Modélisation du flux de micropolluants provenant des rejets de l'épuration des eaux usées

Bassins du Léman et du Rhône aval

Zofingue, le 11 décembre 2013

Sur mandat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman - CIPEL

Modélisation du flux de micropolluants provenant des rejets de STEP
Bassins du léman et du Rhône aval

Mandant:
Commission internationale pour la protection des eaux du Léman - CIPEL
ACW - Changins - Bâtiment DC, Route de Duillier 50, CP 1080, CH - 1260 NYON 1
Tél. : +41 (0)22 363 46 69 ; Fax : +41 (0)22 363 46 70 www.cipel.org

Auteurs:
Christian Götz, christian.goetz@envilab.ch, ENVILAB AG
Suzanne Mettler, suzanne.mettler@envilab.ch ENVILAB AG
Etienne Vermeirssen, Centre Ecotox Lausanne

Commission de pilotage:
Carmen Casado, Centre Ecotox Lausanne
Cécile Plagellat, Canton de Vaud
Elodie Brelot, Groupe de Recherche Rhône Alpes sur les Infrastructures et l'Eau
François Pasquini, République et canton de Genève
Hervé Guinand, Services industriels de Genève
Inge Werner, Centre Ecotox Dubendorf
Jean-Philippe Besse, Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
Michael Schaerer, Office fédéral de l‘environnement
Nathalie Chèvre, Université de Lausanne
Sandra Vargas, Service de l’écologie de l’eau Genève
Sébastien Lehmann, Office fédéral de l‘environnement
Thomas Pelte, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse

Informations:
Le présent rapport peut être commandé auprès du secrétariat de la CIPEL :
Tél (0)22 363 46 69 ; Fax : (0)22 363 46 70, Email info@cipel.org

ENVILAB AG, Mühlethalstrasse 25, CH-4800 Zofingen
Tél +41 (0)62 823 29 51, Fax +41 (0)62 823 73 52
www.envilab.ch, info@envilab.ch

Version	Date	Nom du fichier	Responsable	Validation
1.1	15.05.2013	Z3277 – CIPEL rapport	Suzanne Mettler	Christian Götz
1.2	23.08.2013	Z3277 – CIPEL rapport	Suzanne Mettler	Christian Götz
1.3	12.12.2013	Z3277 – CIPEL Décembre 2013	Suzanne Mettler	Christian Götz

TABLE DES MATIERES

RÉSUMÉ 1

1 INTRODUCTION 1

1.1 Motivation et objectifs 1

1.2 Etudes antérieures au sujet des micropolluants dans le lac Léman 2

1.3 Approche 2

1.3.1 Sélection des substances 2
1.3.2 Définition du modèle 3
1.3.3 Vérifications des données d'entrée 3
1.3.4 Calcul de l'état de la pollution 4
1.3.5 Validation à l'aide des concentrations mesurées 4
1.3.6 Appréciation de la qualité écotoxicologique 5
1.3.7 Bilan du Lac 5
1.3.8 Calculs des scénarios 5

2 RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE ET STATIONS D'ÉPURATION 7

2.1 Etendue et caractéristiques 7

2.1.1 Lac Léman 7
2.1.2 Cours d'eau 7
2.1.3 Stations d'épuration du bassin lémanique 8
2.1.5 Débits à l'exutoire 10
2.1.6 Déversements dans le Léman 12

3 LES SUBSTANCES INDICATRICES 14

3.1 Sélection des substances indicatrices 14

3.1.1 Consultation des mesures disponibles 14
3.1.2 Critères de sélection 14
3.1.3 Choix des indicateurs de pollutions par les eaux urbaines 15

3.2 Consommation et calcul des charges déversées 17

3.2.1 Consommations des substances indicatrices 17
3.2.2 Mesures en exutoire de STEP 18
3.2.3 Estimation des flux de micropolluants déversés par les STEP 20

4 MODÈLE DE CALCUL DES FLUX ET D'ÉVALUTATION DE LA QUALITÉ DES COURS D'EAU 23

4.1 Modèle de calcul des flux dans les cours d'eau 23

4.1.1 Structure et programmation 23
4.1.2 Formulation 23

4.2 Entrée des données 25
4.2.1 Données requises 25
4.2.2 La table échangeable 25
4.2.3 La table des substances 26
4.3 Evaluation écotoxicologique 26
4.3.1 Contexte 26
4.3.2 Détermination des critères de qualité 27
4.3.3 Appréciation sur la base des critères écotoxicologiques pour les substances individuelles 28
4.4 Sensibilité du modèle 30
5 QUALITÉ DES MILIEUX RÉCEPTEURS 31
5.1 Comparaison des charges prédites et mesurées 31
5.1.1 Comparaison générale 31
5.1.2 Comparaison par substance 31
5.2 Calcul des concentrations de micropolluants 35
5.3 Qualité des milieux récepteurs 35
5.3.1 Cartes d'appréciation écotoxicologique des milieux récepteurs 36
5.3.2 Appréciation par substance 39
5.3.3 Conclusions de l'appréciation à l'état actuel 40
5.4 Bilan des flux dans le lac Léman 41
5.4.1 Objectif 41
5.4.2 Description du bilan des flux 41
5.4.3 Comparaison des résultats de mesures et des calculs au milieu du lac 43
5.4.4 Evolution des flux de substances déversées dans le lac 45
5.4.5 Conclusions 46
6 SCÉNARIOS DE MESURES 47
6.1 Mesures de réduction 47
6.2 Hypothèses et conditions cadres 48
6.2.1 Taux d'abattement 48
6.2.2 Populations considérées 48
6.2.3 Remarques et restrictions 49
6.3 Calculs des scénarios 50
6.3.1 Scénario 1 : réduction de la charge 50
6.3.3 Scénario 2 : protection de l'écosystème 54
6.3.5 Scénario 3: stratégie étudiée dans le cadre de la révision de l''OEaux 58
6.4 Impact des stratégies d'implémentation de traitements avancés 63

7 ESTIMATION DES COÛTS 64
7.1 Coûts d'une étape de traitement pour l'élimination des micropolluants 64
7.1.1 Bases d'estimation 64
7.1.2 Coûts d'investissement et frais opérationnels pour le procédé au CAP 64
7.1.3 Coûts d'investissement et frais opérationnels pour l'ozonation 65
7.3 Estimation des coûts pour l'équipement des STEP selon les scénarios simulés67
7.3.1 Coûts du scénario 1 67
7.3.2 Coûts du scénario 2 68
7.3.3 Coûts du scénario 3 68
8 SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES 69
8.1 Calcul des flux de micropolluants provenant des eaux usées urbaines 69
8.3 Appréciation de la qualité des cours d'eau 70
8.4 Bilan du lac 70
8.5 Calculs des scénarios 71
8.6 Perspectives 72
9 BIBLIOGRAPHIE 73

ANNEXES

ANNEXE 1 : COMPILATION DES RÉSULTATS DE SUIVIS A1
ANNEXE 2 : RÉSULTAT DES APPRÉCIATIONS ÉCOTOXICOLOGIQUES A5
ANNEXE 3 : DÉBIT D'ÉCOULEMENT DES STEP A10
ANNEXE 4 : MODÈLE DES FLUX : CALCUL DES CHARGES (HABITANTS PERMANENTS) A14
ANNEXE 5 : MODÈLE DES FLUX : CALCUL DES CONCENTRATIONS (HABITANTS PERMANENTS) A20
ANNEXE 6 : MODÈLE DES FLUX : CALCUL DES CHARGES (HABITANTS PERMANENTS + SAISONNIERS) A26
ANNEXE 7 : MODÈLE DES FLUX : CALCUL DES CONCENTRATIONS (HABITANTS PERMANENTS + SAISONNIERS) A32
ANNEXE 8 : CALCUL DES SCÉNARIOS : ÉQUIPEMENT DES STEP A38
ANNEXE 9 : CALCUL DES SCÉNARIOS : COÛTS D'ÉQUIPEMENT A42

RÉSUMÉ

La présente étude donne un aperçu de la pollution des eaux causée par les micropolluants déversés dans les eaux de surface via les déversements de STEP sur le territoire de la CIPEL, à savoir les bassins versants du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse, ainsi qu'au niveau du lac. Dans ce but, un modèle des flux a été appliqué à 13 substances indicatrices spécifiques aux effluents de STEP qui ont été détectées dans les eaux des bassins versants du Léman et du Rhône aval, lors de campagne de mesures de 2005 à 2012. Il s'agit de l'acésulfame, l'aténolol, le benzotriazole, la carbamazépine et son métabolite (carbamazépine-10,11-dihydro-10 dihydroxy), la clarithromycine, le diclofénac, la gabapentine, l'acide méfénamique, la metformine, le métoprolol, le nonylphénol et le sulfaméthoxazole. Une approche différente pour les cours d'eau et le lac a été choisie pour rendre compte des spécificités de chacun des systèmes (temps de résidence, dilution). Les résultats du modèle des flux pour les cours d'eau entrent en partie dans le bilan du lac.

Pour le modèle des flux dans **les cours d'eau**, on calcule les charges spécifiques pour chacun des indicateurs chimiques déversées par les stations d'épuration (STEP) tout au long du parcours du cours d'eau. On obtient ainsi les charges cumulées de chaque substance aux points d'exutoire des 218 STEP, voire les concentrations en divisant par le débit, lorsque ce dernier est disponible. Des critères de qualité écotoxicologiques permettent ensuite d'évaluer le risque que présentent les concentrations prédites dans les cours d'eau. De surcroît, ce modèle géoréférencé permet d'associer les coordonnées géographiques des exutoires aux résultats et d'établir ainsi des cartes de charges, de concentrations ou de dépassements de critères de qualité, pour chacune des substances considérées.

La comparaison des charges calculées aux mesures permet de vérifier que les charges estimées correspondent bien à des valeurs réelles pour les indicateurs sélectionnés. Si une importante différence est observée, on peut s'attendre à ce que les charges soient dues à d'autres rejets en plus des rejets d'eaux usées épurées. La comparaison prédictions/mesures montre que là où des valeurs de débit et de concentration sont disponibles, c'est-à-dire pour le Rhône (Porte du Scex), la Venoge, la Morges, et le Boiron de Morges, les charges calculées correspondent à un facteur deux, dix au maximum, aux charges mesurées, et cela pour toutes les substances considérées. Lorsque les écarts sont importants, la charge calculée est généralement plus élevée que celle mesurée. Cette comparaison montre qu'à première vue, pour les milieux récepteurs[1] en question et les substances sélectionnées, les charges présentes peuvent être expliquées par les déversements des eaux épurées urbaines. Cependant, cette conclusion ne concerne qu'un très petit nombre de cours d'eau récepteurs, pour la généraliser, il faudrait pouvoir disposer de plus de mesures.

L'appréciation écotoxicologique effectuée à l'aide du quotient de risque montre que 6 des 10 substances pour lesquelles un critère de qualité a pu être retenu présentent des dépassements du critère de qualité et donc un risque de dommager l'écosystème. Il s'agit du nonylphénol, du diclofénac, de la clarithromycine, de la carbamazépine et du sulfamethoxazol. Le nonylphénol et le diclofénac affichent le plus grand nombre de dépassements, ils affectent environ un tiers des points où une concentration a pu être modélisée dans les cours d'eau récepteurs. La proportion s'élève à environ 45% si l'on tient compte de la population saisonnière, en plus des ha-

[1] Milieu récepteur : Cours d'eau ou lac dans lequel s'écoulent des eaux usées. Egalement : cours d'eau récepteur, exutoire (www.termdat.bk.admin.ch)

bitants permanents, dans les calculs. L'effet de la population saisonnière est particulièrement marqué dans les régions touristiques du Valais et la Haute-Savoie, ainsi qu'à Genève. Ici, toutefois, ce n'est pas la population saisonnière locale qui provoque les dépassements, mais les charges cumulées des populations permanentes et saisonnières déversées en amont et dans la ville. Il apparaît ainsi que, malgré le débit élevé, certains critères de qualité sont quand même dépassés dans le Rhône aval.

Un bilan des flux au niveau du **lac Léman** a été réalisé pour la carbamazépine, le benzotriazole, la metformine et la gabapentine à l'aide d'un modèle très simple (pas de stratification, par ex.). Il permet de prédire des concentrations dans l'eau libre, au milieu du lac, à partir des estimations des charges entrantes et sortantes, ainsi que d'estimer l'évolution des stocks de substances retenus dans le Léman, assumant que les flux soient constants sur une période de calcul de 30 ans. Le bilan du lac montre que les stocks de benzotriazole (5 tonnes), de gabapentine (2 tonnes) et de metformine (20 tonnes) sont proches de la situation d'équilibre et qu'ils ne devraient que peu varier dans le futur. En revanche pour la carbamazépine, le bilan du lac prédit une diminution de la masse contenue dans le Léman de 4 à 1.5 tonnes. Cela peut s'expliquer par des apports plus élevés par le passé qui ont conduit à une accumulation de carbamazépine dans le Léman. En effet, des déversements importants de carbamazépine de source industrielle ont été documentés antérieurement dans le Rhône, en amont du lac.

Le modèle de calcul des flux et le bilan lacustre ont permis aussi d'évaluer l'efficacité de différentes mesures de réduction prises au niveau des stations d'épuration, tels que l'installation d'un traitement par ozonation ou par filtration au charbon actif en poudre (PAC). Trois scénarios d'équipement des STEP ont été testés. A chaque scénario a été associée une estimation des coûts qui équivaut à la moyenne d'un traitement au PAC et à l'ozonation. Selon le scénario, les mesures mentionnées permettraient de réduire de 25% à 80% de la charge de micropolluants déversés et de diminuer de 5% à 50% le nombre de dépassements des critères de qualité dans les milieux récepteurs. Ils requièrent l'équipement de 20 à 86 des 218 STEP du territoire et la fourchette des coûts s'échelonne de 200 à près de 700 millions CHF d'investissement auxquels s'ajoutent 21 à 93 millions CHF de frais annuels (hors coûts liés à un éventuel équipement pour la nitrification). L'un des scénarios a consisté à simuler une stratégie envisagée en Suisse dans le cadre de la révision de l'Ordonnance sur la protection des eaux. Il en ressort que la stratégie proposée ne résoud pas complètement les situations problématiques ; elle a depuis été ajustée à une solution qui offre plus de flexibilité.

Enfin, il est important de placer ces résultats dans l'ensemble du contexte de la lutte contre les micropolluants dans l'eau. Cette étude est centrée sur un choix de 13 micropolluants repésentatifs des nombreuses autres substances persistantes, peu dégradables et solubles qui du fait de ces propriétés ne sont pas ou peu éliminées en STEP et risquent de polluer les milieux aquatiques. Le modèle utilisé est égamement spécifique à cette même problématique. L'étude ne parle donc pas des autres apports qui peuvent provenir du ruissellement pluvial sur des surfaces agricoles, des rejets de déversoirs d'orage par temps de pluie et d'éventuels autres rejets d'activités susceptibles de contribuer à l'apport de micropolluants.

1 INTRODUCTION

Les micropolluants, ces substances d'origine anthropogène présentes en concentrations infimes, généralement inférieures au microgramme par litre, mettent au défi les mesures et l'approche de protection des eaux telles qu'elles sont appliquées et pratiquées aujourd'hui. D'une part, ces substances sont recensées en grand nombre lors des campagnes de mesures, grâce notamment aux méthodes de criblages et à l'augmentation des performances analytiques. D'autre part, leur effet nocif a pu être démontré même à des faibles concentrations de l'ordre du μg/L au ng/L (Escher, et al., 2008; Bergmann, et al., 2011; Hirsch, et al., 1999; Fahlenkamp, et al., 2008; Morasch B., 2010; Perazzolo C., 2010).

Différentes études ont montré que les rejets des stations d'épuration peuvent conduire à des concentrations non négligeables de micropolluants, lorsqu'ils sont déversés dans des milieux récepteurs de faible débit, détériorant la qualité des eaux sur les tronçons de cours d'eau en question (Morasch B., 2010; Ruhrverband, 2009; Götz, et al., 2011; Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), 2010).

L'arc lémanique est une des régions les plus densément peuplées de Suisse. Non seulement l'industrie et l'agriculture, mais aussi les résidus de la population consommatrice de médicament et de produits ménagers est une source importante des micropolluants détectés dans les eaux (Gälli, et al., 2009). Les eaux usées urbaines des agglomérations aboutissent tôt ou tard dans le lac. Au total, le Léman recueille ainsi les eaux usées épurées de près de 1'335 millions d'habitants (population saisonnière inclue) ; les déversements des eaux épurées de 94'000 autres habitants sont déversés dans le Rhône en aval du lac, avant qu'il ne quitte le territoire suisse.

Le Léman est un important réservoir d'eau potable pour la région : chaque année environ 80 millions de m^3 y sont prélevés par une dizaine de stations de pompage réparties tout autour du lac pour approvisionner la population riveraine. Les autorités régionales ont un grand intérêt à conserver la qualité des eaux et limiter toute pollution qui porterait atteinte à cette ressource et entraverait son exploitation par les générations futures.

1.1 Motivation et objectifs

La présente étude a pour objectif d'évaluer le degré de la pollution des eaux de surface, sur le territoire de la CIPEL, par les micropolluants provenant des déversements des eaux d'épuration. Elle vise à fournir un aperçu général de la pollution à partir d'une sélection de substances indicatrices (médicaments, édulcorants, agents anticorrosion et perturbateurs endocriniens). Par la méthode du calcul des flux, des concentrations maximales (« worst case ») sont calculées et comparées à des critères de qualités écotoxicologiques. En associant ces résultats à des informations géographiques (modèle géoréférencé), le modèle permet d'identifier des points dans les cours d'eau particulièrement contaminés qui nécessitent des mesures prioritaires. A l'échelle du lac, le bilan des flux dans le lac permet de prédire l'évolution des charges des substances indicatrices accumulées dans le Léman et d'illustrer ainsi un impact de cette pollution sur ce réservoir d'eau. Ce système d'évaluation de la qualité des eaux a été élaboré et appliqué précédemment sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (Götz, 2011).

Ces mêmes méthodes de calcul des flux et de bilan lacustre permettent d'évaluer le succès des mesures de réduction prises au niveau des stations d'épuration, tels que l'installation d'un traitement par ozonation ou par filtration au charbon actif en poudre. En comparant les effets de plusieurs options de réduction, elles illustrent l'impact de différentes stratégies sur la qualité des cours d'eau et sur les charges retenues dans le Léman. Complétées par des informations quant aux coûts à prévoir pour l'implémentation des traitements quaternaires, les coûts des divers scénarios sont estimés et confrontés à leur efficacité.

En plus de donner une vue d'ensemble de cette pollution, les résultats des simulations pourront servir d'aide à la décision pour des actions futures concernant la problématique des micropolluants. En Suisse, ces résultats vont aider à la mise en œuvre de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), ordonnance qui a récemment été modifiée par l'ajout d'objectifs quantitatifs pour réduire la charge des micropolluants provenant des eaux usées. En France, ces résultats vont aider à la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau (DCE), qui a entre autres pour objectifs, la surveillance et l'élimination du milieu de certaines substances prioritaires d'ici 2015 ou 2021 selon leur dangerosité. En outre, l'étude peut pointer sur des besoins de recherches plus précises qui se seraient révélés au cours des différentes démarches.

1.2 Etudes antérieures au sujet des micropolluants dans le lac Léman

Dans le Léman, les micropolluants font l'objet de suivi depuis 2004 (pesticides seulement). Depuis 2005 certains résidus médicamenteux sont également régulièrement mesurés. Ces campagnes ont notamment révélé un apport de substances dans le Léman par l'industrie pharmaceutique établie dans la vallée du Rhône. Des mesures ont été mises en place et leur effet est suivi par des analyses régulières ciblant les produits en question (Cipel, 2006-2012).

Des études se sont penchées plus localement sur la pollution en micropolluants dans la baie de Vidy (Morasch et al., 2010 ; Perazzolo et al., 2010). D'autre part, une étude des flux réalisée sur le bassin amont du Léman a permis d'estimer les flux de certains médicaments dans le lac Léman (Mazille et al., 2011). Elle a notamment comparé les rejets de sources industrielles et ceux des eaux usées communales du Rhône et pu démontrer un apport prédominant de source industrielle pour certaines substances, dont la carbamazépine.

1.3 Approche

1.3.1 Sélection des substances

Les données de monitoring existantes (Léman, affluents, milieux récepteurs, station d'épuration (STEP)) ont été consultées avant les calculs dans le but de sélectionner les substances à modéliser, lesquelles semblent être particulièrement problématiques pour les cours d'eau et le lac en raison de leur concentration élevée et de leur occurrence répétée. Les substances retenues sont : l'acésulfame, l'aténolol, le benzotriazole, la carbamazépine, le métabolite de la carbamazépine (carbamazépine-10,11-dihydro-10-dihydroxy), la clarithromycine, le diclofénac, la gabapentine, l'acide méfénamique, la metformine, le métoprolol, le nonylphenol et le sulfaméthoxazol. Pour le bilan du lac, la sélection a été réduite à quatre de ces substances (cf. 1.3.7).

1.3.2 Définition du modèle

Le modèle procède en additionnant des charges (flux) spécifiques de polluants par habitant déversées dans les eaux par le biais des effluents d'épuration. Ainsi, il additionne tout au long du parcours du cours d'eau les polluants provenant des effluents des stations d'épuration sans tenir compte d'éventuels phénomènes de dégradation ou de sorption dans le milieu récepteur. Ces phénomènes ne sont donc pas représentés par le modèle, à moins de les intégrer dans les données d'entrée (p. ex. le taux d'élimination du polluant dans la STEP, la dégradation dans le lac Léman). C'est pourquoi ce modèle ne peut être appliqué qu'à des substances quasi-persistantes et bien solubles. C'est d'ailleurs à cause de leur persistance (aucune ou faible dégradation en station d'épuration) que ces polluants provenant des eaux usées communales sont problématiques.

1.3.3 Vérifications des données d'entrée

Données requises

Les calculs de flux sont effectués à l'aide des données suivantes:

- réseau hydrographique : cours d'eaux et leurs hiérarchies, débits d'écoulement aux points de rejet ou juste en contrebas (par ex. débit minimal annuel moyen spécifique MNQ, ou débit annuel moyen MQ) et coordonnées des points de mesures de débit.
- réseau d'épuration : nombre d'habitants raccordés aux stations d'épurations, coordonnées des points de rejet dans les cours d'eau, taux d'élimination en station d'épuration et, si disponible, mesures des concentrations en sortie de STEP.
- consommation des substances examinées, fraction non métabolisée de la substance qui gagne la canalisation après consommation.
- critères de qualité écotoxicologique.

Vérification des données de STEP

Avant de procéder aux calculs, toutes les données concernant les STEP (nombre d'habitants raccordés, coordonnées des points de rejet, débit minimal du milieu récepteur au point de rejet ou en contrebas) ont été soumises aux préfectures des départements et aux administrations des cantons pour être contrôlées et corrigées, si nécessaire.

Estimation des charges déversées par les STEP

Les charges de substances déversées via les effluents de STEP dans les cours d'eau peuvent être estimées de deux manières :

- à l'aide des données de consommation, respectivement des ventes, combinées à des informations sur le comportement de la substance (métabolisme dans le corps, élimination dans les STEP), ou
- sur la base des concentrations mesurées en sortie de STEP

Les charges utilisées en entrée du présent modèle intègrent ces deux sources d'informations : elles ont été estimées à partir de la moyenne des charges calculées d'après les données de consomma-

tions, d'une part, et à partir des résultats de différentes campagnes de mesures réalisées sur les exutoires de STEP, en Suisse, d'autre part. La valeur d'entrée utilisée pour les charges déversées en France repose sur cette même estimation, mais corrigée d'un facteur qui prend en compte des habitudes de consommation différentes.

1.3.4 Calcul de l'état de la pollution

Les charges déversées et les concentrations dans les milieux récepteurs ont été calculées en aval de chaque STEP à l'aide du modèle des flux. Les valeurs de concentrations sont obtenues en divisant les charges par le débit du cours d'eau, lorsqu'il est connu. En l'occurrence, le débit minimal d'écoulement annuel ($QMNA_5$, pour la France ; Q_{347}, pour la Suisse, v. 2.1.4) a été choisi comme débit de référence afin d'illustrer des conditions défavorables mais réalistes, telles qu'on peut les rencontrer chaque année, en période d'étiage.

Dans la région concernée, aux conditions d'étiage s'ajoutent, périodiquement, une augmentation de la population raccordée due à l'arrivée de la population saisonnière. Pour apprécier l'impact de cette variation sur les charges de micropolluants relarguées, les calculs sont effectués pour les deux cas de figure (avec et sans population saisonnière).

1.3.5 Validation à l'aide des concentrations mesurées

En confrontant les concentrations maximales estimées à des concentrations mesurées dans les cours d'eau, les résultats des calculs de flux peuvent être validés. Il est toutefois nécessaire de disposer des débits d'écoulement observés lors des mesures de concentrations pour effectuer ces validations. En présence d'un réseau de mesures dense qui s'étend sur une période de suivi suffisamment longue, il est possible à partir des écarts observés entre données calculées et mesures (sortie de STEP, cours d'eau) de repérer de possibles déversements d'origines industrielles (sources ponctuelles supplémentaires) et d'en estimer la proportion. Dans l'étude menée en Rhénanie-du-Nord – Westphalie par exemple, où les industries contribuent de façon importante à la charge de micropolluants, il a été possible de comparer les charges calculées à celles mesurées grâce à un réseau de mesures dense, représentant plus de 10'000 paramètres analysés en 51 points différents, parmi lesquelles 1'675 concernaient la seule carbamazépine (Götz, et al., 2012).

Concernant la présente étude, en automne 2012 l'OFEV a fait prélever régulièrement des échantillons dans le Rhône à l'embouchure du Léman. Les analyses qui comprennent une liste de plus de 350 substances sont disponibles et pourraient permettre d'estimer la charge industrielle introduite à cette période. En effet, des rejets de micropolluants provenant de l'industrie chimique installée sur les rives du Rhône ont été documentés par le passé (Mazille et al., 2011 ; Cipel, 2006-2012*).* Certaines substances font d'ailleurs l'objet d'un suivi régulier, comme la carbamazépine (v. Figure 1; Cipel, 2006-2012 : *Campagnes de mesures : Micropolluants dans les eaux du Rhône).*

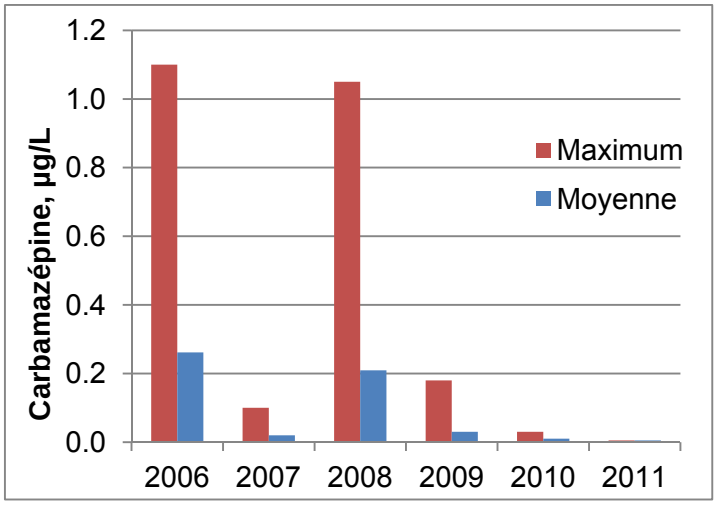


Figure 1 Concentrations de carbamazépine mesurées dans le Rhône, Porte du Scex (avant l'embouchure du Léman) de 2006 à 2011 (dernières valeurs 2012: 0.001-0.007 µg/L; Cipel, 2006-2012)

1.3.6 Appréciation de la qualité écotoxicologique

Des critères de qualité écotoxicologique ont été élaborés par le Centre Ecotox et l'INERIS en collaboration avec des groupes d'experts pour les substances indicatrices sélectionnées (acésulfame, metformine, gabapentine, et di-hydroxy-carbamazépine exceptés[2]). Ces normes de concentration représentent des critères de qualité pour l'exposition chronique. En comparant les concentrations calculées dans les milieux récepteurs (C_{env}) aux normes de qualité (CQC), on peut ainsi apprécier la qualité des tronçons de cours d'eau en question et les classer en différentes catégories de qualité selon une échelle logarithmique de l'écart qui est exprimé par le quotient de risque RQ ($RQ = C_{env}/CQC$). Cette information est représentée géographiquement sur la base des coordonnées des points où les concentrations ont pu être calculées.

1.3.7 Bilan du Lac

Le bilan des flux du lac est effectué à l'aide du programme MASAS*light*. Le modèle très simplifié représente le lac comme un seul compartiment dont les charges entrantes et sortantes sont régulées uniquement par un équilibre des flux (excepté pour le diclofénac, partiellement dégradé par photolyse). Sur la base des charges calculées par le modèle des flux, le bilan permet de pronostiquer l'évolution des charges accumulées dans le Léman et d'estimer une concentration approximative dans les eaux libres, au milieu du lac. Le bilan a été réalisé pour les substances benzotriazole, carbamazépine, gabapentine et metformine, lesquelles ont été quantifiées dans les eaux du lac.

1.3.8 Calculs des scénarios

Généralement les micropolluants d'origines urbaines atteignent des charges élevées dans les cours d'eau récepteurs, s'ils sont utilisés intensément dans le bassin versant et éliminés de façon insuffisante par les stations d'épuration. C'est pourquoi les autorités suisses envisagent d'équiper les stations d'épuration de traitements complémentaires, tels l'ozonation ou la filtra-

[2] Dans le cadre de cette étude, la norme de qualité de la carbamazépine a été extrapolée au métabolite di-hydroxy-carbamazépine ; pour la gabapentine, la norme publiée dans (Perazzolo C. et al, 2010) a été utilisée (v. 4.3.2).

tion par charbon actif en poudre. L'étude de scénarios permet d'illustrer l'effet de différentes stratégies d'équipement des STEP et, en particulier, de montrer les réductions de charges en micropolluants et l'amélioration de la qualité des cours d'eau que l'on peut ainsi atteindre. La comparaison des résultats des scénarios à la situation actuelle donne une vue d'ensemble des enjeux et des difficultés spécifiques à chaque région. Dans une dernière étape, on associe des coûts aux différentes stratégies d'aménagement, ce qui permet d'estimer très grossièrement les coûts pour l'équipement et le fonctionnement des mesures envisagées.

Trois scénarios sont testés :

1. Réduction de la charge : Le scénario vise la protection des ressources et appelle au sens de responsabilité de la population située en amont vis-à-vis de la population en aval. Les mesures visent des objectifs quantitatifs de réduction de charge : l'aménagement des infrastructures doit permettre de réduire en moyenne environ 50% (scénario 1a) et environ 80% (scénario 1b) de la charge déversée dans les milieux récepteurs.
2. Protection de l'écosystème : Ce scénario poursuit l'objectif d'éviter les concentrations problématiques dans les milieux récepteurs. Par conséquent les mesures vont consister à équiper en priorité les stations d'épuration dont les rejets entraînent des concentrations en micropolluants supérieures aux critères de qualité.
3. Stratégie suisse d'aménagement des STEP : Le scénario combine les stratégies 1 et 2 selon des critères proposés par l'OFEV dans sa proposition de révision de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Il prévoit l'équipement des installations de plus de 80'000 habitants raccordés, de plus de 8'000 habitants raccordés et dont les effluents représentent plus de 10% du débit du milieu récepteur ainsi que de plus de 24'000 habitants raccordés et dont les effluents sont déversés dans le bassin versant d'un lac. Ce scénario n'est calculé que pour la partie suisse du territoire de la CIPEL.

2 RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE ET STATIONS D'ÉPURATION

2.1 Etendue et caractéristiques

Le territoire de la CIPEL comprend les bassins versants du lac Léman et du Rhône aval, de l'exutoire du lac à la frontière franco-suisse à Chancy. Du côté suisse, il couvre une grande partie des cantons de Vaud, de Genève et du Valais (bassin versant du Rhône) ; en France il couvre le nord des départements de la Haute-Savoie, et le Pays de Gex, dans l'Ain.

L'ensemble du territoire est très diversifié : il comporte des régions densément peuplées, comme la riviera lémanique, et d'autres où la population est très dispersée, comme dans les vallées alpines de Haute-Savoie et du Valais. Cette hétérogénéité se retrouve dans l'orientation économique des régions : les agglomérations cohabitent souvent avec des sites de productions industrielles ; les régions alpines peuvent être également un lieu de villégiature touristique. Ce dernier facteur n'est pas dénué d'importance. En effet, on considère que le volume des effluents est proportionnel au nombre d'habitants raccordés. Les variations importantes de population dans les régions touristiques se reflètent dans les volumes d'effluents d'épuration. En présence d'un milieu récepteur de faible débit, le faible taux de dilution des effluents peut conduire à des conditions écologiquement défavorables.

2.1.1 Lac Léman

Le lac Léman est le milieu récepteur du bassin versant du Léman. Il est le plus grand lac d'Europe centrale, comptant une superficie de 580 km^2 et un volume moyen de 89 km^3 (CIPEL, 2012). En forme de virgule, il se compose de deux parties : le Grand Lac représente 86% de la superficie (partie orientale de l'embouchure du Rhône jusqu'à Nyon) et descend à une profondeur maximale de 309,7 m ; le Petit Lac, entre Genève et Nyon, d'une profondeur maximale de 76 m. En moyenne, les eaux comptent un temps de séjour de 11,3 ans dans le lac (CIPEL, 2010).

2.1.2 Cours d'eau

Le lac est alimenté par le Rhône principalement (débit moyen à l'embouchure: 183.6 m^3/s), en plus de la Dranse (Haute-Savoie ; 20,3 m^3/s), de l'Aubonne (VD ; 5,3 m^3/s), de la Venoge (VD ; 4.65 m^3/s) et de diverses autres rivières (11,6 m^3/s). En aval du lac, dans le bassin versant du Rhône aval, le Rhône émissaire compte un débit de 243 m^3/s qui reste plus ou moins inchangé jusqu'au passage de la frontière, à Chancy. Sur ce tronçon, le Rhône recueille les eaux de divers affluents dont le plus important est l'Arve (69,3 m^3/s) (CIPEL, 2012). La répartition des débits est traitée plus en détail sur la base des débits minimaux à l'exutoire des STEP ($QMNA_5$ et Q_{347}, v. 2.1.4).

La figure 2 donne un aperçu du territoire étudié et de son réseau hydrographique avec les rivières les plus importantes ; y sont aussi indiquées les stations d'épuration.

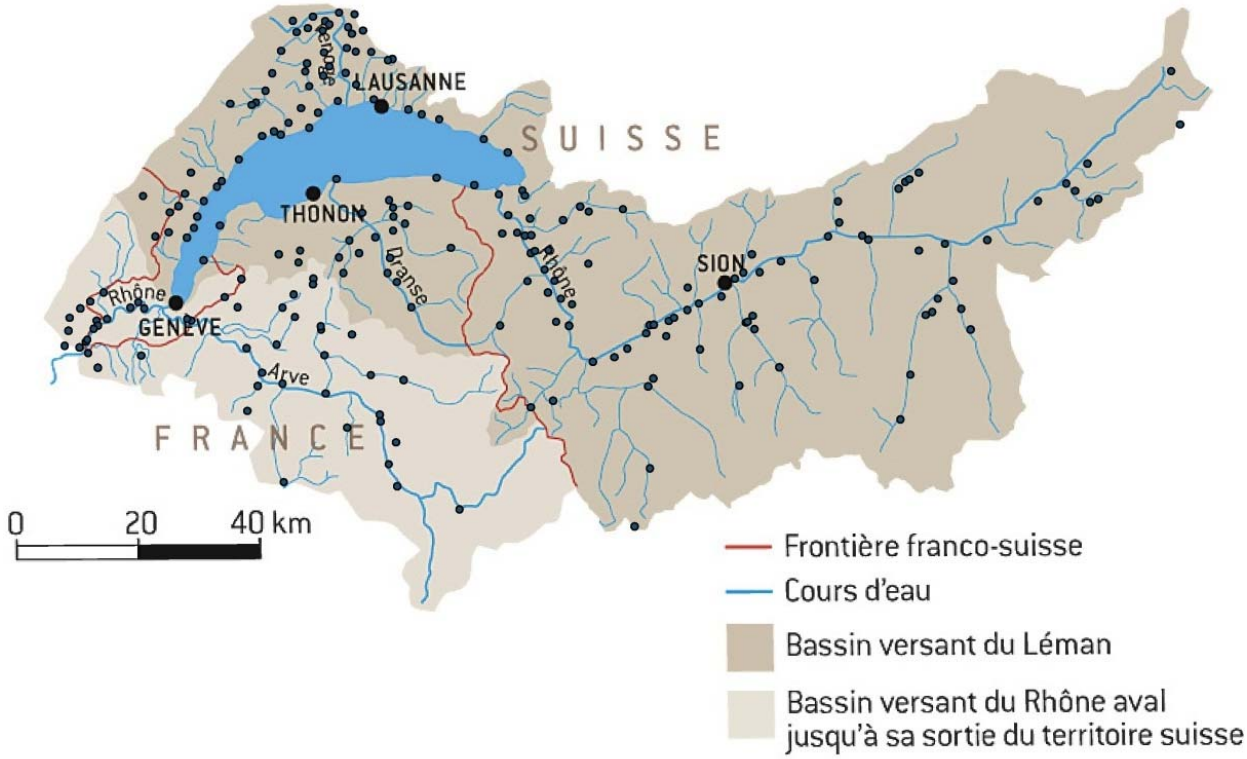


Figure 2 Territoire de la CIPEL comprenant les bassins versants du Léman et du Rhône aval. Les points sur la carte hydrographique représentent les stations d'épuration (carte établie selon les informations de la CIPEL, d'après les services administratifs des cantons de Vaud, Valais, Genève, de la Haute-Savoie et du Pays de Gex, 2012).

2.1.3 Stations d'épuration du bassin lémanique

Le modèle utilise la corrélation entre volumes déversés par les stations d'épuration (STEP) et population raccordée pour déterminer les charges de micropolluants déversées : plus la station d'épuration est importante en termes d'habitants raccordés, plus la charge déversée sera élevée.

La Figure 3 présente la répartition des tailles des STEP en termes d'habitants raccordés dans les deux bassins versants. Au total, en 2011, le bassin versant du Léman compte 1,335 millions d'habitants raccordés au total (dont 200'000 en France) pour 168 STEP ; celui du Rhône aval en dénombre 950'000 (396'000 en France), rattachés à 50 STEP en tout.

La taille des STEP couvre plusieurs ordres de grandeur, de < 100 à > 100'000 habitants. La répartition par classe de grandeur est similaire dans les deux bassins versants : Seul un petit nombre de STEP dépassent les 50'000 habitants raccordés (dont une de 100'000 par bassin versant) ; le bassin versant du Léman compte un peu plus de très petites STEP (< 100 habitants raccordés). Le restant des STEP se réparti de façon assez homogène sur les classes intermédiaires; une majorité de STEP se situe dans la classe des 1'000 à 10'000 habitants raccordés. La même figure montre par ailleurs que la population raccordée d'une même STEP peut varier d'un facteur de quelques unités à plusieurs ordres de grandeur suivant que l'on considère ou non la population saisonnière ; ces écarts sont particulièrement importants dans les régions touristiques en Valais et en Haute-Savoie.

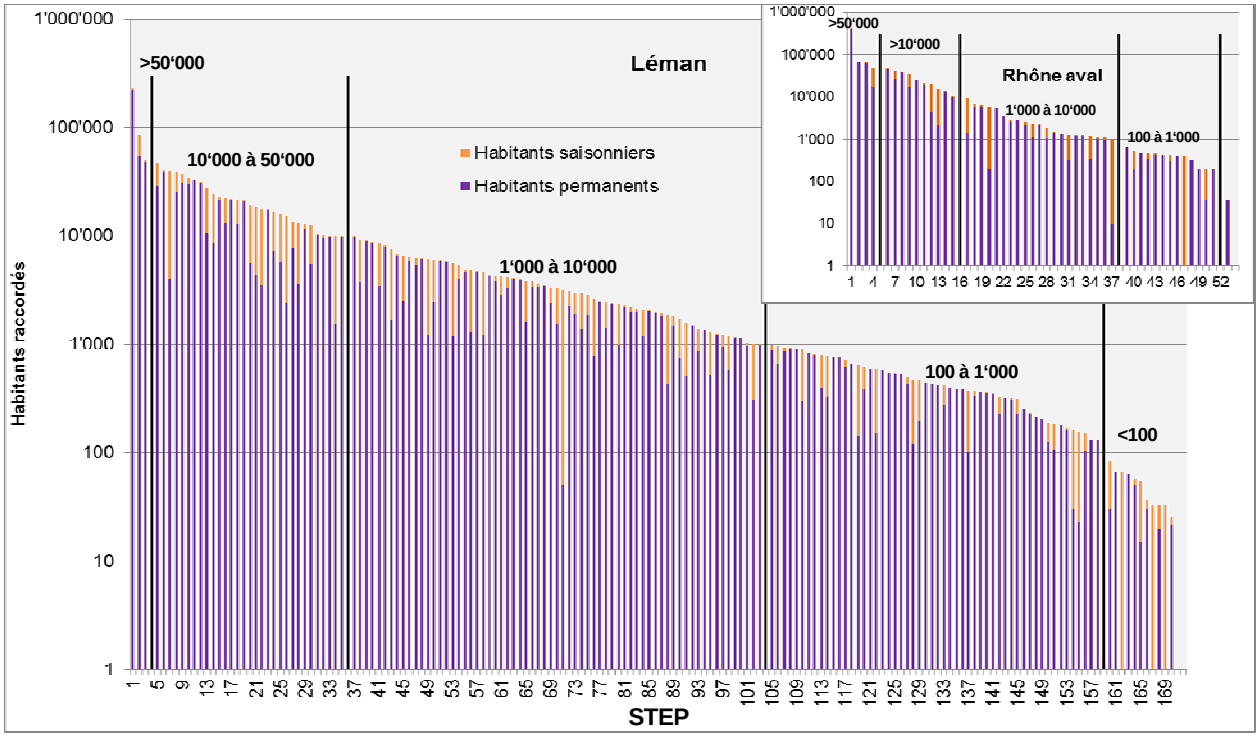


Figure 3 Tailles des infrastructures d'épuration dans le bassin versant du Léman et du Rhône aval en termes d'habitants raccordés.

La Table 1 énumère les plus importantes stations d'épuration en termes de population raccordée et indique leur cours d'eau récepteur.

Table 1 Stations d'épuration des bassins versants du lac Léman et Rhône aval les plus importantes en termes de population raccordée.

STEP	Population raccordée y.c. saisonnière	Population raccordée permanente	Exutoire	Bassin versant
Lausanne-Vidy (Vaud)	209'487	204'080	Léman	Léman
Thonon-les-Bains (Haute-Savoie)	85'530	55'023	Dranse	
Vevey / Aviron (Vaud)	45'702	43'879	Léman	
Sierre / Noes (Valais)	44'841	26'318	Canal du Bras Noir	
Morzine / Pays D'aulps / Essert-Romand (Haute-Savoie)	39'882	4'042	Dranse Morzine	
Montreux / Pierrier (Valais)	37'427	32'785	Léman	
Brig-Glis (Valais)	36'433	25'129	Gamsenkanal	
Sion / Châteauneuf (Valais)	32'311	28'240	Rhône amont	
Sierre / Granges (Valais)	31'956	11'429	Rhône amont	
Vernier/Aire (Genève)	355'032	342'029	Rhône aval	Rhône aval
Annemasse /Gaillard (Haute-Savoie)	56'667	56'667	Arve	
Chamonix/Les Houches (Haute-Savoie)	43'163	9'930	Arve	
Thônex / Villette (Genève)	39'106	38'837	Arve	
Cluses / Marignier (Haute-Savoie)	31'709	30'962	Giffre	

2.1.5 Débits à l'exutoire

L'impact des effluents de STEP sur la qualité des eaux dépend notamment du débit des déversements par rapport à celui du cours d'eau récepteur, c'est-à-dire du taux de dilution des effluents dans le milieu récepteur. En présence d'un cours d'eau récepteur de faible débit ou d'une STEP importante comportant un gros débit d'effluents, le taux de dilution des eaux usées épurées peut dépasser 10%, voire même plus de 50% (v. Figure 3 b).

Dans le modèle de calcul des flux, les débits à l'exutoire sont utilisés pour prédire les concentrations de micropolluants dans le milieu récepteur à partir des charges déversées par les effluents de STEP. De façon à représenter des points sensibles du réseau hydrographique, on emploie les débits minimaux d'écoulement annuel ($QMNA_5$ en France et Q_{347} en Suisse), équivalents à des débits que l'on peut mesurer en période d'étiage, donc des débits faibles, rencontrés de façon récurrente dans les cours d'eau (v. définition plus bas). Si bien que les concentrations calculées à partir de ces débits sont réalistes et représentatives de conditions défavorables (« worst-case »). Outre le débit, les coordonnées des points de mesure du débit renseigne sur la localisation géographique. C'est ainsi que le modèle rapporte une concentration calculée à un point géographique du cours d'eau.

Débit minimal d'écoulement annuel

La France et la Suisse n'appliquent pas la même méthode pour déterminer le débit minimal d'écoulement moyen:

En France, le débit d'étiage caractéristique pour la gestion des eaux est le $QMNA_5$, ou le débit moyen mensuel minimal de période de retour cinq ans (débit statistique).

En Suisse, le débit minimal d'écoulement annuel est le Q_{347}, ou le débit d'un cours d'eau atteint ou dépassé pendant 347 jours par année, en moyenne, durant les derniers 10 ans (le quantile 5% des débits journaliers de l'année, moyenné sur les dix dernières années).

On s'est demandé si ces différences méthodologiques entre la France et la Suisse n'introduiraient pas une inéquité lors de l'appréciation de la qualité écotoxicologique des cours d'eau. Comme ces grandeurs sont employées pour appréhender les réalités hydrologiques dans chaque pays et à défaut d'alternative, elles ont été employées telles quelles comme débit d'écoulement pour les territoires concernés.

Le canton de Genève, confronté à la même situation dans le cadre des collaborations transfrontalières, a procédé à une comparaison des deux méthodes servant à définir les débits d'étiage sur la base de données hydrologiques de 10 cours d'eau du canton. Cette étude conclut que « de façon globale, la méthode $QMNA_5$ présente des résultats raisonnablement analogues à celle du Q_{347}, mais que des écarts parfois importants sur la grandeur physique du débit ont été observés. » Pour 8 des 10 cours d'eau, la correspondance suivante est observée: Q_{347} = $QMNA_6$[3] et $QMNA_5$ = Q_{344}[4]. (Direction de l'Environnement de l'Etat de Genève, 2001 : Détermination des débits minimal d'écoulement par deux méthode $QMNA_5$ et Q_{347}, Direction de l'Environnement, service du lac et des cours d'eau, section hydrologie - fascicule 2001.01).

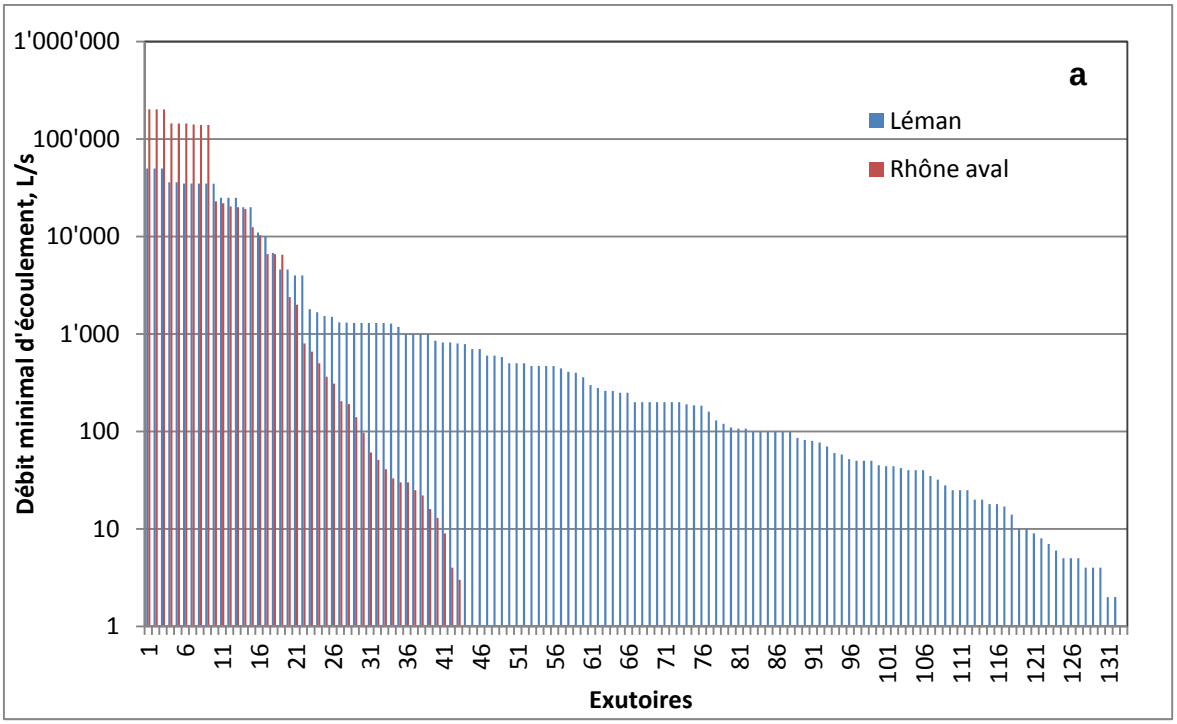
[3] Débit mensuel minimal annuel observé sur une période de six ans
[4] Le débit d'un cours d'eau atteint ou dépassé pendant 344 jours par année, en moyenne, durant les derniers 10 ans

Pour la France, les valeurs de $QMNA_5$ des milieux récepteurs des STEP considérées, en leur point de rejet, qui ont été utilisées dans l'étude proviennent de trois sources :

- Les valeurs données par les services de l'Etat français ou les collectivités (DDT74 ou CCPG) : ces valeurs ne sont pas issues de chroniques de mesures mais ont une valeur légale pour le rejet de la station et concernent le cours d'eau récepteur au point de rejet ;
- Si elles n'étaient pas disponibles : les valeurs issues du consensus de modélisation réalisé par l'ONEMA et l'IRSTEA, qui s'appuie notamment sur une série de chroniques de débits mesurés, jugés fiables, consignés dans la BD HYDRO (Riffard et al., 2012). Lorsque le milieu récepteur n'était pas modélisé, on a retenu la valeur la plus proche modélisée sur le cours d'eau aval.
- Si elles n'étaient pas disponibles : les valeurs issues de la BD HYDRO. Ce sont des valeurs statistiques issues de chroniques de débits mesurés et accessibles en ligne (hydro.eaufrance.fr), qui n'existent qu'en certains points, souvent éloignés du point de rejet des STEP considérées.

Pour la Suisse, les Q_{347} utilisés dans les études précédentes ont été repris (Longrée et al., 2011 ; Götz et al., 2010). Les données d'écoulement et des STEP (habitants raccordés etc.) de France et de Suisse ont été vérifiées auprès des administrations responsables des départements Ain et Haute-Savoie ainsi que des Cantons de Vaud, Valais et Genève dans le cadre de cette étude et leurs corrections ont été prises en compte.

En Figure 3 sont représentées les distributions des débits d'écoulement minimaux pour le bassin versant du Léman et du Rhône aval qui sont utilisés par le modèle pour calculer les concentrations dans les cours d'eau récepteurs d'effluents de STEP, au plus proche de leur point de rejet. On remarque dans la figure que dans le bassin du Léman le 3/4 des cours d'eau compte un débit minimal ≤1000 L/s, tandis que dans le bassin du Rhône aval un peu plus de la moitié des cours d'eau présentent un débit inférieur à 1000 L/s.



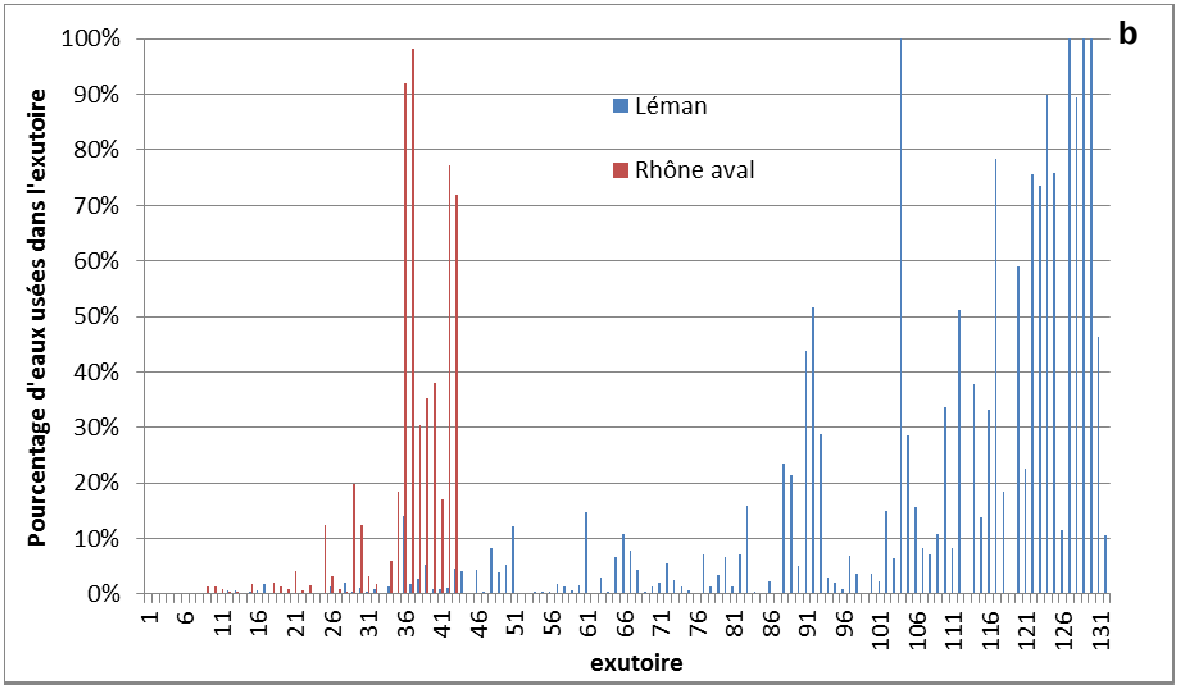


Figure 4 (a) Distributions des débits à l'exutoire des STEP étudiées pour le bassin versant du Léman (132 points de mesures de débit) et du Rhône aval (43 points de mesures de débit). (b) Pourcentage d'eaux usées dans l'exutoire provenant de la STEP la plus proche (rejets non cumulés ; numérotation des exutoires dans a et b correspondent).

2.1.6 Déversements dans le Léman

Dans le bassin versant du Léman, 19 STEP (570'000 habitants au total) déversent leurs effluents directement dans le Léman. Elles sont répertoriées en Table 2. Parmi elles, celle de Lausanne-Vidy est la plus importante, comptant presque 221'000 habitants raccordés ; elle est

suivie par les stations de Thonon-les-Bains (55’000 habitants raccordés) et Vevey (48’200 habitants raccordés). Huit de ces STEP comptent plus de 20’000 habitants raccordés.

L’impact des rejets de micropolluants dans le lac ne peut pas être évalué par la même approche comme celle appliquée au cours d’eau du fait des particularités que présentent ce dernier (durée de résidence, etc.). C’est pourquoi on ne procèdera pas aux calculs de risque pour le système lacustre tel qu’il est décrit au chapitre 4.3 (Evalulation écotoxicologique). Le système lacustre est traité séparément, à l’aide d’un bilan des flux dans le lac (v. 5.4).

Table 2 Stations d’épuration (STEP) déversant leurs effluents directement dans le lac Léman.

STEP	Département / canton	Population	
		permanente	totale
Lausanne-Vidy	Vaud	220'862	226'373
Thonon Les Bains	Haute-Savoie	55'023	85'530
Vevey/Aviron	Vaud	48'217	50'153
Montreux/Pierrier	Vaud	38'164	41'004
Morges	Vaud	32'537	33'334
Gland (Apec)	Vaud	30'839	31'029
Douvaine	Haute-Savoie	21'335	22'683
Nyon	Vaud	21'857	22'145
Rolle (Aier)	Vaud	9'780	10'152
Lutry	Vaud	9'859	9'932
St-Prex	Vaud	8'624	8'718
Coppet	Vaud	5'810	5'844
Founex	Vaud	4'030	5'345
Cully (Siel)	Vaud	4'634	4'778
Prangins	Vaud	3'889	4'018
Mies	Vaud	3'415	3'433
St-Gingolph	Valais	1'199	2'082
Allaman	Vaud	381	391
Meillerie	Haute-Savoie	15	55
Population totale		520'470	566'999

3 LES SUBSTANCES INDICATRICES

3.1 Sélection des substances indicatrices

3.1.1 Consultation des mesures disponibles

La sélection des substances indicatrices repose sur les résultats des suivis réalisés par la CIPEL, le canton de Vaud et la STEP de Bellecombe. Ils comprennent des concentrations mesurées dans le lac Léman et le Rhône, ses affluents, divers cours d'eau et plusieurs STEP (seulement les concentrations mesurées dans les effluents des STEP, c.-à.-d. dans les eaux épurées). Les concentrations ont été consultées et compilées dans un tableau pour donner un aperçu des substances analysées, leurs concentrations et le nombre de mesures (v. Annexe 1). Il permet ainsi de repérer les substances mesurées en concentration élevée ou de manière répétée.

Le tableau (v. Annexe 1) liste les substances et leurs concentrations (moyenne, maximum, minimum, etc.) et les répartit dans les compartiments *sorties de STEP, Rhône, autres rivières et lac Léman*, pour le bassin versant du Léman, et *sorties de STEP, Rhône, autres rivières*, pour le bassin versant du Rhône aval.

3.1.2 Critères de sélection

Le modèle ne tient compte d'aucun processus de dégradation ou de sorption dans le milieu récepteur, à l'exception des taux d'élimination spécifiques des substances dans les STEP. C'est pourquoi ces calculs de modélisation ne peuvent être réalisés qu'avec des substances persistantes (très peu ou pas de sorption ou de dégradation) et solubles (c'est d'ailleurs parce qu'elles sont persistantes que la plupart de ces substances issues des eaux usées communales posent un problème environnemental).

En raison des restrictions du modèle, les substances indicatrices sélectionnées doivent dans la mesure du possible remplir les critères suivants:

- les substances considérées ont été détectées en concentrations mesurables et de façon répétée dans les eaux (p. ex. dans les différents compartiments, v.Table 3 et Annexe 1);
- elles sont suspectées de gagner les cours d'eau récepteurs essentiellement par la voie des eaux usées urbaines. Cela signifie qu'elles sont mobiles, hydrophiles, très solubles et ne s'adsorbent pas ;
- elles sont très peu ou pas dégradables, donc appropriées à ce type de calcul de flux qui ne tient pas compte d'une quelconque dégradation (du moins, à priori) ;
- elles sont principalement déchargées dans les STEP avec les eaux usées de manière continue dans le temps et l'espace et non suite à des évènements ponctuels tels que les précipitations, et ne sont pas concentrées sur un seul lieu (industries, hôpitaux) ;
- les données de consommation, leur métabolisme dans le corps (si elles sont ingérées et métabolisées), ainsi que leur taux de dégradation biologique en STEP sont connus ou, à défaut, il est possible d'estimer les rejets dans les cours d'eau à partir des concentrations mesurées en sortie de STEP.

Par conséquent, les catégories de substances suivantes ont été écartées :

- les biocides utilisés typiquement pour les revêtements extérieurs (façades, toits plats, bois, …) et les pesticides qui sont généralement déversés dans les eaux lors de précipitations et ne remplissent par conséquent pas les critères susmentionnés (pas de déversement continu, consommation inconnue).

- les agents contrastants, car ils ne sont pas déversés uniformément dans le bassin versant, mais dépendent fortement des pratiques hospitalières régionales, certains instituts utilisant plutôt l'une ou l'autre de ces substances.

- les agents plastifiants, ignifuges et autres additifs, dont les consommations sont généralement difficiles à estimer ; en outre, certaines substances comme les phtalates ne sont pas mobiles (sorption).

3.1.3 Choix des indicateurs de pollutions par les eaux urbaines

La Table 3 présente un choix pragmatique des substances indicatrices utilisées, qui découle en grande partie des critères présentés plus hauts.

Toutes les substances sélectionnées sont mobiles et persistantes, de plus, elles ne se dégradent pas ou très peu dans l'environnement. Pour le diclofénac, faiblement dégradable par photolyse, les études précédentes ont montré que les valeurs calculées étaient généralement de peu supérieures à celles des mesures, indiquant que la dégradation est négligeable dans les eaux courantes, ce qui serait vraisemblablement dû au court temps de résidence dans ce compartiment. Pour le lac, les calculs des bilans de flux sont capables d'intégrer des processus d'adsorption, de sédimentation et de dégradation par photolyse.

Les substances choisies ont toutes été mesurées dans les différents compartiments rivières, STEP, lac et Rhône des bassins versant du Léman et du Rhône aval, à l'exception de l'acésulfame et du métabolite de la carbamazépine (carbamazépine-10,11-dihydro-10-dihydroxy) (v. Table 3). L'aténolol, la clarithromycine, l'acide méfénamique et le métoprolol n'ont pas été quantifiés dans tous les compartiments analysés.

L'acésulfame a été retenu dans la sélection car les concentrations mesurées en sortie de STEP sont très élevées, voire en augmentation (son emploi se généralise). De plus, c'est une substance très persistante. Quant aux deux bétabloquants aténolol et métoprolol, les données de consommation permettront de juger s'il est judicieux de les retenir tous les deux ou plutôt l'un ou l'autre. En effet, dans l'étude réalisée sur le lac de Constance, il est ressorti que le métoprolol est plus répandu en Allemagne, tandis que l'aténolol est plus utilisé en Suisse. La différence semble donc refléter des habitudes de consommation régionales (qu'en est-il en France ?). Le métabolite de la carbamazépine (di-hydroxy-carbamazépine, métabolisée par le corps humain), est détecté à des concentrations comparables, voire supérieures à celles de la substance initiale (également observé en Allemagne, v. réf. 14), d'où l'intérêt d'en tenir compte, surtout qu'il renvoie à une utilisation comme médicament (ce qui pourrait peut-être permettre de distinguer une origine industrielle).

Table 3 Liste des substances indicatrices sélectionnées pour l'étude de modélisation. Sont également indiquées leur application, les moyennes des concentrations mesurées dans les différents compartiments du Bassin lémanique et du Rhône aval, ainsi que leurs sources présumées.

Substances	Application	Lac	Rhône amont	Rivières Léman	STEP Léman	Rivières aval	STEP aval	Rhône aval	Sources principales
		Moyenne en ng/L							
acésulfame	édulcorant				27 972				eaux usées urbaines
aténolol	bétabloquant	<10	<10	38	741	22	822	22	eaux usées urbaines
benzotriazole	agent anticorrosif	54	50	570	7 350	55	3'420	74	eaux usées urbaines, industries variées
carbamazépine	anti-épileptique	36	155	25	584	18	267	30	industrie (Valais), eaux usées urbaines
Di-hydroxy-carbamazépine	anti-épileptique (métabolite)			72	940				eaux usées urbaines
clarithromycine	antibiotique	<10	<10	23	438	<10	198	<10	eaux usées urbaines
diclofénac	analgésique	3	<10	48	2 692	5	574	<10	eaux usées urbaines, industrie (Nyon)
gabapentine	anti-épileptique	21	47	72	1 834	39	3 616	39	eaux usées urbaines
Acid mefenamique	analgésique	5	<10	39	848	<10	1 333	<10	eaux usées urbaines
metformine	anti-diabétique	306	425	930	47 352	335	8 175	400	eaux usées urbaines
métoprolol	bétabloquant	<10	<10	12	202	<10	243		eaux usées urbaines
nonylphenol, iso-	additif	49	335	89	650	271	1709	43	eaux usées urbaines (plus admis dans l'industrie en Suisse depuis 2003)
sulfaméthoxazole	antibiotique	12	<10	37	331	2	232	<10	eaux usées urbaines

Les concentrations recueillies dans la Table 3 montrent que le benzotriazole et la carbamazépine sont largement répandus dans les cours d'eaux autres que le Rhône et qu'ils affectent négativement ces milieux. Il semble donc justifié de les utiliser comme substances à modéliser. Cela permettrait aussi de vérifier à l'aide de données récentes l'importance des rejets industriels, voire de constater une éventuelle amélioration de la situation.

Par ailleurs, le diclofénac, la carbamazépine, le benzotriazole et l'acésulfame ont été utilisées avec succès comme substances modélisées dans le cadre d'études similaires réalisées sur le bassin versant du lac de Constance, notamment. Leur sélection dans le cadre de la présente étude permettrait une comparaison avec ce système.

Pour l'étape de bilan des flux dans le lac, le nombre de substances indicatrices a été restreint à cinq, parmi lesquelles la metformine, le benzotriazole, la gabapentine et la carbamazépine, toutes ayant été détectées dans le lac.

3.2 Consommation et calcul des charges déversées

Les charges de substances déversées via les effluents de STEP dans les cours d'eau peuvent être estimées de deux manières :

(1) Sur la base de données de consommation, respectivement de ventes, combinées à des informations sur le comportement de la substance (taux de métabolisation dans le corps et d'élimination en STEP), ou
(2) A l'aide des moyennes de concentrations mesurées en sortie de STEP

Les deux approches présentent des faiblesses : (1) celle reposant sur les ventes comporte plusieurs incertitudes, elle suppose ainsi que le stock vendu a été intégralement consommé et que l'on connait exactement les taux de métabolisation et d'élimination ; (2) l'estimation à partir des mesures de concentrations en sortie de STEP suppose qu'on dispose de suffisamment de mesures et qu'elles soient représentatives pour permettre de calculer une moyenne solide. L'estimation reposant sur les concentrations mesurées en sortie de STEP assume donc un taux d'élimination uniforme qui ne tient pas compte du type de filière et de ses performances.

3.2.1 Consommations des substances indicatrices

En Table 4 sont présentées les données permettant une estimation à partir des données de ventes : elle indique les quantités vendues en Suisse et en France ainsi que les taux de métabolisation et d'élimination en STEP, lorsqu'ils sont connus. Pour la gabapentine, l'acide méfénamique et la metformine, ces informations sont insuffisantes. De plus, il n'existe pas de données de vente pour les indicateurs acésulfame, benzotriazole et nonylphenol.

Table 4: Données des ventes en Suisse et en France, taux de récupération dans les eaux usées (calculés d'après le taux de métabolisation dans le corps humain) et taux d'élimination en STEP des substances du modèle.

Substances	Ventes CH (2009) kg/a	Ventes F (2011) kg/a	Proportion déversée dans la canalisation (non métabolisée dans le corps) %	Taux d'élimination moyen en STEP %
aténolol	2'233	17'667	60%	71%
carbamazépine	3'912	27'177	10%	11%
clarithromycine	1'597	15'008	28%	22%
diclofénac	5'411	25'917	16%	34%
gabapentine	3'019	45'739	-[5]	-
acide méfénamique	21'687	2'791	-	-
metformine	86'611	1'032'477	-	-
métoprolol	4'381	9'289	20%	40%
sulfaméthoxazole	2'427	14'746	45%	57%

Ventes: les données de ventes de médicaments proviennent du relevé de Swissmedic (2009) pour la Suisse et des données de l'assurance maladie française (Medic'AM 2011)[6] corrigée par corrélation linéaire avec les données de médicaments délivrés de l'Agence Française du Médicament (ansm, anciennement l'afssaps), pour la France (Besse, 2010).
Proportion déversée dans la canalisation: Ort, et al. (2009), selon Lienert, et al. (2007) et d'après les données de métabolisation et de résorption selon le compendium suisse des médicaments (Documed AG, 2011) .
Taux moyens d'élimination en STEP et par traitement complémentaire : Götz et al. (2010).

3.2.2 Mesures en exutoire de STEP

Les mesures disponibles comprennent de nombreuses analyses réalisées sur des prélèvements en sortie de STEP, qui se trouvent cependant pour la plupart en Suisse (v. Annexe 1). Seule exception française, le projet Sipibel englobe des analyses de médicaments (aténolol, carbamazépine, diclofénac et sulfaméthoxazole), réalisées notamment sur l'exutoire de la STEP de Bellecombe (bassin de l'Arve, Rhône aval), en février 2011 et en janvier 2012. Tout récemment, en 2012, le canton de Vaud a effectué un suivi dense, sur une période de plusieurs mois, de la performance d'élimination des STEP et mesuré une palette de micropolluants, où figurent toutes les substances indicatrices employées pour la présente étude excepté le nonylphenol.

Une analyse de ces résultats récents, illustrée en Figure 5, montre que les concentrations dans l'effluent à l'exutoire peuvent présenter des variations importantes selon les STEP. Les écarts de concentration concernent en particulier le diclofénac à la STEP de Nyon et le benzotriazole dans les STEP de Bussigny, Eclépens, Gland et Orbe. Pour la metformine, les variations sont importantes aussi, mais réparties de façon accidentelle, sur l'intégralité des STEP. D'après le canton de Vaud, les pointes de concentration en diclofénac et benzotriazole proviennent de sites industriels qui déversent leurs eaux usées dans les stations d'épuration communales. Dans le cas de la metformine, il semble que l'on ait à faire à une variabilité de l'efficacité d'épuration de cette substance probablement liée à l'équipement et des caractéristiques des STEP respectives. Il est donc difficile d'identifier ici clairement les apports industriels. En présence d'apports industriels, les concentrations mesurées ne sont pas représentatives des effluents d'eaux usées communales; les prendre en compte biaiserait l'estimation des charges provenant des eaux usées communales.

[5] Pas de données disponibles
[6] Les données de l'assurance maladie française sont disponibles en ligne (Medic'AM) : http://www.ameli.fr/l-assurance-maladie/statistiques-et-publications/donnees-statistiques/medicament/medic-am-2004-2009.php

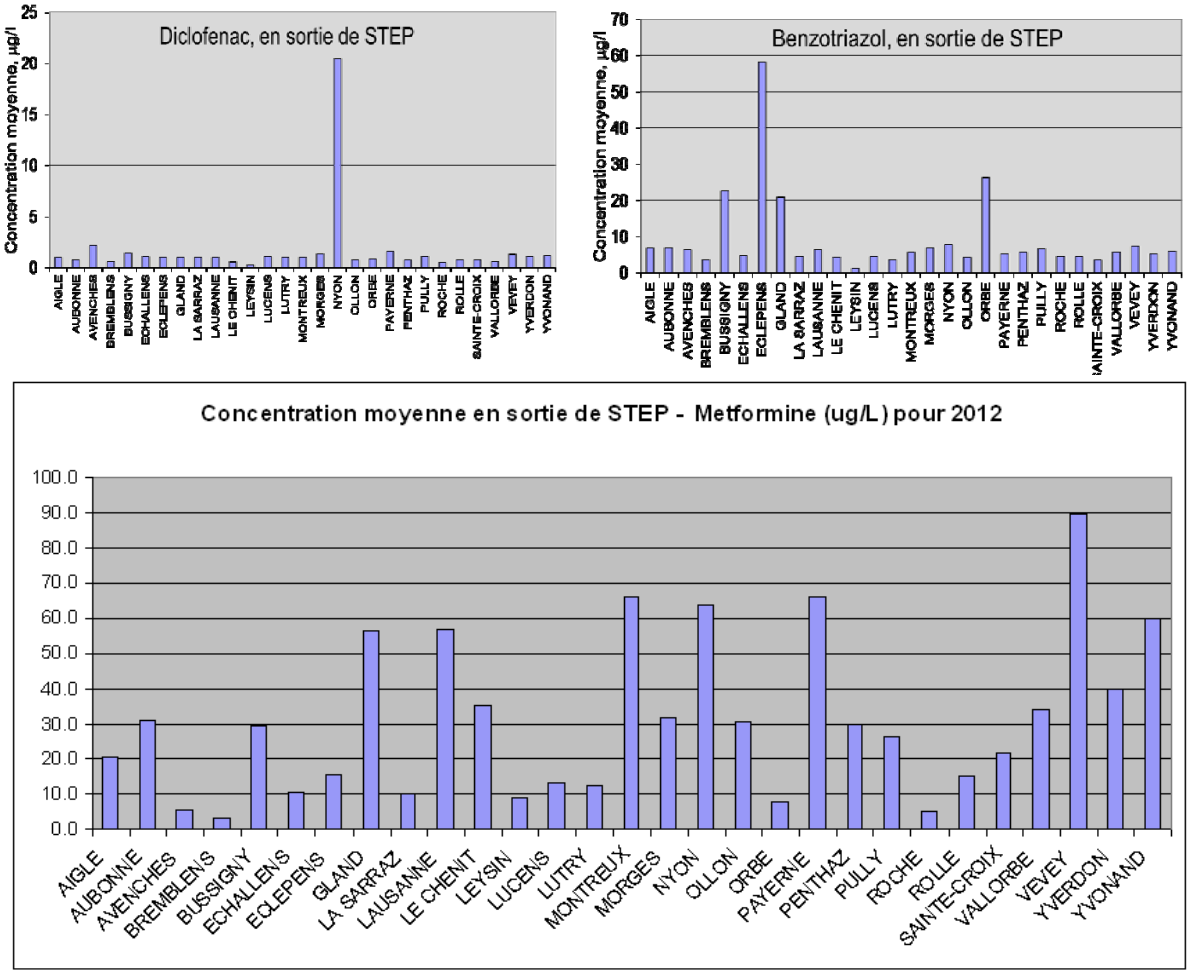


Figure 5 Analyses des résultats de mesures réalisées à l'exutoire des STEP du Canton de Vaud. Haut : Les écarts observés pour le diclofénac à Nyon et le benzotriazol à Bussigny, Eclépens, Gland et Orbe proviennent de rejets de sites industriels raccordés aux STEP en question. Bas : la metformine est partiellement dégradée en STEP. Les écarts de concentration en metformine dépendent du type de STEP : la dégradation est plus élevée dans les STEP de faible charge hydraulique (Avenches, Bremblens, Echallens, La Sarraz, Leysin, Roche) que dans celles à forte charge (Etat de Vaud, 2013).

Ces différentes campagnes représentent des sources diverses pouvant servir à l'estimation des charges de micropolluants déversées par les STEP. En utilisant la médiane des concentrations de substances indicatrices à l'exutoire des STEP au lieu de la moyenne, on peut éviter les biais les plus importants causés par les valeurs extrêmes dûs aux apports industriels.

Les médianes des concentrations en sortie de STEP ainsi mesurées lors des diverses études sont présentées en Figure 6. Cette figure présente également les données utilisées lors de l'étude réalisée en 2010 sur mandat de l'OFEV (Götz et al., 2011) et les résultats obtenus sur la STEP française. Les écarts observés entre les différentes campagnes sont de l'ordre ±30% à ±150% (en ne tenant pas compte des concentrations mesurées en France dans lesquelles se reflètent des consommations inférieures à celles recensées en Suisse (v. Table 5) ; ni des incertitudes de mesure pour chaque résultat). Selon la Figure 6, les écarts les plus importants sont observés pour le benzotriazole (275%), l'acide méfénamique (180%), la metformine (290%) et le nonylphenol (235%) . Pour le benzotriazole ils sont enregistrés par rapport aux données de l'OFEV (2010), plus anciennes. Concernant la metformine, il semblent être dûs aux différences des taux d'abattement d'une STEP à l'autre (v. Figure 5). Quant au nonylphénol, il a peu été mesuré.

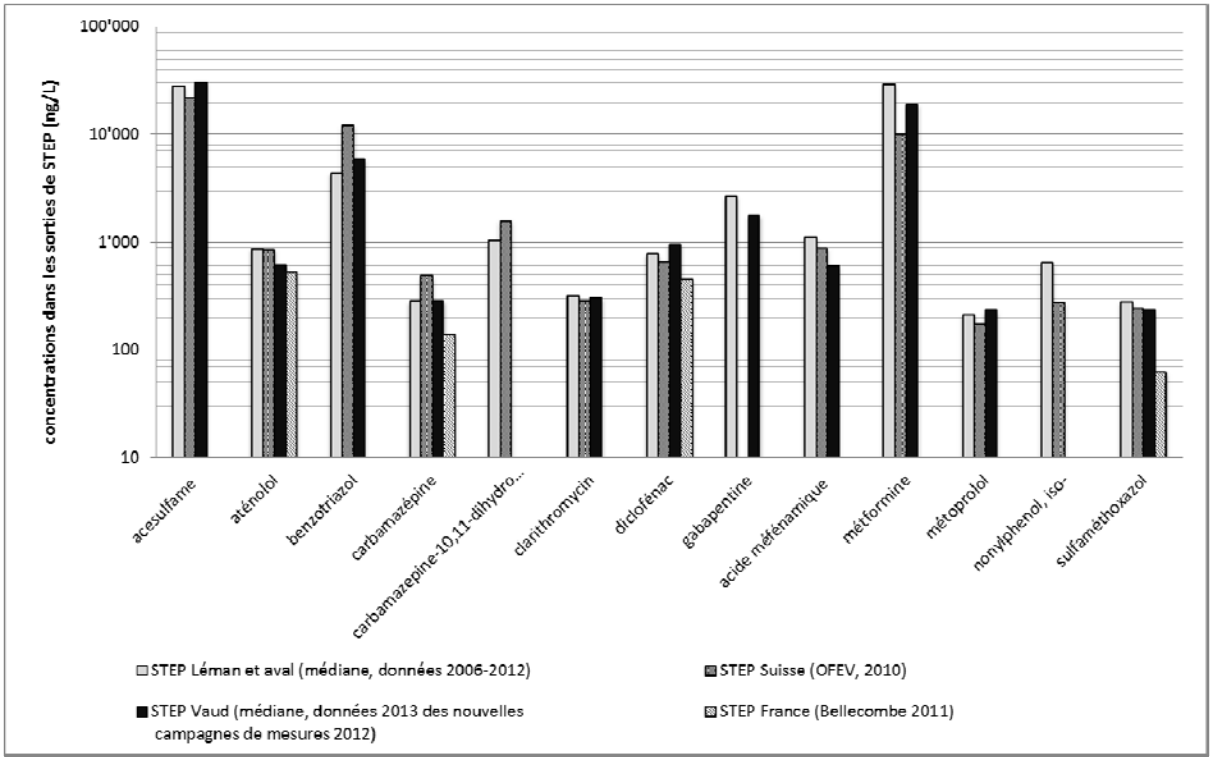


Figure 6: Médianes des concentrations mesurées en sortie de STEP lors de diverses campagnes de suivis.

3.2.3 Estimation des flux de micropolluants déversés par les STEP

Pour la Suisse

Les flux déversés par les stations d'épuration sont bien documentés par diverses campagnes de mesures. En outre, les données de consommation ont été validées et utilisées dans des études précédentes. Comme les deux sources de données présentent des avantages et des inconvénients, il a été décidé de les intégrer toutes les deux pour la modélisation des STEP suisses en utilisant la moyenne des différentes sources disponibles, illustrées en Figure 7:

- Médianes des concentrations mesurées en exutoire des STEP bassins du Léman et du Rhône aval (2006-2012, v. annexe 1 et Fig. 6 : *STEP Léman et Rhône aval*),
- Médianes des concentrations mesurées lors de la campagne 2012 dans le canton de Vaud, en excluant les concentrations extrêmes causées par des sites industriels raccordés (diclofénac à Orbe ; benzotriazole à Bussigny, Eclépens, Gland et Orbe : v. Fig. 4)
- Valeurs utilisées lors de l'étude de l'OFEV (2010)
- Données des consommations suisses (y. c. taux de métabolisation et élimination, v. Table 4).

Les flux moyens ainsi calculés et rapportés au nombre d'habitants[7] sont également représentés en Figure 6 et sont indiqués en en Table 5.

[7] Pour être en adéquation avec les données de vente de la Table 4, on a considéré la population suisse de 2009 (7'786'000 habitants) et la population française de 2011 (65'440'000 habitants).

La moyenne des flux obtenue sur la base des différentes sources (mesures et consommations) représente une valeur plus cohérente à l'échelle du territoire et mieux fondée que si l'on utilisait les seules valeurs de consommations en données d'entrée du modèle.

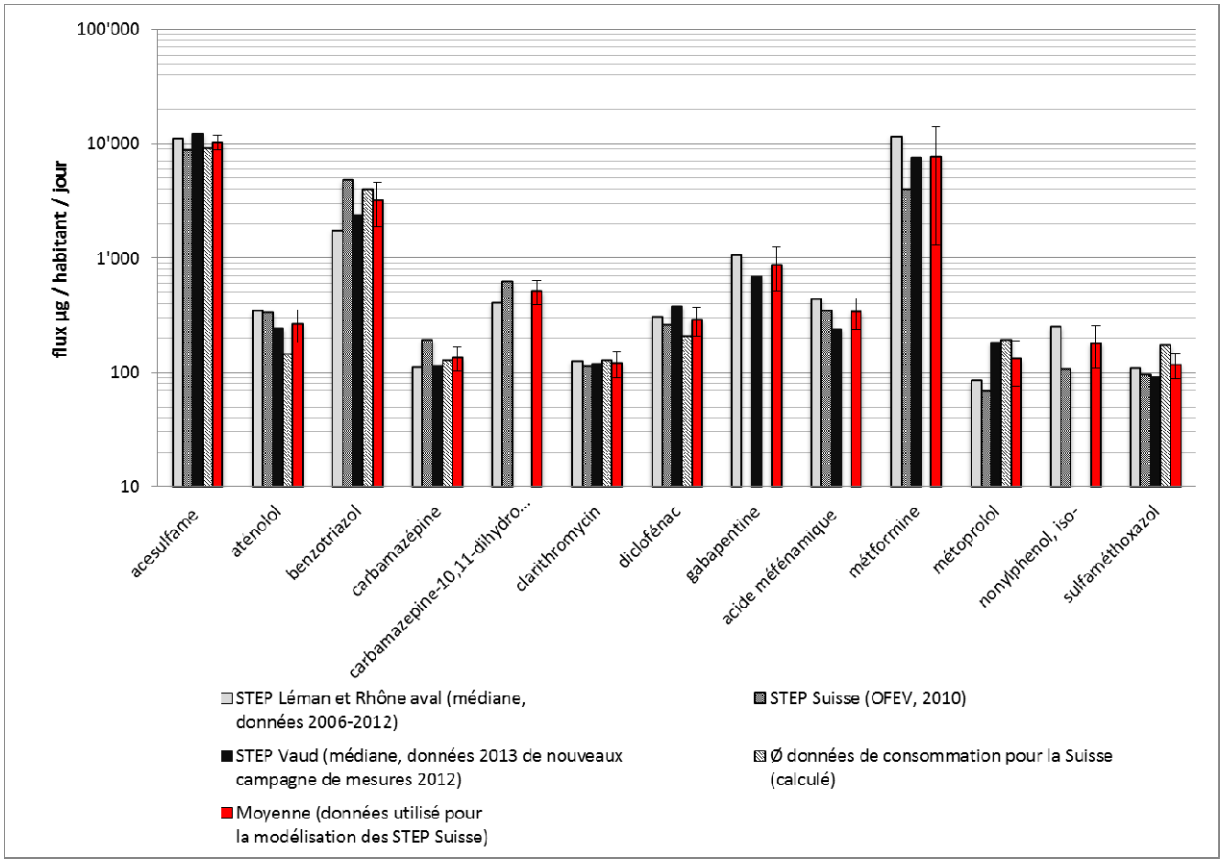


Figure 7 Estimations et moyenne des charges issues des STEP déversées par habitant et par jour, en Suisse.

Pour la France

Comme on le voit en Table 5, la consommation des substances étudiées n'est pas identique en France et en Suisse. On observe même des différences marquées de consommation d'acide méfénamique et de métoprolol dans les deux pays. Pour la France, il n'est pas possible d'appliquer la même approche que pour la Suisse. En effet, outre les données de consommation (v. Table 4), les mesures en sortie de STEP ne suffisent pas pour estimer les flux de micropolluants déversés via les stations d'épuration de manière représentative. Il a donc fallu procéder autrement : les flux de micropolluants déversés par les STEP françaises reposent sur les flux estimés pour la Suisse auxquels un facteur de correction dérivé des données de vente a été appliqué. Pour la France, les flux des substances sont ainsi calculés d'après la formule suivante (Eq. 1):

Equation 1

Déversements des STEP (France) =

Déversements des STEP (Suisse) × Consommation moyenne française / Consommation moyenne suisse

Les flux des substances issus des STEP utilisés en données d'entrée dans le modèle pour la France et la Suisse sont résumés en Table 5, de même que les chiffres entrant dans le facteur de correction du calcul des flux français.

Table 5: Charges des micropolluants issues des STEP utilisées comme données d'entrée dans le modèle.

Flux	Consommation suisse µg/habitant /jour	Charges moyennées des STEP suisses (donnée d'entrée du modèle) µg/habitant /jour	Consommation française µg/habitant /jour (% de la cons. CH)	Charges moyennée des STEP françaises (donnée d'entrée du modèle) µg/habitant /jour
acésulfame	-	10'328	-	10'328
aténolol	790	267	740 (94%)	250
benzotriazole	-	3'230	-	3'230
carbamazépine	1'380	136	1'140 (83%)	112
DI-OH-CBZ	-	514	-	425
clarithromycin	560	121	630 (113%)	137
diclofénac	1'900	289	1'090 (57%)	166
gabapentine	1'060	878	1'920 (181%)	1'591
acide méfénamique	7'630	341	120 (2%)	5
metformine	30'480	7'695	43'230 (142%)	10'914
métoprolol	1'540	132	400 (26%)	34
nonylphenol, iso-	-	181	-	181
sulfaméthoxazol	850	117	620 (73%)	86

4 MODÈLE DE CALCUL DES FLUX ET D'ÉVALUTATION DE LA QUALITÉ DES COURS D'EAU

4.1 Modèle de calcul des flux dans les cours d'eau

Le modèle utilisé a été développé à l'Eawag sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement dans le cadre du projet « Stratégie Micropoll » (Ort, et al., 2007; Ort, et al., 2009). Il a été utilisé comme outil exploratoire et il a servi à décrire l'état actuel de la situation pour 6 micropolluants (Götz, et al., 2010; Longrée, et al., 2011 ; Moschet, et al., 2013) ainsi que pour évaluer des mesures complémentaires d'élimination des micropolluants. Le modèle a par ailleurs été appliqué à la région du lac de Constance après adaptation au réseau hydrographique et aux données de consommation. Récemment, il a été appliqué à l'Etat de Rhénanie-du-Nord-Westphalie, qui compte plus de 17 millions d'habitants (Götz, et al., 2012) et est ainsi le plus peuplé d'Allemagne, ainsi qu'à celui du Bade-Wurtemberg (rapports internes).

4.1.1 Structure et programmation

Le modèle de flux est programmé dans R, un langage de programmation pour les calculs et les représentations graphiques statistiques librement accessible. Il est fondé sur le langage S et largement compatible avec ce dernier. Les fonctionnalités de R peuvent être élargies par de nombreux paquets spécifiques et ainsi être ajustées à diverses problématiques. Un grand nombre de paquets peut être directement choisi et téléchargé depuis une liste accessible sur la console R. L'archive centralisée des paquets de programmation R est le *Comprehensive R Archive Network* (CRAN).

Le code du modèle combine par des opérations logiques les tronçons des cours d'eau dans lesquels sont déversés les effluents d'épuration (graph theory). Il ne comprend pas d'élément SIG. Le fichier d'entrée décrivant ces tronçons, nommé « table échangeable » et compilé par le programme R, permet de reproduire la topologie du réseau hydrographique (Ort, et al., 2007).

La structure du modèle, les données d'entrée requises, sa capacité prédictive et les scénarios de calculs implémentés dans le modèle sont décrits plus en détail dans les publications de Ort. et al. (2007) ainsi que Ort et al. (2009).

4.1.2 Formulation

Les calculs de flux reposent sur les charges : les charges des composés déversés dans les tronçons définis sont additionnées tout au long du parcours du cours d'eau, tel qu'illustré en Figure 8. Les concentrations sont calculées, dans un deuxième temps, par division de la charge calculée par le débit, ici, le débit minimal annuel moyen spécifique (MNQ).

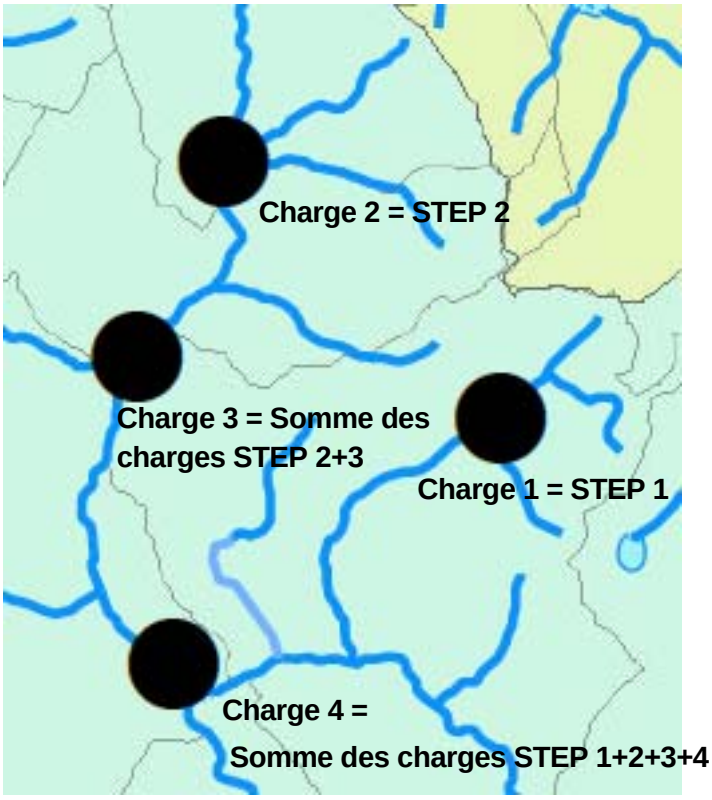


Figure 8 Principe du modèle de calcul des flux : les charges des STEP sont additionnées tout au long du parcours des cours d'eau.

La charge de chaque station d'épuration (F_{subst}) et la concentration (C_{subst}) dans le milieu récepteur sont ainsi calculées de la façon suivante (équations 2 et 3) :

Equation 2

$$F_{subst}\left[\frac{\text{g}}{\text{jour}}\right] = MH_{\text{subst}}\left[\frac{\text{g}}{\text{habitant}\cdot\text{jour}}\right]\cdot H[\text{habitant}]$$

Equation 3

$$C_{\text{subst}}\left[\frac{\mu\text{g}}{\text{litre}}\right] = \frac{F_{\text{subst}}\left[\frac{\text{g}}{\text{jour}}\right]}{MNQ\left[\frac{\text{litre}}{\text{jour}}\right]}\cdot 10^6$$

Avec MH_{subst}, la charge de substance par habitant déversée par la station d'épuration calculée sur la base de la Table 5 et H, le nombre d'habitants raccordés à la station d'épuration.

On notera que les équations (1) et (2) sont strictement linéaires. Cela signifie que si le nombre d'habitants d'une station d'épuration est augmenté de 20%, la charge de la substance concernée sera de 20% plus élevée, de même que sa concentration au point de rejet. Il en va de même pour la masse de substance déversée par la station d'épuration, MH_{subst}: la charge de substance déversée au point de rejet varie de façon proportionnelle à la masse de substance consommée par habitant et par jour, elle diminuera de 50%, si MH_{subst} est de moitié inférieure ; la concentration calculée au point de rejet sera également diminuée de 50%.

4.2 Entrée des données

4.2.1 Données requises

Pour pouvoir effectuer les calculs, il faut disposer des informations suivantes (cf. chap. 2 et 3):

- consommation des substances examinées et mesures réalisées en sortie de STEP (concentration et débit) pour estimer les flux rejetés via les STEP;
- coordonnées des points de rejet dans les cours d'eau et nombre d'habitants raccordés des stations d'épurations considérées ;
- fraction non métabolisée de la substance qui gagne la canalisation après consommation;
- taux d'élimination en station d'épuration de ladite substance;
- topologie du réseau hydrographique de tous les cours d'eaux du bassin versant;
- débits d'écoulement aux points de rejet, ou juste en contrebas (par ex. débit minimal annuel moyen spécifique MNQ, ou débit annuel moyen MQ).

Les données sont introduites dans le modèle programmé en R à l'aide de deux fichiers présentés ci-après : la table échangeable et la table des substances. Ces deux fichiers sont sauvegardés comme fichier texte ; ils ont été élaborés dans un tableur tel qu'Excel, par exemple.

4.2.2 La table échangeable

La table échangeable contient toutes les informations utiles sur les stations d'épuration et les opérations logiques qui permettent de les relier les unes aux autres au travers du réseau hydrographique. Le paragraphe suivant décrit brièvement les paramètres les plus importants.

Stations d'épuration

Toutes les stations d'épuration situées dans les bassins versants du Léman et du Rhône aval (jusqu'à la frontière, à Chancy) ont été considérées par le modèle (v. Annexe). Pour faciliter leur identification, elles portent un numéro d'identification (numéro ID). Chacune est connectée par ce numéro à la station située directement en amont. La totalité de ces connexions permettant de reproduire les interrelations du réseau hydrographique.

Nombre d'habitants raccordés

Pour le calcul des flux de micropolluants issus des eaux usées communales, on a pris en compte le nombre effectif des habitants raccordés. On suppose, en effet, que les charges des substances choisies dans le cadre de cette étude, médicaments et autres produits chimiques ménagers, sont proportionnelles au nombre d'habitants raccordés. On assume de plus que le dimensionnement des installations d'épuration, les volumes des rejets industriels, des eaux claires parasites et des eaux pluviales ont une influence négligeable sur la charge de ces polluants. Dans le cas présent, le nombre des habitants raccordés a été vérifié et actualisé par les autorités régionales (cantons, départements) dans le cadre du projet.

Données d'écoulement

Pour calculer les concentrations en aval des points de rejet à partir des charges on les divise par le débit minimal d'écoulement annuel, de sorte que les résultats représentent des valeurs réalistes défavorables (« worst-case »). En France, le débit minimal d'écoulement annuel, $QMNA_5$, représente le débit mensuel minimal annuel statistique de période de retour 5 ans. En Suisse, le débit minimal d'écoulement annuel, Q_{347}, est le débit d'un cours d'eau atteint ou dépassé pendant 347 jours par année, en moyenne, durant les derniers 10 ans (centile 5% des débits journaliers de l'année, moyenné sur les dix dernières années).

4.2.3 La table des substances

C'est la table décrivant les substances indicatrices : elle contient toute les informations spécifiques aux substances modélisées, comme les masses consommées, les taux de métabolisation dans le corps (médicaments) et d'élimination en station d'épuration ou une estimation des flux déversés via les STEP (v. 3.2.3 ; en microgramme par jour par habitant), ainsi que les critères de qualité.

4.3 Evaluation écotoxicologique

4.3.1 Contexte

La Directive Cadre sur l'Eau de l'Union européenne (DCE, Directive 2000/60/CE) émet des exigences de qualité se référant à des effets écotoxicologiques des substances qu'elle désigne comme normes de qualité environnementale (NQE) ou critères de qualité. De plus, elle fait la distinction entre effets toxicologiques chroniques et aigus.

Dans la DCE, les critères de qualité (CQ) sont définis de la manière suivante: « Étant donné que le milieu aquatique peut être touché par la pollution chimique aussi bien à court qu'à long terme, il convient de se fonder sur les données relatives aux effets tant aigus que chroniques pour l'établissement des NQE [ou CQ]. […] Il convient de définir des NQE exprimées en valeur moyenne annuelle [NQE-MA =CQC] à un niveau assurant une protection contre l'exposition à long terme, ainsi que des concentrations maximales admissibles [NQE-CMA = CQA] pour la protection contre l'exposition à court terme » (Commission européenne, 2008).

La comparaison des concentrations environnementales avec les critères de qualité aigus permet d'estimer si une atteinte des organismes aquatiques est à craindre dans un délai de 24 à 96 heures. Les critères de qualité chroniques se prêtent à l'étude des contraintes de longue durée et sont donc recommandés pour la surveillance de l'état des eaux.

En Suisse, c'est la loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux, RS 814.20) qui légifère la protection durable des eaux contre toute atteinte nuisible. Ces atteintes nuisibles peuvent être des pollutions ou toute intervention affectant la structure ou la fonction des systèmes aquatiques. C'est pourquoi l'annexe 2 de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, RS 814.201) définit des exigences chiffrées relatives à la qualité des eaux de rivière pour différentes substances nutritives, métaux lourds et pesticides (produits biocides et phytosanitaires). Exception faite des pesticides pour lesquels un seuil général de 0,1 µg/l a été fixé sous certaines réserves, il n'existe pas pour le moment d'exigences de qualité pour les micropolluants issus de l'assainissement communal. L'introduction de tels critères dans l'OEaux est envisagée par l'OFEV dans le futur. Dans

l'intermédiaire, ils ont été utilisés dans le cadre d'une évaluation de l'état de la pollution des eaux par les micropolluants organiques issus des STEP (Götz, 2011) et servent ainsi de support à la révision de l'OEaux, en cours actuellement.

4.3.2 Détermination des critères de qualité

Les propositions de critères de qualité (CQ) ont été établies selon la méthode indiquée dans le Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards (Commnission européenne, 2011), qui constitue le guide technique actuel pour l'application de la DCE. Des critères de qualité ont ainsi été déterminés par le Centre suisse d'écotoxicologie appliquée (Centre Ecotox) ainsi que par l'INERIS sur la base de travaux fouillés sur les effets écotoxicologiques des substances.

Pour les substances pour lesquelles des CQ ont déjà été proposés ou sont en cours d'élaboration dans des pays de l'Union européenne, un travail de comparaison, de vérification (Klimisch, 1997) et d'ajustement des données écotoxicologiques sur lesquelles ils sont fondés a été mené en collaboration avec les experts concernés. Deux groupes internationaux sont particulièrement importants dans ce domaine:

1) Le groupe informel multilatéral (Multilateral Meeting - ML) créé en 2006 pour une meilleure prise en compte des préoccupations spécifiques des différents pays impliqués.
2) Le groupe de travail 'Sub Working Group E (WG E) on chemical aspects' chargé d'élaborer des critères de qualité (NQE) sous l'égide de la Commission européenne.

Les NQE provisoirement proposées par le WG E pour les substances sont disponibles dans le dossier CIRCA de la Commission européenne (à suivre en ligne); toutefois, les dossiers européens pour les substances carbamazépine, clarithromycine et sulfaméthoxazole ne sont pas encore finalisés. Pour d'autres comme l'acésulfame ils ne sont même pas initiés.

Le processus de détermination des critères de qualité est actuellement en cours et n'est pas encore achevé. Les valeurs déterminées pour d'autres substances sont publiées au fur et à mesure de leur validation sur le site http://www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien qui propose également sur demande des fiches techniques complétées et actualisées en permanence sur les substances. Les principaux résultats concernant le schéma d'évaluation et les critères de qualité ont été également publiés en anglais (Kase et al. 2011).

Dans le cadre du présent projet les normes de qualité existantes pour les substances étudiées ont été réunies par l'INERIS et le Centre Ecotox. Ils sont présentés en Table 6.

.

Table 6 Normes de qualité existantes pour les substances étudiées, y compris les critères retenus dans la présente étude pour l'évaluation écotoxicologique (dernières colonne de droite).

Substances	Application	Concentrations moyennes aux exutoires de STEP (résultats des calculs) (µg/L)	Critères de qualité (µg/L): Critères de qualité exposition aigue (NQE-CMA) du Centre Ecotox	Critères de qualité exposition chronique (NQE-MA) du Centre Ecotox	Normes de qualité environnementale de l'INERIS:	Valeurs proposées par "Working Group E"	Normes utilisées dans le projet (valeur minimale disponible)
acésulfame	édulcorant	5.5	-	-	-		-
aténolol	bétabloquant	0.12	330	150	-		150
benzotriazole	agent anti-corrosif	1.5	120	30	-		30
carbamazépine	anti-épileptique	0.06	2550	0.5	2.5		0.5
Di-hydroxy-carbamazépine	anti-épileptique (métabolite de la carbamazépine)	0.23	actuellement pas défini	actuellement pas défini	-		0.5*
clarithromycine	antibiotique	0.06	0.11	0.06	-		0.06
diclofénac	analgésique	0.12	non proposé	0.05	-	0.1	0.05
gabapentine	anti-épileptique	0.49	-	-	-		1000**
acide méfénamique	analgésique	0.12	40	4	-		4
metformine	anti-diabétique	3.9	-	-	-		-
métoprolol	bétabloquant	0.05	76	64	-		64
nonylphenol, iso-	additif	0.08	3.27	0.031	0.3		0.03
sulfaméthoxazole	antibiotique	0.05	2.7	0.6	-		0.6

* la même valeur que la carbamazépine est appliquée dans la présente étude, à défaut d'une valeur définie
**PNEC selon Chiara Perazzolo, Barbara Morasch, Tamar Kohn, Anoÿs Magnet, Denis Thonney, Nathalie Chèvre "Occurrence and fate of micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, Switzerland, Part I: Priority list for environmental risk assessment of pharmaceuticals"

4.3.3 Appréciation sur la base des critères écotoxicologiques pour les substances individuelles

L'évaluation des risques liés aux substances chimiques se fait par la comparaison d'une concentration environnementale aux critères de qualité (Commission Européenne, 2003).

Dans le cas de milieux exposés à des rejets continus de micropolluants via les effluents d'épuration, la comparaison avec le critère de qualité chronique (CQC, voir chapitre précédent) est la démarche la plus pertinente, ce dernier ayant été conçu pour protéger les communautés biotiques d'expositions de longue durée. Si la C_{env} est supérieure au CQC :

$$C_{env} > CQC$$

un risque non tolérable est supposé exister pour les communautés aquatiques étant donné que la durée précédant le dépassement constaté n'est en général pas connue. Une répartition en cinq catégories ou classes d'état est adoptée, à savoir: très bon / bon / moyen / médiocre / mauvais. L'objectif de qualité pour l'exposition à long terme (CQC) est atteint dans les classes

d’état „très bon“ et „bon“ et ne l’est pas dans les trois catégories inférieures „moyen“, „médiocre“ et „mauvais“.

Les catégories ou classes d’état sont définies selon les critères exposés dans la

Table 7. Étant donné que le domaine de concentration des micropolluants rencontrés dans les différents cours d'eau s'étend sur plusieurs ordres de grandeur, un système de classification par décades a été choisi.

Effets de mélange

Il est important de noter que la méthode d'appréciation exposée ci-dessus se base sur l'évaluation des micropolluants pris isolément. La classification proposée ne tient pas compte des problèmes de toxicité des mélanges; selon le principe de précaution, il serait donc prudent d'adopter un système se référant à des exigences plus sévères que le CQC proposé (d'un facteur 10 ou 100). Une telle approche est déjà utilisée dans d'autres pays. Ainsi, l'application néerlandaise de la directive cadre sur l'eau prévoit la définition d'une 'negligible concentration' (CQC/100) tenant compte de l'incertitude liée à l'apparition potentielle d'une toxicité de mélange (van Vlaardingen and Verbruggen, 2007).

Calcul de risque

Les critères de qualité sont définis sur la base de valeurs statistiques dérivées de tests écotoxicologiques, telle que la NOEC (no-observed effect concentration) ou la EC50 (concentration ayant 50% d'effets). Ces valeurs sont divisées par un facteur de sécurité qui dépend de la quantité et de la qualité des données à disposition pour la substance considérée. Cette forme d'évaluation se base sur les calculs de risque environnemental (Commission Européenne, 2003). Ainsi, si la CQC n'est pas respectée, il existe un risque non négligeable pour l'écosystème, ceci sur la base des informations disponibles.

Concrètement, la concentration environnementale est comparée au critère de qualité pour la substance en question au moyen du quotient de risque (RQ) lequel est équivalent au rapport entre la concentration environnementale (C_{env}) et le critère de qualité (CQC) selon l'équation 4 :

Equation 4

$$\mathbf{RQ = C_{env} / CQC}$$

Dès que le quotient de risque est égal à ou dépasse l'unité, le critère de qualité n'est plus respecté, la concentration du composé en question dans le cours d'eau présente alors un potentiel avéré de nuire à l'écosystème.

Table 7 Echelle d'appréciation de l'état chimique des eaux au vu de leurs teneurs en micropolluants issus de l'assainissement urbain sur la base des critères de qualité écotoxicologiques (CRC, dernière colonne). Classification inspirée du module Nutriments du système modulaire gradué de l'OFEV.

Appréciation[8]		Condition/Description		Respect du critère de qualité (CQC)
	Très bon	La concentration environnementale (Cenv) est 10 fois inférieure à l'objectif de qualité (CQC)	RQ < 0.1	CQC respecté
	Bon	La concentration environnementale (C_{env}) est supérieure ou égale au dixième de l'objectif de qualité mais inférieure à ce seuil (CQC)	0.1 ≤ RQ < 1	
	Moyen	La concentration environnementale (C_{env}) est supérieure ou égale à l'objectif de qualité mais inférieure au double de ce seuil (CQC)	1 ≤ RQ< 2	CQC non respecté (dépassement du seuil)
	Médiocre	La concentration environnementale (C_{env}) est supérieure ou égale au double de l'objectif de qualité mais inférieure à dix fois ce seuil (CQC)	2 ≤ RQ < 10	
	Mauvais	C_{env} est supérieure ou égale à dix fois le CQC	RQ ≥ 10	

4.4 Sensibilité du modèle

Le calcul des charges, respectivement des concentrations dans les cours d'eau qui est décrit par les équations (1) et (2), ainsi que le calcul du risque par l'intermédiaire du quotient de risque reposent sur une application linéaire.

Les incertitudes ou les variations des paramètres d'entrée, tel que le nombre d'habitants raccordés (H), l'incertitude vis-à-vis de la masse de substance consommée, éliminée et traitée (flux de substances, MH) ainsi que le débit d'étiage du cours d'eau (MNQ) se reflètent de manière proportionnelle dans le résultat des calculs.

L'échelle d'incertitude varie selon le paramètre d'entrée et la substance (MH) ; en considérant leur grandeur respective, on peut apprécier l'ampleur de l'incertitude totale introduite dans le calcul des risques.

Parmi les trois paramètres (MH, H et MNQ), ce sont le flux de substances (MH) ainsi que le débit d'étiage (MNQ) qui comportent les plus grosses incertitudes (v. Figure 7 pour le flux des substances). Tous deux reposent sur des données moyennées et très généralisées (hypothèse d'une consommation homogène de médicaments, taux d'élimination uniforme en STEP, etc.). En réalité, la situation peut être infiniment autre (consommation nulle de la substance dans le bassin versant d'une STEP; cours d'eau à sec, car dérivé pour l'usage hydro-éléctrique). C'est pourquoi donner une appréciation quantitative de l'incertitude du modèle ne semble pas opportun. Le modèle n'a d'ailleurs pas pour objectif de représenter précisément la réalité, mais plutôt de signaler là où les cours d'eau récepteurs risquent d'être particulièrement affectés par les micropolluants issus des rejets de l'épuration urbaine.

[8] L'appréciation de l'état chimique se base sur des critères de qualité définis sur la base des effets écotoxicologiques des substances. Ainsi, une très bonne qualité de l'eau ne pourra être atteinte que si les objectifs de qualité écologique définis pour les milieux aquatiques sont également atteints (Annexe 1, OEaux); le principe selon lequel la qualité de l'eau doit être telle que l'eau, les matières en suspension et le sédiment soient exempts de composés synthétiques persistants doit notamment être respecté.

5 QUALITÉ DES MILIEUX RÉCEPTEURS

5.1 Comparaison des charges prédites et mesurées

5.1.1 Comparaison générale

La comparaison des charges mesurées et calculées permet de vérifier que les données utilisées en entrée de modèle aboutissent bien à des résultats réalistes.

Pour les valeurs mesurées, on s'est référé aux résultats des campagnes de mesure réalisées de 2009 à 2012 par la CIPEL, par les laboratoires cantonaux, ainsi que par l'Eawag (Ortelli, et al., 2011; Ortelli, et al., 2010; Bernard, et al., 2011). Les concentrations mesurées ont été converties en charge en les multipliant par les débits enregistrés dans les cours d'eau examinés, lors de ces mêmes campagnes, et qui sont indiqués en Table 8. On obtient ainsi des 'charges de micropolluants mesurées' pour le Rhône, à la Porte du Scex, avant qu'il ne débouche dans le Léman, pour la Venoge, le Boiron de Morges ainsi que pour la Morges. Les valeurs mesurées et calculées dans ces quatre rivières sont confrontées dans la Figure 8 ; elles englobent les différentes substances examinées.

Table 8 Débits du Rhône, de la Venoge, du Boiron de Morges et de la Morges utilisés pour calculer les concentrations de micropolluants dans ces mêmes rivières (Ortelli, et al., 2011; Ortelli, et al., 2010).

	Débit Rhône Porte du Scex	Débit Venoge	Débit Boiron de Morges	Morges
16.11.2009– 17.11.2009	112 m^3/s	2.1 m^3/s	0.033 m^3/s	0.134 m^3/s
17.05.2012-18.05.2012	164 m^3/s	1.9 m^3/s	0.15 m^3/s	0.15 m^3/s

La Figure 9 montre que les charges calculées et mesurées correspondent bien au moins pour leur ordre de grandeur: les points sont proches de la diagonale d'équivalence 1 : 1 ou dans le périmètre représentant un facteur deux de différence (2 : 1 ; 1 : 2). Les charges calculées pour ces substances sont même légèrement plus élevées que les mesures, et ce bien qu'elles ne doivent représenter que la part urbaine des apports totaux : elles sont en effet plus proches de la ligne 1 : 2. Ces écarts entre valeurs provenant des mesures et du modèle sont plus importants, plus les cours d'eau sont petits. De même, on observe des variations de charges plus marquées dans les petits cours d'eau, où les points se répartissent sur une bande plus large autour de la diagonale d'équivalence.

5.1.2 Comparaison par substance

De manière comparable, les charges calculées et celles déduites des mesures sont comparées substance par substance dans la Figure 9 et la Figure 10.

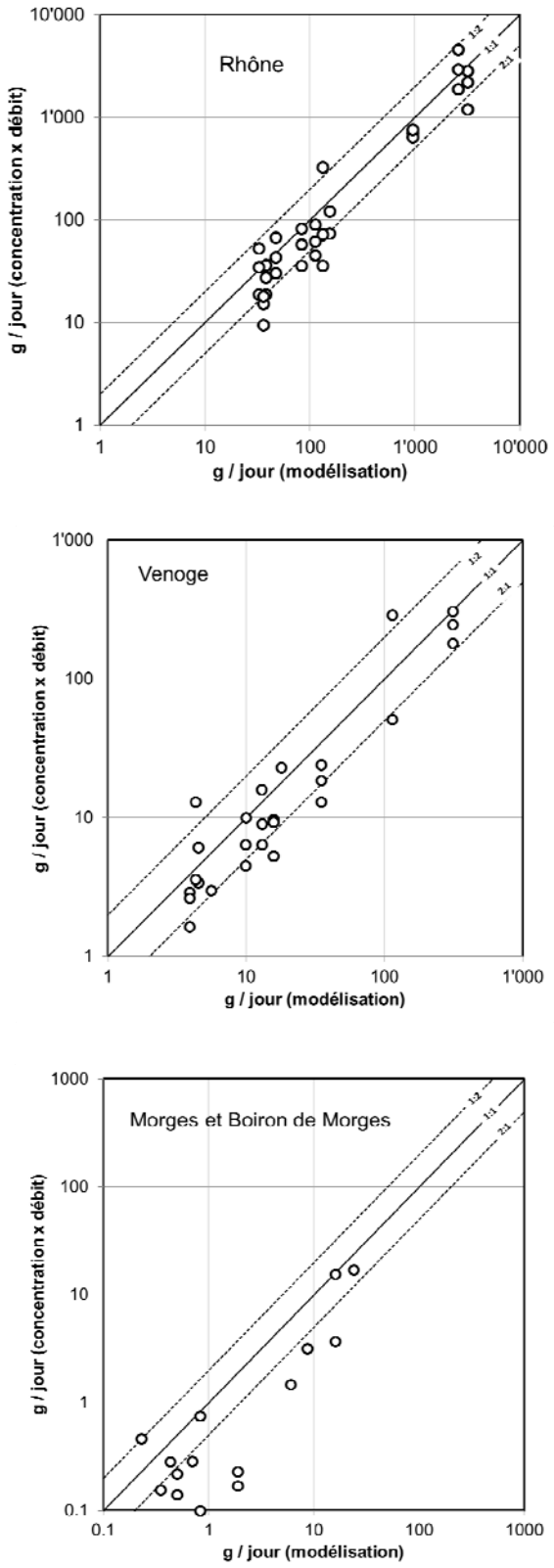


Figure 9 Comparaison des charges prédites par le modèle à celles déterminées par des mesures (concentration et débit) dans le Rhône Porte du Scex, la Venoge, la Morges et le Boiron de Morges

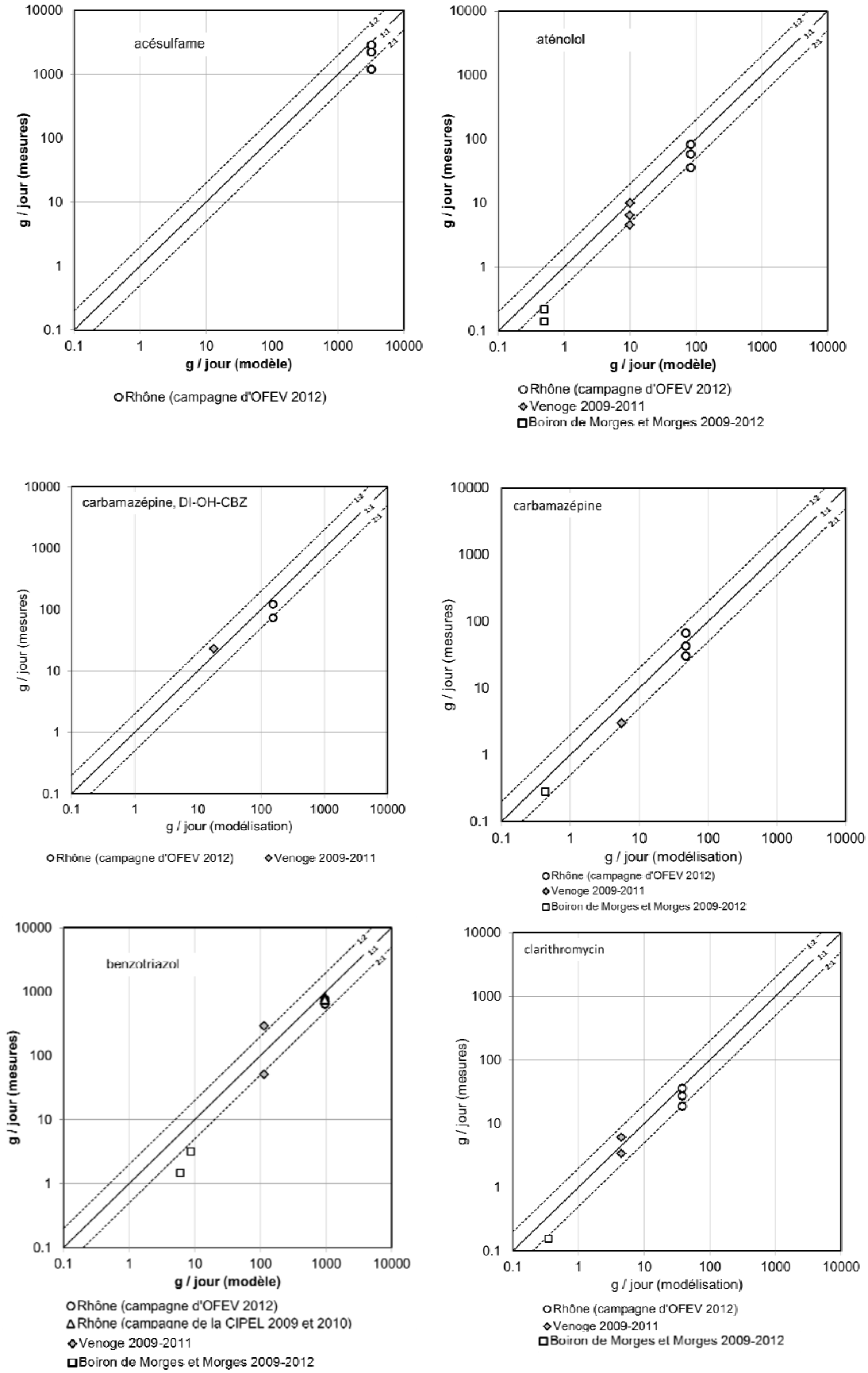


Figure 10 Charges prédites et mesurées des 6 substances indicatrices dans les cours d'eau Rhône, Venoge, Boiron de Morges et Morges.

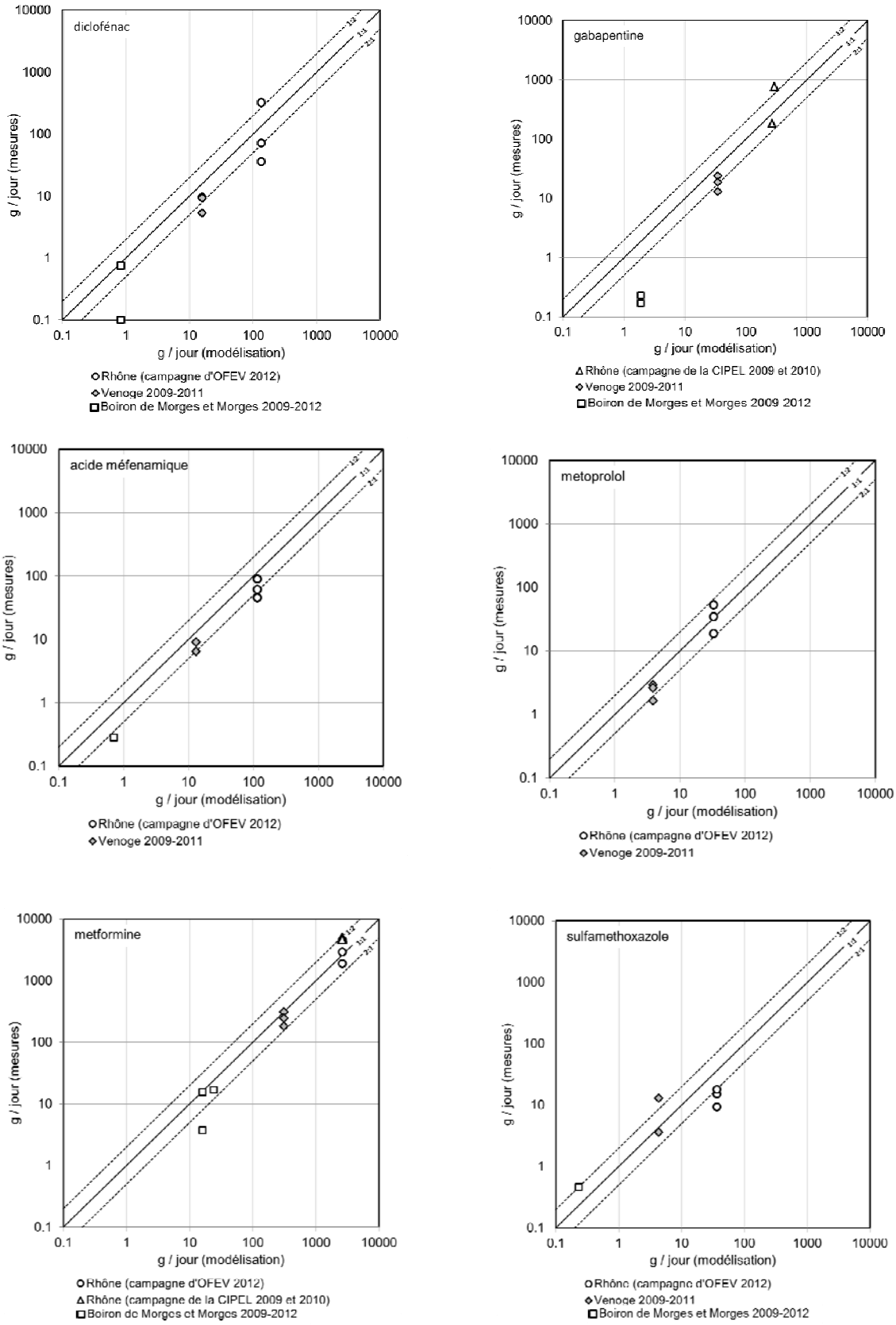


Figure 11 Charges prédites et mesurées des 6 substances indicatrices dans les cours d'eau Rhône, Venoge, Boiron de Morges et Morges.

Pour toutes les substances examinées, calculs et mesures correspondent assez bien et se répartissent autour de la diagonale 1 : 1. Les valeurs s'accordent mieux, généralement, dans le Rhône, un cours d'eau plus important que dans le Boiron de Morges, de taille plus petite. La meilleure corrélation pour les cours d'eau de taille plus importante tel que le Rhône peut s'expliquer de deux manières :

(1) Le débit d'écoulement est plus constant et, généralement, plus fiable à mesurer (cf.Table 8);

(2) Les flux déversés proviennent d'un plus grand nombre de STEP et d'habitants raccordés, les irrégularités de charge peuvent ainsi s'égaliser. Il est donc logique que le modèle, qui fait l'hypothèse d'un flux constant, les représente mieux. A l'inverse, une STEP de petite taille déversant dans un petit cours d'eau risque de produire des variations de charges plus importantes.

5.2 Calcul des concentrations de micropolluants

Les charges des substances indicatrices déversées dans les cours d'eau ont été calculées, puis transformées en concentrations maximales à l'aide du débit minimal d'écoulement pour 175 points situés en aval des exutoires des STEP (cette analyse n'est pas faite pour les 20 stations d'épuration qui rejettent dans le lac Léman et pour les 23 exutoires pour lesquelles le débit des tronçons de cours d'eau est inconnu.). Les concentrations ainsi estimées représentent donc des conditions défavorables mais réalistes, rencontrées dans les cours d'eau en période d'étiage, plusieurs jours par année.

Les concentrations ont été calculées pour deux cas : le premier ne recense que les habitants permanents ; l'autre, les habitants permanents et saisonniers. Ce dernier illustre donc une situation particulièrement défavorable, cumulant et la condition d'étiage et des charges accrues causées par l'augmentation de la population raccordée.

En associant les coordonnées des exutoires aux concentrations des substances ainsi obtenues, ces dernières peuvent être représentées géographiquement.

5.3 Qualité des milieux récepteurs

L'appréciation de la qualité des milieux récepteurs repose sur les critères de qualité chroniques, tels qu'ils ont été définis sous 4.3.2 (Détermination des critères de qualité écotoxicologique) et 4.3.3 sous « Calcul de risque ». Concrètement, la concentration environnementale (C_{env}) est comparée au critère de qualité (CQC) pour la substance en question au moyen du quotient de risque (RQ) selon l'équation 4 :

Equation 4

$$RQ = C_{env} / CQC$$

Dès que le quotient de risque est égal à ou dépasse l'unité, le critère de qualité n'est plus respecté, la concentration du composé en question dans le cours d'eau présente alors un potentiel avéré de nuire à l'écosystème.

Cinq classes ont été définies pour le quotient de risque (v.

Table 7, p. 30 ; et Figure 12 et Figure 13). Elles sont représentées chacune par une couleur et permettent d'illustrer sur une carte géographique l'état des 175 points du réseau pour lequel un débit est disponible (donc pour lequel une concentration maximale peut être calculée). Le terme de critère de qualité, tel qu'il est employé dans cette étude, est donc à comprendre strictement dans le sens de la méthodologie de calcul de risque appliquée ici.

5.3.1 Cartes d'appréciation écotoxicologique des milieux récepteurs

La Figure 12 montre les résultats d'appréciations écotoxicologiques pour le diclofénac dont le critère de qualité est 0.05 μg/L et compare les résultats avec (bas) et sans la population saisonnière (haut). Si l'on compte les résidents fixes seulement, 50% des milieux récepteurs sur les 175 considérés respectent le critère de qualité et se classifient dans la catégorie « bons ». A l'inverse, 30.7% des concentrations sont supérieures au critère de qualité et sont donc à qualifier comme « moyen » (8.7%, 1<RQ<2), « médiocre » (17%, 2<RQ<10), ou « mauvais » (5%, RQ>10); à cela s'ajoutent les fractions hors catégorie de ceux qui déversent dans le lac directement (8.7%) ou dont le débit n'est pas connu (10.6%). L'arrivée de la population saisonnière s'accompagne d'une dégradation de la qualité des cours d'eau : la part des milieux récepteurs classés « bons » diminue et ne compte plus que 38.5%, la différence de 11.5% est déclassée dans les catégories inférieures dont les proportions augmentent: la catégorie « moyen » à 12.8% (1<RQ<2), « médiocre » à 21.6% (2<RQ<10) et « mauvais » à 7.8% (RQ>10). L'augmentation de la population raccordée conduit ainsi pour près de 10% des milieux récepteurs à un décalage à deux niveaux inférieurs, vers les catégories « moyen »et « médiocre ».

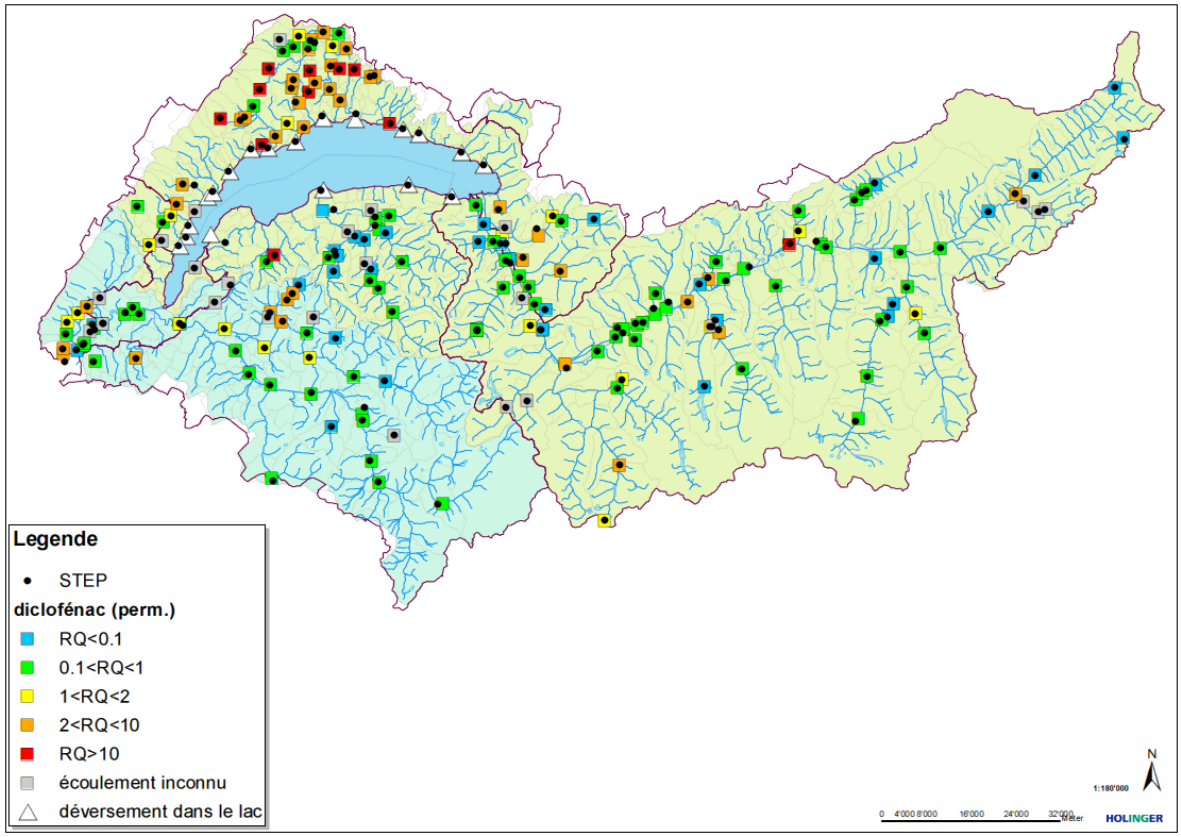
Les résultats pour le nonylphénol sont présentés en Figure 11, laquelle distingue également entre résidents fixes et population totale, y compris saisonnière. Dans le premier cas (haut) 48.6% des milieux récepteurs satisfont au critère de qualité qui s'élève à 0.03 μg/L ; 32.1% le dépassent, desquels 8.7%, se rangent parmi les « moyens » (1<RQ<2), 16.5% parmi les « médiocres » (2<RQ<10), et 6.9% dans les « mauvais » (RQ>10). Si l'on considère aussi la population saisonnière (bas), le critère de qualité n'est alors respecté que par 34.4% des milieux récepteurs, la différence de 14.2% rejoint les catégories inférieures, dont 8% dans la catégorie « médiocre » (24.8%), donc un décalage de deux catégories.

Les cartes des appréciations écotoxicologiques pour les autres substances indicatrices (aténolol, benzotriazole, carbamazépine et son métabolite, clarithromycine, gabapentine, acide méfénamique, métoprolol et sulfamethoxazole) sont présentées en annexe (Annexe 2).

Il ressort des représentations géographiques que, suivant la région, l'impact de la population saisonnière et les déversements de micropolluants se manifestent de diverses manières:

Dans le canton de Vaud qui recense de nombreux cours d'eau de petite à moyenne taille, 38 des 67 exutoires de STEP présentent des dépassements (toutes substances confondues), ce nombre augmente à 39 si l'on tient compte de la population saisonnière également. L'influence de cette dernière est donc négligeable dans cette région.

Dans l'Ain, l'influence de la population saisonnière est négligeable également. En effet le nombre de dépassements augmente de 5 à 6 sur un total de 11 sites en aval des STEP considérées, parmi lesquelles deux tiers sont situées sur des petits cours d'eau et le restant dans le Rhône.



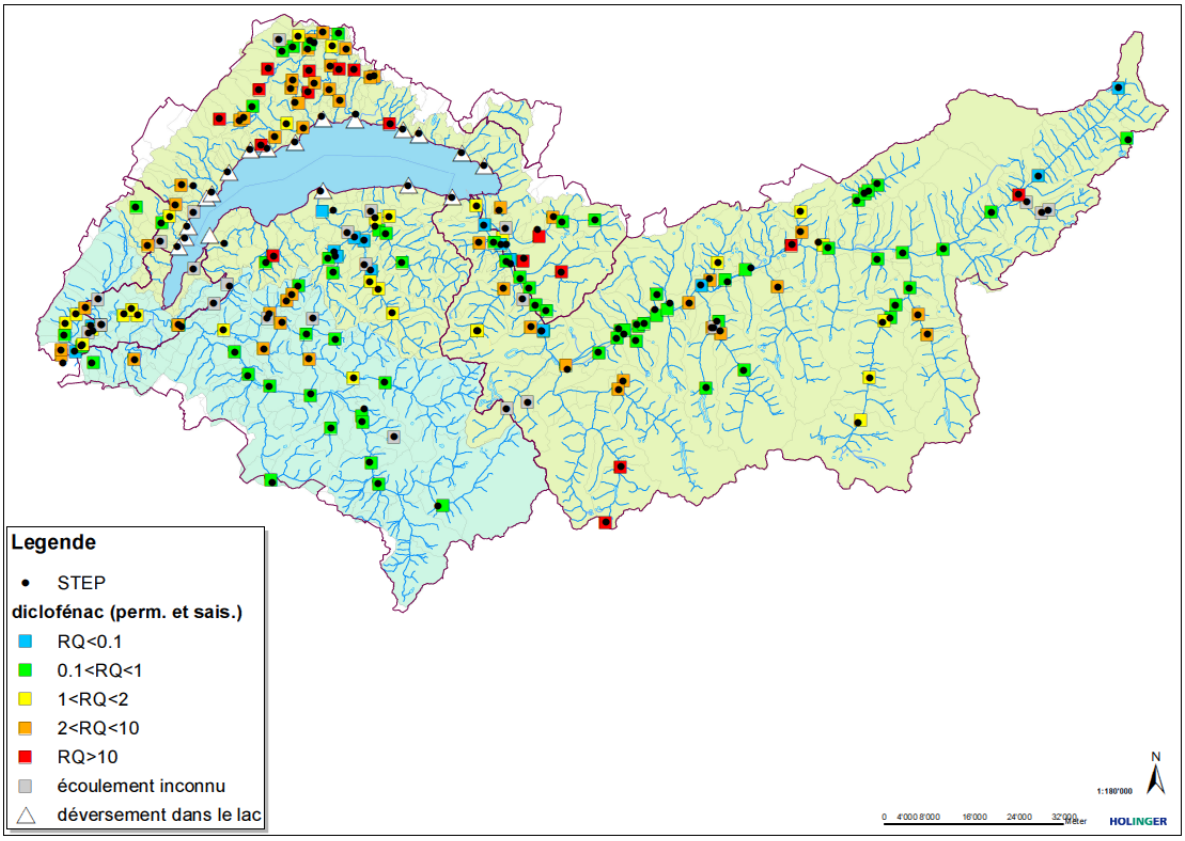
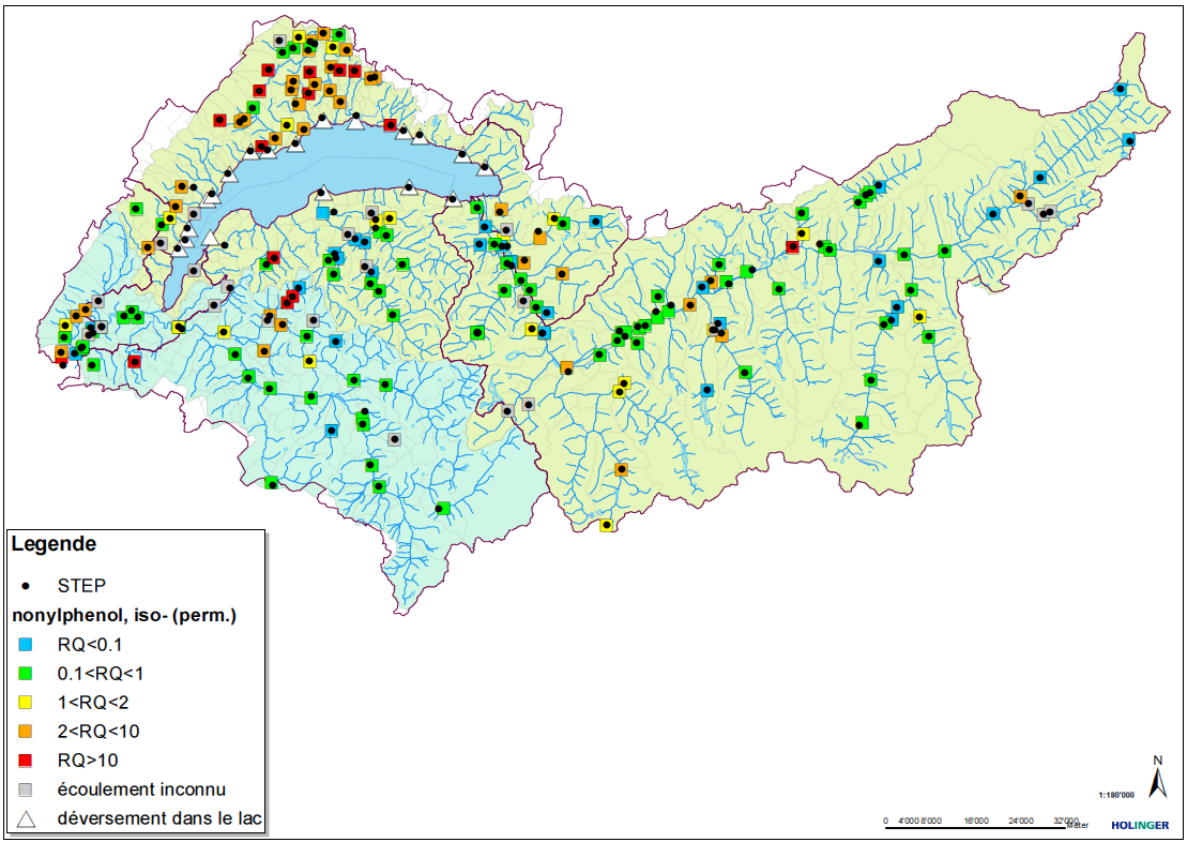


Figure 12: Quotients de risque pour le diclofénac (critère de qualité 0.05 µg/L). Haut: habitants permanents; bas: habitants permanents et saisonniers.



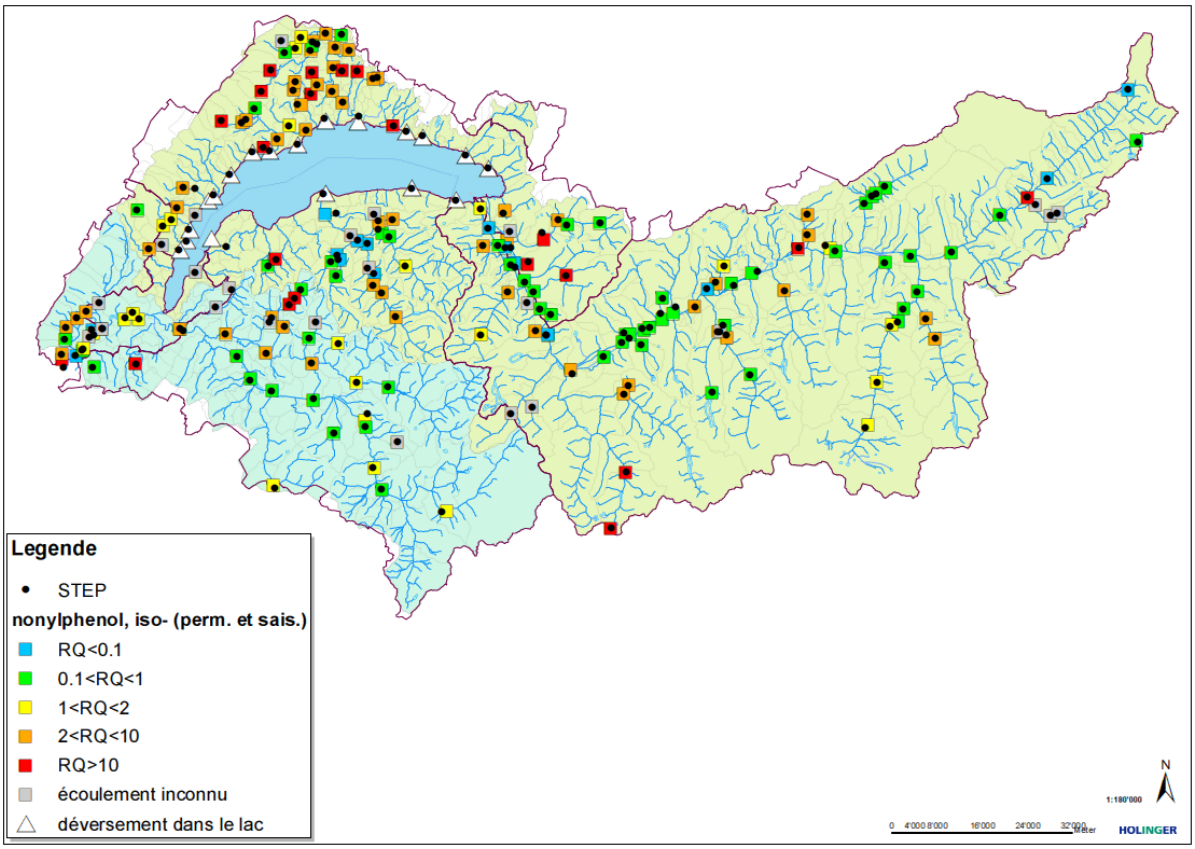


Figure 13 Quotients de risque pour iso-nonylphenol (critère de qualité 0.03 µg/L). Haut: calculé avec les habitants permanents; bas: habitants permanents et saisonniers.

Dans le Valais, qui dénombre 14 dépassements sur un total de 72 milieux récepteurs considérés, ces dépassements sont généralement localisés dans les vallées latérales. Ils sont moins nombreux dans le Rhône qui présente un débit élevé. Par contre, l'effet de la population saisonnière y est beaucoup plus marqué puisque les dépassements doublent, passant à 27, si cette dernière est considérée.

La Haute-Savoie présente des caractéristiques comparables au Valais : comptant 12 sites avec des dépassements sur un total de 55 exutoires considérés, le chiffre double à 23 en présence de la population saisonnière. Pareillement, les dépassements sont moins fréquents dans l'Arve comparé aux vallées latérales sur des milieux récepteurs de plus faible débit.

Enfin, Genève compte un seul site qui présente des dépassements sur un total de 7 sites caractérisés par des concentrations calculées ; les 6 autres sites étant tous localisés sur le Rhône de débit plus important (à ces 7 sites mentionnés s'ajoutent 4 autres dont l'écoulement n'est pas connu, ainsi que deux STEP déversant dans le lac, donc 13 au total). Si l'on considère la population touristique, l'ensemble de ces 7 sites affiche alors des dépassements. Cela s'explique par la situation particulière de Genève qui recueille pratiquement la totalité des déversements de tous les habitants raccordés dans les bassins versants du Léman et du Rhône aval. En présence des populations touristiques du Valais et de Haute-Savoie même le Rhône à Genève n'arrive plus à accommoder le cumul des charges et affiche alors des dépassements à l'aval de chaque STEP genevoise.

En remarque, notons également que le modèle ne permet pas d'apprécier la distance sur laquelle la qualité d'un cours d'eau est dégradée en aval d'un rejet.

5.3.2 Appréciation par substance

Un résumé des résultats d'appréciation pour toutes les substances examinées est présenté en Figure 14, laquelle présente à nouveau l'effet de la population saisonnière sur les résultats. L'appréciation de la qualité des cours d'eau varie fortement d'une substance à l'autre, du fait notamment des critères de qualité qui, d'une substance à l'autre, s'échelonnent de 0.03 à 1000 μg/L (indiqués dans la figure, et en Table 6, p. 28),

Quant aux concentrations calculées, elles s'étendent entre les extrêmes de <1 ng/L au minimum à 91 μg/L au maximum (habitants saisonniers compris), elles sont cependant en moyenne plus rapprochées ; les médianes des concentrations, toutes substances confondues, s'élèvent ainsi de 0.02 à 2.0 μg/L (pour la population totale ; résidents seulement : 0.01 à 1.14 μg/L) ; les moyennes de 0.07 à 7 μg/L (pour la population totale ; résidents seulement : 0.05 à 5 μg/L).

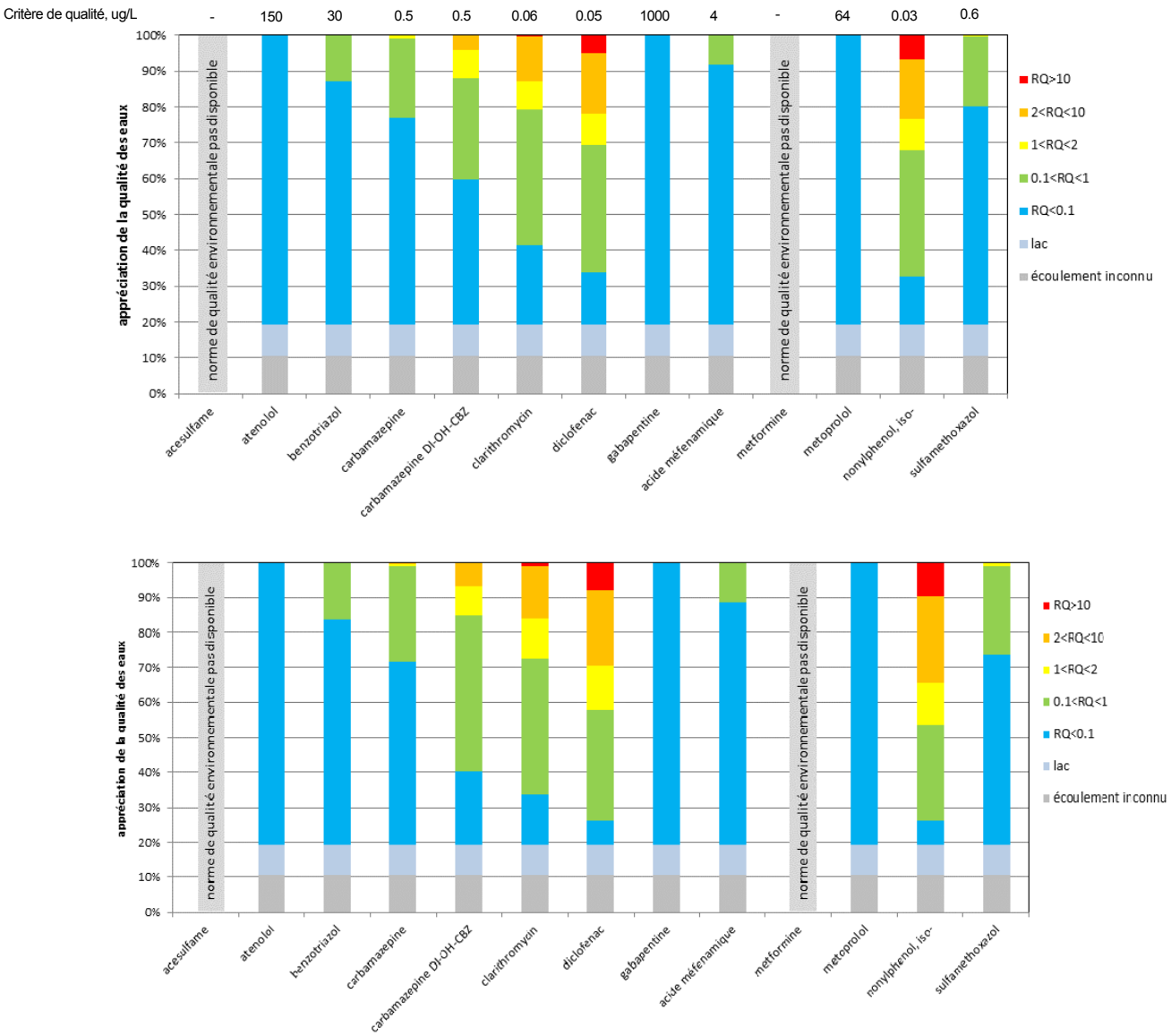


Figure 14 Appréciation écotoxicologique par rapport aux 13 micropolluants étudiés. Haut: habitants permanents; bas: habitants permanents et saisonniers.

5.3.3 Conclusions de l'appréciation à l'état actuel

Parmi les 11 substances indicatrices considérées et pour lesquelles un critère de qualité est défini, 6 présentent des dépassements dans les milieux récepteurs: la carbamazépine, la dihydroxy-carbamazépine (si l'on assume que la valeur du critère de qualité est identique à celle de la carbamazépine), la clarithromycine, le diclofénac, le nonylphenol et le sulfaméthoxazole. En revanche, les concentrations d'aténolol, de benzotriazole, de gabapentine, d'acide méfénamique et de métoprolol respectent les critères de qualité.

Ces observations sont les mêmes, que la population saisonnière soit prise en compte ou non dans les calculs. L'effet de la population saisonnière apparaît cependant dans la répartition des catégories de risques. Parmi les substances affichant des coefficients de risque supérieur à un, ils sont le plus fréquents pour le diclofénac et le nonylphenol (>30% des milieux récepteurs), suivis de la clarithromycine (20%), puis du métabolite de la carbamazépine (11%) et enfin de la carbamazépine et du sulfaméthoxazole (<1%). Lorsqu'on inclut la population saisonnière, les proportions de dépassements augmentent. Ainsi ils passent à >40% pour le diclofénac et le

nonylphenol, à 27.5% pour la clarithromycine, 15.1% pour le métabolite de la carbamazépine, et se maintiennent en dessous du seuil de 1% pour la carbamazépine et le sulfaméthoxazole.

L'appréciation sommaire reposant sur les 11 substances indicatrices donne une image nuancée de la situation, notamment parce que les substances indicatrices sélectionnées ne présentent pas la même écotoxicité (cf. critère de qualité, qui peut varier de plusieurs ordres de grandeur), ce qui se reflète dans le quotient de risque. On observe donc que pour certaines substances comme le diclofénac et le iso-nonylphénol, les quotients de risque sont proches du seuil acceptable ; pour d'autres, ils sont largement en dessous (aténolol, gabapentine, métoprolol). Le cumul de dépassements pour plusieurs substances révèle les points sensibles du réseau d'épuration où des mesures de réduction sont à prévoir en priorité, de la perspective écotoxicologique. Ces points peuvent être consultés en Annexe (cf. Annexe 5 et 7,) où sont indiquées les concentrations calculées et l'appréciation écotoxicologique associée (fond colorés selon l'échelle en Table 7). L'appréciation globale permet ainsi de pointer sur les milieux les plus affectés tout en évitant des coûts de campagnes de mesures d'envergure. L'appréciation sommaire révèle aussi des différences régionales dues à la géographie (réseau hydrographique, variation saisonnière de la population) et à l'infrastructure d'épuration (taille des STEP et du milieu récepteur).

5.4 Bilan des flux dans le lac Léman

5.4.1 Objectif

Le bilan des flux permet d'illustrer l'évolution temporelle de l'accumulation des déversements de micropolluants dans un lac. Il a notamment été utilisé pour pronostiquer l'effet de mesures de réduction ciblant les déversements de micropolluants au niveau des stations d'épuration. Il permet, en outre, d'estimer des concentrations moyennes pour l'eau libre du lac (zone pélagique), telles qu'on les rencontrerait au milieu du Grand Lac, par ex. Elles peuvent ainsi être comparées à des concentrations mesurées en ces lieux. Le lac Léman est un système lacustre complexe au cycle de brassages très irrégulier, peu modélisé jusqu'à présent. En l'absence de références, un modèle très simplifié a été adopté. C'est pourquoi les résultats sont à considérer avec précaution. Pour cette même raison, on a choisi de présenter seulement l'évolution des masses retenues dans le lac et non les concentrations modélisées, considérées comme non représentatives de la complexité du lac (la Figure 15 ne montre que les concentrations mesurées, utilisées en entrée du modèle).

5.4.2 Description du bilan des flux

Le bilan des flux du lac a été effectué à l'aide du programme MASAS*light*[9]. Lors de l'étude sur le lac de Constance, ce même modèle avait été utilisé pour calculer le bilan des flux de substances dans le lac ainsi que les concentrations mesurées dans l'eau libre du lac (Singer, et al., 2009; Longrée, et al., 2011; Moschet, 2010; Moschet, et al., 2013). Dans le cas présent, les calculs réalisés avec MASA*light* se fondent sur un modèle de lac très simplifié représenté comme un seul compartiment (pas de stratification). Le bilan des flux suppose en outre que les substances

[9] MASA*light* Modeling Anthropogenic Substances in Aquatic Systems de Markus Ulrich, Eawag Dübendorf

modélisées sont persistantes, déversées en continu dans le lac et que leur concentration est contrôlée par un équilibre de flux. Les substances persistantes en question ne sédimentent pas, ne sont ni minéralisées, ni métabolisées. Le bilan des substances ne permet donc pas de simuler des zones riveraines du lac affectés par des phénomènes locaux, ni par exemple de reproduire des concentrations de la pollution dans la baie de Vidy, où un modèle et des données plus détaillés sont requis.
Cette approche simplifiée de bilan des flux a été appliquée aux benzotriazole, carbamazépine, gabapentine et metformine, qui ont été mesurées dans le lac à des concentrations supérieures au seuil de détection. Le modèle utilise en données d'entrée les flux calculés par la modélisation des flux de micropolluants dans les cours d'eau, c'est à dire la somme des charges déversées par les effluents de STEP et cumulées dans chaque cours d'eau, ou déversées directement, si le lac est l'exutoire de la STEP en question. En Table 9 sont résumés les flux ainsi calculés pour toutes les substances (y compris celles non considérées dans le bilan du lac).

Table 9 Total des charges de substances indicatrices déversées via les effluents de STEP dans le lac Léman. Le bilan du lac a été effectué pour les substances indiquées en gras.

Flux des substances dans le Léman		
kg/a	**CH**	**F**
Acésulfame	3'273	399
Aténolol	86	10
Benzotriazole	**751**	**92**
Carbamazépine	**49**	**5**
Carbamazépine (métabolite)*	158	16
Clarithromycine	39	5
Diclofénac	137	10
Gabapentine	**304**	**67**
Acide méfénamique	116	0.2
Metformine	**2'674**	**463**
Metoprolol	34	1
Iso-nonylphénol	111	14
Sulfaméthoxazole	37	3

**Carbamazépine -10,11-dihydro-10-37dihydroxy*

Le bilan des flux lacustres peut être représenté par la formule générale (Schwarzenbach, et al., 1993):

Equation 5

$$\frac{dM}{dt} = Y_{MH} - k \cdot M$$

L'équation 4 décrit l'évolution de la masse de substance stockée dans le lac, *M*, en fonction du temps *t* ; elle est déterminée par le flux de substance entrant (Y_{MH}) ainsi que par la constante k, le taux qui définit le flux sortant. La valeur de k est inversément proportionelle au temps moyen de résidence des eaux dans le lac (k = 2/11,3 ans)[10]. La durée jusqu'à atteinte de la situation

[10] Le facteur 2 est un facteur de correction qui prend on en compte, d'une part, que le lac ne subit pas de brassage complet régulier et, d'autre part, que contrairement aux flux d'eaux introduits majoritairement par le Rhône, des charges importantes de micropolluants sont déversées en des points plus proches de l'exutoire et ont, de ce fait, un temps de résidence moindre.

d'équilibre à 95% (« steady state ») est une caractéristique du système modélisé et découle de la constante d'élimination[11]. Les paramètres utilisés pour calculer le bilan du lac sont présentés en

Table 9. La charge entrante et la concentration initiale varient selon la substance ; ces valeurs sont présentées en Table (flux entrant, en kg/a) et Table 10 (moyenne des concentrations dans le lac).

Table 9 Paramètres servant à calculer le bilan du lac. Les paramètres en italique varient selon la substance, ils sont tirés des Table et 11; ces paramètres sont illustrés via l'exemple du benzotriazole.

Paramètres	**Unité**	**Valeur**	Ex. benzotriazole
Volume du lac	m^3	$8{,}90\ 10^{10}$	
Concentration initiale	*mg/L*	*Moyennes selon* Table 10	*0.00005*
Charge entrante	*g/d*	*Table*	*1'090*
Constante d'élimination (k)	/d	0.00048	
Durée jusqu'à atteinte (t_{ss}) de la situation d'équilibre (95%)		17 ans et 45 jours	

5.4.3 Comparaison des résultats de mesures au milieu du lac

La Table 10 présente les résultats des mesures réalisées sur un profil de profondeur au milieu du lac en novembre 2009 et mai 2010 pour les substances étudiées. Parmi elles, le benzotriazole, la carbamazépine, la gabapentine et la metformine ont été mesurées dans le lac à des concentrations supérieures au seuil de détection.

Table 10: Résultats d'analyses réalisées dans le lac Léman, concentrations en ng/L.

	Ortelli 2010 (Conc. en ng/L, prélevé le 18.11.2009)				Ortelli 2011 (Conc. en ng/L, prélevé le 17 mai 2010)			
	SHL2 1m	SHL2 30m	SHL2 100m	SHL2 305m	SHL2 1m	SHL2 30m	SHL2 100m	SHL2 305m
acésulfame	-	-	-	-	-	-	-	-
aténolol	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
benzotriazole	45	62	48	59	-	-	-	-
carbamazépine	26	27	48	57	44	48	51	62
DI-OH-CBZ	-	-	-	-	-	-	-	-
clarithromycine	<10	<10	<10	<10	-	-	-	-
diclofénac	<10	<10	<10	<10	-	-	-	-
gabapentine	22	22	21	16	21	24	24	18
acide méfénamique	-	-	-	-	-	-	-	-
metformine	370	360	320	240	320	310	290	240
métoprolol	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
nonylphenol, iso-	<25	<25	<25	<25				
sulfaméthoxazole	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

La Figure 14 compare les profils des concentrations mesurés à différentes profondeurs au milieu du lac au point SHL2 (points colorés) et les concentrations initiales utilisées pour le bilan des flux lacustres. Comme le modèle ne considère qu'une concentration sur l'entier profil (concentration de l'eau libre, au milieu du lac, absence de stratification), elle est représentée comme une droite verticale et s'élève à la moyenne mesurée pour la substance en question. Il apparaît dans la figure que

[11] Durée jusqu'à atteinte de l'équilibre ('time to steady state') : $t_{ss} = 3 / k$ (Schwarzenbach, et al., 1993)

les points mesurés de benzotriazole et de gabapentine présentent un profil vertical sans tendance marquée en fonction de la profondeur. En revanche, le carbamazépine affiche une augmentation des concentrations en profondeur. Ainsi en novembre 2009, la concentration mesurée à 305 m s'élève à plus du double (57 ng/L) comparée à celle enregistrée à 1 m (26 ng/L). A l'inverse, les concentrations de metformine diminuent avec la profondeur (de 370 ou 320 ng/L à 240 ng/L).

Ces valeurs ont été mesurées en novembre 2009 et en mai 2010, deux années qui n'ont pas connu de brassage complet du lac. L'effet d'un brassage hivernal partiel est évoqué par des profils légèrement atténués de carbamazépine et de metformine en mai 2010 (suite au brassage hivernal) comparé à novembre 2009 (avant le brassage hivernal). Les concentrations plus élevées de carbamazépines mesurées en profondeurs pourraient être mis en relation aux rejets plus importants de carbamazépine dans le lac Léman documentés par le passé (v. Figure 1). La substance serait ainsi stockée sous forme de concentration plus élevée en profondeur ; ce phénomène pourrait être accentué par la stratification et la faiblesse des brassages hivernaux.

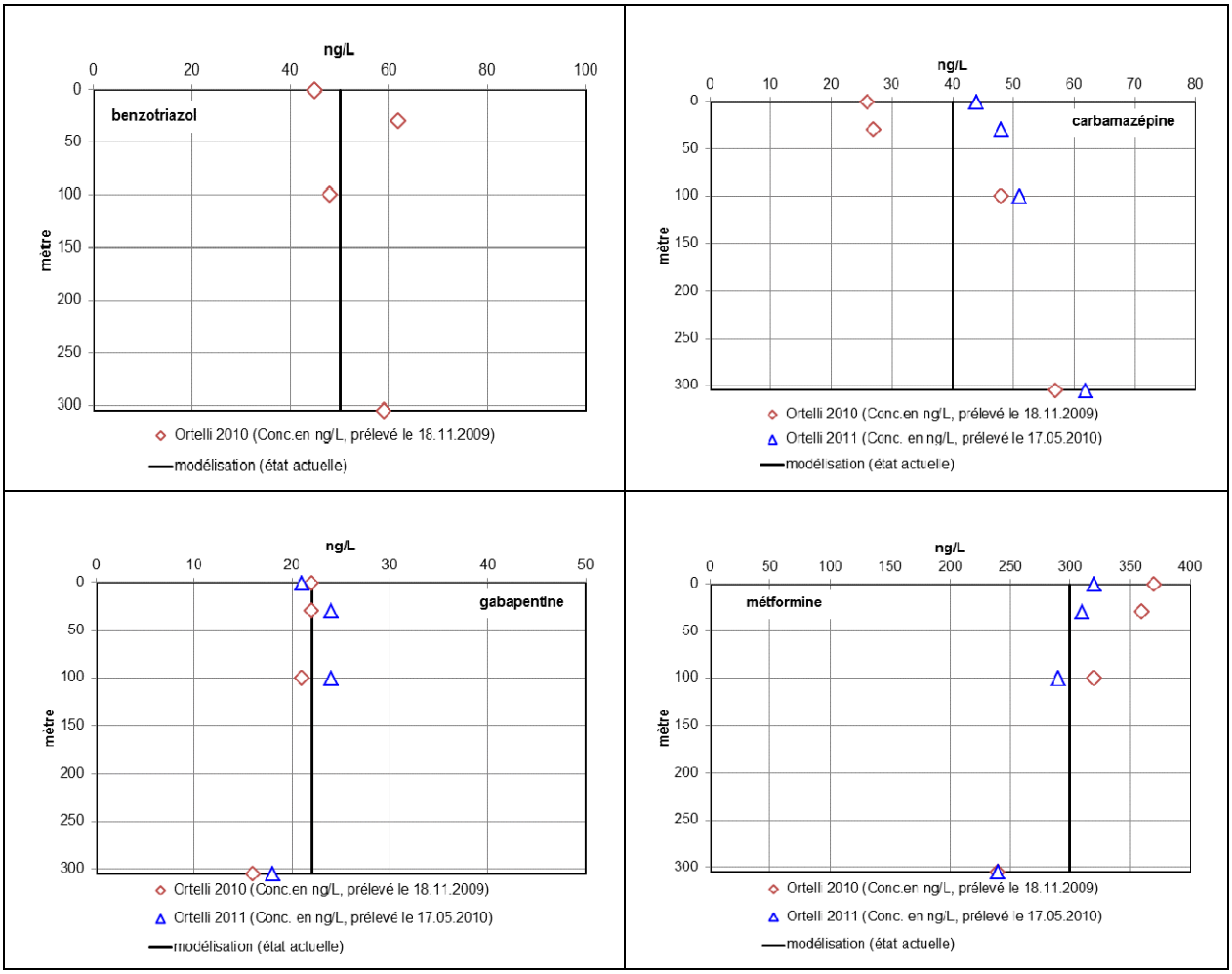


Figure 15: Profils de concentrations mesurées au milieu du lac (points) et concentrations initiales utilisées en données d'entrée du modèle. Ces dernières sont représentées par une droite équivalente à la moyenne des concentrations mesurées (modélisation état actuel : 40 ng/L pour la carbamazépine, 22 ng/L pour la gabapentine, et 300 ng/L pour la metformine), car une seule valeur pour toute la profondeur du lac est considérée par substance.

5.4.4 Evolution des flux de substances déversées dans le lac

La Figure 15 représente l'évolution des masses de substances accumulée dans le Léman considérant une charge de déversements constante sur une période de 30 ans, équivalente aux flux calculés (v. Table 5), et les concentrations initiales illustrées en Figure 15. La Figure 16 montre que si les flux de substances introduites dans le lac via les stations d'épuration se maintiennent au niveau actuel estimé, les masses de benzotriazole, de gabapentine et de metformine présentes dans le lac ne devraient que peu varier. Cela signifie que ces substances se trouvent proche de l'équilibre des flux. En négligeant la marge d'erreur de 30%[12] (indiquée comme traitillés bleus dans la figure), on s'attend à une légère augmentation pour le benzotriazole et la gabapentine, passant respectivement de 4'000 à 5'000 kg et de 1'800 à 2'000 kg. Si le flux de ces substances est plus proche de la marge d'erreur inférieure, les charges totales de ces substances pourraient même légèrement diminuer. Pour la metformine, le modèle prédit une légère diminution de 22'000 kg à 19'000 kg qui peut cependant s'inverser légèrement si le flux supposé augmente de plus de 30% (marge d'erreur supérieure). En revanche pour la carbamazépine, la masse retenue dans le lac devrait diminuer de 4'000 à près de 1'000 kg, indiquant que le flux entrant estimé a probablement diminué par rapport au flux passé.

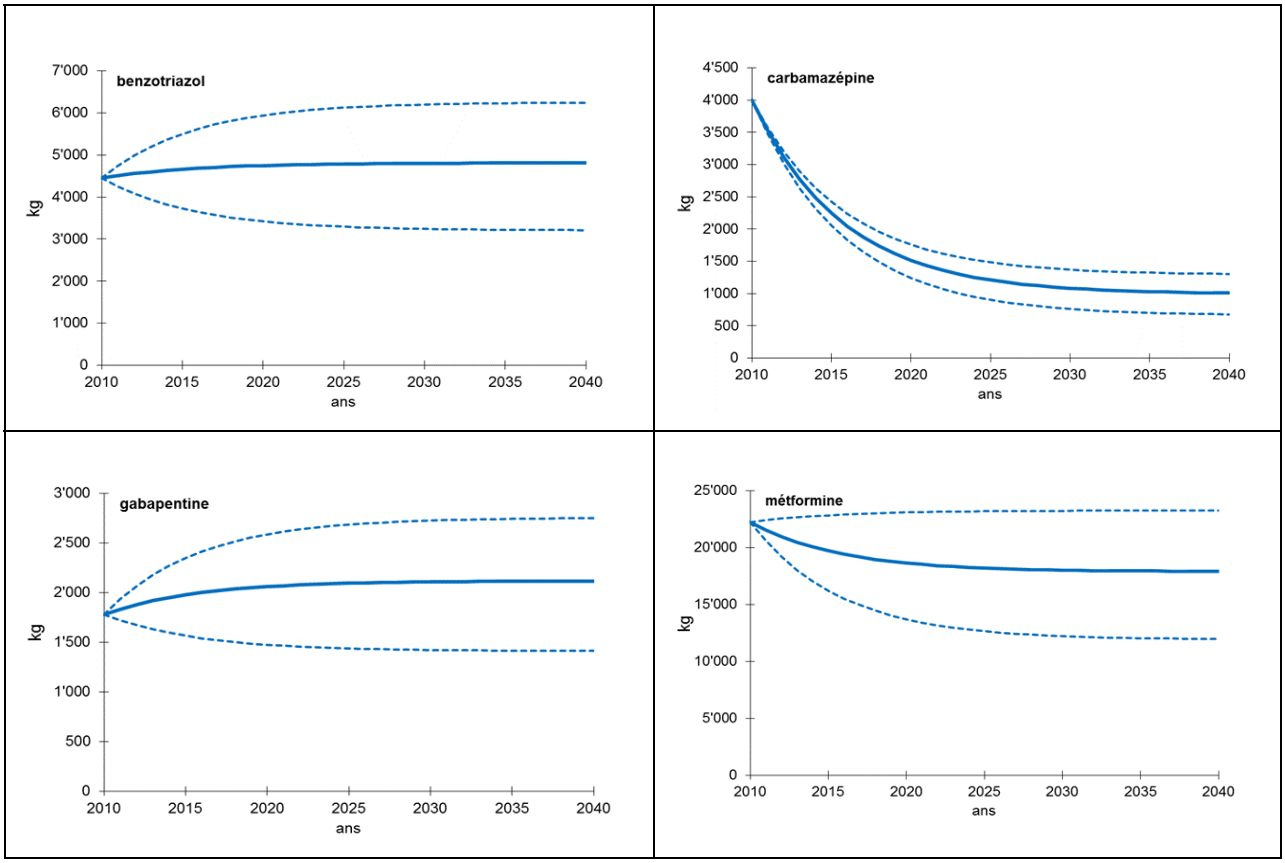


Figure 16: Masses de substances accumulées dans le lac: Prédiction de l'évolution de la masse accumulée dans le lac si le flux entrant reste constant; les lignes en traitillés représentent un écart de 30% sur les flux entrant dans le Léman (marge d'erreur assumée).

[12] Les marges d'erreur de 30% sont une grandeur estimée sur la base de précédents travaux où plus de mesures étaient disponibles: voir données dans les travaux réalisés pour la Rhénanie-du-Nord- Westphalie (Götz et al., 2012) ou pour la Suisse (Gälli et al. 2009).

5.4.5 Conclusions

Les calculs du bilan des flux lacustres ne prévoient pas de changement marquant quant aux masses des substances benzotriazole, gabapentine et metformine dissoutes dans le lac Léman. Les concentrations enregistrées en 2009 et 2010 (v. Table 11) qui ont servi à définir les conditions initiales semblent donc proches de la situation d'équilibre pronostiquée par le modèle. Par contre, la masse de carbamazépine retenue dans le lac devrait progressivement diminuer d'environ 4 à 1 tonne, en supposant que le flux de carbamazépine issu des stations d'épuration reste constant.

D'ailleurs, comparée aux autres études réalisées sur le lac de Constance ou le lac des Quatre Cantons, la masse de carbamazépine dans le lac Léman est plus élevée. Il semble ainsi qu'un stock important de carbamazépine ait été accumulé antérieurement dans le lac, lequel proviendrait d'apports passés plus importants, causés notamment par des rejets industriels déversés via le Rhône. Ces rejets industriels ont été documentés dans des études antérieures (v. Figure 1). Grâce à la collaboration des autorités du canton du Valais et des entreprises concernées, les importants rejets de carbamazépine ont nettement reculé. Des mesures récentes dans le Rhône montrent en effet que les concentrations relevées correspondent à celles calculées à partir des rejets d'eaux usées. Les concentrations mesurées dans le Rhône en 2012 sont comparables à celles dosées dans le Rhin et dans d'autres rivières de Suisse (Singer, et al., 2008).

Comme indiqué précédemment, on rappelle que la méthodologie retenue ne permet notamment pas de simuler des zones riveraines du lac affectées par des phénomènes locaux, où un modèle et des données plus détaillés sont requis.

6 SCÉNARIOS DE MESURES

6.1 Mesures de réduction

Les calculs qui suivent simulent l'effet de mesures de réduction des flux de micropolluants au niveau des stations d'épuration. Elles consistent, par exemple, en l'implémentation de traitements quaternaires, tel que l'ozonation ou la filtration au charbon actif. L'efficacité de ces traitements a pu être démontrée au cours d'expériences pilotes réalisées sur les stations d'épuration de Vidy (Lausanne) et Regensdorf (Zurich) : la plupart des substances a pu ainsi être éliminée à un taux supérieur à 80% (v. Figure 17 selon Margot J. et al., 2013). Le taux d'élimination varie, toutefois, selon la substance et le traitement appliqué. Les dégradations obtenues en fonction du traitement appliqué ou de la substance à éliminer sont également illustrées en Table 12.

Les déversements de micropolluants qui ne transitent pas par un système d'épuration (eaux de ruissellement de surfaces urbaines ou agricoles, rejets industriels etc.) ne peuvent être éliminés par ces mêmes mesures.

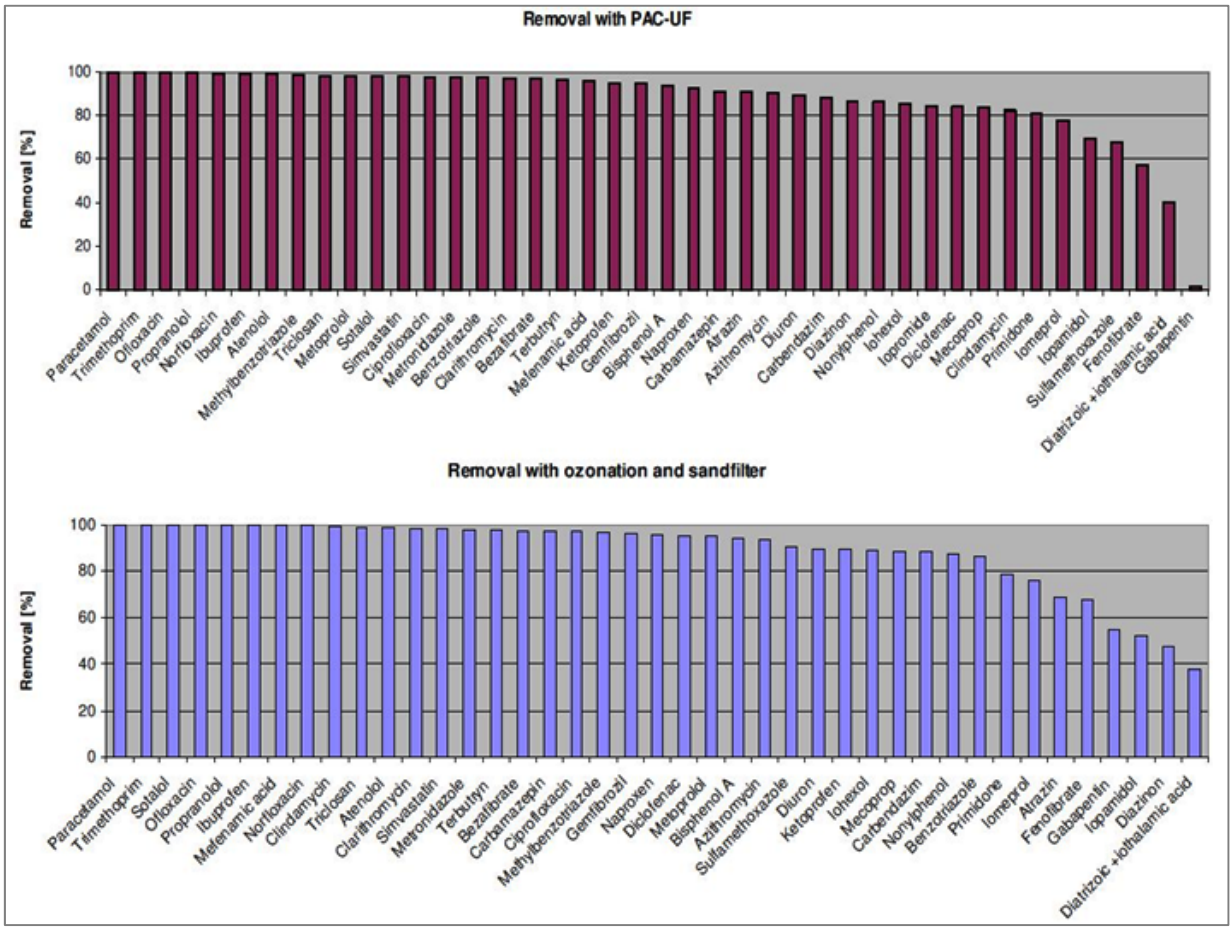


Figure 17 Taux d'élimination de divers micropolluants par traitement au charbon actif (haut) et par ozonation combinée à une filtration sur sable (bas) mesurés lors des tests pilotes de Vidy et Regensdorf (Margot, J. et al., 2013).

Vu les coûts élevés pour la mise en œuvre de telles mesures, différentes stratégies sont proposées. L'une valorise l'aspect économique, l'autre la qualité écologique, enfin, toutes les combinaisons sont possibles :

L'approche économique consiste à équiper de façon prioritaire les grandes stations d'épuration, car cela permet d'éliminer une part importante de la charge en micropolluants à moindre prix. En effet, les coûts spécifiques par habitant ainsi que le besoin énergétique pour la construction d'une filière de traitement des micropolluants diminuent avec la taille de l'installation en termes d'équivalents-habitant (EH) (BG Ingenieure und Berater AG, 2012). Il sera par conséquent économiquement plus efficace d'équiper en priorité les grandes STEP. Comme les grandes STEP comptent aussi plus d'habitants raccordés et que dans le modèle utilisé les charges de micropolluants déversées sont directement proportionnelles à la population raccordée, ce scénario est aussi appelé 'réduction de la charge' (v. scénario 1).

Dans **l'approche écologique**, on cible en priorité les tronçons de cours d'eau particulièrement affectés par les micropolluants, donc ceux où la concentration calculée est supérieure aux critères de qualité. Cette stratégie touche surtout des STEP petites à moyennes dont les volumes de rejets sont peu dilués par le milieu récepteur, du fait du faible débit de ce dernier. Cette approche est simulée dans le scénario 2.

Enfin, on peut choisir aussi de combiner ces deux approches. Telle est la stratégie choisie par les autorités suisses et proposée dans le projet de révision de l'Ordonnance sur la protection des eaux. Cette dernière est illustrée dans le scénario 3. Cette stratégie inclut également un critère pour les STEP qui rejettent dans le bassin versant d'un lac.

6.2 Hypothèses et conditions cadres

6.2.1 Taux d'abattement

Pour l'étude des scénarios, les taux d'élimination appliqués sont équivalents à la moyenne des taux obtenus par l'un et l'autre traitement pour la substance en question, lors des tests pilotes. Les valeurs sont indiquées en Table 11. Dans le scénario 1, où une étape de calcul supplémentaire a été nécessaire, une moyenne des taux d'abattement des 12 substances a été utilisée ; elle s'élève à 87% (metformine non comprise, par manque de données ; v. 6.3.1 Scénario 1 : réduction de la charge).

6.2.2 Populations considérées

Tous les scénarios sont calculés en considérant la population raccordée totale, c'est-à-dire **permanente et saisonnière**. Il en a été décidé ainsi vu l'importance de la population saisonnière dans certaines régions où les rejets saisonniers affectent visiblement la qualité des cours d'eau, comme cela a pu être démontré (5.3).

Les scénarios 1 et 2 ont donc été appliqués à toute la population raccordée en France et en Suisse. En revanche, le scénario 3 où il est question de la mise en œuvre d'un projet de loi suisse, il n'a été calculé que pour la Suisse. Pour la France, on fait l'hypothèse dans ce scénario d'une situation inchangée (état actuel)

Table 11 Taux d'élimination appliqué dans les scénarios de réduction et taux mesurés lors des tests pilotes de Vidy et Regensdorf (Abegglen, et al., 2012).

Substance	Taux d'élimination ozonation	Taux d'élimination charbon actif	Taux d'élimination scénarios
acésulfame	-	-	85[13]
aténolol	88	86	87
benzotriazole	86	80	83
carbamazépine	98	96	97
carbamazépine-10,11-dihydro-10-dihydroxy	95	95	95
clarithromycin	98	97	98
diclofénac	97	96	96
gabapentine	29	37	33
acide méfénamique	97	95	96
metformine	-	-	-
métoprolol	95	95	95
nonylphenol, iso-	95[14]	-	95
sulfaméthoxazol	83	70	76

6.2.3 Remarques et restrictions

Il n'est pas possible dans le cadre de cette étude de déterminer lequel des traitements est le plus approprié à telle ou telle STEP. Cette décision est du ressort du syndicat de traitement des eaux et des ingénieurs d'épuration. Des considérations diverses (espace disponible, filières déjà en place, particularités chimiques des eaux à traiter, etc.) entrent également en jeu.

Le scénario 2 permet d'identifier les stations d'épuration qui sont susceptibles de produire des concentrations problématiques. Pour atteindre cet objectif, le logarithme de calcul procède d'amont en aval dans le bassin versant d'un cours d'eau, en évaluant une par une l'effet des rejets de chaque STEP sur les concentrations à l'exutoire, en contrebas. Si l'exutoire affiche un dépassement, la STEP est équipée ; ainsi de suite pour la STEP en contrebas. Le procédé est ainsi répété et optimisé de sorte qu'un minimum de STEP doit être équipé par bassin versant.

L'analyse des résultats du scénario 2 peut par la suite servir de support à la planification d'un regroupement. Il ne faut pas oublier, cependant, que le modèle est construit sur des paramètres d'entrée sommaires (consommations nationales et résultats de mesures, $QMNA_5$, Q_{347}). A l'échelle ponctuelle, ces résultats doivent être validés par des valeurs mesurées détaillées ; les résultats des

[13] (Moschet, et al., 2013; Bürge, et al., 2009)
[14] (Götz, et al., 2010)

calculs, à eux seuls, ne suffisent pas pour justifier des mesures de grande envergure. Le calcul de scénarios (et de flux) devient d'autant plus performant si l'on y intègre des informations précises (consommation locale, mesures de concentrations et de débits dans les cours d'eau aux points de rejets, etc.)

6.3 Calculs des scénarios

6.3.1 Scénario 1 : réduction de la charge

But: Protection des ressources et responsabilité du riverain situé en amont. Dans ce scénario, l'accent porte sur la réduction de la charge totale de micropolluants déversés ; les mesures visent des objectifs quantitatifs: équiper les STEP de manière à réduire :

1a. En moyenne environ 50% de la charge déversée dans le milieu récepteur

1b. En moyenne environ 80% de charge déversée dans le milieu récepteur

Pour ce scénario, il faut d'abord estimer le nombre et la taille des STEP à équiper pour ensuite vérifier l'effet des mesures appliquées à ces STEP, à savoir de diminuer de 50%, voire de 80% la charge de micropolluants. Or comme le taux d'élimination n'est pas identique pour chaque substance, le résultat dépendra également de la sélection des substances. Dans la présente étude, les substances sont définies et leur taux d'élimination moyen par traitement quaternaire est de 87%. C'est donc ce taux-ci qui est utilisé pour déterminer la taille et le nombre de STEP à équiper pour atteindre les objectifs définis. Cette procédure est légitime, car le modèle repose sur des opérations uniquement linéaires.

Les résultats ainsi obtenus sont présentés en Figure 18 qui représente le taux moyen d'abattement de micropolluants en fonction du nombre et de la taille des installations équipées. On voit ainsi qu'en équipant les installations de plus de 25'000 habitants raccordés, on obtient une diminution de la charge déversée de 50% (scénario 1a). Pour obtenir une réduction de charge de près de 80%, il faut équiper les STEP de plus de 5000 habitants raccordés (scénario 1b).

L'ensemble des résultats des scénarios 1a et 1b est résumé en Table 12. Ainsi ces mesures permettent de diminuer la charge déversée dans le lac Léman de 45% (STEP de > 25 000 habitants raccordés), voire même de 77% (STEP de > 5000 habitants raccordés). Elles reviennent à équiper 13, respectivement 52 des 166 installations localisées dans le bassin versant du Léman ou 20, respectivement 71 STEP dans l'ensemble du territoire.

Dans le scénario 1a où la charge totale est diminuée de 50%, la qualité écotoxicologique des cours d'eau n'est améliorée que pour env. 7% des points d'étude dans les milieux récepteurs (diminution de la proportion de dépassements). En élargissant les mesures aux installations de >5000 habitants (réduction de 80% des rejets), on obtient une amélioration plus nette de la qualité des cours d'eau : près de 60% des points remplissent alors les critères de qualité et seuls 31% ne présentent qu'un seul dépassement, ce qui représente une amélioration pour environ 20% des points.

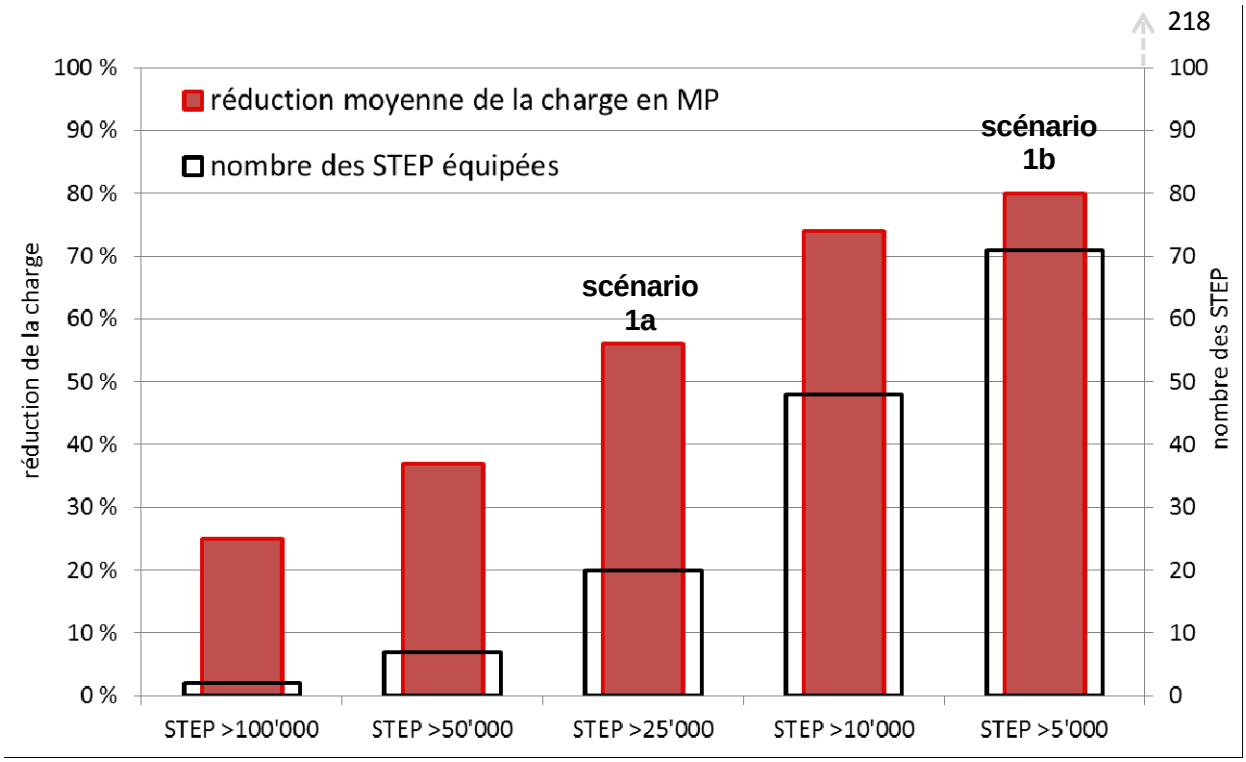


Figure 18: Réduction moyenne de la charge en micropolluants (axe de gauche, colonne rouge) en fonction de la taille des installations (STEP) équipées, exprimée en nombre d'habitants raccordés ; les encadrés noirs indiquent le nombre de STEP associées (axe de droite ; total des STEP = 218).

Table 12: Résumé des résultats des scénarios 1a et 1b.

Milieu récepteur	état actuel	scénario 1a (installations >25'000 habitants raccordés)	scénario 1b (installations >5'000 habitants raccordés)
Equipement des STEP			
Nombre de STEP qu'il faut équiper d'une étape de traitement supplémentaire	-	20 (sur 218)	71 (sur 218)
Réduction de la charge de substances (moyenne calculée)			
Réduction sur l'intégralité des bassins versants étudiés	-	56%	80%
Réductions des charges rejetées dans le lac Léman	-	45%	77%
Réduction du nombre de dépassements des critères de qualité aux points étudiés des cours d'eau récepteurs (lac non compris)			
Débit non connu [1]	12%	12%	12%
Les critères de qualité sont remplis pour toutes les substances étudiées	37%	44%	57%
Les critères de qualités sont dépassés pour une substance au moins	51%	44%	31%

[1] Le débit du cours d'eau étant inconnu, il n'est pas possible d'estimer une concentration environnementale pour le milieu récepteur

Impact sur le lac

La Figure 19 reprend les résultats spécifiques au bassin versant du Léman. Elle présente la distribution des tailles des STEP et indique le pourcentage de la population du bassin versant raccordé aux tranches de STEP >25'000 habitants raccordés, >5000 et <5000 habitants raccordés. Comme dans le modèle les charges de micropolluants déversées sont proportionnelles au nombre d'habitants, ces pourcentages sont aussi équivalents aux flux de micropolluants déversés par les les STEP des catégories de taille en question. Ainsi la tranche de STEP >5000 habitants raccordés compte 88% de la population et cause 88% des déversements (52% + 36%) ; l'équipement de ces installations (87% taux d'élimination) permet donc de réduire d'environ 80% la charge totale déversée.

Enfin par la méthode des bilans de flux lacustres on peut estimer le recul de la charge de micropolluants contenue dans le lac suite à l'application de ces mesures : il est illustré par l'exemple du benzotriazole en Figure 20.

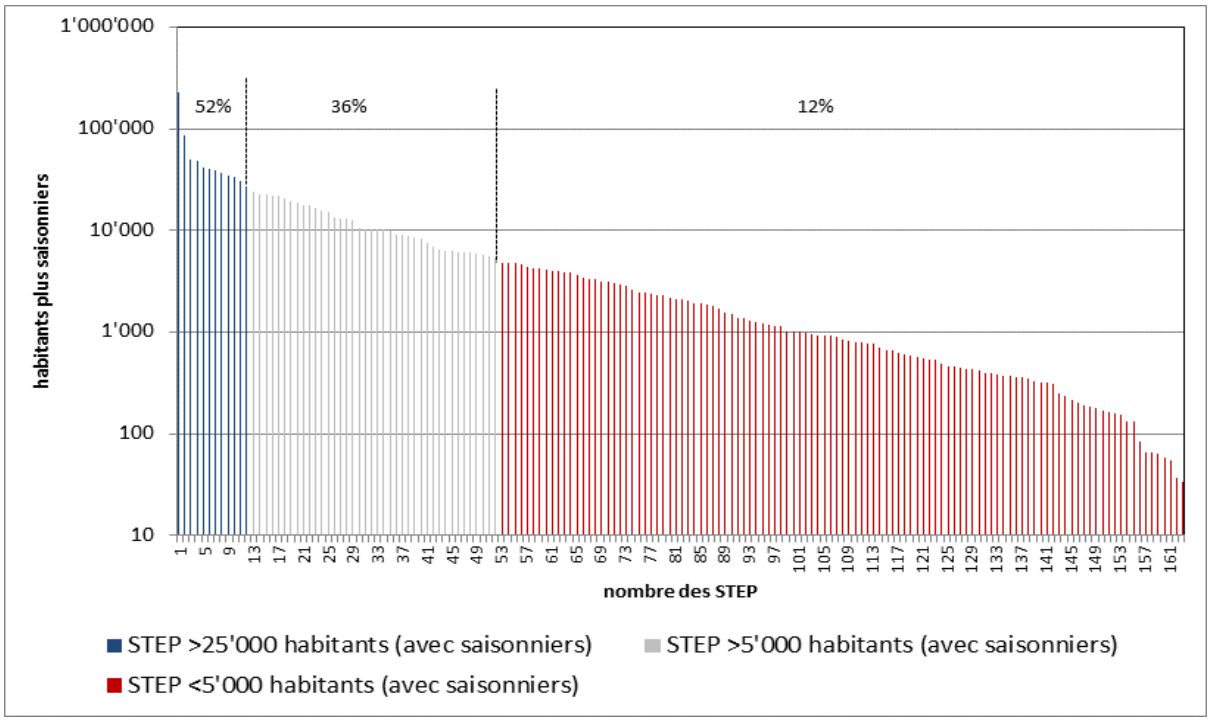


Figure 19: Distribution de tailles des STEP déversant directement et indirectement dans le lac Léman (166 STEP dans le bassin versant du Léman; 218 sur le territoire CIPEL, bassin versant du Rhône aval compris).

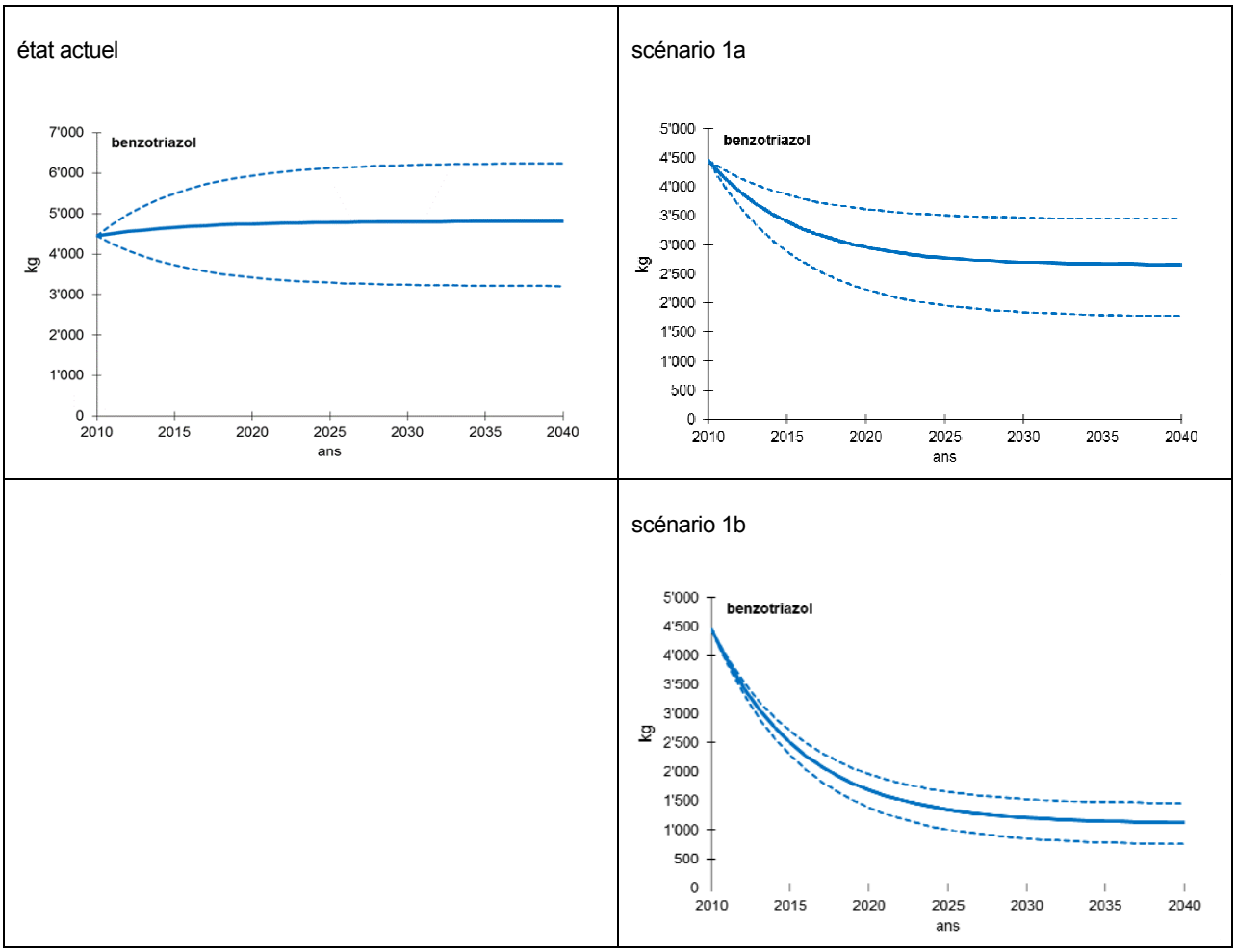


Figure 20: Evolution de la charge contenue dans le lac suite à l'implémentation des mesures des scénarios 1a et 1b (droite) à l'exemple du benzotriazole et comparaison à la situation actuelle (gauche) ; les lignes en traitillés représentent un écart de 30% sur les flux entrant dans le Léman.

6.3.3 Scénario 2 : protection de l'écosystème

But: Eviter les concentrations problématiques dans les milieux récepteurs.

Mesures: Équipement des stations d'épuration dont les rejets provoquent des concentrations en micropolluants supérieures aux critères de qualité.

Les résultats du scénario 2 sont résumés en Table 13, ainsi que dans les Figure 21 et Figure 22. Il en ressort qu'il faudrait équiper 86 des 218 STEP des deux bassins versants pour respecter les objectifs de qualité écotoxicologique, en considérant les débits utilisés dans le modèle de pronostic des concentrations (dont 12% ne sont pas chiffrés). Ces mesures permettent de réduire 25% des charges de substances dans les bassins versants du Léman et du Rhône aval et 30% des charges déversées dans le Léman.

Même si la charge ainsi évitée est faible, ces mesures conduisent à une très nette amélioration de la qualité écotoxicologique des exutoires. Cela est illustré, d'une part, par la disparition des points colorés, à l'exemple du diclofénac, en Figure 21 et du iso-nonylphenol, en Figure 22, d'autre part, par la diminution du pourcentage de dépassements entre l'état actuel et le scénario 2 (Table 13) : Grâce aux mesures de réduction, les critères de qualité sont ainsi remplis pour 84% des points étudiés dans les cours d'eau récepteurs (considérant les 11 substances évaluées sur la base d'un critère de qualité), comparé à 37% en l'état actuel. Seuls 4% présentent encore un dépassement (les 12% restants ne sont pas caractérisables, le débit d'écoulement du milieu récepteur étant inconnu en ces points).

Table 13: Résumé des résultats du scénario 2.

Milieu récepteur	Etat actuel	scénario 2 (critères écotoxicologiques: -> éviter tout dépassement)
Equipement des STEP		
Nombre de STEP équipées d'une étape de traitement supplémentaire	-	86 (sur 218)
Réduction de la charge de substances		
Réduction sur l'intégralité des bassins versants étudiés	-	25%
Réductions des charges rejetées dans le lac Léman	-	30%
Nombre de dépassements des critères de qualité aux points étudiés des cours d'eau récepteurs (lac non compris)		
Ecoulement inconnu	12%	12%
Les critères de qualité sont remplis pour toutes les substances étudiées	37%	84%
Les critères de qualités sont dépassés pour une substance au moins	51%	4%

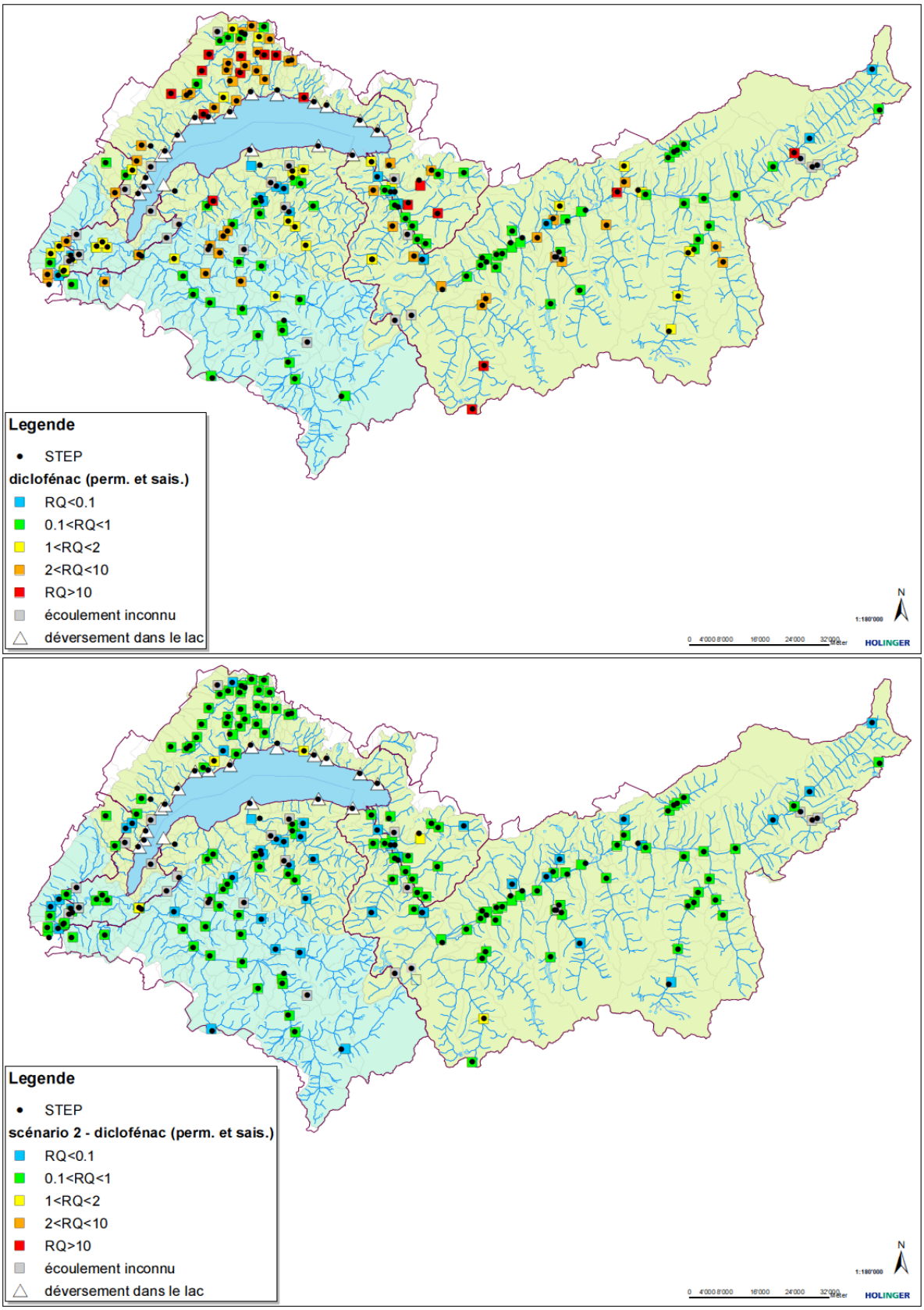
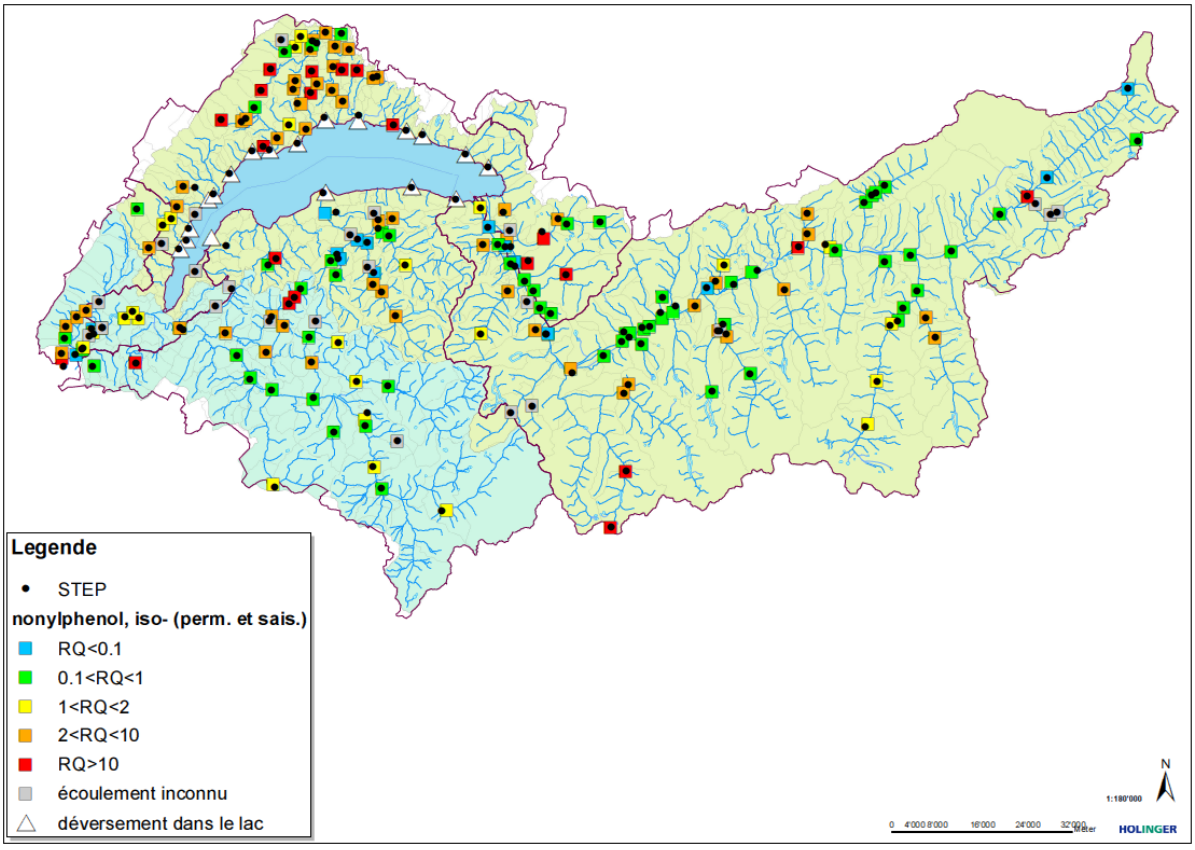


Figure 21: Quotients de risque (RQ) pour le diclofénac. Haut: état actuel; bas: scénario 2.



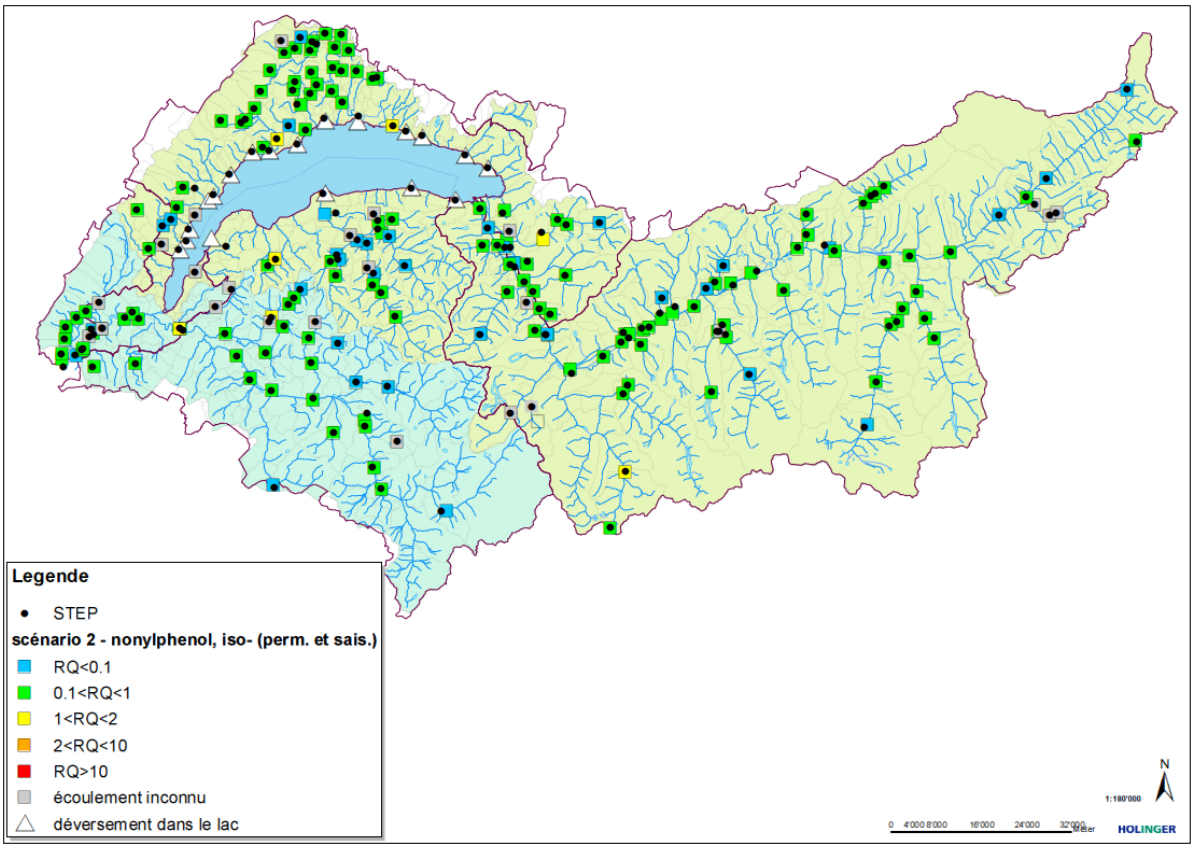


Figure 22: Quotients de risque (RQ) pour l'iso-nonylphenol. Haut: état actuel; bas: scénario 2.

Impact sur le lac

Comme il faut s'y attendre, ces mesures n'ont qu'un faible impact sur la réduction de la charge dans le Léman d'après le modèle du lac considéré : seul un tiers des déversements gagnant le lac seraient ainsi éliminés (v. Table 13).

La Figure 23 montre l'effet des mesures sur l'évolution de la charge contenue dans le lac, à l'exemple du benzotriazole, par rapport aux prévisions découlant de l'état actuel : le recul est modeste.

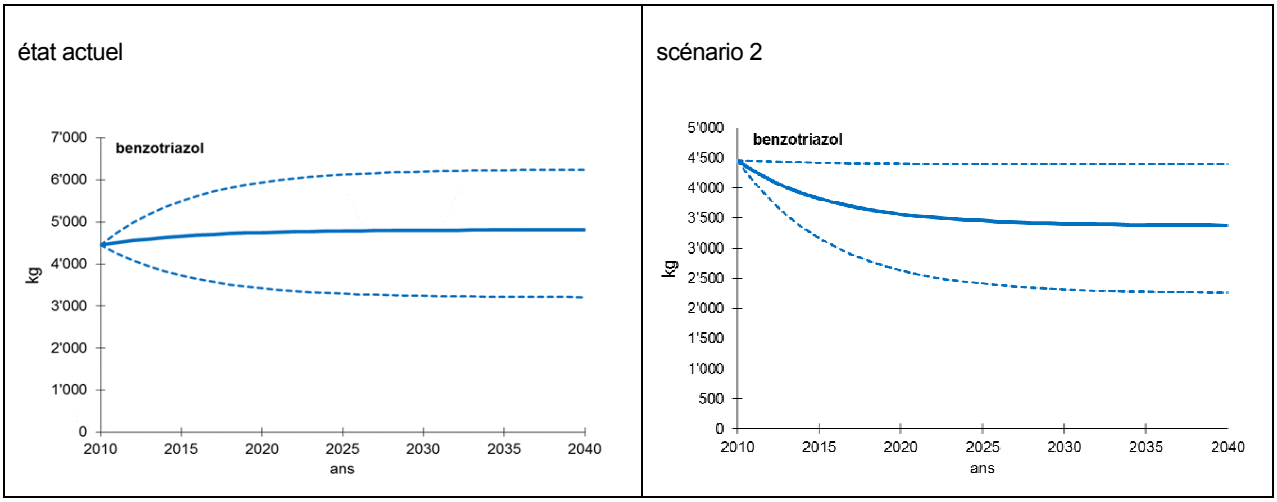


Figure 23: Effet des mesures de scénario 2 sur l'évolution des charges contenues dans le Léman, à l'exemple du benzotriazole : état actuel, (à gauche), conséquence des mesures de réduction (à droite).

6.3.5 Scénario 3: stratégie étudiée dans le cadre de la révision de l'OEaux

But: réduction de la charge et protection des écosystèmes particulièrement affectés par les rejets d'eaux usées (faible dilution). Ce scénario équivaut aux critères proposés par l'OFEV dans sa proposition de révision de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), au moment de l'étude. Il prévoit l'équipement des installations suivantes :

- plus de 80'000 habitants raccordés
- plus de 8'000 habitants raccordés et dont les effluents représentent plus de 10% dans le milieu récepteur
- plus de 24'000 habitants raccordés et dont les effluents sont déversés dans le bassin versant d'un lac

Les mesures du scénario 3 n'ont été appliquées que sur le territoire suisse. Pour la France, les valeurs en l'état actuel ont été reprises pour calculer le bilan du lac (v. 5.3). Les résultats sont illustrés en Table 14 et Figure 25. Ainsi, ces mesures qui ne touchent que 29 des 152 STEP en territoire suisse permettent de diminuer près de 50% de la charge totale des micropolluants indicateurs déversés et dans le lac Léman (53%) et dans tout le bassin (49%). Elles ne permettent toutefois qu'une faible amélioration de la qualité écotoxicologique des cours d'eau : la proportion de milieux récepteurs remplissant les critères de qualité passe de 35% (état actuel) à 49%, ce qui signifie que seuls 14% des points étudiés dans les cours d'eau récepteurs profitent d'une amélioration; 39% présentent toujours encore un dépassement, après l'implémentation des mesures.

Table 14: Résumé des résultats du scénario 3. Scénario de calculs appliqué à la Suisse (152 STEP), en France état inchangé (v. 5.3.1).

Milieu récepteur	Etat actuel	scénario 3 (critères de l'OFEV, appliqué à la Suisse seulement)
Equipement des STEP (en Suisse seulement)		
Nombre de STEP équipées d'une étape de traitement supplémentaire	-	29 (sur 152)
Réduction de la charge de substances (en Suisse et sur tout le territoire étudié)		
Réduction sur l'intégralité des bassins versants étudiés	-	49% (dont en CH 66%)
Réductions des charges rejetées dans le lac Léman	-	53% (dont en CH 62%)
Nombre de dépassements des critères de qualité aux points étudiés des cours d'eau récepteurs (en Suisse, seulement, lac non compris)		
écoulement inconnu	12%	12%
Les critères de qualité sont remplis pour toutes les substances étudiées	35%	49%
Les critères de qualités sont dépassés pour une substance au moins	54%	39%

Le succès limité sur le plan écologique ressort bien en Figure 24 et Figure 25, lesquelles représentent la répartition géographique des dépassements du critère de qualité à l'exemple du diclofénac et de l'isononylphenol : de nombreux points dépassent encore le critère de qualité malgré les mesures de réduction. Ils sont particulièrement nombreux dans le canton de Vaud qui compte de nombreuses STEP déversant dans des milieux récepteurs de petite taille. Dans le Valais, des dépassements sont observés dans les vallées latérales, sur les sites touristiques. Enfin dans le Canton de Genève, le milieu récepteur de l'Arve n'est pas suffisamment délesté par ces mesures qui ne sont appliquées qu'à la Suisse.

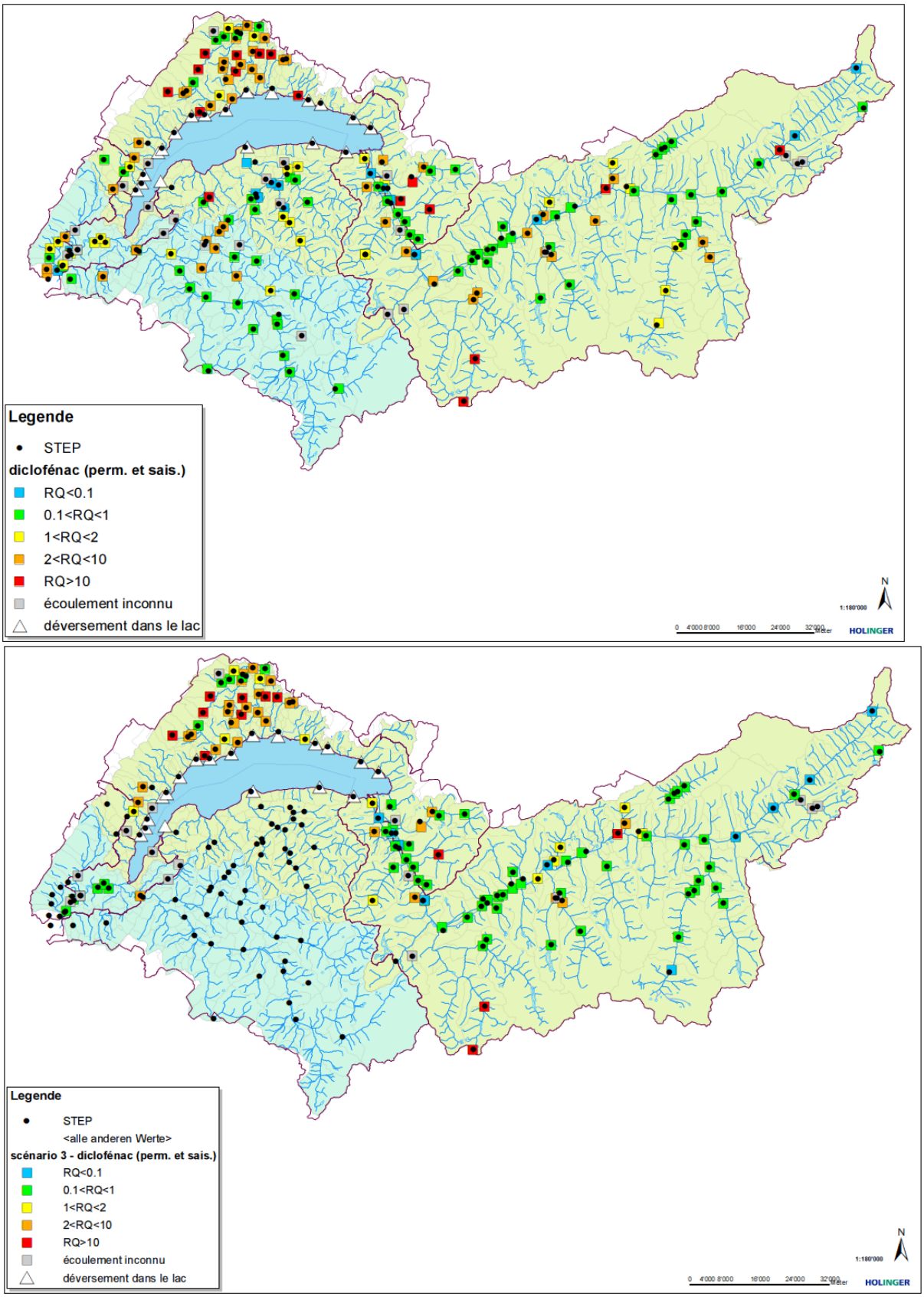
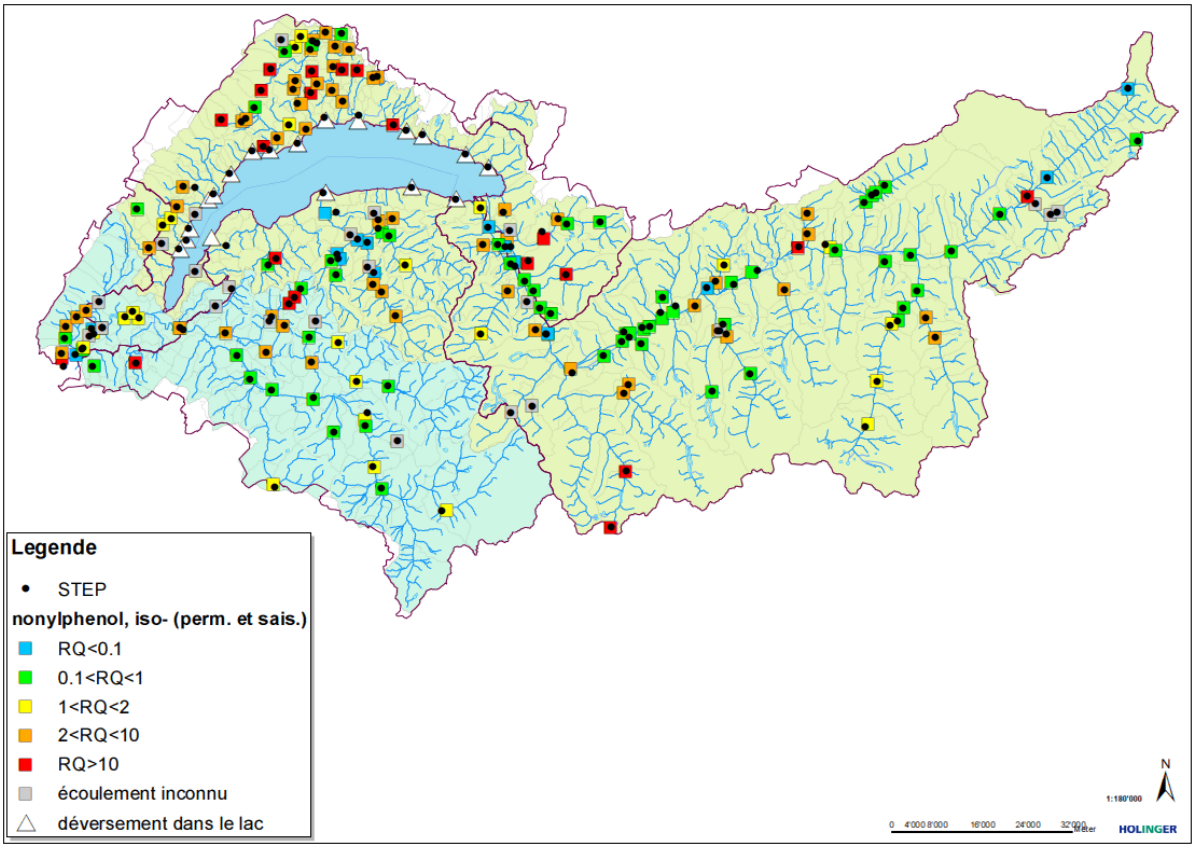


Figure 24 Quotient de risque (RQ) pour le diclofénac. Haut : état actuel ; bas : scénario 3, calculé pour la Suisse seulement.



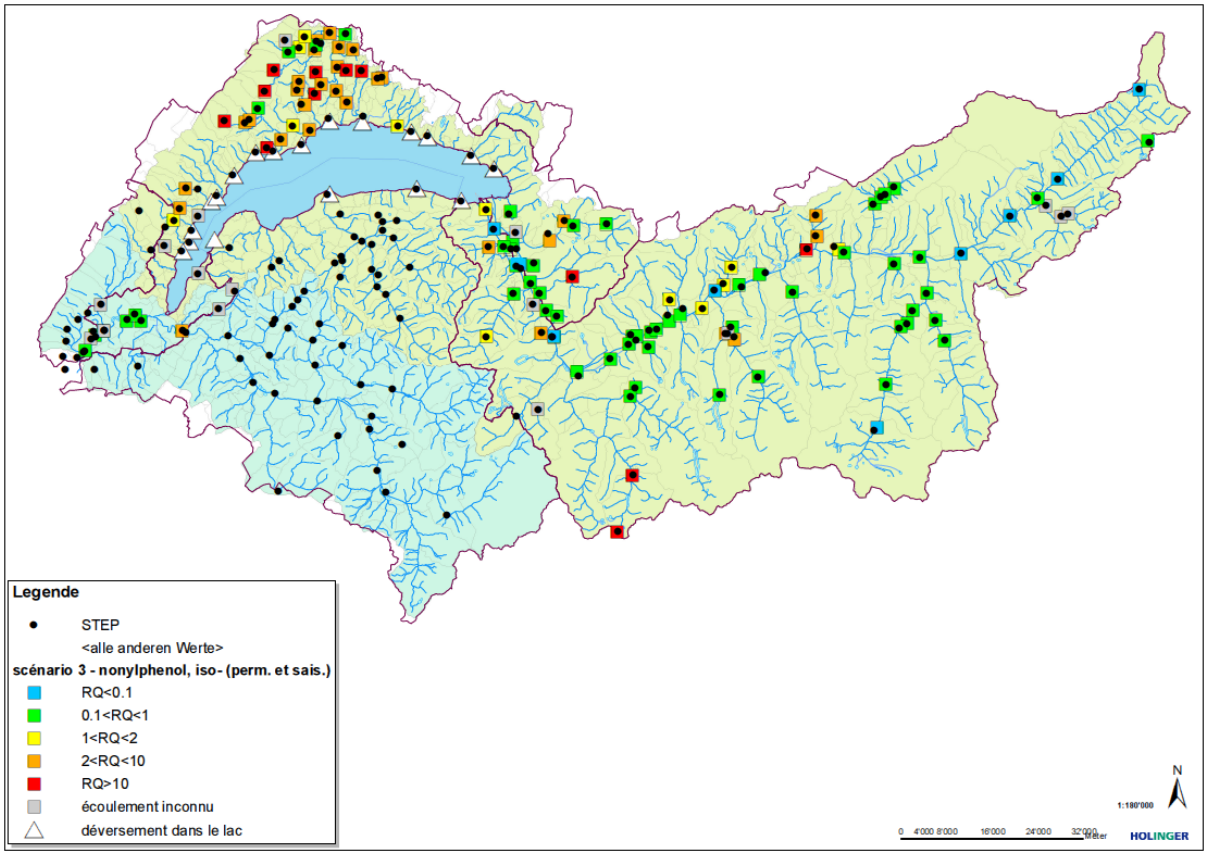


Figure 25: Quotient de risque (RQ) pour l'iso-nonylphenol. Haut : état actuel ; bas : scénario 3, calculé pour la Suisse, seulement.

Impact sur le lac

Les mesures du scénario 3 semblent réduire efficacement les déversements de micropolluants dans le Léman. En effet en équipant 29 STEP, elles permettraient de diminuer la charge dans le Léman de 53%, ce qui est presque comparable au scénario 1a qui touche 20 STEP et conduit à une diminution de 45%. A l'échelle du lac, d'après le modèle simple retenu, cette diminution des déversements se répercuterait sur l'évolution de la charge contenue dans le lac, comme illustré en Figure 26 à l'exemple du benzotriazole. Par rapport aux prévisions découlant de l'état actuel, la charge diminuerait de moitié environ.

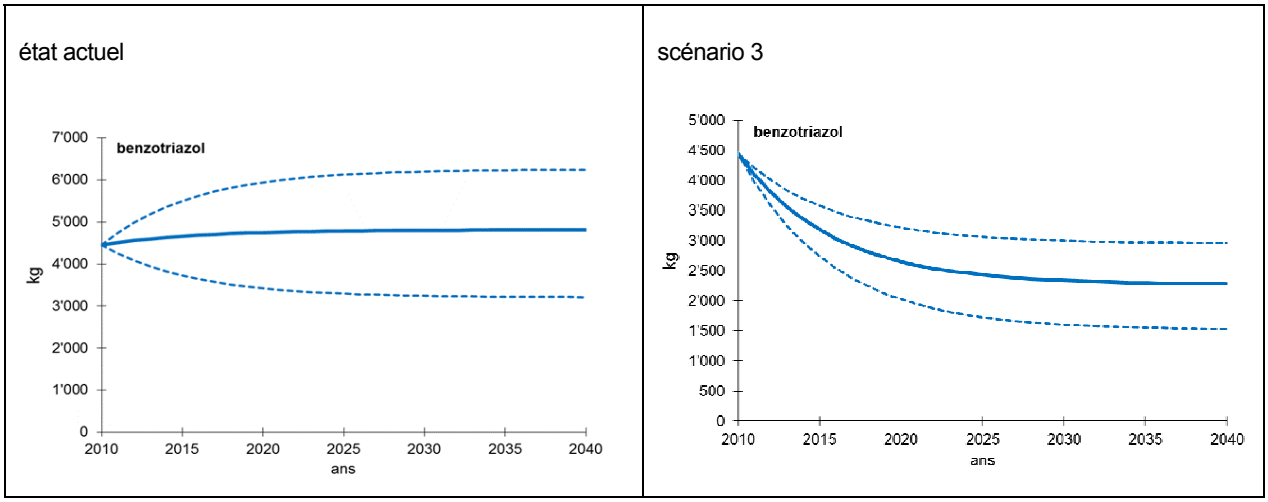


Figure 26: Effet des mesures de scénario 3 sur l'évolution des charges dans le Léman, à l'exemple du benzotriazole : état actuel, (à gauche), conséquence des mesures de réduction (à droite).

6.4 Impact des stratégies d'implémentation de traitements avancés

Les résultats de simulation montrent que la solution est complexe et ne peut être réduite au seul équipement d'un certain nombre de STEP en fonction de leur taille. En effet, même si des réductions de charges importantes peuvent être atteintes, aucun des scénarios calculés ne semble complètement résoudre le problème des rejets de micropolluants via les effluents d'eaux usées.

Le scénario 1 (a et b) permet de diminuer efficacement les charges des substances rejetées dans les bassins considérés. En effet en équipant seulement 10% des STEP il est possible de diminuer de près de 50% des charges. Comme c'était à prévoir, cette stratégie n'évite pas des situations défavorables sur le plan écotoxicologique sur certains tronçons de cours d'eau.

Le scénario 2 conduit à une amélioration considérable de la qualité des cours d'eau, puisque seuls 4% des points présentent encore des dépassements. Toutefois il ne permet de diminuer que d'un quart la charge des substances déversées dans les bassins étudiés. De plus, il nécessite néanmoins l'équipement de près de 40% des stations d'épurations (86 sur 218 STEP).

Enfin, le scénario 3 permet de diminuer de 53% la charge totale sur l'ensemble du territoire, via l'équipement de 29 STEP suisses. Il est donc presque aussi efficace que le scénario 1a qui touche 20 STEP suisses et françaises, et réduit de 45% la charge de micropolluants. Les mesures toucheraient 6 des 19 STEP de >24 000 habitants, lesquelles réunissent environ 70% des habitants raccordés qui déversent dans le bassin versant du lac. Le scénario 3 permet également d'améliorer la qualité écotoxicologique des milieux récepteurs en aval proches des points de rejets (v. Figure 25), en particulier, de réduire le pourcentage des dépassements de 14% (en Suisse, seulement ; v. Table 14). Toutefois 39% présenteraient toujours des dépassements (sans considérer les milieux récepteurs en France). Les dépassements sont particulièrement nombreux dans le canton de Vaud où l'on compte de nombreuses STEP de petite taille se déversant dans des rivières de faible débit, ou du moins inférieures à 8000 habitants donc non incluses dans les critères de l'OFEV. En Valais, les dépassements sont moins nombreux ; ils semblent toucher soit des stations touristiques, soit des villes déversant dans des milieux récepteurs de faible débit. Par conséquent, il semble que des mesures ciblées, complémentaires aux critères de l'OFEV, qui prennent en compte les particularités régionales (regroupement de petites STEP, dérivation vers une STEP en aval) permettraient d'optimiser encore l'efficacité des mesures proposées.

7 ESTIMATION DES COÛTS

7.1 Coûts d'une étape de traitement pour l'élimination des micropolluants

7.1.1 Bases d'estimation

L'estimation des coûts d'une étape de traitement pour l'élimination des micropolluants repose sur les informations recueillies dans le rapport de l'OFEV sur les coûts de l'élimination des micropolluants dans les eaux usées en Suisse (*Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser für die Schweiz*, BG Ingenieure und Berater AG, 2012).

Les coûts d'investissement et les frais d'opération par équivalent-habitant dépendent du dimensionnement de la STEP. Seuls ont été considérés les procédés au charbon actif en poudre (CAP) et l'ozonation. Pour la Suisse comme pour la France, les mêmes bases d'estimation ont été employées ; toutes les valeurs sont indiquées en CHF.

7.1.2 Coûts d'investissement et frais opérationnels pour le procédé au CAP

Les coûts d'investissement pour le procédé au CAP ont été estimés selon la formule représentée en Figure 27 et dépendent du dimensionnement de l'installation en termes d'équivalents-habitants. De manière similaire, la Figure 28 représente les frais opérationnels en fonction de la charge en équivalent-habitants à traiter.

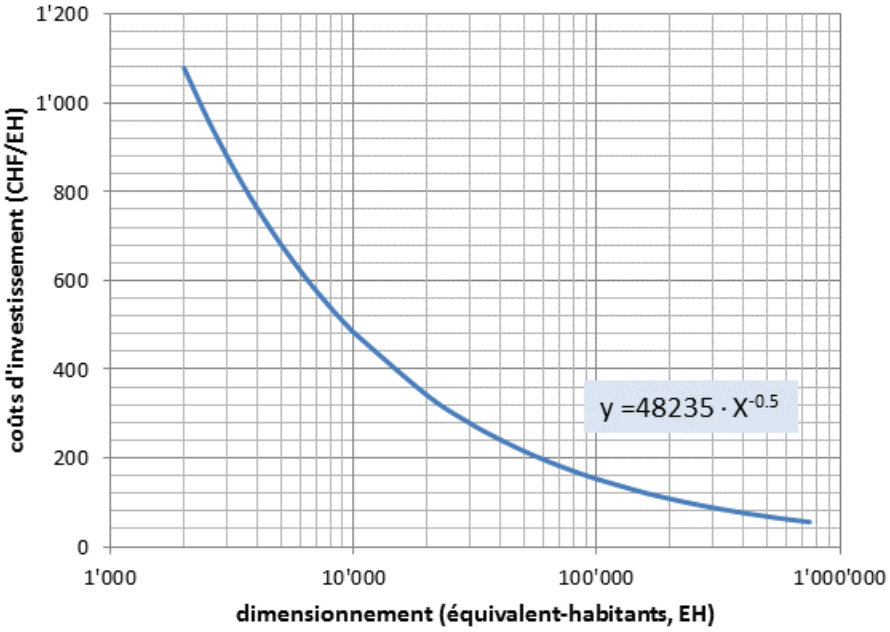


Figure 27: **Courbe des coûts d'investissement (CHF par équivalents-habitants, EH) pour le traitement au CAP combiné à une nouvelle filtration. Courbe et données des coûts (BG Ingenieure und Berater AG, 2012).**

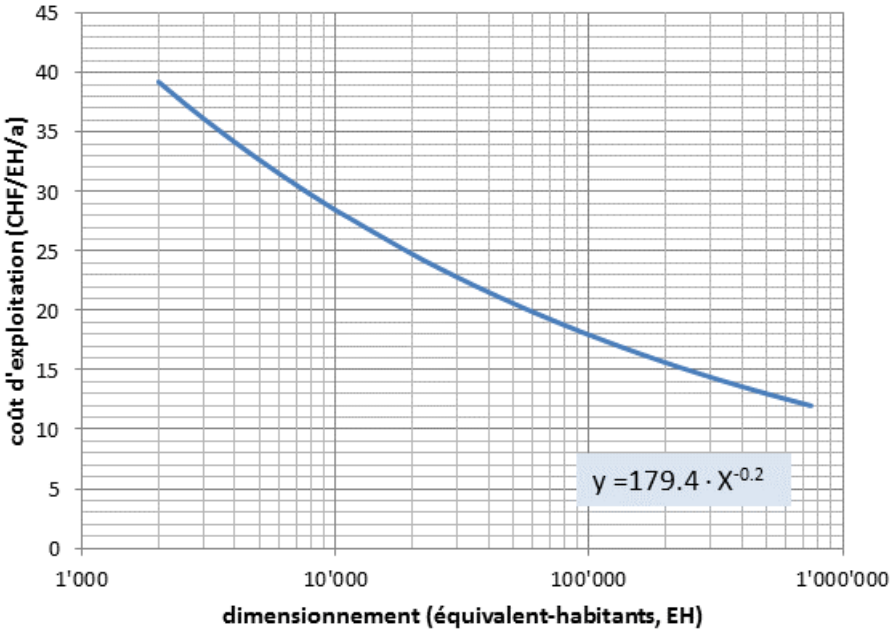


Figure 28: Courbe des frais opérationnels du traitement au CAP combiné à une nouvelle filtration. Courbe et données des coûts (BG Ingenieure und Berater AG, 2012).

7.1.3 Coûts d'investissement et frais opérationnels pour l'ozonation

Dans le rapport de l'OFEV, les courbes de coûts pour l'ozonation n'incluent pas de nouvelle unité de filtration, car elles supposent qu'une filtration existante est réutilisée (BG Ingenieure und Berater AG, 2012). Pour estimer les coûts totaux de l'ozonation, filtration incluse, les coûts de la filtration ont donc été additionnés ici à la formule des coûts pour l'ozonation selon BG 2012.

Les coûts d'une nouvelle filtration ont été calculés à partir de la différence des coûts de traitement au CAP avec et sans nouvelle filtration, tels que décrits par l'équation 7 pour les coûts d'investissement, et l'équation 8 pour les frais d'opération.

Equation 7: Coûts d'investissement pour une nouvelle filtration

$$y = 48'235.0 \cdot EH^{-0.5} - 28'135.5 \cdot EH^{-0.5}$$

Equation 8: Frais opérationnels pour une nouvelle filtration

$$y = 179.4 \cdot EH^{-0.2} - 137.5 \cdot EH^{-0.2}$$

Les courbes de coûts d'investissement et de frais opérationnels pour l'ozonation, filtration incluse, sont représentées en Figure 28 et Figure 30.

Pour le calcul des scénarios, on suppose que la mise en place d'une ozonation doit inclure une nouvelle filtration pour toutes les STEP considérées. Dans les prix indiqués, la construction d'une nouvelle filtration est donc incluse (pour les deux procédés, PAC et ozonation).

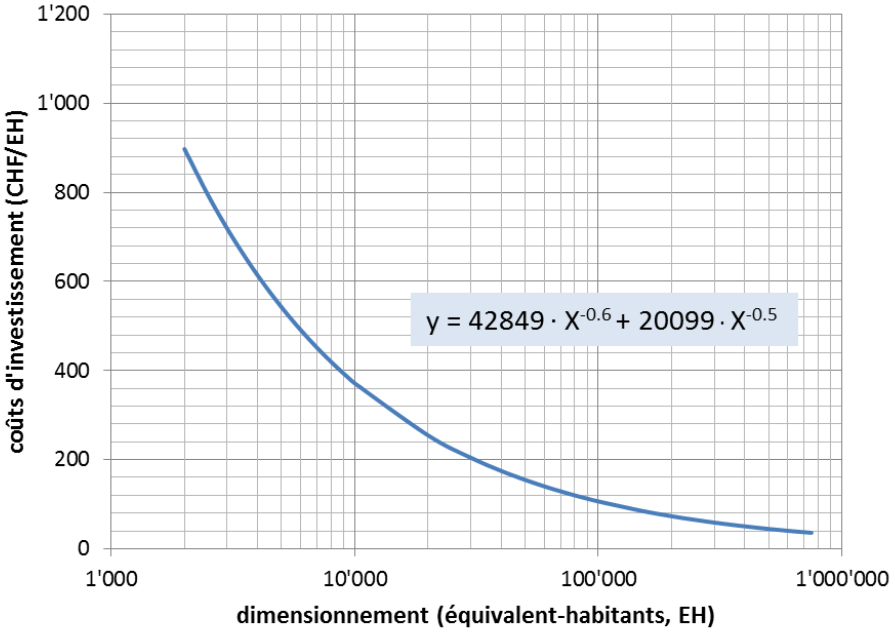


Figure 29: **Coûts d'investissement de l'ozonation avec nouvelle filtration. Courbe et données des coûts (BG Ingenieure und Berater AG, 2012).**

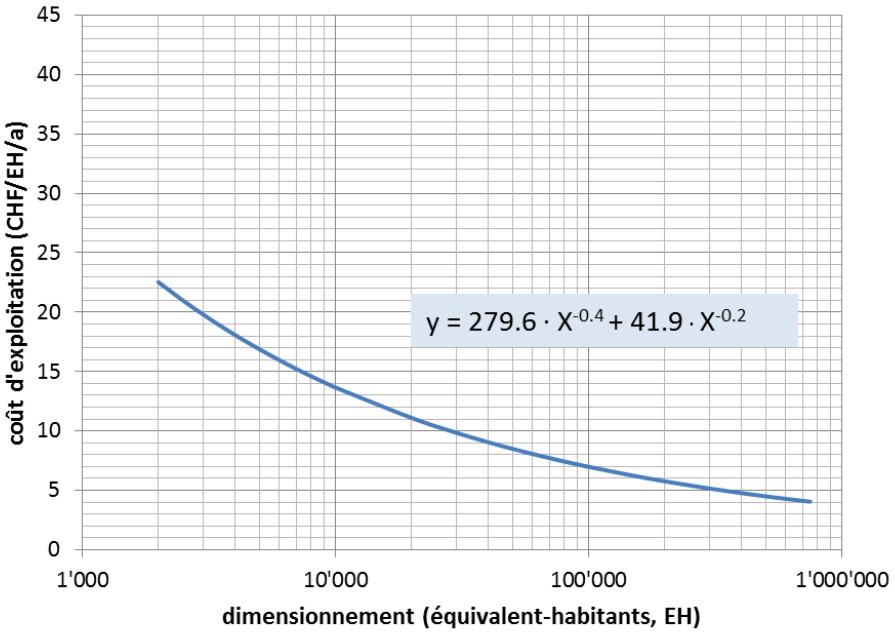


Figure 30: **Frais opérationnels de l'ozonation avec nouvelle filtration. Courbe de coûts adaptée sur la base des données de (BG Ingenieure und Berater AG, 2012).**

7.3 Estimation des coûts pour l'équipement des STEP selon les scénarios simulés

Les estimations de coûts pour l'équipement des STEP reposent sur les courbes de coûts présentées plus haut. Des adaptations spécifiques comme la réutilisation d'une filtration existante ou d'un bassin ne sont pas prévues dans ces estimations ; il faut donc les considérer à titre d'orientation générale.

Les coûts liés à un éventuel équipement pour la nitrification ne sont pas considérés dans cette étude.

Les estimations de coûts pour les scénarios 1 à 3 sont résumées en Table 15. Elles ont été calculées à partir du nombre et de la taille des STEP à équiper, tels que décrits dans les scénarios, et à partir des courbes de coûts. Ces dernières dépendent du dimensionnement des installations en termes d'équivalents-habitants (EH). Ce paramètre caratéristique des STEP est disponible pour chacune des installations des bassins versants du Léman et du Rhône aval (au même titre que le nombre des habitants raccordés à chaque STEP. Les coûts spécifiques de chaque installation en fonction du procédé choisi sont explicités en Annexe 8.

Table 15: Résumés des estimations de coûts pour les différents scénarios d'équipement de STEP étudiés. Les fourchettes indiquées représentent la différence ozonation et charbon actif (investissements et frais)

	Nombre de STEP à équiper		Dimensionnement total en millions d'EH		Investissement en millions CHF		Frais annuels (investissement[15] + exploitation en millions CHF/a)	
	CH	F	CH	F	CH	F	CH	F
Scénario 1a	13	7	1.74	0.51	140-202	63-89	15-34	6-13
Scénario 1b	50	21	3.15	0.87	343-481	137-190	32-69	12-24
Scénario 2	61	26	0.58	0.32	178-231	87-113	13-22	6-11
Scénario 3 (Suisse seulement)	29	-	2.0	-	218 – 307	-	21– 44	-

7.3.1 Coûts du scénario 1

Les mesures de réduction qui consistent à équiper les STEP selon le critère >25 000 habitants raccordés permet d'éliminer une part importante des rejets de micropolluants. Les coûts spécifiques par charge éliminée sont les plus avantageux pour ce scénario (en effet, les coûts spécifiques diminuent avec la taille de l'installation, v. plus haut). Ils s'élèvent en moyenne de 9.- à 20.- CHF par habitant et par an (Suisse et France confondues). Si les mesures sont renforcées et appliquées aux installations >5000 habitants raccordés, lesquels permettent de réduire environ 80% de la charge (scénario 1b), les coûts augmentent à 20.- voire 40.- CHF par habitant et par an. Les coûts par habitant et par an ont été calculés en considérant tous les habitants du bassin considéré et non seul ceux des stations d'épuration équipées. En effet il est question que toute la population participe de manière solidaire à ces mesures qui visent à améliorer la qualité des eaux dans un même territoire.

[15] Amortissement linéaire des investissements sur une période de 30 ans.

7.3.2 Coûts du scénario 2

Le scénario 2 qui vise à protéger les écosystèmes concerne de nombreuses petites, voire très petites STEP. Les coûts spécifiques pour l'équipement d'une capacité relativement petite de 0.9 millions EH sont élevés ; pour les coûts d'investissement, il faut compter de 265 à 344 millions CHF au total (France et Suisse). Les frais annuels par habitant n'augmentent pas autant, car la dépendance des frais d'entretien vis-à-vis de la taille n'est pas aussi marquée que pour les coûts d'investissements : ils se situent entre 8.- et 15.- CHF par habitant raccordé et par an.

L'équipement des petites installations n'est pas avantageux au regard des coûts et aussi du suivi et de la sécurité opérationnelle. C'est pourquoi il est raisonnable de réfléchir à un regroupement de STEP ou de dériver les eaux usées des petites STEP en faveur d'une plus grande, en aval. En effet, les procédés au CAP et à l'ozonation en particulier sont des technologies complexes qu'il n'est pas raisonnable d'appliquer sur de toutes petites installations. Ces mêmes mesures pourraient permettre de préserver les cours d'eau et de limiter des coûts d'équipement importants. Les coûts des infrastructures pour la dérivation des eaux usées dépendent du tracé du parcours, de la taille des conduites et des besoins de pompage s'il faut franchir des dévers, de même que du réseau de canalisations existant qui pourrait être utilisé pour des raccordements.

Dans la mesure où les installations à équiper répondent aux critères définis par l'OFEV, la Confédération prend en charge 75% des investissements pour la dérivation des eaux usées, dans la mesures où ils ne dépasseraient pas 75% du prix que coûterait une étape de traitement quaternaire (Département de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication, 2012). Dans le communiqué sur la révision de l'Ordonnance sur la protection des eaux, la Confédération établit que c'est aux cantons de décider comment procéder, dans le cadre de la planification des aménagements par bassin versant et leur laisse ainsi une certaine marge de manœuvre. Pour les plus petites installations qui ne sont pas comprises dans les critères de l'OFEV, le projet de loi actuel ne prévoit pas de subventions.

Au-delà de la problématique des micropolluants, d'autres arguments pèsent en faveur du regroupement ou de la dérivation vers des installations plus importantes : les coûts spécifiques de l'épuration conventionnelle diminuent avec la taille de l'installation (Maurer, et al., 2006), de plus ces solutions permettent une gestion efficace et professionnalisée. Enfin, lors de la planification de regroupement il importe aussi de prendre en compte le besoin de renouvellement de chaque installation.

7.3.3 Coûts du scénario 3

Si les critères de l'OFEV prennent effet, il faudra équiper une trentaine d'installations dans les bassins versants du Léman et du Rhône aval, ce qui nécessitera des investissements de près de 250 millions CHF (sans compter les frais d'équipement d'une unité de nitrification nécessaire en préalable à l'ozonation, au cas où elle serait encore inexistante). Rapportés au nombre d'habitants des bassins versants concernés et à une période d'amortissement de 30 ans, cette somme correspond à un coût annuel de 9.- à 19.- CHF par habitant raccordé. L'OFEV a estimé les coûts d'investissement pour l'équipement d'environ 100 installations sur tout le territoire suisse à un total de 900 à 1100 millions CHF (Gälli, et al., 2009). Ces chiffres sont en bon accord avec les estimations réalisées pour le territoire de la CIPEL.

8 SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

8.1 Calcul des flux de micropolluants provenant des eaux usées urbaines

Les micropolluants rejetés dans les eaux sont d'origines diverses : ils proviennent de sources diffuses comme l'agriculture (produits phytosanitaires) ou le ruissellement des sols, ainsi que de rejets ponctuels comme les sites industriels ou les déversements des stations d'épuration. La présente étude a pour objectif d'apprécier spécifiquement la pollution provenant de l'épuration urbaine (STEP). Pour cela la méthode du calcul des flux a été appliquée à 13 substances exemplaires, typiques aux effluents de STEP, qui ont été détectées en concentrations mesurables (de quelques ng/L à plusieurs dizaine de mg/L) selon la substance dans les cours d'eaux des bassins versants du Léman et du Rhône aval et dans les exutoires de STEP, lors de campagnes réalisées de 2005 à 2012 (v. Annexe 1). Il s'agit de l'acésulfame, de l'aténolol, du benzotriazole, de la carbamazépine, y compris le métabolite carbamazépine-10, 11-dihydro-10 dihydroxy, de la clarithromycine, du diclofénac, de la gabapentine, de l'acide méfénamique, de la metformine, du métoprolol, du nonylphénol et du sulfaméthoxazol. Pour ces substances, le modèle prédit des concentrations dans les exutoires de STEP de 50 à 5'000 ng/L en moyenne et des maximums de 70 à 135'000 ng/L selon la substance (v. Annexe 5 et 7). Les concentrations calculées représentent des concentrations 'défavorables' mais réalistes. Elles ont été déterminées à partir des charges de substances déversées par les STEP et les débits minimums annuels moyens aux points d'exutoire les plus proches ($QMNA_5$ en France ; Q_{347}, en Suisse).

L'estimation des charges déversées par les STEP repose sur différentes données disponibles, à savoir, d'une part, les charges mesurées en sortie de STEP (calculées à partir de mesures de concentrations et de débit. v. Table 5, p. 9) et, d'autre part, les flux calculés à partir des données de consommation, ainsi que les taux de métabolisation dans le corps et d'élimination en STEP (v. Table 4, p. 18). Les différences de consommation entre la Suisse et la France ont été prises en compte à partir des données de consommation nationales. On a, par ailleurs, pris soin, d'éviter des biais induits par des déversements provenant de sites industriels raccordés à certaines STEP (par ex. diclofenac à la STEP de Nyon, v. Figure 5, p. 19) qui auraient conduit à surestimer la charge de substance provenant des STEP.

A titre de validation, les charges calculées dans certains cours d'eau récepteurs ont été comparées à des 'charges mesurées', là où des mesures simultanées de débit et de concentration était disponibles. Ce n'était le cas que pour un très petit nombre de cours d'eau récepteurs, à savoir le Rhône (Portes du Scex), la Venoge, la Morges, et le Boiron de Morges. De manière générale, les charges calculées correspondent à un facteur deux près aux charges mesurées et cela pour toutes les substances indicatrices considérées. Des écarts plus importants, atteignant un facteur 10, sont observés dans la Morges et le Boiron de Morges pour quelques substances (aténolol, diclofénac, et gabapentine) ; la charge calculée est alors plus importante que celle mesurée. Cette comparaison montre qu'à première vue, pour les milieux récepteurs en question et les substances sélectionnées, les charges présentes peuvent être expliquées par les déversements d'eaux épurées urbaines et que l'apport d'éventuelles sources ponctuelles est négligeable. Cependant, pour étendre cette conclusion à l'ensemble des milieux récepteurs considérés, il faudrait disposer de plus de mesures.

8.3 Appréciation de la qualité des cours d'eau

Deux cas de figure ont été évalués à l'aide du modèle des flux: l'un considère la population permanente, l'autre tient compte également de la population touristique. Celle-ci peut localement faire varier la population raccordée de plusieurs ordres de grandeur et se traduit dans des rejets d'autant plus élevés. Le modèle suppose en effet que les flux déversés sont directement proportionnels à la population raccordée.

Des critères de qualité écotoxicologique définis à partir de normes existantes ont servi à apprécier le risque que représentent les concentrations des substances indicatrices rencontrées (v. Table 6, p. 28, exceptés les substances acésulfame et metformine pour lesquelles il n'existe pas de critère de qualité[16] à l'heure actuelle). Selon cette appréciation, 6 des 11 substances évaluées affichent un quotient de risque supérieur à un, indiquant ainsi un risque de nuire à l'écosystème. Il s'agit du nonylphénol, du diclofénac, de la clarithromycine, de la carbamazépine et son métabolite (carbamazépine-10, 11-dihydro-10 dihydroxy) ainsi que du sulfaméthoxazol. Dans le cas des concentrations calculées pour le benzotriazole et l'acide méfénamique, les quotients de risque sont proches mais généralement inférieurs à un ; une augmentation s'avérerait donc critique pour l'écosystème. Quant aux quotients de risque calculés pour l'aténolol, la gabapentine et le métoprolol, ils sont de plus d'un ordre de grandeur inférieurs à un : *considérées isolément*, leurs concentrations ne devraient donc pas causer de dommage à l'environnement. Pour le diclofénac et le nonylphénol, les substances les plus problématiques donc, un peu plus de 30% des milieux récepteurs, 45% si l'on inclut la population saisonnière, présentent des concentrations problématiques, capables d'affecter l'écotoxicologie du milieu.

Par retrancription géographique des appréciations écotoxicologiques aux points d'exutoires, des cartes de dépassements ont été établies pour chaque substance. Généralement, de nombreux dépassements sont observés, d'une part, sur des cours d'eau récepteurs de faible débit, du fait d'une faible dilution des déversements de STEP par le milieu récepteur, et, d'autre part, à l'aval de STEP importantes en termes d'habitants raccordés. On observe aussi des disparités régionales. Ainsi, dans l'Ain et le canton de Vaud, des dépassements sont observés sur près de la moitié des milieux récepteurs, indépendamment de la population saisonnière. En Haute-Savoie et dans le canton du Valais en revanche, le nombre de dépassements double en présence de la population saisonnière ; en outre, ils sont particulièrement nombreux dans les milieux récepteurs des vallées latérales et plus rares dans le Rhône (Valais) et l'Arve (Haute-Savoie), dont les débits sont plus importants. Enfin, dans le canton de Genève, l'effet de la population saisonnière se fait ressentir très clairement sur tous les cours d'eau récepteurs, y compris le Rhône. Il apparaît ainsi que, malgré un débit élevé, le Rhône n'est pas capable de diluer suffisamment la somme des rejets cumulés sur les bassins versants amont, en présence de la population permanente et saisonnière.

8.4 Bilan du lac

Un bilan des flux au niveau du lac Léman a été réalisé sur la base des flux calculés des substances benzotriazole, gabapentine, metformine et carbamazépine à l'aide du programme *MASASlight*[17], destiné à simuler des systèmes lacustres. Le bilan du lac permet de manière approximative

[16] Dans le cadre de cette étude le même critère de qualité a été utilisé pour le métabolite de la carbamazépine (carbamazépine-10, 11-dihydro-10 dihydroxy) et la carbamazépine.

[17] MASASlight Modeling Anthropogenic Substances in Aquatic Systems, Markus Ulrich, Eawag Dübendorf

d'estimer et de prédire l'évolution des stocks de substances retenus dans le Léman, en faisant l'hypothèse que les flux soient constants sur une période de calcul de 30 ans.

Les concentrations initiales utilisées correspondent à celles mesurées sur un profil de profondeur réalisé au milieu du lac Léman (Figure 15, p. 44). Sur la base de ces données, le modèle suggère que pour le benzotriazole, la gabapentine et la metformine, les concentrations mesurées en 2009 et 2010 soient proches de la situation d'équilibre et qu'elles ne devraient que peu varier dans le futur. Les stocks contenus dans le lac s'élèveraient à environ 2 tonnes de gabapentine, 5 tonnes de benzotriazole et 20 tonnes de metformine. En revanche pour la carbamazépine, le bilan du lac prédit une diminution de la masse contenue dans le lac Léman de 4 à 1.5 tonnes. Cela indiquerait que le lac contient aujourd'hui plus de carbamazépine que ce qui est prédit par le bilan des flux. Une pollution antérieure à rapprocher aux concentrations élevées mesurées dans le Rhône par le passé et causées par des déversements industriels (v. Figure 1, p. 5) pourrait expliquer l'origine de ce stock de carbamazépine accumulé dans le Léman.

8.5 Calculs des scénarios

Trois scénarios d'équipement des STEP ont été testés à l'aide du modèle dans le but de comparer l'effet de différentes stratégies sur la réduction des charges en micropolluants et l'amélioration de la qualité des cours d'eau. Ces scénarios simulent l'implémentation d'un traitement quaternaire pour l'élimination des micropolluants au niveau des STEP (traitement par charbon actif en poudre (PAC) ou ozonation ; taux d'abattement voir Figure 17). A chaque scénario a été associée une estimation des coûts qui équivaut à la moyenne d'un traitement au PAC et à l'ozonation selon (BG Ingenieure und Berater AG, 2012).

Le scénario 1, qui vise à réduire la charge totale des rejets de micropolluants de 50% à 80%, revient à équiper 20 (réduction de 50%) à 71 (réduction de 80%) des 218 STEP du territoire de la CIPEL. Les coûts estimés pour ce scénario s'élèvent de 250 ± 35 millions CHF (réduction de 50%) à 580 ± 100 millions CHF (réduction de 80%) auxquels s'additionnent 34 ± 13 millions (réduction de 50%) à 70 ± 30 millions CHF (réduction de 80%) de frais par an.

Le scénario 2 cible la qualité écotoxicologique des cours d'eau et requiert l'équipement de près de 86 des 218 STEP; il permettrait de diminuer la charge totale de 25 à 30%. Les coûts estimés pour ce scénario s'élèvent à 305 ± 40 millions CHF et des frais annuels de 30 ± 8 millions CHF de frais par an.

Enfin, le scénario 3, qui équivaut à combiner les deux approches, n'a été calculé que pour le territoire suisse. Il permet de diminuer de 53% la charge totale sur l'ensemble du territoire, en requérant l'équipement de 29 STEP suisses. Sur le plan écotoxicologique, 39% des points modélisés dans les cours d'eau récepteurs présenteraient toujours des dépassements (sans considérer les milieux récepteurs en France). Pour ce scénario, les coûts sont estimés à 260 ± 50 millions CHF. Ce scénario, qui simule une stratégie envisagée par l'Office fédéral de l'environnement pour endiguer les rejets de micropolluants déversés par les eaux urbaines, ne résout pas complètement les situations problématiques dans les cours d'eau de petit débit (par ex. dans le canton de Vaud). En conséquence, l'OFEV propose une solution plus flexible qui considère un plus grand nombre de critères (taille des installations, taux de dilution par le milieu récepteur, protection des ressources d'eau potable) et la possibilité d'aménagements à l'échelle régionale.

Cette dernière solution, qui consiste à réfléchir à des regroupements ou des dérivations au niveau des infrastructures d'épuration, semble une voie qu'il vaut la peine d'étudier plus en détail.

8.6 Perspectives

La présente étude donne une vue d'ensemble de la pollution en micropolluants provenant des eaux usées urbaines à partir des substances indicatrices sélectionnées. Elle vise donc tout particulièrement les STEP comme source de micropolluants et permet d'établir à l'aide du modèle des flux des cartes de concentrations aux points d'exutoire des STEP pour les 13 micropolluants étudiés. En réalité, ceux-ci ne représentent qu'une petite fraction de tous les micropolluants déversés par cette voie ; de nombreux autres micropolluants, non dégradés lors de l'épuration gagnent les eaux. S'ajoutent ceux provenant d'autres sources, tels que les produits phytosanitaires utilisés dans l'agriculture qui, à l'échelle de la longueur cumulée des cours d'eau, peuvent être encore plus problématiques (en Suisse, 80% de kilomètres de cours d'eau sont sans STEP). Il existe des modèles sophistiqués capables d'intégrer les différentes sources de pollution (p. ex. Great-er[18] pour les sources ponctuelles).

Cette étude repose sur des données globales (consommations nationales ; moyennes des rejets, de taux d'abattement, etc.) qui ne prennent pas en compte les spécificités des STEP (équipements, caractéristiques opérationnelles), ni les particularités des régions concernées (usages de l'eau, etc.). C'est pourquoi, il est judicieux, dans une prochaine étape de valider et si possible d'affiner ces résultats très généraux concernant les concentrations et les appréciations au niveau des exutoires des STEP avec le secours de spécialistes de l'épuration des régions concernées. Selon le cas, il peut être utile de répéter les calculs avec des données plus précises (distribution des débits à l'exutoire, débits et concentrations en sortie des STEP, etc). Une étape ultérieure de validation consisterait ensuite à vérifier les concentrations des milieux récepteurs par des mesures, selon un programme de mesures ciblé qui découle des résultats du modèle des flux ainsi que des corrections apportées par les spécialistes. A l'issue de ces vérifications, il sera possible de planifier des solutions infrastructurelles ou autres pour remédier à la situation et améliorer la qualité des milieux récepteurs.

Au niveau du lac, il a été question d'élaborer un modèle plus raffiné, permettant une meilleure résolution, surtout au niveau des rives et des baies où ont lieu les déversements et les prélèvements d'eau, comme dans la baie de Vidy, par exemple, qui recueille les déversements de la ville de Lausanne et qui est située à proximité d'un captage d'eau potable. Un tel modèle pourrait permettre d'optimiser et de coordonner les usages de l'eau lacustre, comme protéger les zones de captage d'eau potable et d'activités balnéaires, d'une part, et concentrer et contrôler les activités industrielles, d'autre part.

[18] www.great-er.org

9 BIBLIOGRAPHIE

Abegglen, Christian et Siegrist, Hansruedi. 2012. *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwassser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen.Publikation Umwelt-Wissen Nr. 1214.* Bern : Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2012.

Aeschbach-Hertig, Werner. 1994. *Helium und Tritium als Tracer für physikalische Prozesse in Seen.* s.l. : ETH Zürich, 1994. Diss. ETH Nr. 10714.

Bergmann, Axel, Fohrmann, Reinhard et Weber, Frank-Andreas. 2011. *Zusammenstellung von Monitoring-daten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln.* s.l. : Umweltbundesamt, 2011. http://www.uba.de/uba-info-medien/4188.html.

Bernard, Marc, Arnold, Cédric et Mange, Pierre. 2011. *Micropolluants dans les eaux du Rhône - Campagne 2010.* s.l. : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., 2011. 87-98.

Besse, P. 2010. *Impact environnemental des médicaments à usage humain sur le milieu récepteur : évaluation de l'exposition et des effets pour les écosystèmes d'eau douce. Thèse de Doctorat.* Metz : Université de Metz, 2010.

BG Ingenieure und Berater AG. 2012. *Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser.* Bern : Im Aufgrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), 2012.

—. 2012. *Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser.* Bern : Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), 2012.

Bürge, I., et al. 2009. Ubiquitous Occurrence of the Artificial Sweetener Acesulfame in the Aquatic Environment: An Ideal Chemical Marker of Domestic Wastewater in Groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 43, 2009, Vol. 12, 4381-4385.

CIPEL. 2012. *Campagne 2011 - fiche signalétique bassins versants du Léman et du Rhône aval.* 2012.

—. 2012. *Campagne 2011 - Les apports par les affluents au Léman et au Rhône en aval de Genève.* 2012.

—. 2010. *Fiche signalétique du Léman et de son bassin versant.* s.l. : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 2010. 7-9.

Cipel. 2006-2012. www.cipel.org/documentation-2/rapports-scientifiques/. *Campagnes de mesures : Micropolluants dans les eaux du Rhône.* [En ligne] 2006-2012.

Département de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication. 2012. Micropolluants: fonds pour l'équipement des stations d'épuration en consultation. s.l. : Communiqué du 25.04.2012, 2012.

DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW). 2008. *Bestimmung organischer und anorganischer Spurenstoffe im Bodensee.* s.l. : Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), 2008.

EPFL. http://aphys.epfl.ch/. [En ligne]

Escher, Beate, et al. 2008. Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. *J. Environ. Monit.* 2008, 612-621.

Etat de Vaud. 2013. *Bilans 2012 de l'épuration vaudoise.* s.l. : Direction générale de l'environnement DGE- Division Protection des eaux, 2013.

Européenne, Comission. Directive cadre sur l'eau 2000/60/CE.

Européenne, Commission. 2008. Directive 2008/105/CE établissant des normes de qualité environnemntale dans le domaine de l'eau. 2008.

—. 2011. Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards (TGD-EQS). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). *Guidance Document N° 27.* 2011.

—. Technical Guidance Document on Risk Assessment. *2003.* s.l. : Institution of Health and Comumer Protection, European Chemical Bureau.

Fahlenkamp, Hans, et al. 2008. *Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in Kläranlagen, Teil 3.* s.l. : Technische Universität Dortmund - im Auftrag vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2008.

Gälli, René, Ort, Christoph et Schärer, Michael. 2009. *Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Publikation Umwelt-Wissen.* Bern : Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2009.

Götz, C. W., R. Kase et J. Hollender. 2011. *Micropolluants - Système d'évaluation de la qualité des eaux au vu des composés traces organiques de l'assainissement communal.* Eawag, Dübendorf : OFEV, 2011.

Götz, Christian, et al. 2012. *Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen.* s.l. : Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV), D, 2012.

Götz, Christian, et al. 2010. *Mikroverunreinigungen - Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand Indikatorsubstanzen.* s.l. : Gas, Wasser, Abwasser. GWA 4/2010, 2010.

Götz, Christian, et al. 2010. *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Kombination von Expositions- und ökotoxikologischen Effektdaten.* s.l. : Gas, Wasser, Abwasser. GWA 7/2010, 2010.

Götz, Christian, Kase, Robert et Hollender, Juliane. 2011. *Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser". Studie im Auftrag des BAFU. .* Dübendorf : Eawag, 2011.

Graie, Syndicat Intercommunal de Bellecombe. 2012. *Rapport de l'état zéro. Projet Sipibel (Site pilote de Bellecombe). Effluents hospitaliers et stations d'épuration urbaine : caractérisation, risques environnementaux et sanitaires, traitabilité.* 2012.

Hirsch, R., et al. 1999. Occurence of antibiotics in the aquatic environment. *Science of the Total Environment.* 1999, 225: 109-118.

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR). 2010. *Strategie Mikroverunreinigungen - Strategie für die Siedlungs- und Industrieabwässer.* Koblenz : s.n., 2010.

Junghans, M., Backhaus, T. et al. 2004. Predictingthe joint algal toxicity of chemical mixtures using a mechanism based two stage prediction (TSP). In: Studies on combination effects of environmentally relevant toxicants -. *Validation of prognostic concepts for assessing the alga toxicity of realistic aquatic pesticide mixture. Dissertation Universität Bremen.* [En ligne] 2004. elib.suub.uni-bremen.de/diss/docs/E-diss1016_Junghans.pdf.

Klimisch, H., Andreae M., et al. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *REgul. Toxicol. Pharmacol.* 1997, Vol. 25, 1-5.

Kortenkamp, A., Backhaus, T., et al. 2009. State of the art report on mixture toxicity - final report. [En ligne] 2009. ec.europa.eu/environment/chemicals/effects.htm.

Lienert J., Güdel K., Escher B. I. 2007. Screening Method for ecotoxicological hazard assessment of 42 pharmaceuticals considering human metabolism and excretory routes. *Environmental Scicences & Technology.* 2007, Vol. 41, 4471-4478.

Longrée, Philipp, et al. 2011. Organische Mikroverunreinigungen im Bodensee. *GWA.* 2011, 7/2011.

Margot J., Kienle C., Magnet A., Weil M., Rossi L., de Alencastro L.F., Abegglen C., Thonney D., Chèvre N., Schärer M., Barry D.A. 2013. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? *Science of the Total Environment.* 2013, Vol. 461-462: 480-498.

Marine Riffard, Vazken Andréassien, Pierre Nicolle et Julien Peschard. 2012. *Combinaison multi-modèle et cartographie de conensus du débit de référence et du débit moyen à l'échelle de la France.* Antony : Cemagref/Irstea, 2012.

Maurer, M et Herlyn, A. 2006. *Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Studie im Auftrag des BAFU. Dübendorf, Eawag.* s.l. : Eawag Bericht, 2006.

Morasch B., Bonvin F., Reiser H., Grandjean D., de Alencastro F., Perazzolo C., Chèvre N. 2010. Occurence and fate of micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, CH. Part II: Mircopollutant removal between wastewater and raw drinking water. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 2010, Vol. 29, 8, SS.1658–1668.

Moschet, Christoph. 2010. *Georeferenced Mass Flux Modelling of Selected Micropollutants in the Catchment of Lake Constance.* Dübendorf : Master-Thesis, Eawag, 2010.

Moschet, Christoph, et al. 2013. Multi-Level Approach for the Integrated Assessment of Polar Organic Micropollutants in an International Lake Catchment: The Example of Lake Constance. *Environmental Science & Technology .* 47, 2013, 7028−7036.

Ort, Christoph, et al. 2007. Mikroverunreinigungen: Nationales Stoffflussmodell. *GWA.* 2007, Vol. 11/2007.

Ort, Christoph, Hollender, Juliane et Siegrist, Hansruedi. 2009. Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks. *Environmental Science and Technology.* 43(9), 2009, Vol. 3214-3220.

Ortelli, Didier, et al. 2010. *Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman - Campagne 2009.* s.l. : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre polut., 2010.

—. 2011. *Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les euax du Léman - Campagne 2010.* s.l. : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut, 2011.

Perazzolo C., Morasch B., Kohn T., Magnet A., Thonney D., Chèvre N. 2010. Occurence and fate of micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, CH. Part I: Priority list for environmental risk assessment of pharmaceuticals. *Environmental Toxicology .* 2010, Vol. 29, 8, SS. 1649-1657.

Ruhrverband. 2009. *Ruhrgütebericht.* s.l. : Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr und Ruhrverband, 2009.

Schwarzenbach, René, Gschwend, Philip et Imboden, Dieter. 1993. *Environmental organic Chemistry.* New York : Wiely & Sons, 1993.

Singer, Heinz, et al. 2008. *Multikomponenten-Screening für den Rhein bei Basel.* s.l. : Eawag im Auftrag des BAFU, internes Dokument, 2008.

Singer, Heinz, et al. 2009. *Screening-Messungen von organischen Mikroverunreinigungen im Bodensee - Substanzinventarisierung für das Freiwasser. In Zusammenarbeit mit der IGKB und dem AfU Graubünden.* Dübendorf : Eawag, 2009.

Syndicat d'assainissement des régions de Thonon les Bains et Evian les Bains, Station d'épuration de Thonon les Bains. 2012. *Surveillance de la présence de micropolluants dans les eaux rejetées au milieu naturel par la station de traitement des eaux.* 2012.

Thonney, D. 2010. Membrane technology combined with PAC for micropolluatant removal in waster water treatment. *Cleantech events, Basel.* I-net Basel, Okt. 2010 : s.n., 2010.

van Vlaardingen, P., Verbruggen, E. 2007. *Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framwork of international and nationa environmental quality standards for substances in the NEtherland (INS). Revision 2007.* 2007. RIVM report 601782001.

ENVILAB AG Auteurs:

Dr. Christian Götz, christian.goetz@envilab.ch, Tél: 062 823 29 51

Dr. Suzanne Mettler, suzanne.mettler@envilab.ch, Tél: 062 823 31 93