quaternaire pour l'élimination des micropolluants au niveau des STEP (traitement par charbon actif en poudre ou ozonation).

Les résultats de cette étude pointent sur les points sensibles du réseau hydrographique vis-à-vis de la problématique des micropolluants issus des STEP. Particulièrement touchés sont, d'une part, les cours d'eau des régions alpines latérales qui connaissent, simultanément à la période d'étiage, une démultiplication de la population raccordée dû au tourisme (Haute-Savoie et Valais) et, d'autre part, des régions comptant de nombreuses petites STEP déversant dans des cours d'eau de faible débit (Ain et Vaud). Le Léman présente un cas particulier du fait du volume d'eau important qui le rend capable de retenir des stocks considérables de micropolluants pendant de longues décennies. Du fait des connaissances incomplètes (profondeur de stratification, brassage complet irrégulier), il est toutefois difficile de faire des pronostics précis sur la durée de rétention des micropolluants dans le Léman.

L'étude des scénarios a présenté des solutions de réduction permettant d'éliminer une charge de micropolluants maximale ou d'améliorer les points les plus sensibles du réseau hydrographique. Pour les autres cas, notamment celui de petites STEP déversant dans des cours d'eau de faible débit, non comprises dans les critères appliqués (canton de Vaud, par exemple), des solutions régionales devront être élaborées au cas par cas, alimentées au besoin de données spécifiques précises.

Les résultats montrent que la solution est complexe et ne peut être résolue de manière globale en équipant un certain nombre de STEP. Ils permettent en revanche d'illustrer les cas particulièrement problématiques et pourront servir d'aide à la décision en Suisse comme en France pour des actions de lutte et de réduction des micropolluants dans les eaux.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M., ARNOLD, C. et MANGE, P. (2014) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 132-149.
- BG Ingenieure und Berater AG. (2012) : Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser. Bern : Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).
- CONDAMINES, M. (2014) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 201-221.
- DCE DIRECTIVE 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau - Journal officiel des Communautés européennes du 24.12.2008.
- GÄLLI, R., ORT, C. et SCHÄRER, M. (2009) : Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Publikation Umwelt-Wissen. Bern : Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- GÖTZ, C. KASE, R., HOLLENDER, J. (2011) : Micropolluants - Système d'évaluation de la qualité des eaux au vu des composés traces organiques de l'assainissement communal. Eawag, Dübendorf : OFEV.
- GÖTZ, C. et al. (2012) : Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. s.l. : Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV), D.
- GÖTZ, C., METTLER S., VERMEIRSEN E. (2013) : Modélisation du flux de micropolluants provenant des rejets de l'épuration des eaux usées, Rapport ENVILAB, 76 p.
- (IKSR) Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2010) : Strategie Mikroverunreinigungen - Strategie für die Siedlungs- und Industrieabwässer. Koblenz, xx p.
- LEaux (1991) : Loi du 24 janvier 1991 sur la protection des eaux (état au 1er janv. 2014) (Suisse).
- MARGOT J., KIENLE C., MAGNET A., WEIL M., ROSSI L., DE ALENCASTRO L.F., ABEGGLEN C., THONNEY D., CHÈVRE N., SCHÄRER M., BARRY D.A. (2013) : Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? Science of the Total Environment. Vol. 461-462: 480-498.
- MORASCH B., BONVIN F., REISER H., GRANDJEAN D., DE ALENCASTRO F., PERAZZOLO C., CHÈVRE N. (2010) : Occurrence and fate of micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, CH. Part II: Micropollutant removal between wastewater and raw drinking water. Environmental Toxicology and Chemistry. 29(8) : 1658-1668.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des eaux (état au 1^{er} janvier 2014) (Suisse).
- RAMSEIER GENTILE, S., EDDER, P., ORTELLI, D. et KLEIN, A. (2014) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 67-80.
- RUHRVERBAND (2009). Ruhrgütebericht. s.l. : Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr und Ruhrverband, 2009.
- SCHWARZENBACH, R., GSCHWEND, P., et IMBODEN, D. (1993) : Environmental organic Chemistry. New York : Wiley & Sons.

RAPPORTS TECHNIQUES

Campagne 2013

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

ANNUAL MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2013

PAR

Magali CONDAMINES

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2013, 220 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 4'612'180 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2013 se base sur les résultats de surveillance de 176 STEP pour le phosphore total et 186 pour la DBO₅, représentant 99% de la capacité du parc épuratoire.

L'année 2013, particulièrement pluvieuse par rapport à la moyenne 1981-2010, a vu une augmentation des volumes entrants et sortants dans les stations du territoire. Les performances des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore semblent à peine plus faibles en 2013 par rapport à leur niveau de 2012, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (90%). 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 2'687 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 96%. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les bons rendements sont à nuancer par des déversements plus importants, en lien avec la pluviométrie. Les volumes et charges associés restent sous-estimés du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des by-pass, déversoirs d'orage, et déversoirs sur les réseaux.

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 de 350 L · EH⁻¹ · j⁻¹ observée en 2013 est élevée et se distingue de l'amélioration observée ces dernières années, ce qui pourrait malgré tout être en lien avec la pluviométrie. Les lourdes démarches mises en place sur les réseaux sont reflétées dans l'évolution de l'indicateur, qui doit donc être observé sur le long terme.

Par ailleurs, les effluents de 43 stations domestiques du territoire ont fait l'objet d'un suivi de 1 à 130 micropolluants, une à quatre fois par an en 2011, 2012 ou 2013. Un bilan de flux et concentrations a pu être proposé pour 7 substances utilisées par les ménages, les éventuelles industries raccordées et des produits utilisés en agriculture, pour l'entretien des espaces verts, ou les revêtements de façades. Les stations considérées varient selon les substances et représentent, en termes de charge organique brute, 64% à 82% des flux totaux rejoignant les stations du territoire. Ce bilan, partiel au vu des données disponibles, n'est pas comparable en termes de robustesse à ceux proposés pour les débits, le phosphore ou la matière organique. C'est néanmoins le premier du genre à l'échelle du territoire de la CIPEL.

SUMMARY

In 2013, 220 wastewater treatment plants (WWTP) were operational in the area covered by CIPEL (watersheds of Lake Geneva and the downstream Rhone) with a total processing capacity of 4,612,180 equivalent-inhabitants. The overall sanitation report in 2013 was based on the monitoring results of 176 WWTP for total phosphorus and 186 for BOD5, representing 99 % of the capacity of the purifying park.

The year 2013, particularly rainy compared to the average from 1981 to 2010, saw an increase of input and output volumes in the plants in the territory. WWTP performances of the Lake Geneva watershed for the phosphorus parameter hardly seemed lower in 2013 compared to its 2012 level, as shown by the average removal efficiency (90 %). However, more effort would further reduce the amount of phosphorus inputs to the lake if the average removal efficiency reached the target of 95 % set by CIPEL in the Action Plan 2011-2020.

Over the CIPEL territory, the flow of organic matter discharged after treatment, expressed as BOD5, totalled 2,687 tonnes of O₂ and removal efficiency was 96 %. These figures showed good performance for purification of organic matter.

Good yields are to be qualified by larger spills related to rainfall. Volumes and associated costs are underestimated because of the flawed equipment systems for measuring bypass flow, sewer overflows and spillways on networks.

The specific flow by dry weather gives a good idea of parasite clear waters that flow into the wastewater system. The value of 350 L · EH⁻¹ · j⁻¹ observed in 2013 was high and differed from the improvement in recent years, which could still be related to rainfall. Heavy processes implemented on networks were reflected in the trend of the indicator, which should be observed in the long term.

Furthermore, the effluent from 43 domestic plants in the territory was monitored for 1 to 130 micropollutants, one to four times per year in 2011, 2012 or 2013. An assessment was proposed for seven substances used by households in possible connected industries and in products used in agriculture and for the maintenance of green spaces or rendering. Considered plants varied by substance and represent, in terms of raw organic load, 64 % to 82 % of total flows joining the territory's plants. Although based on relatively few data, and its accuracy and robustness were not comparable to those reports made for flows, phosphorus or BOD5, this report is the first of its kind across the CIPEL territory.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plusieurs décennies le bilan du fonctionnement des stations d'épuration (STEP) du bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy. Ce bilan permet d'avoir une vision globale de l'assainissement et des efforts entrepris pour lutter contre les pollutions d'origines domestique et industrielle. Il est effectué sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations, en particulier les paramètres de pollution "classiques" que sont la DBO5, le phosphore total et dissous. Les données sont transmises par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : départements de l'Ain et de la Haute-Savoie, cantons de Vaud, Valais et Genève.

L'an dernier, une partie concernant les rejets en micropolluants a été ajoutée à cette analyse sur la base des suivis effectués par ces mêmes services. Cette année, cette partie a été considérablement augmentée et propose un bilan des rejets pour sept substances (cf. paragraphe 4.).

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1 ÉTAT DES STATIONS D'ÉPURATION

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2013 est le reflet du fonctionnement de 220 STEP, 171 STEP dans le bassin versant du Léman et 49 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement de 4'612'180 équivalents-habitants (EH).

Entre 2012 et 2013, quelques petites stations d'épuration ont été arrêtées tandis que d'autres installations ont été mises en eau. En termes de capacité, ces changements sont négligeables à l'échelle du territoire.

Tableau 1 : Stations d'épuration du territoire de la CIPEL.

Table 1 : Wastewater treatment plants of the CIPEL territory.

| Secteur | | Nombre | Capacité cumulée (EH) |
|-------------------------------|----------------------------|------------|-----------------------|
| Léman | Ain | 3 | 21'300 |
| | Genève | 2 | 7'625 |
| | Haute-Savoie | 26 | 305'675 |
| | Valais | 73 | 1'643'560 |
| | Vaud | 67 | 1'026'800 |
| | Total BV Léman | 171 | 3'004'960 |
| Rhône aval | Ain | 8 | 12'300 |
| | Genève | 11 | 992'300 |
| | Haute-Savoie | 30 | 602'620 |
| | Total BV Rhône aval | 49 | 1'607'220 |
| Total territoire CIPEL | | 220 | 4'612'180 |

La majorité des stations sont des systèmes d'épuration de rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 220 :

- trois sont des stations d'épuration industrielles ne recevant pas d'effluents domestiques : Collombey-TAMOIL et Evionnaz-BASF en Valais et La Plaine-Firmenich II à Genève ;
- trois sont des stations mixtes recevant des effluents industriels importants : Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp (Lonza) en Valais, ainsi que Vernier Ouest-Givaudan à Genève.

Procédés épuratoires. Le procédé d'épuration de type boues activées représente 72% de la capacité de traitement des STEP du bassin lémanique (figure 1). Ce procédé d'épuration biologique est le plus courant en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation et de son efficacité. Il est d'autant plus efficace que l'âge des boues est élevé. Les installations à moyenne ou forte charge ne traitent que le carbone tandis que les installations à aération prolongée ou faible charge traitent le carbone et l'azote (nitrification, voire dénitrification pour certaines STEP). De plus, les procédés de type boues activées à aération prolongée ou à très faible charge sont à privilégier car ils permettent un meilleur traitement des fractions biodégradables de certains micropolluants.

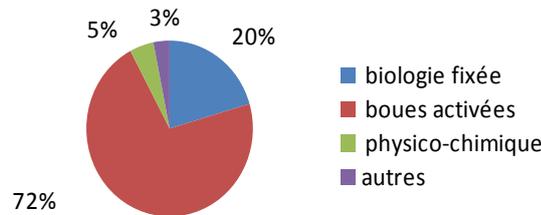


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEP du territoire suivant les procédés d'épuration.

Figure 1 : Distribution of the territory's WWTPs total treatment capacity according to the treatment processes used.

Ancienneté des équipements. Un cinquième de l'effectif du parc épuratoire a été créé ou rénové il y a 10 ans ou moins; environ un tiers date de plus de 30 ans (figure 2).

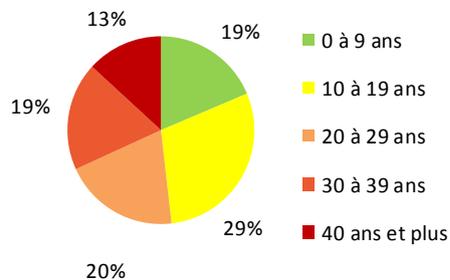


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2013.

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water lane in 2013.

Si l'on raisonne en termes de capacité théorique de traitement (figure 3), les équipements les plus anciens se trouvent dans le canton de Vaud. La station d'épuration de Lausanne, d'une capacité de 412'500 EH, construite en 1965, explique en grande partie ce résultat.

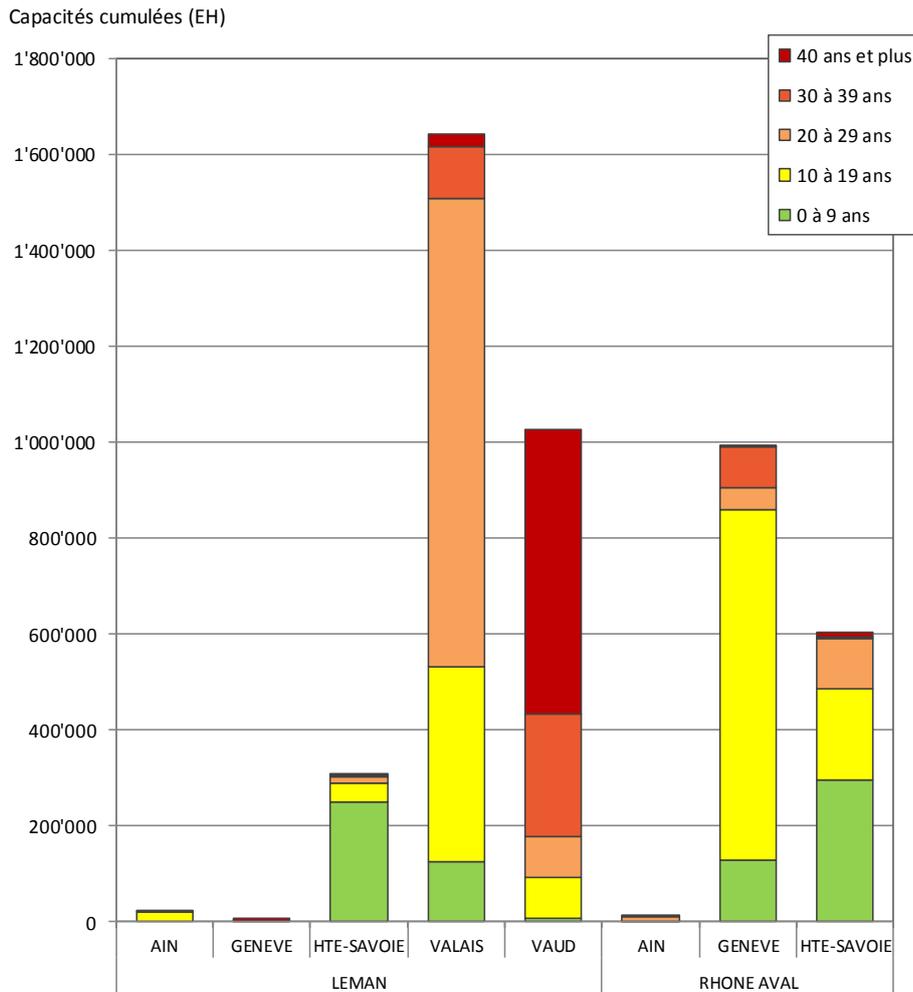


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2013 (EH).

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2013 (equivalent inhabitants -EI).

2.2 CONTRÔLES DE L'ASSAINISSEMENT

186 STEP ont transmis des données pour le paramètre DBO₅, 176 pour le paramètre phosphore total et 189 pour les mesures de débit. Ces données donnent une très bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire de la CIPEL car les STEP dont les résultats ont été analysés représentent pour chacun de ces paramètres 99% de la capacité totale de traitement.

La représentativité des résultats 2013 en termes de capacité est similaire à 2012. Des données ont toutefois été transmises pour un nombre de stations légèrement supérieur (186 contre 167 pour la DBO₅, 176 contre 167 pour Ptot par exemple).

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEP (avec analyse simultanée des eaux en entrée et en sortie et mesure des débits) varie d'une fois par an, voire une fois tous les deux ans, à une fois par jour selon les STEP et les paramètres mesurés, ce qui influence nettement la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration considérés individuellement par STEP. A l'échelle du bassin versant, le bilan peut toutefois être considéré comme robuste, les plus grandes STEP, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

Remarque préliminaire : En 2013, un cas particulier est à noter pour la station d'Aire (Genève, bassin Rhône-aval), qui s'est trouvée en travaux une partie de l'année. Cela a donné lieu, après traitement partiel, à des déversements importants par rapport à son fonctionnement habituel, bien que prévus et maîtrisés par les Services Industriels de Genève (SIG). Ces déversements techniques sont intégrés aux bilans présentés ci-après.

3.1 DÉBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2013 pour 189 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 887'150 m³ soit une augmentation d'environ 8% par rapport à 2012. Le volume des eaux traitées mesuré en sortie des stations d'épuration est également plus élevé qu'en 2012 ; il est de 794'815 m³, soit 89 % du volume total entrant (figure 4).

Comme une grande partie des STEP n'est pas équipée de débitmètres en entrée et/ou en cours de traitement pour mesurer les déversements, le volume journalier déversé est sous-estimé. Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement en 2012 représentent environ 11 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux. Ils reflètent par contre les travaux exceptionnels sur la STEP d'Aire et ne sont pas comparables aux années précédentes (environ 6% en 2012 par exemple).

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2013.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2013.

| Bassin versant (BV) | Canton / Départ. | Débits mesurés (m ³ /j) | | | | | Débit ²⁾ spécifique en L.EH ⁻¹ .jour ⁻¹ | |
|-------------------------------|------------------|------------------------------------|---------------------------------|----------------|--|----------------|--|------------------|
| | | Nombre de STEP contrôlées | Déversé en entrée ¹⁾ | Entrée de STEP | Déversé en cours de traitement ¹⁾ | Sortie | Nombre de STEP contrôlées | Débit spécifique |
| Léman | Ain | 3 | 43 | 8'611 | 248 | 8'397 | 2 | 872 |
| | Genève | 2 | | 3'252 | 352 | 2'899 | 1 | 453 |
| | Hte-Savoie | 15 | | 44'636 | 940 | 45'278 | 8 | 295 |
| | Valais | 62 | 3'742 | 220'819 | 6'766 | 214'132 | 58 | 449 |
| | Vaud | 67 | 3'263 | 264'023 | 27'244 | 236'779 | 67 | 404 |
| Total BV Léman | | 149 | 7'047 | 541'341 | 35'550 | 507'486 | 136 | 411 |
| Rhône aval | Ain | 8 | 139 | 4'872 | 0 | 4'872 | 2 | 591 |
| | Genève | 9 | 5'791 | 242'304 | 43'184 ³⁾ | 199'234 | 8 | 282 |
| | Hte-Savoie | 23 | | 85'655 | 3'778 | 83'224 | 16 | 292 |
| Total BV Rhône aval | | 40 | 5'930 | 332'831 | 46'962 | 287'329 | 26 | 286 |
| Total territoire CIPEL | | 189 | 12'978 | 874'172 | 82'513 | 794'815 | 162 | 350 |

¹⁾ : Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

²⁾ : Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.

³⁾ : Les volumes déversés exceptionnellement par la station d'Aire représentent 13.1Mm³ en 2013, soit environ 35'974 m³/j (travaux).

L'augmentation des volumes mesurés en entrée comme en sortie par rapport à 2012 à l'échelle du territoire se note au niveau individuel pour la grande majorité des STEP. Elle est le reflet de la pluviométrie de 1'219.0mm observée sur le bassin cette année, en excédent de 20.8% par rapport à la moyenne 1981-2010 (pour mémoire, la pluviométrie de l'année 2012 était de 1'092.3mm, elle-même déjà significative).

Cette pluviométrie importante accroît encore la sous-estimation des débits déversés puisqu'en conséquence, les déversoirs d'orage et by-pass ont été plus sollicités.

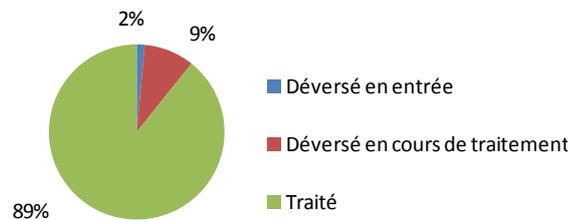


Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2013.
Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2013.

Les débits spécifiques par temps sec indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires permanentes, telles que les eaux de drainage, les eaux souterraines, les eaux de fontaines ou de captage de sources. Le calcul des débits spécifiques est le suivant :

$$Q_{spe} = \frac{1}{2} (Q_{j20} + Q_{j50}) / EH$$

avec : Q_{j20} : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20% des jours de l'année

Q_{j50} : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 50% des jours de l'année

EH : équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO5 (avec 1 EH = 60 g.j-1 de DBO5) et en phosphore total (1 EH = 2.2 g.j-1 de Ptot)

Le renouvellement des réseaux d'assainissement est un travail de longue haleine dont les résultats doivent être observés sur le long terme. Depuis 2008, la valeur du débit spécifique était en constante amélioration à l'échelle du bassin lémanique (figure 5) et semblait attester de la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL. Cependant en 2012 puis 2013, le débit spécifique augmente et atteint 350 litres par équivalent-habitant et par jour ($L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$) (tableau 2) à l'échelle du territoire. De la même façon que la pluviométrie importante de 2013 a certainement influencé les valeurs de débits et donc le débit spécifique, il est probable que les plus faibles pluviométries observées ces dernières années aient malgré tout influencé le calcul de cet indicateur et conduit à surestimer l'amélioration des réseaux.

Si l'on admet que la consommation journalière par habitant varie entre 150 et 180 litres et sachant que des réseaux de bonne qualité peuvent véhiculer jusqu'à 30% d'eaux claires parasites, cela correspond à un débit spécifique de l'ordre de 215 à 250 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$. Par conséquent, la valeur de 350 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$ est importante. La séparation des eaux usées et parasites (permanentes et pluviales) lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien correct des réseaux, sont autant d'actions qui doivent être encouragées car elles permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et améliorer le fonctionnement des STEP, qui n'est pas optimal lorsque les eaux usées sont diluées.

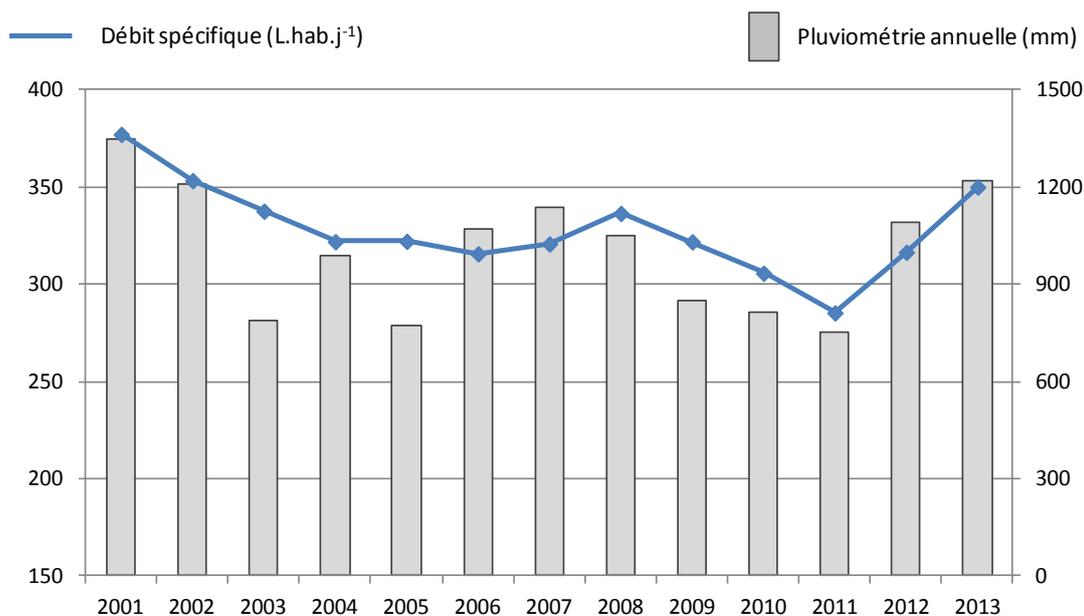


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L·EH⁻¹·j⁻¹) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001.

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L·Ei⁻¹·j⁻¹) and mean rainfall (mm) since 2001.

3.2 PHOSPHORE TOTAL ET RÉACTIF SOLUBLE (DISSOUS)

3.2.A PHOSPHORE TOTAL DANS LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Les exigences suisses et françaises pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

| | Réglementation | Charge brute de pollution organique reçue en kg/j | Concentration maximale | Rendement minimum |
|--------|---|--|--|-------------------|
| Suisse | Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998) | | 0.8 mgP.L ⁻¹ | 80 % |
| France | Arrêté ministériel du 22 juin 2007 | 600 à 6'000 kg.j ⁻¹ > 6'000 kg.j ⁻¹ | 2.0 mgP.L ⁻¹ 1.0 mgP.L ⁻¹ | 80 % 80 % |
| CIPEL | Recommandation du Plan d'action 2011-2020 | | 0.8 mgP.L ⁻¹ | 95 % |

Le tableau 3 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2013.

En 2013, 144 stations du bassin du Léman ont transmis les données relatives au suivi de leurs flux entrants et sortants de phosphore (pour au moins un jour de l'année), représentant 99% de la capacité des stations du bassin lémanique.

Caractéristiques des eaux brutes en entrée de station. Le flux global entrant a légèrement diminué entre 2012 et 2013, et s'élève en 2013 à 832 tonnes (contre 879 en 2012, soit -5%). Derrière cette impression de stabilité générale se trouvent toutefois diverses petites variations individuelles.

Globalement, les concentrations d'entrée en 2013 sont inférieures à 2012 (environ -12%), ce qui s'explique dans la plupart des cas par une augmentation en moyenne des volumes entrants cette année.

Caractéristiques du fonctionnement des STEP et des rejets. Le rendement moyen d'épuration à l'échelle du bassin versant du Léman est relativement stable ces dernières années. Il est d'environ 90% en 2013 contre 91% en 2012. Cette légère diminution influence les flux rejetés de manière inverse à l'évolution des

flux entrants : en 2013, comme en 2012, 79 tonnes de phosphore d'origines domestique et industrielle ont été rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman.

En tenant compte de tous les déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman est à peine plus faible en 2013 qu'en 2012 (112 tonnes ; -1%). Cette information est difficile à interpréter vu la non représentativité des mesures de déversements. Pourtant, il est certain qu'en lien avec la plus forte pluviométrie, il y a eu plus de déversements, tant au niveau des déversoirs d'orage qu'à celui des by-pass. Les mesures disponibles sur ces points de déversements sont lacunaires et ne permettent pas de les quantifier de manière satisfaisante. Les bons rendements des stations d'épuration ne permettent donc d'appréhender que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

Ces différences à l'échelle du bassin ne sont pas représentatives de chaque station. On peut noter que la station de Lausanne représente 24% des rejets dans le bassin (19 tonnes en 2013). Le deuxième rejet le plus important est celui de la station de Thonon (6 tonnes en 2013, soit environ 8% des rejets au Léman). Ce sont simplement les stations domestiques les plus importantes du bassin.

La CIPEL recommande dans son plan d'action 2011-2020, un objectif de 95% de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Avec un tel rendement (et à déversements constants), environ 38 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman ! Actuellement, sur les 144 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 35 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95%, soit 3 de plus qu'en 2012, mais elles ne représentent que 5% du flux total rejeté après traitement. Notons que 22 STEP ont des performances inférieures aux exigences réglementaires (rendement moyen d'épuration inférieur à 80%). Autrement dit, la majorité des STEP ont de bonnes performances au sens de la réglementation en vigueur. Toutefois, vu l'accroissement de la population et si les exigences réglementaires ne sont pas revues à la hausse lors d'agrandissement ou de renouvellement de STEP, il sera difficile de réduire les apports en phosphore au lac.

En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, le rendement d'épuration atteint 87% et la concentration moyenne de sortie est de 0.4 mgP/L. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales mais des efforts supplémentaires permettraient d'aller plus loin et de réduire encore les quantités de phosphore rejetées au lac, et d'agir ainsi sur la concentration en phosphore dans le lac, dont l'objectif a été revu à la baisse dans le plan d'action 2011-2020 de la CIPEL (entre 10 et 15 μ g/L).

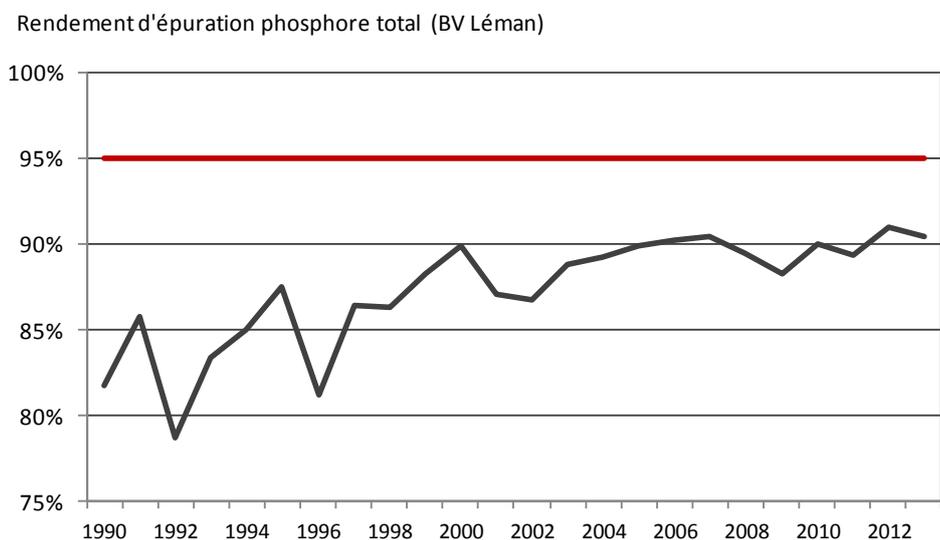


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2013 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (en rouge, objectif 2020 du Plan d'action).

Figure 6 : Change between 1990 and 2013 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (red line : 2020 objective of the Action Plan).

Flux de phosphore total (t/an) - BV du Léman

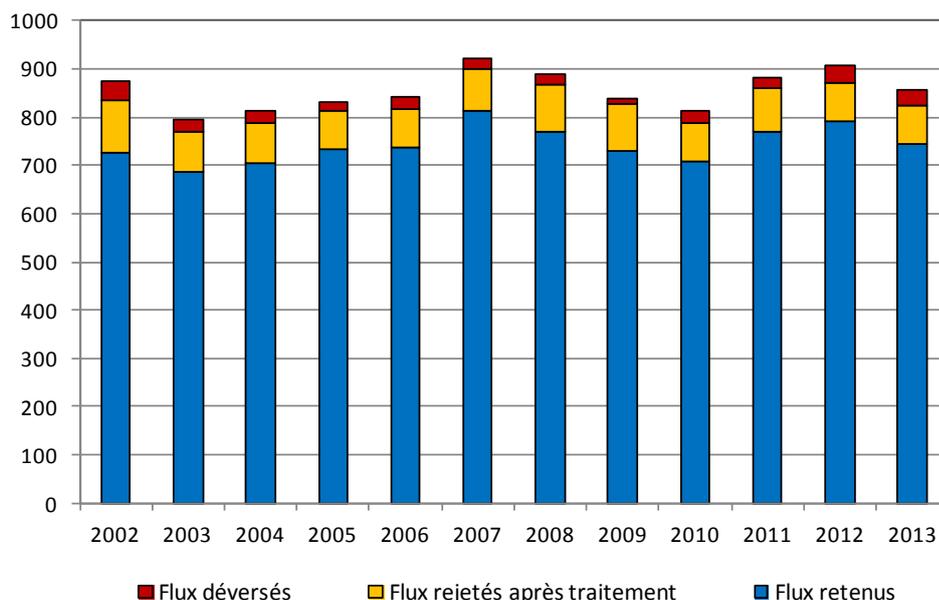


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEP dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles).

Figure 7 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged by WWTP into the lake Geneva catchment (according to the available data).

3.2.B PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE (DISSOUS - P-PO₄) DANS LE BASSIN DU LÉMAN

Le phosphore total se décompose en une forme particulière (non-dissoute) et une forme dissoute, dont la majeure partie se compose de l'orthophosphate (P-PO₄).

Phosphore dissous. Le phosphore dissous, et en particulier l'orthophosphate (P-PO₄), forme directement biodisponible pour la croissance des algues, joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation du lac. En 2013, parmi les 170 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 72 STEP ont analysé l'orthophosphate en entrée et en sortie et permettent ainsi le calcul d'un rendement épuratoire. Elles représentent 36% de la capacité totale de traitement des STEP du bassin versant du Léman, ce qui ne paraît pas très représentatif. En moyenne, pour ces stations, le rendement épuratoire serait de 95%, permettant le rejet de 10 tonnes d'orthophosphates en 2013 au lac ou ses affluents à partir d'une charge brute reçue de 189 tonnes (6 tonnes supplémentaires sont rejetées au milieu en cours de traitement).

Si l'on considère uniquement les apports au lac et non le rendement, les suivis disponibles permettent de prendre en compte 127 stations ayant mesuré ce paramètre en sortie. Elles représentent 88% de la capacité totale de traitement des STEP présentes sur le bassin versant du Léman et participent au rejet d'environ 21 tonnes de P-PO₄ en 2013 (6 tonnes supplémentaires sont rejetées en cours de traitement). Ce flux est en très légère diminution par rapport à 2012 (22 tonnes ; 30 tonnes avec déversements).

Phosphore biodisponible. Dans le phosphore total, en plus de la forme dissoute, une part du phosphore particulière est également biodisponible. Une campagne réalisée à la fin des années 1980 permet d'évaluer à 80% cette part du phosphore particulière qui soit biodisponible en sortie de station d'épuration. On peut donc estimer l'apport des stations d'épuration au Léman en phosphore biodisponible à 68 tonnes en 2013 (identique à 2012). Ce total provient de la somme de :

- rejets en phosphore dissous : rejets de P-PO₄ totaux sur le bassin estimés à partir des mesures (où 21 tonnes représentent les rejets de 88% des stations en termes de capacité), soit environ 23 tonnes ;
- phosphore biodisponible de la fraction particulière : soit 80% de (P_{tot} - P-PO₄), où P_{tot} est extrapolé à la totalité des stations du bassin lémanique (sur la base d'un rejet de 79 tonnes de la part de 99% des stations). Cela représente environ 45 tonnes de phosphore particulière biodisponible.

Si l'on tient compte des déversements, le flux estimé est de 96 tonnes.

3.3 DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGÈNE (DBO₅)

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

| | Réglementation | Charge brute de pollution organique reçue en kg/j | Concentration maximale | Rendement minimum |
|--------|---|--|--------------------------------------|-------------------|
| Suisse | Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998) | < 600 kg.j ⁻¹ | 20 mgO ₂ .L ⁻¹ | 90 % |
| | | > 600 kg.j ⁻¹ | 15 mgO ₂ .L ⁻¹ | 90 % |
| France | Arrêté ministériel du 22 juin 2007 | 120 à 600 kg.j ⁻¹ > 600 kg.j ⁻¹ | 25 mgO ₂ .L ⁻¹ | 70 % 80 % |

Rq : 600kg DBO₅.jr⁻¹ correspondent à 10'000EH.

Le tableau 4 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

En 2013, 186 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO₅ (soit 19 de plus qu'en 2012) représentant 99% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est stable depuis plusieurs années ; en 2013 il est de 96 % sur les eaux traitées (constant par rapport à 2012) et 91% en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement (-2 points par rapport à 2012). La concentration moyenne de sortie est de 9.3 mgO₂/L (contre 9.4 mgO₂/L en 2012).

Ces résultats globaux sont nettement supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des très bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 180 STEP ont un rendement supérieur à 70% ; 175 supérieur à 80% et 159 supérieur à 90%. Ces 159 reçoivent 92% de la charge totale mesurée en entrée.

Le flux de pollution de la matière organique est de 2'687 tonnes d'O₂ après traitement (2'639 tonnes en 2012, soit +2%). Cette légère augmentation par rapport à 2012 s'explique par des flux entrants également à peine supérieurs (+1%) et un rendement constant. A ce rejet s'ajoutent 2'669 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que, en 2013 et en 2012 plus que les autres années, du fait de la pluviométrie, les bons rendements des stations d'épuration ne permettent d'appréhender que partiellement les flux déversés par les systèmes d'assainissement.

A l'échelle du territoire, 4 stations reçoivent près de 48% de la charge brute de pollution organique : Aïre (canton de Genève), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais) et Lausanne (canton de Vaud). Aïre et Lausanne représentent cependant à elles seules 44% des rejets (cela s'explique par le fait qu'Aïre a un très bon rendement mais fait face à une charge entrante très importante ; et parce que le rendement de la station de Lausanne, plus faible, ne lui permet pas un abattement comparable aux deux autres).

En 2013, on note des flux déversés importants, en lien avec les travaux engagés sur la station d'Aïre comme précisé plus haut.

4. MICROPOLLUTION

4.1 INTRODUCTION

La prise de conscience de l'importance des apports en micropolluants par les stations d'épuration domestiques ou communales a été à l'origine de plusieurs démarches de suivis ponctuels les années passées. Aujourd'hui, l'Etat français, la Confédération suisse et les cantons ont mis en place des approches spécifiques pour la caractérisation des flux de micropolluants dans les STEP.

Ces suivis ne sont pas homogènes dans leurs finalités ni leurs modalités. Leur homogénéisation, à long terme, constitue cependant un enjeu pour la CIPEL. L'obstacle principal à la comparaison des résultats à l'échelle du territoire est que les listes de substances suivies ne sont pas les mêmes au sein de chaque entité.

Le Plan d'action 2011-2020 souligne d'ailleurs qu'afin de lutter contre la pollution par les micropolluants, il convient de définir une liste de micropolluants prioritaires à rechercher en sortie de STEP.

En France, le suivi permet d'identifier les cas prioritaires pour lesquels des actions de limitation du rejet à la source seront à mettre en œuvre. Il se concentre sur des substances sélectionnées sur un critère de toxicité et qui concernent souvent les petites et grandes industries ainsi que l'agriculture. Il porte sur les stations de plus de 10'000 EH et vise une liste de 104 substances tous les trois ans (liste réduite aux substances significatives les autres années).

En Suisse, le suivi est notamment en lien avec la stratégie de la Confédération pour la réduction des micropolluants provenant de l'assainissement urbain au moyen de l'équipement spécifique de certaines stations pour le traitement de la micropollution. Il existe une liste provisoire de substances indicatrices de l'efficacité des STEP vis-à-vis des micropolluants d'origine domestique, qui sera intégrée dans la législation fédérale. Les cantons suivent ces substances ainsi que d'autres traceurs de la pollution domestique, en reprenant par exemple, ne serait-ce qu'en partie, une liste établie par l'EAWAG de 47 substances (substances pharmaceutiques, inhibiteurs de corrosion, biocides, etc.). Ces suivis peuvent varier d'année en année.

4.2 SUIVIS ENGAGÉS EN 2011, 2012 ET 2013

Une description des suivis engagés a été proposée en 2013 (CONDAMINES *et al.*, 2013). Le tableau 5 en propose un récapitulatif.

Tableau 5 : Suivis de la micropollution en sortie de STEP en 2012 et 2013 (hors STEP industrielles ou qui reçoivent des effluents industriels importants).

Table 5 : Monitoring of the WWT micropollution output in 2012 and 2013 (excluding industrial WWTP which receive significant industrial effluents).

| | | Parc en service en 2013 | | Suivis effectués en 2012 et 2013 sur les micropolluants | | | |
|--------------------|--------------|-------------------------|-----------------------|---|------------------------------|----------------------|--------------------------------|
| | | Nombre de STEP | Capacité cumulée (EH) | Nombre de STEP suivies | Nombre de substances suivies | Fréquence des suivis | Part de la capacité de la zone |
| BV Léman | AIN | 3 | 21'300 | 1 | 4 à 75 | 3 par an | 70% |
| | GENEVE | 2 | 7'625 | 0 | - | - | 0% |
| | HTE-SAVOIE | 26 | 305'673 | 4 | 1 à 75 | 4 par an | 85% |
| | VALAIS | 69 | 802'127 | 4 | 130 subst | 1 par an | 34% |
| | VAUD | 67 | 1'026'800 | 19 | 37 à 48 | 4 par an | 88% |
| | Total | 167 | 2'163'525 | 28 | | | 67% |
| BV Rhône aval | AIN | 8 | 12'300 | 0 | - | - | 0% |
| | GENEVE | 10 | 845'885 | 3 | 53 à 82 | 1 par an | 94% |
| | HTE-SAVOIE | 30 | 602'622 | 12 | 1 à 75 | 4 par an | 94% |
| | Total | 48 | 1'460'807 | 15 | | | 93% |
| Total CIPEL | | 215 | 3'624'332 | 43 | | | 77% |

En 2011, le suivi se mettait progressivement en place (4 stations de Genève et de Haute-Savoie suivies). En 2012, du fait de la rotation du suivi français, 77% de la capacité du parc a été étudiée. En 2013, 1 à 130 substances ont été suivies 1 à 4 fois en sortie de 35 stations d'épuration, représentant 65% de la capacité du parc épuratoire du territoire de la CIPEL.

Sur ces trois années, ce sont au total 43 stations qui ont fait l'objet d'un suivi pour 1 à 130 substances, représentant 77% de la capacité du parc. A noter qu'en Valais, les rejets de deux autres stations collectives, qui reçoivent des effluents industriels importants, ont fait l'objet de suivis ces trois années.

4.3 OBJECTIF DU RAPPORT

La présente section a pour objectif de rendre compte d'une partie des suivis engagés par les cantons et l'Etat français sur le territoire de la CIPEL. Elle présente un bilan de flux et de concentrations décrivant les rejets de STEP en micropolluants dans les deux grands bassins hydrographiques du territoire de la CIPEL (Léman et Rhône aval), et se propose donc de dépasser la limite administrative France-Suisse dans la limite des données disponibles.

Elle se distingue de, et complète l'étude de modélisation des flux de micropolluants dans les stations d'épuration, engagée en 2012 par la CIPEL et restituée dans le présent rapport (KLEIN et al, 2014).

4.4 MÉTHODOLOGIE

Données considérées. Le bilan porte sur les résultats de mesures effectuées en sortie de stations d'épuration en 2011, 2012 et 2013. La fréquence triennale permet de valoriser le suivi français (suivi complet tous les 3 ans).

Le bilan vise l'ensemble des stations d'épuration du territoire, hormis six stations industrielles ou qui reçoivent des effluents industriels importants (La Plaine-Firmenich II et Vernier-Ouest Givaudan à Genève & Collombey-Tamboil, Evionnaz-BASF, Monthey-Cimo et Regional-ARA-Visp en Valais). Ces stations ont été écartées parce que la fréquence du suivi les rend peu représentatives vu les variations dont peuvent faire preuve les procédés industriels. Dans ce volume, le chapitre « Micropolluants dans les eaux du Rhône » (BERNARD, M. et ARNOLD, C., 2014) permet d'appréhender les flux rejetés pour certaines substances par certaines de ces stations en Valais.

Substances. Le bilan concerne 7 substances sélectionnées par le groupe « Pollutions domestiques et urbaines » de la CIPEL, qui sont parmi les plus suivies sur le territoire. Ce sont :

- Trois médicaments :
 - la carbamazépine (anti-épileptique)
 - le diclofénac (analgésique)
 - le sulfaméthoxazole (antibiotique),
- Trois pesticides :
 - le mécoprop-p, un pesticide utilisé comme désherbant sur blé, orge ou gazon.
 - le diuron, un composé phényl-urée utilisé en tant qu'herbicide dans l'agriculture ou l'entretien des espaces verts (usages interdits en France) et dans les revêtements de façades de bâtiments pour la protection des matériaux.
 - l'isoproturon, un herbicide, agent de revêtement et de protection des façades.
- et le benzotriazole. Cette substance est principalement utilisée comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels, mais également comme additif dans les lave-vaisselle.

Leur présence en sortie de station d'épuration peut relever de leur usage domestique (par ex. médicaments, benzotriazole), de leur usage par des industries raccordées au réseau communal (par ex. benzotriazole), ou bien d'apports par le ruissellement des eaux de pluie (par ex. diuron, isoproturon), liés soit à des réseaux mixtes, soit à des infiltrations parasites. Il convient de noter que le diclofenac est produit par une industrie raccordée à la station de Nyon (Vaud) (METTLER *et al*, 2013).

Diuron et isoproturon sont des substances prioritaires au sens de la DCE d'après son annexe X. Des 7, ce sont les seules dont le suivi est également organisé côté français. La directive européenne « substances » 2013/39/UE inscrit le diclofenac dans une liste de vigilance, prévoyant que la substance soit suivie d'ici fin 2015.

Tableaux bilan. Par substance, un tableau permet de récapituler par zone (intersection bassin hydrographique et entité administrative canton / département ; cf. Tableau 6) :

1. Le nombre de STEP suivies pour la substance au cours des 3 années ;
2. La représentativité du suivi dans cette zone, exprimée par le rapport : $\Sigma EH_{STEP \text{ suivies}} / \Sigma EH_{Toutes \text{ STEP}}$
Où $\Sigma EH_{STEP \text{ suivies}}$: somme des charges entrantes en chaque STEP de la zone pour lesquelles au moins un suivi micropolluant est disponible en 2011, 2012 ou 2013 ;
Et $\Sigma EH_{Toutes \text{ STEP}}$: somme des charges entrantes en chaque STEP en service de la zone en 2013⁷ (hors industrielles) ;
La charge étant exprimée en équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO₅ (avec 1 EH = 60 g.j-1 de DBO₅) et en phosphore total (1 EH = 2.2 g.j-1 de Ptot) en 2013.
3. Le nombre de suivis considérés pour le bilan (nombre de (STEP, paramètre, date) uniques dans cette zone en 2011, 2012 et 2013) ;
4. Le minimum et le maximum des concentrations observées pour ce paramètre en sortie des STEP de la zone en 2011, 2012 et 2013 ;
5. Le flux annuel moyen rejeté pour cette substance dans cette zone, exprimée comme la somme des flux annuels moyens de chaque STEP de la zone. Le flux annuel moyen d'une STEP est la moyenne des flux journaliers observés sur les 3 ans, extrapolée à un an (x 365).
6. La concentration moyenne rejetée dans cette zone, exprimée comme le rapport entre les flux et débit annuels moyens pour la zone.

Dans le cas où un suivi ait permis de détecter une substance sans pouvoir la quantifier, la valeur retenue pour l'ensemble de la démarche est LQ / 2. Les résultats inférieurs à la limite de détection n'ont pas été pris en compte.

Au total, 1'167 valeurs uniques de (STEP, paramètre, date) sont prises en compte.

Limites d'interprétation. Le bilan à l'échelle du territoire est le fruit de plusieurs extropolations décrites ci-avant. Notamment, la communication d'une valeur annuelle à partir de 1 à 4 valeurs par an doit être sujette à précaution, même sur la base d'un bilan trisannuel. La précision et la robustesse des résultats ne sont pas comparables à ceux présentés sur le débit, le phosphore ou la DBO₅.

Par ailleurs, les rejets des stations domestiques ne représentent pas l'unique source de micropolluants issus de l'assainissement communal dans le milieu aquatique, qui peuvent aussi provenir d'eaux non traitées (déversoirs d'orage et by-pass en entrée de STEP) ou d'eaux de pluie.

Le choix méthodologique ne permet pas non plus de rendre compte de l'ensemble des travaux engagés sur le territoire. Les suivis ont notamment pu mettre en évidence la présence de : médicaments, inhibiteurs de corrosion, perturbateurs endocriniens, muscs polycycliques, métaux, et en moindres proportions herbicides, autres biocides, etc. Certains résultats disponibles ont permis des observations sur les abattements en station d'épuration.

⁷ Pour chaque zone, la charge entrante est extrapolée à partir des résultats disponibles pour DBO₅ et Ptot en fonction du rapport de capacités nominales (qui varie de 93% à 100%).

4.5 RÉSULTATS

Le tableau 6 récapitule les résultats.

Pour le territoire complet de la CIPEL, les suivis disponibles permettent de caractériser l'équivalent de 64% à 82% de la charge entrante (équivalent mesuré en DBO₅ et Ptot), ce qui n'est pas négligeable pour ces analyses. Certains secteurs, où les STEP sont les plus petites, ne sont toutefois pas caractérisés.

Pour chaque substance on observe une certaine homogénéité en termes de concentrations. Les concentrations dans les rejets varient de 0.06 µg/l (isoproturon) à 4.16 µg/l (benzotriazole).

Ces variations sont notamment fonction de l'utilisation de chaque substance et de leurs propriétés, notamment relatives à leur dégradation en STEP. Les volumes d'eaux claires parasites, qui varient selon les STEP, influencent également les concentrations (dilution).

Par substance, certaines valeurs ressortent selon les zones, comme pour le diclofenac dans le canton de Vaud, lié à sa production industrielle dont les effluents rejoignent la STEP de Nyon. Pour les substances dont l'origine peut être industrielle, comme le benzotriazole, les concentrations élevées observées pour certaines stations sont à mettre en lien avec des sources industrielles plutôt que domestiques.

Dans le bassin du Léman, on estime donc, chaque année sur la période 2011-2013, des rejets moyens au milieu (de la part des STEP suivies uniquement) de :

- 459 kg de benzotriazole (par 23 STEP suivies au moins une fois, qui reçoivent 59% de la charge entrante totale d'eaux usées domestiques dans le bassin du Léman calculée à partir de P et DBO₅)
- 17 kg de carbamazépine (par 23 STEP qui reçoivent 59% de la charge domestique dans le bassin)
- 125 kg de diclofenac (par 23 STEP qui reçoivent 59% de la charge domestique dans le bassin)
- 8 kg de diuron (par 27 STEP qui reçoivent 67% de la charge domestique dans le bassin)
- 1.4 kg d'isoproturon (par 25 STEP qui reçoivent 69% de la charge domestique dans le bassin)
- 21 kg de mecoprop-p (par 22 STEP qui reçoivent 56% de la charge domestique dans le bassin)
- 26 kg de sulfaméthoxazole (par 23 STEP qui reçoivent 59% de la charge domestique dans le bassin)

Tableau 6 : Bilan des rejets en 7 micropolluants des STEP domestiques du territoire de la CIPEL en 2011, 2012 et 2013.

Table 6 : Assessment of discharges in 7 micropolluants from domestic WWT of CIPEL territory in 2011, 2012 and 2013.

| Bassin | Entité | Nombre de STEP suivies | Part de la capacité cumulée (charge entrante) | Nombre de suivis considérés | Concentration maximale observée (µg/l) | Concentration minimale observée (µg/l) | Flux moyen cumulé (kg / an) | Concentration moyenne calculée (µg/l) |
|----------------------|--------------|------------------------|---|-----------------------------|--|--|-----------------------------|---------------------------------------|
| Benzotriazole | | | | | | | | |
| LEMAN | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | GENEVE | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | VALAIS | 4 | 43.7% | 4 | 1.01 | 0.36 | 19.2 | 0.64 |
| LEMAN | VAUD | 19 | 85.2% | 151 | 453.62 | 0.46 | 439.4 | 6.55 |
| LEMAN | Total | 23 | 59.4% | 155 | 453.62 | 0.36 | 458.6 | 4.73 |
| RH. AVAL | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | GENEVE | 3 | 98.0% | 9 | 4.00 | 1.50 | 292.2 | 3.49 |
| RH. AVAL | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | Total | 3 | 71.7% | 9 | 4.00 | 1.50 | 292.2 | 3.49 |
| CIPEL | Total | 26 | 65.6% | 164 | 453.62 | 0.36 | 750.8 | 4.16 |
| Carbamazepine | | | | | | | | |
| LEMAN | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | GENEVE | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | VALAIS | 4 | 43.7% | 4 | 0.08 | 0.04 | 1.7 | 0.06 |
| LEMAN | VAUD | 19 | 85.2% | 151 | 0.81 | 0.04 | 15.6 | 0.23 |
| LEMAN | Total | 23 | 59.4% | 155 | 0.81 | 0.04 | 17.3 | 0.18 |
| RH. AVAL | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | GENEVE | 3 | 98.0% | 9 | 0.45 | 0.07 | 19.4 | 0.23 |
| RH. AVAL | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | Total | 3 | 71.7% | 9 | 0.45 | 0.07 | 19.4 | 0.23 |
| CIPEL | Total | 26 | 65.6% | 164 | 0.81 | 0.04 | 36.7 | 0.20 |
| Diclofenac | | | | | | | | |
| LEMAN | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | GENEVE | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | VALAIS | 4 | 43.7% | 4 | 0.34 | 0.25 | 9.3 | 0.31 |
| LEMAN | VAUD | 19 | 85.2% | 151 | 72.48 | 0.13 | 115.2 | 1.72 |
| LEMAN | Total | 23 | 59.4% | 155 | 72.48 | 0.13 | 124.5 | 1.29 |
| RH. AVAL | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | GENEVE | 3 | 98.0% | 9 | 1.00 | 0.39 | 41.9 | 0.50 |
| RH. AVAL | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | Total | 3 | 71.7% | 9 | 1.00 | 0.39 | 41.9 | 0.50 |
| CIPEL | Total | 26 | 65.6% | 164 | 72.48 | 0.13 | 166.5 | 0.92 |

| Bassin | Entité | Nombre de STEP suivies | Part de la capacité cumulée (charge entrante) | Nombre de suivis considérés | Concentration maximale observée (µg/l) | Concentration minimale observée (µg/l) | Flux moyen cumulé (kg / an) | Concentration moyenne calculée (µg/l) |
|-------------------------|--------------|------------------------|---|-----------------------------|--|--|-----------------------------|---------------------------------------|
| Diuron | | | | | | | | |
| LEMAN | AIN | 1 | 71.5% | 4 | 0.03 | 0.03 | 0.1 | 0.03 |
| LEMAN | GENEVE | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | HTE-SAV. | 4 | 90.4% | 16 | 0.23 | 0.03 | 0.6 | 0.06 |
| LEMAN | VALAIS | 3 | 32.9% | 3 | 0.07 | 0.03 | 1.2 | 0.06 |
| LEMAN | VAUD | 19 | 85.2% | 131 | 6.93 | 0.01 | 6.1 | 0.09 |
| LEMAN | Total | 27 | 67.0% | 154 | 6.93 | 0.01 | 8.0 | 0.08 |
| RH. AVAL | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | GENEVE | 3 | 98.0% | 9 | 0.13 | 0.13 | 10.5 | 0.13 |
| RH. AVAL | HTE-SAV. | 12 | 91.0% | 55 | 0.29 | 0.03 | 1.6 | 0.06 |
| RH. AVAL | Total | 15 | 94.4% | 64 | 0.29 | 0.03 | 12.1 | 0.11 |
| CIPEL | Total | 42 | 80.7% | 218 | 6.93 | 0.01 | 20.0 | 0.09 |
| Isoproturon | | | | | | | | |
| LEMAN | AIN | 1 | 71.5% | 4 | 0.03 | 0.03 | 0.1 | 0.03 |
| LEMAN | GENEVE | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | HTE-SAV. | 4 | 90.4% | 16 | 0.05 | 0.03 | 0.5 | 0.04 |
| LEMAN | VALAIS | 4 | 43.7% | 4 | 0.01 | 0.01 | 0.1 | 0.01 |
| LEMAN | VAUD | 16 | 80.8% | 85 | 0.66 | 0.01 | 0.6 | 0.01 |
| LEMAN | Total | 25 | 68.5% | 109 | 0.66 | 0.01 | 1.4 | 0.01 |
| RH. AVAL | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | GENEVE | 3 | 98.0% | 9 | 0.13 | 0.13 | 10.5 | 0.13 |
| RH. AVAL | HTE-SAV. | 12 | 91.0% | 55 | 0.10 | 0.01 | 1.3 | 0.05 |
| RH. AVAL | Total | 15 | 94.4% | 64 | 0.13 | 0.01 | 11.7 | 0.11 |
| CIPEL | Total | 40 | 81.5% | 173 | 0.66 | 0.01 | 13.1 | 0.06 |
| Mecoprop-p | | | | | | | | |
| LEMAN | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | GENEVE | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | VALAIS | 3 | 32.9% | 3 | 0.12 | 0.07 | 2.1 | 0.10 |
| LEMAN | VAUD | 19 | 85.2% | 108 | 11.41 | 0.01 | 18.6 | 0.28 |
| LEMAN | Total | 22 | 55.6% | 111 | 11.41 | 0.01 | 20.7 | 0.24 |
| RH. AVAL | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | GENEVE | 3 | 98.0% | 9 | 0.62 | 0.13 | 12.5 | 0.15 |
| RH. AVAL | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | Total | 3 | 71.7% | 9 | 0.62 | 0.13 | 12.5 | 0.15 |
| CIPEL | Total | 25 | 63.7% | 120 | 11.41 | 0.01 | 33.2 | 0.19 |
| Sulfamethoxazole | | | | | | | | |
| LEMAN | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | GENEVE | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| LEMAN | VALAIS | 4 | 43.7% | 4 | 0.01 | 0.01 | 0.1 | 0.01 |
| LEMAN | VAUD | 19 | 85.2% | 149 | 1.35 | 0.01 | 26.1 | 0.39 |
| LEMAN | Total | 23 | 59.4% | 153 | 1.35 | 0.01 | 26.3 | 0.27 |
| RH. AVAL | AIN | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | GENEVE | 3 | 98.0% | 9 | 0.51 | 0.10 | 33.7 | 0.40 |
| RH. AVAL | HTE-SAV. | 0 | 0.0% | | | | | |
| RH. AVAL | Total | 3 | 71.7% | 9 | 0.51 | 0.10 | 33.7 | 0.40 |
| CIPEL | Total | 26 | 65.6% | 162 | 1.35 | 0.01 | 60.0 | 0.33 |

5. CONCLUSIONS

Les performances des STEP sont globalement bonnes à l'échelle du territoire de la CIPEL et dépassent les exigences légales en vigueur pour ce qui concerne le phosphore total et la DBO₅.

En 2013, 220 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 144 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 112 tonnes, dont 79 rejetées après traitement et 33 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total est à peine plus faible qu'en 2012, à environ 90%. La pluviométrie importante de 2013 est toutefois à l'origine de déversements plus importants, qui restent difficilement quantifiables du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des points de déversement (by-pass, déversoirs d'orage, déversoirs sur les réseaux),

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique augmente en 2013 avec une valeur moyenne de 350 L·EH⁻¹·j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Cette valeur élevée semble être malgré tout influencée par la pluviométrie en hausse et souligne que bien que d'importants travaux de réhabilitation ou de mise en séparatif des réseaux soient effectués chaque année, la lutte contre les eaux claires est un travail de longue haleine.

Par ailleurs, les effluents de 43 stations domestiques du territoire ont fait l'objet d'un suivi de 1 à 130 micropolluants, une à quatre fois par an en 2011, 2012 ou 2013. Un bilan a pu être proposé pour 7 substances utilisées par les ménages, les éventuelles industries raccordées et des produits utilisés en agriculture, pour l'entretien des espaces verts, ou les revêtements de façades. Les stations considérées varient selon les substances et représentent, en termes de charge organique brute, 64% à 82% des flux totaux rejoignant les stations du territoire. D'après ces données uniquement, les apports varient selon les substances de 13 à 751 kilos par an. Bien qu'il se fonde sur des données relativement peu nombreuses, et que sa précision ou sa robustesse ne sont pas comparables à celles des bilans effectués pour les volumes, le phosphore ou la DBO₅, ce bilan est le premier du genre à l'échelle du territoire de la CIPEL. Il permet d'avancer dans l'étude de la problématique « micropollution », priorité du Plan d'action 2011-2020.

BIBLIOGRAPHIE

Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement (Annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4).

BERNARD, M. et ARNOLD, C. : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 132-149.

CONDAMINES, M. (2012) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011, 139-150.

CONDAMINES, M. *et al.* (2013) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 164-182.

Directive 2013/39/UE dite « substances »

GÖTZ, C.W., R. KASE et J. HOLLENDER (2011). Micropolluants : Système d'évaluation de la qualité des eaux au vu des composés traces organiques issus de l'assainissement communal. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Eawag, Dübendorf.

KLEIN, A., METTLER, S. et GÖTZ C. (2013) : Modélisation du flux de micropolluants provenant des rejets de STEP (bassins du léman et du Rhône aval). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 176-198.

METTLER, S., GÖTZ, C., ENVILAB AG, et VERMEISSERN, E., Centre Ecotox (2013) : Modélisation du flux de micropolluants provenant des rejets de STEP (bassins du léman et du Rhône aval). Réalisée sur mandat de la CIPEL et de l'OFEV.

Web : <http://e-phy.agriculture.gouv.fr/> et Registre des polluants SwissPRTR sur www.bafu.admin.ch.
Juillet 2014.

Tableau 3 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2013.

Table 3 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2013.

| Bassin versant (BV) | Canton / Département | Nombre de STEP contrôlées | Flux en tonnes par an | | | | Concentrations Ptot (mgP·L-1) | | Rendements * | | |
|-------------------------------|----------------------|---------------------------|-----------------------|-------------------|--------------------------------|----------------------------|-------------------------------|----------------------------|------------------|--|---|
| | | | déversé en entrée | en entrée de STEP | déversé en cours de traitement | en sortie après traitement | en entrée de STEP | en sortie après traitement | après traitement | après trait. yc dévers. en cours de traitement | après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement |
| Léman | Ain | 2 | 0 | 7 | 0 | 1 | 2.1 | 0.2 | 89% | 87% | 86% |
| | Genève | 1 | | 4 | 0 | 1 | 3.1 | 0.6 | 82% | 77% | 77% |
| | Hte-Savoie | 15 | | 88 | 1 | 11 | 5.4 | 0.6 | 88% | 87% | 87% |
| | Valais | 59 | 4 | 319 | 6 | 29 | 4.1 | 0.4 | 91% | 89% | 88% |
| | Vaud | 67 | 3 | 408 | 18 | 38 | 4.2 | 0.4 | 91% | 86% | 85% |
| Total BV Léman | | 144 | 8 | 825 | 26 | 79 | 4.2 | 0.4 | 90% | 87% | 87% |
| Rhône aval | Ain | 2 | 0 | 3 | 0 | 1 | 3.2 | 1.3 | 60% | 60% | 56% |
| | Genève | 9 | 5 | 419 | 29 ¹⁾ | 61 | 4.7 | 0.9 | 85% | 78% | 77% |
| | Hte-Savoie | 21 | | 168 | 3 | 54 | 5.6 | 1.8 | 68% | 66% | 66% |
| Total BV Rhône aval | | 32 | 5 | 590 | 33 | 116 | 4.9 | 1.1 | 80% | 75% | 74% |
| Total territoire CIPEL | | 176 | 13 | 1'415 | 58 | 196 | 4.5 | 0.7 | 86% | 82% | 81% |

* : Les STEP du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les plus faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

¹⁾ : Les flux déversés exceptionnellement par la station d'Aire représentent 22 tonnes de phosphore total pour un volume de 13.1Mm³ en 2013 (travaux).

Tableau 4 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2013.

Table 4 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2013.

| Bassin versant (BV) | Canton / Département | Nombre de STEP contrôlées | Flux en tonnes par an | | | | Concentrations DBO ₅ (mgO ₂ ·L-1) | | Rendements | | |
|-------------------------------|----------------------|---------------------------|-----------------------|-------------------|--------------------------------|----------------------------|---|----------------------------|------------------|--|---|
| | | | déversé en entrée | en entrée de STEP | déversé en cours de traitement | en sortie après traitement | en entrée de STEP | en sortie après traitement | après traitement | après trait. yc dévers. en cours de traitement | après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement |
| Léman | Ain | 3 | 1 | 200 | 3 | 10 | 63.7 | 3.2 | 95% | 94% | 93% |
| | Genève | 1 | | 145 | 5 | 10 | 123.7 | 9.0 | 93% | 90% | 90% |
| | Hte-Savoie | 15 | | 2'743 | 30 | 82 | 168.3 | 5.0 | 97% | 96% | 96% |
| | Valais | 60 | 182 | 17'696 | 252 | 607 | 222.9 | 7.8 | 97% | 95% | 94% |
| | Vaud | 67 | 67 | 11'824 | 350 | 977 | 125.2 | 11.2 | 92% | 89% | 88% |
| Total BV Léman | | 146 | 250 | 32'609 | 641 | 1'686 | 167.7 | 9.1 | 95% | 93% | 92% |
| Rhône aval | Ain | 8 | 2 | 284 | 0 | 21 | 160.0 | 12.0 | 93% | 93% | 92% |
| | Genève | 9 | 218 | 22'842 | 1'439 ¹⁾ | 694 | 256.1 | 9.5 | 97% | 91% | 90% |
| | Hte-Savoie | 23 | | 5'633 | 119 | 286 | 180.2 | 9.4 | 95% | 93% | 93% |
| Total BV Rhône aval | | 40 | 220 | 28'759 | 1'558 | 1'001 | 235.3 | 9.6 | 97% | 91% | 90% |
| Total territoire CIPEL | | 186 | 470 | 61'368 | 2'199 | 2'687 | 193.8 | 9.3 | 96% | 92% | 91% |

¹⁾ : Les flux déversés exceptionnellement par la station d'Aire représentent 1'155 tonnes de DBO₅ pour un volume de 13.1Mm³ en 2013 (travaux).

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

CAMPAGNE 2013

PAR

Andrés STRAWCZYNSKI

DIRECTION GENERALE DE L'ENVIRONNEMENT DU CANTON DE VAUD, Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 ÉPALINGES

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2013, les laboratoires membres du groupe de travail "Qualité analytique" de la CIPEL ont pu participer à 4 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides), de divers micropolluants organiques d'origine domestique sur des matrices d'eaux naturelles ou usées.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon. La dispersion correspond à une dispersion "typique" de ces essais (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc.). Le nombre de résultats suspects ou aberrants est faible. La récupération des ajouts sur les échantillons "dopés" est, hormis quelques rares cas particuliers, bonne, que ce soit pour les éléments majeurs ou les produits phytosanitaires.

SUMMARY

In 2013, two inter-laboratory trials on major nutrient analysis (nitrogen, phosphorus, organic carbon, and major ions), plant protection products (pesticides), and various organic micropollutants of domestic origin on natural or wastewater matrices were organised by CIPEL.

Statistical analysis showed that all tests were considered good to very good with a dispersion of results in agreement with the expected values for each parameter and the level of concentration of the test (sample preparation, analytical techniques, etc.). The number of suspect results or outliers was usually between one and four of 20 participants for the major elements.

1. INTRODUCTION

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe "Qualité analytique" ou auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2013 sont données dans le Tableau 1.

Ont participé à ces essais :

- des laboratoires de protection des eaux suisses et français (Vaud, Valais, Genève, Fribourg, Neuchâtel, Bâle-Campagne, Berne, Saint Gall, Zürich, INRA-Thonon);
- des laboratoires des Services de la consommation et des affaires vétérinaires cantonaux - SCAV (Genève, Vaud);
- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds, Berne, Zürich);
- des laboratoires universitaires et de recherche (EPFL, EAWAG);
- des laboratoires privés suisses et français.

Tableau 1 : Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2013.

Table 1 : List of the interlaboratory surveys organized in 2013.

| Date | Matrice | Paramètres | Participants | Préparation des échantillons |
|---------|--|---------------------------------|--------------|------------------------------|
| 03.2013 | eau de lac (brute et dopée) | éléments majeurs | 22 | DGE-PRE, Epalinges - Vaud |
| 03.2013 | eau de lac (brute et dopée, filtrée 0.45 µm) | Micropolluants (y-c pesticides) | 13 | DGE-PRE, Epalinges - Vaud |
| 10.2013 | eau de rivière (brute et dopée) | éléments majeurs | 19 | INRA, Thonon-les-Bains |
| 10.2013 | eau usée, brute et traitée (filtrée 0.45 µm) | Micropolluants (y-c pesticides) | 15 | DGE-PRE, Epalinges - Vaud |

2. PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS

L'année 2013 marque le passage à une nouvelle méthode de calcul. Toujours basée sur des statistiques robustes et la norme ISO 13528, celle-ci ne calcule plus la valeur cible ou de référence par itération, mais s'arrête à la première étape de celle-ci, le calcul de la médiane. L'écart-type est obtenu en calculant l'écart médian absolu (MAD, Median Absolute Deviation) puis l'écart médian lissé absolu (SMAD, Smooth Median Absolute Deviation).

L'avantage de cette méthode de calculs (qui donne des résultats semblables à celle par itération) est qu'elle est plus simple d'une part (les calculs peuvent être effectués simplement à l'aide d'un tableur), et que d'autre part le programme permet le traitement de 3 résultats déjà, ce que ne permettait pas le programme par itération.

Les essais de mars ont été traités par l'ancien programme dont les formules de calcul ont été revues, ceux d'octobre par un nouveau programme (MS Access 2013, en cours de finalisation). A noter que les valeurs auxiliaires telles que l'écart-type selon Horwitz et Horrat, pratiquement pas utilisées, ont été abandonnées.

Tableau 2 : Formules.

Table 2 : Formulae.

| | |
|---------------------------|---|
| Médiane | $\bar{x} = \text{médiane}(x_1, x_2, \dots, x_n)$ |
| Écart médian absolu | $MAD = \text{médiane}[abs(x_1 - \bar{x}), abs(x_2 - \bar{x}), \dots, abs(x_n - \bar{x})]$ |
| Ecart médian lissé absolu | $sMAD = 1.4826 \times MAD$ |

3. MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS RETENUE ET EXPLICATION DES TABLEAUX RÉCAPITULATIFS

L'utilisation de statistiques robustes permet de traiter tous les résultats sans en éliminer au préalable au moyen de tests statistiques (Dixon, Grubbs).

Le groupe "Qualité analytique" a adopté les résolutions suivantes :

- les valeurs de référence seront déterminées par consensus et ne seront pas fixées, même en cas d'ajouts connus ou d'utilisation de matériaux de référence certifiés;
- de traiter le cas échéant également et à titre indicatif les ajouts (différence entre les valeurs de l'échantillon dopé et de l'échantillon brut) comme un paramètre supplémentaire.

Les tableaux récapitulatifs sont générés par l'application lors du traitement. Dans la description du paramètre, on trouve également la valeur "théorique" de l'ajout.

Les colonnes "Cible essai" correspondent aux valeurs de consensus (moyenne et écart-type) calculées (nouveau programme: "Médiane" et "sMAD").

Les 3 dernières colonnes du tableau indiquent respectivement le nombre de laboratoires dont le z-score est inférieur ou égal à 2 (nouveau programme: nombre total de laboratoires), ceux dont le z-score se situe entre 2 et 3, puis finalement ceux dont le z-score est supérieur à 3.

Il se peut que le nombre de laboratoires reportant des résultats supérieurs à la limite de quantification soit inférieur à 4 (notamment dans les cas de micropolluants). Dans ce cas un tableau de statistiques simples est présenté: les colonnes représentent respectivement le minimum, maximum, le nombre et la médiane en considérant tous les résultats et finalement le nombre et la médiane en ne tenant compte que des résultats quantifiés.

4. RÉSULTATS

Comme mentionné ci-dessus, les z-scores pour les ajouts sont donnés uniquement à titre indicatif. Il n'est correct formellement de traiter ceux-ci comme un vrai paramètre analysé (détermination par calcul: le traitement est effectué sur les 2 échantillons analysés, mais lors du calcul les erreurs s'additionnent).

4.1. ÉLÉMENTS MAJEURS

Les Tableaux 3 et 4 présentent les résultats des essais de mars et octobre 2013. Les résultats en règle générale bons et semblables aux antérieurs essais. On remarque cependant en mars 2013 que les résultats pour le carbone organique dissous posent problème (nombre anormalement élevé de résultats suspects ou aberrants). La figure 1 montre les résultats pour l'échantillon non dopé. On peut y distinguer graphiquement 2 groupes de résultats autour de 2.5 et 4 mg C/L. Un examen des dates d'analyse ainsi que des instruments utilisés (méthode par combustion ou oxydation chimique) ne permet pas de conclure que l'un de ces facteurs en soit la cause. Comme le phénomène ne semble pas se produire pour le carbone organique total (non filtré), il faudra étudier dans le futur le rôle de la filtration. Les résultats sont bien meilleurs en octobre, même pour l'échantillon non dopé à 0.88 mg C/L (valeur relativement basse).

Suite à des problèmes rencontrés lors de la préparation, il a été difficile de retrouver les ajouts théoriques de certains paramètres en octobre et ce sont les valeurs de consensus et la dispersion des résultats qui comptent. Même pour le calcium avec une "récupération" de 11% seulement les résultats sont peu dispersés (écart-type de l'ordre de quelques pourcents) et le nombre de résultats questionnables faible.

4.2. MICROPOLLUANTS ORGANIQUES ET PHYTOSANITAIRES

Les résultats sont présentés dans les tableaux 5a et 5b pour l'essai de mars ainsi que 6a et 6b pour celui d'octobre. Comme cela a été initié en 2011, la préparation d'échantillons "mixtes", contenant à la fois les composés du type phytosanitaires "habituels" et les composés du type résidus médicamenteux ou autres simplifie la préparation et la distribution de ceux-ci.

D'une manière générale les résultats sont bons à très bons (taux de récupération et nombre de résultats suspects ou aberrants). Pour l'essai d'octobre, un problème a été rencontré pour la clarithromycine. Ce composé semble s'adsorber facilement sur les parois des récipients en plastique (alors que le choix des substances est basé sur les éventuels futurs indicateurs d'efficacité de traitement dans les STEP suisses, focalisé entre autres sur des substances plutôt solubles). Il y a donc nécessité de travailler avec des récipients en verre par la suite.

Des essais de stabilité et homogénéité ont été effectués en octobre par 2 laboratoires.

L'homogénéité a été testée selon ISO 13528:

- prélèvement aléatoire sur 5 bouteilles de chaque type d'échantillon,
- 2 prises d'essais par bouteille
- analyse au temps T_0 , T_0+15 jours et T_0+30 jours
- comparaison des différences entre la moyenne obtenue lors du test d'homogénéité et les moyennes générales (à T_0+15 et T_0+30) avec l'écart type global de l'essai.

Les résultats des essais de stabilité figurent aux tableaux 7a et 7b. Pour les traceurs d'eaux usées, 3 composés (sur 12) n'ont pas assez de données pour que leurs résultats soient représentatifs : Acesulfame, Acide méfénamique, lomeprol. Les 9 autres sont stables, au moins sur 15 jours ; parmi eux, 7 sont stables sur 30 jours. En ce qui concerne les pesticides, 4 composés ne sont pas stables : Atrazine-déséthyl, Atrazine-désisopropyl, Simazine, Terbutylazine-déséthyl. Les 9 autres composés sont stables, au moins sur 15 jours ; parmi eux, 5 sont stables sur 30 jours.

5. CONCLUSIONS

D'une manière générale, on peut dire que la dispersion des résultats est en accord avec les valeurs attendues pour chaque paramètre et du niveau de concentration.

Pour les éléments majeurs il reste à améliorer le dopage, et le carbone organique dissous ne semble pas donner des résultats entièrement satisfaisants.

Il faut souligner les très bons résultats des essais sur les micropolluants. La procédure opérationnelle pour cet essai donne entière satisfaction et les laboratoires participants maîtrisent ces analyses de traces.

BIBLIOGRAPHIE

ISO (2005) : Méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires.
Norme internationale ISO 13528, 1^{ère} édition.

Tableau 3 : Interlaboratoire "majeurs" – mars 2013
Table 3 : Inter-laboratory "majors"- October 2013

| CIPEL majeurs mars 2013 | | 13.03.2013 | | | | | |
|---|-----------|------------|-------------|---------|---------|-----------|-----|
| Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre | | | | | | | |
| | | "% recup" | Cible essai | | z-s ≤ 2 | >2 et ≤ 3 | > 3 |
| | | | Moyenne | E. Type | | | |
| Carbone org. dissous, nat. | mg Cl | | 3.58 | 0.91 | 17 | | |
| Carbone org. dissous, dopé | mg Cl | | 7.05 | 1.11 | 10 | | 6 |
| Carbone org. dissous, ajout [2.57] | mg Cl | 113% | 2.90 | 1.00 | 10 | 6 | |
| Carbone org. total, nat. | mg Cl | | 3.85 | 1.06 | 15 | | 1 |
| Carbone org. total, dopé | mg Cl | | 7.04 | 2.17 | 15 | | |
| Carbone org. total, ajout [2.57] | mg Cl | 116% | 2.97 | 1.25 | 12 | 3 | |
| Ammonium, nat. | mg N/L | | 0.044 | 0.021 | 20 | | |
| Ammonium, dopé | mg N/L | | 0.085 | 0.025 | 19 | 1 | |
| Ammonium, ajout [0.038] | mg N/L | 101% | 0.039 | 0.015 | 19 | 1 | |
| Nitrite, nat. | mg N/L | | 0.0068 | 0.0018 | 16 | 2 | 2 |
| Nitrite, dopé | mg N/L | | 0.0386 | 0.0032 | 19 | | 1 |
| Nitrite, ajout [0.032] | mg N/L | 99% | 0.0318 | 0.0024 | 18 | | 2 |
| Nitrate, nat. | mg N/L | | 4.69 | 0.16 | 18 | 1 | 1 |
| Nitrate, dopé | mg N/L | | 8.21 | 0.25 | 18 | 1 | 1 |
| Nitrate, ajout [3.76] | mg N/L | 94% | 3.55 | 0.12 | 16 | 1 | 3 |
| Azote total, nat. | mg N/L | | 5.09 | 0.32 | 12 | 1 | |
| Azote total, dopé | mg N/L | | 8.78 | 0.57 | 12 | 1 | |
| Azote total, ajout [4] | mg N/L | 93% | 3.73 | 0.30 | 12 | 1 | |
| Phosphate, nat. | mg P/l | | 0.009 | 0.005 | 14 | 2 | 1 |
| Phosphate, dopé | mg P/l | | 0.044 | 0.008 | 15 | 1 | 2 |
| Phosphate, ajout [0.032] | mg P/l | 105% | 0.033 | 0.004 | 14 | 1 | 3 |
| Phosphore total, nat. | mg P/l | | 0.037 | 0.012 | 10 | 2 | 1 |
| Phosphore total, dopé | mg P/l | | 0.411 | 0.040 | 12 | 1 | 1 |
| Phosphore total, ajout [0.407] | mg P/l | 93% | 0.379 | 0.031 | 11 | 1 | 1 |
| Phosphore total FILTRE, nat. | mg P/l | | 0.014 | 0.007 | 6 | 1 | |
| Phosphore total FILTRE, dopé | mg P/l | | 0.395 | 0.019 | 6 | | 2 |
| Phosphore total FILTRE, ajout [0.407] | mg P/l | 93% | 0.378 | 0.016 | 4 | 1 | 2 |
| Silice, nat. | mg SiO2/l | | 3.55 | 0.18 | 12 | 2 | 1 |
| Silice, dopé | mg SiO2/l | | 7.47 | 0.38 | 13 | 1 | 1 |
| Silice, ajout [3.9] | mg SiO2/l | 100% | 3.90 | 0.23 | 13 | 1 | 1 |
| Sodium, nat. | mg/l | | 10.48 | 0.37 | 11 | 1 | 3 |
| Sodium, dopé | mg/l | | 20.65 | 0.39 | 11 | 1 | 3 |
| Sodium, ajout [10.41] | mg/l | 99% | 10.31 | 0.58 | 13 | 1 | 1 |
| Potassium, nat. | mg/l | | 1.62 | 0.15 | 13 | 1 | 1 |
| Potassium, dopé | mg/l | | 3.04 | 0.14 | 13 | 1 | 1 |
| Potassium, ajout [1.38] | mg/l | 102% | 1.41 | 0.12 | 14 | 1 | |
| Calcium, nat. | mg/l | | 68.77 | 2.73 | 14 | 2 | |
| Calcium, dopé | mg/l | | 86.35 | 1.95 | 14 | | 2 |
| Calcium, ajout [18.28] | mg/l | 96% | 17.58 | 1.06 | 15 | 1 | |
| Magnésium, nat. | mg/l | | 5.62 | 0.20 | 11 | 1 | 3 |
| Magnésium, dopé | mg/l | | 8.57 | 0.18 | 10 | 1 | 4 |
| Magnésium, ajout [3.33] | mg/l | 90% | 3.01 | 0.10 | 11 | 1 | 3 |
| Chlorure, nat. | mg/l | | 6.17 | 0.21 | 16 | 2 | 2 |
| Chlorure, dopé | mg/l | | 39.46 | 0.98 | 17 | 2 | 1 |
| Chlorure, ajout [33.58] | mg/l | 99% | 33.32 | 1.08 | 19 | | 1 |
| Sulfate, nat. | mg/l | | 24.63 | 0.53 | 15 | 1 | 3 |
| Sulfate, dopé | mg/l | | 36.84 | 0.99 | 16 | 1 | 2 |
| Sulfate, ajout [13.14] | mg/l | 93% | 12.21 | 0.56 | 18 | | 1 |
| Mat. en susp., nat. | mg/l | | 8 | 1 | 10 | | |
| Alcalinité, nat. | még/l | | 3.36 | 0.03 | 15 | 1 | |
| Conductivité 25°, nat. | µS/cm | | 414 | 9 | 18 | 1 | 1 |
| Oxydabilité, nat. | mg/l | | 11.21 | 4.62 | 8 | | |
| Oxydabilité, dopé | mg/l | | 20.96 | 13.78 | 8 | | |
| | mg/l | | 9.08 | 8.83 | 8 | | |

Tableau 4 : Interlaboratoire "majeurs" – octobre 2013
Table : Inter-laboratory "minors"- October 2013

| Paramètre | | Echantillon | Récup. | Médiane | sMAD | Ajout th. | Nlab | z-core > 2 / ≥ 3 |
|------------------------|-----------|----------------|--------|---------|--------|-----------|------|---------------------|
| Carbone org. dissous | mg C/L | Rivière | | 0.88 | 0.24 | | 16 | 1 1 |
| Carbone org. dissous | mg C/L | Rivière (dopé) | | 3.18 | 0.26 | | 16 | 1 0 |
| Carbone org. dissous | mg C/L | Ajout | 100% | 2.23 | 0.23 | 2.24 | 16 | 0 1 |
| Carbone org. total | mg C/L | Rivière | | 0.87 | 0.17 | | 15 | 0 2 |
| Carbone org. total | mg C/L | Rivière (dopé) | | 3.21 | 0.23 | | 15 | 1 1 |
| Carbone org. total | mg C/L | Ajout | 102% | 2.28 | 0.15 | 2.24 | 15 | 2 1 |
| Ammonium | mg N/L | Rivière | | 0.001 | 0.008 | | 17 | 3 1 |
| Ammonium | mg N/L | Rivière (dopé) | | 0.384 | 0.031 | | 17 | 1 2 |
| Ammonium | mg N/L | Ajout | 104% | 0.382 | 0.033 | 0.369 | 17 | 1 2 |
| Nitrite | mg N/L | Rivière | | 0.0000 | 0.0030 | | 17 | 1 0 |
| Nitrite | mg N/L | Rivière (dopé) | | 2.0053 | 0.1244 | | 17 | 1 4 |
| Nitrite | mg N/L | Ajout | 98% | 2.0046 | 0.1214 | 2.0550 | 17 | 1 4 |
| Nitrate | mg N/L | Rivière | | 0.64 | 0.05 | | 16 | 1 3 |
| Nitrate | mg N/L | Rivière (dopé) | | 2.91 | 0.17 | | 16 | 1 2 |
| Nitrate | mg N/L | Ajout | 100% | 2.27 | 0.10 | 2.27 | 16 | 0 3 |
| Azote total | mg N/L | Rivière | | 0.79 | 0.10 | | 11 | 0 0 |
| Azote total | mg N/L | Rivière (dopé) | | 5.80 | 0.24 | | 11 | 2 0 |
| Azote total | mg N/L | Ajout | 99% | 4.95 | 0.24 | 5.02 | 11 | 1 0 |
| Phosphate | mg P/L | Rivière | | 0.003 | 0.005 | | 15 | 1 3 |
| Phosphate | mg P/L | Rivière (dopé) | | 0.849 | 0.034 | | 16 | 2 2 |
| Phosphate | mg P/L | Ajout | 82% | 0.833 | 0.028 | 1.020 | 15 | 1 2 |
| Phosphore total | mg P/L | Rivière | | 0.007 | 0.007 | | 11 | 1 2 |
| Phosphore total | mg P/L | Rivière (dopé) | | 1.032 | 0.097 | | 11 | 1 0 |
| Phosphore total | mg P/L | Ajout | 92% | 1.025 | 0.095 | 1.119 | 11 | 1 0 |
| Phosphore total FILTRE | mg P/L | Rivière | | 0.004 | 0.006 | | 8 | 0 2 |
| Phosphore total FILTRE | mg P/L | Rivière (dopé) | | 0.845 | 0.080 | | 8 | 0 0 |
| Phosphore total FILTRE | mg P/L | Ajout | 75% | 0.835 | 0.078 | 1.119 | 8 | 0 0 |
| Silice | mg SiO2/L | Rivière | | 1.23 | 0.06 | | 13 | 1 2 |
| Silice | mg SiO2/L | Rivière (dopé) | | 4.53 | 0.24 | | 13 | 2 1 |
| Silice | mg SiO2/L | Ajout | 99% | 3.28 | 0.20 | 3.30 | 13 | 2 0 |
| Sodium | mg/L | Rivière | | 6.62 | 0.22 | | 12 | 1 2 |
| Sodium | mg/L | Rivière (dopé) | | 14.30 | 0.43 | | 12 | 0 2 |
| Sodium | mg/L | Ajout | 98% | 7.67 | 0.23 | 7.82 | 12 | 0 3 |
| Potassium | mg/L | Rivière | | 1.65 | 0.08 | | 12 | 1 3 |
| Potassium | mg/L | Rivière (dopé) | | 9.72 | 0.62 | | 12 | 0 2 |
| Potassium | mg/L | Ajout | 106% | 8.04 | 0.59 | 7.61 | 12 | 1 2 |
| Calcium | mg/L | Rivière | | 45.68 | 0.94 | | 14 | 1 2 |
| Calcium | mg/L | Rivière (dopé) | | 47.01 | 2.28 | | 13 | 0 1 |
| Calcium | mg/L | Ajout | 11% | 0.17 | 0.95 | 1.53 | 12 | 0 2 |
| Magnésium | mg/L | Rivière | | 6.08 | 0.17 | | 12 | 2 2 |
| Magnésium | mg/L | Rivière (dopé) | | 6.52 | 0.39 | | 12 | 0 1 |
| Magnésium | mg/L | Ajout | 54% | 0.47 | 0.10 | 0.87 | 11 | 1 0 |
| Chlorure | mg/L | Rivière | | 9.69 | 0.42 | | 16 | 0 2 |
| Chlorure | mg/L | Rivière (dopé) | | 13.49 | 0.30 | | 16 | 2 2 |
| Chlorure | mg/L | Ajout | 99% | 3.85 | 0.15 | 3.90 | 16 | 3 0 |
| Sulfate | mg/L | Rivière | | 46.53 | 2.11 | | 14 | 0 1 |
| Sulfate | mg/L | Rivière (dopé) | | 49.14 | 1.37 | | 14 | 1 2 |
| Sulfate | mg/L | Ajout | 75% | 2.59 | 0.35 | 3.45 | 14 | 1 2 |
| Mat. en susp. | mg/L | Rivière | | 1 | 1 | | 10 | 0 3 |
| Alcalinité | méq/L | Rivière | | 1.89 | 0.03 | | 11 | 1 2 |
| Conductivité 25° | µS/cm | Rivière | | 309 | 5 | | 16 | 3 0 |
| Oxydabilité | mg/L | Rivière | | 2.55 | 0.68 | | 8 | 1 0 |
| Oxydabilité | mg/L | Rivière (dopé) | | 24.84 | 4.47 | | 8 | 0 0 |
| Oxydabilité | mg/L | Ajout | | 22.08 | 4.38 | | 8 | 0 0 |

Annexe 3

Figure 1 : Carbone organique dissous, échantillon non dopé, mars 2013

Figure 1 : Dissolved organic carbon, non-spiked sample, March 2013

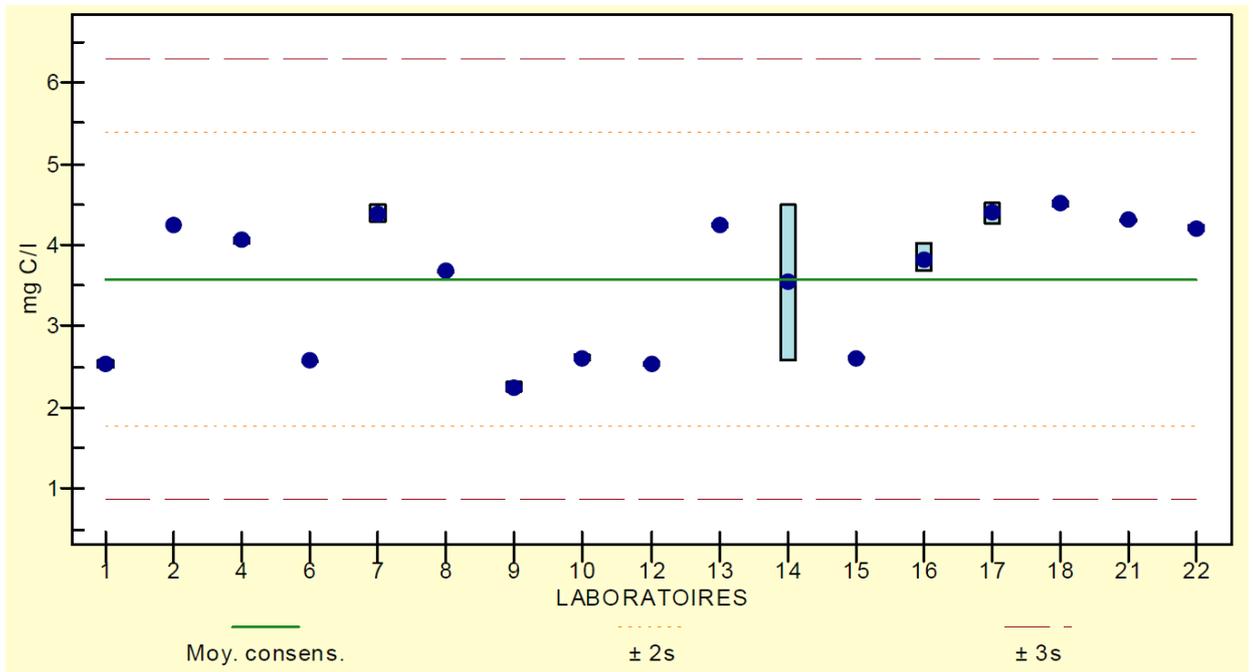


Tableau 5a : Interlaboratoire "micropolluants" – mars 2013
 Table 5a : Inter-laboratory "micropolluants"-March 2013

| | | "% recup" | Moyenne | Cible essai E. Type | z-s ≤ 2 | >2 et ≤ 3 | > 3 |
|------------------------------|------|-----------|-----------|------------------------|---------|--------------|-----|
| Benzotriazol BRUT | ng/l | | 83 | 9 (11%) | 8 | | 2 |
| Benzotriazol DOPE | ng/l | | 192 | 33 (17%) | 8 | 1 | 1 |
| Benzotriazol AJOUT [120] | ng/l | 88% | 106 | 19 (18%) | 6 | 1 | 1 |
| Benzotriazol REF | ng/l | | 2'363'651 | 242'246 (10%) | 5 | 1 | |
| Carbamazepin BRUT | ng/l | | 25 | 4 (14%) | 10 | | |
| Carbamazepin DOPE | ng/l | | 73 | 8 (11%) | 8 | 3 | |
| Carbamazepin AJOUT [50] | ng/l | 95% | 47 | 6 (13%) | 7 | 2 | |
| Carbamazepin REF | ng/l | | 993'964 | 108'384 (11%) | 5 | | 2 |
| Diclofenac BRUT | ng/l | | | | | | |
| Diclofenac DOPE | ng/l | | 52 | 4 (8%) | 7 | 1 | 1 |
| Diclofenac AJOUT [50] | ng/l | 99% | 50 | 4 (8%) | 5 | 1 | 1 |
| Diclofenac REF | ng/l | | 1'056'867 | 50'217 (5%) | 4 | | 1 |
| Mecroprop BRUT | ng/l | | | | | | |
| Mecroprop DOPE | ng/l | | 55 | 4 (7%) | 7 | 1 | 1 |
| Mecroprop AJOUT [50] | ng/l | 101% | 51 | 3 (7%) | 7 | | |
| Mecroprop REF | ng/l | | 1'071'642 | 109'608 (10%) | 5 | | 1 |
| Sulfamethoxazol BRUT | ng/l | | | | | | |
| Sulfamethoxazol DOPE | ng/l | | 52 | 4 (8%) | 8 | | |
| Sulfamethoxazol AJOUT [50] | ng/l | 97% | 48 | 4 (9%) | 6 | | |
| Sulfamethoxazol REF | ng/l | | 1'012'699 | 32'513 (3%) | 5 | | |
| Gabapentin BRUT | ng/l | | 26 | 16 (60%) | 5 | 1 | |
| Gabapentin DOPE | ng/l | | 75 | 24 (32%) | 5 | | 1 |
| Gabapentin AJOUT [50] | ng/l | 97% | 48 | 11 (22%) | 4 | | 1 |
| Gabapentin REF | ng/l | | 971'983 | 94'865 (10%) | 3 | | 1 |
| Metformin BRUT | ng/l | | 380 | 110 (29%) | 6 | | |
| Metformin DOPE | ng/l | | 792 | 147 (19%) | 5 | | |
| Metformin AJOUT [400] | ng/l | 94% | 377 | 54 (14%) | 4 | | |
| Metformin REFERENCE | ng/l | | 7'545'833 | 313'601 (4%) | 4 | | |
| lomeprol BRUT | ng/l | | | | | | |
| lomeprol DOPE | ng/l | | | | | | |
| lomeprol AJOUT [50] | ng/l | | | | | | |
| lomeprol REF | ng/l | | | | | | |
| Acesulfame K BRUT | ng/l | | | | | | |
| Acesulfame K DOPE | ng/l | | | | | | |
| Acesulfame K AJOUT [50] | ng/l | | | | | | |
| Metoprolol BRUT | ng/l | | | | | | |
| Metoprolol DOPE | ng/l | | 78 | 42 (54%) | 6 | | |
| Metoprolol AJOUT [100] | ng/l | 85% | 85 | 36 (42%) | 5 | | |
| Metoprolol REF | ng/l | | 1'723'605 | 837'017 (49%) | 4 | | |
| Atenolol BRUT | ng/l | | | | | | |
| Atenolol DOPE | ng/l | | 47 | 4 (9%) | 5 | 1 | 1 |
| Atenolol AJOUT [50] | ng/l | 88% | 44 | 7 (16%) | 5 | | 1 |
| Atenolol REF | ng/l | | 1'041'179 | 77'596 (7%) | 4 | | |
| Clarithromycin BRUT | ng/l | | | | | | |
| Clarithromycin DOPE | ng/l | | | | | | |
| Clarithromycin AJOUT [50] | ng/l | | | | | | |
| Clarithromycin REF | ng/l | | 962'151 | 19'694 (2%) | 3 | | 1 |
| Acide méfénamique BRUT | ng/l | | | | | | |
| Acide méfénamique DOPE | ng/l | | 53 | 3 (5%) | 3 | | 1 |
| Acide méfénamique AJOUT [50] | ng/l | | | | | | |
| Acide méfénamique REF | ng/l | | | | | | |
| Atrazine BRUT | ng/l | | 12 | 2 (14%) | 9 | | |
| Atrazine DOPE | ng/l | | 60 | 4 (6%) | 10 | 1 | 1 |
| Atrazine AJOUT [50] | ng/l | 96% | 48 | 3 (6%) | 9 | 1 | 1 |
| Atrazine REF | ng/l | | 980'722 | 124'340 (13%) | 6 | | 2 |
| Atrazine-déséthyl BRUT | ng/l | | 10 | 5 (46%) | 7 | 1 | |
| Atrazine-déséthyl DOPE | ng/l | | 62 | 21 (34%) | 10 | | 1 |

Annexe 5

Tableau 5b : Interlaboratoire "micropolluants" – mars 2013

Table 5b : Inter-laboratory "micropolluants"-March 2013

| | | "% recup" | Cible essai | | z-s ≤ 2 | >2 et ≤ 3 | > 3 |
|------------------------------------|------|-----------|-------------|---------------|---------|-----------|-----|
| | | | Moyenne | E. Type | | | |
| Atrazine-déséthyl AJOUT [50] | ng/l | 109% | 55 | 16 (29%) | 9 | | 1 |
| Atrazine-déséthyl REF | ng/l | | 1'167'373 | 451'606 (39%) | 6 | 1 | |
| Atrazine-désisopropyl BRUT | ng/l | | 7 | 3 (40%) | 5 | | 1 |
| Atrazine-désisopropyl DOPE | ng/l | | 51 | 6 (11%) | 8 | | 2 |
| Atrazine-désisopropyl AJOUT [50] | ng/l | 93% | 46 | 5 (10%) | 7 | | 2 |
| Atrazine-désisopropyl REF | ng/l | | 955'832 | 90'133 (9%) | 4 | | 2 |
| Simazine BRUT | ng/l | | 7 | 2 (24%) | 8 | | |
| Simazine DOPE | ng/l | | 53 | 5 (10%) | 11 | | |
| Simazine AJOUT [50] | ng/l | 94% | 47 | 5 (10%) | 9 | 1 | |
| Simazine REF | ng/l | | 997'946 | 41'938 (4%) | 4 | | 2 |
| Terbuthylazine BRUT | ng/l | | 8 | 0 (6%) | 4 | | 2 |
| Terbuthylazine DOPE | ng/l | | 54 | 5 (9%) | 10 | | |
| Terbuthylazine AJOUT [50] | ng/l | 93% | 47 | 3 (7%) | 8 | 1 | |
| Terbuthylazine REF | ng/l | | 940'562 | 149'952 (16%) | 4 | | 2 |
| Terbuthylazine-déséthyl BRUT | ng/l | | 6 | 1 (22%) | 4 | | 1 |
| Terbuthylazine-déséthyl DOPE | ng/l | | 49 | 2 (4%) | 7 | | 2 |
| Terbuthylazine-déséthyl AJOUT [50] | ng/l | 86% | 43 | 5 (11%) | 7 | | 1 |
| Terbuthylazine-déséthyl REF | ng/l | | 1'056'467 | 582'011 (55%) | 6 | | |
| Diuron BRUT | ng/l | | 3 | 2 (78%) | 6 | | |
| Diuron DOPE | ng/l | | 49 | 5 (10%) | 9 | 1 | 2 |
| Diuron AJOUT [50] | ng/l | 90% | 45 | 4 (9%) | 8 | | 2 |
| Diuron REF | ng/l | | 967'054 | 128'496 (13%) | 7 | | 2 |
| Isoproturon BRUT | ng/l | | 2 | 0 (21%) | 5 | | 1 |
| Isoproturon DOPE | ng/l | | 52 | 8 (16%) | 10 | 1 | 1 |
| Isoproturon AJOUT [50] | ng/l | 103% | 51 | 9 (18%) | 9 | | 1 |
| Isoproturon REF | ng/l | | 942'822 | 81'675 (9%) | 7 | 1 | 1 |
| Diazinone BRUT | ng/l | | | | | | |
| Diazinone DOPE | ng/l | | 39 | 7 (17%) | 8 | 2 | |
| Diazinone AJOUT [50] | ng/l | 73% | 36 | 9 (25%) | 7 | | |
| Diazinone REF | ng/l | | 985'528 | 121'054 (12%) | 5 | | 1 |
| Metolachlor BRUT | ng/l | | 6 | 1 (14%) | 7 | 1 | |
| Metolachlor DOPE | ng/l | | 55 | 8 (14%) | 11 | 1 | |
| Metolachlor AJOUT [50] | ng/l | 98% | 49 | 7 (14%) | 9 | 2 | |
| Metolachlor REF | ng/l | | 988'352 | 73'817 (7%) | 6 | | 2 |
| Metalaxyl BRUT | ng/l | | 20 | 4 (19%) | 9 | | |
| Metalaxyl DOPE | ng/l | | 68 | 6 (9%) | 7 | | 3 |
| Metalaxyl AJOUT [50] | ng/l | 104% | 52 | 8 (16%) | 7 | 1 | 1 |
| Metalaxyl REF | ng/l | | 978'344 | 150'112 (15%) | 4 | | 2 |
| 2,6- Dichlorobenzamide BRUT | ng/l | | | | | | |
| 2,6- Dichlorobenzamide DOPE | ng/l | | 48 | 5 (11%) | 8 | | 1 |
| 2,6- Dichlorobenzamide AJOUT [50] | ng/l | 85% | 42 | 6 (15%) | 7 | | 1 |
| 2,6- Dichlorobenzamide REF | ng/l | | 950'907 | 135'975 (14%) | 4 | | 2 |

Tableau 6a : Interlaboratoire "majeurs" – octobre 2013
 Table 6a : Inter-laboratory "majors"- October 2013

| Paramètre | | Echantillon | Récup. | Médiane | sMAD | Ajout th. | Nlab | z-core > 2 / ≥ 3 |
|-------------------|------|----------------|--------|---------|------|-----------|------|---------------------|
| Benzotriazol | ng/L | Rivière | | 1073 | 129 | | 13 | 1 3 |
| Benzotriazol | ng/L | Rivière (dopé) | | 1905 | 354 | | 13 | 0 2 |
| Benzotriazol | µg/l | Référence | 100% | 8005 | 946 | 8003 | 9 | 0 1 |
| Benzotriazol | µg/l | Ajout | 103% | 841 | 132 | 820 | 13 | 1 2 |
| Carbamazépin | ng/L | Rivière | | 28 | 7 | | 14 | 2 1 |
| Carbamazépin | ng/L | Rivière (dopé) | | 132 | 21 | | 14 | 0 3 |
| Carbamazépin | µg/l | Référence | 105% | 1052 | 229 | 1001 | 10 | 0 2 |
| Carbamazépin | µg/l | Ajout | 100% | 103 | 16 | 103 | 14 | 0 3 |
| Diclofenac | ng/L | Rivière | | 85 | 19 | | 11 | 1 1 |
| Diclofenac | ng/L | Rivière (dopé) | | 201 | 36 | | 11 | 0 2 |
| Diclofenac | µg/l | Référence | 105% | 1051 | 221 | 999 | 7 | 0 1 |
| Diclofenac | µg/l | Ajout | 113% | 116 | 25 | 103 | 11 | 2 1 |
| Mecroprop | ng/L | Rivière | | 16 | 5 | | 13 | 0 3 |
| Mecroprop | ng/L | Rivière (dopé) | | 122 | 13 | | 13 | 0 3 |
| Mecroprop | µg/l | Référence | 99% | 995 | 318 | 1000 | 9 | 2 0 |
| Mecroprop | µg/l | Ajout | 103% | 106 | 13 | 103 | 13 | 0 3 |
| Sulfaméthoxazol | ng/L | Rivière | | 39 | 12 | | 13 | 0 2 |
| Sulfaméthoxazol | ng/L | Rivière (dopé) | | 147 | 31 | | 13 | 0 2 |
| Sulfaméthoxazol | µg/l | Référence | 100% | 1000 | 371 | 1000 | 9 | 2 0 |
| Sulfaméthoxazol | µg/l | Ajout | 95% | 98 | 18 | 103 | 13 | 0 2 |
| Gabapentin | ng/L | Rivière | | 59 | 23 | | 5 | 1 0 |
| Gabapentin | ng/L | Rivière (dopé) | | 151 | 31 | | 5 | 0 1 |
| Gabapentin | µg/l | Référence | 100% | 1003 | 71 | 1000 | 4 | 1 0 |
| Gabapentin | µg/l | Ajout | 90% | 92 | 12 | 102 | 5 | 0 1 |
| Metformin | ng/L | Rivière | | 1854 | 418 | | 7 | 0 1 |
| Metformin | ng/L | Rivière (dopé) | | 2650 | 666 | | 7 | 0 1 |
| Metformin | µg/l | Référence | 99% | 7957 | 311 | 8000 | 6 | 0 1 |
| Metformin | µg/l | Ajout | 101% | 830 | 360 | 820 | 8 | 1 0 |
| lomeprol | ng/L | Rivière | | 279 | 31 | | 2 | 0 0 |
| lomeprol | ng/L | Rivière (dopé) | | 411 | 52 | | 2 | 0 0 |
| lomeprol | µg/l | Référence | 107% | 1072 | 147 | 1000 | 2 | 0 0 |
| lomeprol | µg/l | Ajout | 130% | 132 | 22 | 102 | 2 | 0 0 |
| Acesulfame K | ng/L | Rivière | | 1979 | 64 | | 3 | 0 1 |
| Acesulfame K | ng/L | Rivière (dopé) | | 2752 | 39 | | 3 | 0 1 |
| Acesulfame K | µg/l | Référence | 99% | 7987 | 0 | 8042 | 1 | |
| Acesulfame K | µg/l | Ajout | 96% | 790 | 25 | 824 | 3 | 0 1 |
| Metoprolol | ng/L | Rivière | | 28 | 11 | | 6 | 0 0 |
| Metoprolol | ng/L | Rivière (dopé) | | 115 | 82 | | 6 | 0 0 |
| Metoprolol | µg/l | Référence | 104% | 1037 | 687 | 1000 | 5 | 0 0 |
| Metoprolol | µg/l | Ajout | 85% | 87 | 71 | 103 | 6 | 0 0 |
| Atenolol | ng/L | Rivière | | 47 | 14 | | 7 | 0 0 |
| Atenolol | ng/L | Rivière (dopé) | | 141 | 26 | | 7 | 1 0 |
| Atenolol | µg/l | Référence | 106% | 1058 | 193 | 1000 | 6 | 0 0 |
| Atenolol | µg/l | Ajout | 93% | 95 | 12 | 102 | 7 | 2 0 |
| Clarithromycin | ng/L | Rivière | | 27 | 9 | | 7 | 1 0 |
| Clarithromycin | ng/L | Rivière (dopé) | | 118 | 30 | | 7 | 0 1 |
| Clarithromycin | µg/l | Référence | 102% | 1015 | 111 | 1000 | 5 | 0 0 |
| Clarithromycin | µg/l | Ajout | 89% | 92 | 21 | 103 | 7 | 0 1 |
| Acide méfénamique | ng/L | Rivière | | 34 | 12 | | 3 | 0 0 |
| Acide méfénamique | ng/L | Rivière (dopé) | | 127 | 2 | | 3 | 0 1 |
| Acide méfénamique | µg/l | Référence | 94% | 935 | 586 | 1000 | 3 | 0 0 |
| Acide méfénamique | µg/l | Ajout | 83% | 86 | 13 | 103 | 3 | 0 0 |
| Atrazine | ng/L | Rivière | | 6 | 5 | | 14 | 1 4 |
| Atrazine | ng/L | Rivière (dopé) | | 105 | 11 | | 14 | 2 1 |
| Atrazine | µg/l | Référence | 100% | 1003 | 113 | 1000 | 9 | 0 3 |
| Atrazine | µg/l | Ajout | 96% | 99 | 7 | 103 | 14 | 1 2 |

Tableau 6b : Interlaboratoire "majeurs" – octobre 2013
 Table 6b : Inter-laboratory "minors"- October 2013

| Paramètre | | Echantillon | Récup. | Médiane | sMAD | Ajout th. | Nlab | z-core > 2 / ≥ 3 |
|-------------------------|------|----------------|--------|---------|------|-----------|------|---------------------|
| Atrazine-déséthyl | ng/L | Rivière | | 10 | 10 | | 13 | 3 0 |
| Atrazine-déséthyl | ng/L | Rivière (dopé) | | 114 | 48 | | 13 | 1 0 |
| Atrazine-déséthyl | µg/l | Référence | 122% | 1219 | 522 | 1001 | 8 | 1 1 |
| Atrazine-déséthyl | µg/l | Ajout | 100% | 103 | 36 | 103 | 13 | 1 1 |
| Atrazine-désisopropyl | ng/L | Rivière | | -1 | 6 | | 11 | 0 2 |
| Atrazine-désisopropyl | ng/L | Rivière (dopé) | | 100 | 17 | | 11 | 1 2 |
| Atrazine-désisopropyl | µg/l | Référence | 98% | 975 | 121 | 1000 | 7 | 0 1 |
| Atrazine-désisopropyl | µg/l | Ajout | 95% | 98 | 15 | 103 | 11 | 1 2 |
| Simazine | ng/L | Rivière | | -1 | 6 | | 13 | 0 0 |
| Simazine | ng/L | Rivière (dopé) | | 99 | 22 | | 13 | 0 0 |
| Simazine | µg/l | Référence | 100% | 1002 | 18 | 1000 | 8 | 0 3 |
| Simazine | µg/l | Ajout | 95% | 97 | 21 | 102 | 13 | 0 0 |
| Terbuthylazine | ng/L | Rivière | | 3 | 10 | | 11 | 1 0 |
| Terbuthylazine | ng/L | Rivière (dopé) | | 99 | 15 | | 11 | 1 1 |
| Terbuthylazine | µg/l | Référence | 103% | 1025 | 119 | 1000 | 7 | 1 2 |
| Terbuthylazine | µg/l | Ajout | 92% | 94 | 13 | 102 | 11 | 2 1 |
| Terbuthylazine-déséthyl | ng/L | Rivière | | 4 | 3 | | 7 | 0 2 |
| Terbuthylazine-déséthyl | ng/L | Rivière (dopé) | | 90 | 9 | | 7 | 1 0 |
| Terbuthylazine-déséthyl | µg/l | Référence | 112% | 1123 | 209 | 1000 | 4 | 0 1 |
| Terbuthylazine-déséthyl | µg/l | Ajout | 83% | 86 | 13 | 103 | 7 | 0 0 |
| Diuron | ng/L | Rivière | | 4 | 6 | | 13 | 1 1 |
| Diuron | ng/L | Rivière (dopé) | | 108 | 13 | | 13 | 1 3 |
| Diuron | µg/l | Référence | 99% | 989 | 135 | 999 | 10 | 0 2 |
| Diuron | µg/l | Ajout | 96% | 98 | 19 | 102 | 14 | 2 2 |
| Isoproturon | ng/L | Rivière | | 14 | 5 | | 15 | 0 3 |
| Isoproturon | ng/L | Rivière (dopé) | | 114 | 29 | | 15 | 0 0 |
| Isoproturon | µg/l | Référence | 102% | 1021 | 124 | 999 | 10 | 0 3 |
| Isoproturon | µg/l | Ajout | 101% | 103 | 30 | 102 | 15 | 0 0 |
| Diazinone | ng/L | Rivière | | 4 | 5 | | 12 | 3 1 |
| Diazinone | ng/L | Rivière (dopé) | | 96 | 18 | | 12 | 1 1 |
| Diazinone | µg/l | Référence | 104% | 1038 | 73 | 1000 | 7 | 0 2 |
| Diazinone | µg/l | Ajout | 91% | 93 | 23 | 102 | 12 | 0 1 |
| Metolachlor | ng/L | Rivière | | 9 | 8 | | 14 | 2 2 |
| Metolachlor | ng/L | Rivière (dopé) | | 111 | 21 | | 14 | 1 1 |
| Metolachlor | µg/l | Référence | 104% | 1039 | 191 | 1000 | 9 | 0 3 |
| Metolachlor | µg/l | Ajout | 100% | 102 | 16 | 102 | 14 | 1 1 |
| Metalaxyl | ng/L | Rivière | | -1 | 6 | | 9 | 1 0 |
| Metalaxyl | ng/L | Rivière (dopé) | | 105 | 17 | | 9 | 1 1 |
| Metalaxyl | µg/l | Référence | 108% | 1083 | 144 | 1000 | 5 | 0 2 |
| Metalaxyl | µg/l | Ajout | 101% | 104 | 17 | 103 | 9 | 1 1 |
| 2,6- Dichlorobenzamide | ng/L | Rivière | | -5 | 15 | | 10 | 0 0 |
| 2,6- Dichlorobenzamide | ng/L | Rivière (dopé) | | 96 | 29 | | 10 | 0 1 |
| 2,6- Dichlorobenzamide | µg/l | Référence | 101% | 1010 | 96 | 999 | 7 | 0 3 |
| 2,6- Dichlorobenzamide | µg/l | Ajout | 87% | 89 | 24 | 102 | 11 | 1 2 |

Tableau 7a : Test de stabilité, traceurs eaux usées.

Table 7a : Stability test, wastewater markers

| | % diff. 15 jours | % diff. 30 jours | Stabilité | Conclusion |
|----------------------|---------------------|---------------------|-----------|--|
| Acesulfame | 1 | 1 | 30 jours | Pas assez de données (n=3) variabilité = incertitude analytique |
| Acide mefenamique | 1 | 5 | 30 jours | Pas assez de données (n=3) variabilité = incertitude analytique |
| Atenolol | 4 | 8 | 15 jours | |
| Benzotriazole | 2 | 2 | 30jours | |
| Carbamazepine | 2 | 2 | 30 jours | |
| Clarithromycine | 7 | 4 | 30jours | |
| Diclofenac | 5 | 1 | 30 jours | |
| Gabapentine | 0 | 4 | 30 jours | |
| Iomeprol | 12 | 2 | 30 jours | Pas assez de données (n=2) variabilité = incertitude analytique |
| Metformine | 5 | 4 | 30 jours | |
| Metoprolol | 1 | 1 | 30 jours | |
| Sulfamethoxazole | 2 | 7 | 15 jours | |

Tableau 7b : Test de stabilité, pesticides eaux usées.

Table 7b : Stability test, wastewater pesticides

| | T ₀ bis | | T ₀ = homogénéité | | Stabilité | |
|-----------------------|---------------------|---------------------|------------------------------|---------------------|------------|---------------------------|
| | % diff. 15 jours | % diff. 30 jours | % diff. 15 jours | % diff. 30 jours | | |
| 2,6-DCB | 10 | 2 | 2 | 9 | 15 jours | |
| Atrazine | 2 | 4 | 9 | 3 | 30 jours | |
| Atrazine-déséthyl | 5 | 12 | 15 | 21 | Pas stable | Refaire sur 5/10/15 jours |
| Atrazine-désisopropyl | 11 | 11 | 11 | 13 | Pas stable | Refaire sur 5/10/15 jours |
| Diazinon | 17 | 20 | 42 / 0 | 65 / 0 | 30 jours | Résultat DGE |
| Diuron | 17 | 4 | 1/10 | 7/5 | 15 jours | |
| Isoproturon | 1 | 5 | 11/7 | 14/0 | 30 jours | |
| Mecoprop | | | 0 | 1 | 30 jours | |
| Metalaxyl | 0 | 16 | 27 | 7 | 15 jours | |
| Metolachlor | 8 | 3 | 5 | 14 | 15 jours | |
| Simazine | 1 | 5 | 8 | 13 | Pas stable | Refaire sur 5/10/15 jours |

Des difficultés lors de l'analyse (2 laboratoires) font que 2 temps initiaux T₀ ont dû être considérés.

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

| | |
|-------------------|--|
| ANNEVILLE Orlane | Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr |
| BERNARD Marc | Biologiste Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION marc.bernard@admin.vs.ch |
| CONDAMINES Magali | Ingénieure Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 m.condamines@cipel.org |
| EDDER Patrick | Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais patrick.edder@etat.ge.ch |
| GÖTZ Christian | ENVILAB AG Mühlethalstrasse 25 CH - 4800 ZOFINGEN Christian.Goetz@envilab.ch |
| HAMELET Valérie | Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex valerie.hamelet@thonon.inra.fr |
| HOFMANN Frédéric | Conservateur de la pêche et des milieux aquatiques Direction générale de l'environnement Chemin du Marquisat 1 CH – 1025 SAINT-SULPICE frederic.hofmann@vd.ch |
| KLEIN Audrey | Secrétaire générale Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 a.klein@cipel.org |

| | |
|--------------------------|---|
| LAINÉ Leslie | Technicienne Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex leslie.laine@thonon.inra.fr |
| MANGE Pierre | Ingénieur Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION pierre.mange@admin.vs.ch |
| METTLER Suzanne | ENVILAB AG Mühlethalstrasse 25 CH - 4800 ZOFINGEN Suzanne.Mettler@envilab.ch |
| ORTELLI Didier | Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais didier.ortelli@etat.ge.ch |
| PERGA Marie-Elodie | Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex marie.perga@thonon.inra.fr |
| QUÉTIN Philippe | Ingénieur Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex philippe.quetin@thonon.inra.fr |
| RAMSEIER GENTILE Stéphan | Chimiste Service industriels de Genève 2, ch. du Château-Bloch / Le Lignon - Case postale 2777 CH - 1211 GENÈVE 2 stephan.ramseier@sig-ge.ch |
| RAYMOND Jean-Claude | ONEMA – Unité Spécialisée Milieux Lacustres Pisciculture de Rives 13, Quai de Rives FR - 74200 Thonon-les-Bains jean-claude.raymond@onema.fr |
| RIMET Frédéric | Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex frederic.rimet@thonon.inra.fr |
| SAVOYE Liliane | Chimiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex lsavoie@thonon.inra.fr |

STRAWCZYNSKI Andrés

Chimiste
Service des eaux, sols et assainissement
Chemin des Boveresses 155
CH - 1066 ÉPALINGES
andres.strawczynski@vd.ch

TADONLEKE Rémy D.

Biologiste
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
remy.tadonleke@thonon.inra.fr

TAPOLCZAI Kalman

Station d'hydrobiologie lacustre (INRA)
BP 511
FR - 74203 THONON LES BAINS Cedex
ktapolczai@dijon.inra.fr

VERMEIRSEN Etienne

CENTRE ECOTOX EAWAG-EPFL
Überlandstrasse 133
CH - 8600 DÜBENDORF
etienne.vermeirssen@oekotoxzentrum.ch

