RAPPORTS CAMPAGNE 2023

CIPEL

COMMISSION
INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION
DES EAUX DU LÉMAN



RAPPORTS SUR LES ETUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LEMANIQUE

Campagne 2023

CIPEL 2024

ISSN 1010-8432

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

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

CAMPAGNE 2023

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2023, 2024

Editeur

Commission internationale pour la protection des eaux du Léman – CIPEL

CIPEL c/o Agroscope – Route de Duillier 60 - 1260 Nyon (Suisse)

Tél. : 058/460 46 69 (depuis la Suisse)

+41 58 /460 46 69 (depuis l'étranger)

E-mail : cipel@cipel.org

Site web : htttp//www.cipel.org

La reproduction partielle de rapports et illustrations publiés dans les « Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman » est autorisée à la condition d'en mentionner la source.

La reproduction intégrale de ce rapport doit faire l'objet d'un accord avec l'éditeur.

SOMMAIRE

LE LÉMAN ..... - 1 -
RÉSUMÉ EXECUTIF ..... - 4 -
EXECUTIVE SUMMARY ..... - 9 -
ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES ..... - 13 -
1. INTRODUCTION ..... - 14 -
2. MÉTHODES ..... - 14 -
3. PARAMETRES PHYSIQUES ..... - 15 -
4. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ASSOCIÉ À L'ACTIVITÉ PHYTOPLANCTONIQUE ..... - 18 -
5. ELEMENTS NUTRITIFS ET CHLORURES ..... - 23 -
PHYTOPLANCTON DU LEMAN ..... - 42 -
1. INTRODUCTION ..... - 43 -
2. MÉTHODES ..... - 43 -
3. RESULTATS ET DISCUSSION ..... - 44 -
4. ÉVOLUTION INTER-ANNUELLE ..... - 46 -
ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES ..... - 53 -
1. INTRODUCTION ..... - 54 -
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES ..... - 55 -
3. ANALYSES STATISTIQUES ..... - 56 -
4. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2023 ..... - 56 -
5. EVOLUTION DEPUIS 2014 ..... - 58 -
6. CONCLUSION ..... - 60 -
BIOMASSE CHLOROPHYLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LEMAN ..... - 62 -
1. INTRODUCTION ..... - 63 -
2. METHODES ..... - 63 -
3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS ..... - 63 -
ZOOPLANCTON DU LÉMAN ..... - 69 -
1. INTRODUCTION ..... - 71 -
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES ..... - 71 -
3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS ..... - 72 -
RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE ..... - 80 -
1. INTRODUCTION ..... - 80 -
2. MÉTHODOLOGIE ..... - 80 -
3. RÉSULTATS ..... - 81 -
4. CONCLUSION ..... - 83 -

FRAI DU CORÉGONE (*COREGONUS SP.*) ET DE LA PERCHE (*PERCA FLUVIATILIS*) DANS LE LÉMAN ..... - 85 -

1. CONTEXTE ET OBJECTIF ..... - 87 -
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES ..... - 87 -
3. RÉSULTATS ..... - 92 -
4. CONCLUSION ..... - 96 -

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT ET DU LÉMAN ..... - 102 -

1. INTRODUCTION ..... - 104 -
2. MÉTHODOLOGIE ..... - 104 -
3. RÉSULTATS ..... - 109 -
4. SYNTHÈSE ET CONCLUSION ..... - 131 -

IMPACT DE LA BAISSE DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHORE SUR LE RESEAU TROPHIQUE LACUSTRE – UNE SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE ..... - 178 -

1. INTRODUCTION ..... - 179 -
2. METHODOLOGIE ..... - 180 -
3. RESULTATS ..... - 181 -
4. DISCUSSION GÉNÉRALE ..... - 197 -
5. CONCLUSION ..... - 203 -

ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC LÉMAN À L'AIDE D'UNE BATTERIE DE BIOESSAIS ..... - 211 -

1. INTRODUCTION ..... - 213 -
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES ..... - 215 -
3. RÉSULTATS ..... - 224 -
4. DISCUSSION ..... - 235 -
5. CONCLUSION ..... - 238 -

PLA'STOCK – ÉTUDE DU STOCK DE MICROPLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LÉMAN ..... - 261 -

1. INTRODUCTION ..... - 262 -
2. DEROULEMENT DU PROJET ..... - 263 -
3. QUESTIONS DE RECHERCHE ..... - 264 -
4. METHODES ..... - 265 -
5. RÉSULTATS ..... - 272 -
6. DISCUSSIONS ..... - 283 -
7. CONCLUSION ..... - 287 -

AUTEURS ET AUTRICES DES RAPPORTS ..... - 301 -

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 (1943-2021) *	372.05 m	maxi : 372.19 (1977) mini : 371.78 (1949)
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) (1935-2021) *	183 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) (1935-2021) *	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 (km3 / %)	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.

* Données hydrologiques de l'OFEV (Office fédéral de l'environnement)

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

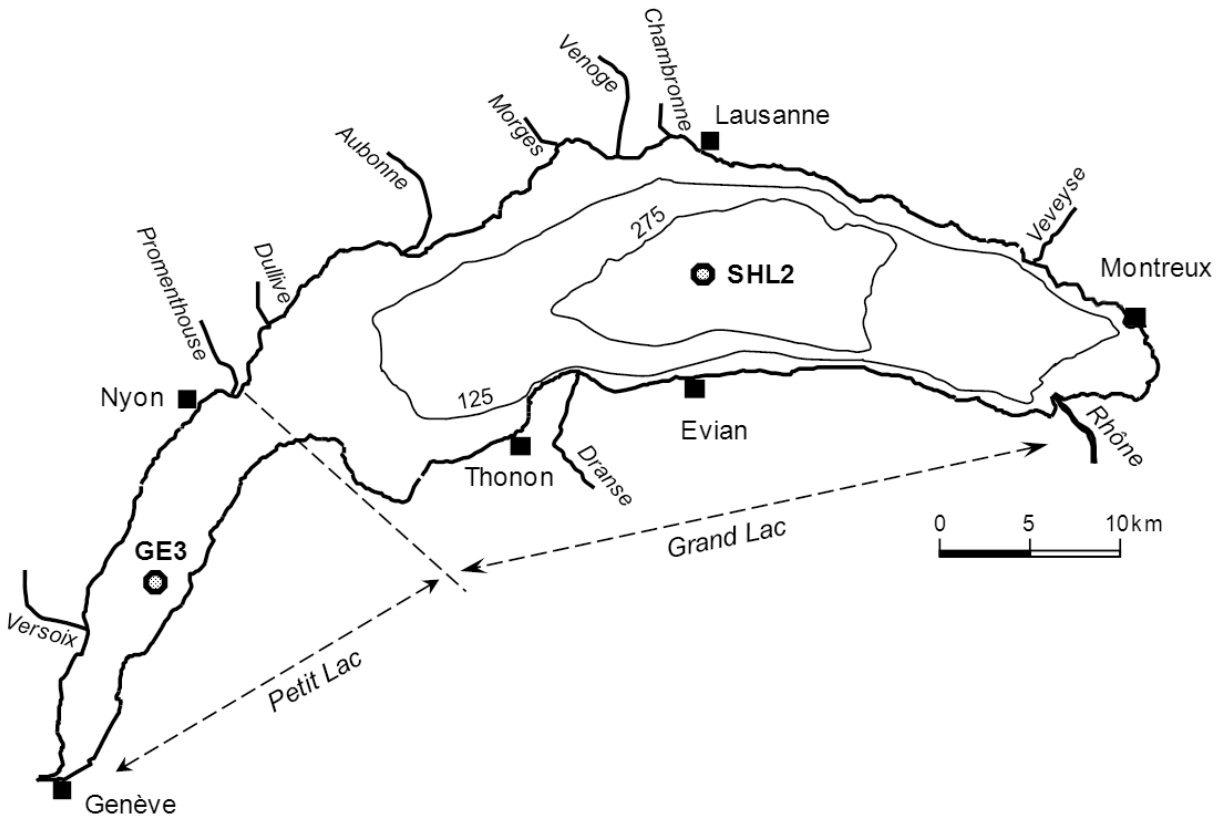


Figure 1. Le Léman et la situation des stations de prélèvements



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 * *	1'400'847	France (2017) : 168'639 Suisse (2018) : 1'232'208
Répartition des modes d'utilisation des sols les plus importants *Données :* *Suisse : Office Fédéral de la Statistique (1985, 1997, 2004/2009)* *France : Union Européenne, SOeS, Corine Land Cover (1990, 2000, 2006)*	Surfaces en eau Surfaces d'habitat et infrastructures Surfaces agricoles utiles (incluant les alpages) Surfaces boisées Surfaces improductives	7 % 7 % 26 % 31 % 29 %
La surface agricole utile se répartit de la manière suivante : *Sources :* *Office fédéral de la statistique, 2004/2009 ;* *Union européenne, SOeS, Corine Land Cover, 2006*	62% d'herbages (dont alpages) 22% de terres arables 4% de viticulture 2% d'arboriculture 10% de zones agricoles hétérogènes	

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) (1935-2021) *	339 m^3/s	Max. (1995) : 434 m^3/s Min. (1976) : 219 m^3/s
Population permanente * *	2'255'320	France (2017) : 581'057 Suisse (2018) : 1'674'263

* Données hydrologiques de l'OFEV (Office fédéral de l'environnement)

* * Portraits régionaux 2013 et 2020 (année 2012 et 2018) - Office fédéral de la statistique/Recensements de la population 2011 et 2017 - Insee

RÉSUMÉ EXECUTIF

CAMPAGNE 2023

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN

CIPEL, ACW – CHANGINS – BÂTIMENT DC, ROUTE DE DUILLIER, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

RÉSULTAT DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE

Les analyses physico-chimiques d'eau du lac ainsi que le suivi biologique sont réalisés au point le plus profond du lac, désigné SHL2 (Figure 1, page 2). Historiquement, ce site a été choisi comme point de référence en raison de son éloignement de potentielles sources de pollution littorales et de sa localisation à la verticale du point de plus grande profondeur. De ce fait, SHL2 répond à l'exigence requise pour le suivi de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Un deuxième site (GE3), localisé dans le Petit Lac, est par ailleurs suivi par le Service de la surveillance et de la protection des eaux et des milieux aquatiques (SSPMA, Canton de Genève). La synthèse des données obtenues à SHL2 est effectuée annuellement et est complétée par les données du point GE3 tous les six ans. La surveillance des micropolluants est réalisée à SHL2 et à la station « Porte du- Scex » sur le Rhône (station 1837 du programme NAWA de l'OFEV).

1. EVOLUTION DES CONDITIONS PHYSICO-CHIMIQUES ET DES COMPARTIMENTS BIOTIQUES PÉLAGIQUES

L'année 2023 a été marquée par des conditions météorologiques exceptionnelles. Elle se classe comme la deuxième année la plus chaude depuis 1991, juste après 2022. 2023 est aussi marquée par un déficit pluviométrique et un excédent d'ensoleillement.

En raison des conditions météorologiques, le brassage hivernal ne s'est pas étendu au-delà des 130m et la température de l'eau au fond du lac (309m) se maintient aux alentours de 6.2°C durant toute l'année mais a augmenté de 1.1°C depuis le dernier brassage complet de 2012. Les concentrations en oxygène à 309m présentent une faible variabilité avec une moyenne de 2.9 $mg \cdot L^{-1}$, restant inférieures au seuil de 4 $mgO_2 \cdot L^{-1}$ tout au long de l'année.

En 2023, les concentrations moyennes annuelles en phosphore total et en orthophosphates sont respectivement de 16.9 $\mu gP \cdot L^{-1}$et de 13.0 $\mu gP \cdot L^{-1}$. La concentration moyenne en nitrate est de 0,57 $mgN \cdot L^{-1}$, dépassant légèrement le seuil de 0,56 $mgN \cdot L^{-1}$ exigé par l'ordonnance sur la protection des eaux suisse.

La concentration des ions chlorures dans le Léman continue d'augmenter après une période de stabilisation observée entre 2016 et 2021. La concentration moyenne annuelle de 2023 s'élève à 10,79 $mg \cdot L^{-1}$.

La distribution et la dynamique de la communauté des picocyanobactéries au cours des dix dernières années (2014 à 2023), révèle des abondances pouvant dépasser 10^5 cellules $m \cdot L^{-1}$ en période estivale. Des valeurs élevées sont enregistrées en 2023, sur toute la période estivale (de fin juin à fin septembre). La biomasse moyenne relative de cette communauté reste encore modeste comparativement à celle du nano- et du microphytoplancton, mais elle dépasse 10%, en 2023 et en été, la biomasse des picocyanobactéries a largement pu dépasser celle des formes nanoplanctoniques plus grosses. Il est attendu que la proportion de ces petites formes phytoplanctoniques, dont le rôle fonctionnel est important, croisse régulièrement avec la ré-oligotrophisation de l'écosystème et le réchauffement de ses eaux.

Les conditions météorologiques particulières, ont cette année encore influencé la dynamique du phytoplancton en favorisant le développement d'un pic printanier précoce, dès la fin du mois de février. Les faibles concentrations en phosphore restent quant à elles, un facteur déterminant pour la composition du phytoplancton, témoignant de l'impact de la baisse des concentrations en phosphore sur cette communauté. On note ainsi, qu'en 2023, le phytoplancton a présenté une dynamique saisonnière marquée, avec de faibles abondances en début d'année et la dominance de taxons indicateurs de milieux brassés et oligotrophes (petites diatomées centriques et Cryptophycées). La communauté printanière atteint son maximum d'abondance le 19 avril (3423 $\mu g \cdot L^{-1}$) et est dominée par une diatomée pennée (*Diatoma elongatum*).

En été la communauté est dominée par des espèces indicatrices de milieux oligotrophes et atteint un maximum le 26 juillet (4809 $\mu g \cdot L^{-1}$) avec une dominance de chlorophycées. A partir de septembre la biomasse diminue progressivement pour atteindre un minimum de 135 $\mu g \cdot L^{-1}$en décembre.

La biomasse moyenne annuelle (1576 $\mu g \cdot L^{-1}$) reste légèrement supérieure à l'objectif proposé par la CIPEL (1000 $\mu g \cdot L^{-1}$) et est comparable à celles des années 2017-2021. Cette tendance corrobore l'analyse de la Chla qui en 2023 présentait une moyenne annuelle d'environ 4 $\mu g \cdot L^{-1}$, relativement stable depuis 2018. Néanmoins, en été et automne, les valeurs de production primaire ont été plus faibles en comparaison aux valeurs observées les années précédentes. Par ailleurs, l'indice de Brettum qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, donne un état écologique du lac de « bonne » qualité pour l'année 2023 (classification selon « intercalibration lake type »). La valeur de 2023 reste inférieure à l'objectif de la CIPEL, mais est la plus élevée de toute la chronique.

Le zooplancton, maillon essentiel pour le fonctionnement et la productivité de l'écosystème, voit son abondance généralement régulée à la fois par les communautés phytoplanctoniques et piscicoles. Son évolution temporelle est donc fortement influencée par les variabilités d'abondance et de composition du phytoplancton et des peuplements piscicoles. Le changement des températures du lac et la baisse des concentrations en phosphore ont donc potentiellement des effets indirects importants sur cette communauté. En 2023, *Eudiaptomus gracilis*, unique représentant des copépodes calanoïdes, demeurent le taxon dominant du zooplancton microcrustacéen. En fin d'hiver (février et début mars), l'abondance du zooplancton était faible. Le développement printanier a été observé à partir de la fin du mois de mars et le pic des abondances a été atteint fin mai. En 2023, la dynamique saisonnière des daphnies est atypique avec des maxima d'abondance en fin d'année.

A l'échelle interannuelle, la communauté microcustacéenne présente une tendance à la baisse depuis la fin des années 80, en lien direct et indirect avec la réoligotrophisation du lac. Depuis 2020 les valeurs d'abondance sont particulièrement basses mais restent stables en 2023. Cependant, les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis les années 80 et des effectifs particulièrement faibles dans les années 2000, ont encore drastiquement diminué en 2023. Les effectifs du cladocère carnivore *Bythotrephes longimanus*, ont subi une diminution importante. Les groupes des cyclopoïdes et calanoïdes au contraire ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurées en 2022, de même que le cladocère carnivore *Leptodora kindtii*.

L'évolution interannuelle de l'abondance des larves des mollusques *Dreissena sp.* était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été.

Un changement dans la phénologie des larves des mollusques *Dreissena sp.* avait été observé depuis 2017, probablement dû à l'arrivée d'une nouvelle espèce de Dreissena (*Dreissena bugensis*). Toutefois, cette tendance n'est pas confirmée en 2023, l'abondance des larves a considérablement diminué et leur présence a été observée uniquement durant les mois d'été.

En 2023, la taille moyenne des corégones capturés était de 43.9 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée des taxons qui dans le Léman voient leur abondance diminuer (*Daphnia*, *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii*). Les contributions relatives de ces 3 proies principales présentent des variations saisonnières très marquées et récurrentes d'une année à l'autre. Néanmoins, la contribution des daphnies est en baisse. Les Bythotrephes et Leptodora sont les principaux représentants du bol alimentaire en été. En automne, les nymphes de chironomes sont de nouveau présentes dans le bol alimentaire.

Dans le cadre du développement d'indicateurs de l'impact du changement climatique dans le Léman, les phénologies de la reproduction de deux espèces de poissons, le corégone (*Coregonus sp*.) et la perche (*Perca fluviatilis*), sont suivies. La phénologie de la reproduction du corégone pour l'hiver 2022-2023 est plus tardive que celle de l'année précédente et probablement en lien avec des températures de l'eau plus élevées. Les variabilités inter-annuelles observées dans les dynamiques de frai des perches étaient jusqu'à présent liées principalement aux fluctuations de la température de l'eau. En 2023, la reproduction a été décalée en profondeur avec l'essentiel des pontes à 20m, et est plus précoce qu'en 2022, malgré des températures moins élevées et la présence de perches de plus grande taille. Des investigations supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre les raisons des changements observés.

2. EVOLUTION DES TENEURS EN MICROPOLLUANTS ET MÉTAUX DANS LES EAUX (RHÔNE ET LÉMAN)

Dans le Rhône à la Porte-du-Scex, 129 pesticides, 36 résidus médicamenteux et 26 autres substances dont 17 PFAS ont été analysés dans des échantillons composites de deux semaines pendant toute l'année 2023. Deux campagnes de cinq échantillons composites 24 heures ont également eu lieu afin d'évaluer l'impact des sites industriels de Viège et Monthey.

Dans le Léman à SHL2, ce sont 135 pesticides, 55 résidus médicamenteux, 2 anticorrosifs et 4 autres composés organiques ainsi que 25 éléments traces métalliques qui ont été recherchés au printemps et à l'automne à différentes profondeurs (1, 30, 100 et 305 m pour les pesticides ; 1, 15, 100 et 305 m pour les résidus médicamenteux ; 15 et 100 m pour les quatre autre composés organiques). 18 insecticides pyréthrinoïdes ont également été recherchés par l'EAWAG, pour confirmer ou infirmer les résultats des investigations menées en 2021 et 2022. En complément de ces analyses ciblées, une analyse de "screening" en chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution a été réalisée par l'EAWAG à SHL2 pour la troisième année consécutive. Comme en 2022, des analyses supplémentaires ont également été effectuées dans la baie de Vidy et le delta de la Dranse.

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

2.1. PESTICIDES

Dans le Rhône à la Porte-du-Scex, sur un total de 129 pesticides recherchés, 12 substances ont été quantifiées. Les plus fréquemment retrouvés sont le glyphosate, l'AMPA, le dinoterb et le bicyclopyrone. La charge totale en pesticides en 2023 atteint 227 kg, valeur un peu plus élevée qu'en 2022 (173 kg). Le dinoterb représente 31 kg de cette charge totale, valeur similaire à ce qui avait été observé en 2014 et 2016 malgré que cet herbicide ne soit ni autorisé en Suisse ni produit en Valais.

Dans le Léman à SHL2, sur un total de 135 pesticides recherchés, un maximum de 20 substances sont quantifiées. L'AMPA est la seule substance mesurée à plus de 0.01 $\mu g \cdot L^{-1}$ à 30 m, profondeur habituelle pour le pompage de l'eau potable. En 2023, de façon similaire aux observations depuis 2015, les teneurs en pesticides totaux à SHL2 oscillent entre 0.044 et 0.122 $\mu g \cdot L^{-1}$ selon la profondeur et la saison. La campagne spécifiques d'analyse des insecticides pyréthrinoïdes a permis de confirmer l'absence de ces substances hautement écotoxiques. Cinq substances fongicides, sont quantifiées uniquement dans le delta de la Dranse (France), avec un dépassement de la norme OEaux de 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$pour le thiabendazole, mettant en évidence une utilisation plus marquée dans cette région mais n'impactant pas SHL2.

2.2. RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX

Dans le Rhône à la Porte-du-Scex, 13 résidus médicamenteux ont été quantifiés en 2023, contre seulement 7 en 2022. La metformine et la guanylurée sont présentes dans tous les échantillons avec des concentrations maximales respectives de 0.91 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 0.52 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les concentrations des autres substances quantifiées sont nettement moins élevées avec un maximum de 0.21 $\mu g \cdot L^{-1}$pour la prilocaïne et 0.30 $\mu g \cdot L^{-1}$pour la méthénamine. La charge annuelle totale des résidus médicamenteux est estimée à 3'190 kg en 2023 de nouveau en forte baisse par rapport à 2022 (4'777 kg) et 2021 (6'485 kg) ; la metformine et la guanylurée représentent 84 % de ce flux.

Dans le Léman à SHL2, la metformine reste la substance médicamenteuse en plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés. Elle est quantifiée dans tous les échantillons et la médiane des concentrations mesurées à 1 m, 15 m et 100 m est de 0.37 $\mu g \cdot L^{-1}$ tandis qu'à la profondeur de 305 m la médiane est de 0.14 $\mu g \cdot L^{-1}$. La guanylurée, est pour la première fois non décelée sur les 6 années consécutives de suivi. Les concentrations des résidus médicamenteux mesurés dans la baie de Vidy et le delta de la Dranse montrent l'impact des rejets d'eaux usées dans ces secteurs littoraux. Dans la baie de Vidy la concentration en ibuprofène dépasse le critère de qualité environnemental chronique du centre Ecotox de 11 $ng \cdot L^{-1}$.

2.3. AUTRES COMPOSÉS ORGANIQUES DE SYNTHÈSE

Dans le Rhône à la Porte-du-Scex, le 1,4-dioxane a été quantifié dans 16 échantillons sur 26, répartis le long de l'année. Les concentrations mesurées varient entre non-détecté et 0.26 $\mu g \cdot L^{-1}$. La charge annuelle est estimée à 370 kg et montre donc une stabilisation par rapport aux fortes baisses observées les deux années précédentes. À SHL2, ses concentrations oscillent entre 0.11 et 0.15 $\mu g \cdot L^{-1}$. Aussi bien dans le Rhône que dans le Léman, les concentrations maximales mesurées restent en dessous de la limite légale suisse pour l'eau potable de 6 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Les anti-corrosifs 1H-benzotriazole et tolyltriazole sont fréquemment quantifiés dans le Rhône à la Porte-du-Scex et leur charge annuelle est estimée à 148 kg pour le benzotriazole, 76 kg pour le tolyltriazole et sont plutôt stables depuis 2018. En 2023, ces deux substances sont détectées à SHL2 avec des concentrations maximales stables d'environ 0.05 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le benzotriazole et de 0.02 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le tolyltriazole.

Dans le Rhône à la Porte-du-Scex, le MTBE est recherché depuis 2018, les concentrations mesurées en 2023 varient entre non-détecté et 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ et la charge annuelle est estimée à 2108 kg. Pour la deuxième année consécutive la charge explose et atteint des valeurs encore jamais observées depuis 2018. Toutefois le MTBE n'a encore jamais été détecté à SHL2 depuis le début des suivis en 2020. Les investigations du canton du Valais montrent que la cause probable de cette augmentation serait l'exfiltration d'eaux souterraines d'un site connu pour être pollué au MTBE.

Dans le Rhône à la Porte-du-Scex, les PFAS ont été recherchés pour la troisième année consécutive. Dans 12 échantillons sur 26, au moins 1 des 16 PFAS recherchés a été quantifié avec une somme des concentrations maximale de 4.5 $ng \cdot L^{-1}$au mois de mai. Ces prochaines années, la surveillance des PFAS se poursuivra dans le Rhône et le Léman.

Dans le Rhône à la Porte-du-Scex, le TFA a été recherché pour la deuxième fois en 2023 et contrairement à 2022 n'a jamais été quantifié. La limite de quantification de la méthode analytique est relativement élevée (1 $\mu g \cdot L^{-1}$) et donc l'incertitude importante puisque la plupart des concentrations mesurées en 2022 étaient proches de cette limite. Une recherche à l'échelle suisse, incluant le Léman, est en cours pour identifier les principales sources de ce produit (OFEV 2023).

L'analyse de screening en haute résolution réalisée par l'EAWAG a permis de confirmer la présence d'acide tétrachlorophthalique, de mélamine, de triethylphosphate et d'amidosulfuron-ADMP. Ces substances ont été incluses dans le programme de suivi régulier du Léman 2024.

ETUDES SPECIFIQUES

1. IMPACT DE LA BAISSE DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHORE SUR LE RÉSEAU TROPHIQUE – UNE SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Le phosphore est un combat historique de la CIPEL et le précédent objectif, fixé en 2011 d'une concentration en phosphore total entre 10 et 15 $\mu g \cdot L^{-1}$ est désormais très proche d'être atteint. Dans ce contexte, cette étude propose une revue de littérature méthodique et exhaustive afin de réinterroger cet objectif à la lumière des connaissances actuelles et de le confronter aux différents usages du Léman dont la CIPEL souhaite faire la promotion. Les résultats de cette synthèse montrent que des concentrations en phosphore inférieures à 10 $\mu gP \cdot L^{-1}$ ne permettent généralement pas de maintenir des populations piscicoles fortes bien que le phosphore à lui seul ne permette pas d'expliquer en totalité les évolutions des biomasses piscicoles. Le réchauffement de l'eau, la présence de la moule quagga, les micropolluants et bien d'autres sont autant de facteurs pouvant exercer une influence. Dans la mesure où le contrôle des efflorescences algales semble désormais atteint, le seuil de 15 $\mu gP \cdot L^{-1}$ apparait comme étant un bon compromis afin de conserver une biomasse piscicole « de qualité » tout en permettant les autres usages du lac. Ainsi il appartiendra à la CIPEL de se réinterroger en 2025 sur le seuil précédemment établi de 10 à 15 $\mu gP \cdot L^{-1}$.

2. EVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC LÉMAN À L'AIDE D'UNE BATTERIE DE BIOESSAIS

En principe, l'évaluation de l'écotoxicologie par des bioessais est plus intégratrice et complète que l'évaluation via l'analyse chimique car elle prend en compte les effets de mélange ainsi que les substances non-analysées, mais la technique se heurte historiquement à des limites de sensibilité lorsqu'il s'agit d'évaluer des eaux naturelles peu polluées telles que celles du Léman. L'état de la technique a toutefois fortement évolué ces dernières années et cette étude propose de tester les différents bioessais actuellement disponibles et de les confronter à l'analyse chimique. Trois sites (SHL2, baie de Vidy et delta de la Dranse) ont été étudiés en 2022 et 2023 lors de deux campagnes ou les échantillons d'eau ont été soumis à la fois à des analyses chimiques et à une batterie de bioessais. Les bioessais réalisés sur embryons de poissons sont ceux ayant réagi le plus significativement et ce dans chacun des trois sites bien que l'échantillon de la baie de Vidy présentait les effets les plus prononcés, résultat en adéquation avec notamment la concentration en ibuprofène dépassant le critère de qualité environnemental. Les bioessais se présentent désormais comme complémentaire à l'analyse chimique bien que certains d'entre eux nécessitent encore une validation des seuils.

3. PLA'STOCK - ETUDE DU STOCK DE MICROPLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LÉMAN

Le projet Pla'Stock mandaté par la CIPEL est le résultat d'une collaboration entre la CIPEL, l'ASL et l'Université de Genève ayant pour objectif de réaliser un état des lieux de la pollution plastique sur les plages du Léman. Au total ce sont 25 plages réparties tout autour du Léman qui ont été investiguées par plus d'une centaine de bénévoles afin de réaliser des comptages de macroplastiques (visible à l'œil nu) et des prélèvements de substrats pour la détermination en laboratoire des microplastiques (0.3 – 5 mm). Concernant les macroplastiques une moyenne de 3.4 éléments plastiques par mètre linéaire a été répertorié, les plus courants étant les emballages de nourriture, les mégots de cigarettes et les pellets industriels. L'étude a également permis la mise en évidence de la présence de fibres utilisées dans la construction afin d'améliorer la cohésion du béton projeté. Concernant les microplastiques une moyenne de 17'500 microplastiques par mètre carré a été retrouvé sur les plages du Léman dont 75 % de fibres textiles. L'étude révèle enfin une grande hétérogénéité des résultats en fonctions des plages et des échantillons qui ne peuvent être associés ni à une activité particulière dans les zones proches ni au type de substrat. Les plages du Bouveret et des Grangettes qui subissent l'influence du Rhône et des contre-courants sont toutefois significativement les plus touchées par la pollution plastique.

EXECUTIVE SUMMARY

CAMPAIGN 2023

BY

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

CIPEL, ACW - CHANGINS - BÂTIMENT DC, ROUTE DE DUILLIER, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RESULTS OF MONITORING PROGRAM

Lake water physico-chemical analysis and biological monitoring are carried out at the deepest point of the lake, designated SHL2 (Figure 1, page 2). Historically, this site was chosen as a reference point because of its distance from potential sources of pollution on the shoreline and its location vertically above the deepest point. As such, SHL2 meets the requirements of the European Water Framework Directive. A second site (GE3), located in the "Petit Lac", is also monitored by the Service de la surveillance et de la protection des eaux et des milieux aquatiques (SSPMA, Canton de Genève). Data from SHL2 are summarized annually and supplemented by data from GE3 every six years. Micropollutants are monitored at SHL2 and at the "Porte du Scex" station on the Rhône River (station 1837 of the FOEN NAWA program).

1. CHANGES IN PHYSICO-CHEMICAL CONDITIONS AND PELAGIC BIOTIC COMPARTMENT

The year 2023 was marked by exceptional weather conditions. It was the second hottest year since 1991, just behind 2022. 2023 was also marked by a deficit in rainfall and a surplus of sunshine.

Due to the weather conditions, winter mixing did not extend beyond 130m, and the water temperature at the bottom of the lake (309m) remains around 6.2°C throughout the year, but has risen by 1.1°C since the last complete mixing in 2012. Oxygen concentrations at 309m show little variability, with an average of 2.9 $mg \cdot L^{-1}$, remaining below the 4 $mgO2 \cdot L^{-1}$ threshold throughout the year.

In 2023, average annual concentrations of total phosphorus and orthophosphates are 16.9 µgP-L-1 and 13.0 $\mu gP \cdot L^{-1}$ respectively. The average nitrate concentration is 0.57 $mgN \cdot L^{-1}$, slightly exceeding the 0.56 $mgN \cdot L^{-1}$ threshold required by the Swiss Waters Protection Ordinance.

The concentration of chloride ions in Lake Geneva continues to rise after a period of stabilization observed between 2016 and 2021. The average annual concentration for 2023 is 10.79 $mg \cdot L^{-1}$.

The distribution and dynamics of the picocyanobacteria community over the last ten years (2014 to 2023) reveal abundances that can exceed 105 cells $m \cdot L^{-1}$ in the summer period. High values are recorded in 2023, over the entire summer period (late June to late September). The relative average biomass of this community is still modest compared with that of nano- and microphytoplankton, but it exceeds 10% in 2023, and in summer, the biomass of picocyanobacteria may well have exceeded that of the larger nanoplanktonic forms. The proportion of these small phytoplanktonic forms, which play an important functional role, is expected to increase steadily as the ecosystem re-oligotrophizes and its waters warm up.

Particular weather conditions once again influenced phytoplankton dynamics this year, favoring the development of an early spring peak from the end of February. Low phosphorus concentrations remain a determining factor in phytoplankton composition, demonstrating the impact of lower phosphorus concentrations on this community. In 2023, phytoplankton showed a marked seasonal dynamic, with low abundances at the beginning of the year and the dominance of taxa indicative of mixed and oligotrophic environments (small centric diatoms and Cryptophyceae). The spring community reaches its maximum abundance on April 19 (3423 $\mu g \cdot L^{-1}$) and is dominated by a pennate diatom (*Diatoma elongatum*). In summer, the community is dominated by species indicative of oligotrophic environments, reaching a maximum on July 26 (4809 $\mu g \cdot L^{-1}$) with a dominance of chlorophyceae. From September onwards, biomass gradually declines, reaching a minimum of 135 $\mu g \cdot L^{-1}$ in December.

The annual average biomass (1576 $\mu g \cdot L^{-1}$) remains slightly above the objective proposed by CIPEL (1000 $\mu g \cdot L^{-1}$) and is comparable to those of the years 2017-2021. This trend corroborates with the Chla analysis, which in 2023 showed an annual average of around 4 $\mu g \cdot L^{-1}$, relatively stable since 2018. Nevertheless, in summer and autumn, primary production values were lower than in previous years. In addition, the Brettum index, which assesses the trophic level of the lake based on the species composition of phytoplankton, gives the lake's ecological status as "good" for the year 2023 (classification according to "intercalibration lake type"). The 2023 value remains below the CIPEL target, but is the highest recorded in the entire chronicle.

Zooplankton are essential to ecosystem functioning and productivity, and their abundance is generally regulated by both phytoplankton and fish communities. Its temporal evolution is therefore strongly influenced by variability in the abundance and composition of phytoplankton and fish populations. Changes in lake temperatures and lower phosphorus concentrations therefore have potentially significant indirect effects on this community. In 2023, *Eudiaptomus gracilis*, the only representative of the calanoid copepods, will remain the dominant taxon in the microcrustacean zooplankton. In late winter (February and early March), zooplankton abundance was low. Spring development was observed from the end of March, with peak abundance reached at the end of May. In 2023, the seasonal dynamics of daphnia are atypical, with abundance peaking at the end of the year.

On an interannual scale, the microcustacean community has shown a downward trend since the late 1980s, directly and indirectly linked to the lake's reoligotrophization. Abundance values have been particularly low since 2020, but remain stable in 2023. However, herbivorous cladocerans, which had shown a steady decline in abundance since the 1980s and particularly low numbers in the 2000s, have again fallen drastically in 2023. Numbers of the carnivorous cladoceran Bythotrephes longimanus have declined significantly. The cyclopoid and calanoid groups, on the other hand, showed a slight increase in abundance compared to the values measured in 2022, as did the carnivorous cladoceran *Leptodora kindtii*.

The inter-annual trend in larval abundance of the mollusc Dreissena sp. has been stable since the 2000s, with seasonality marked by high abundance in summer.

A change in the phenology of Dreissena sp. larvae had been observed since 2017, probably due to the arrival of a new Dreissena species (*Dreissena bugensis*). However, this trend was not confirmed in 2023, as larval abundance declined considerably and their presence was only observed during the summer months.

In 2023, the average size of whitefish caught was 43.9 cm. Whitefish feed mainly on taxa whose abundance is declining in Lake Geneva (Daphnia, Bythotrephes longimanus and Leptodora kindtii). The relative contributions of these three main prey species show very marked and recurring seasonal variations from one year to the next. However, the contribution of daphnia is declining. Bythotrephes and Leptodora are the main representatives of the food bolus in summer. In autumn, chironomid nymphs are again present in the food bolus.

As part of the development of indicators of the impact of climate change in Lake Geneva, the reproductive phenologies of two fish species, whitefish (Coregonus sp.) and perch (*Perca fluviatilis*), are being monitored. Whitefish reproductive phenology for the winter of 2022-2023 is later than that of the previous year, probably linked to higher water temperatures. The inter-annual variability observed in perch spawning dynamics has hitherto been linked mainly to fluctuations in water temperature. In 2023, spawning was shifted in depth, with the bulk of spawning at 20m, and occured earlier than in 2022, despite lower temperatures and the presence of larger perch. Further investigations are required to better understand the reasons for these changes.

2. TRENDS IN MICROPOLLUTANT AND METAL LEVELS IN WATER (RHÔNE AND LEMAN)

In the Rhône at Porte-du-Scex, 129 pesticides, 36 drug residues and 26 other substances, including 17 PFAS, were analyzed in two-week composite samples throughout 2023. Two campaigns of five 24-hour composite samples were also carried out to assess the impact of industrial sites in Visp and Monthey.

In Lake Geneva at SHL2, 135 pesticides, 55 drug residues, 2 anticorrosives and 4 other organic compounds, as well as 25 trace metals, were tested in spring and autumn at various depths (1, 30, 100 and 305 m for pesticides; 1, 15, 100 and 305 m for drug residues; 15 and 100 m for the four other organic compounds). 18 pyrethroid insecticides were also tested by EAWAG, to confirm or invalidate the results of investigations carried out in 2021 and 2022. In addition to these targeted analyses, EAWAG carried out a screening analysis using liquid chromatography coupled with high-resolution mass spectrometry at SHL2 for the third year running. As in 2022, additional analyses were also carried out in Vidy Bay and the Dranse delta.

Pesticide and metal levels in Lake Geneva meet the requirements for the environment and the production of drinking water as defined by Swiss and French legislation. For drug residues, no exceedance of existing limit values (Switzerland only) was observed.

2.1. PESTICIDES

In the Rhône at Porte-du-Scex, 12 of the 129 pesticides tested were quantified. The most frequently found were glyphosate, AMPA, dinoterb and bicyclopyrone. The total pesticide load in 2023 is 227 kg, slightly higher than in 2022 (173 kg). Dinoterb accounts for 31 kg of this total load, a value similar to that observed in 2014 and 2016, despite the fact that this herbicide is neither authorized in Switzerland nor produced in Valais.

In Lake Geneva at SHL2, out of a total of 135 pesticides tested, a maximum of 20 substances were quantified. AMPA is the only substance measured at more than 0.01 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 30 m, the usual depth for pumping drinking water. In 2023, as observed since 2015, total pesticide levels at SHL2 ranged from 0.044 to 0.122 $\mu g \cdot L^{-1}$, depending on depth and season. The specific pyrethroid insecticide analysis campaign confirmed the absence of these highly ecotoxic substances. Five fungicidal substances were quantified only in the Dranse delta (France), with thiabendazole exceeding the OEaux standard by 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$, highlighting a more marked use in this region but not impacting SHL2.

2.2. 2.2. DRUG RESIDUES

In the Rhône at Porte-du-Scex, 13 drug residues were quantified in 2023, compared with only 7 in 2022. Metformin and guanylurea were present in all samples, with maximum concentrations of 0.91 $\mu g \cdot L^{-1}$ and 0.52 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectively. Concentrations of the other substances quantified are much lower, with a maximum of 0.21 $\mu g \cdot L^{-1}$ for prilocaine and 0.30 $\mu g \cdot L^{-1}$ for methenamine. The total annual load of drug residues is estimated at 3,190 kg in 2023, again down sharply on 2022 (4,777 kg) and 2021 (6,485 kg); metformin and guanylurea account for 84% of this flow.

In SHL2 Leman, metformin remains the drug substance with the highest concentration, exceeding that of the other residues detected by more than an order of magnitude. It was quantified in all samples, and the median concentration measured at 1 m, 15 m and 100 m was 0.37 $\mu g \cdot L^{-1}$, while at 305 m the median was 0.14 $\mu g \cdot L^{-1}$. For the first time, guanylurea was not detected over the 6 consecutive years of monitoring. The concentrations of drug residues measured in Vidy Bay and the Dranse delta demonstrate the impact of wastewater discharges in these coastal areas. In Vidy Bay, the ibuprofen concentration exceeds the Ecotox chronic environmental quality criterion of 11 $ng \cdot L^{-1}$.

2.3. 2.3. OTHER SYNTHETIC ORGANIC COMPOUNDS

In the Rhône at Porte-du-Scex, 1,4-dioxane was quantified in 16 out of 26 samples, distributed throughout the year. Concentrations ranged from undetected to 0.26 $\mu g \cdot L^{-1}$. The annual load is estimated at 370 kg, showing a stabilization compared with the sharp declines observed in the previous two years. At SHL2, concentrations range from 0.11 to 0.15 $\mu g \cdot L^{-1}$. In both the Rhône and Léman rivers, maximum concentrations remain below the Swiss legal drinking water limit of 6 $\mu g \cdot L^{-1}$.

The anti-corrosives 1H-benzotriazole and tolyltriazole are frequently quantified in the Rhône at Porte-du-Scex, with an estimated annual load of 148 kg for benzotriazole and 76 kg for tolyltriazole, and have remained fairly stable since 2018. In 2023, these two substances are detected at SHL2 with stable maximum concentrations of around 0.05 $\mu g \cdot L^{-1}$ for benzotriazole and 0.02 $\mu g \cdot L^{-1}$ for tolyltriazole.

In the Rhône at Porte-du-Scex, MTBE has been monitored since 2018, with concentrations measured in 2023 ranging from undetected to 2 $\mu g \cdot L^{-1}$, and an estimated annual load of 2108 kg. For the second year running, the load has exploded, reaching values not seen since 2018. However, MTBE has never been detected at SHL2 since monitoring began in 2020. Investigations by the canton of Valais show that the probable cause of this increase is the exfiltration of groundwater from a site known to be polluted with MTBE.

In the Rhône at Porte-du-Scex, PFAS were tested for the third year running. In 12 out of 26 samples, at least 1 of the 16 PFAS tested was quantified, with a maximum sum concentration of 4.5 $ng \cdot L^{-1}$ in May. PFAS monitoring will continue in the Rhône and Léman rivers over the next few years.

In the Rhône at Porte-du-Scex, TFA was tested for the second time in 2023, and unlike in 2022, was never quantified. The limit of quantification of the analytical method is relatively high (1 $\mu g \cdot L^{-1}$) and therefore the uncertainty significant, since most of the concentrations measured in 2022 were close to this limit. A Swiss-wide study, including Lake Geneva, is currently underway to identify the main sources of this product (OFEV 2023).

High-resolution screening analysis carried out by EAWAG confirmed the presence of tetrachlorophthalic acid, melamine, triethylphosphate and amidosulfuron-ADMP. These substances have been included in the regular monitoring program for Lake Geneva 2024.

SPECIFIC STUDIES

1. IMPACT OF DECLINING PHOSPHORUS CONCENTRATIONS ON THE FOOD WEB - A LITERATURE REVIEW

Phosphorus is one of CIPEL's long-standing battles, and the previous target, set in 2011, of a total phosphorus concentration of between 10 and 15 $\mu g \cdot L^{-1}$ is now very close to being achieved. Against this backdrop, this study proposes a methodical and exhaustive literature review in order to re-examine this objective in the light of current knowledge, and to compare it with the various uses of Lake Geneva that CIPEL wishes to promote. The results of this review show that phosphorus concentrations of less than 10 $\mu gP \cdot L^{-1}$ are generally insufficient to maintain a large fish population, although phosphorus alone cannot fully explain changes in fish biomass. Water warming, the presence of quagga mussels, micropollutants and many other factors can also have an influence. Given that control of algal blooms seems to have been achieved, the threshold of 15 $\mu gP \cdot L^{-1}$ appears to be a good compromise for maintaining a “quality” fish biomass while allowing other uses of the lake. It will therefore be up to CIPEL to reconsider the previously established threshold of 10 to 15 $\mu gP \cdot L^{-1}$ in 2025.

2. EVALUATION OF LAKE LEMAN WATER QUALITY USING A BATTERY OF BIOASSAYS

In principle, ecotoxicological assessment by bioassay is more integrative and comprehensive than assessment by chemical analysis, since it considers mixing effects as well as unanalyzed substances. However, this technique has historically encountered sensitivity limits when it comes to assessing natural waters with low levels of pollution, such as those in Lake Geneva. Considering the state-of-the-art considerable evolution in recent years, this study proposes to test the various bioassays currently available and compare them with chemical analysis. Three sites (SHL2, Baie de Vidy and Dranse delta) were studied in 2022 and 2023 during two campaigns in which water samples were subjected to both chemical analysis and a battery of bioassays. The bioassays carried out on fish embryos were the most significant in each of the three sites, although the Vidy Bay sample showed the most pronounced effects, a result in line with the ibuprofen concentration exceeding the environmental quality criterion. Bioassays now complement chemical analysis, although some of them still require threshold validation.

3. PLA'STOCK - STUDY OF MICROPLASTIC STOCKS ON THE SHORES OF LAKE GENEVA

The Pla'Stock project, commissioned by CIPEL, is the result of a collaboration between CIPEL, ASL (Association pour la sauvegarde du Léman), and the University of Geneva that aims to assess plastic pollution on the beaches of Lake Geneva. In total, 25 beaches around Lake Geneva were investigated by over a hundred volunteers to count macroplastics (visible to the naked eye) and collect substrate samples for laboratory analysis of microplastics (0.3 – 5 mm). Regarding macroplastics, an average of 3.4 plastic items per linear meter was recorded, with the most common items being food packaging, cigarette butts, and industrial pellets. The study also highlighted the presence of fibers used to improve the cohesion of shotcrete in constructions. Concerning microplastics, an average of 17,500 microplastic particles per square meter was found on the beaches of Lake Geneva, 75% of which were textile fibers. The study further reveals significant variability in results across beaches and samples, which cannot be linked to any specific activity in nearby areas or to the type of substrate. However, the beaches of Bouveret and Les Grangettes, influenced by the Rhône River and back-currents, were found to be the most affected by plastic pollution.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA AND METEOROLOGICAL DATA

CAMPAGNE 2023

PAR

Viet TRAN KHAC, Philippe QUETIN et Orlane ANNEVILLE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRA, USMB), CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

L'année 2023 a été exceptionnellement chaude, marquée par un déficit pluviométrique et un excédent d'ensoleillement. Elle se classe au 2^{e} rang des années les plus chaudes dans la chronologie, juste après l'année 2022.

Les conditions météorologiques en 2023 ont permis un brassage hivernal partiel jusqu'à 130m. La température de l'eau au fond est demeurée stable à 6.2°C durant toute l'année, ce qui représente une augmentation continue de 1.1°C depuis le dernier brassage complet en 2012. Les concentrations en oxygène au fond présentent une faible variabilité avec une moyenne de 2.9 mg·L^{-1}, restant inférieures au seuil de 4 mgO_2·L^{-1} tout au long de l'année.

En 2023, les concentrations moyennes annuelles en phosphore total et en orthophosphates sont respectivement de 16.9 µgP·L^{-1} et de 13.0 µgP·L^{-1}.

La concentration moyenne en nitrate est de 0.57 mgN·L^{-1}, dépassant légèrement le seuil de 0.56 mgN·L^{-1} exigé par l'ordonnance sur la protection des eaux suisse.

La concentration des ions chlorures dans le Léman continue d'augmenter après une période de stabilisation observée entre 2016 et 2021. La concentration moyenne annuelle de 2023 s'élève à 10.79 mg·L^{-1}.

ABSTRACT

In 2023, the weather conditions were exceptionally warm, with a deficit in rainfall and an excess of sunlight. It ranks second in the chronology, just after the year 2022.

The meteorological conditions in 2023 allowed for partial winter mixing down to a depth of 130 meters. The water temperature at the bottom remained stable at 6.2°C throughout the year, representing a continuous increase of 1.1°C since the last complete mixing in 2012. Oxygen concentrations at the bottom showed low variability, with an average of 2.9 mg·L^{-1}, remaining below the threshold of 4 mgO2·L^{-1} throughout the year 2023.

In 2023, the average annual concentration of total phosphorus and orthophosphates was 16.9 µgP·L^{-1} and 13.0 µgP·L^{-1} respectively.

The average nitrate concentration was 0.57 mgN·L^{-1}, slightly exceeding the threshold of 0.56 mgN·L^{-1} required by the Swiss water protection ordinance.

The concentration of chloride ions in Lake Geneva continues to increase after a period of stabilization observed between 2016 and 2021. The average annual concentration in 2023 was 10.79 mg·L^{-1}.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman réalisé dans le Grand Lac à la station SHL2 en 2023, et présente l'évolution de 17 paramètres (température, pH, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphates, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, et transparence).

Toutes les conditions météorologiques de l'année 2023 (température de l'air, pluviométrie, ensoleillement, rayonnement global et vents) sont présentées dans ce rapport et figure en annexe V. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRAE (Figure 1).

Le présent rapport utilise les données du suivi environnemental du Léman fournies par l'Observatoire OLA (Observatoire des Lacs Alpins) pour la période 1973-2023 (SOERE OLA-IS 2023).

2. MÉTHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques dans les eaux du Léman sont représentées sur la Figure 1. La station SHL2, qui fait l'objet de ce rapport, est située au centre du Grand Lac entre Évian et Lausanne (coord. CH : 534.700/144.950) et correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m)

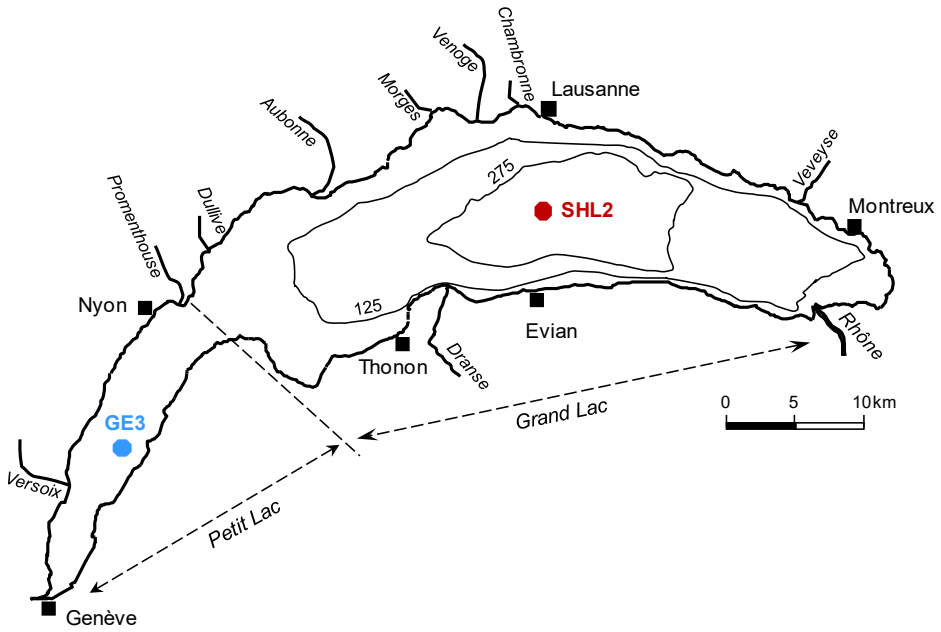


Figure 1. Situation des points de prélèvement pour le suivi de la CIPEL sur le Léman

Figure 1. Location of the sampling stations for the CIPEL monitoring of Lake Geneva

Le point SHL2 a été sélectionné pour surveiller l'évolution à long-terme de la qualité physico-chimique du Grand Lac en raison de sa localisation dans la zone pélagique, moins impactée directement par les activités littorales localisées qui contribuent à l'hétérogénéité spatiale des conditions physico-chimiques (ports, rivières…). De plus, ce point se situe au niveau de la zone la plus profonde du lac, et permet ainsi d'échantillonner l'intégralité de la colonne d'eau jusqu'à 309 m de profondeur.

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. Les stocks et moyennes pondérées des concentrations sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes II et III).

La fréquence d'échantillonnage est ajustée en fonction des conditions météorologiques pour la navigation ainsi que du cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac évoluent rapidement, la fréquence du suivi est plus importante. Elle suit le plan suivant : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense.

En 2023, il y a eu 18 campagnes de prélèvements, 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 - Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

N° Campagne	Date	N° Campagne	Date
1	2023-02-02	**10**	2023-07-10
2	2023-02-21	**11**	2023-07-26
3	2023-03-07	**12**	2023-08-08
4	2023-03-28	**13**	2023-08-21
5	2023-04-19	**14**	2023-09-07
6	2023-05-11	**15**	2023-09-20
7	2023-05-22	**16**	2023-10-11
8	2023-06-13	**17**	2023-11-21
9	2023-06-27	**18**	2023-12-19

Les mesures « *in-situ* » et les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARRTEL INRAE USMB de Thonon-les-Bains (Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Écosystèmes Limniques : Unité Mixte de Recherche associant l'INRAE et l'Université de Savoie Mont Blanc). 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 un écart moyen d'un mètre par rapport à la profondeur théorique. Ces écarts, qui varient entre 0 et 5 m, sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par la plateforme d'analyse chimique de l'Observatoire des grands LAcs (OLA) à Thonon-les-Bains. Les méthodes analytiques utilisées sont conformes aux normes de qualité de l'eau normalisées AFNOR et sont comparées par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de fidélité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'annexe IV.

Lors de chaque campagne, les conditions météorologiques (aspect de l'eau, état de surface, température de l'air, pression atmosphérique, hygrométrie, nébulosité, ensoleillement, direction et vitesse du vent) et la transparence de l'eau sont notées au moment de prélèvements. Les profils verticaux de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH et chlorophylle *a in vivo* avec une résolution de 0.1 m sont également réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable CTD-90M (Sea & Sun Technology GmbH).

3. PARAMETRES PHYSIQUES

3.1. BRASSAGE HIVERNAL ET STRATIFICATION EN 2023

En 2023, le brassage hivernal était encore partiel, pour la onzième année consécutive. La profondeur maximale d'homogénéisation thermique est observée à 130 m lors de la campagne du 21 février 2023 (Figure 2ac).

La température de l'eau au fond est demeurée relativement stable à 6.2°C durant toute l'année. Le brassage partiel n'est pas suffisant pour compenser la consommation chimique et biologique de l'oxygène dissous et pour réoxygéner les couches d'eau profonde du lac (Figure 2c). La concentration en oxygène dissous mesurée au fond du lac est de 1.9 $mgO_2 \cdot L^{-1}$, soit une baisse de 1 $mgO_2 \cdot L^{-1}$ par rapport à l'année 2022.

A partir du printemps de 2023, la mise en place de la stratification thermique entraine l'augmentation de l'activité phytoplanctonique. La stabilité de la colonne d'eau est propice pour le développement phytoplanctonique.

La stratification estivale maximale est observée le 21 août avec une température maximale des eaux de surface de 27.3°C.

La déstratification qui entraine un enfoncement de la thermocline, est observée à partir du 20 septembre 2023 avec une diminution en oxygène dans le métalimnion dû à l'activité microbienne. (Figure 2b).

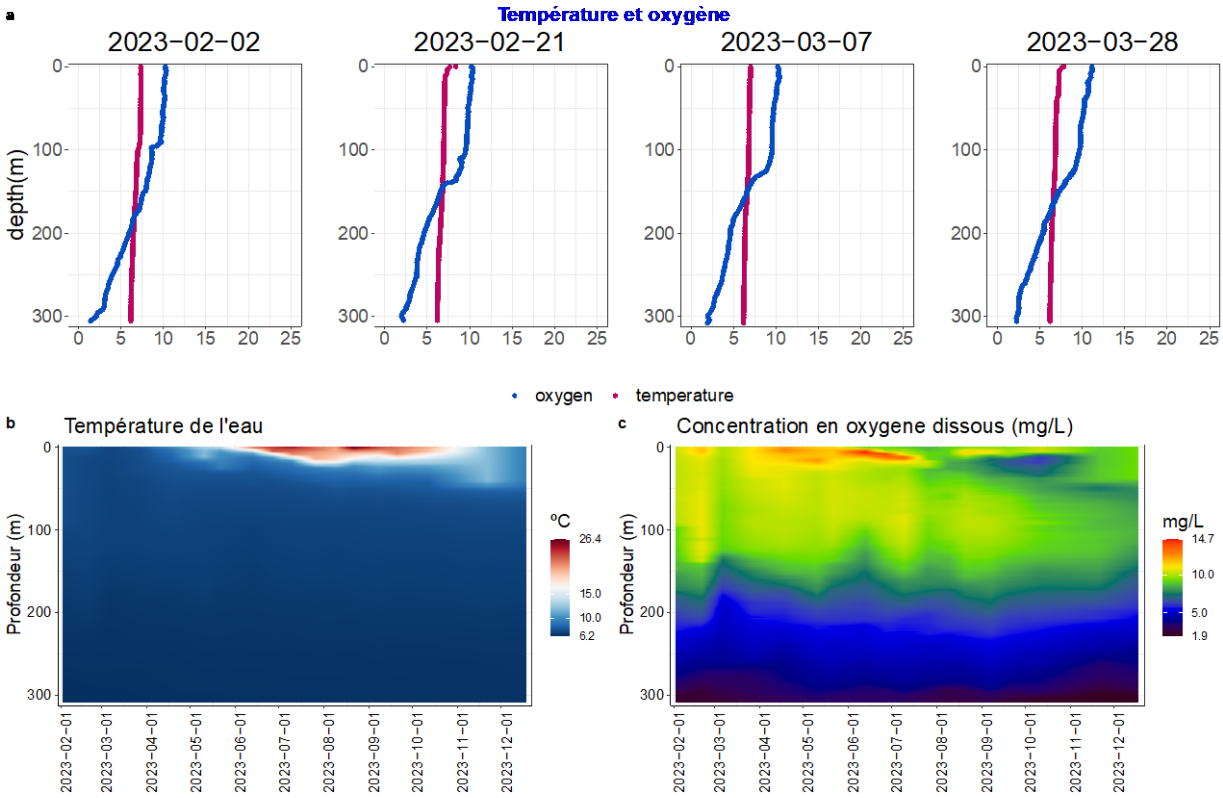


Figure 2. Profils verticaux de (a) température et d'oxygène pour les trois premiers mois de l'année, (b) Température de l'eau en 2023, (c) Concentration en oxygène dissous

Figure 2. Vertical profiles of (a) temperature and oxygen for the first three months of the year, (b)Water temperature in 2023, (c) Dissolved oxygen concentration

3.2. VARIABILITÉ ANNUELLE ET INTER-ANNUELLE DE LA TEMPERATURE DE L'EAU

L'année 2023 est une année exceptionnellement chaude avec un fort rayonnement solaire quasiment comparable à 2022. Elle est la deuxième année la plus chaude après 2022 sur la chronique (1991-2023). Ce caractère exceptionnel des conditions météorologiques conduit à des conditions thermiques particulières avec notamment une couche de surface (0-10m) plus chaude que la distribution des températures des années précédentes. A l'exception du mois de mai, la température de l'eau de la couche de surface se situe à l'intérieur de la plage interquartile du boxplot. Pour le reste de l'année, la température de l'eau atteint au moins le troisième quartile du boxplot mensuel et dépasse parfois de manière significative ce seuil (Figure 3).

La variation inter-annuelle de la température à 5m et 309m est présentée dans la Figure 4. La variabilité de la couche d'eau de surface est plus marquée que la couche d'eau à 309m. Les dernières années ont connu les températures de surface et de fond les plus élevées dans la chronique des données.

La température moyenne annuelle dans la couche 0-10 m montre une tendance au réchauffement statistiquement significative depuis 1973 (p-value < 0.005). En 2023, la température de cette couche est de 13.6°C, soit du même ordre de grandeur que 2020 et 2022 qui sont toutes les deux les années exceptionnellement chaude.

Dans la couche d'eau profonde, la température de l'eau est passée de 5.1 °C en 2012 à 6.2 °C en 2023, soit une augmentation de 1.1°C en 11 ans. Cette hausse de température s'explique principalement par l'absence de brassage hivernal complet (Figure 4).

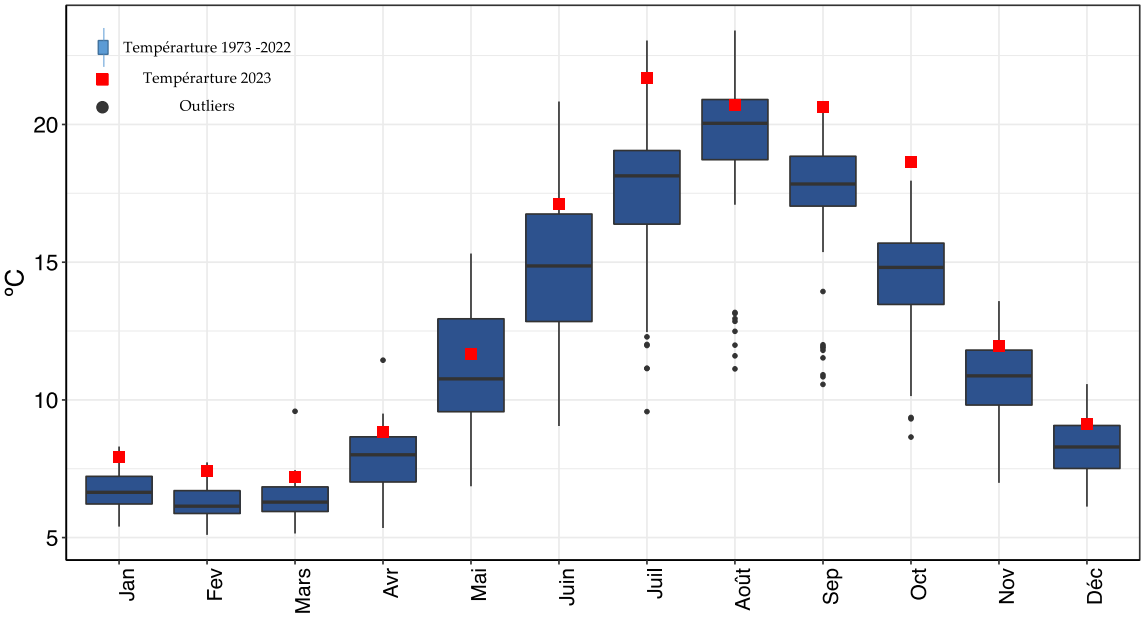


Figure 3. Température moyenne mensuelle de l'eau de la couche (0-10m) du 1973-2022 (boxplot) et en 2023 (carré rouge) – Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 3. Monthly average water temperature of the 0-10m top layer from 1973 – 2022 (boxplot) and in 2023 (red square), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

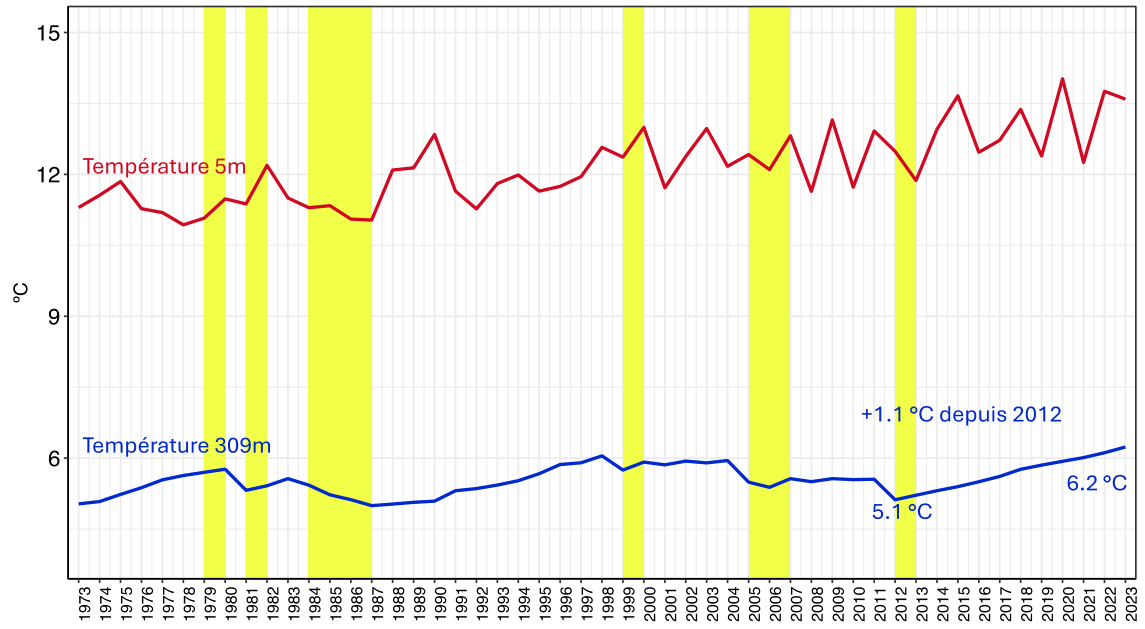


Figure 4. Évolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 5 et 309 m de 1973 à 2023, Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les hivers qui ont conduit à une homogénéisation de la colonne d'eau (soit par l'effet de mélange convective ou d'écoulements de densité).

Figure 4. Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 5 and 309 meters from 1973 to 2023, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent winters when the water column has been homogenized (due to convective mixing and density currents).

4. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ASSOCIÉ À L'ACTIVITÉ PHYTOPLANCTONIQUE

4.1. TRANSPARENCE DE L'EAU

La transparence de l'eau en hiver 2023 est à 15m. Cette transparence diminue progressivement dès l'augmentation des activités phytoplanctoniques et atteint la valeur minimale de 3.4m le 19 avril 2023. Ces biomasses phytoplanctoniques sont broutées par le zooplancton. Par conséquent, la phase des eaux claires a été observée avec une augmentation de la transparence de l'eau à 6.3m le 11 mai 2023.

Après cette date, la transparence reste faible durant l'été. Sur la dernière partie de l'année, elle augmente progressivement et atteint 10.5m le 21 novembre 2023 (Figure 5a).

La dynamique de transparence inter-annuelle est présentée selon les saisons dans la Figure 5b.

La transparence en hiver est plus importante que lors des autres saisons et présente une tendance de diminution de façon statistiquement significative. Cette baisse s'explique par une activité phytoplanctonique hivernale de plus en plus importante et une augmentation de la biomasse algales (Anneville et al. 2008). Aucune tendance n'est observée pour les autres saisons.

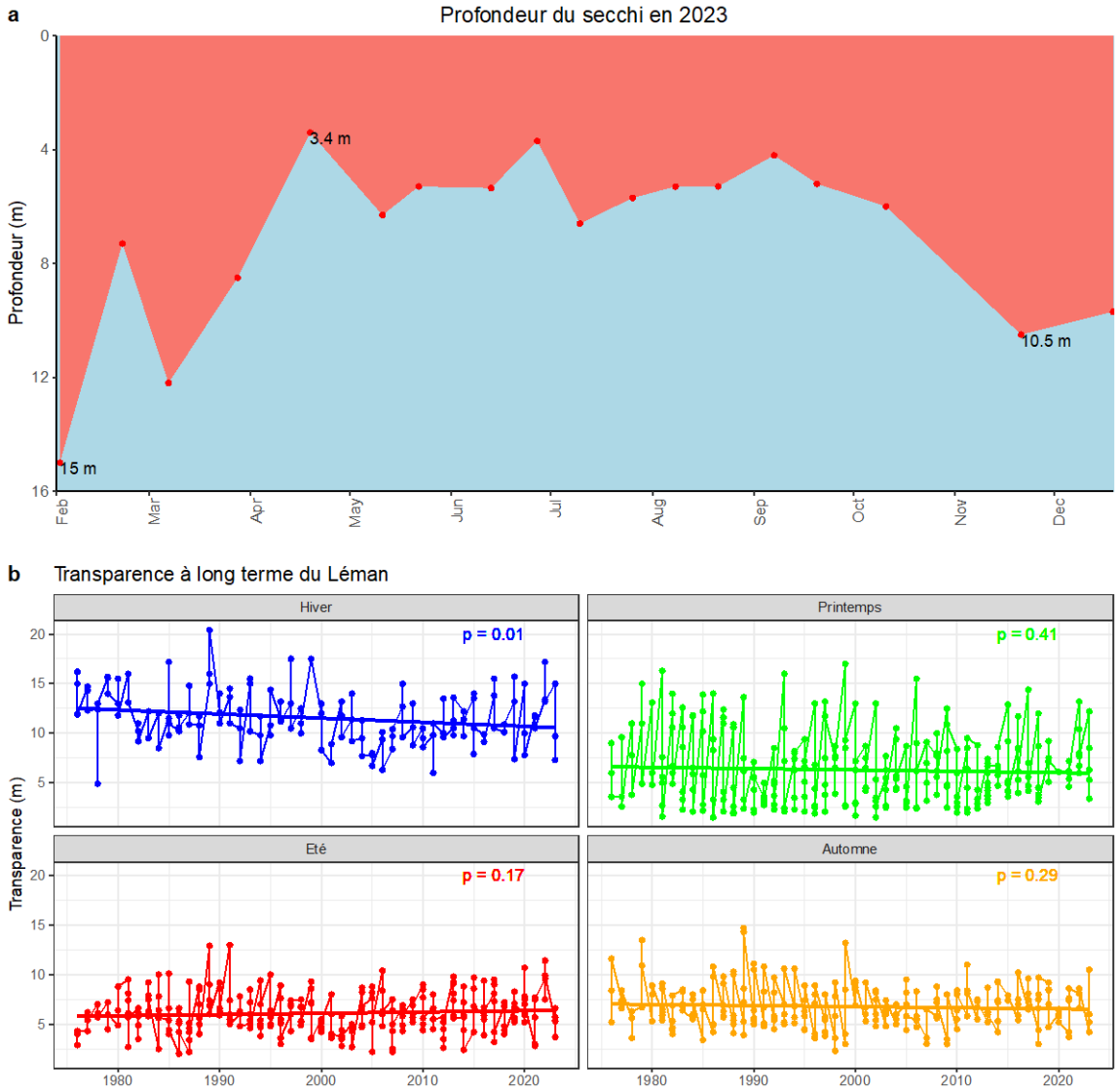


Figure 5. Transparence de l'eau (a) en 2023 et (b) à long terme du Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 5. Water transparency (a) in 2023 and (b) long term, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.2. PH

La Figure 6 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. Le pH est aux alentours de 8 dans la couche de surface lors du mélange hivernal. En présence des conditions propices (lumière et température), l'augmentation de l'activité phytoplanctonique provoque une augmentation du pH à 8.2 le 28 mars 2023. Cette hausse est provoquée par la consommation de CO_2 lors de la photosynthèse. Durant l'été, le pH reste élevé dans les dix premiers mètres entre 8.6 à 8.8. Les mois de septembre et d'octobre sont exceptionnellement chauds en 2023. Le pH reste élevé et atteint la valeur maximale de 8.9 le 11 octobre 2023. Le pH diminue progressivement par la suite et le pic du pH s'enfonce en raison de la déstratification de la masse d'eau et de la diminution de l'activité phytoplanctonique. (Figure 6).

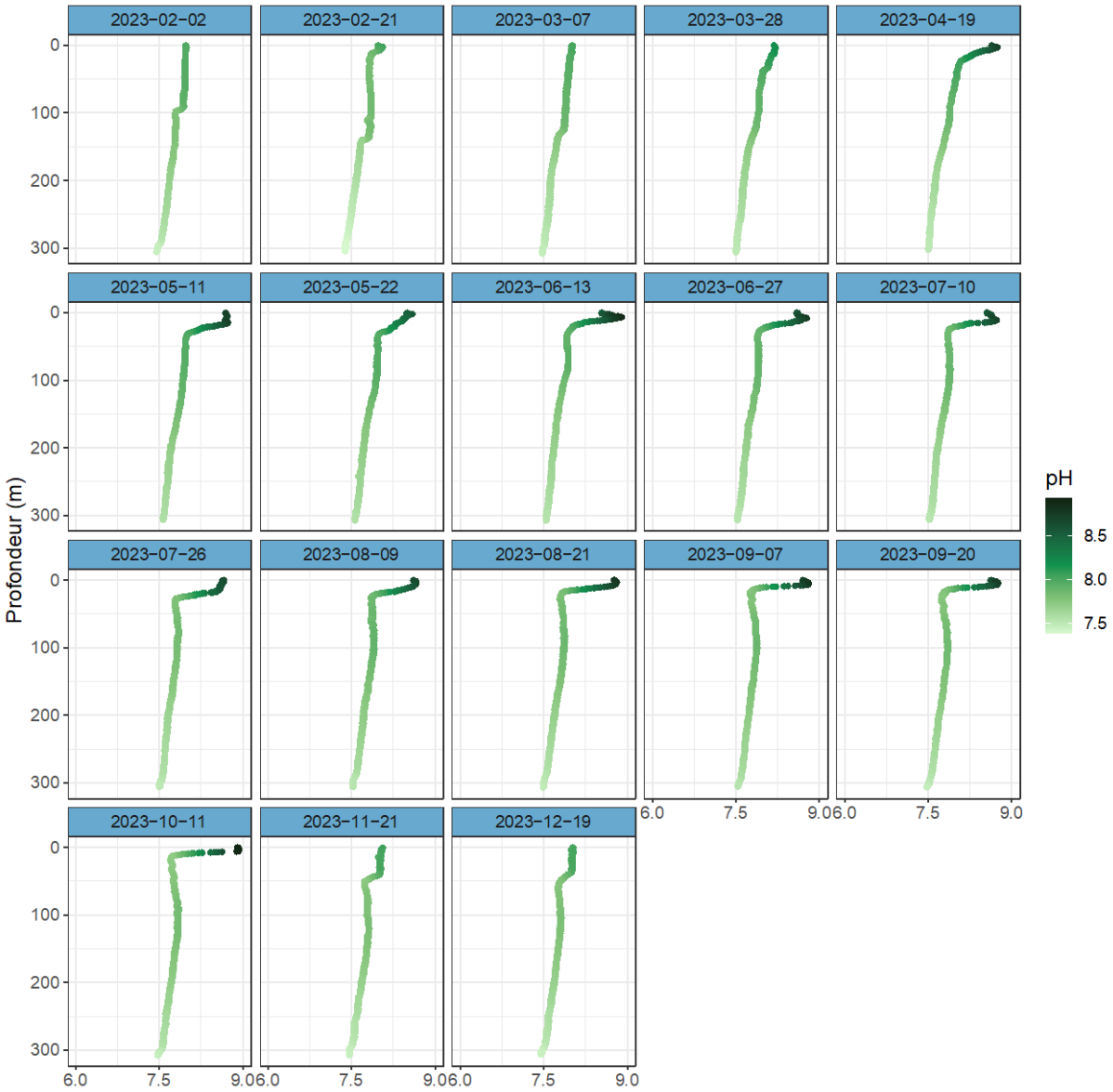


Figure 6. pH des eaux du lac en fonction de la profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 6. Vertical profiles of pH, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.3. OXYGÈNE DISSOUS

La Figure 7 montre l'évolution des profils de saturation en oxygène dans la colonne d'eau du lac entre 0 et 30 m.

L'activité phytoplanctonique printanière engendre une sursaturation en oxygène à la surface qui atteint un pic de 147 % à 5.6 m le 13 juin 2023. Par la suite, l'oxygène dissous dans la couche d'eau superficielle reste en sursaturation jusqu'à l'été. A partir de l'automne, l'oxygène dans la couche 0-30 m diminue progressivement à cause de la baisse de l'activité photosynthétique. Ce phénomène peut aussi s'expliquer par la diffusion d'oxygène vers la couche d'eau inférieure qui est désoxygénée 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. Durant cette période, l'enfoncement de la thermocline se met en place. La diminution des concentrations en oxygène dissous de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers la couche d'eau plus profonde est observée avec un minimum à environ 80 % entre 0 et 30m durant le reste de l'année.

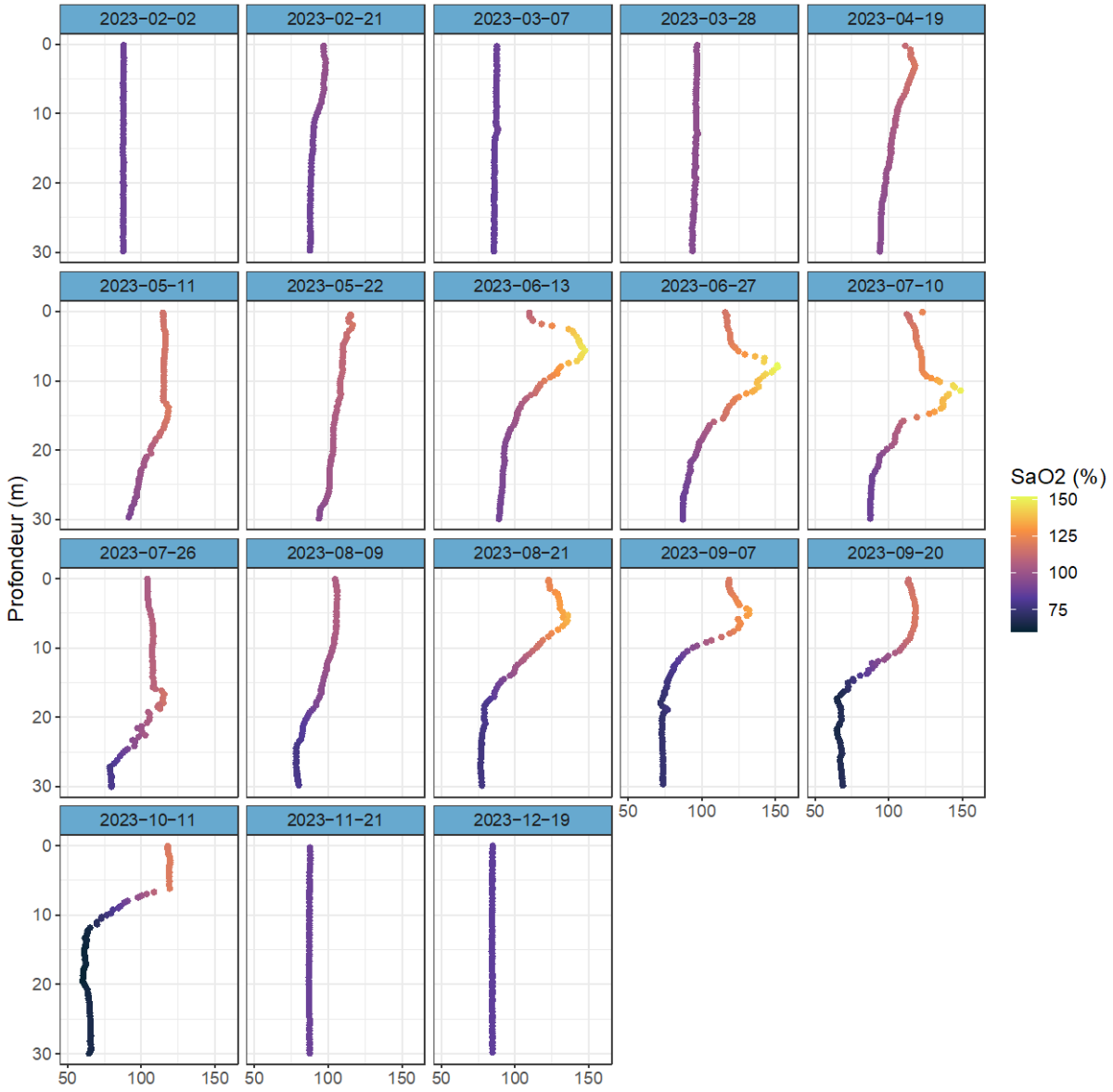


Figure 7. Saturation en oxygène dissous entre 0 et 30 m de la colonne d'eau, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 7. Saturation of dissolved oxygen between 0 and 30 m of lake's water column, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

En 2023, à l'issue de ce brassage, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est de 1,9 $mgO_2 \cdot L^{-1}$. Cette concentration est inférieure à la valeur minimale de 4 $mgO_2 \cdot L^{-1}$ relative aux exigences de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux).

Les concentrations d'oxygène demeurent inférieures au seuil de 4 $mgO_2 \cdot L^{-1}$ tout au long de l'année 2023 (Figure 8). En 2023, les concentrations en oxygène présentent une faible variabilité : 1.22 $mg \cdot L^{-1}$ (minimum), 2.0 $mg \cdot L^{-1}$ (moyenne) et 2.9 $mg \cdot L^{-1}$ (maximum).

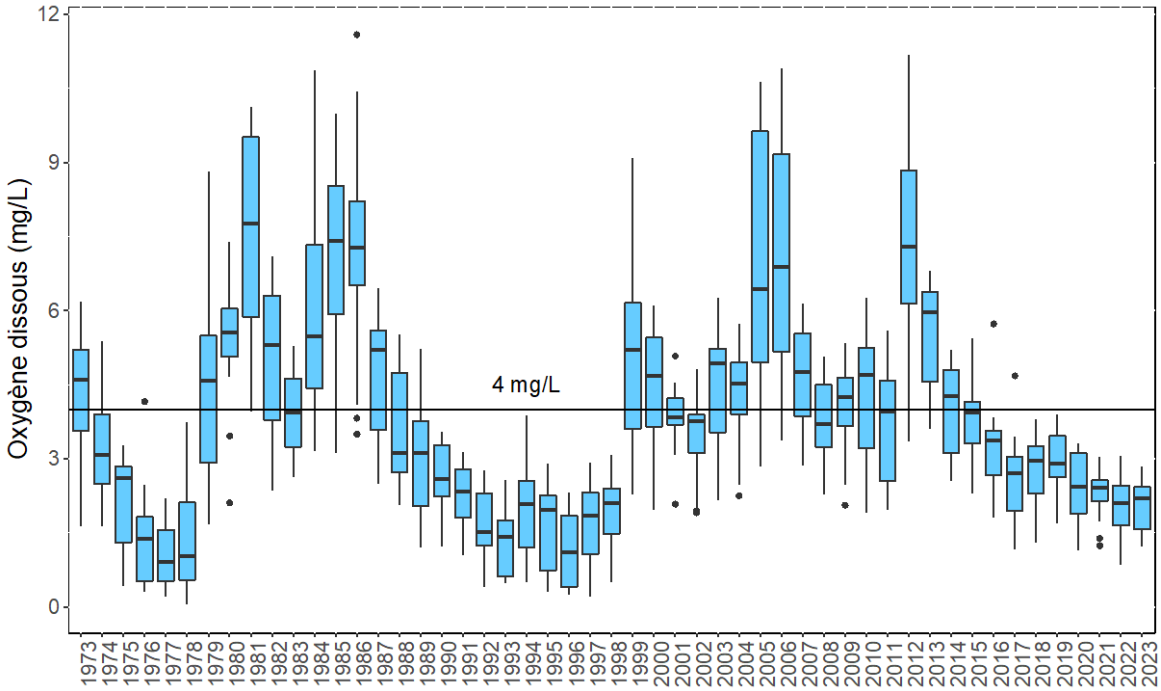


Figure 8. Évolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux à 309 m de 1972 à 2023, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 8. Long-term changes in dissolved oxygen concentrations measured at 309 m from 1972 to 2023, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.4. MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire dans la couche d'eau superficielle est en partie composée de cellules phytoplanctoniques, il s'agit donc d'un indicateur de l'abondance phytoplanctonique en suspension dans l'eau. Les concentrations en carbone organique particulaire (COP) correspondent donc essentiellement à la quantité en carbone contenue dans l'ensemble du phytoplancton. Les concentrations en carbone, azote organique particulaire et phosphore total particulaire sont présentés dans la Figure 9.

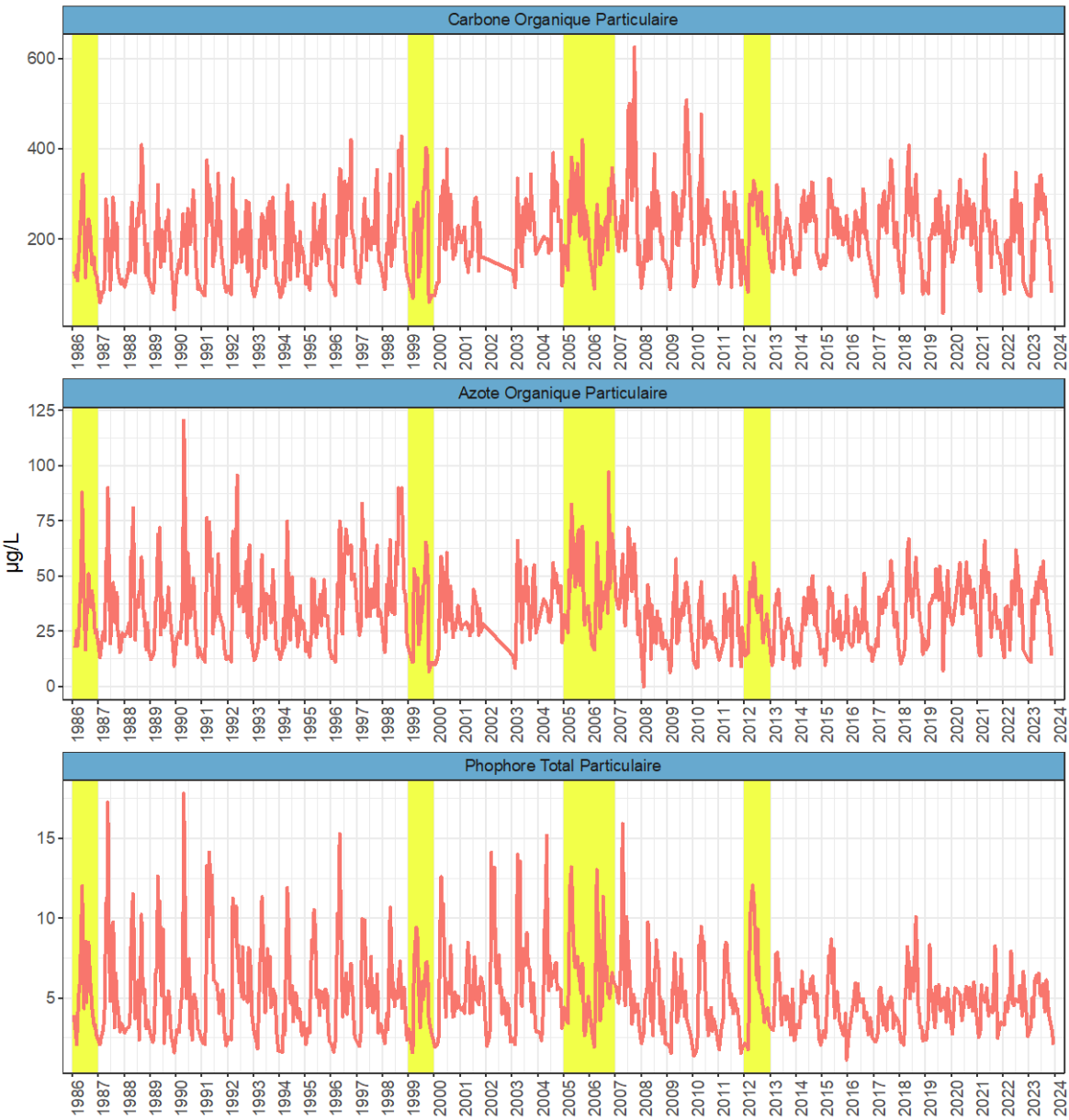


Figure 9. Évolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche 0 - 20 m de 1986 à 2023, Léman - Grand Lac (SHL2) (a) Carbone organique particulaire, (b) Azote organique particulaire, (c) Phosphore total particulaire

Figure 9. Temporal change in particulate matter concentrations in the 0 - 20 m layer from 1986 to 2023, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) (a) Particulate organic carbon, (b) Particulate organic nitrogen, (c) Particulate total phosphorus

5. ELEMENTS NUTRITIFS ET CHLORURES

5.1. PHOSPHORE TOTAL ET ORTOPHOSPHATES

En 2023, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total estimée sur l'ensemble du grand lac est de 16.9 µgP·L^{-1}, soit similaire par rapport à l'année 2022 (Figure 10). La concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphates est de 13.0 µgP·L^{-1} en 2021, soit une baisse de 0.5 µgP·L^{-1} par rapport à l'année 2022.

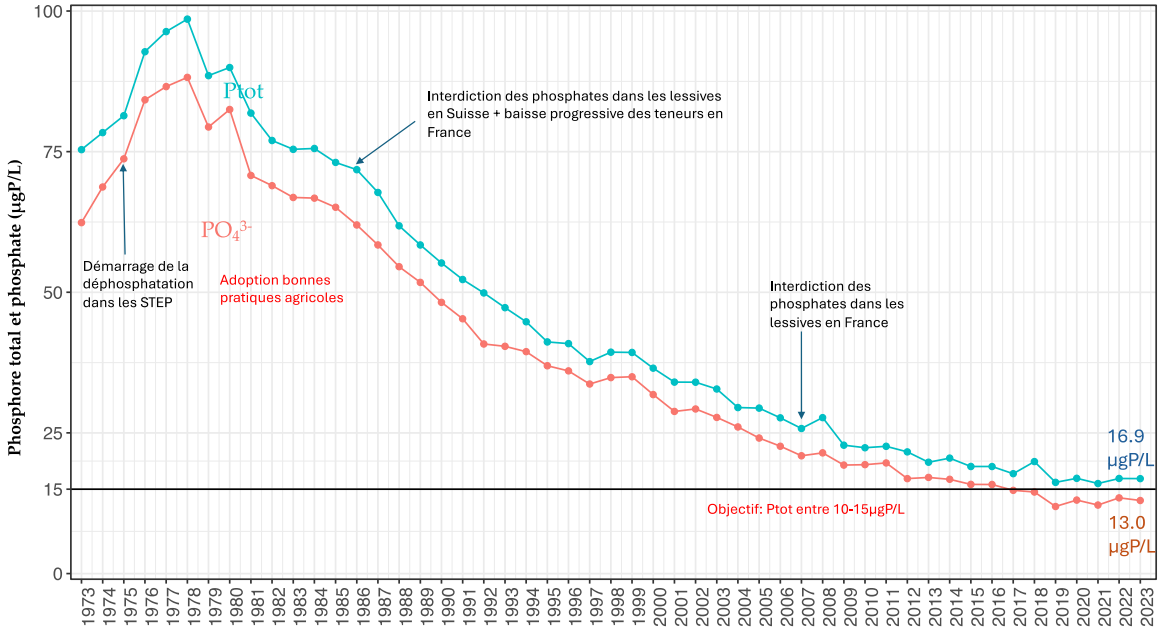


Figure 10. Évolution de la concentration moyenne annuelle pondérée des orthophosphates et de phosphore total estimée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2023, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 10. Long-term change in weighted mean annual total concentration of orthophosphate and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1973 to 2023, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.2. AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMONIACAL

L'azote nitrique ou nitrate est un élément nutritif essentiel au développement des micro-organismes photosynthétiques.

En 2023, la concentration moyenne en azote total est de 701 µgN·L^{-1}, soit une augmentation par rapport à l'année 2022. La concentration moyenne annuelle en nitrates en 2023 est de 570 µgN·L^{-1} et reste similaire à celle de 2022 (Figure 11). L'exigence de l'ordonnance sur la protection des eaux Suisse édicte une limite à 560 µgN·L^{-1} en nitrates. Les concentrations en nitrates dans les eaux du Léman en 2023 dépassent légèrement cette limite.

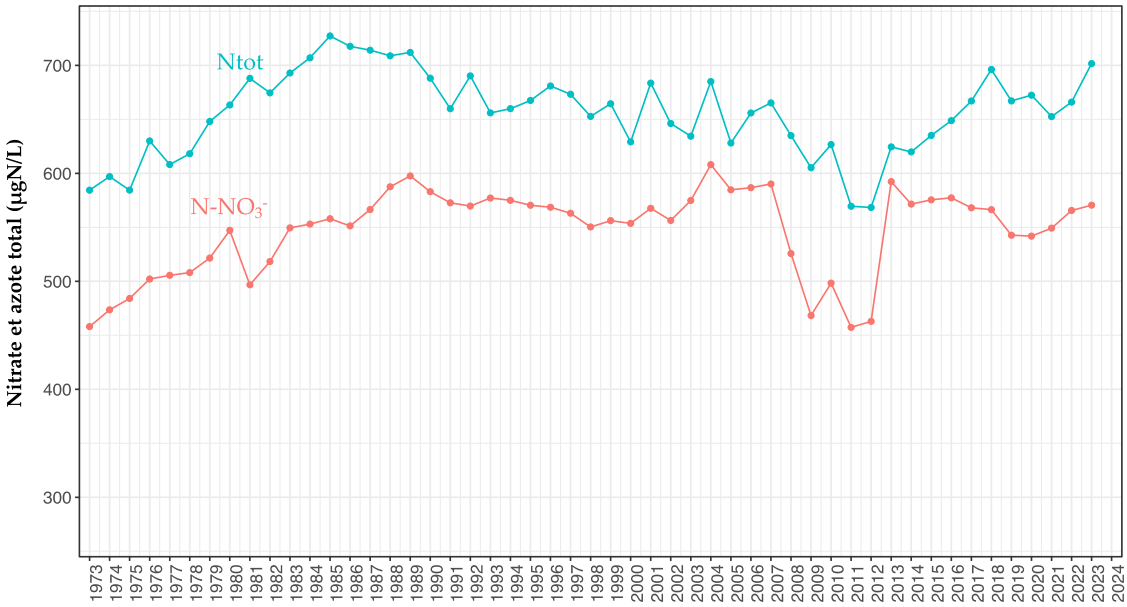


Figure 11. Évolution de la concentration moyenne annuelle pondérée d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2023, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 11. Change in the weighted mean annual total concentration of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1973 to 2023, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.3. SILICE

La silice constitue une source nutritive importante pour les diatomées afin de construire leur frustule. La variation saisonnière de silice est souvent en corrélation avec la dynamique de développement des diatomées.

La concentration moyenne annuelle entre 0-30m en 2023 est de 0.71 $mgSiO_2 \cdot L^{-1}$, soit une légère augmentation par rapport à 2022. Elle est élevée à l'issu du brassage et diminue progressivement avec le développement phytoplanctonique pour atteindre une valeur minimale de 0.38 $mgSiO_2 \cdot L^{-1}$ pendant l'été 2023. A partir de l'automne, la consommation de la silice par le phytoplancton diminue nettement. En parallèle, l'enfoncement de la thermocline s'accompagne d'une remobilisation de la silice présente dans le haut de l'hypolimnion, entraînant une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac.

D'après la Figure 12, la silice augmente au fond du lac depuis le dernier brassage, on atteint des concentrations record depuis quelques années. En surface (0-30m) les concentrations sont stables (bien que fluctuantes à l'échelle annuelle) mais relativement faibles par rapports aux concentrations observées dans les années 80. Ceci indiquerait que la succession des brassages hivernaux partiels entraînerait des conséquences sur la mise à disponibilité de la silice, cette dernière resterait piégée dans les couches profondes de l'hypolimnion. Ce changement dans la disponibilité de la silice pourrait entraîner des conséquences sur la composition taxonomique du phytoplancton, soit une baisse de l'abondance des diatomées.

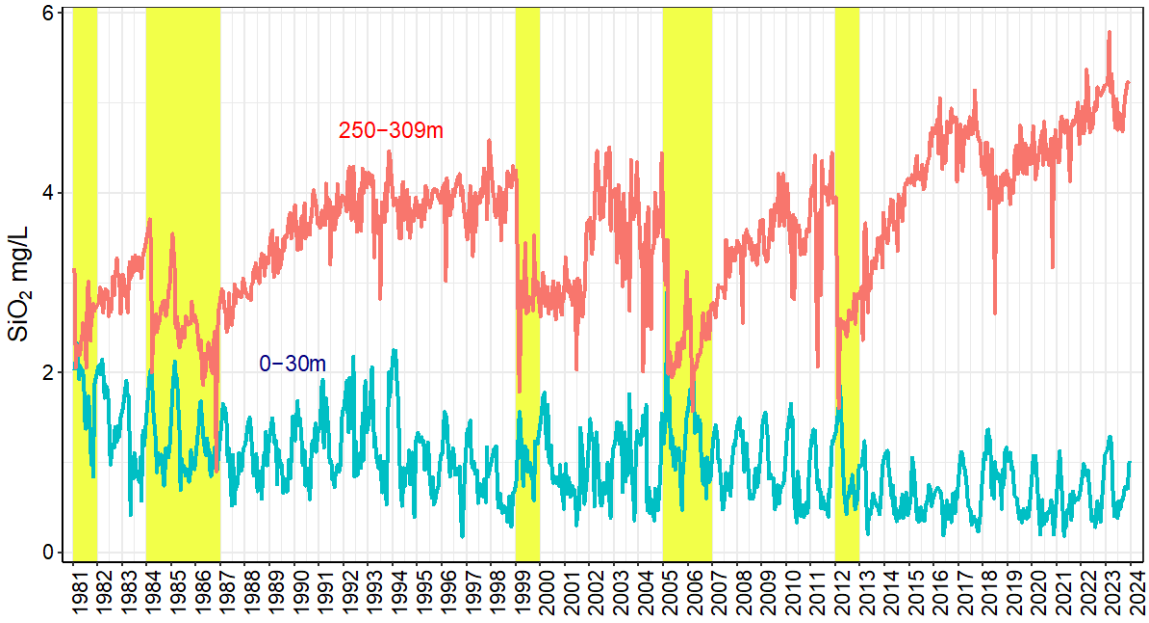


Figure 12. Concentration moyenne pondérée en silice (SiO2) dans la couche 0 - 30 m et la couche profonde (250 – 309 m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2023. Les barres en jaune représentent les hivers qui ont conduit à une homogénéisation de la colonne d'eau (soit par l'effet de mélange convective ou d'écoulements de densité).

Figure 12. Concentration of silicia (SiO2) in the 0-30m layer and bottom layer (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2023. The yellow shades represent winters when the water column has been homogeneized (due to convective mixing and density currents).

5.4. CHLORURE

Après une période de stabilisation entre 2016 et 2021, les concentrations des ions chlorures dans le Léman reprennent leur augmentation (Figure 13). En 2023, le stock de chlorure est égal à 928 000 tonnes, soit une moyenne annuelle pondérée de 10.79 mg·L^{-1} contre 920 000 tonnes (soit 10.70 mg·L^{-1}) en 2022.

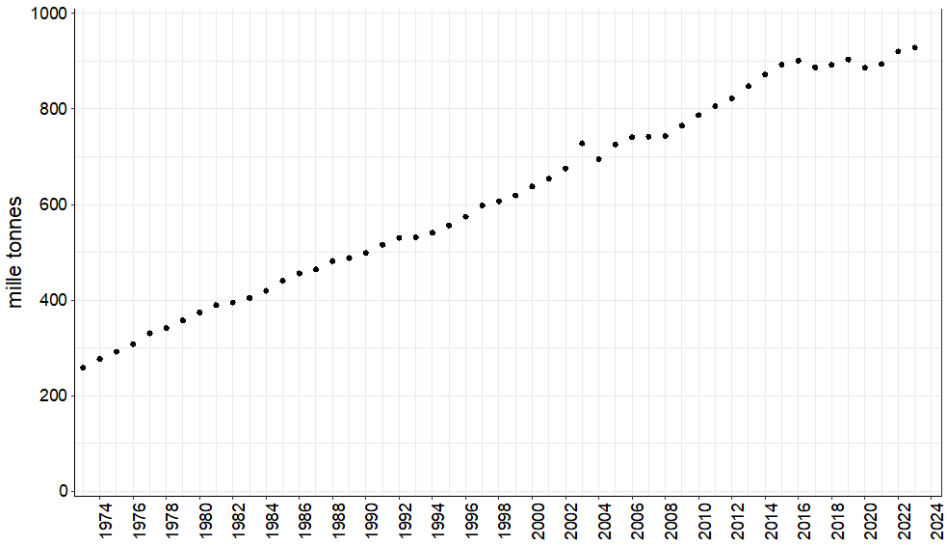


Figure 13. Évolution du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2023, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 13. Change in stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1973 to 2023, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

BIBLIOGRAPHIE

Anneville O., C. Kaiblinger, R.D. Tadonléké, J.-C. Druart et Dokulil M.T. (2008). Contribution of Long-term monitoring to the European Water Framework Directive implementation. Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference, Sengupta M. & Dalwani R. (Ed.), 1122-1131

OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).

POURRIOT, Roger et MEYBECK, Michel. Limnologie générale. 1995 - chapitre Production primaire autotrophe p 228 – 252

SCHWEFEL, Robert, GAUDARD, Adrien, WÜEST, Alfred, *et al.* Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modeling. *Water Resources Research*, 2016, vol. 52, no 11, p. 8811-8826.

SOERE OLA-IS, AnaEE-France, INRAE Thonon-les-Bains, 2023, developed by Eco-Informatics ORE INRAE Team

Wetzel, R. G. (2001). Limnology: lake and river ecosystems. gulf professional publishing.

ANNEXE 1. VOLUME DES STRATES D'EAU

La concentration moyenne pondérée est calculée en prenant en compte le volume de la couche d'eau considérée:

$$C_{moyennepondérée} = \frac{\sum Ci * Vi}{\sum Vi}$$

Avec

Ci *Concentration obtenue des mesures ou analyses du laboratoire à la profondeur d'échantillonnage*

Vi *Volume de la strate qui correspond à la profondeur d'échantillonnage*

Les volumes des strates qui permettent de calculer les concentrations moyennes pondérées sont présentés ci-dessous. Les volumes des strates ont changé durant différentes périodes : entre 1957 et 1976, de 1976 à 1980, de 1981 à 1990, de 1991 à 1992, de 1993 à 2001, et depuis 2002. Ces variations sont dues à des modifications dans les protocoles de collecte et aux ajustements des profondeurs d'échantillonnage qui y sont associés.

Tableau 2. Volume des strates des couches d'eau

Table 2. Volume of water layer strata

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1957 - mars 1976	0	1.2388	dès 04.1976 - 1980	0	1.2388	1990-1981	0.0	0.6200
		5	1.8516		5	1.8516		2.5	1.2376
		10	1.2279		10	1.2279		5.0	1.2328
		20	1.8310		20	1.8310		7.5	1.2279
		30	2.4268		30	2.4268		10.0	1.8310
		40	3.5583		40	3.5583		15.0	2.4268
		50	6.7501		50	6.7501		20.0	3.5583
		100	14.2477		100	14.2477		30.0	6.7501
		150	16.5454		150	16.5454		50.0	14.2477
		200	20.0474		200	14.0402		100.0	23.5655
		250	13.3846		225	12.0143		200.0	19.0344
		300	2.5840		250	6.0745		250.0	6.0745
					275	2.6058		275.0	1.6991
					309	1.2811		280.0	0.4539
								285.0	0.4134
								290.0	0.3821
								295.0	0.3628
								300.0	0.3034
								305.0	0.2451
								309.0	0.0271

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1992-1991	0.0	0.6200	2001-1993	0	0.6200	dès 2002	0	0.6200
		2.5	1.2376		2.5	1.2376		2.5	1.2376
		5.0	1.2328		5	1.2328		5	1.2328
		7.5	1.2279		7.5	1.2279		7.5	1.2279
		10.0	1.8310		10	1.8310		10	1.8310
		15.0	2.4268		15	2.4268		15	2.4268
		20.0	3.5583		20	3.5583		20	2.3722
		30.0	6.7501		30	6.7501		25	2.3111
		50.0	14.2477		50	14.2477		30	2.2500
		100.0	16.5454		100	16.5454		35	4.3928
		150.0	14.0402		150	14.0402		50	13.2300
		200.0	12.0143		200	12.0143		100	16.5454
		250.0	6.0745		250	6.0745		150	14.0402
		275.0	1.6991		275	2.1530		200	12.0143
		280.0	0.4539		290	0.9769		250	6.0745
		285.0	0.4134		300	0.4848		275	2.1530
		290.0	0.3821		305	0.2451		290	0.9769
		295.0	0.3628		309	0.0271		300	0.4848
		300.0	0.3034					305	0.2451
		305.0	0.2451					309	0.0271
		309.0	0.0271						

ANNEXE 2. CONCENTRATIONS ANNUELLES PONDÉRÉES DE 1957 À 2023

Tableau 3. Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2023, Léman - Grand Lac (SHL2). Calcul à partir des données extraites de la SOERE SI-OLA selon les coefficients de pondérations dans l'Annexe 1

Tableau 3. Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2023, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). Calculation based on database extracted from, SOERE OLA-IS according to ponderation coefficient in Annexe 1

Année	Oxygène	Ptot	PO_4^{3-}	Ntot	∑ Nmin	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	COP	NOP	Ppart	Transparence	Transparence
	mg·L-1	µgP·L^{-1}	µgP·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	mgCl·L^{-1}	µgC·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgP·L^{-1}	12 mois	mai-septembre
												mètre	mètre
1973	8.78	75.36	62.39	584.40	466.94	7.39	458.60	3.01					
1974	8.14	78.39	68.72	597.00	484.80	10.64	473.96	3.22				8.46	5.98
1975	7.96	82.51	73.76	607.69	503.41	7.88	495.07	3.40				7.30	3.78
1976	7.22	91.33	82.17	617.11	513.46	8.80	504.64	3.58				8.18	4.00
1977	7.05	96.35	86.57	608.13	513.05	6.59	505.57	3.85				7.95	5.18
1978	7.55	98.56	88.20	618.18	515.47	21.17	508.11	3.97				7.27	5.64
1979	8.48	88.52	79.38	648.04	528.35	5.87	521.57	4.16				10.42	5.86
1980	8.30	89.96	82.50	663.31	554.25	6.14	547.20	4.35				8.88	6.04
1981	9.37	81.85	70.80	687.95	506.76	9.01	496.75	4.53				8.10	5.82
1982	9.27	76.99	68.96	674.52	528.10	8.64	518.31	4.60				7.28	5.53
1983	9.16	75.42	66.86	692.93	561.01	10.25	549.51	4.70				7.86	6.35
1984	9.52	75.56	66.73	707.01	565.35	11.33	553.01	4.88				7.35	5.58
1985	9.53	73.09	65.11	727.24	572.04	13.54	557.96	5.12			3.19	8.28	4.94
1986	9.83	71.80	61.96	717.64	558.88	6.77	551.31	5.30	110.4	18.97	3.06	7.50	4.32
1987	9.62	67.75	58.42	714.05	573.85	6.58	566.48	5.40	71.9	13.91	2.93	8.01	4.71
1988	9.33	61.82	54.55	708.89	593.73	5.37	587.52	5.60	115.3	17.17	2.62	7.18	5.19
1989	8.64	58.41	51.76	711.99	604.15	5.76	597.65	5.67	93.2	14.23	2.11	10.02	6.21
1990	8.34	55.21	48.21	688.11	589.61	5.65	583.02	5.80	100.9	16.07	2.45	7.94	6.07
1991	8.49	52.27	45.29	659.85	579.60	5.94	572.72	6.00	91.5	15.08	2.55	7.84	5.86
1992	8.42	49.89	40.81	690.27	576.37	5.44	569.73	6.16	91.2	17.67	2.81	6.77	5.20
1993	8.29	47.27	40.40	655.96	581.32	3.27	577.19	6.18	88.1	13.32	2.32	8.23	5.42
1994	8.33	44.76	39.44	659.88	580.01	4.05	575.04	6.29	83.6	14.04	2.17	7.10	5.87
1995	8.22	41.18	36.94	667.46	575.08	3.48	570.44	6.47	88.2	12.75	2.21	7.67	5.89
1996	8.27	40.88	36.02	680.93	574.17	4.46	568.64	6.68	107.4	22.32	2.31	7.17	4.56
1997	8.41	37.68	33.69	673.22	568.32	4.20	563.06	6.96	107.4	23.12	2.19	8.17	6.73
1998	8.25	39.35	34.84	652.72	556.54	8.52	550.35	7.06	103.1	23.05	2.22	6.98	5.65
1999	8.72	39.30	34.98	664.45	560.48	3.86	556.21	7.20	93.0	13.24	2.28	8.10	5.72
2000	9.09	36.51	31.81	629.10	557.97	4.46	553.71	7.42	109.8	14.74	2.47	7.58	5.35
2001	8.51	34.03	28.82	683.60	570.39	4.31	567.65	7.61	95.6	13.07	2.34	6.29	5.06
2002	8.45	34.02	29.27	646.16	559.20	3.97	556.52	7.85	94.4[b]	13.4[b]	2.02	6.78	4.28
2003	8.60	32.80	27.76	634.39	578.68	3.71	575.07	8.47	93.2	13.77	2.32	6.71	4.86
2004	9.16	29.51	26.06	685.02	611.55	3.03	608.07	8.08	98.5	15.70	2.58	6.82	5.95
2005	9.28	29.41	24.08	628.08	588.75	3.79	584.73	8.44	128.5	22.03	2.96	6.14	5.36
2006	9.80	27.68	22.63	655.90	590.33	2.80	586.72	8.61	109.3	19.04	2.43	7.12	6.83
2007	9.00	25.78	20.94	665.25	593.89	3.76	590.15	8.63	114.7	17.57	2.42	6.40	5.33
2008	8.84	27.72	21.47	634.96	530.55	3.73	525.71	8.65	103.5	11.66	2.14	8.04	6.20
2009	9.30	22.82	19.38	605.24	472.54	4.39	468.35	8.90	114.3	11.34	1.78	7.26	5.94
2010	9.18	22.37	19.36	626.72	503.40	3.71	498.35	9.15	110.0	8.74	2.05	6.83	5.52
2011	8.96	22.62	19.66	569.53	462.87	4.66	457.37	9.37	86.6	9.72	2.05	6.84	6.42
2012	9.25	21.63	16.87	568.42	470.84	5.70	462.95	9.56	99.7	10.13	2.62	6.47	4.24
2013	9.20	19.79	17.09	624.52	597.08	3.83	592.33	9.86	92.5	9.40	2.22	7.71	7.00
2014	8.55	20.52	16.75	619.85	576.48	3.79	571.51	10.14	95.9	10.65	2.02	7.57	5.83
2015	8.53	19.03	15.84	635.13	581.96	4.89	575.48	10.38	100.9	8.78	2.09	8.56	6.94
2016	8.07	19.02	15.82	648.79	732.01	4.66	725.91	10.48	91.5	8.36	1.91	7.40	6.05
2017	8.21	17.75	14.79	667.02	573.17	3.55	568.11	10.31	96.6	12.05	1.99	8.63	6.48
2018	8.57	19.90	14.49	696.21	571.97	3.95	566.38	10.37	79.73	11.6	2.28	6.70	4.56
2019	8.58	16.21	11.93	667.08	548.31	4.27	542.73	10.50	72.92	13.1	2.19	8.20	7.05
2020	8.02	16.92	13.05	672.41	547.19	3.89	541.86	10.30	77.43	13.2	2.60	8.06	7.56
2021	8.10	16.00	12.17	652.56	556.46	5.52	549.26	10.39	84.05	14.1	2.09	6.80	5.10
2022	8.01	16.90	13.45	665.98	572.02	5.05	565.64	10.70	75.15	12.3	2.43	9.83	8.85
2023	7.92	16.87	12.98	701.66	576.24	3.86	570.55	10.79	72.77	11.1	2.05	6.98	5.30

[b] *: valeurs interpolées*

ANNEXE 3. STOCKS ANNUELS EN TONNES DE 1957 À 2023

Tableau 4. Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2023, Léman - Grand Lac (SHL2)

Tableau 4. Annual total content in metric tons from 1957 to 2023, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Année	Oxygène	Ptot	$P\text{-}PO_4^{3-}$	Ntot	Nmin	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$	Cl^-	COP	Ppart	Npart
	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes
1973	754752	6481	5365	50258	40157	635	39440	258645			
1974	699850	6741	5910	51342	41693	915	40760	276825			
1975	684518	7096	6344	52262	43293	678	42576	292158			
1976	620945	7854	7067	53072	44157	757	43399	307846			
1977	606011	8286	7445	52300	44122	567	43479	330756			
1978	649332	8476	7585	53164	44331	1820	43697	341584			
1979	729640	7613	6826	55731	45438	505	44855	357827			
1980	713880	7737	7095	57044	47666	528	47060	374291			
1981	805457	7039	6089	59163	43581	775	42721	389682			
1982	797560	6621	5931	58009	45417	743	44574	395186			
1983	787909	6486	5750	59592	48247	881	47258	404467			
1984	818624	6498	5739	60803	48620	974	47559	419641			
1985	819979	6286	5600	62542	49195	1164	47985	440308			
1986	845574	6175	5329	61717	48064	582	47413	455880	9495	263	1632
1987	827109	5827	5024	61408	49351	565	48718	463978	6187	252	1197
1988	802149	5316	4691	60965	51061	461	50527	481840	9912	225	1477
1989	743387	5023	4452	61232	51957	495	51398	487935	8016	181	1224
1990	717603	4748	4146	59177	50706	486	50140	498688	8676	211	1382
1991	730179	4495	3895	56747	49846	511	49254	515859	7869	219	1296
1992	724135	4291	3510	59363	49568	467	48997	530155	7839	242	1520
1993	712729	4065	3474	56413	49993	282	49638	531618	7575	199	1146
1994	716736	3849	3392	56750	49881	349	49453	540857	7192	187	1207
1995	706729	3541	3177	57402	49457	300	49058	556198	7585	190	1097
1996	711214	3515	3098	58560	49379	383	48903	574455	9238	199	1920
1997	723582	3240	2897	57897	48875	362	48423	598270	9240	188	1988
1998	709186	3384	2996	56134	47862	732	47330	607035	8867	191	1983
1999	750310	3380	3009	57143	48201	332	47834	619195	7998	196	1139
2000	781665	3140	2736	54103	47985	384	47619	637923	9447	213	1268
2001	732118	2927	2478	58789	49054	371	48818	654269	8219	201	1124
2002	726872	2926	2517	55570	48091	341	47861	675317	8119[b]	173	1154[b]
2003	739242	2821	2387	54558	49766	319	49456	728063	8019	199	1184
2004	787556	2538	2241	58912	52594	261	52294	695142	8469	222	1350
2005	798444	2529	2071	54015	50633	326	50287	725507	11054	254	1894
2006	842395	2381	1946	56408	50769	241	50458	740676	9402	209	1637
2007	773780	2217	1801	57211	51074	323	50753	741952	9861	208	1511
2008	760175	2384	1847	54607	45627	321	45211	743509	8897	184	1003
2009	799905	1962	1667	52050	40639	377	40278	765090	9832	153	976
2010	789390	1924	1665	53898	43293	319	42858	787041	9462	176	751
2011	770351	1945	1690	48980	39807	401	39334	805638	7450	177	835
2012	795700	1860	1451	48884	40492	491	39814	822136	8575	225	872
2013	790938	1702	1469	53708	51349	329	50941	847951	7952	191	808
2014	735592	1765	1440	53307	49578	326	49150	871926	8248	174	916
2015	733428	1637	1363	54621	50049	421	49491	893011	8675	180	755
2016	694048	1636	1361	55796	62953	400	62429	900917	7865	165	719
2017	706053	1527	1272	57364	49293	306	48857	886772	8312	171	1036
2018	737418	1712	1246	59874	49189	340	48709	891953	6857	196	995
2019	737713	1394	1026	57369	47154	367	46675	903380	6271	188	1124
2020	689356	1456	1123	57827	47058	335	46600	886212	6659	224	1139
2021	696223	1376	1047	56120	47855	475	47236	893750	7228	180	1211
2022	688645	1454	1157	57274	49194	434	48645	920275	860	209	860
2023	682112	1451	1117	60343	49557	332	49067	928299	6258	957	176

[b] *: valeurs interpolées*

ANNEXE 4. INCERTITUDES ÉLARGIES DES PRINCIPALES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

Tableau 5. Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques

Tableau 5. Expanded uncertainties of main physico-chemical analysis

Paramètre	Unité	Incertitude élargie *
		U (%)
pH		0.4
TAC	$meq \cdot L^{-1}$	1.8
χ	$S \cdot cm^{-1}$	1.1
NO_3^-	$\mu gN \cdot L^{-1}$	5.1
NH_4^+	$\mu gN \cdot L^{-1}$	11.2
Ntot	$\mu gN \cdot L^{-1}$	10.9
NOP	$\mu gN \cdot L^{-1}$	6.0
PO_4^{3-}	$\mu gP \cdot L^{-1}$	6.2
Ptot	$\mu gP \cdot L^{-1}$	8.4
Ppart	$\mu gP \cdot L^{-1}$	8.0
COP	$\mu gC \cdot L^{-1}$	3.0
Cl^-	$mgCl^- \cdot L^{-1}$	4.4
SiO_2	$mgSiO_2 \cdot L^{-1}$	3.9

** : 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 5. MÉTÉOROLOGIE

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'INRAe de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont : la température de l'air, la pluviométrie, le rayonnement global, le vent et la Rose des vents à Changins.

Rappel : MétéoSuisse, ainsi que MétéoFrance utilisent une période de référence de 30 ans pour classer les événements météorologiques actuels. Le choix de cette période dite de référence est basé sur les spécifications de l'Organisation météorologique mondiale (OMM). La période de référence, utilisée à partir de janvier 2021 est 1991-2020.

TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2023, les températures moyennes mensuelles sont toutes supérieures à leurs normales, hormis pendant le mois d'avril. (Tableau 1.1, Figure 1.1).

Tableau 1.1. Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2023 (°C)

Table 1.1. Monthly air temperature average for each station in 2023 (°C)

	Genève	Changins	Pully	Thonon-les-Bains	Inter-stations 1991 - 2020
Janvier	3.9	3.4	3.8	4.3	2.6
Février	3.8	4.2	4.9	4.9	3.2
Mars	8.2	7.7	8.0	8.5	6.9
Avril	9.7	9.3	9.6	9.8	10.5
Mai	15.4	15.1	15.3	15.4	14.6
Juin	21.0	20.5	21.1	21.0	18.4
Juillet	22.6	22.0	22.1	22.5	20.6
Août	22.1	21.9	22.0	22.3	20.2
Septembre	19.1	19.0	19.4	19.7	16.0
Octobre	14.0	13.7	14.7	15.0	11.6
Novembre	7.1	6.8	7.6	8.1	6.5
Décembre	4.9	5.0	5.6	6.2	3.3
Moyenne	**12.7**	**12.4**	**12.8**	**13.1**	**11.2**

En 2023, la température moyenne annuelle inter-stations est de 12.8 °C. L'année 2023 se classe donc au second rang (sur 33) de la chronique 1991 - 2023 (la 1ère étant 2022 avec 12.9 ; la dernière étant 1996 avec 10.2 °C) (Tableau 1.2, Figure 1.2).

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

Table 1.2. Annual average of air temperature at the inter-stations (°C)

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
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
1997	11.1	**2014**	11.7
1998	11.0	**2015**	11.7
1999	11.0	**2016**	11.2
2000	11.6	**2017**	11.5
2001	11.0	**2018**	12.3
2002	11.5	**2019**	11.8
2003	11.7	**2020**	12.3
2004	11.0	**2021**	11.0
2005	10.6	**2022**	12.9
2006	11.3	**2023**	12.8

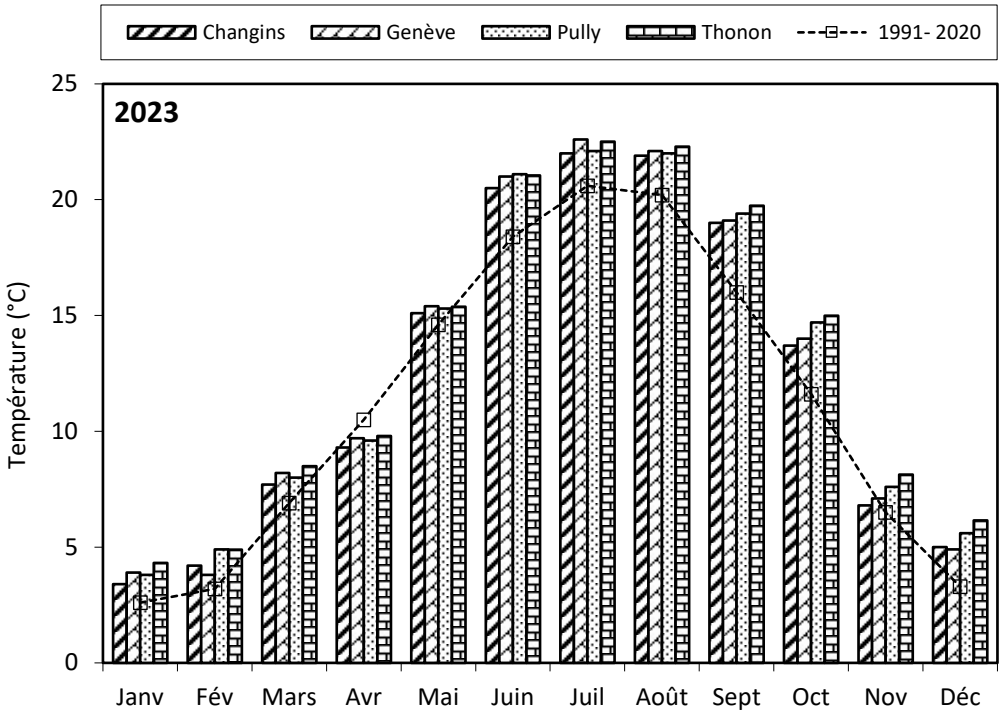


Figure 1.1. Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2023 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe)

Figure 1.1. Mean monthly of air temperature at each station in 2023 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve)

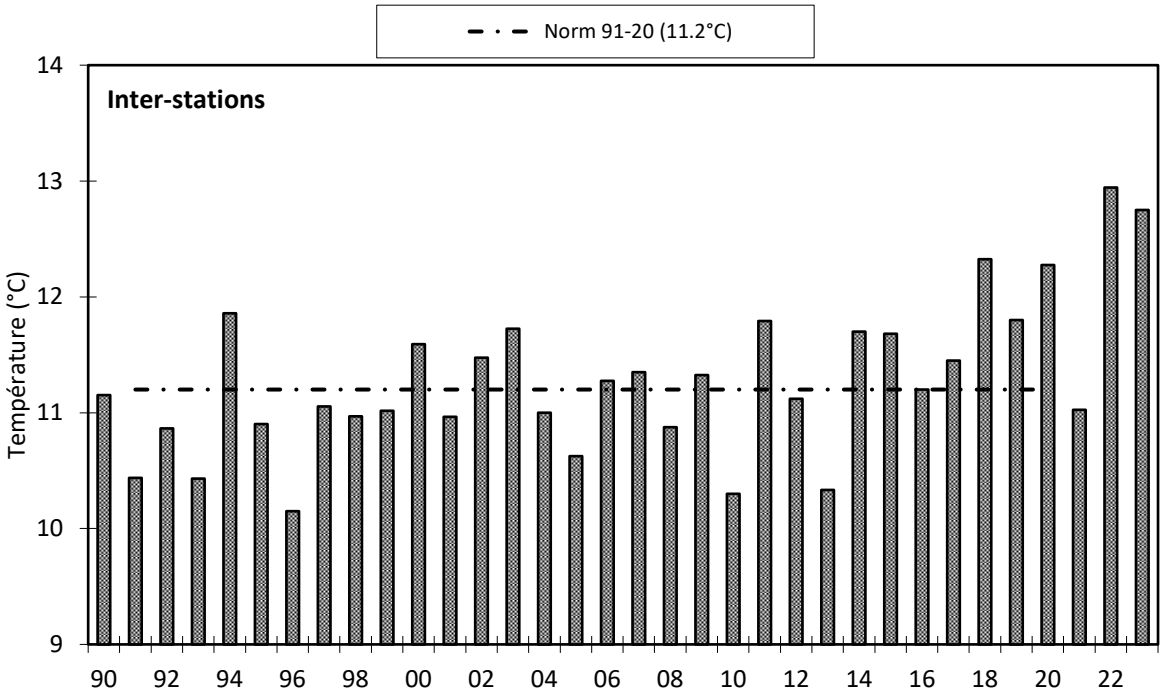


Figure 1.2. Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C)

Figure 1.2. Mean annual air temperature for the inter-stations (°C)

PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2023 sur le bassin lémanique est de 1'152.0 mm, soit 146 mm supérieur à la normale inter-stations (1'006.2 mm) relevée sur les 4 stations entre 1991 et 2020. Pully est la station la plus arrosée avec 1'304.7 mm, Genève avec 1'016.4 mm à les précipitations les moins importantes (Tableau 2.1, Figure 2.1).

Si l'ensemble de la pluviométrie de 2023 avait été comme celle des huit premiers mois (-175 mm par rapport à la normale), l'année aurait été en déficit. Ce sont surtout la pluviométrie des quatre derniers mois (moyenne de l'inter-stations 695 mm, soit +321 mm par rapport à la normale) qui font de 2023 une année excédentaire (+ 14.5%).

Tableau 2.1. Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2023

Table 2.1. Monthly rainfall (mm) at each station in 2023

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Inter-stations 1991 - 2020
Janvier	70.3	79.4	86.9	83.0	72.7
Février	0.5	1.2	3.1	2.5	58.5
Mars	89.3	78.4	85.3	88.5	64.4
Avril	51.4	67.8	90.1	70.0	73.0
Mai	18	32.8	57.7	35.0	92.6
Juin	74.2	92.7	36.1	59.0	91.0
Juillet	31.7	26.6	67.2	45.0	88.3
Août	69.5	60.0	83.5	90.5	91.5
Septembre	98.2	100.7	169.9	138.5	90.1
Octobre	200.2	194.9	195.2	170.5	100.2
Novembre	192.2	227.8	254	225.0	91.8
Décembre	120.9	159.9	175.7	157.0	92.1
Total Annuel	1'016.4	1'122.2	1'304.7	1'164.5	1'006.2

En inter-stations, l'année 2023 se classe au 6e rang (sur 33) de la chronologie pluviométrique 1991 - 2023 (la 1ere étant 2001 avec 1’299 mm, la dernière étant 2011 avec 750 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
1991	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
1997	1’022.9	**2014**	1’068.1
1998	924.6	**2015**	808.7
1999	1’266.0	**2016**	1’115.0
2000	1’028.2	**2017**	833.7
2001	1’298.7	**2018**	916.9
2002	1’169.5	**2019**	1’004.1
2003	760.6	**2020**	971.1
2004	980.0	**2021**	1’104.3
2005	775.1	**2022**	823.6
2006	1’069.2	**2023**	1'152.0

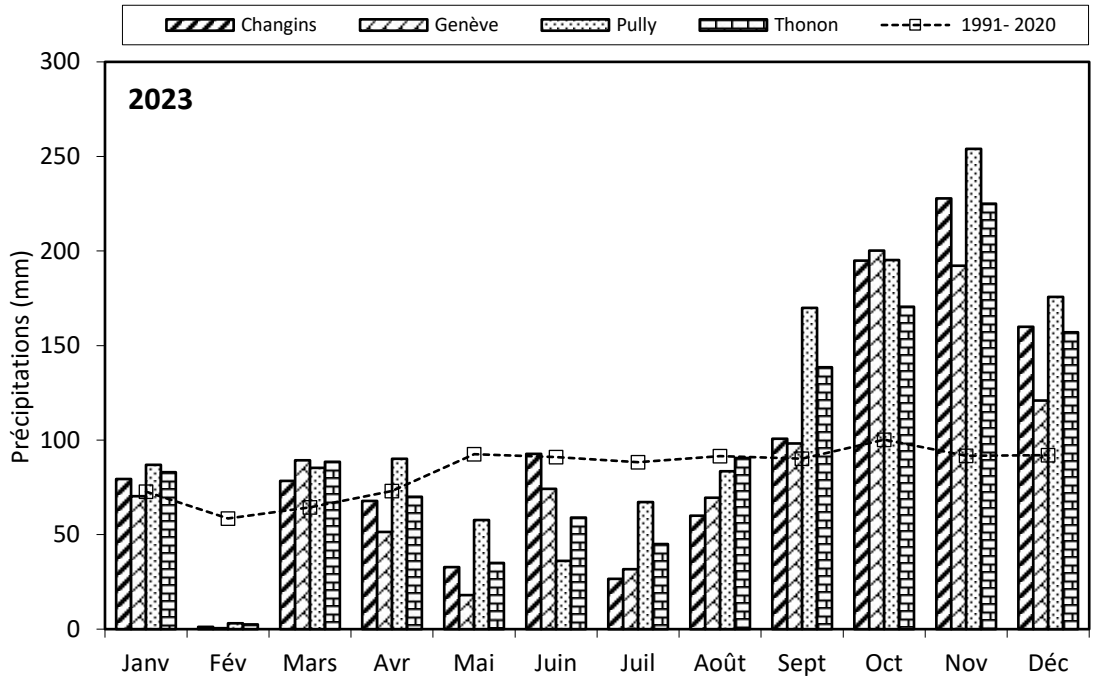


Figure 2.1. Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2023 (histogrammes) et de l’inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe)

Figure 2.1. Monthly rainfall at each station in 2023 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve)

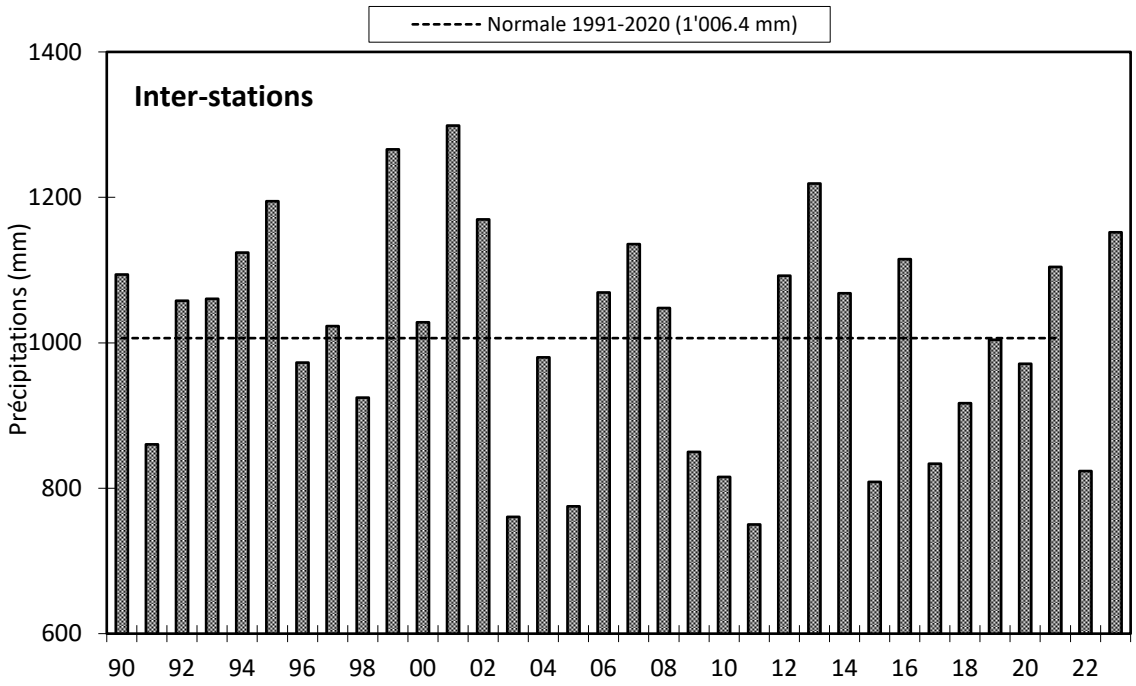


Figure 2.2. Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm)

Figure 2.2. Annual rainfall at the inter-stations (mm)

INSOLATION

L'insolation mesurée lors du mois de février (+78 h) fut excédentaire, à contrario, de celle du printemps (mars, avril, mai) fut déficitaire (-76 h). Les mois juin, septembre et octobre furent excédentaires (Tableau 3.1, Figure 3.1). Par rapport à la normale inter-stations l'excédent est sur l'année de 133.3 heures soit 6.8%

Tableau 3.1. Insolation mensuelle à chaque station en 2023 (h)

Table 3.1. Monthly insolation at each station in 2023 (h)

	Genève	**Changins**	**Pully**	**Thonon**	**Inter-stations 1991 - 2020**
Janvier	55.4	59.7	68.7	45.1	66.4
Février	183.1	193.1	181.1	166.0	102.4
Mars	126.3	141.7	122.9	141.2	168.5
Avril	134.9	144.9	154.7	173.4	195.4
Mai	211.4	216.3	202.6	261.3	220.0
Juin	297.2	294.4	305.9	329.5	250.2
Juillet	276.4	264.9	258.7	307.1	269.4
Août	218.1	207.7	208.4	244.7	243.9
Septembre	259.1	273.4	254.2	241.0	189.4
Octobre	158.9	165.1	155.1	149.4	124.1
Novembre	63.1	69.1	52.4	41.6	70.2
Décembre	75.4	77.6	74.2	30.4	51.0
Total annuel	**2'059.3**	**2'107.9**	**2'038.9**	**2'130.7**	**1'950.9**

L'année 2023 avec une moyenne inter-stations de 2'084.2 heures est une année ensoleillée. Elle se classe neuvième sur la période 1991 - 2023 (la première étant 2022 avec 2'361.5 heures, la dernière étant 1993 avec 1'669.2h). (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
1990	1'946.1	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
1997	1'948.4	2014	1'902.8
1998	1'981.7	2015	2'043.9
1999	1'770.1	2016	1'847.7
2000	1'998.9	2017	2'089.5
2001	1'837.6	2018	2'042.3
2002	1'828.6	2019	2'152.8
2003	*2'290.5*	2020	2'150.6
2004	2'000.1	2021	1'994.3
2005	2'138.4	**2022**	**2'361.5**
2006	1'992.4	**2023**	**2'084.2**

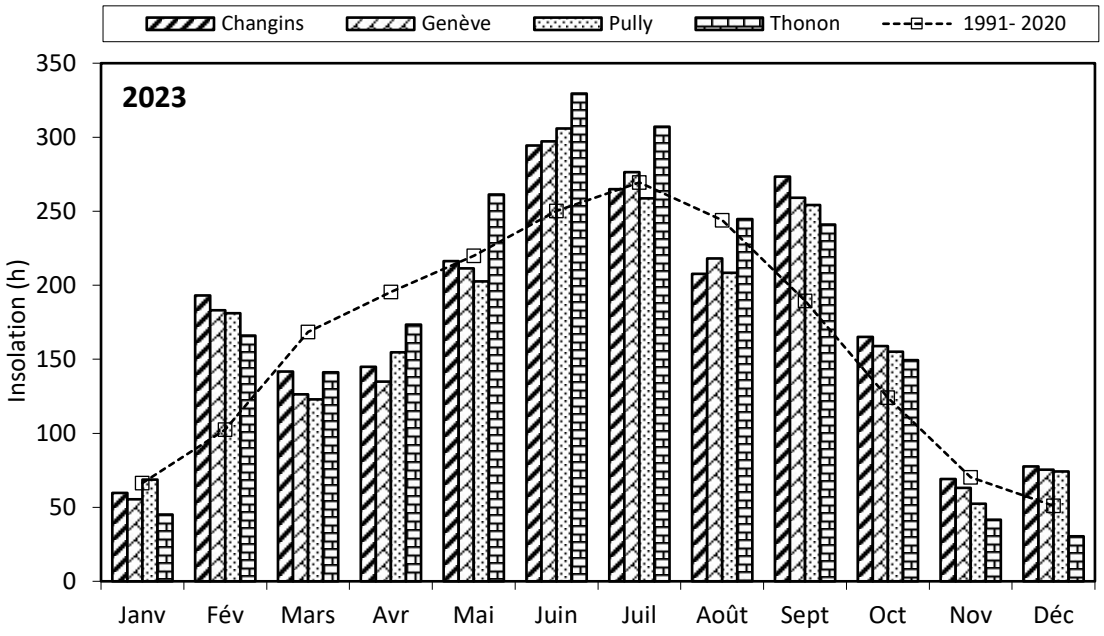


Figure 3.1. Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2023 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe)

Figure 3.1. Monthly insolation at each station in 2023 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve)

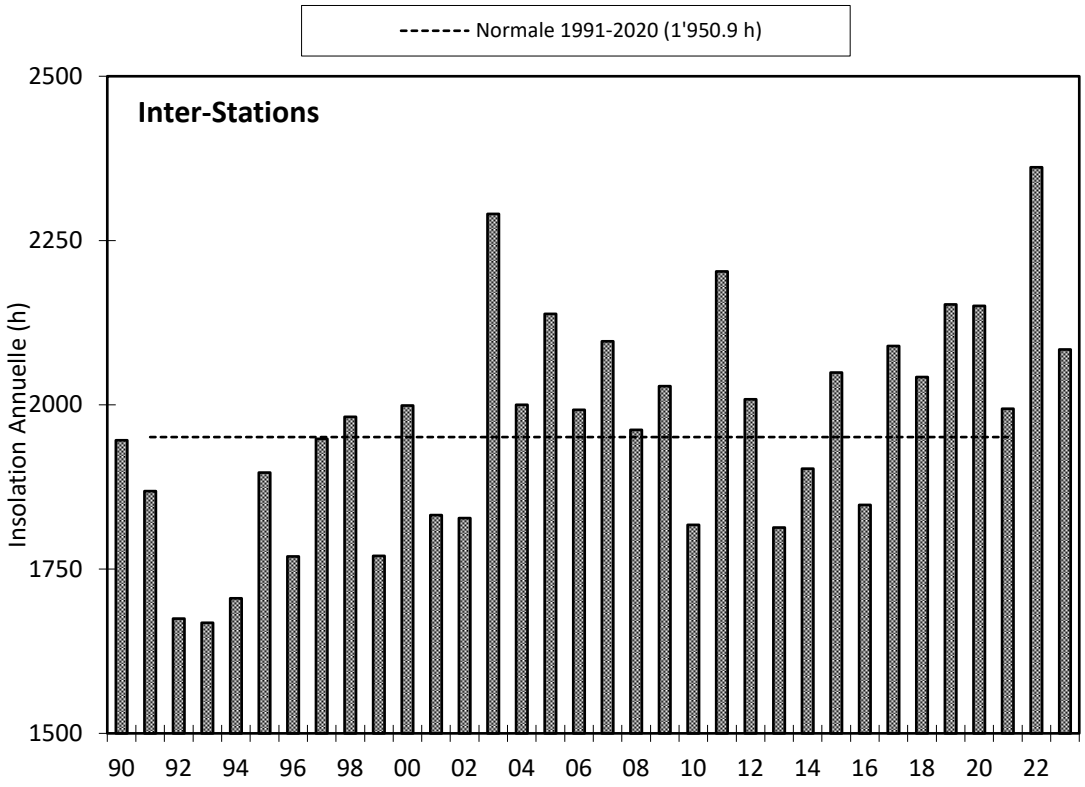


Figure 3.2 Insolation annuelle de l'inter-stations

Figure 3.2 Annual insolation at the inter-stations

RAYONNEMENT

La moyenne inter-stations pour l'année 2023 est de 13.3 $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ (Tableau 4.1, Figure 4.1)

Tableau 4.1 Rayonnement global mensuel à chaque station en 2023 (moyenne journalière en $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$*)*

Table 4.1 Global monthly solar irradiation at each station in 2023 (mean daily irradiation in $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$*)*

	Genève	Changins	Pully	Thonon - les - Bains	Inter-stations 1991 - 2020
Janvier	5.1	5.5	5.7	4.2	3.8
Février	9.2	9.1	8.8	8.6	7.0
Mars	14.1	14.2	15.1	13.8	11.9
Avril	18.2	17.8	17.5	17.6	16.5
Mai	23.5	23.3	23.6	23.8	19.6
Juin	23.9	23.8	23.2	23.9	22.2
Juillet	27.1	27.2	26.2	27.0	21.9
Août	21.2	21.0	20.6	20.4	18.7
Septembre	15.0	14.5	14.2	14.2	13.9
Octobre	9.6	9.3	9.5	9.2	8.2
Novembre	4.7	4.9	5.1	4.2	4.4
Décembre	2.6	2.8	2.9	2.1	3.0
Moyenne Annuelle	**14.5**	**14.5**	**14.4**	**14.1**	**12.6**

Pour l'inter-stations en 2023, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'849. MJ·m^{-2}, ce qui classe l'année, dixième sur la période 1991 – 2023 (Tableau 4.2, Figure 4.2).

Tableau 4.2 Rayonnement global annuel en inter-stations (MJ·m^{-2})

Table 4.2 Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ·m^{-2})

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
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
1997	4'405	2014	4'653
1998	4'378	2015	4'869
1999	4'188	2016	4'584
2000	4'488	2017	4'923
2001	4'310	2018	4'922
2002	4'337	2019	4'981
2003	4'894	2020	4'995
2004	4'858	2021	4'840
2005	4'712	**2022**	**5'243**
2006	4'593	**2023**	**4'849**

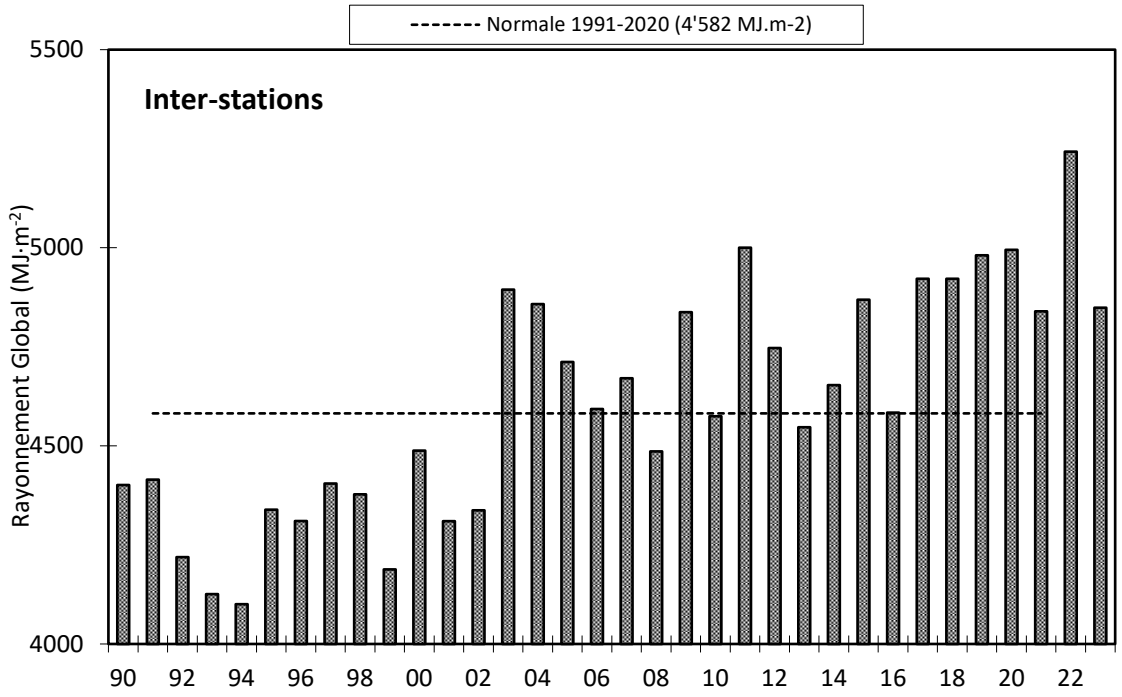


Figure 4.1 Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2023 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe)

Figure 4.1 Mean monthly global solar irradiation at each station in 2023 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve)

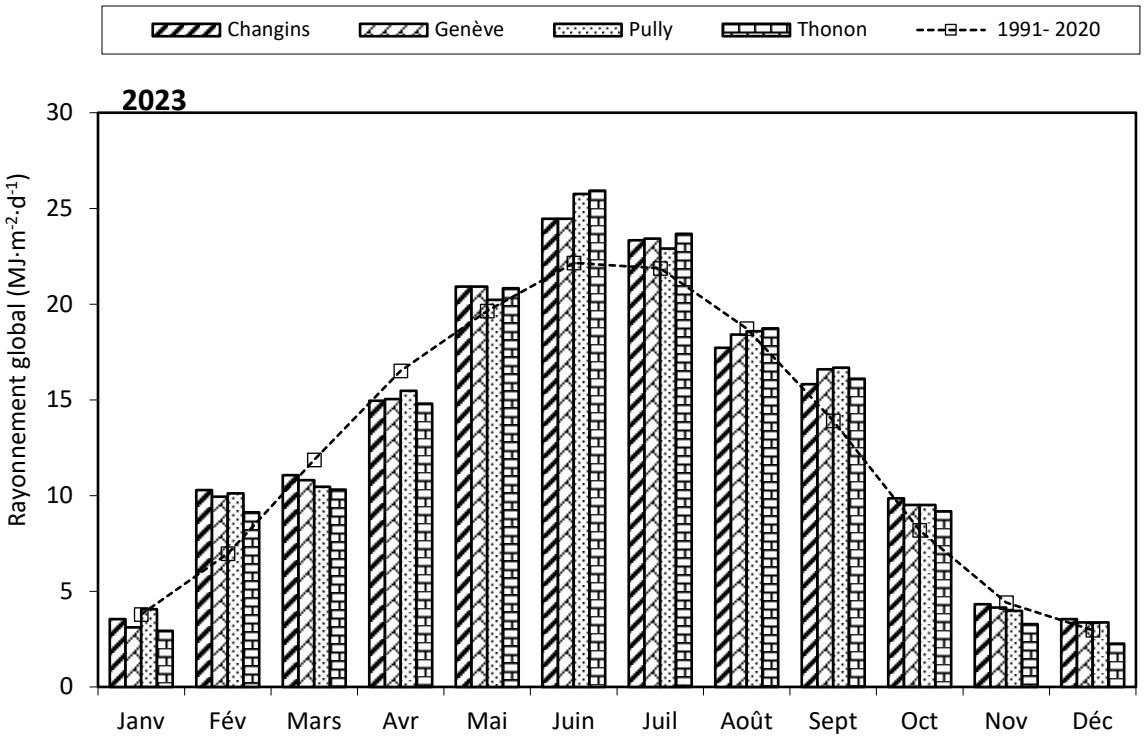


Figure 4.2 Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ·m^{-2})

Figure 4.2 Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ·m^{-2})

VENT

Vitesse du vent

En 2023 à Changins, station de référence, les mois de janvier et novembre furent venteux (+0.9 et + 0.7 m·s^{-1} par rapport la normale 1991-2020). Le mois de septembre lui fut plutôt calme. Dans l'ensemble, l'année 2023 peut être considérée comme normale (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

Tableau 5.1 Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2023 (m·s^{-1})

Table 5.1 Monthly mean of wind speeds in 2023 (m·s^{-1})

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1991-2020
Janvier	3.1	3.4	1.8	1.9	2.5
Février	2.4	2.7	1.9	1.8	2.8
Mars	3.2	3.2	1.7	1.5	3.1
Avril	3.0	3.0	2.0	1.6	3.0
Mai	2.8	3.0	1.9	1.4	2.8
Juin	2.1	2.4	1.7	0.9	2.6
Juillet	2.6	2.7	2.0	1.4	2.6
Août	2.4	2.6	1.8	1.3	2.6
Septembre	1.7	2.0	1.9	0.8	2.4
Octobre	2.4	2.3	1.4	1.2	2.3
Novembre	3.0	3.0	1.6	1.6	2.3
Décembre	2.2	2.5	1.5	1.1	2.5
Moyenne annuelle	**2.6**	**2.7**	**1.8**	**1.4**	**2.6**

Pour l'année 2023 à Changins, il a été enregistré 26 jours de vent fort (> 5 m.s^{-1}) dont 22 jours durant le 1er semestre. Le maximum de vent moyen journalier pour l'année 2023 a été relevé le 26 février avec la vitesse de 13.1 *m·s^{-1}* (Figure 5.2).

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
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
1997	2.5	2014	2.3
1998	3.0	2015	2.5
1999	2.9	2016	2.4
2000	2.6	2017	2.5
2001	2.8	2018	2.6
2002	2.6	2019	2.6
2003	2.3	2020	2.6
2004	2.4	2021	2.7
2005	2.2	2022	2.5
2006	2.4	**2023**	**2.7**

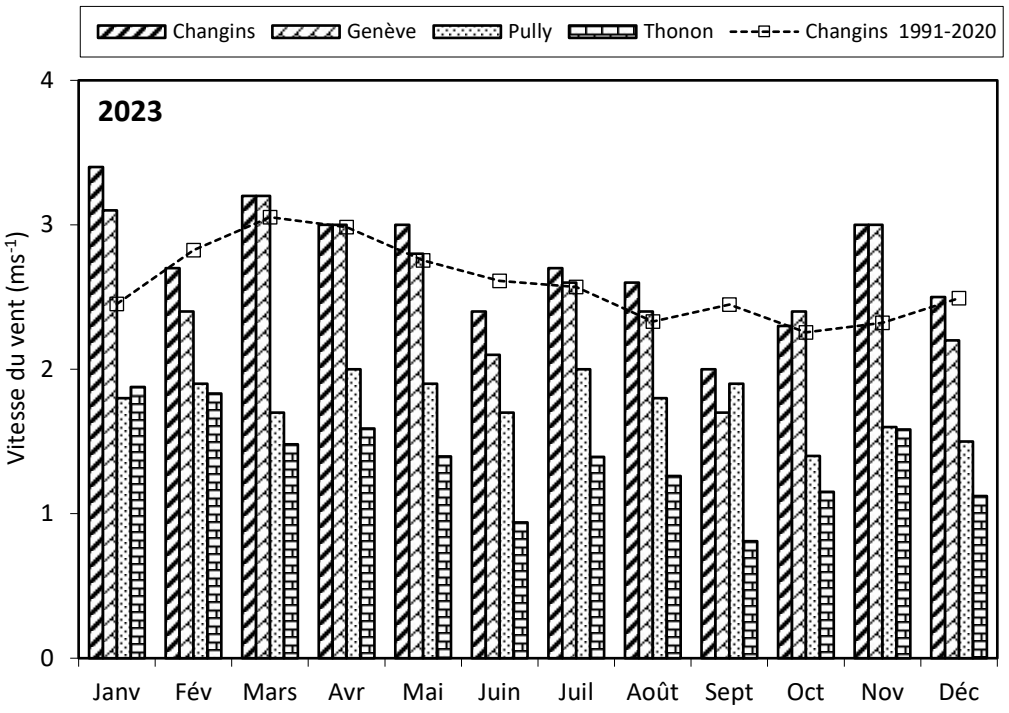


Figure 5.1 Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2023 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1991 - 2020 (courbe)

Figure 5.1 Wind speed monthly averages at each station in 2023 (histogram), and at Changins for the period 1991 - 2020 (curve)

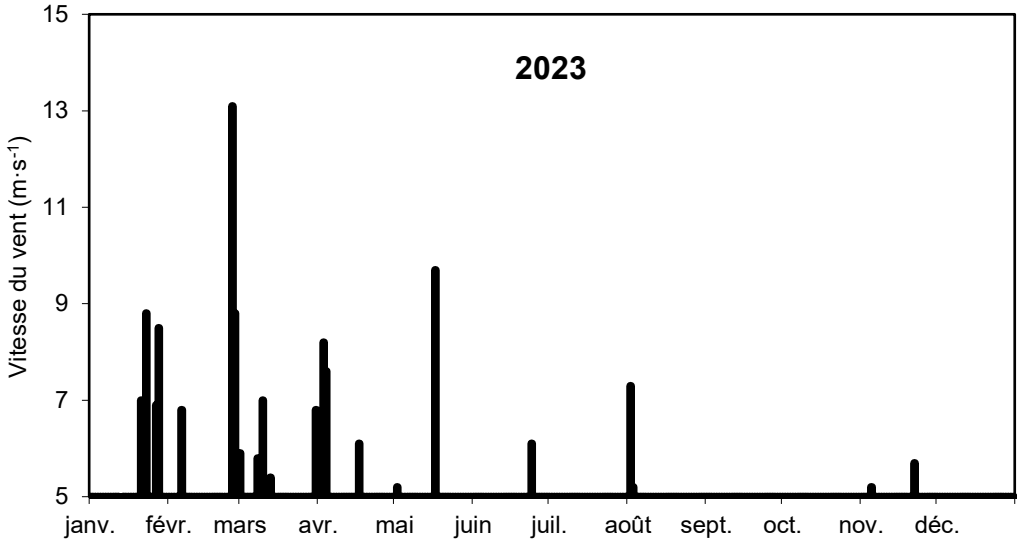


Figure 5.2 Répartition annuelle en 2023 des vents forts (> 5 m·s^{-1}) à Changins

Figure 5.2 Annual distribution in 2023 of winds (> 5 m·s^{-1}) at Changins

Rose des vents

Pour l'année 2023 à Changins, 66.5 % des vents (Figure 5.3) se répartissent selon le demi-cercle S-O-N. 67.8 % des vents enregistrés ont une vitesse entre 0 et 3 m·s^{-1}. Les vents qui sont supérieurs à 5 m·s^{-1} représentent 14 % des vents totaux, 41.8 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; et 49.1 % sont d'origine opposée S-O.

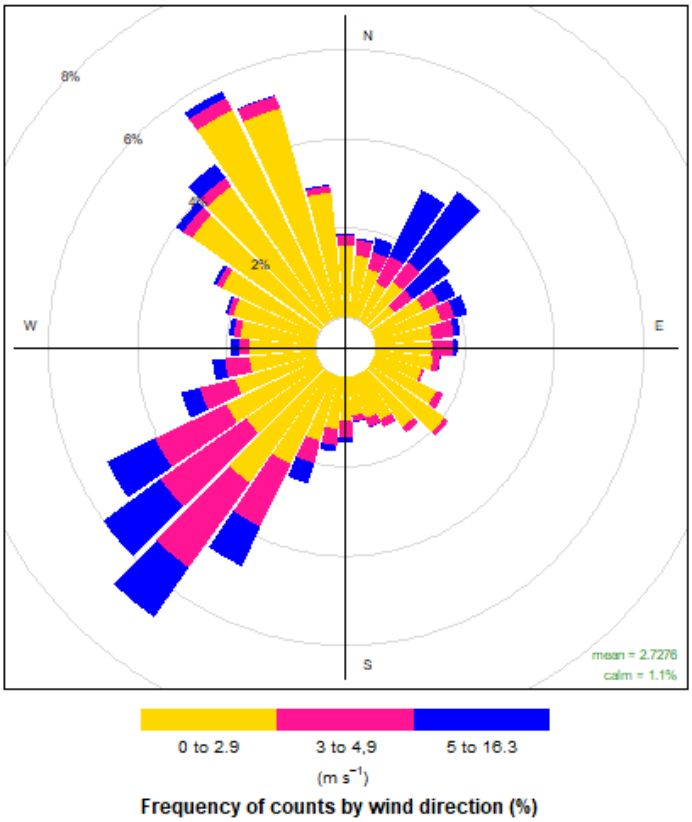


Figure 5.3 Rose des vents à Changins en 2023 (pourcentage d'occurrence des vents horaires par direction et par classe de force)

Figure 5.3 Wind rose at Changins in 2023 (frequency of hourly wind direction occurrence by strength)

PHYTOPLANCTON DU LEMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2023

PAR

Frédéric RIMET

INRA UMR CARRTEL, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS Cedex

RÉSUMÉ

En 2023, 18 campagnes de prélèvements ont été effectuées à la station SHL2 afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Le début de l'année se caractérise par des biomasses faibles et dominées par des taxons indicateurs de milieux brassés et oligotrophes (petites diatomées centriques et Cryptophycées). Puis à partir d'avril, la biomasse augmente fortement pour atteindre un maximum le 19 avril (3423 µg·L^{-1}) et la composition taxonomique change : le compartiment est dominé par une diatomée pennée (Diatoma elongatum). En juin et début juillet, ce sont les Dinobryon, des espèces indicatrices de milieux oligotrophes qui dominent le compartiment. En fin d'été (juillet aout) la biomasse augmente fortement pour atteindre un maximum le 26 juillet (4809 µgP·L^{-1}). La biomasse est dominée par des chlorophycées. A partir de septembre la biomasse diminue progressivement pour atteindre un minimum le 135 µg·L^{-1} le 19 décembre.

La biomasse de l'année 2023 présente une biomasse annuelle moyenne (1576 µg·L^{-1}) comparable à celles des années 2017-2021. Cette biomasse annuelle reste supérieure à l'objectif proposé par la CIPEL, qui est de ne pas dépasser 1000 µg·L^{-1}. La particularité de l'année 2023 est d'avoir une proportion en Chlorophycées (32%) supérieure à celles de toutes les années précédentes (10% en moyenne sur toute la chronique) ; il s'agit de la 3ème biomasse la plus élevée en Chlorophycées de toute la chronique après celles de 2004 (579 µg·L^{-1}) et 2002 (518 µg·L^{-1}).

Enfin, l'indice de Brettum, qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, donne un état écologique du lac de « bonne » qualité pour l'année 2023 (classification selon « intercalibration lake type »). La valeur de 2023 est la plus élevée de toute la chronique, mais reste inférieure à l'objectif de la Cipel (4).

ABSTRACT

In 2023, 18 sampling campaigns were carried out at station SHL2 to analyze the qualitative and quantitative evolution of phytoplankton communities. The beginning of the year is characterized by low biomass, dominated by taxa indicative of mixed and oligotrophic environments (small centric diatoms and Cryptophyceae). From April onwards, biomass rises sharply, reaching a maximum on April 19 (3423 µg-L^{-1}), and the taxonomic composition changes: the compartment is dominated by a pennate diatom (Diatoma elongatum). In June and early July, Dinobryon, species indicative of oligotrophic environments, dominate the compartment. At the end of summer (July-August), biomass rises sharply, reaching a maximum on July 26 (4809 µgP-L^{-1}). Biomass is dominated by chlorophyceae. From September onwards, biomass gradually decreases, reaching a minimum of 135 µg-L^{-1} on December 19.

Biomass for the year 2023 shows an average annual biomass (1576 µg-L^{-1}) comparable to those for the years 2017-2021.This annual biomass remains higher than the objective proposed by CIPEL, which is not to exceed 1000 µg-L^{-1}.The particularity of the year 2023 is that the proportion of Chlorophyceae (32%) is higher than in all previous years (10% on average over the whole chronicle) ; this is the 3rd highest Chlorophyceae biomass of the whole chronicle, after those of 2004 (579 µg-L^{-1}) and 2002 (518 µg-L^{-1}).

Finally, the Brettum index, which assesses the trophic level of the lake based on the species composition of phytoplankton, gives a lake ecological status of "good" quality for the year 2023 (classification according to "intercalibration lake type"). The 2023 value is the highest in the entire chronicle, but remains below the Cipel objective (4).

1. INTRODUCTION

Le phytoplancton est le principal producteur primaire des réseaux trophiques des écosystèmes pélagiques. Il constitue de ce fait un élément essentiel dans la compréhension du fonctionnement des lacs. Il présente une diversité exceptionnelle et sa composition en espèces change entre les saisons et d'année en année. C'est par conséquent un indicateur écologique de choix pour les lacs.

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2023 à la station SHL2, localisée au centre du Grand Lac au point le plus profond, entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Différentes métriques, telles que la biomasse, la diversité (indice de Shannon), les groupes fonctionnels de Reynolds et al. (2002), ainsi que l'indice trophique de Brettum (1989), ont été calculés sur toute la série chronologique (1974-2022). Les concentrations en chlorophylle *a,* la production phytoplanctonique et les picocyanobactéries font l'objet de chapitres séparés.

2. MÉTHODES

Pour le Grand Lac, le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2023 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Cloche IWS). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en avril, octobre, novembre, décembre et deux fois par mois les autres mois. Au total, 20 campagnes ont été menées en 2023.

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 Utermöhl (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (Afnor 2006). Les résultats des biomasses algales sont exprimés en $\mu g \cdot L^{-1}$. Le détail des protocoles est donné dans Druart & Rimet (2008).

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques :

- la biomasse des classes algales (sensu Bourelly 1972, 1981, 1985)
- la biomasse des taxons dominants
- la biomasse des classes de tailles (micro et nanophytoplancton)
- la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon, Weaver & Shannon 1949)
- un indice de qualité trophique (Indice de Brettum calculé selon Kaiblinger *et al*, 2009)
- les groupes fonctionnels (ou guildes écologiques) selon Reynolds *et al.* (2002)

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DE L'ANNÉE 2023

3.1.1. Évolution des classes d'algues et des taxons dominants

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2023 (Figures 1 et 2) :

- Une phase hivernale (2 février au 7 mars) : cette phase est caractérisée par des biomasses dominées par des Cryptophycées de petites taille (*Plagioselmis* spp.) et des petites diatomées centriques (*Cyclotella costei*) qui sont classiquement observées à cette période. Elles sont adaptées aux milieux brassés et oligotrophes. On note la présence dans une moindre mesure de *Fragilaria crotonensis,* une diatomée pennée, qui est normalement observée plus tard dans la saison, lorsque la masse d'eau est stratifiée.

- Une phase printanière (19 avril au 22 mai) : pendant cette phase, la biomasse augmente fortement pour atteindre un pic de 3423 µg·L^{-1} le 19 avril. C'est une grande diatomée pennée, *Diatoma elongatum* qui constitue l'essentiel de la biomasse de ce pic : ce taxon est capable de se développer avec des concentrations faibles en nutriments et en silice (Kilham et al. 1977). Elle est accompagnée de biomasses relativement importantes de *Chlamydomonas* sp., une Chlorophycée mobile indicatrice de milieux mésotrophes (Padisak et al. 2009).

- Une phase estivale précoce (13 juin au 10 juillet). On retrouve pendant cette phase une composition taxonomique observée les années précédentes à la même période : *Dinobryon sociale* var. *americanum* qui est une espèce mixotrophe indicatrice de milieux oligotrophes (accompagné d'autres espèces de *Dinobryon* ayant des écologies similaires), *Fragilaria crotonensis* une grande diatomées pennée élective de milieux stratifiés.

- Une phase estivale tardive (26 juillet au 21 aout) : la biomasse augmente fortement pour atteindre la valeur maximale de l'année le 26 juillet : 4809 µg·L^{-1}. Une valeur de biomasse aussi élevée n'avait pas été observée depuis le mois de mai 2017 (6432 µg·L^{-1} et qui avait été le fait de deux espèces, une Diatomées pennée et une Chlorophycée). Cette biomasse est très largement constituée de *Micractinium pusillum*. Cette espèce coloniale appartient au groupe fonctionnel F (Reynolds et al. 2002, Padisak et al. 2009), qui regroupe les espèces vivant dans les épilimnions clairs et qui tolèrent de faibles concentrations en nutriments. Elle est accompagnée d'une autre Chlorophycée non-coloniale, *Monoraphidium minutum* vivant dans les milieux riches en nutriments (Reynolds et al. 2002). La présence de ces deux espèces avec de telles biomasses n'est pas commune dans le Léman.

- Une phase automnale et hivernale (7 septembre au 19 décembre) : la biomasse diminue progressivement tout au long de cette phase pour atteindre un minimum le 19 décembre (135 µg·L^{-1}). En début de phase, *Monoraphidium minutum* (accompagné d'une autre espèce du même genre proche écologiquement*, M. circinale*) domine le compartiment puis sa biomasse diminue pour disparaitre en décembre. Pour les mois de novembre et décembre, la composition de la communauté phytoplanctonique est assez classique, avec la dominance de Cryptophycées (*Plagioselmis* spp., *Cryptomonas* sp.) qui présentent habituellement des biomasses relatives importantes en période hivernale.

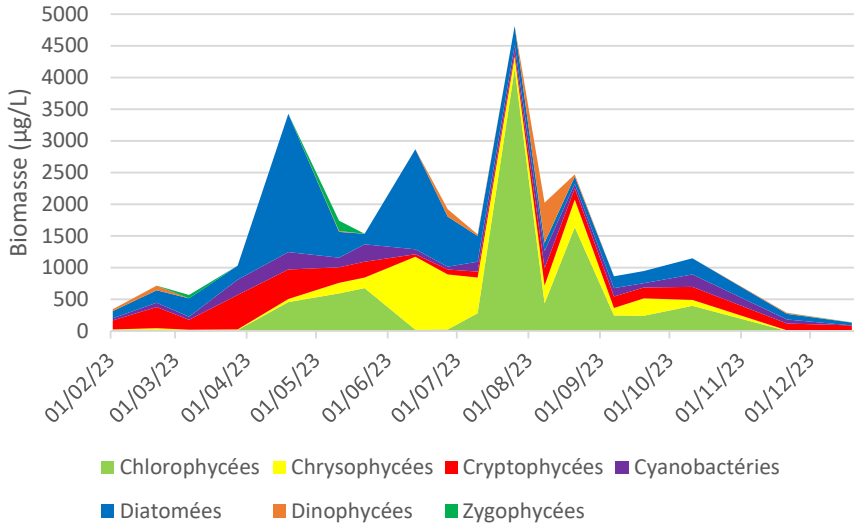


Figure 1. Variations mensuelles de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2023

Figure 1. Monthly changes in the biomass of phytoplankton groups (sensu Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva in 202

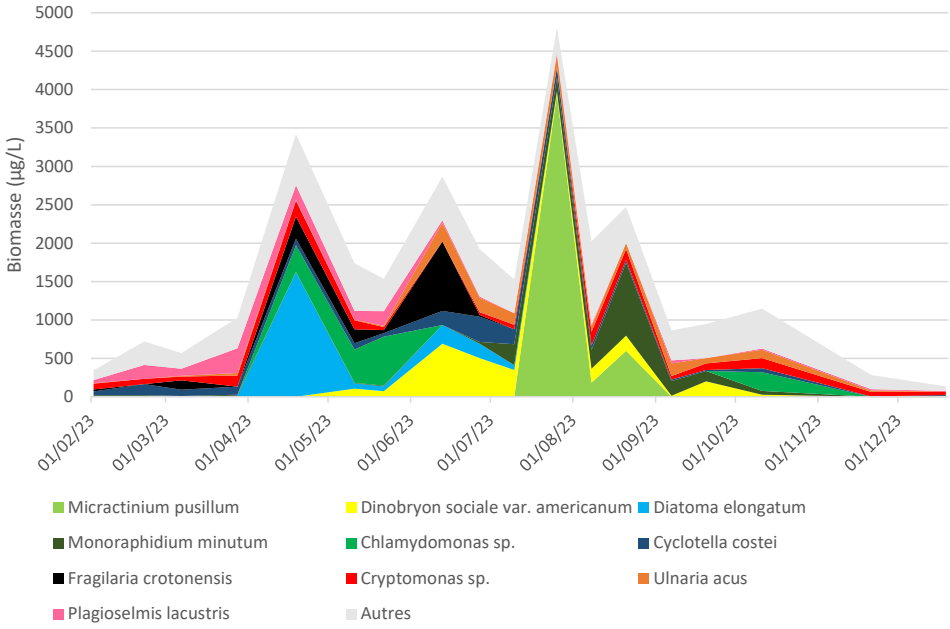


Figure 2. Variations mensuelles de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2023

Figure 2. Monthly changes in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva in 2023

3.1.2. Évolution 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. Le nanophytoplancton est préférentiellement brouté par le zooplancton.

La Figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2023.

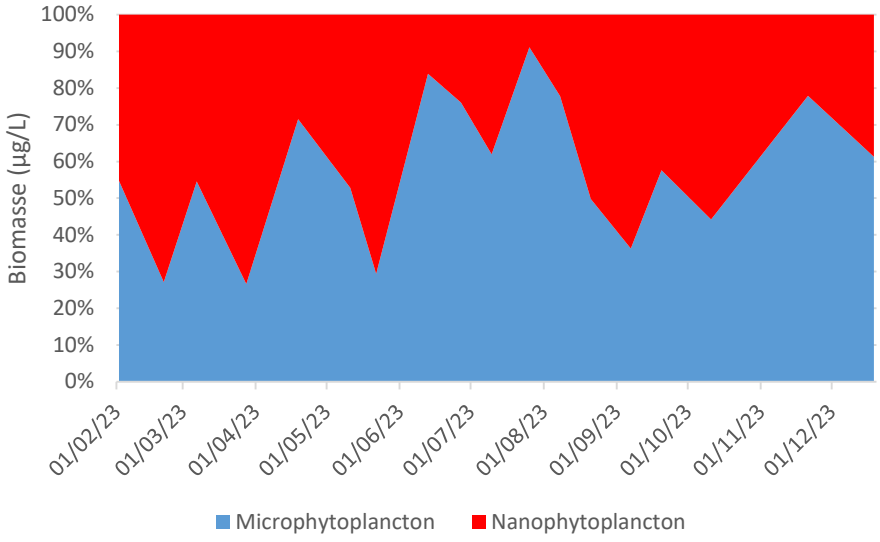


Figure 3. Variations mensuelles de la biomasse du phytoplancton par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2023.

Figure 3. Monthly change of phytoplankton biomass by size class in Upper Lake Geneva during 2023.

En 2023, le microphytoplancton domine la biomasse de l'année dans 12 échantillons sur 18 (65 % de la biomasse moyenne annuelle). C'est surtout pendant l'été (du 13 juin au 8 aout) que le microphytoplancton domine largement le compartiment avec 78% de la biomasse en moyenne.

4. ÉVOLUTION INTER-ANNUELLE

4.1. ÉVOLUTION DES CLASSES D'ALGUES

La Figure 4 présente l'évolution inter-annuelle des principales classes d'algues (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac.

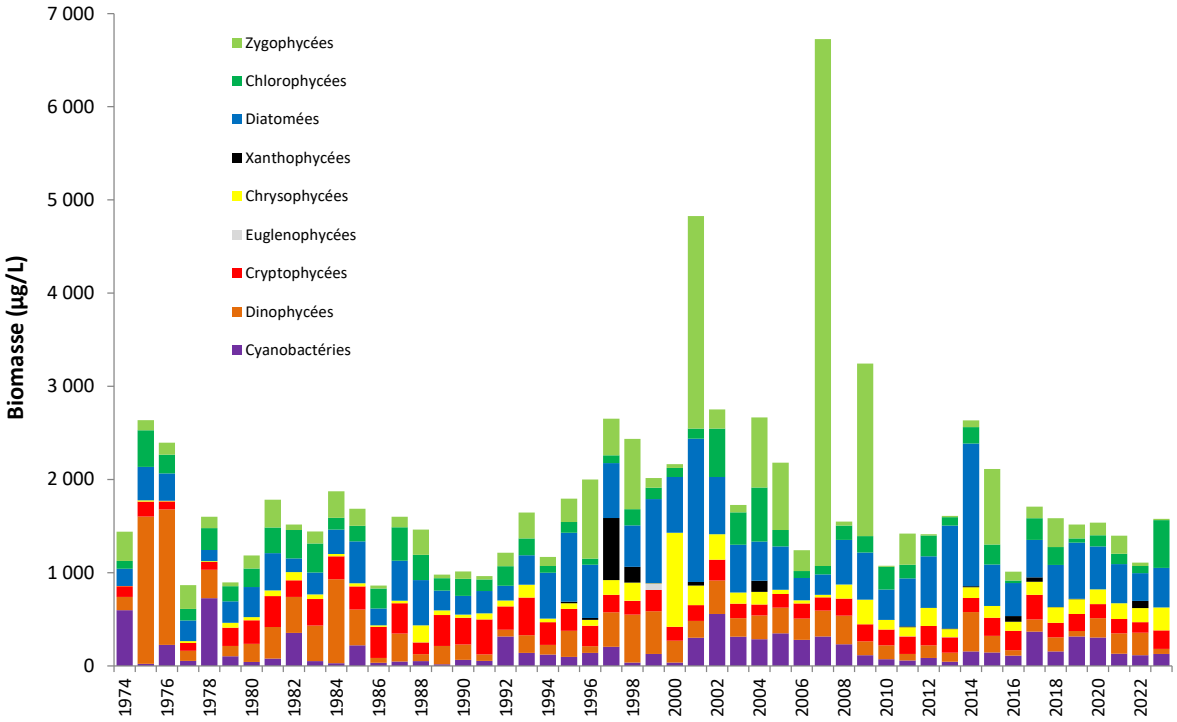


Figure 4. Évolution inter-annuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac (SHL2). La CIPEL a fixé à 1000 µg·L^{-1} la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser dans le Léman.

Figure 4. Inter-annual variation in annual mean biomass of major phytoplankton groups in Upper Lake Geneva. The CIPEL's objective is to not exceed an average annual biomass of 1000 µg·L^{-1} in Lake Geneva.

La biomasse de l'année 2023 présente une biomasse annuelle moyenne (1576 µg·L^{-1}) comparable à celles des années 2017-2021. Cette biomasse annuelle reste supérieure à l'objectif proposé par la CIPEL, qui est de ne pas dépasser 1000 µg·L^{-1}.

La particularité de l'année 2023 est d'avoir une proportion en Chlorophycées (32.0%) supérieure à celles de toutes les années précédentes (10% en moyenne sur toute la chronique) ; il s'agit de la 3ème biomasse la plus élevée en Chlorophycées de toute la chronique après celles de 2004 (579 µg·L^{-1}) et 2002 (518 µg·L^{-1}).

4.1.1. Évolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2023. 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 10^{e} et 90^{e} centile. L'évolution de ces valeurs est donnée sur la figure 5.

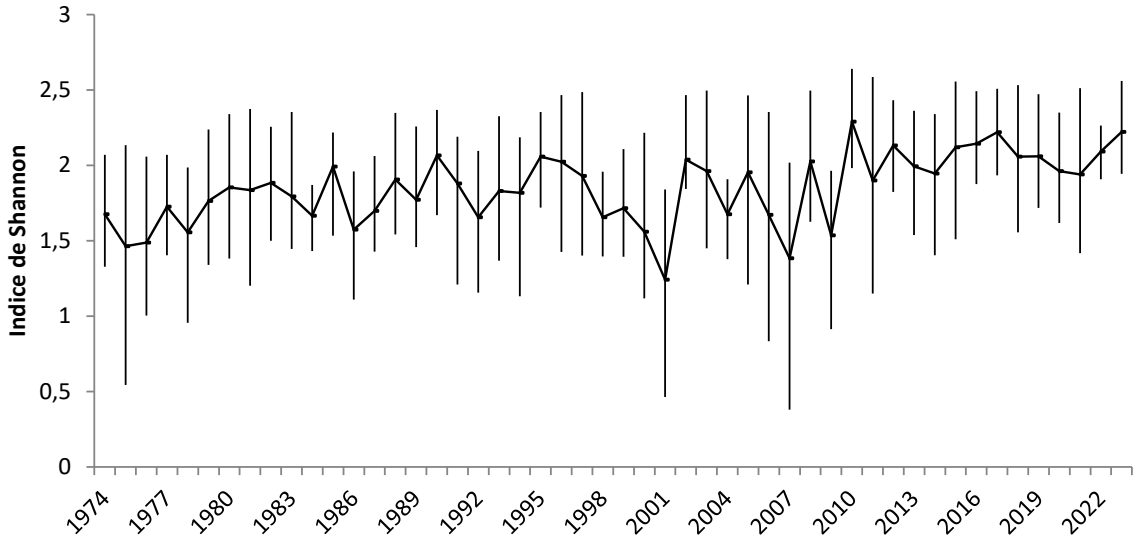


Figure 5. Évolution inter-annuelle de l'indice de diversité de Shannon dans le Grand Lac (SHL2). La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale, le 10e et le 90e centile.

Figure 5. Inter-annual variation of the Shannon diversity index in the Upper Lake of Geneva. The line represents the average annual diversity, the vertical bars the 10th and 90th percentiles.

La diversité peut être un indicateur de l'état trophique (concentrations en nutriments) en milieu aquatique : des relations sont régulièrement établies entre diversité et concentration en nutriments (e.g. Russel-Hunter 1970, Schelske & Stoermer 1971). L'indice est relativement stable sur toute la chronique depuis 1974. Cependant, ce sont les années récentes, qui présentent les diversités les plus élevées et dont 2023 fait partie (par ordre de diversité décroissante : 2010, 2023, 2017, 2016, 2012, 2015, 2022, 1990, 2018).

Certaines années (2001, 2007 et 2009) présentent de faibles diversités : cela correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* (Zygophycées) qui ont dominé fortement le peuplement phytoplanctonique.

4.1.2. Évolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum

L'état trophique des lacs peut aussi être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude (Kaiblinger *et al*. 2009) a montré que l'indice de Brettum (1989) est bien adapté pour évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à la concentration en Ptot (phosphore total) selon sept classes. Ces classes de concentration en phosphore total telles que définies dans l'indice de Brettum sont indiquées dans le Tableau 1 avec leur correspondance à l'état trophique. Plus cet indice est élevé, plus l'état trophique est faible (oligotrophe).

Tableau 1. Classes de qualité définies dans l'indice de Brettum. [Ptot] : concentration en phosphore total en µg·L^{-1}

Table 1. Quality categories defined in the Brettum index. [Ptot] : total phosphorus concentration in µg·L^{-1}

Classes	[Ptot]	État trophique
6	<= 5 µg·L^{-1}	Ultra-oligotrophe
5	5-8 µg·L^{-1}	Oligotrophe
4	8-15 µg·L^{-1}	Oligo-mesotrophe
3	15-30 µg·L^{-1}	Meso-eutrophe
2	30-60 µg·L^{-1}	Eutrophe
1	> 60 µg·L^{-1}	Hyper-eutrophe

La Figure 6 présente l'évolution de cet indice pour le Grand Lac. Les limites de classes de qualités écologiques sont reprises de l'exercice d'intercalibration européen de Wolfram *et al.* (2007).

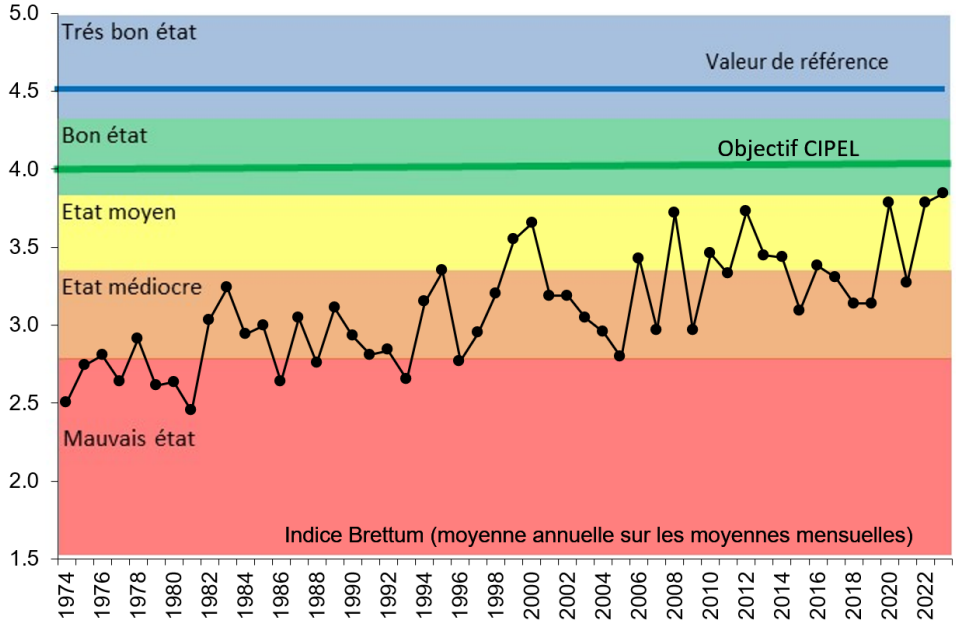


Figure 6. Évolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac (SHL2). Les valeurs des limites de classes de qualité écologiques correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration Lake type (Wolfram et al. 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre pour le Léman. La valeur de référence correspond à un écosystème non impacté par les activités humaines.

Figure 6. Long-term trends of the Brettum index. Ecological state boundaries for lake type L-AL-3 (Large alpine lakes) are taken from Wolfram et al. (2007). The CIPEL fixed an objective of 4 for Lake Geneva. The reference value corresponds to the value expected in a lake unimpacted by human activities.

Globalement une amélioration de la qualité des eaux est observable depuis 1974. Entre 1974 et 1980 le Léman était eutrophe (état médiocre) selon l'indice de Brettum. Actuellement, L'indice présente un état oligo-mésotrophe, indiquant une amélioration de l'état trophique.

L'année 2023 classe le lac dans un bon état (valeur = 3.84). Cette valeur, qui se situe juste au-dessus de la limite entre la qualité moyenne et bonne (3.83), est la plus élevée de toute la chronique. Elle reste cependant éloignée de l'objectif de la Cipel (4), mais s'approche de la valeur de référence (4.62).

4.1.3. Évolution des groupes fonctionnels

La dynamique inter-annuelle de certains groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002) est donnée à la Figure 7. L'Annexe 1 présente la liste des différents groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002).

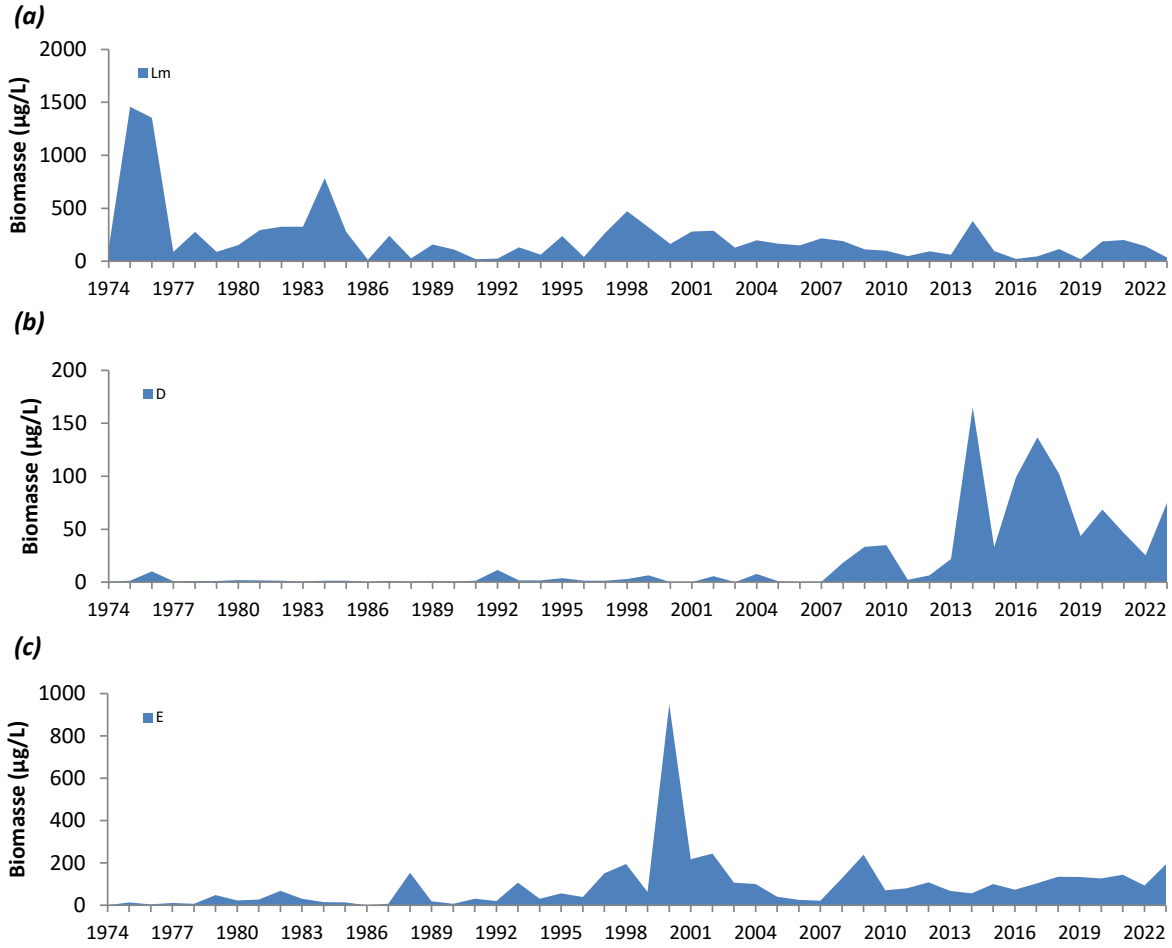


Figure 7. Évolution de la dynamique inter-annuelle des groupes fonctionnels (a) Lm, (b) E et (c) D de Reynolds et al. (2002), dans le Grand Lac (SHL2)

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

Le *groupe Lm* rassemble les taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés. Une diminution de leur biomasse de l'année 1975 à l'année 2023 est observée (Figure 7a).

Le *groupe E*, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse avec une stabilisation depuis une dizaine d'années (Figure 7b). Ces dynamiques indiquent une ré-oligotrophisation durable de la masse d'eau.

Le *groupe D* rassemble les taxons indicateurs (dont *Ulnaria acus, Achnanthidium catenatum*) des milieux turbides et/ou de faible profondeur selon Reynolds et al. (2002). Depuis 2014, les biomasses de ces taxons sont élevées par rapport à l'ensemble de la chronique (Figure 7c). Ces taxons peuvent être indicateurs de fortes crues (e.g. des affluents principaux tel que le Rhône ou encore la Dranse), qui apportent temporairement des taxons benthiques dans la zone pélagique.

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. 572pp.

Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 517pp.

Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 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 phytoplankton du 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.

Kilham, S.S., Kott, C.L., Tilman, D., 1977. Phosphate and Silicate Kinetics for the Lake Michigan Diatom Diatoma Elongatum. Journal of Great Lakes Research 3, 93–99. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(77)72233-6

Padisak, J., L. O. Crossetti, & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia 621: 1–19.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplancton. J. Plankton Res. 24: 417-428.

Rimet, F., Druart, J.C., Anneville, O., 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). Ecological Informatics 4, 99–110.

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.

Utermöhl, H., 1958. Zür 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.

ANNEXES

ANNEXE 1. DÉFINITION DES GROUPES FONCTIONNELS SELON REYNOLDS ET AL. (2002)

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417–428 | 2002

Table I: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	*Urosolenia*, *Cyclotella comensis*	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	*Aulacoseira subarctica* *Aulacoseira islandica*	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	*Asterionella formosa* *Aulacoseira ambigua* *Stephanodiscus rotula*	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	*Synedra acus* *Nitzschia spp* *Stephanodiscus hantzschii*	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	*Tabellaria* *Cosmarium* *Staurodesmus*	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	*Fragilaria crotonensis* *Aulacoseira granulata* *Closterium aciculare* *Staurastrum pingue*	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	*Geminella* *Mougeotia* *Tribonema*	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	*Planktothrix agardhii* *Limnothrix redekei* *Pseudanabaena*	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	*Spirulina* *Arthrospira* *Raphidiopsis*	light deficient conditions	flushing
S_N	warm mixed layers	*Cylindrospermopsis* *Anabaena minutissima*	light-,nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	*Synechococcus* prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	*Koliella* *Chrysococcus* eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	*Plagioselmis* *Chrysochromulina*	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	*Chlorella*, *Ankyra* *Monoraphidium*	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	*Cryptomonas*	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	*Dinobryon* *Mallomonas* *(Synura)*	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO_2 deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. *Botryococcus* *Pseudosphaerocystis* *Coenochloris* *Oocystis lacustris*	low nutrients high turbidity	?CO_2 deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	*Eudorina* *Volvox*	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	*Pediastrum, Coelastrum* *Scenedesmus* *Golenkinia*		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	*Aphanothece* *Aphanocapsa*		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	*Anabaena flos-aquae* *Aphanizomenon*	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	*Anabaena lemmermanni* *Gloeotrichia echinulata*	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	*Uroglena*	low nutrients	CO_2 deficiency
L_O	summer epilimnia in mesotrophic lakes	*Peridinium* *Woronichinia* *Merismopedia*	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	*Ceratium* *Microcystis*	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	*Microcystis* *Sphaerocavum*	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	*P. rubescens* *P. mougeotii*	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	*Chromatium,* *Chlorobium*	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, *Synura* *Gonium*	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling *Trachelomonas*	?	?
Q	small humic lakes	*Gonyostomum*	high colour	?

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES

ABOUT PICOCYANOBACTERIA

CAMPAGNE 2023

PAR

Stéphan JACQUET

UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, THONON-LES-BAINS, FRANCE

RÉSUMÉ

Les picocyanobactéries sont une composante ubiquiste du phytoplancton, pris en considération depuis 2014 dans le cadre de ce suivi. Longtemps négligées en raison de leur petite taille (<2-3 µm), la distribution et la dynamique de cette communauté est proposée à partir de l'analyse de leur abondance par cytométrie en flux. L'étude portant sur les dix dernières années, de 2014 à 2023 inclus, révèle des abondances pouvant dépasser 10^5 cellules·mL^{-1} en période estivale. Des valeurs élevées sont enregistrées en 2023, sur toute la période estivale (de fin juin à fin septembre). La biomasse moyenne relative de cette communauté, représentative majoritaire du picophytoplancton, reste encore modeste comparativement à celle du nano- et du microphytoplancton, mais elle dépasse 10%, en 2023. A certaines périodes de l'année (en plein été), la biomasse des picocyanobactéries a largement pu dépasser celle des formes nanoplanctoniques plus grosses. Il est attendu que la proportion de ces petites formes phytoplanctoniques, dont le rôle fonctionnel est important, augmente régulièrement avec la ré-oligotrophisation de l'écosystème et le réchauffement de ses eaux.

ABSTRACT

Picocyanobacteria are a ubiquitous component of the phytoplankton having been neglected until recently because of their small size (< 2-3 µm). Distribution and dynamics of this community is proposed based on the analysis of their abundance using flow cytometry. The study on the last 10 years, from 2014 to 2023, reveals abundances of this community exceeding regularly 10^5 cells·mL^{-1}, especially during the summer. In 2023, such relatively high concentrations were observed from the end of June to the end of September. The relative mean biomass of this major representative community of the picoplankton remains modest compared to the nano - and microphytoplancton, but it reached more than 10% in 2023. However, at certain times of the year (e.g. in the middle of the summer) the picocyanobacterial biomass could significantly exceed that of the larger nanoplanktonic forms. It is expected, along with the re-oligotrophication of Lake Geneva and warming of surface waters, which the proportion of these representative small cells will increase in the future.

1. INTRODUCTION

Prendre en compte la structure en taille des communautés phytoplanctoniques (pico-, nano-, micro-phytoplancton) dans la compréhension du fonctionnement écologique des milieux aquatiques est particulièrement pertinente (Beaty & Parker 1996, Rekik *et al*. 2015, Pomati *et al*. 2019). Les dénombrements phytoplanctoniques effectués en microscopie dans le cadre du suivi écologique des lacs ne permettent pas d'identifier et quantifier précisément la part des espèces de très petite taille (appartenant au picoplancton) qui incluent notamment et majoritairement les picocyanobactéries dans les grands lacs péri-alpins (Personnic *et al*. 2009).

Les picocyanobactéries sont des espèces unicellulaires (surtout) de cyanobactéries de taille <2-3 µm, à priori non toxiques, qui possèdent des avantages compétitifs sur les plus grosses cellules (vis-à-vis de l'utilisation des ressources nutritives et de la lumière, typiquement). En effet, une petite taille et un rapport surface/volume supérieur aux autres formes planctoniques (plus grandes, plus larges) confèrent aux cellules picophytoplanctoniques une acquisition plus efficace des éléments nutritifs et une meilleure absorption de la lumière incidente (Stockner *et al*. 2000). Cela permet l'entretien minimal du métabolisme cellulaire et *in fine* de dominer dans certains environnements (oligotrophes à ultra-oligotrophes typiquement).

Les picocyanobactéries sont prédominantes au sein du picophytoplancton et particulièrement bien représentées dans les grands lacs péri-alpins (Personnic *et al*. 2009, Domaizon *et al*. 2013, Zhong *et al*. 2013, Jacquet *et al*. 2016) ou d'autres écosystèmes (Stockner *et al*. 2000, Takasu *et al*. 2015) avec des proportions en termes de biomasse relative pouvant varier entre 10 et 70%. D'autres formes picoplanctoniques, appartenant aux eucaryotes (e.g. *Chlorella* spp), sont également présentes et souvent dénombrées comme un tout et inclues dans le nanophytoplancton. Dans la suite de ce rapport, seules les picocyanobactéries sont prises en compte, en raison de leur diversité, abondance, ubiquité, ainsi que de leur potentiel bio-indicateur d'état et de fonctionnement écologique (Ezzedine & Jacquet non publié).

Dans les écosystèmes pauvres à moyennement riches en nutriments (oligo- à faiblement eutrophe), les picocyanobactéries sont toujours observées et susceptibles de participer significativement, au moins à certains moments de l'année et en zone épilimnique, à la biomasse et production primaire totales, et donc au soutien de la production secondaire zooplanctonique (Ammini *et al*. 2014, Jacquet *et al*. 2016). Pour donner un ordre d'idée, les données acquises par S. Jacquet (INRAE CARRTEL) sur la période s'étalant de 2003 à 2021, montrent que la proportion des picocyanobactéries (en termes de biomasse) fluctue entre 3 et 45 % de la biomasse phytoplanctonique totale dans le lac d'Annecy (oligotrophe depuis longtemps) mais n'excède pas encore 20 % au lac du Bourget (pourtant oligo-mésotrophe depuis une dizaine d'année). La proportion de ce groupe peut occasionnellement être équivalente, voire dépasser celle des formes nano- et microphytoplanctoniques, en particulier au début du printemps et au milieu de l'été. Les picocyanobactéries sont, par ailleurs, susceptibles de réagir positivement au réchauffement de la masse d'eau, y compris en système oligo-mésotrophe, tout comme à certains xénobiotiques comme le glyphosate (Castro Berman *et al*. 2020).

La communauté des picocyanobactéries (représentantes majeures du picophytoplancton) étant susceptibles d'être un indicateur trophique, fonctionnel et/ou en réponse aux changements globaux (e.g. la température), il est proposé au sein de ce chapitre de décrire l'évolution dans le Léman (i) des abondances de la communauté picocyanobactérienne, considérées à six profondeurs différentes (de la proche surface à 50 m de profondeur) et mises en relation avec les principaux facteurs environnementaux pour l'année 2023 ; (ii) des abondances moyennes des picocyanobactéries permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique depuis 2014 comparativement au phytoplancton total ; et (iii) la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplancton pour révéler et comparer l'importance des picocyanobactéries au sein de différents lacs péri-alpins (e.g. Annecy, Bourget, Léman).

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. CYTOMÉTRIE EN FLUX

Les abondances picocyanobactériennes dans le Léman sont mesurées aux profondeurs suivantes : 2.5, 10, 15, 20, 30 et 50 m, ainsi que sur un prélèvement d'un échantillon d'eau intégré de 0 à 18 m (en lien avec le suivi phytoplanctonique classique - Rimet 2021).

L'analyse de ce compartiment biologique est rendue possible grâce à la cytométrie en flux, une technique qui permet de compter et d'étudier rapidement de nombreuses caractéristiques d'un grand nombre de cellules ou particules (plusieurs dizaines de milliers) placées en suspension dans un liquide et qui vont être considérées une par une. Empruntée au domaine médical et appliquée à l'Océanographie (dès les années 1985), la cytométrie en flux a notamment permis de découvrir l'organisme (procaryote) photosynthétique le plus petit et le plus abondant de l'océan mondial (e.g. Prochlorococcus, Chisholm et al. 1988) et aussi le plus petit eucaryote photosynthétique, Ostreococcus tauri (Courties et al. 1994). Depuis cette époque, cette technique est devenue incontournable et constitue un outil d'analyse rapide et fiable particulièrement bien adapté au comptage et à l'étude des petits organismes phytoplanctoniques, bactériens et viraux en milieux marin et d'eau douce. Le principe de fonctionnement est basé sur la mise en suspension des cellules ou particules que l'on veut étudier dans un milieu liquide. Les cellules sont poussées par un fluide liquide, ici de l'eau milliQ, à travers un système de pompe et envoyées une à une (après leur alignement) devant un (ou plusieurs) faisceau(x) laser qui permet(tent), en plus de les compter, de mesurer ou d'évaluer certains paramètres cellulaires : taille, volume, granulométrie, fluorescence, etc. Différents paramètres vont donc être observés : la lumière diffractée, mesurée en face du rayon laser, permet d'évaluer la taille des cellules (FSC) ; la lumière diffractée, mesurée sur le côté à 90° (SSC) donne une mesure de la granularité de la cellule qui correspond à la complexité de la cellule (densité des organites, irrégularités internes ou de surface). Ces deux paramètres (FSC et SSC) sont donc globalement proportionnels à la taille et à la complexité des cellules. Cela permet un premier tri des catégories cellulaires, mais ne suffit pas pour une reconnaissance précise. Pour le phytoplancton, la chlorophylle, la phycocyanine (PC) ou encore la phycoérythrine (PE) sont des pigments qui permettent de discriminer différentes populations et c'est la fluorescence de ce dernier type de pigment (PE), associé à des valeurs relativement faibles pour le FSC ou SSC, qui permettent de reconnaitre sans ambiguïté les picocyanobactéries (Figure 1). Les intensités lumineuses mesurées sont très faibles, les détecteurs utilisés sont des photomultiplicateurs. L'appareil est relié à un ordinateur qui enregistre les données et affiche les résultats des mesures. L'analyse finale peut être opérée sur son propre PC à partir de logiciels dédiés.

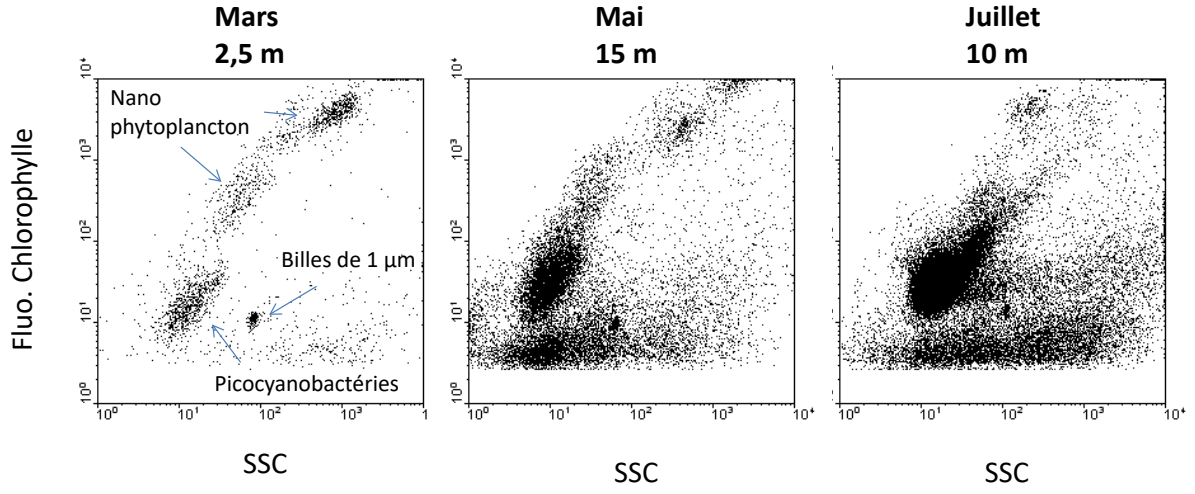


Figure 1. Exemples de cytogrammes (représentations biparamétriques) montrant la communauté des picocyanobactéries à différentes profondeurs et dates dans le Léman. SSC signifie side scatter et correspond à un paramètre relatif à la taille, à la forme et à l'indice de réfraction des cellules.

Figure 1. Examples of cytograms (biparametric representations) showing the picocyanobacterial community for different depths at different periods of the year in Lake Geneva. SSC corresponds to Side SCatter and is a proxy of cell size, shape and refractive index.

3. ANALYSES STATISTIQUES

Une analyse en composantes principales (ACP) est proposée à partir d'un nombre limité de variables prises aux profondeurs suivantes (2.5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m et 50 m) afin de déterminer les facteurs principaux associés à la distribution et la dynamique observées de la communauté des picocyanobactéries. Le seuil de significativité des corrélations a été fixé à 99 %.

4. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2023

4.1. CYTOMÉTRIE EN FLUX

La dynamique de la communauté picocyanobactérienne révèle une saisonnalité marquée avec des concentrations cellulaires augmentant pendant le printemps et l'été, avant de diminuer à la fin de l'automne et en hiver. En 2023, les valeurs maximales, avec plus de 10^5 cellules· mL^{-1}, ont été observées tout au long de l'été (de fin juin à fin septembre) alors qu'elles avaient été plus concentrées autour du mois d'aout en 2022 (Figure 2). Ces valeurs ont toujours été enregistrées entre la surface et 15 m de profondeur. La concentration cellulaire des picocyanobactéries reste bien visible et marquée toute l'année sur la tranche d'eau 0-50 m. Il y a toujours à minima plusieurs centaines de cellules par mL détectées.

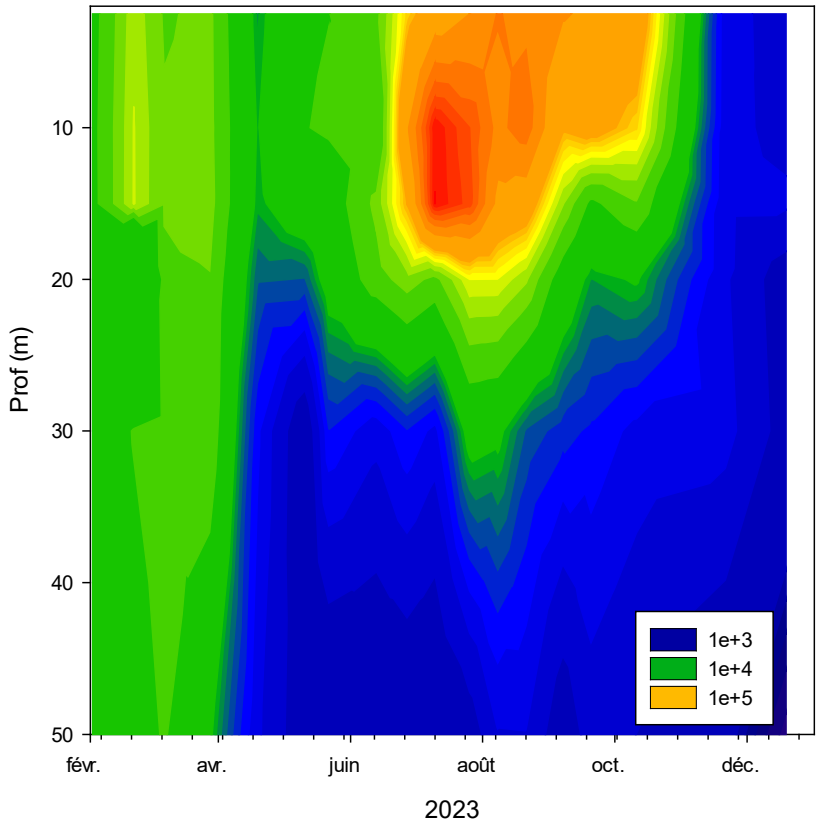


Figure 2. Distribution et dynamique des picocyanobactéries (en cellules par mL) en 2023 entre la surface et 50 m de profondeur dans le Léman à la station SHL2. L'échelle proposée est la suivante : 1e+3= 1000 ; 1e+4= 10000 ; 1e+5= 100000.

Figure 2. Vertical and temporal distribution of picocyanobacteria (in cells per mL) in 2023 between the surface and the depth of 50 m in Lake Geneva at SHL2. The scale for the numbers is as follows: 1e+3= 1000 ; 1e+4= 10000 ; 1e+5= 100000.

En considérant la valeur de l'échantillon d'eau intégré de 0 à 18 m afin de pouvoir la comparer à l'ensemble du phytoplancton, la proportion des picocyanobactéries en termes de biomasse phytoplanctonique totale a été de 10.2 % en 2023, soit la valeur la plus haute de la série historique, près de 40% supérieure à celle de 2022 (6.5%) et plus du triple de la valeur de 2021 (3.1 %). Comparativement, les proportions relatives du nano- et microphytoplancton ont été approximativement de 38.1 % et de 51.7 % en 2023 (contre respectivement 23.9% et 69.6% en 2022). A titre comparatif, les proportions picocyanobactériennes en 2023 ont été de 10.7 % et 14.1 % aux lacs du Bourget et d'Annecy, respectivement.

Dans le détail, les picocyanobactéries ont représenté entre 14.5 à 39.5 % de la biomasse phytoplanctonique totale intégrée sur la couche d'eau 0-18 m, au cours des mois de juillet à septembre, des valeurs significativement supérieures aux années précédentes (Jacquet 2022, 2023).

4.2. ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES

Une analyse en composantes principales a été proposée pour l'année 2023 (n=108 ; Figure 3) afin de déterminer les liens existants entre certains facteurs environnementaux et la dynamique, ainsi que la distribution de cette communauté (notée « picocyanos » ci-dessous). La variance totale expliquée à partir des deux principaux axes est relativement élevée, soit 65.2 %, une valeur comparable aux années précédentes. La température (notée Temp) reste un facteur clef ($r=0.82$; $p<0.01$; comme les années précédentes), ce que des expériences au laboratoire avec des cultures de picocyanobactéries isolées des grands lacs péri-alpins ont également confirmé avec un optimum de croissance entre 20 et 25°C (Reymann & Jacquet 2015). La variable « profondeur », notée « prof », peut être notamment considérée comme un indicateur de la lumière et une relation négative existe entre les picocyanobactéries et la profondeur ($r=-0.79$; $p<0.01$). Comme les années précédentes, il n'existe pas de relations marquées entre les nutriments phosphorés et les picocyanobactéries. Une relation négative est donnée avec la conductivité ($r=-0.75$; $p<0.01$) et surtout les nitrates ($r=-0.83$; $p<0.01$), cette dernière relation ayant aussi été marquée en 2020, 2021 et 2022. Ce dernier résultat ne pouvant pas être interprété sans une expérience au laboratoire, une étude a été menée en 2019 et 2021 consistant à enrichir des échantillons naturels prélevés dans différents lacs, dont le Léman, avec différentes concentrations en nitrates. Il s'est avéré que la croissance des picocyanobactéries était fortement stimulée par l'ajout de NO_3 (Guilmot & Jacquet 2020, Peloux 2021), suggérant le caractère limitant de cette ressource à certaines périodes de l'année. Parmi les facteurs clefs, ici non pris en compte dans l'ACP car non mesurés, une hypothèse serait celle de l'importance des interactions biotiques (filtration et/ou broutage par les moules quagga, le métazooplancton, les organismes unicellulaires flagellés et ciliés, et aussi l'impact de la lyse virale) qu'il serait intéressant de prendre en compte à l'avenir.

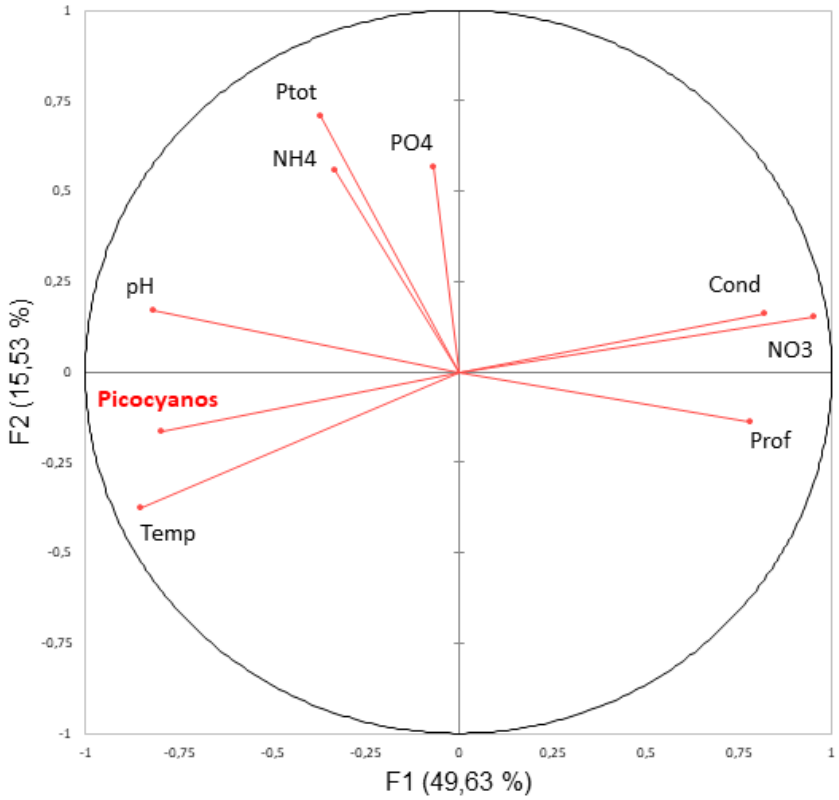


Figure 3. Analyse en composantes principales (ACP) effectuée avec quelques paramètres sur l'ensemble de l'année 2023, dans le Léman, à la station SHL2. La variance totale expliquée est de 65.2%.

Figure 3. Principal Component Analysis with a selection of parameters in 2023 at SHL2. The total variance is about 65.2%.

5. EVOLUTION DEPUIS 2014

Les concentrations annuelles moyennes des picocyanobactéries sur la zone 2.5-20 m ou 0-18 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules·mL^{-1}. Ces fortes valeurs comparativement aux autres groupes phytoplanctoniques en général, sont surtout observées autour de la période estivale, les concentrations maximales étant observées de juillet à octobre (Figure 4). Depuis 2019, une baisse assez marquée des abondances des picocyanobactéries avait été observée sur la zone 0-18 m, à relier peut-être à (i) un échantillonnage trop espacé et n'ayant pas permis d'obtenir le pic de concentration estivale et/ou (ii) à une météorologie défavorable (cas très probable en 2021) ayant freiné le développement de cette communauté. En 2022, cette tendance à la baisse s'était infléchie et des valeurs plus élevées avaient été enregistrées. En 2023, une forte augmentation des concentrations cellulaires est observée sur cette strate de la colonne d'eau.

La distribution des picocyanobactéries révèle sur les dix dernières années que la zone où leur abondance (exprimée en nombre de cellules par mL) est la plus forte reste la zone épilimnique (0-20 m). Ces résultats sont à relier majoritairement à la quantité de lumière et aux températures élevées proches de la surface, des paramètres pour lesquels il est connu que cette communauté montre une sensibilité marquée (Figure 5). Les fortes concentrations enregistrées à 15 m tout au long de l'été se confirment et ne sont pas surprenantes. Cette communauté est composée de populations riches en phycoérythrine, un pigment accessoire majoritaire, ce qui confère aux cellules un avantage compétitif sur la majorité des autres espèces phytoplanctoniques. Ce pigment permet d'utiliser les longueurs d'onde vertes de la lumière, c'est-à-dire le spectre de lumière majoritaire voire unique en profondeur. Au lac du Bourget, ce phénomène est déjà bien en place et a été décrit plusieurs fois (Jacquet et al. 2022).

Sur la période de 2014 à 2023, la proportion annuelle (en termes de biomasse) des picocyanobactéries fluctue entre 3.1 (en 2021) et 10.2 % (en 2023) révélant des disparités entre les années (Figure 6). 2021 était apparu comme l'année où la biomasse relative était la plus basse sur la chronique après des valeurs assez constantes variant entre 5.5 et 7 % sur la période 2017-2022. Le suivi à long terme de cette communauté doit se poursuivre pour permettre de confirmer (i) que la proportion pico(phyto)planctonique augmentera majoritairement avec la ré-oligotrophisation du lac mais aussi possiblement avec le réchauffement de ses eaux (une hypothèse qui mériterait d'être testée en parallèle en conditions contrôlées de laboratoire) et (ii) que ce groupe indiquera une évolution du niveau trophique et de qualité des eaux du lac associées à un changement de son fonctionnement écologique.

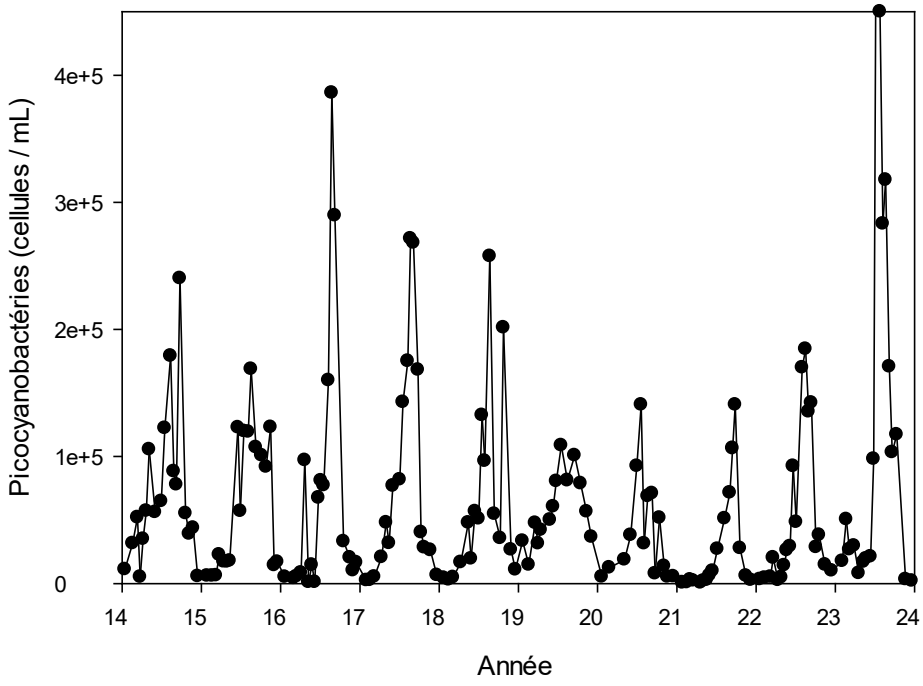


Figure 4. Évolution des concentrations moyennes de picocyanobactéries (en cellules/mL) entre 2.5 et 20 m de 2014 à 2023 inclus, dans le Léman, à la station SHL2.

Figure 4. Mean values of picocyanobacterial concentrations (in cells/mL) between 2.5 and 20 m depth from 2014 to 2023, at SHL2.

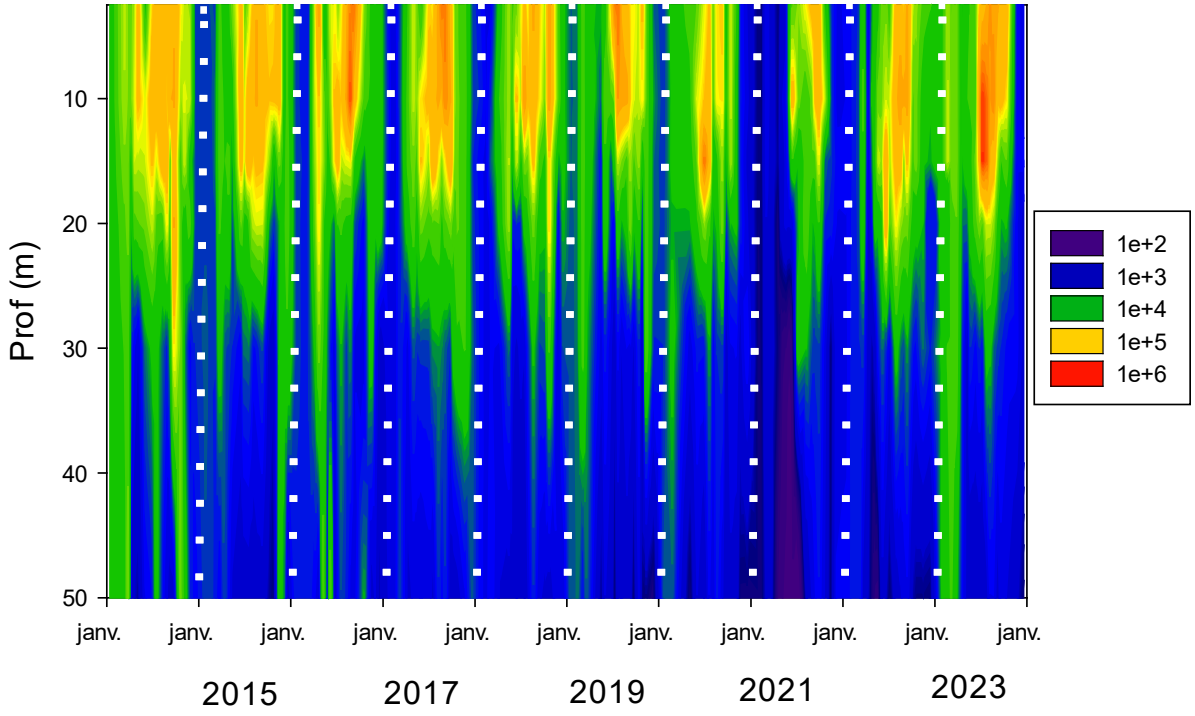


Figure 5. Evolution des concentrations de picocyanobactéries entre 2.5 et 50 m, de 2014 à 2023 inclus, dans le Léman à la station SHL2.

Figure 5. Picocyanobacterial concentrations between 2.5 and 50 m depth from 2014 to 2023, at SHL2.

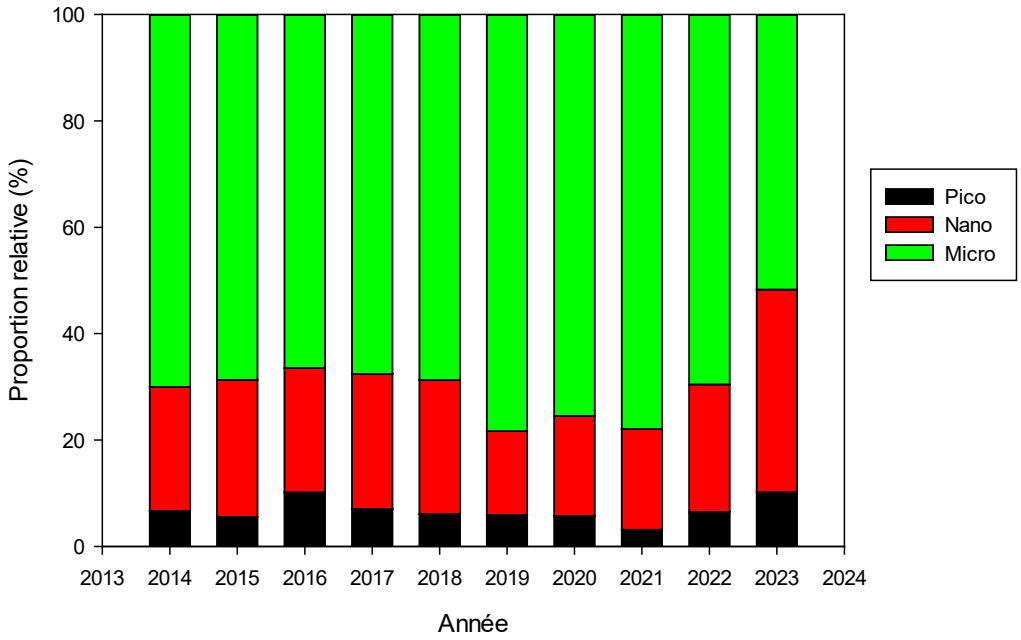


Figure 6. Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le Léman à la station SHL2 pour la période 2014-2023 entre 0 et 18 m.

Figure 6. Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lake Geneva at SHL2 for the period 2014-2023.

La comparaison avec les deux autres lacs permet de constater, sur la période 2014-2023, le caractère bioindicateur de ce compartiment en lien avec le statut trophique de l'écosystème. Ainsi, la proportion la plus forte est trouvée au lac d'Annecy qui est oligotrophe depuis longtemps, et la proportion la plus faible est celle du Léman, toujours mésotrophe et en voie de ré-oligotrophisation. Comparativement, le lac du Bourget (longtemps oligo-mésotrophe et depuis peu oligotrophe) se situe entre les deux (Figure 7) mais on peut constater que la différence s'estompe entre ce dernier et le Léman (avec des valeurs de proportion picoplanctonique de 19.2% pour Annecy, 11.1% pour le Bourget et 8.9% pour le Léman).

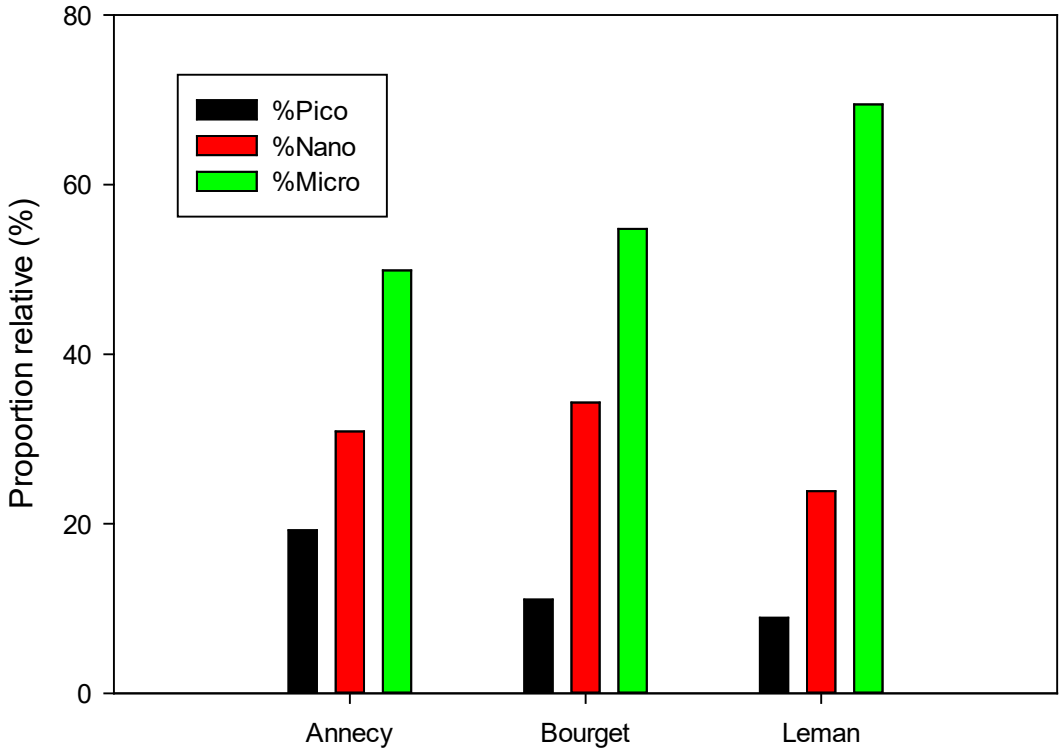


Figure 7. Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget pour la période 2014-2023.

Figure 7. Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lakes Annecy, Bourget and Geneva for the period 2014-2023.

6. CONCLUSION

Le picophytoplancton, majoritairement représenté par les picocyanobactéries, est une composante majeure du phytoplancton présente dans le Léman toute l'année et à toutes les profondeurs examinées jusqu'à 50 m. En plus de son rôle fonctionnel dans la production primaire globale ou en tant que communauté proie potentielle pour le zooplancton uni- et pluricellulaire, ce compartiment biologique est susceptible d'être un marqueur important de l'état de santé de l'écosystème. Ainsi, le suivi détaillé de ce compartiment sur le long-terme devrait permettre de confirmer que ce groupe est un indicateur clef de l'évolution du statut trophique de l'écosystème mais aussi de sa réponse corrélée au réchauffement climatique, c'est-à-dire à l'augmentation des températures des eaux de surface.

BIBLIOGRAPHIE

Ammini, P., Zhong, X., Angia Sriram, P.R., Jacquet, S. (2014). Dynamics of auto- and heterotrophic picoplankton and associated viruses in Lake Geneva. Hydrology and Earth System Sciences Discussion 18, 1073-1084.

Beaty, M.H., Parker, B.C. (1996). Relative importance of pico-, nano-, and microplankton to the productivity of Mountain Lake, Virginia. Hydrobiologia 331, 121–129.

Castro Berman, M., Llames, M.E., Minotti, P., Fermani, P., Quiroga, M.V., Ferraro, M.A., Metz, S., Zagarese, H.E. (2020). Field evidence supports former experimental claims on the stimulatory effect of glyphosate on picocyanobacteria communities. Science of the Total Environment 701, 134601.

Chisholm, S.W., Olson, R.J., Zettler, E.R., Goericke, R., Waterbury, J.B., Welschmeyer, N.A. (1988). A novel free-living prochlorophyte abundant in the oceanic euphotic zone. Nature 334, 340-343.

Courties, C., Vaquer, A., Trousselier, M., Lautier, J., Chrétiennot-Dinet, M.J., Neveux, J., Machado, C., Claustre, H. (1994). Smallest eukaryotic organism. Nature 370, 255.

Domaizon, I., Savichtcheva, O., Debroas, D., Arnaud, F., Villar, C., Pignol, C., Alric, B., Perga, M.E. (2013). DNA from lake sediments reveals the long-term dynamics and diversity of Synechococcus assemblages. Biogeosciences 10, 3817-3838.

Ezzedine, J., Jacquet, S. (soumis). Picocyanobacteria in lakes: a multi-proxy functional indicator?

Guilmot, S., Jacquet, S. (2020). Le picoplancton: Vers un nouveau bio-indicateur global lacustre (PICOMIL). Rapport du pôle ECLA. Xxx pp.

Jacquet, S., Barbet, D., Barbier, C., Cachera, S., Colon, M., Espinat, L., Girel, C., Guillard, J., Hamelet, V., Hustache, J.C., Lacroix, D., Laine, L., Leberre, B., Neasat, J., Paolini, G., Perga, M.E., Perney, P., Rimet, F. (2016). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. Rapport INRA-CISALB-CALB, 205 pp.

Jacquet, S., Cachera, S., Crépin, L., Goulon, C., Guillard, J., Hamelet, V., Hustache, J.C., Laine, L., Perney, P., Quétin, Ph., Raphy, J., Rasconi, S., Rautureau, C., Rimet, F., Tran-Khac, V. (2022). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2021. Rapport INRAE-CISALB, 179 pp.

Jacquet, S. (2022). Etude relative aux picocyanobactéries. Rapport de la CIPEL pour l'année 2021.

Jacquet, S. (2023). Etude relative aux picocyanobactéries. Rapport de la CIPEL pour l'année 2022.

Peloux, A. 2021. Les picocyanobactéries lacustres peuvent-elles être considérées comme un bio-indicateur fonctionnel ? Rapport de stage M2, Université de Lorraine, 46 pp.

Personnic, S., Domaizon, I., Dorigo, U., Berdjeb, L., Jacquet, S. (2009). Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplanktonic abundances in three peri-alpine lakes. Hydrobiologia 627, 99-111.

Pomati, F., Shurin, J.B., Andersen, K.H., Tellenbach, C., Barton, A.D. (2019). Interacting temperature, nutrients and zooplankton grazing control phytoplankton size-abundance relationships in eight Swiss Lakes. Frontiers in Microbiology 10, 3155, 17 p.

Rekik, A., Denis, M., Maalej, S., Ayadi, H. (2015). Spatial and seasonal variability of pico-, nano- and microphytoplankton at the bottom seawater in the north coast of Sfax, Eastern Mediterranean Sea. Environmental science and pollution research international. 22. 10.1007/s11356-015-4811-1. Xxx pp.

Reymann, Q., Jacquet, S. (2015). Importance des facteurs environnementaux sur la croissance, la dynamique et la distribution des picocyanobactéries lacustres. Master 2 Biologie des micro-organismes spécialité micro-organismes, Université de Strasbourg. Xxx pp.

Rimet, F. (2021). Le phytoplancton du Léman. Rapport CIPEL pour l'année 2020.

Stockner, J., Callieri, C., Cronberg, G. (2000). Picoplankton and other non-bloom-forming cyanobacteria in lakes. Dans The Ecology of Cyanobacteria. p. 195-231.

Takasu, H., Ushio, M., LeClair, J.E., Nakano, S. (2015). High contribution of Synechococcus to phytoplankton biomass in the aphotic hypolimnion in a deep freshwater lake (Lake Biwa, Japan). Aquatic Microbial Ecology 75, 69–79.

Zhong, X., Berdjeb, L., Jacquet, S. (2013). Temporal dynamics and structure of picocyanobacteria and cyanomyoviruses in two large and deep peri-alpine lakes. FEMS Microbiology Ecology 86, 312-326.

BIOMASSE CHLOROPHYLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LEMAN

CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2023

PAR

Serena RASCONI, Frédéric RIMET et Pascal PERNEY

INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

La dynamique saisonnière des concentrations de chlorophylle a en 2023 a montré un démarrage de croissance à la fin du mois de février, correspondant à une baisse de la transparence dans la couche supérieure de la colonne d'eau et à un premier pic de production primaire. Le pic plus important de production primaire, donnant lieu au pic maximum de chlorophylle a, a été mesuré en avril. Les concentrations de chlorophylle a mesurées au printemps (mars-mai) ont été plus élevées que celles mesurées le reste de l'année. Un dernier pic de biomasse chlorophyllienne correspondant à un pic moins important de production a été observé en septembre. Ensuite les valeurs de chlorophylle a et de production sont restées stables pendant les mois d'été, puis ont baissé rapidement en novembre et décembre et ont atteint des valeurs minimales typiques de la saison hivernale correspondant à une augmentation de la transparence de l'eau.

En termes d'évolution inter-annuelle, les concentrations moyennes de chlorophylle a et les valeurs de production primaire en mars-mai ont été plus élevées en 2023 que celles observées en 2022, mais cohérentes avec les valeurs mesurées dans les années précédentes. En revanche, en juin-août les valeurs de production primaire ont été plus faibles en comparaison aux valeurs observées précédemment, bien que les valeurs de chlorophylle a aient présenté des valeurs plus élevées comparées aux années précédentes. En automne 2023, les valeurs de chlorophylle a et de production primaire moyenne ont été légèrement inférieures comparées aux valeurs observées en 2021 et les années précédentes.

A l'échelle inter-annuelle, la tendance de chlorophylle a est stable depuis 2018 autour de la valeur moyenne de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$.

ABSTRACT

In 2023 chlorophyll a *concentration started to increase at the end of February, corresponding to the lowering of the transparency. At the same time, the measured primary production showed a first peak of activity*. The maximum of the production, corresponding to the maximum of chlorophyll a, was observed in April. *Chlorophyll* a seasonal *concentration measured during spring (March -May) was higher compared to the values measured during the rest of the year. In June a last peak of chlorophyll* a *concentration was observed, corresponding with a small peak of primary production. Following this peak, the chlorophyll* a *concentration and the primary production remained stable during summer, then rapidly decreased, and reached the low values typical of the winter period and corresponding to high water transparency.*

In the inter-annual trend, in March-May 2023 chlorophyll a *concentration and primary production were higher compared to 2022, but consistent with the values observed during the previous years. In June-August the primary production values were lower compared to the previous years. The same was during autumn, the average chlorophyll a concentration and primary production were lower compared to the values measured in 2022 and to the previous years measurements.*

The annual average concentration of Chlorophyll a *showed recently* a *decreasing trend, which is stable since 2018 around the mean value of 4$\mu g \cdot L^{-1}$.*

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de concentration en chlorophylle *a* (utilisée comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique) et de production primaire mesurées à la station SHL2 tout au long de l'année 2023. L'évolution inter-annuelle de ces paramètres est également présentée pour la période 2015-2023.

2. METHODES

L'échantillonnage a été réalisé aux profondeurs habituelles de 0, 1, 2.5, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m pour la chlorophylle *a* et de 0, 1, 2.5, 3.5, 5, 7.5, 10, 15 et 20 m pour la production primaire. La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi noir et blanc standard. Dix-huit campagnes ont été effectuées en 2023, mensuelles pendant les mois d'avril, octobre, novembre et décembre. Deux campagnes ont eu lieu pour les autres mois. À cause des contraintes techniques et météorologiques l'échantillonnage en janvier n'a pas pu être effectué.

La concentration en chlorophylle *a* a été analysée au spectrophotomètre. Historiquement, la concentration brute en chlorophylle *a* (ici notée **ChlA**) a été calculée suivant l'équation de STRICKLAND & PARSONS (1968) à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes : 750, 665, 645 et 630 nm (Norme NF T90-117 AFNOR, 1999). L'adoption de la méthode de SCOR-UNESCO depuis 2013 nécessite de mesurer en plus l'absorbance à 410 nm, correspondant aux phéopigments, dans l'objectif de corriger la concentration brute pour la dégradation de la chlorophylle *a* (notée **Chla**, NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne < 3 %, les deux mesures de la concentration en chlorophylle *a* (**ChlA et Chla**) sont intimement corrélées (régression linéaire comparant toutes les mesures pour la période 2013-2023 : $R^2 = 0.94$, $p < 0.001$). Les mesures de Chla sont donc présentées pour le suivi de l'année 2023 et l'évolution comparative avec les mesures de production primaire à partir de l'année 2015 sur les eaux de surface 0 à 20 m. L'évolution inter-annuelle des biomasses chlorophylliennes a été quantifiée à partir des valeurs moyennes de ChlA sur les eaux de surface de 0 à 30 m et présentée pour la période 1977-2023.

La production primaire (PP) a été mesurée selon le protocole établi en 2014 (PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), par la méthode d'incubation et d'incorporation du 13C entre 10h et 14h. Les valeurs sont exprimées en masse de carbone fixée par litre et par heure ($\mu gC\ L^{-1}\ h^{-1}$).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. DYNAMIQUE SAISONNIÈRE

Les concentrations moyennes pondérées en fonction de l'épaisseur des couches et les concentrations maximales en chlorophylle *a* (Chla) mesurées sur les 20 premiers mètres ont présenté des valeurs faibles en début du mois de février suivis par une augmentation à partir de la deuxième moitié du mois (21 février, 8.26 $\mu g\ L^{-1}$, Figure 1a).

Cette augmentation de biomasse chlorophyllienne correspond à la période de croissance printanière du phytoplancton dominée par *Plagioselmis* et *Cyclotella* (RIMET 2024, ce rapport). Pendant cette période une baisse de la transparence et un pic de production primaire (transparence 7.3 m, Figure 1a et production maximum 10.4 $\mu gC\ L^{-1}\ h^{-1}$, Figure 1b) ont également été observés. Au printemps, des pics de production importants ont été observés jusqu'à 10 m de profondeur pendant toute la saison (le pic en avril était de 21 $\mu gC\ L^{-1}h^{-1}$, Figure 2).

En mai, une baisse de la production primaire et de la biomasse chlorophyllienne a été observée probablement en raison d'un pic d'abondance du zooplancton herbivore (RASCONI et al 2024, ce rapport) et de concentrations limitantes en nutriments. La biomasse des algues de petite taille est drastiquement réduite pendant cette période (RIMET 2024, ce rapport), notamment la diatomée *Cyclotella* qui constitue une des sources de nourriture préférée du zooplancton. En juillet et en août, les concentrations moyennes en chlorophylle *a* et les valeurs de production primaire sont stables (maximum Chla 6.03 $\mu gC\ L^{-1}$ et production primaire 7.1 $\mu gC\ L^{-1}h^{-1}$). En octobre, des suites du pic de production primaire en septembre (17.2 $\mu gC\ L^{-1}h^{-1}$ à la profondeur de 3.5 m), une nouvelle phase de croissance de la biomasse chlorophyllienne a été observée, un pic de Chla (6.5 $\mu gC\ L^{-1}$) a été enregistré le 11 octobre à la profondeur de 7.5 m, qui toutefois présente des concentrations inférieures à celles observées au printemps.

À la suite de ce pic, une baisse des concentrations en chlorophylle *a* est constatée. En novembre et décembre, les concentrations en chlorophylle *a* ont été nettement plus faibles (moyenne novembre-décembre L^{-1}) que celles observées les mois précédents. Cette baisse de biomasse phytoplanctonique est associée à une augmentation de la transparence et une baisse de la population zooplanctonique (RASCONI et al 2024, ce rapport).

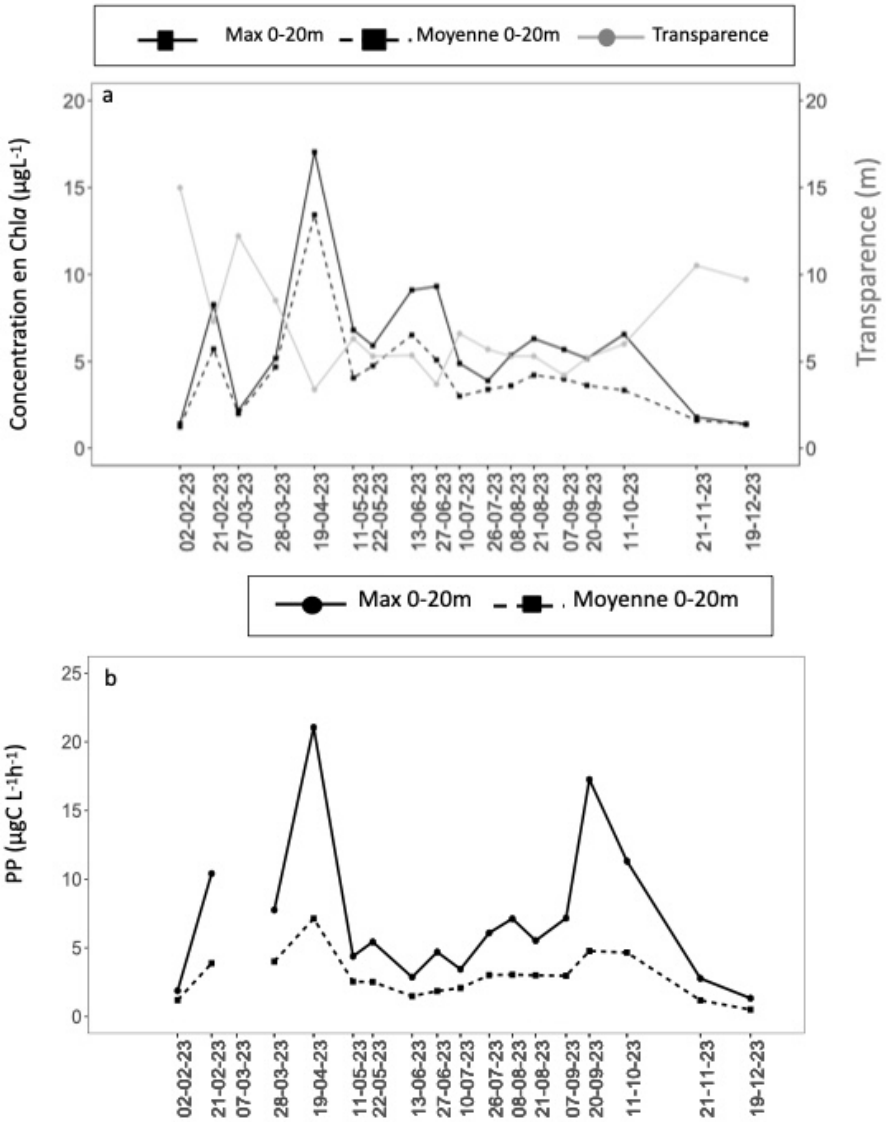


Figure 1. Évolution annuelle des concentrations maximales et moyennes (a) en chlorophylle a des eaux de surface 0-20 m, ainsi que de la transparence et (b) de la production primaire maximale et moyenne des eaux de surface 0-20 m (SHL2). Les dates correspondent aux dates de campagnes de suivi).

Figure 1. Monthly dynamic of a. water transparency and average and maximum (a) chlorophylle a concentration measured between 0 and 20 m(b) average and maximum primary production measured between 0 and 20 m (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

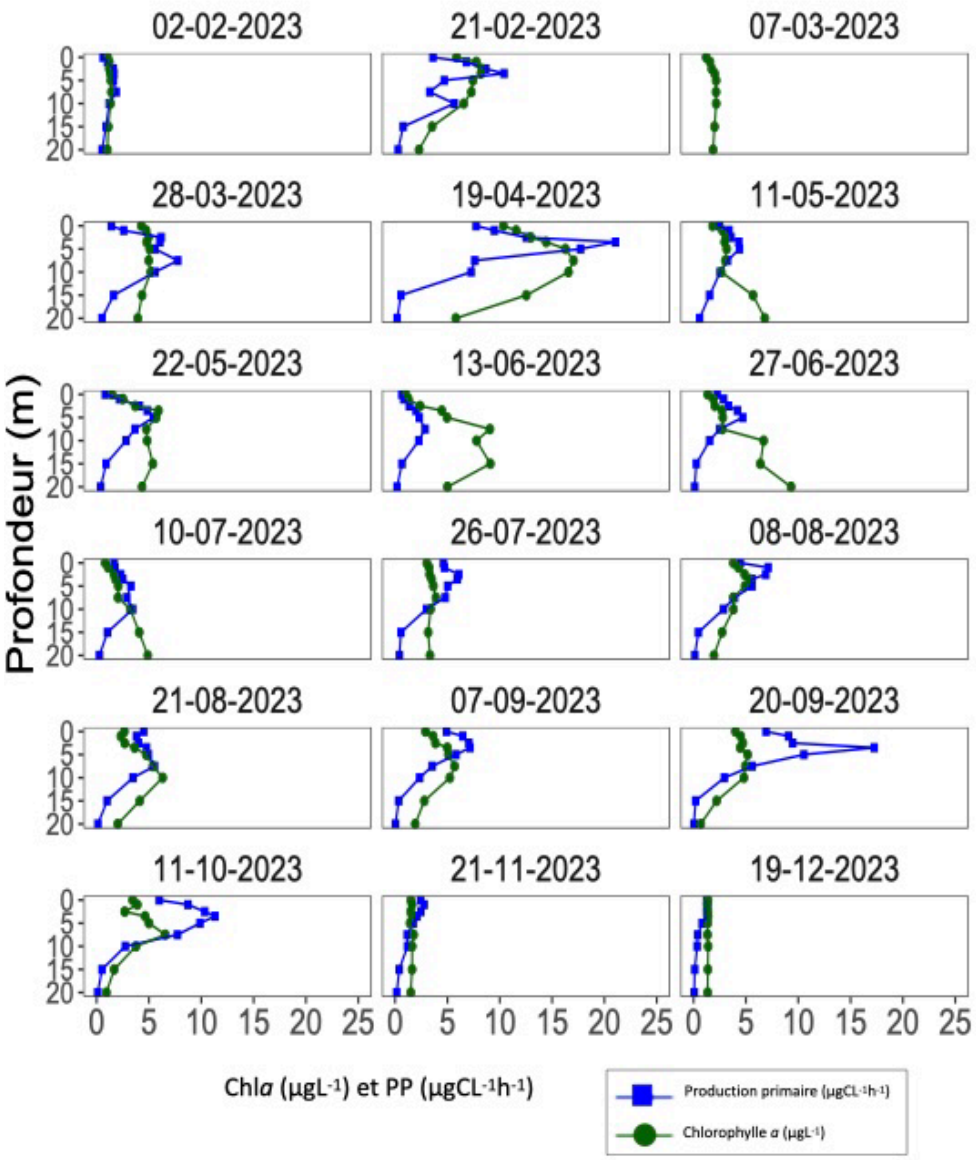


Figure 2. Profils verticaux de production primaire (bleu) et chlorophylle a (vert) enregistrés à la station SHL2 en 2023. Les dates correspondent aux dates de campagnes de suivi.

Figure 2. Primary production (blue line) and chlorophyll a concentration (green line) measured during 2023 (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

3.2. DYNAMIQUE INTER-ANNUELLE

Les valeurs moyennes de chlorophylle *a* et de production primaire (Figure 3) mesurées au printemps (mars-mai) en 2023 ont été plus élevées que les valeurs observées l'années précédente (7.41 en 2023, 4.08 µg L^{-1} en 2022 et 7.02 µg L^{-1} en 2021 pour la chlorophylle *a* ; 4.05 µgC L^{-1} h^{-1} en 2023, 3.39 µgC L^{-1} h^{-1} en 2022 et 5.61 µgC L^{-1} h^{-1} en 2021 pour la production primaire) et similaires avec les valeurs mesurées depuis 2016. Seules les valeurs de production primaire mesurées en 2019 étaient plus faibles (1.18 µgC L^{-1} h^{-1}) et les valeurs de Chla mesurées en 2023 étaient comparables à celles mesurées en 2021 (7.02 µg L^{-1}) et 2020 (7.05 µg L^{-1}). Cependant, en 2020, la production primaire n'a pas pu être mesurée à cause de l'interruption des échantillonnages due à la pandémie de COVID19 et la Chla n'avait été mesurée qu'en mai.

Au cours de la période estivale (juin-août 2023) une diminution de la concentration en Chla a été observée, correspondant également à une baisse de la production primaire. En 2023, les valeurs de production primaire moyennes estivales (2.41 µgC L^{-1} h^{-1}) ont été plus basses que les valeurs de printemps, ainsi que la Chla (4.3 µg L^{-1}). La production primaire a également diminué par rapport aux valeurs mesurées les années précédentes.

En automne (septembre-novembre), les valeurs en Chla ont été plus basses par rapport aux valeurs mesurées en 2021-2022 (2.9 µg L^{-1} en 2023, 5.5 µg L^{-1} et 5.7 µg L^{-1}, respectivement en 2022 et 2021), ainsi que les valeurs de production primaire (3.39 µgC L^{-1} h^{-1} en 2023 et respectivement 3.6 µgC L^{-1} h^{-1} et 3.7 µgC L^{-1} h^{-1}).

Sur une période plus longue, les moyennes annuelles en chlorophylle *a* (calculées de février à novembre pour éviter les valeurs manquantes) mesurées avec la méthode Strickland Parsons (ChlA) et pondérées sur les 30 premiers mètres de profondeur, ont présenté des fluctuations inter-annuelles (Figure 4). Après une période d'augmentation des valeurs pendant les années 1980 jusqu'à la moitié des années 1990, une diminution depuis la fin des années 90 est observée. Les valeurs depuis 2008 sont en majorité au-dessous de la valeur correspondant à la moyenne calculée sur la période 1976-2023 (3.98 µgL^{-1}) et les concentrations moyennes annuelles de chlorophylle *a* observée depuis 2018 sont stables autour de cette moyenne (Figure 4).

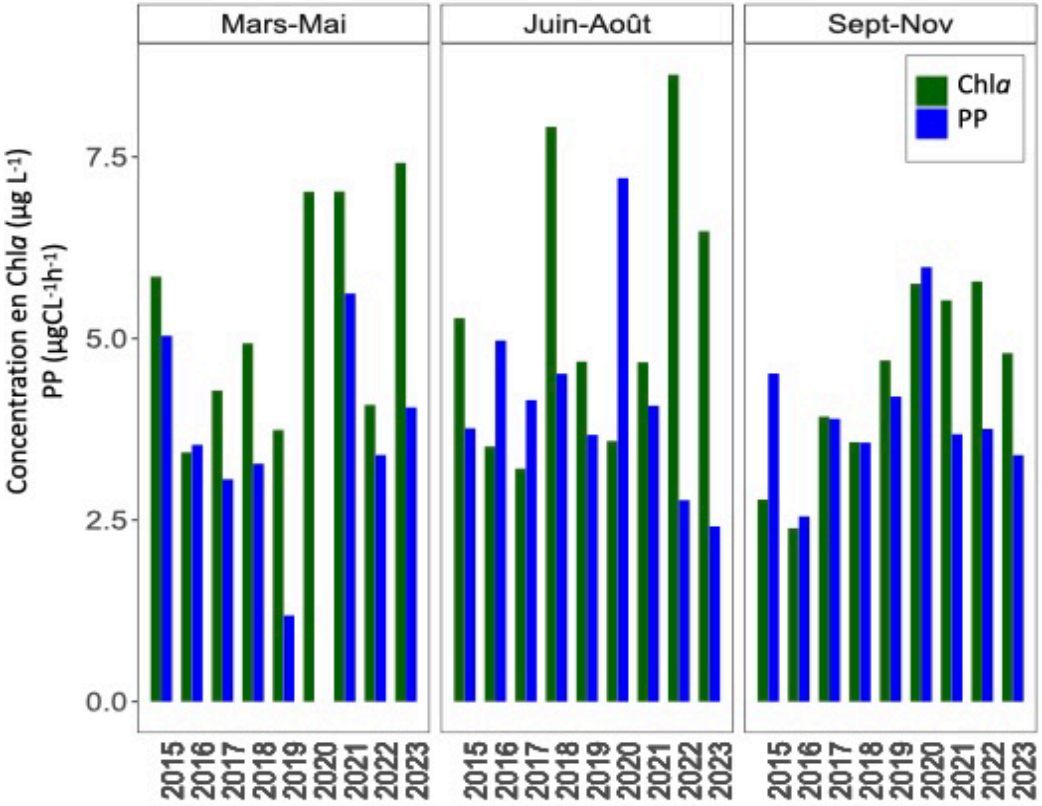


Figure 3. Evolution inter-annuelle des moyennes saisonnières sur 20 m des concentrations en Chla et de production primaire (PP), mesurées à la station SHL2. Pour la période mars-mai 2020 la Chla a été mesurée qu'en mai à cause de l'interruption des échantillonnages due à la pandémie de COVID19.

Figure 3. Inter-annual seasonal averages of Chla concentration and primary production measured in the layer 0-20 m (Lake Geneva, SHL2). For the period March-May 2020 the Chla concentrations have been measured only in May because of a sampling interruption due to the COVID19 pandemic.

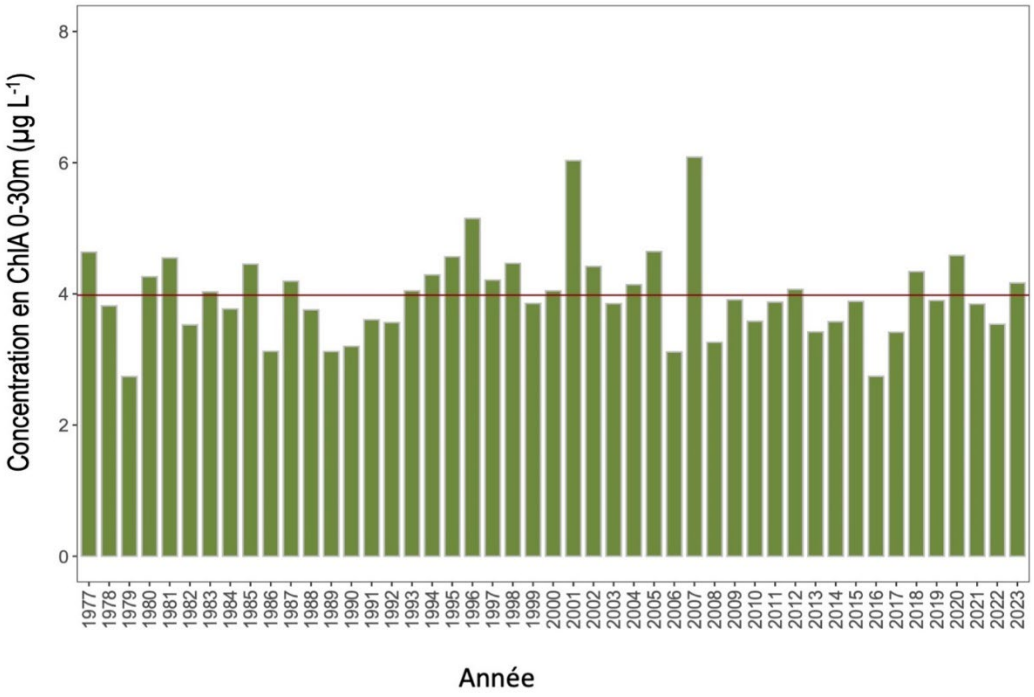


Figure 4. Evolution entre 1976 et 2023 des moyennes annuelles, pondérées sur les 30 premiers mètres, des concentrations en chlorophylle a mesurées selon la méthode Strickland Parsons de février à novembre (Léman, SHL2). La ligne horizontale indique la valeur correspondant à la moyenne calculée sur toute la période (3.98 µg L-1)

Figure 4. Long-term variation (1976-2023) of Chla concentration measured with the Strickland Parsons method. Values are the average of the concentrations measured at every depth weighted for the layer thickness from February to November (Lake Geneva, SHL2). The red line indicates the average value on the entire period (3.98 µg·L-1)

BIBLIOGRAPHIE

Anneville O., Ginot V. et Angeli N. (2001). Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, p. 161-189.

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, p. 113-162.

Perga, M.E., Tadonleke, R., et Perney, P. (2015). Mesures de la production primaire : Transition des protocoles 14C - 13C. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014. p. 163-171.

Rasconi, S., Anneville, O., et Lainé, L. (2024). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2023. Xxx pp.

Rimet, F. (2024) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2023. Xxx pp

Strickland, J.D.H. et Parsons, T.R. (1968). A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 pp.

Tran Khac, V., Quetin, P., et Anneville, O. (2023). Évolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2023. Xxx pp.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2023

PAR

Serena RASCONI et Leslie LAINÉ

INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS cedex

RÉSUMÉ

Le zooplancton microcrustacéen du Léman en 2023 a été dominé, comme dans les années précédentes, par Eudiaptomus gracilis, unique représentant des copépodes calanoïdes. En fin d'hiver (février et début mars), l'abondance du zooplancton était faible. Le développement printanier a été observé à partir de la fin du mois de mars et le pic des abondances a été atteint fin mai. Les abondances du zooplancton microcrustacéen ont été moins importantes pendant les mois d'été. Un deuxième pic d'abondance moins important a été atteint fin juillet, représenté en majorité par les calanoïdes. Enfin, un troisième pic a eu lieu en octobre avant d'observer une baisse des abondances typiques des mois d'hiver.

A l'échelle inter-annuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80. Depuis 2020 les valeurs d'abondance sont particulièrement basses et restent stables en 2023. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, ont encore diminué en 2023. Ainsi que les effectifs du cladocère carnivore Bythotrephes longimanus qui ont subi une diminution importante. Les groupes des cyclopoïdes et calanoïdes au contraire ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurées en 2022, de même que le cladocère carnivore Leptodora kindtii.

La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance plus important fin mai et un deuxième moins important fin juillet. Les abondances sont restées importantes pendant l'été et les effectifs ont baissé à partir du mois d'août. Comme en 2022, l'espèce dominante au printemps a été Synchaeta sp. En juillet l'espèce dominante a été Pompholyx sulcata.

L'évolution inter-annuelle de l'abondance des larves des mollusques Dreissena sp. était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, un changement dans la phénologie a été observé depuis 2017, probablement dû à l'arrivée d'une nouvelle espèce de Dreissena (Dreissena bugensis). Toutefois, cette tendance n'est pas confirmée en 2023, l'abondance des larves a considérablement diminué et leur présence a été observée uniquement durant les mois d'été.

ABSTRACT

The microcrustacean zooplankton of Lake Geneva was dominated in 2023, as during the previous years, by the copepods calanoids, only represented by the species Eudiaptomus gracilis. During winter (February and early March) the abundance was low. The spring development started end of March and the peak of abundance was observed at the end of May. The abundance values were low during summer. A second minor peak was observed at the end of July, mainly represented by the calanoids. A third final peak was recorded in October before observing the lowering of the abundance typical of the winter period.

The long-term dynamic confirmed the downward trend observed since the end of the 80's. The values were very low since 2020 for almost all the zooplankton groups. In 2023 the values of total abundance were stable compared to previous years, while the abundance of the herbivorous cladocerans decreased again considerably in 2023. Also, the abundance of the carnivorous cladocerans Bythotrephes longimanus was lower in 2023 compared to the previous years. The cyclopoids and calanoïds recorded a slight increase, as well the carnivorous cladoceran Leptodora kindtii.

The rotifers community presented a first major abundance peak end of May and a second one less important end of July. The abundance was high during summer and started decreasing as of August. The community was dominated during springtime by the species Synchaeta sp. and Pompholyx sulcata in July.

The abundance of the mollusc larvae Dreissena sp. has remained stable since the 2000s and has been showing a recurrent seasonality with higher abundance in summer. However, a change in the phenology was observed in 2017, probably due to the arrival of a new species of Dreissena (Dreissena bugensis). In 2023 the abundance of the mollusc larvae has decreased considerably, and the presence was observed only during the summer months.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton constitue un maillon majeur dans le fonctionnement de l'écosystème car il est à la fois un régulateur d'abondance du phytoplancton (Anneville et al. 2019) et une source de nourriture pour les consommateurs secondaires. Il représente donc un lien trophique essentiel pour le transfert de la biomasse phytoplanctonique aux consommateurs supérieurs. Il constitue également un compartiment hétérogène en termes de taille, stade de vie (adultes vs nauplii), stratégies trophiques (herbivores vs carnivores), ainsi qu'en terme de qualité nutritionnelle pour les consommateurs. Il est donc très important d'effectuer un suivi complet et d'identifier les différents taxons, leurs traits fonctionnels et les interactions avec les autres compartiments du réseau pélagique. Ceci permet d'évaluer de manière approfondie le rôle du zooplancton dans les processus de fonctionnement de l'écosystème, tels que la capacité des herbivores à contrôler les biomasses phytoplanctoniques (et par conséquence l'impact sur la qualité du milieu), ou d'estimer la quantité de proies disponibles et leur qualité nutritionnelle pour les niveaux trophiques supérieurs, tel que les poissons (et donc l'impact en termes de services écosystémiques). Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères (organismes filtreurs d'algues, bactéries et flagellés, dont la taille se situe entre 50 µm et 2000 µm) et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés herbivores et carnivores, dont la taille se situe entre 200 µm et 4000 µm), récoltés dans le domaine pélagique.

Autre que le zooplancton crustacéen et les rotifères, un troisième groupe peut être observé dans les échantillons. Il s'agit des larves de mollusques de la famille des Dreissenidae (*Dreissena sp*.). Ces organismes, originaires de la région de la Mer Caspienne, sont désormais répandus dans les rivières, canaux et lacs européens (Birnbaum, 2011). Ils sont connus en France depuis le XIXe siècle. Ils ont été observés dans le Léman depuis les années 60 (Binder, 1965) où ils ont été transportés via les canaux de navigation (Bouquerel, 2008). Parmi eux, deux espèces sont présentes dans les grands lacs alpins : la moule zébrée et la moule quagga. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), connue depuis le début du 20ème siècle, était considérée comme la principale espèce invasive. Depuis la deuxième moitié des années 2000, la moule quagga (*Dreissena bugensis*) est aussi apparue supplantant progressivement la moule zébrée dans de nombreux lacs européens (Haltiner et al 2022). Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga puisse se développer en eaux plus profondes. Elle peut s'observer dans des lacs oligotrophes et peut facilement croître à basse température. La phénologie de ces deux espèces est donc différente (McMahon, 1996), la moule quagga possède une saisonnalité plus ample avec des phases de croissance active également en saison hivernale.

Les données de dynamique saisonnière et les tendances inter-annuelles des organismes zooplanctoniques sont présentées dans ce chapitre. Ce document traite : (i) des biovolumes sédimentés des microcrustacés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons de microcrustacés et rotifères (iii) des tendances inter-annuelles observées sur les communautés de microcrustacés (iv) ainsi que l'évolution inter-annuelle de l'abondance saisonnière des larves du mollusque *Dreissena sp*.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

L'échantillonnage a été mensuel pendant les mois d'avril, octobre, novembre et décembre, et bimensuel pendant les autres mois. A cause des contraintes techniques et météorologiques l'échantillonnage en janvier n'a pas pu être effectué.

Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, situé au milieu du lac au point le plus profond (309.7 m). Les microcrustacés et rotifères ont été recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 µm et 64 µm. Les prélèvements ont été effectués par un trait vertical réalisé depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons ont été mis au congélateur -20°C après retour au laboratoire, décongelés lentement à 4°C le jour avant le comptage. Les microcrustacés ont été conservés dans la glace pendant les analyses de dénombrement par espèce et stade de développement.

Après le comptage, les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille de 200 µm ont été 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.

Les rotifères ont été dénombrés à partir de l'échantillon prélevé au filet à vide de maille de 64 µm. Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1 ml ou 0.5 ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon a été mise à sédimenter dans une chambre de comptage planctonique (Utermöhl, 1958) pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Le dénombrement a été fait à l'espèce ou au genre suivant les taxons.

Le dénombrement a été réalisé sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon (0.1 ml, minimum 100 individus comptés) sous loupe binoculaire pour les microcrustacés et sous microscope inversé pour les rotifères.

Pour chaque catégorie taxonomique (microcrustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon l'*Equation 1* :

$$\textbf{Abondance} = N_{ind.ss.ech} \times (V_{ech.total} / V_{ss.ech}) \times (H_{filtrée} / V_{filtré})$$

Avec :

$N_{ind.ss.ech}$ *: le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon*
$V_{ech.total}$ *: le volume de l'échantillon total ajusté (ml)*
$V_{ss.ech}$ *: le volume du sous-échantillon (ml)*
$H_{filtrée}$ *: la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou la profondeur du prélèvement (50 m)*
$V_{filtré}$ *: le volume filtré par le filet (4.81 m^3)*

3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE DES MICROCRUSTACES

En 2023, la communauté microcrustacéenne pélagique du Léman était composée des copépodes (dont font partie les calanoïdes et les cyclopoïdes) et des cladocères. Les calanoïdes étaient représentés par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes étaient représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (carnivore) et ses formes larvaires (nauplii, herbivores). Les cladocères herbivores étaient représentés par des daphniidés (*Daphnia sp*.) et les cladocères carnivores étaient représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Le biovolume sédimenté était relativement faible en début d'année, les valeurs étaient plus hautes à partir du mois de mai (Figure 1a). Une diminution de la transparence apparaît également à partir du mois d'avril qui traduit un démarrage de l'activité phytoplanctonique (Rimet, 2023, ce rapport ; Rasconi et al., 2023, ce rapport). Le biovolume a baissé en fin de printemps et à nouveau augmentée en début d'été jusqu' à fin juillet où il a atteint un deuxième pic. Après une autre diminution, le pic maximal est atteint fin septembre, ensuite les biovolumes ont diminué rapidement en fin d'année.

Tout comme dans les années précédentes (2018-2022), la communauté de microcrustacés était largement dominée par les calanoïdes (Figure 1b), qui ont représenté en moyenne sur toute l'année 60% des effectifs de la communauté zooplanctonique. Les cyclopoïdes ont été également plus abondants que les cladocères pendant la même période au printemps. En 2023 l'abondance des cladocères a été particulièrement faible.

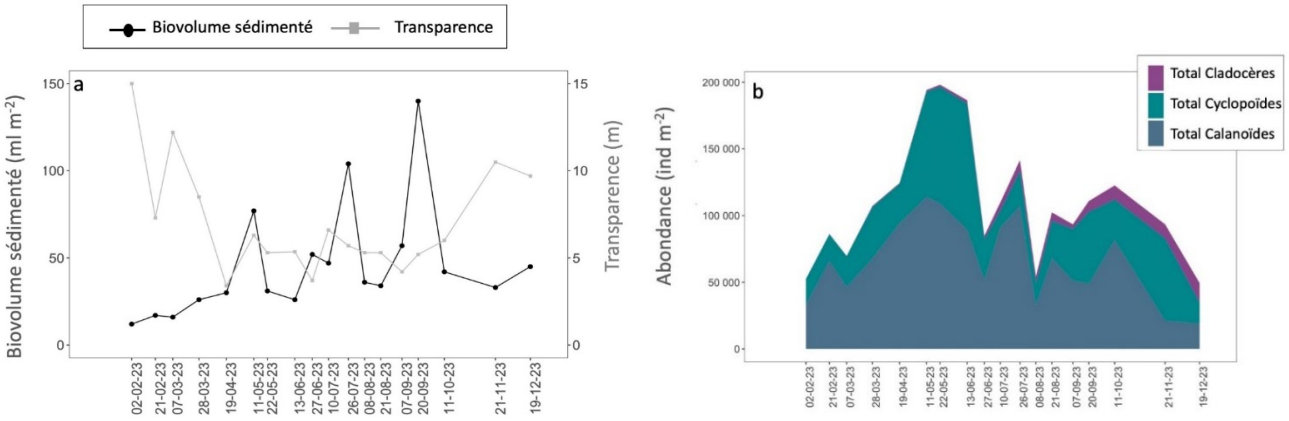


Figure 1. (a) Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2023. (b). Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1. (a) Seasonal dynamic in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2023. (b) Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

En ce qui concerne les copépodes, en 2023, tout comme pour les années précédentes, la communauté des cyclopoïdes était uniquement composée de *Cyclops prealpinus* et de ses formes larvaires (nauplii) (Figure 2). L'abondance des cyclopoïdes était au plus bas en février et début juillet. Les effectifs ont augmenté en mars et un premier pic a été observé en mai ($49x10^3$ ind·m^{-2}), suite à l'accroissement du nombre de nauplii. Les abondances plus élevées ont été observées en septembre et le pic maximum a eu lieu en novembre ($52x10^3$ ind·m^{-2}), suivi par une baisse rapide en décembre et des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ $15x10^3$ ind·m^{-2} au mois de décembre.

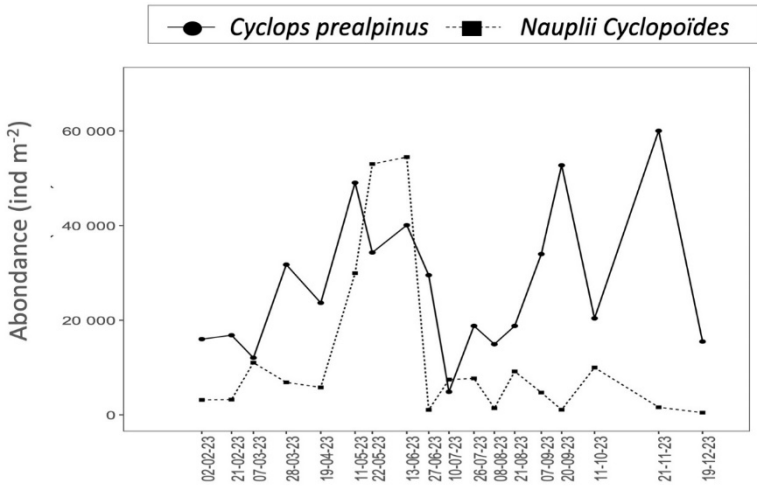


Figure 2. Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2023 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2. Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2023 (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

Chez les calanoïdes, *E. gracilis* a suivi en début d'année 2023 une dynamique similaire à *C. prealpinus*, avec des valeurs d'abondance un peu plus hautes fin février (Figure 3). Le développement printanier a débuté fin mars et un premier pic est observé le 11 mai ($113x10^3$ ind·m^{-2}). Des valeurs plus basses ont été retrouvées pendant la période mai-juin pour ensuite augmenter en été et un deuxième pic d'abondance a été enregistré le 26 juillet ($106x10^3$ ind·m^{-2}), suivi par une baisse des effectifs puis une légère augmentation et un dernier pic inférieur par rapport aux précédents est observé le 11 octobre ($81x10^3$ ind·m^{-2}). Le minimum a été observé en décembre ($18x10^3$ ind·m^{-2}). *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton et il présente une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique (Rimet, 2024, ce rapport). Les valeurs les plus élevées ont été observées au printemps pendant la période de croissance de la diatomée *Cyclotella costei* et des Chrysophycées et en juin pendant la croissance de la Chlorophycée *Monoraphidium minutum*. Ces espèces sont connues pour avoir des petites tailles et constituent une ressource nutritionnelle importante pour les consommateurs de phytoplancton. Suite à la croissance de *E. gracilis*, une pression de prédation importante a probablement été exercée sur ces espèces phytoplanctoniques, qui ont subi une baisse en début du mois de juin et juillet (RIMET 2024, ce rapport).

Chez les cladocères, en 2023, les bosminidés (Figure 4a) n'ont pas été observé dans les échantillons. Seules les daphniidés ont été présents avec des abondances très faibles (la moyenne sur l'année 2023 a été de $3x10^3$ ind·m^{-2} contre $22x10^3$ ind·m^{-2} en 2022 et 25 $x10^3$ ind·m^{-2} en 2021) et une dynamique un peu atypique comparée aux années précédentes. Les valeurs d'abondance sont restées très basses jusqu'en mai et ont légèrement augmentée pendant l'été. Ensuite, les effectifs ont augmenté en fin d'année (septembre-décembre) et le pic plus important est observé en décembre ($14x10^3$ ind·m^{-2}).

Les cladocères carnivores (Figure 4b) sont restés en 2023, tout comme en 2020 et 2021, quasiment absents pendant la période printanière. Ils ont montré une croissance des abondances à partir du mois de mai-juin, cohérente avec les années précédentes. L'espèce majoritairement représentée pendant la période estivale a été *Leptodora kindtii* qui a atteint le pic maximal le 26 juillet ($4x10^3$ ind m^{-2}). Suite à ce pic, les abondances sont restées dans l'ordre de $3x10^3$ ind·m^{-2} jusqu'au mois d'octobre et ensuite ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimes de l'hiver (20 ind·m^{-2}). L'espèce *Bythotrephes longimanus* a présenté une phase de croissance en mai-juin et le pic d'abondance a eu lieu le 13 juin ($0.5x10^3$ ind·m^{-2}). Les valeurs ont ensuite baissé fin juillet pour revenir aux valeurs minimes (0 ind·m^{-2}) début septembre.

Le développement saisonnier du zooplancton se caractérise dans les lacs des régions tempérées par une croissance en saison chaude. Les valeurs d'abondance du zooplancton observé dans le Léman en 2023 ont été cohérentes avec le développement saisonnier habituel de ces organismes.

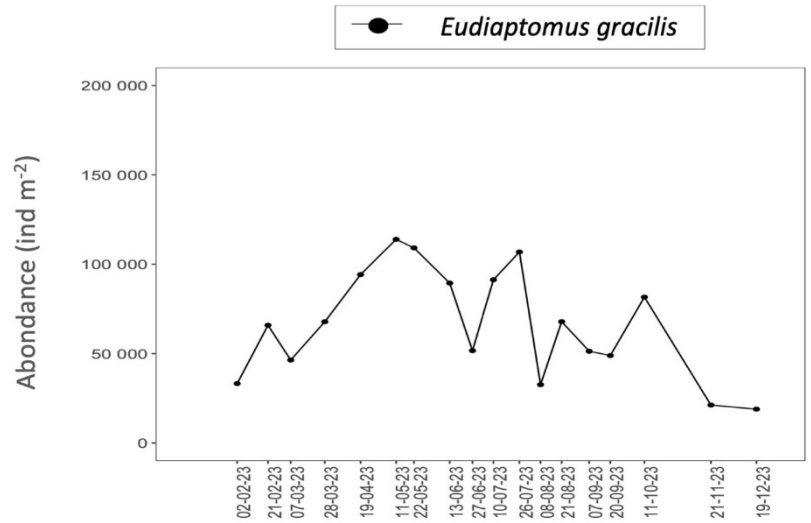


Figure 3. Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde Eudiaptomus gracilis en 2023 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3. Seasonal dynamic of the calanoids Eudiaptomus gracilis in 2023 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

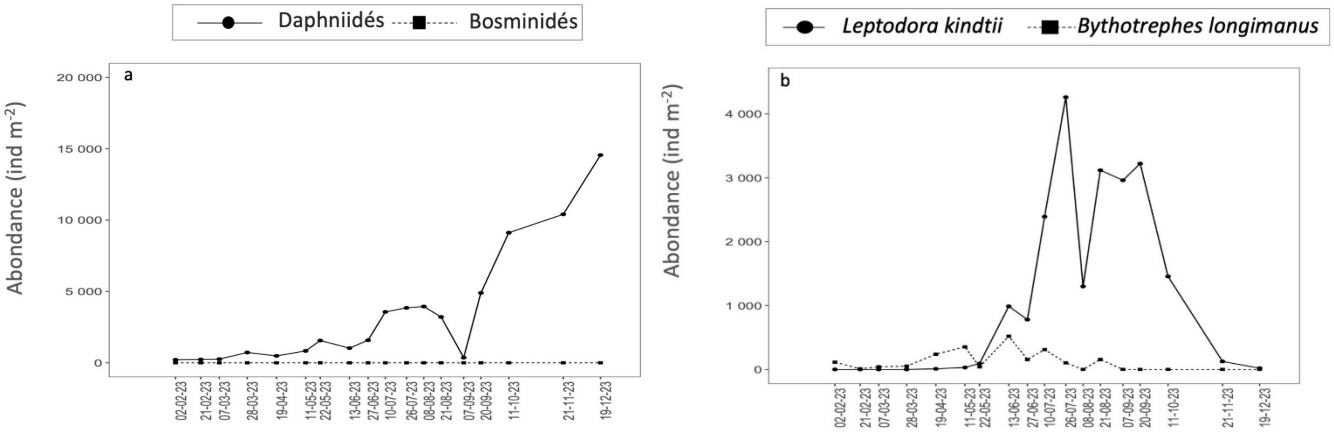


Figure 4. Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères (a) herbivores(b) carnivores en 2023 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes)

Figure 4. Seasonal dynamic of the abundance of (a) herbivorous and (b) carnivorous Cladocera in 2023 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates)

3.2. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

Rotifères

Dans le Léman, les rotifères sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta* et *Polyarthra sp.*(filtreurs de flagellés hétérotrophes), *Pompholyx sulcata* (filtreur de bactéries et phytoplancton) et par des espèces des genres *Keratella* (prédateur de flagellés hétérotrophes), tous appartenant à la classe des rotifères *Monogononta*. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année sauf en hiver (janvier, février, décembre) où leur abondance est faible.

La dynamique annuelle (Figure 5a) était caractérisée par trois pics d'abondance : en mai, en juillet et en septembre (respectivement 49x10^5 ind·m^{-2}, 30x10^5 ind·m^{-2} et 11x10^5 ind·m^{-2}). La communauté était composée de 20 taxons déterminés qui se sont succédés en présentant une claire dynamique saisonnière. Lors du premier pic en mars, la communauté était dominée par l'espèce *Synchaeta sp.,* qui représentait 73 % des effectifs totaux des rotifères. Suite à ce pic, les valeurs d'abondances ont chuté et sont remontées au mois de juillet. La communauté était cependant plus diversifiée avec deux espèces majoritaires observées (*Pompholyx sulcata et Keratella cochlearis*) représentant chacune respectivement 68 et 18 % des effectifs. En septembre, *Keratella cochlearis* est devenue l'espèce principale (74 % de effectifs) (Figure 5b). Les abondances des rotifères ont baissé ensuite rapidement et ont atteint des valeurs minimales en décembre (25x10^3 ind·m^{-2}).

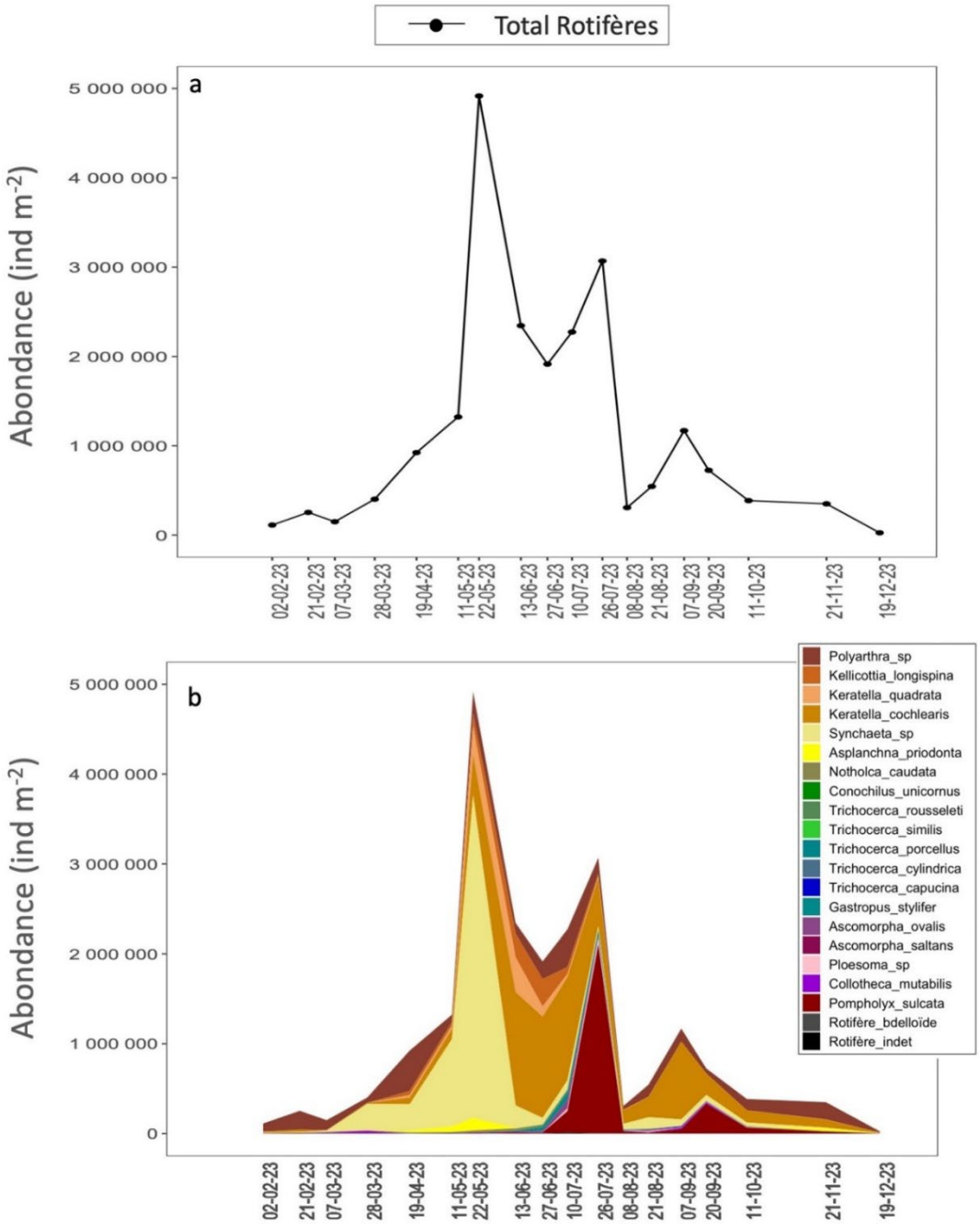


Figure 5. Evolution saisonnière (a) de l'abondance totale des rotifères, (b) des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2023. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5. Seasonal dynamic of (a) total abundance and (b) the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2023. The dates correspond to the sampling dates.

3.3. DYNAMIQUE INTER-ANNUELLE ET ÉVOLUTION À LONG-TERME DU ZOOPLANCTON MICROCRUSTACÉEN

La majorité des taxons de microcrustacés présente des tendances inter-annuelles fortement marquées (figure 6). L'abondance de ces consommateurs est contrainte par la disponibilité et la qualité de la ressource alimentaire (matière organique en suspension, biomasse phytoplanctonique, abondance des autres organismes zooplanctoniques pour les espèces prédatrices) et par la pression de prédation exercée par les consommateurs secondaires et supérieurs, tels que les poissons planctivores.

Depuis la fin des années 1980, une tendance à la baisse de l'abondance moyenne de mars à septembre des microcrustacés est observée (Figure 6). Depuis 2020 l'abondance est stable et cela se confirme en 2023. Les valeurs totales de microcrustacés étaient de $12x10^4$ ind·m^{-2} en 2021, $15x10^4$ ind·m^{-2} en 2022 et $12x10^4$ ind·m^{-2} en 2023. Les cladocères herbivores en 2023 ont drastiquement baissé, avec des valeurs de $2x10^3$ ind·m^{-2} en 2023, alors que les effectifs dépassaient les $40x10^3$ ind·m^{-2} en 2021 et 2022. Les cyclopoïdes avaient aussi fortement diminué en 2020 ($24x10^3$ ind·m^{-2}) et 2021 ($25x10^3$ ind·m^{-2}), les valeurs depuis 2022 sont également en légère augmentation ($33x10^3$ ind·m^{-2} en 2022 et $46x10^3$ ind·m^{-2} en 2023). Avant 2019, les calanoïdes ne présentaient pas de tendance à la baisse. Au cours des trois dernières années, les effectifs ont cependant baissé considérablement ($23x10^4$ ind·m^{-2} en 2019, $12x10^4$ ind·m^{-2} en 2020 et $5x10^4$ ind·m^{-2} en 2021). En 2022, on observe comme pour les autres groupes (microcrustacés totaux, cladocères herbivores et carnivores, cyclopoïdes) une légère augmentation ($7.3x10^4$ ind·m^{-2}), confirmée en 2023 ($7.6x10^4$ ind·m^{-2}). *L. kindtii* a suivi la tendance à la baisse enregistrée pour la plupart des groupes de microcrustacés avec des abondances également en forte baisse depuis 2020 (2544 ind·m^{-2} en 2020 et 655 ind·m^{-2} en 2021) et une augmentation en 2022 (1466 ind·m^{-2}) et en 2023 (1915 ind m^{-2}). En revanche, *B. longimanus* a présenté déjà en 2021 un faible accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2020 (338 ind·m^{-2} et 288 ind·m^{-2} respectivement), confirmé en 2022 (768 ind·m^{-2}) et encore plus réduit en 2023 (164 ind·m^{-2}).

L'évolution inter-annuelle de l'abondance des microcrustacés en 2023 reste cohérente avec les années précédentes et la tendance sur les dernières années est confirmée. La tendance à la baisse reste marquée en 2023 pour les cladocères herbivores et pour *B. longimanus,* avec des valeurs encore plus faibles, alors que les groupes des cyclopoïdes, calanoïdes et *L. kindtii* ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurées en 2022.

3.4. DYNAMIQUE SAISONNIERE DE *DREISSENA SP.*

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena* étaient élevées dans la période estivale des années 2000 (Figure 7). Les valeurs plus élevées avaient été enregistrées jusqu'en 2010, période pendant laquelle les abondances étaient de l'ordre de 29-$112x10^3$ ind·m^{-2}. A partir de 2011, une stabilisation des abondances est observée avec des valeurs qui n'ont pas dépassé les $10.7x10^3$ ind·m^{-2}. Toutefois, depuis quelques années, il semblerait se produire un changement dans la phénologie habituelle des *Dreissena sp*. Les larves étaient normalement observées presque exclusivement pendant la période estivale (juin- septembre), alors qu'à partir de décembre 2017, ce modèle saisonnier habituel a changé avec une croissance des larves se produisant aussi durant les mois d'hiver. Ce phénomène est probablement dû à l'arrivée dans le Léman de l'espèce *Dreissena bugensis* en 2015. Il s'agit d'une espèce dont la reproduction a lieu plus précocement (à partir du mois de janvier) contrairement à *Dreissena polymorpha* déjà installée dès les années 1960. Une détermination à l'espèce des larves de *Dreissena* n'est malheureusement pas possible sans l'utilisation de méthodes moléculaires. Depuis 2018, on observe les larves de *Dreissena sp*. déjà présentes dès le mois de janvier-février. Ce changement de phénologie induit par la reproduction précoce de *D. bugensis* cependant n'est pas confirmé en 2023, avec des observations des larves dans les échantillons uniquement pendant les mois d'été (juin-septembre) et des valeurs d'abondances en considérable baisse. Un premier pic a été observé au mois de juin ($1x10^3$ ind·m^{-2}) et le deuxième pic d'abondance, plus important ($5x10^3$ ind·m^{-2}), est observé en juillet. Ensuite les effectifs ont baissé en septembre et ont été absents toute la fin d'année, une dynamique qui est considéré plus cohérente avec la phénologie de *Dreissena polymorpha.*

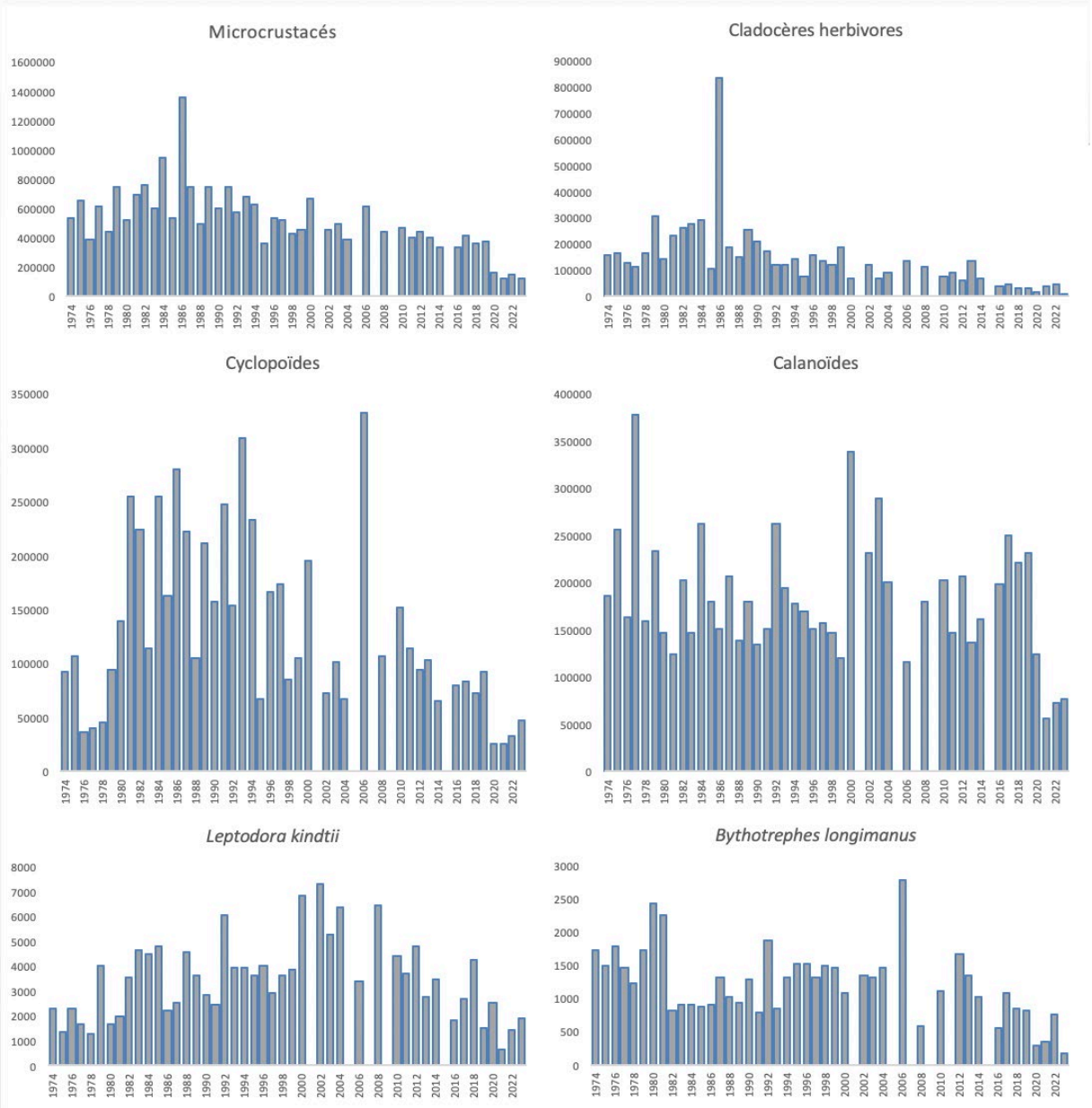


Figure 6. Evolution inter-annuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été calculées de mai à septembre.

Figure 6. Long-term pattern of abundances of the microcrustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Values are averaged for the period March-September, years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included. For 2020 values are averaged for the period Mai-September.

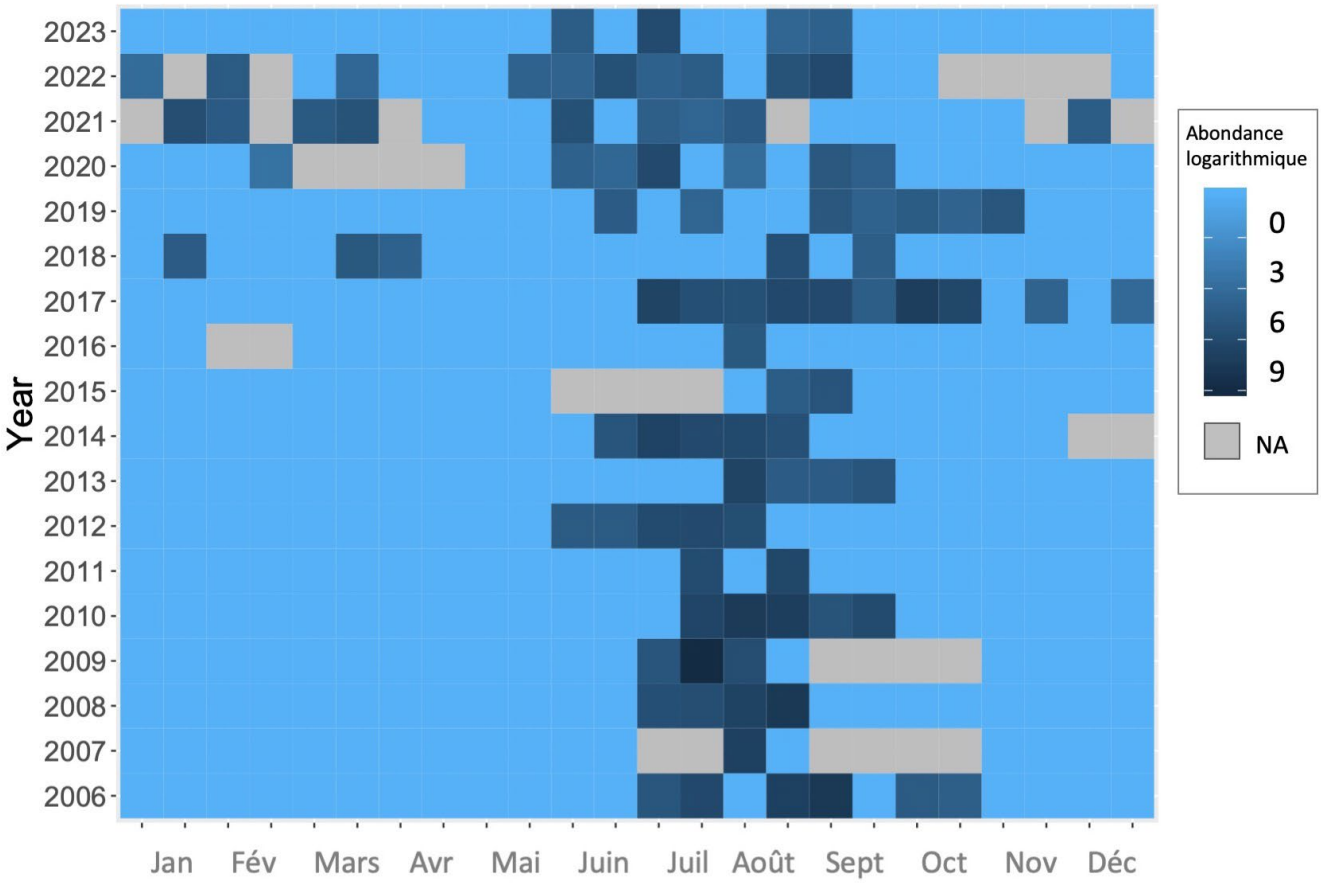


Figure 7. Evolution inter-annuelle de la dynamique saisonnière de Dreissena sp. (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques naturel.

Figure 7. Inter-annual variability in seasonal dynamic of Dreissena sp. (Lake Geneva, SHL2). Abundances are expressed as natural logarithmic values (natural logarithm plus one).

BIBLIOGRAPHIE

Anneville, O., Chang, C.W., Dur, G., Souissi, S., Rimet, F., et Hsieh, C.H (2019). The paradox of re-oligotrophication: the role of bottom-up versus top-down controls on the phytoplankton community. Oikos, 128, 1666-1677.

Anneville, O., Vogel, C., Lobry, J., et Guillard, J. (2017). Fish communities in the Anthropocene: detecting drivers of changes in the deep peri-alpine Lake Geneva. Inland Waters, 7, 65-76.

Birnbaum, C. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Dreissena polymorpha*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.

Haltiner, L., Zhang, H., Anneville, O., De Ventura, L., DeWeber, J. T., Hesselschwerdt, J., Koss, M., Rasconi, S., Rothhaupt, K.-O., Schick, R., Schmidt, B., Spaak, P., Teiber-Siessegger, P., Wessels, M., Zeh, M., et Dennis, S.R. (2022). The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. Aquatic Invasions, 17.

Lainé, L., Perga, M.E. (2015). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.

Mcmahon, R.F. (1996). The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. American Zoologist, 36(3), 339-363.

Rimet, F. (2023). Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2021.

Vogel, C. (2014). Influence du changement global sur les peuplements piscicoles des lacs perialpins Léman, Bourget et d'Annecy. Rapport de stage. Master 2 recherche, Université Claude Bernard Lyon 1. 27p.

Utermöhl, H. (1958). Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol, 9, 1-38.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2023

PAR

Orlane ANNEVILLE, Valérie HAMELET

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

RÉSUMÉ

L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones (Coregonus lavaretus) ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. En 2023, la taille moyenne des corégones capturés était de 43.9 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée de cladocères (Daphnia, Bythotrephes longimanus et Leptodora kindtii). Les contributions relatives de ces 3 proies principales présentent des variations saisonnières très marquées et récurrentes d'une année à l'autre. Néanmoins, la contribution des daphnies est en baisse. Les Bythotrephes et Leptodora sont les principaux représentant du bol alimentaire en été. En automne, les nymphes de chironomes sont de nouveau présentes dans le bol alimentaire.

ABSTRACT

Whitefish (Coregonus lavaretus) sampling and stomach content counting have been carried out using the same protocol since 1999. In 2023, the mean length of the sampled fish was 43.9 cm. Whitefish feeds preferentially on Cladoceran (Daphnia, Bythotrephes longimanus and Leptodora kindtii). Important modifications in the relative contribution of these target preys are observed at the annual scales. The contributions of daphnia decrease. Bythotrephes and Leptodora are the main prey during summer. In Autumn, chironomes nymphs are present again in the stomachs.

1. INTRODUCTION

Les poissons zooplanctonophages comme le corégone (*Coregonus lavaretus*) régulent les communautés planctoniques et influencent leur structure taxonomique (Lazzaro et Lacroix, 1995). Le suivi des contenus stomacaux de corégones mandaté par la CIPEL fournit de la donnée qui permet d'identifier ses principales proies et ainsi d'acquérir une meilleure connaissance sur l'écologie trophique de cette espèce. Dans le Léman, les proies du corégone présentent de fortes fluctuations d'abondance (Rasconi et Laine, ce rapport) et de dynamique annuelle (Anneville et al., 2007 ; Anneville et al., 2010). De telles évolutions dans la communauté zooplanctonique se traduisent, pour le corégone, par des changements en termes de disponibilité et d'accessibilité à ses proies, susceptibles de provoquer un réajustement de son comportement alimentaire ou/et d'impacter l'abondance de la population (Anneville et Hamelet, 2022). Ainsi, l'investigation des modifications du bol alimentaire du corégone en réponse aux pressions diverses que subit le lac, apporte une connaissance essentielle en un appui à de futurs actions de gestion ou de conservation de cette espèce emblématique mais fragilisée par le réchauffement climatique.

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2023 et l'évolution inter-annuelle, saison par saison, survenue depuis 2005.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-septembre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. La profondeur de pose du filet n'est pas fixe au cours de l'année mais varie en fonction du positionnement du poisson. 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). Chaque mois, un total d'environ 20 poissons sont récoltés pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis.

Le premier échantillonnage a été effectué le 26 janvier. En 2023, 172 poissons ont ainsi été échantillonnés et 90 individus ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol à 96%. Pour le comptage, le contenu stomacal est placé dans une éprouvette remplie d'eau et le volume du mélange ajusté à 30 ml, 40 ml ou 50 ml en fonction du poids du contenu stomacal. Après agitation, un sous-échantillon de 1 à 6 ml est prélevé pour le comptage qui est ensuite 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 100 individus d'une catégorie de proies, ou 50 individus s'il s'agit de chironomes. Les principales catégories de proies identifiées sont : copépodes (cyclopoïdes et calanoïdes), cladocères (bosmines, daphnies, *Leptodora* et *Bythotrephes*), chironomes (larves et nymphes).

Le volume de chaque catégorie de proie 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 capturés est de 43.9 cm, le plus petit poisson mesurant 38 cm et le plus gros 57 cm. La taille des poissons pêchés en début d'année présente une variabilité plus importante que ceux péchés à partir du mois d'avril. Au cours de l'année, on note une légère augmentation des tailles médianes, avec plus de grands individus capturés en juillet. En août, la baisse des tailles est due à l'apparition d'individus plus jeunes dans l'échantillon analysé (Figure 1).

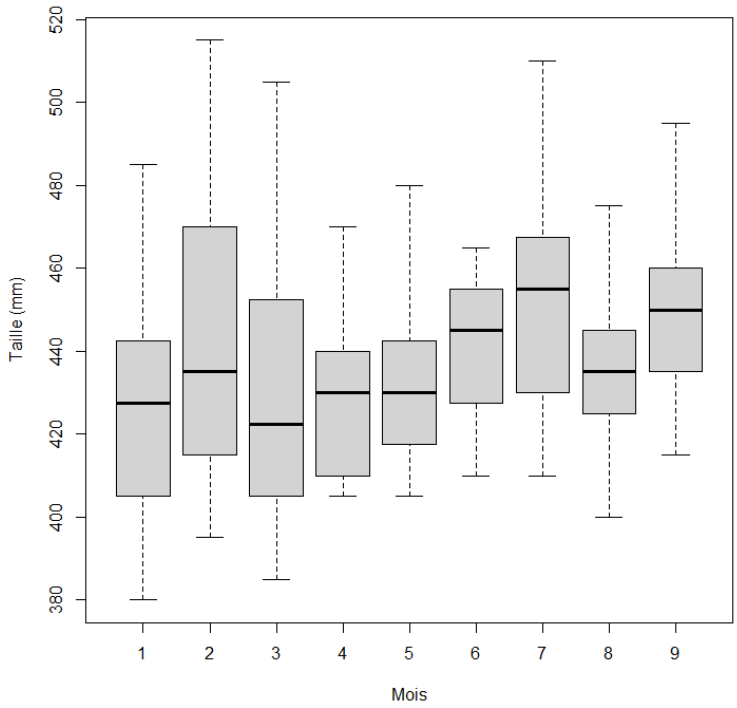


Figure 1. Répartition des tailles des poissons prélevés en 2023. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartile.

Figure 1. Size distribution of the sampled fish in 2023. 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.

3.2. COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.2.1. Dynamique annuelle

L'alimentation des corégones est essentiellement composée de cladocères (Figure 2), avec *Bythotrephes* qui dans le Léman est représenté par *B. longimanus* (Rasconi et Laine, ce rapport) et les daphnies. Ces deux taxons constituent en moyenne respectivement 52.8% et 23.9% du régime alimentaire. Les *Leptodora,* représentés dans le Léman par *L. kindtii* (Rasconi et Laine, ce rapport), ne constituent que 17.0% mais leur contribution est largement supérieure à celle des autres groupes identifiés dans les estomacs tels que les copépodes, bosmines, et nymphes de chironomes, et dont les contributions sont respectivement de 0.01%, 0.9%, et 5.3%.

Le bol alimentaire du corégone présente une dynamique saisonnière très marquée. Habituellement, le bol alimentaire de printemps est dominé par les daphnies, mais en 2023 ce taxon représente la proie principale uniquement en février et mars. Ce taxon est quasiment absent des contenus stomacaux en avril ; le bol alimentaire étant alors composé à 99.7% de *Bythotrephes*. Les *Bythotrephes* constituent la proie principale jusqu'au mois de juillet. Les *Leptodora* entrent dans l'alimentation des corégones dès le mois de mai, avec des contributions plus élevées en juillet et une dominance en août. En septembre, les nymphes de chironomes qui sont généralement peu consommées, représentent une part importante (44.6%) du bol alimentaire.

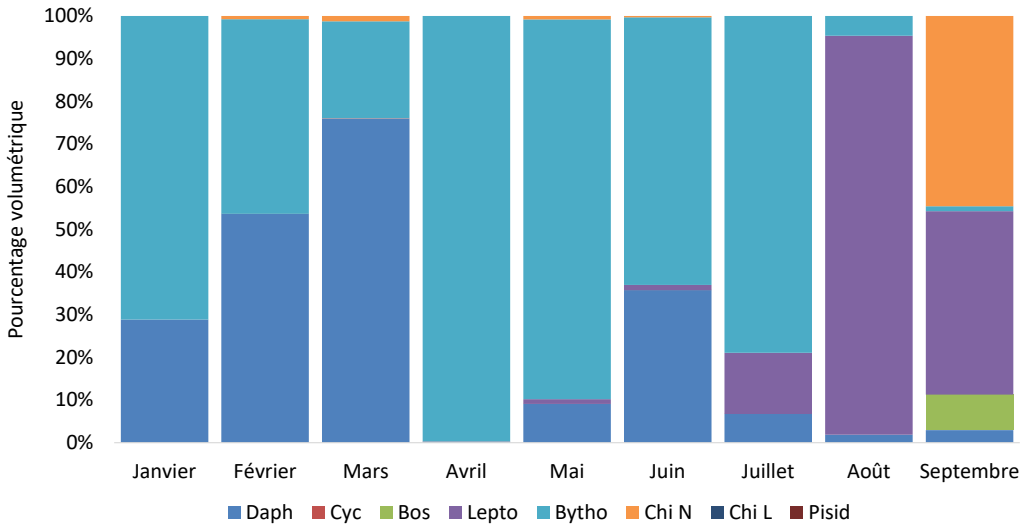


Figure 2. Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques des différentes catégories de proies dans les estomacs de corégone en 2023 au Léman.

Figure 2. Monthly changes in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2023 in Lake Geneva.

3.2.2. Dynamique inter-annuelle

Depuis plusieurs années, en hiver, le bol alimentaire tendait à être dominé par les *Bytotrephes* avec quelques années dont 2022 qui faisait exception (Figure 3). En 2023, on retrouve un bol alimentaire caractéristique de cette période avec une dominance des *Bythotrephes* et une nette baisse de la contribution des daphnies par rapport à 2022 pouvant traduire une disponibilité moins importante de ce taxon.

Au printemps, alors que le bol alimentaire devrait être essentiellement composé de daphnies (Figure 3), la contribution de ce taxon est extrêmement faible. L'année 2023 apparait comme étant la deuxième année pour laquelle le bol alimentaire de printemps est largement dominé par les *Bythotrephes*. Depuis 2013, on notait une tendance à la baisse des contributions des daphnies. Cette tendance s'explique par une faible disponibilité de ce taxon dans le milieu (Anneville et Hamelet 2021) qui en 2023 a atteint des densités minimales records (Rasconni et Laine, ce rapport). Les corégones adultes peuvent se reporter sur les *Bythotrephes* comme le suggèrent les contenus stomacaux (Anneville et Hamelet 2021). En revanche, à cette époque de l'année, les larves de corégone sont fortement contraintes par leur taille et pourraient donc être négativement impactées par ce manque de disponibilité en daphnies.

En été, la principale proie est *Bythotrephes*. Leur contribution est faible (48.8%) par rapport aux années précédentes alors que celle des *Leptodora* est plus forte (36.3%). La contribution des daphnies reste dans des ordres de grandeurs similaires à celles observées les années précédentes.

En automne, l'année 2023 se démarque avec la présence de bosmines. Mais ce taxon a été consommé par un unique individu, les bosmines ne sont donc pas représentatives du bol alimentaire. Comme pour les années 2005, 2006 et 2018, les nymphes de chironomes présentent une forte contribution.

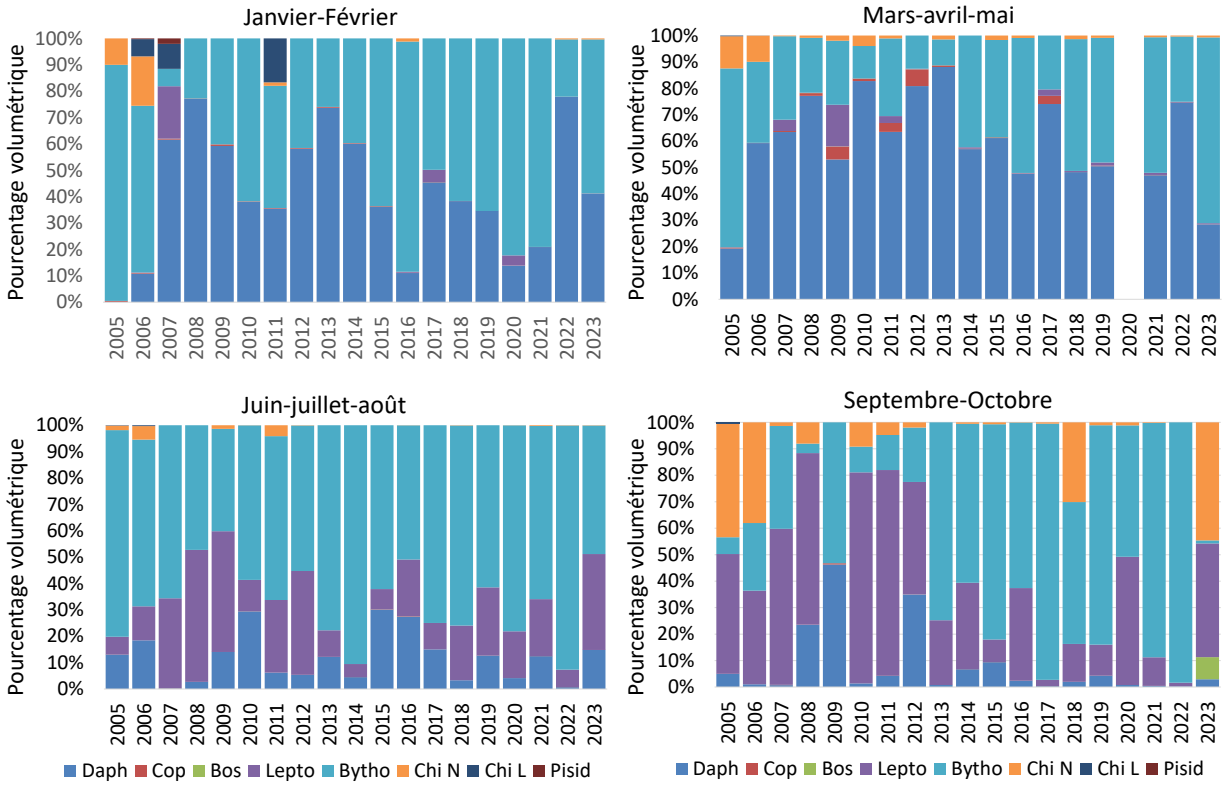


Figure 3. Evolution saisonnière de 2005 à 2023 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Pour l'année 2015, le mois d'août n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois de janvier en 2009 et 2010, et du mois d'octobre en 2009, 2010, 2022 et 2023.

Figure 3. Seasonal changes from 2005 to 2023 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2015, January in 2009 and 2010, October in 2009, 2010, 2022 et 2023 were not taken into account.

4. CONCLUSION

Comme pour les années précédentes, en 2023 le régime alimentaire de la fraction pélagique de la population de corégone est dominé par les cladocères. La dynamique saisonnière ressemble à celle des années précédentes, avec un pic d'abondance de daphnies au printemps et des contributions maximales pour les cladocères carnivores en période estivale et automnale. Néanmoins, il est important de noter la quasi-absence de daphnies en avril, conduisant à une contribution printanière moyenne moindre que les années précédentes. Cette tendance est probablement liée à la faible disponibilité des daphnies au printemps. Ce qui pourrait constituer une contrainte importante pour les larves de corégones qui à cette époque de l'année, ne sont pas encore suffisamment grandes pour se reporter sur les cladocères carnivores. L'évolution du bol alimentaire du corégone suggère une diminution régulière et importante de la disponibilité des daphnies. Il devient donc urgent d'investiguer les raisons de cette baisse de la disponibilité des daphnies et si cette baisse peut significativement affecter le recrutement du corégone.

Remerciements : Nous remercions Monsieur Desbiolles, pêcheur professionnel, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

Anneville O. et Hamelet V. (2021). Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2020, 104-110.

Anneville O. et Hamelet V. (2022). Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2021, 104-110.

Anneville O., Molinero J.C., Souissi S., Balvay G. et Gerdeaux D. (2007) Long-term changes in the copepod community of Lake Geneva. *Journal of Plankton Research,* 29, i49-i59

Anneville O., Molinero J.C., Souissi S., et Gerdeaux D. (2010) Seasonal and inter-annual variability of cladoceran communities in two peri-alpine lakes: uncoupled response to the 2003 heat wave. *Journal of Plankton Research*, 32, 913-925.

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. *Archiv für Hydrobiologie*, 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.

Hyslop, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 411-429.

Lazzaro, X. et Lacroix, G. 1995. Impact des poissons sur les communautés aquatiques. Limnologie générale. Pourriot et Meybeck, Collection d'écologie 25. Masson (Ed.). 648-686.

Mookerji, N., Heller, C., Meng, H.J., BÜrgi, 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. *Journal of Fish Biology*, 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.

Rasconi, S. et Laine, L. (2024). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2022.

FRAI DU CORÉGONE (*COREGONUS SP.*) ET DE LA PERCHE (*PERCA FLUVIATILIS*) DANS LE LÉMAN

WHITEFISH (*COREGONUS SP.*) AND PERCH (*PERCA FLUVIATILIS*) SPAWNING IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2023

PAR

Chloé GOULON [1,2], Marine VAUTIER[1,2], Hervé ROGISSART[1,2], Isabelle DOMAIZON[1,2], Clément RAUTUREAU[1,2] Jean GUILLARD[1,2]

[1] UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE

[2] PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE

RÉSUMÉ

Dans le cadre du développement d'indicateurs de l'impact du changement climatique dans le Léman, les phénologies de la reproduction de deux espèces de poissons, le corégone (Coregonus sp.) et la perche (Perca fluviatilis), sont suivies. Le suivi de la reproduction du corégone s'effectuait depuis 2016 à l'aide de filets benthiques multimailles, mais les données recueillies à partir de l'hiver 2018-2019 se sont révélées insuffisantes pour mettre en évidence des liens avec les températures. L'échantillonnage n'était en effet plus adapté à l'effectif réduit de la population de géniteurs et les conditions météorologiques défavorables impactaient la régularité du suivi. De ce fait, le suivi par pêche aux filets a été remplacé par des méthodes alternatives testées depuis 2018 et qui ont fait leurs preuves : l'ADN environnemental (ADNe), les comptages visuels et la caméra acoustique. La caméra acoustique est un outil intéressant de par sa capacité à fournir des données sur une échelle temporelle plus fine et sur la taille des individus tout en minimisant les contraintes sur le terrain. La méthode retenue ici pour la comparaison inter-annuelle des années récentes est l'ADNe en raison d'une bonne résolution spatiale et de la possibilité de la poursuivre sur le long terme. La phénologie de la reproduction du corégone pour l'hiver 2022-2023 est plus tardive que celle de l'année précédente et probablement en lien avec des températures de l'eau plus élevées. Ce suivi met également en évidence que les proxies d'activité ou d'abondance obtenus sont plus élevés que l'année précédente, laissant supposer une hausse du nombre d'individus venant se reproduire sur le site étudié. En ce qui concerne la perche, la reproduction est suivie depuis 1984, à l'aide de frayères artificielles installées chaque année sur le même site de référence, à différentes profondeurs, et de début avril jusqu'à juin. Les variabilités inter-annuelles observées dans les dynamiques de frai étaient jusqu'à présent liées principalement aux fluctuations de la température de l'eau. Pour s'adapter au décalage en profondeur de la perche, une frayère supplémentaire a été disposée en 2023 à 20 m, et cette année l'essentiel des pontes se retrouvent à cette profondeur. Le suivi de la reproduction de la perche en 2023 a été comparé à celui de 2022. La reproduction est plus précoce malgré des températures moins élevées et la présence de perches de plus grande taille. Ainsi, des investigations supplémentaires vont être menées en 2024 pour mieux comprendre les raisons des changements observés.

ABSTRACT

As part of the development of climate change impact indicators in Lake Geneva, the reproductive phenologies of two fish species, whitefish (Coregonus sp.) and perch (Perca fluviatilis), are being monitored. Since 2016, whitefish reproduction has been monitored using benthic multi-mesh nets, but the data collected from winter 2018-2019 were insufficient to show a relationship with temperature. Sampling was no longer adapted to the reduced size of the spawning population and the weather conditions regularly impacted the regularity of monitoring. As a result, this gillnetting-fishing monitoring was replaced by alternative methods that has been tested since 2018 and have proved their worth: environmental DNA (eDNA), visual counting and acoustic camera. The acoustic camera is an interesting tool because of its ability to provide data on a finer time scale and on the length of individuals while minimizing constraints in the field. eDNA has been chosen here for the inter-annual comparison of recent years because of its good spatial resolution and the possibility of continuing it over the long term. The breeding phenology for the winter 2022-2023 is later than in the previous year, probably linked to higher water temperatures. The monitoring also highlights that the activities and abundance proxies obtained are higher than the previous year, suggesting an increase in the number of individuals coming to breed at the studied site. In the case of perch, reproduction has been monitored since 1984, using artificial spawning grounds installed each year at the same reference site, at different depths, and from early April to June. Until now, the inter-annual variability in spawning dynamics has been linked mainly to fluctuations in water temperature. In order to adapt to the perch's shift in depth, a spawning ground was set up at 20 m in 2023, and this year most spawning takes place at this depth. Monitoring of perch reproduction in 2023 was compared with that in 2022. Reproduction is earlier despite lower temperatures and the presence of larger perch. Further investigations will be carried out in 2024 to better understand the reasons for the observed changes.

1. CONTEXTE ET OBJECTIF

Le changement climatique peut modifier la phénologie des organismes (Walther et al. 2002). Le régime thermique est en effet le principal facteur permettant le déclenchement du frai de nombreux poissons lacustres (Gillet 1989). Chez certaines populations de poissons du Léman, des modifications dans la phénologie de la reproduction ont déjà été observées, comme pour le gardon (*Rutilus rutilus*) et la perche (*Perca fluviatilis*) (Gillet and Dubois 1995, 2007 ; Gillet and Quétin 2006 ; Concastie et al. 2019). Le déclenchement du frai de la perche et du gardon a lieu au printemps et nécessite une hausse de la température de l'eau qui doit atteindre 10 °C. A l'inverse, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) et le corégone (*Coregonus sp.*) fraient à la fin de l'automne et au début de l'hiver lorsque les températures de l'eau descendent en dessous d'une valeur seuil d'environ 8-7°C pour les deux espèces dans de nombreux lacs (Gillet 2001). L'augmentation des températures due au réchauffement climatique influence les événements saisonniers, notamment le déclenchement du frai, et pourrait influencer les valeurs seuils qui y sont associées. Avec le changement climatique, ces valeurs seuils décrites dans la littérature sont atteintes plus précocement pour les espèces « d'eau chaude » (perche et gardon), et plus tardivement pour les espèces « d'eau froide » (corégone et omble chevalier) (Desgué-Itier et al. 2023), modifiant ainsi les dates de frai pour ces espèces.

L'objectif est ici de réaliser un suivi sur le long terme de la phénologie du frai du corégone et de la perche afin d'obtenir un indicateur des conséquences du changement climatique. Plus précisément, il s'agit : 1- d'estimer la date du début/de la fin du frai, son apogée et de préciser le lien avec la température ; 2- de caractériser les géniteurs présents sur les sites de frai (taille).

Pour le corégone, les opérations tests consistant à capturer des géniteurs à l'aide de filets maillants, menées en 2015-2016, ont permis de confirmer la pertinence de l'étude et sa faisabilité. Au cours de la période 2016-2019, diverses adaptations de protocoles (type de filets, profondeur de pose) ont eu lieu afin d'augmenter les effectifs capturés et d'étudier plus finement la phénologie. Cependant, malgré les adaptations effectuées, les effectifs capturés sont restés faibles, en particulier depuis 2017-2018, en concordance avec la baisse constatée du stock de corégones et donc du nombre de géniteurs. Afin de pallier le faible effectif de poissons capturés, des méthodes alternatives et non-invasives ont été testées et mises en place depuis 2018 : comptage visuel, ADN environnemental (ADNe) et caméra acoustique. Ces méthodes complémentaires ayant montré leur efficacité, elles ont depuis l'hiver 2021-2022 totalement remplacé le suivi par pose de filets, et les résultats obtenus sont présentés dans ce rapport.

La phénologie de reproduction de la perche commune et la population de géniteurs sont suivies à l'aide de frayères artificielles mises en place chaque année à partir du mois d'avril devant le port de l'UMR CARRTEL (INRAE – USMB). Ce dispositif est mis en place depuis 1984 et en suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007). Des études antérieures ont montré que le nombre de rubans d'œufs déposés sur les frayères artificielles est un indicateur fiable du nombre de génitrices présentes dans la zone (Gillet et al. 2013). Ce dispositif a l'avantage d'attirer de nombreuses femelles et de faciliter l'observation d'un grand nombre de rubans d'œufs. En 2023, la collecte de données a pu s'effectuer dans de bonnes conditions. Les résultats sont comparés à l'année 2022.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. CORÉGONE

2.1.1. ADN environmental (ADNe)

Le suivi ADNe de la reproduction du corégone dans le Léman a été mis en place depuis 2018 par INRAE, et suite aux résultats positifs obtenus, cette méthode a été retenue pour suivre la phénologie de reproduction du corégone. Cette méthode remplace les pêches scientifiques aux filets maillants qui étaient trop dépendantes des contraintes météorologiques et qui étaient plus invasives. L'ADNe est l'ADN libéré dans l'environnement par les organismes vivant dans un milieu, et cet ADN est extrait à partir d'une matrice environnementale, ici l'eau. Il s'agit donc d'une méthode non-invasive, qui permet d'identifier les organismes vivant dans, ou à proximité, du milieu étudié, et de quantifier l'intensité du signal ADN libéré en lien avec le nombre d'individus et/ou leur activité de reproduction (ex : relargage de gamètes). Une approche par PCR digitale (dPCR) appliquée à l'ADNe a été employée pour le suivi de la phénologie du corégone. Il s'agit d'une méthode pertinente pour estimer l'abondance de poissons (Capo et al. 2020) et qui s'est révélée efficace pour suivre la phénologie de la reproduction du corégone dans son milieu (Vautier et al. 2023).

Le suivi ADNe a été réalisé du 21 novembre 2022 au 31 janvier 2023. Les prélèvements et la filtration des échantillons d'ADNe ont été réalisés comme indiqué dans le protocole détaillé de Vautier et al. (2021) et présenté dans Vautier et al. 2023. Une fois par semaine, des échantillons d'eau de 200 mL ont été prélevés en sub-surface (10/20 cm sous la surface de l'eau) tout le long de la zone suivie depuis 2018 (Figure 1).

En tout, 20 sous-échantillons ont été prélevés à chaque sortie, pour un volume total de 4 L d'eau. Les flacons, les bouteilles d'eau et tout le matériel qui ont été amenés à être en contact avec l'eau prélevée ont été préalablement décontaminés au peroxyde d'hydrogène 10 % puis rincés trois fois à l'eau ultra-pure. Les prélèvements d'eau sont réalisés à heures fixes, le matin entre 10h et 12h, des tests ayant montré une variabilité temporelle importante du signal ADNe au cours de la journée (dégradation progressive du signal ADNe libéré durant la nuit au cours de la journée). Une fois collectée dans les bouteilles, l'eau est filtrée au travers de cartouches stériles (Sterivex de porosité 0.45 µm) dans les 2 h qui suivent le prélèvement. Les échantillons sont ensuite conservés dans du tampon de préservation (EDTA 40 mM, Tris-HCl (pH 8) 50 mM and sucrose 0.75 M), et stockés à -20°C.

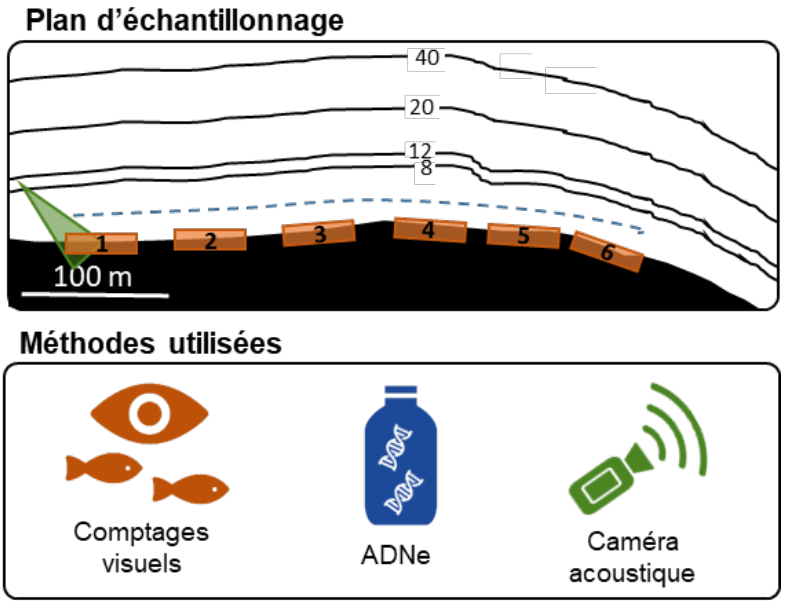


Figure 1. Plan d'échantillonnages pour le suivi de la reproduction du corégone. Rectangles oranges = transects de comptages visuels. Triangle vert = cône théorique de la caméra acoustique. L'eau pour l'ADNe est prélevée tout le long de la zone (20 x 200 mL = ligne bleue en pointillés représentant le transect)

Figure 1. Sampling plan for monitoring whitefish reproduction. Orange rectangle = visual counting transect. Green triangle = theoretical acoustic camera cone. Water for eDNA is sampled all along the area (20 times 200 mL)

Le suivi par ADNe a débuté en semaine 47 (21 novembre 2022) en même temps que les autres suivis, et a été arrêté en se basant sur les comptages par observation visuelle (voir ci-après la description de la méthodologie). L'ADN est extrait des cartouches congelées en suivant le protocole détaillé dans Vautier et al. (2023). Ce protocole utilise le kit d'extraction NucleoSpin® Soil (MACHEREYNAGEL) avec des adaptations spécifiques à l'utilisation des cartouches Sterivex. L'ADN est ensuite élué dans 30 µL de buffer SE préalablement chauffé à 55 °C, quantifié au Nanodrop (Thermo Scientific) et stocké à -20 °C. L'ADN a ensuite été analysé en PCR digitale (dPCR) en suivant le protocole décrit dans Vautier et al. (2023). Les amorces utilisées et ciblant le corégone sont celles décrites dans Hulley et al. (2019). Les dPCR sont réalisées avec le système Bio-Rad QX600 ddPCR (Bio-Rad, Temse, Belgium) avec 4 µL d'ADNe et un volume total de 20 µL. Les analyses ont été faites avec le logiciel Quantasoft de Bio-Rad version 1.7.4.0917. Les résultats sont exprimés en nombre de copies d'ADN par litre d'eau filtré.

2.1.2. Comptages visuels

Des comptages visuels ont également été effectués sur le même site d'étude afin d'obtenir un indicateur d'activité des corégones (Figure 1). Cet indicateur s'obtient en dénombrant les poissons identifiés comme étant des corégones par deux observateurs expert.e.s, depuis la rive au niveau du site d'étude (zone de frai). À noter que les comptages réalisés par les deux observateurs sont très similaires (Annexe II). Une moyenne des comptages a été réalisée afin d'obtenir un proxy d'activité. Ce suivi a été effectué entre le 24 novembre 2022 et le 3 février 2023 à raison d'une à deux sorties par semaine (deux fois quand l'activité était détectée comme la plus intense). Les poissons identifiés sont comptés depuis la rive du lac sur le même site d'étude, après le coucher du soleil (~19h00), et à l'aide d'une lampe torche (450 Lumens). Chaque transect (6 au total) est prospecté pendant 3 minutes en effectuant un réplica (comptage à l'aller et au retour) toujours par les mêmes expert.e.s.

Les réplicas de comptage sont additionnés pour donner un proxy d'activité. Le risque de double comptage par transect aller ou retour n'est pas exclu, donc ce protocole permet d'obtenir un proxy d'activité et non d'abondance. Les poissons ne sont comptabilisés que lorsqu'ils sont formellement identifiés comme étant des corégones. Durant le suivi hivernal 2022-2023, 18 opérations de comptages visuels ont été réalisées ; un minimum de 1 jour et un maximum de 9 jours ont séparé deux dates de comptages consécutives. Les comptages visuels n'ont pas été systématiquement réalisés les mêmes jours que les prélèvements ADNe. Les comptages visuels ont été arrêtés lorsque plus aucun corégone n'a été observé sur le site d'étude pendant 3 dates consécutives.

2.1.3. Caméra acoustique

La caméra acoustique est également une méthode non invasive de plus en plus utilisée pour le suivi des populations piscicoles et l'apport d'informations sur le comportement et la morphologie des individus (Martignac et al. 2015 ; Wei et al. 2022). Cette technologie s'appuie sur l'émission de sons à haute fréquence (de l'ordre du mégahertz, MHz). Composée de plusieurs faisceaux (nombre = 128), elle offre une résolution d'image proche d'une qualité vidéo (Belcher et al. 2001) en pénétrant l'eau sur de plus longues distances, même avec une turbidité élevée (Mueller et al. 2006). Pour l'observation de la phénologie du corégone sur le Léman, cette technologie a été utilisée (Figure 1) et le matériel employé se compose d'une caméra ARIS Explorer 3000 paramétrée à une fréquence de 1,8 MHz afin d'obtenir une zone d'échantillonnage représentant un cône dont la portée est de 16.3 m pour une largeur maximale de 8.3 m. En enlevant la zone proche de la caméra (range de 0 à 1,1 m) et une zone de détection limitée au-delà de 13 m, la surface échantillonnée est d'environ 42 m². Les fréquences de l'ordre du mégahertz sont considérées comme des hautes fréquences, n'ayant pas d'influence sur le comportement des poissons (Simmonds and MacLennan 2005). Le dispositif a été installé à l'extrémité nord du site de la piscine municipale de Thonon-les-Bains et est positionné en direction de la berge (zone propice à la reproduction du corégone) (Figure 1 et 2). Le dispositif est resté en place du 7 décembre 2022 au 19 janvier 2023.

Cette technologie génère une grande quantité de données. À raison d'1 To tous les 10 jours, l'enregistrement des fichiers a été fait sur disque dur SSD de 4 To avec un remplacement régulier. Concernant la stratégie d'acquisition des données, elle a été programmée pour un enregistrement en continu avec création d'un nouveau fichier toutes les 30 minutes pour assurer une protection des données et faciliter la gestion post-traitement.

Le pré-traitement des données a été effectué à l'aide du logiciel ARISFish (ver. 2.6.2 ; Sound Metrics Corp.). L'arrière-plan sur les enregistrements, composé de substrat d'objets statiques ou mobiles renvoyant un écho d'intensité inférieure à 22 cm^2 (Cluster Sizes, Min) a été supprimé à partir de l'algorithme adaptatif « Contiguous Samples Over Threshold » (CSOT) (Sound Metrics, 2019). Ce seuil prend en compte l'énergie minimale renvoyée par l'espèce cible (corégone). Ainsi cet algorithme permet de réduire la taille des fichiers sources en supprimant un maximum de données sans activité tout en gardant les séquences avec des corégones. Le volume de données est ainsi réduit afin d'optimiser la suite des analyses.

Après avoir effectué le pré-traitement, le logiciel Sonar5-pro (ver. 608.32 ; Balk et Lindem, 2021) a été utilisé pour détecter automatiquement les cibles individuelles et extraire les informations (Martignac et al. 2021). En post-traitement, seuls les individus présentant les caractéristiques morphométriques similaires à celles des corégones en période de reproduction ont été sélectionnés, soit des individus de plus de 0.20 m et de moins de 0.60 m (Rogissart et al. 2023). De plus, les données sur les deux premiers mètres et les zones contenants des échos de macrophytes et/ou des cibles de nature visiblement différente (brochet, oiseau, plongeur) ont été aussi exclues des analyses. L'indicateur obtenu est un indicateur d'activité en nombre de détections (« track », c'est-à-dire une série d'échos de la même cible représentant ainsi un corégone) par pas de temps journalier.

(a)

(b)

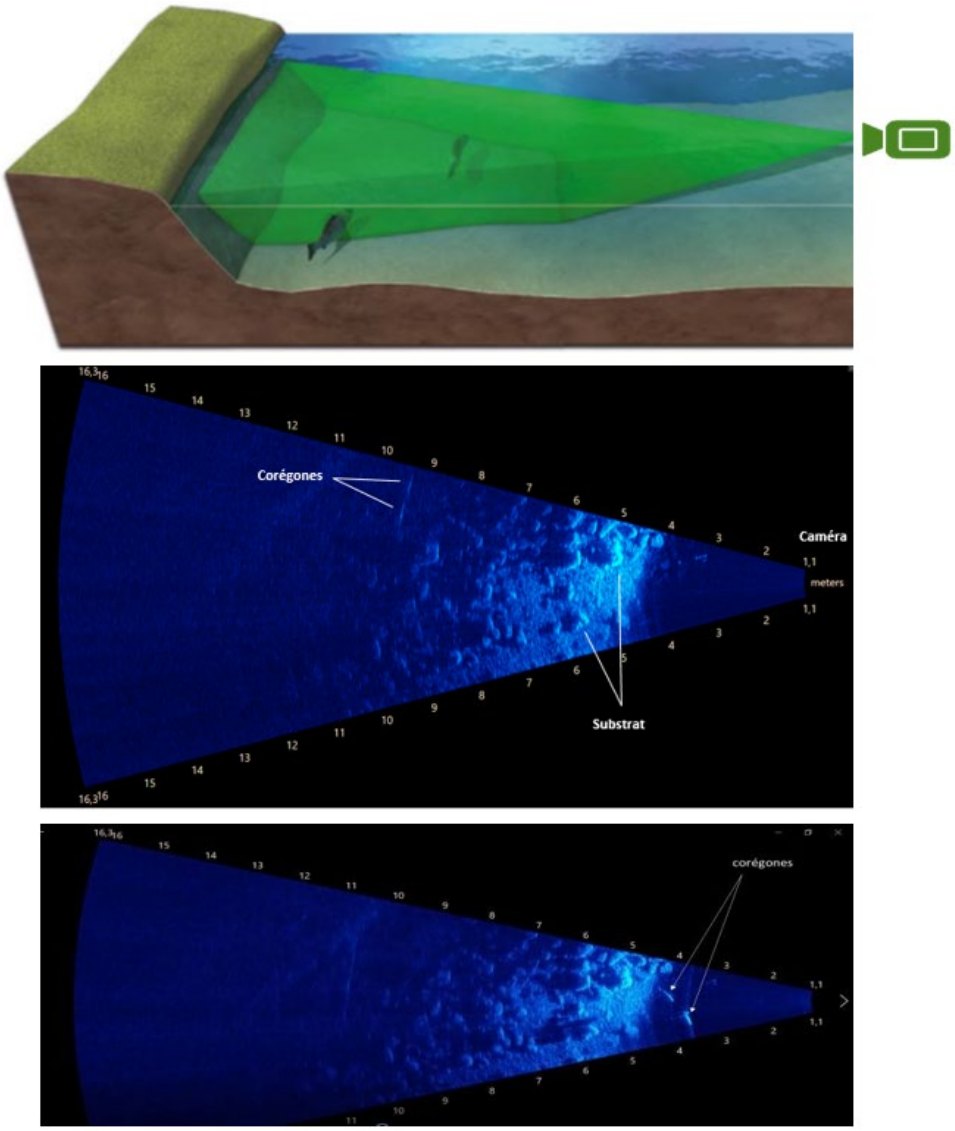


Figure 2. (a) vue 3D d'une installation type et (b) du cône de détection avec la transcription de l'image acoustique sous ARISFish ; vidéo : https://www6.lyon-grenoble.inrae.fr/carrtel_fre/La-communication/Videos/Suivi-de-la-phenologie-du-coregone-Coregonus-lavaretus-sur-le-Leman-avec-la-camera-acoustique-ARIS

Figure 2. (a) 3D view of a typical installation and (b) the detection cone with the transcription of the acoustic image in ARISFish; movie: https://www6.lyon-grenoble.inrae.fr/carrtel_fre/La-communication/Videos/Suivi-de-la-phenologie-du-coregone-Coregonus-lavaretus-sur-le-Leman-avec-la-camera-acoustique-ARIS

2.1.4. Proxies d'abondance ou d'activités Et donnees de temperatures

Pour les trois méthodes présentées dans ce rapport, la détermination du proxy d'abondance ou d'activité et la fréquence d'acquisition des données sont présentées dans le tableau 1. Les températures moyennes journalières sont enregistrées avec des capteurs (type Tinytag ; TG-4100) positionnés à 1 m de profondeur au niveau de la caméra acoustique.

Tableau 1. Proxies d'abondance ou d'activités utilisés dans le rapport et fréquences d'acquisition des données pour les différentes méthodes

Table 1. Abundance or activity proxies used in the present report and frequencies of data acquisition for the different methods

Méthodes	Proxy d'abondance ou d'activité	Fréquence d'acquisition des données
ADNe	Concentration d'ADN environnemental (copies·L^{-1})	1 fois par semaine
Comptages visuels	Nombre d'individus identifiés comptés	1 à deux fois par semaine
Caméra acoustique	Nombre de détections (échos) par pas de temps journalier	En continu puis transformé en pas de temps journalier ou horaire

2.2. PERCHE

Afin de pouvoir suivre la phénologie de reproduction de la perche, des frayères artificielles sont mises en place chaque année en avril devant le port de l'UMR CARRTEL - INRAE, depuis 1984, suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007) (Figure 3). Ces frayères sont constituées d'un cadre en PVC de 1 m de hauteur et 2 m de largeur, qui maintient un grillage dans lequel sont entrelacées des branches d'if commun (*Taxus baccata*). Les frayères sont stabilisées en position verticale par l'intermédiaire de flotteurs positionnés sur le haut et de poids sur le bas. À partir des années 1990, les frayères sont installées à 4 m, 8 m et 12 m de profondeur, où les perches ont l'habitude de se reproduire (Gillet and Dubois 1995). En 2023, une frayère à 20 m a été mise en place pour s'adapter aux changements de profondeurs observés (Concastie et al., 2019). Une ligne avec des capteurs de température (type Tinytag ; TG-4100) est mise en place dans la zone des frayères pour enregistrer les températures à 4 m, 8 m et 12 m de profondeur. Les frayères sont relevées deux fois par semaine pour compter et mesurer les rubans d'œufs à chaque profondeur avant de les remettre à l'eau. Chaque femelle pond des œufs sous forme d'un ruban unique (Thorpe 1977) dont la longueur et la largeur sont proportionnelles à sa taille (Gillet et al. 1995 ; Dubois et al. 1996). La profondeur de la frayère est vérifiée avant et après chaque relève à l'aide d'un sondeur à main Plastimo ECHOTEST II.

Pour les deux espèces, le début et la fin du frai sont estimés lorsque les seuils de 5 % et 95 % des effectifs observés cumulés (géniteurs ou rubans d'œufs) sont atteints.

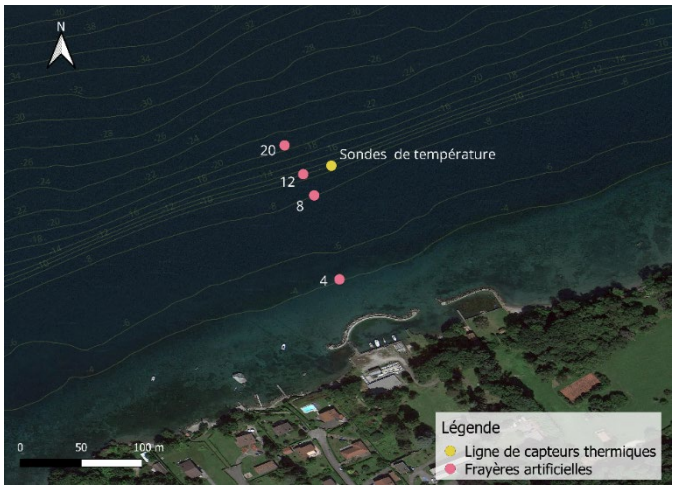


Figure 3. Disposition théorique des frayères artificielles (rose) à différentes profondeurs (-4, -8, -12 et -20 m) et de la ligne de capteurs thermiques (jaune) à proximité du port de l'UMR CARRTEL (INRAE- USMB)

Figure 3. Theoretical layout of artificial spawning grounds (pink) at different depths (-4, -8,-12 and 20 m) and lines of thermal sensors (yellow) near the port of UMR CARRTEL (INRAE-USMB)

3. RÉSULTATS

3.1. CORÉGONE

3.1.1. Hiver 2022 - 2023

Les échantillonnages et observations ont tous pu être réalisés au moins une fois par semaine. Les variations des proxies d'abondance et d'activités sont présentés dans le tableau 2 pour le suivi 2022-2023 et pour l'année précédente. Pour l'ensemble des proxies analysés sur l'ensemble de la saison de reproduction, on note une augmentation des valeurs d'indices d'abondance et d'activité pour l'hiver 2022-2023 en comparaison à l'hiver 2021-2022. Cette hausse d'abondance pourrait indiquer une hausse du nombre de géniteurs présents dans la zone échantillonnée.

Tableau 2. Proxies d'abondance ou d'activité pour les méthodes qui encadrent toute la période de reproduction pour les deux dernières années. Pour la caméra acoustique les données ont été ré-analysées avec la même méthode (analyse automatique) afin de rendre les données comparables.

Table 2. Abundance or activity proxies for methods that that cover the entire breeding period for the past two years. For the acoustic camera, the data was re-analyzed with the same method (automatic analysis) in order to use comparable data.

Méthodes	Proxy d'abondance ou d'activité 2021-2022	Proxy d'abondance ou d'activité 2022-2023
ADNe	5723 copies·L^{-1} d'eau filtrée sur 10 dates	43450 copies·L^{-1} d'eau filtrée sur 11 dates
Comptages visuels	185 corégones comptés sur 16 dates de comptages (soit 7 individus·$jour^{-1}$)	541 corégones comptés sur 18 dates de comptage (soit 30 individus·$jour^{-1}$)
Caméra acoustique	1985 échos sur 42 jours d'acquisition (soit 47 échos·$jour^{-1}$)	14 994 échos sur 43 jours d'acquisition (soit 349 échos·$jour^{-1}$)

Les résultats obtenus pour 2022-2023 par les différentes méthodes sont présentés en Annexe 3. Pour plus d'informations sur les comparaisons entre l'ADNe et les comptages, consulter Vautier et al., 2023.

Les deux méthodes les plus concordantes en termes de début, d'apogée et de fin de reproduction sont l'ADNe et les comptages visuels (Figure 4). Étant donné qu'elles ont été validées par les pêches scientifiques aux filets (Vautier et al., 2023), nous avons choisi de présenter les résultats annuels en utilisant ces deux méthodes.

Au cours de l'hiver 2022-2023, une augmentation des proxies d'abondance ou d'activité ADNe et de comptages visuels a été observée entre le 13 et le 19 décembre (semaine 50). L'apogée est atteint la première semaine de janvier par les deux méthodes (le 5 janvier avec l'ADNe et le 1er janvier avec les comptages visuels). Puis une diminution d'activité et d'abondance s'observe en semaine 2 pour devenir nulle en semaine 3.

Le choix pour la comparaison inter-annuelle s'est porté sur le suivi effectué par les campagnes ADNe car cette méthode 1) offre une bonne représentation en terme de contraintes spatiales, 2) est un dispositif validé pour les suivis de phénologie (Vautier et al. 2023), 3) est un dispositif qui génère moins de contraintes que les comptages visuels et pourra être plus facilement perpétué dans le temps. La caméra est un outil intéressant car elle permet d'obtenir des données journalières sur l'activité de reproduction et sur la taille des individus. Les données obtenues pour les deux hivers de suivi avec la caméra sont comparées en Annexe IV.

En 2022-2023, la reproduction avait débuté entre le 12 et le 19 décembre (date des 5 %), alors que l'année précédente la reproduction avait débuté entre le 29 novembre et le 5 décembre, soit une semaine plus tôt. La date correspondant à 50 % des effectifs se situe entre le 27 décembre et le 5 janvier en 2022-2023 alors qu'elle était le 20 décembre en 2021-2022, soit également plus d'une semaine plus tôt. La date de fin (95 %) se situe entre le 5 et le 11 janvier en 2022-2023 et proche du 2 janvier en 2021-2022 (% observé à cette date : 93 %). La caméra acoustique montre également un décalage entre les deux années (Annexe IV).

En 2022-2023, le frai débute lorsque la température mesurée est proche de 9.5 °C, alors qu'elle débutait à une température proche de 9 °C en 2021-2022. La date des 50 % est atteinte pour une température de 9.3 °C en 2022-2023, contre 8.2°C en 2021-2022. La reproduction est plus tardive en 2022-2023 en lien avec un mois de décembre plus doux (Tran Khac et al., 2023), et une chute des températures plus tardive. Lorsque la reproduction a lieu avec des températures chaudes en zone littorale la survie au moment du développement embryonnaire est probablement impactée (Stewart et al. 2021, Stewart et al. 2024).

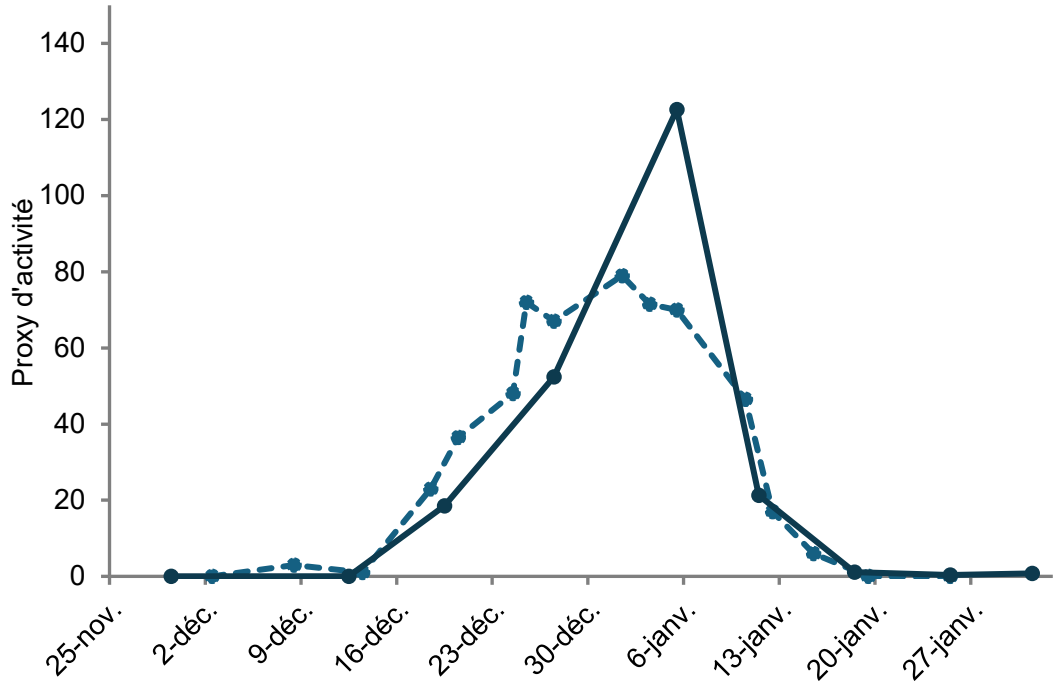


Figure 4. Proxies d'activité obtenus pour l'ADNe (courbe bleu foncé) et les comptages visuels (courbe bleu pointillée) pour la saison de reproduction 2022-2023.

Figure 4. Activity proxies obtained by eDNA (solid dark blue line) and visual counting (dotted blue line) for the 2022-2023 breeding season.

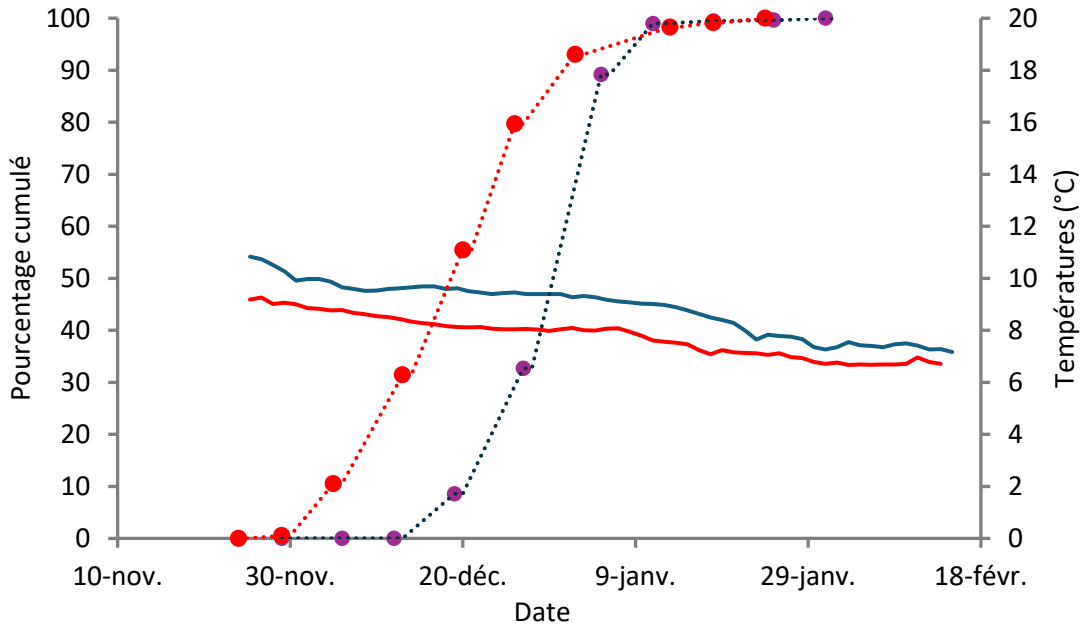


Figure 5. Effectifs cumulés, exprimés en pourcentage, calculés à partir de l'ADNe en nombre de copies/ L d'eau pour les hivers 2021-2022 (courbe pointillée rouge) et 2022-2023 (courbe pointillée bleue). Données de températures moyennes journalières mesurées à proximité du site (au niveau de la caméra acoustique, à la piscine, à 1m de profondeur, rouge 2021-2022 ; bleu : 2022-2023)

Figure 5. Cumulative numbers, expressed in percentage, obtained from eDNA sampling for the winters of 2021-2022 (doted red line) and 2022-2023 (doted blue line). Daily average temperature data measured next to the sampling site (red 2021-2022; blue: 2022-2023)

3.2. PERCHE

Les données de 2023 ont été comparées à celles de 2022 (Figure 6). En 2023, 18 relèves de frayères ont pu être effectuées avec 150 rubans récoltés au total. Le nombre de rubans est environ 5 fois moins important qu'en 2022 (792 rubans avaient été récoltés). Le nombre de rubans est en lien avec le nombre de génitrices présentes dans la zone (Gillet et al. 2013). La baisse du nombre de rubans indique donc une baisse du nombre de génitrices dans la zone.

Au cours du temps on constate une raréfaction de la dépose des rubans à 4 m au profit des frayères à 8 et 12 m, en particulier depuis 2015 (Annexe V, Goulon et al. 2022). Ainsi en 2023, une frayère supplémentaire à 20 m de profondeur a été mise en place et c'est à cette profondeur que la dépose de rubans a été la plus importante. En 2022 la frayère à 20 m n'avait pas encore été mise en place et les profondeurs préférentielles étaient à 8 m et 12 m. En 2023, on note une absence de ruban déposé à 4 m contre 2 rubans en 2022 soit moins de 0.01 % du total.

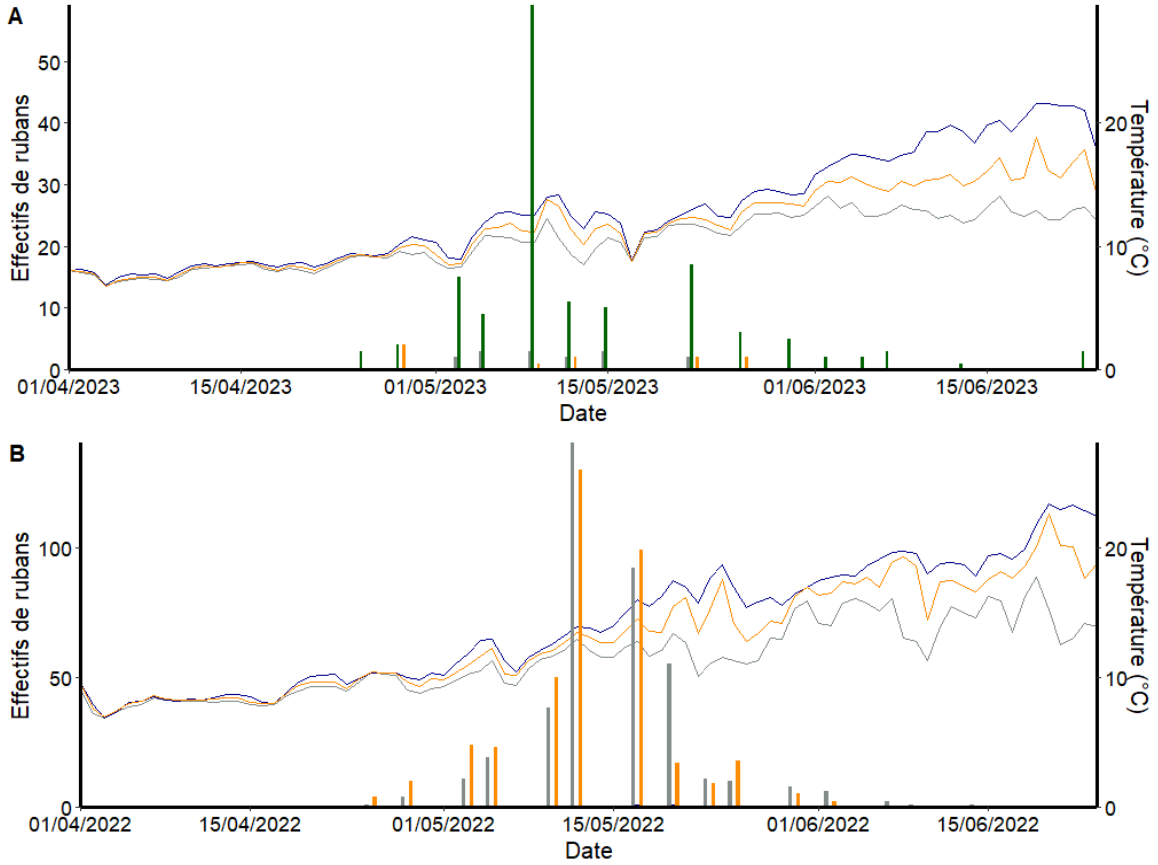


Figure 6. Nombre de rubans de perches récoltés en A) 2023 et en B) 2022 par frayère à -4 m (bleu), -8 m (orange), -12 m (gris) et 20 m (vert, uniquement en 2023). Les courbes représentent les températures relevées à -4 m (en bleu), à -8 m (en orange) et à -12 m (en gris) de profondeur.

Figure 6. Number of perch ribbons harvested in A) 2022 and B) 2021 per spawning ground at -4 m (blue), -8 m (orange), 12 m (grey) and 20 m (only in 2023). The curves represent the temperatures recorded at -4 m (in blue), at -8 m (in orange) and at -12 m (in grey) in depth.

En 2023, le frai débute fin avril contre fin avril-début mai en 2022 pour des températures proches de 10°C (Figure 7). La date d'apogée est légèrement plus précoce en 2023 en comparaison avec 2022 (9 mai en 2023 contre 12 mai en 2022) (Figure 6). La date des 50 % se situe entre le 5 et 9 mai en 2023, alors qu'elle correspondait à la date du 11 mai en 2022. La date des 95 % est cependant plus tardive en 2023 qu'en 2022 (entre le 30 mai et le 2 juin en 2023 contre une date se situant entre le 25 mai et le 30 mai en 2022).

En 2023, comme en 2022, les températures ont augmenté fin avril expliquant des dates proches au début de la reproduction. Jusqu'au 13 mai, les températures sont en moyenne plus faibles en 2023, ce qui aurait dû ralentir la cinétique de frai en comparaison avec 2022, or la date des 50% est atteinte plus précocement en 2023. Après le 13 mai, un phénomène venteux important a été observé, ce qui a empêché les températures d'augmenter et explique sans doute un ralentissement de la dynamique en fin de reproduction.

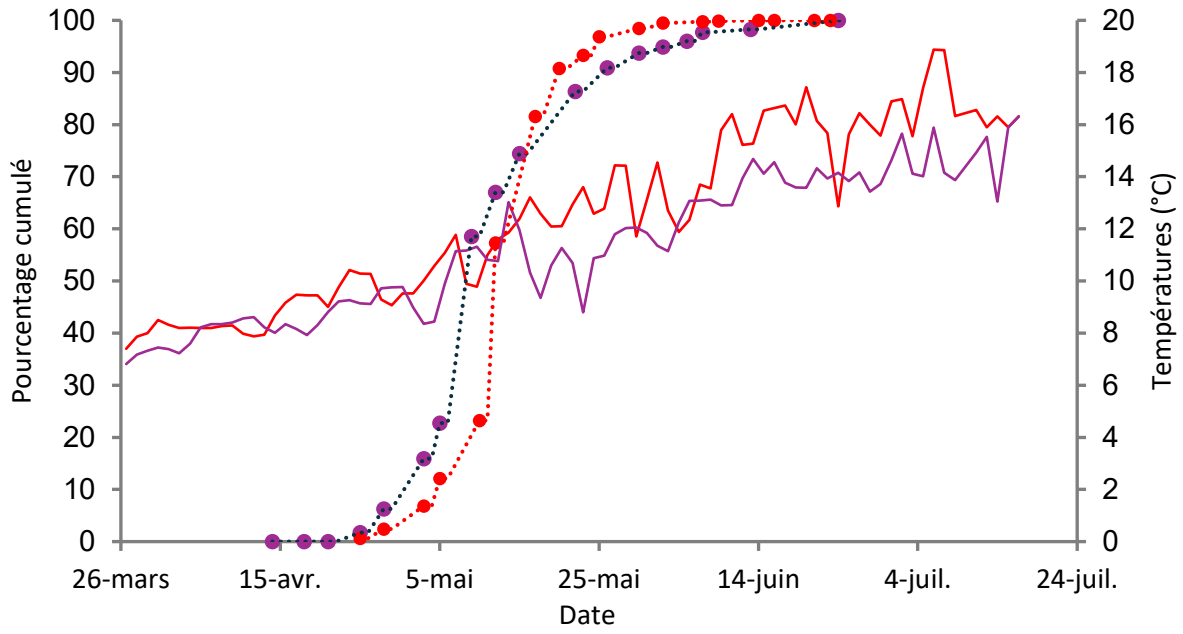


Figure 7. Comparaison des températures moyennes (à -8 et -12 m de profondeur), entre 2023 (bleu) et 2022 (rouge), dynamique de frai pour l'année 2023 (bleu) et 2022 (rouge) et en effectifs cumulés de rubans, exprimés en pourcentage, récoltés sur les frayères artificielles à toutes profondeurs confondues (-4, -8,-12 et -20 m)

Figure 7. Comparison of average temperatures (at -8 and -12 m depth), between 2023 (blue) and 2022 (red), spawning dynamics for the year 2023 (blue) and 2022 (red) in cumulative numbers of ribbons, expressed in percentage, collected on artificial spawning grounds at all depths (-4, -8, -12, -20 m)

La structure en taille exerce également une influence sur la dynamique de la reproduction. Les perches de plus petites tailles ont tendance à frayer de façon plus précoce que celles de plus grandes tailles. Cette caractéristique, combinée aux fluctuations des classes de taille, expliquerait en grande partie des variations annuelles de la date de la période de frai de la perche (Gillet et Dubois 2007). Les tailles des rubans obtenus dans le cadre du suivi de la reproduction de la perche ont pu être comparées entre 2022 et 2023 (Figure 8). En 2023, la taille des rubans est significativement plus élevée qu'en 2022 avec une valeur médiane à 35 mm contre 25 mm en 2022. Cette différence de taille se retrouve également dans la première partie de la saison (jusqu'au 12 mai). La présence de perches de plus grande taille aurait dû induire une reproduction plus tardive en 2023 par rapport à 2022, or l'inverse est constaté.

Ainsi en 2023, une dynamique particulière s'observe avec une dominance de rubans à 20 m et une structure en taille qui n'explique pas les différences de dynamiques observées entre les deux années comme cela a pu être le cas les années précédentes. Depuis 2004, une baisse constante du nombre de rubans à 4 m s'observe au profit de rubans déposés à 8 et 12 m (Concastie et al. 2019). Les pêcheurs constatent actuellement des rubans déposés sur les nasses jusqu'à 30 m de profondeur (Michaël Dumaz com. pers). L'hypothèse de la hausse de transparence a été formulée pouvant induire une hausse de la prolifération d'algues filamenteuses et champignons colmatant ou dégradant les frayères (Christian Gillet com. pers.) et augmentant la vulnérabilité des perches et des rubans vis-à-vis des prédateurs (Rautureau et al. 2024). Une tentative de reconstruction des données de transparence a été faite à l'aide de données satellites, mais les algorithmes ne sont pas encore optimisés (les données obtenues par les satellites et les données mesurées en SHL2 diffèrent) (Rautureau et al. 2024). On peut également noter qu'en 2023 le nombre maximal de rubans a été déposé à 8 m lorsque la transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi avait diminué (6 m).

Le suivi a été mis en place en 1986 avec une unique frayère à 4 m puis à partir de 1989 des frayères à 8 et 12 m avaient été installées. Un effet d'attraction semblait peu probable puisque pour les quatre années suivant l'installation le nombre de rubans récoltés à 4 m était toujours dominant par rapport aux autres profondeurs et en moyenne 3.5 fois plus important que les années précédentes à 4 m. Depuis que le lac est en cours de ré-oligotrophisation, la taille de la population de perche est moins importante (Dubois et al., 2008) et les individus pourraient être plus sélectifs vis-à-vis du substrat de reproduction. Nous ne pouvons donc pas exclure un effet d'attraction de la frayère à 12 m et 8 m vers la nouvelle frayère à 20 m.

En 2023 la reproduction de la perche est plus précoce que l'année précédente tandis que le mois d'avril est plus frais (le mois de mai est dans la moyenne, Annexe V) et les perches sont de tailles plus importantes ce qui est contraire aux observations précédentes. En 2024, des investigations supplémentaires seront lancées avec un éloignement de la frayère disposée à 20 m pour s'affranchir en partie de l'effet d'attraction. Pour les frayères à 4 et 8 m, les branchages seront renouvelés régulièrement pour pallier aux problèmes possibles de colmatage et de dégradation. Enfin, des observations seront réalisées avec un ROV (Remotely Operated Vehicle) afin de visualiser les profondeurs de dépose des rubans sur les substrats naturels. Nous pouvons cependant faire un constat : la perche se reproduit aujourd'hui dans le Léman à plus de 20 m et cela est sans doute possible en raison d'une température favorable. En effet, en dessous de 10 °C une mortalité des larves est observée (Saat and Veersalu 1996) et la perche sélectionne des eaux chaudes pour assurer la survie de la descendance (Snickars et al. 2010). En 2024, le suivi thermique se fera également à 20 m.

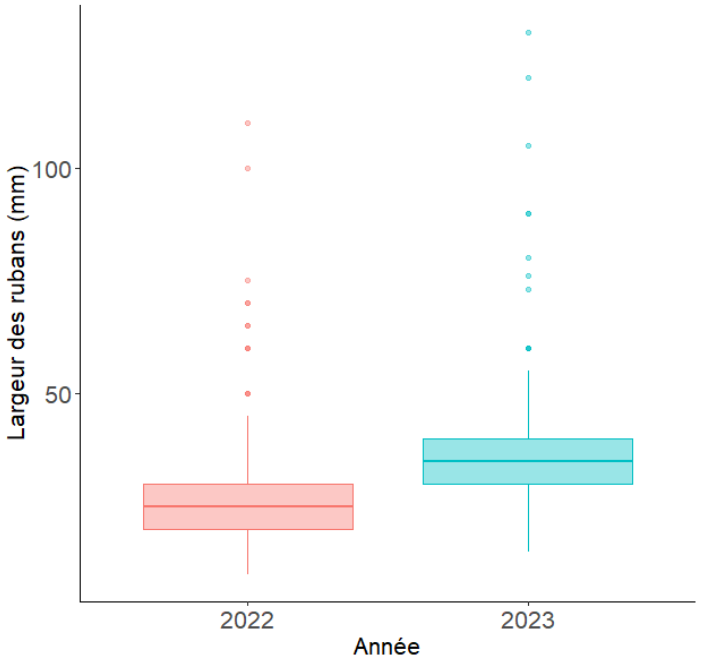


Figure 8. Répartition en largeur des rubans collectés en 2022 (rose) et en 2023 (bleu).

Figure 8. Distribution in width of the ribbons collected in 2022 (pink) and in 2023 (blue).

4. CONCLUSION

Concernant le suivi de la reproduction du corégone, en raison d'une bonne définition spatiale et de bons résultats d'inter-calibration avec la méthode de pêche aux filets et les comptages visuels (voir Vautier et al. 2023), les données obtenues par la méthode ADNe en 2022-2023 ont été comparées avec celles obtenues l'année précédente. Le suivi par ADNe met en évidence une dynamique plus tardive de reproduction en 2022-2023 par rapport à l'année précédente, et probablement en lien avec les températures de l'eau plus élevées mesurées en automne/décembre. Les méthodes ont aujourd'hui été fixées, mais des développements sont toujours en cours avec la caméra acoustique afin de pouvoir intégrer la structure en taille qui pourrait expliquer des différences certaines années dans les dynamiques de reproduction observées. Pour l'hiver 2022-2023, tous les proxies d'activités obtenus sont plus élevés que l'année précédente (entre 2.5 et 7.5 fois), indiquant une hausse du nombre d'individus venant se reproduire sur le site de Ripaille.

Pour la perche, la comparaison du frai de 2023 a pu être effectuée avec l'année 2022. En 2023, le début et la date des 50 % est plus précoce que l'année précédente, et cette année la dépose des rubans est très majoritaire à 20 m. La dynamique particulière ne montre pas de lien évident avec la température, mais le changement de profondeur sur le long terme pourrait en partie s'expliquer par la hausse des températures du lac et la ré-oligotrophisation, induisant un changement dans la transparence. En 2024, des explorations supplémentaires par robot sous-marin télécommandé (ROV), seront entreprises pour confirmer l'éventuel changement de comportement de la reproduction de la perche dans le Léman, notamment une ponte à des profondeurs plus importantes.

BIBLIOGRAPHIE

Belcher, E., B. Matsuyama, and G. Trimble. 2001. Object identification with acoustic lenses. MTS/IEEE Oceans 2001. An Ocean Odyssey. Conference Proceedings (IEEE Cat. No.01CH37295). Proceedings of the Oceans 2001. An Ocean Odyssey. Marine Technol. Soc. 6–11.

Capo, E., G. Spong, S. Koizumi, I. Puts, F. Olajos, H. Königsson, J. Karlsson, and P. Byström. 2020. Droplet digital PCR applied to environmental DNA, a promising method to estimate fish population abundance from humic-rich aquatic ecosystems. Environmental DNA 3: 343–352. doi:10.1002/edn3.115

Concastie, G., J. Guillard, and C. Goulon. 2019. Etude de la dynamique de la population et de la phénologie de la reproduction de la perche (Perca fluviatilis) dans le Léman. suivi halieutique Convention Cantons VD, VS, GE, OFEV.

Desgué-Itier, O., L. Melo Vieira Soares, O. Anneville, and others. 2023. Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. Hydrology and Earth System Sciences 27: 837–859. doi:10.5194/hess-27-837-2023

Dubois, J.-P., C. Gillet, S. Bonnet, and Y. Chevalier-Weber. 1996. Correlation between the size of mature female perch (Perca fluviatilis L.) and the width of their egg strands in Lake Geneva. Annales Zoologici Fennici 33: 417–420.

Gillet, C. 1989. Le déroulement de la fraie des principauxpoissons lacustres. Hydroécol. Appl. 1: 117–143. doi:10.1051/hydro:1989006

Gillet, C. 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poisons lacustres, p. 241–282. In Gestion piscicole des grands plans d'eau.

Gillet, C., and J. P. Dubois. 1995. A survey of the spawning of perch (Perca fluviatilis), pike (Esox lucius), and roach (Rutilus rutilus), using artificial spawning substrates in lakes. Hydrobiologia 300–301: 409–415. doi:10.1007/BF00024482

Gillet, C., and J. P. Dubois. 2007. Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch Perca fluviatilis L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. Journal of Fish Biology 70: 1001–1014. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01359.x

Gillet, C., J. P. Dubois, and S. Bonnet. 1995. Influence of temperature and size of females on the timing of spawning of perch, Perca fluviatilis, in Lake Geneva from 1984 to 1993. Environ Biol Fish 42: 355–363. doi:10.1007/BF00001465

Gillet, C., C. Lang, and J. P. Dubois. 2013. Fluctuations of perch populations in Lake Geneva from 1984 to 2011 estimated from the number and size of egg strands collected in two locations exposed to different fishing practices. Fish Manag Ecol 20: 484–493. doi:10.1111/fme.12037

Gillet, C., and P. Quétin. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. Journal of Fish Biology 69: 518–534. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01123.x

Goulon, C., G. Concastie, F. Keck, C. Gillet, L. Espinat, and J. Guillard. 2022. Shifting perch reproduction phenology in response to climate change.

Martignac, F., A. Daroux, J.-L. Bagliniere, D. Ombredane, and J. Guillard. 2015. The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. Fish and Fisheries 16: 486–510. doi:https://doi.org/10.1111/faf.12071

Mueller, R. P., R. S. Brown, H. Hop, and L. Moulton. 2006. Video and acoustic camera techniques for studying fish under ice: a review and comparison. Reviews in Fish Biology and Fisheries.

Rautureau, C., C. Goulon, T. Tormos, and J. Guillard. 2024. Analyse de l'évolution du changement de comportement des perches en lien avec les paramètres environnementaux. Rapport OFB Pôle ECLA.

Rogissart, H., C. Rautureau, F. Cattanéo, C. Goulon, F. Martignac, and J. Guillard. 2023. Phénologie de la reproduction du corégone (Coregonus sp.) à l'aide d'une caméra acoustique. Rapport ECLA.

Saat, T., and A. Veersalu. 1996. The rate of early development in perch Perca fluviatilis L. and ruffe Gymnocephalus cernuus (L.) at different temperatures. Annales Zoologici Fennici 33: 693–698.

Simmonds, J., and D. N. MacLennan. 2005. Fisheries acoustics: theory and practice, Blackwell, Oxford, UK.

Snickars, M., G. Sundblad, A. Sandström, L. Ljunggren, U. Bergström, G. Johansson, and J. Mattila. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch Perca fluviatilis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 398: 235–243. doi:10.3354/meps08313

Stewart, T. R., Brun, C., Goulon, C., Baer, J., Karjalainen, J., Guillard, J., & Lasne, E. (2024). Response of European whitefish embryos to thermal conditions diverges between peri-alpine populations. International Journal of Limnology, 60, 19.

Stewart, T. R., Mäkinen, M., Goulon, C., Guillard, J., Marjomäki, T. J., Lasne, E.,... & Stockwell, J. D. (2021). Influence of warming temperatures on coregonine embryogenesis within and among species. Hydrobiologia, 848(18), 4363-4385.

Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on the perch Perca fluviatilis Linnaeus, 1758 and Perca flavescens Mitchill, 1814, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Vautier, M., et al., 2021, Fish eDNA: water sampling and filtration through Sterivex filter unit, protocols.io. dx.doi.org/10.17504/protocols.io.br5rm856.

Tran Khac V., P.Quétin P., and O.Anneville. 2023. Evolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2022. 41 p.

Vautier, M., C. Chardon, C. Goulon, J. Guillard, and I. Domaizon. 2023. A quantitative eDNA-based approach to monitor fish spawning in lakes: Application to European perch and whitefish. Fisheries Research 264: 106708. doi:10.1016/j.fishres.2023.106708

Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, and others. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416: 389–395. doi:10.1038/416389a

Wei, Y., Y. Duan, and D. An. 2022. Monitoring fish using imaging sonar: Capacity, challenges and future perspective. Fish and Fisheries 23: 1347–1370. doi:10.1111/faf.12693

ANNEXE 1. MÉTHODES DE SUIVIS DE LA REPRODUCTION DU CORÉGONE

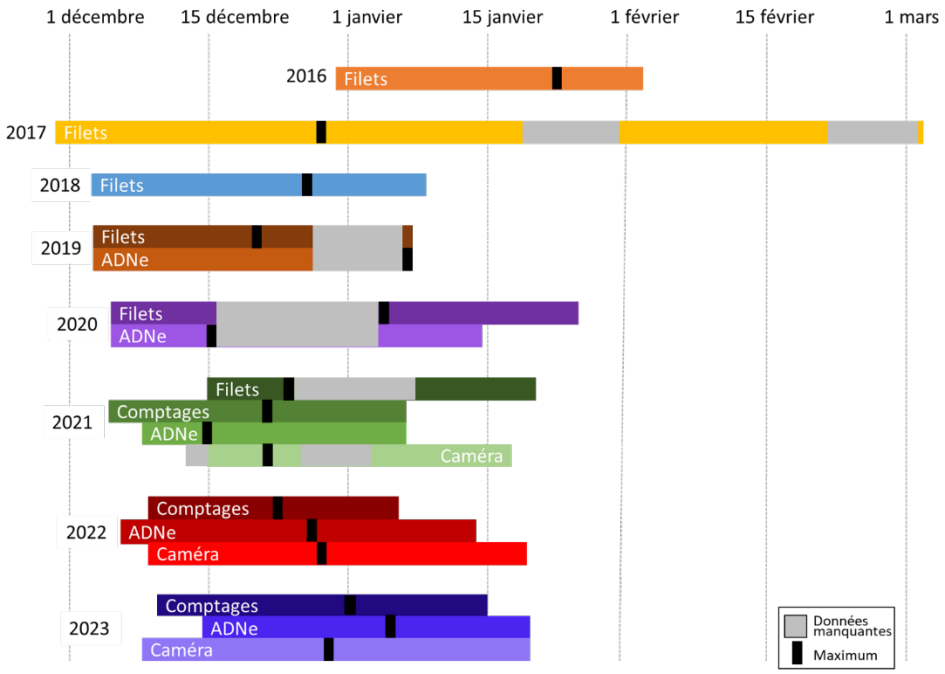


Figure 10. Différentes méthodes de suivi de la reproduction du corégone (filets, ADNe, comptages visuels et caméra acoustique) entre les années 2016 et 2023. Les rectangles représentent la durée des observations. Le trait noir représente le maximum.

Figure 10. Different methods of monitoring whitefish reproduction (gillnets, eDNA, visual counting and acoustic camera) between 2016 and 2023. The rectangles represent the duration of the observations. The black line represents the maximum.

ANNEXE 2. NOMBRE DE CORREGONES OBSERVÉS

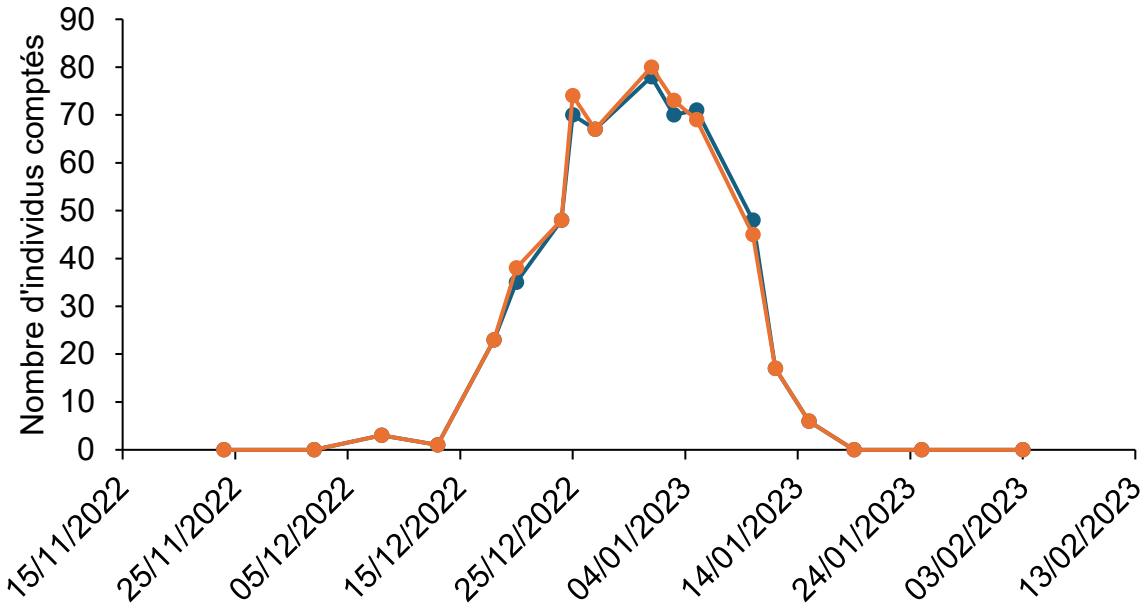


Figure 11. Nombre de corégones comptés par 2 observateurs 1 (en orange) et 2 (en bleu).

Figure 11. Number of whitefish counted by 2 observers 1 (orange) and 2 (blue).

ANNEXE 3. ACTIVITÉ DU FRAI DU CORRÉGONE

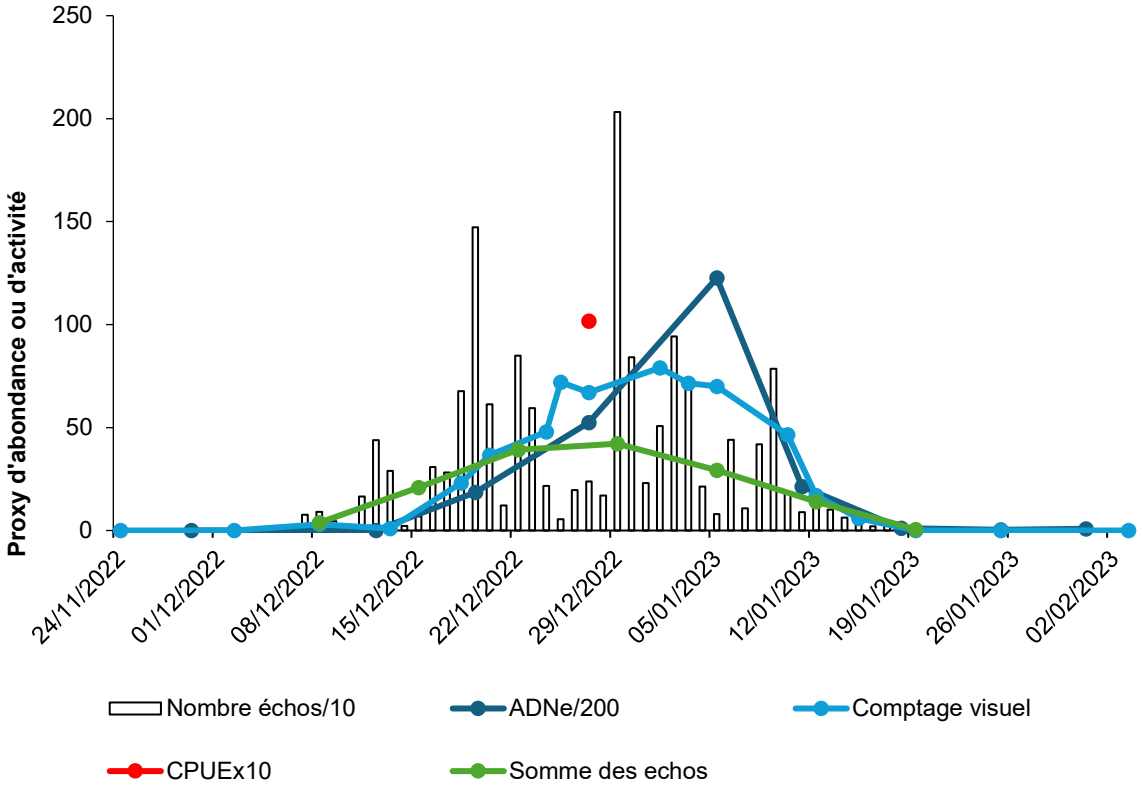


Figure 12. Proxies d'abondance ou d'activité du frai du corégone obtenu par les différentes méthodes mises en place en 2022-2023 (pêches « exceptionnelles », ADNe, comptages visuels et caméra acoustique). Les pêches « exceptionnelles » sont des pêches de géniteurs réalisées à des fins d'alevinage selon l'arrêté DDT-2022-1422. La valeur présentée concerne le site de Thonon. Le proxy d'abondance est exprimé en nombre d'individus capturés par filet (Captures par Unité d'effort, CPUE). Elles sont données à titre indicatifs pour l'hiver 2022-2023 car se sont déroulées uniquement sur un jour.

Figure 12. Whitefish spawning abundance or activity proxies obtained by the various methods implemented in 2022-2023 (exceptional fishing, eDNA, visual counting and acoustic camera). 'Exceptional' fisheries are broodstock fisheries carried out for stocking purposes in accordance with Order DDT-2022-1422. The value shown relates to the Thonon site. The abundance proxy is expressed as the number of individuals caught per net (Catch Per Unit Effort, CPUE). They are given as an indication for the winter of 2022-2023 as they only took place on one day.

ANNEXE 4. COMPARAISON DES PROXIES D'ACTIVITÉS

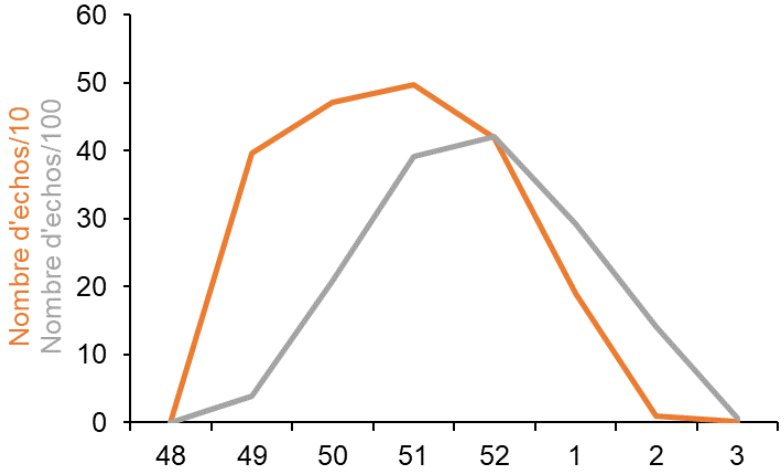


Figure 13. Comparaison des proxies d'activités obtenus par la caméra acoustique (somme par semaine) pour 2021-2022 (orange) et 2022-2023 (gris)

Figure 13. Comparison of activity proxies obtained by the acoustic camera (sum per week) for 2021-2022 (orange) and 2022-2023 (grey)

ANNEXE 5. EVOLUTION DU POURCENTAGE DE RUBAN DÉTECTÉ

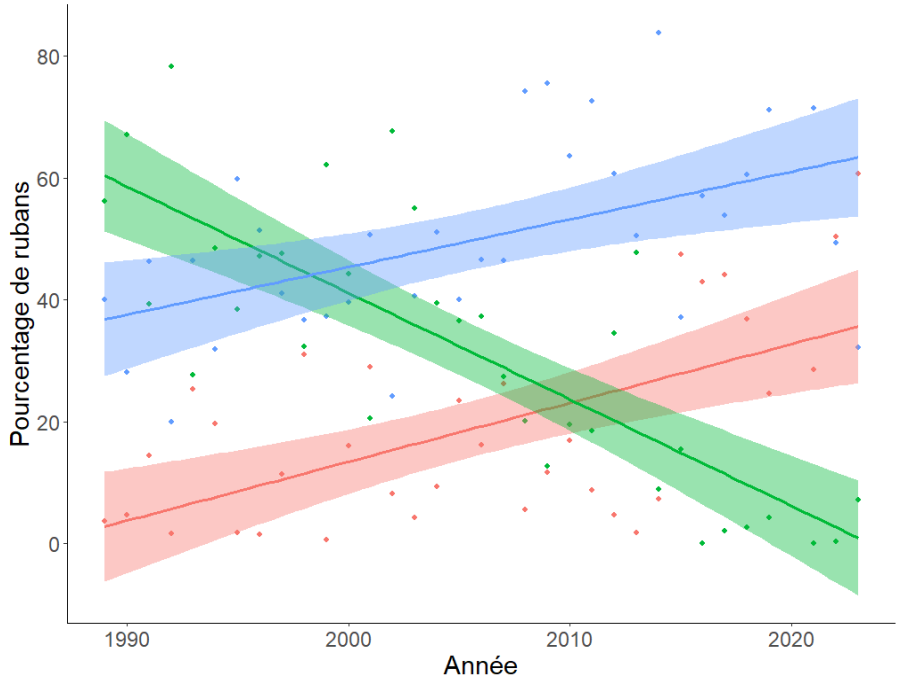


Figure 14. Evolution du pourcentage de rubans détectés à 4 (vert), 8 (bleu) et 12 m (rouge)

Figure 14. Percentage of ribbons detected at 4 (green), 8 (blue) and 12 m (red)

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT ET DU LÉMAN

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE UPPER RHÔNE RIVER AND IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2023

PAR

Cécile PLAGELLAT[1], Hélène BOURGEOIS[2], Marion JAUSSI[2], Silwan DAOUK[3]

[1] DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT – DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL, URBAIN ET RURAL, DIVISION PROTECTION DES EAUX (PRE) – CHIMIE DES EAUX ET PCAM, CHEMIN DES BOVERESSES 155 -CP33 CH-1066 EPALINGES

[2] SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT, SECTION EAUX DE SURFACE ET DÉCHETS, AVENUE DE LA GARE 25, CP 670, CH – 1950 SION

[3] ASSOCIATION SUISSE DES PROFESSIONNELS DE LA PROTECTION DES EAUX (VSA), PLATEFORME QUALITÉ DES EAUX, CHEMIN DE MORNEX 3, CH – 1003 LAUSANNE

RÉSUMÉ

La surveillance des micropolluants dans les eaux du Léman et du Rhône amont est une mission majeure de la CIPEL. Ce programme de surveillance de la qualité des eaux comprend principalement le suivi de pesticides et de résidus médicamenteux, mais également d'autres substances organiques et des éléments traces métalliques. Il a une finalité essentielle de contrôle de la ressource en eau de boisson, pour permettre l'alimentation en eau potable de plus de 900'000 personnes. Il permet aussi de vérifier l'état chimique des eaux afin de mieux comprendre les apports de micropolluants par les ménages, l'agriculture et l'industrie, ainsi que les dynamiques écologiques au sein du lac.

Dans le Rhône amont, 189 substances sont analysées régulièrement : 129 pesticides, 36 résidus médicamenteux, 26 autres substances organiques, dont 17 substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS), ainsi que le mercure dissous. A la station de prélèvement de la Porte du Scex, ces substances sont analysées dans des échantillons composites de 14 jours toute l'année. Elles sont aussi analysées dans 5 stations de mesure sur le linéaire du Rhône, 2 fois par an, dans des échantillons composites de 24h. Dans le Léman, à SHL2, 135 pesticides, 55 résidus médicamenteux, 6 autres substances organiques, ainsi que 25 éléments traces métalliques, ont été mesurés au printemps et à l'automne à différentes profondeurs. De plus, l'Eawag a recherché 18 insecticides pyréthrinoïdes et organophosphorés et mené une campagne d'analyse de screening par chromatographie liquide couplée à de la spectrométrie de masse haute résolution (LC-HRMS).

Les concentrations en pesticides et en résidus médicamenteux mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex ont respecté l'Annexe 2 de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Les charges annuelles totales de pesticides ont été estimées à 227 kg à la station Porte du Scex et celles des résidus médicamenteux à 3'190 kg pour 2023. Depuis quelques années, les charges en pesticides ont tendance à diminuer bien que parfois des augmentations peuvent être observées d'une année à l'autre. Pour les résidus médicamenteux, la diminution de la charge en guanlyurée, métabolite de la metformine, est confirmée en 2023. Concernant les autres substances organiques, la charge annuelle du 1,4-dioxane remonte en 2023 avec une estimation à 370 kg contre 230 kg en 2022 mais cette charge reste inférieure à celles observées en 2021 (560 kg) et 2020 (798 kg).

Les teneurs en pesticides et en métaux dans le Léman à SHL2 satisfont aux exigences environnementales ainsi que celles pour les eaux de boisson, contenues dans les législations suisse et française. La somme des concentrations de tous les pesticides varie entre 0.044 µg/L et 0.122 µg/L. La concentration maximale observée est de 0.043 µg/L obtenue pour l'AMPA, produit de dégradation du glyphosate. Une campagne d'analyse des 135 pesticides et des 55 résidus médicamenteux a été effectuée dans les zones littorales (baie de Vidy en Suisse et au niveau du Delta de la Dranse en France). Celle-ci a pu mettre en évidence une forte influence des eaux usées dans la Baie de Vidy avec la détection de plusieurs résidus médicamenteux dont l'ibuprofène avec une concentration dépassant le critère de qualité environnementale chronique du Centre Ecotox de 11 ng/L. Concernant le lac au large du delta de la Dranse, 5 fongicides sont quantifiés, dont un, le thiabendazole, qui dépasse la valeur limite de 0.1 µg/L pour les pesticides (OEaux). Concernant les résidus médicamenteux, 15 substances sont détectées. La metformine, un antidiabétique, est le composé retrouvé en plus grande concentration, dépassant d'un facteur 10 environ celles des autres résidus médicamenteux. Concernant les autres substances organiques, le MTBE et la benzidine ne sont

pas détectés dans les eaux du Léman à SHL2 tandis que les concentrations en 1,4-dioxane, tolytriazole et benzotriazole oscillent respectivement autour de de 0.10 µg/L, 0.02 µg/L et 0.05 µg/L. La campagne de screening par LC-HRMS a pu corroborer les résultats des analyses de surveillance mais aussi mettre en évidence de nouvelles substances, dont la mélamine, substance la plus concentrée dans les eaux du lac à SHL2.

De manière générale, la campagne de suivi des micropolluants 2023 a confirmé la tendance générale de baisse des charges en micropolluants dans le Rhône amont et de baisse des concentrations dans le Léman depuis quelques années. Cette campagne a toutefois montré des augmentations de charges dans le Rhône pour une ou deux substances industrielles ou dont l'origine est inconnue. Ce suivi montre également l'importance d'adapter la liste des substances à analyser d'année en année, ainsi que d'améliorer les méthodes analytiques afin de répondre aux défis que posent les micropolluants aux humains ainsi qu'à l'écosystème lémanique.

ABSTRACT

The monitoring of micropollutants in the waters of Lake Geneva and the upstream Rhône is one of CIPEL's major missions. This water quality monitoring program mainly covers pesticides and active pharmaceutical ingredients (API), but also other organic substances and trace metals. Its main purpose is to monitor drinking water resources, to ensure the supply of drinking water to over 900.000 people. It also verifies the water's chemical status to better understand micropollutant inputs from households, agriculture, and industry, and ecological dynamics within the lake.

In the upstream Rhône, 189 substances are analyzed on a regular basis: 129 pesticides, 36 drug residues, 26 other organic substances, including 17 per- and polyfluoroalkylated substances (PFAS), as well as dissolved mercury. At the Porte du Scex sampling station, these substances are analyzed in 14-day composite samples throughout the year. They are also analyzed at 5 measuring stations along the Rhône, twice a year, in 24-hour composite samples. At SHL2 in Lake Geneva, 135 pesticides, 55 drug residues, 6 other organic substances and 25 trace metals were measured at various depths in spring and autumn. In addition, Eawag searched for 18 pyrethroid and organophosphorus insecticides and conducted a screening analysis campaign using liquid chromatography coupled with high-resolution mass spectrometry (LC-HRMS).

Pesticide and API concentrations measured in the Rhône at Porte du Scex complied with Annex 2 of the Water Protection Ordinance (OEaux). Total annual pesticide loads were estimated at 227 kg at the Porte du Scex station, and drug residue loads at 3.190 kg for 2023. In recent years, pesticide loads have tended to decrease, although increases can sometimes be observed from one year to the next. Regarding API, the decrease in the load of guanlyurea, a metabolite of metformin, is confirmed in 2023. As for other organic substances, the annual load of 1,4-dioxane rises again in 2023, with an estimated 370 kg, compared with 230 kg in 2022, but remains lower than those observed in 2021 (560 kg) and 2020 (798 kg).

Pesticide and metal levels in the Léman River at SHL2 meet environmental requirements, as well as those for drinking water, contained in Swiss and French legislation. The sum of all pesticide concentrations ranged from 0.044 µg/L to 0.122 µg/L. The maximum concentration observed was 0.043 µg/L for AMPA, the degradation product of glyphosate. A campaign to analyze 135 pesticides and 55 drug residues was carried out in coastal areas (Vidy Bay in Switzerland and the Dranse Delta in France). This revealed a strong influence of wastewater in the Baie de Vidy, with the detection of several drug residues, including ibuprofen at a concentration exceeding the Centre Ecotox's chronic environmental quality criterion of 11 ng/L. In the lake off the Dranse delta, 5 fungicides were quantified, one of which, thiabendazole, exceeded the 0.1 µg/L limit for pesticides (OEaux). As for drug residues, 15 substances were detected. Metformin, an antidiabetic, was the compound found in the highest concentration, exceeding those of other drug residues by a factor of around 10. As for other organic substances, MTBE and benzidine were not detected in the waters of Lake Geneva at SHL2, while concentrations of 1,4-dioxane, tolytriazole and benzotriazole hovered around 0.10 µg/L, 0.02 µg/L and 0.05 µg/L respectively. The LC-HRMS screening campaign was able to corroborate the results of monitoring analyses, but also to identify new substances, including melamine, the most concentrated substance in lake water at SHL2.

Overall, the 2023 micropollutant monitoring campaign confirmed the general trend of declining micropollutant loads in the upstream Rhône and decreasing concentrations in Lake Geneva over the past few years. The campaign did, however, show increases in loads in the Rhône for one or two industrial substances or substances of unknown origin. This monitoring also shows the importance of adapting the list of substances to be analyzed yearly and improving analytical methods to meet the challenges posed by micropollutants to humans and the Lake Geneva ecosystem.

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Une surveillance active consacrée aux micropolluants dans les eaux du Léman est nécessaire afin de garantir et pérenniser les usages des eaux du lac, que ce soit pour l'alimentation en eau potable moyennant un traitement réputé simple, la pêche ou d'autres activités. Chaque année, la CIPEL surveille la présence des micropolluants dans les eaux du lac grâce à un programme d'analyses qu'elle actualise régulièrement en fonction de l'évolution des connaissances sur la provenance de certaines substances et de leurs effets sur les milieux aquatiques ou la santé humaine.

Depuis janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman a également été mis en place par le Service de l'Environnement (SEN) du canton du Valais. En effet, 75 % des eaux qui alimentent le lac proviennent du Rhône.

Le suivi de la qualité des eaux du Rhône s'effectue notamment par des mesures de pesticides utilisés en agriculture, par des particuliers et issus des productions industrielles ainsi que de certains résidus médicamenteux, qui proviennent de l'industrie ou de la consommation domestique. Ces données permettent également de contrôler si les mesures prises par les industries du bassin versant du Rhône sont efficaces et de vérifier la bonne corrélation entre les résultats du Rhône et les analyses d'autocontrôle effectuées chaque année par les entreprises, ainsi que le respect des exigences cantonales en matière de micropolluants.

Le but du présent rapport est de mettre en relation les mesures effectuées dans le Rhône amont avec celles réalisées dans le Léman, ceci pour améliorer la compréhension des apports de micropolluants au lac. Le Rhône mis à part, les autres sources potentielles de micropolluants du Léman ne sont pas évaluées dans ce rapport.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1. ECHANTILLONNAGE

2.1.1. RHÔNE

PORTE DU SCEX

La station de prélèvement de la Porte du Scex (Figure 1) est intégrée dans le réseau national de surveillance continue des cours d'eau (NADUF) de la Confédération Helvétique. Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage automatique permet l'analyse des micropolluants en collectant un échantillon composite de 3.5 litres pendant 14 jours, à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre à l'aide d'un préleveur réfrigéré à 5°C et échangé par un nouveau flacon manuellement. Lorsque le jour du prélèvement est férié, l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) et ses partenaires reportent la collecte de l'échantillon d'un jour. L'échantillon est ensuite expédié rapidement au laboratoire en charge des analyses (Eurofins Scitec SA). En 2023, 26 échantillons composites ont été prélevés. La durée de prélèvement est de 14 jours en 2023 pour tous les échantillons (Annexe 1). La date représentée sur chaque graphique correspond à la fin de chaque prélèvement.

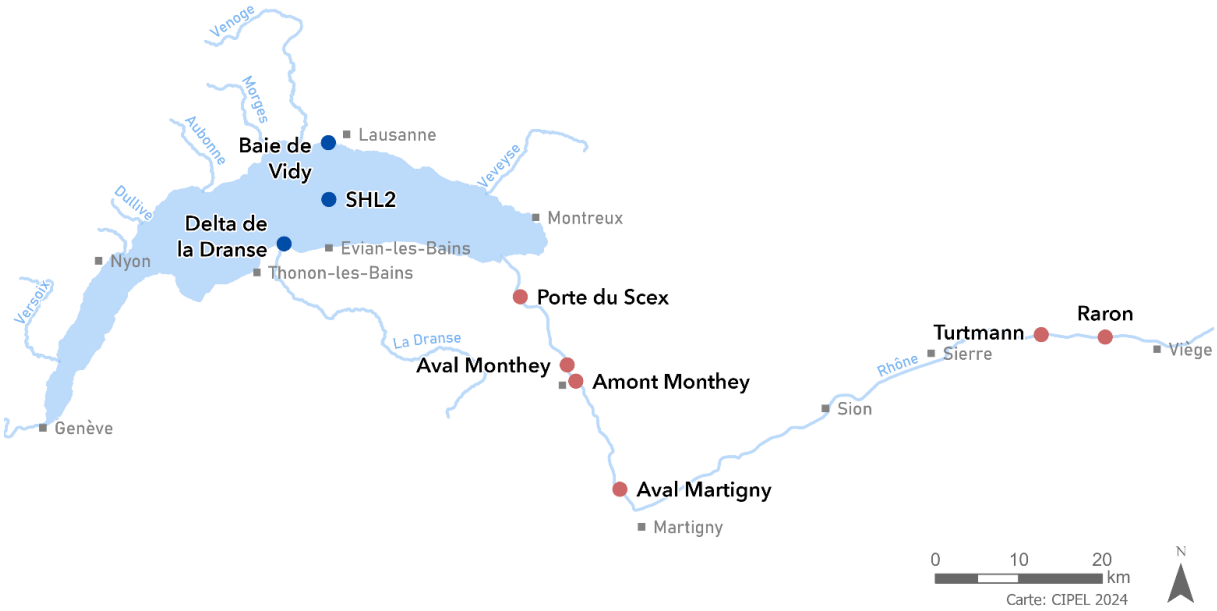


Figure 1. Situation des points de prélèvements et dates de prélèvements) : station SHL2, Baie de Vidy et Delta de la Dranse sur le Léman et les stations Raron, Turtmann, Aval Martigny, Amont Monthey et Aval Monthey sur le Rhône

Figure 1. Location of the sampling sites and sampling dates - SHL2 station, Bay of Vidy and Dranse Delta in Lake Geneva and the stations of Raron, Turtmann, Martigny downstream, Monthey upstream and Monthey downstream on the Rhône river.

LINÉAIRE DU RHÔNE DE VIEGE à MONTHEY

Des échantillons composites ont été prélevés durant 24h dans 5 lieux différents dans le Rhône à l'aide de préleveurs portables (Figure 1). Deux stations de mesure « Raron » et « Turtmann » se situent sur le Rhône dans le Haut-Valais, à l'amont et à l'aval de la confluence avec le Grossgrundkanal. Ce canal récolte, entre autres, les eaux de la STEP mixte *Regional-ARA Visp* à Viège. La station « Aval de Martigny », se situe dans le Valais central, à l'aval de la confluence avec la Dranse (VS), qui est un important tributaire du Rhône valaisan. Enfin, les stations « amont et aval de Monthey » se situent dans le Chablais respectivement en amont et en aval du site de CIMO et la STEP mixte *Monthey-CIMO*. Les préleveurs portables prélèvent un aliquote de 130 ml toutes les 20 minutes. Les échantillonnages sont effectués en période de basses eaux, une fois en hiver (janvier-février) puis une fois en automne (octobre-novembre). L'amont et l'aval de la région de Viège ont été prélevés du 30 au 31 janvier 2023 puis du 23 au 24 octobre 2023. Les sites situés à aval de Martigny à l'amont et à l'aval de Monthey ont été prélevés du 6 au 7 février 2023 puis du 6 au 7 novembre 2023. Ces sites permettent d'évaluer ponctuellement la pollution en période d'étiage. A la fin de ces prélèvements, les échantillons ont été expédiés au laboratoire en charge des analyses (Eurofins Scitec SA), pour déterminer la concentration de l'ensemble des substances (Annexe 2). A noter que trois échantillonnages ont été écourtés en raison de dysfonctionnement des préleveurs fonctionnant sur batterie. La durée du prélèvement est indiquée en haut du Tableau de l'Annexe 2. Enfin, pour l'échantillon de l'aval Viège en hiver 2023, l'opérateur a ajouté au volume insuffisant avec un prélèvement ponctuel d'eau de 0.5L à la fin de l'échantillonnage.

CONTRÔLES DES INDUSTRIES VALAISANNES

Toutes les grandes industries valaisannes doivent régulièrement analyser les micropolluants dans leurs eaux usées. Il ne s'agit ici pas seulement de pesticides, mais également de résidus médicamenteux. Les résultats des analyses doivent être transmis au Service de l'environnement du canton du Valais (SEN) et, si nécessaire, des mesures supplémentaires sont exigées pour réduire les pollutions à la source ou pour traiter les eaux usées. De plus, il est demandé aux industries de procéder à des investigations afin de déterminer l'écotoxicité et la toxicité humaine de ces multiples substances, ce qui est contrôlé par le SEN ou par d'autres autorités. En fonction de la toxicité et en tenant compte de l'état de la technique, le SEN fixe ensuite des limites de charge et parfois des limites de concentration. Les industries doivent prouver par des analyses régulières que ces limites sont respectées.

2.1.2. LÉMAN

Pour la surveillance des teneurs en métaux et en pesticides, des échantillons à quatre profondeurs sont prélevés deux fois par année au centre du Léman, à la station SHL2 (Figure 1 et Tableau 1), au printemps, après le brassage des eaux et en automne, en période de stratification. En 2023, le brassage des eaux a atteint la profondeur de 120 m contre 130 m en 2022 et 145 m en 2021. Les échantillons pour les résidus médicamenteux sont prélevés trois fois par année (hiver, début d'été et automne) à 4 profondeurs. En 2023, un screening par spectrométrie de masse haute-résolution (HRMS) a également été reconduit dans le Léman à partir d'échantillons prélevés en février et mars à la station SHL2 complétant ainsi la période de prélèvement qui en 2022 avait eu lieu en juin et septembre. Une campagne spécifique a été effectuée en 2022 et 2023 pour l'analyse d'insecticides (pyrethrinoides et organophosphates) à SHL2.

Tableau 1. Dates des campagnes de prélèvements pour 2023 dans le Léman

Table 1. Dates of sampling programme for 2023 in Lake Geneva

Sites	Substances	Profondeurs	9. janv.	21 févr.	6 mars	28 mars	5 juin	11 sept.
SHL2	Eléments traces métalliques (totaux et dissous)	mélange 1:1 des niveaux : 1m + 30 m et 200 m + 305 m			X			X
	Manganèse	275, 300, 305 et 309 m			X			X
	Pesticides et métabolites	1, 30, 100 et 305 m			X			X
	Résidus médicamenteux	1, 15, 100 et 305 m	X				X	X
	1-4 Dioxane, Benzotriazole, Tolyltriazole, Benzidine, 4-amno-biphényl et MTBE	15, 100 m	X				X	
	Pyréthrinoïdes et organophosphates Screening Haute Résolution	mélange 1:1 des niveaux: 1m + 30 m et 200 m + 305 m		X		X		
Delta de la Dranse	Pesticides/médicaments	Bouteille intégratrice						X
Vidy								

2.2. SUBSTANCES ANALYSÉES

La liste complète des substances recherchées est présentée dans les annexes suivantes : Annexe 3 (éléments traces métalliques), Annexe 4 (pesticides), Annexe 5 (résidus médicamenteux), Annexe 6 (autres substances) et Annexe 7 (HRMS et insecticides). Le Tableau 2 indique le nombre de substances recherchées par catégorie à la Porte du Scex et à la station SHL2 ainsi que le nombre de substances communes analysées dans les 2 stations.

Pour le Rhône amont, la liste comprend 129 pesticides, 36 résidus médicamenteux, 23 autres substances organiques et 1 élément trace métallique, le mercure. Parmi les 36 résidus médicamenteux analysés, 11 correspondent à une production industrielle connue mais ne sont pas nommés dans ce rapport pour des questions de confidentialité. La substance connue sous le nom de substance-6, non analysée en 2022, a pu l'être en 2023. Sur les 23 autres substances organiques, 2 anticorrosifs (le benzotriazole et le tolyltriazole), 4 substances organiques (1,4-dioxane, MTBE, benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl), et 17 substances per- et poly-fluoroalkylées (PFAS), y compris l'acide trifluoroacétique (TFA), sont analysés. Le tolytriazole est un mélange de de 4-méthyl-benzotriazole et de 5-méthyl-benzotriazole.

Pour le Léman, la liste comprend 135 pesticides, 55 résidus médicamenteux, 2 anticorrosifs (identiques au Rhône), 4 substances organiques autres (identiques au Rhône), ainsi que 25 éléments traces métalliques. 18 substances insecticides ont également été recherchées par l'Eawag. La liste des substances recherchées évolue au fil des années afin de rationaliser les coûts. Certaines substances jamais détectées sont abandonnées tandis que de nouvelles substances sont ajoutées en fonction des nouvelles problématiques.

Tableau 2. Evolution du nombre de substances analysées dans le Rhône (Porte du Scex) et dans le Léman (SHL2)
Table 2. Evolution of the number of substances analyzed in the Rhône (Porte du Scex) and in Lake Geneva (SHL2)

Substance	**Pesticides**		**Résidus médicamenteux**		**Autres substances organiques**		**Eléments traces métalliques**	
Echantillon	Rhône	Léman	Rhône	Léman	Rhône	Léman	Rhône	Léman
2020	130	144	38	67	6	6	-	26
2021	130	159	38	73	17	6	1	25
2022	129	161	35	76	23	6	1	25
2023	**129**	**135**	**36**	**55**	**23**	**6**	**1**	**25**
Substances communes 2023	129		25		6		0	

Les limites de quantification (LOQ) d'une grande partie des substances analysées à la Porte du Scex ont été abaissées à partir du 16 janvier 2023 (2èmes échantillons de l'année 2023). Cette baisse concerne 103 substances des 189 analysées. Les anciennes LOQ et les nouvelles sont répertoriées dans l'Annexe 1. En 2023, les valeurs entre la limite de détection (LOD) et la limite de quantification ne sont plus transmises par le laboratoire Eurofins Scitec SA. Les LOQ des substances analysées dans les échantillons du Rhône ne sont toujours pas identiques aux LOQ atteintes sur les échantillons du Léman mais sont plus proches que dans les campagnes précédentes.

2.2.1. Pesticides

Depuis 2021, les analyses sur les eaux du Rhône et du Léman sont faites par le même laboratoire. La recherche de pesticides est effectuée par le laboratoire Eurofins SCITEC SA à Lausanne. Ce laboratoire est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 (2017) ainsi qu'auprès du Département de la Santé de l'Etat de New-York (NYDOH), dans le cadre du programme ELAP (Environmental Laboratory Approval Program). Les analyses d'insecticides pyréthrinoïdes et organophosphorés ont été faites par l'Eawag.

Pour l'analyse des pesticides autre que le glyphosate et l'AMPA, les eaux brutes du Léman sont pré-concentrées à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide (SPE offline). Après élution des cartouches SPE, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS). La limite de quantification (LOQ) varie selon les substances (Annexe 4).

Pour le glyphosate et l'AMPA, les analyses sont effectuées par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS/MS) après dérivatisation puis extraction sur phase solide.

Pour les pyréthrinoïdes, l'extraction a été faite en phase liquide/liquide avec un facteur de concentration de 4000. La phase organique est ensuite évaporée sous azote jusqu'à 50 µL. L'analyse de ces extraits a ensuite été réalisée par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse par ionisation chimique sous pression atmosphérique. L'instrument utilisé est un GC 7890B avec échantillonneur automatique 7693A d'Agilent couplé à un spectromètre de masse Waters Xevo TQ- XS APGC v2.0. Le volume d'injection était de 3 µL. Les limites de quantification (LOQ) dans cette mesure sont pour certaines substances plus élevées que celles rapportées dans le rapport précédent de la campagne 2021.

2.2.2. Résidus médicamenteux

Comme pour les pesticides, les échantillons sont analysés par le laboratoire Eurofins SCITEC SA (Lausanne) par LC-MS/MS. Des stupéfiants et des substances hormonales sont également incluses (Annexe 5). Les LOQ de 18 résidus de médicaments sur 36 substances ont été abaissées par rapport à l'année précédente pour les échantillons du Rhône (à partir du 16.01.2023).

2.2.3. Autres substances organiques

En dehors des pesticides et des résidus médicamenteux, d'autres substances organiques sont analysés (Annexe 6). L'analyse du 1,4-dioxane a été ajoutée à la campagne de suivi du Léman depuis 2017 suite aux valeurs mesurées dans le Rhône amont et sa nappe (Bernard et al, 2016). De plus, le benzotriazole et le tolyltriazole, détectés dans les eaux usées et dans le Rhône, ont été rajoutés pour la campagne 2020 du Léman de même que le MTBE détecté en 2018 dans les eaux du Rhône. Les analyses de la benzidine et du 4-amino-biphényl, substances ajoutées à la campagne 2019 du Léman, ont été reconduites en 2023. Ces substances sont analysées par le laboratoire Eurofins SCITEC SA.

Depuis 2021, certaines substances per- et poly-fluoroalkylées (PFAS) ont été analysées dans le Rhône amont. En 2023, 17 substances PFAS dont l'acide trifluoroacétique (TFA) ont été suivies. La LOQ du TFA est élevée (1 µg/L) en comparaison de celle des autres PFAS (1 ou 2 ng/L).

2.2.4. Éléments traces métalliques

Pour le Léman, les analyses des éléments traces métalliques ont été centralisées dans un même laboratoire afin d'avoir les limites de quantifications adaptées. Ainsi, les analyses d'éléments trace métalliques totaux, anciennement effectuées par le SCAV de Genève, ont été reprises par le laboratoire de la protection des eaux et de l'environnement du service de l'écologie de l'eau du canton de Genève (SECOE) en 2020. La méthode utilisée par le SECOE permet l'analyse de 25 éléments traces métalliques (Annexe 3). Depuis 2014, ce laboratoire analyse pour la CIPEL certains éléments trace métalliques dissous. Le dosage s'effectue par ICP-MS. L'analyse du chrome représente la somme du chrome III et du chrome VI, lesquels ne sont pas différenciés par ICP-MS.

Pour le Rhône Amont, seul le mercure dissous est analysé par le laboratoire de l'environnement du canton de Fribourg, avec une limite de quantification de 0.001 µg/L.

2.2.5. Calculs des charges

Pour faire le lien entre les concentrations retrouvées dans le Rhône et le Léman, on estime la quantité totale des substances qui atteint les eaux du Léman par un calcul de charge. Les concentrations des pesticides et résidus médicamenteux ont été multipliées par les débits moyens à la Porte du Scex durant la période de prélèvement (14 jours). Les débits journaliers moyens du Rhône à la Porte du Scex sont mesurés par une station automatique de l'OFEV (n°2009). La moyenne de ces débits sur la durée de l'échantillonnage (14 jours) est utilisée pour le calcul des charges totales des micropolluants qui arrivent au Léman. En 2023, les débits du Rhône étaient un peu plus importants que l'année dernière (Annexe 8). Sur les 7 premiers mois de l'année, la courbe des débits de 2023 est proche de celles de 2020 et de 2022. La suite de l'année est marquée par un pic sur la fin août et des hauts débits aux mois de novembre et décembre. Des pluies abondantes sont tombées sur la Suisse romande et le Valais durant ces trois périodes (METEOSUISSE, 2023).

Les concentrations de substances détectées mais non quantifiables (en-dessous LOQ et au-dessus de la LOD de la méthode) ont été prises en compte dans le calcul des charges. Seulement, la valeur de concentration attribuée à ces substances a changé au cours de ces dernières années. Avant 2021, la valeur de 0.005 µg/L était appliquée à toutes ces substances et multipliée par les débits moyens pour le calcul des charges. Pour les données de 2021 et 2022, des corrections ont été apportées et la valeur de la LOQ de chaque analyse prise en compte dans le calcul des charges dans les rapports de la CIPEL (Plagellat et al. 2022 et Plagellat et al. 2023). Plus précisément, les débits moyens ont été multipliés par la moitié de la valeur de la LOQ (valeur LOQ/2). Les charges avant 2021 ont donc été recalculées avec ce même calcul. En 2023, sauf pour l'échantillon du 16 janvier, les concentrations entre la LOQ et la LOD ne sont plus rapportées par le laboratoire Eurofins Scitec et le calcul mentionné ci-dessous prend naturellement fin. Pour les substances non-détectées (<LOD), la charge apportée au Léman par le Rhône a toujours été considérée comme nulle.

2.2.6. Screening haute résolution (LC-HRMS)

Des analyses en chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse à haute résolution (LC-HRMS) ont été effectuées à l'EAWAG afin de faire un screening et ainsi permettre de détecter des substances nouvelles ne faisant pas partie du suivi ciblé de la qualité des eaux du Léman. Ces analyses ont été initiées en 2021 puis reconduite en 2022 et 2023.

3. RÉSULTATS

3.1. PESTICIDES

3.1.1. Rhône

EVOLUTION DE LA CONCENTRATION TOTALE EN PESTICIDES A LA PORTE DU SCEX

Durant l'année 2023, 12 pesticides ont été quantifiés (>LOQ) dans le Rhône à la Porte du Scex sur un total de 129 pesticides mesurés. Parmi ces 12 substances, 5 étaient déjà quantifiées en 2022, à savoir le glyphosate (quantifié, en 2023, dans 18/26 échantillons) et son principal produit de dégradation, l'acide aminométhylphosphonique, AMPA (20/26), le diuron (1/26), le métalaxyl (2/26) et le bicyclopyrone (5/26). En 2023, on quantifie également 7 autres pesticides tels que l'alachlor (1/26), le cyprodynil (1/26), le diazinon (1/26), le dinoterb (6/26), l'isoproturon (1/26), la terbuthylazine (1/26) et le terbutylazine-déséthyle (1/26). L'abaissement des LOQ sur plus de 60 % des substances pesticides a permis de quantifier des substances qui ne l'auraient pas été avec les LOQ de l'an dernier (alachlor, diazinon, terbuthylazine et terbutylazine-déséthyle). Quant au fluométuron, il a été quantifié en 2022 mais pas en 2023 dans le Rhône.

Les concentrations des substances quantifiées en 2023 (>LOQ) sont indiquées dans le tableau des résultats (Annexe 1). Elles sont toutes en-dessous de la valeur limite de 0.1 µg/L ou des autres valeurs-limites spécifiées par l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) ainsi que des critères de qualité environnementale (CQE) établis, par exemple, par le Centre Ecotox (Suisse).

L'herbicide glyphosate et sont métabolite, l'AMPA, sont régulièrement quantifiés dans le Rhône depuis une dizaine d'années. En 2023, la concentration du glyphosate augmente rapidement dans le Rhône à la fin mars, avec un pic en avril et mai (0.06-0.07 µg/L). La concentration d'AMPA ne suit pas la même tendance que le glyphosate sur les 6 premiers mois de l'année, avec des concentrations relativement stables jusqu'à juin (entre 0.02 et 0.03 µg/L), sans pic.

La valeur de tolérance de l'ordonnance sur l'eau potable (OPBD, RS 817.022.11), fixée à 0.5 µg/L pour la somme des concentrations de pesticides mesurés, n'a pas été dépassée en 2023, tout comme les 10 dernières années (Plagellat et al. 2023). En effet, la somme des pesticides à la Porte du Scex atteint un maximum de 0.11 µg/L au mois d'avril (Annexe 9). Cette valeur maximale est similaire aux sommes maximales trouvées en avril 2022 et 2021. Sur le reste de l'année 2023, la somme des concentrations de pesticides retrouvés dans le Rhône est légèrement plus importante en 2023 qu'en 2022, où aucun pesticide n'était mesuré entre juillet et août. En 2023, des concentrations minimales de 0.01 µg/L ont été mesurées en août et septembre. En n'analysant que les substances quantifiées, supprimant donc les concentrations estimées pour les substances détectées (>LOD) mais non quantifiées (<LOQ), nous constatons que la somme des concentrations de pesticides des échantillons de 2017 à 2022 atteint la valeur nulle.

Sur la figure de l'Annexe 9, on peut observer une tendance générale de la somme des concentrations qui se répète chaque année : les plus grandes concentrations de pesticides sont quantifiées dans le Rhône entre la fin mars et le début juin. Cette période correspond au commencement de la période de végétation où les substances pesticides sont épandues sur les cultures et où les débits du Rhône ne sont pas encore à leur maximum. Le reste de l'année est plus variable. Par exemple, en 2023, on observe un petit pic sur l'échantillon qui couvre la fin juillet (17 au 31 juillet).

CONCENTRATIONS EN PESTICIDES SUR LE LINÉAIRE DU RHÔNE

Dans les prélèvements 24h le long du linéaire du Rhône, en hiver et en automne 2023, 7 pesticides ainsi que 2 métabolites ont été quantifiés (Annexe 13). Sur les 5 sites, on observe 2 dépassements des valeurs limites légales inscrites dans l'Annexe 2, OEaux. En hiver 2023, une concentration en glyphosate de 0.22 µg/L a été mesurée en amont de Monthey et une concentration en dinoterb de 0.16 µg/L à Raron. Ces deux mêmes substances montraient également un dépassement l'an passé mais pas aux mêmes stations de mesure. Pour rappel, le dinoterb est cet herbicide non autorisé en Suisse, qu'on retrouve également à la Porte du Scex. Un apport de glyphosate, corroboré par une augmentation des concentrations d'AMPA en hiver 2023, semble avoir eu lieu entre les stations Aval de Martigny et Amont de Monthey.

CHARGES EN PESTICIDES DANS LE RHÔNE, PORTE DU SCEX

L'estimation de la quantité totale de pesticides ayant transité par le Rhône atteint 227 kg en 2023 (charge annuelle), alors qu'elle était 173 kg en 2022, de 260 kg en 2021 et 251 kg en 2020.

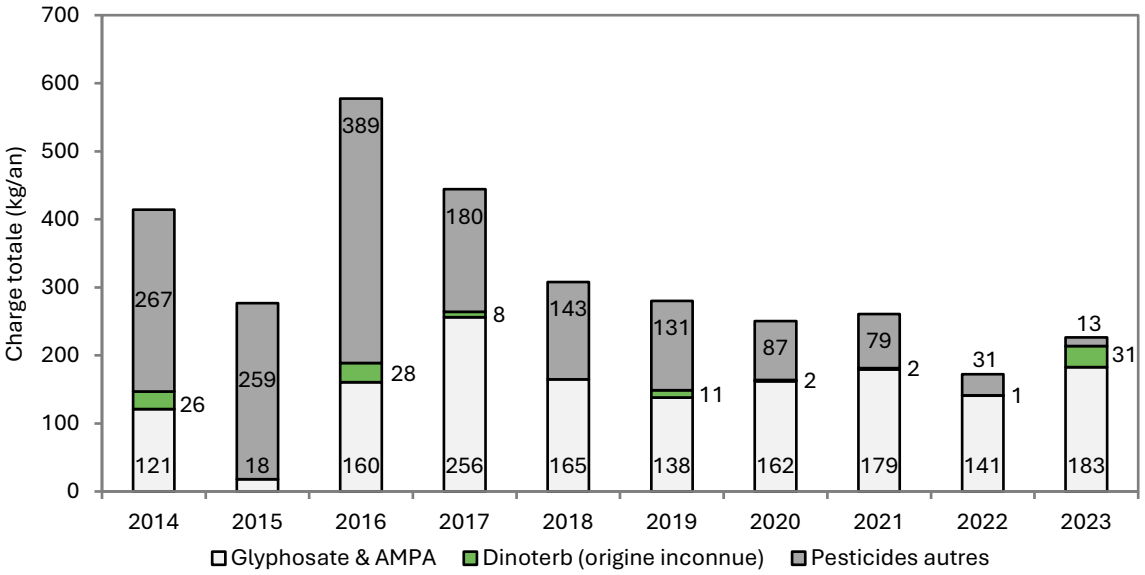


Figure 2. Charges annuelles totales en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2014 à 2023.

Figure 2. Total annual pesticide loads in the Rhône River from 2014 to 2023.

La Figure 2 permet de voir l'évolution des charges en pesticides ces 10 dernières années. Les quantités de pesticides mesurés dans le Rhône ont fortement diminué depuis le début des mesures en 2006 (1651 kg) et la tendance à la baisse s'est confirmée depuis 2014. Depuis 2017, le glyphosate et l'AMPA représentent la majorité de la quantité des pesticides mesurés dans le Rhône. Avec une charge annuelle de 31 kg en 2023, le dinoterb est en augmentation dans le Rhône par rapport aux années précédentes et atteint des quantités similaires à 2014 et 2016. Il est régulièrement retrouvé dans le Rhône malgré le fait que c'est un herbicide non autorisé en Suisse depuis plusieurs années et qui n'est pas produit en Valais (Bernard et al. 2019).

Les charges journalières des pesticides calculées pour chaque échantillon de l'année sont présentées dans l'0. Elles se situent toujours en-dessous de 2 kg/jour, de manière similaire aux 5 dernières années. Cette année, les charges journalières sont plus importantes à partir d'avril jusqu'à la mi-août alors qu'en 2022 elles chutaient dès début juillet. L'abaissement des limites de quantification sur 83 pesticides en 2023 a permis de quantifier environ 8 kg de plus que si les LOQ étaient restées au même niveau qu'en 2022. En comparant le calcul de charges en pesticides de 2022[1] avec les anciennes valeurs de LOQ et la nouvelle méthodologie avec les nouvelles LOQ, on observe une bonne cohérence, avec une différence de moins de 2% (230 kg vs 227 kg).

3.1.2. Léman

EVOLUTION DE LA CONCENTRATION TOTALE EN PESTICIDES

En 2023, sur un total de 135 pesticides et métabolites de pesticides analysés, un maximum de 20 substances est détecté dans les échantillons du Léman à SHL2 (Tableau 3). La somme des concentrations en pesticides oscille entre 0.044 et 0.122 µg/L (Tableau 3 et Figure 3). Ces concentrations sont stables depuis 2015. Elles sont plus basses qu'entre 2004 et 2007 (Plagellat et al., 2023). Cette baisse est dû à la baisse des rejets industriels, à l'augmentation des surfaces agricoles exploitées en agriculture biologique et aux différentes mesures prise dans l'agriculture pour limiter les transferts de pesticides de la parcelle au cours d'eau. Ces concentrations totales sont inférieures aux réglementations suisse et française qui fixent pour les eaux de boisson une teneur maximale à 0.5 µg/L pour la somme des pesticides (Directive UE 2020 et OPBD 2016).

[1] Pour le calcul de charges, on attribuait, pour les valeurs entre la limite de quantification (LOQ) et la limite de détection (LOD), la concentration : ½ valeur de la LOQ.

Depuis 2014, la concentration totale à 305 m reste plus élevée qu'aux autres profondeurs, ce qui n'était pas le cas en 2012 et 2013 (Plagellat et al., 2023). L'absence de brassage complet du lac depuis 2012 pourrait expliquer cette tendance. Les résidus de pesticides associés aux sédiments représentent en effet un stock susceptible d'être remobilisé par bioturbation et en partie diffusé dans la colonne d'eau proche de la surface des sédiments (Bundschuh et al. 2016). Lors d'un brassage complet la couche profonde des eaux du lac est mélangée avec les couches supérieure et ce phénomène de remobilisation-diffusion influence probablement moins les concentrations.

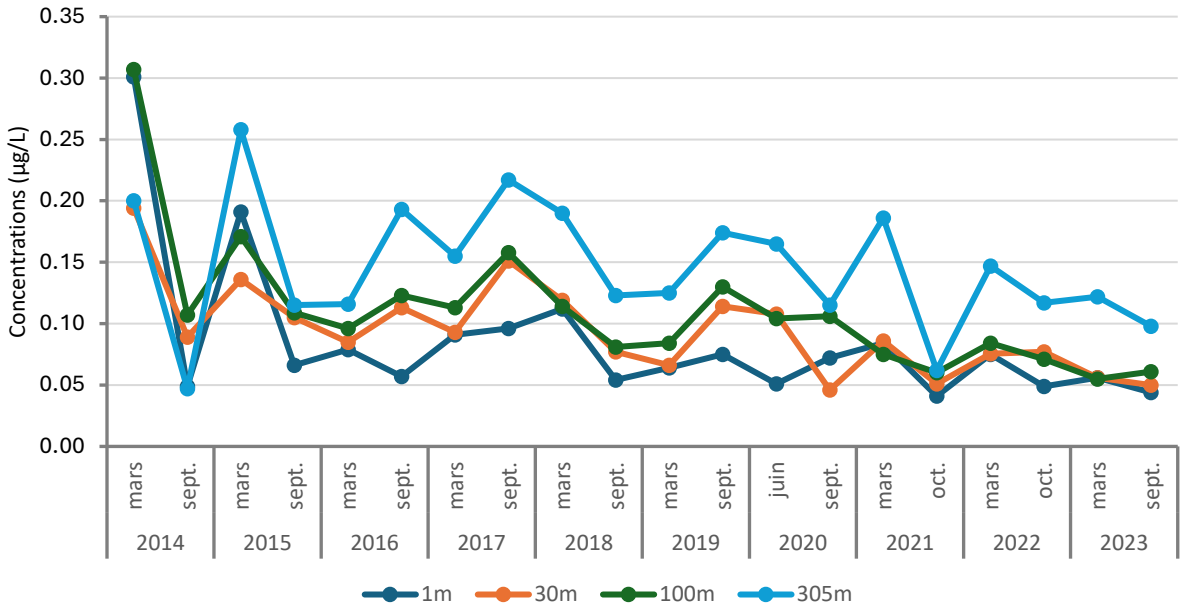


Figure 3. Evolution de la somme des concentrations en pesticides recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2014 à 2023 pour 4 profondeurs

Figure 3. Trends in the sum of pesticide concentrations in the middle of Lake Geneva (SHL2 station) from 2014 to 2023 for 4 depths.

Tableau 3. Pesticides (et leurs métabolites) décelés dans le Léman à SHL2 en mars et septembre 2023 à quatre profondeurs.*

Table 3. Pesticides (and their metabolites) detected in Lake Geneva samples at SHL2 in March and September 2023 at four depths.*

Concentrations [µg/L]	**CQE[a]**	NQE/ ***VG/vs[b]***	**1m**		**30m**		**100m**		**305m**	
			Mars	Sept.	Mars	Sept.	Mars	Sept.	Mars	Sept.
Amidosulfuron						0.003		0.003	0.004	0.006
AMPA*	1500	452	**0.012**	0.005	**0.014**	0.009	**0.015**	**0.015**	**0.043**	**0.031**
Atrazine	0.6	0.6	0.005	0.003	0.005	0.005	0.005	0.005	0.008	0.008
Atrazine-2-hydroxy*			0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.004	0.004
Atrazine-désethyle*			0.004	0.003	0.004	0.002	0.004	0.004	0.007	0.006
Atrazine-désisopropyl*			0.004	0.003	0.003	0.004	0.003	0.004	0.005	0.004
Chlortoluron	0.6	0.1	0.001		0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002
Cyproconazole	1.3	*0.6*							0.001	
Dichlorobenzamide-2,6*			0.005	0.006	0.006	0.003	0.005	0.004	0.007	0.006
Diuron	0.07	0.2	0.003	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003
Glyphosate	120	28		0.004		0.004		0.004		
Isoproturon	0.64	0.3							0.001	0.001
Mécoprop	3.6	*20*	0.001	0.004	0.001	0.001	0.001	0.001		
Métalaxyl	20	20	0.006	0.002	0.006	0.002	0.006	0.004	**0.015**	0.006
Métolachlore	0.69								0.002	0.003
Propiconazole										0.001
Simazine	1	1.0	0.003	0.002	0.003	0.003	0.002	0.003	0.005	0.005
Terbuthylazine	0.22		0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.008	0.004
Terbuthylazine-2-hydroxy*			0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003
Terbuthylazine-désethyle*			0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.005	0.005
Somme des concentrations en pesticides			**0.056**	**0.044**	**0.056**	**0.050**	**0.055**	**0.061**	**0.122**	**0.098**
Concentration maximale observée			**0.012**	**0.006**	**0.014**	**0.009**	**0.015**	**0.015**	**0.043**	**0.031**
Nombre de substances quantifiées			**14**	**14**	**14**	**16**	**14**	**16**	**17**	**17**

(a) Critères de qualités environnementales. Base de données du Centre Ecotox,: https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/. En gras, les valeurs qui ont été introduites dans la nouvelle version de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (OEaux) en Suisse.

(b) Normes des qualités environnementales (NQE) ou valeurs guides (VG) ou valeurs seuils (vs) : Ineris https://substances.ineris.fr/fr/page/9

En gras : concentration individuelle supérieure ou égale à 0.01 µg/L.

EVOLUTION DES CONCENTRATIONS INDIVIDUELLES

La Figure 4 montre l'évolution depuis 2014 des 7 pesticides à des teneurs supérieures ou égales à 0.01 µg/L à la profondeur de 30 m. Cette profondeur est représentative des profondeurs auxquelles les crépines des installations de potabilisation pompent l'eau du lac. Les concentrations en amidosulfuron (herbicide), en métalaxyl (fongicide) et en atrazine (herbicide interdit depuis 2012 en Suisse et depuis 2003 en France) sont descendues en dessous de cette limite, mais les substances restent détectables, parfois proche de cette valeur. En 2023, sur l'ensemble des profondeurs, seul un métabolite a été détecté à des concentrations supérieures ou égales à 0.01 µg/L (Tableau 3) : l'AMPA, produit de dégradation de l'herbicide glyphosate.

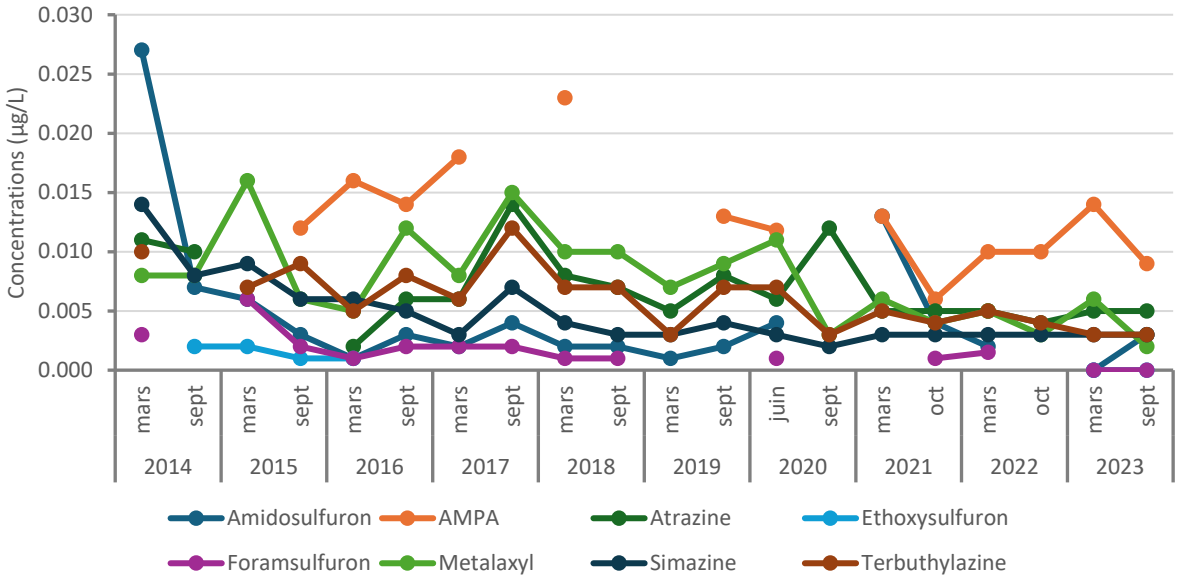


Figure 4. Evolution des concentrations de 7 pesticides à 30 m (station SHL2) de 2014 à 2023

Figure 4. Trends in concentrations of 7 pesticides at 30 m (SHL2 station) between 2014 and 2023

Leurs concentrations restent en-dessous de la limite maximale autorisée par substance individuelle dans les eaux potables, qui est fixée à 0.1 µg/L en France et en Suisse (OPBD 2016, révision 2018 ; Directive UE 2020). Du point de vue environnemental, les concentrations de ces substances sont également inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la directive européenne déterminant les NQE pour les eaux de surface (Directive 2008/105/EC). De même qu'elles sont inférieures aux limites légales selon l'Annexe 2 de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (OEaux, 1998, révision 2020) ainsi qu'aux critères de qualité (CQE) mis en place pour la Suisse par le Centre Ecotox dont certaines ont été incluses dans l'OEaux en 2020.

Les concentrations d'amidosulfuron ont baissé depuis le pic observé en 2014 dont l'origine industrielle avait été identifiée grâce aux analyses effectuées dans le Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015). Elles sont plus ou moins constantes et proches de la LOQ de 2015 à 2020. Un pic est toutefois constaté en 2021, où plusieurs concentrations supérieures à 0.01 µg/L ont été observées en mars. Ce n'est plus le cas, ni en 2022, ni en 2023. Dans le Rhône cette substance n'est pas non plus détectée, ni en 2022, ni en 2023, mais elle l'a été en 2019 et en 2021 (Plagellat et al. 2023).

Le foramsulfuron, un herbicide dont les concentrations étaient proches de 0.9 µg/L en 2005, a vu ses concentrations diminuer jusqu'à des valeurs proches de la LOQ depuis 2014. Ceci est principalement dû à la diminution des rejets industriels.

Bien que les concentrations en métalaxyl aient également baissé, ce fongicide continue à être suivi dans le Léman puisqu'il est homologué en Suisse. Anciennement produite en Valais, cette substance n'est plus détectée dans les rejets industriels depuis plusieurs années.

L'atrazine a été retirée du marché en France en 2003 et en Suisse en 2012[2]. La Figure 5A présente, à la profondeur de 30 m, les concentrations d'atrazine et de ses métabolites cumulés. De manière cohérente, on observe une baisse des concentrations dans le Léman avec des concentrations non-détectables dès la fin 2010 (Ortelli et al. 2011). Après être remontées dès 2016, les concentrations d'atrazine sont à nouveau en baisse. Les concentrations totales des métabolites, elles, diminuaient jusqu'en 2020 en cohérence avec l'interdiction de la substance. A 30 m, elles remontent en 2021 jusqu'à un pic en mars 2022 pour finalement diminuer en septembre 2023 au-dessous du minimum observé en septembre 2020. Cette augmentation de la substance active et des métabolites est étonnante et aucune explication n'a pu être trouvée à cette date. Il sera donc important de suivre son évolution ces prochaines années.

Les concentrations en simazine (Figure 5B), proches de 0.004 µg/L entre 2007 et 2010, ont augmenté entre 2011 et 2014 avec un maximum à 0.016 µg/L. Depuis 2014, les concentrations diminuent et se situent à nouveau autour de 0.004 µg/L depuis 2018. Cette substance est interdite à la vente en France depuis 2004 et en Suisse depuis 2012[3]. L'augmentation entre 2011 et 2014 peut se justifier par l'utilisation agricole importante durant les 2 années qui ont suivi son interdiction (2010-2012), délai accordé pour utiliser les stocks encore à disposition. Le pic observé en 2014, puis celui moins important observé en 2017, pourraient être liés à des rejets industriels ou à des utilisations illégales de la substance.

L'AMPA (Figure 5C), produit de dégradation du glyphosate, mais également de divers tensio-actifs, analysée depuis 2015 a des concentrations qui, à 30 m, oscillent autour de 0.01 µg/L ces dernières années. Les concentrations les plus élevées sont observées à 305 m avec un maximum en 2023 à 0.043 µg/L (Tableau 3). Il s'agit d'une substance à suivre ces prochaines années. Les concentrations en glyphosate fluctuent autour de 0.005 µg/L. Le glufosinate (herbicide) n'est quant à lui pas détecté.

Aucune substance de type insecticide, analysées par l'EAWAG lors de la campagne spécifique, n'a été mise en évidence à SHL2 (Annexe 10). Les concentrations de chlorpyriphos-méthyl et de cyperméthrine, deux substances détectées en 2021 n'ont pas été quantifiées ni en 2022 ni en 2023. La thèse d'une contamination lors du prélèvement ou de l'analyse est donc privilégiée.

[2] https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/produits-chimiques/glossaire-des polluants/atrazine.html
[3] https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/produits-chimiques/glossaire-des-polluants/simazine.html

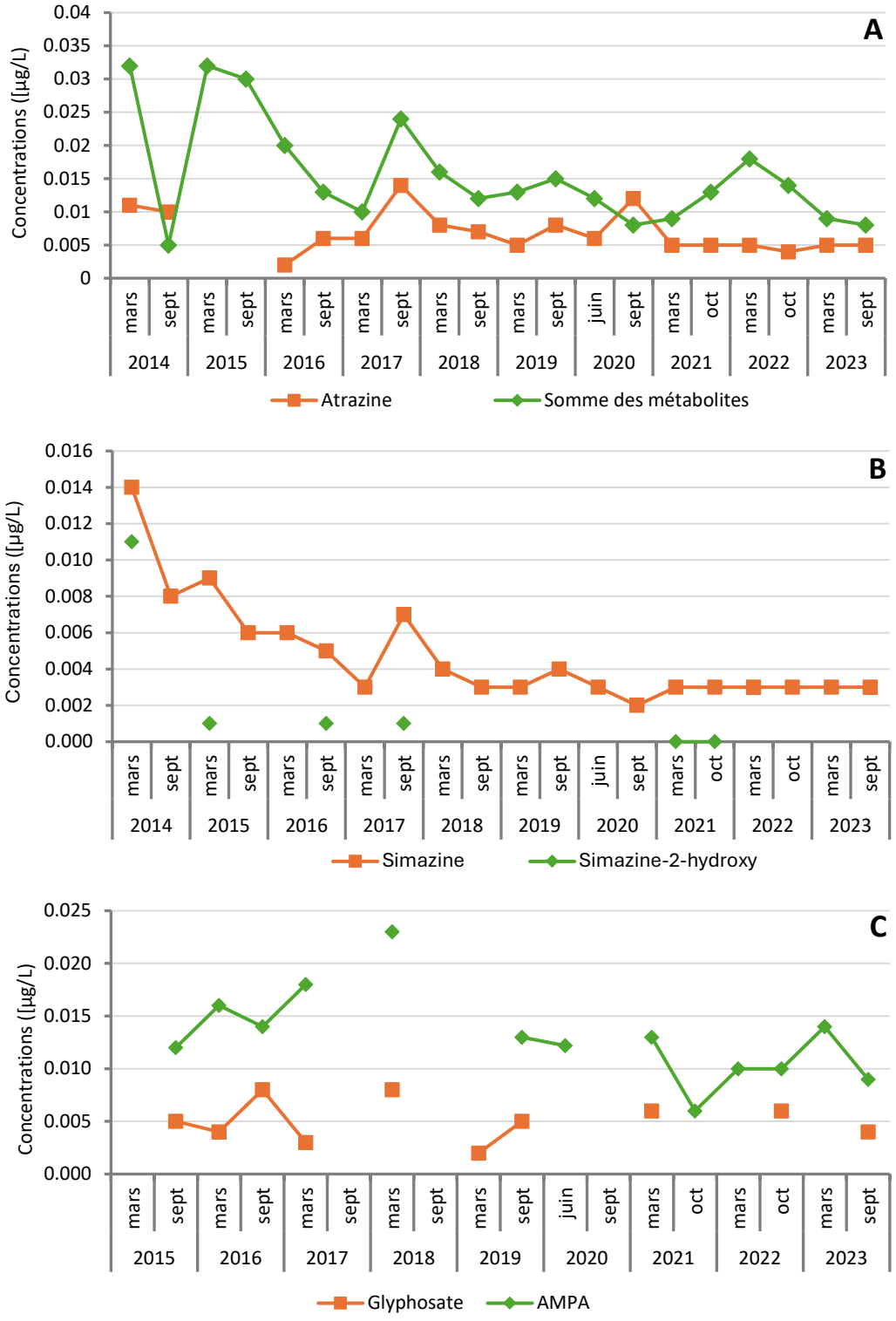


Figure 5. Evolution des concentrations (A) d'atrazine et ses métabolites, (B) de simazine et son métabolite et (C) de glyphosate de son métabolite au centre du Léman (station SHL2), à 30 m de 2014 à 2023.

Figure 5. Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) and complete mixing (blue arrows) between 2014 and 2023.

De plus, 5 substances, des fongicides, sont quantifiées uniquement dans le delta de la Dranse (France), avec un dépassement de la norme OEaux de 0.1 µg/L pour le thiabendazole, mettant en évidence une utilisation plus marquée dans cette région mais n'impactant pas SHL2 (Figure 6). Le thiabendazole est un fongicide autorisé en Suisse pour les cultures de maïs et pour un usage en serre (rosier, arbustes, cultures florales et plantes vertes).

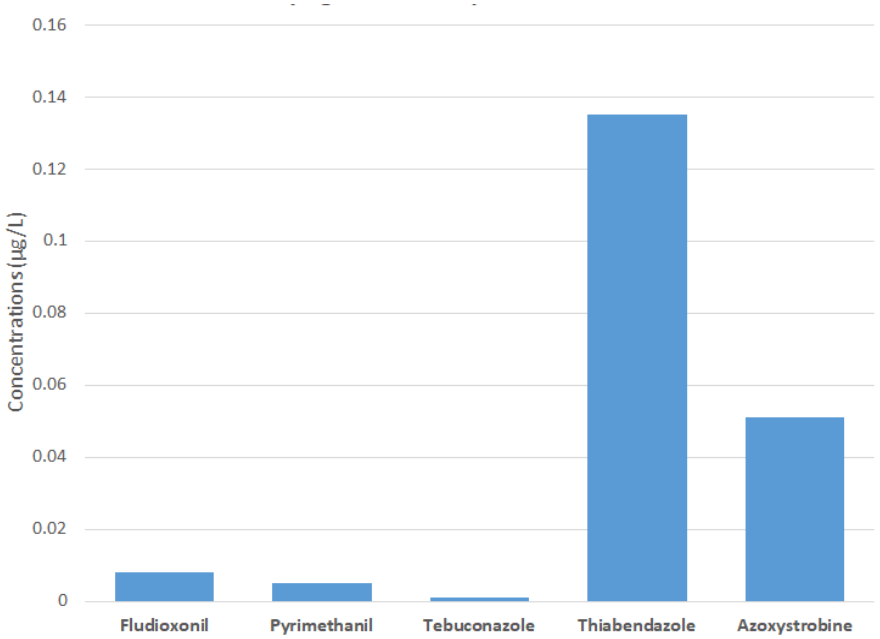


Figure 6. Concentration des cinq pesticides détectés uniquement dans le Léman vers le Delta de la Dranse (pas à SHL-2, ni à la Baie de Vidy)

Figure 6. Concentrations of the five pesticides, which were only quantified in the Dranse delta (not at SHL-2, neither in Baie de Vidy)

3.2. RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX

3.2.1. Rhône

EVOLUTION DE LA CONCENTRATION TOTALE EN RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX

Sur un total de 36 résidus médicamenteux, 13 substances ont été quantifiées (>LOQ) dans le Rhône à la Porte du Scex durant l'année 2023 (Tableau 4). En 2022, seules 7 substances avaient été quantifiées. En 2023, les limites de quantification de 18 substances sur 36 ont été diminuées permettant de quantifier des substances qui n'auraient pas pu l'être avec l'ancienne LOQ.

Les concentrations maximales des résidus médicamenteux observées en 2023 sont représentées par les mêmes 2 substances que l'année dernière : la metformine et la guanylurée (appelée aussi carbamylguanidine). La valeur maximale de la metformine est de 0.91 µg/L et celle de la guanylurée de 0.52 µg/L. Tout comme ces trois dernières années, la méthénamine (également appelée hexamethylenetetramine, hexamine ou urotropine) est le troisième résidu médicamenteux le plus concentré dans les eaux du Rhône avec une concentration maximale de 0.3 µg/L. La méthénamine est quantifiée à plusieurs reprises au cours de l'année en 2023. La prilocaïne a atteint un maximum de 0.21 µg /L alors qu'elle n'avait pas excédé 0.02 µg/L l'an passé. Les concentrations des autres substances quantifiées sont nettement moins élevées (voir Tableau 4).

*Tableau 4. Concentrations maximales des résidus médicamenteux dans les eaux du Rhône en 2023. Les valeurs de concentration en-dessous de la limite de détection (<LOD) sont indiquées par un zéro ; celles en dessous de la limite de quantification (<LOQ) sont visibles avec le signe < et ont été considérées dans le calcul des charges comme étant équivalentes à LOQ/2. Les LOQ abaissées à partir du 16.01.2023 sont en **gras**.*

*Table 4. API maximum concentrations in the Rhône River in 2023. The concentration values, which are below the limit of detection (<LOD) are display as zero ; those below the limit of quantification (<LOQ) are shown with a < sign and were considered in the calculation of the loadings to be equivalent to LOQ/2 [µg/L], this only applies to the first sample of the year 2023. The LOQ values lowered from the 16.01.2023 are **in bold**.*

Substance	Utilisation	LOQ [µg/L]	CQEc[(a)] [µg/L]	Conc. max [µg/L]	Quantifié sur 26 échantillons	Substance	Utilisation	LOQ [µg/L]	CQEc[(a)] [µg/L]	Conc. max [µg/L]	Quantifié sur 26 échantillons
Azithromycine	Antibiotique	0.01	0.019 (OEaux)	0		**Propofol**	Anesthésique	0.01		0	
Benzonatate	Antitussif	**0.005**		0		**Ribavarine**	Virostatique	0.1		0	
Apixaban	Anticoagulant	0.01		**0.011**	1/26	**Ropivacaïne**	Anesthésique	**0.002**		**0.016**	3/26
Bupivacaïne	Anesthésique	**0.001**		**0.007**	8/26	**Sulfaméthoxazole**	Antibiotique	**0.005**	0.6	**0.012**	10/26 + 1/26 détecté
Carbamazépine	Antiépileptique	**0.002**	2	**0.007**	15/26	**Ticlopidine**	Anti-coagulant	**0.002**		0	
Carbidopa	Maladie de parkinson	0.01		0		**Trimétazidine**	Traitement vertige et angine poitrine	0.01		0	
Carisoprodol	Anti-douleur	**0.005**		**0.007**	1/26	**Xipamide**	Diurétique	**0.005**		0	
Cibamino-(S)	Intermédiaire	0.01		0		**Substance 1**	-	**0.005**		0	
Clarithromycine	Antibiotique	**0.002**	0.12 (OEaux)	**0.003**	5/26	**Substance 2**	-	0.01		0	
Déanol	Cosmétique/Traitement asthénie	0.05		0		**Substance 3**	-	0.01		0	
Diclofénac	Analgésique	0.01	0.05 (OEaux)	**0.032**	12/26	**Substance 4**	-	**0.005**		0	
Guanylurée	Produit dégradation Metformine	0.05		**0.52**	26/26	**Substance 5**	-	0.01		0	
Irbésartan	Antihypertenseur	0.01	700	**<0.01**	1/26 détecté	**Substance 6**	-	0.05		0	
Mémantine	Traitement Alzheimer	0.01		0		**Substance 7**	-	0.01		0	
Mépivacaïne	Anesthésique local	**0.001**		**0.07**	11/26	**Substance 8**	-	**0.005**		0	
Metformine	Antidiabétique	0.01	160	**0.91**	26/26	**Substance 9**	-	**0.002**		0	
Méthénamine	Antiseptique	0.05		**0.3**	11/26	**Substance 10**	-	**0.002**		0	
Prilocaïne	Anesthésique	**0.002**		**0.21**	12/26	**Substance 11**	-	**0.005**		0	

(a) Critère de qualité environnementale chronique (https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-e-qualite)

L'Annexe 11 montre l'évolution de la somme des concentrations des résidus médicamenteux des 7 dernières années. Globalement la somme des résidus médicamenteux est plus basse en été (juillet-août) qu'en hiver. Plus spécifiquement, en 2023, la somme de ces concentrations est élevée en début d'année avec un pic maximum à la mi-janvier (1.15 µg/L), diminue ensuite jusqu'à un minimum de 0.12 µg/L à la mi-juillet et augmente à partir de septembre. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cette tendance à la baisse en été : l'impact des eaux de fonte des neiges et des glaces qui diluent les apports d'eaux usées traitées, une meilleure dégradation des polluants dans les STEP en été en raison des températures plus clémentes, la photodégradation des substances, une moindre présence touristique sur le territoire valaisan. Ces hypothèses ne sont pas évaluées dans ce présent rapport et divergent dans leur importance en fonction des substances médicamenteuses étudiées.

METFORMINE ET GUANYLURÉE

La metformine et la guanylurée sont les substances médicamenteuses qui ont les plus hautes concentrations dans le Rhône. Elles sont les deux polaires et donc très mobiles dans les environnements aquatiques (Scheurer et al. 2012). Selon une récente publication, la metformine est, avec la carbamazépine, le composé retrouvé le plus fréquemment dans les eaux de rivières du monde, soit dans plus de la moitié des 1052 sites analysés (Wilkinson J. L. et al. 2022). En Suisse, la metformine est prescrite comme antidiabétique (diabètes de type 1 et 2) ainsi que comme prophylaxie d'événements cardiovasculaire.

Dans le Rhône, la metformine est quantifiée dans tous les échantillons analysés avec une concentration maximale de 0.91 µg/L en 2023 (contre un maximum de 1.1 µg/L en 2022). Les concentrations de metformine en 2023 suivent une évolution globalement similaire aux 7 dernières années, à savoir des valeurs élevées observées en début d'année, puis une baisse en été (à l'exception de 2020) et une augmentation à l'automne (Annexe 12A). La variabilité entre les débits hivernaux et estivaux du Rhône à la Porte du Scex entre l'été et l'hiver 2023 (Annexe 8) permet d'expliquer une bonne partie de la variation des concentrations en metformine. A l'heure actuelle, aucune source industrielle n'a été trouvée sur le territoire valaisan.

La guanylurée est le métabolite le plus commun de la metformine après sa dégradation biologique dans les STEP (Scheurer et al. 2012). Elle est suivie dans le Rhône depuis 2019. La guanylurée est tout comme la metfomine quantifiée dans tous les échantillons de 2023 et sa concentration maximale est de 0.52 µg/L en janvier (1.87 µg/L en 2021 et 1.26 µg/L en 2022). La baisse générale de la concentration en guanylurée déjà observée en 2022 se confirme en 2023 (Annexe 12B).

CONCENTRATION EN RESIDUS MEDICAMENTEUX SUR LE LINÉAIRE DU RHÔNE

Les prélèvements le long du Rhône ont permis de quantifier 8 résidus médicamenteux et leurs concentrations sont disponibles à l'Annexe 2 et sous forme graphique à l'Annexe 14. La somme de ces concentrations était plus élevée en hiver qu'en automne 2023 pour chaque station. De manière similaire aux résultats de la Porte du Scex, les concentrations des résidus médicamenteux les plus importantes sont la metformine, la guanylurée, la méthénamine et le diclofénac. De fait, les échantillons d'eau sont prélevés dans le Rhône, qui recueille aussi bien les rejets de STEP domestiques et industrielles. La prilocaïne est détectée en automne à l'amont et à l'aval de Monthey. Cette substance a également été quantifiée à la Porte du Scex de mai à juin puis de septembre à décembre. Une production industrielle a participé sensiblement à cette concentration. La campagne le long du Rhône montre que le diclofénac est détecté dans chaque échantillon en hiver et en automne 2023 à des concentrations relativement similaires entre les sites et à celles retrouvées à la Porte du Scex (Annexe 1), indiquant des rejets continus dans tout le bassin versant du Rhône.

CHARGES EN RESIDUS MEDICAMENTEUX

En prenant la totalité des résidus médicamenteux ainsi que la guanylurée, la charge totale annuelle des résidus médicamenteux s'élève à 3'190 kg en 2023 (4'777 kg en 2022 et 6'485 kg en 2021). Cette baisse est à nouveau portée principalement par une grande baisse de la charge en guanylurée par rapport à l'année précédente (moins 1'492 kg en 2023 et moins 1'771 kg en 2022). Cette baisse n'est pas explicable pour le moment et doit être suivie ces prochaines années. La charge annuelle de metformine de 2023 a diminué de 230 kg par rapport à 2022. Néanmoins, les charges de la guanylurée et de la metformine restent élevées et représentent 84% de la quantité totale des résidus médicamenteux trouvés dans le Rhône (91 % en 2022, Figure 7). Outre ces deux substances, la charge médicamenteuse s'élève à 581 kg en 2023 contre 441 kg en 2022 et 338 kg en 2021. La prilocaïne participe à l'augmentation de la charge totale des médicaments puisque sa charge s'élève à 129 kg à la Porte du Scex cette année (4 kg l'an dernier). L'abaissement des limites de quantification sur 18 résidus médicamenteux en 2023 a permis de quantifier environ 40 kg de plus que si les LOQ étaient restées au même niveau qu'en 2022. En

comparant le calcul de charges en pesticides de 2022[4] avec les anciennes valeurs de LOQ et la nouvelle méthodologie avec les nouvelles LOQ, on observe une bonne cohérence, avec une différence de moins de 1% (3'202 kg vs les 3'190 kg estimés cette année).

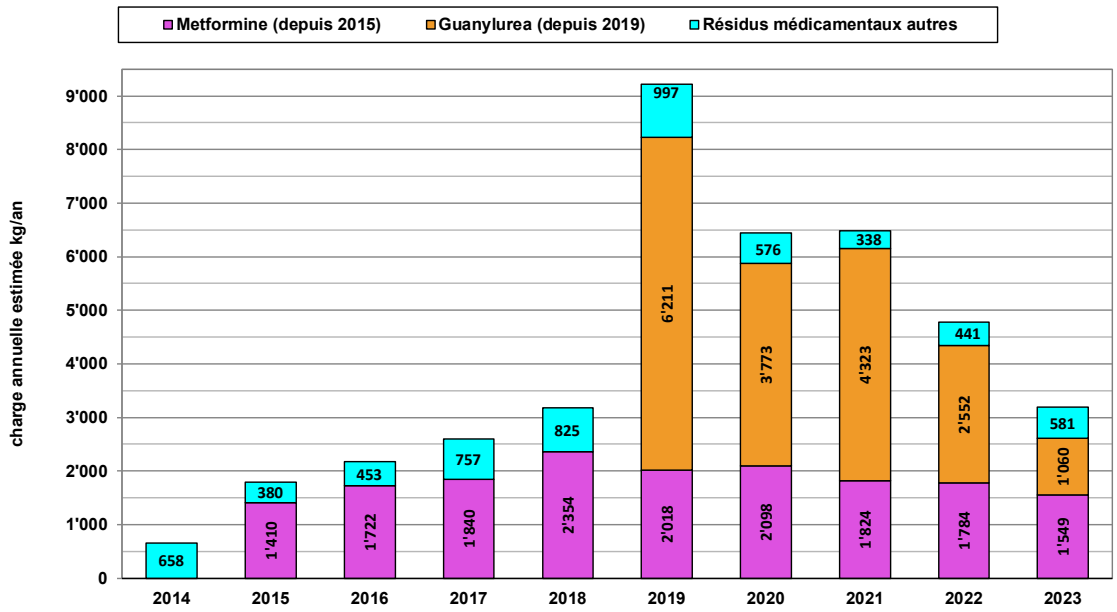


Figure 7. Evolution des charges annuelles des résidus médicamenteux dans le Rhône à la Porte du Scex de 2014 à 2023. La guanylurée, le produit de décomposition de la metformine, est mesuré à la Porte du Scex depuis 2019. Dès 2023, les charges annuelles sont estimées à partir de valeurs de concentrations quantifiées (> LOQ) contrairement aux précédentes années qui tenaient compte des valeurs entre LOD et LOQ (voir chapitre 2.2.5)

Figure 7. Evolution of pharmaceutical annual loads analyzed in the Rhône River at Porte du Scex from 2014 to 2023. The guanylurea, which is the decomposition product of metformin, started to be measured at the station Porte du Scex in 2019. From 2023, annual loads are estimated on the sole basis of quantified concentration values, unlike previous years, which considered concentration values between LOD and LOQ (see chapter 2.2.5).

3.2.2. Léman

SHL2

Pour les campagnes de 2023 du Léman, 21 substances, jamais décelées à SHL2 et non analysées dans le Rhône ont été éliminées du suivi afin de rationaliser les coûts du monitoring. Actuellement, 25 substances sont communes dans les campagnes de suivis du Rhône et du Léman (Annexe 5).

Les résultats de la campagne 2023 du Léman sont présentés dans le Tableau 5. Aucun dépassement des critères de qualité environnementale (CQE) au niveau Suisse n'est observé au milieu du lac.

Ce sont plus ou moins les mêmes substances quantifiées ces 10 dernières années qui se retrouvent quantifiées en 2023. La venlafaxine (antidépresseur) est quantifiée pour la deuxième année consécutive, la tylosine (bactériostatique macrolide, utilisée en médecine vétérinaire et comme additif alimentaire), quantifiée pour la première fois en 2022, n'est pas décelée en 2023. La guanylurée, métabolite de la metformine, est pour la première fois non décelée sur les 6 années consécutives de suivi (Figure 8), ce qui est en adéquation avec les diminutions de concentrations observées dans le Rhône.

La metformine reste la substance médicamenteuse en plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés (Figure 8). Elle est quantifiée dans tous les échantillons. La médiane des concentrations trouvées à 1m, 15m, 30 m et 100m est de 0.37 µg/L tandis qu'à la profondeur de 305 m la médiane est de 0.14 µg/L.

[4] Pour le calcul de charges, on attribuait, pour les valeurs entre la limite de quantification (LOQ) et la limite de détection (LOD), la concentration : ½ valeur de la LOQ.

Détectée dans 100 % des échantillons d'eaux usées en sortie de STEP non équipée de traitement micropolluants prélevés en 2022 du canton de Vaud, la concentration moyenne de la metformine est de 26 µg/L avec des maximums allant jusqu'à 129 µg/L (Bilan 2022 de l'épuration Vaudoises, DGE-DIREV).

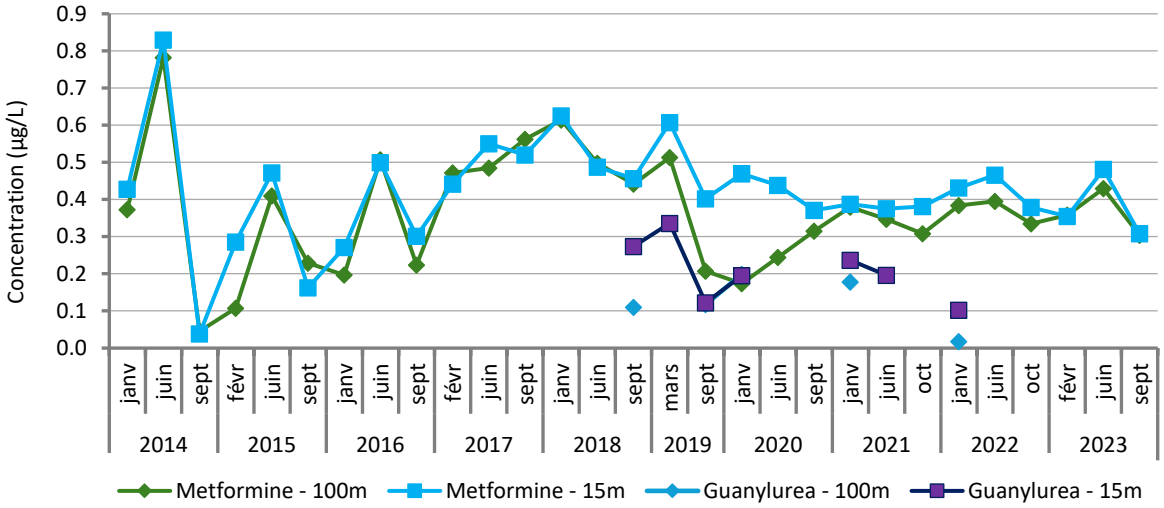


Figure 8. Evolution des concentrations de metformine depuis 2014 et de son produit de dégradation la guanylurée

Figure 8. Change in metformin concentration since 2014 and its degradation product concentrations

Les concentrations en méthénamine sont inférieures à celles de la metformine (Figure 8) mais supérieures à celles des autres substances recherchées dans le lac (Figure 9B). Depuis le début des analyses dans les eaux du lac qui ont débutées fin 2017, ses concentrations varient entre 0.013 et 0.184 µg/L. La méthénamine était le deuxième principe actif le plus présent dans les eaux du Rhône amont après la metformine en 2020. Retrouvée dans les eaux usées à hauteur de 10 % des concentrations de la Porte du Scex en 2019 (Bernard et al. 2020), une source industrielle a été récemment découverte sur le Rhône.

Tableau 5. Concentrations des résidus médicamenteux quantifiés dans le Léman à la station SHL2 à différentes profondeurs, dans le delta de la Dranse et dans la Baie de Vidy en 2023
Table 5. Pharmaceuticals detected at different depths in Lake Geneva samples at SHL2, in Dranse Delta and in Vidy's Bay in 2023

Substance	Catégorie	CQEc (a)	1 m			15 m			30 m	100 m			305 m			Delta de la Dranse	Baie de Vidy
			fév.	Juin	Sep.	fév.	Juin	Sep.	Sep.	fév.	Juin	Sep.	fév.	Juin	Sep.	Sep.	Sep.
Aténolol	Béta-bloquant	150														0.001	0.002
Bupivacaïne	Anesthésique					0.001				0.001	0.001		0.003	0.003	0.003	0.001	0.001
Carbamazépine	Antiépileptique	2	0.007	0.004	0.002	0.007	0.006	0.003	0.006	0.007	0.008	0.007	0.015	0.014	0.010	0.006	0.005
Carisoprodol	Antidouleur		0.007	0.007	0.005	0.009	0.005	0.005	0.006	0.010	0.007	0.009	0.016	0.014	0.016	0.008	0.010
Diclofénac	Antiinflammatoire	0.05														0.010	0.003
Ibuprofène	Antiinflammatoire	0.011															**0.021**
Mémantine	Traitement Alzheimer		0.010	0.005		0.009	0.007			0.010	0.011	0.011	0.030	0.025	0.025		
Mépivacaine	Anesthésique local		0.004	0.002		0.005	0.005		0.005	0.005	0.006	0.005	0.016	0.014	0.017		
Metformine	Antidiabétique	160	0.372	0.522	0.321	0.355	0.481	0.308	0.402	0.358	0.430	0.304	0.119	0.223	0.138	0.474	0.587
Méthénamine	Antibiotique		0.024	0.044	0.047	0.015	0.023	0.111	0.017	0.013	0.184	0.043		0.015			
Metoprolol	Béta-bloquant	8.6														0.002	0.002
Naproxene	Analgésique	1.7						0.004	0.002			0.003					
Oxazepam	Anxiolitique							0.001	0.002			0.002					
Paracétamol	Antalgique	46														0.015	0.26
Prilocaïne	Anésthésique		0.002	0.002		0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.004	0.004		
Ropivacaïne	Anésthésique												0.001	0.001		0.001	0.001
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	0.6	0.004	0.001		0.006	0.004			0.005	0.004	0.008	0.004	0.004	0.004	0.002	0.003
Tramadol	Antalgique		0.003	0.002	0.001	0.004	0.003	0.002	0.004	0.004	0.004	0.003	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004
Triméthoprime	Antibiotique	120	0.001			0.001				0.001							0.001
Venlafaxine	Antidépresseur		0.002			0.001				0.001			0.002				
Nombres de substances quantifiées			**11**	**9**	**5**	**12**	**9**	**8**	**9**	**12**	**10**	**11**	**11**	**11**	**8**	**11**	**13**

(a) Critère de qualité environnementale **chronique** (https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/)

Quant à la carbamazépine, au carisoprodol, et à la mépivacaïne, elles sont toujours présentes d'année en année au sein du lac. Néanmoins, leurs concentrations ont bien diminué (Klein, 2018), témoignant ainsi d'une réduction de la source de pollution en lien avec des rejets industriels. Les concentrations de ces trois substances à 100 m depuis 2021 varient entre 0.005 et 0.012 µg/L (Figure 9A). A noter que la carbamazépine n'est plus produite en Valais depuis plusieurs années mais elle est toutefois suivie à la Porte du Scex et en rejet de STEP. De même nous observons une diminution des concentrations de la mémantine, avec des concentrations en 2023 autour de 0.011 µg/L à 100 m de profondeur. Produite dans le bassin versant du Valais depuis 2014 (Bernard et al, 2016), son analyse dans les eaux du lac est effectuée depuis fin 2016. Les charges calculées dans les eaux du Rhône montrent une baisse importante dès 2018 (Bourgeois et al. 2021). En 2023, tout comme en 2022, cette substance n'est pas détectée dans le Rhône.

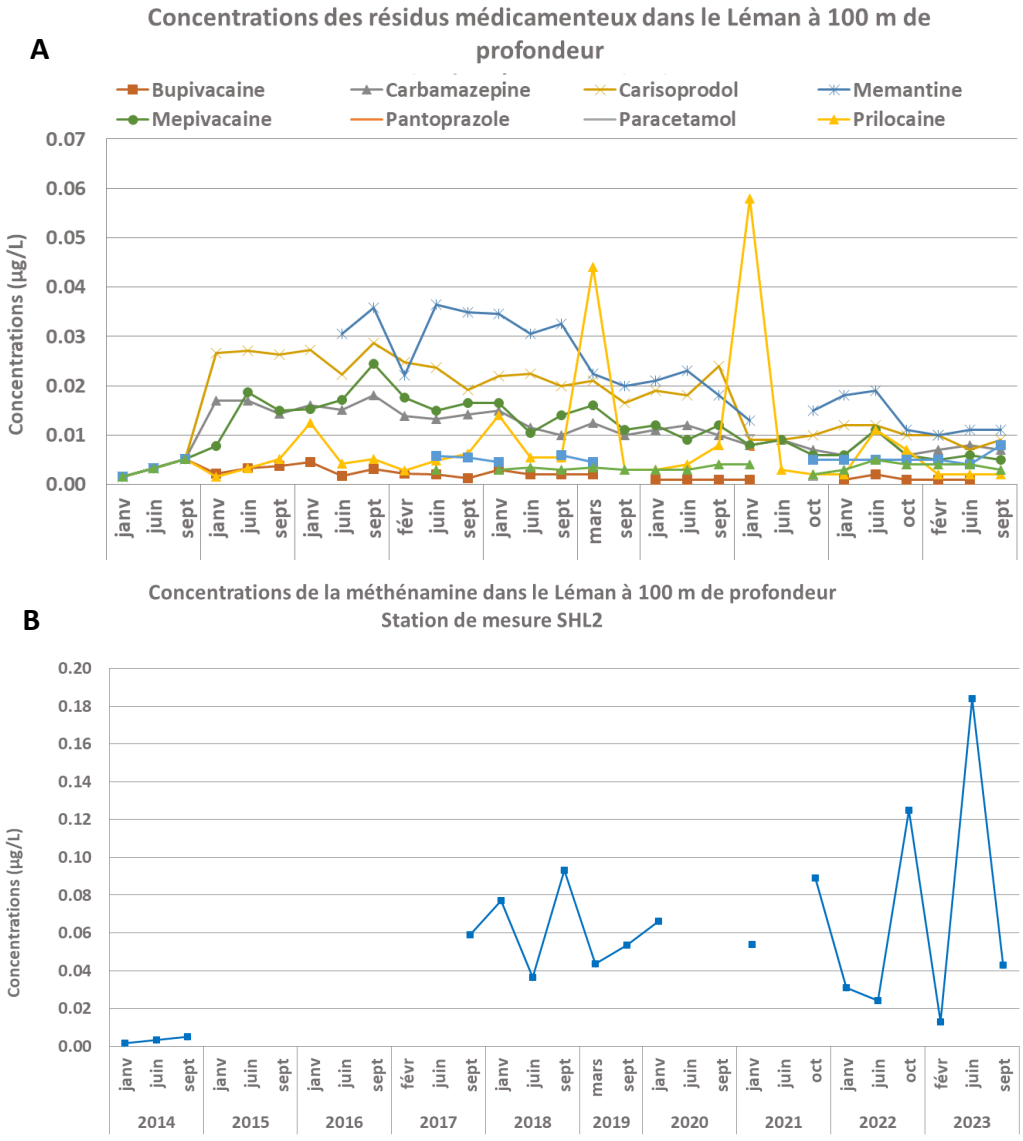


Figure 9. Evolution des concentrations (A) en résidus médicamenteux depuis 2014 et (B) de la méthénamine à 100 m de profondeur (station SHL2)

Figure 9. Evolution of concentrations A) of drug residues since 2014 and (B) of methenamine at 100 m depth (station SHL2)

Depuis 2020, le suivi des résidus médicamenteux est effectué à 4 profondeurs : 1 m, 15 m, 100 m et 305 m. Des analyses supplémentaires ont été réalisées à 30 m lors de la campagne de septembre/octobre. Comme les années précédentes (Plagellat et al., 2022), les concentrations sont plus élevées en profondeur excepté pour la metformine pour laquelle les concentrations dans les couches profondes sont plus faibles qu'en surface. Ceci confirme une dynamique différente au sein du lac.

BAIE DE VIDY ET DELTA DE LA DRANSE

Les concentrations retrouvées dans la baie de Vidy et au niveau du delta de la Dranse montrent l'impact du rejet des eaux usées dans ces parties du Lac (Tableau 5). Contrairement à 2022, le naproxène n'est détecté à aucune station alors que l'ibuprofène et le paracétamol sont quantifiés dans les zones littorales. La concentration en ibuprofène dans la baie de Vidy est supérieure au critère de qualité environnementale chronique du Centre Ecotox de 11 ng/L[5] et la concentration en paracétamol est la deuxième plus importante après la metformine. Sur les 13 substances quantifiées dans ces zones littorales du lac, 9 le sont à des concentrations du même ordre de grandeur que celles obtenues à SHL2, et 4 ne sont pas quantifiées à SHL2 : le métoprolol, le paracétamol, la ropivacaïne et le diclofénac. Ces substances subissent sans doute des processus de dégradation, que ce soit de la biodégradation (Wu et al., 2012) ou de la photo-oxydation (Poiger et al., 2001), ou encore de la dilution et donc ne sont pas retrouvées au milieu du lac.

3.3. AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES

3.3.1. 1,4-Dioxane

Le 1,4-dioxane est un di-éther cyclique, solvant très soluble dans l'eau, stable, peu volatil, très peu biodégradable dans les STEP et non adsorbable par les filtres à charbon actif. Il est classé dans la catégorie 2B (cancérogène possible pour l'homme) par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). Son seuil d'écotoxicité pour l'environnement est assez haut (PNEC : 57.5 mg/L, ECHA 2021).

Cette substance est utilisée comme solvant dans la fabrication de nombreux produits, dans les liquides de refroidissement, ou comme agent complexant de grande importance en chimie organique. En Valais et sur le bassin versant amont du Rhône, le site industriel de Viège en est le plus grand consommateur avec une moyenne de plus de 190 t/an (Bernard et al. 2020). Cette substance avait été détectée en 2014 dans des eaux souterraines du Valais faisant parties de l'Observation nationale des eaux souterraines NAQUA (Bernard et al., 2016) et depuis elle fait l'objet d'analyse dans le Léman.

Le 1,4-dioxane a été quantifié dans 16 échantillons sur 26, répartis le long de l'année, dans le Rhône à la Porte du Scex. Les concentrations mesurées varient entre la LOQ et 0.26 µg/L (Annexe 1). La charge annuelle estimée pour l'année 2023 est de 370 kg (230 kg en 2022, 560 kg en 2021, 798 en 2020). Dans les eaux du Léman au point SHL2, ses concentrations oscillent entre 0.11 et 0.15 µg/L (Figure 10) en 2023, de manière similaire à 2022. Aussi bien dans le Rhône que dans le Léman, les concentrations maximales observées restent en dessous de la limite légale suisse dans l'eau potable de 6 µg/L (Annexe 2, OPBD 2016). Une tendance à la baisse est donc observée depuis 2021. Elle est peut-être dû aux efforts entrepris dans le traitement des eaux usées industrielles ces dernières années.

[5] https://www.centreecotox.ch/prestations-d-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite

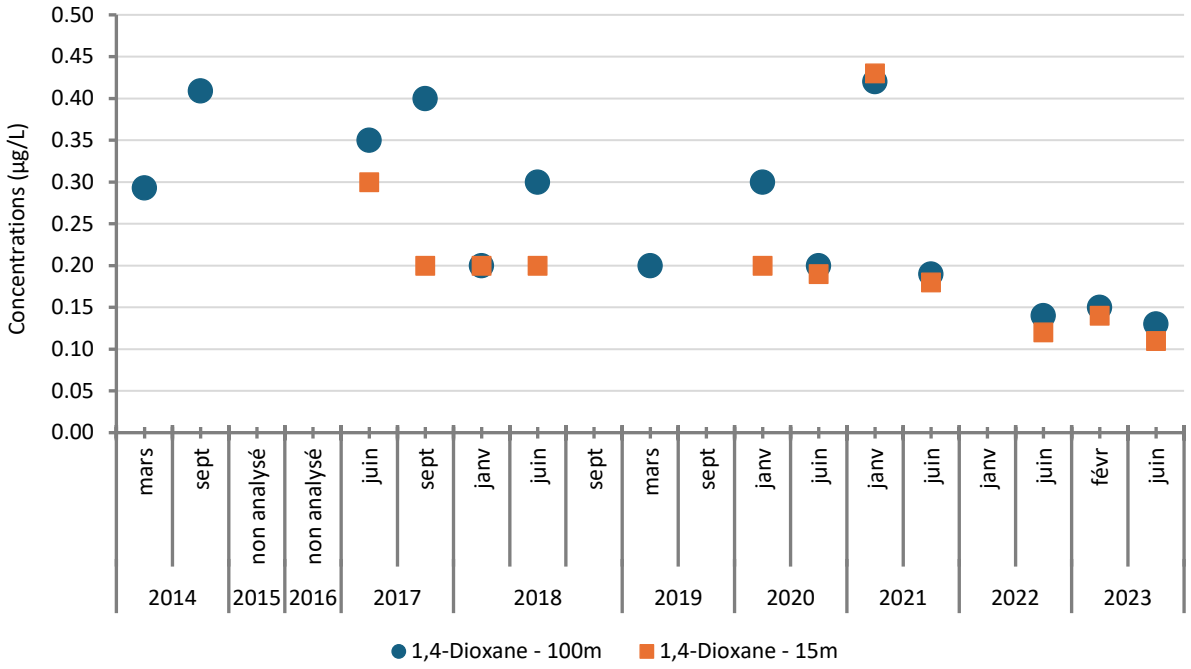


Figure 10. Concentrations (µg/L) en 1,4-Dioxane à SHL2 à 15 et 100 m de profondeur

Figure 10. Concentrations (µg/L) of 1,4-Dioxane in SHL2 at 15 and 100 m depth

3.3.2. Benzotriazole et tolyltriazole

Le benzotriazole et le tolyltriazole (mélange de 4- et 5-méthy-benzotriazol) sont des additifs anticorrosifs employés en industrie (circuits de refroidissement), mais ils peuvent aussi se retrouver dans les eaux usées du fait de leur utilisation dans des produits de consommation courante (détergent pour lave-vaisselle, matériel inoxydable, antibuée, …). Ils sont retrouvés dans 100 % des échantillons des eaux usées en sortie de STEP au niveau du canton de Vaud, ainsi que dans les rivières (Bilan 2022 de l'épuration Vaudoises, DGE-DIREV). Ces additifs anticorrosifs sont aussi régulièrement retrouvés dans les effluents des STEP valaisannes en 2023.

Le benzotriazole est quantifié dans 25 sur 26 échantillons analysés à la Porte du Scex en 2023. Les concentrations sont plus élevées en janvier-mars autour des 0.05-0.06 µg/L et diminuent ensuite pour se stabiliser à moins de 0.02 µg/L au deuxième semestre de l'année. Une concentration maximale de 0.068 µg/L est observé. La charge annuelle en 2023 est de 148 kg (168 kg en 2022, Figure 11).

Les concentrations du tolyltriazole, à la Porte du Scex, en 2023, varient entre des valeurs inférieures à la LOQ et un maximum de 0.03 µg/L (0.05 µg/L en 2022, 0.06 µg/L en 2021). Il est quantifié dans 24 sur 26 échantillons (Annexe 2). Sa charge annuelle est estimée à 76 kg (contre 101 kg en 2022, Figure 11).

La campagne d'échantillonnage sur 24h effectuée le long du Rhône montre que le benzotriazole et le tolytriazole sont détectés dans chaque échantillon en hiver 2023 à des concentrations relativement similaires entre les sites et à celles retrouvées à la Porte du Scex, indiquant des rejets continus (Annexe 15).

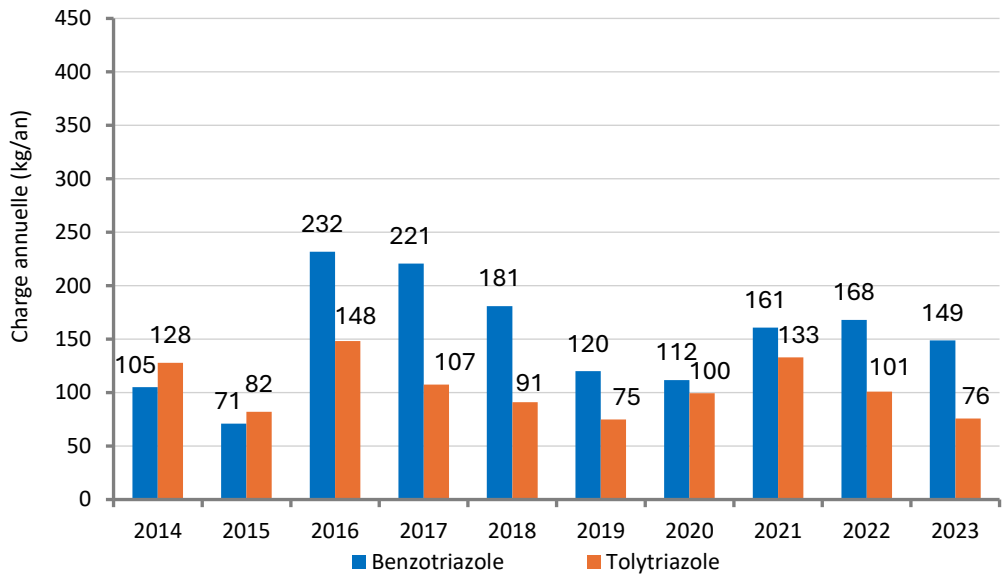


Figure 11. Charge annuelle en benzotriazole et tolyltriazole à la Porte du Scex depuis 2014

Figure 11. Annual loads of benzotriazol and tolytriazol in the Rhône from 2014 to 2023 (Station Porte du Scex)

Au niveau du Léman, des analyses effectuées entre 2005 et 2010 indiquaient la présence de ces substances dans ses eaux à des concentrations entre 0.034 et 0.22 µg/L (D. Ortelli et al., 2011). En 2023, les deux substances sont détectées avec des concentrations du même ordre de grandeur à celles obtenues depuis 2020, autour de 0.02 µg/L pour le tolytriazole et de 0.05 µg/L pour le benzotriazole (Figure 12). Les concentrations de ces 2 substances mesurées dans le Léman et le Rhône sont dans le même ordre de grandeur tout comme en 2022. Les concentrations en benzotriazole observées en 2005 étaient 4 fois plus élevées que celles observées ces dernières années.

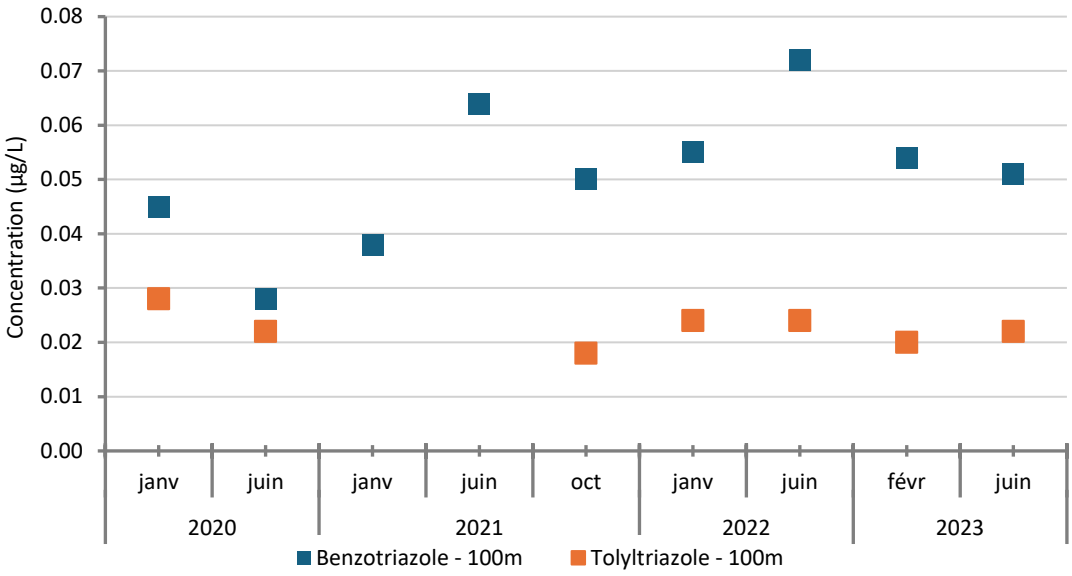


Figure 12. Concentrations (µg/L) en Benzotriazole et Tolyltriazole à la station SHL2

Figure 12. Concentrations (µg/L) in benzotriazol and tolyltriazole in Leman (station SHL2)

3.3.3. MTBE

Le méthyl-tert-butyl éther (MTBE) est un additif de l'essence remplaçant le plomb et parfois le benzène et d'autres hydrocarbures aromatiques. Il est aussi utilisé comme solvant dans l'industrie. Dans le Rhône, le MTBE est quantifié dans 17 échantillons sur 26 (Figure 13A).

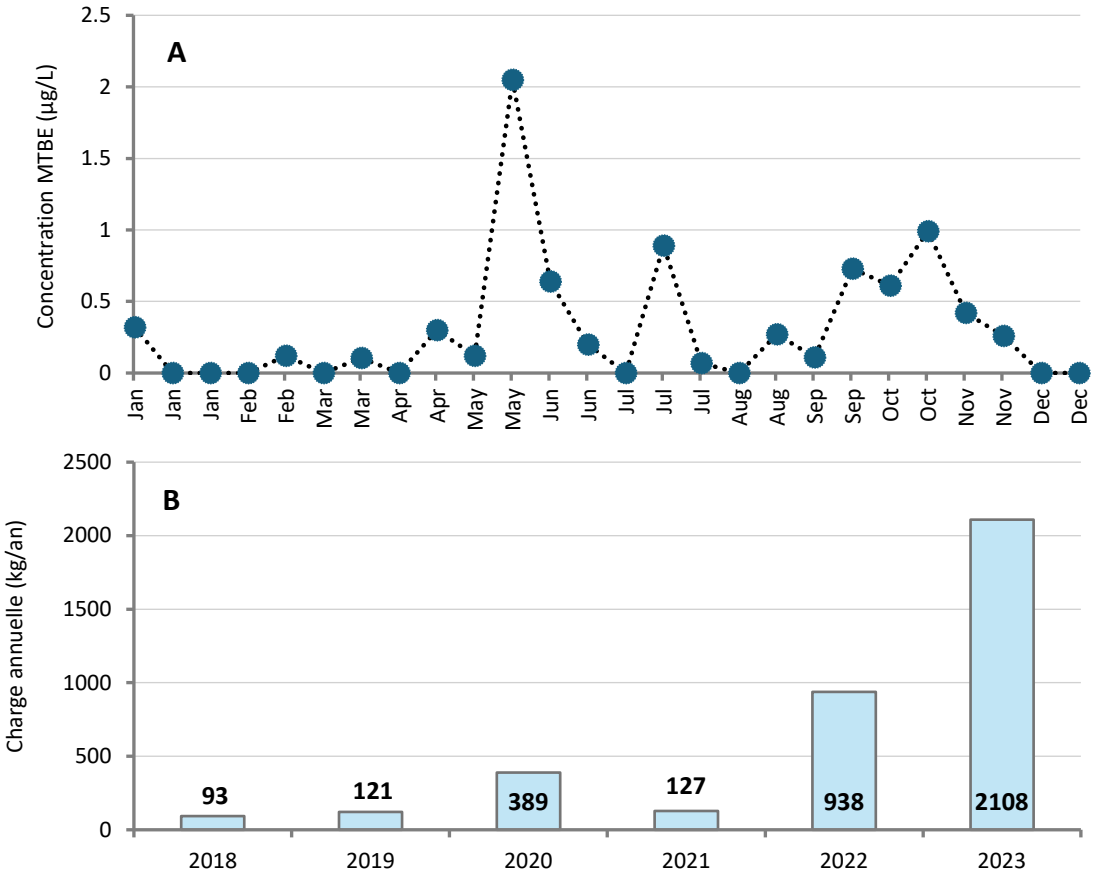


Figure 13. (A) Concentrations de MTBE en 2023 et (B) charges estimées de MTBE de 2018 à 2023 dans le Rhône (Porte du Scex)

Figure 13. (A) MTBE concentrations in 2023 and (B) estimated loads of MTBE between 2018 and 2023 in the Rhône River (Porte du Scex)

Au cours de l'année, plusieurs pics de concentration sont observés avec une concentration maximale de 2 µg/L à la mi-mai 2023. L'an dernier, la concentration maximale retrouvée à la Porte du Scex était de 0.5 µg/L et en 2021 de 0.26 µg/L. La charge annuelle du MTBE est estimée à 2'108 kg en 2023 (Figure 13B). Elle est en augmentation depuis 2 ans. Des investigations sont en cours pour comprendre les sources de cette substance. Le MTBE a été ajouté à la liste des substances recherchées dans les eaux du Léman en 2020 et n'a jamais été détecté depuis lors.

3.3.4. Benzidine

En 2019, le canton du Valais a rapporté une contamination des eaux souterraines par la benzidine dans le secteur de la décharge industrielle de Gamsenried en Valais (SEN-VS, 2019). Depuis, cette substance cancérigène a commencé à être systématiquement suivie dans le Rhône. Les premières analyses dans les eaux du Léman ont débuté en septembre 2019. Compte tenu de sa dégradation accélérée en présence d'oxygène, ainsi que par les UV, le métabolite 4-aminobiphényl y est également recherché.

Depuis 2019, la benzidine et le 4-aminobiphényl n'ont pas été détectés dans le Rhône à la Porte du Scex (LOQ: 0.001 µg/L, voir Annexe 1), ni dans la campagne le long du Rhône (Annexe 2). De manière similaire, les analyses dans le Léman n'ont pas non plus montré de présence de la benzidine, ni de son métabolite.

3.3.5. PFAS

Comme en 2022, 16 substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) ont été suivies dans le Rhône à la Porte du Scex, avec une limite de quantification de 1 à 2 ng/L. Dans 12 échantillons sur les 26 analysés à la Porte du Scex, au moins 1 des 16 substances PFAS analysées a été quantifiée (Annexe 1). L'année dernière, on en quantifiait dans 19/25 échantillons. Au total, 5 des 16 substances PFAS sont quantifiées en 2023 (PFBA, PFHpA, PFxA, PFHxS y

compris ramifiés, et le PFOS y compris ramifiés). C'est moins qu'en 2022, où 14 des 16 substances PFAS avaient était quantifiées. Le PFBA est la substance la plus fréquemment mesurée en 2022-2023. Ces résultats indiquent que les PFAS à chaines courtes sont plus souvent mesurés dans les échantillons à la Porte du Scex que les PFAS à longues chaines, confirmant une plus grande mobilité pour les premiers.

La somme des concentrations des PFAS trouvés dans le Rhône varient de 0 à 4.5 ng/L. L'an passé la somme maximale était 10 x plus haute à 44 ng/L (Figure 14). La concentration maximale est trouvée dans un échantillon de fin novembre (2.5 ng/L pour le PFHpA). En 2022, la concentration maximale mesurée était de 15 ng/L pour le PFPeA en février. La somme des concentrations mesurées ne dépasse pas la limite de 0.5 µg/L pour la somme de tous les PFAS établie dans la nouvelle directive européenne sur l'eau potable (Drinking Water Directive 2020/2184).

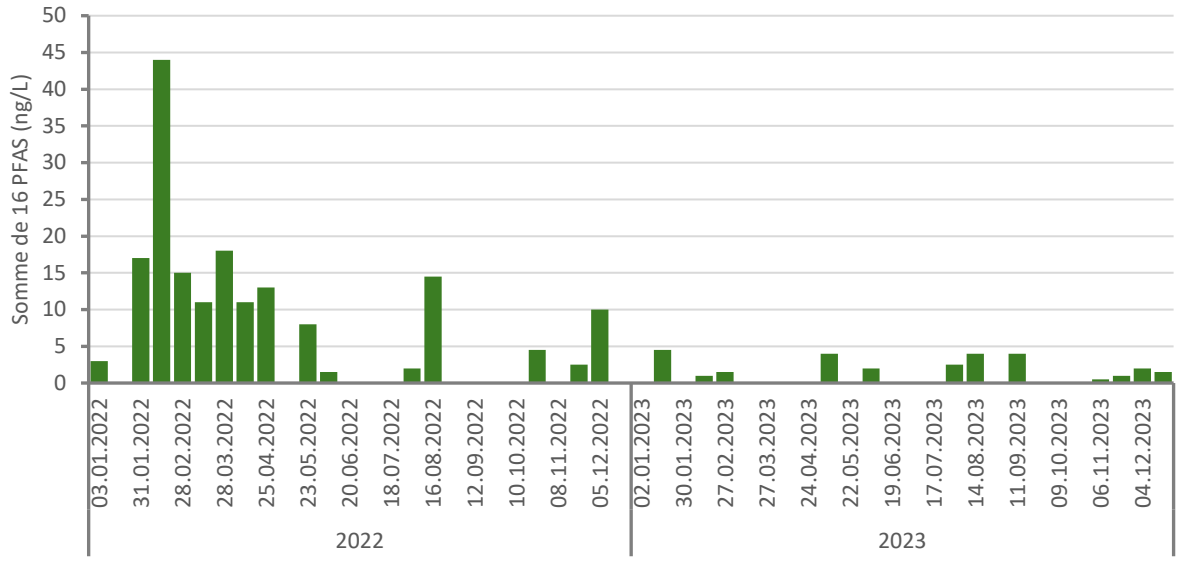


Figure 14. Somme des concentrations des 16 PFAS mesurés en 2022 et 2023 dans le Rhône (Porte du Scex)

Figure 14. Sum of the concentrations of the 16 PFAS quantified in 2022 and 2023 in the Rhone (Porte du Scex)

Ces substances font l'objet d'une attention grandissante en raison de leur toxicité, leur persistance et leur tendance à s'accumulation dans l'environnement et dans les êtres vivants. Les investigations ciblant les PFAS, réalisées depuis 2020 en Valais, ont révélé que 5 sites s'avèrent fortement contaminés et nécessitent un assainissement. Il s'agit de sites industriels et d'un site de formation des pompiers sur lesquels des mousses anti-incendie ont été régulièrement utilisées dans le cadre d'exercices[6]. Depuis fin 2023, toutes les mousses contenant des substances PFAS sont interdites d'utilisation en Valais.

Le groupe des PFAS contenant des milliers de substances, les connaissances sur la toxicité et l'écotoxicité de chaque molécule est lacunaire. Aujourd'hui, il n'y a aujourd'hui pas de valeur limite de concentration pour ces substances ni de valeur limite pour la somme de substances PFAS dans la législation suisse de la protection des eaux. Les valeurs limites fixées dans l'ordonnance du DFI sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (OPBD) sont d'ores et déjà obsolètes au vu l'abaissement de la dose hebdomadaire tolérable communiquée par l'European Food Safety Authority (EFSA) en 2020. L'ORRChim (l'ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques) interdit la production, la vente et l'utilisation de PFOS, depuis 2010, de PFOA depuis 2020 et de PFHxS depuis 2022. Le PFOS, le PFOA et le PFHxS et le PSOF (précurseur du PFOS) font partie de la liste de la convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants.

Pour interpréter les résultats en ce sens, nous avons sommé les concentrations de 16 PFAS trouvées dans les échantillons de la Porte du Scex tout en tenant compte des différentes toxicités par des facteurs de puissance relatifs (RPF, related potency factors) par rapport à la substance PFOA.

[6] https://www.vs.ch/web/sen/pfas

Cette méthode est appliquée par l'institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement (RIVM, 2021) avec des RPF issus de l'étude de Bil et al. (2021). Ces facteurs RPF varie de 0.01 à 10. Nous obtenons des valeurs entre 0 et 4.7 ng PFOA équivalents/L (Annexe 15). La valeur maximale étant retrouvée dans l'échantillon de la mi-janvier 2023. L'année dernière, la somme maximale des valeurs avoisinait les 40 ng PEQ/L (PFOA équivalent par litre).

Le suivi des PFAS à la Porte du Scex va continuer en 2024. Des tests du matériel de prélèvements ainsi que de la méthodologie de prélèvements sont en cours à l'échelle nationale afin d'évaluer les possibles phénomènes de sorption/désorption ou des contaminations, notamment pour les chaînes longues. Ainsi, le futur suivi devra tenir compte, substance par substance, des nouvelles connaissances acquises et, si possible, inclure un maximum de PFAS à chaînes courtes, tel que le TFA.

3.3.6. TFA

Le TFA que l'on retrouve dans les eaux est l'anion de l'acide trifluoroacétique (CF_3COO^-), soluble dans l'eau, mobile, stable et peu biodégradable (CIPR, 2019). C'est une substance ubiquiste dans les eaux de surface, notamment en raison de sa faible dégradabilité par les processus standards d'épuration des eaux. Les sources de TFA dans l'environnement sont diverses, comme la dégradation de fluides frigorigènes (e.g. hydrofluorocarbures (HFC), hydrochlorofluorocarbures (HCFC), hydrofluoroléfines (HFO)), la dégradation de certains produits phytosanitaires et résidus médicamenteux, les sites d'entrainement de pompiers, sites industriels chimiques (Björnsdotter, et al. 2022). Une recherche à l'échelle suisse est en cours pour trouver les principales sources de ce produit en Suisse (OFEV 2023).

En 2023, le TFA n'a pas été quantifié dans les eaux du Rhône à la Porte du Scex. Sur le linéaire du Rhône, le TFA est quantifié une fois à la limite de quantification à l'aval de Monthey (Annexe 2). L'an passé, la présence du TFA avait été quantifiée dans 9/25 échantillons de la Porte du Scex, avec une concentration maximale de 4 µg/L (LOQ à 1 µg/L). Sa charge annuelle avait été estimée à 2'873 kg, soit à la même échelle que la guanylurée et de la metformine, autres substances ubiquistes. La méthodologie entre 2022 et 2023 n'a pas changé.

3.4. ANALYSES MULTIRÉSIDUS DU SCREENING PAR LC-HRMS

Le screening effectué par LC-HRMS par l'EAWAG dans le Léman (SHL2) ont permis de quantifier 24 pesticides et métabolites (Figure 15A), 24 résidus médicamenteux et métabolites (Figure 15B) ainsi que 12 autres substances (Figure 15C). L'Annexe 7 présente toutes les autres substances non retrouvées ainsi que les limites de quantification de la méthode. Les concentrations des substances quantifiées ayant des critères de qualité environnementale au niveau Suisse se situent toutes en dessous de celles-ci.

Au niveau des pesticides, les résultats corroborent les analyses ciblées effectuées annuellement. Entre les campagnes de 2022 et 2023, les résultats sont similaires. De plus, les résultats de ces campagnes confirment les résultats de 2021 concernant la mise en évidence de deux substances : un métabolite de l'amidosulfuron (herbicide homologué en agriculture en Suisse pour certaines céréales), l'amidosulfuron-ADMP (2-amino-4,6-diméthoxypyrimidine), ainsi qu'un métabolite du chlorothalonil (fongicide interdit à la vente en Suisse avec effet immédiat le 12.12.2019[7]), le R471811. L'amidosulfuron-ADMP a été ajouté à la liste des substances à suivre pour les campagnes de 2024 à SHL2.

Au niveau des résidus médicamenteux, les résultats corroborent les analyses ciblées effectuées annuellement. La metformine reste le principe actif le plus concentré dans le lac suivi de l'oxypurinol et du iomeprol. Les nouvelles substances avec des concentrations supérieures à 0.01 µg/L, mises en évidence en 2022 sont confirmées en 2023 : metformine, oxypurinol, iomeprol, acide du valsartan, iohexol, gabapentine, mémantine et carbamazépine. L'acide du valsartan, la gabapentine, l'oxypurinol, l'iohexol et l'iomeprol ont été ajoutées au suivi de SHL2 pour les campagnes de 2024.

Au niveau des autres substances, les substances les plus présentes en 2021 étaient l'acide tétrachlorophthalique et la mélamine (appelé aussi cyanuramide). Par suite de soucis analytiques, les analyses de 2022 n'ont pas pu permettre de vérifier les concentrations pour la première substance mais elles ont été confirmées avec la campagne de 2023 (Figure 15C) la mélamine reste à des niveaux de concentrations similaire à 2021, de même que l'acésulfame, le sucralose, le benzotriazole, le cyclamate et le 5-méthyl-benzotriazole. La mélamine est la substance la plus concentrée dans les eaux du lac à SHL2. Cette substance est utilisée comme résine incassable (vaisselle plastique, meuble mélaminé). La mélamine, l'acide tétrachlorophtalique, et le triethylphosphate et ont été ajoutées au suivi à SHL2 pour les campagnes de 2024. Les deux premières ont été ajoutées également dans le suivi 2024 du Rhône à la Porte du Scex.

[7] https://www.blw.admin.ch/blw/fr/home/services/medienmitteilungen.msg-id-77491.html

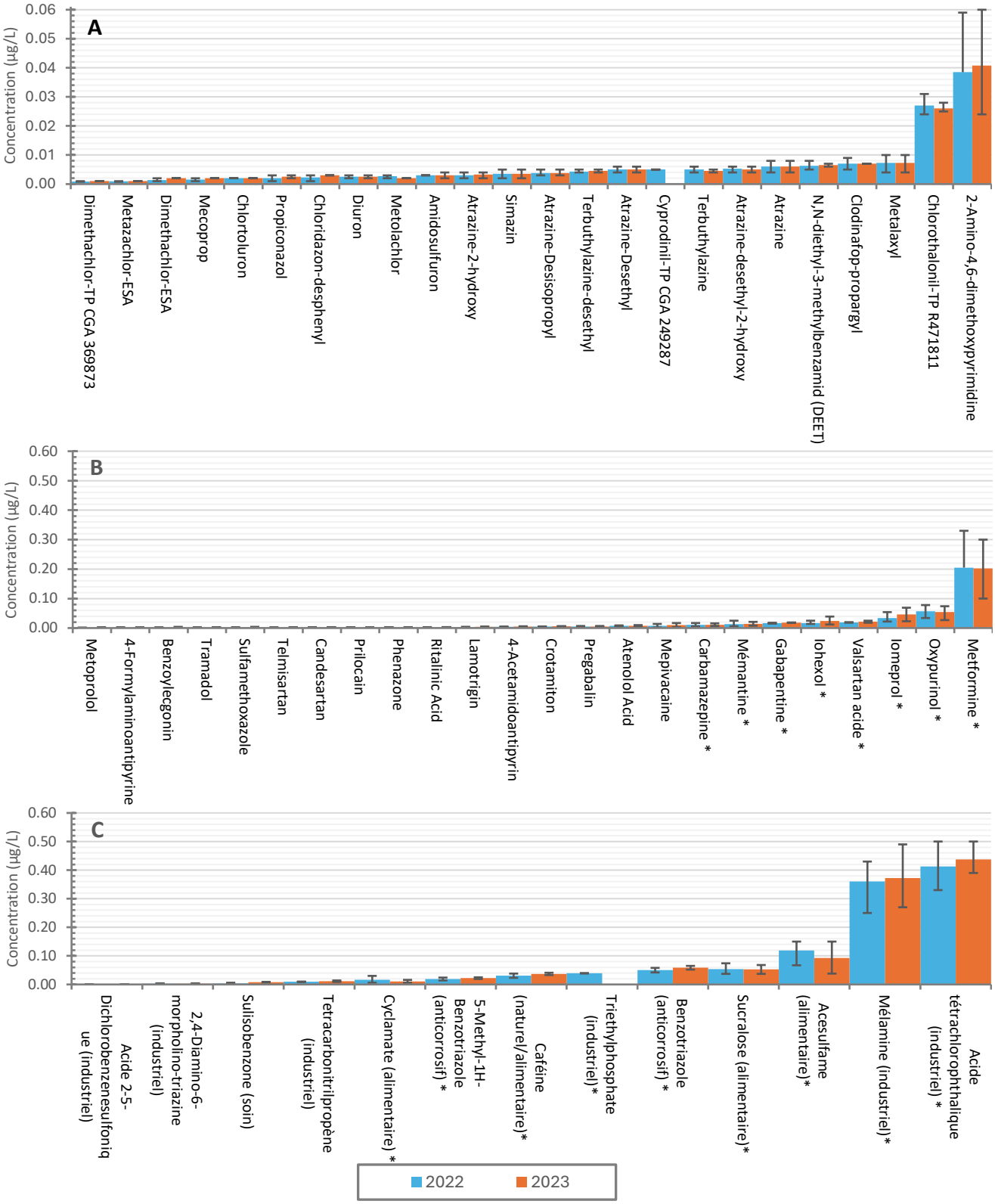


Figure 15. Résultats du screening LC-HRMS en 2022 et 2023 à SHL 2 : (A) Concentrations des pesticides (B) Concentrations substances médicamenteuses et (C) Concentrations des autres substances. Attention : l'échelle de l'axe des X pour les pesticides est 10 fois plus basse. Ce sont des résultats semi-quantitatifs et les barres d'erreurs indiquent une déviation standard

Figure 15. Results from the two screenings LC-HRMS at SHL-2, which occurred in 2022 and 2023. (A) Pesticides and metabolites (B) Pharmaceuticals (C) Others. Please note that the X-axis scale differs between Figure A and figures B/C. The results are semi-quantitative results, and the bars indicate the standard deviation

3.5. ÉLÉMENTS TRACE MÉTALLIQUES

3.5.1. Rhône

Le mercure dissous est analysé à la Porte du Scex. En 2023, la concentration de 24/26 échantillons était inférieure à 0.001 µg/L (LOQ). 2 échantillons (08.05.2023 et 20.11.2023) ont été quantifiés avec une concentration égale à la LOQ. Ces concentrations, proches de la LOQ, peuvent être expliquées par les conditions météorologiques et aux matières en suspension présentes dans l'eau. En effet, suite à des intempéries, la valeur du mercure dissous peut monter jusqu'à 0.002 - 0.003 µg/l en raison de la présence de la matière organique favorisant la production de dérivés méthylés du mercure. De plus, les matières en suspension jouent aussi un rôle important dans le transport de mercure dans les eaux. Malgré une filtration sur un filtre de 0.45 µm en nylon, la forte présence de particules en suspension dans un échantillon augmente quelque peu la concentration en mercure dissous.

3.5.2. Léman

Les concentrations mesurées en éléments trace métalliques totaux et dissous sont présentées dans l'Annexe 16. Elles respectent les valeurs limites réglementaires. L'élément majoritaire est le strontium (représente en moyenne plus de 91% de la concentration totale), suivi du baryum (4%) puis du bore (2%). Le strontium est un élément chimique de la famille des alcalino-terreux tout comme le baryum et le calcium. Le strontium stable et naturel se retrouve principalement dans les roches sédimentaires carbonatées (strontianite) et sulfatées (célestite). La présence de strontium dans les eaux de surface provient principalement de l'altération naturelle de ces minéraux et du lessivage des sols.

Les résultats de la campagne de 2023 sont similaires à ceux des campagnes précédentes. Les teneurs mesurées demeurent faibles et respectent les valeurs de référence suisse et française pour l'eau potable (OPBD 2016 et Directive UE 2020), ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux superficielles de l'ordonnance Suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998, révision 2020).

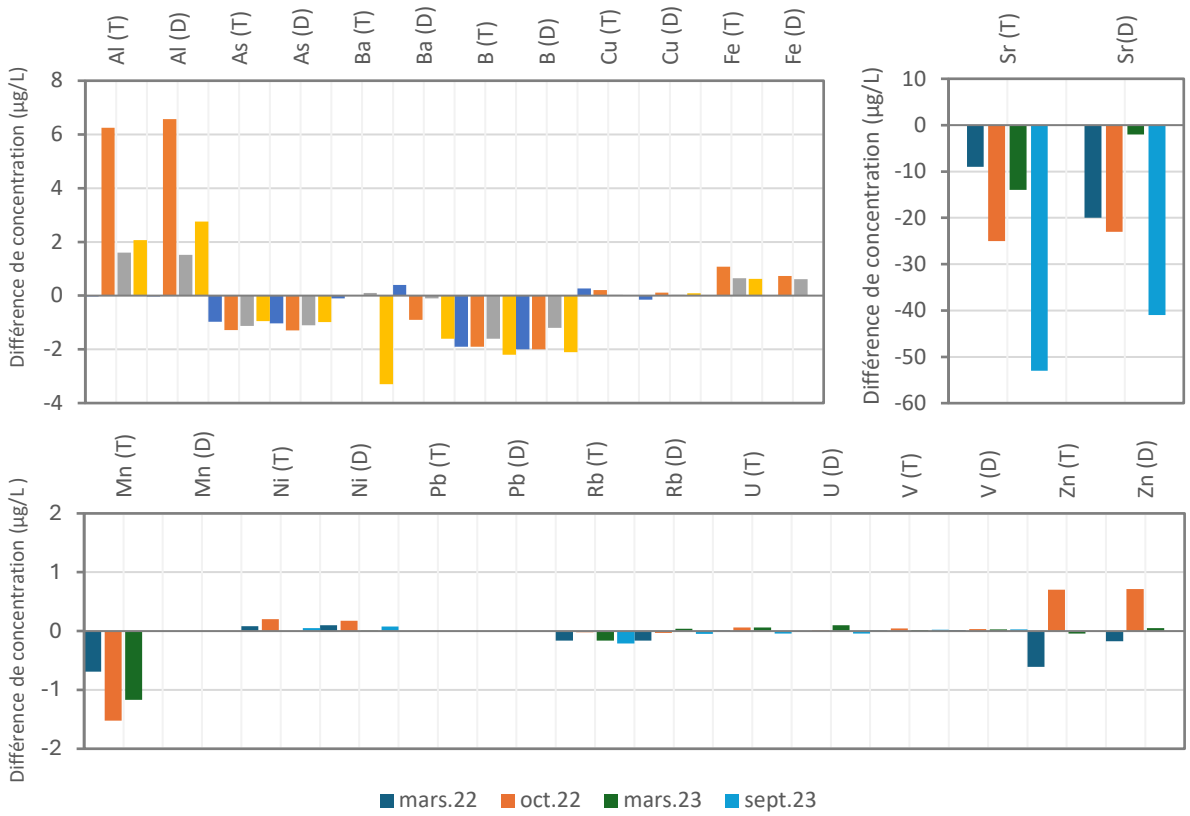


Figure 16. Différence de concentration en µg/L entre le mélange 1-30 m et le mélange 200-305 m (station SHL2). Les valeurs négatives correspondent aux cas où la concentration de la couche profonde est plus élevée que la couche en surface. (D) signifie dissous et (T) signifie total. Al : Aluminium, As : Arsenic, Ba : Barium, B : Bore, Cu : Cuivre, Fe : Fer, Mn : Manganèse, Ni : Nickel, Pb : Plomb, Rb : Rubidium, U : Uranium, V : Vanadium, Zn : Zinc

Figure 16. Concentration difference between the 1-30 m mixture and the 200-305 m mixture (station SHL2). Negative values correspond to cases where the concentration of the deep layer is higher than the one of the surface layer. (D) is dissolved metal and (T) total. Al : Aluminium, As : Arsenic, Ba : Barium, B : Bore, Cu : Cuivre, Fe : Fer, Mn : Manganese, Ni : Nickel, Pb : Plomb, Rb : Rubidium, U : Uranium, V : Vanadium, Zn : Zinc

Des dynamiques différentes sont observées au sein du lac pour certains métaux entre la surface (1-30m) et les couches profondes (200-305m) (Figure 16). L'aluminium et le fer montrent des concentrations plus importantes en surface, tandis que les concentrations en arsenic, baryum, bore sont systématiquement plus élevées en profondeur qu'en surface. C'est également le cas pour le manganèse total. En effet, les résultats du manganèse total dans les couches profondes du lac, notamment de 2017 à 2019, mettent en évidence dans la couche profonde du lac (305 et 309 m) un relargage cyclique et annuel par les sédiments (Figure 17 et Annexe 18). Depuis 2012 et le dernier brassage complet du lac, la teneur en oxygène dissous à cette profondeur diminue. Le manque d'oxygène engendre la réduction du manganèse des couches supérieures des sédiments et une remobilisation de celui-ci dans les eaux (Schaller T. et Wehrli B, 1997).

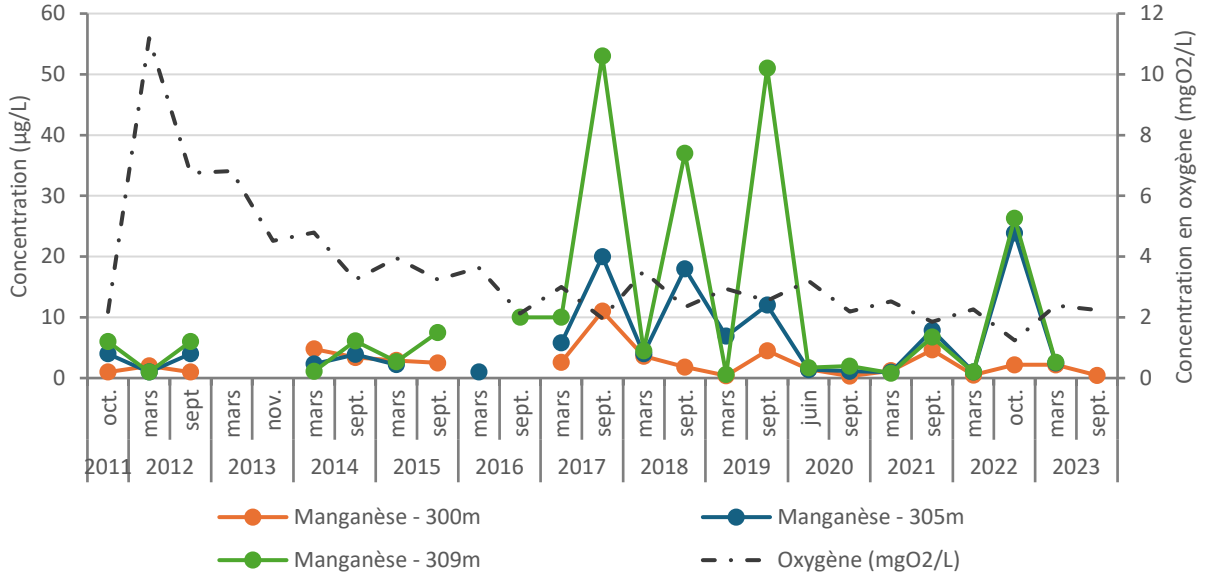


Figure 17. Evolution des concentrations en manganèse total au fond du Léman (station SHL2) de 2014 à 2023 pour 3 profondeurs. Les concentrations d'oxygène dissous au fond du lac sont aussi montrées sur cette figure.

Figure 17. Change in the concentrations of manganese in the deep waters of Lake Geneva (station SHL2) between 2014 and 2023 at 3 depths. Dissolved O2 concentrations in the deep waters are also shown.

4. SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Les suivis des micropolluants dans le Rhône amont et le Léman sont regroupés dans un seul rapport pour la troisième année consécutive. La stratégie d'échantillonnage est différente entre le suivi d'une grande rivière (26 fois par an en continu) et d'un grand lac (4 profondeurs, ponctuel, 3 fois par an), mais un effort a été fourni pour rationaliser les analyses de micropolluants et faire correspondre les listes de substances analysées dans le Léman et le Rhône (160 substances communes). En effet, en 2023, le nombre de substances mesurées dans les échantillons du Léman a été réduit (21 substances médicamenteuses et 19 pesticides en moins) et les limites de quantification de 103 substances analysées dans le Rhône ont été abaissées d'un facteur 2 à 10, par rapport à 2022.

Comme en 2022, des campagnes de mesures complémentaires aux suivis réguliers (Porte du Scex et SHL2) ont été menées, tant dans le Rhône amont que dans le Léman (Delta de la Dranse et Baie de Vidy). De plus, 2 *screenings* multi-résidus additionnels à l'aide d'une chromatographie liquide couplée à de la spectrométrie de masse à haute résolution (LC-HRMS) ont eu lieu en juin et octobre 2023 à la station SHL2.

Durant l'année 2023, sur un total de 129 pesticides analysés conjointement dans le Rhône et le Léman, 12 substances ont été quantifiées dans le Rhône, à la Porte du Scex, et 20 dans le Léman. Parmi les substances quantifiées, 7 sont retrouvées conjointement dans le Rhône et dans le Léman (Tableau 6, ci-dessous). Parmi celles-ci, le glyphosate, l'AMPA et le métalaxyl étaient déjà trouvés l'an dernier. En 2023, le pesticide le plus concentré dans le Rhône est l'herbicide glyphosate. Dans le Léman à SHL2, c'est l'AMPA, produit de dégradation du glyphosate, qui est trouvé en plus grande concentration. Le glyphosate est quantifié dans le Rhône dans tous les échantillons alors que dans le Léman dans moins de la moitié des échantillons, alors que pour l'AMPA c'est l'inverse. Il est quantifié dans tous les échantillons du Léman et à chaque profondeur mais pas dans tous les échantillons du Rhône. La dynamique de dégradation du glyphosate en AMPA dans le Léman pourrait expliquer cette différence (Huntscha et al. 2018).

Tableau 6. Ratio entre le nombre d'échantillons avec quantification et le nombre d'échantillons analysés pour les substances pesticides et les résidus de médicaments trouvés dans le Léman et dans le Rhône.

Table 6. Ratio between the number of samples with quantification and the number of samples analyzed for pesticide substances and API found in Lake Geneva and the Rhône.

	Substance	Léman 1 m	Léman 15 m	Léman 30 m	Léman 100 m	Léman 305 m	Rhône - Porte du Scex
PESTICIDES	AMPA	2/2		2/2	2/2	2/2	20/26
	Diuron	2/2		2/2	2/2	2/2	1/26
	Glyphosate	1/2		1/2	1/2	0/2	26/26
	Isoproturon	0/2		0/2	0/2	2/2	1/26
	Métalaxyl	2/2		2/2	2/2	2/2	2/26
	Terbuthylazine	2/2		2/2	2/2	2/2	1/26
	Terbuthylazine-desethyl	2/2		2/2	2/2	2/2	1/26
RÉSIDUS	Bupivacaïne	0/3	1/3	0/1	2/3	3/3	8/26
	Carbamazépine	3/3	3/3	1/1	3/3	3/3	15/26
	Carisoprodol	3/3	3/3	1/1	3/3	3/3	1/26
	Metformine	3/3	3/3	1/1	3/3	3/3	26/26
	Méthénamine	3/3	3/3	1/1	3/3	1/3	11/26
	Prilocaïne	2/3	3/3	1/1	0/3	3/3	12/26
	Ropivacaïne	0/3	0/3	0/1	3/3	2/3	3/26
	Sulfaméthoxazole	2/3	2/3	0/1	0/3	2/3	11/26

Les concentrations mesurées dans les eaux du Rhône à la Porte du Scex n'ont pas montré de dépassements des valeurs légales existantes en 2023. Toutefois, lors des campagnes sur le linéaire du Rhône, les pesticides glyphosate et dinoterb ont dépassé la valeur limite de l'OEaux de 0.1 µg/L dans des échantillons composites de 24h. Les sources de dinoterb, interdit mais régulièrement retrouvé dans le Rhône, ne sont toujours pas établies. Il n'y a pas de dépassement des limites existantes dans les eaux du Léman à la station SHL2 en 2023.

D'autres substances, comme l'isoproturon, la terbuthylazine et son métabolite, n'avaient pas été quantifiées dans le Rhône depuis 2006 alors qu'elles étaient régulièrement quantifiées dans le Léman à plusieurs profondeurs. L'abaissement de la LOQ des analyses du Rhône a permis de repérer ces substances.

Plus, globalement, pour les pesticides, tant les concentrations dans le Rhône que dans le Léman ont diminué depuis le début des analyses (2004 pour le Léman, 2006 pour le Rhône) (Plagellat et al. 2023). Les concentrations en pesticides dans le Rhône présentaient de grandes fluctuations dans le passé. Depuis 2014, l'amplitude des pics a diminué et les concentrations montrent peu de variations depuis 2018. Les concentrations en pesticides dans le Léman ont fortement baissé sur la période 2004-2010, puis une relative stagnation est observée jusqu'en 2017, et une diminution lente est à nouveau observable depuis. Depuis 2016, les concentrations en pesticides sont plus élevées à 305 m et se distinguent des autres profondeurs échantillonnées. Les sédiments peuvent agir comme source de remobilisation de certaines substances dans la colonne d'eau. Il serait donc intéressant d'analyser certaines substances dans les sédiments afin de confirmer cette hypothèse.

En termes de quantité, la charge annuelle des pesticides quantifiés dans le Rhône à la Porte du Scex a globalement diminuée ces 5 dernières années par rapport aux 5 précédentes (Figure 18). Visiblement les mesures prises dans l'agriculture pour limiter les transferts des parcelles aux cours d'eau, l'interdiction de certaines substances problématiques, comme l'isoproturon en 2020, ou encore les mesures prises pour traiter les eaux usées industrielles ont permis cette baisse des charges.

Concernant les résidus de médicaments, sur un total de 25 substances analysées conjointement dans le Rhône à la Porte du Scex et dans le Léman en 2023, 8 substances sont communément retrouvées dans le Rhône et le Léman (Tableau 6). L'antidiabétique, la metformine est retrouvée en grande quantité aussi bien dans le Rhône que dans le Léman. Sa concentration est souvent plus élevée d'un ordre de grandeur par rapport aux concentrations des autres résidus médicamenteux. Son principal métabolite, la guanylurée, présente une baisse de sa concentration depuis 2 ans dans le Rhône et, pour la première fois depuis le début de son suivi, il n'a pas été détecté dans les eaux du Léman à SHL2.

Ces résidus médicamenteux issus des eaux usées se retrouvent dans les eaux de surface car ils ne sont pas entièrement dégradés par les stations d'épuration. En termes de quantité, la metformine et la guanylurée représente 84% de la charge annuelle des résidus médicamenteux retrouvés à la Porte du Scex en 2023. L'autre substance médicamenteuse trouvée en quantité dans les eaux en 2023 est la méthénamine, avec des concentrations maximales de 0.3 µg/L dans le Rhône et de 0.184 µg/L à la station SHL2.

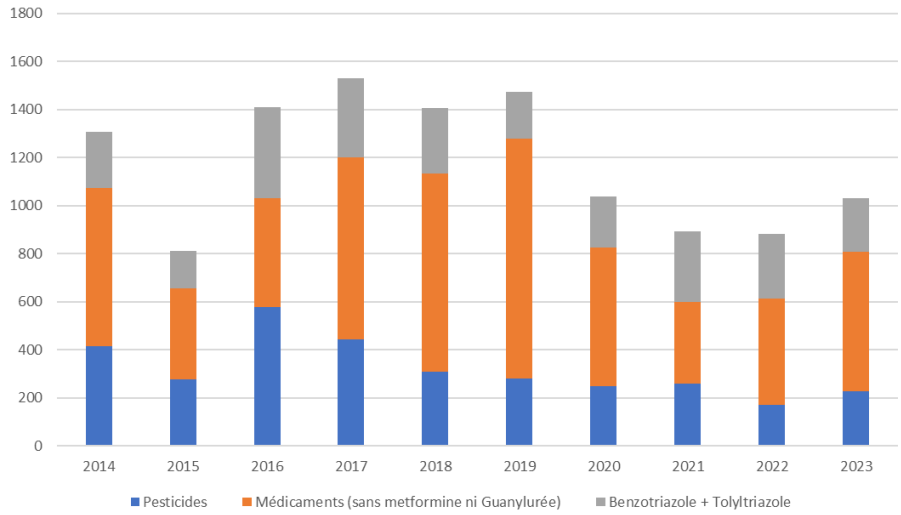


Figure 18. Charges annuelles de micropolluants dans le Rhône à la station de la Porte du Scex calculées pour les pesticides (sans glyphosate ni AMPA), les résidus médicamenteux (sans metformine, ni guyanylurée) et les anticorrosifs benzotriazole et tolyltriazole, en [kg/an]. Les charges annuelles des PFAS et du MTBE n'apparaissent pas sur cette figure.

Figure 18. Annual loads of micropollutants in the Rhône at the Porte du Scex station calculated for pesticides (without glyphosate and AMPA), pharaceuticals (without metformin and guyanylurea) and the anticorrosives benzotriazole and tolyltriazole, in [kg/year]. Annual loads of PFAS and MTBE are not shown in this figure.

L'abaissement des LOQ a permis de quantifier davantage de substances dans le Rhône cette année (i.e. carbamazépine, buvicaïne, sulfaméthoxazole, carisoprodol). Les dynamiques spatio-temporelles et les devenirs des substances médicamenteuses sont complexes. Par exemple, la buvicaïne et la ropivacaïne sont quasi absentes dans le Léman de 1 à 30 m, mais présentes à 100 et 305 m ; la prilocaïne est quantifiée à chaque profondeur de SHL2 sauf à 100m de profondeur ; le carisoprodol est présent à toutes les profondeurs de SHL2 mais quantifié qu'une fois dans le Rhône (Tableau 6). La comparaison entre les résultats des analyses ponctuelles du Léman et celles composites dans le Rhône reste difficile. En effet, plusieurs facteurs sont à prendre en considération pour cette comparaison : le taux de dégradation, le temps de résidence, la dilution, les courants, la profondeur, les autres apports, etc. Parmi les résultats des autres substances organiques, le MTBE est en augmentation dans les eaux du Rhône. Sa charge annuelle à la Porte du Scex est estimée à 2'108 kg en 2023 et elle est en augmentation depuis 2 ans. Des investigations sont en cours pour comprendre les sources de cette substance. Concernant les PFAS, une tendance à la baisse des concentrations, y compris celles du TFA, est observée.

Les analyses menées sur le littoral du Léman, que ce soit dans la baie de Vidy ou dans le lac au large du delta de la Dranse (France), révèlent la présence de substances pesticides et de résidus médicamenteux qui ne sont pas détectés à la station SHL2, indiquant une dégradation et/ou une forte dilution de ces substances. La concentration en ibuprofène mesurée dans la baie de Vidy dépasse le critère de qualité environnementale chronique du Centre Ecotox de 11 ng/L[8]. Au large du delta de la Dranse (France), 5 fongicides sont quantifiés avec un dépassement de la valeur limite Suisse (OEaux) de 0.1 µg/L pour le thiabendazole.

Les résultats du screening de l'EAWAG dans le Léman ont confirmé les résultats de 2021 et 2022 avec la mise en évidence de nouvelles substances, dont certaines, d'origine industrielle, à des concentrations importantes (>0.1 µg/L). Les substances les plus concentrées sont l'acide tetrachlorophtalique et la mélamine. Des produits de contraste ainsi que l'oxypurinol ont été aussi détectés à des concentrations plus importantes que 0.01 µg/L. Grâce à ces résultats, la liste des substances a été adaptée en conséquence pour 2024.

[8] https://www.centreecotox.ch/prestations-d-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite

BIBLIOGRAPHIE

Bernard, M. et Mange, P. (2015). Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162

Bernard, M. et Mange, P. (2016). Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, p121, p155

Bernard, M. et Mange, P. et Maeder, I., (2020). Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, p136

Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., Verbruggen, E., & Bokkers, B. (2021). Risk assessment of per-and polyfluoroalkyl substance mixtures: A relative potency factor approach. Environmental toxicology and chemistry, 40(3), 859-870

Björnsdotter MK, Yeung LWY, Kärrman A, Jogsten IE. (2022). Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake. Environ Sci Technol. 2022 Jan 4;56(1):251-259

Bourgeois, H., Jaussi, M. et Pralong, T. (2021). Micropolluants dans les eaux du Rhône Amont. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2020

Bundschuh Mirco, Schletz, M., Goedkoop W., The mode of bioturbation triggers pesticide remobilization from aquatic sediments, Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 130, 2016, Pages 171-176

Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR) (2019), Acide trifluoroacétique (TFA) dans les eaux, l'eau potable et les eaux usées. Rapport n°258

Décision d'exécution (UE) 2020/1161 de la commission du 4 août 2020 établissant une liste de vigilance relative aux substances soumises à surveillance à l'échelle de l'Union dans le domaine de la politique de l'eau en vertu de la directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil

Directive CE/2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Journal officiel n° L 435 du 23/12/2020. 62 pages

DGE-DIREV, Bilan 2022 de l'épuration Vaudoise, Direction générale de l'environnement (DGE), Direction de l'environnement industriel, urbain et rural (DIREV)

Huntscha S, Michael A. Stravs, Bühlmann A, Christian H. Ahrens, Jürg E. Frey, Francesco Pomati, Juliane Hollender, Ignaz J. Buerge, Marianne E. Balmer, and Thomas Poiger. Seasonal Dynamics of Glyphosate and AMPA in Lake Greifensee: Rapid Microbial Degradation in the Epilimnion During Summer. Environmental Science & Technology 2018 52 (8), 4641-4649

Klein, A., Plagellat, C. (2018) : Micropolluants dans les eaux du Rhône amont et du Léman, Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2012, p76

MétéoSuisse (2024). Bulletin climatologique année 2023. Genève. 16 pages

OEaux (1998, révision 2020). Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er avril 2020) (Suisse)

OFEV (2023). TFA : Explorer les eaux du passé. Texte de Lucienne Rey. https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/dossiers/tfa-explorer-les-eaux-du-passe.html

OPBD 2016 : Ordonnance du DFI du 16 décembre 2016 sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (Suisse)

Ortelli, D., Edder, P., Rapin, F. et Ramseier Gentile, S. (2011). Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman, Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2010, 65-86

Plagellat, C., Chevre, N., Bourgeois, H. et al. (2022). Micropolluants dans les eaux du Rhône amont et du Léman, Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2021

Plagellat, C., Oriez, A., Chevre, N. (2023). Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2022, p118

Poiger, T., Buser, H., Müller, M. (2001). Photodegradation of the pharmaceutical drug diclofenac in a lake: pathway, field measurements, and mathematical modeling. Environ Toxicol Chem. Marco Feb;20(2):256-63. PMID: 11351424.

RIVM (2021). Memorandum on the implementation of the EFSA sum TWI of PFASs. https://www.rivm.nl/sites/default/files/202106/Memorandum%20on%20implementation%20of%20the%20EFSA%20sum%20TWI%20of%20PFASs.pdf

Schaller, T. et Wehrli, B. (1997). Geochimical-Focusing of Manganese in Lake Sediments – An indicator of Deep-Water Oxygen Conditions, Aquatic Geochemistry 2 : 359-378

Scheurer, M., Michel, A., Brauch, H. J., Ruck, W., & Sacher, F. (2012). Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanylurea in the environment and during drinking water treatment. Water research, 46(15), 4790-4802

SEN-VS, Service de l'environnement du canton du Valais. (2019) : Ancienne décharge de Gamsenried. Mise en évidence de benzidine, Communiqué de presse, 1er avril 2019.

Wilkinson, J. L., Boxall, A.B.A, Kolpin, D.V et al (2022). Pharmaceutical pollution of the world's rivers. Proceedings of the National Academy of Sciences, doi: 10.1073/pnas.2113947119

Wu, S., Zhang, L. & Chen, J. (2012). Paracetamol in the environment and its degradation by microorganisms. Appl Microbiol Biotechnol 96, 875–884. https://doi.org/10.1007/s00253-012-4414-4

Base de données des critères de qualité du centre Ecotox : https://www.centreecotox.ch/prestations-d-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite

Base de données NE Ineris : https://substances.ineris.fr/fr/page/9

Base de données ECHA et REACH sur les substances enregistrées dans l'Union Européenne : https://echa.europa.eu/information-on-chemicals

ANNEXES

ANNEXE 1. CAMPAGNE RHÔNE (PORTE DU SCEX) ..... **- 137 -**

ANNEXE 2. CONCENTRATIONS DES MICROPOLLUANTS SUR LE LINÉAIRE DU RHÔNE ..... **- 148 -**

ANNEXE 3. LISTE DES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES À SHL2 EN 2023 ..... **- 159 -**

ANNEXE 4. LISTE DES PESTICIDES RECHERCHÉS EN 2023 ..... **- 160 -**

ANNEXE 5. LISTE DES RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX RECHERCHÉS EN 2023 ..... **- 164 -**

ANNEXE 6. LISTE DES AUTRES SUBSTANCES RECHERCHÉES EN 2023 ..... **- 166 -**

ANNEXE 7. LISTE DES AUTRES SUBSTANCES RECHERCHÉES DANS LES EAUX DU LÉMAN LORS DE L'ANALYSE MULTI RÉSIDUS EN LC-HRMS EN 2022 ET 2023 ..... **- 167 -**

ANNEXE 8. DÉBITS MOYENS DU RHÔNE SUR LA PÉRIODE DE PRÉLÈVEMENT D'EAU (14 JOURS EN MAJORITÉ) À LA PORTE DU SCEX DE 2020, À 2023 (DONNÉES OFEV) ..... **- 168 -**

ANNEXE 9. CONCENTRATIONS ET CHARGES JOURNALIÈRES EN PESTICIDES À LA PORTE DU SCEX ..... **- 169 -**

ANNEXE 10. RÉSULTATS DES MESURES DE PYRÉTHRINOÏDES EN 2023 ..... **- 170 -**

ANNEXE 11. CONCENTRATIONS DES RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX À LA PORTE DU SCEX ..... **- 171 -**

ANNEXE 12. CONCENTRATIONS DE METFORMINE (A) ET GUANYLURÉE (B) À LA PORTE DU SCEX ..... **- 172 -**

ANNEXE 13. AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES, LINÉAIRE DU RHÔNE ..... **- 173 -**

ANNEXE 14. CAMPAGNE LINÉAIRE DU RHÔNE ..... **- 175 -**

ANNEXE 15. SOMME DES 16 PFAS PONDÉRÉS À LEUR TOXICITÉ ..... **- 175 -**

ANNEXE 16. RÉSULTATS EN MÉTAUX ..... **- 176 -**

ANNEXE 17. MANGANÈSE - CAMPAGNES DE JUIN ET SEPTEMBRE 2022 À SHL2 ..... **- 177 -**

ANNEXE 1. CAMPAGNE RHÔNE (PORTE DU SCEX)

Campagne Rhône (Porte du Scex) : concentration en µg/L

[§]baisse LOQ pour certaines substances à partir du 16.01.2023, indiquée en gras

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ µg/L)	LOQ new[§] µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
1	Pesticides	2,6-Dichlorobenzamide*	0.01	**0.005**																											0.000
2		Abaméctine	0.1	0.1																											0.000
3		Alachlor	0.01	**0.002**										0.002																	0.002
4		Amidosulfuron	0.01	**0.005**																											0.000
5		AMPA *	0.01	0.01	0.02	0.028	0.017	0.02	0.03	0.018	0.029	0.019	0.022	0.028	0.0125	0.017				0.016			0.01		0.016	0.015	0.014	0.013	0.015	0.017	0.030
6		Atrazine	0.01	**0.002**																											0.000
7		Atrazine-2-hydroxy *	0.01	**0.001**																											0.000
8		Atrazine-déséthyle*	0.01	**0.005**																											0.000
9		Atrazine-désisopropyle*	0.01	**0.002**																											0.000
10		Azoxystrobine	0.01	**0.002**																											0.000
11		Bénoxacor	0.01	**0.005**																											0.000
12		Bentazone	0.01	**0.005**																											0.000
13		Bicyclopyrone	0.01	**0.002**	<0.01	0.0035		0.009					0.015	0.003																	0.015
14		Boscalid	0.01	0.01																											0.000
15		Carbendazime	0.01	0.01																											0.000
16		Carbofuran	0.01	**0.002**																											0.000

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ (µg/L)	LOQ new§ (µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
17		Chlodinafop-propargyl	0.1	0.01																											0.000
18		Chloridazone	0.01	**0.005**																											0.000
19		Chlorothalonil R417888 *	0.025	0.025																											0.000
20		Chlorothalonil R471811 *	0.05	0.05																											0.000
21		Chlorothalonil R611965*	0.05	0.05																											0.000
22		Chlorothalonil SYN507900*	0.025	0.025																											0.000
23		Chlorpyrifos-éthyle	0.01	0.01																											0.000
24		Chlortoluron	0.01	**0.002**																											0.000
25		Clofentézine	0.01	**0.005**																											0.000
26		Clomazone	0.01	**0.005**																											0.000
27		Cyproconazole	0.01	**0.002**																											0.000
28		Cyprodinil	0.01	**0.002**								0.003																			0.003
29		Cyromazine	0.01	**0.005**																											0.000
30		Diafenthiuron	0.01	0.01																											0.000
31		Diazinon	0.01	**0.001**																					0.001						0.001
32		Dicrotophos	0.01	**0.001**																											0.000
33		Dicyclanil	0.01	**0.005**																											0.000
34		Difénoconazole	0.01	**0.005**																											0.000
35		Difénoxuron	0.01	**0.005**																											0.000

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ (µg/L)	LOQ new§ (µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
36		Diméfuron	0.01	0.01																											0.000
37		Diméthachlore	0.01	**0.002**																											0.000
38		Diméthoate	0.01	**0.002**																											0.000
39		Diméthomorphe	0.01	0.01																											0.000
40		Dinosèbe	0.01	**0.005**																											0.000
41		Dinoterb	0.01	0.01													0.0155	0.013		0.025	0.0195						0.01		0.01		0.025
42		Diuron	0.01	0.01								0.011																			0.011
43		Endosulfan sulfate	0.01	0.01																											0.000
44		Epoxiconazole	0.01	**0.005**																											0.000
45		Ethoxysulfuron	0.1	0.1																											0.000
46		Fénarimol	0.01	0.01																											0.000
47		Fenhexamide	0.01	0.01																											0.000
48		Fenpropidin	0.01	**0.002**																											0.000
49		Fenpropimorphe	0.01	**0.002**																											0.000
50		Fenpyrazamine	0.01	**0.001**																											0.000
51		Fénuron	0.01	**0.001**																											0.000
52		Fluazifop-butyl	0.01	**0.002**																											0.000
53		Fluazinam	0.01	**0.002**																											0.000
54		Fludioxonil	0.01	0.01																											0.000
55		Fluométuron	0.01	0.01																											0.000

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ (µg/L)	LOQ new§ (µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
56		Fluroxypyr	0.01	0.01																											0.000
57		Flurprimidol	0.01	**0.002**																											0.000
58		Flusilazole	0.01	**0.002**																											0.000
59		Foramsulfuron	0.01	**0.005**																											0.000
60		Furathiocarbe	0.01	**0.002**																											0.000
61		Glufosinate	0.01	0.01																											0.000
62		Glyphosate	0.01	0.01	0.011						0.032	0.071	0.069	0.062	0.032	0.019	0.012	0.0105	0.019	0.019	0.012	0.012	0.01	0.012		0.012	0.021		0.033		0.071
63		Hexaflumuron	0.01	0.01																											0.000
64		Imidacloprid	0.01	0.01																											0.000
65		Indoxacarb	0.01	**0.005**																											0.000
66		Iodosulfuronmethyl	0.01	**0.005**																											0.000
67		Isoproturon	0.01	**0.001**																	0.0015										0.002
68		Isopyrazam	0.01	**0.002**																											0.000
69		Isoxaben	0.01	**0.002**																											0.000
70		Lénacile	0.01	**0.005**																											0.000
71		Linuron	0.01	0.01																											0.000
72		Lufenuron	0.01	0.01																											0.000
73		Mandipropamide	0.01	**0.005**																											0.000
74		MCPA	0.01	0.01																											0.000
75		Mécoprop	0.01	0.01																											0.000

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ (µg/L)	LOQ new§ (µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
76		Mépanipyrim	0.01	**0.002**																											0.000
77		Mésotrione	0.01	0.01																											0.000
78		Métalaxyl	0.01	**0.002**											0.003	0.008															0.008
79		Métazachlore	0.01	**0.002**																											0.000
80		Méthidathion	0.01	0.01																											0.000
81		Méthoxyfénozide	0.01	0.01																											0.000
82		Métolachlore	0.01	**0.005**																											0.000
83		Métoxuron	0.01	**0.005**																											0.000
84		Métribuzine	0.01	0.01																											0.000
85		Métsulfuron-méthyle	0.01	**0.005**																											0.000
86		Molinate	0.01	**0.005**																											0.000
87		Nicosulfuron	0.01	**0.002**																											0.000
88		Orthosulfamuron	0.01	0.01																											0.000
89		Oryzalin	0.01	0.01																											0.000
90		Oxadixyl	0.01	0.01																											0.000
91		Penconazole	0.01	**0.002**																											0.000
92		Phosalone	0.01	0.01																											0.000
93		Picoxystrobine	0.01	0.01																											0.000
94		Pinoxadène	0.01	**0.001**																											0.000
95		Pirimicarbe	0.01	**0.002**																											0.000

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ (µg/L)	LOQ new§ (µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
96		Prétilachlore	0.01	**0.005**																											0.000
97		Profénofos	0.01	0.01																											0.000
98		Prométryne	0.01	**0.005**																											0.000
99		Propamocarbe	0.01	**0.005**																											0.000
100		Propanil	0.01	0.01																											0.000
101		Propiconazole	0.01	**0.005**																											0.000
102		Propoxur	0.01	**0.005**																											0.000
103		Prosulfocarbe	0.01	**0.002**																											0.000
104		Pymétrozine	0.01	**0.002**																											0.000
105		Pyrifénox	0.01	0.01																											0.000
106		Pyriftalide	0.01	0.01																											0.000
107		Simazine	0.01	**0.002**																											0.000
108		Simazine-2-hydroxy*	0.01	**0.002**																											0.000
109		Solatenol	0.01	0.01																											0.000
110		Spinosad	0.01	**0.002**																											0.000
111		Spiroxamine	0.01	**0.002**																											0.000
112		Tébuconazole	0.01	**0.005**																											0.000
113		Tébufenpyrade	0.01	**0.005**																											0.000
114		Tébutame	0.01	**0.001**																											0.000
115		Téflubenzuron	0.01	0.01																											0.000

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ (µg/L)	LOQ new§ (µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
116		Terbuméton	0.01	**0.002**																											0.000
117		Terbuthylazine	0.01	**0.002**								0.002																			0.002
118		Terbuthylazine-2-hydroxy *	0.01	**0.002**																											0.000
119		Terbuthylazine-déséthyle*	0.01	**0.002**						0.002																					0.002
120		Terbutryne	0.01	**0.005**																											0.000
121		Thiabendazole	0.01	**0.001**																											0.000
122		Thiacloprid	0.01	**0.002**																											0.000
123		Thiamethoxam	0.01	**0.005**																											0.000
124		Thiobencarb	0.01	**0.005**																											0.000
125		Thiocyclame	0.01	**0.002**																											0.000
126		Trifloxystrobine	0.01	**0.002**																											0.000
127		Trifloxysulfurone	0.01	**0.005**																											0.000
128		Triflumuron	0.01	0.01																											0.000
129		Trifluraline	0.1	0.1																											0.000
		Total pesticides			**0.031**	**0.032**	**0.017**	**0.029**	**0.030**	**0.020**	**0.061**	**0.106**	**0.106**	**0.095**	**0.048**	**0.044**	**0.028**	**0.024**	**0.019**	**0.060**	**0.033**	**0.012**	**0.020**	**0.012**	**0.017**	**0.027**	**0.045**	**0.013**	**0.058**	**0.017**	
1	Autres	Benzotriazole	0.01	0.01	0.0585	0.067	0.0365	0.043	0.0675	0.049	0.065	0.036	0.033	0.032	0.022	0.015	0.0115	0.013	0.0205	0.017	0.0245		0.013	0.016	0.012	0.0165	0.018	0.018	0.018	0.018	0.068
2		Tolyltriazole	0.01	**0.005**	0.031	0.025	0.021	0.023	0.033	0.02	0.027	0.021	0.012	0.014	0.011	0.014	0.0115		0.011		0.007	0.006	0.012	0.009	0.009	0.011	0.014	0.008	0.013	0.0085	0.033
3		1,4-Dioxane	0.05	0.05	0.1	0.08	0.07	0.05	0.07	0.055	0.09			0.07	0.1	0.095	0.06	0.08				0.14	0.26	0.05				0.08			0.260
4		Méthyl tert-butyl ether (MTBE)	0.05	0.05	0.32				0.12		0.105		0.3	0.12	2.05	0.64	0.2		0.89	0.07		0.27	0.11	0.73	0.61	0.99	0.42	0.26			2.050

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ µg/L)	LOQ new§ µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
5		3-/4-Aminobiphenyl*	0.001	0.001																											0.000
6		Benzidine	0.001	0.001																											0.000
1	API & métabolites	Apixaban	0.01	0.01									0.011													0.0125					0.013
2		Azithromycine	0.01	0.01																											0.000
3		Benzonatate	0.01	**0.005**																											0.000
4		Bupivacaïne	0.01	**0.001**									0.007	0.003	0.004	0.001									0.002	0.0055		0.004	0.005		0.007
5		Carbamazépine	0.01	**0.002**		0.0065	0.0025	0.003	0.0035		0.004	0.005	0.003	0.003	0.003										0.002	0.0025	0.003	0.002	0.004	0.003	0.007
6		Carbidopa	0.01	0.01																											0.000
7		Carisoprodol	0.01	**0.005**		0.0065																									0.007
8		Cibamino-(S)	0.01	**0.002**																											0.000
9		Clarithromycine	0.01	**0.002**																					0.002	0.0025		0.003	0.002	0.003	0.003
10		Déanol	0.05	0.05																											0.000
11		Diclofénac	0.01	0.01	0.0305	0.032	0.017	0.019	0.017	0.012	0.017					0.013								0.016	0.0115			0.014		0.0145	0.032
12		Guanylurea*	0.05	0.05	0.5185	0.407	0.116	0.233	0.2705	0.338	0.333	0.334	0.2295	0.153	0.156	0.231	0.167	0.082	0.101	0.122	0.132	0.092	0.1165	0.119	0.175	0.2045	0.142	0.075	0.101	0.114	0.519
13		Irbésartan	0.01	0.01	<0.01																										0.000
14		Mémantine	0.01	0.01																											0.000
15		Mépivacaine	0.01	**0.001**			0.01	0.016	0.0255	0.045	0.0665	0.037	0.018	0.0025					0.002	0.001	0.002										0.067
16		Metformine	0.01	0.01	0.736	0.905	0.4625	0.453	0.508	0.389	0.5425	0.516	0.4225	0.271	0.177	0.133	0.0955	0.105	0.1155	0.122	0.134	0.105	0.124	0.1515	0.156	0.2245	0.246	0.327	0.223	0.279	0.905
17		Méthénamine	0.05	0.05	0.1205	0.192						0.084		0.175	0.0645	0.143	0.0515	0.055				0.084	0.301	0.055							0.301
18		Prilocaïne	0.01	**0.002**										0.0165	0.055	0.005	0.0105						0.004	0.0205	0.0445	0.2135	0.111	0.111	0.02	0.005	0.214

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ (µg/L)	LOQ new§ (µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
19		Propofol	0.01	0.01																											0.000
20		Ribavirine	0.1	0.1																											0.000
21		Ropivacaïne	0.01	**0.002**																	0.008	0.016							0.002		0.016
22		Sulfaméthoxazole	0.01	**0.005**	<0.01	0.012	0.007	0.009	0.0085		0.007	0.006	0.007													0.0065	0.006	0.006			0.012
23		Ticlopidine	0.01	**0.002**																											0.000
24		Trimétazidine	0.01	0.01																											0.000
25		Xipamide	0.01	**0.005**																											0.000
26		Substance 01	0.01	**0.005**																											0.000
27		Substance 02	0.01	0.01																											0.000
28		Substance 03	0.01	0.01																											0.000
29		Substance 04	0.01	**0.005**																											0.000
30		Substance 05	0.01	0.01																											0.000
31		Substance 06	0.05	0.01																											0.000
32		Substance 07	0.01	0.01																											0.000
33		Substance 08	0.01	**0.005**																											0.000
34		Substance 09	0.01	**0.002**																											0.000
35		Substance 10	0.01	**0.002**																											0.000
36		Substance 11	0.01	**0.005**																											0.000
		Total API & métabolites			**1.41**	**1.56**	**0.62**	**0.73**	**0.83**	**0.78**	**0.97**	**0.98**	**0.70**	**0.62**	**0.46**	**0.53**	**0.32**	**0.24**	**0.22**	**0.25**	**0.28**	**0.30**	**0.55**	**0.36**	**0.39**	**0.67**	**0.51**	**0.54**	**0.36**	**0.42**	

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ µg/L)	LOQ new[§] µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
1	Composés perfluorés	Acide trifluoroacétique (TFA)	1	1																											0.000
2		PFBA	0.001	0.001		0.0015		0.001	0.0015							0.001				0.001	0.0015		0.002						0.002	0.0015	0.002
3		PFBS	0.001	0.001																											0.000
4		PFDA	0.001	0.001																											0.000
5		PFDoDA	0.002	0.002																											0.000
6		PFDS	0.001	0.001	<0.001										<0.001																0.000
7		PFHpA	0.001	0.001	<0.001															0.0015	0.0025		0.002								0.003
8		PFHpS	0.001	0.001	<0.001																										0.000
9		PFHxA	0.001	0.001										0.002		0.001															0.002
10		PFHxS y compris amifiés	0.001	0.001		0.001																									0.001
11		PFNA	0.001	0.001																											0.000
12		PFOA y compris amifiés	0.001	0.001											<0.001																0.000
13		PFOS y compris amifiés	0.001	0.001	<0.001	0.002								0.002														0.001			0.002
14		PFPeA	0.001	0.001																											0.000
15		PFPeS	0.001	0.001																											0.000
16		PFTeDA	0.002	0.002																											0.000
17		PFUnDA	0.001	0.001																											0.000
		Débit moyen 14 jours Porte du Scex (m3/s)			109.3	87.3	171.2	133.2	122.2	158.9	118.5	117.6	128.6	190.0	213.9	272.9	315.8	353.2	321.5	314.5	237.2	336.7	228.7	220.1	173.5	134.1	138.7	218.3	204.7	247.9	

	2023	Sample Id			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	Concentrations en µg/L			date de la fin de l'échantillonnage	02.01.2023	16.01.2023	30.01.2023	13.02.2023	27.02.2023	13.03.2023	27.03.2023	10.04.2023	24.04.2023	08.05.2023	22.05.2023	05.06.2023	19.06.2023	03.07.2023	17.07.2023	31.07.2023	14.08.2023	28.08.2023	11.09.2023	25.09.2023	09.10.2023	23.10.2023	06.11.2023	20.11.2023	04.12.2023	18.12.2023	valeur max (µg/L)
#	catégorie	nom substance	LOQ (µg/L)	LOQ new[§] (µg/L)	*NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, *Métabolites de pesticides ou de résidus médicamentaux*																										
		durée de prélèvement (jour)			14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	14.0	

ANNEXE 2. CONCENTRATIONS DES MICROPOLLUANTS SUR LE LINÉAIRE DU RHÔNE DE VIÈGE À MONTHEY EN HIVER ET AUTOMNE 2023

*Concentrations des micropolluants sur le linéaire du Rhône de Viège à Monthey en hiver et automne 2023. NA signifie « non analysé », case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, * métabolites de pesticides ou résidus médicamenteux*

*Concentrations of micropollutants in the Rhône waters from Viège to Monthey in winter and autumn 2023. NA "means not analysed", empty cell means "not detected", <LOQ means "below the Limit Of Quantification", * means metabolites (pesticides or pharmaceuticals)*

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**		**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau		pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h		24h	<24h	24h	24h	24h
	Pesticides												
1	2.6-Dichlorobenzamide*	0.005											
2	Abaméctine	0.1											
3	Alachlor	0.002											
4	Amidosulfuron	0.005											
5	**AMPA***	**0.01**	**0.038**	**0.032**	**0.06**	**0.203**	**0.03**				**0.016**		
6	**Atrazine**	**0.002**	**0.002**										
7	**Atrazine-2-hydroxy***	**0.001**							**0.001**				
8	Atrazine-déisopropyle*	0.005											
9	Atrazine-déséthyle*	0.002											
10	Azoxystrobine	0.002											
11	Bénoxacor	0.005											
12	Bentazone	0.005											
13	**Bicyclopyrone**	**0.002**					**0.043**						

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**	**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**	**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h	24h	<24h	24h	24h	24h
14	Boscalid	0.01										
15	Carbendazime	0.01										
16	Carbofuran	0.002										
17	Chloridazone	0.005										
18	Chlorothalonil R417888*	0.025										
19	Chlorothalonil R471811*	0.05										
20	Chlorothalonil R611965*	0.05										
21	Chlorothalonil SYN507900*	0.025										
22	Chlorpyrifos-éthyle	0.01										
23	Chlortoluron	0.002										
24	Clodinafop-propargyl	0.01										
25	Clofentézine	0.005										
26	Clomazone	0.005										
27	Cyproconazole	0.002										
28	Cyprodinil	0.002										
29	Cyromazine	0.005										
30	Diafenthiuron	0.01										
31	Diazinon	0.001										
32	Dicrotophos	0.001										

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**		**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau		pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h		24h	<24h	24h	24h	24h
33	Dicyclanil	0.005											
34	Difénoconazole	0.005											
35	Difénoxuron	0.005											
36	Diméfuron	0.01											
37	Diméthachlore	0.002											
38	Diméthoate	0.002											
39	Diméthomorphe	0.01											
40	Dinosèbe	0.005											
41	**Dinoterb**	**0.01**	**0.16**			**0.01**				**0.011**			
42	Diuron	0.01											
43	Endosulfan sulfate	0.01											
44	Epoxiconazole	0.005											
45	Ethoxysulfuron	0.1											
46	Fénarimol	0.01											
47	Fenhexamide	0.01											
48	Fenpropidine	0.002											
49	Fenpropimorphe	0.002											
50	Fenpyrazamine	0.001											
51	**Fénuron**	**0.001**				**0.002**			**0.001**				

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**	**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**	**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h	24h	<24h	24h	24h	24h
52	Fluazifop-butyle	0.002										
53	Fluazinam	0.002										
54	**Fludioxonil**	**0.01**					**0.015**					
55	Fluométuron	0.01										
56	Fluroxypyr	0.01										
57	Flurprimidol	0.002										
58	Flusilazole	0.002										
59	Foramsulfuron	0.005										
60	Furathiocarbe	0.002										
61	Glufosinate	0.01										
62	**Glyphosate**	**0.01**	**0.02**		**0.086**	**0.217**	**0.014**			**0.0175**		
63	Hexaflumuron	0.01										
64	Imidacloprid	0.01										
65	Indoxacarbe	0.005										
66	Iodosulfuron-méthyle	0.005										
67	Isoproturon	0.001										
68	Isopyrazam	0.002										
69	Isoxaben	0.002										
70	Lénacile	0.005										

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**	**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**	**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h	24h	<24h	24h	24h	24h
71	Linuron	0.01										
72	Lufénurone	0.01										
73	Mandipropamide	0.005										
74	MCPA	0.01										
75	Mécoprop	0.01										
76	Mépanipyrim	0.002										
77	Mésotrione	0.01										
78	Métalaxyl	0.002										
79	Métazachlore	0.002										
80	Méthidathion	0.01										
81	Méthoxyfénozide	0.01										
82	Métolachlore	0.005										
83	Métoxuron	0.005										
84	Métribuzine	0.01										
85	Métsulfuron-méthyle	0.005										
86	Molinate	0.005										
87	Nicosulfuron	0.002										
88	Orthosulfamuron	0.01										
89	Oryzalin	0.01										

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**	**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**	**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h	24h	<24h	24h	24h	24h
90	Oxadixyl	0.01										
91	Penconazole	0.002										
92	Phosalone	0.01										
93	Picoxystrobine	0.01										
94	Pinoxadène	0.001										
95	Pirimicarbe	0.002										
96	Prétilachlore	0.005										
97	Profénofos	0.01										
98	Prométryne	0.005										
99	Propamocarbe	0.005										
100	Propanil	0.01										
101	Propiconazole	0.005										
102	Propoxur	0.005										
103	Prosulfocarbe	0.002										
104	Pymétrozine	0.002										
105	Pyrifénox	0.01										
106	Pyriftalide	0.01										
107	Simazine	0.002										
108	Simazine-2-hydroxy*	0.002										

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**	**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**	**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h	24h	<24h	24h	24h	24h
109	Solatenol	0.01										
110	Spinosad A	0.002										
111	Spiroxamine	0.002										
112	Tébuconazole	0.005										
113	Tébufenpyrade	0.005										
114	Tébutame	0.001										
115	Téflubenzuron	0.01										
116	Terbuméton	0.002										
117	**Terbuthylazine**	**0.002**			**0.002**							
118	Terbuthylazine-2-hydroxy*	0.002										
119	Terbuthylazine-déséthyle*	0.002										
120	Terbutryne	0.005										
121	Thiabendazole	0.001										
122	Thiacloprid	0.002										
123	Thiamethoxam	0.005										
124	Thiobencarb	0.005										
125	Thiocyclame	0.002										
126	Trifloxystrobine	0.002										
127	Trifloxysulfurone	0.005										

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**	**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**	**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h	24h	<24h	24h	24h	24h
128	Triflumuron	0.01										
129	Trifluraline	0.1										
	API et métabolites											
1	Apixaban	0.01										
2	Azithromycine	0.01										
3	Benzonatate	0.005										
4	Bupivacaïne	0.001										
5	**Carbamazépine**	**0.002**		**0.003**		**0.003**	**0.003**		**0.002**			**0.003**
6	Carbidopa	0.01										
7	Carisoprodol	0.005										
8	Cibamino-(S)	0.002										
9	Clarithromycine	0.002							0.002	0.002		
10	Déanol	0.05										
11	**Diclofénac**	**0.01**	**0.014**	**0.029**	**0.011**	**0.015**	**0.015**	**0.011**	**0.01**	**0.015**	**0.013**	**0.014**
12	**Guanylurea ***	**0.05**	**0.076**	**0.098**	**0.125**	**0.143**	**0.143**	**0.133**	**0.139**	**0.174**	**0.088**	**0.14**
13	Irbésartan	0.01										
14	Mémantine	0.01										
15	**Mépivacaine**	**0.001**				**0.016**	**0.014**					
16	**Metformine**	**0.01**	**0.446**	**0.592**	**0.331**	**0.366**	**0.356**	**0.134**	**0.127**	**0.271**	**0.1745**	**0.232**

	2023											5		
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)			**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées			**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon			**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**		**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo			beau	beau	beau	beau	beau		pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*		15h	22h	24h	24h	24h		24h	<24h	24h	24h	24h
17	**Méthénamine**	**0.05**			**0.073**		**0.077**	**0.071**			**0.077**			
18	**Prilocaïne**	**0.002**											**0.122**	**0.2**
19	Propofol	0.01												
20	Ribavirine	0.1												
21	Ropivacaïne	0.002												
22	Sulfaméthoxazole	0.005												
23	Ticlopidine	0.002												
24	Trimétazidine	0.01												
25	Xipamide	0.005												
26	Substance 01	0.005												
27	Substance 02	0.01												
28	Substance 03	0.01												
29	Substance 04	0.005												
30	Substance 05	0.01												
31	Substance 06	0.01		NA	NA	NA	NA	NA						
32	Substance 07	0.01												
33	Substance 08	0.005												
34	Substance 09	0.002												
35	Substance 10	0.002												

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**		**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau		pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h		24h	<24h	24h	24h	24h
36	Substance 11	0.005											
	Autres												
1	**Benzotriazole**	**0.01**	**0.033**	**0.043**	**0.0265**	**0.027**	**0.039**				**0.013**	**0.01**	**0.014**
2	**Tolyltriazole**	**0.005**	**0.008**	**0.016**	**0.0095**	**0.01**	**0.015**			**0.008**	**0.009**	**0.008**	**0.012**
3	**1.4-Dioxane**	**0.05**		**0.255**						**0.07**	**0.08**		
4	**Méthyl tert-butyl éther (MTBE)**	**0.05**	**0.07**	**0.22**					**3.23**	**2.52**	**0.46**	**0.17**	**0.57**
5	3-/4-Aminobiphenyl *	0.001											
6	Benzidine	0.001											
	Alkyls perfluorés et polyfluorés												
1	**Acide trifluoroacétique (TFA)**	**1**					**1**						
2	PFBA	0.001											
3	PFBS	0.001											
4	PFDA	0.001											
5	PFDoDA	0.002											
6	PFDS	0.001											
7	PFHpA	0.001											
8	PFHpS	0.001											
9	PFHxA	0.001											
10	PFHxS y compris ramifiés	0.001											

	2023											5	
	Lieu du prélèvement (moyen 24h)		**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**	**Raron Amont Viège**	**Turtmann Aval Viège**	**Aval Martigny**	**Amont Monthey**	**Aval Monthey**
	Coordonnées		**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**	**2'627'856 / 1'128'463**	**2'620'167 / 1'128'743**	**2'569'614 / 1'110'236**	**2'564'339 / 1'123'182**	**2'563'287 / 1'125'118**
	Date de l'échantillon		**31.01.2023**	**31.01.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**07.02.2023**	**24.10.2023**	**24.10.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**	**07.11.2023**
	Météo		beau	beau	beau	beau	beau	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux	pluvieux
	Durée d'échantillonnage	*LOQ [µg/L]*	15h	22h	24h	24h	24h	24h	<24h	24h	24h	24h
11	PFNA	0.001										
12	PFOA y compris ramifiés	0.001										
13	PFOS y compris ramifiés	0.001										
14	PFPeA	0.001										
15	PFPeS	0.001										
16	PFTeDA (PFTA)	0.002										
17	PFUnDA (PFUnA)	0.001										

ANNEXE 3. LISTE DES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES À SHL2 EN 2023

Aluminium	Cérium	Molybdène	Tungstène
Antimoine	Chrome	Nickel	Uranium
Argent	Cobalt	Plomb	Vanadium
Arsenic	Cuivre	Rubidium	Zinc
Baryum	Fer	Strontium	
Bore	Gadolinium	Thallium	
Cadmium	Manganèse	Titane	

ANNEXE 4. LISTE DES PESTICIDES RECHERCHÉS EN 2023

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Rhône 2023	Léman 2023	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Abamectine	71751-41-2	Insecticide	X	X	0.1/0.002	0.1[2]
Alachlore	15972-60-8	Herbicide	x	X	0.002/0.001	0.1[2]
Ametryne	834-12-8	Herbicide		X	0.001	0.1[2]
Amidosulfuron	120923-37-7	Herbicide	X	X	0.005	0.1[2]
AMPA	1066-51-9	Métabolite	X	X	0.01/0.003	1500[1]/0.1[2]
Atrazine	1912-24-9	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Atrazine-2-hydroxy	2163-68-0	Métabolite, Herbicide Atrazine	X	X	0.001	0.1[2]
Atrazine-desethyl	6190-65-4	Métabolite, Herbicide Atrazine	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Atrazine-desethyl-desisopropyl	3397-62-4	Métabolite, Herbicide Atrazine		X	0.001	0.1[2]
Atrazine-desisopropyl	1007-28-9	Métabolite, Herbicide Atrazine	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Azoxystrobine	131860-33-8	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.2[1]/0.1[2]
Benoxacor	98730-04-2	Phytoprotecteur	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Bentazone	25057-89-0	Herbicide	X	X	0.005/0.001	270[1]/0.1[2]
Bicyclopyrone	352010-68-5	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Boscalide (Nicobifen)	188425-85-6	Fongicide	X	X	0.01/0.001	12[1]/0.1[2]
Buprofezine	953030-84-7	Insecticide		X	0.001	0.1[2]
Carbendazime	10605-21-7	Fongicide	X	X	0.01/0.01	2[1]/0.1[2]
Carbofuran	1563-66-2	Insecticide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Chloridazon	1698-60-8	Herbicide	x	X	0.005/0.001	10[1]/0.1[2]
Chlorobromuron	13360-45-7	Herbicide		X	0.001	0.1[2]
Chlorothalonil R611968		Métabolite		X	0.05	
ChlorothalonilR417888		Métabolite	X	X	0.025/ 0.05	0.1[2]
ChlorothalonilR471811		Métabolite	X	X	0.05	0.1[2]
ChlorothalonilR611965	142733-37-7	Métabolite	X	X	0.05	0.1[2]
ChlorothalonilSYN507900		Métabolite	X	X	0.025/ 0.05	0.1[2]
Chlorotoluron	15545-48-9	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.6[1]/0.1[2]
Chlorpyriphos-ethyl	2921-88-2	Insecticide	X	X	0.01	$4.6*10^{-4}$ [1]
Clodinafop-propargyl	105512-06-9	Insecticide	x	X	0.1/0.01	0.1[2]
Clofentezine	74115-24-5	Acaricide	X	X	0.005/0.002	0.1[2]
Clomazone	81777-89-1	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Cyproconazole	94361-06-5	Fongicide	X	X	0.002/0.001	1.3[1]/0.1[2]
Cyprodinil	121552-61-2	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.33[1]/0.1[2]
Cyromazine	66215-27-8	Insecticide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Diafenthiuron	80060-09-9	Insecticide	x	X	0.01/0.01	0.1[2]
Diazinon	333-41-5	Insecticide phosphoré	x	X	0.001	0.012[2]
Dichlorobenzamide-2,6	2008-58-4	Métabolite, Fongicide Fluopicolide	x	X	0.01/0.001	0.1[2]
Dicrotophos	141-66-2	Insecticide	X	X	0.001	0.1[2]
Dicyclanil	112636-83-6	Insecticide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Difenoconazole	119446-68-3	Fongicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]

Difenoxuron	14214-32-5	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Dimefuron	34205-21-5	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Dimethachlore	50563-36-5	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.12[1]/0.1[2]
Dimethoate	60-51-5	Insecticide	X	X	0.002/0.001	0.07[1]/0.1[2]
Dimethomorphe	110488-70-5	Fongicide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Dinosebe	88-85-7	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Dinoterbe	1420-07-1	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Diuron	330-54-1	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.07[2]
Endosulfan-sulfate	1031-07-8	Métabolite, Insecticide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Epoxiconazole	133855-98-8	Fongicide	X	X	0.005/0.001	0.2[1]/0.1[2]
Ethoxysulfuron	126801-58-9	Herbicide	X	X	0.1/0.005	0.1[2]
Fenarimol	60168-88-9	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Fenhexamide	126833-17-8	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Fenpropidine	67306-00-7	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Fenpropimorphe	67564-91-4	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.016[1]/0.1[2]
Fenpyrazamine	473798-59-3	Fongicide	X	X	0.001	0.1[2]
Fenuron	101-42-8	Herbicide	X	X	0.001	0.1[2]
Fluazifop-butyl	69806-50-4	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Fluaziname	79622-59-6	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Fludioxonil	131341-86-1	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Fluometuron	2164-17-2	Herbicide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Fluroxypyr	69377-81-7	Herbicide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Flurprimidole	56425-91-3	Régulateur de croissance	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Flusilazole	85509-19-9	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Foramsulfuron	173159-57-4	Herbicide	X	X	0.005/0.002	0.017[1]/0.1[2]
Furathiocarbe	65907-30-4	Insecticide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Glufosinate	51276-47-2	Herbicide	X	X	0.01/0.002	0.1[2]
Glyphosate	1071-83-6	Herbicide	X	X	0.01/0.003	120[1]/0.1[2]
Hexaflumuron	86479-06-3	Insecticide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Imidaclopride	138261-41-3	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.013[2]
Indoxacarbe	173584-44-6	Insecticide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Iodosulfuron-methyl	144550-36-7	Herbicide	X	X	0.005/0.002	0.1[2]
Isoproturon	34123-59-6	Herbicide	X	X	0.001	0.64[1]/0.1[2]
Isopyrazam	881685-58-1	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Isoxaben	82558-50-7	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Lenacile	2164-08-1	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Linuron	330-55-2	Herbicide	X	X	0.005/0.01	0.26[1]/0.1[2]
Lufenuron	103055-07-8	Insecticide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Mandipropamid	374726-62-2	Fongicide	X	X	0.005/0.001	14.6[1]/0.1[2]
MCPA	94-74-6	Herbicide	X	X	0.01/0.01	0.66[2]
Mecoprop	7085-19-0	Herbicide	X	X	0.01/0.001	3.6[1]/0.1[2]
Mepanipyrim	110235-47-7	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Mesotrione	104206-82-8	Herbicide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Metalaxyl	57837-19-1	Fongicide	X	X	0.002/0.001	20[1]/0.1[2]
Metamitrone	41394-05-2	Herbicide		X	0.001	4.0[1]/0.1[2]
Metazachlore	67129-08-2	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.02[2]
Methidathion	950-37-8	Insecticide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Methoxyfenozide	161050-58-4	Insecticide	X	X	0.01/0.01	0.086[1]/0.1[2]
Metobromuron	3060-89-7	Herbicide		X	0.001	0.1[2]

Metolachlore	51218-45-2	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.69[1]/0.1[2]
Metoxuron	19937-59-8	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Metribuzine	21087-64-9	Herbicide	X	X	0.01/0.01	0.058[2]
Metsulfuron-methyl	74223-64-6	Herbicide	x	X	0.005/0.001	0.1[2]
Molinate	2212-67-1	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Monolinuron	1746-81-2	Herbicide		X	0.001	0.1[2]
Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.0087[2]
Orthosulfamuron	213464-77-8	Herbicide	X	X	0.01/0.005	0.1[2]
Oryzalin	19044-88-3	Herbicide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Oxadixyl	77732-09-3	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Penconazole	66246-88-6	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Phosalone	2310-17-0	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Picoxystrobin	117428-22-5	Fongicide	X	X	0.01	0.072[1]/0.1[2]
Pinoxaden	243973-20-8	Herbicide	X	X	0.001	0.1[2]
Pirimicarbe	23103-98-2	Insecticide	X	X	0.002/0.001	0.09[2]
Pretilachlor	51218-49-6	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Prochloraze	67747-09-5	Fongicide		X	0.001	0.1[2]
Profenophos	41198-08-7	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Prometryne	7287-19-6	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Propamocarbe	24579-73-5	Fongicide	x	X	0.005/0.001	1000[1]/0.1[2]
Propanil	709-98-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Propazine	139-40-2	Herbicide		X	0.001	0.1[2]
Propiconazole	60207-90-1	Fongicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Propoxur	114-26-1	Insecticide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Propyzamide	23950-58-5	Herbicide		X	0.001	0.063[1]/0.1[2]
Prosulfocarbe	52888-80-9	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Pymetrozine	123312-89-0	Insecticide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Pyrifenox	88283-41-4	Fongicide	X	X	0.01/0.01	0.1[2]
Pyriftalide	135186-78-6	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Pyrimethanil	53112-28-0	Fongicide		X	0.001	0.1[2]
Sebuthylazine	7286-69-3	Herbicide		X	0.001	0.1[2]
Simazine	122-34-9	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Simazine-2-hydroxy	2599-11-3	Métabolite, Herbicide Simazine	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Solatenol	1072957-71-1	Fongicide	X	X	0.01/0.005	0.1[2]
Spinosade	168316-95-8	Insecticide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Spiroxamine	118134-30-8	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.630[1]/0.1[2]
Tebuconazole	107534-96-3	Fongicide	X	X	0.005/0.001	0.24[1]/0.1[2]
Tebufenpyrade	119168-77-3	Acaricide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Tebutame	35256-85-0	Herbicide	X	X	0.001/0.001	0.1[2]
Teflubenzuron	83121-18-0	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Terbumeton	33693-04-8	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Terbuthylazine	5915-41-3	Herbicide	X	X	0.002/0.001	0.22[1]/0.1[2]
Terbuthylazine-desethyl	30125-63-4	Métabolite, Herbicide Terbuthylazine	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Terbuthylazine-2-hydroxy	66753-07-9	Métabolite, Herbicide Terbuthylazine	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Terbutryne	886-50-0	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.065[2]
Thiabendazole	148-79-8	Fongicide	X	X	0.001	0.1[2]
Thiaclopride	111988-49-9	Insecticide	X	X	0.002/0.001	0.01[2]

Thiamethoxam	153719-23-4	Insecticide	X	X	0.005/0.001	0.042[2]
Thiobencarbe	28249-77-6	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Thiocyclame	31895-21-3	Insecticide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Trifloxystrobine	141517-21-7	Fongicide	X	X	0.002/0.001	0.1[2]
Trifloxysulfuron	145099-21-4	Herbicide	X	X	0.005/0.001	0.1[2]
Triflumuron	64628-44-0	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1[2]
Trifluraline	1582-09-8	Herbicide	X	X	0.1/0.01	0.1[2]

[1] Critère de qualité environnementale chronique (https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/)

[2] limites annexe 2 OEaux

ANNEXE 5. LISTE DES RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX RECHERCHÉS EN 2023

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Rhône 2023	Léman 2023	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
17-α-Ethinylestradiol	57-63-6	Hormone de synthèse		X	0.005	0.000037[1]
Acide mefenamique	61-68-7	Analgésique		X	0.001	1.1[1]
Atenolol	29122-68-7	Bêta-bloquant		X	0.001	150[1]
Azithromycine	83905-01-5	Antibiotique	X	X	0.01	0.19[2]
Benzonatate	104-31-4	Antitussif	X	X	0.005/0.001	
Bezafibrate	41859-67-0	Hypolipémiant		X	0.001	2.3[1]
Apixaban	503612-47-3	Anticoagulant	X	x	0.01	
Bupivacaine	38396-39-3	Anesthésique	X	X	0.001	
Carbamazepine	298-46-4	Antiépileptique	X	X	0.002/0.001	2.0[1]
Carbidopa	28860-95-9	Maladie de parkinson	X	X	0.01	
Carisoprodol	78-44-4	Anti-douleur	X	X	0.005/0.004	
Ceftiofur	80370-57-6	Antibiotique		X	0.004	
Cibamino-(S)	109010-60-8	Intermédiaire	X	x	0.002/0.01	
Ciprofloxacine	85721-33-1	Antibiotique		X	0.001	0.089[1]
Clarithromycine	81103-11-9	Antibiotique	X	X	0.002/ 0.01	0.12[1]
Clindamycine	18323-44-9	Antibiotique		X	0.001	
Cocaine	50-36-2	Stupéfiant		X	0.001	
Deanol	108-01-0	Cosmétique/Traitement asthénie	X	X	0.05/0.1	
Diclofenac	15307-86-5	Analgésique	X	X	0.01	0.05[2]
Estriol	50-27-1	Hormone		X	0.005	
Estrone	53-16-7	Hormone		X	0.005	0.0036[1]
Gemfibrozil	25812-30-0	Hypolipémiant		X	0.004	
Guanylurea	141-83-3	Produit dégradation Metformine	X	X	0.05	
Ibuprofene	15687-27-1	Analgésique		X	0.004	0.011[1]
Irbesartan	138402-11-6	Antihypertenseur	X	X	0.01/0.004	700[1]
Ketoprofene	22071-15-4	Analgésique		X	0.004	
Mémantine	41100-52-1	Traitement Alzheimer	X	x	0.01	
Mepivacaine	96-88-8	Anesthésique local	X	X	0.001/0.004	
Metformine	657-24-9	Antidiabétique	X	X	0.01/0.010	160[1]
Methenamine	100-97-0	Antiseptique	X	X	0.05/0.01	
Metoprolol	37350-58-6	Bêta-bloquant		X	0.004	8.6[1]
Mirtazapine	85650-52-8	Antidépresseur		X	0.004	
Naproxene	22204-53-1	Analgésique		X	0.001	1.7[1]
Oxazepam	604-75-1	Anxiolytique		X	0.001	
Paracetamol	103-90-2	Analgésique		X	0.001	
Pravastatine	81093-37-0	Hypolipémiant		X	0.001	
Prilocaine	721-50-6	Anesthésique	X	X	0.002/0.001	
Primidone	125-33-7	Analgésique		X	0.004	
Propofol	2078-54-8	Anesthésique	X	X	0.01	
Propranolol	525-66-6	Bêta-bloquant		X	0.001	0.16[1]
Ribavarine	36791-04-5	Virostatique	X	X	0.1/0.1	
Ropivacaine	84057-95-4	Anesthésiant	X	X	0.002/0.01	
Sertraline	79617-96-2	Psychotrope		X	0.001	
Sulfadimethoxine	122-11-2	Antibiotique		X	0.004	
Sulfamethazine	57-68-1	Antibiotique		X	0.001	30[1]

Sulfamethoxazole	723-46-6	Antibiotique	X	X	0.005/0.004	0.6[1]
Ticlopidine	55142-85-3	Antiagrégant plaquettaire	X	X	0.002/0.001	
Torasemide	56211-40-6	Anti-Hypertenseur		X	0.001	
Tramadol	27203-92-5	Antalgique, narcotique		X	0.001	
Trimétazidine	13171-25-0	Traitement vertige et angine poitrine	X	X	0.01/0.001	
Triméthoprime	738-70-5	Antibiotique		X	0.01	
Tylosine	1401-69-0	Bactériostatique macrolide		X	0.004	
Venlafaxine	93413-69-5	Antidépresseur		X	0.004	
Xipamide	14293-44-8	Diurétique	X	X	0.005/0.004	
β-Estradiol	50-28-2	Hormone		X	0.005	0.0004[1]

[1] : Critère de qualité environnementale chronique (https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/)

[2] : limites annexe 2 OEaux

ANNEXE 6. LISTE DES AUTRES SUBSTANCES RECHERCHÉES EN 2023

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Rhône 2023	Léman 2023	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Benzotriazole	95-14-7	Additif anticorrosion	X	X	0.01	19[1]
Tolytriazole	29385-43-1	Additif anticorrosion	X	X	0.005/0.01	
1,4- Dioxane	123-91-1	Solvant	X	X	0.001/0.05	
Methyl tert-butyl éther (MTBE)	1634-04-4	Additif essence	X	X	0.1	
Benzidine	92-87-5	Additif	X	X	0.001	
4-Aminobiphenyl	92-67-1	Métabolite - Benzidine	X	X	0.001	
Substance 01			X		0.005	
Substance 02			X		0.01	
Substance 03			X		0.01	
Substance 04			X		0.005	
Substance 05			X		0.01	
Substance 06			X		0.01	
Substance 07			X		0.01	
Substance 08			X		0.005	
Substance 09			X		0.002	
Substance 10			X		0.002	
Substance 11			X		0.005	
Acide perfluorobutane sulfonique (PFBS)			X		0.01	
Acide perfluorobutanoïque (PFBA)			X		0.01	
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)			X		0.01	
Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)			X		0.01	
Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)			X		0.01	
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)			X		0.01	
Acide perfluorononanoïque (PFNA)			X		0.01	
Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)			X		0.01	
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)			X		0.01	
Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)			X		0.01	
Acide perfluoroundécanoïque (PFUnDA)			X		0.01	
Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA)			X		0.002	
Acide perfluorodécane sulfonique (PFDS)			X		0.001	
Acide perfluoroheptane sulfonique (PFHpS)			X		0.001	
Acide perfluoropentane sulfonique (PFPeS)			X		0.001	
Acide perfluorotetradécanoïque (PFTeDA)			X		0.002	
Acide trifluoroacétique (TFA)			X		1	

[1] Critère de qualité environnementale chronique (https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/)

[2] limites annexe 2 OEaux

ANNEXE 7. LISTE DES AUTRES SUBSTANCES RECHERCHÉES DANS LES EAUX DU LÉMAN LORS DE L'ANALYSE MULTI RÉSIDUS EN LC-HRMS EN 2022 ET 2023

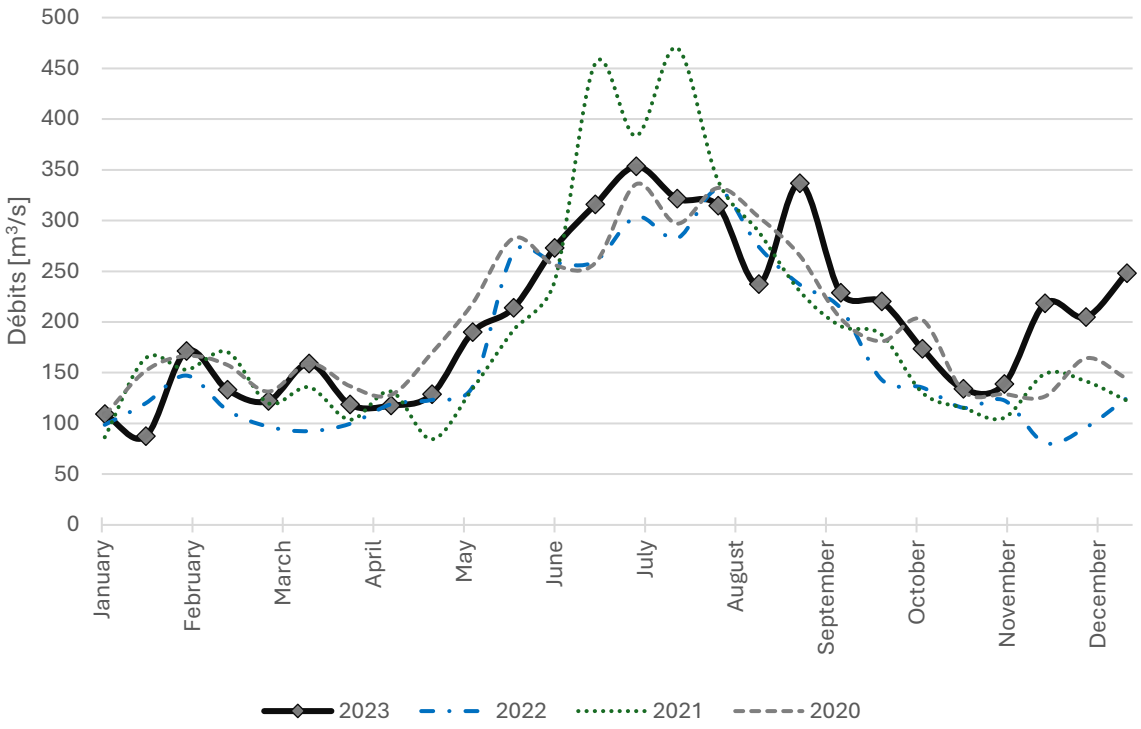
Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Autres	2,4-Diamino-6-morpholino-triazine	2827-42-1	Produit chimique industriel	0.0007
Autres	2-5-Dichlorobenzenesulfonic Acid	88-42-6	Produit chimique industriel	0.0006
Pesticides	2-Amino-4,6-dimethoxypyrimidine	36315-01-2	Métabolite	0.002
Résidus medicamenteux	4-Acetamidoantipyrin	83-15-8	Métabolite	0.001
Résidus medicamenteux	4-Formylaminoantipyrine	1672-58-8	Métabolite	0.001
Autres	5-Methyl-1H-Benzotriazol	136-85-6	Anticorrosif	0.010
Autres	Acesulfam	33665-90-6	Additif alimentaire	0.001
Pesticides	Amidosulfuron	120923-37-7	Herbicide	0.002
Résidus medicamenteux	Atenolol Acid	56392-14-4	Métabolite	0.001
Pesticides	Atrazine	1912-24-9	Herbicide	0.0005
Pesticides	Atrazine-2-hydroxy	2163-68-0	Métabolite	0.001
Pesticides	Atrazine-Desethyl	6190-65-4	Métabolite	0.0007
Pesticides	Atrazine-desethyl-2-hydroxy	19988-24-0	Métabolite	0.001
Pesticides	Atrazine-Desisopropyl	1007-28-9	Métabolite	0.001
Autres	Benzotriazol	95-14-7	Anticorrosif	0.007
Résidus medicamenteux	Benzoylecgonin	519-09-5	Métabolite	0.0006
Autres	Caffeine	58-08-2	Substance naturelle	0.015
Résidus medicamenteux	Candesartan	139481-59-7	Résidus médicamenteux	0.0007
Résidus medicamenteux	Carbamazepine	298-46-4	Résidus medicamenteux	0.0006
Résidus medicamenteux	Carisoprodol	78-44-4	Résidus medicamenteux	Qualitatif
Pesticides	Chloridazon-desphenyl	6339-19-1	Métabolite	0.0007
Pesticides	Chlorothalonil-TP R471811	6339-19-1	Métabolite	0.001
Pesticides	Chlortoluron	15545-48-9	Herbicide	0.001
Pesticides	Clodinafop-propargyl	105512-06-9	Herbicide	0.004
Résidus medicamenteux	Crotamiton	483-63-6	Résidus medicamenteux	0.005
Autres	Cyclamat	100-88-9	Additif alimentaire	0.0005
Pesticides	Cycloxydim-TP BH 517-TSO E/Z-isomer	100-88-9	Métabolite	0.005
Pesticides	Cyprodinil-TP CGA 249287	100-88-9	Métabolite	0.005
Pesticides	Dimethachlor-ESA	1231710-75-0	Métabolite	0.0009
Pesticides	Dimethachlor-TP CGA 369873	2387071-47-6	Métabolite	0.0008
Pesticides	Diuron	330-54-1	Herbicide	0.002
Résidus medicamenteux	Gabapentin	60142-96-3	Résidus medicamenteux	0.006
Autres	Hexamethoxymethylmelamine	3089-11-0	Produit chimique industriel	Qualitatif
Résidus medicamenteux	Iohexol	66108-95-0	Agent de contraste radiographique	0.008
Résidus medicamenteux	Iomeprol	78649-41-9	Agent de contraste radiographique	0.015
Résidus medicamenteux	Lamotrigin	84057-84-1	Résidus medicamenteux	0.0006
Pesticides	Mecoprop	93-65-2	Herbicide	0.0009
Autres	Melamin	108-78-1	Produit chimique industriel	0.009
Résidus medicamenteux	Memantin	19982-08-2	Résidus medicamenteux	0.005
Résidus medicamenteux	Mepivacaine	96-88-8	Résidus medicamenteux	0.002
Pesticides	Metalaxyl	57837-19-1	Fongicide	0.001
Pesticides	Metazachlor-ESA	172960-62-2	Métabolite	0.0008
Résidus medicamenteux	Metformin	657-24-9	Résidus medicamenteux	0.003
Pesticides	Metolachlor	51218-45-2	Herbicide	0.001
Résidus medicamenteux	Metoprolol	37350-58-6	Résidus medicamenteux	0.0006
Pesticides	N,N-diethyl-3-methylbenzamid (DEET)	134-62-3	Biocide	0.001
Résidus medicamenteux	Oxypurinol	2465-59-0	Métabolite	0.002
Résidus medicamenteux	Phenazone	60-80-0	Résidus medicamenteux	0.0006
Résidus medicamenteux	Pregabalin	148553-50-8	Résidus medicamenteux	0.001
Résidus medicamenteux	Prilocain	721-50-6	Résidus medicamenteux	0.0009
Résidus medicamenteux	Propranolol	525-66-6	Résidus medicamenteux	0.0006
Pesticides	Propiconazol	60207-90-1	Fongicide	0.0006
Résidus medicamenteux	Rimantadin	13392-28-4	Résidus medicamenteux	0.005
Résidus medicamenteux	Ritalinic Acid	19395-41-6	Métabolite	0.0006
Pesticides	Simazin	122-34-9	Herbicide	0.0006
Pesticides	Simazine-2-hydroxy	2599-11-3	Métabolite	0.0008
Résidus medicamenteux	Sitagliptin	486460-32-6	Résidus medicamenteux	0.003

Autres	Sucralose	56038-13-2	Additif alimentaire	0.006
Résidus medicamenteux	Sulfamethoxazole	723-46-6	Résidus medicamenteux	0.001
Autres	Sulisobenzone	4065-45-6	Produit de soin personnel	0.0006
Pesticides	Sum Propazine-2-hydroxy + Terbuthylazin-2-hydroxy	7374-53-0 + 66753-07-9	Métabolite	0.0005
Résidus medicamenteux	Telmisartan	144701-48-4	Résidus medicamenteux	0.001
Pesticides	Terbuthylazine	5915-41-3	Herbicide	0.0007
Pesticides	Terbuthylazine-desethyl	30125-63-4	Métabolite	0.0005
Autres	Tetracarbonitrilpropen	32019-26-4	Produit chimique industriel	Solution d'étalonnage instable
Autres	Tetrachlorophthalic acid	632-58-6	Produit chimique industriel	Solution d'étalonnage instable
Résidus medicamenteux	Tramadol	27203-92-5	Résidus medicamenteux	0.0006
Autres	Triethylphosphat	78-40-0	Produit chimique industriel	0.030
Résidus medicamenteux	Valsartan Acid	164265-78-5	Métabolite	0.001
Résidus medicamenteux	Venlafaxine	93413-69-5	Résidus medicamenteux	0.003

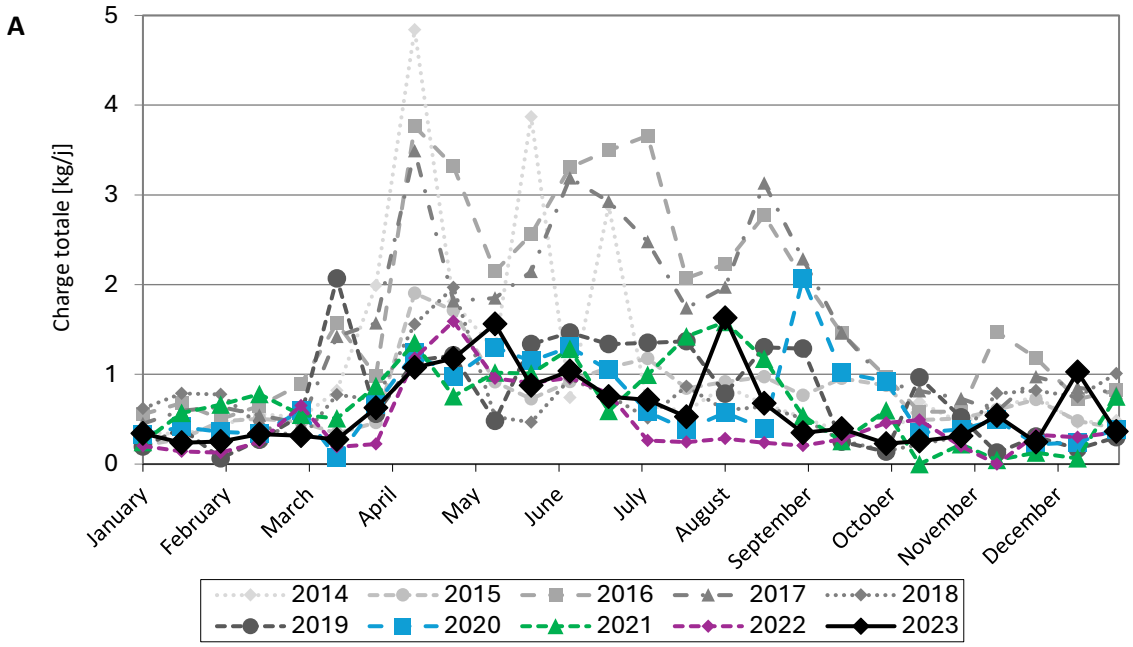
ANNEXE 8. DÉBITS MOYENS DU RHÔNE SUR LA PÉRIODE DE PRÉLÈVEMENT D'EAU (14 JOURS EN MAJORITÉ) À LA PORTE DU SCEX DE 2020, À 2023 (DONNÉES OFEV)

Débits moyens du Rhône sur la période de prélèvement d'eau (14 jours en majorité) à la Porte du Scex de 2020, à 2023 (données OFEV)

Average flow of the Rhône over the water sampling period (mainly 14 days) from 2020 to 2023 (data from FOEN)



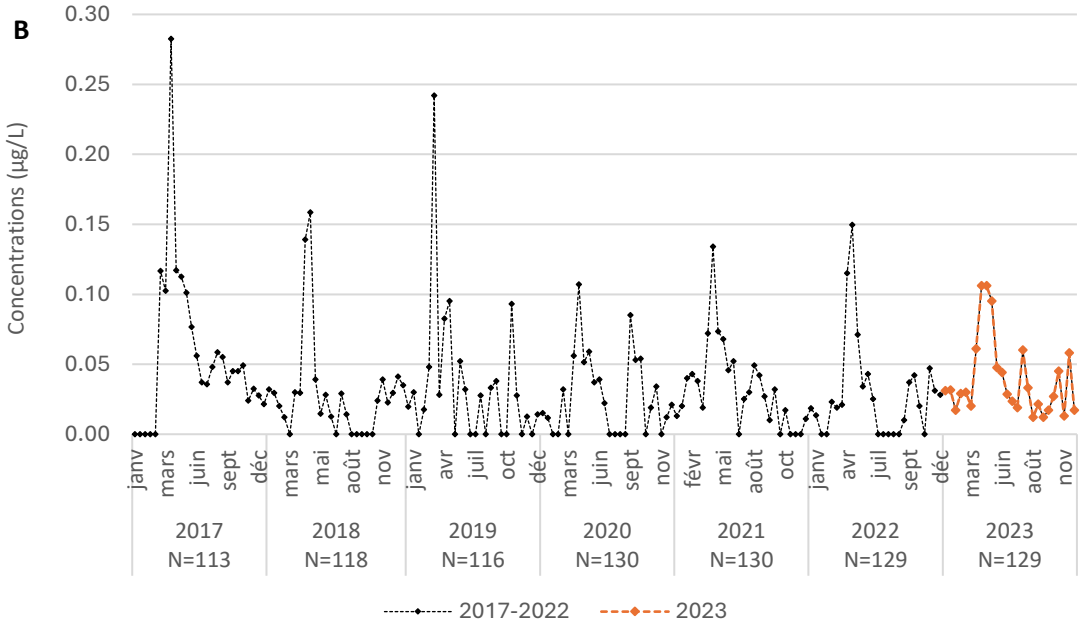
ANNEXE 9. A) SOMME DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES À LA PORTE DU SCEX DE 2017 À 2023 ET B) MOYENNE DES CHARGES JOURNALIÈRES EN PESTICIDES AYANT TRANSITÉS



DANS LE RHÔNE DE 2014 À 2023

Le nombre de substances analysées (N) était de 129 en 2023. Seules les substances quantifiées (>LOQ) sont additionnées. Toutes les sommes sont en dessous de la valeur-seuil de tolérance établie par l'ordonnance OPBD (=0.5 µg/L).

The number of substances analyzed (N) was 129 in 2023. The sum of pesticides contains only the substances that are quantified by the analyses (>LOQ). Each sum, between 2017 and 2023, is below the tolerance threshold value elaborated by the ordonnance OPBD (= 0.5 µg/L)



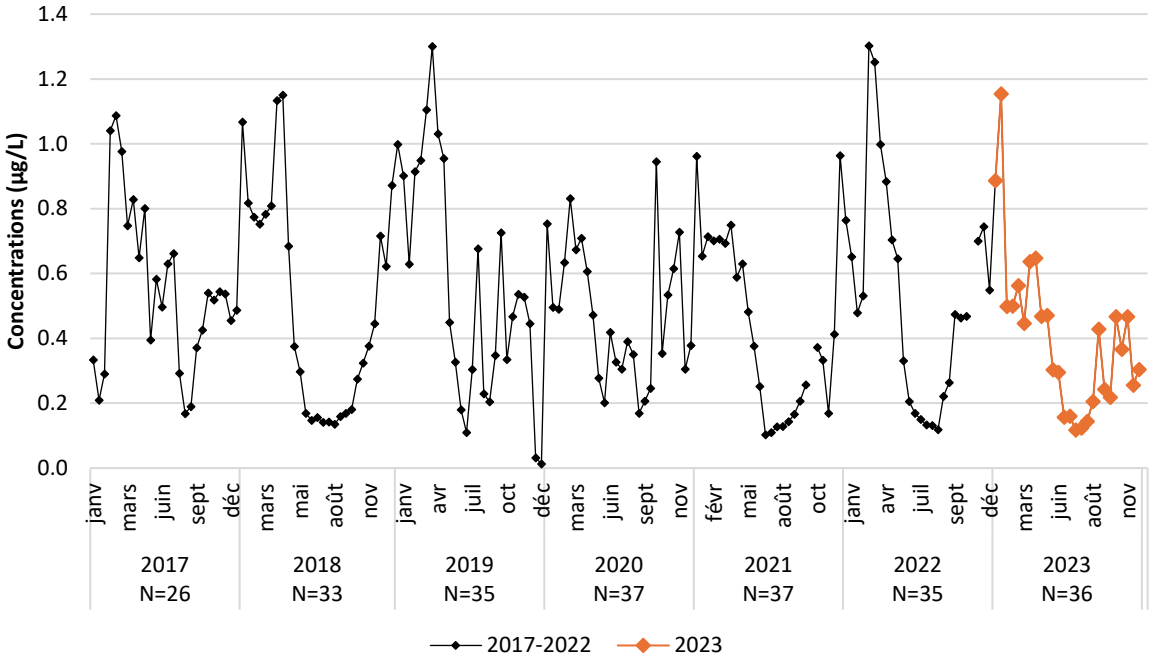
Pour rappel, les pesticides détectés (>LOD) mais pas quantifiables (<LOQ) participent au calcul des charges de ce graphique avant 2023. La période où l'on observe le pic de charge journalière en pesticides (fin juillet 2023) ne correspond pas à celle où le débit du Rhône est important (fin août).

Average daily loads of pesticides in the Rhône River from 2014 to 2023. The pesticides that are detected (>LOD) but not quantified (<LOQ) are part of the daily loads, plotted here before 2023.

ANNEXE 10. RÉSULTATS DES MESURES DE PYRÉTHRINOÏDES EN 2023 AVEC LES LIMITES DE QUANTIFICATION (MLOQ), LES NORMES DE QUALITÉ ENVIRONNEMENTALE CHRONIQUES (AA-EQS) ET AIGUËS (MAC-EQS) EN pg/L.

Substance	MLOQ [pg/L]	Mélange 1 :1 (fév. et mars)	Mélange 1 :1 (fév. et mars)	AA-EQS [pg/L]	MAC-EQS [pg/L]
		1+30m	200+305 m		
		[pg/L]	[pg/L]		
Chlorpyrifos-méthyl	5	<5	<5	1’000	7’300
Cyhalothrine	40	<40	<40	22	190
Etofenprox	40	<40	<40		
Fenvalerate	20	<20	<20		
Fluvalinate-tau	10	<10	<10		
Tefluthrine	20	<20	<20		
Métofluthrine	160	<160	<160		
Phenothrine	40	<40	<40		
Cyphenothrine	40	<40	<40		
Cypermethrine	20	<20	<20	30	440
Transfluthrine	40	<40	<40		
Chlorpyrifos	40	<40	<40	460	4’400
Bifenthrine	40	<40	<40		
Acrinathrine	250	<250	<250		
Cyfluthrine	20	<20	<20		
Deltaméthrine	20	<20	<20	1.7	17
Perméthrine	250	<250	<250		
Empenthrine	NA	NA	NA		

ANNEXE 11. SOMME DES CONCENTRATIONS DES RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX À LA PORTE DU SCEX DE 2017 À 2023

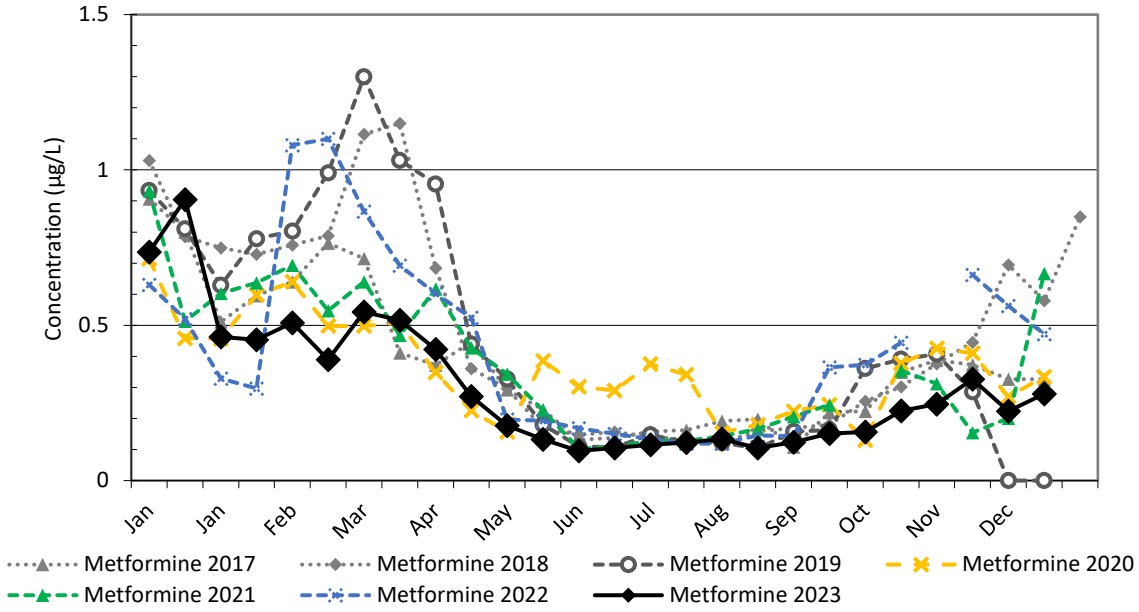


La guanylurée a été soustraite à cette somme car c'est un produit de dégradation de la metformine et non pas un résidu médicamenteux.

The guanylurea was removed from the sum because it is a degradation product from the metformin and not a pharmaceuticals.

ANNEXE 12. CONCENTRATIONS A) DE METFORMINE ENTRE 2017 ET 2023 ET B) DE GUANYLURÉE ENTRE 2019 ET 2023, DANS LE RHÔNE À LA PORTE DU SCEX

A



B

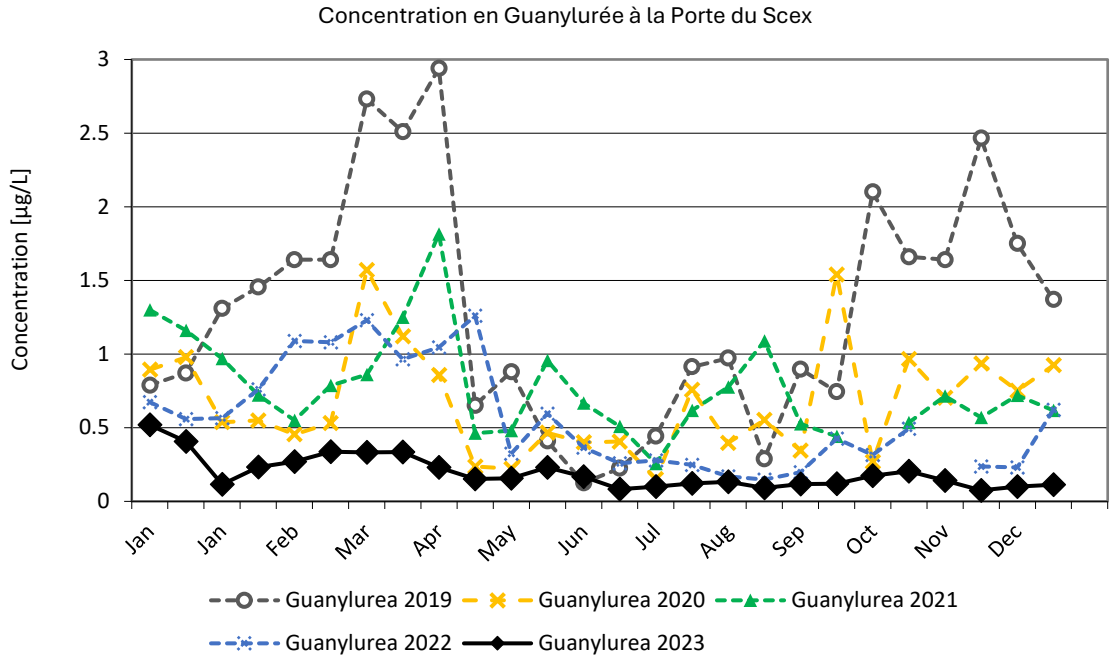
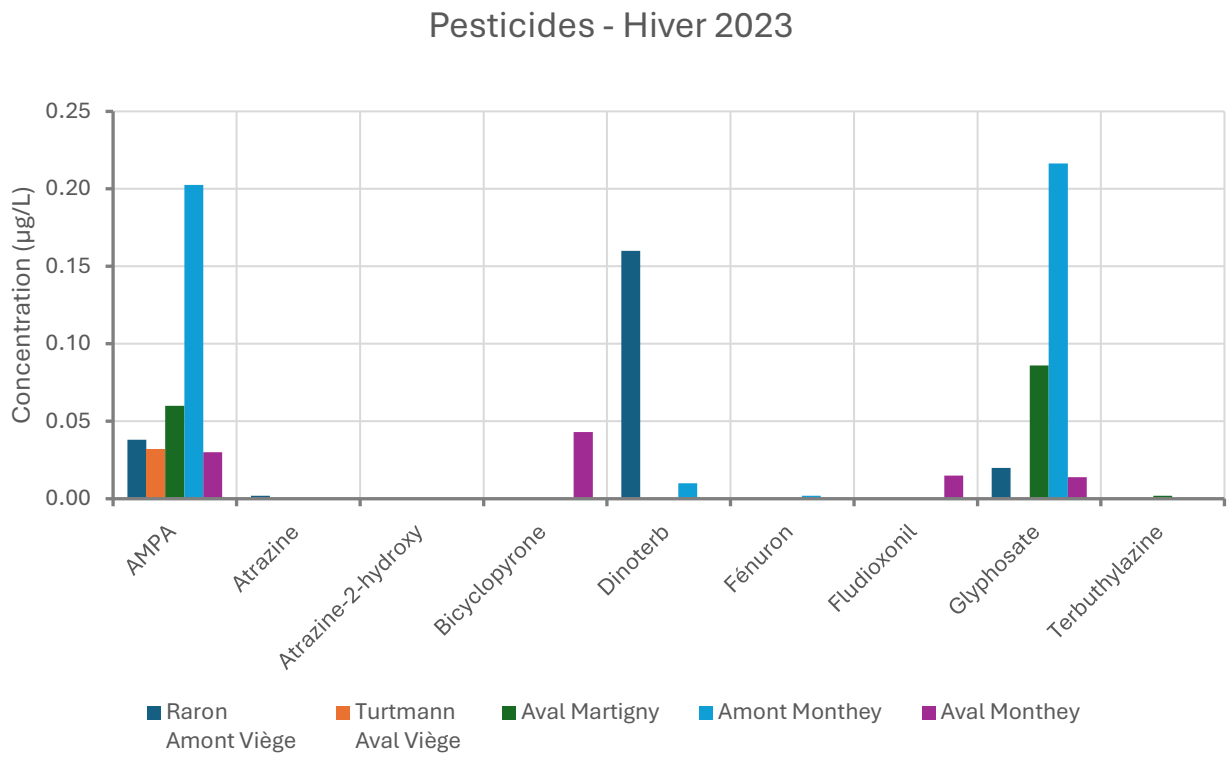


Figure 19. Evolution de la concentration de A/ metformine entre 2017 et 2023 et B/ celle de son métabolite la guanylurée entre 2019 et 2023. L'échelle de l'axe de l'ordonnée est différente entre les graphiques A et B.
Figure 19. Evolution of the concentration of A/ metformin between 2017 and 2023 and B/ its metabolite, the guanylurea, between 2019 and 2023. The X-axis scale is different between the plots A and B.

ANNEXE 13. LINÉAIRE DU RHÔNE : CONCENTRATIONS DE PESTICIDES DE VIÈGE À MONTHEY A) EN JANVIER-FÉVRIER 2023 ET B) EN OCTOBRE-NOVEMBRE 2023.

A



B

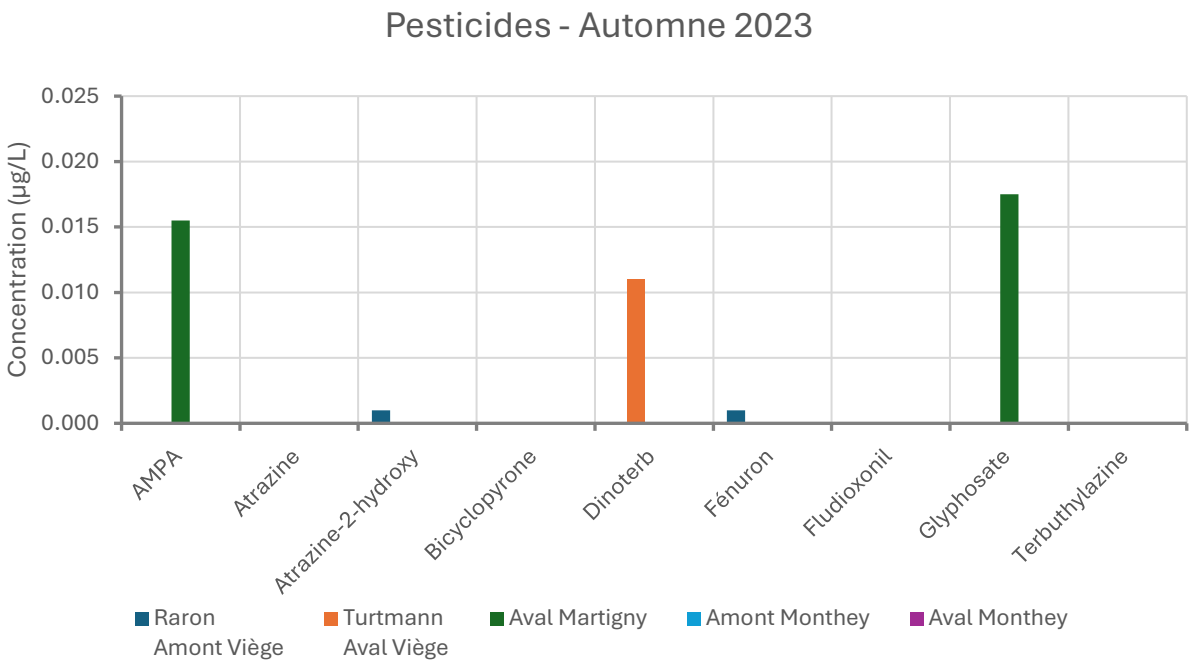
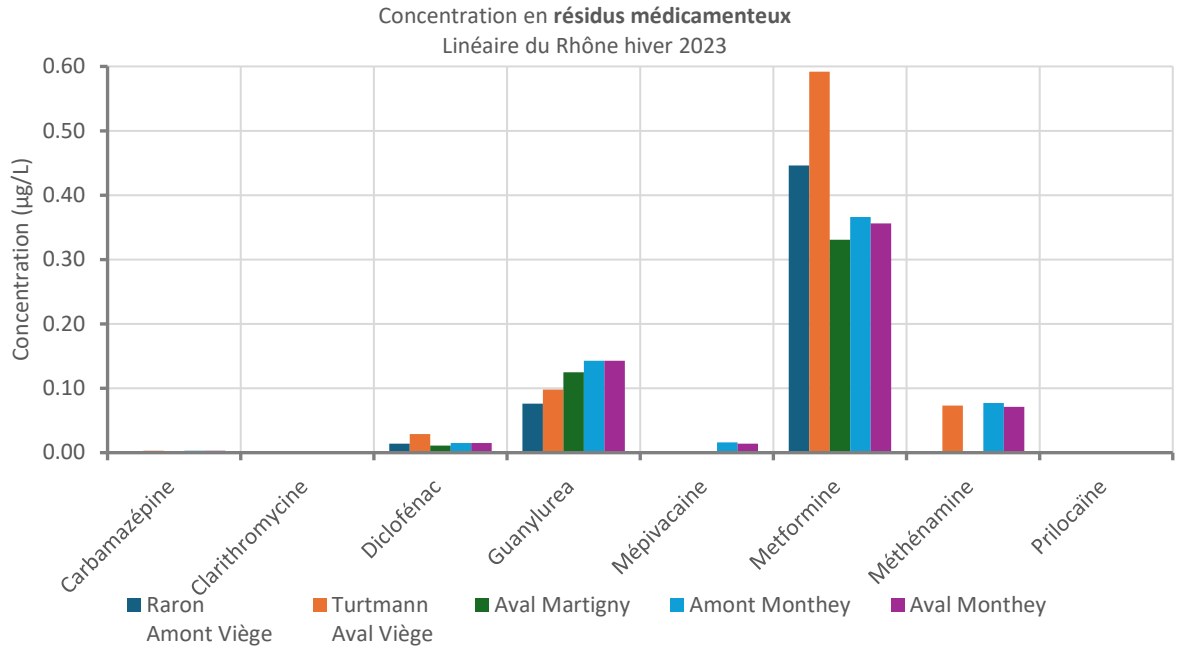


Figure 24. Concentrations de pesticides sur le linéaire du Rhône, de Viège à Monthey A) en janvier-février 2023 et B) en octobre-novembre 2023

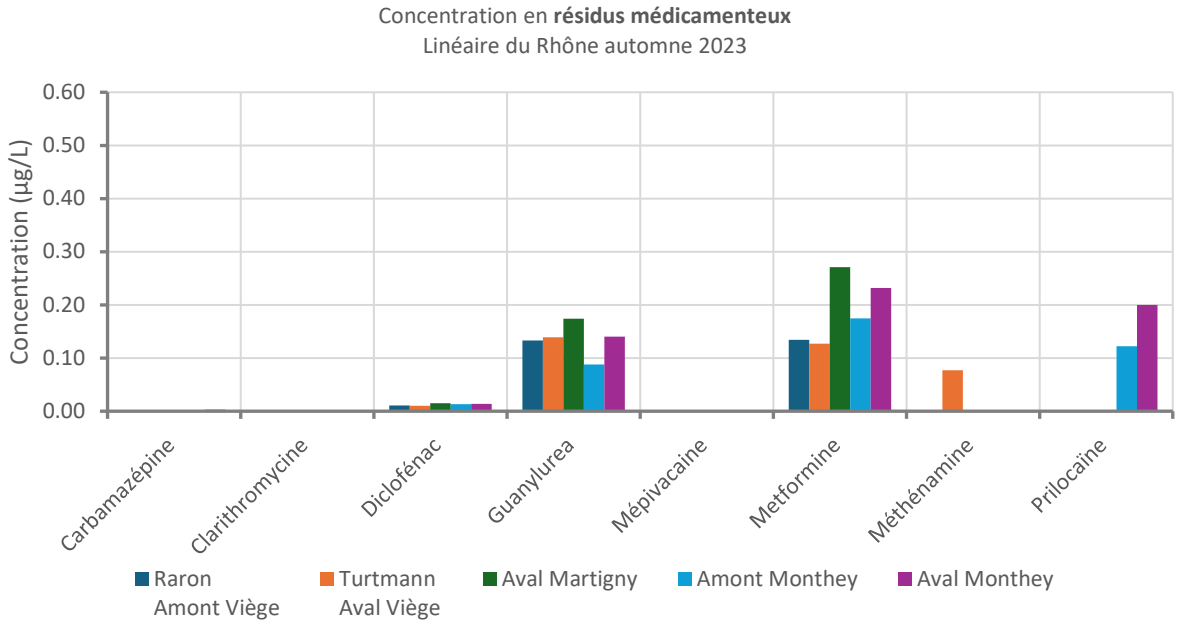
Figure 24. Concentrations of pesticides on the Rhône line, from Visp to Monthey A) in January-February 2023 and B) in October-November 2023

ANNEXE 14. LINÉAIRE DU RHÔNE : CONCENTRATIONS EN RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX DE VIÈGE À MONTHEY A) EN JANVIER-FÉVRIER 2023 ET B) EN OCTOBRE-NOVEMBRE 2023.

A



B



ANNEXE 15. LINÉAIRE DU RHÔNE : CONCENTRATIONS EN BENZOTRIAZOLE ET TOLYLTRIAZOLE DE VIÈGE À MONTHEY (µG/L)

		RARON AMONT VIÈGE	TURTMANN AVAL VIÈGE	AVAL MARTIGNY	AMONT MONTHEY	AVAL MONTHEY
HIVER	Benzotriazole	0.033	0.043	0.0265	0.027	0.039
	Tolyltriazole	0.008	0.016	0.0095	0.01	0.015
AUTOMNE	Benzotriazole			0.013	0.01	0.014
	Tolyltriazole		0.008	0.009	0.008	0.012

ANNEXE 16. SOMME DES PFAS MESURÉS À LA PORTE DU SCEX, PONDÉRÉE SELON LEUR TOXICITÉ RELATIVE AU PFOA (NG PFOA-ÉQUIVALENT/L)

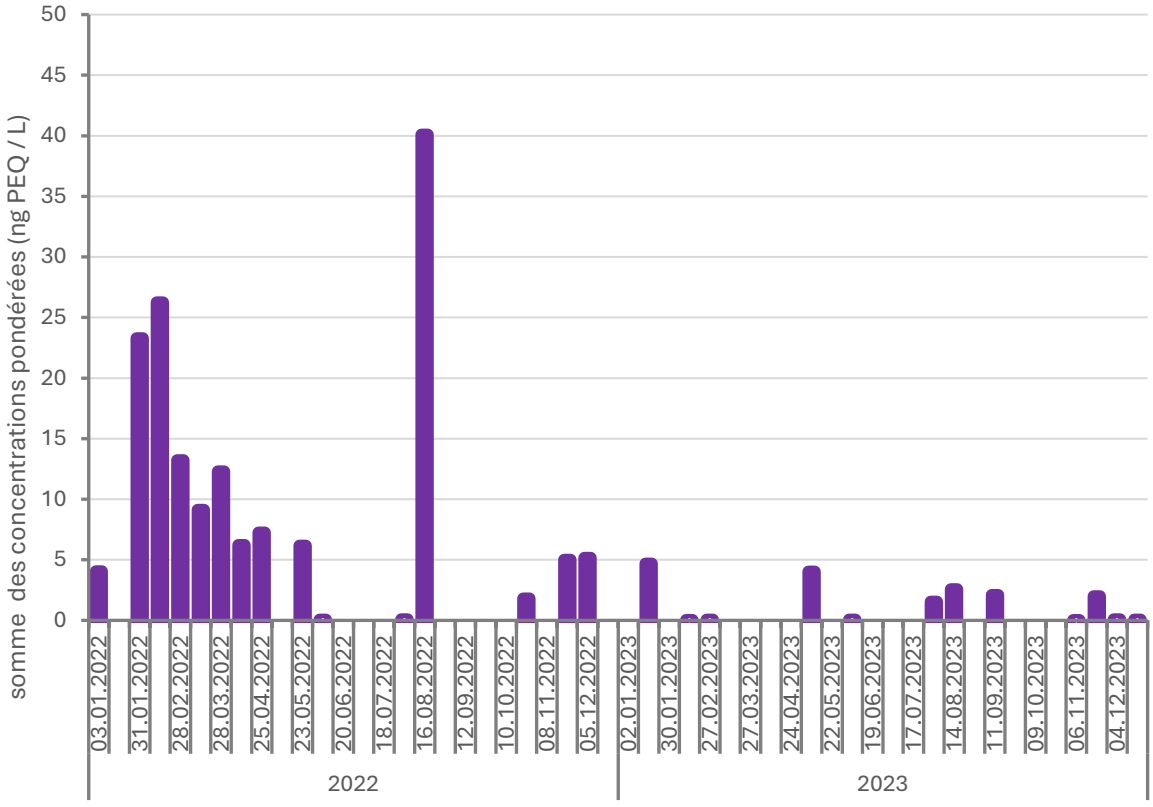


Figure 20 : Les concentrations des 16 PFAS mesurés en 2022 et 2023 ont été additionnées (en tenant compte des différences de toxicité de ces 16 PFAS (la méthode du RIVM, 2021).

Figure 20 : The concentrations of the 16 PFAS were weight-summed by using the related potency factors according to the RIVM methodology (2021).

ANNEXE 17. RÉSULTATS EN MÉTAUX

Concentrations [µg/L]		Valeurs limites		LOQ	LOD	Mélange 1 et 30 m		Mélange 200 et 305 m	
		OPBD et CE/1998/83	OEaux			Mars	Sept	Mars	Sept
Aluminium	T	200	-	0.60	0.20	2.22	3.61	0.62	1.55
	D	-	-			1.52	3.37	< 0.6	0.62
Antimoine	T	5	-	0.030	0.010	0.11	0.105	0.0956	0.10
	D	-	-			0.113	0.104	0.0951	0.0934
Argent	T	100	-	0.005	0.002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	D	-	-			n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Arsenic	T	10	-	0.20	0.07	0.96	1.10	2.09	2.05
	D	-	-			1.00	1.10	2.11	2.09
Baryum	T	-	-	1.0	0.3	18.6	16.1	18.5	19.4
	D	-	-			18.7	16.4	18.8	18.0
Bore	T	1000	-	0.3	0.1	11.4	10.6	13	12.8
	D	-	-			11.9	10.6	13.1	12.7
Cadmium	T	0.3	0.2	0.005	0.002	< 0.005	< 0.005	< 0.005	n.d.
	D	-	0.05			< 0.005	n.d.	< 0.005	n.d.
Cérium	T	-	-	0.01	0.003	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	D	-	-			n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chrome	T	50	5	0.050	0.017	0.086	0.092	0.071	0.067
	D	-	2			0.091	0.092	0.064	0.069
Cobalt	T	-	-	0.005	0.002	0.014	0.015	0.012	0.011
	D	-	-			0.014	0.016	0.011	0.010
Cuivre	T	1000 /2000	5	0.30	0.10	0.44	0.33	0.41	0.31
	D	-	2			0.46	0.39	0.43	0.30
Fer	T	200	-	0.60	0.20	1.38	0.62	0.73	< 0.6
	D	-	-			0.61	< 0.6	n.d.	< 0.6
Gadolinium	T	-	-	0.005	0.002	0.00691	0.00685	0.0054	< 0.005
	D	-	-			0.00776	0.00698	0.00508	< 0.005
Manganèse	T	50	-	0.3	0.1	0.322	< 0.3	1.49	< 0.3
	D	-	-			< 0.3	n.d.	< 0.3	n.d.
Molybdène	T	-	-	0.05	0.017	1.44	1.37	1.41	1.42
	D	-	-			1.45	1.36	1.37	1.38
Nickel	T	20	10	0.3	0.1	0.692	0.519	0.698	0.467
	D	-	5			0.729	0.537	0.72	0.461
Plomb	T	10	10	0.05	0.017	< 0.05	n.d.	n.d.	n.d.
	D	-	1			n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Rubidium	T	-	-	0.1	0.03	2.31	2.22	2.47	2.43
	D	-	-			2.49	2.28	2.45	2.33
Strontium	T	-	-	5	1.7	470	419	484	472
	D	-	-			468	434	470	475
Thallium	T	-	-	0.005	0.002	0.00934	0.0098	0.00804	0.00779
	D	-	-			0.00924	0.00893	0.00744	0.00719
Titane	T	-	-	0.2	0.07	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
	D	-	-			< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
Tungstène	T	-	-	0.05	0.017	0.0817	0.0763	0.0723	0.0745

	D	-	-			0.0806	0.0758	0.0704	0.0726
Uranium	**T**	30	-	0.03	0.01	2.08	1.92	2.02	1.96
	D	-	-			2.08	1.91	1.98	1.95
Vanadium	**T**	-	-	0.03	0.01	0.119	0.108	0.104	0.0866
	D	-	-			0.133	0.114	0.102	0.0831
Zinc	**T**	5000	20	0.5	0.17	1.18	n.d.	1.22	n.d.
	D	-	5			1.24	< 0.5	1.19	n.d.

nd : non détecté, <x : en dessous de la limite de quantification, LOQ : limite de quantification de la méthode, voir détails dans tableau ci-dessous).

ANNEXE 18. MANGANÈSE - CAMPAGNES DE JUIN ET SEPTEMBRE 2022 À SHL2

Profondeur (m)	Teneurs en µg/L	
	Mars	**Sept.**
275 m	1.69	<0.3
300 m	2.18	0.428
305 m	2.50	<0.3
309 m	2.58	<0.3

IMPACT DE LA BAISSE DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHORE SUR LE RESEAU TROPHIQUE LACUSTRE – UNE SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

IMPACT OF PHOSPHORUS REDUCTION ON THE LAKE FOODWEB – A REVIEW

STAGE 2023

PAR

Robin NOYER
SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN - CHANGINS, CASE POSTALE 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

Le phosphore est à la fois un nutriment essentiel, permettant la croissance du phytoplancton, et ainsi le transfert de l'énergie entre les différents niveaux trophiques, et un élément persona non grata des lacs, synonyme d'un possible retour de l'eutrophisation. Cette dualité rend complexe la gestion du phosphore et peut mener à des dissensions au sein des acteurs du Léman. L'étude de la littérature ne permet pas de statuer sur un seuil de phosphore idéal assurant une atteinte de tous les objectifs formulés par la CIPEL. La considération de l'existence d'autres facteurs d'influences, à l'image des changements climatiques et de l'hydrodynamisme du lac, est alors essentielle pour apporter une réponse efficace à cette problématique. Néanmoins, malgré une importance à relativiser, le contrôle du phosphore occupe assurément une part non négligeable dans la réalisation de ces objectifs. A la vue des connaissances actuelles et des évolutions récentes du Léman, et en regard des objectifs fixés, il parait pertinent de ne pas diminuer la concentration de phosphore en dessous de 15 µgP·L^{-1}. La conduite de nouvelles études avec des données plus récentes aboutirait, sans doute, à une discrimination plus fine des effets attribuables au phosphore de ceux imputables au concours d'autres facteurs d'influence.

ABSTRACT

Phosphorus is both an essential nutrient, enabling the development of phytoplankton and thus the transfer of energy and matter between different trophic levels, and a persona non grata element in lakes, bringing with it the threat of a return to eutrophication. This double role complicates its management and can lead to dissension among the stakeholders in Lake Geneva. The study of the literature does not allow us to decide on an ideal phosphorus threshold to ensure that all the objectives formulated by the CIPEL can be met. Consideration of the existence of various other influencing factors, such as climate change and the lake's hydrodynamics, is therefore essential to provide an effective response. Nevertheless, despite its importance, phosphorus control certainly plays a significant role in achieving the CIPEL objectives. In the light of actual knowledge and recent trends in Lake Geneva, and in relation to the objectives fixed, it seems relevant to stabilize phosphorus concentrations around 15 µgP·L^{-1}. New studies based on more recent data would undoubtedly lead to a finer discrimination of the effects attributable to phosphorus, from those attributable to other influencing factors.

1. INTRODUCTION

Le phosphore est un élément essentiel à la vie, permettant le développement du phytoplancton et ainsi le transfert de matière organique aux niveaux trophiques supérieurs. Cependant, présent en trop grande quantité dans les eaux, le phosphore conduit à une croissance algale excessive. Cette croissance prodigieuse du phytoplancton mène à une sur consommation de l'oxygène dissous en raison de la dégradation de ce surplus de matière organique ainsi produit, dans la colonne d'eau en profondeur, prétéritant le devenir des autres organismes lacustres. Mais présent en faible quantité, il limite la croissance phytoplanctonique pouvant conduire à une diminution des populations piscicoles, menaçant le secteur halieutique. Le Léman, étant un lac de grand intérêt socio-économique, rend chaque jour de nombreux services à ses riverains : loisir, pêche, production d'eau potable et tourisme. Le Léman est un véritable couteau-suisse au service de l'économie régionale. De ce point de vue, trouver le juste équilibre du paramètre phosphore apparaît comme réellement capital. Seule ombre au tableau, ces différents services « rendus » par le Léman ne nécessitent pas forcément tous, la même teneur en phosphore, les mêmes seuils, pour nous satisfaire pleinement. Ainsi si l'on souhaite maximiser l'ensemble de ces services, il est nécessaire de déterminer une concentration optimale en phosphore.

L'idée d'un maintien d'une production piscicole satisfaisante tout en limitant le risque de développement des efflorescences algales a motivé l'établissement du précédent seuil phosphore en 2011. Originellement fixé à 20-30 $\mu g \cdot L^{-1}$, l'objectif a été révisé afin de limiter les proliférations de *Mougeotia sp.* qui perturbaient les activités de pêche au début des années 2000 (Rimet et al., 2009). Le nouveau seuil de concentration en phosphore, établie à hauteur de 10-15 $\mu g \cdot L^{-1}$, devait donc permettre d'assurer la réalisation de différents objectifs pour le Léman[1]:

- La production d'eau potable à partir du Léman.
- Un peuplement piscicole de qualité dominé par des poissons « nobles » (corégones/féra, truites, ombles-chevaliers), se reproduisant naturellement.
- La pratique des activités de loisirs et touristiques, dont la baignade.
- Des concentrations en oxygène suffisantes dans les zones profondes, permettant d'éviter le relargage du phosphore des sédiments et d'assurer la présence des invertébrés (vers, insectes, crustacés, mollusques), éléments de la chaîne alimentaire.

Alors que les efforts entrepris ces dernières décennies permettent d'atteindre des concentrations avoisinant les 15 $\mu g \cdot L^{-1}$, il est aujourd'hui, plus de dix ans après, pertinent de réévaluer ce seuil et de dresser le bilan de l'avancée de ces différents objectifs. Il est tout à fait imaginable qu'un changement de l'ordre de quelques $\mu g \cdot L^{-1}$ ne créé pas une révolution majeure dans la production d'eau potable à partir de l'eau du Léman. En revanche, d'autres points à l'instar de l'objectif sur le peuplement piscicole, cristallisent plus d'inquiétudes. Les baisses de rendements du secteur de la pêche, amateure et professionnelle, font s'élever les voix et questionnent l'adéquation du seuil phosphore actuel avec la pratique pérenne de leurs activités.

A cet effet, la réévaluation de la position de la CIPEL sur cette problématique, parfois clivante, qu'est la concentration en phosphore du Léman, est essentielle et attendue. Une réponse éclairée et dument motivée pourra permettre d'orienter les actions futures mais également de donner le signal d'une prise en compte des préoccupations des différents partis.

Le présent travail prend la forme d'une synthèse bibliographique sur les effets de la baisse de phosphore sur le réseau trophique lacustre. L'objectif premier de ce rapport est alors d'apporter un éclairage sur la thématique, ou du moins, d'amener des points de réflexions sur la base des observations rapportées dans la littérature, dans le cadre du processus de réévaluation du seuil phosphore par la CIPEL.

[1] Plan d'action de la CIPEL 2011-2020

2. METHODOLOGIE

Cette section présente le processus de sélection des articles pour la réalisation de la synthèse bibliographique :

1) Définition de la problématique de recherche :

La revue de la littérature a été orientée dans l'optique de permettre d'apporter des éléments de réponses à la question suivante :

« Quels sont les effets associés à une diminution du phosphore sur le réseau trophique lacustre dans un contexte de ré-oligotrophisation ? »

2) Traduction de la problématique en mots-clés :

Après avoir défini la question de recherche, il est nécessaire de la traduire en mots-clés et créer la syntaxe de recherche pour *Web of Science* :

(re-oligotrophication or reoligotrophication or "phosphorus decreas" or "phosphorus reduction" or "phosphorus depletion" or oligotrophication* or "decrease in phosphorus" or "reduction in phosphorus") and lake* and ("trophic chain*" or benth* or fish* or coregon* or alga* or plankt* or phytoplankt* or zooplankt* or macrophyt* or cyanobacter* or bacter* or communit* or foodweb*)*

C'est en tout 435 résultats (màj le 19.04.2023) qui ont été identifiés via la base de données bibliographiques *Web of Science* auxquels s'ajoutent 25 articles supplémentaires obtenus par recherche sur *Google Scholar*, montant à 460 le total des études identifiées (Figure 1).

3) *Screening* sur le titre et l'abstract :

Un filtrage préliminaire des articles a été effectué uniquement sur la base du titre et du résumé des articles. Cette étape a été effectuée via l'utilisation du package R *metagear*[2]. La sélection s'est opérée sur la base de différents critères de sélection permettant de cibler au mieux les études visées. Les articles traitant d'environnements lotiques, marins ou tidaux, de même que les lacs ayant fait l'objet d'un quelconque traitement (*liming,* fertilisation etc.) ou acidifiés ont ainsi été écartés. Les articles devaient également avoir testé le paramètre de la baisse de phosphore sur un ou plusieurs des maillons principaux de la chaîne trophique (phytoplancton, zooplancton ou poisson) et ce sur plusieurs années (variabilité interannuelle). Aussi, les articles rapportant les observations d'expérimentations, de reconstitutions paléo-environnementales ou d'études prédictives (modélisation) n'ont pas été considérés. Cette opération a été effectuée en duplicata pour limiter de possibles biais de sélection. A cette fin également, ni la date ni le nom des auteurs de l'étude ne sont consultables lors de ce processus.

4) *Screening* sur l'article :

Les 190 articles ayant passé la sélection précédente ont ensuite fait l'objet d'une sélection sur le contenu du corps du texte. Les critères de sélection sont les mêmes que ceux présentés ci-dessus. A l'issue de ce processus, 65 articles sont retenus et formeront le cœur de la synthèse bibliographique (Figure 1).

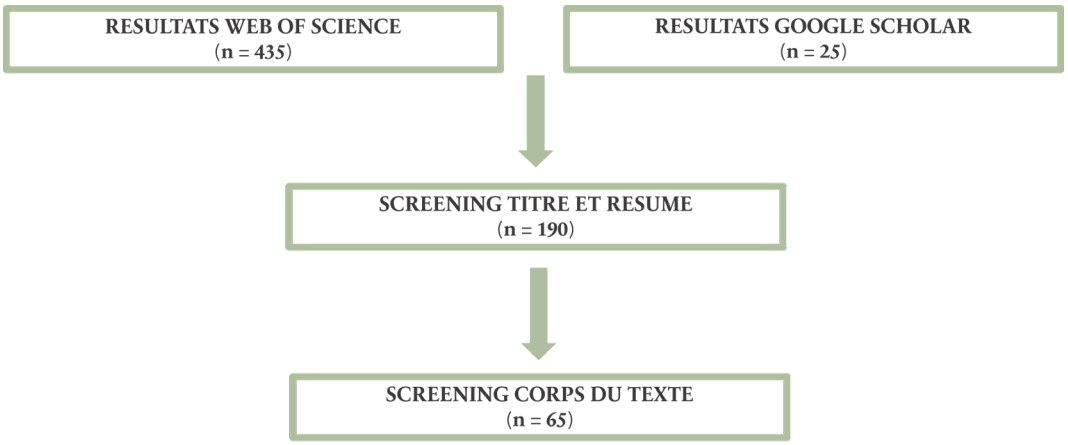


Figure 1. Diagramme présentant le processus de sélection des articles pour la synthèse bibliographique

Figure 1. Diagram showing the process for selecting articles for the literature review

[2] https://cran.r-project.org/web/packages/metagear/index.html

3. RESULTATS

3.1. GÉNÉRALITÉS

Sur les 65 articles identifiés 32 ont évalué la réponse du phytoplancton à la baisse du phosphore, 21 celle du zooplancton et des poissons, soit respectivement 49 et 32 % de la littérature. A noter qu'un article peut traiter d'un ou plusieurs groupes trophiques (Figure 2a). De manière générale les publications sont relativement anciennes avec un âge moyen de 13 ans. 39% des publications sont âgées de 15 ans ou plus (25 articles) et seulement 13% (9 articles) ont moins de 5 ans (Figure 2b).

Les données présentées dans les différentes études proviennent de plus 40 lacs, principalement européens. Les lacs suisses sont particulièrement bien représentés et font l'objet de plus de 70 % des études. La gamme de phosphore étudiée va de centaines de $\mu g \cdot L^{-1}$ à des valeurs inférieures à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 55 % des études ont évalué la réponse des différents groupes trophiques à des valeurs égales ou inférieures au seuil (<15 $\mu g \cdot L^{-1}$) fixé par la CIPEL ce qui est plutôt intéressant dans le cadre de cette étude (Annexe 1).

Les sections suivantes vont présenter plus en détails les résultats de la revue de la littérature pour chacun des groupes trophiques suivants : le phytoplancton, le zooplancton et les poissons.

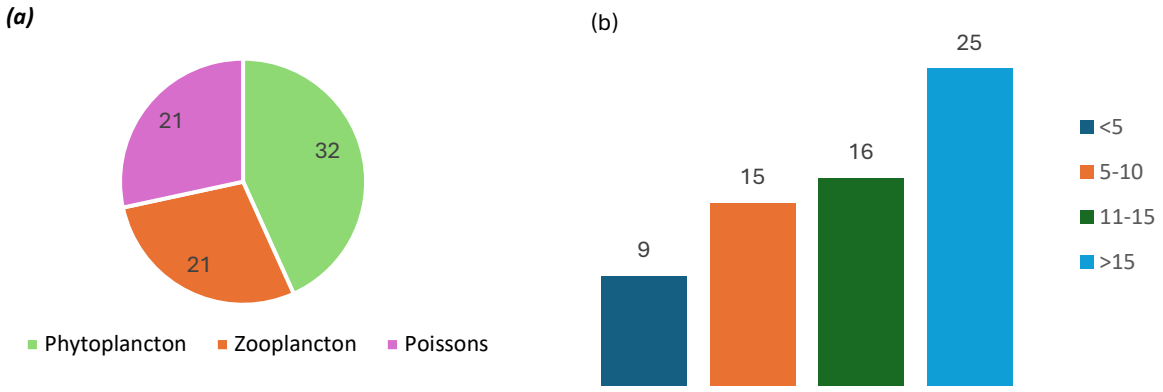


Figure 2. (a) Nombre d'articles par groupes trophiques (phytoplancton, zooplancton et poisson) et (b) Répartition de l'âge des publications en 4 catégories (>15 ans, 11-15 ans, 5-10 ans, <5 ans)

Figure 2. (a) Number of articles by trophic group (phytoplankton, zooplankton and fish) and (b) Age distribution of publications in 4 categories (>15 years, 11-15 years, 5-10 years, <5 years)

3.2. 3.2 PHYTOPLANCTON

3.2.1. Généralités

Les résultats de la revue de la littérature donnent lieu à des observations parfois contrastées mais paradoxalement cohérentes, malgré une réponse du phytoplancton inégale face à la baisse de phosphore, entre les différents lacs et études, permettant ainsi l'identification de certaines tendances. La littérature examinée nuance, mais confirme l'idée d'un développement phytoplanctonique intimement lié au niveau de nutriments présents dans le lac. En effet, si l'influence d'autres facteurs n'est pas écartée, le phosphore est présenté comme le facteur principal dans la détermination des populations phytoplanctoniques, pouvant favoriser certaines espèces aux détriments d'autres. Les résultats des différentes études identifiées se focalisent principalement sur 4 grands groupes phytoplanctoniques : les diatomées, les cyanobactéries, les chlorophycées et les espèces mixotrophes figurant respectivement dans 53, 34, 25 et 19% des études (figure 3a). En accord avec les tendances globales présentées précédemment, l'âge des publications traitant de la réponse du phytoplancton est plutôt élevé avec près de 31 % des publications ayant plus de 15 ans et seulement 13% ayant moins de 5 ans. L'âge moyen des publications s'élève ainsi à 13 ans également (figure 3b). Le tableau 1 présente les différentes études ayant évalué la réponse du phytoplancton à la baisse du phosphore sur le long terme et leurs différentes caractéristiques (lacs, organismes, phosphore etc.).

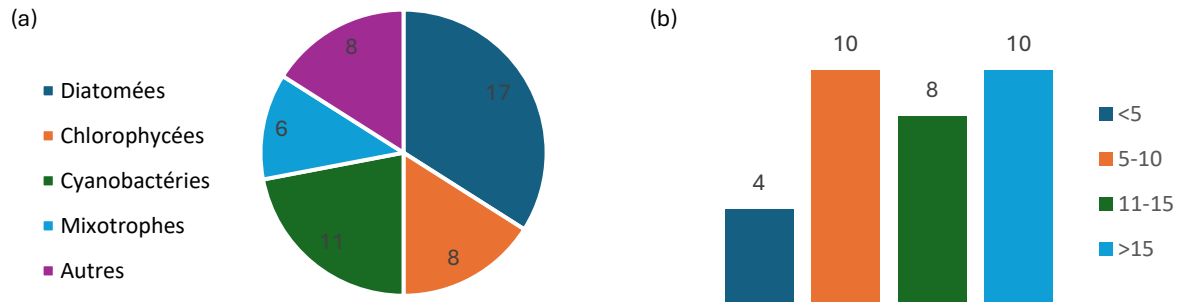


Figure 3. (a) Nombre d'articles par groupes phytoplanctoniques et (b) répartition de l'âge des publications en 4 catégories (>15 ans, 11-15 ans, 5-10 ans, <5 ans)

Figure 3. (a) Number of articles by phytoplanktonic group and (b) age distribution of publications in 4 categories (>15 years, 11-15 years, 5-10 years, <5 years)

3.2.2. Synthèse des résultats de la littérature

L'utilisation de la mesure de la biomasse phytoplanctonique totale pour évaluer la réponse phytoplanctonique à la baisse de phosphore, est une pratique très généralisée dans la littérature. Elle apparait pourtant comme un indicateur faiblement révélateur des changements ou du moins présente un intérêt limité dans l'explication de la dynamique phytoplanctonique. En effet, si un grand nombre d'études ont rapporté une baisse significative de la biomasse phytoplanctonique totale, parallèlement à une baisse du phosphore, par mesure directe de la biomasse/biovolume phytoplanctonique (Gaedke et Schweizer, 1993 ; Grönlund et al., 2012 ; Jaquet et al., 2014 ; Jeppesen et al., 2005 Jochimsen et al., 2012 ; Manca et Ruggiu, 1998 ; Özkan et al., 2016 ; Phillips et al., 2005 ; Pomati et al., 2020 ; Ruggiu et al., 1998) ou/et via le suivi de la chlorophylle a (Bernat et al., 2020 ; Finger et al., 2013 ; Jeppesen et al., 2005 ; Kerimoglu et al., 2013 ; Manca et Ruggiu, 1998 ; Ruggiu et al., 1998 ; Özkan et al., 2016 ; Phillips et al., 2005), une part non-négligeable de la littérature fait état d'une tendance inverse à savoir le maintien de la biomasse phytoplanctonique, voire d'une augmentation des indicateurs phytoplanctoniques, malgré des baisses de phosphore souvent comparables (Anneville et al., 2005 ; Anneville et al., 2018 ; Anneville et al., 2019 ; Horn et al., 2015 ; Lepori et al., 2021 ; Pomati et al., 2012 ; Ruggiu et al., 1998 ; Tadonléké et al., 2009 ; Voutilainen et al., 2012 ; Wentzky et al., 2018). Les informations et les paramètres de ces différentes études sont compilés et présentées dans le Tableau 1.

De plus, il est essentiel de noter que si diminution de la biomasse phytoplanctonique il y a, elle ne survient pas directement après la baisse du phosphore. En effet, malgré le taux de renouvellement élevé des populations phytoplanctoniques, les effets de la baisse du phosphore ne sont pas immédiatement visibles sur ces dernières et la littérature relate des délais plus ou moins important entre un changement de l'état trophique et la diminution de la productivité primaire (Finger et al., 2013 ; Gaedke et Schweizer, 1993 ; Jaquet et al., 2014 ; Jeppesen et al., 2005 ; Jochimsen et al., 2012 ; Kerimoglu et al., 2013 ; Manca et Ruggiu, 1998 ; Phillips et al., 2005 ; Ruggiu et al., 1998). Il semblerait qu'il soit nécessaire d'atteindre un certain niveau d'appauvrissement en phosphore suffisant pour entrevoir les prémices d'une diminution de la biomasse phytoplanctonique. Jochimsen et al., 2012, rapporte une stabilité de la biomasse phytoplanctonique jusqu'à 10 ans après le début de la baisse de phosphore dans le lac de Constance. Il a été nécessaire de diminuer de près de 50% la concentration en phosphore total (TP) dans le lac (87 $\mu gP \cdot L^{-1}$ à ~40 $\mu gP \cdot L^{-1}$) pour commencer à voir une réponse significative de la biomasse phytoplanctonique. Si dans cette étude, le seuil de 40 $\mu gP \cdot L^{-1}$ marque le début d'une réponse de la biomasse phytoplanctonique, il faut atteindre des valeurs inférieures à 15 $\mu gP \cdot L^{-1}$ pour observer une baisse nette de cette dernière pour le lac Majeur (Manca et Ruggiu, 1998 ; Ruggiu et al., 1998). Ce postulat est partagé par Jeppesen et al., 2005 qui constate, par une méta-analyse comparative sur 35 lacs, un délai de 5 à 15 ans entre le moment de la réduction de nutriment et la réponse de la biomasse phytoplanctonique.

Tableau 1. Tableau regroupant les études, et leurs différentes caractéristiques, ayant évalué la réponse du phytoplancton à la baisse du phosphore.

Table 1. Table showing the studies and their various characteristics that evaluated the response of phytoplankton to phosphorus reduction.

Article	Lac	Pays	Durée du suivi (an)	TP (µg/L)	Profondeur moyenne (m)	Profondeur maximum (m)	Volume (km^3)	Surface (km^2)	Temps de résidence (an)
Anneville et al., 2004	Zurich (upper (UZ)+lower (LZ))/Walen	Suisse	36	UZ : 45-10/ LZ : 90-20W : 30-5	23/51/103	48/136/145	3.9/2.5	20/65/24	0.2/1.2/1.4
Anneville et al., 2005	Léman/Constance/Zurich/Walen	Suisse/France/Allemagne/Autriche	36	89-36	51-152.7	136-309.7	2.5-89	24-580	1.2-11.9
Anneville et al., 2018	Léman	Suisse/France	28	89-22	152.7	309.7	89	580	11.9
Anneville et al., 2019	Léman	Suisse/France	28	89-22	152.7	309.7	89	580	11.9
Bernat et al., 2020	Lake Balaton	Hongrie	20	NA	3.2	12	1.9	596	4-6
Dokulil et al., 2012	Mondsee	Autriche	41	35 - <10 (5?)	37	68	0.51	13.8	1.7
Druart et Rimet, 2008	léman	Suisse/France	33	90-26	152.7	309.7	89	580	11.9
Finger et al., 2013	Lucerne	Suisse	28	~25-3	104	214	11.8	114	3.4
Gaedke et Schweizer, 1993	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	11	87-39	90	251	48	536	4.3
Gronlund, 2012	Åsvalltjärnarna lakes	Suède	31	168-12	NA	3.1-4.2	NA	0.25	NA
Horn et al., 2015	Saidenbach	Allemagne	36	~20-<5 (SRP)	15.3	48	0.0224	1.46	NA
Jacquet et Druart, 2014	Annecy/Bourget/Léman	Suisse/France	8	30-<10	82-152.7	82-308.7	01.01.1989	27-580	3.8-11.9
Jeppesen et al., 2005	35 lacs	-	5-35	3500-7.5	0.7-177	2-374	NA	0.03-1890	0.05-14.4
Jochimsen et Straile, 2013	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	42	87-<10	90	251	48	536	4.3
Kamjunke et al., 2007	Constance	Suisse	17	87-19	90	251	48	536	4.3
Kerimoglu et al., 2013	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	27	85-8	90	251	48	536	4.3
Kohler et al., 2005	Müggelsee	Allemagne	24	106-71	4.9	8	3,6e-8	7.3	0.11 - 0.15
Lepori et al., 2022	Lugano	Suisse/Italie	30	94-34	134	288	6.5	48.7	8.2
Manca et al., 1998	Majeur	Suisse/Italie	12	23-9	177	370	37	212.5	4
Morabito et al., 2012	Majeur	Suisse/Italie	23	30-10	177	370	37	212.5	4
Ozkan et al., 2016	17 lacs	Danmark	19	2700-<1	0.8-15.1	1.8-32.6	NA	0.12-39.54	NA
Phillips et al., 2005	Barton Broad	UK	24	300-~50	1.4	NA	NA	0.6	0.04
Pomati et al., 2012	Zurich	Suisse	31	79-24	51	136	3.3	65	1.2
Pomati et al., 2015	Zurich	Suisse	40	78-20	51	136	3.3	65	1.2
Pomati et al., 2020	Walen/Zurich/Lucerne/Sempach/Hallwil/Baldegg/Greiffen	Suisse	34	96-2	18-104	34-214	0.148-11.8	8.45-114	NA
Rimet et al., 2009	Léman	Suisse/France	33	90-26	152.7	309.7	89	580	11.9
Ruggiu et al., 1998	Majeur	Suisse/Italie	14	30-<10(8)	177	370	37	212.5	4
Sommer et Schweizer, 1993	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	11	87-39	90	251	48	536	4.3
Straile et al., 2013	Zurich /Walen	Suisse	20	Z : 80-<30 / W:20-5	103	145	3.9/2.5	65/24	1.2/1.4
Tadonleke et al., 2009	Léman	Suisse/France	33	90-30	152.7	309.7	89	580	11.9
Voutilainen et al., 2012	Lake Pyhäselkä	Finlande	22	11	9	67	32	263	3.5
Wentzky et al., 2018	Rappbode reservoir	Allemagne	40	163-27	28.6	89	0.113	3.94	0.9

Ainsi, l'idée d'un seuil unique de phosphore applicable univoquement à tous les lacs, à partir duquel la biomasse phytoplanctonique commencerait inéluctablement à baisser, n'apparait pas comme des plus représentative de la réalité. Cette théorie est soutenue par Müller et al., 2019, qui met en relation les caractéristiques du lac (profondeur, volume, apport en phosphore etc.) avec les apports en phosphore maximum permettant la baisse de la productivité primaire. Cela conforte l'idée d'un seuil personnalisé et propre à chaque lac. Les effets sur la production primaire sont attendus à partir du moment où le phosphore devient le facteur limitant des populations phytoplanctoniques.

D'autres indicateurs, à l'image de changements dans l'abondance spécifique du phytoplancton, jouent un rôle précurseur dans l'identification des effets liés à la baisse du phosphore, et apparaissent ainsi potentiellement comme de meilleurs prédicteurs. En effet, si une baisse de la concentration en phosphore dans le lac ne rime pas systématiquement avec une diminution de la biomasse phytoplanctonique, la littérature semble s'accorder sur l'existence de changements d'abondances spécifiques systématiques. Ces changements sont observés plutôt précocement et en amont des potentiels changements de biomasse/biovolume phytoplanctonique (Gaedke et Schweizer, 1993). Durant la ré-oligotrophisation, certains taxons augmentent alors que d'autres baissent ce qui peut rendre cette apparente situation d'un statu quo des populations phytoplanctoniques.

Les dynamiques phytoplanctoniques sont complexes et certaines espèces sont rapportées plus à même de s'adapter à des concentrations basses en phosphore via des mécanismes de compensation en augmentant leur rapport C : P notamment (Müller et al., 2021) (Figure 4). Néanmoins, passé une certaine concentration en phosphores les mécanismes de compensation ne suffisent plus à permettre à la communauté phytoplanctonique de se maintenir et la biomasse totale finit par chuter (Jochimsen et al., 2012). C'est ce que Gaedke et Schweizer 1993 justifient par l'expression pure du *Principe de Le Chatelier*[3]. La baisse de phosphore vient perturber l'équilibre des communautés phytoplanctoniques qui réagissent par des modifications internes de manière à tamponner au maximum la perturbation. Si la baisse s'accentue, les populations ne peuvent plus compenser ses effets et on observe alors un déséquilibre du système qui mène à la diminution de la biomasse.

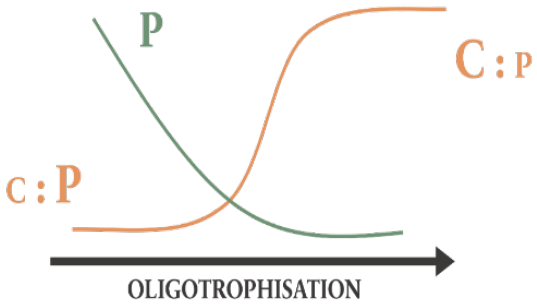


Figure 4. Représentation de l'augmentation des rapport C : P du phytoplancton dans un contexte d'oligotrophisation (reproduit de Müller et al., 2021)

Figure 4. Representation of the increase in C:P ratios in a context of oligotrophication (reproduced from Müller et al., 2021)

Dans la littérature, cela se traduit par la diminution relative des chlorophycées au profits des diatomées. Cette tendance s'observe indépendamment de la profondeur du lac comme le rapporte Jeppessen et al., 2005 qui décrit une participation des diatomées dans la biomasse phytoplanctonique totale toujours plus importante avec l'accentuation de l'appauvrissement en nutriments, jusqu'à devenir le taxon le plus représenté dans les lacs profonds et faiblement nutritifs. Ce constat est partagé dans la littérature par d'autres études qui rapportent une augmentation relative des diatomées dans de nombreux lacs expérimentant un processus de ré-oligotrophisation (Anneville et al., 2005 ; Anneville et al., 2019 ; Jacquet et al., 2014 ; Jeppesen et al., 2005 ; Lepori et al., 2021 ; Tadonléké et al., 2019 ; Voutilainen et al., 2012). Il semblerait que les diatomées soient, de manière générale plus limitées par le contenu en silicium, composant essentiel de leur frustules, que par la baisse de phosphore en elle-même (Kalff and Knoechel, 1978). Aussi, s'il leur est possible de prospérer dans un environnement pauvre en phosphore (ratio C : P élevé), les diatomées seront déstabilisées avec des faibles rapport Si : P (Philips et al., 2005 ; Sommer et al., 1993).

[3] « *Si on tend à modifier les conditions d'un système en équilibre, il réagit de façon à s'opposer partiellement aux changements qu'on lui impose jusqu'à l'établissement d'un nouvel état d'équilibre.* ».

Plusieurs études viennent néanmoins apporter quelques nuances via l'identification de réponses différenciées selon le type de diatomées (Horn et al., 2015 ; Morabito et al., 2012 ; Phillips et al., 2005 ; Rimet et al., 2009 ; Sommer et al., 1993 ; Wentzky et al., 2018 ;). En effet, l'appellation diatomées regroupent de nombreuses espèces différentes et des dynamiques contrastées viennent moduler la réponse générale de ce groupe. Si plusieurs espèces comme *Tabellaria fenstra*, *Urosolenia longisteta* ou celles du genre *Diatoma*, semblent effectivement avantagées en contexte oligotrophe, certaines comme *Asterionella formosa* et *Stephanodiscus hantzschii*, tendent à diminuer (Anneville et al., 2005 ; Horn et al., 2015 ; Morabito et al., 2012 ; Sommer et al., 1993 ; Wentzky et al., 2018). De plus, les diatomées pennées sont rapportées plus tolérantes à des faibles concentrations en phosphore (plus grands rapports Si :P) et attendues favorisées en contexte oligotrophe par rapport aux diatomées centriques (Gaedke et Schweizer, 1993 ; Jochismen et al., 2012 ; Phillips et al., 2005 ; Sommer et al, 1998).

En plus des diatomées, la part mixotrophe du phytoplancton est également rapportée en augmentation. C'est en tout cas ce qu'observent plusieurs études (Anneville et al., 2004 ; Jaquet et al., 2014 ; Kamjunke et al., 2007 ; Pomati et al., 2020 ; Wentzky et al., 2018) qui suggèrent une meilleure compétitivité de cette dernière avec l'appauvrissement des lacs en phosphore. Si classiquement, les organismes phytoplanctoniques sont autotrophes et produisent leur énergie par l'intermédiaire de la photosynthèse, certains à l'image des dinophycées et de quelques chrysophytes (exemple *Dinobryon spp.*) (Jacquet et al., 2014) montrent également une aptitude à l'hétérotrophie qui peut s'exprimer sous forme d'osmotrophie ou de phagotrophie. C'est cette capacité à disposer de ces deux comportements (autotrophie et hétérotrophie) pour satisfaire des besoins énergétiques, que l'on désigne par le terme mixotrophie (Reynolds, 2006). La mixotrophie est un réel avantage qui permet aux organismes de limiter leur dépendance au phosphore dissous et de devenir ainsi plus compétitifs en contexte de faibles apports nutritifs. A titre d'exemple, *Dinobryon spp.* peut potentiellement combler plus de 70% de ses besoins en phosphore par l'ingestion de bactéries (Kamjunke et al., 2007). Par ailleurs, en plus de leur non-dépendance à la photosynthèse, les dinophycées sont également douées de motilité. Un appauvrissement des couches superficielles en nutriments et des concentrations en phosphore plus élevées dans l'hypolimnion, comme observé dans les lacs oligotrophes, pourrait favoriser les dinophycées, capables d'ajuster la position verticale dans la colonne d'eau grâce à leur flagelle, qui se verraient alors dotées d'un avantage compétitif potentiellement non-négligeable (Jeppesen et al., 2005 ; Reynolds, 2002). Cela étant, c'est plutôt le caractère mixotrophe qui est déterminant et favorisé dans un contexte d'appauvrissement en nutriment. La motilité est un trait répandu chez les espèces mixotrophes, mais c'est réellement la mixotrophie qui donne un avantage ; les espèces motiles mais non-mixotrophes n'étant pas davantage représentées en milieu oligotrophe (Wentzky et al., 2018). Cette certaine indépendance des espèces mixotrophes avec le phosphore est confirmée par Jochimsen et al., 2012 qui trouvent que les dinophycées ne présentent pas de dynamique corrélée avec la baisse de phosphore.

Par ailleurs, parallèlement à la tendance générale à la diminution de la biomasse phytoplanctonique avec le retour à des conditions plus oligotrophes, plusieurs études (Özkan et al., 2016 ; Pomati et al., 2012 ; Ruggiu et al., 1998 ; Straile et al., 2013) décrivent une augmentation de la richesse spécifique phytoplanctonique. Ces observations corroborent l'idée selon laquelle la richesse spécifique serait maximum pour des niveaux de productivité intermédiaire (Mittelbach et al., 2001 ; Straile et al., 2013). De même, la richesse spécifique serait alors amenée à diminuer en réponse à une baisse toujours plus importante induite par l'accentuation de l'oligotrophisation (Straile et al., 2013). Cependant Straile et al., 2013, souligne l'importance de prendre en compte les biais inhérents à la méthode pour quantifier l'évolution de la richesse spécifique qui peuvent mener à des interprétations erronées.

Les cyanobactéries forment un groupe sujet à des dynamiques contrastées, entre les études, mais également au sein du groupe lui-même. Les résultats des différentes études n'aboutissent pas tous aux mêmes conclusions les concernant. Si plusieurs études ont constaté une diminution de la biomasse cyanobactérienne (Dokulil et Teubner, 2012 ; Jacquet et al., 2014 ; Jeppesen et al., 2005 ; Köhler et al., 2005 ; Phillips et al., 2005 ; Pomati et al., 2020) avec le retour à des conditions plus oligotrophes, d'autres rapportent au contraire une augmentation de la biomasse relative des cyanobactéries (Anneville et al., 2005 ; Anneville et al., 2019 ; Horn et al., 2015 ; Lepori et al., 2021). Dans le cas de *P. rubescens*, cette augmentation s'explique par une transparence plus importante en raison de la baisse de productivité dans les premiers mètres (Jacquet et al. 2005) mais aussi à des hivers et printemps plus doux associés à une profondeur accrue de la phosphocline en période estivale (Anneville et al., 2004; Kerimoglu et al. 2017).

Dans les lacs peu profonds (profondeur moyenne <5 m), les cyanobactéries diminuent largement à partir de 50 $\mu gP \cdot L^{-1}$ alors qu'elles peuvent contribuer encore sensiblement à la biomasse phytoplanctonique des grands lacs jusqu'à 10-15 $\mu gP \cdot L^{-1}$ (Jeppesen et al., 2005). C'est ce que confirme Phillips et al., 2005 et Dokulil et Teubner, 2012 qui ont travaillé, respectivement, sur un lac peu profond et un lac profond. Phillips et al. rapportent une baisse relative des cyanobactéries à des concentrations en phosphore supérieures à 50 $\mu gP \cdot L^{-1}$ déjà, alors que Dokkulil et Teubner ont constaté une diminution importante de *Planktothrix rubescens* à partir de 10 $\mu gP \cdot L^{-1}$ seulement.

Par ailleurs, Dokulil et Teubner (2012) notent que si la biomasse de *P. rubescens* apparait fortement corrélée avec la concentration en TP (R^2 = 0.89, p-value < 0.001) dans les premières années, elle ne l'est plus une fois cette dernière stabilisée. Les auteurs mettent ainsi en lumière le concours d'autre facteurs qui vont venir faire augmenter périodiquement la biomasse de *P. rubescens* alors que la concentration en phosphore est stabilisée (~10 $\mu gP \cdot L^{-1}$) suggérant un découplage entre ces deux variables. *P. rubescens* tend à se maintenir dans les lacs malgré la baisse de phosphore, grâce à sa capacité à vivre dans le métalimnion, parfois même dans l'hypolimnion et profiter ainsi d'un accès facilité aux nutriments (Lepori et al., 2021 ; Suarez et al., 2023). Comme évoqué précédemment, il existe également des différences de réponses entre les différentes espèces de cyanobactéries. Les cyanobactéries diazotrophes, capables de fixer l'azote atmosphérique à l'instar *d'Aphanizomeon flosquae* montrent un temps de réponse plus lent que les autres en réaction à la baisse de phosphore et tendent à se maintenir plus facilement dans ces conditions (Phillips et al., 2005).

La littérature rapporte également des différences de réponses du phytoplancton selon la saison. Les communautés phytoplanctoniques ne sont pas les mêmes au printemps qu'en fin d'été/automne ou en hiver, et certains effets d'une baisse durable du phosphore ont une forte dominance saisonnière. De manière générale, la fin de l'été est souvent caractérisée par des conditions de surface plus appauvrie en nutriments qu'au printemps (après une phase de brassage), avec comme conséquence la représentation d'espèces déjà tolérantes aux concentrations faibles en phosphore. Les changements liés à la ré-oligotrophisation (taille, espèces etc.) apparaissent alors plus marqués sur les communautés de printemps qui peuvent connaître des modifications d'abondance spécifiques plus flagrantes avec la progression de l'oligotrophisation. Les communautés estivales, déjà adaptées aux conditions appauvries en phosphore, ne sont plus autant à même à compenser cette diminution et c'est la biomasse totale qui est amenée à diminuer (*Principe de le Chatelier*) (Gaedke et Schweizer, 1993). De plus, avec le processus de ré-oligotrophisation l'appauvrissement en phosphore des couches superficielles arrive plus tôt dans la saison et s'étend davantage en profondeur (Anneville et al., 2005).

La taille du phytoplancton est aussi sujette à des variations, mais les études ne s'accordent pas toutes sur ce point. Certaines décrivent une augmentation des cellules de petite taille avec l'oligotrophisation (en particulier les picocyanobactéries), à l'image de l'étude de Jaquet et al., 2014 qui rapporte au travers de l'exemple de la situation des lacs Léman, du Bourget et d'Annecy, une augmentation de la proportion des petites formes planctoniques avec l'avancé de l'oligotrophisation. Le lac d'Annecy alors plus oligotrophe présente une proportion plus importante de formes nano-planctoniques en comparaison des deux autres lacs. Si la diminution de la taille des organismes s'explique par la surabondance relative d'espèces de petites tailles, il existe également un phénomène de miniaturisation des individus au sein même de certaines espèces. C'est ce que rapporte Ruggiu et al., 1998, qui décrit une diminution de taille de quelques espèces de diatomées, chlorophycées, cyanobactéries et chrysophycées. Cependant, cette observation n'est réellement confirmée que pour un nombre limité d'espèces. D'autres comme celle de Pomati et al., 2020 arrive à la conclusion inverse, à savoir une augmentation de la taille du phytoplancton. Selon cette étude, l'oligotrophisation est caractérisée par le passage d'un régime dominé par les petits phototrophes à un régime dominé par les grandes espèces mixotrophes. Cette seconde position est plus en accord avec le reste de la littérature qui note une diminution des petits phototrophes, comme les chlorophycées, avec l'avancée de l'oligotrophisation. Le processus de ré-oligotrophisation passerait par une étape caractérisée par une augmentation relative d'espèces de grandes tailles, notamment filamenteuses comme *Mougeotia gracilima* et *P. rubescens* et des espèces mixotrophes (Anneville et al., 2019 ; Lepori et al., 2021).

Jochimsen et al., 2012, démontre que les résultats observés, sont bien liés, et attribuables, à la diminution du phosphore et que le réchauffement des eaux, bien que concomitant n'a finalement qu'un effet marginal sur la biomasse phytoplanctonique. C'est ce que confirme Anneville et al., 2005 qui trouve que la baisse du phosphore apparait comme le facteur principal conditionnant les dynamiques des populations phytoplanctoniques, bien qu'il soit assurément complexe de pouvoir réellement dissocier les effets du phosphore de ceux d'ordre climatique. Finger et al., 2013, trouve toutefois que pour un même niveau trophique, la productivité annuelle peut varier de 20% environ dû à l'exercice de facteurs externes comme les variations météorologiques.

3.3. 3.3 ZOOPLANCTON

3.3.1. Généralités

La revue de la littérature révèle que les effets du phosphore sur les communautés zooplanctoniques lacustres relèvent généralement plus d'effets indirects, induits par la compétition interspécifique, la prédation ou les modifications des populations phytoplanctoniques, que par une influence directe du phosphore sur la survie et le recrutement du zooplancton. Il est également important et utile de préciser que tous les groupes zooplanctoniques ne ressortent pas impactés de manière égale par la baisse du phosphore. Cela est dû à la nature intrinsèque du zooplancton. Il s'agit d'un terme générique utilisé pour désigner la fraction animale du plancton, et défini principalement par la taille des organismes. L'appellation zooplancton englobe, ainsi, un nombre important d'organismes aux morphologies et aux comportements variés. Les résultats des différentes études identifiées se focalisent principalement sur deux grands groupes zooplanctoniques : les microcrustacés (spécifiquement les copépodes et les cladocères) et les rotifères, figurant respectivement dans 76 % et 29% des études (Figure 5a). Mais d'autres groupes, bien que satisfaisant également la définition précédemment énoncée, n'étant que marginalement traités dans la littérature, ne feront pas l'objet de cette section. C'est le cas notamment des espèces dîtes « méroplanctoniques », (organismes zooplanctoniques « temporaires », passant par un stade planctonique, généralement larvaire, lors de leur développement) comme les poissons ou les dreissènes par exemple (Calbet, 2022). En accord avec les tendances globales présentées précédemment, l'âge des publications traitant de la réponse du zooplancton est plutôt élevé avec près de 43 % des publications ayant plus de 15 ans et seulement 14% ayant moins de 5 ans. L'âge moyen des publications s'élève ainsi à 13 ans (Figure 5b). Le tableau 2 présente les différentes études ayant évalué la réponse du zooplancton à la baisse du phosphore sur le long terme et leurs différentes caractéristiques (lacs, organismes, phosphore etc.).

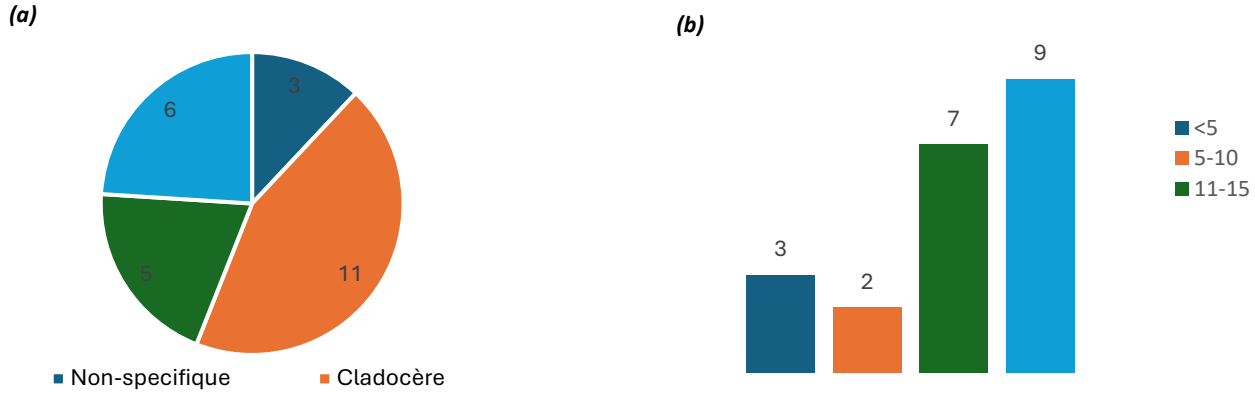


Figure 5. (a) Nombre d'articles par groupes zooplanctoniques et (b) répartition de l'âge des publications en 4 catégories (>15 ans, 11-15 ans, 5-10 ans, <5 ans)

Figure 5. (a) Number of articles by zooplanktonic groups and (b) age distribution of publications in 4 categories (>15 years, 11-15 years, 5-10 years, <5 years)

3.3.2. Synthèse des résultats de la bibliographie

Comme pour celle du phytoplancton, la biomasse zooplanctonique des lacs traversant un processus de ré-oligotrophisation, est appelée à diminuer en réponse à la baisse du phosphore dans les eaux – un constat plutôt partagé dans la littérature (Bernat et al., 2020 ; Jeppesen et al., 2005 ; Köhler et al., 2005 ; Moe et al., 2022 ; Phillips et al., 2005 ; Voutilainen et al., 2012). Cette diminution de la biomasse zooplanctonique totale trouve possiblement son origine dans l'affaiblissement des populations de cladocères et principalement des daphnies, un groupe largement représenté dans les communautés zooplanctoniques lacustre et rapporté par la littérature spécifiquement sensible à la baisse de phosphore. C'est effectivement ce que rapportent Anneville et al., 2007 ; Arfé et al., 2019 ; Barbiero et al., 2012 ; Manca et Ruggiu, 1998 ; Moe et al., 2022 ; Rellstab et al., 2007 ; Stich et Brinker, 2010 et Voutilainen et al., 2012, qui notent un déclin des populations des daphnies, plus ou moins important, avec un appauvrissement du lac en phosphore. De manière générale, ces études dépeignent la même situation, à savoir une diminution des cladocères herbivores comme *Daphnia spp*. ou *Bosmina spp.* au profit des cladocères carnivores, principalement *Bythotrephes longimanus*, dont le nombre d'individus augmente de concert avec l'oligotrophisation (Figure 6). Moe et al., 2022, trouve que la biomasse phytoplanctonique est le paramètre principal motivant cette dynamique. Les résultats de Bernat et al., 2020, confirment cette idée et ajoutent la dimension « consommable » du phytoplancton. Si les variations de la biomasse phytoplanctonique parviennent à expliquer en partie celles du zooplancton, le caractère « mangeable/non-mangeable » du phytoplancton joue un rôle non-négligeable. En effet, comme décrit dans la section précédente, des conditions mésotrophes sont amenées à favoriser des espèces parfois difficilement consommables pour le zooplancton, comme les diatomées ou des algues filamenteuses, et à déclencher des processus de compensation aboutissant à une augmentation croissante du rapport C :P du phytoplancton. Cette incapacité physique du zooplancton à consommer le phytoplancton, ou le faible intérêt nutritif de certaines espèces, peut mener à une impasse trophique résultant en un affaiblissement des communautés zooplanctoniques et donc à une efficience du transfert énergétique amoindrie entre les différents niveaux trophiques. Les cladocères (daphnies principalement), sont connus pour avoir des besoins tissulaires en phosphore important en comparaison avec les copépodes et les rotifères, les rendant ainsi désavantagés dans de telles conditions (Voutilainen et al., 2012).

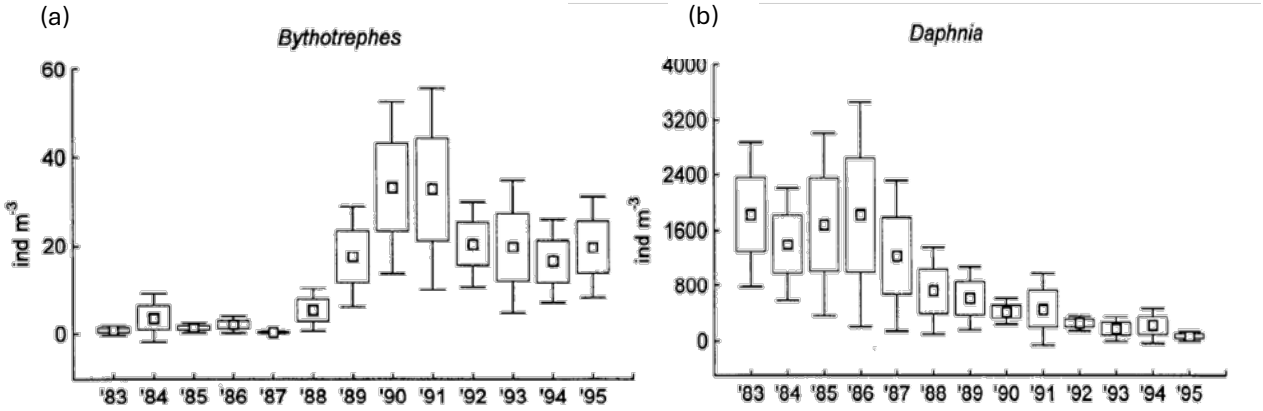


Figure 6. Evolution du nombre d'individus par m³ de Bythotrephes, un cladocère carnivore (a) et de Daphnia, un cladocère herbivore (b), Lac Majeur, (Manca et al., 2012)

Figure 6. Evolution of the number of Bythotrephes per m³, a carnivorous cladoceran (a) and of Daphnia, a herbivorous cladoceran (b), Lake Maggiore, (Manca et al., 2012)

Chez les cladocères, *Bythotrephes longimanus* fait office d'exception avec une biomasse en constante augmentation d'après la littérature. L'essor important de cette espèce prédatrice, observé concomitamment avec la ré-oligotrophisation, accroit encore davantage la pression sur les daphnies alors déjà fragilisées (Arfé et al., 2019 ; Manca et Ruggiu, 1998). Aussi, il est possible d'imaginer qu'une baisse prolongée des cladocères herbivores pourrait, à terme, aboutir à une diminution sensible des cladocères carnivores.

Tableau 2. Tableau regroupant les études, et leurs différentes caractéristiques, ayant évalué la réponse du zooplancton à la baisse du phosphore.

Table 2.Table showing the studies and their various characteristics that evaluated the response of zooplankton to phosphorus reduction.

Article	Lac	Pays	Durée du suivi (an)	TP (µg/L)	Profondeur moyenne (m)	Profondeur maximale (m)	Volume (km^3)	Surface (km^2)	Temps de résidence (an)
Anneville et al., 2007	Leman	Suisse	30	89-10	152.7	309.7	89	580	11.9
Arfé et al., 2019	Lac Majeur	Suisse/Italie	27	23-10	177	370	37	212.5	4
Barbiero et al., 2012	Huron/Michigan/Superior	USA/ Canada	28	6-2	59-147	222-282	3500-12070	59600-82100	21-191
Barbiero et Warren., 2011	Laurentian (Erie, Huron, Michigan, Ontario, Superior)	USA/ Canada	23	NA	59-147	222-282	3500-12070	59600-82100	21-191
Bernat et al., 2020	Lake Balaton	Hongrie	20	NA	3.2	12	1.9	596	4-6
Jeppesen et al., 2005	35 lacs	-	5-35	3500-7.5	0.7-177	2-374	NA	0.03-1890	0.05-14.4
Kohler et al., 2005	Müggelsee	Allemagne	24	106-71	4.9	8	3,6e-8	7.3	0.11-0.15
Manca et Ruggiu, 1998	Lac Majeur	Suisse/Italie	12	23-9	177	370	37	212.5	4
May et al., 2014	Loch Leven	UK	34	71-34	3.9	13	0.06	13.3	0.4
Moe et al., 2022	Lake Mjosa	Norvège	38	10-5	153	449	56	362	6
Molinero et al., 2006	Leman	Suisse/France	29	89-40	152.7	309.7	89	580	11.9
Obertegger et Manca, 2011	Lac Majeur	Suisse/Italie	18	45-12	177	370	37	212.5	4
Phillips et al., 2005	Barton Broad	UK	24	300-~50	1.4	NA	NA	0.6	0.04
Pomati et al., 2012	Lac Zurich	Suisse	31	79-24	51	136	3.3	65	1.2
Rellstab et al., 2007	Brienz	Suisse	20	10-3	173	259	5.15	29.7	2.6
Seebens et Müller, 2007	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	25	87-24	90	251	48	536	4.3
Stich et al., 2018	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	49	8.4-6.3	90	251	48	536	4.3
Stich et Brinker, 2010	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	24	84-10	90	251	48	536	4.3
Straile et Gelller, 1998	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	16	87-24	90	251	48	536	4.3
Straile et Müller, 2010	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	19	87-17	90	251	48	536	4.3
Voutilainen et al., 2012	Lake Pyhäselkä	Finlande	22	11	9	67	32	263	3.5

La littérature présente des conséquences liées à la prédation, plus complexes qu'une simple baisse de la biomasse des cladocères herbivores, on peut citer un relâchement de la compétition interspécifique ou des modifications de la taille des organismes via l'action des prédateurs. En effet, si globalement la biomasse des cladocères herbivores tend à baisser, Arfé et al., 2019 vient nuancer ce postulat avec l'observation qu'une baisse des daphnies peut être profitable à certains petits cladocères herbivores comme *Bosmina spp*. Et *Diaphanosoma spp*, qui bénéficient alors d'une diminution momentanée de la compétition avec les daphnies. Alors que les changements de taille du zooplancton microcrustacéen peuvent être interprétés comme l'expression de l'intensité de la prédation et de sa nature. Aussi, une diminution de la taille de *Daphnia spp*. Et *Bosmina spp*. Peut indiquer une prédation accrue par des poissons planctivores (Voutilainen et al., 2012) – les cladocères étant par ailleurs les proies de prédilection de ces derniers (Ogorelec, 2020). Une baisse des poissons planctivores, comme celle décrite avec l'appauvrissement en phosphore (Gerdeaux et al., 2006), peut alors s'exprimer par une augmentation de la taille des microcrustacés. Tandis que la prédation liée à l'activité d'organismes zooplanctoniques comme *B. longimanus* ou *Limnocalanus spp.* (copépode), étant davantage dirigée sur les petits organismes, tend à produire l'effet inverse, à savoir une augmentation de la taille des microcrustacés (Barbiero et al., 2012 ; Manca et Ruggiu, 1998).

L'influence du climat apparait également comme un facteur important dans la détermination des dynamiques populationnelles et peuvent venir modifier la réponse des organismes. La température joue un rôle de régulation important chez les cladocères et peut contrebalancer les effets provoqués par la baisse du phosphore. Ainsi, malgré la tendance générale à la baisse, il est possible d'observer des recrudescences ponctuelles chez les daphnies, par exemple, pour des années particulièrement chaudes (Arfé et al., 2019).

L'abondance totale des copépodes ne montrent pas de tendances claires en réponse à la baisse de nutriments et les populations sont rapportées relativement stables sur le long terme, malgré des fluctuations interannuelles parfois importantes (Anneville et al., 2007 ; Rellstab et al., 2007 ; Seebens et al., 2007). Les copépodes sont rapportés moins sensibles que les cladocères à l'oligotrophisation mais également aux changements de température et il semble assurément difficile d'identifier et d'isoler les facteurs d'influence sur leurs populations (Arfé et al., 2019 ; Voutilainen et al., 2012).

Néanmoins, certaines dynamiques de populations trouvent leur écho dans la littérature. Deux études, Anneville et al., 2017 et Barbiero et al., 2012, soulignent l'existence d'une dynamique modifiée, au sein des populations de copépodes, par la baisse de phosphore qui s'exprime par une surreprésentation relative des calanoïdes par rapport aux cyclopoïdes. L'étude de Barbiero et al (2012), décrit même une transition entre un régime zooplanctonique caractérisé par la dominance des cladocères à un régime dominé par les copépodes. De plus, si la plus faible sensibilité au phosphore des copépodes est souvent invoquée pour expliquer les différences de dynamiques entre les cladocères et les copépodes, il est nécessaire de rappeler qu'ils souffrent également moins des effets de la prédation que les cladocères. Les copépodes n'étant pas les proies principales des corégones, alors appelés à augmenter avec la baisse du phosphore (Rellstab et al., 2007).

Les rotifères peuvent former un groupe important des communautés zooplanctoniques lacustres, mais sont généralement moins représentés que les microcrustacés. Plusieurs études se sont néanmoins penchées sur leurs réponses à la ré-oligotrophisation (Barbiero et Warren, 2011 ; Köhler et al., 2005 ; May et al., 2014 ; Molinero et al., 2006 ; Obertegger et Manca, 2011 ; Stich et al., 2017 ; Voutilainen et al., 2012). Certaines études rapportent une diminution de la biomasse des rotifères (May et al., 2014 et Stich et al., 2017) alors que d'autres décrivent plutôt une tendance à l'augmentation (Voutilainen et al., 2012). Les changements de biomasse totale ne permettent pas d'aboutir à des conclusions claires quant aux dynamiques populationnelles en lien avec la baisse de phosphore. Il semblerait cependant que l'oligotrophisation ait un effet sur la composition taxonomique des rotifères en favorisant les espèces de petites tailles (Molinero et al., 2006 ; Obertegger et Manca, 2011) (Figure 7).

Cette diminution de taille peut être mise en relation avec des changements de représentation des groupes fonctionnels (microphage et macrophage) (Obertegger et Manca, 2011). Avec la ré-oligotrophisation et la diminution des daphnies, les espèces dîtes « microphages », plus petites, dominent alors que les espèces dîtes macrophages (*raptorial*), plus grandes, diminuent relativement. Les espèces microphages se nourrissent d'algues, de bactéries ou d'autres petites particules, alors que les espèces macrophages, prédatrices, s'attaquent à des organismes de plus grande taille (Pourriot et Francez, 1986). Ce changement implique une diminution dans la taille des rotifères puisque généralement les espèces microphages présentent des tailles inférieures à celles des espèces dîtes prédatrices. Par ailleurs, cette relation microcrustacés-rotifères est confirmée par l'étude de Barbiero et Warren, 2011 qui rapportent une forte relation entre la composition des communautés de rotifères et la présence de *Bythotrephes longimanus* (cladocère prédateur), renforçant l'idée d'une dynamique populationnelle déterminée par des facteurs d'ordre compétitifs ou de prédation.

Finalement, si la dynamique des cladocères apparait comme relativement tributaire des modifications inhérentes à l'appauvrissement des lacs en phosphore, les copépodes montrent des tendances plus complexes et parfois découplées du paramètre phosphore. C'est également le cas des rotifères dont les observations, parfois contraires, compliquent l'identification d'une réponse claire induite par la baisse de phosphore. Le phosphore joue, ainsi, plutôt un rôle de modulateur : il influe sur les dynamiques populationnelles sans toutefois en être le moteur. Dès lors, l'interprétation de la dynamique zooplanctonique au travers du seul prisme du phosphore en limite la compréhension.

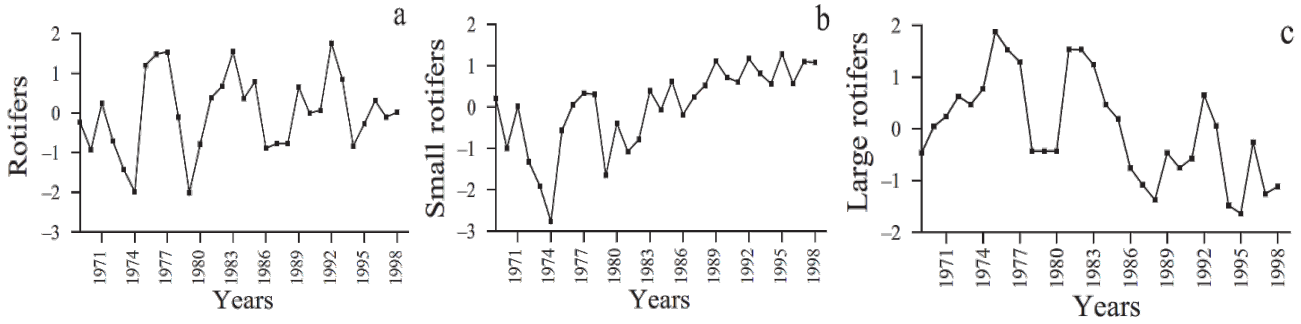


Figure 7. Evolution de la biomasse des rotifères (a), des petits rotifères (b) et des grands rotifères (c). Les données représentent la variabilité interannuelle de la communité des rotifers, log-transformées et standardisées. Lac Léman (Molinero et al., 2006).

Figure 7. Evolution of rotifer biomass (a), small rotifers (b), and large rotifers (c). The data represent the interannual variability of the rotifer community, log-transformed and standardized. Lake Geneva (Molinero et al., 2006).

3.4. POISSON

3.4.1. Généralités

La revue de la littérature révèle que les effets du phosphore sur les communautés piscicoles lacustres s'expriment à différents niveaux : compétition inter- et intraspécifique ; recrutement du ichtyoplancton ; prédation. Il est également important et utile de préciser que tous les groupes piscicoles ne ressortent pas impactés de manière égale par la baisse du phosphore. Les résultats des différentes études identifiées se focalisent principalement sur 5 groupes caractéristiques des communautés piscicoles lacustres : les corégones, les perches, les salmonidés, les cyprinidés et les brochets, figurant respectivement dans 57, 57, 38, 42 et 24 % études (Figure 8a). A noter qu'une étude peut faire l'objet d'un ou plusieurs groupes. En accord avec les tendances globales présentées précédemment, l'âge des publications traitant de la réponse des poissons est plutôt élevé avec près de 52 % des publications ayant plus de 15 ans et seulement 14% ayant moins de 5 ans. L'âge moyen des publications s'élève ainsi à plus de 13 ans (Figure 8b). Le tableau 3 présente les différentes études ayant évalué la réponse des poissons à la baisse du phosphore sur le long terme et leurs différentes caractéristiques (lacs, organismes, phosphore etc.).

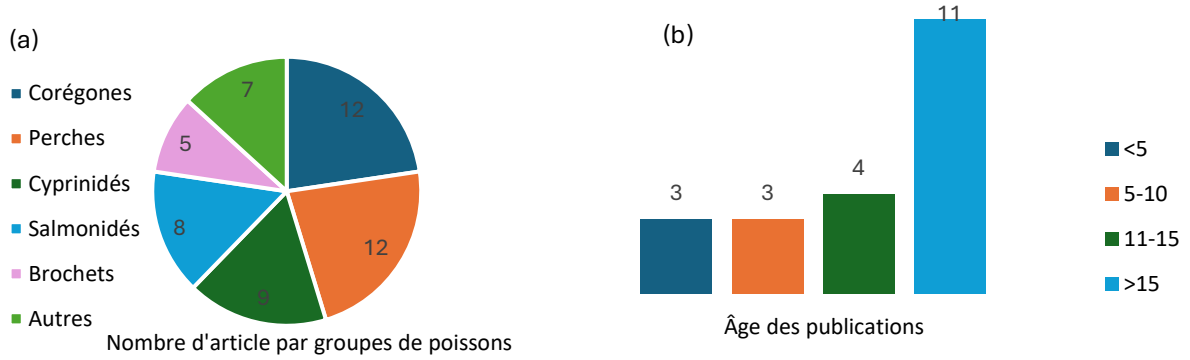


Figure 8. Nombre d'articles par (a)groupes piscicoles et (b) répartition de l'âge des publications en 4 catégories (>15 ans, 11-15 ans, 5-10 ans, <5 ans)

Figure 8. Number of articles by (a) fish groups and (b) age distribution of publications in 4 categories (>15 years, 11-15 years, 5-10 years, <5 years)

3.4.2. Synthèse des résultats de la littérature

Comme pour les autres groupes trophiques examinés, la conséquence la plus fréquemment retrouvée, dans la littérature, d'une diminution en phosphore, est la survenue de changements dans les communautés piscicoles. Plusieurs études (Anneville et al., 2017 ; Gerdeaux et al., 2006 ; Jeppesen et al., 2005 ; Jeppesen et al., 2005b ; Hossain et al., 2019 ; Ludsin et al., 2001 ; Massol et al., 2007 ; Nõges et al., 2018 ; O'Gorman & Burnett, 2001 ; Sabel et L., 2020 ; Welch, 2009), soit plus de 52 %, rapportent des modifications dans les abondances et les proportions des différents groupes piscicoles avec l'appauvrissement en phosphore des lacs. Il est intéressant de noter que les modifications observées suivent, pour toutes ces études, la même ligne directrice, à savoir qu'une amélioration de l'état trophique est marquée par la baisse de l'abondance relative de groupes tolérants à l'eutrophisation comme les cyprinidés et les perches au profit de l'augmentation de l'abondance relative de piscivores (comme le brochet) ou des salmonidés. En comparaison avec le plancton, les poissons ont une espérance de vie supérieure et présentent donc un temps de renouvellement populationnel plus élevé. Leurs réponses à la baisse du phosphore sont généralement visibles et quantifiables après une dizaine d'années (Jeppesen et al., 2005).

Gerdeaux et al., 2006 ont travaillé sur l'identification de tendances chez différentes espèces/groupes piscicoles. Les conclusions de cette étude, reflétant bien les résultats décrits dans la littérature et ayant l'immense avantage de relier directement les observations à des concentrations en phosphore dans les eaux, serviront de base de l'analyse sur cette partie. Plus précisément, elle met en relation les captures (kg/ha par an) avec la concentration totale en phosphore des lacs. Les résultats de cette étude sont obtenus sur la base d'une analyse de données biologiques et physico-chimiques de 11 lacs périalpins suisses et français avec un suivi s'étalant sur 30 ans et se basent sur des tests statistiques pour mettre en lumière la relation entre le phosphore et les différents groupes piscicoles. Plusieurs groupes sont considérés dans ces études : Les corégones, les perches, les cyprinidés et les salmonidés. Les résultats et tendances observées pour chacun des groupes piscicoles sont rapportés ci-dessous :

Le corégone

Le corégone produit une réponse en deux temps en réaction à la baisse de phosphore. Dans un premier temps, la baisse de phosphore induit une augmentation des captures qui atteint 10-20 $kg \cdot ha^{-1}$ par an pour une gamme de concentrations en phosphore de 20-40 $\mu g \cdot L^{-1}$, et avec des abondances maximales observées entre 20 et 30 $\mu g \cdot L^{-1}$. Si l'oligotrophisation s'accentue davantage et que les concentrations en phosphore passent en dessous de 20 $\mu g \cdot L^{-1}$, les prises médianes deviennent inférieures à 10 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ mais la différence devient statistiquement significative pour des concentrations inférieures à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$. A de faibles concentrations en phosphore, on note que les captures restent supérieures à celles observées dans des conditions eutrophes (très faibles au-delà de 50 $\mu g \cdot L^{-1}$, <2 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) (Figure 9). Cependant dans le lac de Brienz, fortement oligotrophe (<5 $\mu gP \cdot L^{-1}$) les captures sont très basses (1-3 $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$) (Müller et al., 2007).

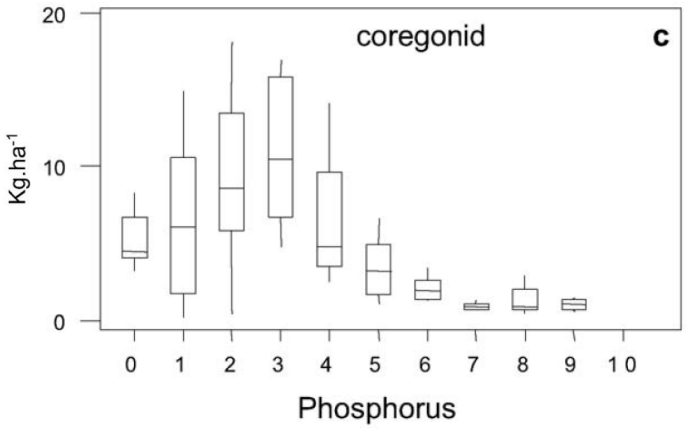


Figure 9. Captures des corégones en fonction du contenu en phosphore total (l'échelle du phosphore : 0 = <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 1 = 10-20 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 2 = 20-30 $\mu gP \cdot L^{-1}$ etc.) (Gerdeaux et al., 2006).

Figure 9. Whitefish catches according to total phosphorus content (phosphorus scale: 0 = <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 1 = 10-20 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 2 = 20-30 $\mu gP \cdot L^{-1}$etc.) (Gerdeaux et al., 2006).

Tableau 3 : *Tableau regroupant les études, et leurs différentes caractéristiques, ayant évalué la réponse des poissons à la baisse du phosphor*

Table 3 : *Table showing the studies and their various characteristics that evaluated the response of fish to phosphorus reduction.*

Article	Lac	Pays	Durée du suivi (an)	TP (µg/L)	Profondeur moyenne (m)	Profondeur maximum (m)	Volume (km^3)	Surface (km^2)	Temps de résidence (an)
Anneville et al., 2017	Léman	Suisse/France	33	89-20	152.7	309.7	89	580	11.9
Caudron et al., 2014	Léman	Suisse/France	30	89-21	152.7	309.7	89	580	11.9
Dubois et al., 2008	Léman	Suisse/France	48	89-29.4	152.7	309.7	89	580	11.9
Eckmann et al., 2006	Constance	Suisse/Germany/Austria	95	87-9	90	251	48	536	4.3
Gerdeaux et al., 2006	Annecy, Bienne, Bourget, Constance, Léman, Lucerne, Neuchatel, Thoun, Walen, Zurich	Suisse/France/Allemagne/Autriche	30	68 - 9.4	30.5-152.7	65-309.7	1.1-89	2.4-580	3.8-11.9
Gerdeaux et Perga., 2006	Léman/Constance/Annecy	Suisse/France/Allemagne/Autriche	36	89-<10	82-152.7	82-308.7	1.1-89	27-580	3.8-11.9
Gerdeaux, 2004	Léman	Suisse/France	30	90-36	152.7	309.7	89	580	11.9
Gronlund, 2012	Åsvalltjärnarna	Suède	31	168-12	NA	3.1-4.2	NA	0.25	NA
Hossain et al., 2019	Ontario (Bay of Quinte)	USA/Canada	41	80-30	86	244	1640	254	6
Jeppesen et al., 2005	35 lacs	-	5-35	3500-7.5	0.7-177	2-374	NA	0.03-1890	0.05-14.4
Jeppesen et al., 2005b	Ørn/Bryrup Langsø/Søgard/Gundsømagle/Arresø/Damhussøen/Bagsværd/Vesterborg	Danmark	12	NA	1.2-4.6	NA	NA	0.21-40	0.05-2.2
Ludsin et al., 2001	Erie	USA/Canada	27	60-10	19	64	480	25744	2.6
Massol et al., 2007	Annecy, Bienne, Bourget, Constance, Léman, Lucerne, Neuchatel, Thoun, Walen, Zurich	Suisse/France/Allemagne/Autriche	30	68 - 9.4	30.5-152.7	65-309.7	1.1-89	2.4-580	3.8-11.9
Müller et al., 2007	Brienz	Suisse	22	20-7	173	259	5.15	29.7	2.6
Noges et al., 2018	Majeur/Léman/Windermere/Võrtsjärv	Suisse/France/Italie/UK/Estonie	42	6.4/14/19/42	2.8-152.7	6-309.7	0.314-89	6.7-580	0.1-11.9
O'Gorman et Burnett., 2001	Ontario	USA/Canada	19	15.8-6.8	86	244	1640	254	6
Sabel et al., 2020	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	17	18-6	90	251	48	536	4.3
Thomas et al., 2010	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	49	86-8	90	251	48	536	4.3
Thomas et Eckmann, 2007	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	50	9	90	251	48	536	4.3
Wedekind et al., 2022	Hallwill	Suisse	4	200-15.8	28	47	0.285	10.3	3.9
Welch, 2009	Moses	USA	26	85-17	5.5	12	NA	28	NA

Les corégones sont d'excellents compétiteurs pour la ressource zooplanctonique et subissent alors d'avantage les effets d'une compétition intraspécifique qu'interspécifique (Thomas et Eckmann, 2007). Dans des conditions d'appauvrissement en phosphore comme celles retrouvées dans le lac de Constance (concentration en phosphore total <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$), la compétition intraspécifique peut devenir un facteur important de régulation des populations de corégone. C'est en tout cas ce que soutient Thomas et al., 2010, qui note l'adoption de nouveaux comportements alimentaires pour mitiger la baisse substantielle du zooplancton. Les corégones sont ainsi contraints de quitter leur zone de prédilection et de descendre plus profondément dans la colonne d'eau, pour limiter la compétition intraspécifique, malgré une baisse de l'efficacité de la chasse en profondeur dû à la diminution de la lumière. La compétition interspécifique peut également être accentuée avec l'introduction de nouvelles espèces dans le milieu, à l'image de l'épinoche à trois épines dans le lac de Constance (Rösch et al., 2017). Les corégones sont donc, dans un premier temps, favorisés par la baisse des nutriments (<50 $\mu gP \cdot L^{-1}$) via le retour à des conditions oxiques satisfaisantes qui permet le développement de leurs œufs et leur recrutement (Anneville et al., 2017 ; Gerdeaux et al., 2006). Dans un second temps, les populations de corrrégones semblent limitées par la ressource zooplanctonique subissant une compétition intraspécifique, voire interspécifique, importante, pour des valeurs en phosphore faibles.

Salmonidés et brochets (piscivores)

De manière générale les espèces piscivores ressortent spécialement avantagées par la ré-oligotrophisation mais certaines nuances sont à considérer notamment au niveau des salmonidés.

Les salmonidés suivent la même tendance que les corégones mais apparaissent plus sensibles à la concentration en phosphore. Les prises sont toujours inférieures à 1 $kg \cdot ha^{-1}$ pour des concentrations supérieures à 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ alors qu'elles sont rapportées maximales entre 10 et 20 $\mu gP \cdot L^{-1}$ (Figure 10). Pourtant malgré cette tendance globale à l'augmentation des captures avec l'amélioration de l'état trophique, les populations de salmonidés et principalement celles d'omble-chevalier, peinent à réellement retrouver leur état antérieur à l'eutrophisation et atteignent des niveaux parfois critiques, notamment dans le Léman (Anneville et al., 2017 ; Caudron et al., 2014). A l'inverse de la truite qui fraie en rivière, l'omble-chevalier fraie dans le lac et son recrutement est donc tributaire des conditions in situ. Aussi, une hypoxie au niveau des sédiments peut mettre en péril la survie des œufs et des larves de ces espèces. En effet, au-delà de 50 $\mu g \cdot L^{-1}$, le développement embryonnaire des salmonidés est largement altéré (Gerdeaux et al., 2006).

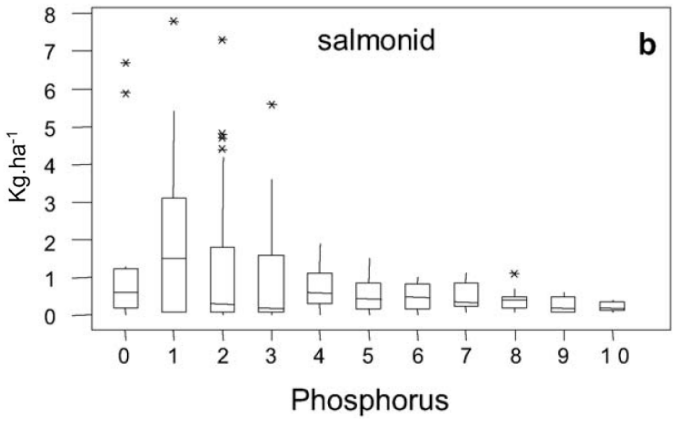


Figure 10. Présentation des captures des salmonidés en fonction du contenu en phosphore (l'échelle du phosphore : 0 = <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 1 = 10-20 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 2 = 20-30 $\mu gP \cdot L^{-1}$, etc.) (Gerdeaux et al., 2006)

Figure 10. Presentation of salmonid catches according to phosphorus content (phosphorus scale: 0 = <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 1 = 10-20 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 2 = 20-30 $\mu gP \cdot L^{-1}$, etc.) (Gerdeaux et al., 2006)

Les brochets sont des prédateurs tertiaires eurythermes favorisés par les améliorations de leur environnement dues à la diminution de la quantité de nutriments. Le retour des herbiers lacustres, à characées notamment, favorise leur recrutement et l'efficacité de leur méthode de chasse (Anneville et al., 2017 ; Massol et al., 2007). Contrairement aux salmonidés qui sont des espèces sténothermes froid, les brochets vont pouvoir profiter de l'augmentation de la température de l'eau, apparaissant ainsi particulièrement adaptés aux conditions futures des lacs périalpins (Massol et al., 2007).

Les perches

Les perches semblent favorisées par l'augmentation en phosphore et les prises sont rapportées très faibles (<7 kg·ha^{-1}) en dessous de 20-30 µg·L^{-1}. Les captures augmentent jusqu'à se stabiliser pour des valeurs >80 µg·L^{-1} (>15 kg·ha^{-1}) (Figure 11).

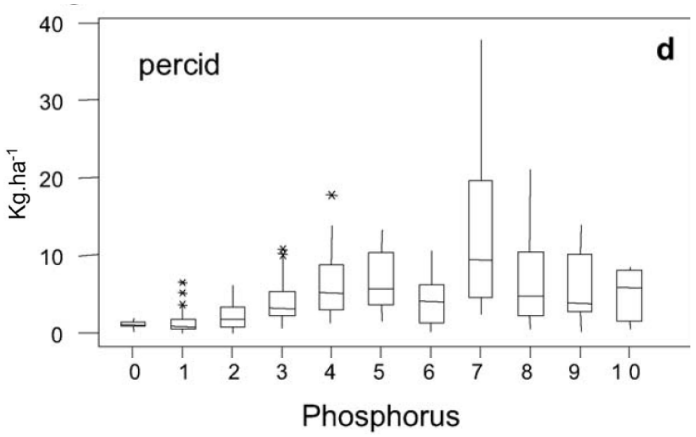


Figure 11. Captures des perches en fonction du contenu en phosphore (l'échelle du phosphore : 0 = <10 µgP·L-1, 1 = 10-20 µgP·L-1, 2 = 20-30 µgP·L-1, etc.) (Gerdeaux et al., 2006)

Figure 11. Percid catches according to phosphorus content (phosphorus scale: 0 = <10 µgP·L-1, 1 = 10-20 µgP·L-1, 2 = 20-30 µgP·L-1, etc.) (Gerdeaux et al., 2006)

Massol et al., 2007, malgré un travail effectué sur les données des mêmes lacs que Gerdeaux et al., 2006, n'aboutit pas à l'identification d'une tendance claire et significative de la réponse des perches à la baisse du phosphore. Si les autres groupes piscicoles sont corrélés de manière significative avec les modifications de l'état trophique, ce n'est pas le cas des perches que ce soit au niveau de la survie ou du recrutement de l'espèce. La réponse des perches à la diminution du phosphore ressort ainsi contrastée au regard de la revue de la littérature. Il semblerait qu'elle soit d'avantage impactée par des phénomènes de compétition inter- et intraspécifique que par les effets directement liés à la diminution du phosphore (amélioration conditions des frayères etc.) bien qu'il semble exister un lien étroit entre l'intensité de la compétition et le contenu du lac en phosphore (Eckmann et al., 2006). Avec le retour à des conditions oligotrophes, plus propices au développement des corégones, les perches perdent leur avantage compétitif et deviennent limitées dans leur expansion. Généralement, on fera la différence entre les poissons piscivores, qui se nourrissent préférentiellement d'autres poissons, et les planctivores qui consomment principalement des organismes zooplanctoniques. Ces comportements sont susceptibles de changer selon les stades de développement des individus. Ainsi il est plutôt commun que les juvéniles d'espèces dites piscivores se nourrissent de plancton avant de pouvoir se diriger vers des proies plus grandes. C'est le cas des perches, qui bien que considérées comme piscivores, vont se nourrir de zooplancton dans leur phase précoce de développement, impliquant alors une compétition avec les corégones. Il ressort de ces observations que les perches dominent dans des conditions riches en nutriments grâce à la réduction de la compétition avec les corégones, notamment. De plus, les larves de corégones éclosent plus précocement que celles des perches et peuvent se développer plus facilement (primeur sur la consommation du zooplancton) ce qui peut limiter le recrutement des perches (Gerdeaux et al., 2006).

Ainsi, ce n'est pas tant qu'elles ont besoin de conditions eutrophes pour vivre mais elles profitent plutôt de l'affaiblissement des autres groupes. Cela associé à leur faculté à s'adapter à une grande gamme de température (eurytherme) participe à leur donner l'image d'une espèce opportuniste prête à proliférer au moindre signe de faiblesse de ces concurrents. La température serait également un facteur important dans la détermination de leur dynamique populationnelle (O'Gorman & Burnett, 2001). La température optimale de croissance des perches étant de 24°C par ailleurs (Melard et al., 1996).

Si la compétition interspécifique est un facteur important à prendre en compte pour expliquer et comprendre la dynamique populationnelle des perches, la considération de la compétition intraspécifique l'est peut-être même plus. C'est en tout cas ce que suggère Eckmann et al., 2006, qui présente la compétition intraspécifique comme le facteur principal déterminant l'abondance des perches. En substance, ces observations mettent en lumière des différences de comportement alimentaire chez les perches en fonction de l'état trophique du lac. Dans des eaux riches en nutriments, les perches adoptent plus rarement un comportement cannibale que dans des eaux oligotrophes.

Plusieurs hypothèses sont avancées comme notamment l'abondance du zooplancton et des conditions eutrophes, plus turbides, permettant une meilleure dissimulation des perches juvéniles. La présence de zooplancton en grande quantité, comme attendue en milieu eutrophe, permettrait aux perches, même adultes, de s'en nourrir, limitant ainsi la prédation sur les juvéniles (Hartmann, 1975). Cette idée est appuyée par Dubois et al., (2008) qui observent une corrélation entre les populations de perches et les variations du zooplancton suggérant une possible régulation par ce biais.

Par ailleurs, cette relation des perches avec le zooplancton s'exprime également par des voies plus détournées avec notamment l'augmentation des cas de parasitismes par le bothriocéphale, un ver plat parasite. En effet, ce phénomène s'explique possiblement par le concours de plusieurs événements que sont : la recrudescence des copépodes (comme explicité dans la section précédente) qui sont le principal hôte intermédiaire de ce parasite, associé à une biomasse zooplanctonique générale plus faible, augmentant la probabilité pour les perches de consommer un individu porteur et d'être infectées (Eckmann et al., 2006).

On retrouve également des effets au niveau de la taille et du taux de croissance des perches. La taille des perches juvéniles est effectivement corrélée positivement avec le phosphore et le phytoplancton, et est plus importante en période d'eutrophisation. Alors que les perches montrent les signes d'une croissance ralentie, mettant plus de temps pour arriver à maturité et à avoir une taille exploitable dans des conditions appauvries en phosphore (Dubois et al., 2008 ; Eckmann et al., 2006). Comme vu ci-dessus, les conditions plus riches en nutriments permettent aux perches d'accéder à une plus grande quantité de zooplancton se traduisant, sans doute, en un taux de croissance boosté.

Les cyprinidés

Les abondances de cyprinidés sont favorisées par l'augmentation des concentrations en phosphore de manière continue jusqu'à des valeurs très élevées (90 - 100 $\mu g \cdot L^{-1}$). En revanche, les abondances sont faibles pour des concentrations <20 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Figure 12). Par ailleurs, le ratio capture de corégone/ capture des cyprinidés est fortement corrélé aux variations en phosphore. Ce ratio est de fait révélateur de l'état trophique du lac. Pour des concentrations en phosphore supérieures à 30-40 $\mu g \cdot L^{-1}$, les valeurs du ratio sont quasi nulles.

A mesure que la concentration en phosphore diminue, les cyprinidés sont concurrencés par les perches puis par les corégones dans l'accès à la ressource (Gerdeaux et al., 2006). Les faibles captures des cyprinidés, trouvent donc une explication dans la compétition exacerbée avec d'autres groupes plus adaptés aux conditions oligotrophes. Ces résultats peuvent sans doute être expliqué aussi par un effort de pêche principalement dirigé sur des espèces plus prisées telles que les perches et les corégones.

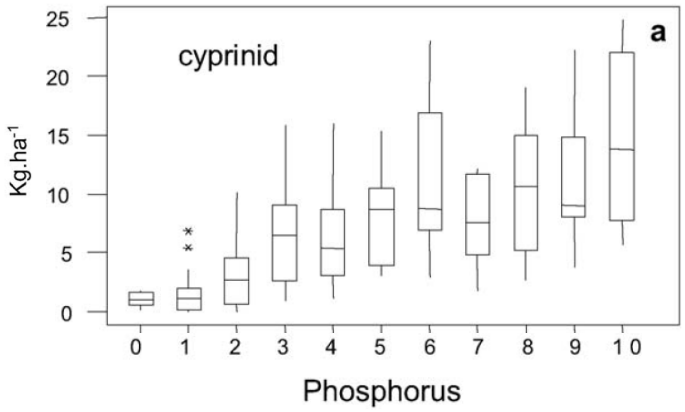


Figure 12. Captures des cyprinidés en fonction du contenu en phosphore (l'échelle du phosphore : 0 = <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 1 = 10-20 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 2 = 20-30 $\mu gP \cdot L^{-1}$, etc.) (Gerdeaux et al., 2006).

Figure 12. Cyprinid catches according to phosphorus content (phosphorus scale: 0 = <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 1 = 10-20 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 2 = 20-30 $\mu gP \cdot L^{-1}$, etc.) (Gerdeaux et al., 2006).

Biomasse piscicole totale

Les changements des populations piscicoles induits par l'oligotrophisation ne permettent pas de maintenir ou d'augmenter la biomasse totale piscicole : l'abondance des poissons est destinée à diminuer. C'est ce que rapporte Gerdeaux et al., (2006) qui ont déterminé que la biomasse totale est maximale pour des concentrations en phosphore total supérieures à 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ et minimale pour des valeurs inférieures à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$. Au-delà de 20 $\mu g \cdot L^{-1}$, la biomasse est relativement stable et n'augmentent pas d'avantage (Figure 13). En comparant les données de 11 lacs, Massol et al., 2007 confirme cette diminution de la biomasse totale avec l'oligotrophisation, avec des valeurs faibles à des concentrations inférieures à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ et qui augmentent vers 20 $\mu g \cdot L^{-1}$. Le pic de biomasse totale déterminé cette fois à 80 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Les lacs sont des entités complexes et hétérogènes et des résultats différents peuvent s'observer selon la zone considérée. A l'échelle de la zone littorale, la biomasse totale ne suit pas la même tendance que celle de la zone pélagique. C'est en tout cas ce qu'indique l'étude de Sabel et al., 2020, qui ne fait état d'aucune différences significatives dans l'abondance totale des poissons qui est rapportée résiliente à la baisse de phosphore. En revanche, la baisse de phosphore induit une réorganisation des communautés littorales avec la diminution d'espèces comme la brême, le chevaine commun, la lotte ou encore la grémille au profit de l'augmentation de la perche, de la loche franche et de la vandoise.

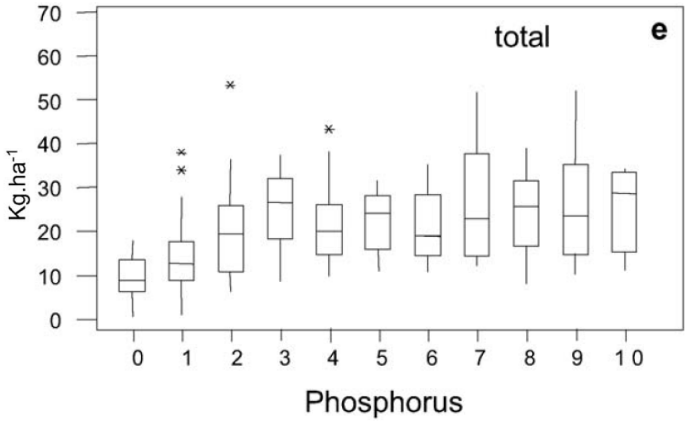


Figure 13. Captures totales en fonction du contenu en phosphore (l'échelle du phosphore : 0 = <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 1 = 10-20 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 2 = 20-30 $\mu gP \cdot L^{-1}$, etc.) (Gerdeaux et al., 2006).

Figure 13. Fish catches according to phosphorus content (phosphorus scale: 0 = <10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 1 = 10-20 $\mu gP \cdot L^{-1}$, 2 = 20-30 $\mu gP \cdot L^{-1}$, etc.) (Gerdeaux et al., 2006).

4. DISCUSSION GÉNÉRALE

Le but de cette section est de discuter les différents objectifs énoncés dans la partie introductive de ce rapport à la lumière des conclusions de la synthèse bibliographique pour essayer de définir un seuil phosphore pour le Léman.

1) Un peuplement piscicole de qualité dominé par des poissons « nobles » (corégones/féra, truites, ombles chevaliers), se reproduisant naturellement.

D'après la littérature le rendement piscicole, toute espèce confondue, est maximisé pour des concentrations de phosphore comprises entre 20 et 40 $\mu gP \cdot L^{-1}$. Cependant, si l'on souhaite favoriser les espèces salmonidés, la littérature recommande des concentrations de phosphore comprises entre 10 et 20 $\mu g \cdot L^{-1}$. Ces concentrations doivent permettre d'apporter les conditions nutritives idéales pour les espèces salmonidés.

Néanmoins, ces considérations théoriques sont en contradictions avec les observations faites actuellement sur le Léman. En effet, les récents chiffres issus de la pêche sur le Léman témoignent de populations de salmonidés peinant à se développer et à se maintenir malgré le retour à des conditions nutritives présentées comme théoriquement favorables. Cela se traduit également au niveau des captures des corégones et autres salmonidés qui sont proportionnellement moins importantes que celles des perches (Figure 14a). La part des salmonidés dans les captures était de 65% en 2011, au moment de l'établissement du seuil phosphore, et a baissé de 20 points en dix ans (Figure 14b), s'éloignant de l'objectif initial de 85%. Il faut noter cependant que cet indicateur n'a pas un développement linéaire et que les valeurs fluctuent passablement d'année en année. A titre d'exemple des proportions de 70% et 31% de salmonidés étaient rapportée en 2016 et en 2019.

Malgré l'amélioration des conditions trophiques, les captures des salmonidés montrent des tendances à la baisse alors que les espèces eurythermes, comme le brochet et la perche, semblent augmenter. Bien que les captures

de cette dernière aient baissé depuis la fin de l'eutrophisation, l'abondance de l'espèce démontre une certaine stabilité depuis quelques années. Cette stabilité pourrait s'expliquer par la baisse des effectifs des espèces salmonidés et la diminution de la compétition interspécifiques pour les ressources.

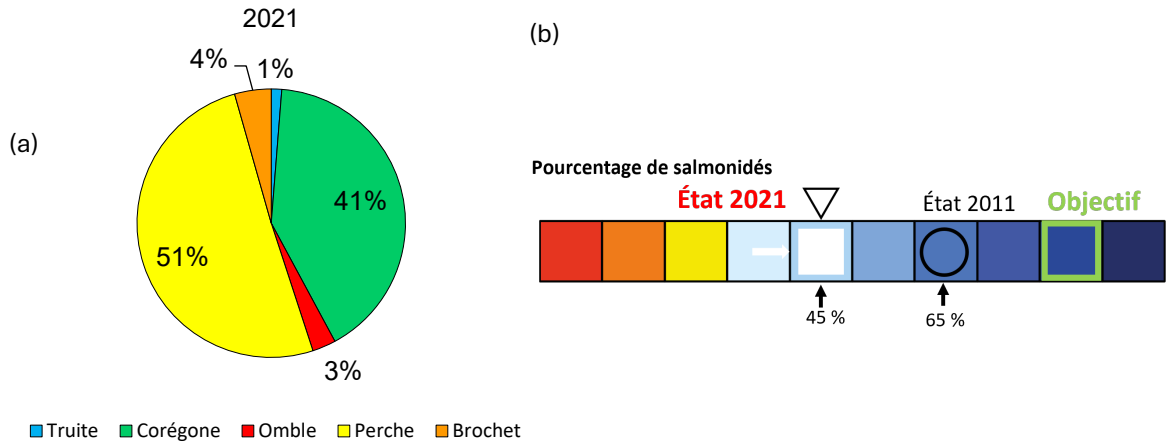


Figure 14. Répartition relative des captures sur le Léman par (a) groupes piscicoles et (b) proportion des salmonidés dans les captures pour l'année 2021 (CIPEL, 2021).

Figure 14. Relative distribution of catches on Geneva's Lake by (a) fish group and (b) proportion of salmonids in catches for 2021 (CIPEL, 2021).

Les données de l'étude de Gerdeaux et al., 2006, ne sont plus représentatives de l'évolution, thermique notamment, connue par les lacs ces dernières années. La température du lac est en constante augmentation et pourrait atteindre des niveaux critiques pour certaines espèces. La réalisation d'une étude similaire, actualisée, avec des données récentes, permettrait justement de mettre en évidence l'influence d'autres facteurs comme celle de l'évolution de la température. Cela donnerait une vue intéressante sur l'adaptation des communautés, dans un contexte où globalement le niveau de phosphore est resté plutôt stable. En effet, les études examinées présentent généralement une diminution du phosphore importante et relativement rapide de plusieurs dizaines de microgrammes par litre et il serait intéressant maintenant de voir l'évolution des communautés sur des périodes avec de faibles variations en phosphore (+/- 5 $\mu gP \cdot L^{-1}$), voire un statuquo de ce paramètre, dans des conditions appauvries en nutriments. En outre, les poissons sont des organismes ayant un temps de renouvellement des populations plus importants que ceux du phyto- ou du zooplancton et une dizaine d'année est nécessaire pour voir les effets de la baisse de phosphore (Jeppesen et al., 2005).

Le Projet Lac (Alexander & Seehausen, 2021), vient quelque peu challenger l'idée d'un seuil trophique optimal pour les corégones à des niveaux médium en phosphore (20 $\mu gP \cdot L^{-1}$) et d'un affaiblissement des populations pour des valeurs inférieures à 10 $\mu gP \cdot L^{-1}$. Véritable inventaire piscicole des grands lacs périalpins suisses, ce projet observe une corrélation négative importante entre la biomasse de corégones (i.e. données issues de pêches scientifiques) et la concentration en phosphore. Les lacs les plus pauvre en phosphore montrent des valeurs plus élevées de biomasse de corégones que les lacs riches en nutriments. Aussi la biomasse de corégones est rapportée maximale dans les lacs avec un contenu en TP inférieur à 10 $\mu gP \cdot L^{-1}$, ce qui ne reflète donc pas les résultats obtenus dans la littérature (Figure 15a). Il est cependant possible de trouver une explication à cette divergence de résultats, par la prise en compte du facteur « taille » des individus. Dans les lacs faiblement nutritifs, les corégones ne diminueraient donc pas en biomasse mais en taille. L'indice de pêche montre plutôt une bonne corrélation avec la biomasse des grands corégones (>30 cm) (Figure 15b). Le Léman fait, ici, figure d'exception avec une biomasse élevée malgré des valeurs de phosphore intermédiaires. L'inventaire a été effectué en 2012 dans le Léman, faisant suite à une période particulièrement favorable au développement des corégones (2009-2010) qui ont profité de la conjoncture exceptionnelle de plusieurs facteurs bénéfiques (Anneville et al., 2017).

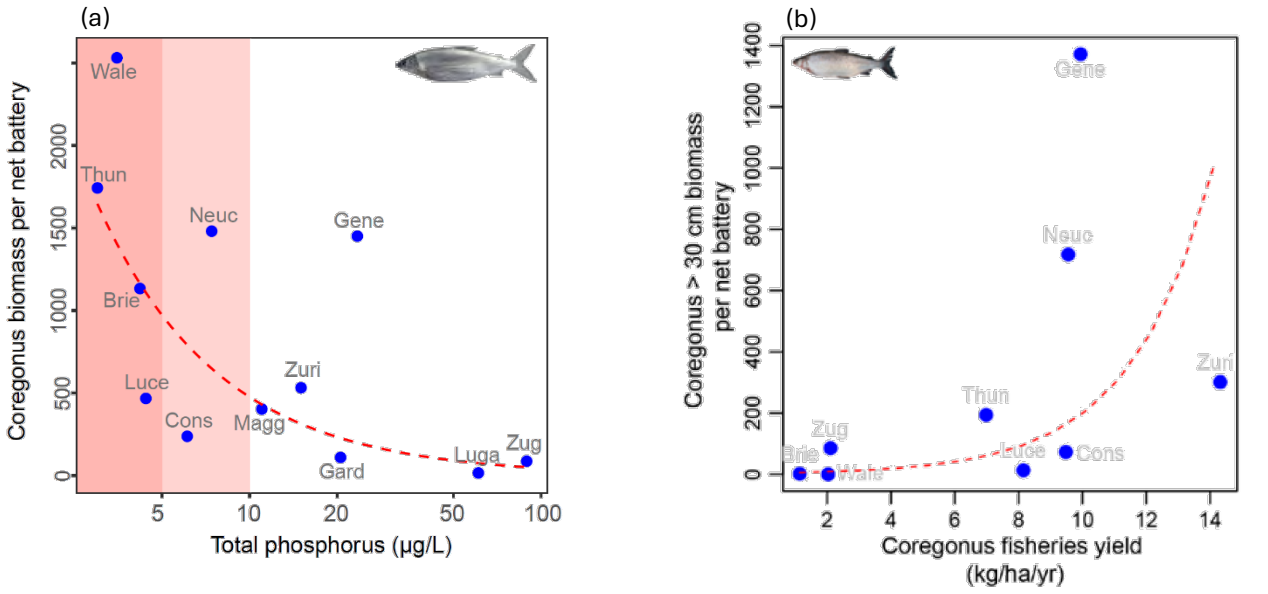


Figure 15. (a) Biomasse de corégone en fonction du contenu en phosphore et (b) biomasse des grands corégones (>30 cm) en fonction des captures par batterie de filets verticaux (ensembles de filets verticaux simultanément utilisés pour échantillonner les poissons sur toute la colonne d'eau à un endroit donné) (Projet lac, 2021).

Figure 15. (a) Biomass of coregonus as a function of phosphorus content and (b) biomass of large coregonus (>30 cm) as a function of catches by vertical net battery (sets of vertical nets simultaneously used to sample fish across the entire water column at a given location) (Lake Project, 2021).

Toutefois, en termes d'objectifs phosphore pour le secteur piscicole, c'est réellement le caractère économique qui est recherché. En témoigne la dénomination « noble » utilisée pour désigner les espèces prisées du Léman, qui n'a qu'une réalité économique et culturelle. Une abondance de corégone de petite taille n'a finalement pas véritablement d'intérêt dans la réalisation de cet objectif. De ce point de vue, un suivi basé sur captures de la pêche est largement plus pertinent, mais l'idée de prendre en compte l'effort de pêche (CPUE) pourrait en améliorer la représentativité.

L'idée d'un recrutement naturel des populations de salmonidés n'est pas acquise, comme en témoigne un rapport de 2012 (Champigneulle & Caudron 2012) qui a démontré la dépendance encore très forte au rempoissonnement des populations d'omble-chevalier du Léman. Seules 30% des captures étaient issues du recrutement naturel. La situation est moins problématique pour les truites.

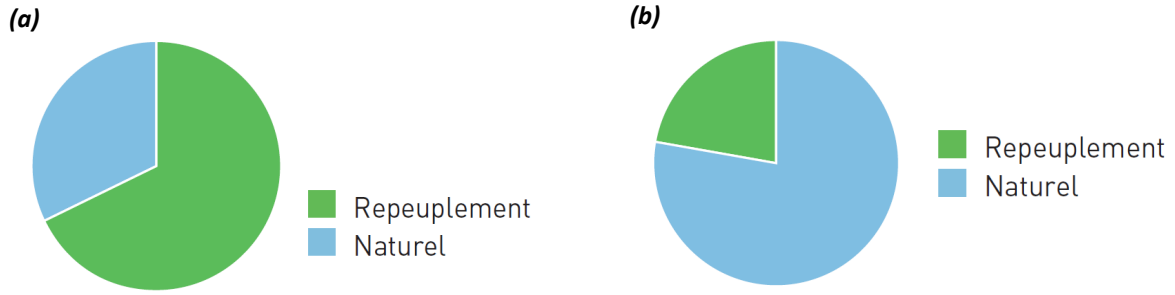


Figure 16. Proportion de la contribution du recrutement naturel et issu du repeuplement dans les captures (a) d'ombles-chevaliers et (b) de truites du Léman (Champigneulle & Caudron, 2012).

Figure 16. Contribution of natural and stocking recruitment to (a) char and (b) trout catches in Lake Geneva (Champigneulle & Caudron, 2012).

La revue de la littérature permet également de questionner la stratégie de rempoissonnement. Il y est démontré que la compétition intraspécifique peut être un facteur de régulation prépondérant des populations de corégones dans les milieux faiblement nutritifs et pauvre en zooplancton (Thomas et Eckmann, 2007). Chaque année, plusieurs millions d'alevins sont lâchés dans le Léman (Figure 17). Cette pratique pourrait conduire à augmenter de façon artificielle la pression sur les corégones et entretenir des phénomènes de compétition intra et interspécifiques. Le retour à un renouvellement naturel des populations d'omble-chevalier dans le Léman est plus incertain.

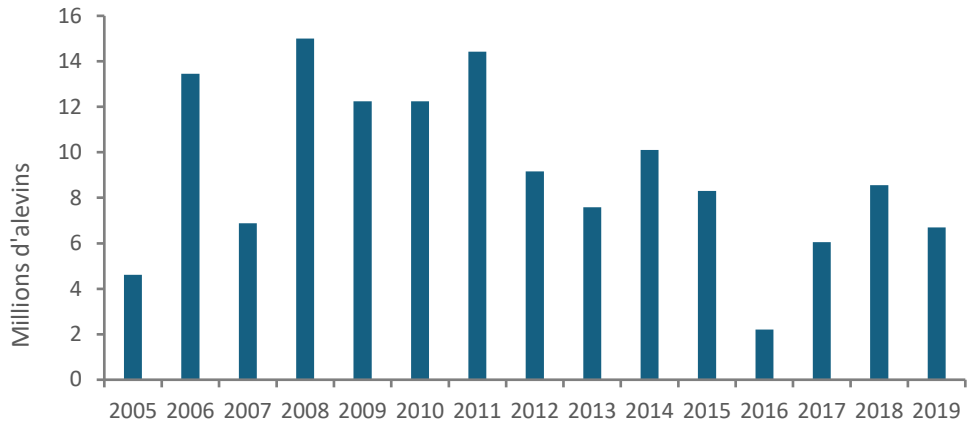


Figure 17. Repeuplement en corégones dans le Léman entre 2005 et 2019 en millions d'alevins (Fischereistatistik[4])
Figure 17. Whitefish stocking in Lake Geneva between 2005 and 2019 in millions of fries (Fischereistatistik[4])

2) La pratique des activités de loisirs et touristiques, dont la baignade

Les niveaux de concentrations actuels en phosphore du Léman permettent largement la pratique des activités de loisirs et de tourisme. Les efflorescences algales peuvent menacer ces pratiques via le développement d'algues en grandes quantité, qui peut rendre désagréable voire dangereuse la pratique de ces activités. La formation d'efflorescences de certaines cyanobactéries est spécialement problématique car cela peut mener à la production de toxines dans les eaux de baignade.

La revue de la littérature ne permet pas de déterminer un seuil de concentration de phosphore à partir duquel les cyanobactéries problématiques sont suffisamment affaiblies. La capacité de ces dernières à profiter du phosphore des couches plus profondes peut les amener à contourner les effets de la baisse de phosphore dans le Léman. De par son régime oligomictique, le Léman présente une hétérogénéité importante de sa colonne d'eau, pour le paramètre phosphore notamment. Si les couches superficielles sont appauvries en phosphore, ce n'est pas le cas des couches plus profondes, qui en l'absence répétée de brassage accumulent le phosphore. De même, il peut être tout à fait être imaginable qu'un brassage complet du Léman conduise à augmenter sensiblement la concentration en phosphore des couches supérieures et déclencher une efflorescence. Ainsi, même une amélioration significative de l'état trophique ne pourrait exclure la formation d'efflorescence algale sur le Léman, qui ont déjà été observées sur des lacs oligotrophes (Reinl et al., 2023).

Outre le paramètre phosphore, il semblerait que la température soit également un facteur important dans le déclanchement des efflorescences de cyanobactéries. Ces dernières sont particulièrement bien adaptées aux températures supérieures à 25°C affichant un taux de croissance parfois supérieur à celui du phytoplancton eucaryote températures (Huismann et al., 2018). Néanmoins, l'importance de la température serait à relativiser en regard de celle des apports en nutriments (Bonilla et al., 2023). Des efflorescences peuvent être déclenchées à des faibles températures notamment dans le cas d'*upwellings* qui pourraient amener, via des eaux froides profondes, des apports consistants en nutriments jusqu'aux couches supérieures (Reinl et al., 2023). L'azote apparait également comme un nutriment essentiel pour expliquer les efflorescences de cyanobactéries. C'est la raison pour laquelle, dans certains écosystèmes, les scientifiques préconisent une réduction des concentrations en azote (Levy, 2017).

Par ailleurs, bien que la croissance des cyanobactéries soit un facteur clé de la formation efflorescence, il est tout aussi important de considérer les processus de perte (*loss processes*) qui jouent également un rôle crucial dans

[4] https://www.fischereistatistik.ch/fr/home

la dynamique ce phénomène. En effet, la sédimentation, des processus biotiques (broutage, production de composés allélochimiques produits par certaines algues et macrophytes, compétition etc.), ou les conditions hydrauliques défavorables, sont autant de facteurs pouvant réduire significativement la biomasse cyanobactérienne, limitant ainsi la formation et la persistance des efflorescences (Harris et al., 2024). La compréhension des processus de perte est ainsi essentielle pour avoir une vision complète de la dynamique des efflorescences et pour développer des stratégies de gestion efficaces.

Finalement, même si les concentrations en phosphore sont un paramètre important dans le développement des efflorescences, il ne faut pas perdre de vue que la dynamique du phytoplancton sont aussi conditionnées par un ensemble de plusieurs autres facteurs biotique et abiotique (hydrodynamisme, températures, facteurs biotiques, azote etc.).

Des concentrations en oxygène suffisantes dans les zones profondes, permettant d'éviter le relargage du phosphore des sédiments et d'assurer la présence des invertébrés (vers, insectes, crustacés, mollusques), éléments de la chaîne alimentaire.

Actuellement, le Léman ne présente pas une oxygénation satisfaisante sur l'ensemble de sa colonne d'eau. Sans atteindre l'anoxie, les couches profondes sont sujettes à l'hypoxie avec des valeurs systématiquement inférieures à la valeur seuil de qualité en Suisse fixée à 4 $mgO_2 \cdot L^{-1}$ [5] (Figure 18). Le contenu en oxygène est directement dépendant de la minéralisation dans la colonne d'eau et de la biomasse phytoplanctonique (l'oxydation des matières organiques, résultant de la prolifération phytoplanctonique, induit une consommation de l'oxygène de la colonne d'eau). La situation du Léman est particulière en raison de sa profondeur. Dans ce lac, le brassage complet et par conséquent les concentrations en oxygène sont fortement liés aux conditions météorologiques (Jenny et al., 2023).

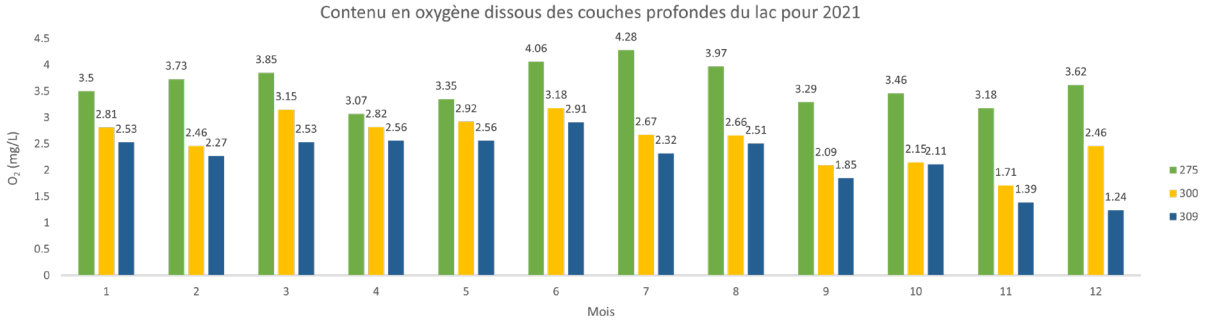


Figure 18. Contenu en oxygène dissous des couches profondes du Léman (275m, 300m et 309) (CIPEL, 2021)

Figure 18. Dissolved oxygen content of the deep layers of Lake Geneva (275m, 300m and 309) (CIPEL, 2021)

Comme abordé précédemment, la littérature n'admet pas l'identification d'un niveau phosphore unique à partir duquel la biomasse phytoplanctonique serait appelée à diminuer, mais soutient l'idée d'un seuil propre à chaque lac. Müller et al., 2019, propose l'utilisation d'un indicateur, l'*APS* (*Areal Phosphorus Supply*) (Annexe 2) pour déterminer le seuil phosphore à partir duquel la productivité primaire commencerait à diminuer et provoquerait une baisse de la consommation de l'oxygène dans la colonne d'eau. Cet indicateur dépend de la concentration en phosphore, mais également de la profondeur et du volume du lac. L'obtention d'une valeur de l'*APS* inférieure à 0.54 $gP \cdot m^{-2}$ est diagnostique d'une production primaire contrôlée par les apports en phosphore (facteur limitant) et d'un taux de consommation d'oxygène diminuant alors de concert. Müller et al., 2019, propose aussi de déterminer un APS tolérable qui équivaut aux apports en phosphore tolérables par le système lac et qui garantissent une oxygénation satisfaisante.

Pour le Léman, les apports en phosphore (APS) calculés sur la base des travaux de Müller, sont bien en dessous des apports tolérables (APS_{tol}) depuis plusieurs années déjà (Figure 19). Pourtant, les couches profondes sont insuffisamment oxygénées toute l'année (Figure 18). Cette observation apporte un élément supplémentaire qui souligne le fait que dans le Léman, les concentrations en oxygène à 309m sont dépendent plus de la dynamique de brassage complet et donc des conditions météorologiques, que des concentrations en phosphore.

[5] Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des eaux (OEaux), RS 814.201

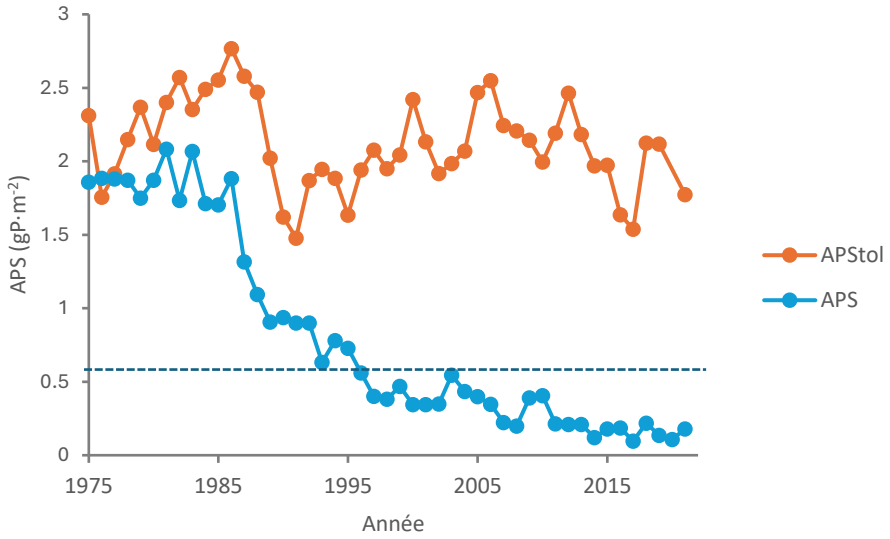


Figure 19. APS (jaune) et APS tolérable (orange) pour le Léman, calculé sur la base de Müller et al., 2019. La ligne bleue correspond au seuil de 0.54 gP·m^{-2}

Figure 19. APS (yellow) and tolerable APS (orange) for Lake Geneva, based on Müller et al., 2019. The blue line corresponds to the threshold of 0.54 gP·m^{-2}

La littérature ne permet pas l'identification d'un seuil de phosphore applicable à tous les lacs et le calcul de seuil proposé par Müller ne semble s'appliquer que difficilement au Léman qui aurait déjà dû voir une diminution de sa biomasse phytoplanctonique dès que les concentrations en phosphore sont devenues inférieures à 20 µg·L^{-1} (Müller et al., 2021). Aussi, s'il est difficile d'établir un seuil phosphore pour aboutir à des "**Des concentrations en oxygène suffisantes dans les zones profondes, permettant d'éviter le relargage du phosphore des sédiments et d'assurer la présence des invertébrés (vers, insectes, crustacés, mollusques), éléments de la chaîne alimentaire** " une augmentation des concentrations en phosphore serait tout à fait inadéquat et contre-indiqué.

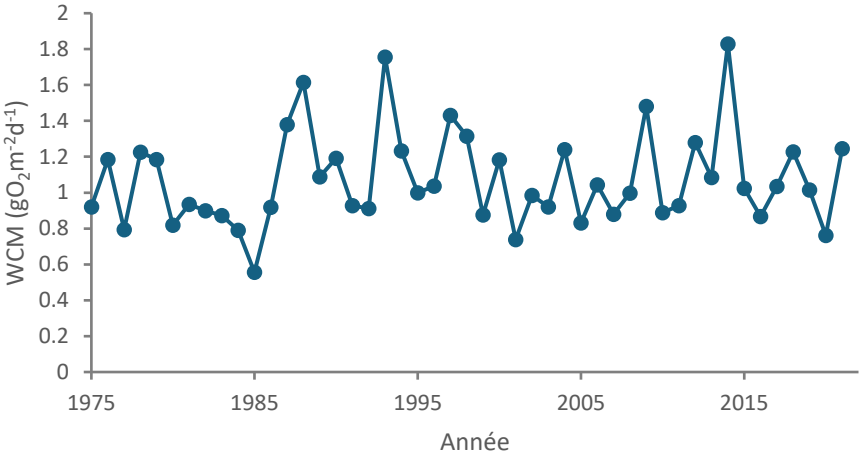


Figure 20. Evolution du taux de consommation en oxygène de l'hypolimnion du Léman (30m-309m)

Figure 20. Evolution of oxygen consumption rate in the hypolimnion of Lake Geneva (30m-309m)

3) Faisabilité d'une baisse de phosphore

Le processus de détermination du seuil phosphore devrait également tenir compte des moyens techniques à disposition et ainsi de la capacité à diminuer encore davantage la concentration en phosphore du Léman. Dans un contexte d'expansion démographique de la région lémanique, il est plutôt difficile de considérer qu'il soit possible d'améliorer les rendements des STEPs, qui apparaissent déjà bien incompressibles. En effet, l'augmentation démographique attendue à l'horizon 2066 serait responsable d'une augmentation des apports en phosphore biodisponible de près de 18%. Une amélioration de 5% (90 => 95%) du rendement des STEP serait ainsi nécessaire pour permettre d'atténuer les effets de cette augmentation démographique (Claude, 2017).

De même, la réduction des apports en phosphore diffus produit un impact relatif sur la baisse du phosphore du Léman. Une réduction de la fertilisation à hauteur de 50% permettrait seulement d'abaisser de quelques $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration du phosphore dans le lac, soit 12 à 13 $\mu gP \cdot L^{-1}$ d'ici à 2050 (Fasel et al., 2019).

Au vu des capacités techniques actuelles et futures, il paraît compliqué d'imaginer une diminution du seuil phosphore en deçà du seuil actuel (10-15 $\mu gP \cdot L^{-1}$) qui représente déjà un défi pour être pleinement atteint.

5. CONCLUSION

Les variations des concentrations de phosphore expliquent une part importante de la dynamique des populations pour différents niveaux trophiques (phytoplancton, zooplancton et poissons). Une diminution de la disponibilité du phosphore engendre des modifications au sein des communautés qui peuvent aboutir, in fine, à un effondrement de la biomasse totale, si elle s'accentue et se prolonge dans le temps. Des concentrations en phosphore inférieures à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ ne permettent généralement pas de maintenir des populations piscicoles fortes.

Actuellement, les concentrations en phosphore ne semblent plus permettre le maintien d'efflorescences algales : ces phénomènes sont devenus anecdotiques au cours des dernières années (Rimet, 2022 ; Rimet, 2023). L'activité phytoplanctonique ne portent plus atteintes aux activités aquatiques ni à l'alimentation en eau potable (Rapport de Chloé Duyme, en cours de rédaction). Néanmoins, il est difficile de définir un seuil de phosphore qui maximise l'ensemble des usages du lac, de surcroit dans un contexte de changement climatique qui amplifie les incertitudes et accentue la variabilité des conditions environnementales.

Les études récentes démontrent des tendances inquiétantes pour le Léman. L'hypoxie de la zone profonde, le déclin du zooplancton et des poissons planctoniques, ou encore la prolifération des moules quagga, sont autant de phénomènes en lien avec la diminution des niveaux de phosphore (Anneville et al. 2019 ; Sarpe et al. 2014). Pour mieux comprendre les causes et les effets de cette diminution, il est nécessaire d'approfondir cet essai en intégrant des études expérimentales et des modèles qui traitent de ces questions. Entre outre, il est primordial de préciser le rôle actuel des moules quaggas dans le cycle du phosphore et sa disponibilité dans le réseau alimentaire. La capacité du mollusque à réguler le cycle du phosphore et à impacter l'ensemble de l'écosystème aquatique a été démontré (Li et al. 2021), et il fait peu de doute que des effets similaires soient observés sur le Léman.

Compte tenu de ces éléments, une diminution des concentrations de phosphore en dessous de 15 $\mu g \cdot L^{-1}$ ne semble pas pertinente. De nouveaux éléments de connaissances propres au fonctionnement du Léman, contribueront à la réflexion sur les concentrations de phosphore nécessaires au maintien des usages du lac.

BIBLIOGRAPHIE

Alexander, T., & Seehausen, O. (2021). Diversity, distribution and community composition of fish in perialpine lakes. « Projet Lac » synthesis report. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Eawag. https://doi.org/10.55408/eawag:24051

Anneville, O., Chang, C.-W., Dur, G., Souissi, S., Rimet, F. and Hsieh, C.-h. (2019), The paradox of re-oligotrophication: the role of bottom–up versus top–down controls on the phytoplankton community. Oikos, 128: 1666-1677. https://doi.org/10.1111/oik.06399

Anneville, O., Dur, G., Rimet, F., & Souissi, S. (2018). Plasticity in phytoplankton annual periodicity : An adaptation to long-term environmental changes. Hydrobiologia, 824(1), 121-141. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3412-z

Anneville, O., Gammeter, S., & Straile, D. (2005). Phosphorus decrease and climate variability : Mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. Freshwater Biology, 50(10), 1731-1746. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01429.x

Anneville, O., Molinero, J. C., Souissi, S., Balvay, G., & Gerdeaux, D. (2007). Long-term changes in the copepod community of Lake Geneva. Journal of Plankton Research, 29(suppl_1), i49-i59. https://doi.org/10.1093/plankt/fbl066

Anneville, O., Souissi, S., Gammeter, S. and Straile, D. (2004), Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. Freshwater Biology, 49: 98-115. https://doi.org/10.1046/j.1365-2426.2003.01167.x

Anneville, O., Vogel, C., Lobry, J., & Guillard, J. (2017). Fish communities in the Anthropocene : Detecting drivers of changes in the deep peri-alpine Lake Geneva. Inland Waters, 7(1), 65-76, https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1294350

Arfè, A., Quatto, P., Zambon, A., MacIsaac, H. J., & Manca, M. (2019). Long-Term Changes in the Zooplankton Community of Lake Maggiore in Response to Multiple Stressors : A Functional Principal Components Analysis. Water, 11(5), 962. https://doi.org/10.3390/w11050962

Barbiero, R. P., Lesht, B. M., & Warren, G. J. (2012). Convergence of trophic state and the lower food web in Lakes Huron, Michigan and Superior. Journal of Great Lakes Research, 38(2), 368-380. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.03.009

Barbiero, R. P., & Warren, G. J. (2011). Rotifer communities in the Laurentian Great Lakes, 1983–2006 and factors affecting their composition. Journal of Great Lakes Research, 37(3), 528-540. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2011.04.007

Bernát, G., Boross, N., Somogyi, B., Vörös, L., G.-Tóth, L., & Boros, G. (2020). Oligotrophication of Lake Balaton over a 20-year period and its implications for the relationship between phytoplankton and zooplankton biomass. Hydrobiologia, 847(19), 3999-4013. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04384-x

Bonilla, S., Aguilera, A., Aubriot, L., Huszar, V., Almanza, V., Haakonsson, S., Izaguirre, I., O'Farrell, I., Salazar, A., Becker, V., Cremella, B., Ferragut, C., Hernandez, E., Palacio, H., Rodrigues, L. C., Sampaio da Silva, L. H., Santana, L. M., Santos, J., Somma, A., Antoniades, D. (2023). Nutrients and not temperature are the key drivers for cyanobacterial biomass in the Americas. Harmful Algae, 121, 102367. https://doi.org/10.1016/j.hal.2022.102367

Calbet, A. (2022). Holoplankton and meroplankton : Two strange names to describe ordinary creatures – Plankton Ocean. 16/03/2022.

Caudron, A., Lasne, E., Gillet, C., Guillard, J., & Champigneulle, A. (2014). Thirty years of reoligotrophication do not contribute to restore self-sustaining fisheries of Arctic charr, Salvelinus alpinus, in Lake Geneva. Fisheries Research, 154, 165-171. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.023

Champigneulle A., Caudron A., 2012. Projet franco-suisse « truite-omble-corégone » au Léman. Rapport Final (octobre 2012), 110 pages

Mahé, C., Scenarios d'évolution des apports en phosphore au Léman d'origine domestique dans un avenir de 5 à 50 ans Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 2018, 151-175

Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2012). Deep living Planktothrix rubescens modulated by environmental constraints and climate forcing. Hydrobiologia, 698(1), 29-46. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1020-5

Druart, J.-C. & Rimet, F. (2008). Dynamique du peuplement des diatomées pélagiques du Léman de 1974 à 2007. Archives des Sciences 61: 17-32.

Dubois, J.-P., Gillet, C., Hilgert, N., & Balvay, G. (2008). The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, Perca fluviatilis , population of Lake Geneva. Aquatic Living Resources, 21(4), 401-410. https://doi.org/10.1051/alr:2008051

Eckmann, R., Gerster, S., & Kraemer, A. (2006). Yields of European perch from Upper Lake Constance from 1910 to present. Fisheries Management and Ecology, 13(6), 381-390. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00516.x

Fasel, A., Loizeau, J.-L., Lehmann, A. (2021). Modélisation des apports diffus de nutriments (phosphore) dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.

Finger, D., Wüest, A., and Bossard, P. (2013), Effects of oligotrophication on primary production in peri-alpine lakes, Water Resour. Res., 49, 4700– 4710, doi:10.1002/wrcr.20355.

Frossard V., Goulon C., Guillard J., Hamelet V., Jacquet S., Laine L., Rimet F. Tran-khac V. 2021. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2020. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 117 pages et dossiers.

Gaedke, U., & Schweizer, A. (1993). The first decade of oligotrophication in Lake Constance : I. The response of phytoplankton biomass and cell size. Oecologia, 93(2), 268-275. https://doi.org/10.1007/BF00317681

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., Anneville, O., & Hefti, D. (2006). Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. Acta Oecologica, 30(2), 161-167. https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.02.007

Gerdeaux, D., & Perga, M.-E. (2006). Changes in whitefish scales δ 13 C during eutrophication and reoligotrophication of subalpine lakes. Limnology and Oceanography, 51(1part2), 772-780. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0772

Gilbert, M. J. H., Harris, L. N., Malley, B. K., Schimnowski, A., Moore, J.-S., & Farrell, A. P. (2020). The thermal limits of cardiorespiratory performance in anadromous Arctic char (Salvelinus alpinus) : A field-based investigation using a remote mobile laboratory. Conservation Physiology, 8(1), coaa036. https://doi.org/10.1093/conphys/coaa036

Grönlund, E. (2012). The Recovery of Two Polluted Subarctic Lakes—Towards Nutrient Management or a Pristine State? Water, 4(4), 793-814. https://doi.org/10.3390/w4040793

Harris, T. D., Reinl, K. L., Azarderakhsh, M., Berger, S. A., Berman, M. C., Bizic, M., Bhattacharya, R., Burnet, S. H., Cianci-Gaskill, J. A., Domis, L. N. de S., Elfferich, I., Ger, K. A., Grossart, H.-P. F., Ibelings, B. W., Ionescu, D., Kouhanestani, Z. M., Mauch, J., McElarney, Y. R., Nava, V., ... Zhan, Q. (2024). What makes a cyanobacterial bloom disappear? A review of the abiotic and biotic cyanobacterial bloom loss factors. Harmful Algae, 133, 102599. https://doi.org/10.1016/j.hal.2024.102599

Hartmann J., 1975, Der Barsch (Perca fluviatilis) im eutrophierten Bodensee. (The perch (Perca fluviatilis) in the eutrophicated Lake of Constance). Arch. Hydrobiol. 76, 269–286.

Horn, H., Paul, L., Horn, W., Uhlmann, D. and Röske, I. (2015), Climate change impeded the re-oligotrophication of the Saidenbach Reservoir. Internat. Rev. Hydrobiol., 100: 43-60. https://doi.org/10.1002/iroh.201401743

Hossain, M., Arhonditsis, G. B., Hoyle, J. A., Randall, R. G., & Koops, M. A. (2019). Nutrient management and structural shifts in fish assemblages : Lessons learned from an Area of Concern in Lake Ontario. Freshwater Biology, 64(5), 967-983. https://doi.org/10.1111/fwb.13278

Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M. H., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. Nature Reviews Microbiology, 16(8), 471–483. https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1

Jacquet, S., Rimet, F., Druart, J.-C, (2014). Composition and dynamics of the phytoplanktonic communities in 3 large and deep Western European Lakes: An outline of the evolution from 2004 to 2012, p. 131–150 In: Phytoplankton: Biology, Classification and Environmental Impacts. Nova Science Publishers, New York.

Jenny J.-P., Jezequel D., Hustache J.-C., & Soulignac F. (2023) Etendue de la zone anoxique au fond du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2022, 2023, 188-199

Jeppesen, E., Jensen, J. P., Sondergaard, M., & Lauridsen, T. L. (2005). Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in eight shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. Freshwater Biology, 50(10), 1616-1627. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01413.x

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M.T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E.H.H.R., Lauridsen, T.L., Manca, M., Miracle, M.R., Moss, B., Nõges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C.L., Straile, D., Tatrai, I., Willén, E. and Winder, M. (2005), Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. Freshwater Biology, 50: 1747-1771. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x

Jochimsen, M. C., Kümmerlin, R., & Straile, D. (2013). Compensatory dynamics and the stability of phytoplankton biomass during four decades of eutrophication and oligotrophication. Ecology Letters, 16(1), 81-89. https://doi.org/10.1111/ele.12018

Kamjunke, N., Henrichs, T., & Gaedke, U. (2006). Phosphorus gain by bacterivory promotes the mixotrophic flagellate Dinobryon spp. During re-oligotrophication. Journal of Plankton Research, 29(1), 39-46. https://doi.org/10.1093/plankt/fbl054

Kalff, J. & R. Knoechel, 1978. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. Ann. Rev. Ecol. Syst. 9: 475– 495. https://doi.org/10.1146/annurev.es.09.110178.002355

Kerimoglu, O., Straile, D. and Peeters, F. (2013), Seasonal, inter-annual and long term variation in top–down versus bottom–up regulation of primary production. Oikos, 122: 223-234. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20603.x

Köhler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklisch, A., Kozerski, H.P. and Walz, N. (2005), Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. Freshwater Biology, 50: 1639-1650. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01430.x

Lepori, F., Capelli, C., & Foresti, D. (2022). Changes in phytoplankton composition hinder the recovery from eutrophication in a perialpine lake (Lake Lugano, Switzerland and Italy). Journal of Plankton Research, 44(1), 22-35. https://doi.org/10.1093/plankt/fbab083

Levy, S. (2017). Microcystis Rising : Why Phosphorus Reduction Isn't Enough to Stop CyanoHABs. Environmental Health Perspectives, 125(2). https://doi.org/10.1289/ehp.125-A34

Li, J., Ianaiev, V., Huff, A., Zalusky, J., Ozersky, T., & Katsev, S. (2021). Benthic invaders control the phosphorus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. Proceedings of the National Academy of Sciences, 118(6), e2008223118

Ludsin, S. A., Kershner, M. W., Blocksom, K. A., Knight, R. L., & Stein, R. A. (2001). LIFE AFTER DEATH IN LAKE ERIE : NUTRIENT CONTROLS DRIVE FISH SPECIES RICHNESS, REHABILITATION. Ecological Applications, 11(3), 731-746. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0731:LADILE]2.0.CO;2

Manca, M., Ruggiu, D., (1998), Consequences of pelagic food-web changes during a long-term lake oligotrophication process, Limnology and Oceanography, 6, doi: 10.4319/lo.1998.43.6.1368.

Marle, P, Menetrey, N., Marlet, F., (2023) Restauration de la qualité de l'eau du lac de Joux : des réponses biologiques à contre-courant. Présentation au conseil scientifique de la Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, 17 Janvier 2023.

Massol F, David P, Gerdeaux D, Jarne P. The influence of trophic status and large-scale climatic change on the structure of fish communities in Perialpine lakes. J Anim Ecol. 2007 May;76(3):538-51. doi: 10.1111/j.1365-2656.2007.01226.x. PMID: 17439470; PMCID: PMC2527535.

May, L., Spears, B. M., Dudley, B. J., & Gunn, I. D. M. (2014). The response of the rotifer community in Loch Leven, UK, to changes associated with a 60% reduction in phosphorus inputs from the catchment : The response of the rotifer community in Loch Leven. International Review of Hydrobiology, 99(1-2), 65-71. https://doi.org/10.1002/iroh.201301705

Mélard C., Kestemont P., Grignard J.C., 1996, Intensive culture of juvenile and adult Eurasian perch (Perca fluviatilis): Effect of major biotic and abiotic factors on growth. J. Appl. Ichthyol. 12, 175–180.

Mittelbach G.G., Steiner C.F., Scheiner S.M., Gross K.L., Reynolds H.L., Waide R.B. et al. (2001) What is the observed relationship between species richness and productivity? Ecology 82, 2381–2396.

Moe, S., Hobæk, A., Persson, J., Skjelbred, B., & Løvik, J. (2022). Shifted dynamics of plankton communities in a restored lake : Exploring the effects of climate change on phenology through four decades. Climate Research, 86, 125-143. https://doi.org/10.3354/cr01654

Molinero, J. C., Anneville, O., Souissi, S., Balvay, G., & Gerdeaux, D. (2006). Anthropogenic and climate forcing on the long-term changes of planktonic rotifers in Lake Geneva, Europe. Journal of Plankton Research, 28(3), 287-296. https://doi.org/10.1093/plankt/fbi110

Morabito, G., Oggioni, A., & Austoni, M. (2012). Resource ratio and human impact : How diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. Hydrobiologia, 698(1), 47-60. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1094-0

Müller, R., Breitenstein, M., Bia, M. M., Rellstab, C., & Kirchhofer, A. (2007). Bottom-up control of whitefish populations in ultra-oligotrophic Lake Brienz. Aquatic Sciences, 69(2), 271-288. https://doi.org/10.1007/s00027-007-0874-5

Müller, B., Steinsberger, T., Schwefel, R., Gächter, R., Sturm, M., & Wüest, A. (2019). Oxygen consumption in seasonally stratified lakes decreases only below a marginal phosphorus threshold. Scientific Reports, 9(1), 18054. https://doi.org/10.1038/s41598-019-54486-3

Müller, B., Steinsberger, T., Stöckli, A., & Wüest, A. (2021). Increasing Carbon-to-Phosphorus Ratio (C:P) from Seston as a Prime Indicator for the Initiation of Lake Reoligotrophication. Environmental Science & Technology, 55(9), 6459 6466. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08526

Nõges, T., Anneville, O., Guillard, J., Haberman, J., Järvalt, A., Manca, M., Morabito, G., Rogora, M., Thackeray, S. J., Volta, P., Winfield, I. J., & Nõges, P. (2017). Fisheries impacts on lake ecosystem structure in the context of a changing climate and trophic state. Journal of Limnology. https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1640

Obertegger, U., & Manca, M. (2011). Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. Journal of Limnology, 70(2), 231. https://doi.org/10.4081/jlimnol.2011.231

Ogorelec, Z. (2020). Effects of re-oligotrophication and invasive species on fish-zooplankton interactions. Doctoral thesis for obtaining the academic degree Doctor of Natural Sciences. University of Constance.

O'Gorman, R., & Burnett, J. A. D. (2001). Fish Community Dynamics in Northeastern Lake Ontario with Emphasis on the Growth and Reproductive Success of Yellow Perch (Perca flavescens) and White Perch (Morone americana), 1978 to 1997. Journal of Great Lakes Research, 27(3), 367-383. https://doi.org/10.1016/S0380-1330(01)70652-1

Özkan, K., Jeppesen, E., Davidson, T., Bjerring, R., Johansson, L., Søndergaard, M., Lauridsen, T., & Svenning, J.-C. (2016). Long-Term Trends and Temporal Synchrony in Plankton Richness, Diversity and Biomass Driven by Re-Oligotrophication and Climate across 17 Danish Lakes. Water, 8(10), 427. https://doi.org/10.3390/w8100427

Phillips, G., Kelly, A., Pitt, J.-A., Sanderson, R., & Taylor, E. (2005). The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus. Freshwater Biology, 50(10), 1628-1638. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01434.x

Pomati, F., Matthews, B., Jokela, J., Schildknecht, A. and Ibelings, B.W. (2012), Effects of re-oligotrophication and climate warming on plankton richness and community stability in a deep mesotrophic lake. Oikos, 121: 1317-1327. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.20055.x

Pomati, F., Shurin, J. B., Andersen, K. H., Tellenbach, C., & Barton, A. D. (2020). Interacting Temperature, Nutrients and Zooplankton Grazing Control Phytoplankton Size-Abundance Relationships in Eight Swiss Lakes. Frontiers in Microbiology, 10, 3155. https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.03155

Pomati, F., Tellenbach, C., Matthews, B., Venail, P., Ibelings, B.W. and Ptacnik, R. (2015), Challenges and prospects for interpreting long-term phytoplankton diversity changes in Lake Zurich (Switzerland). Freshw Biol, 60: 1052-1059. https://doi.org/10.1111/fwb.12416

Pourriot Roger, Francez André-Jean. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises.- 8 : Rotifères. In: Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, 55e année, n°5, mai 1986. pp. 148-176.

Reinl, K. L., Harris, T. D., North, R. L., Almela, P., Berger, S. A., Bizic, M., Burnet, S. H., Grossart, H., Ibelings, B. W., Jakobsson, E., Knoll, L. B., Lafrancois, B. M., McElarney, Y., Morales-Williams, A. M., Obertegger, U., Ogashawara, I., Paule-Mercado, M. C., Peierls, B. L., Rusak, J. A., … Yokota, K. (2023). Blooms also like it cold. Limnology and Oceanography Letters, lol2.10316. https://doi.org/10.1002/lol2.10316

Rellstab, C., Maurer, V., Zeh, M., Bürgi, H. R., & Spaak, P. (2007). Temporary collapse of the Daphnia population in turbid and ultra-oligotrophic Lake Brienz. Aquatic Sciences, 69(2), 257-270. https://doi.org/10.1007/s00027-007-0872-7

Reynolds C.F. (2002) Resilience in aquatic ecosystems hysteresis, homeostasis and health. Aquatic Ecosystem Health and Management, 5, 3–17.

Reynolds, C. S. (2006). The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145

Rimet, F., Druart, J.-C., & Anneville, O. (2009). Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974–2007). Ecological Informatics, 4(2), 99-110. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2009.01.006

Rimet, F., Druart, J.-C., & Moreau L. (2009). Phytoplancton du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 2008, 85-95

Rimet, F.(2022). Phytoplancton du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2021, 2022, 61-74

Rimet, F.(2023). Phytoplancton du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2022, 2023, 58-69

Rösch, R., Baer, J. & Brinker, A. Impact of the invasive three-spined stickleback (Gasterosteus aculeatus) on relative abundance and growth of native pelagic whitefish (Coregonus wartmanni) in Upper Lake Constance. Hydrobiologia 824, 243–254 (2018). https://doi.org/10.1007/s10750-017-3479-6

Ruggiu, D., Morabito, G., Panzani, P., & Pugnetti, A. (1998). Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the long-term oligotrophication of Lake Maggiore (Italy). In M. Alvarez-Cobelas, C. S. Reynolds, P. Sánchez-Castillo, & J. Kristiansen (Éds.), Phytoplankton and Trophic Gradients (p. 243-257). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2668-9_21

Sabel, M, Eckmann, R, Jeppesen, E, Rösch, R, Straile, D. Long-term changes in littoral fish community structure and resilience of total catch to re-oligotrophication in a large, peri-alpine European lake. Freshwater Biology. 2020; 65: 1325– 1336. https://doi.org/10.1111/fwb.13501

Seebens, H., Straile, D., Hoegg, R., Stich, H.-B., & Einsle, U. (2007). Population dynamics of a freshwater calanoid copepod : Complex responses to changes in trophic status and climate variability. Limnology and Oceanography, 52(6), 2364-2372. https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.6.2364

Sommer, U., Gaedke, U., & Schweizer, A. (1993). The first decade of oligotrophication of Lake Constance : II. The response of phytoplankton taxonomic composition. Oecologia, 93(2), 276-284. https://doi.org/10.1007/BF00317682

Stich, H. B., & Brinker, A. (2010). Oligotrophication outweighs effects of global warming in a large, deep, stratified lake ecosystem. Global Change Biology, 16(2), 877-888. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02005.x

Stich, H. B., Schumann, M., & Brinker, A. (2018). Dynamics of pelagic rotifers subject to trophic fluctuations in Upper Lake Constance (1963–2012). Journal of Plankton Research, 40(2), 118-128. https://doi.org/10.1093/plankt/fbx073

Straile, D. (1998). The response ofDaphniato changes in trophic status and weather patterns : A case study from Lake Constance. ICES Journal of Marine Science, 55(4), 775-782. https://doi.org/10.1006/jmsc.1998.0397

Straile, D., Jochimsen, M.C. and Kümmerlin, R. (2013), The use of long-term monitoring data for studies of planktonic diversity: a cautionary tale from two Swiss lakes. Freshw Biol, 58: 1292-1301. https://doi.org/10.1111/fwb.12118

Straile, D., & Müller, H. (2010). Response of Bosmina to climate variability and reduced nutrient loading in a large lake. Limnologica, 40(2), 92-96. https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.004

Suarez, E. L., De Ventura, L., Stöckli, A., Ordóñez, C., Thomas, M. K., Ibelings, B. W., & McGinnis, D. F. (2023). The emergence and dominance of Planktothrix rubescens as an hypolimnetic cyanobacterium in response to re-oligotrophication of a deep peri-alpine lake. Limnology and Oceanography, 68(6), 1346 1359. https://doi.org/10.1002/lno.12351

Tadonleke, R. D., Lazzarotto, J., Anneville, O., & Druart, J.-C. (2009). Phytoplankton productivity increased in Lake Geneva despite phosphorus loading reduction. Journal of Plankton Research, 31(10), 1179-1194. https://doi.org/10.1093/plankt/fbp063

Thomas, G., & Eckmann, R. (2007). The influence of eutrophication and population biomass on common whitefish (Coregonus lavaretus) growth—The Lake Constance example revisited. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 64(3), 402-410. https://doi.org/10.1139/f07-019

Thomas, G., Rösch, R. and Eckmann, R. (2010), Seasonal and long-term changes in fishing depth of Lake Constance whitefish. Fisheries Management and Ecology, 17: 386-393. https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2010.00734.x

Thyrel, M., Berglund, I., Larsson, S., & Naslund, I. (1999). Upper thermal limits for feeding and growth of 0+ Arctic charr. Journal of Fish Biology, 55(1), 199 210. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00669.x

Voutilainen, A., Rahkola-Sorsa, M., Parviainen, J., Huttunen, M. J., & Viljanen, M. (2012). Analysing a large dataset on long-term monitoring of water quality and plankton with the SOM clustering. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 406, 04. https://doi.org/10.1051/kmae/2012021

Wedekind, C., Vonlanthen, P., de Guttry, C., Stadelmann, R., Stadelmann, N., Pirat, A., & Perroud, G. (2022). Persistent high hatchery recruitment despite advanced reoligotrophication and significant natural spawning in a whitefish. Global Ecology and Conservation, 38, e02219. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02219

Welch, E. B. (2009). Phosphorus reduction by dilution and shift in fish species in Moses Lake, WA. Lake and Reservoir Management, 25(3), 276-283. https://doi.org/10.1080/07438140903083906

Wentzky, V. C., Tittel, J., Jäger, C. G., & Rinke, K. (2018). Mechanisms preventing a decrease in phytoplankton biomass after phosphorus reductions in a German drinking water reservoir-results from more than 50 years of observation. Freshwater Biology, 63(9), 1063-1076. https://doi.org/10.1111/fwb.13116

ANNEXES

ANNEXE 1

Tableau 4. Tableau regroupant les études, et leurs différentes caractéristiques ayant évalué la réponse des différents groupes trophiques à la baisse du phosphore. Pour les études ayant travaillé sur plusieurs les valeurs extrêmes sont présentées (e.g. la profondeur moyenne sera exprimée sous la forme d'une fourchette de valeurs avec la profondeur du lac le moins profond et celle du plus profond).

Table 4. Table showing the studies and their various characteristics that evaluated the response of the various trophic groups to a reduction in phosphorus. For studies involving several lakes, the extreme valu are shown (e.g. the average depth will be expressed as a range of values with the depth of the shallowest lake and that of the deepest).

Article	Lac	Pays	Durée du suivi (an)	TP (µg/L)	Profondeur moyenne (m)	Profondeur maximum (m)	Volume (km3)	Surface (km2)	Temps de résidence (an)	Groupe(s) trophique(s)
Anneville et al., 2004	Zurich;Lugger (UZH+lower LZ);Walen	Suisse	36	UZ : 45-107 ; LZ : 90-200 ; 30-5	23/51/103	48/136/345	3.97/2.5	20/65/24	0.27/1.27/.4	Phytoplancton
Anneville et al., 2005	Léman/Constance/Zurich/Walen	Suisse/France/Allemagne/Autriche	36		51-156.7	136-309.7	2.5-89	24-580	1.2-11.9	Phytoplancton
Anneville et al., 2007	Léman	Suisse	30		89-10	309.7	89	580	11.9	Zooplancton
Anneville et al., 2017	Léman	Suisse/France	33		~20	309.7	89	580	11.9	Poissons
Anneville et al., 2018	Léman	Suisse/France	28		89-22	309.7	89	580	11.9	Phytoplancton
Anneville et al., 2019	Léman	Suisse/France	28		89-22	309.7	89	580	11.9	Zooplancton
Arfé et al., 2019	Lac Majeur	Suisse/Italie	27		23-10	370	37	212.5	4	Zooplancton
Barbiero et al., 2012	Huron/Michigan/Superior	USA/Canada	28		6.2	177	59-147	222-282	21-191	Zooplancton
Barbiero et Warren., 2011	Laurentian (Erie, Huron, Michigan, Ontario, Superior)	USA/Canada	23		NA	59-147	222-282	3500-12070	21-191	Zooplancton
Bernat et al., 2020	Lake Balaton	Hongrie	20		NA	3.2	1.9	596	4-6	Phytoplancton/Zooplancton
Caudron et al., 2014	Léman	Suisse/France	30		89-20	152.7	309.7	580	11.9	Poissons
Dokulil et al., 2012	Mondsee	Autriche	41		35 - <10 (ST)	37	0.51	13.8	1.7	Phytoplancton
Druart et. Rimet, 2008	Léman	Suisse/France	33		90-26	309.7	89	580	11.9	Phytoplancton
Dubois et al., 2008	Léman	Suisse/France	48		89-29.4	152.7	89	580	11.9	Poissons
Eckmann et al., 2006	Constance	Suisse/Germany/Austria	95		87-9	90	48	536	4.3	Poissons
Finger et al., 2013	Lucerne	Suisse	28		~25-3	104	214	11.8	3.4	Phytoplancton
Gaedke et Schweizer, 1993	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	11		87-39	90	251	48	536	4.3
Gerdeaux et al., 2006	Constance, Léman, Lucerne, Neuchatel, Thoun, Wi	Suisse/France/Allemagne/Autriche	30		68 - 9.4	65-309.7	1.1-89	2.4-580	3.8-11.9	Phytoplancton/Zooplancton
Gerdeaux et Perga., 2006	Léman/Constance/Annecy	Suisse/France/Allemagne/Autriche	36		89-<10	82-152.7	82-308.7	1.1-89	27-580	3.8-11.9
Gerdeaux, 2004	Léman	Suisse/France	30		90-36	152.7	309.7	89	580	11.9
Grönlund, 2012	Äsvallstjarnarna	Suède	31		168-12	NA	3.1-4.2	NA	0.25	NA
Hom et al., 2015	Sydersbech	Allemagne	36		~20-<5 (SRP)	15.3	48	1.46	NA	Phytoplancton/Poissons
Hossain et al., 2019	Ontario (Bay of Quinte)	USA/Canada	41		80-30	244	1640	254	6	Phytoplancton
Jacquet et Druart, 2014	Annecy/Bourget (Léman)	Suisse/France	8		30-<10	82-152.7	82-308.7	37509	227-580	3.8-11.9
Jeppesen et al., 2005	35 lacs		5-55		0.7-177	2-374	NA	0.03-1890	0.03-580	0.05-14.4
Jeppesen et al., 2005b	3 Langsø/Søgård/Gundsømagle/Arreskov/Dammosserne/Bagsværd/	Danmark	12		NA	1.2-4.6	NA	NA	0.03-40	0.05-2.2
Jochimsen et Straile., 2013	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	42		87-<10	90	251	48	536	4.3
Karnaukhe et al., 2007	Constance	Suisse	17		87-19	90	251	48	536	4.3
Kerimoğlu et al., 2013	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	27		85-8	90	251	48	536	4.3
Kohler et al., 2005	Müggelsee	Allemagne	24		106-71	4.9	8	7.3	0.11 - 0.15	Phytoplancton/Zooplancton
Lepori et al., 2022	Lugano	Suisse/Italie	30		94-34	134	288	6.5	48.7	8.2
Ludsin et al., 2001	Erie	USA/Canada	27		60-10	19	64	480	25744	2.6
Manca et Ruggiu, 1998	Lac Majeur	Suisse/Italie	12		23-9	177	370	37	212.5	4
Massoi et al., 2007	Ime, Bourget, Constance, Léman, Lucerne, Neuchatel, Thoun, Wi	Suisse/France/Allemagne/Autriche	30		68 - 9.4	30.5-152.7	65-309.7	1.1-89	2.4-580	3.8-11.9
May et al., 2014	Loch Leven	UK	34		71-34	3.9	0.06	13.3	0.4	Zooplancton
Moe et al., 2022	Lake Mjosa	Norvège	38		10-5	153	449	56	362	6
Molinero et al., 2006	Léman	Suisse/France	29		89-40	152.7	309.7	89	580	11.9
Morabito et al., 2012	Majeur	Suisse/Italie	23		30-10	177	370	37	212.5	4
Müller et al., 2007	Brienz	Suisse	22		20-7	173	259	6.5	5.15	29.7
Nages et al., 2018	Majeur/Léman/Windermere/Võrtsjärv	Suisse/France/Italie/UK/Estonie	42		6.4/14/19/42	2.8-152.7	6-309.7	0.314-89	6.7-580	0.1-11.9
Obertegger et Manca., 2011	Lac Majeur	Suisse/Italie	18		45-12	177	370	37	212.5	4
O'Gormanet Burnett., 2001	Ontario	USA/Canada	19		15.8-6.8	86	244	1640	254	6
Özkan et al., 2016	17 lacs	Danmark	19		2700-<1	0.8-15.1	1.8-32.6	NA	0.12-39.54	NA
Phillips et al., 2005	Barton Broad	UK	24		300-~50	1.4	NA	NA	0.6	0.04
Pomati et al., 2012	Lac Zurich	Suisse	31		79-24	51	136	3.3	65	1.2
Pomati et al., 2015	Zurich	Suisse	40		78-20	51	136	3.3	65	1.2
Reitstata et al., 2007	Walter/Zurich/Lucerne/Sempach/Hallwil/Baldegg/Greifen	Suisse	34		96-2	18-104	34-214	0.148-118	8.45-114	29.7
Rimet et al., 2009	Brienz	Suisse/France	20		10-3	173	259	5.15	580	2.6
Ruggiu et al., 1998	Majeur	Suisse/Italie	14		30-<10(8)	177	370	37	212.5	4
Sabel et al., 2020	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	17		18-6	90	251	48	536	4.3
Seebens et Müller, 2007	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	25		87-24	90	251	48	536	4.3
Sommer et Schwierer, 1993	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	11		87-39	90	251	48	536	4.3
Stich et al., 2018	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	49		8.4-6.3	90	251	48	536	4.3
Stich et Brinker, 2010	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	24		84-10	90	251	48	536	4.3
Straile et al., 2013	Zurich/Walen	Suisse	20		2 : 80-<20 / W:20-5	103	145	3.9/2.5	65/24	1.2/1.4
Straile et Geller, 1998	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	16		87-24	90	251	48	536	4.3
Straile et Müller, 2010	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	19		87-17	90	251	48	536	4.3
Tadonléke et al., 2009	Léman	Suisse/France	33		90-30	152.7	309.7	89	580	11.9
Thomas et al., 2010	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	50		86-8	90	251	48	536	4.3
Thomas et Eckmann, 2007	Constance	Suisse/Allemagne/Autriche	50		9	90	251	48	536	4.3
Voutilainen et al., 2012	Lake Pyhäjoki	Finlande	22		11	9	67	32	263	3.5
Wedekind et al., 2022	Hallwil	Suisse	4		200-15.8	28	47	0.285	10.3	3.9
Wetch, 2009	Moses	USA	26		85-17	5.5	12	NA	28	NA
Wentzky et al., 2018	Rapgbode reservoir	Allemagne	40		163-27	28.6	89	0.113	3.94	0.9

ANNEXE 2

Equations pour le calcul des différents indicateurs issus de Müller et al., 2019.

$$(1)\ APS[gPm^{-2}] = ([TP_{mix}] + \frac{LP \times 1_{yr}}{V_{epi}} \times \frac{Q_a - Qs}{Q}) \times Zepi$$

$$(2)\ AHM_{tol}[gO_2m^{-2}d^{-1}] = \frac{Z_{hypo}}{\Delta t_{strat}} \times ([O_2]_0 - [O_2]_{min})$$

$$(3)\ APS_{tol}[gPm^{-2}] = \frac{AHM_{tol}}{s},\quad s = 1.96\ d^{-1}$$

Avec :

[TPmix], la concentration en TP du lac après le brassage printanier (g m^{-3})

LP, la charge annuelle de P total dissous (g an^{-1})

V_{epi}, le volume de l'épilimnion (m^3)

Q_a, Q_s les apports d'eau d'avril à septembre (m^3)

Q les apports d'eau tout au long de l'année [m^3]

Z_{epi} la profondeur de l'épilimnion de 15 m

Z_{hypo} la profondeur moyenne de l'hypolimnion (m)

$[O_2]_0$ la concentration en oxygène après le brassage (g m^{-3})

$[O_2]_{min}$ la concentration en oxygène minimale tolérable (4 g m^{-3})

Δtstrat la durée de la période stratifiée (180 jours)

ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU LAC LÉMAN À L'AIDE D'UNE BATTERIE DE BIOESSAIS

ASSESSMENT OF WATER QUALITY IN LAKE GENEVA USING A BIOASSAY BATTERY

CAMPAGNE 2022-2023

PAR

Cornelia KIENLE, Nadine BRAMAZ, Daniel OLBRICH, Andrea SCHIFFERLI, Etienne VERMEIRSSEN, Benoit FERRARI

CENTRE SUISSE D'ÉCOTOXICOLOGIE APPLIQUÉE, LAUSANNE & DÜBENDORF, SWITZERLAND

RÉSUMÉ

Dans ce projet, une batterie de bioessais écotoxicologiques a été appliquée à trois sites d'échantillonnage dans le lac Léman. Celle-ci permet de couvrir plusieurs types d'effets de différents polluants ou groupes de substances polluantes. L'applicabilité et la pertinence des bioessais sélectionnés pour les échantillons environnementaux ont été démontrées dans plusieurs études de surveillance nationales et internationales récentes. Leur utilisation dans la présente étude a ainsi permis de contribuer à l'évaluation de la qualité de l'eau à partir d'une évaluation du risque écotoxicologique basée sur les résultats des bioessais, qui a été comparée aux résultats d'une évaluation du risque écotoxicologique basée sur l'analyse chimique.

Méthodes : Trois échantillons d'eau du lac ont été prélevés début octobre 2022 à différents endroits (Baie de Vidy, Delta de la Dranse et SHL2 au milieu du lac) et profondeurs du lac (échantillon composite de quatre différentes profondeurs de SHL2 et échantillons de surface pour les deux autres sites) ainsi qu'un blanc de terrain. L'écotoxicité de ces échantillons a été évaluée avec quatorze bioessais. Un panel de huit essais CALUX® a été utilisé pour évaluer la cytotoxicité, le métabolisme des polluants, le stress oxydatif, l'activité œstrogénique et anti-androgénique, ainsi que l'activité de type HAP, PFAS et dioxine. Un test de fluctuation d'Ames a également été réalisé pour appréhender la mutagénicité potentielle des échantillons et un test combiné sur les algues a été effectué pour mesurer leurs effets sur la photosynthèse et la croissance des algues vertes unicellulaires (Raphidocelis subcapitata). Ces tests ont été complétés par des bioessais in vivo pour évaluer les effets sur la croissance des ostracodes (Heterocypris incongruens) pendant 7 jours et sur la survie et la reproduction des puces d'eau (Ceriodaphnia dubia) pendant 8 jours. En outre, les effets potentiels sur les poissons (Danio rerio) ont été évalués dans un essai de toxicité sur les embryons de poissons (FET) sur 120 h et dans un essai sur une lignée cellulaire de poisson. Les échantillons ont été évalués à l'aide d'extraits en phase solide (SPE) dans le panel CALUX®, l'essai de fluctuation d'Ames et l'essai combiné sur les algues, et de manière native dans les essais sur les ostracodes, la reproduction des puces d'eau, l'essai FET et l'essai sur la lignée cellulaire de poisson. Les résultats des bioessais ont été comparés aux valeurs seuils basées sur les effets (EBS, Effect-based trigger values) afin d'évaluer le risque potentiel pour les organismes aquatiques. Ces résultats ont ensuite été comparés aux risques écotoxicologiques calculés sur la base des résultats des analyses chimiques.

Cette première campagne a été complétée par un échantillonnage supplémentaire, réalisé fin septembre 2023 sur les mêmes sites, pour mettre en œuvre des analyses chimiques et des essais FET. Pour cette campagne, les échantillons provenant de quatre profondeurs différentes à SHL2 ont été testés séparément et six échantillons au total ont donc été analysés.

Résultats et discussion : Sur les trois sites étudiés, les risques écotoxicologiques basés sur les bioessais étaient ≥ 1 pour quatre paramètres. Ceux basés sur des bioessais utilisant des échantillons concentrés étaient les plus élevés dans l'échantillon de la Baie de Vidy, tandis que ceux basés sur des bioessais utilisant des échantillons natifs étaient les plus élevés dans les échantillons du Delta de la Dranse et du site SHL2. Les tests de stress oxydatif, d'activité œstrogénique et de toxicité sur les embryons de poisson ont montré des dépassements de leurs EBS respectifs. Lorsque les risques écotoxicologiques calculés à partir des résultats des bioessais ont été comparés à ceux calculés sur la base des résultats des analyses chimiques, les risques estimés pour les plantes et les invertébrés étaient en bonne concordance, tandis qu'en 2022 les risques pour les vertébrés n'étaient indiqués que par l'essai FET. En 2023, des effets sublétaux sur les embryons de poissons ont été mesurés dans l'échantillon de la Baie de Vidy. Sur ce site, les concentrations d'ibuprofène mesurées ont dépassé la norme de qualité

environnementale et il est possible que d'autres composés non mesurés aient pu également contribuer aux effets sur les organismes. En outre, il convient de tenir compte du fait que peu de normes de qualité environnementale (NQE) étaient disponibles pour les composés mesurés au-dessus de la limite de quantification (LOQ).

Conclusions : Les bioessais appliqués dans la présente étude ont permis d'évaluer la qualité écotoxicologique d'échantillons d'eau du Lac Léman. En fournissant des informations sur les effets toxiques in vitro ou in vivo, les bioessais permettent d'évaluer la toxicité de mélanges de substances, notamment des substances qui ne sont pas ou ne peuvent pas être mesurées. Dans l'ensemble, l'évaluation des risques basée sur les résultats des bioessais réalisé dans le cadre de la présente étude peut fournir des informations supplémentaires pertinentes par rapport à l'évaluation des risques basée sur l'analyse chimique. Les deux méthodes peuvent être considérées comme complémentaires.

ABSTRACT

In this project, a battery of ecotoxicological bioassays was applied to three sampling sites in Lake Geneva. The applied bioassay battery covers several important pollutant effects and groups of substances. The applicability and relevance of the selected bioassays to environmental samples has been demonstrated in several recent national and international monitoring studies. In the present study, these effect-based methods were used to provide a comprehensive assessment of water quality by means of an ecotoxicological risk assessment based on the bioassay results, which has been compared with the results of an ecotoxicological risk assessment based on chemical analysis.

Methods: Three lake water samples were taken in early October 2022 from different locations (Baie de Vidy, Delta de la Dranse and SHL2 in the middle of the lake) and lake depths (composite sample from different depths of SHL2 and surface samples for the other two sites) as well as one field blank. The ecotoxicity of these samples was evaluated using fourteen ecotoxicological bioassays. A panel of eight CALUX® assays was used to assess cytotoxicity, pollutant metabolism, oxidative stress, estrogenic and anti-androgenic activity, and PAH-, PFAS- and dioxin-like activity. In addition, an Ames fluctuation assay was carried out to assess a potential mutagenicity in the samples and a combined algae test was performed to assess effects of the samples on photosynthesis and growth of unicellular green algae (Raphidocelis subcapitata). These tests were complemented by in vivo bioassays to assess effects on the growth of ostracods (Heterocypris incongruens) for 7 days and on the survival and reproduction of water fleas (Ceriodaphnia dubia) for 8 days. In addition, potential effects on fish (Danio rerio) were assessed in a 120 h fish embryo toxicity (FET) assay and in a fish cell line assay. Samples were evaluated using extracts from solid phase extraction (SPE) in the CALUX® panel, the Ames fluctuation assay and the combined algae test, and natively in the ostracod, water flea reproduction, FET and fish cell line assays. The bioassay results were compared with effect-based trigger (EBS) values to assess a potential risk to aquatic organisms. These results were then compared with ecotoxicological risks calculated on the basis of the results of the chemical analysis.

This initial campaign was complemented by additional sampling, carried out at the end of September 2023 at the same sites, to perform chemical analysis and FET tests. For this campaign, samples from four different depths at SHL2 were tested separately, and a total of six samples were analysed.

Results and Discussion: At the three sites studied, the ecotoxicological risks based on bioassays were ≥ 1 for four endpoints. Those based on bioassays using concentrated samples were highest in the Baie de Vidy sample, while those based on bioassays using native samples were highest in the Delta de la Dranse and SHL2 samples. Assays for oxidative stress, estrogenic activity and toxicity to fish embryos showed exceedances of their respective EBS. When the ecotoxicological risks calculated on the basis of the bioassay results were compared with those calculated on the basis of the chemical analysis results, the estimated risks for plants and invertebrates were in good agreement, whereas the risks for vertebrates were only indicated by the FET assay in 2022. In 2023, sublethal effects on fish embryos were measured in the Vidy Bay sample. At this site, the measured concentrations of ibuprofen exceeded the environmental quality standard and it is possible that other unmeasured compounds may also have contributed to the effects on organisms. In addition, it has to be taken into account, that only a limited number of EQS were available for the compounds measured above the limit of quantification (LOQ).

Conclusions: The bioassays applied in the present study allowed the ecotoxicological assessment of water quality in Lake Geneva water samples. By providing information on effects in vitro or in vivo toxic, bioassays make it possible to assess the toxicity of mixtures of substances, including substances are not or cannot be measured. Overall, the risk assessment based on the results of bioassays carried out as part of this study can provide relevant additional information compared with risk assessment based on chemical analysis. The two methods can be considered complementary.

1. INTRODUCTION

Les substances chimiques telles que les pesticides et les produits pharmaceutiques peuvent affecter les organismes aquatiques, à différentes échelles biologiques, depuis l'individu jusqu'à la communauté. Les études chimiques permettent de mesurer les concentrations de substances dans les masses d'eau et, lorsque des normes de qualité de l'eau sont disponibles, d'évaluer le risque associé pour les organismes aquatiques (Langer et al., 2017 ; Wittmer, 2014). Les études biologiques permettent d'évaluer l'état des communautés biotiques, par exemple les plantes aquatiques, les invertébrés aquatiques et les poissons (Connon et al., 2012 ; Fent, 2013 ; Kienle et al., 2015b). Toutefois, en raison de la composition complexe des eaux de surface, il n'est pas possible de détecter et quantifier toutes les substances présentes par analyse chimique. En outre, il est difficile d'évaluer la toxicité potentielle d'un mélange de plusieurs substances en se basant uniquement sur l'analyse chimique. Les bioessais écotoxicologiques, en tant qu'outils de dépistage et/ou indicateurs précoces, offrent donc l'opportunité de faire le lien entre les produits chimiques mesurés et non quantifiés, c'est-à-dire l'exposition ainsi que le risque associé pour la vie aquatique, et les effets sur les organismes dans l'environnement. Les bioessais sont des méthodes analytiques qui utilisent des cellules vivantes, des organismes ou des communautés d'un type et d'un nombre définis pour mesurer leur réaction à l'exposition à des contaminants présents dans des échantillons environnementaux (Fent, 2013). On distingue ici les bioessais qui examinent les effets sur des cellules individuelles ou des lignées cellulaires (bioessais *in vitro*), les tests sur des organismes multicellulaires entiers (bioessais *in vivo*) et les études sur des organismes entiers sur le terrain (bioessais *in situ*) (Connon et al., 2012 ; Kienle et al., 2015b).

Les bioessais *in vitro* détectent des effets généraux, mais aussi des effets spécifiques. Un test de toxicité général sur des cellules peut être utilisé pour analyser la toxicité des échantillons d'eau dans leur ensemble. En revanche, les effets spécifiques peuvent souvent être attribués à un certain groupe de substances (par exemple, les substances œstrogènes, les herbicides inhibant la photosynthèse, les insecticides neurotoxiques). Tous ces effets représentent des processus qui se déroulent dans les cellules et les organismes. Ainsi, les bioessais *in vitro* peuvent fournir des indices sur les effets possibles sur les organismes dans l'environnement. L'effet des substances œstrogènes sur les organismes aquatiques est un exemple déjà très bien étudié et compris de ce type de conclusions. Dans ce cas, nous disposons de bonnes indications concernant les effets attendus sur les poissons selon les niveaux mesurés dans les bioessais *in vitro* (Arlos et al., 2018 ; Kidd et al., 2007 ; Vermeirssen et al., 2005). Bien que cette connaissance ne soit pas encore aussi aboutie pour d'autres bioessais, ceux-ci permettent un dépistage peu coûteux et rapide pour évaluer le risque de certains groupes de substances pour les organismes dans l'environnement et pour orienter les recherches ultérieures.

Plusieurs études ont montré que l'utilisation de bioessais écotoxicologiques dans le cadre de la surveillance de l'environnement fournissait des informations précieuses. Dans un projet évaluant la qualité de la rivière Schussen, un affluent du lac de constance (Triebskorn et al., 2013), les bioessais *in vitro* et *in vivo* se sont révélés adaptés à l'évaluation des effets des micropolluants sur les organismes présents dans les masses d'eau. Les effets hormono-actifs mesurés lors d'essais biologiques *in vitro* sur des échantillons de cours d'eau reflètent le potentiel d'effets reproductifs et hormono-actifs néfastes sur les gastéropodes et les poissons présents dans le cours d'eau (Henneberg et al., 2014). Des résultats similaires ont été observés pour les effets génotoxiques, de type dioxine et embryotoxiques mesurés en laboratoire sur des échantillons de cours d'eau, reflétant les effets correspondants sur les poissons sauvages (Maier et al., 2015). Des études menées dans plusieurs cours d'eau de petite et moyenne taille en Suisse avec des bassins versants agricoles, ont révélé des risques écotoxicologiques élevés dans ses cours d'eau au moyen de mesures chimiques (Doppler et al., 2017 ; Spycher et al., 2018 ; Wittmer, 2014) qui ont pu être confirmés par des bioessais *in vitro* et *in vivo* en laboratoire. En outre, certains effets sur les organismes ont été observés directement sur le terrain (Junghans et al., 2019 ; Langer et al., 2017). Les résultats de ces études montrent que les bioessais écotoxicologiques peuvent servir d'outils de dépistage et/ou d'indicateurs précoces des effets sur le terrain.

Étant donné qu'il n'existe pas de bioessai unique capable de détecter tous les effets possibles sur différents organismes, il est logique de combiner différents bioessais *in vitro* et *in vivo* au sein d'une "batterie de bioessais". Plusieurs propositions ont été élaborées à cet effet au cours des dernières années (Altenburger et al., 2019 ; Brack et al., 2019 ; Brack et al., 2017 ; De Baat et al., 2019 ; Di Paolo et al., 2016 ; Escher et al., 2014 ; Kienle et al., 2023b ; Kienle et al., 2015a ; Neale et al., 2017). Ces batteries de bioessais contiennent à la fois des essais qui mesurent le métabolisme des polluants, les effets hormonaux (perturbation endocrinienne), le stress oxydatif, les effets mutagènes, les effets sur la photosynthèse et la croissance des plantes, et les effets sur les invertébrés aquatiques et, dans certains cas, sur les poissons. Une comparaison avec les valeurs seuils basées sur les effets (EBS) permet d'évaluer le risque pour les organismes aquatiques (Escher et al., 2018 ; Kienle et al., 2018 ; van der Oost et al., 2017). L'application d'une telle batterie de bioessais à un grand nombre d'échantillons de cours d'eau soumis à

différentes pressions aux Pays-Bas a montré que les résultats des bioessais fournissent une image différenciée des pressions (De Baat et al., 2019).

Jusqu'à présent, les risques écotoxicologiques pour les lacs ont principalement été déterminés en mesurant les concentrations de micropolluants et en les comparant aux normes de qualité environnementale (NQE) pour calculer les quotients de risque (QR_{chem}). Cela a également été fait pour le lac Léman (Bonvin et al., 2013 ; Chèvre et al., 2008 ; Hoerger et al., 2014 ; Morasch et al., 2010 ; Perazzolo et al., 2010). Dans certains cas les risques écotoxicologiques basés sur les résultats d'analyses chimiques ont été liés à des réponses biologiques observées *in situ* et en laboratoire, telles que la composition du biofilm et/ou de la communauté phytoplanctonique et leur sensibilité aux herbicides (Gregorio et al., 2012 ; Larras et al., 2014 ; Larras et al., 2016). Cependant, il n'existe aucune étude utilisant plusieurs méthodes basées sur des effets, par exemple une batterie de bioessais dans le lac Léman, et très peu d'études portant sur l'application d'une telle batterie de bioessais dans d'autres lacs (Jia et al., 2019).

L'objectif de ce projet pilote était de tester la pertinence d'une batterie de bioessais écotoxicologiques établis par le Centre Ecotox au niveau des rivières (Kienle et al., 2023b) sur des sites du lac Léman contrastés en terme de pressions chimiques. En outre, les réponses des bioessais ont été comparées aux résultats obtenus par analyse chimique. A cette fin, la qualité écotoxicologique de l'eau de trois sites d'échantillonnage du lac Léman (Baie de Vidy, Delta de la Dranse et SHL2) a été évaluée à l'aide de bioessais *in vitro* et *in vivo*, réalisés avec des échantillons d'eau natifs ou concentrés. Cette batterie est présentée ci-après. Les prélèvements ont été effectués début octobre 2022 (campagne initiale pour l'ensemble des bioessais et l'analyse chimique) et fin septembre 2023 (campagne complémentaire pour le test de toxicité sur les embryons de poissons et l'analyse chimique).

Bioessais avec des échantillons d'eau concentrés :

- Cytotox-CALUX® pour évaluer les dommages causés aux composants cellulaires tels que les membranes, le noyau cellulaire et les lysosomes (Van der Linden et al., 2008).
- PXR-CALUX® pour évaluer le métabolisme des xénobiotiques. Il mesure l'activation du récepteur du prégnane X (PXR), un important récepteur du métabolisme des xénobiotiques, qui induit diverses enzymes de phase I (CYP) et peut servir d'indicateur sensible de la présence de produits chimiques. Il réagit plutôt à un grand nombre de produits chimiques et n'est pas spécifique à un certain groupe de produits chimiques (Alygizakis et al., 2019 ; Escher et al., 2018).
- Nrf2-CALUX® pour évaluer les réactions cellulaires au stress oxydatif (Van der Linden et al., 2014). Le stress oxydatif est induit par des espèces réactives de l'oxygène (ROS), que la cellule forme en réponse à une exposition chimique. Le stress oxydatif peut altérer diverses fonctions cellulaires et endommager les membranes et l'ADN. Le gène Nrf2 est l'un des gènes impliqués dans la réponse au stress oxydatif. Il code pour le facteur 2 lié à NF-E2, qui régule la défense cellulaire contre le stress oxydatif en activant les gènes de détoxification et les gènes antioxydants.
- PAH-CALUX® pour évaluer les réponses cellulaires aux hydrocarbures polyaromatiques (Pieterse et al., 2013), et le DR-CALUX®, qui évalue les composés de type dioxine (Pieterse et al., 2013 ; van der Oost et al., 2017). Ces composés peuvent devenir plus toxiques par l'intermédiaire d'enzymes métaboliques, le récepteur des hydrocarbures aryliques jouant un rôle important dans l'activation de l'expression génétique pour les voies métaboliques de ces polluants (Fent, 2013).
- PFAS-CALUX® pour évaluer les réponses cellulaires aux substances per- et polyfluoroalkylées (Behnisch et al., 2021).
- ERα-CALUX® (International Organization for Standardization, 2018) et Anti-AR CALUX®(Van der Linden et al., 2008) pour évaluer les effets féminisants. Alors que le ERα-CALUX® indique la présence de composés agissant comme des œstrogènes naturels en se liant au récepteur des œstrogènes, l'Anti-AR CALUX® indique la présence de composés bloquant le récepteur des androgènes.
- Test de fluctuation d'Ames pour évaluer la mutagénicité (International Organization for Standardization, 2012b).
- Essai combiné sur les algues pendant 24 h pour évaluer les effets des herbicides inhibiteurs du photosystème II et des composés affectant la croissance des algues (Escher et al., 2008 ; Glauch et Escher, 2020).

Bioessais in vitro et in vivo avec des échantillons d'eau natifs :

- Test d'inhibition de la croissance des ostracodes pendant 7 jours pour évaluer les effets des composés affectant la croissance et la survie des invertébrés aquatiques vivant dans et sur les sédiments (International Organization for Standardization, 2012a).
- Test de reproduction sur des puces d'eau pendant 8 jours pour évaluer les effets sur la reproduction et la survie des invertébrés aquatiques vivant dans la colonne d'eau (International Organization for Standardization, 2008).
- Test de toxicité sur embryons de poissons pendant 4 jours pour évaluer la toxicité aiguë sur le développement et la survie des embryons et des larves de poisson zèbre (OECD, 2013).
- Essai sur une lignée cellulaire de poisson pour évaluer la toxicité aiguë sur les cellules de branchies de la truite arc-en-ciel, indiquant une toxicité aiguë potentielle pour les poissons (International Organization for Standardization, 2019b).

Les résultats des bioessais ont été comparés aux valeurs seuils basées sur les effets (EBS). Une EBS est défini comme une valeur en dessous de laquelle des effets nocifs sur les organismes sont improbables au regard de l'effet observé (Escher et al., 2021). Avec ces EBS, un quotient de risque basé sur l'effet (QR_{bio}) peut être calculé en divisant l'effet mesuré par l'EBS. Un QR_{bio} inférieur à 1 indique qu'il n'y a pas de risque, tandis qu'un QR_{bio} supérieur à 1 indique qu'il y a un risque par rapport à l'effet observé (De Baat et al., 2020b). Le QR_{bio} dérivé des résultats des bioessais peut ensuite être comparé aux quotients de risque basés sur les résultats des analyses chimiques (QR_{chem}) (Kienle et al., 2023b). Dans les chapitres suivants, les méthodes sont décrites et les résultats des bioessais sont examinés et discutés.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. ÉCHANTILLONNAGE ET TRANSPORT

Afin d'étudier la qualité de l'eau du lac Léman, des échantillons ont été prélevés sur trois sites lors d'une campagne d'échantillonnage le 4 octobre 2022 et le 22 septembre 2023 (Tableau 1). Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles en verre nettoyées au solvant (volume de 2.3 à 3 L).

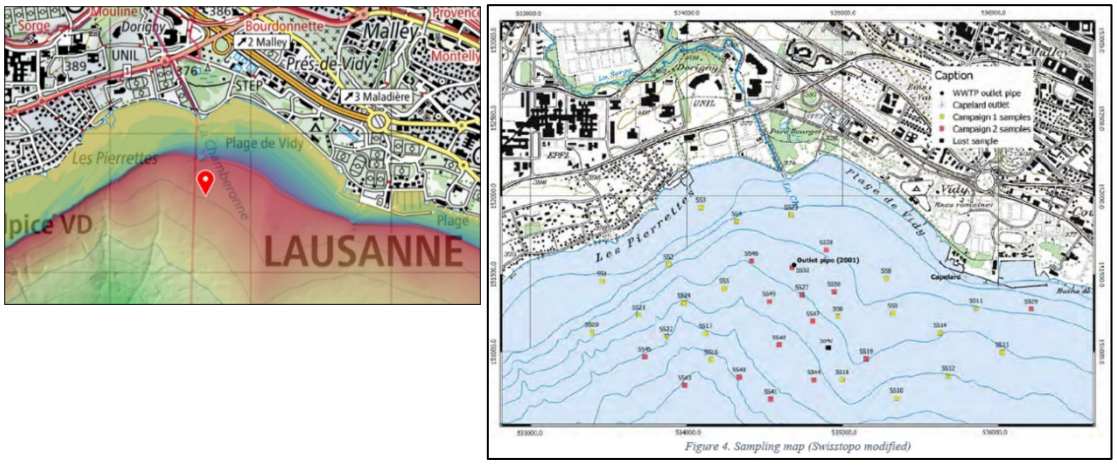
Tableau 1. Vue d'ensemble des sites d'échantillonnage, des types d'échantillons, des coordonnées, et des codes

Table 1. Overview of sampling sites, sample types, coordinates and codes

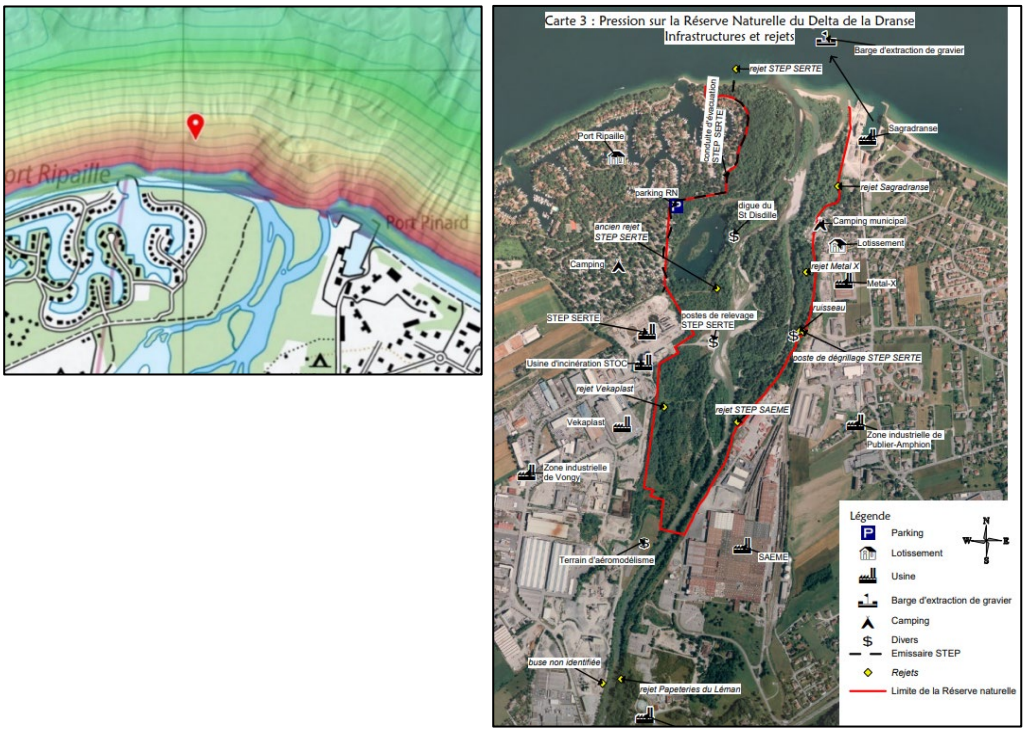
Site d'échantillonnage	Type d'échantillonnage	Coordonnées	Code de l'échantillon	Date d'échantillonnage 1	Date d'échantillonnage 2
Baie de Vidy	Prélèvement avec une bouteille intégratrice	534676 ; 151543 (sortie de la STEP)	CIP_1	04.10.2022	22.09.2023
Delta de la Dranse	Prélèvement avec une bouteille intégratrice	529032 ; 139808	CIP_2	04.10.2022	22.09.2023
SHL2	Échantillon composite (1:1:1:1) provenant de 4 profondeurs (1 + 30 + 100 + 305 m)		CIP_3	04.10.2022	
	Échantillon composite (1 m)		CIP_SHL_1		22.09.2023
	Échantillon composite (30 m)		CIP_SHL_30		22.09.2023
	Échantillon composite (100 m)		CIP_SHL_100		22.09.2023
	Échantillon composite (305 m)		CIP_SHL_305		22.09.2023
Blanc de terrain	Blanc		FB	04.10.2022	22.09.2023

La Figure 1 montre les sites d'échantillonnage Baie de Vidy, Delta de la Dranse et SHL2.

A



B



C

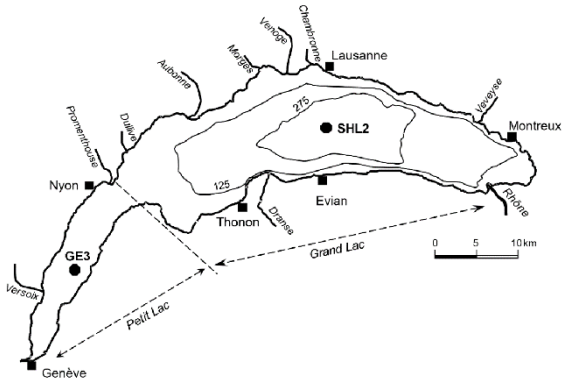


Figure 1. Cartes des sites d'échantillonnage (A) Baie de Vidy, (B) Delta de la Dranse et (C)SHL2. A et B - côté gauche : Vue d'ensemble, côté droit : informations détaillées sur les sites d'échantillonnage avec localisation de la conduite de sortie de la STEP à Baie de Vidy ainsi que des sources potentielles de polluants dans le Delta de la Dranse. Source : CIPEL.

Figure 1. Maps of the (A) Baie de Vidy, (B) Delta de la Dranse and (C) SHL2 sampling sites. A and B - left-hand side: general view, right-hand side: detailed information on the sampling sites, with location of the discharge pipe from the Baie de Vidy WWTP and potential sources of pollutants in the Dranse Delta. Source : CIPEL.

Une fois la campagne terminée, les échantillons ont été transportés, réfrigérés et délivrés à Soluval Santiago et au Centre Ecotox. Un bioessai *in vitro* et tous les bioessais *in vivo* ont été réalisés avec des échantillons d'eau natifs, tandis que les échantillons pour les autres bioessais *in vitro* ont été concentrés par extraction en phase solide (SPE) comme décrit dans la section suivante.

2.2. PRÉTRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS

Pour les bioessais *in vitro* (voir chapitre 2.4), les échantillons ont été concentrés au Centre Ecotox par SPE (Ecotox Centre, 2014) (voir texte et Tableau 10 de l'Annexe 1). Les échantillons ont ainsi été concentrés d'un facteur 1000 et stockés à -20 °C jusqu'à l'analyse. Un aliquot réfrigéré de 1 mL a été envoyé à Biodetection Systems (BDS) pour réaliser le panel CALUX®, et un aliquot réfrigéré de 0.5 mL à Xenometrix AG. Le test combiné sur les algues a été réalisé au Centre Ecotox avec l'aliquot restant.

Les échantillons natifs ont été évalués dans les tests avec les ostracodes (voir chapitre 2.5.1), les puces d'eau (voir chapitre 2.5.2), les embryons de poisson (voir chapitre 2.5.3), et la lignée cellulaire de poisson (voir chapitre 2.5.4). Les échantillons ont été conservés dans l'obscurité à 2 - 8 °C jusqu'au début du test. Dans la plupart des cas, les tests ont commencé le jour de la livraison ou le jour suivant, c'est-à-dire un à deux jours après la fin de la période d'échantillonnage. Pour l'essai sur la lignée cellulaire de poisson, les échantillons ont été congelés à -20 °C à leur arrivée au laboratoire et décongelés avant l'essai.

2.3. VUE D'ENSEMBLE DES BIOESSAIS ET DES VALEURS SEUILS BASÉES SUR LES EFFETS POUR L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU

La Figure 2 donne un aperçu de la distribution des échantillons, du prétraitement et des essais biologiques réalisés avec des échantillons natifs ou concentrés.

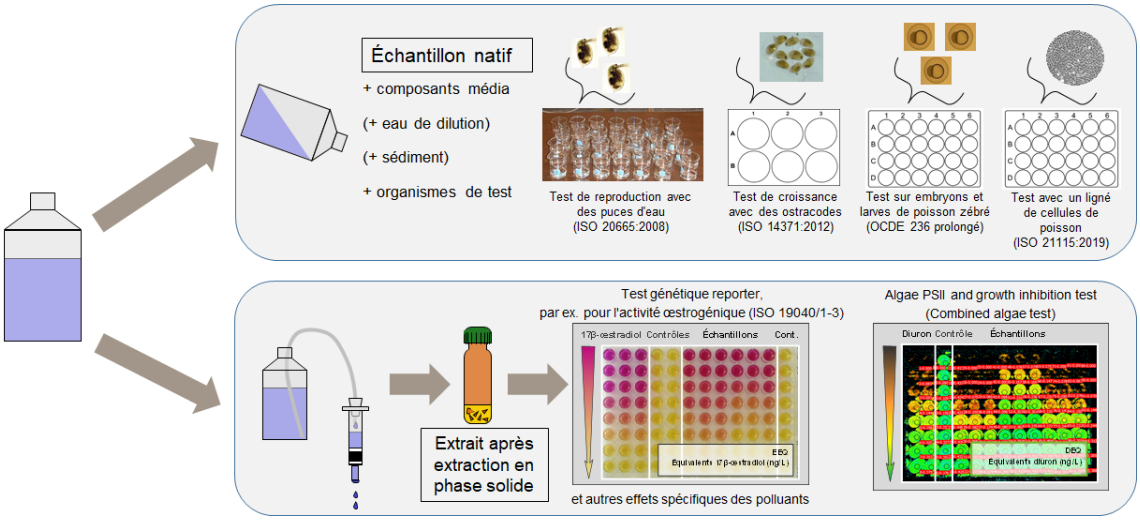


Figure 2. Vue d'ensemble de la procédure des bioessais

Figure 2. Overview of the bioassay procedure.

Le Tableau 2 donne un aperçu des bioessais sélectionnés pour l'évaluation des échantillons et de leurs valeurs seuils basées sur les effets. Les bioessais et leur évaluation sont décrits ci-dessous et des détails supplémentaires sont fournis en Annexe 1.

Tableau 2. Vue d'ensemble des bioessais in vitro et in vivo appliqués et des valeurs seuils basées sur les effets correspondantes.

Table 2. Overview on the applied in vitro and in vivo bioassays and corresponding effect-based trigger values.

Effect	Mécanisme (groupe d'organismes)	Test	Composé de référence	*Valeurs seuils basées sur les effets*
Bioessais avec des échantillons concentrés				
Toxicité cellulaire	des dommages aux composants cellulaires	Cytotox-CALUX® (lignée cellulaire humaine)	Acétate de tributylétain	
Stress oxydatif	Réaction cellulaire au stress oxydatif	Nrf2-CALUX®	Curcumine	10 µg/L CurEQ/L[3]
Métabolisme et détection des polluants	Activation de : • Réponse cellulaire aux hydrocarbures aromatiques	PAH-CALUX®	Benzo(a)pyrène	6.21, 62.1, 150 ng BaPEQ/L[1,2,3]
	• Détection et détoxification des xénobiotiques	DR-CALUX®	2,3,7,8-Tétrachlordibenzodioxine (TCDD)	50 pg TCDD EQ/L[3]
		PFAS (TTR)-CALUX®	Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	3 µg PFOA EQ/L[4]
		PXR-CALUX®	Nicardipine	3, 5.4, 54 µg NicEQ/L[3, 2,1]
Perturbation endocrinienne	Oestrogénicité	ERα-CALUX® (ISO 19040)	17β-Estradiol	0.1 - 0.4 ng EEQ/L[1,3]
	Anti-androgénicité	Anti-AR-CALUX®	Flutamide	14.4 µg FluEQ/L[1]
Génotoxicité	Mutagénicité	Test de fluctuation d'Ames	2-nitrofluorène, N-oxyde de 4-nitroquinoléine et 2-aminoanthracène	Multiplication par 2 par rapport au niveau de référence
Photosynthèse et croissance des plantes	Effets herbicides (algues) Inhibition de la croissance (algues)	Test combiné sur les algues	Diuron	70 ng DEQ/L (Inhibition du photosystème II)[1] 130 ng DEQ/L (Inhibition de la croissance)[1]
Bioessais avec des échantillons natifs				
Croissance, survie	Non spécifique (zooplancton)	Essai sur les ostracodes (ISO 14371:2012)		≤ 80 % de survie[5] ≤ 70 % de reproduction[5]
Mortalité, reproduction	Non spécifique (zooplancton)	Test de reproduction des puces d'eau (*Ceriodaphnia dubia*, ISO 20665)		≤ 80 % de survie[5] ≤ 65 % d'inhibition de la croissance[6]
Développement aux premiers stades de la vie, mortalité	Non spécifique (poisson)	Test de toxicité aiguë sur les embryons de poisson (OCDE 236 prolongé jusqu'à 120 h)	3,4-Dichloraniline	20 % de mortalité et d'éclosion 30 % d'effets sublétaux
Toxicité cellulaire	Des dommages aux composants cellulaires tels que les membranes, le noyau cellulaire et les lysosomes	Test avec des cellules branchiales de truite arc-en-ciel	3,4-Dichloraniline	

[1] Escher et al., 2018 ; [2] De Baat et al., 2020a ; [3] van der Oost et al., 2017 ; [4] Behnisch et al., 2021, [5] International Organization for Standardization, 2012a; [6] Casado-Martinez et al., 2016

2.4. BIOESSAIS AVEC DES ÉCHANTILLONS D'EAU CONCENTRÉS

2.4.1. Test de fluctuation d'Ames pour la détection de la mutagénicité

Le test de fluctuation d'Ames est utilisé pour détecter la mutagénicité, c'est-à-dire les effets mutagènes héréditaires. Il est sensible, normalisé, largement utilisé et fait l'objet d'un développement continu (International Organization for Standardization, 2012b ; Umbuzeiro et al., 2010).

ORGANISME TESTÉ

Le test est réalisé avec la bactérie *Salmonella typhimurium*. Le test utilise un mutant qui a été génétiquement modifié de manière à ce qu'il ne puisse pas produire l'acide aminé histidine, dont la bactérie a besoin pour se développer. Toutefois, si des substances mutagènes sont présentes dans un échantillon, la bactérie peut muter à nouveau et retrouver la capacité de produire de l'histidine. Ces bactéries peuvent alors se multiplier dans le milieu de culture sans histidine. Deux souches de bactéries ont été utilisées dans le test : TA98 et TA100. Toutes deux présentent des modifications génétiques différentes. Cela permet d'évaluer le type d'effet mutagène de l'échantillon d'eau. Le test a été réalisé avec et sans ajout d'enzymes hépatiques de rat (mélange S9) pour simuler la transformation et l'activation ou la désactivation des substances par les enzymes métaboliques.

ÉVALUATION DES DONNÉES SPÉCIFIQUES AU TEST

Pour déterminer l'effet mutagène des échantillons (trois réplicats par dilution), l'augmentation du nombre de puits contenant des bactéries rétro-mutées a été déterminée par rapport au contrôle solvant (18 réplicats). Le nombre de puits positifs à chaque concentration d'échantillon a été divisé par la moyenne + l'écart-type des puits positifs pour le contrôle solvant.

Pour déterminer si une concentration testée est effectivement mutagène, la valeur binomiale B a été déterminée. Celle-ci fournit des informations sur la probabilité que les mutations spontanées soient à elles seules responsables des effets mesurés. Si cette valeur est ≥ 0.99, la probabilité que le résultat soit dû à des mutations spontanées est ≤ 1 %. En outre, l'augmentation par rapport au niveau de base (valeur moyenne du contrôle solvant) a été utilisée comme indication de la mutagénicité. La classification utilisée par Xenometrix à cette fin figure dans le Tableau 3 : si le nombre de puits positifs est multiplié par 2 ou plus par rapport au niveau de base, l'échantillon est considéré comme potentiellement positif. Si l'augmentation est supérieure à 2 fois, l'échantillon est considéré comme définitivement positif. Si le nombre de puits positifs est inférieur à deux fois la valeur de base, l'échantillon est considéré comme négatif.

Tableau 3. Définition de la mutagénicité dans le test de fluctuation d'Ames. [a] une seule valeur mesurée avec une induction ≥ 2,[b] plusieurs valeurs mesurées avec une induction ≥ 2 ou une seule valeur mesurée avec une induction ≥ 2 à la concentration la plus élevée.

Table 3. Definition of mutagenicity in the Ames fluctuation test. [a] a single value measured with an induction ≥ 2,[b] several values measured with an induction ≥ 2 or a single value measured with an induction ≥ 2 at the highest concentration.

Augmentation	Dose-réponse	Mutagénicité
< 2	Tout type de relation concentration-effet	Négatif
≥ 2	Aucun	Probablement négatif a Probablement positif b
≥ 2	Oui	Définitivement positif

2.4.2. Panel CALUX® pour la détection de la toxicité cellulaire et des modes d'action spécifiques

Les systèmes d'essai CALUX® (Chemically Activated LUciferase eXpression) sont basés sur l'utilisation de lignées cellulaires de mammifères modifiées de manière à produire une réponse standardisée et quantifiable en cas d'exposition à des polluants exogènes. La liaison d'un polluant au récepteur correspondant entraîne l'activation d'un gène rapporteur pour la production de l'enzyme luciférase, qui produit de la lumière lors d'une réaction qu'elle catalyse. Ce signal lumineux est proportionnel à la quantité de polluants biologiquement actifs présents dans l'échantillon. Dans la présente étude, 6 systèmes de test ont été utilisés afin d'évaluer les dommages aux structures cellulaires, le stress oxydatif, l'activation de la réponse cellulaire aux hydrocarbures aromatiques polychlorés (HAP), l'activation de la reconnaissance des polluants, l'activité œstrogénique (International Organization for Standardization, 2018 ; OECD, 2021b) et l'activité anti-androgénique (OECD, 2023). Ces tests sont effectués dans des plaques de microtitration à 96 puits avec des échantillons concentrés.

2.4.3. Test combiné sur les algues pour évaluer le photosystème II et l'inhibition de la croissance

Dans ce test des échantillons sont examinés pour déterminer les effets spécifiques sur la photosynthèse (toxicité spécifique des herbicides au photosystème II (PSII)) et les effets non spécifiques sur la croissance de l'algue verte unicellulaire d'eau douce *Raphidocelis subcapitata* (Escher et al., 2008 ; Glauch et Escher, 2020). Le test couvre deux paramètres : l'inhibition de l'activité photosynthétique et l'inhibition du taux de croissance. L'inhibition de l'activité photosynthétique est un paramètre global pour tous les herbicides ayant ce mode d'action et couvre les effets du mélange. L'inhibition de la PSII se produit très rapidement (quelques minutes après l'exposition des algues à un composé actif) et le paramètre est mesuré 2 heures après le début de l'essai.

L'applicabilité et la pertinence du test pour l'évaluation de la qualité de l'eau ont été démontrées dans plusieurs études. Il permet une analyse robuste des mélanges, car les concentrations de DEQ sont en corrélation étroite avec les concentrations mesurées d'herbicides inhibiteurs de la PSII tels que l'atrazine, le diuron, l'isoproturone, la simazine, la terbutryne et la terbuthylazine (Kienle et al., 2019 ; Vermeirssen et al., 2010). Le test est effectué dans des plaques de microtitration à 96 puits avec des échantillons concentrés.

2.4.4. Évaluation des données et interpretation des résultats

Des concentrations bioanalytiques équivalentes (BEQ) ont été calculées pour quantifier les effets. La BEQ est définie comme la concentration d'une substance de référence qui a le même effet que l'échantillon environnemental (International Organization for Standardization, 2022). Les substances de référence varient en fonction de l'effet spécifique mesuré. Ainsi, la puissance d'effet (ou quantité d'effet) d'un mélange peut être exprimée comme la concentration d'une substance de référence. Plus la valeur du BEQ est élevée, plus l'échantillon étudié est toxique.

Par exemple, les données brutes RLU de l'essai ERα-CALUX® ont été normalisées : 0 % correspond à l'activité du contrôle du solvant et 100 % à l'activité la plus élevée du 17β-estradiol. À partir de la courbe concentration-effet du 17β-estradiol, le niveau d'effet de 10 % (PC_{10}) de chaque échantillon a été interpolé et les concentrations équivalentes de 17β-estradiol (ng EEQ/L) ont été dérivées en tenant compte des dilutions d'échantillons testées.

De la même manière, les BEQ ont été déterminés pour d'autres essais, où "B" dans BEQ représente la substance de référence pour les essais respectifs : l'acétate de tributylétain (Cytotox-CALUX®), la curcumine (Nrf2-CALUX®), le benzo[a]pyrène (PAH-CALUX®), la 2,3,7,8-tétrachlordibenzodioxine (DR-CALUX®), l'acide perfluoroctanique (PFOA) (PFAS (TTR)-CALUX®), la nicardipine (PXR-CALUX®), le 17β-estradiol (ER-CALUX®), le flutamide (Anti-AR-CALUX®) et le diuron (test combiné sur les algues).

L'analyse des données a été réalisée à l'aide des logiciels statistiques Microsoft Excel et GraphPad Prism (version 9.4.1) en traçant une courbe concentration-effet pour la substance de référence et les échantillons environnementaux.

2.5. BIOESSAIS AVEC DES ÉCHANTILLONS D'EAU NATIFS

2.5.1. Test de contact des sédiments avec les ostracodes

Ce test de contact sub-chronique avec les sédiments détermine l'effet de sédiments potentiellement contaminés sur la mortalité et la croissance du crustacé ostracode *Heterocypris incongruens* (International Organization for Standardization, 2012a). *H. incongruens* est un organisme épibenthique cosmopolite qui réagit de manière sensible à la pollution des sédiments. Ce test peut être également utilisé pour tester des échantillons d'eau en contact avec un sédiment de référence. Le test est effectué dans des plaques à 6 puits avec des échantillons natifs.

INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

La ligne directrice ISO 14371 : 2012 (International Organization for Standardization, 2012a) ne fournit pas de recommandations pour l'interprétation des résultats. C'est pourquoi nous avons comparé les résultats de nos tests avec des seuils basés sur l'effet. Ceux-ci permettent de classer la toxicité pour les paramètres étudiés (CIPEL, 2017).

Pour le critère d'évaluation de l'inhibition de la croissance, les seuils des effets modérés et sévères sont respectivement de 35 % et 70 %. Le seuil basé sur l'effet de 35 % d'inhibition de la croissance (Casado-Martinez et al., 2016) a été développé pour tenir compte de la variabilité naturelle de la croissance des ostracodes associée aux différentes propriétés géochimiques des sédiments (taille des grains, teneur en carbone organique, etc.). L'inhibition de la croissance est incluse dans la norme ISO en tant que paramètre sublétal supplémentaire lorsque ≥ 70 % des ostracodes survivent.

Pour le critère de mortalité, ≥ 80 % des organismes testés doivent survivre dans les contrôles pour que l'essai soit considéré comme valide. Il s'agit également du seuil basé sur l'effet habituel pour d'autres tests et il est utilisé conformément aux résultats précédents (Casado-Martinez et al., 2016). Par conséquent, une mortalité inférieure à 20 % n'est pas considérée comme significative (voir également Tableau 4). Entre 20 et 30 % de mortalité, le sédiment a des effets modérés et au-delà de 30 % de mortalité, les effets sont considérés comme sévères (International Organization for Standardization, 2012a).

Tableau 4. Bioessai avec ostracodes - Interprétation des résultats

Table 4. Bioassay with ostracodes - Interpretation of results

Catégorie	Toxicité	Inhibition de la croissance (% par rapport au contrôle)	Mortalité (%)
1	Non significative (< EBS)	< 35	< 20
2	Modérée	35 - 70	20 - 30
3	Sévère	> 70	> 30

2.5.2. Test de reproduction Ceriodaphnia dubia

Dans le test de reproduction des puces d'eau, les effets sur la reproduction et la survie de la puce d'eau Ceriodaphnia dubia sont évalués pendant 8 jours (International Organization for Standardization, 2008) et AFNOR T90-376 (AFNOR, 2000)).

INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

La ligne directrice ISO/CD 20665 (International Organization for Standardization, 2008) ne donne pas de recommandations pour l'interprétation des résultats. Par conséquent, comme pour le test sur les ostracodes, les résultats ont été comparés à des seuils basés sur l'effet. Pour l'effet inhibition de la reproduction, ainsi que pour l'effet mortalité, les EBS sont respectivement de 30 et 20 % (voir également le Tableau 5).

Tableau 5. Test de reproduction sur puce d'eau - Seuils de toxicité et classification des effets (adapté de Ferrari et al. (2017)). EBS = valeur seuil basée sur l'effet, en % par rapport au contrôle

Table 5. Water flea reproduction test - Toxicity thresholds and classification of effects (adapted from Ferrari et al. (2017)). EBT = effect-based threshold value, in % relative to control

Catégorie	Toxicité	Inhibition de la reproduction (% par rapport au contrôle)	Mortalité (%)
1	Aucune ou très faible (< EBS)	< 30	≤ 20
2	Légère	30 - 50	20 - 40
3	Modérée	50 - 75	40 - 80
4	Sévère	> 75	> 80

2.5.3. Test de toxicité aiguë sur les embryons de poisson (FET)

Le test a été effectué sur des embryons et des larves de poisson zèbre (*Danio rerio*). Les effets sur le développement et la survie des organismes ont été déterminés dans un test de toxicité aiguë de 4 jours conformément à Ligne directrice de l'OCDE 236 (OECD, 2013). Le test a été réalisé avec des embryons fraîchement pondus d'une souche de *Danio rerio de* type sauvage (souche Eawag WM), élevés en interne à l'âge de 14 mois.

INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

La ligne directrice de l'OCDE 236 (OECD, 2013) ne fournit pas de recommandations pour l'interprétation des résultats. Les résultats ont donc été comparés à des seuils basés sur l'effet. Pour les effets sur l'éclosion, les effets sublétaux et la mortalité, le seuil appliqué était de 20 %. Sur cette base, les classes de toxicité suivantes ont été appliquées (voir Tableau 6).

Tableau 6. Essai de toxicité sur embryon de poisson - Seuils de toxicité et classification différenciée des effets. EBS = valeur seuil basée sur l'effet, en % par rapport au contrôle

Table 6. Fish embryo toxicity test - Toxicity thresholds and differentiated classification of effects. EBT = effect-based threshold value, in % relative to the control

Catégorie	Toxicité	Effets sublétaux (%)	Échec de l'éclosion / Mortalité (%)
1	Aucune ou très faible (< EBS)	< 20	< 20
2	Légère	20 - 40	20 - 30
3	Modérée	40 - 70	30 - 50
4	Sévère	> 70	> 50

2.5.4. Essai sur la lignée cellulaire de poisson

Le test cellulaire RTgill-W1 permet de détecter la toxicité aiguë de produits chimiques et d'échantillons d'eau (OECD, 2021a). La toxicité est déterminée par la réaction des cellules à une combinaison de colorants indicateurs fluorescents, qui permettent de mettre en évidence trois paramètres de toxicité différents. L'AlamarBlue, le CFDA-AM et le Neutral Red sont utilisés pour mesurer respectivement l'activité métabolique, l'intégrité de la membrane cellulaire et l'intégrité des membranes lysosomiales. Les résultats sont exprimés en pourcentage de viabilité cellulaire par rapport à un contrôle non traité. Si une diminution de la viabilité cellulaire en fonction de la dilution est détectée avec les trois colorants indicateurs, l'échantillon est considéré comme très toxique. Une diminution des valeurs de fluorescence de seulement un ou deux colorants indicateurs indique un effet sublétal. Le test est effectué dans des plaques de microtitration à 24 puits avec des échantillons natifs.

2.6. ÉVALUATION DU RISQUE BASÉE SUR LES EFFETS

2.6.1. Comparaison des résultats des bioessais avec les valeurs seuils basées sur les effets

Pour classer les effets mesurés, le concept de valeurs seuils basés sur l'effet (EBS) a été appliqué (Escher et al., 2021). Les EBS pour les bioessais utilisés sont détaillés dans le Tableau 2.

Pour les bioessais *in vitro* sur des échantillons concentrés, ce concept permet d'évaluer le risque environnemental à l'aide des résultats bioessais. On fixe une valeur seuil à laquelle on compare la concentration totale des quotients d'équivalence biologique (BEQ) calculés pour les substances ayant le même mécanisme d'action, afin de calculer des quotients de risque basés sur l'effet (QR_{bio}). Comparable à l'évaluation conventionnelle des risques à l'aide de données d'analyse chimique et de critères de qualité environnementale (CQE) (QR_{chem}), le dépassement des valeurs seuils par les BEQ indique un risque inacceptable pour un mécanisme d'action spécifique. Des classes de qualité peuvent être dérivées sur la base des QR_{bio}.

Pour les bioessais *in vivo* sur des échantillons natifs, les résultats sont exprimés en pourcentage d'effet, par exemple pour l'inhibition de la croissance par rapport au contrôle, mortalité. Ces résultats sont ainsi comparés avec des seuils d'effets pour calculer un quotient d'effet (QE_{bio}) et des classes de toxicité dérivés (voir chapitres 2.5.1, 2.5.2, 2.5.3, et 2.5.4).

Pour comparer les résultats de tous les bioessais, une évaluation des risques basée sur les effets a été réalisée. À cette fin, les quotients de risque basés sur l'effet (QR_{bio}) ou les quotient d'effet (QE_{bio}) ont été calculés comme le rapport entre la valeur mesurée dans l'essai biologique et la valeur seuil basée sur l'effet (seuil de toxicité) (Escher et al., 2021).

QR_{bio} et QE_{bio} ont été calculé selon Equation 1.

Equation 1 :

$$QR_{bio} ou\ QE_{bio} = \frac{effet\ mesuré}{valeur\ seuil\ basée\ sur\ l'effet}$$

Ainsi, les bioessais *in vitro*, où les concentrations équivalentes (ng/L) sont calculées, et les bioessais *in vivo*, où les concentrations d'effet (% d'échantillon natif) sont déterminées, peuvent être inclus dans une évaluation globale. Toutefois, il convient de noter que le QE_{bio} maximal pour les bioessais *in vivo* est de 4 à 5, en fonction des valeurs seuils basées sur l'effet (voir Tableau 2), alors que le QR_{bio} des bioessais *in vitro* avec des valeurs BEQ peut être plus élevé. Les résultats des bioessais ont été classés selon les QR et schéma de couleur suivants (Tableau 7).

Tableau 7. Classification de la qualité de l'eau, quotients de risque (QR) correspondants et respect de la valeur seuil

Table 7. Classification of water quality, corresponding risk quotients (QR) and compliance with the threshold value

	Qualité	Quotient de risque	Valeur seuil
	Très bonne	QR < 0.1	Respectée
	Bonne	0.1 ≤ QR < 1	
	Moyenne	1 ≤ QR< 2	Dépassée
	Médiocre	2 ≤ QR < 10	
	Mauvaise	QR ≥ 10	

Afin d'obtenir une impression générale du QR_{bio} de tous les bioessais et d'évaluer s'il existe des différences entre les types de sites, la somme du QR_{bio} (pour les bioessais *in vitro*) et du QE_{bio} (pour les bioessais *in vivo*) par site a été calculée en additionnant les quotients de risque / effets des bioessais individuels (De Baat et al., 2020b). En outre, le QR_{bio} ou QE_{bio} pour différents groupes d'organismes (algues, invertébrés et poissons) ont été évalués et comparés au quotient de risque chimique (QR_{chem}, voir section suivante).

Afin d'identifier les bioessais qui ont montré le plus d'effets dans les échantillons d'eau, la proportion de dépassements des seuils basés sur les effets a de plus été déterminée et comparée.

2.6.2. Évaluation des risques liés aux mélanges sur la base de mesures chimiques

Le risque chronique basé sur l'analyse chimique (QR_{chem}) a été calculé en divisant la concentration mesurée pour chaque substance par le critère de qualité environnementale chronique correspondant (Doppler et al., 2020 ; Junghans et al., 2013). Pour chaque substance, le risque global et le risque pour les différents groupes d'organismes ont été calculés, c'est-à-dire pour les plantes ($QR_{chem\ P}$), pour les invertébrés ($QR_{chem\ I}$) et pour les vertébrés ($QR_{chem\ V}$). Pour le calcul du risque de mélange, les QR_{chem} des différentes substances ont été additionnés ($\sum QR_{chem}$) (risque global et pour les différents groupes d'organismes).

3. RÉSULTATS

3.1. APERÇU DES RÉSULTATS DES BIOESSAIS - ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE BASÉE SUR LES EFFETS

Le Tableau 8 donne un aperçu des résultats de l'évaluation du risque écotoxicologique basée sur les effets observés dans les bioessais.

L'évaluation des risques basée sur les effets a montré des valeurs $QR_{bio} \geq 1$ sur le site de la Baie de Vidy pour deux bioessais avec des échantillons concentrés indiquant un stress oxydatif (Nrf2-CALUX®) et une activité œstrogénique (ER-CALUX®). Sur les sites du Delta de la Dranse et SHL2, les valeurs QE_{bio} pour l'éclosion et la survie des embryons et des larves de poissons étaient ≥ 1 en 2022 dans les échantillons non dilués (100 % d'échantillon) (Tableau 8). Ce résultat a été partiellement confirmé en 2023 pour la survie des embryons, mais les effets n'étaient pas aussi prononcés. Pour le site SHL2, des effets sur la survie des embryons et l'éclosion ont été observé en 2022 dans l'échantillon composite. Ces effets n'étaient pas visibles en 2023, dans les échantillons des différentes profondeurs. Seul l'échantillon du site SHL2 à 35 m a alors montré des effets sublétaux. En outre, l'échantillon 2023 de la Baie de Vidy a montré des effets sur la survie, l'éclosion et des effets sublétaux. Si l'on considère la somme des quotients de risque basés sur l'effet ($\sum QR_{bio}$ ou QE_{bio}), la somme pour les bioessais *in vitro* était la plus élevée pour les échantillons de la Baie de Vidy, et la somme pour les bioessais *in vivo* était la plus élevée pour les échantillons du Delta de la Dranse et de la SHL2.

En 2022, quatre critères d'évaluation issus de trois bioessais différents ont montré un dépassement des EBS (Figure 3).

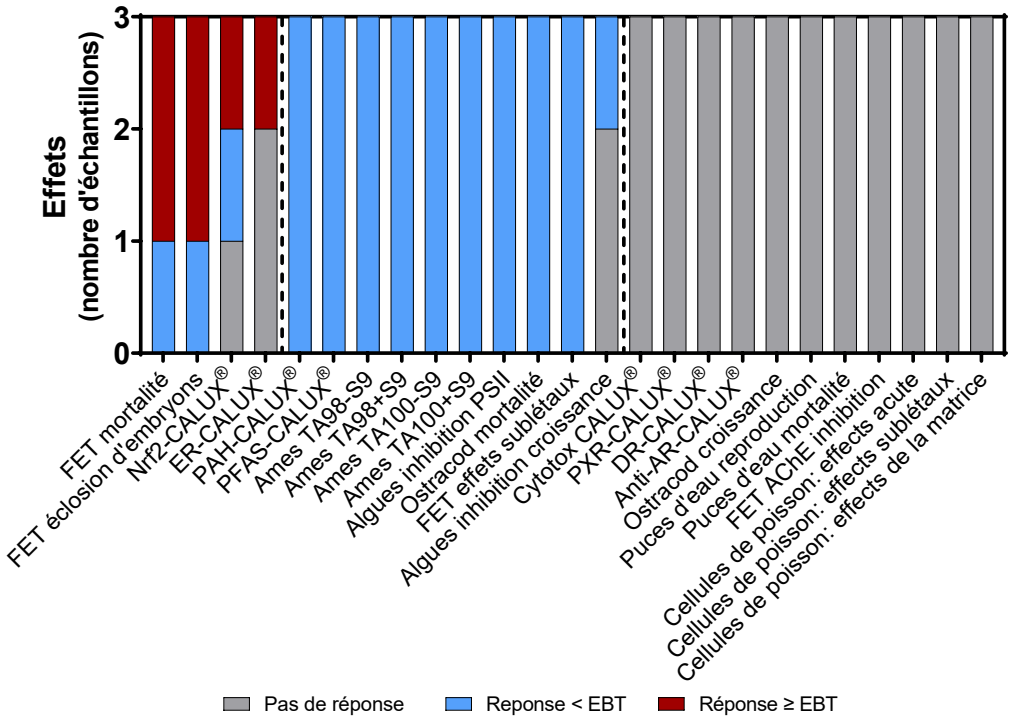


Figure 3. Nombre d'échantillons qui ont montré en 2002 un effet dans les bioessais et dépassement ou non de la valeur seuil basée sur l'effet (EBS). Gris = pas d'effet / effet < LOQ, bleu = effet < EBS, rouge = effet ≥ EBS. n = 2 sites et 1 blanc de terrain pour tous les bioessais.

Figure 3. Number of samples collected in 2022 that showed an effect in bioassays and whether or not the effect-based threshold value (EBT) was exceeded. Grey = no effect / effect < LOQ, blue = effect < EBT, red = effect ≥ EBT. n = 2 sites and 1 field blank for all bioassays

Les EBS ont été dépassées dans deux échantillons pour la mortalité et l'éclosion d'embryons et de larves de poissons et dans un échantillon pour le stress oxydatif et l'activité œstrogénique. Des réponses < EBS ont été observées pour 10 critères d'évaluation provenant de six bioessais et aucun dépassement et/ou effet n'a été détecté pour les 11 critères d'évaluation restants provenant de huit bioessais (Figure 3). En 2023 des EBS ont également été dépassé pour la survie, l'éclosion et les effets sublétaux sur les embryons de poisson.

Tableau 8. Aperçu des résultats de l'évaluation du risque écotoxicologique basée sur les effets pour les bioessais. Les nombres indiquent les quotients de risque basés sur l'effet (QR_{bio}) pour les bioessais avec des échantillons concentrés et les quotients d'effet (QE_{bio}) pour les bioessais avec des échantillons natifs, les cases étant marquées sur une échelle à deux couleurs (bleu = QR_{bio} ou QE_{bio} < 1 ; rouge = QR_{bio} ou QE_{bio} ≥ 1)

Table 8. Overview of effects-based ecotoxicological risk assessment results for bioassays. Numbers indicate effect-based risk quotients (QR_{bio}) for bioassays with concentrated samples and effect quotients (QE_{bio}) for bioassays with native samples, with cells marked on a two-colour scale (blue = QR_{bio} or QE_{bio} < 1 ; red = QR_{bio} or QE_{bio} ≥ 1)

Effet	Bioessai	Baie de Vidy 2022	Baie de Vidy 2023	Delta de la Dranse 2022	Delta de la Dranse 2023	SHL2 Composite 2022	SHL2 1 m 2023	SHL2 35 m 2023	SHL2 100 m 2023	SHL2 305 m 2023	Blanc de terrain 2022
Bioessais avec des échantillons concentrés	**∑ QR_{bio}**	**6.2**		**2.4**		**2.4**					**1.9**
Cytotoxicité	Cytotox CALUX®	0.0		0.0		0.0					0.0
Stress oxydatif	Nrf2-CALUX®	1.0		0.6		0.0					0.0
Détection des polluants	PXR-CALUX®	0.0		0.0		0.0					0.0
Métabolisme des polluants	PAH-CALUX®	0.2		0.1		0.1					0.0
	PFAS-CALUX®	0.1		0.2		0.2					0.0
	DR-CALUX®	0.0		0.0		0.0					0.0
Activité œstrogénique	ER-CALUX®	2.2		0.0		0.0					0.0
Activité anti-androgénique	Anti-AR-CALUX®	0.0		0.0		0.0					0.0
Mutagénicité	TA98-S9	0.7		0.4		0.4					0.2
	TA98+S9	0.6		0.3		0.5					0.4
	TA100-S9	0.7		0.4		0.6					0.6
	TA100+S9	0.4		0.3		0.5					0.4
Inhibition du photosystème II	Test combiné sur les algues	0.1		0.1		0.1					0.0
Inhibition de la croissance		0.2		0.0		0.0					0.2
Bioessais avec des échantillons natifs	**∑ QE_{bio}**	**2.3**		**5.1**		**5.8**					**0.5**
Croissance	Essai de contact des sédiments avec les ostracodes	0.0		0.0		0.0					0.0
Mortalité		0.0		0.0		0.1					0.1
Reproduction	Essai de reproduction avec des puces d'eau	0.0		0.0		0.0					0.0
Mortalité		0.0		0.0		0.0					0.0
Mortalité	Test de toxicité sur les embryons de poisson	0.8	1.5	2.3	1	2.5	0	0	0.25	0.75	0.2
Éclosion		0.8	1	2.3	0.5	2.5	0	0	0.25	0.50	0.2
Effets sublétaux		0.8	2.63	0.6	0.83	0.7	0.17	1	0.37	0.80	0.0
Inhibition de l'acetylcholinesterase		0.0		0.0		0.0					0.0
Effets aigus	Essai sur les lignées cellulaires de poisson	0.0		0.0		0.0					0.0
Effets sublétaux		0.0		0.0		0.0					0.0
Effets de matrice		0.0		0.0		0.0					0.0

3.2. ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE SUR LA BASE DE DONNÉES ANALYTIQUES CHIMIQUES

Outre l'évaluation du risque écotoxicologique basée sur les effets, une évaluation du risque écotoxicologique basée sur les résultats d'analyses chimiques a été réalisée. Les données ont été obtenues auprès de la CIPEL en 2022 et 2023 et de l'Eawag en 2022.

En 2022, parmi les 236 ingrédients pharmaceutiques actifs et métabolites, hormones et pesticides analysés, 34 ont pu être mesurés au-dessus de leur limite de quantification (LOQ). Des NQE aiguës et chroniques étaient disponibles pour 24 de ces substances sur le site internet du Centre Ecotox et/ou dans la base de données des NQE du Centre Ecotox. La LOQ des hormones était de 5 ng/L, ce qui est supérieur aux NQE respectives ; aucun dépassement n'a donc pu être détecté pour ce groupe de composés. Le quotient de risque calculés pour le mélange ($\sum QR_{chem}$) était le plus élevé dans l'échantillon de la Baie de Vidy, suivi des échantillons du Delta de la Dranse et de SHL2. Les valeurs n'ont jamais dépassé 1.

Parmi les 70 pesticides et résidus de médicaments analysés dans deux échantillons du site SHL2 par spectrométrie de masse à haute résolution (HRMS) à l'Eawag, 59 ont été mesurés au-dessus de leur LOQ. Pour 28 d'entre eux, des NQE aiguës et chroniques étaient disponibles. Toutefois, seules 18 des NQE disponibles étaient suffisamment fiables pour être utilisées dans le cadre d'une évaluation des risques. La $\sum QR_{chem}$ calculée n'était jamais ≥ 1.

En 2023, 197 ingrédients pharmaceutiques actifs et métabolites, hormones et pesticides ont été analysés, dont 46 ont été mesurés au-dessus de leur LOQ respective. Des NQE aiguës et chroniques étaient disponibles pour 26 de ces substances sur le site internet du Centre Ecotox et/ou dans la base de données des NQE du Centre Ecotox. Comme en 2022, la LOQ pour les hormones était supérieure aux NQEs respectives. La $\sum QR_{chem}$ était la plus élevée dans l'échantillon de la Baie de Vidy ($\sum QR_{chem}$ = 2, principalement causée par l'ibuprofène), suivi par l'échantillon du Delta de la Dranse ($\sum QR_{chem}$ = 0.5). Les sommes des $\sum QR_{chem}$ pour les quatre échantillons provenant des différentes profondeurs de SHL2 étaient comprises entre 0.01 et 0.08, et donc beaucoup plus faibles que pour les deux autres sites. La valeur la plus faible a été calculée pour SHL2 à 305 m.

3.3. BIOESSAIS AVEC DES ÉCHANTILLONS D'EAU CONCENTRÉS

3.3.1. Panel CALUX

3.3.1.1. Validité des tests

L'incertitude de mesure pour la méthode CALUX est typiquement inférieure à 30 %. L'ERα-CALUX® est accrédité selon la norme ISO17025 (RvA L401). Les composés de référence ont montré les effets attendus et aucun effet n'a été mesuré dans les blancs.

3.3.1.2. Évaluation des échantillons

La Figure 4 donne un aperçu des résultats pour le panel CALUX® réalisé avec les échantillons collectés en 2022.

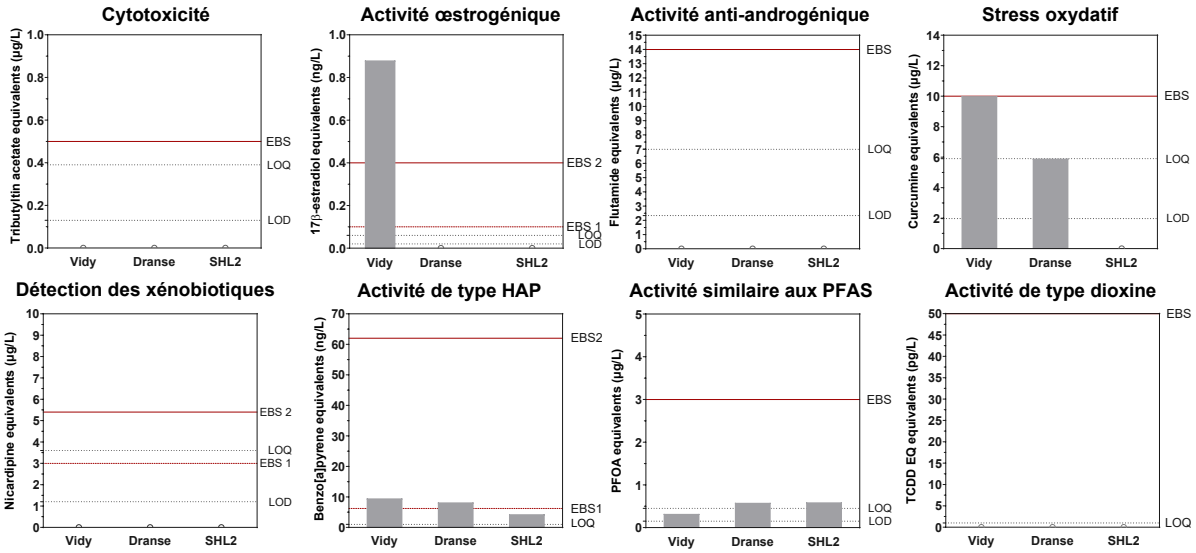


Figure 4. Panel CALUX® : Aperçu des résultats des essais sur les gènes rapporteurs pour la cytotoxicité (cytotoxicité-CALUX®), l'activité œstrogénique (ERα-CALUX®), l'activité anti-androgénique (Anti-AR-CALUX®), le stress oxydatif (Nrf2-CALUX®), la détection des xénobiotiques (PXR-CALUX®) et l'activité de type PAH (PAH-CALUX)®.

Histogramme : chaque barre représente le résultat d'un échantillon, et les symboles vides indiquent des valeurs inférieures à la limite de détection (LOD) et/ou quantification (LOQ). EBS = valeur seuil basée sur l'effet, HAP = hydrocarbures aromatiques polycycliques. Sites d'échantillonnage : Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse et SHL2.

Figure 4. CALUX® panel: Overview of results from reporter gene assays for cytotoxicity (cytotoxicity-CALUX®), oestrogenic activity (ERα-CALUX®), anti-androgenic activity (Anti-AR-CALUX®), oxidative stress (Nrf2-CALUX®), xenobiotic detection (PXR-CALUX®) and PAH-like activity (PAH-CALUX®).

Histogram: each bar represents the result of a sample, and empty symbols indicate values below the limit of detection (LOD) and/or quantification (LOQ). EBS = effect-based trigger value, PAH = polycyclic aromatic hydrocarbons. Sampling sites: Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse and SHL2.

Aucune valeur supérieure à la LOQ n'a été mesurée pour la cytotoxicité, l'activité anti-androgénique, la détection des xénobiotiques et l'activité de type dioxine. Pour l'activité de type HAP et l'activité similaire aux PFAS, les valeurs étaient supérieures à la LOD mais inférieures aux EBS respectives sur tous les sites. Les EBS pour l'activité œstrogénique et le stress oxydatif ont été dépassées sur le site de la Baie de Vidy. Les résultats sont détaillés dans l'Annexe 2.

3.3.2. Test de fluctuation d'Ames

3.3.2.1. Validité du test

Dans le test de fluctuation d'Ames, aucune mutagénicité n'a été mesurée dans le blanc de terrain ni le contrôle négatif. Les contrôles positifs ont montré une forte mutagénicité, ce qui confirme la validité du test (Figure 10 dans l'Annexe).

3.3.2.2. Évaluation des échantillons

Aucun des échantillons n'a induit de mutagénicité dans les souches TA98 et TA100, que ce soit avec ou sans le mélange S9 (cf. Figure , Figure 12 et Figure 13 dans l'Annexe 3). Le nombre de mutants aux différents niveaux de dilution est resté inférieur au niveau de mutagénicité (augmentation d'un facteur ≥ 2 par rapport au niveau de base) et aucune courbe concentration-effet n'a été observée. L'augmentation d'un facteur 2 par rapport au niveau de base était plus élevée pour la souche TA100 que pour la souche TA98, ce qui a également été observé dans des projets antérieurs et est conforme aux attentes pour cette souche particulière.

3.3.3. Test combiné sur les algues

3.3.3.1. Validité du test

Les contrôles négatifs de l'essai ont satisfait aux critères de validité, aucune inhibition de croissance ou inhibition du PSII n'a été détectée. Un contrôle positif a été évalué sur chaque plaque et les valeurs de la CE_{50} se situaient dans la plage de validité. En outre, ni le blanc ni le blanc de terrain n'ont montré d'inhibition de la PSII ou de la croissance supérieure à 10 ou 20 % respectivement.

3.3.3.2. Évaluation des échantillons

La Figure 5 donne un aperçu des résultats de l'essai combiné sur les algues réalisé avec les échantillons collectés en 2022.

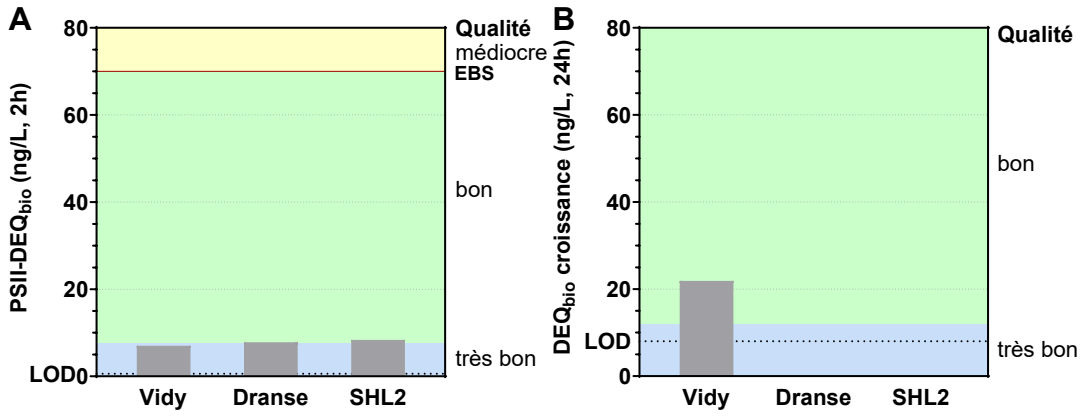


Figure 5. Test combiné sur algues (Raphidocelis subcapitata) : concentrations équivalentes de diuron (DEQ, ng/L) pour (A) l'inhibition du photosystème II (PSII) et (B) l'inhibition de la croissance.

Histogramme : La barre représente la moyenne. Les zones ombrées indiquent différents niveaux de qualité de l'eau (bleu = très bonne, vert = bonne, jaune = moyenne). Sites d'échantillonnage : Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse et SHL2. LOD = limite de détection. EBS = valeur seuil basée sur l'effet.

Figure 5. Combined algae test (Raphidocelis subcapitata): equivalent concentrations of diuron (DEQ, ng/L) for (A) photosystem II inhibition (PSII) and (B) growth inhibition.

Histogram: The bar represents the mean. Shaded areas indicate different levels of water quality (blue = very good, green = good, yellow = medium). Sampling sites: Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse and SHL2. LOD = limit of detection. EBT = effect-based trigger value.

Inhibition du PSII des algues : L'EBS pour l'inhibition du PSII (70 ng PSII-DEQ/L) n'a été dépassée dans aucun échantillon. Les valeurs étaient inférieures à 10 ng PSII-DEQ/L, ce qui indique une qualité d'eau très bonne à bonne en ce qui concerne l'inhibition du PSII des algues (Figure 5A).

Inhibition de la croissance des algues : L'EBS pour l'inhibition de la croissance (130 ng de croissance-DEQ/L) n'a été dépassée dans aucun échantillon. Tous les résultats étaient inférieurs à un effet de 20 %. Une valeur DEQ n'a pu être déterminée que pour un seul échantillon (Baie de Vidy, 22 ng de DEQ_{bio} de croissance) (Figure 5B).

Les résultats sont détaillés dans l'Annexe 2.

3.4. BIOESSAIS AVEC DES ÉCHANTILLONS D'EAU NATIFS

3.4.1. Essai de contact des sédiments avec les ostracodes

3.4.1.1. Validité du test

Tous les tests effectués avec des sédiments contrôles ont satisfait aux critères de validité conformément à la norme ISO 14371:2012 (International Organization for Standardization, 2012a) pour l'essai, c'est-à-dire que le facteur de croissance dans le sédiment de contrôle était ≥ 1,5 et le taux de survie ≥ 80 %.

3.4.1.2. Évaluation des échantillons

La Figure 6 montre les résultats du test sur les ostracodes avec les échantillons d'eau. L'inhibition de la croissance (% par rapport au contrôle) n'a jamais dépassé le seuil d'effet de 35 % (c'est-à-dire ≤ 65 % de croissance) (Casado-Martinez et al., 2016). Par rapport au contrôle (100 % ± 7 % de croissance), la croissance dans l'échantillon de la Baie de Vidy était de 113 ± 8 %, dans l'échantillon du Delta de la Dranse de 99 ± 9 % et dans l'échantillon SHL2 de 99 ± 5 %. La croissance dans l'échantillon Baie de Vidy était significativement plus élevée que dans le contrôle et dans les échantillons du Delta de la Dranse et SHL2.

La survie des ostracodes n'a pas été affectée par les échantillons d'eau et n'a jamais dépassé le seuil de > 20 % de mortalité (c'est-à-dire ≤ 80 % de survie) (Casado-Martinez et al., 2016). La mortalité était en moyenne de 1 ± 1 % dans le contrôle ainsi que dans les échantillons du lac Léman.

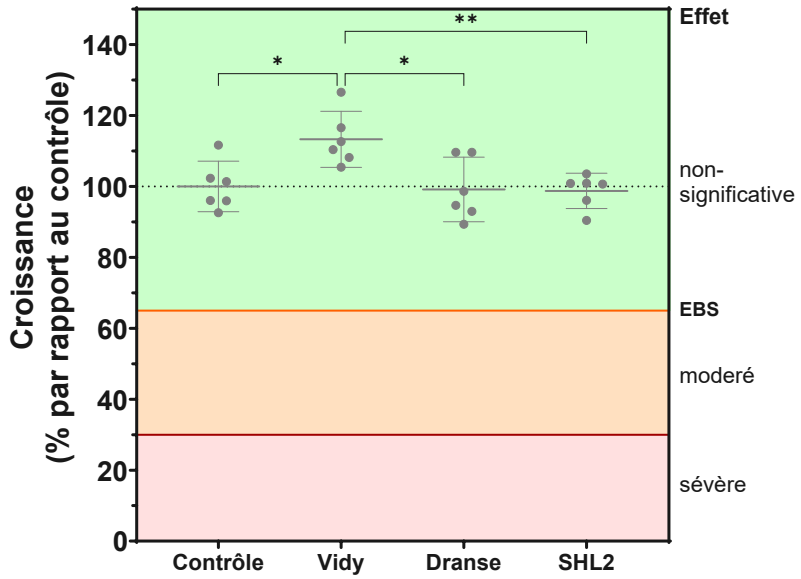


Figure 6. Essai de contact avec les sédiments pour les ostracodes - croissance après 7 jours d'exposition aux différents échantillons (en % par rapport au contrôle).

Diagramme en nuage de points : la ligne représente la moyenne et les barres d'erreur la limite de confiance à 95 %. n = 6 répétitions de 10 organismes par série de tests. Les astérisques (*) indiquent des différences significatives entre deux échantillons ou par rapport au contrôle (one way ANOVA avec test de comparaison multiple de Dunnett). Les zones ombrées indiquent différents niveaux d'effet (vert = non significatif, jaune = léger, orange = modéré). Sites d'échantillonnage : Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse et SHL2. EBS = valeur seuil basée sur l'effet

Figure 6. Sediment contact test for ostracods - growth after 7 days exposure to the different samples (in % relative to the control).

Scatterplot : the line represents the mean and the error bars the 95% confidence limit. n = 6 replicates of 10 organisms per test series. Asterisks indicate a significant difference between two samples or from control (one way ANOVA with Dunnett's multiple comparisons test). Shaded areas indicate different levels of effect (green = not significant, yellow = slight, orange = moderate). Sampling sites : Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse and SHL2. EBT = effect-based trigger value

Les résultats sont détaillés dans l'Annexe 4.

3.4.2. Test de reproduction Ceriodaphnia dubia

3.4.2.1. Validité du test

Les contrôles négatifs répondaient aux critères de validité, de sorte que la série de tests était valide : au jour 7, la mortalité maternelle était ≤ 20 % et la proportion de mâles était ≤ 20 % ; au moins 60 % des mères vivantes avaient produit au moins 3 couvées, et le nombre moyen de descendants par mère vivante était ≥ 15.

3.4.2.2. Évaluation des échantillons

Les échantillons n'ont pas eu d'effet négatif sur la survie des mères. La Figure 7 montre les résultats du test de reproduction.

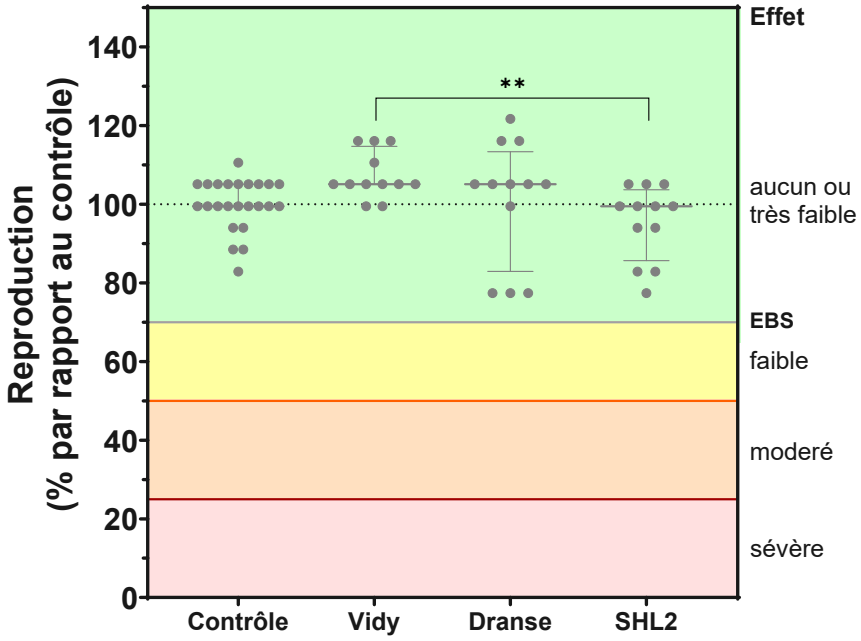


Figure 7. Test de reproduction avec Ceriodaphnia dubia : reproduction après 8 jours d'exposition aux différents échantillons (indiquée en % par rapport au contrôle respectif).

Diagramme en nuage de points : la ligne représente la moyenne et les barres d'erreur la limite de confiance à 95 %. n = 12 répétitions de 1 puce d'eau par échantillon et 24 répétitions de 1 puce d'eau par contrôle. Les astérisques (**) indiquent une différence significative entre deux échantillons (Kruskal-Wallis test avec test de comparaison multiple de Dunn). Les zones ombrées indiquent différents niveaux d'effet (vert = non significatif, jaune = léger, orange = modéré, rouge = sévère). Sites d'échantillonnage : Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse et SHL2. EBS = valeur seuil basée sur l'effet

Figure 7. Reproduction test with Ceriodaphnia dubia : reproduction after 8 days of exposure to the different samples (indicated in % compared with the respective control).

Scatter plot: the line represents the mean and the error bars the 95% confidence limit. n = 12 replicates of 1 water chip per sample and 24 replicates of 1 water chip per control. Asterisks (**) indicate a significant difference between two samples (Kruskal-Wallis test with Dunn's multiple comparisons test). Shaded areas indicate different levels of effect (green = non-significant, yellow = slight, orange = moderate, red = severe). Sampling sites: Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse and SHL2. EBT = effect-based trigger value

La reproduction dans chaque échantillon a été comparée à celle du contrôle. Une augmentation significative de la reproduction a été observée dans l'échantillon Baie de Vidy. De plus, la reproduction était significativement plus faible dans l'échantillon SHL2 par rapport à l'échantillon Baie de Vidy, mais pas par rapport au contrôle. Aucune valeur seuil n'a été dépassée dans aucun des échantillons. Par conséquent, les échantillons d'eau n'indiquent pas de toxicité pour les puces d'eau.

De plus amples détails sur les résultats sont donnés dans l'Annexe .

3.4.3. Test de toxicité Sur les embryons de poisson

3.4.3.1. Validité du test

Une mortalité de 4 % a été observée dans le contrôle de l'eau de dilution. Cela peut être considéré comme une mortalité naturelle. L'exposition du contrôle positif à 4 mg/L de 3,4-dichloroaniline a montré 85 % de mortalité après 120 h, seulement 15 % des embryons avaient éclos et 100 % ont montré des effets sublétaux. En outre, tous les autres critères de validité spécifiés dans l'OCDE 236 ont été satisfaits (voir Tableau 9).

Tableau 9. Critères d'acceptation des tests FET selon l'OCDE 236

Table 9. Acceptance criteria for FET tests according to OECD 236

Conditions d'essai	0 h - 120 h durée de l'essai		Critères d'acceptation
Taux de fécondité des parents	86	%	(>70 %)
pH	7.57 - 8.11		(6.5-8.5)
Oxygène dissous	98.2 - 100.2	%	(≥80 %)
Température de l'eau	25.1 - 25.7	°C	(26 ±1 °C)
Température de l'incubateur	26	°C	(26 ±1 °C)
Photopériode de l'incubateur	14	h lumière /jour	(12-16 h de lumière / jour)
Taux de survie contrôle négatif (eau de dilution)	96	%	(>90 %)
Taux de mortalité contrôle positif (3,4- dichloroaniline 4 mg/L)	85	%	(>30 %)
Taux d'éclosion contrôle négatif (eua de dilution)	96	%	(>80 %)

3.4.3.2. Évaluation des échantillons de 2022

Tous les échantillons testés ont induit des effets significatifs (< 10 %) sur le développement, l'éclosion et la survie des embryons de poissons.

Mortalité : Une très faible mortalité (15 % dans l'échantillon 100 % eau) a été observée après 120 h dans l'échantillon Baie de Vidy. La mortalité était plus élevée dans les deux autres échantillons, où une mortalité modérée a été observée après 120 h (45 et 50 % dans 100 % de l'échantillon d'eau pour Delta de la Dranse et SHL2, respectivement). Les valeurs CL_{50} calculées, c'est-à-dire la concentration létale pour 50 % des organisme testés, à 120 h étaient > 100 % de l'échantillon d'eau pour tous les échantillons et les valeurs calculées de la concentration la plus faible qui n'a pas induit d'effets sublétaux (least ineffective dilution, LID) à 120 h étaient respectivement de 60 %, < 20 % et 40 % de l'échantillon d'eau (Figure 8A).*Éclosion :* Des effets ont été observés sur le taux d'éclosion des embryons (éclosion retardée ou absence d'éclosion) pour tous les échantillons. Les effets sur l'éclosion des embryons étaient les plus faibles dans l'échantillon de la Baie de Vidy (15 % d'embryons non éclos après 120 h dans un échantillon d'eau à 100 %), tandis que des effets plus importants ont été détectés dans les échantillons Delta de la Dranse et SHL2 (45 % et 50 % d'embryons non éclos dans un échantillon d'eau à 100 %, respectivement) (Figure 8B).

Effets sublétaux : L'exposition a entraîné de légers effets sublétaux dans l'échantillon de la Baie de Vidy (24 % d'effets dans 100 % de l'échantillon d'eau), tandis que les effets étaient légèrement inférieurs dans les échantillons du Delta de la Dranse et de SHL2 (18 % et 20 % dans 100 % de l'échantillon d'eau, respectivement). Les valeurs CE_{50} calculées, c'est-à-dire la concentration efficace pour 50 % des organisme testés, pour 120 h étaient > 100 % de l'échantillon d'eau pour tous les échantillons et Les valeurs calculées de la LID pour 120 h étaient respectivement de 20 %, < 20 % et 60 % de l'échantillon d'eau (Figure 8C).

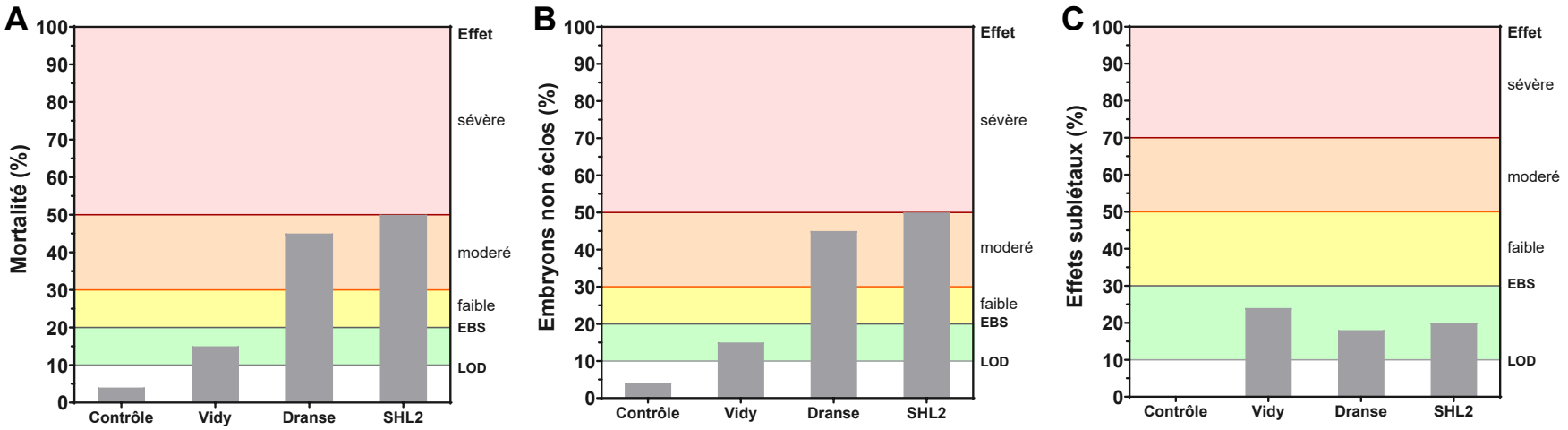


Figure 8. Essai de toxicité sur les embryons de poisson avec les échantillons de 2022: (A) mortalité, (B) embryons non éclos, et (C) effets sublétaux après 120 h d'exposition aux différents échantillons (%). Histogramme : n = 4 répétitions de 1 embryon par échantillon et 8 répétitions de 1 embryon par contrôle. Les zones ombrées indiquent différents niveaux de toxicité (blanc = inférieur à la limite de détection, vert = très faible, jaune = léger, orange = modéré, rouge = sévère). Sites d'échantillonnage : Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse et SHL2. LOD = limite de détection. EBS = valeur seuil basée sur l'effet.

Figure 8. Fish embryo toxicity test with the 2022 samples: (A) mortality, (B) unhatched embryos, and (C) sublethal effects after 120 h exposure to different samples (%). Histogram: n = 4 replicates of 1 embryo per sample and 8 replicates of 1 embryo per control. Shaded areas indicate different levels of toxicity (white = below detection limit, green = very low, yellow = slight, orange = moderate, red = severe). Sampling sites: Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse and SHL2. LOD = limit of detection. EBT = effect-based trigger value.

De plus amples détails sur les résultats peuvent être trouvés dans les rapports d'essai (aQuaTox-Solutions, 2022a ; b ; c).

3.4.3.3. Évaluation des échantillons de 2023

Les échantillons de la Baie de Vidy et de la Delta de la Dranse ont induit des effets significatifs (< 10 %) sur le développement, l'éclosion et la survie des embryons de poissons.

Mortalité : Une mortalité modérée (30 % dans l'échantillon 100 % eau) a été observée après 120 h dans l'échantillon Baie de Vidy. La mortalité était plus bas dans l'échantillon du Delta de la Dranse, où une faible mortalité a été observée après 120 h (20 % dans 100 % de l'échantillon d'eau et 25 % dans 80 % de l'échantillon d'eau). Aucune mortalité significative n'a été observé dans les échantillons SHL2 1 m, SHL2 30 m, et SHL2 100 m et une mortalité faible dans l'échantillon d'SHL2 305 m (15 % dans 100 % de l'échantillon d'eau et 25 % dans 80 % de l'échantillon d'eau). Les valeurs CL_{50} calculées à 120 h étaient > 100 % de l'échantillon d'eau pour tous les échantillons et les valeurs calculées de la LID à 120 h étaient respectivement de 80 %, 40 %, >100 %, 20 %, < 20 % et 40 % de l'échantillon d'eau pour Baie de Vidy, Delta de la Dranse, SHL2 1 m, SHL2 30 m, SHL2 100 m, et SHL2 305 m, respectivement. La mortalité était la plus élevé dans 80 % d'échantillon pour le Delta de la Dranse, SHL 2 30 m et SHL2 305 m (Figure 9A).

Éclosion : Des effets dépendant de la concentration sur le taux d'éclosion des embryons (éclosion retardée ou absence d'éclosion) ont été observés après 72 h d'exposition pour les échantillons Baie de Vidy et SHL2 1 m. Des légers effets sur l'éclosion des embryons ont été observés après 120 h d'exposition dans les échantillons Baie de Vidy (20 % d'embryons non éclos dans un échantillon d'eau à 100 %), Delta de la Dranse (25 % d'embryons non éclos dans un échantillon d'eau à 80 %) et SHL2 305 m (25% d'embryons non éclos dans un échantillon d'eau à 80 %) (Figure 9B), tandis qu'aucun effet significatif n'a été observé dans les autres échantillons.

En ce qui concerne la mortalité et l'éclosion des embryons, les effets ont donc été moins prononcés qu'en 2022.

Effets sublétaux : L'exposition a entraîné de sévères effets sublétaux dans l'échantillon de la Baie de Vidy (79 % d'effet dans 100 % de l'échantillon d'eau), tandis que les effets étaient inférieurs dans les autres échantillons. De faibles effets sublétaux ont été observés dans les échantillons Delta de la Dranse, SHL2 1 m, SHL2 30 m et SHL2 305 m (27 %, 32 %, 35 % et 33 % d'embryons non éclos dans 80 % d'échantillon). Les valeurs CE_{50} calculées pour 120 h étaient 80 % de l'échantillon d'eau pour la Baie de Vidy et > 100 % de l'échantillon d'eau pour tous les autres échantillons. Les valeurs calculées de la LID pour 120 h étaient respectivement de 20 %, < 20 %, 60 %, 20 %, 20 % et 60 % de l'échantillon d'eau (Baie de Vidy, Delta de la Dranse, SHL2 1 m, 30 m, 100 m et 305 m respectivement) (Figure 9C).

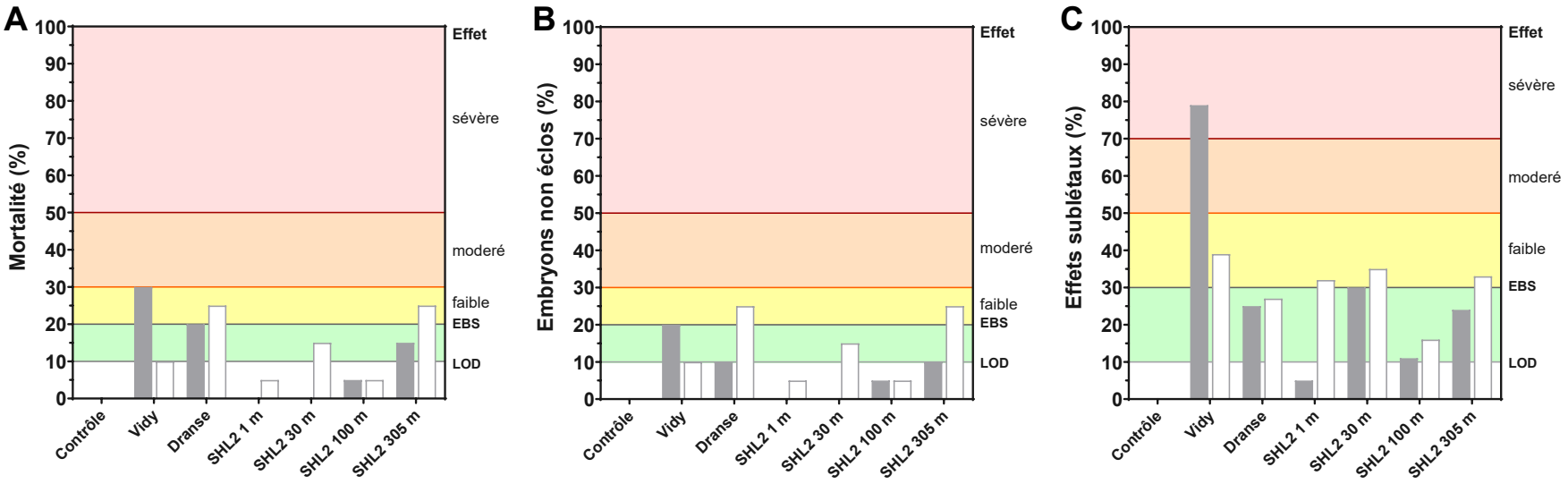


Figure 9. Essai de toxicité sur les embryons de poisson avec les échantillons de 2023: (A) mortalité, (B) embryons non éclos, et (C) effets sublétaux après 120 h d'exposition aux différents échantillons (%). Histogramme : n = 4 répétitions de 1 embryon par échantillon et 8 répétitions de 1 embryon par contrôle. Barres grises = résultats avec un échantillon d'eau de 100 %, barres blanches = résultats avec un échantillon d'eau de 80 %. Les zones ombrées indiquent différents niveaux de toxicité (blanc = inférieur à la limite de détection, vert = très faible, jaune = léger, orange = modéré, rouge = sévère). Sites d'échantillonnage : Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse et SHL2. LOD = limite de détection. EBS = valeur seuil basée sur l'effet.

Figure 9. Fish embryo toxicity test with the 2023 samples: (A) mortality, (B) unhatched embryos, and (C) sublethal effects after 120 h exposure to different samples (%). Histogram: n = 4 replicates of 1 embryo per sample and 8 replicates of 1 embryo per control. Grey bars = results with 100% water sample, white bars = results with 80% water sample. Shaded areas indicate different levels of toxicity (white = below detection limit, green = very low, yellow = slight, orange = moderate, red = severe). Sampling sites: Vidy = Baie de Vidy, Dranse = Delta de la Dranse and SHL2. LOD = limit of detection. EBT = effect-based trigger value.

3.4.4. Essai sur la lignée cellulaire de poisson

3.4.4.1. Validité du test

Selon la norme ISO 21115, la variation de fluorescence entre les puits contrôles sans cellules ne doit pas dépasser 20 % pour exclure une interférence de l'élément testé avec les mesures de fluorescence de l'essai de viabilité. Ce critère a été respecté tant pour la plaque d'échantillon d'eau que pour la plaque d'échantillon d'eau avec du 3,4-DCA.

En outre, le contrôle du solvant ne doit pas être plus de 10 % inférieur par rapport au contrôle négatif, afin d'exclure toute contamination par le solvant. Ce critère a été respecté.

La valeur moyenne de la CE_{50} du contrôle positif (3,4-DCA), basée sur les concentrations nominales pour chaque colorant indicateur de viabilité cellulaire, devrait se situer dans un intervalle de 2.5 écarts-types par rapport aux valeurs de CE_{50} indiquées dans la ligne directrice. Ce critère a également été respecté (aQuaTox-Solutions, 2022 ; 2023a ; b).

3.4.4.2. Évaluation des échantillons

Ni l'observation visuelle ni les tests de viabilité cellulaire n'ont montré d'effet des échantillons d'eau. La viabilité cellulaire était supérieure à 90 % pour tous les échantillons, toutes les concentrations et tous les colorants indicateurs fluorescents testés. En outre, le contrôle positif 3,4-DCA dans 100 % des échantillons d'eau a satisfait aux critères de validité. Ainsi, les trois échantillons testés n'ont pas montré de toxicité aiguë, d'effets sublétaux ni d'effets matriciels sur les cellules.

De plus amples détails sur les résultats peuvent être trouvés dans les rapports d'essai (aQuaTox-Solutions, 2022d ; 2023a ; b).

4. DISCUSSION

4.1. ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE BASÉ SUR LES EFFETS SELON LES RÉSULTATS DES BIOESSAIS

Dans la présente étude, l'évaluation des risques écotoxicologiques fondée sur les effets a montré que les EBS étaient dépassées pour plusieurs paramètres et sur les trois sites en 2022 et 2023. En 2023, sur le site SHL2, seul l'échantillon de 35 m a induit des effets sublétaux, mais pas les échantillons prélevés à d'autres profondeurs (Tableau). Au total, des dépassements des EBS ont été détectés pour quatre à cinq paramètres dans trois bioessais différents (Nrf2-CALUX® pour le stress oxydatif, ER-CALUX® pour l'activité œstrogénique et l'essai de toxicité sur les embryons de poisson) (Figure 3). Des réponses < EBS ont été trouvées pour 10 paramètres issus de six bioessais différents et aucun dépassement et/ou effet n'a été trouvé pour les 11 paramètres restants issus de huit bioessais différents.

Ces différences dans la réactivité des bioessais mettent en évidence les différences dans le profil de contamination des différents sites. Lorsque l'on compare les résultats des bioessais avec l'évaluation du risque basée sur l'analyse chimique, l'absence d'effets dans l'essai combiné sur les algues (Tableau 8 et Figure 5) concorde bien avec le quotient calculé uniquement pour les plantes $\sum QR_{chem\ P}$ qui est < 1. Aucun effet néfaste sur les invertébrés n'a été détecté (Tableau 8, Figure 6 et Figure 7), ce qui est cohérent avec l'absence de risque écotoxicologique pour les invertébrés sur la base des résultats de l'analyse chimique ($\sum QR_{chem\ I}$ <1). Cependant, des effets sur la mortalité et l'éclosion des embryons et des larves de poisson zèbre ont été observés sur plusieurs sites (en 2022 : Delta de la Dranse et SHL2, en 2023 : Baie de Vidy, Delta de la Dranse et SHL2 35 m) (Tableau 8 et Figure 8). En 2022, ces effets ne peuvent pas être expliqués par les résultats actuels de l'évaluation du risque écotoxicologique basée sur l'analyse chimique, où $\sum QR_{chem\ V}$ était toujours <1. En 2023, une concentration accrue d'ibuprofène a été mesurée dans l'échantillon de la Baie de Vidy (21 ng/L), engendrant un QR_{chem} de 1.9 et un $\sum QR_{chem\ V}$ de 2. Cette exposition pourrait avoir contribué aux effets sublétaux sur les poissons zèbres. La plus faible concentration d'effet trouvée dans la littérature était de 1000 ng pour la production d'œufs après 21 jours d'exposition chez le poisson zèbre (Ji et al., 2013). La NQE (11 ng/L) est basée sur une distribution de la sensibilité des espèces avec un facteur d'évaluation de 3 pour protéger aussi les espèces plus sensibles que les organismes testés (Centre Ecotox, 2016). D'une manière générale, l'expérience en matière d'essai d'échantillons d'eau de surface dans le FET est limitée, et il s'agit des premières mesures d'échantillons lacustres dans le cadre de l'essai. Par conséquent, aucune valeur empirique n'est disponible, y compris les interférences possibles des différents paramètres de l'eau dans l'essai. En outre, il faut tenir compte du fait que les NQE n'étaient disponibles que pour une partie des composés et qu'un risque associé à la présence possible d'autres composés potentiellement toxiques pour les poissons ne peut pas être exclu.

Les résultats de ce projet peuvent être comparés à trois études récentes, bien que ces études ne concernent pas les lacs :

- Kienle et al. (2023) ont évalué 15 échantillons prélevés dans des rivières de Suisse avec différentes bassins versants (exploité de manière extensive, agricole, et agricole-urbain) (Kienle et al., 2023a ; Kienle et al., 2023b). Le PXR-CALUX® a dépassé son EBS respectif dans tous les échantillons provenant de sites agricoles et urbains, alors qu'aucun dépassement de l'EBS n'a été détecté dans la présente étude. Par ailleurs, Kienle et al. (2023b) ont constaté des dépassements d'EBS pour Nrf2-CALUX® (dans 40 % d'échantillons) et pour ERα-CALUX® (dans 20 % des échantillons). Des dépassements de l'EBS dans ces deux bioessais ont également été observés dans l'étude actuelle sur un site. Dans la précédente étude, l'EBS pour l'inhibition de la croissance des algues a été dépassé dans plus de 50 % des échantillons, tandis que l'EBS pour l'inhibition de la PSII des algues n'a été dépassé que dans environ 20 % des échantillons, alors qu'aucun dépassement n'a été constaté dans la présente étude. Enfin, des effets dans l'essai FET ont été observés à la fois dans l'étude de Kienle et al. (2023b) et dans la présente étude, alors que dans ces deux cas, l'analyse chimique n'a pas révélé de risque pour les vertébrés.

- De Baat et al. (2019) ont étudié 45 cours d'eau et fossés de basse altitude aux Pays-Bas, influencés par différentes utilisations des sols (référence, urbain, STEP, horticulture, mélange agricole et complexe), en utilisant des extraits d'échantillonneurs passifs. Ils ont ainsi montré que les PAH-, PXR- et Nrf2-CALUX® avaient des effets supérieurs à la LOQ sur tous les sites. Le nombre le plus élevé de dépassements de l'EBS a été constaté pour le PXR- et l'ERα-CALUX® sur les sites ayant une utilisation urbaine, une station d'épuration des eaux usées et des terres horticoles. Le Cytotox-CALUX® a montré des effets supérieurs à la LOQ, mais inférieurs à l'EBS dans la majorité des cas. Il en a été de même pour le Nrf2-CALUX®. Dans une autre étude réalisée sur 15 cours d'eau et fossés de basse altitude aux Pays-Bas, y compris des sites de référence, des sites urbains et des sites influencés par des STEP (De Baat et al., 2020b), les effets mesurés sur les ERα-CALUX® et les anti-AR-CALUX® exposés à des extraits polaires ont dépassé leurs valeurs EBS respectives dans > 75 % des sites, et les PXR- et anti-PR-CALUX® dans > 50 % des sites.

4.2. BIOESSAIS AVEC DES ÉCHANTILLONS D'EAU CONCENTRÉS

4.2.1. Effets spécifiques mesurés dans les essais CALUX®

Dans la présente étude, deux tests CALUX®, le test Nrf2-CALUX®, indiquant le stress oxydatif, et le test ER-CALUX®, indiquant l'activité œstrogénique, ont dépassé leurs EBS respectifs (10 µg CEQ/L et 0.4 ng EEQ/L[1]) dans un des trois échantillons (Figure 4 et Tableau 15) :

Les valeurs de Nrf2-CALUX® n'étaient pas significativement différentes entre les trois sites et variaient de < LOQ à 10 µg CEQ/L, la valeur la plus élevée étant mesurée dans l'échantillon de la Baie de Vidy (Tableau 15). Ces valeurs sont du même ordre que celles mesurées par Kienle et al. (2023b) et De Baat et al. (2019) où les valeurs allaient de 3.4 à 36 µg CEQ/L et de 2.5 à 15 µg CEQ/L, respectivement. Des valeurs encore plus faibles ont été mesurées dans la seconde étude réalisée aux Pays-Bas (De Baat et al., 2020b) (<LOQ – 10.1 µg CEQ/L), où l'EBS n'a été dépassée que sur un seul des 14 sites.

Un dépassement de l'EBS a également été mesuré dans l'ERα-CALUX® (EBS = 0.4 ng EEQ/L) dans l'échantillon de la Baie de Vidy (0.88 ng EEQ/L), indiquant des effets féminisants. Cette valeur se situe dans la fourchette de celles mesurées dans la plupart des échantillons provenant de sites à bassin versant agricole ou à bassin versant agricole et urbain (0.2 – 0.44 ng EEQ/L) dans l'étude de Kienle et al. (2023b), mais est considérablement inférieure à celles mesurées dans plusieurs sites présentant une pollution complexe (e.g. urbaine, effluent de STEP) dans les études de de Baat et al. (2019, 2020) (De Baat et al., 2019 ; De Baat et al., 2020b) (valeurs maximales : 1.50 et 4.92 ng EEQ/L, respectivement).

L'EBS pour le PAH-CALUX® (62.1 ng BaP EQ/L), qui indique les effets des hydrocarbures aromatiques polycycliques, n'a jamais été dépassé (Figure 4). Les valeurs mesurées étaient pour la plupart inférieures à celles d'une étude précédente réalisée en Suisse (Kienle et al., 2023b) (4.3 – 9.5 ng BaP EQ/L par rapport à <LOQ - 72 ng BaP EQ/L).

Les valeurs du PFAS-CALUX® étaient supérieures à la LOQ sur les trois sites, allant de 0.32 à 0.59 µg PFOA EQ/L (Figure 4), mais n'ont jamais dépassé les EBS respectives (3 µg PFOA EQ/L). Ces valeurs se situent dans la fourchette inférieure de celles mesurées par Kienle et al. (2023b) (gamme : <LOQ - 15 µg PFOA EQ/L).

[1] Actuellement, il existe également des EBS plus bas pour l'ERα-CALUX®, par exemple 0.1 ng/L (Escher et al. 2018). Un projet actuel de directive-cadre sur l'eau de l'UE (EC 2022) prévoit des critères de qualité de l'eau réduits pour les œstrogènes stéroïdiens comme le 17β-œstradiol (https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en). Ces critères plus bas réduiraient à leur tour un critère de qualité de l'eau basé sur les effets à environ 0.07 ng/L.

4.2.2. Mutagénicité mesurée dans le test de fluctuation d'Ames

Dans la présente étude, aucune mutagénicité n'a été détectée dans les trois échantillons. À l'heure actuelle, la prise de recul sur ce test dans une démarche d'évaluation des échantillons d'eau de surface est encore très limitée. Kienle et al. (2023b) ont détecté une mutagénicité dans un échantillon sur 15. Cet échantillon présentait également une cytotoxicité élevée.

4.2.3. INHIBITION DU Photosystème II ET de la croissance DES ALGUES

Les EBS pour l'inhibition du PSII et de la croissance des algues (70 et 130 ng DEQ/L, respectivement) n'ont jamais été dépassées sur les trois sites. Les valeurs étaient comprises entre 7 et 8.4 ng PSII-DEQ/L et entre <LOD - 22 ng croissance-DEQ/L, et sont similaires ou inférieures à celles d'études antérieures en Suisse :

- *Inhibition de la PSII* : Les valeurs relevées sur cinq sites à bassin versant agricole et urbain en 2021 variaient de 15 à 91 ng PSII-DEQ/L, avec des dépassements de l'EBS mesurés sur deux sites (Kienle et al., 2023b), ce qui représente une fourchette plus large que celle de la présente étude. Dans une autre étude (SPEZ 2015 et 2017), qui portait sur l'évaluation de l'impact des pesticides sur cinq cours d'eau de petite et moyenne taille, les valeurs maximales allaient de 69 à 272 ng PSII-DEQ/L (Langer et al., 2017) et de 51 à 507 ng PSII-DEQ/L (Junghans et al., 2019), respectivement. Ces valeurs étaient donc plus élevées que celles de la présente étude, mais il convient de tenir compte du fait que l'étude n'avait pas le même objectif. La différence entre l'eau des lacs et l'eau des rivières concernant les conditions physico-chimiques et les concentrations des substances chimiques a pu jouer un rôle, de même que la plus faible dilution dans les cours d'eau.

- *Inhibition de la croissance* : Dans le cadre de mesures effectuées en 2021 sur 15 cours d'eau (cinq sites à bassin versant exploité de manière extensive, cinq sites à bassin versant agricole et cinq sites à bassin versant agricole et urbain) (Kienle et al., 2023b), l'EBS a été dépassée sur sept sites, avec 41 à 515 ng de croissance-DEQ/L. Ces valeurs sont plus élevées que dans la présente étude. Les valeurs maximales de l'étude SPEZ 2017 dans cinq petits cours d'eau avec des bassins versants agricole (Junghans et al., 2019) variaient de 187 à 1721 ng de croissance-DEQ/L.

4.3. BIOESSAIS AVEC DES ÉCHANTILLONS D'EAU NATIFS

4.3.1. Test de contact des sédiments avec les ostracodes

Aucun effet négatif sur la croissance et la mortalité des ostracodes n'a été observé. L'échantillon de la Baie de Vidy a montré une augmentation significative de la croissance. Cela pourrait s'expliquer par l'abondance supplémentaire de nutriments dans l'échantillon, qui pourrait également masquer une toxicité potentielle des échantillons. De même, dans des études antérieures où l'essai a été utilisé avec des eaux de surface, aucun dépassement de la valeur seuil pour l'inhibition de la croissance n'a été détecté(e.g. Kienle et al. 2023b), alors que dans certains cas, une augmentation ou une diminution significative de la croissance a été détectée sur la base de tests statistiques. La faible réactivité de l'essai dans les échantillons d'eau peut être liée aux différences de concentrations et de disponibilité des composés dans les eaux de surface par rapport à l'exposition à des sédiments contaminés, auxquels les ostracodes sont sensibles, comme l'ont montré par exemple Casado et al. (Casado-Martinez et al., 2023 ; Casado-Martinez et al., 2016). Cependant, des essais réalisés sur des sédiments dans le cadre de la campagne CIPEL sur les sédiments en 2015 (Loizeau et al., 2017) n'avait également pas montré d'effets prononcés sur la croissance et la mortalité des ostracodes, ce qui indique une toxicité limitée de l'eau et des sédiments pour ces organismes. Afin d'améliorer la base de données et d'évaluer l'impact sur d'autres invertébrés, des campagnes supplémentaires avec des amphipodes pour analyser des échantillons d'eau et de sédiments, et avec des chironomes pour analyser des échantillons de sédiments pourraient être utiles.

4.3.2. Inhibition de la reproduction de Ceriodaphnia dubia

Ce test a montré une augmentation significative de la reproduction dans l'échantillon de Baie de Vidy par rapport à l'échantillon SHL2, mais pas par rapport au contrôle. (Figure 7). Toutefois, les seuils de toxicité n'ont été dépassés dans aucun des échantillons. Ces résultats sont cohérents avec des études antérieures sur les eaux de surface suisses ((Kienle et al., 2023b), (Ferrari et al., 2017) et Junghans, Langer et al. (non publié)). Dans certains cas, les valeurs seuils ont été dépassées (S. Santiago, communication personnelle). L'une des raisons du faible nombre de dépassements pourrait être le seuil relativement élevé de 30 % pour l'inhibition de la reproduction, qui est actuellement appliqué conformément à International Organization for Standardization (2019a) et Ferrari et al. (2017). La question de savoir si ce seuil pourrait et devrait être réduit à une inhibition de la reproduction de 20 % est actuellement débattue, étant donné que la "différence statistique minimale" lors de la comparaison des résultats dans les échantillons avec la reproduction dans les contrôles est ≤ 15 % dans la plupart des cas. En outre, le coefficient de variation pour les contrôles se situe généralement entre 8 et 15 % (S. Santiago, communication

personnelle). L'abaissement du seuil de toxicité pourrait permettre une meilleure différenciation entre les différents sites et niveaux de pollution sur la base d'une détection plus sensible des effets sur la reproduction. Toutefois, dans la présente étude, aucun seuil n'aurait été dépassé dans aucun des trois échantillons, même à des niveaux de seuil réduits à 20%.

4.3.3. Test de toxicité sur les embryons de poisson

Dans la présente étude, des effets sur l'éclosion et la mortalité ont été observés dans l'essai FET pour deux échantillons évalués en 2022 (Delta de la Dranse et SHL2) et pour trois échantillons évalués en 2023 (Baie de Vidy, Delta de la Dranse et SHL2 35 m). La mortalité élevée et la diminution de l'éclosion des embryons mesurées en 2022 dans l'échantillon composite du site SHL2 n'ont donc pas été retrouvées dans les échantillons des différentes profondeurs. Seuls de légers effets sublétaux ont été observé dans l'échantillon de SHL2 35 m. Bien que le recul sur l'évaluation des échantillons d'eau de surface avec ce test soit actuellement encore limité, ces résultats sont cohérents avec l'étude antérieure réalisée par Kienle et al. (2023b). Dans cette étude, des effets ont été observés dans un nombre considérable d'échantillons soumis à différentes pressions: la survie a été altérée dans trois sites à bassin versant exploité de manière extensive, quatre sites à bassin versant agricole, et cinq sites à bassin versant agricole et urbain. Des effets sur l'éclosion et le développement des embryons de poissons ont également été constatés.

4.3.4. Essai sur la ligne cellulaire de poisson

Les échantillons n'ont pas eu d'effets sur la lignée cellulaire de poisson, contrairement à l'essai FET, où des effets ont été observés dans deux échantillons sur trois sites. En revanche, Kienle et al. (2023b) ont observé des effets dans la majorité des échantillons (12 sur 15) dans l'essai sur la lignée cellulaire de poisson. Dans huit de ces sites, les effets ont également été détectés dans le FET.

5. CONCLUSION

Dans la présente étude, les quotients du risque écotoxicologique basés sur les effets étaient légèrement supérieurs à 1 pour quatre critères d'évaluation sur les trois sites étudiés. Les risques écotoxicologiques basés sur les bioessais avec des échantillons concentrés étaient les plus élevés dans l'échantillon de la Baie de Vidy, tandis que ceux des bioessais avec des échantillons natifs étaient les plus élevés dans les échantillons du Delta de la Dranse et du site SHL2 en octobre 2022. Les tests de stress oxydatif, d'activité œstrogénique et de toxicité pour les embryons de poisson ont montré des dépassements de leurs EBS respectifs. En 2022, les effets les plus importants sur la survie et l'éclosion des embryons de poissons ont été mesurés dans l'échantillon composite du site SHL2. Lors de la campagne de septembre 2023, ces effets n'ont été détectés dans aucun des échantillons provenant des différentes profondeurs et seuls de légers effets sublétaux ont été observés dans l'échantillon de SHL2 35 m. En revanche, les effets sur les embryons de poissons étaient les plus prononcés dans l'échantillon de la Baie de Vidy. Sur ce site, les concentrations mesurées d'ibuprofène ont dépassé la norme de qualité environnementale

Les bioessais appliqués dans la présente étude ont permis d'évaluer la qualité écotoxicologique d'échantillons d'eau du Lac Léman. En fournissant des informations sur les effets toxiques *in vitro* ou *in vivo*, les bioessais permettent ainsi d'évaluer la toxicité de mélanges de substances, notamment des substances qui ne sont pas ou ne peuvent pas être mesurées. Toutefois, certains bioessais et la plupart des EBS doivent encore être validés. Dans l'ensemble, l'évaluation des risques basée sur les résultats des bioessais de la présente étude peut fournir des informations complémentaires pertinentes à une évaluation des risques basée sur l'analyse chimique. Les deux méthodes peuvent être considérées comme complémentaires.

BIBLIOGRAPHIE

AFNOR 2000 AFNOR NF T 90-376, Water quality—determination of chronic toxicity to *Ceriodaphnia dubia* in 7 days. Population growth inhibition test. Association Française de Normalisation (ed), Saint Denis.

Altenburger, R., Brack, W., Burgess, R.M., Busch, W., Escher, B.I., Focks, A., Mark Hewitt, L., Jacobsen, B.N., de Alda, M.L., Ait-Aissa, S., Backhaus, T., Ginebreda, A., Hilscherová, K., Hollender, J., Hollert, H., Neale, P.A., Schulze, T., Schymanski, E.L., Teodorovic, I., Tindall, A.J., de Aragão Umbuzeiro, G., Vrana, B., Zonja, B. et Krauss, M. 2019. Future water quality monitoring: improving the balance between exposure and toxicity assessments of real-world pollutant mixtures. Environmental Sciences Europe 31(1).

Alygizakis, N.A., Besselink, H., Paulus, G.K., Oswald, P., Hornstra, L.M., Oswaldova, M., Medema, G., Thomaidis, N.S., Behnisch, P.A. et Slobodnik, J. 2019. Characterization of wastewater effluents in the Danube River Basin with chemical screening, in vitro bioassays and antibiotic resistant genes analysis. Environment International 127, 420-429.

aQuaTox-Solutions 2022a STUDY REPORT: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test 120 hpf according to OECD 236. Test item: Water sample Cip 1. Study number: AAE4B0002. Forni, E., Fitzgerald, J. et Fischer, S. (eds), p. 20, aQuaTox-Solutions GmbH.

aQuaTox-Solutions 2022b STUDY REPORT: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test 120 hpf according to OECD 236. Test item: Water sample Cip 2. Study number: AAE4B0002. Forni, E., Fitzgerald, J. et Fischer, S. (eds), p. 20, aQuaTox-Solutions GmbH.

aQuaTox-Solutions 2022c STUDY REPORT: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test 120 hpf according to OECD 236. Test item: Water sample Cip 3. Study number: AAE4B0001. Forni, E., Fitzgerald, J. et Fischer, S. (eds), p. 20, aQuaTox-Solutions GmbH.

aQuaTox-Solutions 2022d STUDY REPORT: RTgill-W1 cell line assay to predict the acute fish toxicity according to ISO Standard 21115 Edition: 1 / 2019-04. Test item: Water sample Cip 3. Study number: AAE1B0001. Fitzgerald, J., Schirmer, K. et Fischer, S. (eds), p. 22, aQuaTox-Solutions GmbH.

aQuaTox-Solutions 2023a STUDY REPORT: RTgill-W1 cell line assay to predict the acute fish toxicity according to ISO Standard 21115 Edition: 1 / 2019-04. Test item: Water sample Cip 1. Study number: AAE1B0001. Fitzgerald, J., Schirmer, K. et Fischer, S. (eds), p. 22, aQuaTox-Solutions GmbH.

aQuaTox-Solutions 2023b STUDY REPORT: RTgill-W1 cell line assay to predict the acute fish toxicity according to ISO Standard 21115 Edition: 1 / 2019-04. Test item: Water sample Cip 2. Study number: AAE1B0001. Fitzgerald, J., Schirmer, K. et Fischer, S. (eds), p. 22, aQuaTox-Solutions GmbH.

Arlos, M.J., Parker, W.J., Bicudo, J.R., Law, P., Hicks, K.A., Fuzzen, M.L.M., Andrews, S.A. et Servos, M.R. 2018. Modeling the exposure of wild fish to endocrine active chemicals: Potential linkages of total estrogenicity to field-observed intersex. Water Research 139, 187-197.

Behnisch, P.A., Besselink, H., Weber, R., Willand, W., Huang, J. et Brouwer, A. 2021. Developing potency factors for thyroid hormone disruption by PFASs using TTR-TRβ CALUX® bioassay and assessment of PFASs mixtures in technical products. Environment International 157.

Bonvin, F., Razmi, A.M., Barry, D.A. et Kohn, T. 2013. Micropollutant dynamics in vidy bay - A coupled hydrodynamic-photolysis model to assess the spatial extent of ecotoxicological risk. Environmental Science and Technology 47(16), 9207-9216.

Brack, W., Aissa, S.A., Backhaus, T., Dulio, V., Escher, B.I., Faust, M., Hilscherova, K., Hollender, J., Hollert, H., Müller, C., Munthe, J., Posthuma, L., Seiler, T.B., Slobodnik, J., Teodorovic, I., Tindall, A.J., de Aragão Umbuzeiro, G., Zhang, X. et Altenburger, R. 2019. Effect-based methods are key. The European Collaborative Project SOLUTIONS recommends integrating effect-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. Environmental Sciences Europe 31(1).

Brack, W., Dulio, V., Ågerstrand, M., Allan, I., Altenburger, R., Brinkmann, M., Bunke, D., Burgess, R.M., Cousins, I., Escher, B.I., Hernández, F.J., Hewitt, L.M., Hilscherová, K., Hollender, J., Hollert, H., Kase, R., Klauer, B., Lindim, C., Herráez, D.L., Miège, C., Munthe, J., O'Toole, S., Posthuma, L., Rüdel, H., Schäfer, R.B., Sengl, M., Smedes, F., van de Meent, D., van den Brink, P.J., van Gils, J., van Wezel, A.P., Vethaak, A.D., Vermeirssen, E., von der Ohe, P.C. et Vrana, B. 2017. Towards the review of the European Union Water Framework management of chemical contamination in European surface water resources. Science of the Total Environment 576, 720-737.

Casado-Martinez, C., Beauvais, R., Ferrari, B.J.D., Cirelli, S., Schaad, E.J., Chiaia-Hernandez, A.C., Höss, S. et Loizeau, J.-L. 2023. Évaluation de la qualité des sédiments. Projet pilote d'application d'une batterie de bioessais à l'échelle nationale. Aqua & Gas 103(4), 8.

Casado-Martinez, M.C., Burga-Pérez, K.F., Bebon, R., Férard, J.F., Vermeirssen, E.L.M. et Werner, I. 2016. The sediment-contact test using the ostracod Heterocypris incongruens: Effect of fine sediments and determination of toxicity thresholds. Chemosphere 151, 220-224.

Centre Ecotox 2016. Environmental Quality Standard for Ibuprofene.

Chèvre, N., Edder, P., Ortelli, D., Tatti, E., Erkman, S. et Rapin, F. 2008. Risk assessment of herbicide mixtures in a large European lake. Environmental Toxicology 23(2), 269-277.

CIPEL 2017 Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique Campagne 2016, ISSN 1010-8432.

Connon, R.E., Geist, J. et Werner, I. 2012. Effect-based tools for monitoring and predicting the ecotoxicological effects of chemicals in the aquatic environment. Sensors 12(9), 12741-12771.

De Baat, M.L., Kraak, M.H.S., Van der Oost, R., De Voogt, P. et Verdonschot, P.F.M. 2019. Effect-based nationwide surface water quality assessment to identify ecotoxicological risks. Water Research 159, 434-443.

De Baat, M.L., Van der Oost, R., Van der Lee, G.H., Wieringa, N., Hamers, T., Verdonschot, P.F.M., De Voogt, P. et Kraak, M.H.S. 2020a. Advancements in effect-based surface water quality assessment. Water research 183.

De Baat, M.L., Van der Oost, R., Van der Lee, G.H., Wieringa, N., Hamers, T., Verdonschot, P.F.M., De Voogt, P. et Kraak, M.H.S. 2020b. Advancements in effect-based surface water quality assessment. Water Research 183, 116017.

Di Paolo, C., Ottermanns, R., Keiter, S., Ait-Aissa, S., Bluhm, K., Brack, W., Breitholtz, M., Buchinger, S., Carere, M., Chalon, C., Cousin, X., Dulio, V., Escher, B.I., Hamers, T., Hilscherová, K., Jarque, S., Jonas, A., Maillot-Marechal, E., Marneffe, Y., Nguyen, M.T., Pandard, P., Schifferli, A., Schulze, T., Seidensticker, S., Seiler, T.B., Tang, J., van der Oost, R., Vermeirssen, E., Zounková, R., Zwart, N. et Hollert, H. 2016. Bioassay battery interlaboratory investigation of emerging contaminants in spiked water extracts – Towards the implementation of bioanalytical monitoring tools in water quality assessment and monitoring. Water Research 104, 473-484.

Doppler, T., Dietzel, A., Wittmer, I., Grélot, J., Rinta, P. et Kunz, M. 2020. Mikroverunreinigungen im Gewässermonitoring. Aqua & Gas (7/8), 44-53.

Doppler, T., Mangold, S., Wittmer, I., Spycher, S., Compte, R., Stamm, C., Singer, H., Junghans, M. et Kunz, M. 2017. Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen. Aqua & Gas (4), 46-56.

Ecotox Centre 2014 Standard Operating Procedure: Solid Phase Extraction (SPE) of Aqueous Samples for Testing in Bioassays, p. 20.

Elendt, B.P. et Bias, W.R. 1990. Trace nutrient deficiency in Daphnia magna cultured in standard medium for toxicity testing. Effects of the optimization of culture conditions on life history parameters of D. magna. Water Research 24(9), 1157-1167.

Escher, B., Neale, P. et Leusch, F. 2021 Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment, IWA Publishing.

Escher, B.I., Allinson, M., Altenburger, R., Bain, P.A., Balaguer, P., Busch, W., Crago, J., Denslow, N.D., Dopp, E., Hilscherova, K., Humpage, A.R., Kumar, A., Grimaldi, M., Jayasinghe, B.S., Jarosova, B., Jia, A., Makarov, S., Maruya, K.A., Medvedev, A., Mehinto, A.C., Mendez, J.E., Poulsen, A., Prochazka, E., Richard, J., Schifferli, A., Schlenk, D., Scholz, S., Shiraishi, F., Snyder, S., Su, G., Tang, J.Y., van der Burg, B., van der Linden, S.C., Werner, I., Westerheide, S.D., Wong, C.K., Yang, M., Yeung, B.H., Zhang, X. et Leusch, F.D. 2014. Benchmarking organic micropollutants in wastewater, recycled water and drinking water with in vitro bioassays. Environ Sci Technol 48(3), 1940-1956.

Escher, B.I., Aït-Aïssa, S., Behnisch, P.A., Brack, W., Brion, F., Brouwer, A., Buchinger, S., Crawford, S.E., Du Pasquier, D., Hamers, T., Hettwer, K., Hilscherová, K., Hollert, H., Kase, R., Kienle, C., Tindall, A.J., Tuerk, J., van der Oost, R., Vermeirssen, E. et Neale, P.A. 2018. Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. Science of The Total Environment 628-629, 748-765.

Escher, B.I., Bramaz, N., Mueller, J.F., Quayle, P., Rutishauser, S. et Vermeirssen, E.L.M. 2008. Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. Journal of Environmental Monitoring 10(5), 612-621.

Fent, K. (2013) Ökotoxikologie, Umweltchemie - Toxikologie - Ökologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.

Ferrari, B.J.D., Vermeirssen, E., Simon, E., Bucher, T. et Santiago, S. 2017 Projet Kartox : Ecotoxicité des eaux issues d'exutoires karstiques évaluée à l'aide de tests in vitro et in vivo. Étude réalisée sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), Centre suisse d'écotoxicologie appliquée Eawag-EPFL, Lausanne.

Gee, P., Maron, D.M. et Ames, B.N. 1994. Detection and classification of mutagens: A set of base-specific Salmonella tester strains. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 91(24), 11606-11610.

Glauch, L. et Escher, B.I. 2020. The Combined Algae Test for the Evaluation of Mixture Toxicity in Environmental Samples. Environmental Toxicology and Chemistry 39(12), 2496-2508.

Gregorio, V., Buchi, L., Anneville, O., Rimet, F., Bouchez, A. et Chevre, N. 2012. Risk of herbicide mixtures as a key parameter to explain phytoplankton fluctuation in a great lake: The case of Lake Geneva, Switzerland. Ecotoxicology 21(8), 2306-2318.

Henneberg, A., Bender, K., Blaha, L., Giebner, S., Kuch, B., Kohler, H.R., Maier, D., Oehlmann, J., Richter, D., Scheurer, M., Schulte-Oehlmann, U., Sieratowicz, A., Ziebart, S. et Triebskorn, R. 2014. Are in vitro methods for the detection of endocrine potentials in the aquatic environment predictive for in vivo effects? Outcomes of the Projects SchussenAktiv and SchussenAktivplus in the Lake Constance Area, Germany. PLoS One 9(6), e98307.

Hoerger, C.C., Akhtman, Y., Martelletti, L., Rutler, R., Bonvin, F., Grange, A., Arey, J.S. et Kohn, T. 2014. Spatial extent and ecotoxicological risk assessment of a micropollutant-contaminated wastewater plume in Lake Geneva. Aquatic Sciences 76(S1), 7-19.

International Organization for Standardization 2008 Water quality -- Determination of chronic toxicity to *Ceriodaphnia dubia.* ISO 20665:2008.

International Organization for Standardization 2012a Water quality -- Determination of fresh water sediment toxicity to *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda). ISO 14371:2012.

International Organization for Standardization 2012b Water quality -- Determination of the genotoxicity of water and waste water -- Salmonella/microsome fluctuation test (Ames fluctuation test). ISO 11350:2012.

International Organization for Standardization 2018 Water quality — Determination of the estrogenic potential of water and waste water — Part 3: In vitro human cell-based reporter gene assay. ISO 19040-3:2018.

International Organization for Standardization 2019a Soil quality — Guidance on the choice and evaluation of bioassays for ecotoxicological characterization of soils and soil materials. ISO 17616:2019.

International Organization for Standardization 2019b Water quality — Determination of acute toxicity of water samples and chemicals to a fish gill cell line (RTgill-W1). ISO 21115:2019.

International Organization for Standardization 2022 Water quality — Calculation of biological equivalence (BEQ) concentrations. ISO 23196:2022, p. 18.

Ji, K., Liu, X., Lee, S., Kang, S., Kho, Y., Giesy, J.P. et Choi, K. 2013. Effects of non-steroidal anti-inflammatory drugs on hormones and genes of the hypothalamic-pituitary-gonad axis, and reproduction of zebrafish. Journal of Hazardous Materials 254-255(1), 242-251.

Jia, Y., Schmid, C., Shuliakevich, A., Hammers-Wirtz, M., Gottschlich, A., der Beek, T.A., Yin, D., Qin, B., Zou, H., Dopp, E. et Hollert, H. 2019. Toxicological and ecotoxicological evaluation of the water quality in a large and eutrophic freshwater lake of China. Science of the Total Environment 667, 809-820.

Junghans, M., Kunz, P. et Werner, I. 2013. Toxizität von Mischungen - Aktuelle praxisorientierte Ansätze für die Beurteilung von Gewässerproben. Aqua & Gas 5.

Junghans, M., Langer, M., Baumgartner, C., Vermeirssen, E. et Werner, I. 2019. Ökotoxikologische Untersuchungen: Risiko von PSM bestätigt - NAWA-SPEZ-Studie 2017 zeigt Beeinträchtigung von Gewässerorganismen. Aqua & Gas 99(4), 26-34.

Kidd, K.A., Blanchfield, P.J., Mills, K.H., Palace, V.P., Evans, R.E., Lazorchak, J.M. et Flick, R.W. 2007. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. Proc Natl Acad Sci U S A 104(21), 8897-8901.

Kienle, C., Beauvais, R., Casado-Martinez, M.C., Voisin, A.-S., Werner, I., Vermeirssen, E. et Ferrari, B. 2023a. Ökotoxikologische Biotests und Biomarker zur Beurteilung der Wasser- und Sedimentqualität. Aqua & Gas.

Kienle, C., Bramaz, N., Schifferli, A., Olbrich, D., Werner, I. et Vermeirssen, E. 2023b. Ökotoxikologische Beurteilung der Wasserqualität mit einer Biotestbatterie Aqua & Gas (4/23).

Kienle, C., Gauch, R., Vermeirssen, E. et Werner, I. 2015a Methoden zur Beurteilung der Wasserqualität anhand von ökotoxikologischen Biotests. Studie im Auftrag des BAFU, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL, Dübendorf.

Kienle, C., Kase, R., Schärer, M. et Werner, I. 2015b. Ökotoxikologische Biotests - Anwendung von Biotests zur Evaluation der Wirkung und Elimination von Mikroverunreinigungen. . Aqua & Gas 95(7/8), 18-26.

Kienle, C., Vermeirssen, E., Kunz, P. et Werner, I. 2018. Grobbeurteilung der Wasserqualität mit Biotests - Ökotoxikologische Biotests zur Beurteilung von abwasserbelasteten Gewässern. Aqua & Gas 98(4), 40-48.

Kienle, C., Vermeirssen, E.L.M., Schifferli, A., Singer, H., Stamm, C. et Werner, I. 2019. Effects of treated wastewater on the ecotoxicity of small streams – Unravelling the contribution of chemicals causing effects. PLOS ONE 14(12), e0226278.

Langer, M., Junghans, M., Spycher, S., Koster, M., Baumgartner, C., Vermeirssen, E. et Werner, I. 2017. Hohe Ökotoxikologische Risiken in Bächen. Aqua & Gas 97(4), 58-68.

Larras, F., Montuelle, B., Rimet, F., Chèvre, N. et Bouchez, A. 2014. Seasonal shift in the sensitivity of a natural benthic microalgal community to a herbicide mixture: Impact on the protective level of thresholds derived from species sensitivity distributions. Ecotoxicology 23(6), 1109-1123.

Larras, F., Rimet, F., Gregorio, V., Bérard, A., Leboulanger, C., Montuelle, B. et Bouchez, A. 2016. Pollution-induced community tolerance (PICT) as a tool for monitoring Lake Geneva long-term in situ ecotoxic restoration from herbicide contamination. Environmental Science and Pollution Research 23(5), 4301-4311.

Loizeau, J.L., Makri, S., Arpagaus, P., Ferrari, B., Casado-Martinez, C., Benejam, T. et Marchand, P. (2017) Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin Lémanique. Programme quinquennal 2011-2015. Campagne 2016 pp. 143-198, Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution – CIPEL,, Nyon, Suisse.

Maier, D., Blaha, L., Giesy, J.P., Henneberg, A., Kohler, H.R., Kuch, B., Osterauer, R., Peschke, K., Richter, D., Scheurer, M. et Triebskorn, R. 2015. Biological plausibility as a tool to associate analytical data for micropollutants and effect potentials in wastewater, surface water, and sediments with effects in fishes. Water Res 72(0), 127-144.

Morasch, B., Bonvin, F., Reiser, H., Grandjean, D., de Alencastro, L.F., Perazzolo, C., Chevre, N. et Kohn, T. 2010. Occurrence and Fate of Micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, Switzerland. Part Ii: Micropollutant Removal between Wastewater and Raw Drinking Water. Environmental Toxicology and Chemistry 29(8), 1658-1668.

Neale, P.A., Altenburger, R., Aït-Aïssa, S., Brion, F., Busch, W., de Aragão Umbuzeiro, G., Denison, M.S., Du Pasquier, D., Hilscherová, K., Hollert, H., Morales, D.A., Novák, J., Schlichting, R., Seiler, T.B., Serra, H., Shao, Y., Tindall, A.J., Tollefsen, K.E., Williams, T.D. et Escher, B.I. 2017. Development of a bioanalytical test battery for water quality monitoring: Fingerprinting identified micropollutants and their contribution to effects in surface water. Water Research 123, 734-750.

OECD 2013 Test No. 236: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test.

OECD 2021a Test No. 249: Fish Cell Line Acute Toxicity - The RTgill-W1 cell line assay.

OECD 2021b Test No. 455: Performance-Based Test Guideline for Stably Transfected Transactivation In Vitro Assays to Detect Estrogen Receptor Agonists and Antagonists.

OECD 2023 Test No. 458: Stably Transfected Human Androgen Receptor Transcriptional Activation Assay for Detection of Androgenic Agonist and Antagonist Activity of Chemicals.

Perazzolo, C., Morasch, B., Kohn, T., Smagnet, A., Thonney, D. et Chèvre, N. 2010. Occurrence and fate of micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, Switzerland. Part I: Priority list for environmental risk assessment of pharmaceuticals. Environmental Toxicology and Chemistry 29(8), 1649-1657.

Pieterse, B., Felzel, E., Winter, R., Van Der Burg, B. et Brouwer, A. 2013. PAH-CALUX, an optimized bioassay for AhR-mediated hazard identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) as individual compounds and in complex mixtures. Environmental Science and Technology 47(20), 11651-11659.

Schreiber, U., Quayle, P., Schmidt, S., Escher, B.I. et Mueller, J.F. 2007. Methodology and evaluation of a highly sensitive algae toxicity test based on multiwell chlorophyll fluorescence imaging. Biosensors & bioelectronics 22(11), 2554-2563.

Spiliotopoulos, D. 2019 Short test report: Ames MPF 98/100 Mutagenicity Assay using Salmonella typhimurium TA98 and TA100.

Spycher, S., Mangold, S., Doppler, T., Junghans, M., Wittmer, I., Stamm, C. et Singer, H. 2018. Pesticide Risks in Small Streams—How to Get as Close as Possible to the Stress Imposed on Aquatic Organisms. Environmental Science & Technology 52(8), 4526-4535.

Triebskorn, R., Amler, K., Blaha, L., Gallert, C., Giebner, S., Gude, H., Henneberg, A., Hess, S., Hetzenauer, H., Jedele, K., Jung, R.-M., Kneipp, S., Kohler, H.-R., Krais, S., Kuch, B., Lange, C., Loffler, H., Maier, D., Metzger, J., Muller, M., Oehlmann, J., Osterauer, R., Peschke, K., Raizner, J., Rey, P., Rault, M., Richter, D., Sacher, F., Scheurer, M., Schneider-Rapp, J., Seifan, M., Spieth, M., Vogel, H.-J., Weyhmuller, M., Winter, J. et Wurm, K. 2013. SchussenAktivplus: reduction of micropollutants and of potentially pathogenic bacteria for further water quality improvement of the river Schussen, a tributary of Lake Constance, Germany. Environmental Sciences Europe 25(1), 2.

Umbuzeiro, G.D.A., Rech, C.M., Correia, S., Bergamasco, A.M., Cardenette, G.H.L., Flückiger-Isler, S. et Kamber, M. 2010. Comparison of the Salmonella/microsome microsuspension assay with the new microplate fluctuation protocol for testing the mutagenicity of environmental samples. Environmental and Molecular Mutagenesis 51(1), 31-38.

Van der Linden, S.C., Heringa, M.B., Man, H.Y., Sonneveld, E., Puijker, L.M., Brouwer, A. et Van der Burg, B. 2008. Detection of multiple hormonal activities in wastewater effluents and surface water, using a panel of steroid receptor CALUX bioassays. Environmental Science and Technology 42(15), 5814-5820.

Van der Linden, S.C., von Bergh, A.R.M., van Vught-Lussenburg, B.M.A., Jonker, L.R.A., Teunis, M., Krul, C.A.M. et van der Burg, B. 2014. Development of a panel of high-throughput reporter-gene assays to detect genotoxicity and oxidative stress. Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis 760, 23-32.

van der Oost, R., Sileno, G., Suarez-Munoz, M., Nguyen, M.T., Besselink, H. et Brouwer, A. 2017. SIMONI (smart integrated monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part i-model design and effect-based trigger values. Environmental toxicology and chemistry / SETAC 36(9), 2385-2399.

Vermeirssen, E.L., Hollender, J., Bramaz, N., van der Voet, J. et Escher, B.I. 2010. Linking toxicity in algal and bacterial assays with chemical analysis in passive samplers deployed in 21 treated sewage effluents. Environmental Toxicology and Chemistry 29(11), 2575-2582.

Vermeirssen, E.L.M., Korner, O., Schonenberger, R., Suter, M.J.F. et Burkhardt-Holm, P. 2005. Characterization of environmental estrogens in river water using a three pronged approach: Active and passive water sampling and the analysis of accumulated estrogens in the bile of caged fish. Environmental Science & Technology 39(21), 8191-8198.

Wittmer, I. 2014. Schweizer Fliessgewässer mit vielen Pestiziden belastet. Aqua & Gas 3, 32-43.

ANNEXE 1. INFORMATIONS GÉNÉRALES SUR LA PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS

Les échantillons d'eau et le blanc de terrain ont été concentrés le 05 octobre 2023 par extraction en phase solide (SPE). A cet effet, ils ont été filtrés sur un filtre en fibre de verre (2.7 µm, type APFD 09050, Millipore, Billerica, MA, USA) dès leur arrivée au laboratoire, et le pH a été ajusté à 7.2 avec de l'HCl (1 M). La concentration des échantillons a été effectué comme suit : 1.5 L de chaque échantillon a été extrait à l'aide de cartouches Strata XL (Phenomenex). Un litre et demi d'eau Millipore tamponnée au phosphate (pH 7.2) a servi de blanc. L'échantillon a été élué des cartouches avec 2 ml d'acétone, 2 ml de méthanol et 3 ml d'acétone et les 7 ml de solvant ont été concentrés sous vide à 0.5 – 0.8 ml à l'aide d'un concentrateur Eppendorf (V-AL, 51 min, 30 °C). De l'éthanol a ensuite été ajouté pour atteindre un volume final de 1.5 ml. Les extraits finaux ont été conservés à -20 °C.

Tableau 10. Extraction en phase solide pour les bioessais.

Table 10. Solid phase extraction for bioassays.

Informations générales	
Type d'échantillon	Échantillons d'eau
Volume de l'échantillon	1500 ml d'eau de surface
Échantillon vierge	1500 ml d'eau ultrapure
Préparation de l'échantillon	
Filtration	Filtre en fibre de verre type APFD 09050 (2.7 µm) (Millipore)
Acidification	Avec HCl jusqu'à pH 7.2
Préparation de l'échantillon	
Concentration	Extraction en phase solide (SPE)
Cartouches SPE	Strata-XL (phase inversée polymérique de 100 µm, 500 mg / 6 ml) (Phenomenex : 8B-S043-HCH)
Conditionnement	5 ml d'acétone 5 ml de méthanol 5 ml d'eau ultrapure 5 ml d'eau ultrapure
Elution	2 ml d'acétone 2 ml de méthanol 3 ml d'acétone
Concentration	Sous vide jusqu'à environ 500 - 800 µL, puis ajouter jusqu'à 1000 µL avec de l'éthanol.
Facteur de concentration	1500 fois
Stockage	Dans l'obscurité, à -20°C

ANNEXE 1. INFORMATIONS SUPPLEMENTAIRES SURS LES BIOESSAIS APPLIQUÉ

Bioessais avec des échantillons d'eau concentrés

PANEL CALUX® POUR LA DÉTECTION DE LA TOXICITÉ CELLULAIRE ET DES MODES D'ACTION SPÉCIFIQUES

Les tests CALUX® sont réalisés sur une lignée cellulaire humaine. Il s'agit de tests d'activation des récepteurs pour la détection de substances à activité hormonale et d'autres substances toxiques. Une variante de ce test, le ERα-CALUX®, est une méthode sensible et bien établie pour la détection de l'activité œstrogénique dans les échantillons environnementaux, qui est certifiée ISO (ISO 19040-3) (Van der Linden et al., 2008).

Organisme testé

Les tests sont effectués avec la lignée cellulaire ostéosarcome humaine génétiquement modifiée U2OS. Outre le gène d'un récepteur hormonal spécifique, par exemple le récepteur humain des œstrogènes, le récepteur humain des androgènes, etc., les cellules utilisées contiennent un gène de luciférase qui est également lu lorsque le gène du récepteur hormonal est lu. Les cellules sont cultivées et distribuées par la société Biodetection Systems (BDS) aux Pays-Bas.

Principe et performance du test

Le test a été réalisé par BDS dans des plaques de microtitration à 96 puits selon la méthode de Van der Linden et al. (2008) et ISO (International Organization for Standardization, 2018). Les contrôles positifs sont énumérés dans le Tableau 2. Le milieu de croissance pur (milieu DF) avec 0.1 % du solvant DMSO a servi de contrôle solvant. Le contrôle positif et les extraits des échantillons environnementaux ont été testés en triplicats.

Les extraits d'échantillons (1000 fois concentré) ont été transférés dans du DMSO et concentrés par un facteur de 10 (nouveau : 10 000 fois concentré). À partir de cet extrait d'échantillon, des dilutions de 1:3, 1:10, 1:30 et 1:100 dans le DMSO ont été préparées. L'extrait d'échantillon non dilué et les dilutions ont été mélangés à 1:1000 avec le milieu d'essai avant d'être transférés sur la plaque d'essai. Ainsi, le facteur de concentration maximal pour les échantillons environnementaux dans les bioessais était de 10.

La veille du test, des plaques à 96 puits a été ensemencées avec des cellules et du milieu DF. Après 24 h d'incubation (37 °C, 5 % CO_2), le milieu a été remplacé par du milieu contenant les extraits à tester (0.1 % DMSO). Après une nouvelle incubation de 24 h (37 °C, 5 % CO_2), les cellules ont été examinées au microscope pour détecter les effets cytotoxiques (changements morphologiques visibles des cellules, réduction de la densité cellulaire ou mort cellulaire). Les dilutions d'échantillons présentant de tels effets ont été exclues de l'évaluation. Le milieu a ensuite été retiré et les cellules ont été lysées dans 30 µL de tampon de lyse au Triton. L'activité de l'enzyme luciférase, qui convertit la protéine luciférine en générant de la lumière, a été mesurée à l'aide d'un luminomètre (par exemple Lucy 2, Anthos, Autriche) et rapportée en unités de lumière relative (RLU).

TEST DE FLUCTUATION D'AMES POUR LA DÉTECTION DE LA MUTAGÉNICITÉ

Le test de fluctuation d'Ames est utilisé pour détecter la mutagénicité, c'est-à-dire les effets mutagènes héréditaires. Il est sensible, normalisé, largement utilisé et fait l'objet d'un développement continu (International Organization for Standardization, 2012b ; Umbuzeiro et al., 2010).

Organisme testé

Le test est réalisé avec la bactérie *Salmonella typhimurium*. Le test utilise un mutant qui a été génétiquement modifié de manière à ce qu'il ne puisse pas produire l'acide aminé histidine, dont la bactérie a besoin pour se développer. Toutefois, si des substances mutagènes sont présentes dans un échantillon, la bactérie peut muter à nouveau et retrouver la capacité de produire de l'histidine. Ces bactéries peuvent alors se multiplier dans le milieu de culture sans histidine. Deux souches de bactéries ont été utilisées dans le test : TA98 et TA100. Toutes deux présentent des modifications génétiques différentes (TA98 : Substitution de paires de bases (échange de paires de bases d'ADN) et TA100 : mutation par déplacement de trame (déplacement du cadre de lecture de l'ADN)). Cela permet d'évaluer le type d'effet mutagène de l'échantillon d'eau. Le test a été réalisé avec et sans ajout d'enzymes hépatiques de rat (mélange S9) pour simuler la transformation et l'activation ou la désactivation des substances par les enzymes métaboliques.

Principe et performance du test

Le test a été éffectué par Xenometrix AG dans des plaques de microtitration à 384 puits selon la méthode de Gee et al. (1994).

Avant l'essai, 10 µl d'extrait ont été transférés dans le solvant DMSO. Les échantillons ont été testés en trois exemplaires dans des séries de dilution 1:2 avec un facteur de concentration maximal de 20. Le solvant DMSO a servi de contrôle négatif et trois agents mutagènes (2-nitrofluorène (2-NF), 4-nitroquinoline N-oxyde et 2-aminoanthracène (2-AA)) de contrôles positifs (trois répétitions chacun).

Le jour du test, la culture bactérienne (25 µL/puits (TA98) ou 12.5 µL/puits (TA100)) a été incubée dans des plaques à 24 puits avec un milieu d'exposition contenant une quantité limitée d'histidine (215 µL/puits (TA98) ou 227.5 µL/puits (TA100)), chacun avec ou sans mélange S9) et l'échantillon à tester (10 µL chacun) pendant 90 minutes sur un agitateur à 37 °C et 250 rpm. Ensuite, 2.6 ml de milieu indicateur sans histidine, dans lequel seules les bactéries rétro-mutées peuvent se développer, ont été ajoutés à chaque puits et mélangés. Ce mélange a été réparti en aliquots de 50 µl sur des plaques à 384 puits (48 puits par échantillon). Le milieu indicateur contenait également un colorant indicateur de pH qui passe du violet au jaune lorsque les bactéries se développent, c'est-à-dire lorsque des mutations rétroactives se produisent.

Les bactéries ont ensuite été incubées à 37 °C pendant 48 h. Après cette période, le nombre de puits (jaunes) contenant des bactéries rétro-mutées a été compté. Plus le nombre de puits contenant des bactéries rétro-mutées est élevé, plus l'activité mutagène des polluants ou des échantillons environnementaux étudiés est importante. Outre l'effet mutagène, une éventuelle cytotoxicité des extraits d'eaux a également été étudiée.

Pour plus d'informations sur la procédure expérimentale, voir (Spiliotopoulos, 2019).

TEST COMBINÉ SUR LES ALGUES POUR ÉVALUER LE PHOTOSYSTÈME II ET L'INHIBITION DE LA CROISSANCE

Organisme testé

Le test est réalisé avec l'algue verte unicellulaire *Raphidocelis subcapitata* (anciennement *Pseudokirchneriella subcapitata*). Les algues ont été obtenues auprès de la Collection allemande de micro-organismes et de cultures cellulaires (DSMZ, Allemagne).

Principe et performance du test

Le test a été réalisé dans des plaques de microtitration à 96 puits au Centre Ecotox, tel que décrit par Escher et al. (2008). L'herbicide diuron a été utilisé comme substance de référence et l'éthanol comme contrôle négatif. Le diuron et les échantillons environnementaux ont été testés en duplicat dans une série de dilutions de 1:3 dans huit puits (80 µL/puits). La concentration initiale de diuron dans le test était de 1,3 x 10^{-6} M ou 310 µg/L. 80 µL d'extrait d'échantillon ont été pipetés dans chaque puits. Après évaporation complète du solvant, la référence et les échantillons ont été redissous dans 150 µL de milieu et 150 µL de culture d'algues ont été ajoutés à chaque puits. Le facteur de concentration maximal pour les échantillons environnementaux dans le test des algues était donc de 267.

L'inhibition de la photosynthèse a été mesurée par le rendement quantique effectif (Y) à l'aide d'un appareil *maxi-imaging PAM* (pulse amplitude modulation) (Walz, Allemagne) après 2 h (voir également Escher et al. (2008) et (Schreiber et al., 2007)). La croissance des algues a été enregistrée en mesurant l'absorbance à 685 nm dans un photomètre pour microplaques (Synergy 4, Biotek, USA) à 0, 2, 24 h et à deux moments entre 2 et 24 h. La densité des algues a également été mesurée par photométrie afin de déterminer les taux de croissance. L'absorbance de la lumière à 685 nm est proportionnelle à la teneur en chlorophylle A des algues et donc au nombre de cellules dans le milieu.

Bioessais avec des échantillons d'eau natifs

ESSAI DE CONTACT DES SÉDIMENTS AVEC LES OSTRACODES

Organisme testé

Le test a été réalisé sur l'espèce d'ostracode *Heterocypris incongruens,* un consommateur primaire qui vit dans ou à la surface des sédiments et qui est exposé aux contaminants via l'eau interstitielle et les particules de sédiments. Le test a été réalisé conformément à la norme ISO 14371:2012 (International Organization for Standardization, 2012a).

Principe et performance du test

Le test de toxicité pour les ostracodes a été réalisé par Soluval Santiago à l'aide de l'Ostracod Toxkit™ F (MicroBioTests, Gand, Belgique) et en mode screening avec un nombre réduit de concentrations et de réplicats. Les kystes d'ostracodes ont été placés dans une boîte de Pétri contenant 10 mL d'eau douce standard (dureté moyenne de l'eau) 52 h avant le test et incubés à 25 °C sous éclairage continu. Après 48 h, les kystes éclos ont été nourris avec une solution de spiruline et incubés pendant 4 h supplémentaires.

Pour tester les échantillons d'eau, le protocole standard a été adapté et des sédiments de référence ont été ajoutés aux échantillons d'eau : dans des plaques de microtitrage à 6 puits, 2 mL d'échantillon d'eau et 1 mL de sédiment de référence ont été ajoutés à chaque puits. Ensuite, 2 mL de suspension d'algues (*Scenedesmus* spp. remis en suspension dans l'échantillon d'eau) ont été ajoutés. Enfin, 10 ostracodes fraîchement éclos ont été transférés dans chaque puits de la plaque de microtitrage. La longueur d'au moins 10 ostracodes supplémentaires a été mesurée au début de l'essai à l'aide d'un stéréomicroscope et du logiciel approprié (microscope Nikon et appareil photo Zeiss). Pour chaque échantillon d'eau, 6 réplicats, c'est-à-dire 6 puits, ont été testés. Les plaques de microtitration ont été incubées dans l'obscurité à 25 °C pendant 6 jours.

À la fin de l'exposition, les ostracodes survivants ont été collectés et immobilisés avec une solution de Lugol. Ils ont ensuite été comptés par puits et transférés sur une lame de verre pour la mesure de la longueur. La longueur a été convertie en croissance (différence entre la longueur à la fin et au début de l'exposition) et l'inhibition de la croissance a été calculée suivant l'Equation 2.

Equation 2 :

$$inhibition\ de\ la\ croissance\ (\%\ par\ rapport\ au\ contrôle) = 100 - \frac{L_S}{L_c} \times 100$$

L_S et L_C sont les longueurs moyennes du corps des ostracodes vivants dans l'eau testée (L_S) et dans le sédiment de contrôle (L_C), respectivement. De plus amples informations sur l'essai sont fournies dans le Tableau .

Tableau 11. Conditions expérimentales selon ISO 14371:2012

Table 11. Experimental conditions in accordance with ISO 14371:2012

Paramètres	**Conditions**
Espèce	*Heterocypris incongruens*
Type de test	Statique, subchronique
Température	25 ± 1 °C
Lumière	non
Récipient d'essai	Plaque de microtitration à 6 puits
Volume de l'échantillon	1000 µL
Supernageant	2 mL d'eau douce standard + 2 mL de solution algale
Taille des organismes	Ostracodes fraîchement éclos (150-250 µm)
Nombre d'organismes / réplicats	10
Nombre de répétitions / échantillons	6
Alimentation	*Solution de Spirulina platensis* 4 h avant l'exposition/le début du test, microalgues vertes (*Scenedesmus* spp.) pendant le test

Aération	aucune
Durée du test	6 jours
Paramètres de toxicité	Mortalité et inhibition de la croissance
Critères de validité des contrôles	Survie ≥ 80 % et facteur de croissance ≥ 1,5
Sédiment contrôle	Sédiment de référence d'Ostracodtoxkit F

TEST DE REPRODUCTION CERIODAPHNIA DUBIA

Organisme testé

Le test a été réalisé sur la puce d'eau *Ceriodaphnia dubia,* un consommateur primaire vivant dans des eaux douces stagnantes. Les effets sur la survie et la reproduction de la puce d'eau ont été déterminés lors d'un test de toxicité chronique de 8 jours (inhibition de la reproduction conformément à la norme ISO/CD 20665 (International Organization for Standardization, 2008) et AFNOR T90-376 (AFNOR, 2000)).

Principe et performance du test

Milieu : Le test a été réalisé par Soluval Santiago avec une légère modification des normes : Le milieu de contrôle ou de dilution était constitué d'un mélange de ¼ d'eau minérale Evian, ¼ de milieu Elendt M4 (Elendt et Bias, 1990) et ½ eau déionisée correspondant à une eau modérément dure supplémentée en sélénium et vitamine B12. Le régime alimentaire était constitué d'un mélange de levure, d'une suspension digérée d'aliment pour poisson (flocons TetraMin®) et d'algues vertes (*Raphidocelis subcapitata* et *Chlorella* sp.).

Exposition des organismes testés : Les organismes d'essai ont été obtenus à partir d'une culture de laboratoire (Soluval Santiago, Couvet, CH). Les juvéniles (âgés de moins de 24 h et ayant tous le même âge au début du test à 8 h près) ont été exposés aux différents échantillons pendant 8 jours maximum dans un système statique avec des changements d'eau réguliers. En outre, une préparation de contrôle a été évaluée avec 24 réplicats. Les échantillons ont été testés à une seule concentration (90 %). Tous les tests ont été effectués à 25 ± 1°C dans une chambre climatique avec une intensité d'éclairage de 300 à 500 lux et un rythme lumière/obscurité de 16:8 heures.

Critères d'évaluation/observations : La survie des mères et le nombre de petits ont été déterminés quotidiennement à chaque changement d'eau. Les caractéristiques physicochimiques des échantillons (pH, oxygène dissous (mg/L) et conductivité électrique (µS/cm)) ont été mesurées à l'arrivée des échantillons au laboratoire, à 4 - 5 moments pendant l'essai et à la fin de l'essai.

TEST DE TOXICITÉ AIGUË POUR LES EMBRYONS DE POISSON (FET)

Organisme testé

Le test a été effectué sur des embryons et des larves de poisson zèbre (*Danio rerio*). Les effets sur le développement et la survie des organismes ont été déterminés dans un test de toxicité aiguë de 4 jours conformément à Ligne directrice de l'OCDE 236 (OECD, 2013). Le test a été réalisé avec des embryons fraîchement pondus d'une souche de *Danio rerio de* type sauvage (souche Eawag WM), élevés en interne à l'âge de 14 mois.

Principe et performance du test

L'objectif de ce test était de déterminer la toxicité aiguë et sublétale de l'échantillon d'eau environnemental pour les stades embryonnaires du poisson zèbre. Des embryons de poisson zèbre nouvellement fécondés ont été exposés aux échantillons pendant une période de 120 h. Jusqu'à cinq observations apicales ont été enregistrées toutes les 24 h en tant qu'indicateurs de létalité (voir Tableau 12). À la fin de la période d'exposition, la toxicité aiguë a été déterminée sur la base d'un résultat positif dans l'une des quatre observations apicales létales enregistrées, et la valeur de la CL_{50} a été calculée. En outre, des paramètres sublétaux ont été enregistrés à chaque observation (voir Tableau 12). Si un ou plusieurs effets sublétaux ont été observés dans un embryon, celui-ci a été considéré comme impacté. Le pourcentage d'effets sublétaux (CE_{50}) a été calculé sur la base du nombre d'embryons survivants.

Tableau 12. Critères d'évaluation létaux et sublétaux du test de toxicité aigüe pour les embryons de poisson. hpf = heures après la fécondation.

Table 12. Lethal and sublethal evaluation criteria for the fish embryo toxicity test. hpf = hours after fertilisation.

Durée d'exposition	24 hpf	48 hpf	72 hpf	96 hpf	120 hpf
Aucun effet létal observé	x	x	x	x	x
Eclosion	x	x	x	x	x
Non disponible (par exemple, embryon perdu)	x	x	x	x	x
Indicateurs de létalité / observation macroscopique					
Coagulation	x	x	x	x	x
Pas de formation de somites	x	x	x	x	x
Queue non détachée	x	x	x	x	x
Absence de battements cardiaques		x	x	x	x
Absence d'éclosion**					x
Critères d'évaluation sublétaux / observation macroscopique					
Retard général de développement / croissance	x	x	x	x	x
Malformation de la tête	x	x	x	x	x
Malformation de la queue	x	x	x	x	x
Développement oculaire modifié	x	x	x	x	x
Structure de l'axe modifiée	x	x	x	x	x
Déformations du vitellus	x	x	x	x	x
Œdème du cœur		x	x	x	x
Œdème du vitellus	x	x	x	x	x
Mouvements incontrôlés/ tremblements	x	x	x	x	x
Pas de pigmentation					x
Pas de réaction suite à un stimulus	x	x	x	x	x

**Copié de la ligne directrice de l'OCDE 236 : "*Les taux d'éclosion de tous les groupes de traitement et de contrôle doivent être enregistrés à partir de 48 h et faire l'objet d'un rapport. Bien que l'éclosion ne soit pas un critère d'évaluation utilisé pour le calcul de la CL_{50}, elle garantit l'exposition de l'embryon sans fonction de barrière potentielle du chorion et, à ce titre, peut aider à l'interprétation des données." L'exposition jusqu'à 120 h n'est pas conforme à la ligne directrice de l'OCDE, dans laquelle la durée de l'essai est fixée à 96 h. Pour une exposition de 120 h, il est suggéré de considérer l'absence d'éclosion comme un critère létal. Par conséquent, l'absence d'éclosion est incluse dans le calcul de la CL_{50} à 120 hpf.*

Pour les échantillons d'eau, la dilution minimale efficace (*least ineffective dilution*, LID) (dilution qui n'est pas significativement différente du contrôle négatif) a également été calculée pour les effets létaux et sublétaux.

Contrôles : L'exposition à 4 mg/L de 3,4-dichloroaniline a été utilisée comme contrôle positif et l'exposition à l'eau de dilution a été utilisée comme contrôle négatif.

Exposition des organismes d'essai

Concentrations d'essai : Cinq dilutions contenant respectivement 100, 80, 60, 40 et 20 % de l'échantillon d'eau, ainsi qu'un contrôle (eau de dilution uniquement) ont été utilisés pour les tests et préparés comme indiqué dans le Tableau 13.

Tableau 13. Préparation des séries de dilution de l'échantillon d'eau.

Table 13. Preparation of water sample dilution series.

Conc. Nr :	Concentration de l'échantillon d'eau (%)	Échantillon d'eau ajouté (mL)	Eau de dilution (mL)
1	100	100	0
2	80	40	10
3	60	30	20
4	40	20	30
5	20	10	40

Pré-exposition des embryons : La température des dilutions de l'échantillon a été ajustée à la température du test (26 ± 1 °C). Ensuite, 5 mL de toutes les concentrations d'essai ont été transférés dans une boîte de Petri pour la pré-exposition des embryons. Les embryons fécondés ont ensuite été transférés des boîtes de Petri de préexposition à la plaque à 24 puits et 2 mL de la solution d'exposition respective ont été ajoutés par puits.

Contrôle positif 3,4-dichloroaniline : Une solution mère de 1,5 mg de 3,4-dichloroaniline avec 15 mL d'eau de dilution d'embryon a été préparée dans un flacon en verre de 20 mL le jour précédant le test. La concentration finale obtenue était de 100 mg/L. Le jour du test, une dilution de 4 mg/L a été préparée en mélangeant 4 mL de solution mère avec 96 mL d'eau de dilution. Cette dilution a été utilisée pour les tests de pré-exposition et les tests FET finaux.

ÉVALUATION DES DONNÉES POUR LES ESSAIS SUR LES OSTRACODES, LES PUCES D'EAU ET LES EMBRYONS DE POISSON ZÈBRE (FET)

Des analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de GraphPad Prism (version 9.4.1) pour identifier les éventuelles différences significatives entre les échantillons d'eau testés et les contrôles. La distribution normale des données a d'abord été testée (test de Shapiro-Wilk). Si les données étaient normalement distribuées, les données pour les échantillons individuels / concentrations d'échantillons ont été analysées à l'aide d'une analyse de variance (one-way ANOVA). Si cette analyse était significative, les effets mesurés dans les échantillons d'eau ont été comparés au contrôle respectif (test de comparaisons multiples de Dunnett). Dans le cas d'une distribution non-normale des données, un test non paramétrique de Kruskal-Wallis suivi d'un test de comparaison multiple de Dunn ont été utilisés pour tester les effets significatifs des échantillons d'eau par rapport au contrôle correspondant.

ESSAI SUR LA LIGNÉE CELLULAIRE DE POISSON

Conservation et traitement des échantillons

Avant les tests, chaque échantillon d'eau a été caractérisé pour un certain nombre de paramètres généraux de l'eau. L'osmolalité a été ajustée par l'ajout de composants du milieu d'exposition des cellules (principalement des sels) afin de fournir aux cellules un environnement isotonique (remarque : cela entraîne une dilution de l'échantillon d'eau de 5 %). Les échantillons ont ensuite été filtrés afin d'éviter les interférences avec les micro-organismes.

Principe du test

L'essai RTgill-W1 (truite arc-en-ciel - *Oncorhynchus mykiss*) sur la lignée cellulaire branchiale permet de détecter la toxicité aiguë des échantillons d'eau. La toxicité est évaluée en mesurant la fluorescence de trois colorants indicateurs sur le même ensemble de cellules après exposition à une gamme de dilutions des échantillons. L'AlamarBlue, le CFDA-AM et le Neutral Red sont utilisés pour mesurer l'activité métabolique, l'intégrité de la membrane cellulaire et l'intégrité des membranes des lysosomes, respectivement. Les résultats sont exprimés en % de viabilité cellulaire par rapport à un contrôle non traité. Si une diminution de la viabilité cellulaire en fonction de la dilution est détectée avec les trois colorants indicateurs, l'échantillon est considéré comme très toxique.

Une diminution des valeurs de fluorescence de seulement un ou deux colorants indicateurs indique un effet sublétal.

Performance des tests (selon ISO 14371:2012)

Chaque échantillon est testé de deux manières. Une plaque de test contenant les cellules RTgill-W1 est exposée à une série de dilutions de l'échantillon d'eau, en utilisant le milieu d'exposition des cellules comme diluant. Comme de nombreux échantillons d'eau ne présentent pas de toxicité aiguë, une deuxième plaque est testée avec les cellules RTgill-W1 exposées à un échantillon d'eau non dilué, enrichi d'une série de dilutions du produit chimique de contrôle positif, la 3,4-dichloroaniline (3,4-DCA). Une fourchette d'acceptation de la toxicité du 3,4-DCA est établie sur la base des concentrations effectives de ce composé qui entraînent une réduction de 50 % de la viabilité cellulaire (valeur CE_{50}), mesurée à l'aide des trois colorants indicateurs. Outre le fait qu'il indique le bon fonctionnement de la procédure d'essai en cas de toxicité faible ou nulle de l'échantillon d'eau, ce contrôle positif est également utilisé pour détecter d'éventuels effets de matrice dus à des composants non définis de l'échantillon d'eau. Une atténuation de la toxicité est indiquée par un déplacement de la courbe de réponse à la concentration de 3,4-DCA vers la droite de la plage d'acceptation ; un déplacement vers la gauche indique que l'échantillon d'eau induit une toxicité sublétale pour les cellules qui est renforcée par le stress supplémentaire du 3,4-DCA.

Tous les cinq échantillons, un test supplémentaire est effectué avec une gamme de concentrations de 3,4-DCA dans un milieu d'exposition cellulaire standard défini en utilisant une plaque de test séparée pour le contrôle de la performance de l'essai (contrôle positif dans le milieu d'exposition cellulaire standard défini). Tableau 14 présente une vue d'ensemble des étapes de préparation et d'exécution de l'essai. Des détails supplémentaires peuvent être trouvés dans les rapports d'essai correspondants (aQuaTox-Solutions, 2022d ; 2023a ; b).

Tableau 14. Étapes de la préparation et de l'exécution du essai sur la lignée cellulaire RTgill-W1

Table 14. Steps for preparing and performing the assay on the RTgill-W1 cell line

	Plaque pour tester l'échantillon d'eau en dilutions	**Plaque pour tester un échantillon d'eau à 100 % avec la gamme de concentration du contrôle positif**
Préparation	Une série de dilutions de l'échantillon d'eau ajusté avec le milieu d'exposition des cellules a été préparée.	Une série de dilutions de la solution stock de 3,4-DCA dans le DMSO a été préparée et chaque concentration a été dissoute 1:200 dans l'échantillon d'eau ajusté (teneur finale en DMSO : 0.5 %).
Concentrations testées	6 dilutions contenant respectivement 100, 80, 60, 40, 20 et 10 % de l'échantillon d'eau, ainsi qu'un contrôle (milieu d'exposition cellulaire uniquement) ont été utilisées pour les essais.	5 concentrations d'essai comprises entre 100 et 6.25 mg/L dans l'échantillon d'eau et 2 contrôles solvants (échantillon d'eau ou milieu d'exposition cellulaire avec DMSO uniquement) ont été utilisées pour les essais dans une série de dilution 1:2.
Système de test	Cellules de la lignée RTgill-W1 (truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*) de passage 106 dans des plaques à 24 puits. Chacun des 3 puits répliqués a reçu 2 ml de l'échantillon à tester.	
Conditions d'exposition	19 ± 1 °C dans l'obscurité	
Durée du test	24 h	
Période expérimentale	19 au 20 janvier 2023	
Installation d'essai	aQuaTox Solutions Ltd Else-Züblin Strasse 11, CH-8404 Winterthur	

Évaluation des données

Toutes les analyses de données ont été effectuées à l'aide du logiciel sécurisé Gen5© (Agilent, États-Unis), conçu et validé pour ce type d'étude. Tout d'abord, les données brutes de fluorescence (unités arbitraires) obtenues ont été utilisées pour calculer la toxicité en pourcentage de la viabilité cellulaire par rapport au contrôle respectif. Les unités de fluorescence moyennes correspondantes du "contrôle sans cellules" ont été soustraites des unités de fluorescence de chaque puits de la plaque d'essai correspondante.

Pour chaque puits réplicat de chaque concentration d'essai, le pourcentage de viabilité cellulaire par rapport au contrôle respectif a été calculé. Par conséquent, la moyenne des unités de fluorescence du contrôle a été fixée à 100 % (indiquant que 100 % des cellules sont viables) et la viabilité cellulaire correspondante a été calculée selon l'Equation 3.

Equation 3 :

$$\%\ viabilité\ cellulaire = \frac{unités\ fluo.chemical\ x\ 100\%}{unités\ fluo.\ contrôle\ respectif}$$

La moyenne et l'écart-type du % de viabilité cellulaire pour chaque concentration testée ont ensuite été calculés, et le % de viabilité cellulaire a été utilisé pour déterminer la courbe concentration-réponse. Un ajustement de la courbe concentration-effet a été effectué (régression non linéaire sigmoïdale), avec des limites inférieure (0,0) et supérieure (100,0), à partir desquelles les valeurs de l'CE_{50} ont été calculées.

La plus petite dilution inefficace (PDI) est le facteur de dilution le plus faible pour lequel les effets se sont avérés inférieurs au seuil spécifique. Pour cette étude, un seuil d'effet de 10 % par rapport au contrôle a été utilisé.

ANNEXE 2. RÉSULTATS DU TEST DU PANEL CALUX® ET DU TEST COMBINÉ ALGUES

Tableau 15. Résultats du panel CALUX®. TEQ = équivalent acétate de tributylétain, EEQ = équivalent 17ß-estradiol, FEQ = équivalent flutamide, CEQ = équivalent curcumine, NEQ = équivalent nicardipine, BaP EQ = équivalent Benzo[a]pyrène, PFOA EQ = équivalent acide perfluoroctanique, TCDD EQ = équivalent 2,3,7,8-Tétrachlordibenzodioxine, LOQ = limite de quantification, en vert : valeurs < valeur seuil basée sur l'effet, en rouge : valeurs ≥ valeur seuil basée sur l'effet. n.d. non disponible, LOQ = limit de quantification.

Table 15. CALUX® panel results. TEQ = tributyltin acetate equivalent, EEQ = 17ß-estradiol equivalent, FEQ = flutamide equivalent, CEQ = curcumin equivalent, NEQ = nicardipine equivalent, BaP EQ = Benzo[a]pyrene equivalent, PFOA EQ = perfluoroctanic acid equivalent, TCDD EQ = 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin equivalent, LOQ = limit of quantification, green: values < effect-based threshold value, red: values ≥ effect-based threshold value. n.a. not available, LOQ = limit of quantification.

				Cytotox-CALUX®		ERα-CALUX®		Anti-AR-CALUX®		Nrf2-CALUX®		PXR-CALUX®		PAH-CALUX®		TTR-CALUX®		DR-CALUX®	
Site d'échantillonnage	Type d'échantillonnage	Exemple de code	Date d'échantillonnage	TEQ (µg/L)	LOQ	EEQ (ng/L)	LOQ	FEQ (µg/L)	LOQ	CEQ (µg/L)	LOQ	NEQ (µg/L)	LOQ	BaP EQ (ng/L)	LOQ	PFOA EQ (µg/l)	LOQ	TCDD EQ (pg/L)	LOQ
Baie de Vidy	Échantillon composite	Cip_1	04.10.2022	< LOQ	0.41	0.88	0.06	<LOQ	4.0	10	5.9	<LOQ	3.3	9.50	0.56	0.32	0.45	<LOQ	1.0
Delta de la Dranse	Échantillon composite	Cip_2	04.10.2022	< LOQ	0.38	<LOQ	0.058	<LOQ	7.0	5.9	5.9	<LOQ	3.6	8.2	0.83	0.58	0.45	<LOQ	1.0
SHL2	Échantillon composite	Cip_3	04.10.2022	< LOQ	0.39	<LOQ	0.058	<LOQ	7.0	<LOQ	5.9	<LOQ	4.0	4.3	0.87	0.59	0.45	<LOQ	1.0
Blanc de terrain	Blanc	FB	04.10.2022	< LOQ	0.38	<LOQ	0.058	<LOQ	7.0	<LOQ	5.9	<LOQ	3.6	1.9	0.82	<LOQ	0.45	<LOQ	1.0
SPE blanc		SPE blanc		< LOQ	0.39	<LOQ	0.058	<LOQ	7.00	<LOQ	5.9	<LOQ	4.0	1.70	0.84	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
			EBS			0.4		14.4		10		5.4		62.1		3		50	

Tableau 16. Résultats de l'essai combiné sur les algues. PSII-DEQ = concentration équivalente de diuron pour l'inhibition de la PSII, croissance-DEQ = concentration équivalente de diuron pour l'inhibition de la croissance, LOQ = limite de quantification. en vert : valeurs < valeur de déclenchement basée sur l'effet, en rouge : valeurs ≥ valeur de déclenchement basée sur l'effet.

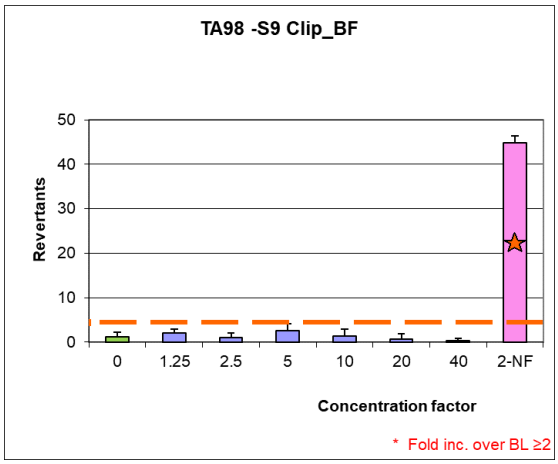
Table 16. Results of the combined algae test. PSII-DEQ = diuron equivalent concentration for PSII inhibition, Growth-DEQ = diuron equivalent concentration for growth inhibition, LOQ = limit of quantification. green: values < effect-based trigger value, red: values ≥ effect-based trigger value.

				2h PSII-DEQ$_{bio}$		**24h Croissance-DEQ$_{bio}$**	
Site d'échantillonnage	**Type d'échantillonnage**	**Exemple de code**	**Date d'échantillonnage**	**(ng/L)**	**LOQ**	**(ng/L)**	**LOQ**
Baie de Vidy	Prélèvement avec une bouteille intégratrice	Cip_1	04.10.2022	7.02	1.70	21.89**	23.24
Delta de la Dranse	Prélèvement avec une bouteille intégratrice	Cip_2	04.10.2022	7.81	1.70	<LOQ	23.24
SHL2	Échantillon composite	Cip_3	04.10.2022	8.37	1.70	<LOQ	23.24
Blanc de terrain	Blanc	FB	04.10.2022	0.49*	1.70	29.72**	23.24
SPE blanc		B		<LOQ	2.30	9.46	14.89
			EBS	70		130	
				* < 10 % d'effet		**< 20 % d'effet	

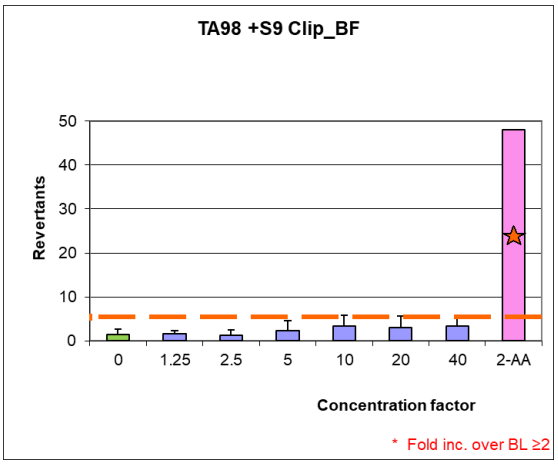
ANNEXE 4. RÉSULTATS DU TEST DE FLUCTUATION D'AMES

Validité du test

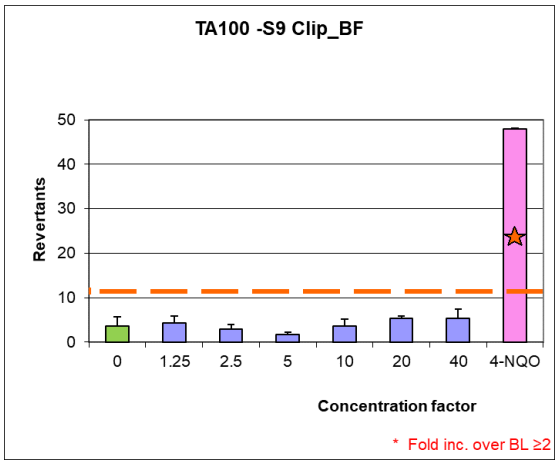
Blanc de terrain, souche TA98 -S9



Blanc de terrain, souche TA98 +S9



Blanc de terrain, souche TA100 -S9



Blanc de terrain, souche TA100 +S9

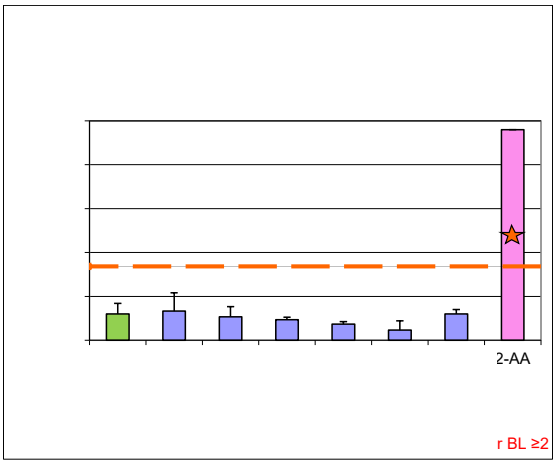


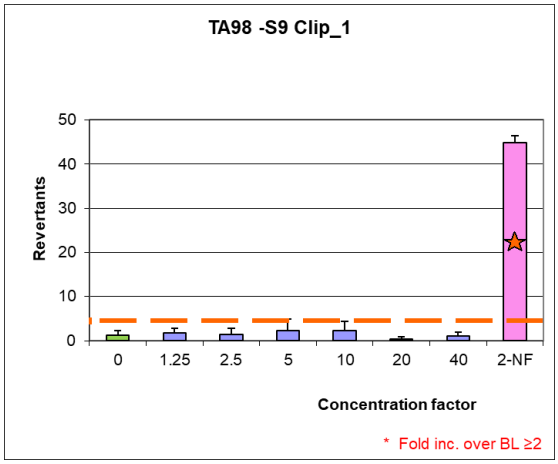
Figure 10. Test de fluctuation d'Ames : Aperçu de l'apparition de la mutagénicité dans le blanc de terrain chez la souche TA98 +/-S9 et chez la souche TA100 +/-S9. Moyenne ± écart-type. n = 3 par concentration d'essai, n = 12 pour les contrôles négatif et positif, 2-AA = 2 amino anthracène, 2-NF = 2 nitrofluorène, 4-NQO 4-nitroquinolone, étoile = différence significative par rapport au contrôle.

Figure 10. Ames fluctuation test: Overview of the appearance of mutagenicity in the field blank in strain TA98 +/-S9 and in strain TA100 +/-S9. Mean ± standard deviation. n = 3 per test concentration, n = 12 for negative and positive controls, 2-AA = 2 amino anthracene, 2-NF = 2 nitrofluorene, 4-NQO 4-nitroquinolone, star = significant difference from control.

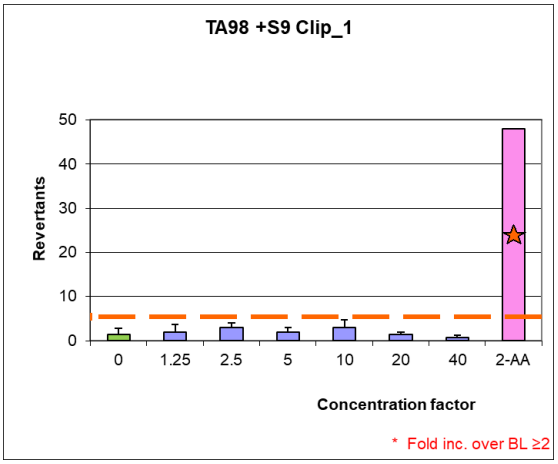
Évaluation des échantillons - Baie de Vidy

Les échantillons de la Baie de Vidy n'ont pas induit de mutagénicité chez les souches TA98 et TA100, que ce soit avec ou sans le mélange S9 (Figure 11). Le nombre de révertants aux différents niveaux de dilution est resté inférieur au seuil de mutagénicité (≥ 2 fois la valeur de référence) et aucune courbe de réponse à la dose n'a été observée. Le doublement par rapport au niveau de base était plus élevé pour la souche TA100 que pour la souche TA98, ce qui a également été observé dans des projets antérieurs et correspond aux attentes pour cette souche particulière.

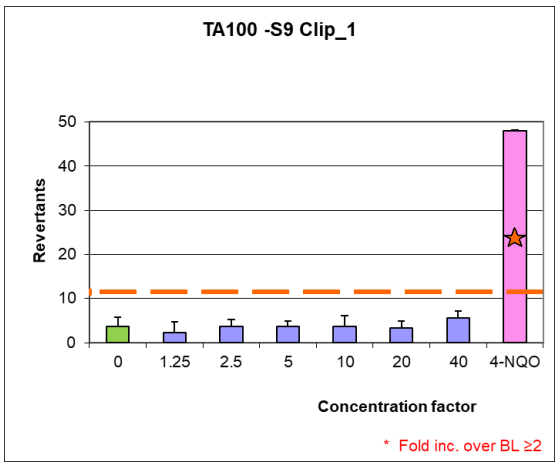
Baie de Vidy, souche TA98 -S9



Baie de Vidy, souche TA98 +S9



Baie de Vidy, souche TA100 -S9



Baie de Vidy, souche TA100 +S9

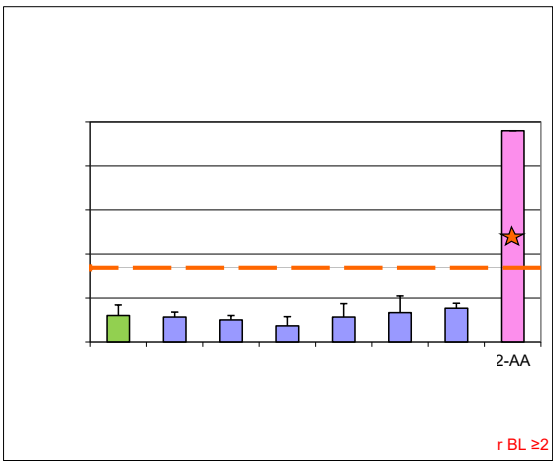


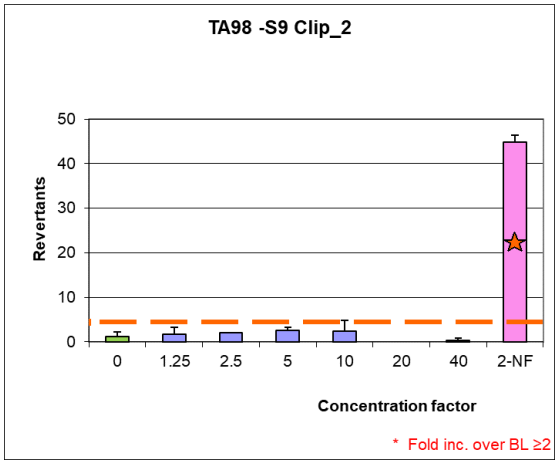
Figure 11. Test de fluctuation d'Ames : Aperçu de l'apparition de la mutagénicité dans un échantillon de la Baie de Vidy pour la souche TA98 +/-S9 et la souche TA100 +/-S9. Moyenne ± écart-type. n = 3 par concentration d'essai, n = 12 pour les contrôles négatif et positif, 2-AA = 2 amino anthracène, 2-NF = 2 nitrofluorène, 4-NQO 4-nitroquinolone ; étoile = différence significative par rapport au contrôle.

Figure 11. Ames fluctuation test: Overview of the appearance of mutagenicity in a sample from Vidy Bay for strain TA98 +/-S9 and strain TA100 +/-S9. Mean ± standard deviation. n = 3 per test concentration, n = 12 for negative and positive controls, 2-AA = 2 amino anthracene, 2-NF = 2 nitrofluorene, 4-NQO 4-nitroquinolone ; star = significant difference from control.

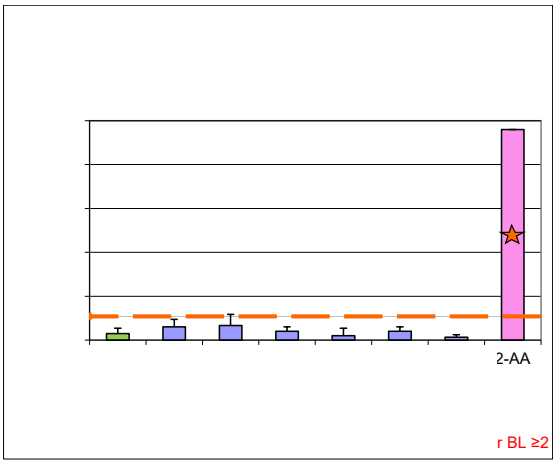
Évaluation des échantillons - Delta de la Dranse

Aucune mutagénicité n'a été détectée dans les souches TA98 et TA100 de l'échantillon Delta de la Dranse (Figure 12). Pour la multiplication par 2 par rapport au niveau de base, les mêmes observations ont été faites que pour le blanc de terrain et l'échantillon de la Baie de Vidy. Aucune courbe concentration-effet n'a été observée.

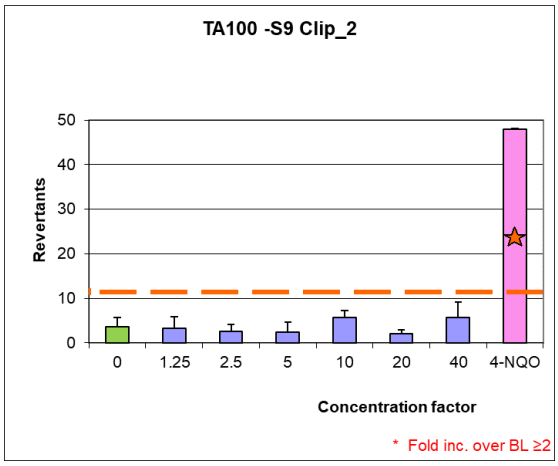
Delta de la Dranse, souche TA98 -S9



Delta de la Dranse, souche TA98 +S9



Delta de la Dranse, souche TA100 -S9



Delta de la Dranse, souche TA100 +S9

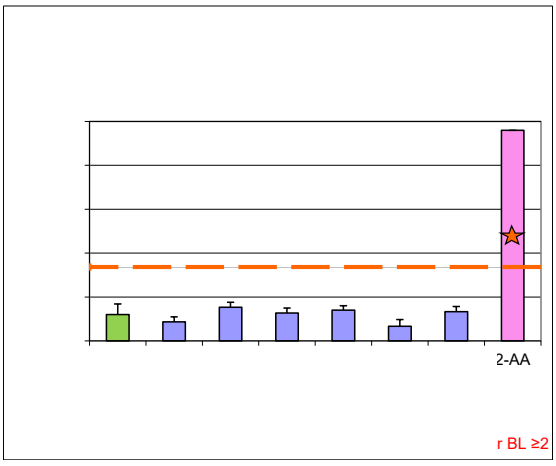


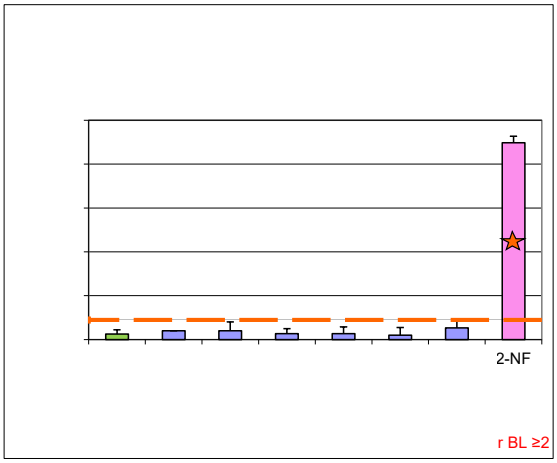
Figure 12. Test de fluctuation d'Ames : Aperçu de l'apparition de la mutagénicité dans un échantillon du Delta de la Dranse pour la souche TA98 +/-S9 et la souche TA100 +/-S9. Moyenne ± écart-type. n = 3 par concentration d'essai, n = 12 pour les contrôles négatif et positif, 2-AA = 2 amino anthracène, 2-NF = 2 nitrofluorène, 4-NQO 4-nitroquinolone ; étoile = différence significative par rapport au contrôle.

Figure 12. Ames fluctuation test: Overview of the occurrence of mutagenicity in a sample from the Dranse Delta for strain TA98 +/-S9 and strain TA100 +/-S9. Mean ± standard deviation. n = 3 per test concentration, n = 12 for negative and positive controls, 2-AA = 2 amino anthracene, 2-NF = 2 nitrofluorene, 4-NQO 4-nitroquinolone ; star = significant difference from control.

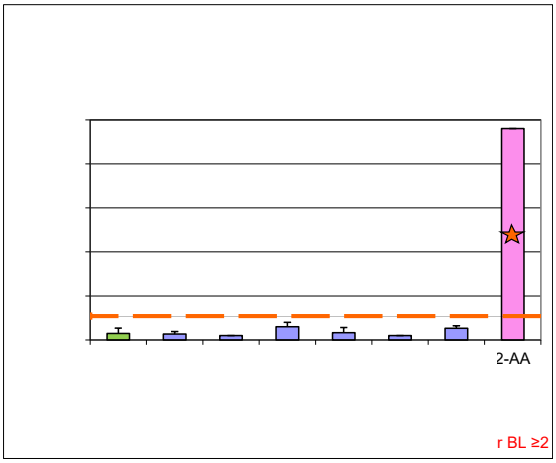
Évaluation des échantillons - SHL2

L'échantillon de SHL2 était négatif pour les deux souches (Figure 13). Là encore, le niveau de base de 2 fois et l'absence de courbe concentration-effet étaient cohérents avec les autres données.

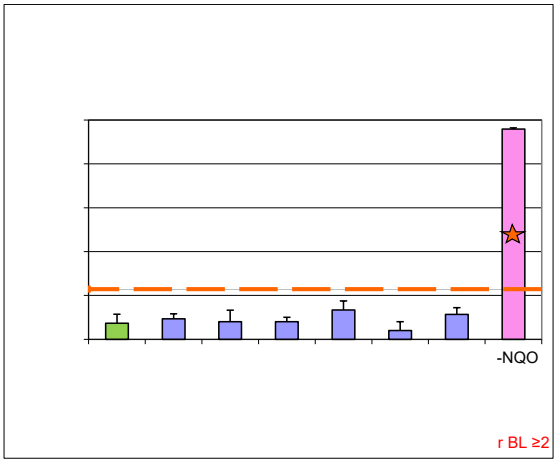
SHL2, souche TA98 -S9



SHL2, souche TA98 +S9



SHL2, souche TA100 -S9



SHL2, souche TA100 +S9

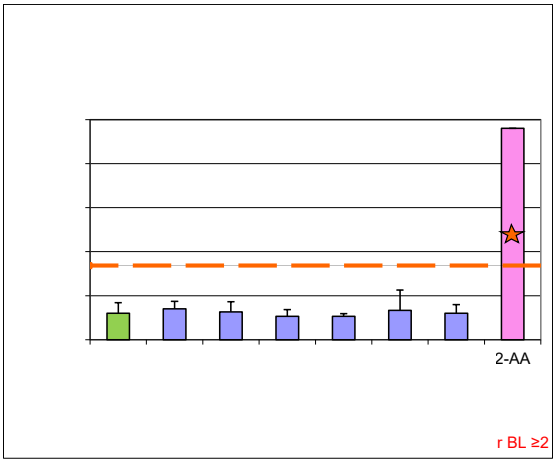


Figure 13. Test de fluctuation d'Ames : Aperçu de l'apparition de la mutagénicité d'un échantillon de SHL2 dans la souche TA98 +/-S9 et dans la souche TA100 +/-S9. Moyenne ± écart-type. n = 3 par concentration d'essai, n = 12 pour les contrôles négatif et positif, 2-AA = 2 amino anthracène, 2-NF = 2 nitrofluorène, 4-NQO 4-nitroquinolone ; étoile = différence significative par rapport au contrôle.

Figure 13. Ames fluctuation test: Overview of the appearance of mutagenicity in a sample of SHL2 in strain TA98 +/-S9 and in strain TA100 +/-S9. Mean ± standard deviation. n = 3 per test concentration, n = 12 for negative and positive controls, 2-AA = 2 amino anthracene, 2-NF = 2 nitrofluorene, 4-NQO 4-nitroquinolone ; star = significant difference from control.

ANNEXE 5. RAPPORT D'ESSAI POUR LE TEST DE CONTACT AVEC LES SÉDIMENTS AVEC *HETEROCYPRIS INCONGRUENS*

Test Ostracodes - ***OstracodToxkit F***
Heterocypris incongruens
Longueurs à 6 jours [en µm]

Origine : CIPEL
Type d'échantillon : Eau

Echantillons : A / B / C
Date : 10.04.2022

Enregistrement n° : 8862
Début de l'essai : 10.10.2022

Effectué par : *SS*
Remarques : x = mort
oo = vivant, non mesurable

Contrôle initial		
209.2	207.0	208.0
206.0	206.4	210.4
205.1	201.9	206.6
206.1	207.6	214.7
212.7	203.6	201.0
211.4	203.5	194.0
211.1	206.7	202.7
Moyenne		***206.5***
écart-type		*4.6*
		2.2%

		Contrôle (sédiment de référence)						Eau A - SHL2						Eau B - Dranse					
	Répl.	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
	1	653.3	653.7	606.6	667.8	655.3	669.7	446.1	648.4	675.2	655.1	656.9	831.1	661.8	626.3	633.3	651.1	652.4	662.1
	2	669.2	593.2	593.3	653.7	654.4	627.2	661.6	647.8	657.2	649.7	916.4	608.9	643.2	644.9	596.6	654.0	653.4	654.3
	3	877.0	613.7	634.1	658.1	896.9	658.9	598.5	649.3	652.6	646.7	654.6	573.8	889.8	587.6	652.6	662.6	619.5	646.3
	4	649.6	628.2	653.3	662.2	649.4	671.4	687.2	653.1	637.5	641.5	660.5	646.9	659.2	633.0	599.3	647.0	623.3	849.0
	5	615.6	644.6	666.7	923.2	658.8	671.1	616.2	873.6	647.3	656.6	616.6	656.4	657.4	650.4	652.6	637.5	648.3	650.1
	6	677.6	657.9	650.1	664.7	888.1	661.9	643.9	816.9	652.7	653.0	651.2	661.0	608.4	640.1	658.9	654.6	848.4	609.4
	7	660.6	654.0	658.5	656.3	873.1	647.7	654.0	641.2	644.9	664.7	644.9	848.6	651.1	646.8	648.2	651.2	648.7	875.4
	8	662.4	835.6	656.8	663.8	624.8	617.6	655.6	654.5	654.6	654.1	633.2	634.8	887.2	649.3	502.3	642.7	655.0	858.4
	9	660.8	595.5	649.5	614.1	633.2	667.2	664.6	649.5	869.9	662.0	663.4	642.7	834.6	656.9	654.4	662.1	639.1	600.8
	10	654.5	x	604.8	661.5	oo	639.8	643.8	647.1	655.7	651.5	659.7	654.3	672.6	655.7	oo	605.9	oo	760.3
Mortalité (%)			1 / 60 =	**1.7%**					0 / 60 =	**0.0%**					0 / 60 =	**0.0%**			
Longueur moyenne, par puits		678.1	652.9	637.4	682.5	726.0	653.3	627.1	688.1	674.8	653.5	675.7	675.9	716.6	639.1	622.0	646.9	665.4	716.6
Longueur moyenne (tous puits)				***671.7***	±	*31.6*	*4.7%*			***665.9***	±	*22.0*	*3.3%*			***667.8***	±	*40.3*	*6.0%*
Croissance moyenne, par puits		471.6	446.5	430.9	476.1	519.5	446.8	420.7	481.7	468.3	447.0	469.3	469.4	510.1	432.6	415.6	440.4	458.9	510.1
Croisance moyenne (tous puits)				***465.2***	±	*31.6*				***459.4***	±	*22.0*				***461.3***	±	*40.3*	
Croissance / Inhibition moy. (%)				**100%**	(Facteur croissance = 2,3)					**98.7%**	/	**1.3%**				**99.2%**	/	**0.8%**	

		Eau C - Vidy					
	Répl.	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
	1	599.1	673.8	676.4	864.8	883.8	835.7
	2	888.2	659.5	651.9	852.4	648.2	648.5
	3	661.9	920.3	596.3	660.4	647.1	683.6
	4	653.3	670.8	653.0	877.9	606.2	761.4
	5	867.0	660.9	622.5	872.0	662.7	896.0
	6	645.7	667.5	581.0	643.6	651.8	865.4
	7	652.2	892.5	873.5	659.0	662.6	643.1
	8	870.1	679.0	850.6	636.5	893.7	846.9
	9	612.1	656.7	899.6	671.4	666.8	911.0
	10	647.5	x	900.4	oo	647.3	860.7
Mortalité (%)			1 / 60 =	**1.7%**			
Longueur moyenne, par puits		709.7	720.1	730.5	748.7	697.0	795.2
Longueur moyenne (tous puits)				***733.5***	±	*35.0*	*4.8%*
Croissance moyenne, par puits		503.3	513.7	524.0	542.2	490.6	588.8
Croisance moyenne (tous puits)				***527.1***	±	*35.0*	
Croissance / Inhibition moy. (%)				**113%**	/	**-13.3%**	

Critères de validité pour sédiment de référence :
Mortalité ≤ 20% ☑
Facteur croissance > 1,5 ☑

Contrôles : facteur croissance = 2.25

Inhibition de la croissance (%)
Inhibition ≤ 15%
16% ≤ Inhibition ≤ 30%
31% ≤ Inhibition ≤ 45%
Inhibition ≥ 46%

Couvet, 24-10-2022
S. Santiago

ANNEXE 6. RAPPORT D'ESSAI POUR LE TEST DE REPRODUCTION AVEC CERIODAPHNIA DUBIA

Soluval Santiago
Analyses environnementales
Rue Edouard-Dubied 2 Tél: 032 863 43 60
CH - 2108 COUVET e-mail: ssantiago@bluewin.ch

Bioessais de toxicité
Résumé des résultats

Identification

Origine : *Le Léman - CIPEL*
Type d'échantillon : *Colonne d'eau*
Echantillonnage : ❑ *instantané* ☑ *composite*

Date : *04 - 10 - 2022*
Echantillons : *A. Haut Lac SHL2*
B. Dranse
C. Baie Vidy

Remarques : Mode screening (nombre réduit de concentrations testées)

Destinataire : *Mme. Cornelia KIENLE*
Société : *Centre ecotox*
Addresse : *CH - 8600 Dübendorf*
Plan d'analyse(s) : *Ceriodaphnia*

Date de réception : *06 - 10 - 2022*
Enregistrement n°: *8862*
Responsable : *S. Santiago*

Ceriodaphnia dubia
(ISO 20665 ; AFNOR T90-376 ; Environnement Canada SPE 1/RM/21)

Organisme : *Ceriodaphnia dubia (IFAF-Cemagref)*
PP béchers (25 ml); 25±1°C; 0,4±0,1 Klux (photopér.16h:8h)
Dilution : milieu AFNOR T90-376 modifié; nour. *A, Y, xt.T*

Date : 06 - 10 - 2022
Effectué par : SS
Contrôlé par :

Toxicité chronique : inhibition de la croissance de population à 7 jours

Echantillon n° / Concentration		Mortalité à 7 jours	Nombre de néonés ; ♀ = mère morte ; ⊙ = + œuf non éclos — Réplicats				Σ néon.	Moyenne	Ec.-type	Croissance (%)	Inhibition (%)
Contrôles (milieu synthétique = milieu de dilution)		0 / 24 = 0 %	18 17 18 19 16 19	18 19 17 19 18 18	15 19 16 18 19 18	19 20 19 18 19 18	434	18.1	1.2 = 6.5%	100%	0%
A. SHL2 *04-10-2022*	90.0%	0 / 12 = 0 %	14 19 17	15 19 18	18 17 18	18 15 19	207	17.3	1.7	95.4%	4.6%
B. Dranse *04-10-2022*	90.0%	0 / 12 = 0 %	19 14 22	19 21 14	18 19 21	19 14 19	219	18.3	2.8	100.9%	-0.9%
C. Vidy *04-10-2022*	90.0%	0 / 12 = 0 %	18 21 19	19 19 21	20 19 19	18 21 19	233	19.4	1.1	107.4%	-7.4%

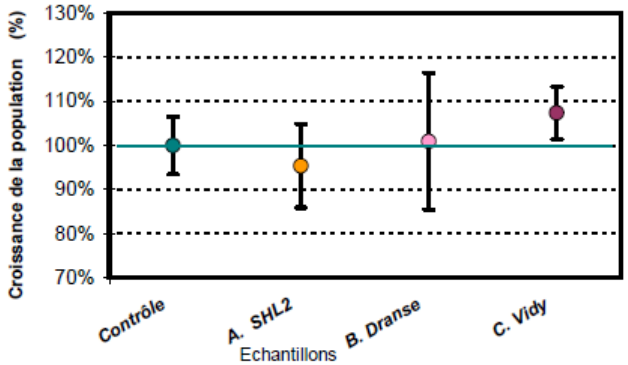
Remarques : *pH : contrôles = 7,4 ; A = 7,4 ; B = 7,5 ; C = 7,5 ;*
conductivité électrique [µS/cm] : *contrôle = 325 ; A = 285 ; B = 280 ; C = 280 µS/cm.*

Conclusions - Commentaires

A. SHL2 (04-10-22) : ☛ *Non toxique*
B. Dranse (04-10-22) : ☛ *Non toxique*
C. Vidy (04-10-22) : ☛ *Non toxique*
Aucune mortalité à 7 jours ;
pas d'inhibition statistiquement significative de la reproduction

Essais valides ☑ oui - ❑ non

Contrôles (à 7 jours) :
Mortalité des mères ≤ 20% ☑
Proportion de mâles ≤ 20% ☑
Min. 3 portées pour ≥ 60% de mères survivantes ☑
Moyenne de néonés par mère survivante ≥ 15 ☑



MSD = Minimum statistical difference
(% d'inhibition par rapport au contrôle) :
7,3 %

S. Santiago

Couvet, 28-10-2022 1 / 1

PLA'STOCK – ÉTUDE DU STOCK DE MICROPLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LÉMAN

PLA'STOCK - STUDY OF MICROPLASTIC STOCKS ON THE SHORES OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2023

Alexis POCHELON[1], Raphaëlle JUGE[1], Roger ERISMANN, Serge STOLL[2], Matthieu Coster[3]

[1]ASSOCIATION POUR LA SAUVEGARDE DU LÉMAN (ASL) - RUE DES CORDIERS 2, CH-1207 GENÈVE
[2]UNIVERSITÉ DE GENÈVE, INSTITUT DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT ET DPT. F.-A. FOREL DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EAU, BD. CARL-VOGT 66, 1205 GENÈVE
[3]COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN – CHANGINS, CASE POSTALE 1080, CH – 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

Issue d'une collaboration entre la CIPEL, l'ASL et l'Université de Genève, l'étude de science participative « Pla'stock », a permis d'estimer les quantités de plastiques présentes sur les plages du Léman en 2021 et 2022. Répartis sur 25 plages, 217 échantillons de substrat ont été prélevés. Les microplastiques ont été extraits par flottaison dans une solution d'iodure de sodium et comptabilisés à l'aide d'une loupe binoculaires, permettant de déterminer une moyenne de 17'500 ± 19'100 particules de microplastiques (0.3 mm à 5 mm) par m^2, dont 75% de fibres textiles. Par ailleurs, plus de 100 bénévoles formés se sont mobilisés sur les 25 plages pour recenser les plastiques visibles à l'œil nu (ci-après macroplastique) selon un protocole strict lors de quatre sessions d'échantillonnage à intervalle de trois mois. La concentration moyenne en macroplastiques est de 3.42 ± 3.66 élément plastique par mètre linéaire. La majorité des éléments récoltés étaient fortement fragmentés et de petite taille (<2.5 cm). Les emballages de nourriture, les mégots de cigarettes et les pellets (granulés plastiques industriels) sont les trois éléments les plus souvent identifiés. Une grande variabilité est observable entre les différentes plages. Deux plages se démarquent des autres par leur abondance en déchets plastiques, tant pour les macroplastiques que les microplastiques : les plages des Grangettes et du Bouveret (Figure 1). Leur proximité avec l'embouchure du Rhône pourrait en être la cause.

ABSTRACT

The «Pla'stock » participatory science study, a collaboration in-between CIPEL, University of Geneva and ASL estimated the quantity of plastic on the beaches of Lake Geneva in 2021. 217 substrate samples from 25 beaches were analysed, giving an average of 17,500 ± 19,100 microplastic particles (0.3 mm to 5 mm) per square meter. 75% of the microplastic particles were textile fibers. In addition, over one hundred trained volunteers counted the macroplastic debris (fragments visible to the naked eye) across the same 25 beaches. This study followed a strict protocol over four sampling sessions at three-month intervals. The concentration of macroplastics was 3.42 ± 3.66 plastic elements per linear meter. The majority of the elements collected were small and highly fragmented – 0.5 to 2.5 cm. The three most common items were: food packaging, cigarette butts and pellets (granulated industrial plastic). There was a considerable difference between the different beaches. Two beaches with particularly high levels of both macroplastics and microplastics stood out from the rest - the beaches of Grangettes and Bouveret (Figure 1). Their proximity to the mouth of the Rhône could be the cause.

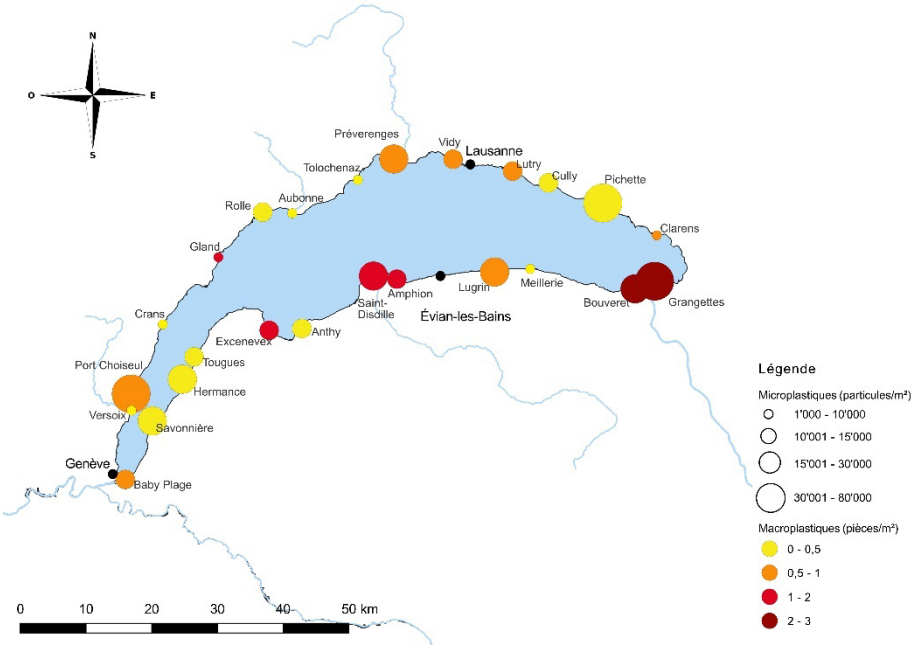


Figure 1. Synthèse des concentrations en plastiques sur les plages du Léman. Les plages du Bouveret et des Grangettes se démarquent fortement.

Figure 1. Summary of plastic concentrations on the shores of Lake Geneva. The beaches Le Bouveret and Les Grangettes stand out prominently.

1. INTRODUCTION

La problématique du plastique au niveau mondial représente un des enjeux environnementaux les plus importants du XXIème siècle. En 2011, une première étude de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL) a prouvé la présence de microplastiques dans les eaux lémaniques (Faure et al., 2014). L'apparition de cette catégorie de polluants a fait l'objet de plusieurs études (Osman et al., 2023) qui ont démontré que les microplastiques sont présents dans tous les compartiments de l'environnement. Le Léman, plus grand lac d'Europe par son volume, n'est pas épargné. Selon une étude mandatée par l'Association pour la Sauvegarde du Léman (ASL) en 2018 (Boucher et al., 2018), environ 50 tonnes de plastiques aboutissent dans le Léman chaque année. La grande majorité de ces derniers (60%) sont des microplastiques issus de l'abrasion des pneus sur les routes (Boucher et al., 2018). Pour autant, les particules de pneus sont bien souvent émises à des tailles trop petites pour être détectées par la méthodologie appliquée dans cette étude. Les emballages et le *littering* constituent une autre source importante de déchets plastiques (pas loin de 20%). La Commission Internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) a émis trois pistes de réflexion pour étudier la pollution du Léman par les microplastiques figurant dans son plan d'action 2021-2030 :

- Évaluer les apports de microplastiques au lac par les affluents et/ou via des déversements par temps de pluie.
- Surveiller les impacts sur l'écosystème lacustre (exposition de l'écosystème) au moyen d'analyses des tubes digestifs de poissons
- Évaluer le stock de plastiques sur les rives et les plages par une démarche participative.

Pour satisfaire à cette troisième orientation, la CIPEL a proposé à l'ASL de développer un projet d'étude pour quantifier les stocks de plastiques sur les plages du Léman.
L'étude proposée par l'ASL traite tant les micro- (<5 mm) que les macroplastiques. Dans le cadre de ce projet de recherche dit participatif, la société civile a été mise à contribution et s'est vu confier la partie de l'étude portant sur la récolte et la caractérisation des macroplastiques selon un protocole prédéterminé. Le but est de contribuer à la sensibilisation du grand public à la thématique de la pollution des eaux par les plastiques.
L'étude des microplastiques a, quant à elle, été menée conjointement par l'équipe scientifique de l'ASL et deux étudiantes réalisant leur travail de master à l'Université de Genève (UNIGE) au sein du groupe du Dr. Serge Stoll, spécialiste en physique et chimie de l'environnement (Département F.-A. Forel).

2. DEROULEMENT DU PROJET

L'exécution de l'étude des stocks de plastiques sur les plages lémaniques s'est déroulée en cinq phases présentées dans la Figure 2.

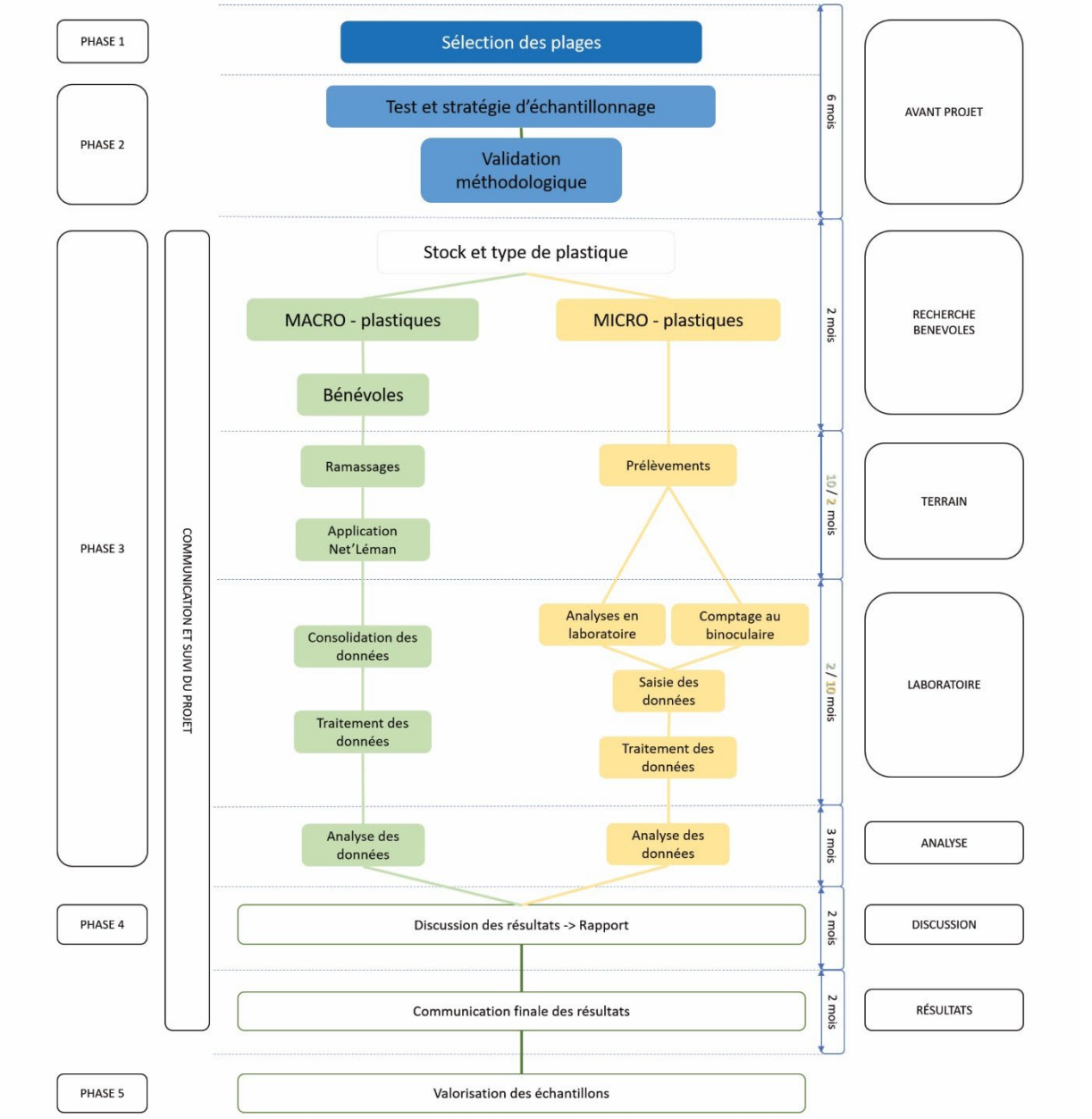


Figure 2. Organisation des différentes phases du projet Pla'stock. Les prélèvements des macroplastiques ont eu lieu entre février et novembre 2022. Les échantillons pour les microplastiques ont été prélevés en novembre 2021, puis traiter à l'UNIGE entre février 2022 et juin 2023 pour être comptabilisés à l'ASL entre mars 2022 et août 2023.

Figure 2. Organization of the different phases of the Pla'stock project. Macroplastic samplings took place between February and November 2022. Samples for microplastics were collected in November 2021, then processed at UNIGE between February 2022 and June 2023 for quantification at ASL between March 2022 and August 2023.

3. QUESTIONS DE RECHERCHE

3.1. MICROPLASTIQUES (300 µm À 5 mm)

L'élaboration du plan de recherche pour la caractérisation des stocks de plastique qui se sont déposés sur les plages du Léman est basée sur la formulation d'un certain nombre de questions et d'hypothèses.

3.1.1. QUESTIONS DE RECHERCHE

La nature, la forme, l'origine, la taille et l'abondance des microplastiques qui se déversent sur les plages du Léman présentent-elles des différences significatives selon les plages considérées ? Si oui, quels facteurs sont-ils susceptibles d'expliquer ces différences ?

Parmi ceux qui semblent être les plus déterminants en ce qui concerne les sites sur lesquels les prélèvements sont effectués, citons :

- la localisation, à savoir le lieu géographique et son environnement immédiatle profil de la rive : linéaire, baie plus ou moins ouverte
- l'exposition au soleil, aux vents, aux vagues
- la fréquentation par le public
- le degré d'urbanisation alentours
- le substrat sur la ligne d'eau et sur la plage

Comment se situent les résultats de cette étude par rapport à ceux d'autres travaux réalisés autour du Léman ou ailleurs en Suisse, en Europe ou dans le monde ?

3.2. MACROPLASTIQUES (> 2 mm)

3.2.1. QUESTIONS DE RECHERCHE

La nature, la forme, l'origine, la taille et l'abondance des macroplastiques qui se déversent sur les plages du Léman présentent-elles des différences significatives selon les plages considérées ? Si oui, quels facteurs sont-ils susceptibles d'expliquer ces différences ?

Parmi ceux qui semblent être les plus déterminants en ce qui concerne le site sur lequel les prélèvements sont effectués, citons :

- la localisation, à savoir le lieu géographique et son environnement immédiatle profil de la rive : linéaire, baie plus ou moins ouverte
- l'exposition au soleil, aux vents, aux vagues
- la fréquentation par le public
- le degré d'urbanisation alentours
- le substrat sur la ligne d'eau et sur la plage

Comment se situent les résultats de cette étude par rapport à ceux d'autres travaux réalisés autour du Léman ou ailleurs en Suisse, en Europe ou dans le monde ?

Si les déchets ne sont pas trop fragmentés, il est possible d'en déterminer la source. Il sera intéressant de définir quels sont les objets les plus fréquemment trouvés sur les plages ?

4. METHODES

Que ce soit pour les macro- ou les microplastiques, les méthodes de prélèvements et d'analyses ont été développées puis testées et validées par l'ASL. Elles sont majoritairement compatibles avec les protocoles scientifiques utilisés par les différentes études ayant traité de la même thématique en Europe (Gerdts, 2019) et au niveau helvétique (OFEV, 2021). La méthodologie pour les macroplastiques se démarque des autres études par la prise en compte du mètre carré comme unité de référence par rapport à d'autres études qui se basent sur le mètre linéaire de ligne d'eau. Ce choix a été effectué afin de pouvoir comparer les abondances par mètre carré entre les microplastiques et les macroplastiques. La méthodologie de prélèvements et d'analyses pour les microplastiques a été testée et choisie pour être compatible avec les protocoles d'autres études européennes pour des besoins de comparaison (Faure et al., 2014, Frei et al. 2021). Les méthodes ont été validées par le groupe de travail « Pla'stock » de l'ASL et le Conseil Scientifique de la CIPEL.

4.1. ZONE D'ETUDE

Sur la base du périmètre des rives défini par la CIPEL, les 200 km de rives du Léman ont été découpés en 25 tronçons de longueur équivalente (Figure 3) et au moins une plage a été choisie dans chacun de ces secteurs selon ses caractéristiques (type de substrat, fréquentation, degré d'urbanisation des alentours) et la diversité des milieux qui la constituent dans le but d'obtenir un échantillonnage représentatif de la réalité. Une partie des plages correspond à celles inventoriées dans le cadre de l'étude IQAASL (OFEV, 2021).

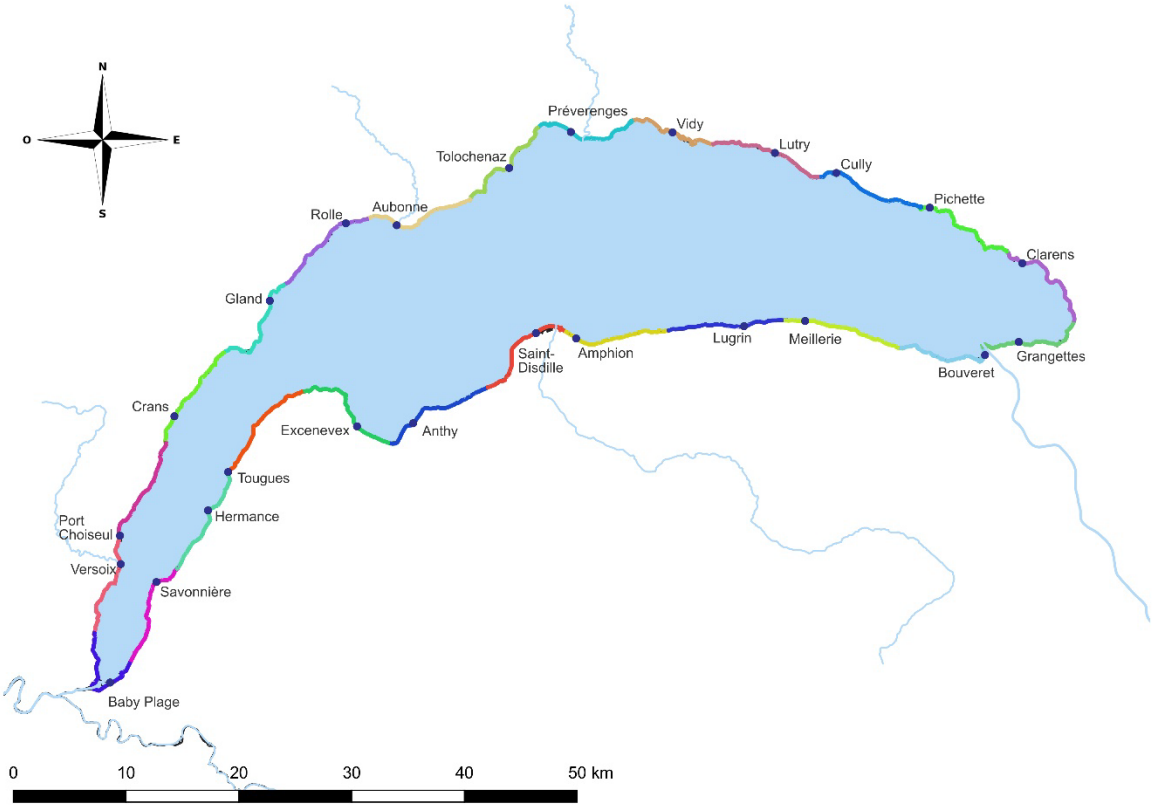


Figure 3. Séparation des 200 km de rives lémaniques en 25 secteurs pour le choix des 25 plages de l'étude.

Figure 3. Division of the 200 km of Lake Geneva shores into 25 sectors for the selection of the 25 study beaches.

Le choix s'est porté sur neuf grandes plages de plus de 80 m de long, neuf de 50 à 80 m et sept de 15 à 50 m. Les surfaces inventoriées varient entre 16 m^2 pour la plus petite et près de 2000 m^2 pour la plus grande. Au total, ce sont quatre plages de moins de 100 m^2, 15 de 100 à 500 m^2, cinq de 500 à 1100 m^2 et une de 1980 m^2 qui ont été investiguées. De plus, une attention particulière a été portée au substrat afin d'avoir une bonne répartition entre les plages de sable, de graviers et de galets. La séparation entre les différents substrats a été effectuée à l'œil en fonction de la granulométrie moyenne de la plage.

Chaque plage comprend deux sous-secteurs (Figure 4) :

1. la ligne d'eau (interface terre-eau + deux mètres de plage)
2. la plage sèche

A noter que la ligne d'eau se déplace au fil de l'année et des variations du niveau du lac.



Figure 4. Sous-secteurs des plages : 1) Ligne d'eau et 2) Plage sèche.

Figure 4. Sub-sectors of the beaches : 1) Waterline and 2) Dry beach.

4.2. RECOLTE, EXTRACTION ET IDENTIFICATION DES MICROPLASTIQUES

4.2.1. ECHANTILLONNAGE DES MICROPLASTIQUES

Les microplastiques, définis comme étant de taille inférieure à 5mm, ont été prélevés et analysés par les collaborateurs et collaboratrices de l'ASL ainsi que par les deux étudiantes de Master de l'Université de Genève. Un troisième travail de master en cours étudie les courants qui peuvent influencer le degré d'accumulation de microplastiques sur les plages.

La stratégie d'échantillonnage est inspirée de celle de Gerdts (2019). Sur chaque plage, une carotte de substrat est prélevée de manière aléatoire tous les 45 m^2 en moyenne à l'aide d'un profilé en métal de 10 cm de côté sur une profondeur de 5 cm (Figure 5). Cette profondeur correspond à celle utilisée dans le cadre d'études similaires (Faure et al., 2014 ; Imhof et al., 2018 ; Zbyszewski et al., 2014). Bien que concernant une unité de volume, il est usuel d'exprimer les résultats par surface. La méthode de prélèvement avec un profilé est adaptée de Bridson et al. (2020). La taille des carottes de 50 X 50 cm a été réduite à 10 X 10 cm afin de pouvoir augmenter le nombre d'échantillons analysés. La position géographique de chaque carotte est relevée au moyen d'un GPS. Les carottes sont transférées dans des boîtes de transport en verre et stockées à l'UNIGE en chambre froide à 4° C.

Les boîtes sont étiquetées de la manière suivante :

- Pays ;
- Région ;
- n° de station ;
- n° d'échantillon.

Les numéros d'échantillons sont définis de l'amont vers l'aval, à partir de la ligne d'eau Exemple : Baby Plage à Genève : CH GE 01.1 ; CH GE 01.2 ; CH GE 01.3 ; …

Au total, 235 échantillons de 500 cm^3 ont ainsi été prélevés en novembre 2021. Dans le cadre de l'études, seuls 217 échantillons ont été traités et comptabilisés. 18 sont conservés à l'Université de Genève en vue de futures études.



Figure 5. Prélèvement de 100 cm² de substrat (10 cm x 10 cm sur 5 cm de profondeur). Le profilé en métal est déposé en surface puis enfoncé à 5cm de profondeur. Le prélèvement est ensuite déposé dans une boîte de transport en verre et une feuille d'aluminium est placée entre l'échantillon et le couvercle pour éviter toutes contaminations.

Figure 5. Sampling of 100 cm² of substrate (10 cm x 10 cm by 5 cm deep). The metal corer is placed on the surface and pushed down to a depth of 5 cm. The sample is then placed in a glass transport box, and a sheet of aluminium is placed between the sample and the lid to prevent any contamination.

4.2.2. EXTRACTION ET COMPTABILISATION DES MICROPLASTIQUES

La manipulation des échantillons est effectuée dans de la verrerie rincée à l'eau ultrapure afin d'éviter toute nouvelle contamination par des plastiques (Bouzid et al). Dans un premier temps, les échantillons ont été séchés dans un four à 60 °C. Les plastiques ont ensuite été extraits par flottaisons dans une solution de Iodure de Sodium (NaI) à une densité de 1,7. Après 48 heures d'immersions, le surnageant est déposé sur des filtres en nitrate de cellulose avec une maille de 300 µm, puis placé dans une boîte en verre. Le matériel est constamment couvert de feuille d'aluminium pour éviter les contaminations. Les échantillons sont ensuite comptabilisés dans les locaux de l'ASL sous une cloche de Plexiglas®.

L'identification des microplastiques se fait à l'aide d'une loupe binoculaire au grossissement 40x en respectant les trois règles définies par Hidalgo-Ruz et al. (2013). A savoir :

- il ne doit pas y avoir de cellules ou de structures organiques visibles
- pour les fibres, l'épaisseur doit être constante sur toute la longueur (sous réserve de présence de matière organique)
- la coloration doit être homogène.

En suivant ces recommandations, les particules comptabilisées ont été réparties en trois grands groupes (Figure 6) :

- les fibres
- les particules souples (film, mousses)
- les particules dures (billes, fragments).

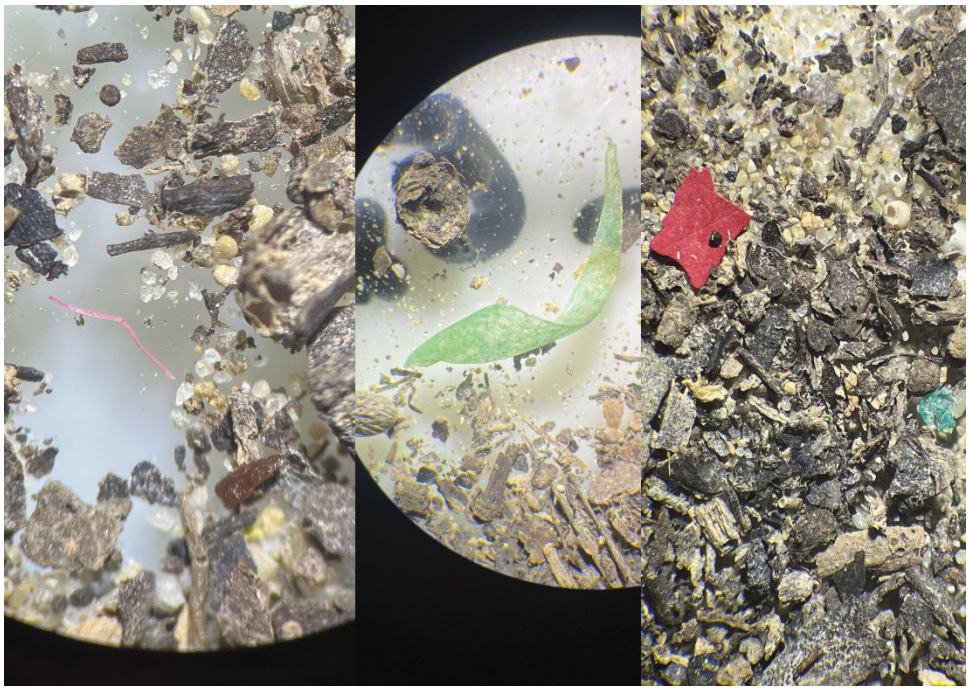


Figure 6. De gauche à droite : Fibre, particule souple et particule dure retrouvée lors de la comptabilisation.

Figure 6. From left to right : Fiber, soft particle, and hard particle found during the counting.

4.2.3. LIMITE DE L'APPROCHE METHODOLOGIQUE

Lors du traitement des échantillons à l'Université de Genève, de leur transport et de la comptabilisation à l'ASL des contaminations (manipulations en laboratoire, aériennes, outillage, vêtements...) peuvent intervenir. Des blancs de laboratoires ont donc été effectués (Tableau 1) en reproduisant toutes les étapes allant du traitement de l'échantillon avec le NaI à la comptabilisation aux locaux de l'ASL.

Tableau 1. Blancs de laboratoire effectués à l'UNIGE avec comptabilisation à l'ASL

Table 1. Laboratory blanks conducted at UNIGE with counting at ASL

Blancs	Fibres transparentes	Fibres noires	Fibres bleues	Fibres rouges
Blanc 1	15	4	0	2
Blanc 2	39	7	4	0
Blanc 3	4	5	5	0

A noter que seules des fibres ont été retrouvées dans les blancs. Ces résultats ne sont pas surprenants au vu des risques de contamination aérienne. Avec une moyenne de 28 particules retrouvées, la contamination reste plutôt basse en comparaison avec la moyenne de 189 particules par échantillons comptabilisée. Ces blancs ne sont pas soustraits aux comptabilisations effectuées.

4.3. RECOLTE, EXTRACTION ET IDENTIFICATION DES MACROPLASTIQUES

Un macroplastique est défini le plus souvent par la norme internationale comme étant un objet ou un fragment plastique plus grand que 5 mm. Pour autant, dans le cadre de cette étude, le terme macroplastique sera utilisé pour l'ensemble des plastiques visibles à l'œil nu. Il comprend donc les « grands » microplastiques entre 2 et 5 mm. La récolte et le recensement des macroplastiques ont été confiés à des personnes de la société civile, qui se sont spontanément inscrites pour se livrer à cette expérience de science participative. Une centaine de bénévoles très motivés ont ainsi appliqué un protocole scientifique précis sur les plages sélectionnées par l'ASL en respectant une surface et un temps de travail donné (30 secondes d'observation par m^2) (Tableau 2). Cette précision est nécessaire pour limiter le biais induit par le grand nombre d'observateurs et d'observatrices.

Tableau 2. Nombre de bénévoles mobilisés par plage et temps d'échantillonnage par secteurs.
Table 2. Number of volunteers mobilized per beach and sampling time per sector.

Plage	Surface plage (m^2)	Nombre de bénévoles	Temps total échantillonnage Ligne d'eau (min)	Temps total échantillonnage Plage sèche (min)
Amphion	436	4	49	169
Anthy-Séchex	245	2	28	95
Aubonne	375	4	40	148
Baby plage	513	5	58	199
Bouveret	538	5	50	219
Clarens	312	3	31	125
Crans	11	1	6	-
Cully	61	1	7	24
Embouchure Versoix	166	2	18	65
Excenevex	1977	17	87	901
Gland	31	1	8	8
Grangettes	321	3	37	123
Hermance	383	4	54	137
Lugrin	227	2	35	78
Lutry	325	3	40	122
Meillerie	14	1	7	-
Pichette	235	2	21	97
Port Choiseul	437	4	72	146
Préverenges	1123	10	76	486
Rolle	954	8	62	415
Saint-disdille	270	3	30	105
Savonnière	401	4	40	160
Tolochenaz	144	2	29	43
Tougues	536	5	46	222
Vidy	545	5	49	223

Le nombre d'intervenants, le secteur et le temps d'intervention doivent être rigoureusement respectés. En outre, la récolte des plus petits éléments (2 à 5 mm) demande une attention toute particulière.

Le protocole de collecte et de saisie a été établi d'après les référentiels du Guide sur la surveillance des déchets marins dans les mers européennes publié par la Commission européenne en 2013 (MSFD, 2013).

Son application permet de comparer les résultats obtenus sur les rives du Léman avec les autres études effectuées aux niveaux national et européen.

Le nombre de bénévoles envoyé sur chaque plage est proportionnel à sa taille. Des responsables ont été nommés pour chaque secteur sur la base du volontariat et se sont portés garants de la bonne application du protocole et donc de la robustesse des résultats. Au nombre de 33, ils ont été formés à l'encadrement du travail de terrain ainsi qu'à la méthode de tri et dénombrement des récoltes qu'ils ont effectués à leur domicile. Les plages sélectionnées dans le cadre de l'étude étant toutes des plages publiques, les grands macroplastiques (bouteilles, jouets de sables…) sont régulièrement ramassés par les services communaux.

4.3.1. ECHANTILLONNAGE MACROPLASTIQUE (> 2 mm)

La personne responsable de secteur accueille les bénévoles et leur transmet les informations sur le secteur à inventorier. Les macroplastiques récoltés dans les sous-secteurs (ligne d'eau et plage sèche) sont triés et comptabilisés séparément.

La collecte des éléments de macroplastiques a lieu au moyen d'un seau par bénévole ou de deux boîtes en plastique par personne responsable sur la surface de plage prédéterminée (Figure 7). Plus précisément il s'agit de récolter les objets et fragments déposés sur le sol, sans creuser, sur chacun des deux sous-secteurs :

Ligne d'eau : à partir de la limite eau/sol, une largeur de plage adjacente de 2 m de part et d'autre

Plage sèche : le reste de la plage

La collecte est exécutée par chaque groupe de bénévoles à une vitesse de 30 sec/m^2 sur l'ensemble du secteur (rythme lent permettant la récolte de très petits éléments). Cela signifie, par exemple, qu'une plage de 240 m^2, implique un travail de collecte de 2 heures, soit 30 minutes par personne pour un groupe de 4 bénévoles.

Chaque groupe de bénévoles se rend sur la plage qui lui est assignée une fois par saison durant une année. Les passages ont ainsi eu lieu en février-mars, avril-mai, juillet-août et octobre-novembre.



Figure 7. Récolte assidue des macroplastiques sur la plage de Préverenges. Photo ASL.

Figure 7. Diligent collection of macroplastics on Préverenges beach. Photo by ASL.

4.3.2. TRI ET COMPTABILISATION DES MACROPLASTIQUES

Les plastiques récoltés sont réunis par sous-secteur et triés (Figure 8) selon la nomenclature reconnue au niveau européen (Hanke et al., 2013) présentée aux responsables lors des soirées de formation et comptabilisés. Les données sont saisies dans l'application Net'Léman (netleman.app) de l'ASL qui permet de centraliser les données aux fins d'analyse. Les données ont ensuite été vérifiées, puis analysées en vue de déterminer les proportions des différents types de plastique.



Figure 8. Tri des macroplastiques récoltés sur la plage de Vidy selon des catégories d'objets (Annexe 1). Photo Aleksandra Racz.
Figure 8. Sorting of collected macroplastics on Vidy beach into object categories (Annex 1). Photo by Aleksandra Racz.

4.3.3. LIMITE DE L'APPROCHE METHODOLOGIQUE

La récolte des macroplastiques et leur identification étant à la charge des bénévoles, un certain biais observateur peut interférer dans les mesures. La communication entre les bénévoles et les experts doit être très régulière.

5. RÉSULTATS

5.1. MICROPLASTIQUES (300 µM À 5 MM)

5.1.1. REPARTITION DES MICROPLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LÉMAN

En prenant la totalité des 217 échantillons analysés, les plages étudiées contiennent en moyenne 189 particules plastiques par 100 cm² avec un écart-type de 278. Parmi ces échantillons, une donnée sort du lot avec 3'143 particules comptabilisées à la plage de la Pichette. Ce n'est pas forcément pour autant une donnée aberrante. Elle signale la possibilité d'événements exceptionnels induits par la fréquentation sur site ou par une accumulation par l'influence de facteurs environnementaux (vents, courants...).

Tableau 3. Valeurs globales du nombre de pièces identifiées comme étant du plastique par échantillon (particules/100 cm²) une fois la donnée de 3'143 particules recensées à la Pichette.

Table 3. Overall values of the number of pieces identified as plastic per sample (particles/100 cm²) once the data of 3 143 particles were recorded at La Pichette.

	Particules/ 100 cm²
Min	19
25%	71
Médiane	125
75%	201
Max	1'492
Moyenne	175
Écart-type	191

L'élimination de cette donnée n'a que peu d'impact sur la médiane (passage de 126 à 125 pièces par échantillon). En revanche, la moyenne passe de 189 à 175 et l'écart type de 278 à 191 (Tableau 3). L'élimination de cette donnée permet donc une plus grande robustesse et stabilité des données. Cette donnée étant plus de deux fois supérieure à la deuxième donnée maximale, une contamination ponctuelle n'est pas exclue. Celle-ci ayant potentiellement pu avoir lieu avant le prélèvement.

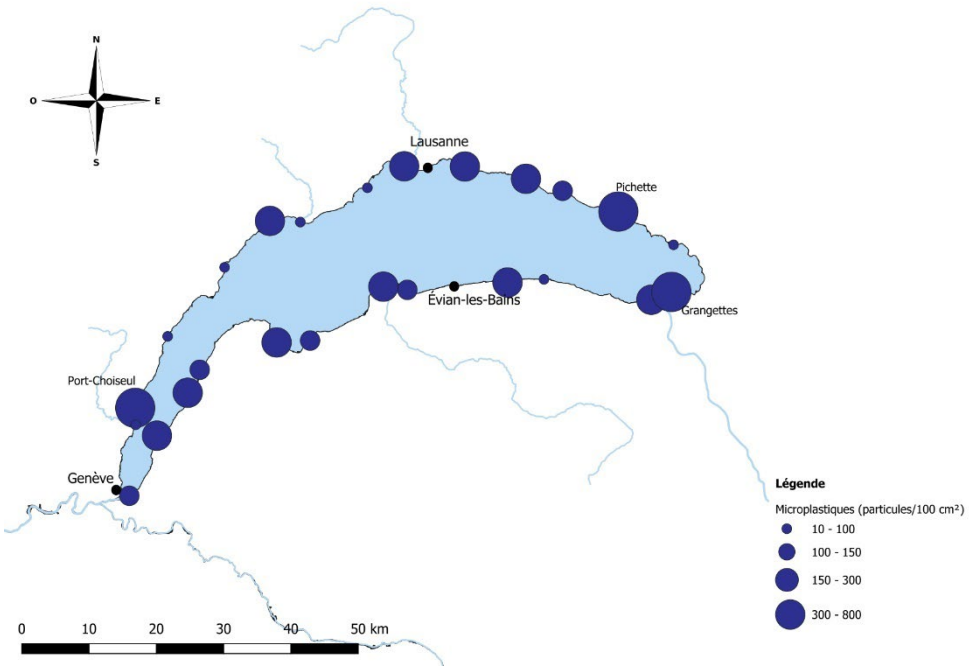


Figure 9. Carte des résultats de l'étude. Densité moyenne de microplastiques par 100 cm² et par site d'échantillonnage

Figure 9. Map of study results. Average density of microplastics per 100 cm² by sampling site

La Figure 9 permet de visualiser les plages où les microplastiques sont les plus abondants. Ce sont celles de la Pichette, sur la commune de Corseaux, de Port Choiseul (Versoix) et des Grangettes (Noville).

5.1.2. DIFFÉRENCE ENTRE LA LIGNE D'EAU ET LA PLAGE SÈCHE

Les médianes et moyennes sont nettement plus élevées sur la plage sèche que sur la ligne d'eau (Tableau 4, Figure 10). Cette différence peut s'expliquer par une accumulation possible sur la plage sèche, car elle est ponctuellement immergée lors de crues du lac, alors que la ligne d'eau est en permanence soumise aux vagues qui amènent et reprennent les éléments au fil du temps.

Tableau 4. Récapitulatif des échantillons entre la ligne d'eau et la plage sèche. Résultats exprimés en particules/100 cm².
Table 4. Summary of samples between the waterline and the dry beach. Results expressed in particles/100 cm².

	Ligne d'eau	**Plage sèche**
Min	19	37
25%	53	116
Médiane	85	185
75%	129	262
Max	884	1'492
Moyenne	116	240
Écart type	125	227

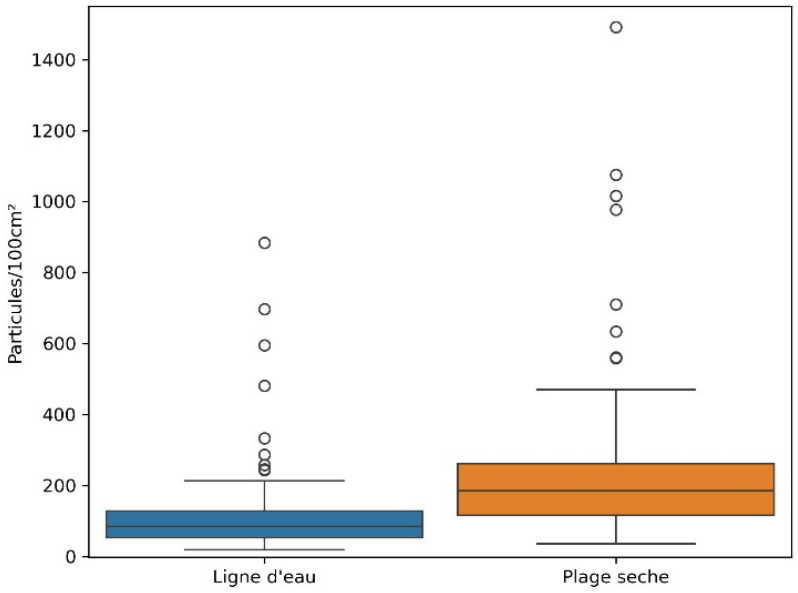


Figure 10. Les abondances en nombre de particules par 100 cm² sont généralement plus faibles sur la ligne d'eau que sur la plage sèche. Plusieurs concentrations extrêmes ont été recensées lors de l'étude, aussi bien sur la ligne d'eau que sur la plage sèche. Les trois concentrations les plus élevées observées (99ème percentile) étaient sur la plage sèche.

Figure 10. The abundances in number of particles per 100 cm² are generally lower at the waterline than on the dry beach. Several extreme concentrations were recorded during the study, both at the waterline and on the dry beach. The three highest observed concentrations (99th percentile) were on the dry beach.

Pour la ligne d'eau, les concentrations moyennes fluctuent entre 19 particules par échantillon de 100 cm² à Crans et 884 particules par échantillon à Préverenges. Sur le secteur "plage sèche", les échantillons contiennent entre 37 particules à Clarens et 1'492 à Port Choiseul. Ce dernier secteur se démarque très nettement des autres avec une médiane supérieure à 1'000 particules par échantillon (Figure 11).

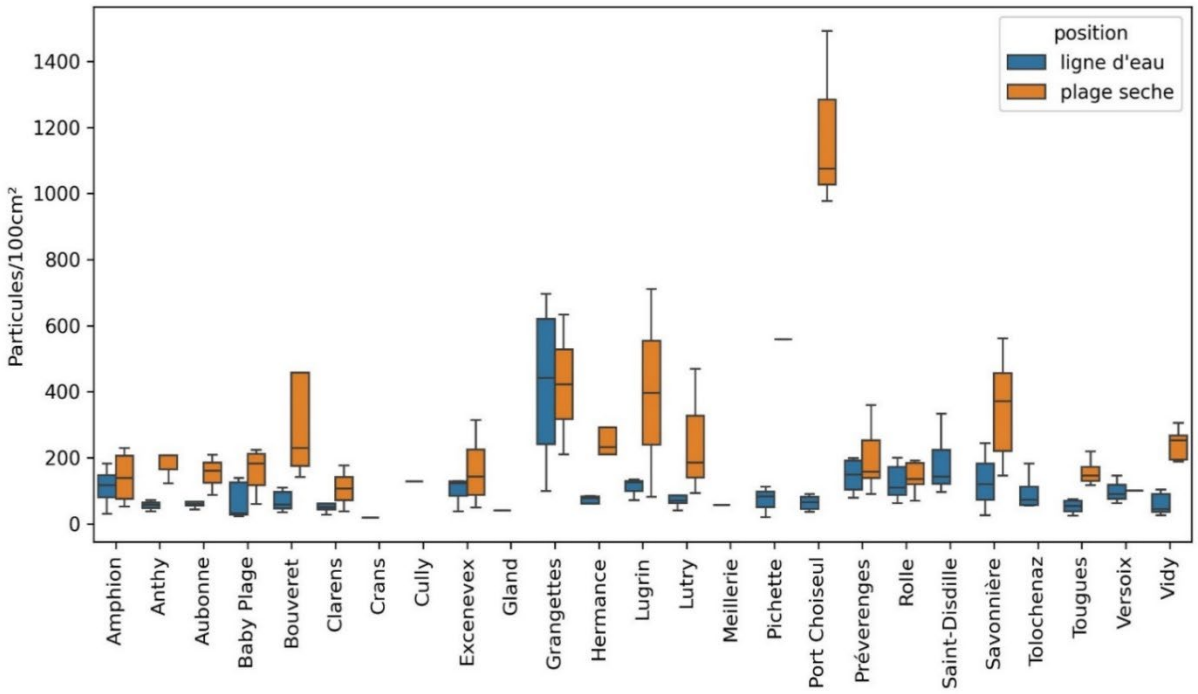


Figure 11. Concentration en microplastiques sur les 25 plages étudiées et par position sur la plage (particules/100cm2). Une valeur extrême a été relevée avec 3'143 particules dans un échantillon à la plage de la Pichette. Les détails des moyennes par plage sont présentés à l'annexe 4.

Figure 11. Concentration of microplastics on the 25 studied beaches and by position on the beach (particles/100cm²). An extreme value was recorded with 3 143 particles in a sample at Pichette Beach. Details of the averages per beach are presented in Annex 4.

Sur la ligne d'eau, les concentrations recensées sur la plage de l'Empereur aux Grangettes sortent du lot avec une médiane dépassant les 400 particules par 100 cm², contre 85 particules/100 cm² pour la totalité des sites. La plage des Grangettes est la seule où les particules recensées sont plus nombreuses sur la ligne d'eau que sur la plage sèche. Ceci pourrait s'expliquer par une forte exposition de la plage aux vents et courants. Le substrat observé à la plage de l'Empereur est également particulièrement fin sur la ligne d'eau, ceci pourrait également expliquer une plus grande capacité de retenue des petites particules.

5.1.3. IDENTIFICATION DES PARTICULES COMPTABILISEES

Parmi les 39'000 particules comptabilisées, la majorité sont des fibres (75%). Ensuite viennent les fragments souple (10%) et durs (9%) (Figure 12). Les mousses représentent 4% des particules et les films 2%. Seules quelques microbilles de plastiques ont été recensées. La prédominance des fibres est significative d'une pollution massive via les textiles. Cette répartition reste globalement stable sur l'ensemble des plages étudiées. La plage des Grangettes fait exception avec une moyenne de 42% de fragments souples (film et mousse) pour 56% de fibres. La grande présence de déchets, notamment de Sagex®, dans les zones de roselière à proximité de la plage pourrait expliquer cette surabondance d'éléments fragmentés. La répartition globale est proche de celle relevée par Constant et al. (2019) sur la côte du Golfe du Lion en Méditerranée. A l'inverse, l'étude de Faure et al. (2014) ne recensait que 10% de fibres pour 61% de fragments. Ceci peut s'expliquer en partie par la méthode d'identification : visuelle dans le cadre de Pla'stock et chimique dans le cadre de l'étude de Faure et al. (2014).

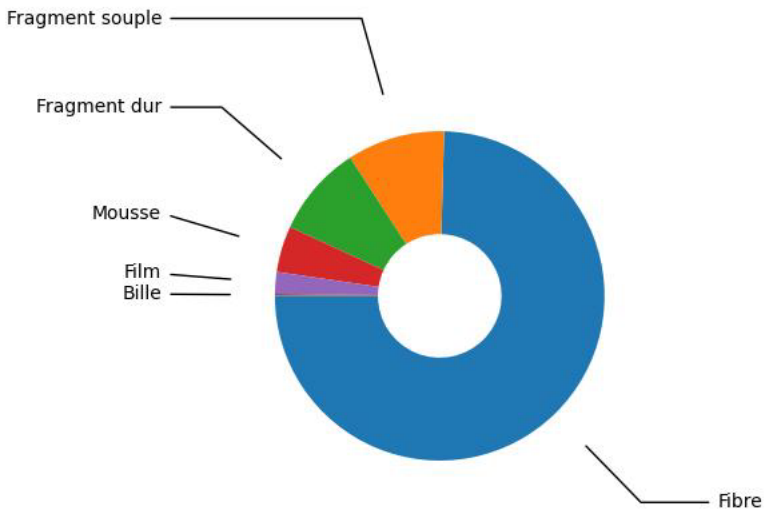


Figure 12. Répartition globale des particules comptabilisées par forme. Les fibres dominent largement en termes d'abondance.
Figure 12. Overall distribution of counted particles by shape. Fibers dominate significantly in terms of abundance.

5.1.4. RESULTATS EN FONCTION DU SUBSTRAT DE LA PLAGE

Les médianes des plages de sable fin et de sable grossier sont plus élevées que celles avec une granulométrie plus grossière (gravier et cailloux) (Tableau 5). Pour autant, au vu de la distribution des données, la différence n'est pas significative. Cette observation ne confirme donc que partiellement l'hypothèse que les substrats plus fins retiennent plus de particules que les substrats plus grossiers.

Tableau 5. Nombre de particules identifiées par type de substrat et par échantillons
Table 5. Number of particles identified per substrate type and per sample

Substrat	Min	25%	Médiane	75%	Max	Moyenne/ 100 cm^2	Écart type
Sables fins	23	92.5	138	214.5	1'016	182.15	159.98
Sables grossiers	19	56.5	123	182.75	562	157.36	143.61
Graviers	20	68	90.5	247	3'143	353.36	654.36
Cailloux	26	61	92.5	159.5	711	127.83	112.64

5.2. MACROPLASTIQUES (> 2 MM)

5.2.1. RÉPARTITION DES MACROPLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LÉMAN

Au fil des quatre sessions d'échantillonnage sur les 25 plages sélectionnées, une moyenne de 0.77 pièce de plastique par m² a été retrouvée (Figure 13), la médiane est de 0.5 pièce/m^2. Une concentration maximale de 7.6 pièces par m² a été inventoriée sur la plage du Bouveret le 30 avril. Lors des 3 autres sessions sur la ligne d'eau, les concentrations étaient de 2.8, 4.5 et 0.03 pièces/m^2.

La boîte de Tukey (Figure 13) permet de constater la forte concentration des mesures entre 0.18 et 0.97 pièces par m² avec ponctuellement des échantillons présentant des concentrations nettement plus élevées pouvant atteindre 7.6 pièces/m² lors d'une session de ramassage au Bouveret. Lors des sessions d'hiver et d'été, respectivement 4.5 et 2.8 pièces/m^2 ont été recensées. En s'intéressant également aux résultats des Grangettes avec des concentrations entre 2.25 et 5.6 pièces/m^2 sur la ligne d'eau et entre 1.8 et 3 pièces/m^2 sur la plage sèche, il est à relever que la majorité des valeurs extrêmes visibles sur la figure 6.8 concernent les plages du Bouveret et des Grangettes.

Globalement, on constate que 12 sites sur les 25 sélectionnés contiennent moins de 0.5 pièces/m^2 (Figure 14), 7 en accumulent entre 0.5 et 1 pièces/m^2, 4 entre 1-2 pièces/m^2 et 2 entre 2-3 pièces/m^2. En résumé, la moitié des sites étudiés sont clairement impactés par des accumulations de macro-déchets plastique et 2 plages sont très fortement impactées (Bouveret et Grangettes).

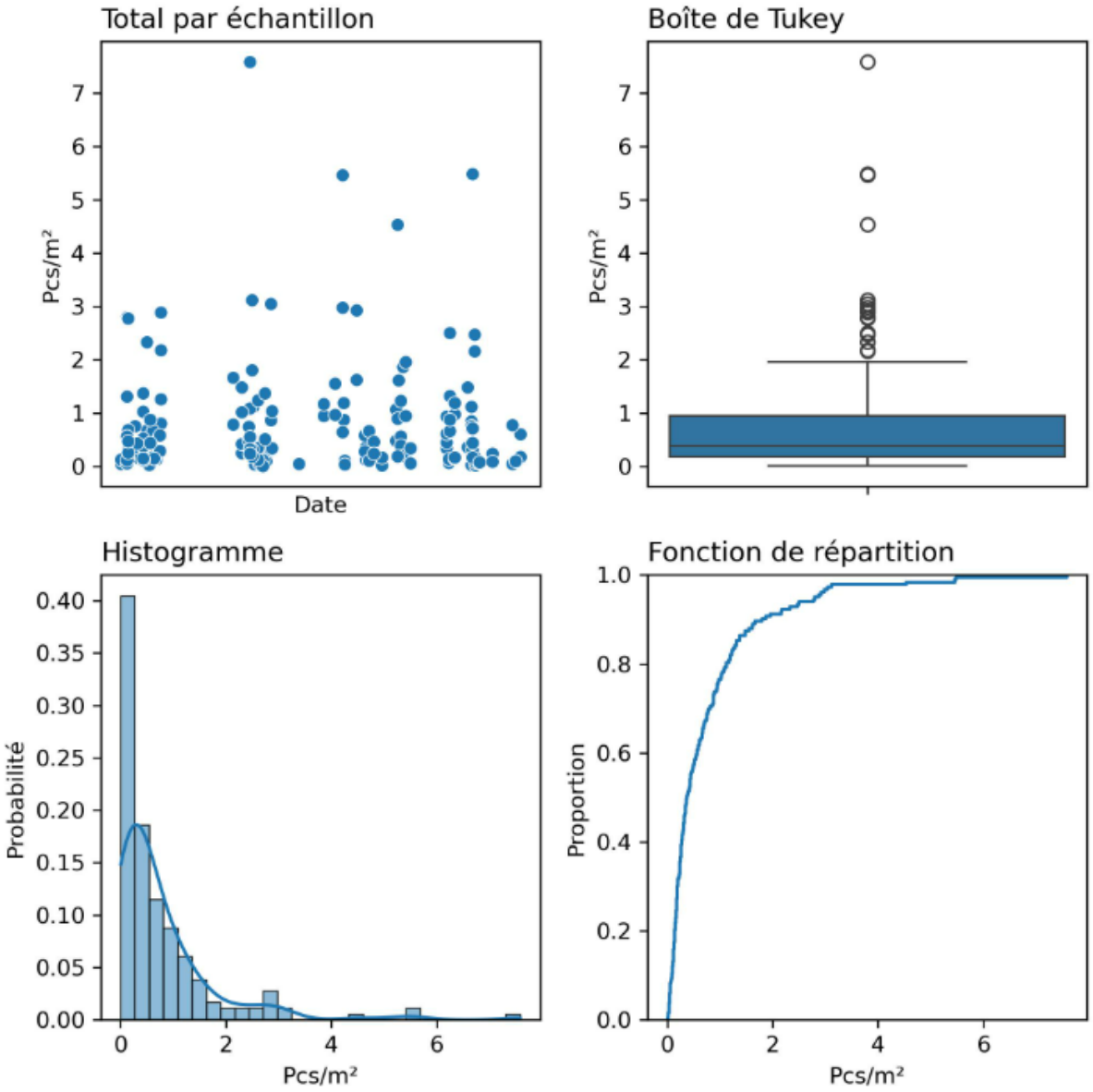


Figure 13. Récapitulatif des quatre sessions d'échantillonnage. Les quatre passages se sont répartis sur les quatre saisons. Les passages 3 et 4 ont été perturbés par les conditions météorologiques (pluie et vent) qui ont nécessité de décaler de quelques semaines certaines sessions afin de garantir la qualité des relevés. Boîte de Tukey : zone colorée = 25%-75% ; « moustache » = 1,5 x la distance interquartile.

Figure 13. Summary of the four sampling sessions. The four sampling sessions were spread over four seasons. Runs 3 and 4 were disrupted by weather conditions (rain and wind), which meant that some sessions had to be postponed by a few weeks in order to guarantee the quality of the surveys. Tukey box: colored area = 25%-75% ; "whisker" = 1.5 x interquartile range.

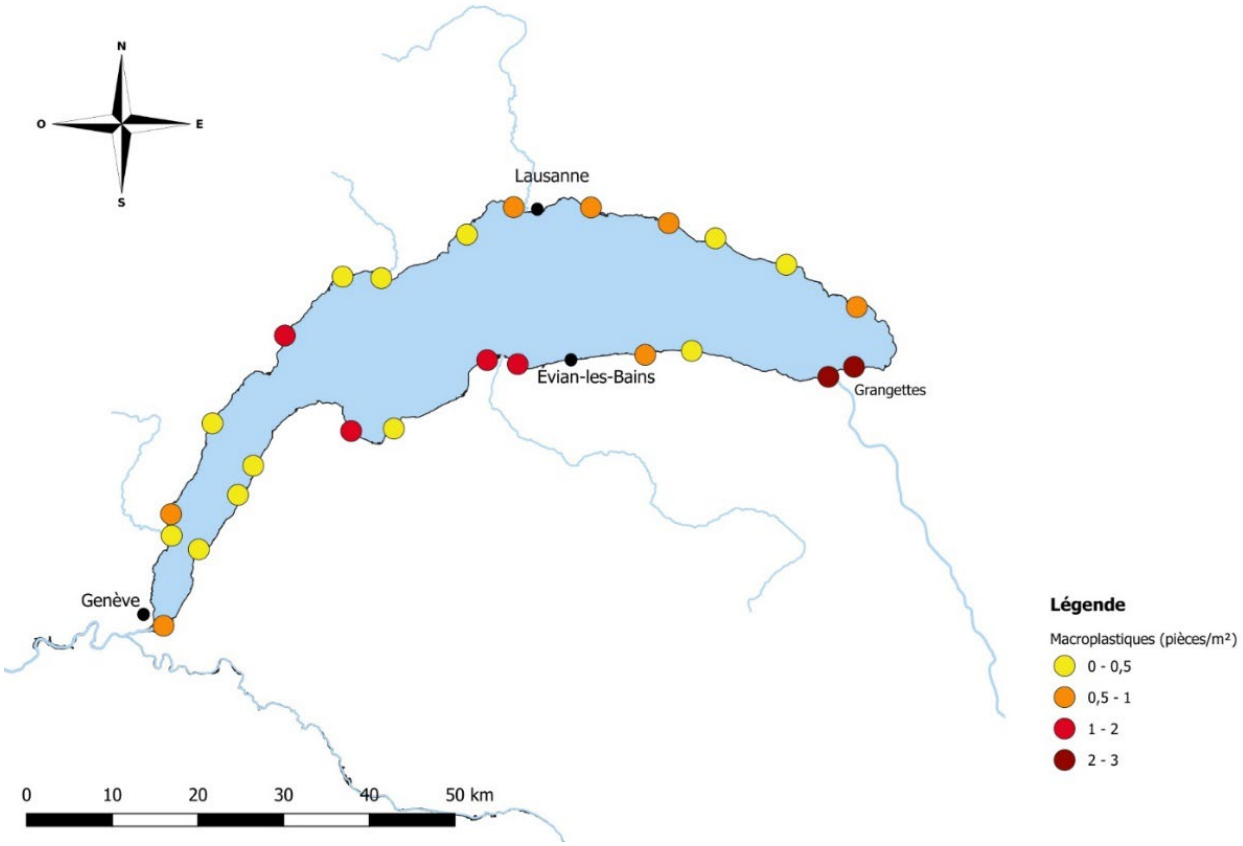


Figure 14. Carte des résultats de l'étude. Densité moyenne de macroplastiques par m² et par site d'échantillonnage.
Figure 14. Map of study results. Average density of macroplastics per m² per sampling site.

5.2.2. DIFFÉRENCE ENTRE LA LIGNE D'EAU ET LA PLAGE SÈCHE

Les résultats de la récolte de déchets sur les plages du Léman en 4 sessions durant l'année 2022 sont exprimés en nombre de pièces par m² prospecté.

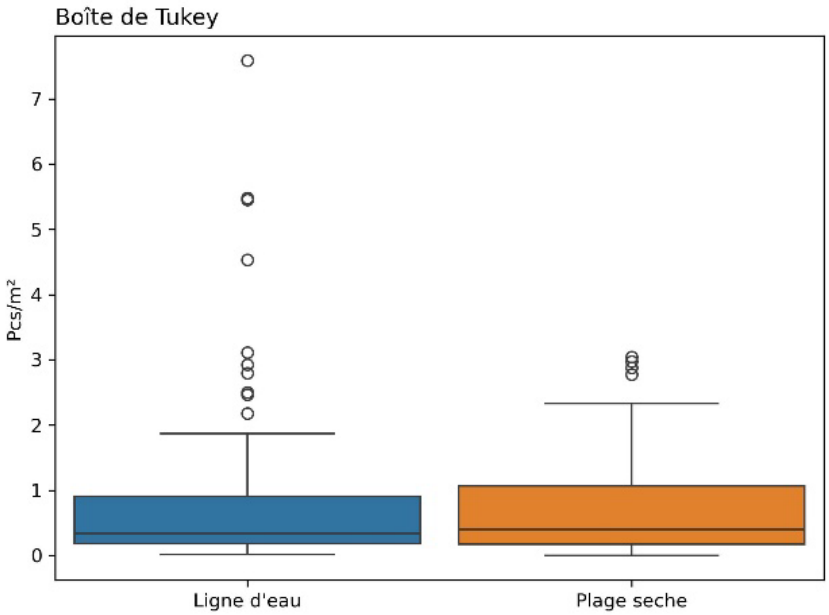


Figure 15. Les boîtes de Tukey des positions (ligne d'eau et plage sèche) sont comparables avec toutefois une fréquence beaucoup plus élevée de valeurs extrêmes sur la ligne d'eau. Ceci s'explique par une plus grande dépendance des facteurs externes

Figure 15. The Tukey boxes for the positions (water line and dry beach) are comparable, but with a much higher frequency of extreme values on the water line. This is explained by a greater dependence on external factors

Tableau 6. Récapitulatif des échantillons selon leur position sur la plage. Les médianes sont comparables alors que la valeur maximale sur la ligne d'eau et plus de deux fois supérieure à celle de la plage sèche. Résultats en nombre de pièces/m²

Table 6. Summary of samples by beach position. The medians are comparable, while the maximum value on the water line is more than twice that on the dry beach. Results in number of pieces/m²

	Ligne d'eau	**Plage sèche**
Min	0.02	0.01
25%	0.18	0.17
Médiane	0.36	0.4
75%	0.91	1.07
Max	7.59	3.05
Moyenne	0.83	0.69
Écart type	1.26	0.73

Les moyennes et médianes des relevés sur la plage sèche et sur la ligne d'eau sont comparables entre les secteurs (Figure 15). Pour autant, les moyennes sont près de deux fois plus élevées que les médianes ce qui montre la grande variabilité des échantillonnages avec la présence régulière d'abondance élevée de macrodéchets (Tableau 6). Il est toutefois intéressant de constater le nombre de valeurs extrêmes sur la ligne d'eau. La valeur maximum est d'ailleurs plus de deux fois plus élevée sur la ligne d'eau que sur la plage sèche. Ceci pourrait s'expliquer par une plus grande influence des facteurs environnementaux (vagues, courants, vents). De plus, ces résultats contrastent avec ceux trouvés pour les microparticules de plastiques, où leur concentration était plus importante sur le sous-secteur plage sèche (Figure 11). Ces facteurs environnementaux n'ont pas pu être testés dans le cadre de cette étude. En effet, pour les exploiter correctement, il faudrait avoir les données de courantologie locale ainsi que l'angle et la hauteur des vagues sur la plage. Ces données pourraient faire l'objet d'une étude spécifique à l'échelle d'un nombre restreint de plages.

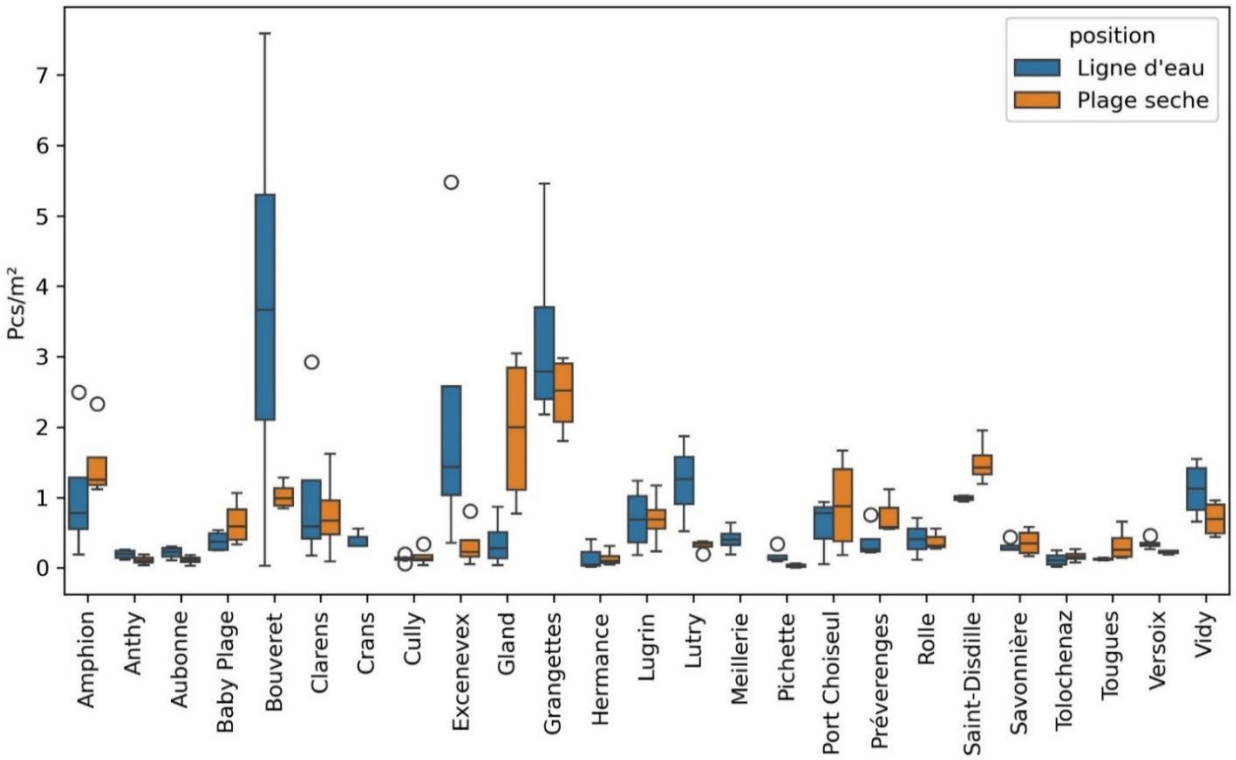


Figure 16. Concentration moyenne des déchets récoltés sur chacune des 25 plages lémaniques étudiées en 2022.
Figure 16. Average concentration of waste collected on each of the 25 Lake Geneva beaches studied in 2022.

Sur la ligne d'eau, la concentration moyenne varie de 0.12 pièce/m² à Tolochenaz à 3.74 pièces/m² au Bouveret et sur la plage sèche, de 0.12 pièces/m² à Anthy-sur-Léman et Aubonne à 2.52 pièces/ m² aux Grangettes (Figure 16). Au Bouveret, à Excenevex et à Lutry, une nette différence est visible entre la ligne d'eau et la plage sèche. Cette différence pourrait s'expliquer par des sessions de récoltes effectuées quelques jours après des vents du large ou après le passage des services de voirie.

A Excenevex, où la configuration du site (plage très plate) présente une ligne d'eau qui peut fortement varier au fil des conditions de vent, l'abondance des déchets y est plus élevée que sur la plage. Dans ce cas notamment, l'intensité de l'entretien par la commune de ce site très fréquenté peut influencer les quantités de plastiques retrouvées. Les résultats montrent bien les plastiques réellement présents sur les plages et non la totalité s'y déposant. En effet, les services communaux font un grand travail de ramassage des grands macroplastiques, ce qui indique le très faible nombre de bouteilles en PET retrouvées sur l'ensemble des passages (4). Il est de fait possible que l'étude sous-estime la quantité de plastique arrivant sur les rives depuis le Léman.

5.2.3. TYPES DE MACROPLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LEMAN

Pour la suite des analyses, les résultats seront exprimés en nombre de pièces par mètre linéaire de plage afin d'avoir des points de comparaison avec d'autres études traitant des macroplastiques.

La valeur médiane du nombre de déchets par mètre (pcs/m) pour l'ensemble des 98 échantillons récoltés sur les 25 plages de l'étude à raison de 1 par saison est de 2 pièces/m. Cependant, les taux recensés peuvent varier en fonction de l'urbanisation du site et de son environnement proche, de sa fréquentation et du type de substrat.

5.2.4. ÉTUDE DES PRINCIPAUX DECHETS RÉCOLTÉS

La nature des objets et des fragments de plastique les plus souvent recensés et en plus grand nombre a été déterminée et conduit à la sélection des 11 premières catégories de déchets les plus abondants. Celles-ci englobent 89% des macro-plastiques récoltés, à savoir 24'156 déchets sur les 27'493 recueillis. Plus précisément, les critères de cette sélection étaient le nombre d'objets énumérés de chaque catégorie et/ou une fréquence minimale de 50% de présence dans les échantillonnages. Le Tableau 7 présente les différentes catégories de macro-plastiques retenues dans l'ordre d'abondance avec mention de leur importance relative par rapport au nombre total de déchets (colonne 2) et de leur fréquence d'échantillonnage (colonne 4).

Tableau 7. Taux d'échec des 11 principales catégories déchets récoltés et valeur médiane de leur abondance autour du Léman. En partant du postulat de base qu'il ne devrait pas y avoir de plastiques sur les plages, le taux d'échec correspond au pourcentage d'échantillons dans lequel l'objet a été retrouvé. Codes : G75 à G80: fragments de plastiques non-identifiés, par classe de tailles (ex : G78 = 2.5 à 50 cm) ; G81 à G83: morceaux de polystyrène par classe de taille ; G21 à G24: bouchon de bouteilles en PET, couvercle de pot en plastiques.

Table 7. Failure rate for the 11 main categories of waste collected and median value of their abundance around Lake Geneva. Based on the assumption that there should be no plastics on beaches, the failure rate corresponds to the percentage of samples in which the object was found. Codes: G75 to G80: unidentified plastic fragments, by size class (e.g. G78 = 2.5 to 50 cm) ; G81 to G83: polystyrene pieces by size class ; G21 to G24: PET bottle caps, plastic jar lids.

Objet	Quantité	% du total	pcs/m	Taux d'échec
Fragments de plastique >5 mm	11'221	0.41	0.72	0.97
Mégots et filtres à cigarettes	3'089	0.11	0.15	0.79
Emballages de bonbons, de snacks	2'080	0.08	0.15	0.74
Fragments de plastique angulaires <5mm	1'926	0.07	0	0.41
Pellets industriels (gpi)	1'526	0.06	0	0.36
Fragments de polystyrène expansé >5 mm	1'399	0.05	0.07	0.72
Couvercles en plastique bouteille	1'070	0.04	0.04	0.65
Coton-tige	1'040	0.04	0.03	0.54
Mousse de plastique pour l'isolation thermique	406	0.01	0	0.38
Déchets de construction en plastique	380	0.01	0	0.24
Bâtonnets de sucette	379	0.01	0.02	0.54

Les fragments de plastiques de plus de 5 mm dont l'origine en tant qu'objet n'est pas identifiable constituent la large majorité des déchets récoltés (41%) et ils sont retrouvés dans 97% des échantillons. Viennent ensuite divers objets d'usage courant (i.e. mégots, emballages alimentaires, cotons-tiges) et des matériaux plus ou moins fragmentés utilisés dans la construction, l'isolation, la confection, etc.

Les fibres plastiques du béton projeté qui sont actuellement regroupées avec les déchets de construction (G89) pourraient à terme être recensées avec leur propre code. Elles représentent 125 des 380 éléments comptabilisés parmi les déchets de construction.

En s'intéressant de manière plus précise à la répartition des éléments identifiés sur la ligne d'eau et sur la plage sèche (Figure 17), il est intéressant de constater deux choses. Tout d'abord la forte présence des mégots sur la plage sèche et surtout la présence des cotons-tiges, déchets de construction et pellets parmi les déchets les plus retrouvés sur la plage sèche. Ceci montre qu'il y a un cheminement des déchets entre le lac et les rives. En effet, ces déchets arrivent dans le Léman par les eaux de ruissellement (déchets de constructions et pellets) et les eaux usées (cotons-tiges et pellets). Au fil de leur circulation dans le Léman, ils peuvent ensuite s'échouer sur les plages, sortir du Léman par le Rhône ou encore sédimenter. Les grands macroplastiques étant ramassés régulièrement sur les plages, seuls les plus petits déchets restent. La part d'éléments dont la source n'est pas identifiée s'élève à 52% sur la plage sèche et 55% sur la ligne d'eau. Ce pourcentage comprend l'ensemble des fragments plastiques (plastiques « durs » et polystyrène).

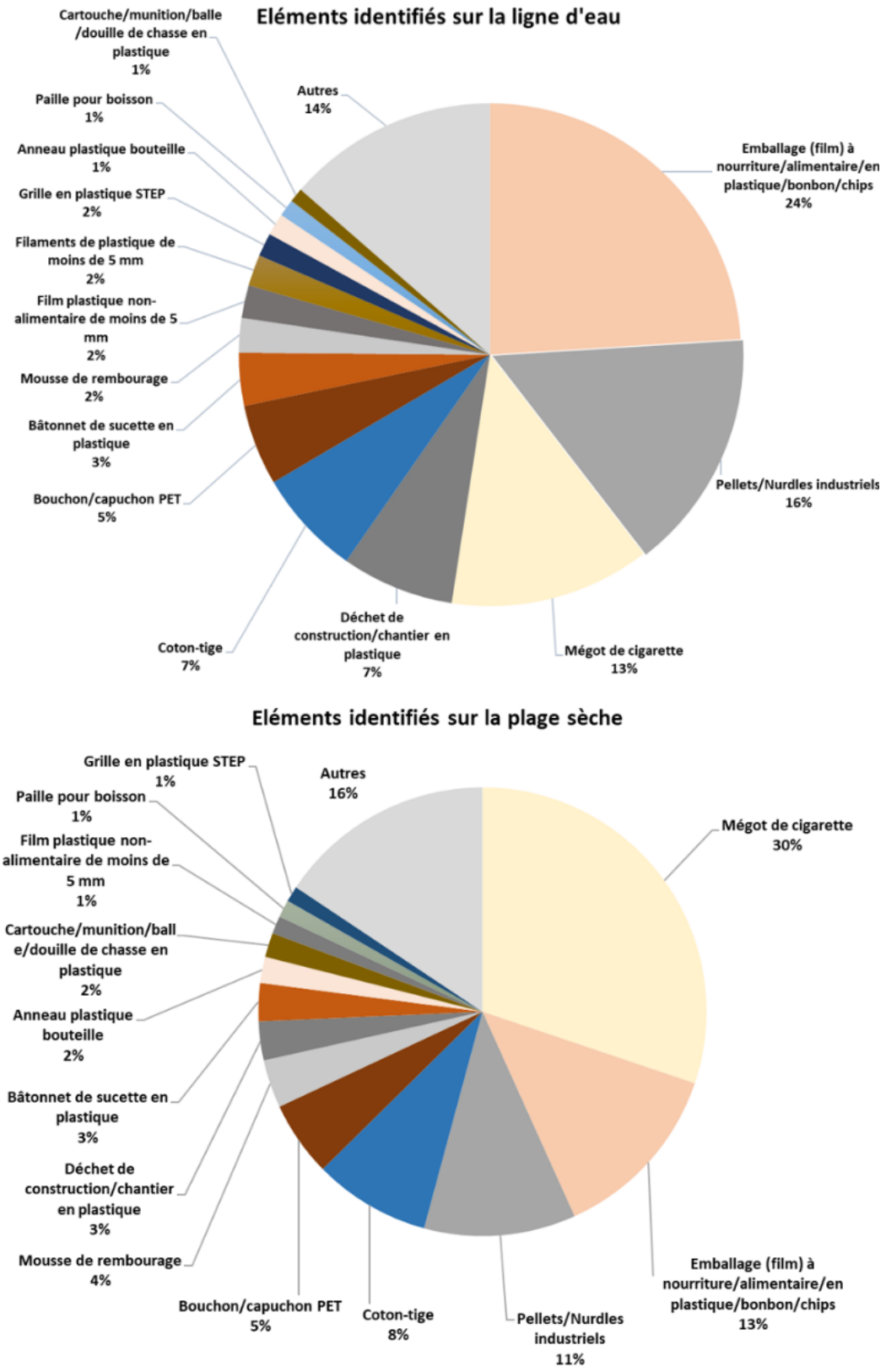


Figure 17. Distinction entre les éléments identifiés sur la ligne d'eau (gauche) et sur la plage sèche (droite). Cette figure ne prend pas en compte les fragments plastiques non identifiés visibles à l'œil nu qui représentent 52% des éléments retrouvés sur la plage sèche et 55% sur la ligne d'eau.

Figure 17. Distinction between elements identified on the water line (left) and on the dry beach (right). This figure does not take into account the unidentified plastic fragments visible to the naked eye, which represent 52% of the elements found on the dry beach and 55% on the water line.

De fortes fluctuations sont visibles entre les plages (Tableau 8 et Tableau 9). Sans surprise, les fragments de plastiques de plus de 5 mm sont dominants sur la quasi-totalité des plages (code Gfrag). Parmi les éléments identifiables, les emballages de nourriture et les mégots sont très souvent retrouvés. Il est également intéressant de se pencher sur certains déchets particuliers. Par exemple, les cotons-tiges sont présents en grande quantité à Amphion, Clarens, au Bouveret et aux Grangettes, donc plutôt sur le haut et le grand lac. La proximité avec une STEP ne semble toutefois pas être déterminante. En effet, la plage des Grangettes est éloignée d'une STEP (mais proche de l'embouchure du Rhône) et les cotons-tiges en plastique sont interdits en France, ce qui indiquerait que ceux retrouvés à Amphion proviennent de plus loin.

En prenant l'exemple des pellets industriels, il est intéressant de noter leur distribution particulière : on ne les retrouve que sur certaines plages. La plage de Préverenges, avec une médiane de 0.82 pellets par mètre de plage fait office d'exception autour du Léman. Les trois autres plages avec le plus de pellets sont le Bouveret (0.42 pièces/m), les Grangettes et Baby plage (chacune 0.27 pièces/m).

En s'intéressant aux différents sites, il est visible que les Grangettes et le Bouveret sont les sites où les déchets sont les plus abondants, et ce pour la plupart des objets. A l'inverse, la plage d'Excenevex, qui fait également partie des plages avec les plus grandes concentrations de plastiques, est principalement dominante au niveau des fragments de plastiques, dont l'origine n'est pas identifiable. Cette observation pourrait s'expliquer par la situation géographique d'Excenevex. La plage, située en fond de baie, fait certainement office de « cul de sac » pour les déchets. L'assiduité des services de voirie peut également être une piste. Il est possible que la plupart des déchets plus grands, et donc identifiables, aient été récoltés par la voirie.

Tableau 8. Valeurs médianes des concentrations recensées sur les plages du Léman en nombre de pièces par mètre linéaire. Cette figure permet de faire ressortir les cas particuliers tels que les cotons-tiges aux Grangettes ou les déchets de construction au Bouveret. Une médiane de 0 ne signifie pas que l'élément n'a jamais été retrouvé sur la plage.

Table 8. Median values for concentrations found on Lake Geneva beaches in number of pieces per linear meter. This figure highlights special cases such as cotton buds at Les Grangettes or construction waste at Le Bouveret. A median of 0 does not mean that the element has never been found on the beach.

Objet	Amphion	Anthy	Aubonne	Bouveret	Clarens	Crans	Cully	Excenevex	Genève	Gland	Grangettes	Hermance	Léman
Fragments plastique < 5mm (Gfrag)	0	0	0.03	0.68	0	0	0	0.89	0.46	0	0.31	0	0
Pellets industriels (gpi)	0	0.01	0	0.42	0.02	0	0	0.05	0.27	0.09	0.27	0	0
Mégots et filtres à cigarettes	0.13	0.06	0.19	0.43	1.19	0	0.06	0.36	0.36	0.11	0.34	0.12	0.15
Emballages de bonbons	0.43	0	0.08	0.43	0.24	0.05	0	0.13	0.16	0	1.67	0.02	0.15
Bâtonnets de sucette	0.12	0.01	0.01	0.15	0.05	0	0	0.06	0	0	0	0	0.02
Mousse pour l'isolation	0.02	0	0	0.02	0.31	0	0	0	0.01	0	0.68	0	0
Déchets de construction	0	0	0	0.49	0.02	0	0	0	0.01	0	0.24	0	0
Coton-tige	0.7	0.02	0	0.19	0.27	0	0	0	0.01	0.02	0.55	0	0.03
Couvercles en plastique	0.65	0	0.07	0.41	0.05	0	0.06	0.06	0.06	0	0.33	0	0.04
Fragments de polystyrène	0.45	0.01	0.03	0.3	0.21	0	0	0.09	0.04	0.48	1.31	0	0.07
Fragments de plastique > 5 mm	2.82	0.3	0.24	2.18	1.34	0.14	0.14	5.17	0.84	0.63	5.79	0.25	0.72

Tableau 9. Valeurs médianes des concentrations recensées sur les plages du Léman en nombre de pièces par mètre linéaire. Cette figure permet de faire ressortir les cas particuliers tels que les pellets industriels à Préverenges ou les mégots à Vidy. Une médiane de 0 ne signifie pas que l'élément n'a jamais été retrouvé sur la plage.

Table 9. Median values for concentrations on Lake Geneva beaches, in number of pieces per linear meter. This figure highlights special cases such as industrial pellets at Préverenges and cigarette butts at Vidy. A median of 0 does not mean that the element has never been found on the beach.

Objet	Lugrin	Lutry	Meillerie	Préverenges	Rolle	Saint-Disdille	Savonière	Tolochenaz	Tougues	Versoix	Vevey	Vidy	Léman
Fragments plastique < 5 mm (Gfrag)	0	0	0.04	0	0.61	0.02	0	0	0.02	0	0	0.18	0
Pellets industriels (gpi)	0	0	0	0.82	0	0	0	0	0	0	0	0.15	0
Mégots et filtres à cigarettes	0.09	0	0.08	0.42	0.66	0.34	0.19	0	0.54	0	0.04	1.58	0.15
Emballages de bonbons	0.31	0.05	0	0.26	0.21	0.62	0.29	0.1	0.1	0.2	0.05	0.65	0.15
Bâtonnets de sucette	0.02	0.25	0	0.01	0.01	0.08	0.07	0.01	0.02	0	0	0.06	0.02
Mousse pour l'isolation	0	0	0.02	0	0	0.07	0	0	0	0.08	0	0.06	0
Déchets de construction	0.01	0	0	0.01	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0
Coton-tige	0.14	0	0.02	0.06	0	0.23	0.15	0	0	0.15	0	0.3	0.03
Couvercles en plastique	0.07	0.04	0	0.03	0.01	0.31	0.14	0	0	0.07	0.01	0.16	0.04
Fragments de polystyrène	0.46	0.09	0.2	0.18	0.16	0.15	0.02	0.01	0.05	0.01	0	0.01	0.07
Fragments de plastique > 5 mm	0.49	1.72	0.18	2.4	1.15	1.95	0.78	0.21	0.31	1.05	0.05	1.63	0.72

6. DISCUSSIONS

6.1. MICROPLASTIQUES

Sur l'ensemble des 25 plages étudiées, les résultats obtenus montrent une concentration moyenne en microplastiques de 17'500 ± 19'100 par m². Ce chiffre, issu des comptabilisations effectuées à la loupe binoculaire, peut être pondéré en se basant sur une étude réalisée en Méditerranée. En effet, Constant et al (2019) ont déterminé des pourcentages d'identification des différentes particules. Les fibres y sont identifiées comme étant bien du plastique dans 37% des cas, les fragments 50%, les mousses 81% et les films 67%. En appliquant cette pondération aux données du projet Pla'stock, la contamination estimée en plastique serait de 7'600 ± 8'300 particules par m².

Le Tableau 10 ci-dessous, montre que les concentrations pondérées dans le cadre de l'étude Pla'stock (7'600 ± 8'300 particules/m^2) sont plus de trois fois supérieures à la moyenne mesurée en 2014 sur le Léman et les autres lacs suisses. Ceci confirme les observations faites par Frei et al. (2021) sur le lac de Lugano. Il aurait été intéressant d'avoir un état des lieux en 2014 de la pollution plastique sur les plages du lac de Lugano afin de comparer l'évolution entre les deux lacs.

La comparaison avec une étude réalisée en 2019 en Méditerranée, sur quatre plages du Golfe du Lion, est encore plus flagrante (Constant et al., 2019). Contrairement aux autres résultats des autres études (Frei et al., 2021, Faure et al. 2014, Constant et al., 2019) les particules comptabilisées dans le cadre de la présente étude n'ont pas été caractérisées mais la valeur pondérée permet d'obtenir une concentration probable de particules de plastique et une meilleure comparaison avec d'autres études. La valeur non pondérée constitue la valeur maximale de particules de plastique dans les échantillons.

Les méthodes de prélèvements sont similaires dans les différentes études. En revanche la taille des échantillons varie. Constant et al. (2019) et Faure et al. (2014) ont effectué des carottages de 0.5 x 0.5 m contre 0.1 x 0.1 m pour l'étude de Frei et al. (2021) et l'étude Pla'stock. Cette nouvelle taille semble devenir la norme pour les échantillonnages de microplastiques sur les plages.

Tableau 10. Comparaison avec d'autres études ayant comptabilisé des microplastiques sur les plages (particules/m²)
Table 10. Comparison with other studies that have counted microplastics on beaches (particles/m²)

Auteurs	Lieu	Taille échantillonnée (mm)	Moyenne Particules/ m²	Ecart type
Faure et al. 2014	Léman	0.3-5	2 100	2 000
	Lacs suisses	0.3-5	1 300	2 000
	Constance	0.3-5	320	220
	Neuchâtel	0.3-5	700	1 100
	Majeur	0.3-5	1 100	2 300
	Zurich	0.3-5	460	350
	Brienz	0.3-5	2 500	3 000
Frei et al. 2021	Lugano	0.3-5	9 044	14 494
Constant et al. 2019	Golfe du Lion 1	0.063-5	1 100	1 629
	Golfe du Lion 2	0.063-5	731	528
	Golfe du Lion 3	0.063-5	254	141
	Golfe du Lion 4	0.063-5	290	292
Pla'stock	**Léman**	**0.3-5**	**17 500**	**19 100**
Pla'stock avec pondération	**Léman**	**0.3-5**	**7 622**	**8 318**

Ce n'est pas une surprise de constater une augmentation des concentrations en microplastiques depuis 2014. Cette évolution peut s'expliquer par l'augmentation de la production mondiale de plastique, la fragmentation des déchets déjà présents dans le Léman ou encore par la consommation textile.

6.2. MACROPLASTIQUES

Sur les 25 plages étudiées par l'étude Pla'stock, la moyenne est de 3.42 ± 3.66 pièces par mètre linéaire. Ce résultat suggère que les quantités de certains déchets sauvages sont en baisse par rapport aux sessions d'échantillonnage précédentes sur les plages du Léman (Tableau 11). Le projet IQAASL est le plus similaire à l'étude Pla'stock. Les différences sont la supervision des bénévoles, le nombre de passages et le nombre de plages suivies. Dans le cadre de l'étude Pla'stock, les responsables de secteur ont reçu une formation théorique pour réaliser les inventaires alors que dans celui d'IQAASL, les bénévoles étaient accompagnés sur les plages. Les autres projets mentionnés ne sont pas des études à large échelle. Il s'agit plutôt de collectes spontanées par des groupes sur un nombre restreint de secteur. Pla'stock est la première étude à avoir analysé tant des plages suisses que françaises.

Dans l'ensemble, cette étude fait état d'une valeur médiane de 2 pièces/mètre linéaire contre 3.7 à 4.4 dans le passé. Cette réduction est conforme aux conclusions de 2020 – 2021 combinant les résultats du suivi par SLR et de l'étude IQAASL (SLR-IQAASL).

Les déchets dont la concentration sur les plages à le plus fortement diminué sont ceux liés à la consommation personnelle (mégots de cigarettes, emballages de snacks et bouchons de bouteilles en plastique). La diminution marquée de la densité des cotons-tiges en plastique (0.03 pièce/mètre dans le cadre de l'étude Pla'stock contre 0.13 pièce/mètre lors de l'étude IQAASL (OFEV, 2021)) pourrait être attribuée à l'interdiction de la vente de ces articles en France.

Tableau 11. Comparaison des résultats des campagnes de collecte de déchets sauvages au bord du Léman entre 2016 et 2022 (nombre de déchets par mètre de rivage, nombre d'échantillons et nombre total de déchets récoltés). La récolte de 2021 correspond à l'étude IQAASL (OFEV, 2021). Les deux autres campagnes, MCPB de 2016 et SLR de 2018, n'ont pas fait l'objet de publications spécifiques.

Table 11. Comparison of the results of litter collection campaigns on the shores of Lake Geneva between 2016 and 2022 (number of litter items per metre of shoreline, number of samples and total number of litter items collected). The 2021 collection corresponds to the IQAASL study (OFEV, 2021). The other two campaigns, MCPB in 2016 and SLR in 2018, have not been the subject of specific publications.

	2016	2018	2021	Pla'stock
Min	0.38	0.05	0.16	0.10
25%	2.51	1.62	1.87	0.78
Médiane	4.39	4.63	4.04	2.00
75%	10.27	7.80	8.07	4.57
Max	47.37	37.59	59.99	18.26
Moyenne	7.82	6.48	7.69	3.42
Écart-type	9.04	7.60	10.99	3.66
Nombre d'échantillons	85	46	98	98
Total	29'055	9'460	24'028	27'493

6.3. STOCK DE PLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LÉMAN

En vue de l'extrapolation des résultats de notre étude à l'ensemble des plages du Léman, la superficie des plages publiques a été estimée sur la base d'orthophotos et en se référant à la liste des plages de la CIPEL Cette liste a été adaptée, certaines plages ayant été éliminées car elles sont uniquement des espaces de baignade dépourvus de grèves "naturelles" (enrochements, dalles en pierres ou en béton, etc.). Trois autres plages ont en revanche été incluses dans l'étude. Il s'agit d'une plage semi-privée à Crans (VD), de la plage de la Pichette sur la commune de Corseaux et de la plage de l'Empereur à Noville (Grangettes). Au total, la superficie des 90 plages retenues correspond à 68'400 m² pour un linéaire de 12'700 m. Selon cette estimation, la contamination plastique s'élève à 519'840'000 ± 567'720'000 particules sur les plages du Léman, basée sur la moyenne pondérée et 1'197'000'000 ± 1'306'400'000 sans pondération.

Pour les macroplastiques, sur les 12'700 m de plages publiques, en transposant la moyenne de 3.42 ± 3.66 pièces par mètre recensées dans le cadre du projet Pla'stock, il y aurait 43'400 ± 46'500 morceaux de plastiques sur les plages publiques du Léman.

6.4. PRÉDICTION DES ABONDANCES

6.4.1. Prédiction avec modèle de la grille bayésienne

La méthode de la grille Bayésienne estime les paramètres en divisant l'espace des paramètres en points, calculant les chances de chaque point sur une grille, et les combinant avec des estimations antérieures pour obtenir des estimations finales. Elle aide à estimer les paramètres et leur incertitude, mais peut être complexe à calculer.

6.4.2. Microplastiques

Les prédictions des abondances de microplastiques sur les plages du Léman permettent de visualiser ce qui est censé être réellement présent sur les plages en fonction des échantillonnages réalisés en 2021 dans le cadre de cette étude. Dans un premier temps, la prédiction d'abondance a été effectuée pour l'ensemble des plages, toutes conditions confondues (Figure 18).

Tableau 12. Prédiction d'abondance par approximation Bayésienne.

Table 12. Abundance prediction using Bayesian approximation.

	Concentration observée/100 cm²	Prédiction abondance/100 cm²
1%	23.22	3
25%	71.75	38.75
Médiane	125.5	113.5
75%	201.75	259.75
99%	1011.71	1031.66
Moyenne	175.74	200.57

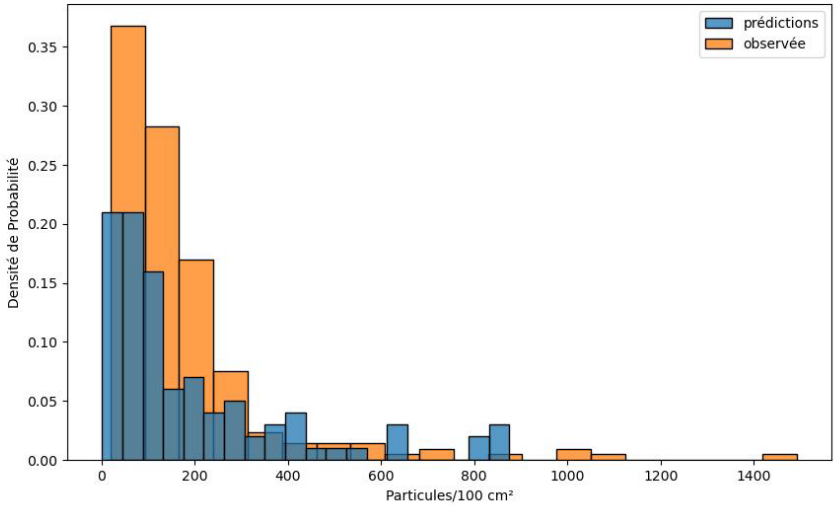


Figure 18. Prédiction d'abondance par approximation Bayésienne.

Figure 18. Abundance prediction using Bayesian approximation.

Les substrats ont été regroupés en deux catégories. Les sables comprennent les sables fins et grossiers. Les graviers comprennent les graviers et les cailloux. Les futurs relevés permettront d'alimenter le modèle de prédiction et d'en augmenter la robustesse. A ce stade, la prédiction indique qu'en allant se promener sur une plage de sable, nous trouverons en moyenne 200 particules de plastiques (valeur non pondérée), avec 99% des échantillons contenant moins de 1031 particules par échantillons de 100 cm^2. En s'intéressant à la distinction entre les types de substrats, il est prévisible de trouver en moyenne plus de particules sur les plages dont le substrat est grossier (graviers et cailloux) que sur celles qui sont de sable. La dispersion des mesures est très grande sur les plages de graviers/galets avec des abondances pouvant varier de 1 à 1446 particules/100 cm^2 dans 99% des cas. A noter que les prédictions prévoient une différence entre les substrats sableux et les substrats grossiers moindre que celle mesurée in situ (Tableau 13).

Tableau 13. Prédiction d'abondance en nombre de particules/100 cm2 sur les substrats sableux (à gauche) et ceux plus grossiers (graviers et cailloux) (à droite)

Table 13. Predicted abundance in number of particles/100 cm2 on sandy substrates (left) and coarser substrates (gravel and pebbles) (right)

Substrats sableux	Concentration observée/ 100 cm^2	Prédiction abondance/ 100 cm^2
1%	23.76	8.92
25%	84.5	81.5
Médiane	136	147.5
75%	212	308.5
99%	812.94	1294.92
Moyenne	177.16	269.94

Substrats grossiers	Concentration observée/ 100 cm^2	Prédiction abondance/ 100 cm^2
1%	24.32	1
25%	62	41.75
Médiane	90	131
75%	182	438
99%	1192.48	1446.44
Moyenne	173.03	331.42

6.4.3. Macroplastiques

Sur la base des différentes sessions d'échantillonnage de ces dernières années, il est possible de prédire les abondances de macroplastiques qui seront retrouvées sur les plages du Léman en 2024. Le but est de pouvoir combiner, au sein de ce modèle, les données récoltées dans le cadre de Pla'stock et celles issues d'études plus anciennes. De cette manière, il sera possible de connaître la quantité et le type de plastiques qui seront trouvés en allant se promener sur une plage donnée. La prédiction se base uniquement sur les collectes effectuées et ne prend pas en compte les ramassages effectués par les voiries.

Tableau 14. Prédiction d'abondance en nombre de pièces de macroplastiques par mètre linéaire.
Table 14. Prediction of abundance in number of pieces of macroplastic per linear meter.

	Concentration observée/ mètre linéaire	Prédiction abondance/ mètre linéaire
Min	0.1	0
25%	0.78	0.6
Médiane	2	1.4
75%	4.57	3.2
Max	18.2	18.2
Moyenne	3.42	2.26
Ecart-type	3.66	2.43

7. CONCLUSION

En conclusion de cette étude, on observe une grande disparité de concentration entre les différentes plages, tant pour les micros que pour les macroplastiques. Une étude similaire à l'échelle de chaque plage révélerait probablement la même hétérogénéité, compte tenu des zones d'accumulation observées sur différentes plages. Parmi les variables relevées (fréquentation, substrat, situation et distance à un parking), aucune ne se démarque comme étant déterminante pour expliquer la pollution plastique des plages du Léman et ce, bien que des variations aient été constatées. Cependant, une plage de sable, à proximité d'un parking et très fréquentée, risque d'être plus fortement impactée qu'une plage isolée avec galets. Entre la ligne d'eau et la plage sèche, il semblerait que l'accumulation de plastique ait plutôt lieu sur la plage sèche. Ceci pourrait s'expliquer par un dépôt des plastiques lors de forts vents du large qui sont ensuite stockés dans le substrat. A l'inverse, la ligne d'eau est continuellement exposée à la dynamique lacustre et l'importance de ces dépôts peut fortement varier en fonction des vents récents. Ces éléments devront être testés lors de futures études afin de pouvoir retracer au mieux le cheminement des plastiques dans le Léman et ainsi, dans la mesure du possible, en retracer la source. Le fait que, pour les macroplastiques, il n'y ait pas de variations visibles entre la ligne d'eau et la plage sèche peut s'expliquer par la fréquence des nettoyages effectués de manière très variable par les services communaux. Le transfert de déchets entre le lac et les rives est tout de même rendu visible par les types de déchets retrouvés sur la plage sèche (cotons-tiges, pellets, déchets de construction).

Les comparaisons avec des études antérieures montrent une nette augmentation des concentrations en microplastiques depuis l'étude de Faure et al. (2014), avec une prédominance des fibres. En revanche, les concentrations en macroplastiques tendent à diminuer légèrement. Ces évolutions seront intéressantes à suivre lors de futures études. Concernant les microplastiques identifiés, les fibres anthropiques sont largement dominantes, ce qui démontre le rôle important de l'abrasion des textiles dans l'introduction de microplastiques dans l'environnement.

En ce qui concerne les macroplastiques, il convient de noter l'importance de la fragmentation observée sur les déchets récupérés. En effet, plus de la moitié des objets triés n'étaient plus identifiables, preuve que les macroplastiques constituent la source de microplastiques secondaires. Parmi les éléments identifiables les plus fréquemment rencontrés, on retrouve les mégots, les emballages alimentaires et les pellets industriels.

Des tests sur les apports des principaux cours d'eau sont en cours de réalisation dans le cadre d'un travail de master avec l'UNIGE. Il serait également intéressant de pouvoir étudier l'influence des vents et des courants sur la distribution des plastiques autour du lac. L'exemple des Grangettes et du Bouveret qui subit l'effet combiné de la proximité du Rhône et des contre-courants ramenant les déchets vers les rives, illustre bien l'influence que peuvent avoir ces variables. Il serait également important de pouvoir identifier les différents vecteurs et sources de pollution pour les réduire au maximum.

Par ailleurs, grâce à l'identification des différents déchets recensés sur les plages du Léman, des mesures politiques pourraient être prises pour réduire, voire supprimer, le rejet de certains d'entre eux dont le cheminement dans l'environnement est connu.

BIBLIOGRAPHIE

Boucher, J., Faure, F., Pompini, O., Plummer, Z., Wieser, O., & de Alencastro, L. F. (2019). (Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 112, 66-74.

Bouzid, N., Anquetil, C., Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B., & Derenne, S. (2022). Quantification of microplastics by pyrolysis coupled with gas chromatography and mass spectrometry in sediments: Challenges and implications. Microplastics, 1(2), 229-239.

Bridson, J. H., Patel, M., Lewis, A., Gaw, S., & Parker, K. (2020). Microplastic contamination in Auckland (New Zealand) beach sediments. Marine Pollution Bulletin, 151, 110867.

Constant, M., Kerhervé, P., Mino-Vercellio-Verollet, M., Dumontier, M., Vidal, A. S., Canals, M., & Heussner, S. (2019). Beached microplastics in the northwestern Mediterranean Sea. Marine pollution bulletin, 142, 263-273.

Davidson-Pilon, C. (2015). Bayesian methods for hackers: probabilistic programming and Bayesian inference. Addison-Wesley Professional.

Downey A. (2021). Think Bayes 2ed, Green Tea Press, 2021, http://allendowney.github.io/ThinkBayes2/

Faure, F., & De Alencastro, L. F. (2016). Microplastiques: situation dans les eaux de surface en Suisse. Aqua & Gas, (4), 72-77.

Faure, F., de Alencastro, F., Scharer, M., & Kunz, M. (2014). Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse. École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), Laboratoire central environnemental GR-CEL, Lausanne.

Frei, G., Peduzzi, S., Stoll, S., & Bruder, A. (2022). Assessment of microplastic contamination on lakeshores of Lake Lugano. Bollettino della Societ ticinese di Scienze naturali, 110, 71-81.

Galgani, F., Ruiz-Orejon, L. F., Ronchi, F., Tallec, K., Fischer, E. K., Anastasopoulou, A., ... & Hanke, G. (2023). Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas-An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive.

Gelman, A., Carlin J., Stern H., Dunson D., Vehtari A., Rubin D. (2021) Bayesian Data Analysis - Third edition, doi: 10.1201/b16018.

Gerdts, G. (2019). Defining the BASElines and standards for Microplastics ANalyses in European waters: Final report Project BASEMAN.

Hanke, G., Galgani, F., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., ... & Liebezeit, G. (2013). Guidance on monitoring of marine litter in European seas. Centro Oceanográfico de Vigo.

Hidalgo-Ruz, V., & Thiel, M. (2013). Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): a study supported by a citizen science project. Marine environmental research, 87, 12-18.

Hunter, J. D. (2007). Matplotlib: A 2D graphics environment. Computing in science & engineering, 9(03), 90-95.

Imhof, H. K., Wiesheu, A. C., Anger, P. M., Niessner, R., Ivleva, N. P., & Laforsch, C. (2018). Variation in plastic abundance at different lake beach zones-A case study. Science of the Total Environment, 613, 530-537.

Jaynes, E. T. (2003). Probability theory: The logic of science. Cambridge university press.

Johnson, A. A., Ott, M. Q., & Dogucu, M. (2022). Bayes rules!: An introduction to applied Bayesian modeling. Chapman and Hall/CRC.

Jupyter Book (2021). Jupyter Book, https://zenodo.org/record/4539666.

Lots, F. A., Behrens, P., Vijver, M. G., Horton, A. A., & Bosker, T. (2017). A large-scale investigation of microplastic contamination: abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. Marine pollution bulletin, 123(1-2), 219-226.

Martin, O. (2018). Bayesian Analysis with Python: Introduction to statistical modeling and probabilistic programming using PyMC3 and ArviZ. Packt Publishing Ltd.

OFEV (2021). Identification, quantification and analysis of observable anthropogenic litter along Swiss lake systems. https://www.plagespropres.ch/titlepage.html

Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., ... & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. Environmental Chemistry Letters, 21(4), 2129-2169.

Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., ... & Duchesnay, É. (2011). Scikit-learn: Machine learning in Python. the Journal of machine Learning research, 12, 2825-2830.

Cameron A. and Pravin Trivedi (1999) Regression analysis of count data. 2nd ed, Technometrics, doi: 10.1017/CBO9780511814365.

Rossum, G. (1995). Python reference manual.

Team, T. P. D. (2020). Pandas development Pandas-dev/pandas: Pandas. Zenodo, 21, 1-9.

Van Loon, W., Hanke, G., Fleet, D., Werner, S., Barry, J., Strand, J., ... & Walvoort, D. (2020). A European Threshold Value and Assessment Method for Macro Litter on Coastlines.

Virtanen, P., Gommers, R., Oliphant, T. E., Haberland, M., Reddy, T., Cournapeau, D., ... & Van Mulbregt, P. (2020). SciPy 1.0: fundamental algorithms for scientific computing in Python. Nature methods, 17(3), 261-272.

Vlachogianni, T. (2019). Assessing marine litter on Mediterranean beaches. Filling in the knowledge gaps via a participatory-science initiative. MIO-ECSDE. TABLE OF CONTENTS, 1, 3.

Vlachogianni, T., Anastasopoulou, A., Fortibuoni, T., Ronchi, F., & Zeri, C. (2017). Marine litter assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA, 168.

Wilson KA, Auerbach NA, Sam K, Magini AG, Moss ASL, Langhans SD, et al. (2016) Conservation Research Is Not Happening Where It Is Most Needed. PLoS Biol 14(3): e1002413. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002413

Zbyszewski, M., Corcoran, P. L., & Hockin, A. (2014). Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. Journal of Great Lakes Research, 40(2), 288-299.

ANNEXE 1. MASTERLIST DES DECHETS

Masterlist des déchets élaborés par Hanke et al. (2013)

Master list of categories of litter items (Hanke et al. (2013)

Master List of Categories of Litter Items

TSG_ML General- Code	OSPAR- Code	UNEP- Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G31	19		Lolly sticks	Artificial polymer materials		x				
G32	20	PL08	Toys and party poppers	Artificial polymer materials	x	x				
G33	21	PL06	Cups and cup lids	Artificial polymer materials	x	x				
G34	22	PL04	Cutlery and trays	Artificial polymer materials		x				
G35	22	PL04	Straws and stirrers	Artificial polymer materials		x				
G36	23		Fertiliser/animal feed bags	Artificial polymer materials		x				
G37	24	PL15	Mesh vegetable bags	Artificial polymer materials		x				
G38			Cover / packaging	Artificial polymer materials				x		
G39		PL09	Gloves	Artificial polymer materials			x	x		
G40	25	PL09	Gloves (washing up)	Artificial polymer materials	x	x				
G41	113	RB03	Gloves (industrial/professional rubber gloves)	Artificial polymer materials	x	x				
G42	26	PL17	Crab/lobster pots and tops	Artificial polymer materials		x				
G43	114		Tags (fishing and industry)	Artificial polymer materials		x				
G44	27	PL17	Octopus pots	Artificial polymer materials		x				
G45	28	PL15	Mussels nets, Oyster nets	Artificial polymer materials		x				
G46	29		Oyster trays (round from oyster cultures)	Artificial polymer materials		x				
G47	30		Plastic sheeting from mussel culture (Tahitians)	Artificial polymer materials		x				
G48			Synthetic rope	Artificial polymer materials			x	x		
G49	31	PL19	Rope (diameter more than 1cm)	Artificial polymer materials	x	x				
G50	32	PL19	String and cord (diameter less than 1cm)	Artificial polymer materials	x	x				
G51		PL20	Fishing net	Artificial polymer materials			x	x		
G52		PL20	Nets and pieces of net	Artificial polymer materials	x	x				
G53	115	PL20	Nets and pieces of net < 50 cm	Artificial polymer materials		x				
G54	116	PL20	Nets and pieces of net > 50 cm	Artificial polymer materials		x				
G55		PL18	Fishing line (entangled)	Artificial polymer materials			x			
G56	33	PL20	Tangled nets/cord	Artificial polymer materials		x				
G57	34	PL17	Fish boxes - plastic	Artificial polymer materials		x		x		
G58	34	PL17	Fish boxes - expanded polystyrene	Artificial polymer materials		x		x		
G59	35	PL18	Fishing line/monofilament (angling)	Artificial polymer materials	x	x	x			
G60	36	PL17	Light sticks (tubes with fluid) incl. packaging	Artificial polymer materials		x				
G61			Other fishing related	Artificial polymer materials			x			
G62	37	PL14	Floats for fishing nets	Artificial polymer materials	x	x				
G63	37	PL14	Buoys	Artificial polymer materials		x		x		

Master List of Categories of Litter Items

TSG_ML General- Code	OSPAR- Code	UNEP- Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G64			Fenders	Artificial polymer materials		x				
G65	38	PL03	Buckets	Artificial polymer materials		x				
G66	39	PL21	Strapping bands	Artificial polymer materials	x	x	x			
G67	40	PL16	Sheets, industrial packaging, plastic sheeting	Artificial polymer materials		x	x	x		
G68	41	PL22	Fibre glass/fragments	Artificial polymer materials		x				
G69	42		Hard hats/Helmets	Artificial polymer materials		x				
G70	43		Shotgun cartridges	Artificial polymer materials		x				
G71	44	CL01	Shoes/sandals	Artificial polymer materials		x				
G72			Traffic cones	Artificial polymer materials		x				
G73	45	FP01	Foam sponge	Artificial polymer materials		x				
G74			Foam packaging/insulation/polyurethane	Artificial polymer materials				x		
G75	117		Plastic/polystyrene pieces 0 - 2.5 cm	Artificial polymer materials		x				
G76	46		Plastic/polystyrene pieces 2.5 cm > < 50cm	Artificial polymer materials		x				
G77	47		Plastic/polystyrene pieces > 50 cm	Artificial polymer materials		x				
G78			Plastic pieces 0 - 2.5 cm	Artificial polymer materials		x				
G79			Plastic pieces 2.5 cm > < 50cm	Artificial polymer materials		x		x		
G80			Plastic pieces > 50 cm	Artificial polymer materials		x		x		
G81			Polystyrene pieces 0 - 2.5 cm	Artificial polymer materials		x				
G82			Polystyrene pieces 2.5 cm > < 50cm	Artificial polymer materials		x		x		
G83			Polystyrene pieces > 50 cm	Artificial polymer materials		x		x		
G84			CD, CD-box	Artificial polymer materials		x				
G85			Salt packaging	Artificial polymer materials		x				
G86			Fin trees (from fins for scuba diving)	Artificial polymer materials		x				
G87			Masking tape	Artificial polymer materials		x				
G88			Telephone (incl. parts)	Artificial polymer materials		x				
G89			Plastic construction waste	Artificial polymer materials		x				
G90			Plastic flower pots	Artificial polymer materials		x				
G91			Biomass holder from sewage treatment plants	Artificial polymer materials		x				
G92			Bait containers/packaging	Artificial polymer materials		x				
G93			Cable ties	Artificial polymer materials		x	x			
G94			Table cloth	Artificial polymer materials				x		
G95	98	OT02	Cotton bud sticks	Artificial polymer materials	x	x	x			
G96	99	OT02	Sanitary towels/panty liners/backing strips	Artificial polymer materials		x	x			

Master List of Categories of Litter Items

TSG_ML General- Code	OSPAR- Code	UNEP- Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G97	101	OT02	Toilet fresheners	Artificial polymer materials		x				
G98		OT02	Diapers/nappies	Artificial polymer materials		x	x			
G99	104	PL12	Syringes/needles	Artificial polymer materials		x	x			
G100	103		Medical/Pharmaceuticals containers/tubes	Artificial polymer materials		x				
G101	121		Dog faeces bag	Artificial polymer materials	x	x				
G102		RB02	Flip-flops	Artificial polymer materials		x				
G103			Plastic fragments rounded <5mm	Artificial polymer materials						x
G104			Plastic fragments subrounded <5mm	Artificial polymer materials						x
G105			Plastic fragments subangular <5mm	Artificial polymer materials						x
G106			Plastic fragments angular <5mm	Artificial polymer materials						x
G107			cylindrical pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G108			disks pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G109			flat pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G110			ovoid pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G111			spheruloids pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G112		PL23	Industrial pellets	Artificial polymer materials	x				x	
G113			Filament <5mm	Artificial polymer materials						x
G114			Films <5mm	Artificial polymer materials						x
G115			Foamed plastic <5mm	Artificial polymer materials						x
G116			Granules <5mm	Artificial polymer materials						x
G117			Styrofoam <5mm	Artificial polymer materials						x
G118			Small industrial spheres (<5mm)	Artificial polymer materials					x	
G119			Sheet like user plastic (>1mm)	Artificial polymer materials					x	
G120			Threadlike user plastic (>1mm)	Artificial polymer materials					x	
G121			Foamed user plastic (>1mm)	Artificial polymer materials					x	
G122			Plastic fragments (>1mm)	Artificial polymer materials					x	
G123			Polyurethane granules <5mm	Artificial polymer materials				x		
G124	48	PL24	Other plastic/polystyrene items (identifiable)	Artificial polymer materials		x	x	x		
G125	49	RB01	Balloons and balloon sticks	Rubber	x	x	x	x		
G126		RB01	Balls	Rubber		x		x		
G127	50		Rubber boots	Rubber		x	x	x		
G128	52	RB04	Tyres and belts	Rubber	x	x	x	x		
G129		RB05	Inner-tubes and rubber sheet	Rubber		x				
G130			Wheels	Rubber	x	x				
G131		RB06	Rubber bands (small, for	Rubber		x				

Master List of Categories of Litter Items

TSG_ML General- Code	OSPAR- Code	UNEP- Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
			kitchen/household/post use)							
G132			Bobbins (fishing)	Rubber		x	x			
G133	97	RB07	Condoms (incl. packaging)	Rubber		x	x			
G134	53	RB08	Other rubber pieces	Rubber		x	x	x		
G135		CL01	Clothing (clothes, shoes)	Cloth/textile				x		
G136		CL01	Shoes	Cloth/textile			x			
G137	54	CL01	Clothing / rags (clothing, hats, towels)	Cloth/textile	x	x	x			
G138	57	CL01	Shoes and sandals (*e.g.* Leather, cloth)	Cloth/textile		x				
G139		CL02	Backpacks & bags	Cloth/textile		x				
G140	56	CL03	Sacking (hessian)	Cloth/textile		x				
G141	55	CL05	Carpet & Furnishing	Cloth/textile		x	x	x		
G142		CL04	Rope, string and nets	Cloth/textile		x	x	x		
G143		CL03	Sails, canvas	Cloth/textile		x		x		
G144	100	OT02	Tampons and tampon applicators	Cloth/textile	x	x				
G145	59	CL06	Other textiles (incl. rags)	Cloth/textile		x	x	x		
G146			Paper/Cardboard	Paper/Cardboard			x			
G147	60		Paper bags	Paper/Cardboard		x				
G148	61	PC02	Cardboard (boxes & fragments)	Paper/Cardboard	x	x	x	x		
G149		PC03	Paper packaging	Paper/Cardboard				x		
G150	118	PC03	Cartons/Tetrapack Milk	Paper/Cardboard	x	x				
G151	62	PC03	Cartons/Tetrapack (others)	Paper/Cardboard	x	x				
G152	63	PC03	Cigarette packets	Paper/Cardboard		x				
G153	65	PC03	Cups, food trays, food wrappers, drink containers	Paper/Cardboard	x	x				
G154	66	PC01	Newspapers & magazines	Paper/Cardboard		x		x		
G155		PC04	Tubes for fireworks	Paper/Cardboard		x				
G156			Paper fragments	Paper/Cardboard		x				
G157			Paper	Paper/Cardboard					x	
G158	67	PC05	Other paper items	Paper/Cardboard		x	x	x		
G159	68	WD01	Corks	Processed/worked wood		x				
G160	69	WD04	Pallets	Processed/worked wood	x	x	x	x		
G161	69	WD04	Processed timber	Processed/worked wood		x				
G162	70	WD04	Crates	Processed/worked wood	x	x		x		
G163	71	WD02	Crab/lobster pots	Processed/worked wood		x				
G164	119		Fish boxes	Processed/worked wood	x	x				
G165	72	WD03	Ice-cream sticks, chip forks, chopsticks, toothpicks	Processed/worked wood	x	x				

Master List of Categories of Litter Items

TSG_ML General- Code	OSPAR- Code	UNEP- Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G166	73		Paint brushes	Processed/worked wood		x				
G167		WD05	Matches & fireworks	Processed/worked wood		x				
G168			Wood boards	Processed/worked wood				x		
G169			Beams / Dunnage	Processed/worked wood				x		
G170			Wood (processed)	Processed/worked wood			x			
G171	74	WD06	Other wood < 50 cm	Processed/worked wood		x				
G172	75	WD06	Other wood > 50 cm	Processed/worked wood		x				
G173		WD06	Other (specify)	Processed/worked wood	x		x	x		
G174	76		Aerosol/Spray cans industry	Metal	x	x				
G175	78	ME03	Cans (beverage)	Metal	x	x	x	x		
G176	82	ME04	Cans (food)	Metal	x	x	x			
G177	81	ME06	Foil wrappers, aluminium foil	Metal		x				
G178	77	ME02	Bottle caps, lids & pull tabs	Metal	x	x				
G179	120		Disposable BBQ's	Metal		x				
G180	79	ME10	Appliances (refrigerators, washers, etc.)	Metal		x	x			
G181		ME01	Tableware (plates, cups & cutlery)	Metal		x				
G182	80	ME07	Fishing related (weights, sinkers, lures, hooks)	Metal		x	x	x		
G183		ME07	Fish hook remains	Metal					x	
G184	87	ME07	Lobster/crab pots	Metal	x	x				
G185			Middle size containers	Metal			x			
G186	83	ME10	Industrial scrap	Metal		x				
G187	84	ME05	Drums, *e.g.* oil	Metal		x	x			
G188		ME04	Other cans (< 4 L)	Metal		x				
G189		ME05	Gas bottles, drums & buckets (> 4 L)	Metal		x				
G190	86	ME05	Paint tins	Metal		x				
G191	88	ME09	Wire, wire mesh, barbed wire	Metal		x		x		
G192		ME05	Barrels	Metal				x		
G193			Car parts / batteries	Metal		x	x			
G194			Cables	Metal		x	x			
G195		OT04	Household Batteries	Metal		x				
G196			Large metallic objects	Metal			x			
G197			Other (metal)	Metal			x	x		
G198	89	ME10	Other metal pieces < 50 cm	Metal		x				
G199	90	ME10	Other metal pieces > 50 cm	Metal		x				
G200	91	GC02	Bottles incl. pieces	Glass/ceramics	x	x	x			
G201		GC02	Jars incl. pieces	Glass/ceramics		x	x			

Master List of Categories of Litter Items

TSG_ML General- Code	OSPAR- Code	UNEP- Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G202	92	GC04	Light bulbs	Glass/ceramics	x	x				
G203		GC03	Tableware (plates & cups)	Glass/ceramics		x				
G204	94	GC01	Construction material (brick, cement, pipes)	Glass/ceramics		x				
G205	92	GC05	Fluorescent light tubes	Glass/ceramics	x	x				
G206		GC06	Glass buoys	Glass/ceramics		x				
G207	95		Octopus pots	Glass/ceramics		x				
G208		GC07	Glass or ceramic fragments >2.5cm	Glass/ceramics		x	x			
G209			Large glass objects (specify)	Glass/ceramics			x			
G210	96	GC08	Other glass items	Glass/ceramics	x	x	x			
G211	105	OT05	Other medical items (swabs, bandaging, adhesive plaster etc.)	unidentified		x				
G212			Slack / Coal						x	
G213	181, 109, 110	OT01	Paraffin/Wax	Chemicals		x			x	
G214			Oil/Tar	Chemicals					x	
G215			Food waste (galley waste)	Food waste					x	
G216			various rubbish (worked wood, metal parts)	undefined					x	
G217			Other (glass, metal, tar) <5mm	unidentified						x

ANNEXE 2. DONNEES DES PLAGES ECHANTILLONNEES

Données des plages échantillonnées

Data from sampled beaches

Plage	Echantillons prélevés	Coordonnée X	Coordonnée y	Secteur	Substrat	Surface (m²)	Temps / passage (min)	Longueur plage (m)
Amphion	4	46.398	6.534	1	4	98	50	91
Amphion	6	46.398	6.534	2	4	342	170	91
Anthy	3	46.352	6.404	1	4	62	30	85
Anthy	3	46.352	6.404	2	4	211	95	85
Aubonne	5	46.460	6.391	1	4	72	40	50
Aubonne	4	46.460	6.391	2	4	268	150	50
Baby Plage	5	46.209	6.163	1	1	112	60	81
Baby Plage	7	46.209	6.163	2	1	384	200	81
Bouveret	7	46.389	6.860	1	1	99	50	116
Bouveret	5	46.389	6.860	2	1	438	220	116
Clarens	4	46.439	6.890	1	4	67	30	52
Clarens	3	46.439	6.890	2	2	273	125	52
Crans	1	46.355	6.214	1	2	16	6	21
Cully	1	46.489	6.741	1	3	15	7	18
Cully	1	46.489	6.741	2	3	52	25	18
Excenevex	8	46.350	6.360	1	1	175	90	120
Excenevex	26	46.349	6.360	2	1	1803	900	120
Gland	1	46.419	6.290	1	2	23	8	23
Grangettes	4	46.396	6.887	1	1	79	40	66
Grangettes	3	46.396	6.887	2	1	260	130	66
Hermance	4	46.304	6.241	1	3	105	50	64
Hermance	5	46.304	6.241	2	3	265	130	64
Lugrin	3	46.405	6.668	1	4	72	35	70
Lugrin	2	46.405	6.668	2	4	159	80	70
Lutry	4	46.500	6.692	1	4	77	40	66
Lutry	4	46.500	6.692	2	2	234	120	66
Meillerie	1	46.408	6.717	1	2	53	7	25
Pichette	3	46.470	6.816	1	3	41	20	40
Pichette	3	46.470	6.816	2	3	190	100	40
Port Choiseul	6	46.290	6.171	1	3	147	70	78
Port Choiseul	4	46.289	6.171	2	3	297	150	78
Préverenges	10	46.511	6.530	1	1	150	80	125
Préverenges	13	46.511	6.530	2	1	961	490	125
Rolle	10	46.461	6.351	1	1	122	60	98
Rolle	11	46.461	6.351	2	1	937	475	98
Saint-Disdille	6	46.401	6.502	1	4	75	30	100
Savonière	3	46.264	6.200	1	4	82	40	55
Savonière	6	46.264	6.200	2	2	325	160	55
Tolochenaz	4	46.492	6.481	1	2	52	25	36
Tougues	6	46.325	6.257	1	2	94	45	114
Tougues	6	46.325	6.257	2	2	450	220	114
Versoix	3	46.274	6.171	1	3	37	20	30
Versoix	1	46.274	6.171	2	3	169	85	30
Vidy	6	46.511	6.611	1	1	91	45	71
Vidy	7	46.511	6.610	2	1	413	210	71

Secteur : 1= Ligne d'eau, 2= Plage sèche ; Substrat : 1= sable fin, 2= sable grossier, 3= gravier, 4= caillou

ANNEXE 3. PROTOCOLE POUR LA RECOLTE ET TRI DES MICROPLASTIQUES

Protocole pour la récolte et tri des macroplastiques

Protocol for collecting and sorting macroplastics

Ce document a été transmis aux bénévoles en vue de l'échantillonnage des déchets

Définition

Le terme « macroplastique » regroupe l'ensemble des éléments de plus de 5 mm. En dessous, les particules sont appelées microplastiques. Cependant, pour la partie « macroplastiques » de cette étude, l'ensemble des plastiques visibles à l'œil nu seront pris en compte. Les particules recherchées sur les plages peuvent ainsi mesurer seulement quelques millimètres à plusieurs centimètres. Les petits éléments demandent une attention très élevée, d'où le protocole strict présenté ci-après.

Objectif

Le but de l'étude est d'établir la densité et le type des plastiques retrouvés sur les plages du Léman. Pour ce faire, des recensements sont menés conjointement sur 25 plages tout autour du lac. Afin d'obtenir des données comparables entre elles, les récoltes doivent être faites selon un protocole strict en respectant une surface et un temps de travail donnés. Le nombre d'intervenant.es, le secteur et le temps d'intervention doivent donc être rigoureusement respectés.

Matériel

1 seau par personne

2 boîtes en plastiques (pour la·le responsable)

Secteur

Selon les informations reçues dans la fiche secteur :

- Ligne d'eau et les deux premiers mètres de la plage
- Reste de la plage

Récolte

Le responsable de secteur accueille les bénévoles et leur transmet les informations sur le secteur à inventorier. Certains bénévoles seront dédié.es à la récolte sur la partie 1 et les autres sur la 2. Cette répartition se fera au prorata de la taille de la ligne d'eau par rapport au reste de la plage. La répartition des bénévoles sera préalablement transmise aux responsables de secteurs par l'ASL. Les récoltes des deux parties seront triées et comptabilisées de manière distincte. La récolte se fait en parcourant le secteur prédéfini à un rythme de 30 secondes /m2. Cette vitesse est très lente et permet une attention élevée aux petits éléments. Chaque bénévole, équipé de son seau, parcourt la plage. Il ne faut pas creuser pour rechercher les plastiques. Seuls ceux se trouvant à la surface de la plage sont récoltés. Le responsable est également gardien.ne du temps. Lorsque le temps à disposition est écoulé, les bénévoles rassemblent les déchets récoltés sur la bâche tout en s'assurant de bien garder la séparation entre les éléments de la partie 1 et ceux de la partie 2. Le tri se fait selon la nomenclature reconnue au niveau européen et qui a été présentée aux responsables lors des soirées de formation. Il est important d'être très rigoureux dans le tri afin de ne pas biaiser les statistiques. Une fois la comptabilisation des éléments effectuée, les données sont saisies dans l'app Net'Léman par le responsable de secteur.

Récapitulatif

Délimitation du site en 2 parties : a. Partie 1 : ligne d'eau et les deux premiers mètres de plage b. Partie 2 : reste de la plage

Répartition des bénévoles sur les deux parties selon instructions reçues par l'ASL dans les documents de terrain (cartes, liste des bénévoles)

Récolte pendant le temps donné à une vitesse d'environ 2 m2/min. Les éléments récoltés sont stockés dans un seau a. Particules ciblées : toutes celles visibles à l'œil nu. ATTENTION : les plus petites peuvent faire quelques millimètres seulement. b. Le substrat (sable, graviers, galets, coquillages, plantes aquatiques…) ne doit pas être retourné. Seules les particules visibles à la surface de la plage sont collectées.

Tri et comptabilisation a. Tri à domicile par le responsable selon la nomenclature fournie lors de la soirée de formation.

ATTENTION à bien séparer les éléments récoltés sur la partie 1 de ceux de la partie 2. Les éléments sont stockés dans les boites en plastique. Pour éviter la surcharge, les gros éléments (bouteilles en PET ou verre, cannette en aluminium, …) sont directement comptabilisés sur site et évacués dans les poubelles de tris les plus proches. A choix, les mégots peuvent également être comptabilisés directement sur site. b. Comptabilisation de l'ensemble des éléments et saisie des données par le responsable dans l'App Net'Léman. Dans les données du nettoyage, la récolte sera identifiée de la manière suivante : Pla'stock – Nom de la plage – Partie (1 ou 2) – Saison.

Envoi des échantillons a. Les deux boites (partie 1 et partie 2) sont ensuite renvoyées à l'ASL avec à l'intérieur uniquement les éléments en plastique, à l'exception des mégots et des grands déchets (ex : bouteilles en PET). Vous pouvez conserver le carton reçu avec les boites et y coller l'étiquette préaffranchie.

Météo

L'action est maintenue par tous les temps, dans la limite du raisonnable. Le seul facteur réellement limitant est le vent. En cas de vague trop importante, la ligne d'eau n'est pas accessible il n'est donc pas possible de garantir la justesse du protocole.

ANNEXE 4. CONCENTRATION MOYENNE DE MICROPLASTIQUES

Concentration moyenne de microplastiques par secteur et par plage

Average concentration of microplastics by sector and beach

	Moyenne/100 cm² Ligne d'eau	**Moyenne/100 cm² Plage sèche**
Amphion	111.5	140.16
Anthy	55.33	178.67
Aubonne	62.8	152.33
Baby plage	69	160.5
Bouveret	90.86	404
Clarens	54.25	107
Crans	19	-
Cully	128	-
Excenevex	102.29	171.58
Gland	40	-
Grangettes	419.75	422.5
Hermance	66.5	250.8
Lugrin	111	396.5
Lutry	77	249.67
Meillerie	57	-
Pichette	72	-
Port choiseul	63.99	1181.67
Préverenges	242.3	191.31
Rolle	125.1	179.81
Saint-disdille	179.83	-
Savonnière	130	351
Tolochenaz	95.75	-
Tougues	67.67	156.6
Versoix	99.34	101
Vidy	78.16	241.6

ANNEXE 5. TRAVAUX DE MASTER

Travaux de master en lien avec le projet Pla'Stock

Master's work related to the Pla'Stock project

Synthèses des études réalisées par Coline Guignier et Louise Uhlmann dans le cadre de leurs travaux de Master au sein du Département F.-A. Forel de l'Université de Genève.

La manipulation des échantillons est effectuée dans de la verrerie rincée à l'eau ultrapure afin d'éviter toute nouvelle contamination par des plastiques (Bouzid et al). Dans un premier temps, les échantillons ont été séchés dans un four à 60 °C. Une fois sec, le traitement des échantillons dédiés à la comptabilisation et ceux pour la caractérisation a été différent avec l'ajout d'une étape de digestion. Cette étape, particulièrement chronophage, n'a pas été retenue pour la comptabilisation afin de permettre l'analyse des 217 échantillons.

Pour les 15 échantillons dédiés à la caractérisation, 50 grammes sont prélevés avant d'être tamisés en trois fractions en fonction de leur taille : 500 µm-1'250 µm, 1'250 µm-5'000 µm et >5'000 µm. Pour 5 échantillons, un 4ème tamisage a été effectué pour extraire les particules entre 63 µm et 500 µm.

Pour les plus petites fractions, la matière organique présente est digérée à l'aide d'un mélange composé à 50% d'eau ultrapure filtrée et de peroxyde d'oxygène. Les particules plastiques sont ensuite extraites par flottaison dans une solution de NaI à densité 1,7. La caractérisation des échantillons a été effectuée dans les laboratoires de l'UNIGE par microspectroscopie FTIR-ATR (Perkin-Elmer) selon la méthodologie décrite par Frei, (Frei et al). Cette méthodologie permet de distinguer les différents polymères qui composent les microplastiques.

En parallèle à la comptabilisation, des caractérisations chimiques ont été effectuées. Ces dernières ont déjà été publiées. Une première étude (Uhlmann, 2023) s'est concentrée sur 15 échantillons pour comptabiliser et caractériser les particules plastiques entre 500 µm et 5 mm et une autre (Guignier, 2023) a ciblé 5 échantillons pour y détecter les particules entre 63 µm et 500 µm. L'évolution des abondances de micoplastiques par kg de substrat analysé en fonction de la taille est flagrante (Figure 6.5). En effet, plus la taille recherchée est petite, plus le nombre de particules de microplastiques est élevé. Les classes de taille inventoriées dans le cadre de ce projet n'étant pas homogènes, l'évolution de l'abondance en particules/kg est en réalité encore plus marquée que ce qui est visible ici.

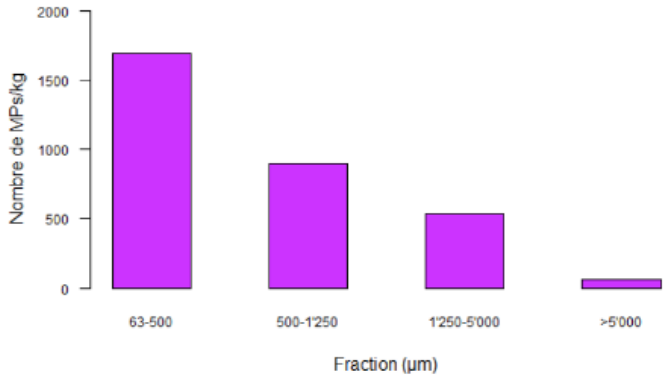


Figure 6.5 : Evolution des abondances moyennes de plastiques par kg de substrat analysé (Uhlmann, 2023) et (Guignier, 2023).

Au niveau de la caractérisation chimique, effectuée par FTIR-ATR, une grande variété de types de plastiques est observable entre les plages. Dans plusieurs échantillons, des particules de pneus ont été retrouvées (Figure 6.6). Comme lors de l'étude de Faure et al. (2014), le polyéthylène est le type plastique qui se retrouve dans le plus grand nombre d'échantillons. Le polyester et le polystyrène sont également présents dans un grand nombre de prélèvements. Parmi les plus petites fractions, il est intéressant de constater la présence d'éthylène-acétate de vinyle (EVA) et d'alcool polyvinylique (PVA), deux types de plastiques décrits comme très solubles et largement utilisés dans les colles (Figure 5.7). La solubilité de ces éléments peut expliquer le fait qu'ils n'aient pas été retrouvés dans les grandes fractions (Figure 6.6). A relever également le cas particulier de la plage de la Pichette où 100% des particules retrouvées correspondent à un mélange de plastiques utilisé dans la construction des pneus. Cette plage se situe directement en contrebas de la route Suisse et de l'autoroute. Les plages où la totalité des particules comptabilisées correspond à un seul type de plastique sont généralement celles avec une faible concentration en particules.

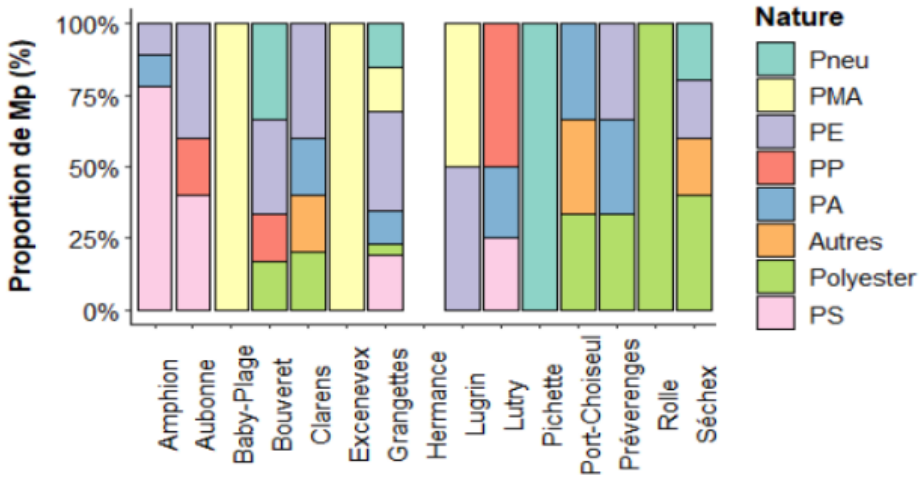


Figure 6.6 : Proportion des natures de MPs par plage échantillonnées (Uhlmann, 2023). PMA=Polyméthacrylate ; PE=Polyéthylène; PP=Polypropylène; PA=Polyamide; PS=Polystyrène

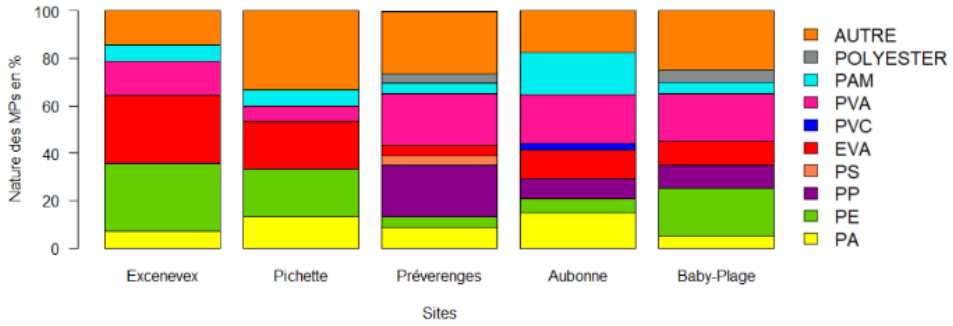


Figure 5.7 : Proportion des natures de MPs (en %) de la fraction 63-500 um pour les cinqs site d'étude dont le score de recherche est supérieur à 0.7: polyamide et nylon (PA), polyéthylène (PE), polypropylène (PP), polystyrène (PS), éthylène-acétate de vinyle (EVA), polychlorure de vinyle (PVC), alcool polyvinylique (PVA), polyacrylamide (PAM), polyester, autre. (Guignier, 2023)

AUTEURS ET AUTRICES DES RAPPORTS

Orlane ANNEVILLE	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARRTEL), BP 511 FR– 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Hélène BOURGEOIS	SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT, SECTION EAUX DE SURFACE ET DÉCHETS, AVENUE DE LA GARE 25, CP 670, CH – 1950 SION
Nadine BRAMAZ	CENTRE SUISSE D'ÉCOTOXICOLOGIE APPLIQUÉE, LAUSANNE & DÜBENDORF, SWITZERLAND
Silwan DAOUK	ASSOCIATION SUISSE DES PROFESSIONNELS DE LA PROTECTION DES EAUX (VSA), PLATEFORME QUALITÉ DES EAUX, CHEMIN DE MORNEX 3, CH – 1003 LAUSANNE
Isabelle DOMAIZON	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Roger ERISMANN	
Benoit FERRARI	CENTRE SUISSE D'ÉCOTOXICOLOGIE APPLIQUÉE, LAUSANNE & DÜBENDORF, SWITZERLAND
Nicole GALLINA	SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN – CHANGINS, CASE POSTALE 1080, CH – 1260 NYON 1
Chloé GOULON	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Jean GUILLARD	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Valérie HAMELET	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARRTEL), BP 511 FR– 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Stéphan JACQUET	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, THONON-LES-BAINS, FRANCE
Marion JAUSSI	SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT, SECTION EAUX DE SURFACE ET DÉCHETS, AVENUE DE LA GARE 25, CP 670, CH – 1950 SION
Raphaëlle JUGE	ASSOCIATION POUR LA SAUVEGARDE DU LÉMAN (ASL) - RUE DES CORDIERS 2, CH-1207 GENÈVE
Cornelia KIENLE	CENTRE SUISSE D'ÉCOTOXICOLOGIE APPLIQUÉE, LAUSANNE & DÜBENDORF, SWITZERLAND
Leslie LAINÉ	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX
Robin NOYER	SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN - CHANGINS, CASE POSTALE 1080, CH - 1260 NYON 1
Daniel OLBRICH	CENTRE SUISSE D'ÉCOTOXICOLOGIE APPLIQUÉE, LAUSANNE & DÜBENDORF, SWITZERLAND
Pascal PERNEY	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX
Cécile PLAGELLAT	DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT – DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL, URBAIN ET RURAL, DIVISION PROTECTION DES EAUX (PRE) – CHIMIE DES EAUX ET PCAM, CHEMIN DES BOVERESSES 155 -CP33 CH-1066 EPALINGES
Alexis POCHELON	ASSOCIATION POUR LA SAUVEGARDE DU LÉMAN (ASL) - RUE DES CORDIERS 2, CH-1207 GENÈVE
Philippe QUETIN	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRA, USMB), CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
Serena RASCONI	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX
Clément RAUTUREAU	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Frédéric RIMET	INRA UMR CARRTEL, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Hervé ROGISSART	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Andrea SCHIFFERLI	CENTRE SUISSE D'ÉCOTOXICOLOGIE APPLIQUÉE, LAUSANNE & DÜBENDORF, SWITZERLAND
Viet TRAN KHAC	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRA, USMB), CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Marine VAUTIER	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Etienne VERMEIRSSEN	CENTRE SUISSE D'ÉCOTOXICOLOGIE APPLIQUÉE, LAUSANNE & DÜBENDORF, SWITZERLAND