FACULTÉ DE L'ENVIRONNEMENT NATUREL, ARCHITECTURAL ET CONSTRUIT
Environmental Engineering Institute (IIE)
Central Environmental laboratory (GR-CEL)

Dr. Luiz Felippe de Alencastro
GR A1 382
Station 2
CH- 1015 LAUSANNE
TÉLÉPHONE: (21) 693 27 29 TÉLÉFAX: (21) 693 57 60 E-MAIL: felippe.dealencastro@epfl.ch

ÉCOLE POLYTECHNIQUE
FÉDÉRALE DE LAUSANNE

Évaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse

Rapport final

Sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)

Juin 2014

Mentions légales
Mandant: Office fédéral de l'environnement (OFEV), Division Eaux, CH-3003 Berne
Mandataire: École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), Faculté de l'environnement naturel, architectural et construit (ENAC), Institut d'ingénierie de l'environnement (IIE), Laboratoire central environnemental (GR-CEL), CH-1015 Lausanne
Auteurs: Florian Faure, Dr. Felippe de Alencastro
Accompagnement OFEV: Dr. Michaël Schärer, Dr. Manuel Kunz
Remarque: La présente étude a été réalisée sur mandat de l'OFEV. Seul le mandataire porte la responsabilité de son contenu.

Table des matières

Résumé – Abstract **4**
Introduction **5**
Les (micro-) plastiques ... 5
Devenir du plastique ... 6
Impacts connus et soupçonnés ... 7
Buts et objectifs ... 8
Méthodes **10**
Zones d'étude ... 10
Plages ... 10
Surface ... 12
Rivière ... 13
Faune ... 13
Poissons ... 13
Oiseaux d'eau ... 14
Caractérisation des plastiques : type et composition ... 14
Analyses chimiques ... 15
Nature et ampleur **17**
Aperçu général ... 17
Surface ... 17
Plages ... 18
Caractérisation des particules ... 20
Types ... 20
Composition ... 21
Rhône ... 21
Impacts potentiels **23**
Biote ... 23
Poissons ... 23
Oiseaux d'eau ... 23
Polluants ... 24
Vue générale ... 24
Détail par substance ... 25
Discussion **27**
Conclusions ... 27
Perspectives ... 28
Remerciements **29**
Bibliographie **30**
Annexes : cartes des lacs **36**
Lac Léman ... 36
Grand Lac ... 36
Petit Lac ... 37
Lac de Constance ... 38
Lac de Neuchâtel ... 39
Lac Majeur ... 40
Lac de Zurich ... 41
Lac de Brienz ... 42

Résumé – Abstract

Français

La pollution des océans par les microplastiques (< 5 mm) a connu une attention grandissante des scientifiques comme du grand public ces dernières années. La situation en eau douce reste largement méconnue, même s'il semble qu'il s'agit là de l'origine principale de la pollution marine. Les impacts sur le biote sont en premier lieu physiques, mais des effets chimiques sont aussi à attendre, surtout en ce qui concerne les plus petites particules. De premiers résultats ayant démontré la présence de ces particules dans le lac Léman et le potentiel d'exposition de la faune, décision a été prise de préciser la nature de cette pollution sur 6 lacs majeurs de Suisse, et d'en identifier les impacts potentiels. La surface des lacs Léman, de Constance, de Neuchâtel, Majeur, de Zurich et de Brienz a été échantillonnée avec un filet flottant tout comme le Rhône à sa sortie de Suisse, et des sédiments de leurs plages ont été analysés. Les plastiques ont été triés selon leur type (fragments, granulés de pré-production, microbilles de cosmétiques, lignes, fibres, films, mousses), et leur composition (PP, PE, PS, etc.) déterminée pour certains. Des poissons et oiseaux d'eau ont été disséqués pour évaluer leur potentiel d'exposition, et des micropolluants adsorbés aux particules ont été analysés tout comme certains des additifs potentiellement toxiques qu'elles contenaient. Il apparaît que tous les lacs sont concernés par cette pollution, des microplastiques de tous types et de composition variée pouvant être trouvés dans tous les échantillons. Oiseaux comme poissons sont susceptibles d'ingérer ces particules, ces dernières adsorbant ou contenant tous les micropolluants testés en concentrations supérieures aux limites de détection, et le plus souvent de quantification. Les sources de ces particules et la quantité des apports restent à identifier et quantifier plus précisément, et les impacts écotoxicologiques doivent être précisés. D'autres questions restent ouvertes, notamment concernant le transport et le devenir des microplastiques dans l'environnement.

English

Marine microplastic (< 5 mm) water pollution has met growing public and scientific interest in the last few years. The situation in freshwater environments remains largely unknown, although they appear to play an important role as part of the origin of marine pollution. Apart from the physical impacts on biota, chemical effects are to be expected as well, especially those caused by smaller particles. Since exploratory results demonstrated the occurrence of such pollution in Lake Geneva, and its fauna's potential exposure, decision has been taken to identify the potential impacts and specify the situation for Lakes Geneva, Constance, Neuchâtel, Maggiore, Zurich and Brienz. Surface transects have been sampled using a floating manta net and so was the Rhone downstream Geneva, and beach sediments have been analysed. Plastics have been sorted in types (fragments, pellets, cosmetic beads, lines, fibres, films, foams) and composition (PP, PE, PS, etc.); fishes and water birds have been dissected to assess their potential exposure, and analyses of the hydrophobic micropollutants adsorbed to the microplastics as well as some potentially toxic additives they contained have been conducted. It appears that all lakes are affected by this pollution, microplastics of all types and diverse composition having been found in all samples. Birds and fishes are prone to microplastic ingestion, and all the tested chemicals (both adsorbed micropollutants and contained additives) were found above the detection limit, and often the quantification limit. The sources and their respective contribution now need to be confirmed and quantified, and the ecotoxicological impacts need further investigation. Other questions remain open, including the transport and fate of the plastic particles in the environment.

Introduction

Les (micro-) plastiques

Les plastiques sont définis comme "des polymères non-métalliques fabriqués par l'Homme, de poids moléculaire élevé, constitués de répétition de macromolécules" (Bowmer and Kershaw, 2010). La production mondiale de plastique augmente exponentiellement depuis les années 1950 malgré une légère inflexion en 2008, atteignant 288 millions de tonnes en 2012 (PlasticsEurope, 2013) dont 57 millions pour l'Europe (la Suisse étant l'un de ses principaux clients de plastiques primaires comme de produits finis). Les usages principaux du plastique en Europe sont en 2012 les emballages (39%), le bâtiment (20%), l'automobile (8%), le secteur de l'électricité (6%) et l'agriculture (4%). Il existe de nombreux types de polymères, 6 d'entre eux constituant la grande majorité du plastique produit. Sous-produit du raffinage du pétrole (via le naphta) ou du gaz (dans une moindre mesure du charbon), le plastique est peu coûteux et très polyvalent.

Tableau 1 : Principaux types de plastiques, utilisations et densités (Andrady, 2011; Engler, 2012; PlasticsEurope, 2013)

Nom et abréviation	Exemple d'utilisation	Demande EU	Densité
HDPE (polyéthylène haute densité)	Emballage Tetra Pak	12 %	0.92−0.96
LDPE (polyéthylène basse densité)	Sac plastique, emballage	17.5 %	0.92−0.96
PP (polypropylène)	Boîte Tupperware, bouchon	18.8 %	0.90
PS (polystyrène)	Boite de CD, mousse Sagex/ Styropor	7.4 %	≤1.05
PET (polytéréphtalate d'éthylène)	Bouteille	6.5 %	1.55
PVC (polychlorure de vinyle)	Tuyau, matériau de construction	10.7 %	1.4
Autres, par exemple : - PC (polycarbonate) - CA (acétate de cellulose) - acrylonitrile butadiène-styrène	 CDs, DVDs, bouteilles réutilisables Filtres de cigarettes Extérieur d'appareil électronique	27.1 %	>1.10

Les PE, PP et PS constituent donc un peu plus de la moitié des polymères produits (Tableau 1), et sont ceux qui ont le plus de chance d'être trouvés à la surface de l'eau au vu de leur densité. Néanmoins il n'est pas garanti que ce soient les seuls, les densités étant indicatives et dépendant grandement du traitement subi par les plastiques lors de leur production pour leur conférer diverses propriétés (l'expansion par exemple, qui diminue la densité du PS) et des additifs, le plastique étant très rarement utilisé pur (Andrady and Neal, 2009): charges inorganiques (carbone ou silice p.ex.) pour renforcer le plastique, stabilisateurs thermiques, plastifiants, ignifuges, stabilisateurs UV, colorants, opacifiants, etc.

Les microplastiques sont généralement définis comme des particules de plastique inférieures à 5 mm (Arthur and Baker, 2011). Plus grand, ils sont désignés par les termes macro- (ou meso-) plastiques avec une limite à 20 mm (Barnes et al., 2009; Ryan et al., 2009). Une distinction est aussi parfois faite entre les petits (< 1 mm) et les grands (1-5 mm) microplastiques (Imhof et al., 2012), certaines études se concentrant sur ces derniers. La limite inférieure ne fait pas consensus, des particules jusqu'à 1 µm ayant été identifiées comme microplastiques (Arthur et al., 2009). Ils sont divisés en microplastiques primaires et secondaires (Cole et al., 2011). Ces derniers sont issus de la dégradation de plus grands morceaux de plastiques, que ce soit dans l'eau ou sur terre (Ryan et al., 2009; Thompson et al., 2004) sous les effets conjugués de l'oxygène, des UV, de la chaleur, d'actions mécaniques comme le vent et les vagues ou encore de l'activité biologique (Corcoran et al., 2009; Zbyszewski and Corcoran, 2011). Il peut aussi s'agir de l'arrachage de fibres textiles (Browne et al., 2011) ou de la fragmentation des blocs de polystyrène expansé en perles individuelles. Les microplastiques primaires sont quant à eux

directement fabriqués de cette taille, qu'il s'agisse de pellets ou granulés de pré-production (2-5 mm, aussi observables sous la forme de flocons ou sphérules) destinés à être transformés en biens de consommation ou servant d'abrasifs industriels (Gregory, 1996). Ou, dans une moindre mesure, de microbilles (< 1 mm) issues de crèmes de gommage, dentifrices ou autres cosmétiques (Fendall and Sewell, 2009; Gregory, 1996). Relâchées dans les eaux usées, elles sont retrouvées dans les écosystèmes aquatiques sans qu'on connaisse précisément leur devenir dans les stations d'épuration (Habib et al., 1998; Leslie et al., 2013, 2011). Sous la pression de groupes de consommateurs, leur usage en Europe tend néanmoins à diminuer.

Devenir du plastique

Les déchets plastiques sont en grande majorité mis en décharge à travers le monde (Barnes et al., 2009), à 46 % pour l'Europe (PlasticsEurope, 2013). En Suisse, ils sont récupérés à plus de 95 % (Schelker and Geisselhardt, 2011) que ce soit pour le recyclage, une valorisation énergétique directe ou l'incinération. Le transfert vers l'environnement se fait par des pertes accidentelles lors du transport de biens, la dissémination des déchets, les eaux usées, le stockage inapproprié de déchets ou encore le rejet direct dans l'environnement par des industries ou des particuliers, mais les proportions ne sont pas connues (Rochman et al., 2013a). Les déchets plastiques sont en grande partie retrouvés dans les eaux (Bowmer and Kershaw, 2010). Pouvant être transportés sur de longues distances (Barnes et al., 2009), ces déchets sont parmi les moins biodégradables des matériaux synthétiques (Sivan, 2011).

Concernant les microplastiques, les premières études faisant explicitement état de leur existence concernent la zone de convergence de l'Atlantique Nord (Carpenter and Smith, 1972). Des analyses de capsules de plancton ont pu mettre en évidence une augmentation globale de la concentration océanique en microplastiques des années 60 aux années 90 (Thompson et al., 2004). Par ailleurs, même les zones habituellement considérées comme peu atteintes par la pollution sont touchées, des îles isolées (Ivar do Sul et al., 2009) aux pôles (Barnes et al., 2010) ou au fond des océans (Lopez Lozano and Mouat, 2009). Des zones d'accumulation, tant de macro- que de micro- déchets, ont été mises en évidence relativement récemment, certaines zones faisant l'objet d'études plus intensives comme le Pacifique Nord (Law et al., 2014) ou l'Atlantique Nord (Law et al., 2010), mais toutes les gyres océaniques semblent jouer un rôle d'accumulation (Cole et al., 2011; Eriksen et al., 2013). La Figure 1 montre les zones d'accumulation potentielles par les courants de surface, où l'on s'attend à trouver les plus grandes concentrations en microplastiques. Aucune tendance temporelle claire n'est cependant apparue dans ces zones (Law et al., 2014, 2010), alors que la quantité globale de plastique dans les océans semble augmenter. Cela peut être dû à l'augmentation de la densité des plastiques par biofouling (ou développement de biofilms voire de végétaux et de plancton sur les particules solides), ou encore à leur fragmentation en particules non détectées (la majorité des études ne prenant pas en compte les particules inférieures à 300 µm).

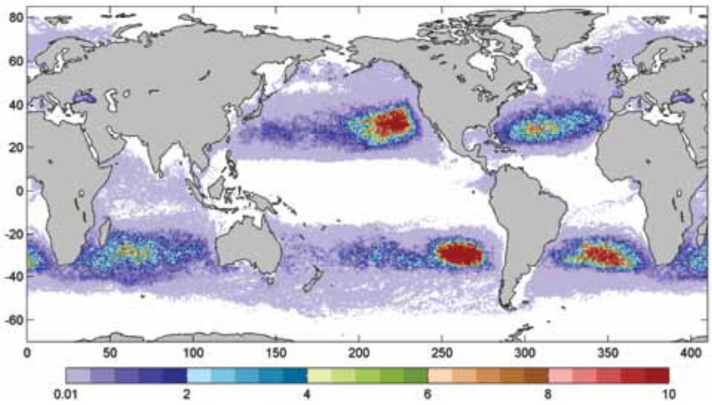


Figure 1 : Zones de convergence de traceurs de surface (Dohan and Maximenko, 2010)

Les plages et côtes en général sont des zones de dépôt, mais parfois seulement temporairement (Bowmer and Kershaw, 2010) et avec une vitesse de dégradation accrue par rapport aux autres milieux (Corcoran et al., 2009). En revanche, les sédiments marins, y compris des zones les plus profondes, semblent bien jouer un rôle de puits (Pham et al., 2014; Van Cauwenberghe et al., 2013) avec une dégradation des plastiques quasiment inexistante (Sivan, 2011). S'il est souvent écrit que 80 % des déchets plastiques marins ont une origine continentale (Andrady, 2011), ce chiffre est incertain même s'il est admis que les fleuves sont une source majeur de la pollution marine par les plastiques (Lechner et al., 2014). Les recherches sur la pollution continentale n'en sont qu'à leurs débuts mais suscitent un intérêt croissant. En dehors de la Suisse, des microplastiques ont été trouvés en concentrations considérables sur les Grands Lacs aux États-Unis, tant à la surface (Eriksen et al., 2013) que sur les plages (Zbyszewski and Corcoran, 2011), sur les plages du lac de Garde en Italie (Imhof et al., 2013) et jusqu'à des régions très peu anthropisées et industrialisées, sur la surface et les plages du lac Hovsgol en Mongolie (Free et al., 2014). Les rivières et fleuves comme vecteurs de cette pollution sont également étudiés et de mieux en mieux documentés: aux États-Unis (Moore et al., 2011), au Brésil (Lima et al., 2014) et en Europe, notamment sur le Danube (Lechner et al., 2014) ou encore la Tamise (Morritt et al., 2014). D'autres études sont en cours, la Commission Européenne par exemple ayant mandaté l'institut Deltares pour une étude des microplastiques dans quatre rivières européennes.

Impacts connus et soupçonnés

Si les débris plastiques dans l'environnement suscitent tant d'intérêt, c'est essentiellement parce que leurs impacts avérés ou soupçonnés sont nombreux. Les plus évidents (Bowmer and Kershaw, 2010) sont les impacts visuels, négatifs pour le tourisme par exemple. Les accidents de navigation impliquant de gros objets plastiques (bouées ou filets à la dérive) sont également de plus en plus nombreux. Les impacts physiques sur la faune sont observés depuis de nombreuses années, par exemple chez l'albatros dès 1969 (Kenyon and Kridler, 1969). De nombreuses autres espèces sont concernées: Laist (1997) liste 250 espèces chez lesquelles des étranglements ou ingestion de plastique entraînant suffocation ou obstruction des voies digestives ont été observés, allant du pingouin à la baleine en passant par les poissons, crustacés et divers oiseaux. Les cas les plus médiatisés sont sans doute les albatros des îles Midway dont les poussins meurent d'inanition, l'estomac rempli de plastique (Auman et al., 1997) ou les fulmars de l'Atlantique Nord dont plus de 90% des individus trouvés morts contenaient du plastique en quantités conséquentes (Avery-Gomm et al., 2012; van Franeker et al., 2011). Les écosystèmes terrestres sont aussi concernés, comme le montre une étude plus récente au Népal concernant l'ingestion de microplastiques par des pigeons (Bhagat, 2009). Si 80 % de ces études concernent des impacts physiques démontrés des plastiques sans tenir compte spécifiquement des microplastiques, de plus en plus d'études montrent la grande biodisponibilité des microplastiques en raison de leur faible taille, comparable à celle des sédiments ou du plancton et donc ingérables par des détritivores ou des planctophages (Wright et al., 2013). L'ingestion par des moules (Browne et al., 2008; von Moos et al., 2012), vers de vase (Besseling et al., 2013) et de nombreux autres organismes comme le plancton (Cole et al., 2013) a été démontrée. Leur translocation (Browne et al., 2008) ainsi que le transfert dans la chaîne trophique (Setälä et al., 2014) font débat, l'excrétion à terme des particules étant démontrée pour quelques espèces (Cole et al., 2013). Pour l'ingestion de nanoplastiques (20 nm), l'inhibition de la photosynthèse chez des algues a été observée (Bhattacharya et al., 2010), suggérant les impacts des produits de la fragmentation des microplastiques.

Une autre problématique majeure concernant les plastiques dans l'environnement a trait à leurs caractéristiques chimiques. Leurs additifs peuvent être lessivés dans l'environnement ou lors de leur ingestion (même temporaire), constituant une source secondaire de polluants

(Barnes et al., 2009; Lithner et al., 2011; Talsness et al., 2009). Il peut s'agir notamment de phtalates (Fossi et al., 2012), nonylphénol (Hirai et al., 2011; Mato et al., 2001) ou encore de bisphénol A (Engler, 2012; Hirai et al., 2011; Teuten et al., 2009). Les plastiques peuvent également être vecteurs de polluants hydrophobes, les transporter et contribuer à leur entrée dans la chaîne trophique. Il peut s'agir par exemple des polychlorobiphényles ou PCB (Colabuono et al., 2010; Mato et al., 2001; Rios et al., 2010, 2007; Rochman et al., 2013a; Van et al., 2012), très persistants malgré leur interdiction (1986 pour la Suisse) et qui sont trouvés dans tous les environnements et adsorbés à tous types de polymères. D'autres polluants pouvant être adsorbés sont les pesticides, composés organo-chlorés ou OCP comme la famille des DDT, les hydrocarbones aromatiques polycycliques ou PAH issus de la combustion du pétrole ou de la fabrication du polystyrène expansé (Engler, 2012; Rochman et al., 2013b; Van et al., 2012) ou encore les PBDE utilisés comme ignifuges (Guzzella et al., 2008; Hirai et al., 2011; Teuten et al., 2009). L'affinité des plastiques avec les polluants hydrophobes dépend des plastiques et des polluants (Bakir et al., 2012; Murphy, 2001), tout comme leur vitesse de désorption et celle du lessivage de leurs additifs (Bakir et al., 2012; Engler, 2012). Ces dernières semblent accélérées en conditions physiologiques (Bakir et al., 2014; Besseling et al., 2013) même si des recherches supplémentaires sont nécessaires (Koelmans et al., 2014).

Des problématiques annexes concernent le transport d'espèces exotiques (Barnes, 2002; Gregory, 2009) pour certaines invasives, fixées sur les particules de plastique et transportées sur d'importantes distances. Les voies fluviales peuvent être concernées par ce phénomène, vu la facilité de transport que peuvent avoir les plastiques.

Buts et objectifs

De manière générale, les inconnues sur la pollution par les microplastiques restent nombreuses malgré une accélération certaine des études et publications. Les conclusions des ateliers internationaux les plus importants (Arthur and Baker, 2011; Bowmer and Kershaw, 2010; Cassone and Soudant, 2014) convergent sur certains points à éclaircir en priorité:

- sources, avec comme priorité les eaux douces, effluents et eaux de ruissellement
- développement de la recherche sur les polluants associés, notamment adsorbés
- impacts écotoxicologiques, y compris pour les eaux douces
- amélioration et standardisation des méthodes pour augmenter l'efficacité et la fiabilité

Le GR-CEL a commencé à s'intéresser à ces questions dès 2010, d'une part en étudiant la pollution marine par les microplastiques en Méditerranée, en collaboration avec l'association Oceaneye, et d'autre part en appliquant ces méthodes aux plages et surface du lac Léman (Faure et al., 2012). Des analyses exploratoires ont confirmé la présence de pollution plastique, y compris de microplastiques. L'observation de pelotes de réjection de mouettes (Figure 2) contenant des particules plastiques et microplastiques mit en évidence l'exposition de la faune à cette pollution et la nécessité d'étendre les recherches pour mieux en connaître l'ampleur et la nature.

Figure 2: Pelote de réjection de mouette, port de Vidy

Des analyses chimiques préliminaires (Faure et al., 2013) menées sur des échantillons de surface du Léman ont quant à elles mis en évidence la réalité de l'adsorption de PCB sur les microplastiques du Léman, même si là encore les quantités de plastiques analysées n'étaient pas suffisantes pour permettre de conclusions définitives.

Basé sur les préoccupations de la communauté scientifique et les lacunes dans les connaissances ainsi que sur les quelques données exploratoires disponibles, le présent projet mis en place par le GR-CEL pour l'OFEV visait en priorité à :

- Fournir un premier état des lieux de la pollution aquatique par les plastiques en Suisse
    - Échantillonnage de la surface de quelques lacs parmi les plus importants
    - Échantillonnage des plages de ces mêmes lacs
    - Avoir un premier aperçu de l'origine et du devenir des plastiques
    - Identifier plus précisément la nature des particules
- Identifier les impacts potentiels
    - Exposition des oiseaux et poissons au plastique et aux contaminants associés
    - Identification et quantification des polluants adsorbés et additifs

Méthodes

Les méthodes ont été adaptées des techniques les plus utilisées lorsqu'elles ont pu être identifiées, afin de pouvoir comparer les résultats aux données disponibles et d'obtenir un ensemble cohérent entre les différents chapitres. Ce dernier point a été délicat à aborder, les études scientifiques actuellement disponibles étant généralement ciblées sur l'un de ces aspects. Les programmes plus globaux sur la pollution marine ne sont généralement pas axés spécifiquement sur les microplastiques (Arthur and Baker, 2011; European Commission MSFD GEST Technical Subgroup on Marine Litter, 2011), même si les méthodes pour ce faire à large échelle font l'objet de récents développements (Galgani et al., 2013), et aucune étude de cette ampleur n'existe pour les eaux douces à notre connaissance.

Quel que soit le type d'échantillon prélevé et analysé, les mêmes précautions ont été apportées pour éviter tout contamination: port de vêtements en fibres naturelles, stockage en récipients fermés et vérification qu'ils pouvaient contaminer l'échantillon, minimisation du temps d'exposition des échantillons à l'air libre pour éviter le dépôt de fibres, utilisation d'eau Milli-Q, lavage et observation des instruments à la loupe binoculaire avant utilisation, etc. Dans quelques rares cas, des doutes ont pu exister sur l'exposition des échantillons à de possibles contaminations aériennes par des fibres; les fibres n'ont alors pas été comptabilisées. C'est également le cas pour certains fragments roses trouvés dans des échantillons d'eau qui auraient éventuellement pu provenir des tubes de stockage, ainsi que de fragments blancs dans les échantillons de plages: tous ont alors été comptabilisés à part et écartés des résultats.

Zones d'étude

Quelques lacs parmi les plus grands de Suisse ont été choisis pour les échantillonnages de surface et de plage, permettant de couvrir différentes régions géographiques ainsi que des espaces plus ou moins densément peuplés, tant sur les bassins versants que sur les abords directs (Tableau 2). Un lac de contrôle, celui de Brienz, a été ajouté sur demande des mandants comme référence de lac alpin d'une région peu densément peuplée, et supposé peu pollué. Le lac de Bienne, initialement inclus dans l'étude, a été écarté au profit du lac de Brienz.

Tableau 2 : Données générales des lacs étudiés (Liechti, 1994), nombre d'échantillons et dates d'échantillonnages

Lac	Surface [km²]	Volume [mio. km³]	Temps de séjour [an.]	Bassin versant [km²]	Pop.	Éch. de plages	Éch. de surface	Date (2013)
Léman	581.3	89900	11.4	7393	850000	4*3	23	Juin - nov.
Constance	539	48530	4.3	10856	1448000	4*3	3	27-28.10
Neuchâtel	217.9	14170	8.25	2670	260000	3*3	3	18-19.10
Majeur	212.3	37100	4.12	6386	550000	3*3	4	04-05.11
Zurich	68.15	3770	1.4	1740	330000	3*3	5	01-02.10
Brienz	29.8	5170	2.69	1127	26600	2*3	4	12-13.11

Le Rhône a également été échantillonné en aval de Genève sur le pont de Chancy (sortie du fleuve de Suisse) pour un premier aperçu de la contribution de la Suisse à la pollution en aval, si ce n'est à la pollution marine.

Plages

Pour chaque lac, un objectif de 3 plages a été fixé avec 3 échantillons collectés sur chaque plage (réplicats). Les plages ont été choisies pour obtenir une image globale de la situation et mieux comprendre les paramètres pouvant expliquer la répartition des particules de plastique sur les

berges. Différentes expositions au vent et aux courants ont été recherchées, des berges plus ou moins abruptes, la densité de population et la fréquentation, etc. La nature du substrat a souvent été déterminant pour le choix final des sites d'échantillonnage, la préférence allant à des plages de sable ou de gravier afin de pouvoir comparer les résultats entre eux et avec ceux d'autres études (marines et lacustres, essentiellement Imhof et al. (2013) et Zbyszewski and Corcoran (2011)) et permettre une analyse des échantillons plus rigoureuse.

Figure 3: Quadrat d'échantillonnage sur plage de sable

Les échantillons ont été prélevés sur la ligne de dépôt supérieure, pour éviter le dépôt ou l'enlèvement de matériel immédiat (Hidalgo-Ruz et al., 2012) et de façon systématique: en suivant cette ligne, chaque plage a été divisée en 4 parties égales, un échantillon étant prélevé aux 3 limites. Pour les plages de plus de 100 m de long, les sections ont été réduites à 15 m pour des raisons pratiques. Le volume prélevé doit être suffisant pour permettre une représentativité correcte, mais avec une durée d'analyse raisonnable. Une étude préliminaire (résultats non reproduits) a permis de tester différentes profondeurs et largeurs de quadrats, pour retenir un volume de 4.5 l avec des quadrats de 0.3 m de côté et 5 cm de profondeur, inscrits dans la moyenne des études comparables (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Si, dans des conditions de plages de sable marines, la distribution verticale de particules plastiques a récemment été démontrée jusqu'à 2 m (Turra et al., 2014), il est peu probable que ce soit le cas en milieu lacustre. Le caractère saisonnier des paramètres influençant ces variations est par nature moins marqué dans le cas de lacs, et le substrat meuble rarement plus épais que 5 cm ne permettant pas une telle répartition. Cette taille d'échantillon a en outre permis de s'adapter à l'hétérogénéité des berges étudiées.
67 échantillons ont été prélevés sur un objectif de 54, certaines plages ayant pu être ajoutées, 33 échantillons issus de 19 plages étant finalement été analysés, les analyses étant plus détaillées et les substrats plus hétérogènes que planifié.

Après prélèvement, les échantillons ont été stockés dans des seaux (PP) de 5 l en chambre froide jusqu'à l'analyse, puis séparés par gravité dans de l'eau salée saturée en sel (ajout de 320 g de NaCl par litre pour atteindre une densité de 1.2 à 25°C). L'utilisation initialement envisagée de polytungstate de sodium (comme préconisée par Corcoran et al. (2009) pour une densité de 1.4 g/ml) ou encore de $ZnCl_2$ (densité 1.6-1.7 pour la procédure de Imhof et al. (2012)) ont finalement été jugées trop coûteuses, financièrement et pour l'environnement. En outre, la technique de référence utilisant du chlorure de sodium (Nuelle et al., 2014; Thompson et al., 2004) est de loin la plus utilisée (Hidalgo-Ruz et al., 2012) et permet de faciliter les comparaisons, même si certains types de plastiques plus denses sont potentiellement occultés (Tableau 1). Il est aussi possible, ainsi, de retrouver les mêmes types de plastiques que dans les échantillons de surface. Pour le sable: 250 ml de sable sont versés dans 7 l de solution saline, et agités 3 fois pendant 2 minutes avec flux d'air, mis à reposer 3 minutes à chaque fois et le surnageant récupéré puis séparé en fractions > 5 mm (macroplastiques), > 1 mm (gros microplastiques), > 300 µm (petits microplastiques). Les échantillons composés de gravier sont directement tamisés suivant ces 3 fractions sous flux d'eau continu et frottés pour en décoller

toutes les particules. Les fractions > 5 mm sont examinées à l'œil nu et les fractions > 1 mm à la loupe binoculaire.

La plus petite fraction est séchée 24 h à 60 °C et oxydée avec de l'eau oxygénée pour éliminer une part de matière organique: 40 ml H_2O_2 à 35 %, catalyse avec 20 ml de solution acide de 0.05 M Fe(II) et agitation pendant 6 heures. Procédure insuffisante pour oxyder les polymères, ce qui a été vérifié par des tests préalables et en utilisant des concentrations et une durée d'exposition limitées (Nuelle et al., 2014; Taubinger and Wilson, 1965), mais permettant d'accélérer les observations à la loupe binoculaire (Cole et al., 2014) et le tri des échantillons.

Surface

Figure 4: Filet Manta sur le Léman, et filtrat obtenu

L'échantillonnage de la surface des lacs s'est effectué avec un filet Manta (Figure 4), instrument le plus communément utilisé dans de telles études (Derraik, 2002; Hidalgo-Ruz et al., 2012) avec un maillage de 300 µm et une ouverture de 60 cm de large par 18 cm. Le filet flotte à la surface de l'eau et est maintenu stable par deux ailerons. Il est maintenu sur le flanc au vent du bateau par un tangon (ou un bras télescopique avec treuil pour le lac de Constance), à une distance de 3 m pour éviter toute vague provoquée par le bateau (batillage), sur une distance d'environ 3 à 4 km dépendant de la quantité de matière flottante. La trajectoire du bateau est enregistrée par GPS, et la distance réellement parcourue par le filet mesurée grâce à un débitmètre mécanique fixé à l'ouverture du filet. Un objectif de 4 échantillons de surface par lac a été fixé, en évitant les zones de probable accumulation (effet de baies et côtes) et de couvrir autant que possible différentes zones : milieu des lacs, proximité des affluents principaux, proximité ou non de centres urbains. Seuls 3 échantillons ont pu être prélevés sur les lacs de Constance (météo défavorable) et de Neuchâtel (panne moteur). 23 échantillons ont été prélevés sur le lac Léman à différents endroits et dans différentes conditions, pour mieux comprendre le rôle du lieu d'échantillonnage et des conditions météorologiques. Au total, 39 échantillons ont été prélevés et analysés.

L'échantillonnage se fait par vent faible pour éviter que les particules ne subissent un brassage vertical dans la colonne d'eau (Kukulka et al., 2012), et pour que le filet reste stable à la surface et filtre un volume constant. La vitesse du bateau reste aux alentours de 3 nœuds (5.6 km/h) pour la même raison: au-dessus, une vague de reflux a tendance à se former au sommet de l'ouverture du chalut. Le filtrat est stocké dans des tubes (PS) de 180 ml, couvert d'eau et saturé en sel pour aider à sa conservation, et placé en chambre froide. Chaque échantillon est tamisé suivant les mêmes tailles que les échantillons de plage, la même procédure est suivie (observations respectivement visuelle, à la loupe binoculaire et à la loupe après digestion d'une part de matière organique). La matière organique < 300 µm, essentiellement composée de plancton, est pesée après dessiccation afin d'évaluer la proportion respective de plastique et de matière organique susceptibles d'être ingérés par des planctivores. 14 échantillons ont été prélevés avec des précautions particulières pour permettre leur analyse chimique (voir plus loin). Des quantités minimales de particules étant nécessaires, ces échantillons ont pour la plupart été prélevés dans des baies ou proche des côtes, ou après des précipitations importantes.

Rivière

Le même filet a été utilisé pour le Rhône, peu d'études existant qui se soient intéressées à cette question et la méthodologie restant à définir. Différents types de filets ont été testés sur deux rivières aux États-Unis (Moore et al., 2011), et des études sont en cours (Pays-Bas notamment) appuyant l'utilisation du filet Manta. D'autres études, utilisant des filets à poisson immergés de maille plus large, ont également permis de mettre en évidence du plastique dans d'autres fleuves comme le Danube (Lechner et al., 2014) ou la Tamise (Morritt et al., 2014). L'échantillonnage de surface ne permet pas d'obtenir une évaluation complète de la colonne d'eau mais fournit de premiers éléments quant à la présence et la nature de plastiques. Une extrapolation aux particules de l'ensemble du lit de la rivière peut être envisagée en utilisant les phénomènes de transport de solides en suspension (p.ex. Tritthart et al., 2011), à condition de disposer de plus de données. Le débitmètre mécanique fixé à l'ouverture du filet fournit le volume d'eau filtré. Le nombre ou la masse de particules de plastiques analysés dans chaque échantillon peut ensuite être rapporté à ce volume pour obtenir le nombre (ou la masse) de particules par m^3 (#/m^3 - mg/m^3), alors que du temps d'échantillonnage est issu le nombre de particules ou la masse par heure (#/h - mg/h).

Figure 5: Échantillonnage du Rhône avec filet Manta et filtrat résultant (S. Bradley, swissinfo)

Le filet Manta a ici été descendu à l'aide d'une poulie depuis le pont de Chancy, au point de sortie du Rhône de Suisse. Faisant suite à un tronçon rectiligne de 2 km depuis le dernier ouvrage hydroélectrique sur le Rhône, les turbulences sont moindres; en outre, les effets des piles du pont sur le flux d'eau ont été minimisés en se plaçant au milieu de deux piles. 5 traits de filets de 15 à 30 minutes ont été réalisés en juillet et octobre 2013, le traitement étant ensuite le même que pour les échantillons de surface.

Faune

Poissons

50 poissons du Projet Lac de l'EAWAG[1] ont été obtenus, conservés dans l'alcool au Musée d'histoire naturelle de Berne. Pêchés en 2010 et 2012 dans le Léman, 10 individus de 5 espèces des plus représentatives ont été sélectionnés : ablette (Alburnus alburnus), perche commune (Perca fluviatilis), gardon (Rutilus rutilus), vandoise (Leuciscus leuciscus) et corégone (Coregonus). Ces derniers ont été écartés car provenant d'autres lacs. Les poissons ont été analysés comme dans d'autres études similaires, tant concernant l'océan que les rivières (Sanchez et al., 2014). Les tubes digestifs ont été ôtés, coupés puis rincés au-dessus de tamis de 0.3 mm. Le filtrat a pu être directement observé à la loupe binoculaire, étant peu abondant.

[1] http://www.eawag.ch/forschung/fishec/gruppen/lac/index_EN [12.06.2014]

Oiseaux d'eau

Il a été relativement laborieux d'obtenir des oiseaux d'eau, cette étude ne justifiant pas d'abattage et les dépouilles étant rarement ramassées. Le service de conservation de la faune du canton de Vaud[2] a pu fournir quelques dépouilles trouvées par les gardes-faunes, et d'autres dépouilles ont été récoltées à l'Institut Galli-Valerio[3], laboratoire vétérinaire cantonal vaudois. Dans ce dernier cas, les dépouilles ont par ailleurs déjà été disséquées en partie pour ôter le tractus digestif pour congélation. Tous les oiseaux analysés provenaient du Léman: un héron cendré (Ardea cinerea, Rolle), 3 cygnes (Cygnus olor, St Sulpice et Nyon) et 5 canards colverts (Anas platyrhynchos, port de Nyon) ont pu être analysés. Leurs tubes digestifs ont été vidés et rincés au-dessus de tamis de 0.3 mm, séchés, puis soumis à une oxydation à l'eau oxygénée pour digérer la matière organique, avant d'être observés à la loupe binoculaire.

Des pelotes de déjection ont été prélevées sur les berges du Léman dans un premier temps, en l'absence de dépouilles à étudier. Elles n'ont ensuite pas fait l'objet d'une étude approfondie : même si du plastique (différents types) a pu être observé, la difficulté d'en tirer des conclusions (espèce d'oiseau, caractéristiques de l'individu, lieu d'ingestion des particules, etc.) a incité à leur préférer l'analyse des dépouilles.

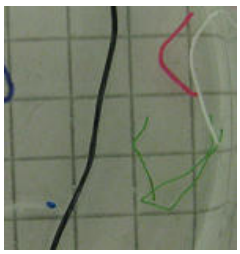
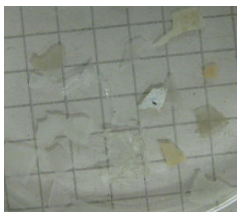
Caractérisation des plastiques : type et composition

Sous la loupe binoculaire, les plastiques ont été identifiés visuellement, séparés de la matière organique puis classés en différentes catégories suivant leur apparence, caractéristiques et origine possible, et ce pour chaque classe de taille. Les 4 à 5 catégories les plus usuellement considérées (Lechner et al., 2014; Reisser et al., 2013; Shaw and Day, 1994) ont été reprises, et détaillées en 8 catégories (Tableau 3). La catégorie "autres" n'a pas été comptabilisée dans les résultats finaux. Des plastiques pouvant être issus de cosmétiques, seules les microbilles ont été classées spécifiquement; ceux présentant des formes quelconques (Fendall and Sewell, 2009; Gregory, 1996) ont été classés avec les fragments. Pour chaque type et taille, le nombre de particules a été compté ainsi que le poids au 0.1 mg. Des tris par couleurs et regroupements spécifiques entre échantillons et catégories ont par ailleurs été opérés pour les analyses chimiques (voir plus loin).

Tableau 3 : Types de particules triées

Type	Usage/origine possibles	0.3-1 mm	1-5 mm	> 5 mm	Exemples
Fragment	Dégradation de grosses particules Plastiques non spécifiques	X	X	X	
Granulé/pellets	Industrie Pré-production, matière première		X		

[2] http://www.vd.ch/themes/environnement/faune-et-nature/ [12.06.2014]
[3] http://www.vd.ch/themes/vie-privee/animaux/laboratoire-veterinaire-institut-galli-valerio/ [12.06.2014]

Microbille	Cosmétique	X			
Fil (de pêche)	Pêche	X	X	X	
Fibre	Textiles	X	X		
Film fin transparent	Emballages	X	X	X	
Mousse	Sagex/Styropor Construction Alimentaire	X	X	X	
Autre	Aluminium, verre, peinture	X	X	X	

375 particules (169 macroplastiques, 206 gros microplastiques) issues de 14 échantillons ont été analysées par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier avec réflexion totale atténuée (FT-IR ATR), avec l'aide du Laboratoire de Photonique et Interfaces à l'EPFL et de l'Institut des Sciences Criminelles de l'UNIL. Ce procédé permet de déterminer la composition des particules en comparant le spectre mesuré avec des spectres de référence des plastiques les plus courants: PE, PP, PS, PVC, CA. Les particules inférieures à 1 mm n'ont pas été analysées dans cette phase de l'étude, les instruments adaptés (micro-FT-IR) n'étant pas disponibles.

Analyses chimiques

14 traits de filets des lacs Léman, Majeur, de Constance et de Brienz ont été dédiés aux analyses chimiques. Une quantité suffisante de plastique étant nécessaire pour ce faire, ils ont été prélevés après des précipitations, sur de plus longues distances ou proche des côtes (effets de baies), et seuls les macroplastiques et les gros microplastiques (> 1 mm) ont été pris en compte. Ces échantillons ont été prélevés en utilisant des instruments non-plastiques pour éviter toute contamination, nettoyés avec de l'acétone puis de l'hexane (puis DCM lors des analyses), et stockés à 4 °C dans des bocaux en verre et couvercle Teflon puis à -20 °C après le

tri. 25 groupes (sous-échantillons) de particules (gros microplastiques et macroplastiques) recombinant les 14 traits de filets et 6 échantillons de plage (Léman et Brienz) ont été composés, pour atteindre un minimum de 100 mg par groupe (estimation à priori de la limite de détection, sur la base d'analyses préliminaires et de communications avec d'autres groupes de recherche). Les sous-échantillons ont par ailleurs été combinés afin de pouvoir comparer différents paramètres: lieu d'échantillonnage (lac, matrice eau/sédiment), taille des particules, polymères, types ou influence des précipitations.

4 familles de composants adsorbés par les plastiques ont été analysées: 12 congénères de PCB, 16 PAH, 19 pesticides organochlorés (OCP) et 14 PBDE (protocole déjà utilisé au sein du GR-CEL), ainsi que 3 familles d'additifs: phtalates, Nonylphenols (NP) et BPA (protocole adapté de (Hirai et al., 2011)). Les PCB, PAH, OCP et phtalates sont analysés au GC-MS/MS, et les NP et BPA au LC-MS/MS.

Figure 6: Extraction avec Soxhlet, purification et analyse GC-MS

Différents blancs ont été utilisés pour évaluer les contaminations:

- 3 blancs de procédure, bandelettes LDPE nettoyées au DCM et au méthanol, exposées à l'air libre en même temps que les plastiques à partir de leur prélèvement, puis les accompagnant lors du stockage et du tri jusqu'à l'extraction (500 mg de bande)
- 3 blancs de méthode, avec extraction dans un tube à essai vide
- 4 blancs de vaisselle de 10 ml de DCM repassent dans la vaisselle après qu'elle a été rincée avec de l'acétone, de l'hexane et du DCM. Ils sont ensuite réduits à 1 ml

Les limites de détection (LOD) et de quantification (LOQ) sont calculées selon Miller and Miller (2010): $LOD = \bar{x} + 3\sigma$ et $LOQ = \bar{x} + 10\sigma$. Les valeurs inférieures à la LOD sont déclarées non détectées (n.d.), celles entre la LOD et la LOQ notées comme telles (car ne permettant d'obtenir que des résultats semi-quantitatifs).

Nature et ampleur

Aperçu général

Surface

Les 39 échantillons contenaient des microplastiques, seuls 7 ne contenaient pas de macroplastiques. La variabilité des concentrations est importante, non seulement entre les lacs mais aussi en leur sein. Les moyennes données dans le Tableau 4 le sont donc à titre indicatif et non dans le but de comparer le degré de contamination absolue entre lacs. Le nombre d'échantillons est relativement faible pour chaque lac, permettant seulement d'approcher un ordre de grandeur, et les conditions d'échantillonnage n'ont pas toujours été identiques (en particulier, vent et précipitations). Pour le Léman, la moyenne est ici calculée sur la base des échantillons prélevés par temps sec, et à une distance minimale de 500 m des côtes. Les autres données sont explicitées plus loin.

Tableau 4 : Résultats généraux - surfaces des lacs, et référence pour les lacs Erié (Zbyszewski and Corcoran, 2011) et Hovsgol en Mongolie (Free et al., 2014). Moyenne, médiane, écart-type

Lac	n	Unité	Microplastiques			Macroplastiques		
			Moyenne	*Médiane*	*Ecart-type*	*Moyenne*	*Médiane*	*Ecart-type*
Lacs suisses	27	*[#/km²]*	91’000	48’000	120’000	1’800	860	3’100
		[mg/km²]	26’000	8’500	33’000	44’000	12’000	80’000
Léman	4	*[#/km²]*	220'000	220’000	160'000	2'300	2’400	1’700
		[mg/km²]	46'000	57’000	25'000	44'000	50’000	33'000
Léman (Petit lac)	4	*[#/km²]*	33’000	14’000	46’000	1’100	835	710
		[mg/km²]	10’000	9’400	11’000	27’000	25’000	23’000
Constance	3	*[#/km²]*	61'000	63’000	12'000	830	390	1'100
		[mg/km²]	45'000	54’000	31'000	16'000	3’200	25'000
Neuchâtel	3	*[#/km²]*	61'000	62’000	24'000	290	0	500
		[mg/km²]	7'600	7’000	3'000	1'900	0	3’300
Majeur	4	*[#/km²]*	220'000	220’000	150'000	6'500	5’300	6’300
		[mg/km²]	69'000	77’000	48'000	170'000	140’000	160'000
Zurich	5	*[#/km²]*	11'000	9’800	2'600	580	0	980
		[mg/km²]	3'700	2’800	4’200	13'000	0	28'000
Brienz	4	*[#/km²]*	36'000	30’000	23'000	950	1’200	630
		[mg/km²]	4'500	4’100	3'4 00	28'000	26’000	27'000
Erié	8	*[#/km²]*	110'000	-	170’000	-	-	-
Hövsgöl	8	*[#/km²]*	20'000	-	-	-	-	-

Ces concentrations sont du même ordre de grandeur que la plupart des données sur la pollution marine par les plastiques. Les références en eau douce manquent encore, mais les concentrations comparativement élevées pourraient être expliquées par une moindre surface d'eau moins sujette à la dilution, et des apports fluviaux plus directs en particulier lors de fortes précipitations comme cela a pu être le cas lors de l'échantillonnage du lac Majeur. A ce sujet, Moore et al. (2002) observent des concentrations en moyenne 7 fois plus élevées dans les eaux côtières proches de l'embouchure de la Los Angeles River après un orage. Des concentrations plus basses comme celles du lac de Zurich ou du lac de Constance peuvent aussi être le fait du vent, fort lors de l'échantillonnage et les heures et jours précédant, mixant les

particules verticalement dans la colonne d'eau (Kukulka et al., 2012). Les lacs de comparaison sont ici le lac Hövsgöl en Mongolie, dans une région peu industrialisée ou peuplée et exhibant tout de même des concentrations considérable, et le lac Erié, le Grand Lac où ont été trouvées les concentrations les plus importantes. Le nombre d'échantillon prélevés sur ces lacs est comparativement plutôt faible en regard de leur superficie (en particulier pour le lac Erié, 45 fois plus grand que le Léman et avec une grande variabilité des échantillons analysés).

On trouve en moyenne 5.6 fois plus de petits microplastiques (< 1 mm) que de gros microplastiques, alors que la masse de ces derniers est en moyenne 8.2 fois plus importante. Les macroplastiques sont également plus rares et beaucoup plus lourds que les microplastiques. La taille des particules définit leur surface spécifique, et donc leur capacité d'adsorption ou de lessivage de micropolluants. Leur capacité à être ingéré par des organismes de différentes tailles s'en trouve aussi modifiée.

La multiplication des échantillons sur le Léman dans des conditions variables a abouti à quelques données sur les effets des précipitations. Il apparaît bien, comme suggéré par d'autres travaux (Moore et al. (2002) notamment), que les plus grandes concentrations sont mesurées suite à d'importantes précipitations. Les microplastiques sont 4.4 fois plus nombreux et 7 fois plus lourds en moyenne après un orage dans des conditions de vent similaires et dans des stations voisines, et les macroplastiques respectivement 9.5 et 9. Ces chiffres plaident en faveur du transport des particules plastiques par les eaux de ruissellement, et leur entrée dans le lac par les déversoirs d'orage ou autres exutoires. Les concentrations élevées mesurées sur le lac Majeur sont également imputables aux fortes précipitations ayant précédé l'échantillonnage, d'autant que l'échantillonnage s'est essentiellement fait dans la zone d'affluence des rivières Tessin et Maggia.

Pour le Léman (Petit Lac), un échantillon pris à cheval sur les Petit et Grand Lacs a été ignoré, pouvant biaiser les calculs pour le seul Petit Lac: sa concentration en microplastiques était de 410'000 #/km^2 et 94'000 mg/km^2, et en macroplastiques 5'300 #/km^2 et 300'000 mg/km^2 peut-être en raison d'une forte bise (NE) provocant une gyre temporaire dans le Golfe de Coudrée, à l'orée du Petit Lac (Lemmin and D'Adamo, 1997; Razmi et al., 2013).

Plages

Les 33 échantillons de plages contenaient des microplastiques, et 12 ne contenaient pas de macroplastiques. De manière générale, de grosses concentrations peuvent être observées localement même si peu de plastiques sont présents sur d'autres plages. Cela corrobore les conclusions de Imhof et al. (2013) et Zbyszewski and Corcoran (2011), qui trouvent qu'environ 90 % des plastiques trouvés l'ont été sur une seule plage, que ce soit sur le lac de Garde ou sur le lac Érié. Aussi, les valeurs sont ici données avec le maximum et minimum, toujours trouvés sur des plages différentes (Tableau 5).

Tableau 5 : Résultats généraux - plages, et références pour le lac de Garde (Imhof et al., 2013) et les océans (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Lac	n	Valeur	Microplastiques		Macroplastiques	
			[#/m²]	*[mg/m²]*	*[#/m²]*	*[mg/m²]*
Lacs suisses	33	Moyenne ± écart-type	1'300 ± 2'000	920 ± 1'500	90 ± 250	14'000 ± 33'000
		Médiane	270	110	11	480
		Min-Max	20 – 7'200	1 – 6'000	0 – 1'300	0 – 150'000
Léman	6	Moyenne ± écart-type	2'100 ± 2'000	960 ± 1'100	35 ± 65	18'000 ± 40'000
		Médiane	1'700	6'000		
		Min-Max	78 – 5'000	19 – 2'900	0 – 170	0 –100'000
Constance	4	Moyenne ± écart-type	320 ± 220	240 ± 340	8 ± 11	1'300 – 2'300
		Médiane	260	99	6	170

		Min-Max	140 – 620	23 – 750	0 – 22	0 – 4’800
Neuchâtel	4	Moyenne ± écart-type	700 ± 1’100	920 ± 1’700	17 ± 26	6’400 ± 13’000
		Médiane	220	110	6	49
		Min-Max	67 – 2’300	1 – 3’500	0 – 56	0 – 25’000
Majeur	9	Moyenne ± écart-type	1’100 ± 2’300	450 ± 870	28 ± 42	26’000 ± 54’000
		Médiane	180	76	11	780
		Min-Max	20 – 6’900	3 – 2’600	0 – 120	0 – 150’000
Zurich	4	Moyenne ± écart-type	460 ± 350	380 ± 670	3 ± 6	690 ± 1’400
		Médiane	480	69	0	0
		Min-Max	89 – 800	16 – 1’400	0 – 11	0 -2’800
Brienz	6	Moyenne ± écart-type	2’500 ± 3’000	2’400 ± 2’700	400 ± 510	16’000 ± 12’000
		Médiane	1’200	1’800	190	18’000
		Min-Max	89 – 7’200	14 – 6’000	11 – 1’300	480 – 28’000
Garde (IT) 1	3	Moyenne ± écart-type	110 ± 55		8.3	
Garde (IT) 2	3	Moyenne ± écart-type	1'100 ± 980		480 ± 240	
Océan			0.21 – 77’000			

L'analyse de 3 réplicats d'une même plage, lorsquelle a été possible, a montré des variations locales beaucoup moins importantes que d'une plage à l'autre:

Tableau 6 : Détails pour les plages des lacs de Brienz (2) et Majeur (3). Moyenne ± écart-type

Plage	n	Valeur	Microplastiques		Macroplastiques	
			[#/m²]	*[mg/m²]*	*[#/m²]*	*[mg/m²]*
Majeur, parco della pacce	3	Moyenne ± écart-type	3’000 ± 3’400	1’300 ± 1’200	74 ± 45	77’000 ± 75’000
		Médiane	1’600	990	67	77’000
Majeur, Vira	3	Moyenne ± écart-type	78 ± 87	30 ± 40	4 ± 6	780 ± 1’300
		Médiane	33	11	0	0
Majeur, Gerra	3	Moyenne ± écart-type	130 ± 51	56 ± 42	7 ± 13	260 ± 450
		Médiane	100	54	0	0
Brienz, Aaregg	3	Moyenne ± écart-type	4’800 ± 2’600	4’700 ± 1’200	770 ± 480	22’000 ± 5’300
		Médiane	5’100	4’500	690	19’000
Brienz, Oberried	3	Moyenne ± écart-type	200 ± 100	32 ± 24	26 ± 17	9’900 ± 15’000
		Médiane	230	22	11	2’200

Dans les deux cas, les plages les plus concentrées en plastique (et de loin) sont à proximité d'affluents majeurs: la Maggia pour le lac Majeur, et l'Aar pour le lac de Brienz. C'est d'ailleurs aussi le cas pour l'étude sur le lac de Garde, la plage du nord du lac où la plupart des plastiques ont été trouvés étant à proximité directe de la Sarca, affluent du lac (les auteurs privilégient néanmoins l'action de vents dominants soufflant vers le nord), mais pas pour le lac Huron où 90 % des plastiques ont été trouvés à proximité de l'émissaire, la rivière St Clair. La situation pour ce dernier est peut-être différente vu sa taille, plutôt comparable aux caractéristiques marines.

Les phénomènes de dépôt - remise en suspension demeurent largement méconnus, rendant les interprétations relativement hasardeuses. L'effet du vent n'a pu être mis clairement en évidence ici, ni le rôle de la nature et la granulométrie du substrat (essentiellement sable ou gravier plus grossier). Il semble néanmoins que plus les grains sont fins, plus le nombre de microplastiques est important par rapport aux macroplastiques, ces derniers étant en moyenne de masse plus importante que dans les échantillons de surface. Quant aux microplastiques, les petits sont en moyenne 2.3 ± 1.9 fois plus nombreux par échantillon mais 25.5 ± 32.4 fois plus

légers que les gros microplastiques. La différence est plus importante qu'à la surface des lacs, suggérant une plus grande stratification ou hétérogénéité dans la taille des particules.

Caractérisation des particules

Types

Avec les variabilités observées pour chaque lac et entre les différents points d'échantillonnage, les comparaisons sont rendues délicates. La Figure 7 présente les moyennes des proportions pour chaque type de plastique, suivant leur taille et le type d'échantillon (surface ou plage). Les fragments, mousses et films représentent globalement la plus grande part des plastiques. Comme détaillé dans la méthodologie, la catégorie des fragments regroupe également des particules plastiques qui pourraient être rattachées ailleurs mais pas de façon certaine (fragments de films trop épais, microplastiques de cosmétiques ou granulés non sphériques, etc.).

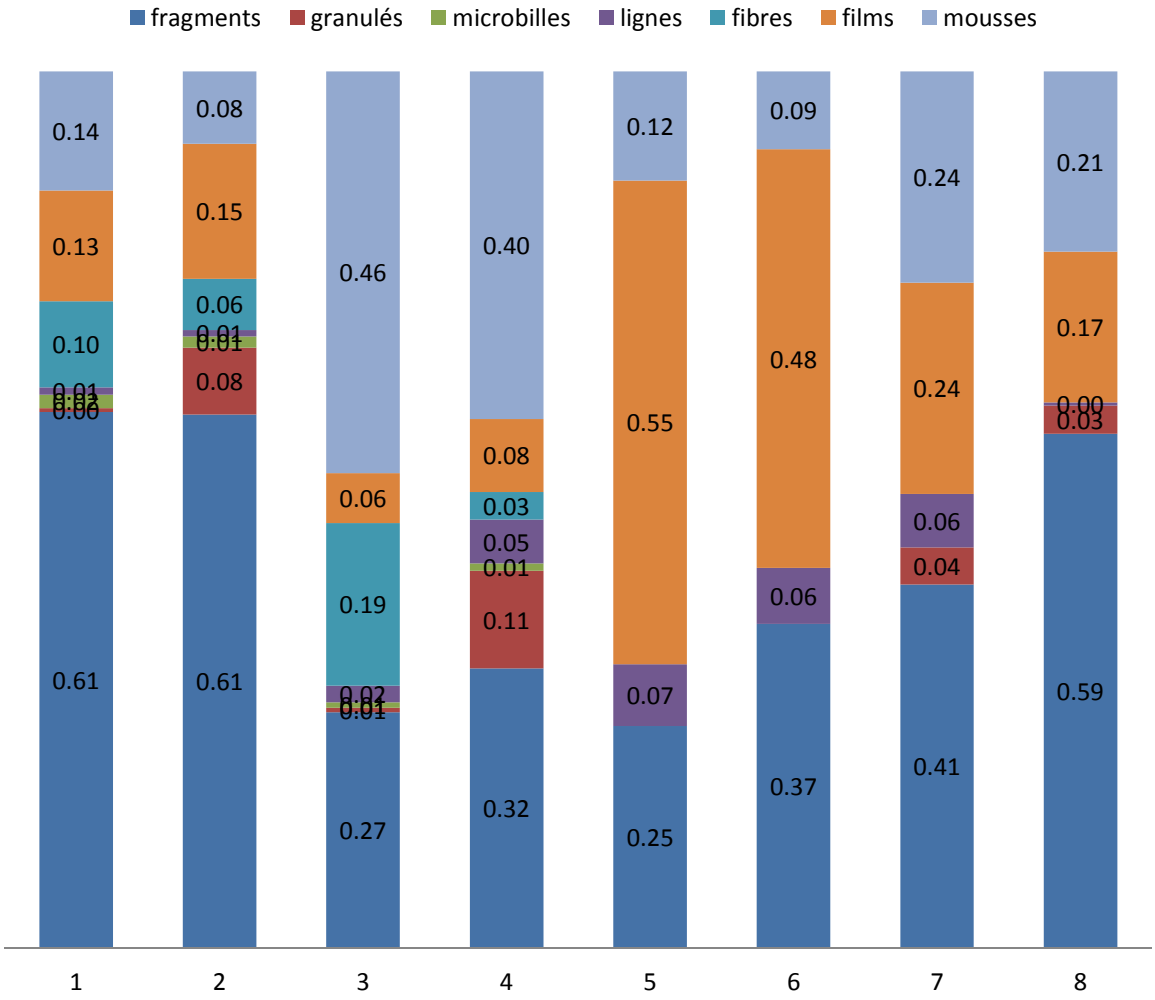


Figure 7 : Proportion des types de plastique, en nombre et poids respectivement. 1-2: surface micro (n=29'000, m=9.4 g), 3-4: plage micro (n=4'400, m=3.0 g), 5-6: surface macro (n=430, m=27 g), 7-8: plage macro (n=270, m=42 g).

Les proportions par nombre et par masse restent similaires, les différences concernent essentiellement les granulés qui ont une masse importante malgré leur nombre restreint, et les mousses et fibres qui au contraire sont légères comparativement aux autres types. Les mousses représentent une grande proportion des plastiques trouvés sur les plages. Leur plus

grande flottabilité pourrait expliquer une plus grande propension à être déposées par les vagues.

La proportion moins importante de films < 5 mm récoltés à la surface que de films > 5 mm pourrait être expliquée par leur moindre vitesse de remontée à la surface s'ils sont brassés verticalement en raison de leur sphéricité moins importante (Kukulka et al., 2012); de petites particules issues de la dégradation de films ont aussi souvent pu être classées parmi les fragments. L'absence de microbilles, fibres et granulés parmi les macroplastiques est due à leur taille (exception faite d'agrégats importants de granulés - 87 pellets au total - sur une plage du lac de Brienz, classés dans les macroplastiques parce que "fondus" ensemble).

Composition

Sur les 375 particules analysées par spectroscopie, seules 2 % d'entre elles n'ont pu être identifiées (Tableau 7). La plus grande part en nombre est composée de PE, représentant 62 ± 15 % du total en nombre, suivi par le PP (15 ± 16 %), du PS (12 ± 9%, surtout sur les plages) et des mélanges de polymères (5 ± 7 %). En poids, le polystyrène est sans surprise supplanté, notamment par l'acétate de cellulose (filtres de cigarettes).

Tableau 7 : Proportion des polymères de 6 groupes d'échantillons, en nombre et en masse, et moyenne par échantillon, tous lacs confondus. Les échantillons ont été groupés pour une même zone géographique et date.

Lieu	Nb. d'ech.	Total	Unité	PE	PP	PS	Mélange	PVC	CA	Nd.
Tous	15	375	[#]	62 %	15 %	12 %	5 %	0 %	4 %	1 %
		18'000	[mg]	49 %	28 %	2 %	5 %	0 %	15 %	1 %
Petit Lac	4	29	[#]	73 %	13 %	7 %	-	-	7 %	-
		600	[mg]	31 %	30 %	2 %	-	-	37 %	-
Lausanne 1	3	197	[#]	44 %	17 %	18 %	14 %	-	2 %	6 %
		12'000	[mg]	56 %	18 %	5 %	14 %	-	5 %	2 %
Lausanne 2	3	79	[#]	78 %	10 %	-	12 %	-	-	-
		1'700	[mg]	74 %	17 %	-	9 %	-	-	-
Majeur	3	12	[#]	67 %	17 %	17 %	-	-	-	-
		380	[mg]	35 %	62 %	2 %	-	-	-	-
Constance	1	12	[#]	50 %	50 %	-	-	-	-	-
		220	[mg]	88 %	12 %	-	-	-	-	-
Plage, Lausanne	1	46	[#]	17 %	-	54 %	4 %	4%	21 %	-
		3'200	[mg]	24 %	-	8 %	9 %	2%	56 %	-

Un lien peut être fait entre les types de plastiques (catégories détaillées plus haut) et leur composition. Ainsi, les films sont surtout composés de PE, qui constitue effectivement la plupart des emballages en Suisse (Schelker and Geisselhardt, 2011), alors que la part de PP dans les fragments est plus importante. Les mousses sont essentiellement du PS expansé, utilisé dans les isolants de construction ou l'industrie agroalimentaire. Du PVC a été trouvé sur le seul échantillon de plage analysé ici (sa densité est bien supérieure aux autres plastiques, et en principe pas récupéré par les méthodes d'analyse utilisées ici); il peut être noté que le PVC est classé parmi les 5 polymères les plus toxiques, supplantant tous les autres quant au nombre d'additifs qu'il contient (Lithner et al., 2011).

Il est rassurant de constater que sur l'ensemble des particules testées, le tri visuel a permis d'identifier du plastique de façon correcte dans 98 % des cas. Des précautions sont à prendre lors du tri, en particulier pour les plus petites particules, dont certaines peuvent être prises pour du plastique sans en être. En cas de doute, les particules ont systématiquement été écartées.

Rhône

Les résultats pour le Rhône à Chancy font état d'un total de plastique de moins de 160 #/h, ou 250 mg/h. Il s'agit de ce qui est filtré par le filet flottant (détail au Tableau 8).

Tableau 8 : Particules de plastique ramassées dans le Rhône à Chancy (n = 5)

	Microplastiques				**Macroplastiques**			
	[#/h]	*[mg/h]*	*[#/m³]*	*[mg/m³]*	*[#/h]*	*[mg/h]*	*[#/m³]*	*[mg/m³]*
Moyenne	160	190	0.29	0.35	2.5	58	$4.7 \cdot 10^{-3}$	0.11
Médiane	150	190	0.25	0.32	2.0	9.5	$3.5 \cdot 10^{-3}$	0.017
Écart-type	30	51	0.08	0.11	2.8	100	$5.3 \cdot 10^{-3}$	0.19

Il s'agit essentiellement de fragments et de mousses (Figure 8), suivis des fibres en nombres. Les granulés représentent 33 % du poids, mais seulement 1.5 % du nombre de particules (environ 1 par échantillon). Le filet ne filtrant que les 18 premiers cm, on peut s'attendre à trouver autant de particules dans le reste de la colonne d'eau (hauteur d'eau variant de 2 à 3 m pendant l'échantillonnage), plus denses (notamment granulés de pré-production, billes et fragments). Les films peuvent également être enclins à être transportés dans le corps de la colonne d'eau, et ne remonter que lentement. Les macroplastiques sont surtout des fragments et films, peu nombreux mais de poids relativement importants, susceptibles de se fragmenter en aval.

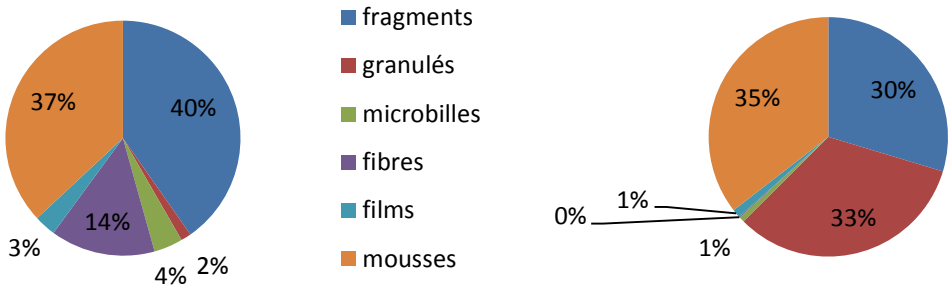


Figure 8 : Types de microplastiques du Rhône, en nombre (gauche) et poids (droite)

Les méthodes d'échantillonnage, le filet notamment, sont trop différentes de celles utilisées par Morritt et al. (2014) sur la Tamise pour pouvoir comparer les résultats, mais il est possible de le faire avec les résultats disponibles pour le Danube (Lechner et al., 2014) même si la taille des mailles des filets diffère (0.5 mm contre 0.3 mm pour la présente étude). Comme cet article le prévoit, le nombre de particules plastiques est supérieur avec un maillage plus fin. Le poids est en revanche plus restreint, possiblement en raison de la moindre profondeur du filet Manta comparé aux filets dérivants utilisés sur le Danube (18 cm contre 50, la profondeur du Danube sur les sites d'étude étant estimée à moins de 85 cm par les auteurs).

La contribution globale du Rhône, sur la base des quelques échantillons disponibles et avec un débit moyen du Rhône à Chancy de 343 m³/s (Druart and Balvay, 2007), peut être grossièrement estimée à 13.6 kg/j à l'entrée en France (sans tenir compte de la masse supérieure des particules en profondeur).

Ce flux est, en masse, bien inférieur aux valeurs calculées pour le Danube (Lechner et al., 2014), même si on l'extrapole à l'embouchure du Rhône. En effet, en se basant sur les mêmes calculs que pour le Danube, soit en considérant le débit du Rhône à Beaucaire avant son entrée dans la Méditerranée - 1690 m³/s (Banque Hydro - MEDDE, 2014) - et en le multipliant par un facteur prenant en compte la population totale du bassin versant (15'000'000) on obtient un apport terrestre approximatif de 570 kg/jour de plastique (contre 4.2 t/j pour le Danube (Lechner et al., 2014)). De nombreux paramètres ne sont pas pris en compte dans ces estimations: ouvrage hydrauliques, différences dans la gestion des déchets, régimes d'écoulement, etc.

Impacts potentiels

Biote

Pour 21 échantillons de surface, le rapport de la masse de matière organique (< 1 mm) à la masse de petits microplastiques (< 1 mm) a pu être calculé afin d'évaluer les proportions respectives de plastique et de matière organique susceptibles d'être ingérées par des planctivores. La moyenne est de 25.8 ± 27.5, ce qui signifie que 25.8 mg de matière organique peuvent être trouvés pour chaque mg de plastique. Cette évaluation est grossière, ne tenant pas compte de la présence de grains de sable ou de fragments de bois par exemple, mais se veut rassurante, suggérant une plus grande disponibilité de plancton que de plastique dans la majorité des transects échantillonnés. Ce n'est pas le cas de toutes les études en milieu marin. Dans un seul échantillon la masse de plastique excédait celle de matière organique (rapport 0.76 pour un échantillon du lac Léman après un orage), et elle était d'un ordre de grandeur comparable (entre 1 et 3) pour 4 autres échantillons.

Poissons

Sur les 40 poissons analysés, seuls 3 contenaient des microplastiques (fragments et fibres) : 2 Vandoises (respectivement 2 et 1 fragments, masse 0.3 et 0.1 mg) et une Ablette (31 fibres, 0.2 mg). Le tiers des tubes digestifs analysés ont subi des dommages au cours de leur stockage et n'ont pu être entièrement analysés.

Ces 7.5 % de poissons "positifs" sont à mettre en regard des 12 % de Goujons de rivières françaises dans le même cas (Sanchez et al., 2014), ce dernier étant un poisson fouilleur et éventuellement plus enclin à ingérer les particules variées - plastiques compris - du fond de l'eau. Le nombre relativement restreint d'individus analysés pour chaque espèce (10) incite à la prudence. Des données supplémentaires sont bien évidemment nécessaires avant de tirer des conclusions, même s'il semble d'ors et déjà que les poissons soient en contact avec les microplastiques, offrant une possibilité de transfert aux polluants adsorbés ou aux additifs contenus dans les plastiques même s'il ne s'agit pas forcément de la voie d'entrée principale de ces substances.

Oiseaux d'eau

Même si les pelotes de réjection n'ont finalement pas fait l'objet d'une étude approfondie, elles mettent en évidence l'exposition de différentes espèces d'oiseaux à l'ingestion de plastiques Figure 2 et Figure 9). Même si ces particules ont été rejetées, elles sont une voie d'entrée potentielle vers la faune aviaire pour les additifs des plastiques ou polluants adsorbés.

Figure 9 Granulés et autres particules plastiques dans une pelote de réjection (plage de Vidy, Léman)

Concernant l'examen du tractus digestif des oiseaux, 8 sur les 9 oiseaux analysés contenaient des particules de plastiques dans le gésier: en moyenne 4.3 ± 2.6, pour un poids moyen de 4.8 ±

8.9 mg (max. 9 pièces et 26.0 mg). Les rapports d'autopsie font état d'un amaigrissement important de tous les oiseaux sauf un (le cygne dans lequel aucune particule plastique n'a été trouvée), et relèvent "peu de contenu d'aspect normal dans le tractus digestif". La grande majorité de ces particules sont des fragments, mais on y trouve également des mousses, films, microbilles et fibres. Le fait que les plastiques étaient dans le gésier suggère une durée étendue de leur présence ce que l'aspect arrondi, pattiné de certains plastiques corrobore. Il serait intéressant d'étudier la situation d'individus sains (attrapés dans les filets des pêcheurs par exemple).

Polluants

Vue générale

Toutes les substances testées, qu'il s'agisse de polluants adsorbés déjà présents dans l'eau ou d'additifs pouvant être relargués, ont pu être détectés au-dessus des limites de détection et de quantification, dans des concentrations comparables à celles des études en milieu marin (Tableau 9).

Tableau 9 : Résultats généraux des analyses chimiques et données de référence (Fossi et al., 2012; Hirai et al., 2011; Rios et al., 2010; Van et al., 2012). Toutes les valeur en [ng/g]

	Moy.	Médiane	Intervalle	LOD	LOQ	Gyre, Pacifique N.	Plage, San Diego (É.U.)	Médit.
PCBs (Σ7)	97.6	32.5	0.4-548.2	0.2-1.4	0.4-2.3	0-2'856	2.5-47	
OCPs (DDT, Mirex, HCB)	187.3	37.5	1.4-2'715	0-0.7	0-2.0	0.02-2'700	0.56-75	
PAHs (Σ14)	1'202	523	86-5'714	0-13.0	0-27.9	1-14'500	18-1'900	
PBDEs (Σ13)	125.9	107.2	0.2-419.1	0-35.8	0-96.0			
Bisphénol A	16.6	-	4.8-28.3	0	0	0-800		
Nonylphénol	199.3	92	0-612.2	0	0	0-4'000		
Phtalates (Σ7)	18'039	8'924	528-111'604	0-1'721	0-3'346.0			5-172

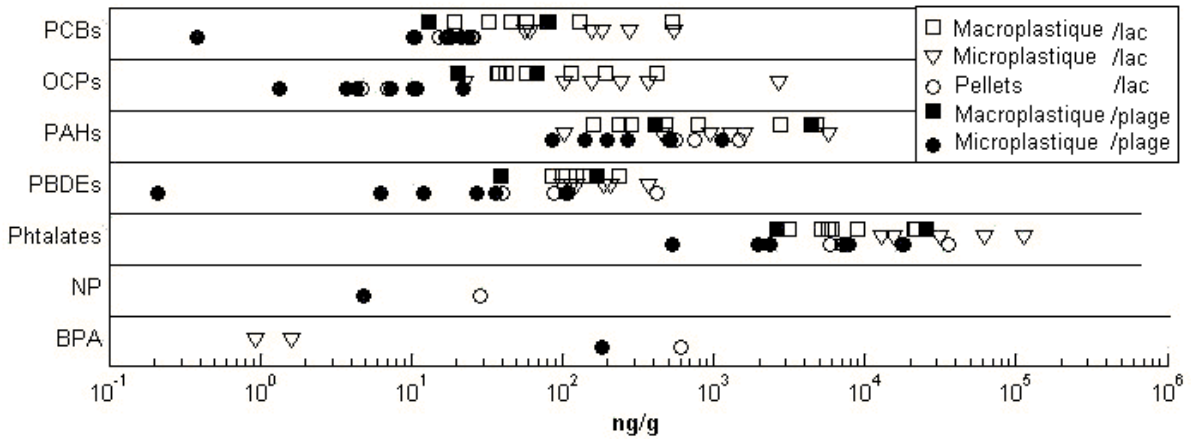


Figure 10 Vue d'ensemble des concentrations

Les microplastiques des plages sont en général moins contaminés que ceux des lacs, mais les concentrations sont très variables suivant les lieux d'échantillonnages, les types et taille de particules testées et les substances testées.

Les particules issues du lac de Brienz sont systématiquement moins contaminées que celles des autres lacs, sans doute en raison d'un bassin versant moins industrialisé, avec des sources essentiellement atmosphériques. Les échantillons du lac Majeur sont globalement plus concentrés (surtout pour les PCB, OCP et DDT), mais ont été prélevés dans la baie relativement fermée devant Locarno, avec un temps de résidence potentiellement plus long permettant une plus grande adsorption.

Globalement, les plastiques prélevés après des précipitations importantes dans des zones d'apports semblant récents (avec de grandes quantités de bois flotté et matériel de crue) sont moins chargés en substances adsorbées, mais plus en additifs. Un temps de résidence moins long dans les eaux du lac ne leur laisseraient pas le temps de larguer leurs additifs, ni d'adsorber des contaminants jusqu'à l'équilibre. Le même phénomène est observable avec des échantillons de plage beaucoup moins concentrés en additifs, sans doute déposés depuis plus longtemps et ayant été lessivés.

La taille des particules semble jouer un rôle non négligeable, les microplastiques étant de 3 à 6 fois plus concentrés que les macroplastiques en raison de leur plus grande surface spécifique. C'est plus étonnant pour les phtalates, qui devraient être relâchés d'autant plus facilement que les particules sont petites (Teuten et al., 2009). Quant au rôle joué par le polymère, il semble que le PE ait plus d'affinité avec les pesticides et les PAH, moins pour les phtalates. Le phénomène similaire généralement observé pour les PCB (Mato et al., 2001; Rochman et al., 2013a) ne l'a pas été ici. La présence importante de PAH dans le PS expansé est discuté plus bas; à noter également leur grande concentration en phtalates.

Des granulés bleus, trouvés en abondance sur le Léman, n'ont malheureusement pas pu être identifiés par spectroscopie. Ils semblent avoir une grande affinité avec les pesticides, PAH et PBDE malgré leur forme sphérique, leur grande taille et donc relativement faible surface spécifique. Ce sont les seuls pellets dans lesquels du NP a été détecté, les autres pellets étant par ailleurs peu concentrés en PCB, pesticides et PAH.

Détail par substance

La présence de PCB avait déjà été mise en évidence sur des microplastiques du Léman (Faure et al., 2012), et a pu être quantifié ici. Pour 4 échantillons de microplastiques du Léman, un échantillon de macroplastiques et un échantillon du lac Majeur, la somme des PCB atteint une moyenne de 305 ng/g. Les composés les plus fréquemment majoritaires sont les composés lourds CB 153 et CB138, qui mettent plus de temps à arriver à l'équilibre dans le plastiques (Rochman et al., 2013b). Les concentrations varient peu en fonction des polymères, même si on note une moindre présence de congénères légers (CB28 et CB52) dans le PE, alors que tous sont à l'équilibre dans le PP.

Tous les pesticides (OCP) ont été détectés au-dessus de la limite de détection pour 17 des 25 sous-échantillons; il s'agit des DDT, DDE, DDD, du Mirex et de l'HCB. Tous les microplastiques, excepté les pellets, exhibaient des moyennes élevées, tout comme les macroplastiques du Léman et les particules du lac Majeur (moyenne de 539 ng/g contre 21.7 pour le reste). Les résultats sont fortement corrélés ($r = 0.94$) avec ceux des PCB. Un ratio DDT/(DDE+DDD) > 1 pour 3 échantillons semble indiquer une source récente de DDT dans l'environnement (Rios et al., 2010). Depuis les années 90, une pollution accrue aux DDT et PCB pourrait avoir comme origine la fonte des glaciers, qui retenaient jusque-là les retombées atmosphériques (Schmid et al., 2011), ou bien sûr les retombées elles-mêmes.

8 échantillons ont montré une somme de PAH supérieure à 1'000 ng/g, avec une moyenne de 2'891 ng/g. Il s'agit surtout de mousses, pellets, fragments et des macroplastiques issus du Léman. Les mousses pourraient être contaminées lors de la transformation du PS en polystyrène expansé (Van et al., 2012) : elles joueraient plutôt un rôle de source que de puits à PAH adsorbés. Quel que soit le lieu d'échantillonnage, le nombre de cycles aromatiques est

majoritairement de 4 cycles, semblant indiquer une origine pyrolytique (Hirai et al., 2011) par combustion de pétrole ou dérivés. Ce que semble confirmer un rapport fluoranthène/pyrène supérieur à 1, la pollution venant probablement des gaz d'échappement ou de chauffage (Morillo et al., 2008; Rios et al., 2010)

Pour les 13 PBDE testés, 40 % sont inférieurs à la LOD, et 60 % inférieurs à la LOQ. Il s'agit de retardateurs de flammes, qui se dégradent à la lumière (Hirai et al., 2011). Les granulés noirs et les microplastiques de la surface du Léman sont néanmoins relativement chargés (> 300 ng/g), composés de BDE 183, 99, 47, 190, 38 et 153. Le BDE 209 n'a pu être analysé ici, mais représente plus de 90 % des BDE trouvés dans les sédiments du lac Majeur (Guzzella et al., 2008).

7 phtalates ont été analysés, avec en moyenne 75 % de la somme pouvant être attribuée au DEHP. Détecté sur tous les échantillons sauf un, sa concentration moyenne est élevée (15'567 ng/g avec une concentration maximale de 105'606 ng/g), au contraire des 6 autres composés dont 46 % des valeurs ne dépassent pas la LOD. Significativement plus élevées que dans la Méditerranée (5-172 ng/g d'après Fossi et al. (2012)), ces concentrations sont surtout élevées sur les microplastiques, et les pellets noirs.

Seuls deux échantillons de pellets noirs ont mis en évidence du BPA, avec des concentrations comparables à celles des côtes japonaises (Teuten et al., 2009) mais inférieures à celles du Pacifique (Hirai et al., 2011). Le nonyléphénol a quant à lui été détecté sur des pellets bleus et des fragments microplastiques, avec des concentrations comparables à celles des plages et gyre du Pacifique (Hirai et al., 2011).

Discussion

Conclusions

Il apparaît clairement que les microplastiques sont présents sur tous les lacs étudiés, plages et surfaces comprises, en quantités considérables. Les concentrations en nombre de particules sont souvent supérieures à celles observées dans les océans, même si la masse totale est réduite. Les plastiques sont essentiellement issus de la fragmentation de plus gros objets, des emballages pour une bonne part, mais on trouve une quantité importante de mousses, probablement issues du secteur de la construction. Les granulés de pré-production, microbilles issues des cosmétiques et autres microplastiques primaires constituent une faible part de l'ensemble, même si l'opinion publique en fait un fort enjeu symbolique. Les particules analysées étaient essentiellement du PE, du PP et du PS expansé. Seulement 2 % des particules testées n'ont pu être formellement identifiées comme du plastique par la spectroscopie FT-IR.

Le transport de microplastiques par le Rhône a été mis au jour, la contribution de la Suisse à la pollution en aval des fleuves la quittant ne faisant aucun doute. En revanche, la distance sur laquelle les microplastiques sont transportés est inconnue, il n'est en l'état pas établi que ces particules voyagent jusqu'à l'océan sans être déposées sur les berges ou enfouies dans les sédiments. Néanmoins, la nature de cette pollution est parfaitement comparable à la pollution marine par les plastiques, elle-même bien établie.

Même si le nombre d'échantillons est restreint, il semble certain que l'avifaune et l'ichtyofaune sont concernées par l'ingestion de microplastiques de plusieurs types. Aucun impact physique n'a été directement relevé, ni lors des analyses ni par les professionnels consultés. Là encore, la masse des particules est très faible. Une surface spécifique élevée, et une durée d'exposition probablement relativement longue (en tout cas pour les oiseaux) fait plutôt craindre des impacts chimiques, par un éventuel relargage de polluants adsorbés et concentrés ou d'additifs du plastique.

La concentration en substances adsorbées et additifs toxiques du plastique comme les PCB, PAH, pesticides (DDT, Mirex, HCB), PBDE, NP et BPA varient de 1 à 6'000 ng/g; la concentration en phtalates de 500 à 100'000 ng/g. Si des concentrations élevées en additifs étaient attendues, celles en polluants adsorbées suggèrent un temps de résidence dans les eaux suffisamment long pour s'approcher de l'équilibre. Les particules plus petites sont les plus susceptibles d'adsorber de fortes concentrations, il en va de même pour les particules ramassées dans l'eau plutôt que sur les plages. Même si la translocation des microplastiques fait débat au sein de la communauté scientifique, le transfert de micropolluants vers des organismes les ingérant est de plus en plus largement admis, suggérant un impact réel de cette pollution sur les écosystèmes. En particulier, des perturbations du système endocriniens ont été mises en évidence sur des poissons ayant ingéré des particules de plastiques dont les concentrations en polluants étaient inférieures (Rochman et al., 2014). Cela dit, les microplastiques ne sont pas la seule voie d'entrée de ces substances dans la chaîne trophique, ni peut-être la plus importante.

La variabilité de la quantité et de la nature des plastiques est importante. Certains paramètres ont pu être identifiés comme jouant un rôle important: proximité des affluents (plastiques des plages notamment), précipitations, vent, mais ces paramètres sont délicats à quantifier sans multiplier les échantillons. De manière générale, les résultats de cette étude sont plutôt destinés à être considérés de façon qualitative plutôt que quantitative. Le nombre global d'échantillon est relativement important pour une étude de ce genre, mais insuffisant pour extrapoler les résultats à l'ensemble des lacs suisses, ou même à chacun des 6 lacs étudiés.

Perspectives

Un bref complément à cette étude est d'ores et déjà prévu afin d'éclaircir quelques questions que cette étude soulève, notamment quant à l'origine de cette pollution. Il s'agira de fournir de premières indications sur la contribution des STEP, des eaux de ruissellement urbaines, déversoirs d'orages, etc. Il apparaît en effet que ce sont des sources non négligeables dans d'autres contextes (Browne et al., 2011; Leslie et al., 2013); des prélèvement exploratoires laissent à penser que la situation est comparable en Suisse, mais l'impact différencié des différents systèmes de traitement de l'eau n'ont jamais été étudiés à notre connaissance.

L'impact de paramètres météorologiques est aussi à préciser. Si des concentrations supérieures ont été observées après des précipitations, l'origine précise de ces particules reste floue. De manière générale, si plus de données étaient disponibles, la modélisation des transports dans les lacs et rivières pourrait apporter de précieuses informations quant au devenir de ces particules. Les apports éoliens, qui n'ont pas été pris en compte dans cette étude, devraient également être étudiés, en particulier en ce qui concerne les mousses (polystyrène expansé) et les films. Largement utilisés dans le domaine de la construction et du bâtiment (respectivement isolation et bâchage), ces plastiques sont généralement stockés et travaillés à l'air libre, ouvrant la voie à leur dispersion par les airs ou par l'eau. La modélisation du transport des plastiques permettrait d'évaluer leur éventuelle propension à s'accumuler. Des échantillonnages périodiques pourraient aussi, si un protocole précis était adopté à un niveau plus global, de mesurer l'évolution de cette pollution et d'en assurer le suivi.

Il semblerait utile, au vu des premiers résultats sur la faune, d'élargir le nombre d'espèces et d'individus analysés. Les résultats obtenus sur les rivières françaises (Sanchez et al., 2014) semblent indiquer une plus grande occurrence de l'ingestion de plastiques par les poissons que ce qui a pu être mis en évidence ici. Des analyses plus étendues, prenant notamment en compte les espèces étudiées par ailleurs comme le Goujon, sont à envisager sérieusement, notamment s'agissant des espèces consommées couramment. Quant à la faune aviaire, qui semble indubitablement concernée, des études de plus grande ampleur sur leur exposition, et la disponibilité des polluants véhiculés par les plastiques seraient souhaitables. De manière générale concernant les impacts éco-toxicologique, des recherches approfondies sont encore nécessaires pour les évaluer à toutes les échelles. L'ingestion (mais pas la translocation) de particules a été mise en évidence à tous les niveaux trophiques, mais les impacts chimiques notamment restent extrêmement délicats à prévoir. L'étude de particules plus petites que 300 µm serait aussi à envisager, étant plus facilement disponibles pour la faune, ayant une plus grande surface spécifique et étant sans doute bien plus concentrées en nombre.

La dégradation du plastique est réputée plus rapide dans les eaux douces, en raison d'une facilitation de l'interface air/eau et d'une plus grande chaleur notamment. Le suivi de cette dégradation (par microscopie électronique, ou spectroscopie) pourrait apporter des informations précieuses sur le temps de séjour des plastiques dans les eaux douces. L'étude des sédiments benthique, environ la moitié du plastique étant plus dense que l'eau et sans compter le fouling qui peut entraîner des plastiques vers le fond (du moins temporairement), permettrait aussi d'évaluer cette pollution à plus long terme, et avec plus de recul.

Il est sans doute trop tôt pour émettre des recommandations directes et concrètes, même s'il semble acquis que les microplastiques n'ont pas leur place dans l'environnement aquatique. Les mesures de remédiation à envisager sont dérisoires: nettoyages de plages concrets mais très localisés dans le temps et l'espace, plastiques biodégradables largement controversées quant à leur impact environnemental réel, ou titanesques projets de filtration des eaux de surface… Des mesures de sensibilisation simples, et des alternatives au plastique pourraient être encouragées, en attendant que les connaissances et la prise de conscience avancent. Si l'on ne peut pas lier directement ces particules à des maladies ou à des morts humaines, on ne peut pas non plus affirmer qu'elles sont sans danger et les ignorer.

Remerciements

Les auteurs remercient en premier lieu l'OFEV pour son soutien financier, notamment Manuel Kunz, Michael Schärer et Sebastien Lehmann pour leur suivi régulier et leur appui.

L'échantillonnage a été grandement facilité pour certains lacs grâce à des aides précieuses:

- lac de Constance: Institut für Seenforschung LUBW, Langenargen (DE), Dr. Gerd Schröder, Dr. Herbert Löffler
- lac Majeur: Alex Ambrosini de l'Ufficio della protezione e della depurazione delle acque, Ticino et le Dr. Mauro Veronesi
- lac de Zurich : Prof. Thomas Posch et Eugen Loher de la station de Limnologie, Université de Zurich

Merci à tous d'avoir mis leur temps, leur énergie, leur expérience et leurs moyens à la disposition de ce projet.

Le Dr. méd. vét. Valérie Chaignat, de l'Institut Galli Valério, nous a fait gagner un temps précieux pour la collecte et l'extraction des tubes digestifs des oiseaux, ainsi que M. Laurent Cavallini, chef des gardes-faune du canton de Vaud avec les gardes pour les dépouilles.
Le Dr. Lukas Rüber, conservateur pour l'ichtyologie et l'herpétologie au musée d'histoire naturelle de Berne, et le Dr. Pascal Vonlanthen, coordinateur du Projet Lac de l'EAWAG nous ont permis d'aborder le volet concernant les poissons avec un large choix de spécimens.

Merci à Robin Humphry-Baker du laboratoire de photonique et interfaces de l'EPFL et à l'Institut des sciences criminelles de l'Unil pour l'utilisation des spectroscopes.

Les collaborateurs du GR-CEL ayant participé au projet ont également été d'une aide précieuse: Dominique Grandjean, Adrien Schopfer, Franck Genilloud ou encore Nicolas Estoppey.
Les auteurs remercient également les étudiants ayant collaboré à ce projet, en premier lieu Colin Demars pour ses travaux sur les polluants, mais aussi Camille Dussouillez, Valérie Gagnaux, Zoé Vuffray et Olivier Wieser.

Merci enfin à l'association Oceaneye et en particulier Pascal Hagmann, qui contribue depuis plusieurs années à faire connaître du grand public cette problématique et a contribué à la naissance de ce projet: nous lui en sommes très reconnaissants.

Bibliographie

Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. Mar. Pollut. Bull. 62, 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Andrady, A.L., Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 364, 1977–1984. doi:10.1098/rstb.2008.0304

Arthur, C., Baker, J., 2011. Proceedings of the Second Research Workshop on Microplastic Debris. November 5-6, 2010.

Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008. (NOAA Technical Memorandum No. NOS-OR&R-30). National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Marine Debris Program.

Auman, H.J., Ludwig, J.P., Giesy, J.P., Colborn, T., 1997. Plastic ingestion by Laysan albatross chicks on Sand Island, Midway Atoll, in 1994 and 1995. Albatross Biol. Conserv. 239–244.

Avery-Gomm, S., O'Hara, P.D., Kleine, L., Bowes, V., Wilson, L.K., Barry, K.L., 2012. Northern fulmars as biological monitors of trends of plastic pollution in the eastern North Pacific. Mar. Pollut. Bull. 64, 1776–1781. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.04.017

Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2012. Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. Mar. Pollut. Bull. 64, 2782–2789. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.09.010

Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2014. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. Environ. Pollut. 185, 16–23. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.007

Banque Hydro - MEDDE, 2014. Synthèse de la Banque Hydro - Le Rhône à Beaucaire. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie.

Barnes, D.K.A., 2002. Biodiversity: Invasions by marine life on plastic debris. Nature 416, 808–809. doi:10.1038/416808a

Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 364, 1985–1998. doi:10.1098/rstb.2008.0205

Barnes, D.K.A., Walters, A., Gonçalves, L., 2010. Macroplastics at sea around Antarctica. Mar. Environ. Res. 70, 250–252. doi:10.1016/j.marenvres.2010.05.006

Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., van den Heuvel-Greve, M.J., Koelmans, A.A., 2013. Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm Arenicola marina (L.). Environ. Sci. Technol. 47, 593–600. doi:10.1021/es302763x

Bhagat, R.P., 2009. On Co-Incidence of Plastic (Polythene) Grains in the Gizzard of Semi-Wild (Freely Inhabiting) Common Rock Pigeon, Columba livia intermedia, Linnaeus, 1758, in Biratagar, Nepal. Tribhuvan Univ. J. 26, 81–84.

Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J.P., Ke, P.C., 2010. Physical Adsorption of Charged Plastic Nanoparticles Affects Algal Photosynthesis. J. Phys. Chem. C 114, 16556–16561. doi:10.1021/jp1054759

Bowmer, T., Kershaw, P., 2010. Proceedings of the GESAMP International Workshop on microplastic particles as a vector in transporting persistent, bioaccumulating and toxic substances in the oceans. 28-30th June 2010, UNESCO-IOC, Paris. GESAMP Rep. Stud. 82.

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. Environ. Sci. Technol. 45, 9175–9179. doi:10.1021/es201811s

Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C., 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, Mytilus edulis (L.). Environ. Sci. Technol. 42, 5026–5031. doi:10.1021/es800249a

Carpenter, E.J., Smith, K.L., 1972. Plastics on the Sargasso Sea Surface. Science 175, 1240–1241. doi:10.1126/science.175.4027.1240

Cassone, A.-L., Soudant, P., 2014. Fate and impact of microplastics in marine ecosystems internation workshop summary. Plouzané, 13-15 January 2014.

Colabuono, F.I., Taniguchi, S., Montone, R.C., 2010. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. Mar. Pollut. Bull. 60, 630–634. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.01.018

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S., 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. Environ. Sci. Technol. 47, 6646–6655. doi:10.1021/es400663f

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. Mar. Pollut. Bull. 62, 2588–2597. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.025

Cole, M., Webb, H., Lindeque, P.K., Fileman, E.S., Halsband, C., Galloway, T.S., 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. Sci. Rep. 4. doi:10.1038/srep04528

Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M., 2009. Plastics and beaches: A degrading relationship. Mar. Pollut. Bull. 58, 80–84. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.08.022

Derraik, J.G.., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. Mar. Pollut. Bull. 44, 842–852. doi:10.1016/S0025-326X(02)00220-5

Dohan, K., Maximenko, N., 2010. Monitoring Ocean Currents with Satellite Sensors. Oceanography 23, 94–103. doi:10.5670/oceanog.2010.08

Druart, J.-C., Balvay, G., 2007. Le Léman et sa vie microscopique. Editions Quae.

Engler, R.E., 2012. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. Environ. Sci. Technol. 46, 12302–12315. doi:10.1021/es3027105

Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A., Rifman, S., 2013. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. Mar. Pollut. Bull. 68, 71–76. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.12.021

European Commission MSFD GEST Technical Subgroup on Marine Litter, 2011. Marine Litter - Technical Recommendations for the Implementation of MSFD Requirements [WWW Document]. URL http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/111111111/22826/2/msfd_ges_tsg_marine_litter_report_eur_25009_en_online_version.pdf (accessed 5.12.14).

Faure, F., Corbaz, M., Baecher, H., de Alencastro, L.F., 2012. Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. Arch. Sci. 157–164.

Faure, F., Gagnaux, V., Baecher, H., Neuhaus, V., de Alencastro, L.F., 2013. Microplastiques sur les plages et la surface du Léman. Résultats préliminaires. Bull. ARPEA 257.

Fendall, L.S., Sewell, M.A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. Mar. Pollut. Bull. 58, 1225–1228. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.04.025

Fossi, M.C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., Minutoli, R., 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (Balaenoptera physalus). Mar. Pollut. Bull. 64, 2374–2379. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.08.013

Free, C.M., Jensen, O.P., Mason, S.A., Eriksen, M., Williamson, N.J., Boldgiv, B., 2014. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. Mar. Pollut. Bull. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.06.001

Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Vrees, L.D., 2013. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 70, 1055–1064. doi:10.1093/icesjms/fst122

Gregory, M.R., 1996. Plastic "scrubbers" in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. Mar. Pollut. Bull. 32, 867–871. doi:10.1016/S0025-326X(96)00047-1

Gregory, M.R., 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 364, 2013–2025. doi:10.1098/rstb.2008.0265

Guzzella, L., Roscioli, C., Binelli, A., 2008. Contamination by polybrominated diphenyl ethers of sediments from the Lake Maggiore basin (Italy and Switzerland). Chemosphere 73, 1684–1691. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.06.073

Habib, D., Locke, D.C., Cannone, L.J., 1998. Synthetic Fibers as Indicators of Municipal Sewage Sludge, Sludge Products, and Sewage Treatment Plant Effluents. Water. Air. Soil Pollut. 103, 1–8. doi:10.1023/A:1004908110793

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. Environ. Sci. Technol. 46, 3060–3075. doi:10.1021/es2031505

Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E.R., Farrington, J.W., Reddy, C.M., Peacock, E.E., Ward, M.W., 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. Mar. Pollut. Bull. 62, 1683–1692. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.06.004

Imhof, H.K., Ivleva, N.P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C., 2013. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. Curr. Biol. 23, R867–R868. doi:10.1016/j.cub.2013.09.001

Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N.P., Laforsch, C., 2012. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. Limnol. Oceanogr. Methods 10, 524–537. doi:10.4319/lom.2012.10.524

Ivar do Sul, J.A., Spengler, Â., Costa, M.F., 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). Mar. Pollut. Bull. 58, 1236–1238. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.05.004

Kenyon, K.W., Kridler, E., 1969. Laysan Albatrosses Swallow Indigestible Matter. The Auk 86, 339–343. doi:10.2307/4083505

Koelmans, A.A., Besseling, E., Foekema, E.M., 2014. Leaching of plastic additives to marine organisms. Environ. Pollut. 187, 49–54. doi:10.1016/j.envpol.2013.12.013

Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D.W., Law, K.L., 2012. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. Geophys. Res. Lett. 39, n/a–n/a. doi:10.1029/2012GL051116

Laist, D.W., 1997. Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records, in: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), Marine Debris, Springer Series on Environmental Management. Springer New York, pp. 99–139.

Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M., 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. Science 329, 1185–1188. doi:10.1126/science.1192321

Law, K.L., Morét-Ferguson, S.E., Goodwin, D.S., Zettler, E.R., DeForce, E., Kukulka, T., Proskurowski, G., 2014. Distribution of Surface Plastic Debris in the Eastern Pacific Ocean from an 11-Year Data Set. Environ. Sci. Technol. 48, 4732–4738. doi:10.1021/es4053076

Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E., 2014. The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter

outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. Environ. Pollut. 188, 177–181. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.006

Lemmin, U., D'Adamo, N., 1997. Summertime winds and direct cyclonic circulation: observations from Lake Geneva. Ann. Geophys. 14, 1207–1220. doi:10.1007/s00585-996-1207-z

Leslie, H.A., van der Meulen, M.D., Kleissen, F.M., Vethaak, A.D., 2011. Microplastic Litter in the Dutch Marine Environment.

Leslie, H.A., van Velzen, M.J.M., Vethaak, A.D., 2013. Microplastic survey of the Dutch environment. Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota.

Lima, A.R.A., Costa, M.F., Barletta, M., 2014. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. Environ. Res. 132, 146–155. doi:10.1016/j.envres.2014.03.031

Lithner, D., Larsson, Å., Dave, G., 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. Sci. Total Environ. 409, 3309–3324. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.04.038

Lopez Lozano, R., Mouat, J., 2009. Marine litter in the Northeast Atlantic Region: assessment and priorities for response. OSPAR Commission, London, U.K.

Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T., 2001. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. Environ. Sci. Technol. 35, 318–324. doi:10.1021/es0010498

Miller, J.N., Miller, J.C., 2010. Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry, Sixth Edition. ed. Pearson Education.

Moore, C.., Moore, S.., Weisberg, S.., Lattin, G.., Zellers, A.., 2002. A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. Mar. Pollut. Bull. 44, 1035–1038. doi:10.1016/S0025-326X(02)00150-9

Moore, C.J., Lattin, G.L., Zellers, A.F., 2011. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. RGCI - Rev. Gest. Costeira Integrada 11, 65.

Morillo, E., Romero, A.S., Madrid, L., Villaverde, J., Maqueda, C., 2008. Characterization and Sources of PAHs and Potentially Toxic Metals in Urban Environments of Sevilla (Southern Spain). Water. Air. Soil Pollut. 187, 41–51. doi:10.1007/s11270-007-9495-9

Morritt, D., Stefanoudis, P.V., Pearce, D., Crimmen, O.A., Clark, P.F., 2014. Plastic in the Thames: A river runs through it. Mar. Pollut. Bull. 78, 196–200. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.10.035

Murphy, J., 2001. Additives for Plastics Handbook. Elsevier.

Nuelle, M.-T., Dekiff, J.H., Remy, D., Fries, E., 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. Environ. Pollut. 184, 161–169. doi:10.1016/j.envpol.2013.07.027

Pham, C.K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C.H.S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., Company, J.B., Davies, J., Duineveld, G., Galgani, F., Howell, K.L., Huvenne, V.A.I., Isidro, E., Jones, D.O.B., Lastras, G., Morato, T., Gomes-Pereira, J.N., Purser, A., Stewart, H., Tojeira, I., Tubau, X., Van Rooij, D., Tyler, P.A., 2014. Marine Litter Distribution and Density in European Seas, from the Shelves to Deep Basins. PLoS ONE 9, e95839. doi:10.1371/journal.pone.0095839

PlasticsEurope, 2013. Plastics – the Facts 2013. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data.

Razmi, A.M., Barry, D.A., Lemmin, U., Bonvin, F., Kohn, T., Bakhtyar, R., 2013. Direct effects of dominant winds on residence and travel times in the wide and open lacustrine embayment: Vidy Bay (Lake Geneva, Switzerland). Aquat. Sci. 1–13. doi:10.1007/s00027-013-0321-8

Reisser, J., Shaw, J., Wilcox, C., Hardesty, B.D., Proietti, M., Thums, M., Pattiaratchi, C., 2013. Marine Plastic Pollution in Waters around Australia: Characteristics, Concentrations, and Pathways. PLoS ONE 8, e80466. doi:10.1371/journal.pone.0080466

Rios, L.M., Jones, P.R., Moore, C., Narayan, U.V., 2010. Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "eastern garbage patch". J. Environ. Monit. 12, 2226–2236. doi:10.1039/c0em00239a

Rios, L.M., Moore, C., Jones, P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. Mar. Pollut. Bull. 54, 1230–1237. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.03.022

Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H.K., Rios-Mendoza, L.M., Takada, H., Teh, S., Thompson, R.C., 2013a. Policy: Classify plastic waste as hazardous. Nature 494, 169–171. doi:10.1038/494169a

Rochman, C.M., Kurobe, T., Flores, I., Teh, S.J., 2014. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. Sci. Total Environ. 493, 656–661. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.06.051

Rochman, C.M., Manzano, C., Hentschel, B.T., Simonich, S.L.M., Hoh, E., 2013b. Polystyrene Plastic: A Source and Sink for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Marine Environment. Environ. Sci. Technol. 47, 13976–13984. doi:10.1021/es403605f

Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 364, 1999–2012. doi:10.1098/rstb.2008.0207

Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J.-M., 2014. Wild gudgeons (Gobio gobio) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. Environ. Res. 128, 98–100. doi:10.1016/j.envres.2013.11.004

Schelker, R., Geisselhardt, P., 2011. Projekt „Kunststoff-Verwertung Schweiz" - Bericht Module 1 und 2. Studie im Auftrag des Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Schmid, P., Bogdal, C., Blüthgen, N., Anselmetti, F.S., Zwyssig, A., Hungerbühler, K., 2011. The Missing Piece: Sediment Records in Remote Mountain Lakes Confirm Glaciers Being Secondary Sources of Persistent Organic Pollutants. Environ. Sci. Technol. 45, 203–208. doi:10.1021/es1028052

Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M., 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. Environ. Pollut. 185, 77–83. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.013

Shaw, D.G., Day, R.H., 1994. Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. Mar. Pollut. Bull. 28, 39–43. doi:10.1016/0025-326X(94)90184-8

Sivan, A., 2011. New perspectives in plastic biodegradation. Curr. Opin. Biotechnol., Energy biotechnology – Environmental biotechnology 22, 422–426. doi:10.1016/j.copbio.2011.01.013

Talsness, C.E., Andrade, A.J.M., Kuriyama, S.N., Taylor, J.A., Saal, F.S. vom, 2009. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 364, 2079–2096. doi:10.1098/rstb.2008.0281

Taubinger, R.P., Wilson, J.R., 1965. The use of 50 per cent. Hydrogen peroxide for the wet oxidation of organic materials. Analyst 90, 429–431. doi:10.1039/AN9659000429

Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 364, 2027–2045. doi:10.1098/rstb.2008.0284

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: Where is all the plastic? Science 304, 838–838.

Tritthart, M., Liedermann, M., Schober, B., Habersack, H., 2011. Non-uniformity and layering in sediment transport modelling 2: river application. J. Hydraul. Res. 49, 335–344. doi:10.1080/00221686.2011.583487

Turra, A., Manzano, A.B., Dias, R.J.S., Mahiques, M.M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., Moreira, F.T., 2014. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. Sci. Rep. 4. doi:10.1038/srep04435

Van, A., Rochman, C.M., Flores, E.M., Hill, K.L., Vargas, E., Vargas, S.A., Hoh, E., 2012. Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. Chemosphere 86, 258–263. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.09.039

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R., 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. Environ. Pollut. doi:10.1016/j.envpol.2013.08.013

Van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M., Turner, D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar Fulmarus glacialis in the North Sea. Environ. Pollut. 159, 2609–2615. doi:10.1016/j.envpol.2011.06.008

Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A., 2012. Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel Mytilus edulis L. after an Experimental Exposure. Environ. Sci. Technol. 46, 11327–11335. doi:10.1021/es302332w

Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. Environ. Pollut. 178, 483–492. doi:10.1016/j.envpol.2013.02.031

Zbyszewski, M., Corcoran, P.L., 2011. Distribution and Degradation of Fresh Water Plastic Particles Along the Beaches of Lake Huron, Canada. Water. Air. Soil Pollut. 220, 365–372. doi:10.1007/s11270-011-0760-6

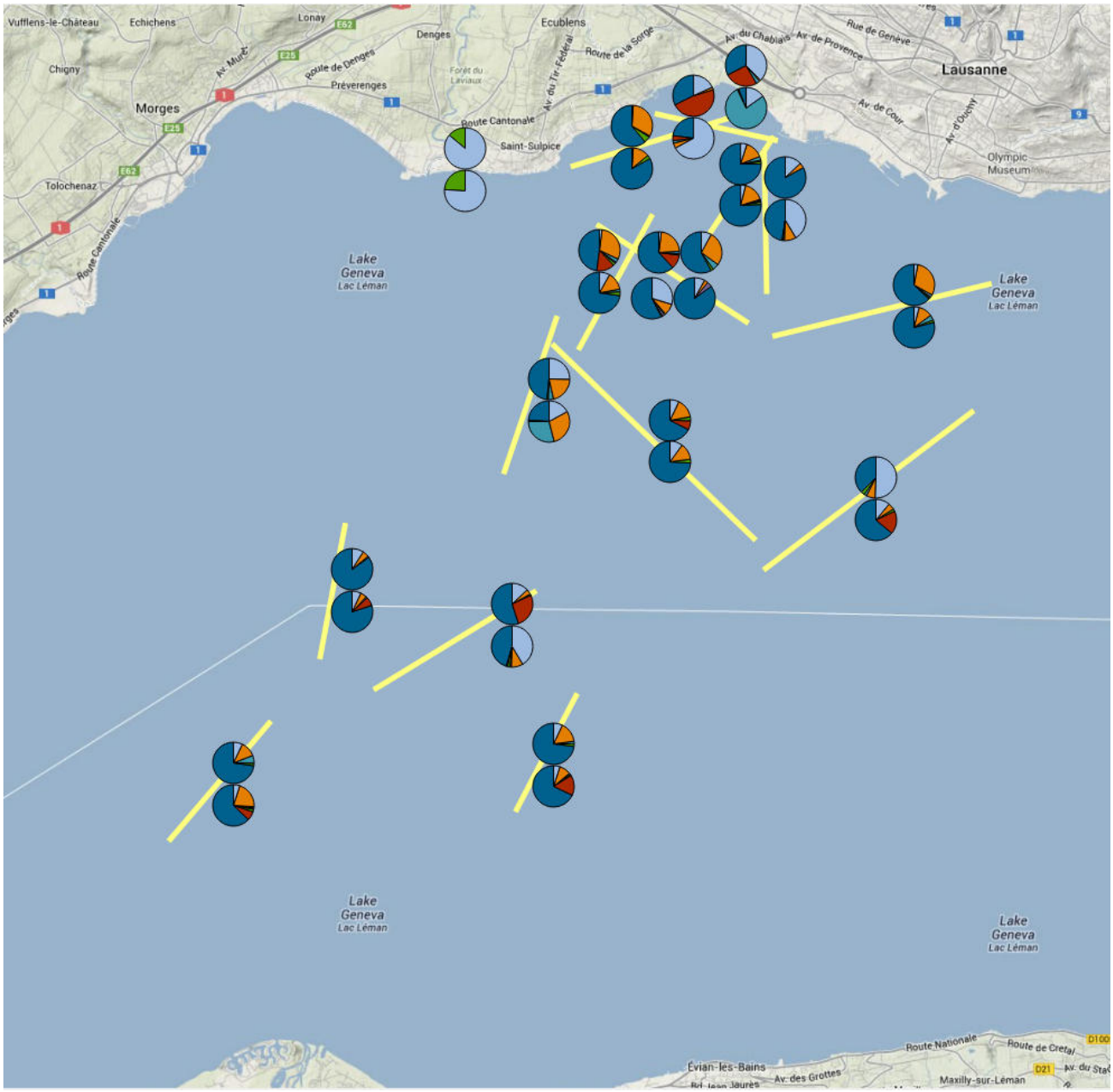
Annexes : cartes des lacs

Pour chaque lac, les transects couverts par le filet pour les échantillons de surface sont en jaune. Les diagrammes accolés représentent les proportions de chaque type de microplastique, en nombre et en poids. Les diagrammes pour les plages (sans transect) représentent la moyenne des réplicats de cette plage. Les couleurs sont toujours les mêmes:

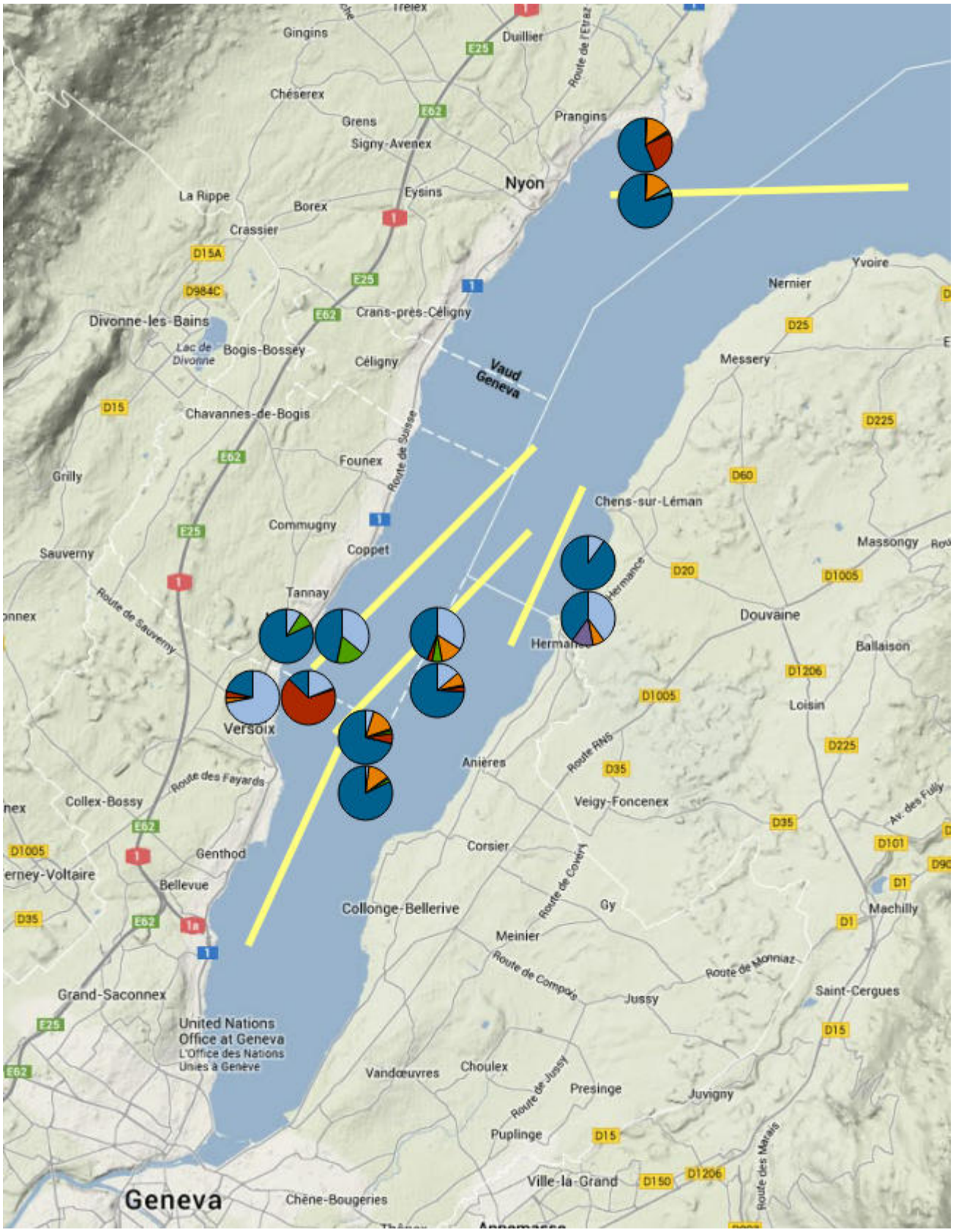
fragments granulés microbilles lignes fibres films mousses

Lac Léman

Grand Lac

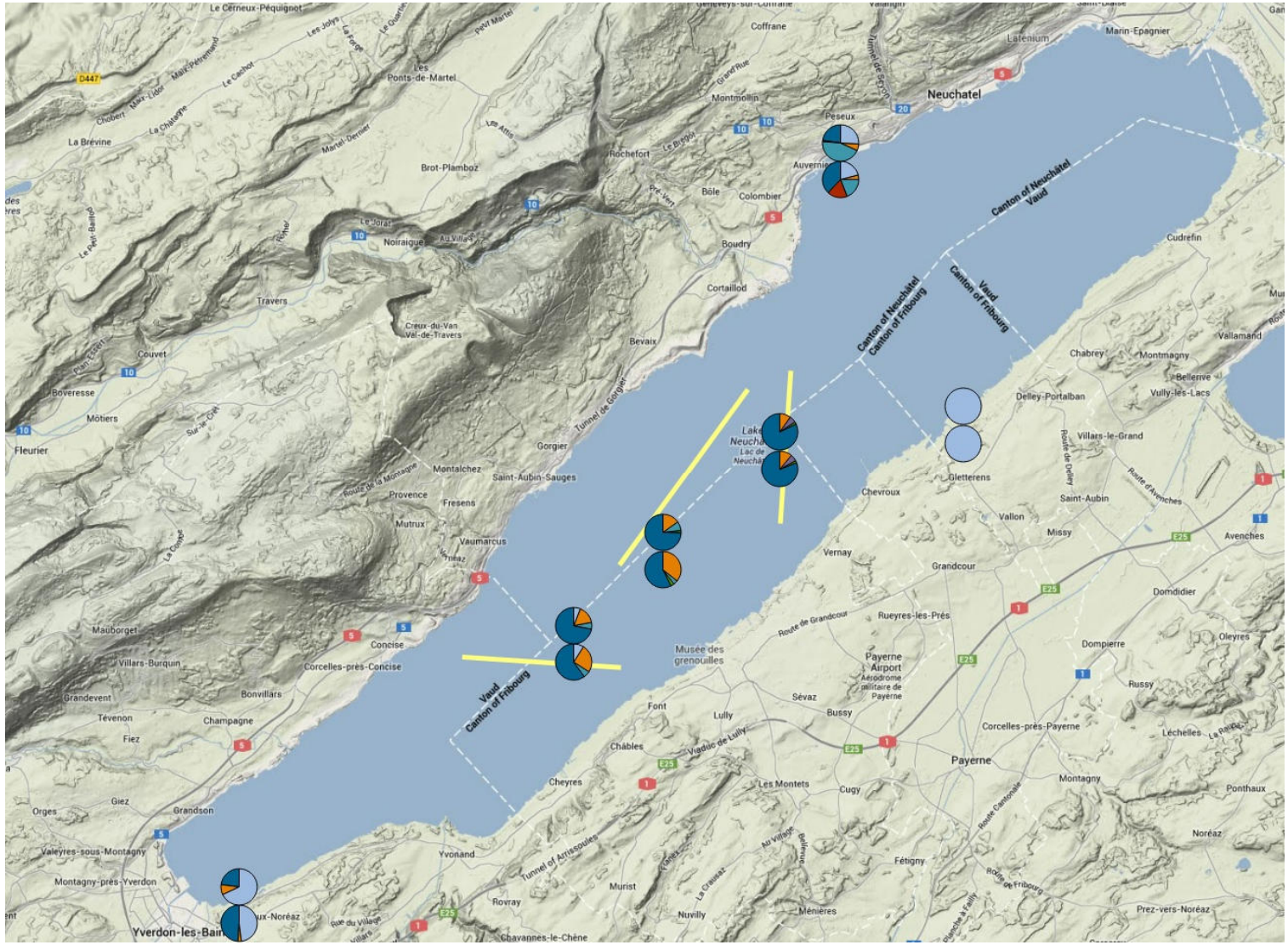


Petit Lac

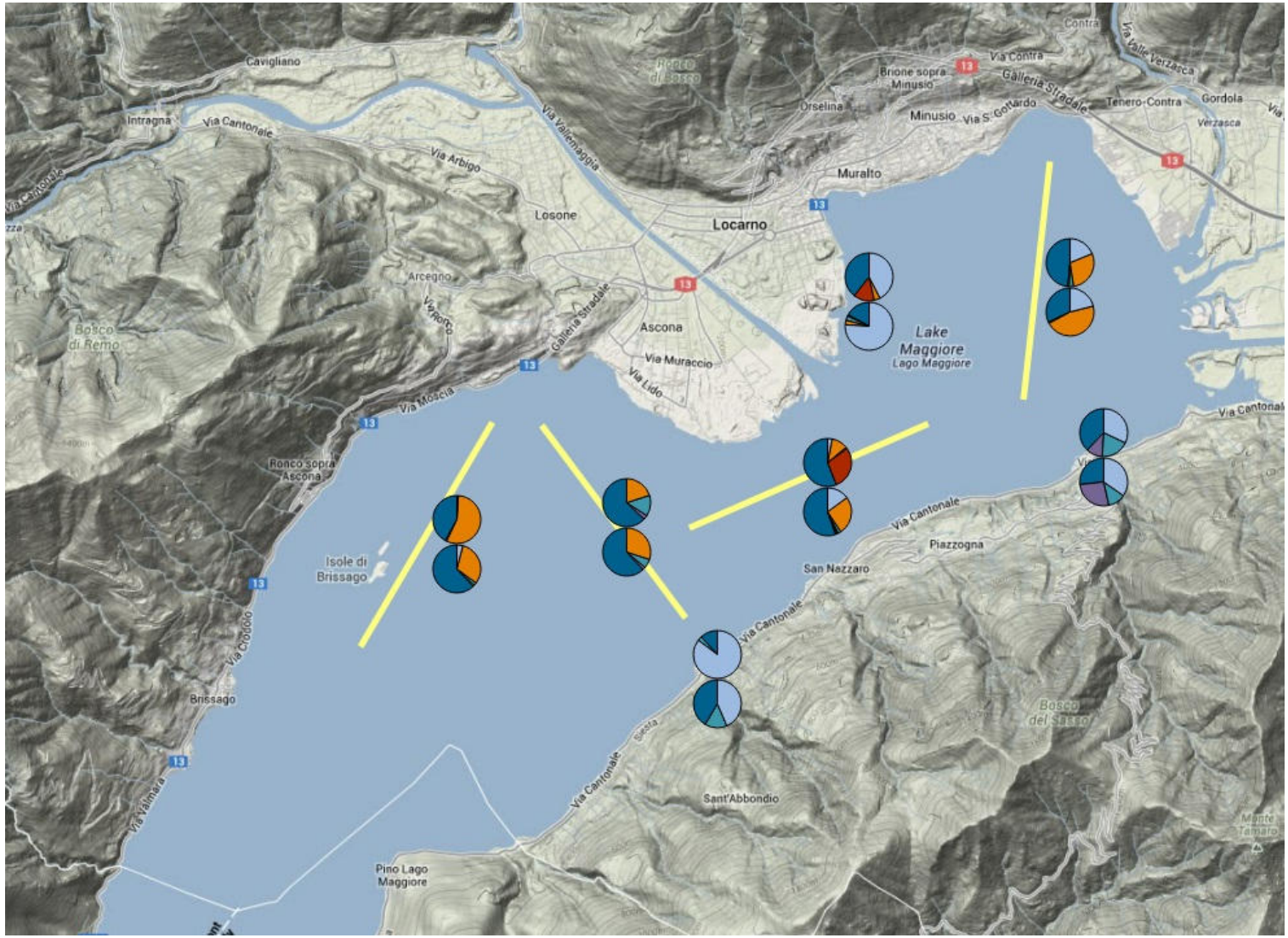

Gingins
Duillier
Chéserex
Grens
Prangins
Signy-Avenex
Nyon
La Rippe
Borex
Eysins
Crassier
Yvoire
Nernier
Divonne-les-Bains
Crans-près-Céligny
Lac de Divonne
Bogis-Bossey
Céligny
Vaud
Geneva
Messery
Chavannes-de-Bogis
Founex
Grilly
Chens-sur-Léman
Commugny
Coppet
Massongy
Sauverny
Tannay
Hermance
Douvaine
Ballaison
Versoix
Loisin
Anières
Veigy-Foncenex
Collex-Bossy
Genthod
Corsier
Bellevue
Collonge-Bellerive
Gy
Machilly
Meinier
Jussy
Saint-Cergues
Grand-Saconnex
United Nations Office at Geneva
L'Office des Nations Unies à Genève
Vandœuvres
Choulex
Presinge
Juvigny
Puplinge
Ville-la-Grand
Geneva
Chêne-Bougeries

Lac de Constance

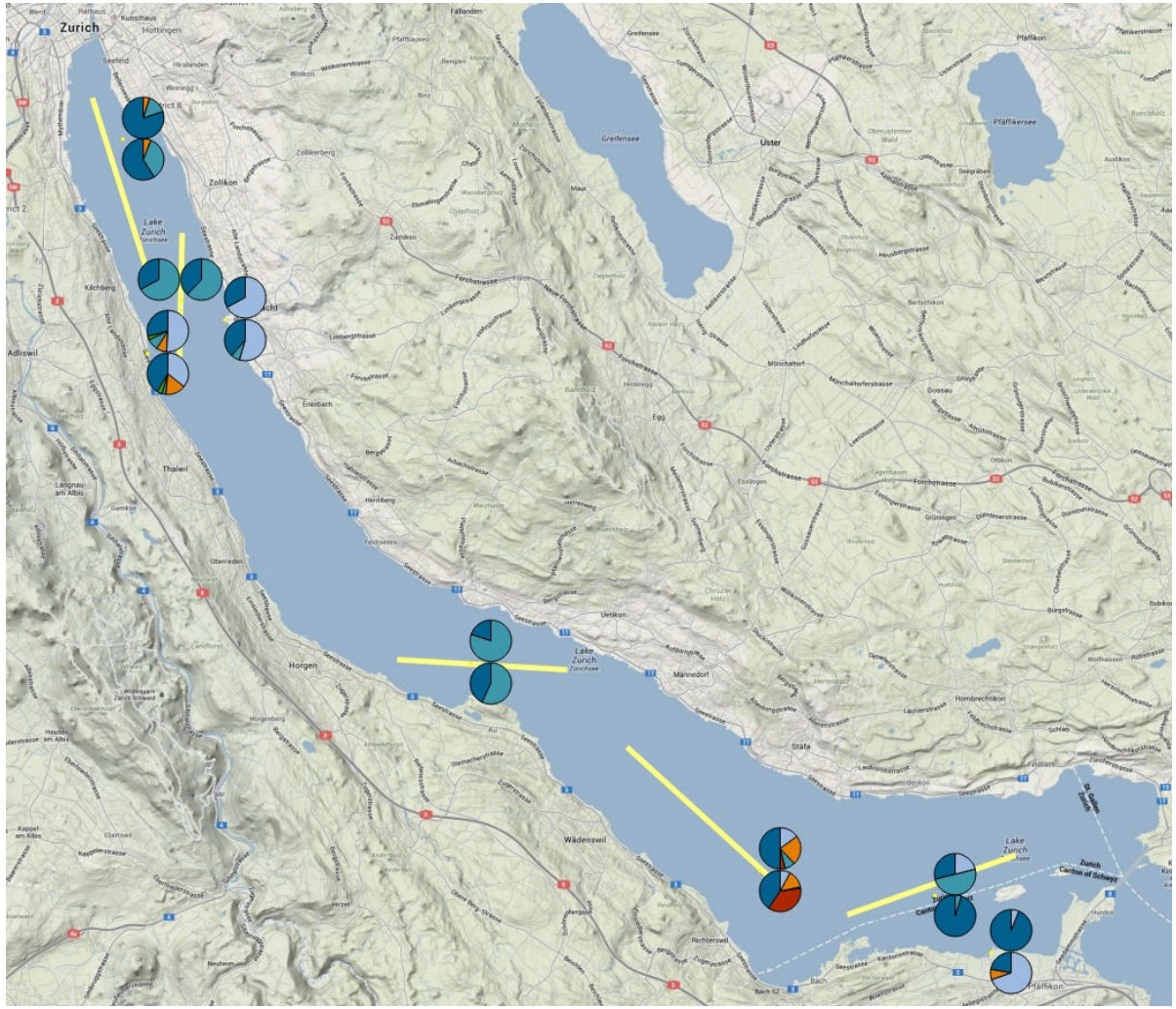
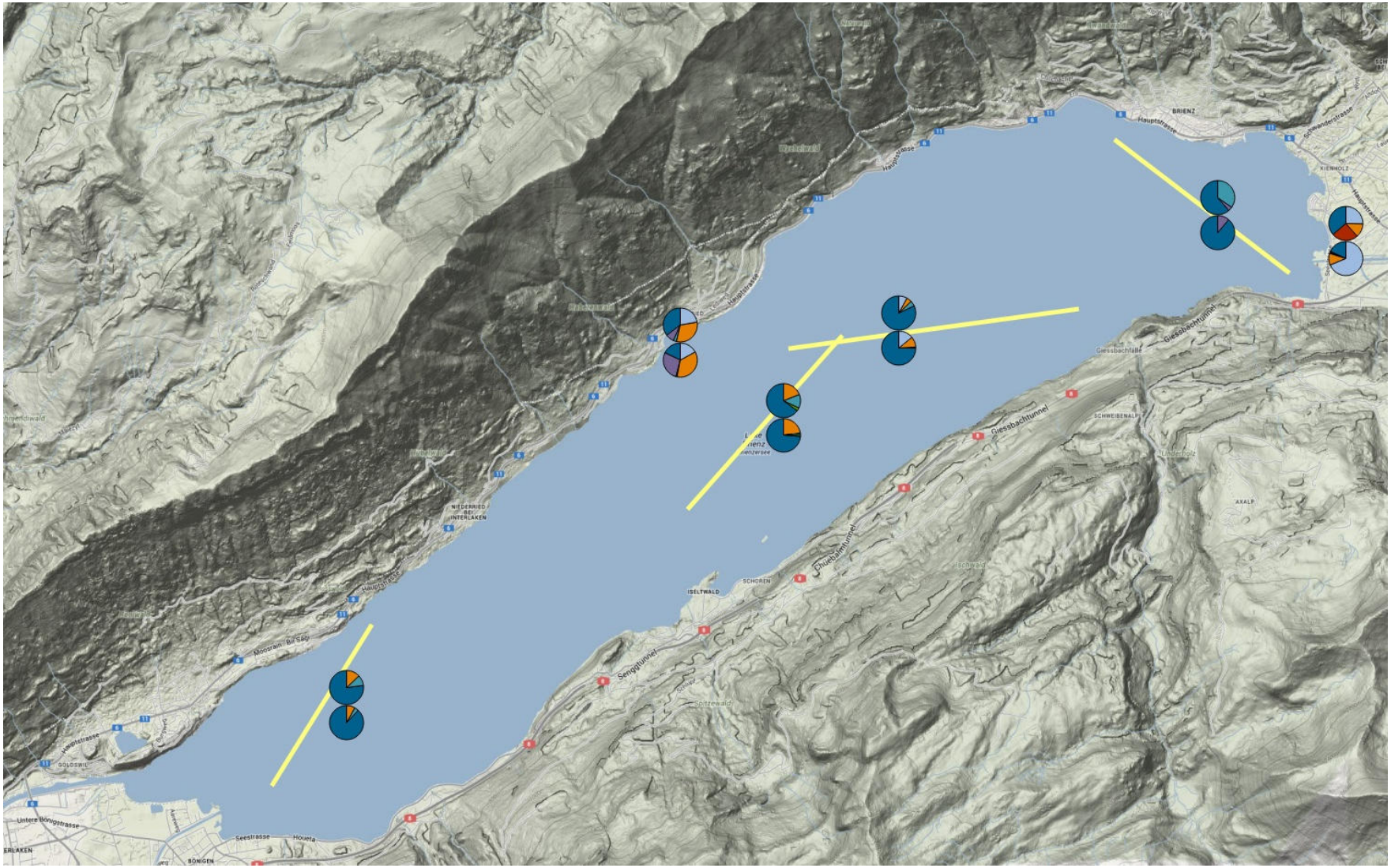
Lac de Neuchâtel



Lac Majeur


Caviglianò
Intragna
Via Cantonale
Via Arbigo
Via Valemaggia
Losone
Locarno
Muralto
Orselina
Brione sopra Minusio
Minusio
Via S. Gottardo
Via Contra
Galleria Stradale
Tenero-Contra
Gordola
Verzasca
Via Valle Verzasca
Arcegno
Via Rotto
Bosco di Remo
Ascona
Via Muraccio
Via Lido
Lake Maggiore
Lago Maggiore
Via Moscia
Ronco sopra Ascona
Isole di Brissago
Brissago
Via Crotolo
Via Valmara
Piazzogna
San Nazzaro
Sant'Abbondio
Bosco del Sasso
Pino Lago Maggiore
Monte Tamaro

Lac de Zurich



Lac de Brienz