

MODÉLISATION DES APPORTS DIFFUS DE NUTRIMENTS
(PHOSPHORE) DANS LE LÉMAN

MODELLING OF DIFFUSE NUTRIENT (PHOSPHORUS)
INPUTS IN LAKE GENEVA

2021

PAR

Marc FASEL, Jean-Luc LOIZEAU et Anthony LEHMANN

UNIVERSITÉ DE GENÈVE, INSTITUT DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT
ET DPT. F.-A. FOREL DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EAU.,
BD. CARL-VOGT 66, 1205 GENÈVE

Table des matières

Table des matières.....	2
1 INTRODUCTION.....	6
2 MATERIEL ET METHODES.....	6
2.1 ZONE D'ETUDE.....	6
2.2 MODELE SWAT	8
2.3 MISE EN PLACE ET CALIBRATION DU MODELE	10
2.3.1 Données d'entrée.....	10
2.3.2 Construction du modèle.....	17
2.3.3 Calibration du modèle.....	17
2.3.4 Scénarios	20
2.4 MODELISATION DES FLUX DE PHOSPHORE (PO ₄ +PO) DANS LE LEMAN.....	22
3 RÉSULTATS	23
3.1 BALANCE HYDROLOGIQUE	23
3.2 DEBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET DE L'EXUTOIRE	25
3.3 DEBITS DES AFFLUENTS SECONDAIRES	26
3.4 PHOSPHORE DES AFFLUENTS PRINCIPAUX	27
3.5 PHOSPHORE DANS LES AFFLUENTS SECONDAIRES	29
3.6 DEBITS ET QUANTITES DE PHOSPHORE ENTRANT DANS LE LAC.....	30
3.7 FORME DE PHOSPHORE PAR HRU	31
3.8 SOURCES DE PHOSPHORE PAR REGION	33
3.9 SENSIBILITE DES PARAMETRES	34
3.10 MODELISATION DES FLUX DE PHOSPHORE (PO ₄ +PO) DANS LE LEMAN.....	35
4 SCÉNARIOS.....	35
4.1 DEBITS ET QUANTITES DE PHOSPHORE ENTRANT DANS LE LAC.....	35
4.2 EVOLUTION DES CONCENTRATIONS DE PHOSPHORE DANS LE LAC	37
5 DISCUSSION.....	38
6 CONCLUSIONS.....	39
7 Annexe 1 : Paramètres des sols	43
8 Annexe 2 : Paramètres et valeurs calibrées.....	44

Résumé

Le Conseil scientifique de la CIPEL s'efforce d'identifier les tendances futures concernant les apports nutritifs au Léman, dans le contexte de la préparation du plan d'action 2021-2030. Pour ce faire, une première étude a consisté à faire le bilan des apports domestiques, et à tracer des projections à 50 ans en fonction de scénarios incluant principalement l'évolution démographique dans le bassin versant du lac, et différentes hypothèses sur les taux de collecte et les rendements d'épuration. La deuxième étape de la démarche concerne les apports diffus. Elle a été scindée en deux parties : la première consiste à faire le bilan des flux de phosphore dans les principaux affluents du lac (Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge, Versoix). La deuxième partie, objet de ce rapport, aborde la dimension prospective des apports diffus par modélisation avec le logiciel SWAT¹.

Dans ce modèle, le bassin versant du Léman a été divisé en 1'284 sous-bassins, eux-mêmes composés de 25'583 unités de réponse hydrologique (HRUs). Les HRUs représentent des combinaisons uniques de classes de sol, de couverture de sol et de pente. Les calculs du bilan hydrique ainsi que des processus de surface sont effectués de manière journalière au niveau de chaque HRU et les résultats agrégés à l'échelle des sous-bassins ou diffusés au segment de rivière principal du sous-bassin. Les sous-bassins sont connectés entre eux par le réseau de rivières. Les processus aquatiques tels que le dépôt des sédiments et le transfert des nutriments sont également simulés le long des rivières.

Les principaux composants du cycle du phosphore (P) sont modélisés par SWAT premièrement au niveau des sols. Le phosphore peut se trouver dans les sols sous forme organique (P_o) ou inorganique (P_i); ces formes diffèrent entre elles en termes de stabilité et de solubilité. SWAT reproduit la répartition du P dans les différentes formes à l'aide des algorithmes de décomposition, de minéralisation et d'immobilisation. SWAT transfère ensuite le P aux eaux de surface par les phénomènes d'érosion, de ruissellement, de lessivage et de lixiviation. Du P organique et inorganique peut également être introduit dans les eaux de surface par les stations d'épuration domestique ou des rejets industriels. Une fois dans la rivière, les processus liés au P sont modélisés pour les formes organique et inorganique. La décomposition des algues transforme le P des algues en P organique. Le P organique peut également être retiré/ajouté aux eaux de la rivière par déposition/remise en suspension des sédiments. Le P organique est ensuite minéralisé en P soluble disponible pour les algues.

Les données d'entrée du modèle SWAT (topographie, météorologie, propriétés hydrologiques des sols, utilisation du sol, réseau hydrographique, mesures hydrologiques, pratiques agricoles, stations d'épuration, dépôts atmosphériques) nécessaires à la construction et la calibration du modèle ont été acquises auprès des institutions fédérales suisses, des agences gouvernementales françaises, de la CIPEL, des offices cantonaux, de divers organismes ou de la littérature scientifique. La calibration du modèle a été effectuée sur la période 2000-2015. Les résultats issus du modèle calibré reproduisent de manière satisfaisante la somme des moyennes annuelles des cinq principaux affluents en termes de débits (196 m³/s simulé vs. 207 m³/s observé) et de phosphore soluble (38 tonnes simulées vs. 43 mesurées).

Une fois le modèle SWAT calibré, quatre scénarios combinant les changements climatiques du GIEC (RCP 2.6 et 8.5) et d'utilisation du sol et de fertilisation (Agriculture extensive - LAP - et intensive - LIB -) ont été développés pour simuler les changements possibles de quantité d'eau et de phosphore entrant dans le Léman à l'horizon 2050. Le scénarios LIB se base sur des apports de fertilisants similaires à ceux connus actuellement alors que le scénarios LAP prévoit une diminution de moitié.

¹ Soil and Water Assessment Tool : <https://swat.tamu.edu>

Afin d'évaluer l'effet potentiel des mesures de réduction des apports externes en P des sources diffuses du bassin versant, une simulation dynamique de l'évolution des teneurs en P dans le Léman est effectuée. Le modèle simple se base sur une simulation dynamique (par bilan de masses) dans le Grand-lac, développée dans le logiciel STELLA². Les compartiments considérés du lac sont l'épilimnion (0-30 m), l'hypolimnion supérieur (30-150 m) et l'hypolimnion inférieur (150-309 m). Les débits et concentrations en P modélisés par SWAT sont transmis en données d'entrée du modèle STELLA afin d'estimer les effets de leurs variations sur les concentrations en P dans le lac.

En fonction des résultats obtenus avec l'application des données issues des scénarios climatiques et d'utilisation du sol au modèle hydrologique, nous pouvons conclure les points suivants :

- i) Les changements climatiques pourraient aboutir à des changements marqués sur la quantité d'eau arrivant au Léman avec une diminution des débits dans les scénarios RCP2.6 de -16% en 2050 et une augmentation dans les scénarios RCP8.5 de +19% en 2050 ;
- ii) Les changements d'utilisation du sol n'auront pas d'effet marqué sur les débits et la qualité des eaux.
- iii) Seule la réduction de 50% d'utilisation des fertilisants associée au scénario d'agriculture extensive (LAP) a un impact significatif.

De plus, la modélisation dynamique de l'évolution des concentrations de P_{tot} dans le Léman, permet de conclure que :

- i) A l'horizon 2050, les concentrations moyennes en P_{tot} dans le lac seraient d'environ 14 $\mu\text{g/L}$ et 13 $\mu\text{g/L}$ pour le scénario climatique RCP2.6 avec les pratiques de fertilisation LIB et LAP, respectivement ;
- ii) Ces concentrations seraient d'environ 13 et 12 $\mu\text{g/L}$ pour le scénario climatique RCP8.5 et ces mêmes pratiques de fertilisation ;
- iii) En supposant une réduction de la fertilisation suivant le modèle LAP le maintien de la concentration moyenne de P_{tot} à 10 $\mu\text{g/L}$ impliquerait de réduire les apports actuels ponctuels de P (i.e. principalement les STEP, actuellement de 102 t/an) de 20% dans le scénario climatique RCP 2.6 et de moins de 7% dans le scénario climatique RCP 8.5.

Notons finalement que les différences de température et de précipitation entre les deux scénarios RCP s'accroissent particulièrement après 2050 suggérant des impacts plus importants sur les débits et potentiellement la pollution diffuse à l'horizon 2100.

Abstract

The Scientific Council of the CIPEL is trying to identify the future trends concerning the nutrient inputs to Lake Geneva, in the context of the preparation of the 2021-2030 action plan. To do so, a first study consisted in assessing the domestic inputs, and to draw 50 years projections according to scenarios including mainly the demographic evolution in the lake catchment area, and different hypotheses on the collection rates and the purification yields. The second step of the process concerns the diffuse inputs. It has been divided into two parts: the first consists of an assessment of the phosphorus loads in the main tributaries of the lake (Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge, Versoix). The second part, which is the subject of this report, deals with the prospective dimension of diffuse inputs by modeling with the SWAT software.

² Systems Thinking, Experimental Learning Laboratory with Animation : <https://www.iseesystems.com>

In this model, the Lake Geneva watershed has been divided into 1,284 sub-basins, themselves composed of 25,583 hydrological response units (HRUs). The HRUs represent unique combinations of soil classes, land cover and slope. Water balance and surface process calculations are performed daily at each HRU and the results aggregated to the sub-basin level or disseminated to the main river segment of the sub-basin. The sub-basins are connected to each other by the river network. Aquatic processes such as sediment deposition and nutrient transfer are also simulated along the rivers.

The main components of the phosphorus (P) cycle are modeled by SWAT first at the soil level. Phosphorus can be found in soils in organic (Po) or inorganic (Pi) form; these forms differ from each other in terms of stability and solubility. SWAT reproduces the distribution of P in the different forms using decomposition, mineralization and immobilization algorithms. SWAT then transfers P to surface waters through erosion, runoff, leaching and leaching. Organic and inorganic P can also be introduced into surface waters by domestic sewage treatment plants or industrial discharges. Once in the river, P-related processes are modeled for both organic and inorganic forms. Algal decomposition converts algal P to organic P. Organic P can also be removed/added to river waters by sediment deposition/re-suspension. The organic P is then mineralized to soluble P available to the algae.

The input data for the SWAT model (topography, meteorology, hydrological soil properties, land use, river network, hydrological measurements, agricultural practices, sewage treatment plants, atmospheric deposition) required for the construction and calibration of the model were acquired from Swiss federal institutions, French governmental agencies, CIPEL, cantonal offices, various organizations, or the scientific literature. The calibration of the model was performed over the period 2000-2015. The results from the calibrated model satisfactorily reproduce the sum of the annual averages of the five main tributaries in terms of flows (196 m³/s simulated vs. 207 m³/s observed) and soluble phosphorus (38 tons simulated vs. 43 tons measured).

Once the SWAT model was calibrated, four scenarios combining IPCC climate change (RCP 2.6 and 8.5) and land use and fertilization (Extensive Agriculture - LAP - and Intensive Agriculture - LIB -) were developed to simulate possible changes in the amount of water and phosphorus entering Lake Geneva by 2050. The LIB scenario is based on fertilizer inputs similar to those currently known, while the LAP scenario predicts a decrease by half.

In order to evaluate the potential effect of measures to reduce external P inputs from diffuse sources in the catchment area, a dynamic simulation of the evolution of P levels in Lake Geneva is performed. The simple model is based on a dynamic simulation (by mass balance) in the "Grand-lac", developed in the STELLA software. The considered lake compartments are the epilimnion (0-30 m), the upper hypolimnion (30-150 m) and the lower hypolimnion (150-309 m). The SWAT modeled P flows and concentrations are fed as input to the STELLA model to estimate the effects of their variations on P concentrations in the lake.

Based on the results obtained with the application of the climate and land use scenario data to the hydrological model, we can conclude the following:

- i) Climate change could lead to marked changes in the quantity of water reaching Lake Geneva with a decrease in flows in the RCP2.6 scenarios of -16% in 2050 and an increase in the RCP8.5 scenarios of +19% in 2050;
- ii) Land use changes will not have a significant effect on flows and water quality.
- iii) Only the 50% reduction in fertilizer use associated with the extensive agriculture scenario (LAP) has a significant impact.

Moreover, the dynamic modelling of the evolution of P_{tot} concentrations in Lake Geneva, allows to conclude that :

- i) By 2050, the average P_{tot} concentrations in the lake would be about 14 $\mu\text{g/L}$ and 13 $\mu\text{g/L}$ for the RCP2.6 climate scenario with LIB and LAP fertilization practices, respectively;
- ii) These concentrations would be about 13 and 12 $\mu\text{g/L}$ for the RCP8.5 climate scenario and these same fertilization practices;
- iii) Assuming a reduction in fertilization following the LAP model, maintaining the average P_{tot} concentration at 10 $\mu\text{g/L}$ would imply reducing current point source P inputs (i.e. mainly WWTPs, currently 102 t/yr) by 20% in the RCP 2.6 climate scenario and by less than 7% in the RCP 8.5 climate scenario.

Finally, it should be noted that the differences in temperature and precipitation between the two RCP scenarios become more pronounced after 2050, suggesting greater impacts on flows and potentially diffuse pollution by 2100.

1 INTRODUCTION

Depuis plus de 50 ans, des efforts importants (traitement du phosphore par les stations d'épuration, interdiction dans les lessives, pratiques agricoles) ont été faits pour réduire les apports de phosphore dans le Léman. Ces efforts ont permis d'atteindre en 2017 une concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total égale à 18 $\mu\text{gP/L}$ au point SHL2, valeur restant néanmoins supérieure à l'objectif d'une concentration de 10 à 15 $\mu\text{gP/L}$ adopté par la CIPEL dans le cadre du plan d'action 2011-2020.

Le Conseil scientifique la CIPEL s'efforce d'identifier les tendances futures concernant cet élément, dans le contexte de la préparation du plan d'actions 2021-2030. Pour ce faire, une première étude a consisté à faire le bilan des apports domestiques, et à tracer des projections à 50 ans en fonction de scénarios incluant principalement l'évolution démographique dans le bassin versant du lac, et différentes hypothèses sur les taux de collecte et rendements d'épuration. La deuxième étape de la démarche concerne les apports non ponctuels. Elle a été scindée en deux parties : la première consiste à faire le bilan des flux de phosphore dans les principaux affluents du lac (Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge, Versoix). La deuxième partie, objet de ce document, doit aborder la dimension prospective des apports non ponctuels par modélisation avec le logiciel SWAT.

Cette étude souhaite aussi rendre hommage au travail pionnier de Mirko Stauffacher qui en 1994 (Stauffacher 1994) déjà avait rendu son travail de doctorat sur l'estimation du potentiel diffus des zones agricoles du bassin versant du Léman.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 ZONE D'ETUDE

Dans le présent travail, la zone d'étude couvre une surface de 10'380 km^2 s'étendant sur le territoire contribuant aux débits des rivières jusqu'en aval du Pont de Chancy. La zone en aval du lac située dans le périmètre de la zone d'étude n'impacte pas directement les eaux du lac mais a été incluse car elle correspond également au territoire couvert par la CIPEL (Figure 1). La zone en aval du lac sera systématiquement indiquée ou grisée dans la suite de ce rapport afin de pouvoir interpréter les cartes en séparant visuellement les parties amont et aval.

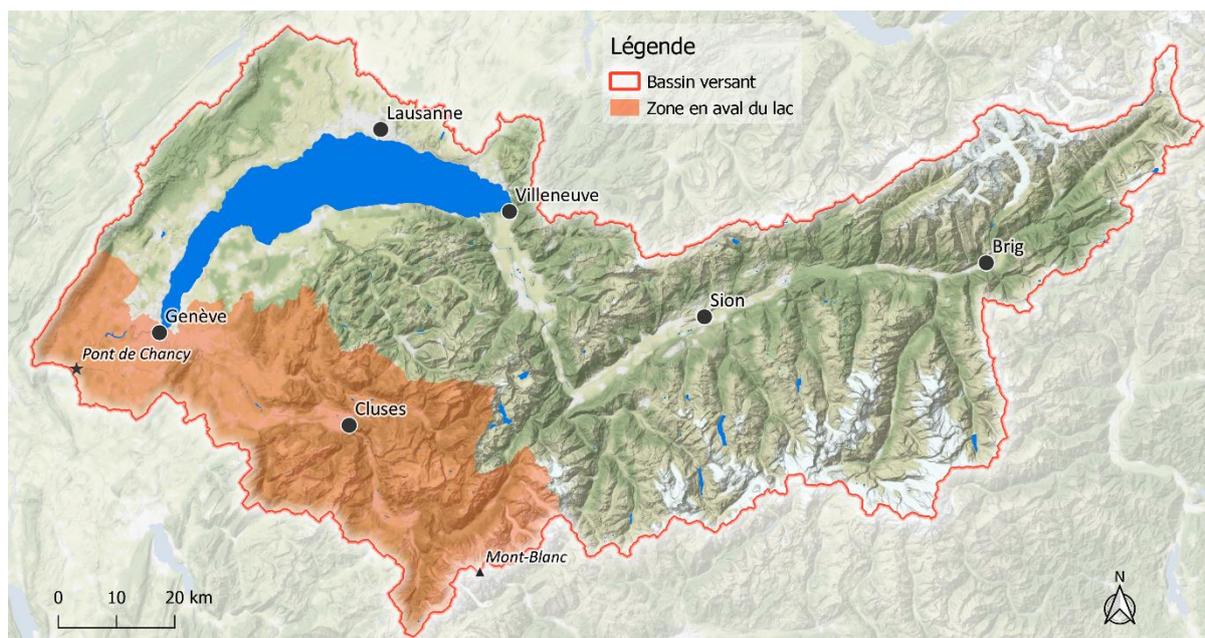


Figure 1 Plan de situation des bassins versants du Lac Léman et de l'Arve
Figure 1 Map of the Lake Geneva and Arve watersheds

Les précipitations, régulières toute l'année dans la région, proviennent principalement des courants d'ouest tempérés et humides de l'océan Atlantique. En été, elles tombent principalement en orages localisés, alors qu'en hiver, elles sont essentiellement causées par le transport de l'humidité dans l'atmosphère et tombent souvent sous forme de neige sur des zones plus vastes. Les précipitations moyennes atteignent 1'000 à 1'500 mm/an sur le Plateau, 1'500 à 2'000 mm/an sur le Jura, 2'000 à 2'500 mm/an sur les versants nord et sud des Alpes, les zones les plus sèches (≈ 600 mm/an) étant situées dans la vallée du Rhône (Spreafico & Weingartner, 2005).

En raison de la topographie hétérogène, les régimes d'écoulement sont surtout influencés par la fonte des neiges et les processus glaciaires dans les régions de haute montagne, tandis qu'en plaine et en moyenne montagne, les précipitations et la fonte des neiges jouent un rôle prépondérant. Les rivières sont toutefois fortement influencées par les barrages, utilisés principalement pour la production électrique dans les Alpes, ce qui représente un défi majeur pour la modélisation hydrologique. En Valais, environ 55% des cours d'eau sont classés comme « naturels / semi-naturel », 18% comme « peu atteint » et 27% comme « très atteint », « artificiels » ou « mis sous terre ». Sur le Plateau, ces proportions sont de 39%, 23%, 38%, respectivement et dans le Jura, de 35%, 30% et 36% (Zeh Weissmann H., 2009).

En plaine, le paysage est dominé par les terres agricoles, les pâturages, les zones urbaines, les parcelles de forêts de feuillus et les plans d'eau. À partir de l'étage montagnard, de 800 à 2'200 m, les forêts mixtes et de conifères, les prairies, utilisés pour le pâturage du bétail durant l'été, ainsi que les landes deviennent prédominantes. Les espaces ouverts avec peu ou pas de végétation, de roches nues et les glaciers ne deviennent largement dominants qu'au-dessus de 2'700 m d'altitude (Büttner et al., 2014; Steinmeier, 2013).

Au niveau des roches et des sols, le Jura, dans la partie nord, est composé de calcaire, de marnes, d'argiles et de gypse. Sur le Plateau, nous trouvons le Bassin molassique composé de grès, de limon, de marne et de conglomérat. La zone helvétique, qui forme la marge nord des Alpes, se compose de sédiments riches en calcaire et en marne. Les roches cristallines constituées de granites et de gneiss forment le sous-sol visible dans les Alpes.

En 2020, les 2.1 millions de personnes vivant dans la région étaient principalement concentrées dans les zones urbaines : Genève (508'000 hab.), l'agglomération de Lausanne (env. 400'000 hab.), Sion (35'000 hab.) et Thonon-les-Bains (35'000 hab.) étant les zones les plus peuplées. La population se trouvant en amont du Lac Léman est d'environ 1.3 million (Stevens et al., 2015).

2.2 MODELE SWAT

SWAT est un modèle fonctionnant à l'échelle du bassin versant. Il y simule le cycle de l'eau de façon continue, semi-distribuée spatialement, et se base en grande partie sur les processus physiques afin de simuler la quantité et la qualité des eaux de surface et souterraines, la croissance de la végétation, l'impact de l'utilisation et de la couverture du sol, des pratiques agricoles ou des changements climatiques. Il fonctionne au pas de temps journalier bien que les résultats puissent être agrégés par mois ou par année.

SWAT nécessite une quantité importante de données d'entrée sous forme tabulaire ou de données spatiales. Les principales données sont la topographie, les caractéristiques du sol, la couverture du sol et les données météorologiques (précipitations, températures minimales et maximales, humidité relative, rayonnement solaire et vitesse de vent). Des mesures de débits des cours d'eau et sur la qualité des eaux de surface sont nécessaires pour la calibration du modèle. Il est également possible d'inclure les réservoirs et les barrages, les étangs, l'utilisation et les transferts d'eau, la pollution ponctuelle des stations d'épuration et d'autres paramètres comme les dépôts atmosphériques d'azote.

Dans SWAT, le bassin versant est divisé en sous-bassins, eux-mêmes composés de nombreuses unités de réponse hydrologique (HRUs). Les HRUs représentent des combinaisons uniques de classes de sol, de couverture de sol et de pente. Les calculs du bilan hydrique ainsi que des processus de surface sont effectués au niveau du HRU et les résultats agrégés à l'échelle des sous-bassins ou diffusés au segment de rivière principal du sous-bassin. Les sous-bassins sont connectés entre eux par le réseau de rivières. Les processus aquatiques tels que le dépôt des sédiments et le transfert des nutriments sont également simulés le long des rivières.

SWAT divise les processus hydrologiques et physico-chimiques en une phase terrestre (HRUs) et une phase aquatique (rivières et réservoirs). Tous les processus sont premièrement simulés sur la phase terrestre, puis les résultats transférés aux processus aquatiques.

La Figure 2 illustre les principaux composants du cycle du phosphore (P) modélisé par SWAT au niveau des sols et leur correspondance au niveau des réservoirs et rivières. Le phosphore peut se trouver dans les sols sous forme organiques (P_o) ou inorganique (P_i) et selon divers degrés de stabilité ou de solubilité. Une plus grande solubilité permet une plus grande biodisponibilité de P par les divers organismes. Afin de modéliser les processus, le phosphore est divisé en six « réservoirs » (ou « pools »).

Les résidus des plantes et la biomasse microbienne contribuent au réservoir de P organique « Frais », et les substances humiques contribuent aux réservoirs « Actif » et « Stable ». Les réservoirs « Actif » et « Stable » diffèrent quant à la capacité de minéralisation de P qui est supérieur dans le réservoir « Actif ».

Le P inorganique est divisé en réservoirs « Solution », biodisponible pour les plantes, « Actif » et « Stable ». Après une application de fertilisant P inorganique, la concentration en P soluble diminue rapidement à cause des réactions avec la matrice du sol. Le rôle du réservoir P inorganique « Actif » est de modéliser cette chute initiale rapide (quelques jours à semaines) de la concentration en P

soluble biodisponible. Les réactions sont ensuite plus lentes (plusieurs années) et sont modélisées via le réservoir P inorganique « Stable ».

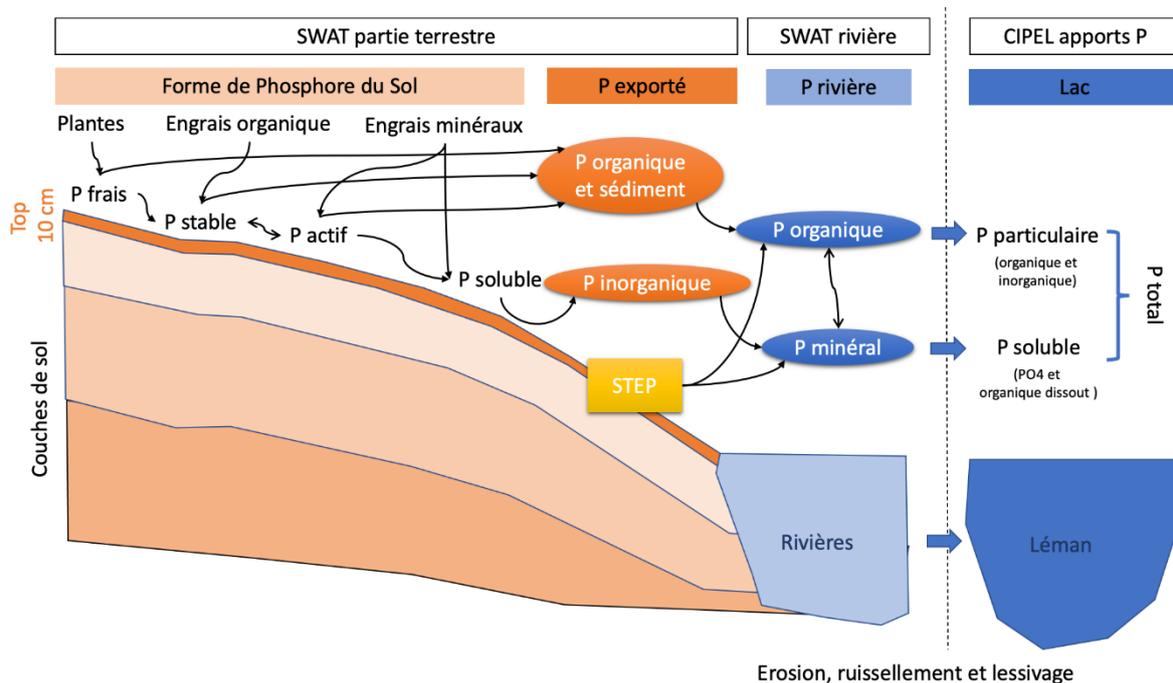


Figure 2 Cycle du phosphore de la partie terrestre et rivières de SWAT vers le Léman (source ³)
 Figure 2 Phosphorus cycle from the terrestrial part and rivers of SWAT to Lake Geneva

La transformation du P dans les différentes formes est gouvernée par des algorithmes de décomposition, de minéralisation et d'immobilisation. La décomposition est la transformation des résidus organiques en composants P organiques plus simples. La minéralisation est la transformation microbienne du P organique non-disponible pour les plantes en P inorganique soluble biodisponible pour les plantes (réservoir « Solution »). L'immobilisation est la transformation microbienne du P inorganique disponible pour les plantes en P organique non-disponible (dans SWAT l'immobilisation est intégrée à l'équation de minéralisation qui représente donc une valeur de minéralisation nette).

Si non spécifié, SWAT initialise le contenu des sols en P à 5 mg P/kg de sol, ce qui est représentatif d'un sol à l'état naturel, 25 mg P/kg de sol étant représentatif d'un sol agricole. Cette concentration initiale est ensuite répartie entre les différents réservoirs selon plusieurs équations (Neitsch et al., 2011). Outre le P déjà présent, du P peut ensuite être ajouté sous forme d'engrais organique ou inorganique et de résidus végétaux ou enlevé par érosion, ruissellement et lessivage.

Dans SWAT, les milieux urbains relarguent également une quantité non-négligeable de phosphore des surfaces imperméables (≈ 200 mg P/kg de sédiment, 75% étant du P organique et 25% étant des orthophosphates). Les chiffres ont été tirés d'une étude effectuée aux Etats-Unis à la fin des années 70 (Manning, 1977) et peuvent donc être sur- ou sous-estimés pour le bassin du Léman. De même le relargage de sédiments des zones urbaines suisses et françaises n'est peut-être pas similaire au relargage des zones urbaines américaines à cause du type d'urbanisme ou de la gestion des parcs et autres espaces verts dans les centres urbains et les zones résidentielles. SWAT utilise en effet un « niveau de connectivité aux rivières » des surfaces urbaines perméables et imperméables ainsi que des facteurs d'ajustement des équations USLE (Universal Soil Loss Equation) de relargage des sédiments qui ont été définis par l'Institut d'études géologiques des États-Unis. Il se peut que les zones

³ http://graham.umich.edu/media/files/How_SWAT_models_P.pdf

urbaines européennes soient par exemple plus compactes que les zones urbaines américaines et leurs quartiers de maisons individuelles. Certaines études montrent toutefois que les zones urbaines peuvent être une source potentielle importantes de P diffus (Decina et al., 2018; Egemose & Jensen, 2009; Mockler et al., 2017). Ce point reste éventuellement à être mieux évalué pour le bassin du Léman.

Le P est ensuite transféré aux eaux de surface par érosion, ruissellement, lessivage et lixiviation. Du P organique et inorganique peut également être introduit dans les eaux de surface par des stations d'épuration ou des relargages industriels.

Une fois dans la rivière, les processus liés au P sont modélisés pour les formes organiques et inorganiques (Figure 3). La décomposition des algues transforme le P des algues en réservoir de P organique. Le P organique est minéralisé en P soluble disponible pour les algues. Le P organique peut également être retiré/ajouté aux eaux de la rivière par déposition/détachement avec les sédiments.

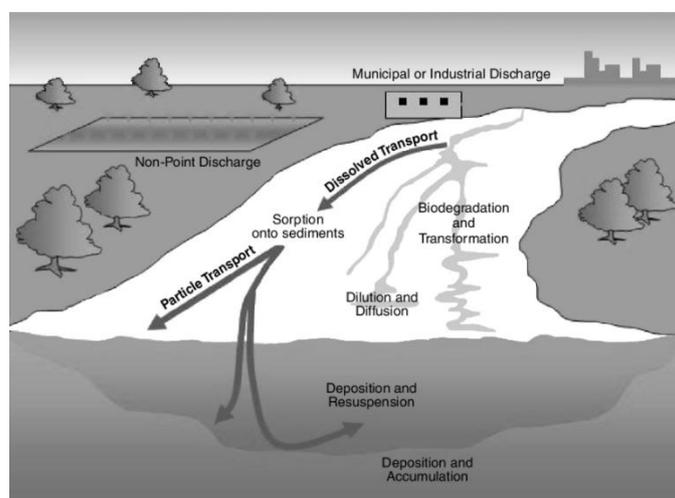


Figure 3 Processus modélisés au niveau des rivières.
Figure 3 Modelled processes in river segments.

Une description détaillée des processus du modèle se trouve dans (Arnold et al., 2013; Neitsch et al., 2011).

2.3 MISE EN PLACE ET CALIBRATION DU MODELE

2.3.1 Données d'entrée

Les données d'entrée nécessaires à la construction et la calibration du modèle ont été acquises auprès des institutions fédérales suisses, des agences gouvernementales françaises, de la CIPEL, des offices cantonaux, de divers organismes ou de la littérature scientifiques (Tableau 1).

Tableau 1 Sources des données d'entrée (BV = bassin versant ; sta. = station).
Table 1 Input data sources (BV = watershed; sta. = station).

Données	Région	Résolution	Période	Source
Délimitation de la zone d'étude	BV	---	2012	Office fédéral de l'environnement : https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux.html
Modèle numérique de terrain	Suisse	2 m > 25m	2014	Office fédéral de la topographie : https://www.swisstopo.admin.ch/fr/connaissances-faits/modele-topographique-du-paysage.html
	France	25 m	2000	Agence européenne pour l'environnement :

				https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1?tab=download
Météo	Suisse	128 sta.	1980-2015	Office fédéral de météorologie : https://www.meteosuisse.admin.ch/home/valeurs-mesurees.html?param=messwerte-lufttemperatur-10min
- Précipitation				
- Température				
- Radiations solaires				
- Humidité relative	France	12 sta.	1980-2015	Météo France : https://donneespubliques.meteofrance.fr
- Vitesse de vent	BV	27 sta.	1980-2015	U.S. National Centers for Environmental Prediction (CFSR) : http://globalweather.tamu.edu
Sol	BV	1 km	~	Harmonized World Soil Database (HWSD) : http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML
Couverture du sol	Suisse	100 m	2000-2012	Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research: http://www.wsl.ch/fe/landschaftsdynamik/projekte/corine_landcover_update
	France	100 m	2000-2012	Agence européenne pour l'environnement : http://demo.copernicus.eea.europa.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012
Réseau de rivières	Suisse	30'428 segments	2014	Office fédéral de l'environnement : http://www.bafu.admin.ch/wasser/13462/13496/15011
	France	1'805 segments	2012	European catchments and Rivers network system (Ecrins): https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/european-catchments-and-rivers-network
Débits et qualité de l'eau des rivières	BV	45+ sta.	1980-2015	Office fédéral de l'environnement : http://www.hydrodaten.admin.ch/en/stations-and-data.html ; CIPEL : https://www.cipel.org
Calendrier et pratiques agricoles		Canton	1980-2015	Union suisse des paysans : http://www.sbv-usp.ch/ ; (Abbaspour, Yang, et al., 2007)
Stations d'épuration	BV	187 sta.	2011-2015	CIPEL : https://www.cipel.org
Dépositions atmosphériques	BV	3 sta.	2000-2014	Seitler et al. (2016)

Le modèle numérique de terrain (MNT) est essentiel afin de modéliser les pentes, la trajectoire des eaux de surface et des nutriments ainsi que les effets orographiques sur les précipitations et les températures. L'altitude du bassin versant varie entre 328 et 4'770 mètres avec une altitude moyenne de 1'554 m. Les pentes varient de 0 à 81 %, avec une pente moyenne de 19%.

Au niveau des sols, SWAT requière les paramètres suivants (Tableau 2) définis pour chaque classe de sol (Figure 4). Ces paramètres proviennent en grande partie de la base de données Harmonized World Soil Database (HWSD) de la FAO (FAO & IIASA, 2009) :

Tableau 2 Liste des paramètres de sol pour chaque classe de sol
Table 2 List of soil parameters for each soil class

Pour le sol dans son ensemble :

- Groupe hydrologique (A, B, C ou D) ;
- Profondeur maximum des racines ;
- Capacité d'échange d'anions ;
- Potentiel de fissuration du sol ;
- Nombre de couches.

Pour chaque couche de sol :

- La profondeur de la couche ;
- La densité apparente (« bulk density ») ;
- La conductivité hydraulique ;
- La capacité d'eau disponible ;
- Le pourcentage de carbone organique ;

Pour la couche de sol superficielle :

- L'albedo ;
 - Le facteur d'érosivité USLE K.
- Le pourcentage de sable, de silt, d'argile et de gravier.

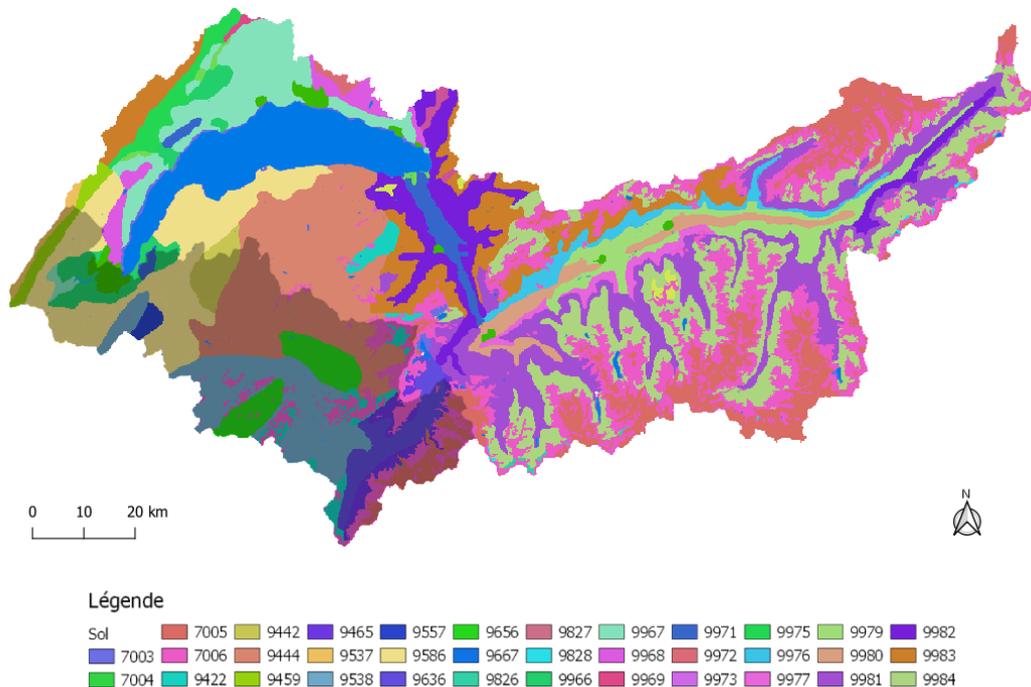


Figure 4 Carte des classes de sol (« soil map unit »). Une classe de sol représente en ensemble de paramètres de sol identiques. Les noms des classes sont arbitraires. Ici les noms correspondent à la classification de l'HWSD (« global map units »)

Figure 4 Soil map unit. A soil class represents a set of identical soil parameters. The names of the classes are arbitrary. Here the names correspond to the HWSD classification ("global map units")

Les paramètres nécessaires à SWAT manquants dans la base de données HWSD ont été complétés à l'aide des équations de (Saxton & Rawls, 2006) pour la réserve utile en eau et la conductivité hydraulique à saturation. Le groupe hydrologique des sols (A = très perméable, B, C ou D = peu perméable) et le facteur d'érodibilité USLE K ont été définis en fonction de (Neitsch et al., 2011) et (Williams, 1995), respectivement. Deux classes de sol qui n'existent pas dans HWSD ont été créées pour les glaciers et les roches nues (Annexe 1).

Les données de couverture du sol (Figure 5) comprennent également un grand nombre de paramètres afin de simuler les processus physiologiques des plantes et des surfaces artificielles ou naturelles. Pour les plantes, une base de données de gestion est également attachée à chaque HRU afin de simuler les pratiques agricoles (ensemencement, laboure, application de fertilisant ou de pesticide, récolte, ...). Pour les zones urbaines, une base de données similaire existe afin de simuler en plus le lessivage des surfaces imperméables (par exemple le nettoyage des routes).

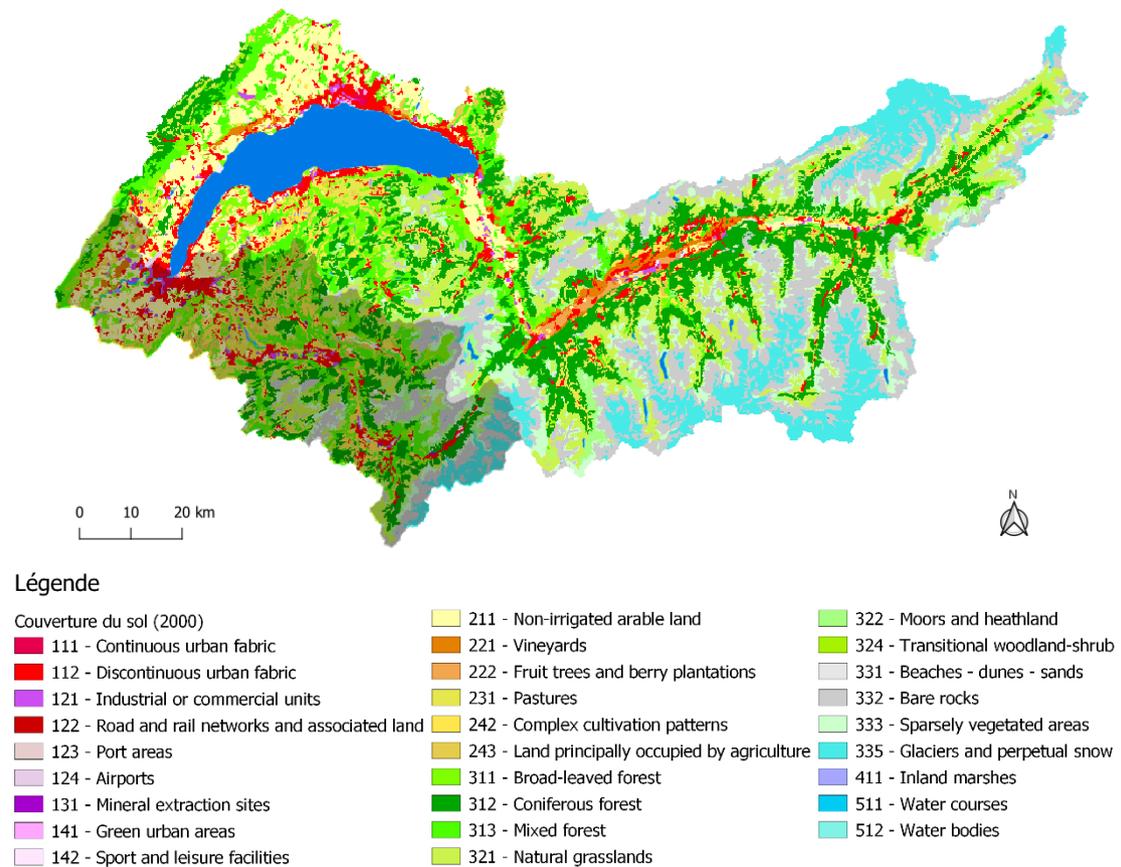


Figure 5 Couverture du sol selon Corine Land Cover
Figure 5 Land cover according to Corine Land Cover

Les classes de couverture du sol ont été définies en reclassant les catégories du Corine Land Cover en classes présentes dans la base de données SWAT (Tableau 3).

Tableau 3 Correspondance entre classes de couverture du sol Corine Land Cover et SWAT ainsi que le pourcentage d'occupation du sol dans le bassin versant
Table 3 Correspondence between Corine Land Cover and SWAT land cover classes and the percentage of land cover in the watershed

Code CLC	Classe Corine Land Cover	Code SWAT	Classe SWAT	%
111	Continuous urban fabric	URHD	Residential-High Density	0.15
112	Discontinuous urban fabric	URML	Residential-Med/Low Density	5.72
121	Industrial or commercial units	UIDU	Industrial	0.58
122	Road and rail networks and associated land	UTRN	Transport	0.05
123	Port areas	UIDU	Industrial	0.00
124	Airports	UIDU	Industrial	0.07
131	Mineral extraction sites	BARR	Barren	0.07
141	Green urban areas	FESC	Tall Fescue	0.04
142	Sport and leisure facilities	URLD	Residential-Med/Low Density	0.25
211	Non-irrigated arable land	AGRC	Agricultural Land-Generic	7.15
221	Vineyards	GRAP	Vineyard	1.02
222	Fruit trees and berry plantations	ORCD	Orchard	0.42
231	Pastures	PAST	Pasture	5.07
242	Complex cultivation patterns	AGRC	Agricultural Land-Generic	2.77
243	Land principally occupied by agriculture with significant areas of natural vegetation	AGRC	Agricultural Land-Generic	1.04
311	Broad-leaved forest	FRSD	Forest-deciduous	4.01

312	Coniferous forest	FRSE	Forest-evergreen	16.22
313	Mixed forest	FRST	Forest-mixed	7.70
321	Natural grasslands	RNGE	Range-grasses	11.41
322	Moors and heathland	RNGB	Range-brush	2.56
324	Transitional woodland-shrub	RNGB	Range-brush	0.19
331	Beaches dunes sands	BARR	Barren	0.05
332	Bare rocks	ROCK	Bare Rock	14.21
333	Sparsely vegetated areas	BARR	Barren	5.58
335	Glaciers and perpetual snow	GLAC	Glacier	7.70
411	Inland marshes	WETN	Wetlands-non-forested	0.09
511	Water courses	WATR	Water	0.05
512	Water bodies	WATR	Water	5.83

Les changements d'occupation du sol ont été pris en compte grâce aux données Corine Land Cover de 2000, 2006 et 2012. Les fichiers de changements d'occupation du sol ont été générés avec l'outil en ligne SWAT LUU de l'Université de Purdue (Purdue University, 2020).

Les données météorologiques journalières de 140 stations de mesure (Figure 6) ont été prises en considération. Les données manquantes des stations suisses et françaises ont été complétées avec les données du Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) disponibles à une résolution d'environ 30 km à l'échelle du globe (National Center for Atmospheric Research, 2017). Les données CFSR ont été particulièrement utiles pour les stations météorologiques installées après 2005, année initiale de la simulation.

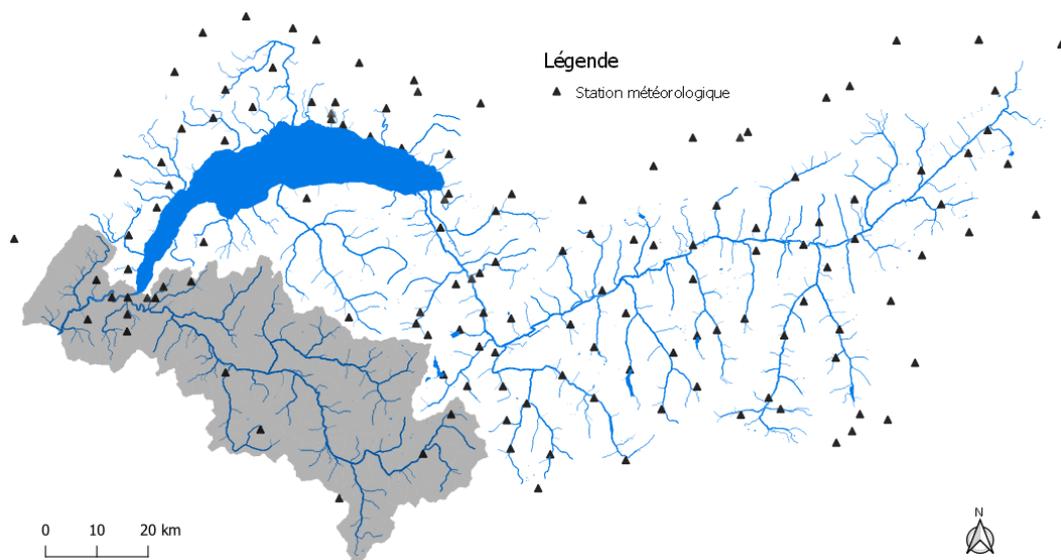


Figure 6 Carte des stations météorologiques
Figure 6 Map of weather stations

Les données de 187 STEPs (Figure 7) ont été introduites en utilisant la moyenne de phosphore total des années 2011-2015 comme valeur fixe historique étant donné que les données historiques étaient indisponibles au moment de la construction du modèle. Le phosphore total à la sortie des STEP a été réparti entre la forme organique et inorganique dans un ratio de 25% et 75% selon les recommandations du Dr. Abbaspour de l'EAWAG (communication personnelle). Les données des stations d'épuration se déversant directement dans le Lac Léman sont transférées à la sortie du lac.

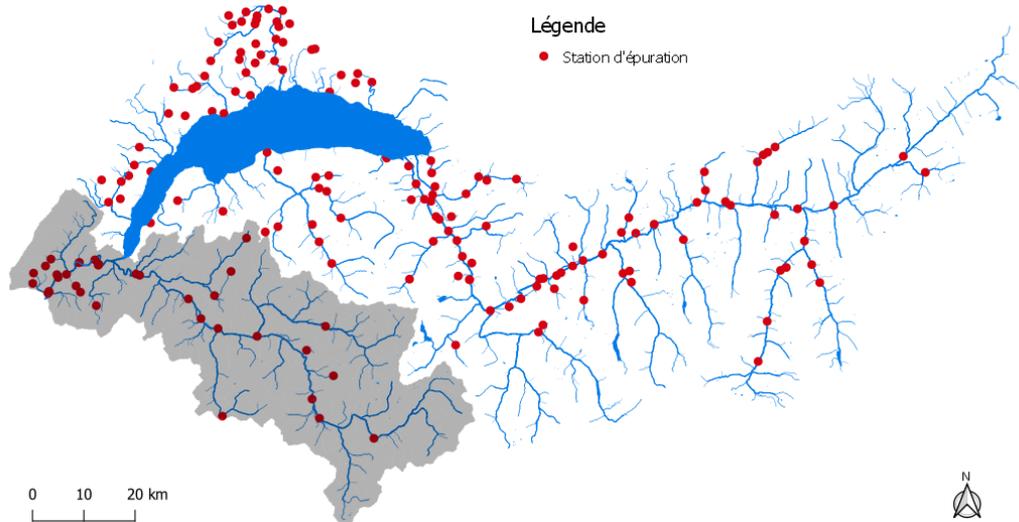


Figure 7 Carte des stations d'épuration
Figure 7 Map of wastewater treatment plants

Le calendrier agricole a été établi selon les recommandations de l'Union Suisse des Paysans (USP) (Vullioud, 2005). Les informations spatiales sur le type de plantes cultivées étant à ce jour indisponibles, un calendrier généré aléatoirement mais suivant les recommandations de l'USP a été définis pour chaque HRU ayant une couverture de sol agricole. Le calendrier se compose d'une rotation des cultures sur 6 ans comprenant 3 années avec cultures principales (blé, orges et maïs) et 3 années avec cultures secondaires les plus répandues en Suisse (pomme de terre, betterave sucrière, carotte, seigle, choux, tournesol). Un poids prépondérant a été donné aux cultures principales qui compte au minimum pour 50% des plantes cultivées. Une application de fertilisant de 190 et 60 kg/ha respectivement pour le nitrate et le phosphate inorganique a été fixée avant l'ensemencement de printemps. Un labour a été planifié avant l'ensemencement et après la récolte afin de mélanger la terre, les résidus des plantes et les nutriments. Une bande filtrante de 3 m a été définie autour des parcelles agricoles en partant du principe que des mesures de protection sont obligatoires en Suisse afin de limiter l'érosion et en conséquence la diffusion des sédiments et des nutriments N et P (OFEV/OFAG, 2013). Les installations de drainage du sol, fréquentes en Suisse (OFEV, 2017), ont été simulées pour les sols de classe C et D (sols à faible capacité d'infiltration) des terres agricoles ayant une pente de 0 à 5%. Un diamètre de 5 cm, un espacement de 15 m entre les drains et un coefficient de drainage de 10 mm/jour a été utilisé.

L'estivage du bétail à mi-altitude a été introduit du 21 juin pour une durée de 110 jours dans les pâturages en supposant une densité de 1.5 unités de gros bétail (UGB)/ha consommant et piétinant 30 et 10 kg ha⁻¹jour⁻¹ de biomasse sèche. Une déposition de 15 kg ha⁻¹jour⁻¹ de matière fécale sèche a été supposée (Haynes & Williams, 1993).

Les dépositions atmosphériques d'ammonium, de nitrate, d'ammonium sec et de nitrate sec ont été fixées selon Seitzler et al. (2016) à l'aide d'une régression linéaire pour compléter les valeurs manquantes. Les dépositions atmosphériques de phosphore ne sont pas modélisées dans SWAT. Il est toutefois possible d'appliquer de très petites quantités de phosphore uniformément par région ou type de couverture du sol. Certaines études estiment cependant que le P s'échappant dans l'atmosphère par érosion compense les dépositions. Les quantités sont dans tous les cas très faibles (≈0.03 mg/L de précipitation) et sont ignorées pour le moment dans le modèle.

Les lacs, barrages et réservoirs principaux (14 en tout, principalement en Valais) ont été définis dans le modèle selon les informations du (Comité suisse des barrages, 2020) ou d'autres sources d'information disponibles sur Internet (Tableau 4). Les informations détaillées quant à la gestion des barrages étant indisponibles, seuls les volumes et les surfaces des réservoirs ont été introduits dans le modèle. Toutefois, la surface et le volume permettent de simuler en partie l'évaporation et la déposition de sédiments et nutriments. L'évaporation des réservoirs a été estimée à l'aide d'un taux d'évaporation journalier supérieur de 10 % à l'évapotranspiration potentielle durant toute la simulation (Hoogeveen et al., 2015). L'évapotranspiration potentielle a été calculée par SWAT selon l'équation de Penman-Monteith (Allen et al., 1998).

Tableau 4 Liste des lacs, barrages et réservoirs inclus dans le modèle
Table 4 List of lakes, dams and reservoirs included in the model

Nom	Volume [1'000 x m ³]	Surface [km ²]
Lac Léman	89'000'000	581.3000
Lac des Dix	400'000	3.6500
Lac d'Emosson	227'000	3.2700
Lac de Mauvoisin	211'500	2.2600
Stausee Mattmark	101'000	1.7600
Lac de Moiry	78'000	1.3350
Lac de Tseuzier	50'000	0.8500
Lac de Salanfe	40'000	1.8000
Les Toules	20'150	0.6057
Lac de Cleuson	20'000	0.5000
Griessee	18'600	0.5940
Barrage de Verbois	13'000	1.3200
Lac de Bret	5'000	0.3600
Ferden	1'890	0.1100

Les données des stations de mesures (Figure 8) ont été agrégées à l'échelle mensuelle pour les débits (40 stations), sédiments (2), P total (14), PO₄ (14), N total (3), NH₄ (9), NO₂ (9), NO₃ (11) et oxygène dissous (6). Une agrégation à l'échelle mensuelles est délicate car les données proviennent de mesures ponctuelles effectuées dans certains cas toutes les deux semaines ou d'en d'autres cas de façon irrégulière. De ce fait, il est présumé que les données mesurées sont représentatives des valeurs mensuelles.

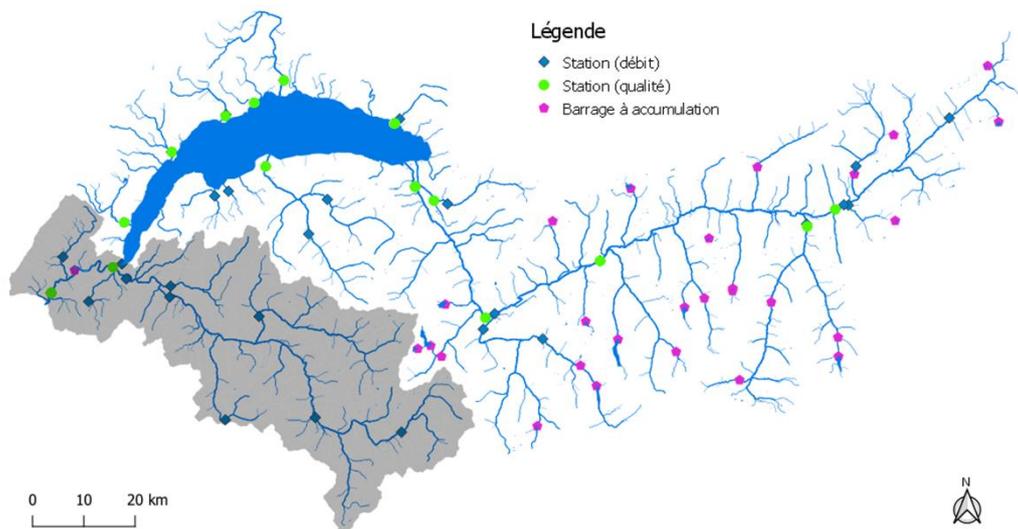


Figure 8 Carte des stations de mesure, barrages, lacs et réservoirs

2.3.2 Construction du modèle

Le modèle a été construit avec l’extension ArcSWAT disponible pour ArcGIS. Les emplacements actuels des cours d’eau (swisstopo, 2019) ont été utilisés afin de forcer le réseau hydrologique à suivre des chemins connus et à s’aligner correctement avec les stations de mesure. Un seuil de 500 hectares a été utilisé pour délimiter les sous-bassins, donnant un total de 1’284 sous-bassins et 25’583 HRUs. Quatre classes de pente ont été définies en utilisant 5%, la pente médiane (35%) et la pente médiane + 1 écart-type (65%) comme seuils de démarcations.

Les processus de fonte des neiges jouant un rôle majeur dans la région, 5 bandes d’élévation ont été définies pour les sous-bassins ayant un intervalle d’altitude supérieure à 500 m. Les bandes d’élévation sont utilisées dans SWAT pour simuler les effets orographiques sur les précipitations et les températures en appliquant un gradient altitudinal avec la station météorologique la plus proche. Pour chaque bande d’élévation, l’accumulation, la sublimation et la fonte de la neige sont ainsi modélisées. Bien que cette méthode ait ses limites (Galván et al., 2014), elle s’est montrée appropriée pour plusieurs bassins versants alpins et préalpins (Abbaspour, Yang, et al., 2007; Grusson et al., 2015; Tuo et al., 2016).

Les données d’évapotranspiration du produit MODIS MOD16A2 (Running et al., 2017) ont été agrégées à l’échelle mensuelle et utilisée afin de contraindre les paramètres hydrologiques durant la calibration.

2.3.3 Calibration du modèle

La calibration du modèle a ensuite été effectuée à l’aide du logiciel SWAT-CUP (Abbaspour, Vejdani, et al., 2007) et de l’algorithme Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2) sur la période 2000-2015. Une période de « warm-up » de 5 ans a été utilisée afin d’initialiser les paramètres et les processus hydrologiques du modèle.

Les paramètres utilisés pour la calibration ont fait l’objet d’une analyse de sensibilité préalable afin de déterminer quels effets chacun d’entre eux a sur les résultats. En effet, un grand nombre de paramètres est employés dans les études avec SWAT. Toutefois, selon la configuration du bassin versant, la sensibilité de ces paramètres peut varier et certains peuvent se voir non-pertinents à calibrer dans un bassin donné. Le logiciel SWAT-CUP n’ayant pas de métrique standard afin d’évaluer la sensibilité lorsque les paramètres sont testés un à un, une évaluation subjective a été faite en observant visuellement la réponse des courbes de simulation des divers composant (débits, sédiments, phosphore, azote, oxygène dissous, évapotranspiration) (Figure 9). Pour chaque paramètre, 5 simulations ont été effectuées en tirant 5 valeurs de paramètre parmi une plage de valeurs initiales possibles. Les 5 valeurs sont tirées automatiquement par SWAT-CUP selon un échantillonnage par hypercube latin. Un score subjectif a ensuite été donné :

Tableau 5 Score visuel de sensibilité des paramètres
Table 5 Visual sensitivity score of the parameters

Score	Niveau de sensibilité	Interprétation visuelle
-	Aucune sensibilité	La courbe ne change pas.
+	Peu sensible	La courbe varie de façon minimale, presque insignifiante.
++	Moyennement sensible	La courbe varie de moins de ≈50%.
+++	Très sensible	La courbe varie de plus de ≈50%.

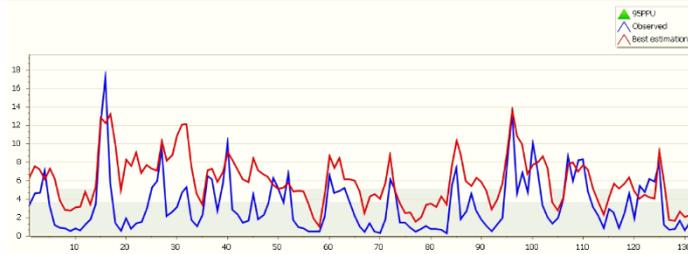
Il s'agit d'une échelle subjective mais qui a toute son utilité dans la pratique afin de sélectionner les paramètres pertinents (scores ++ et +++). Les paramètres analysés ainsi que leurs plages de valeurs ont été les suivants :

Tableau 6 Liste des paramètres et plages de valeurs utilisés pour la calibration (l'* indique que la valeur par défaut change en fonction du type de sol et d'utilisation du sol. Cette valeur est définie dans la base de données SWAT. v__ signifie que le paramètre reçoit une valeur définie, r__ signifie que la valeur du paramètre de la base de données est modifié par un ratio)

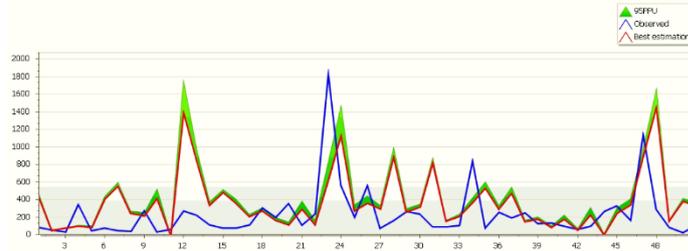
Table 6 List of parameters and value ranges used for calibration (the * indicates that the default value changes depending on the soil type and land use. This value is defined in the SWAT database. v__ means that the parameter is given a defined value, r__ means that the value of the parameter in the database is changed by a ratio)

Paramètre	Description	Min	Max	Défaut
v__PLAPS.sub	Gradient altitudinal des précipitations.	-500.00	500.00	0.00
v__TLAPS.sub	Gradient altitudinal des températures.	-5.00	-7.50	0.00
v__SFTMP.bsn	Température de chute de neige.	-1.00	5.00	0.50
v__SMTMP.bsn	Température de fonte de la neige.	-1.00	5.00	1.00
v__SMFMX.bsn	Taux de fonte de la neige maximal (solstice d'été).	0.00	20.00	4.50
v__SMFMN.bsn	Taux de fonte de la neige minimal (solstice d'hiver).	0.00	20.00	4.50
v__TIMP.bsn	Facteur de décalage de la température de la couche de neige.	0.10	0.90	0.50
v__CANMX.hru	Capacité de rétention de la canopée maximale.	0.00	5.00	0.00
r__CN2.mgt	SCS runoff curve number.	-0.50	0.50	*
v__SURLAG.bsn	Facteur de décalage des écoulements de surface.	1.00	24.00	1.00
v__ESCO.hru	Facteur de compensation de l'évaporation du sol.	0.01	1.00	0.95
v__EPCO.hru	Facteur de compensation de capture de l'eau par les plantes.	0.01	1.00	1.00
r__OV_N.hru	Coefficient de Manning pour les flux de surface.	-0.50	0.50	*
v__LAT_TTIME.hru	Temps de transfert latéral de l'eau du sol.	0.00	180.00	*
r__SOL_K().sol	Conductivité hydraulique à saturation du sol.	-0.50	0.50	*
r__SOL_BD().sol	Densité apparente du sol.	-0.50	0.50	*
r__SOL_AWC().sol	Capacité d'eau disponible du sol.	-0.50	0.50	*
r__ROCK().sol	Contenu en roche du sol.	-0.50	0.50	*
r__ALPHA_BF.gw	Facteur alpha du débit de base.	-0.50	0.50	*
r__GW_DELAY.gw	Délai pour l'eau du sol.	0.00	1.00	*
v__REVAPMN.gw	Quantité d'eau dans l'aquifère pour la « réévaporation ».	0.00	500.00	1.00
v__GW_REVAP.gw	Coefficient de « réévaporation ».	0.00	5000.00	*
v__CH_K2.rte	Conductivité hydraulique de l'alluvion de la rivière principale.	0.02	0.20	*
v__CH_N2.rte	Coefficient de Manning pour la rivière principale.	0.00	1.00	*
v__CH_COV1.rte	Facteur d'érodabilité du cours d'eau.	-0.05	0.60	*
v__USLE_P.mgt	Facteur USLE de support	0.00	1.00	*
v__USLE_K().sol	Facteur USLE K d'érodabilité du sol	0.00	0.65	*
v__PRF_BSN.rte	Facteur d'ajustement du taux max. pour le transfert de sédiment dans la rivière principale.	0.00	2.00	*
v__PSP.bsn	Coefficient de sorption du phosphore.	0.10	0.70	0.10
v__ERORGP.hru	Ratio d'enrichissement du phosphore organique.	0.00	5.00	0.00
v__PHOSKD.bsn	Coefficient de partition du phosphore dans le sol.	100.00	200.00	175.00
v__SPCON.bsn	Paramètre pour le calcul de la quantité max. de sédiment qui peut être réentraîné par la rivière lors de la sédimentation.	0.0001	0.01	0.0001
v__SPEXP.bsn	Paramétriser pour le calcul de la quantité de sédiment qui peut être réentraîné par la rivière lors de la sédimentation.	1.00	1.50	1.00
v__BC4_BSN.bsn	Taux de désintégration du P organique en P dissous.	0.01	0.70	0.35
v__RS5.swq	Taux de déposition du P organique dans la rivière à 20°C.	0.001	0.10	0.05
v__AI2.wwwq	Fraction de la biomasse d'algues étant du P.	0.01	0.02	0.015
v__BC4.swq	Taux de minéralisation du P organique en P dissous dans la rivière à 20°C.	0.01	0.70	0.35

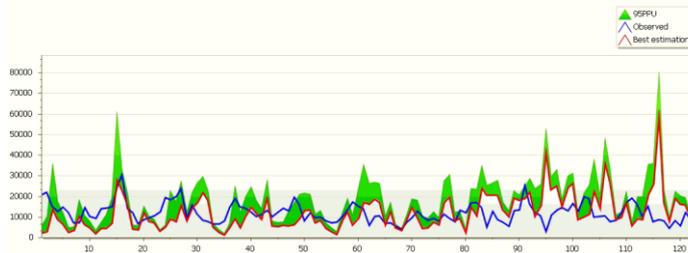
Aucune sensibilité (-)



Peu sensible (+)



Moyennement sensible (++)



Très sensible (+++)

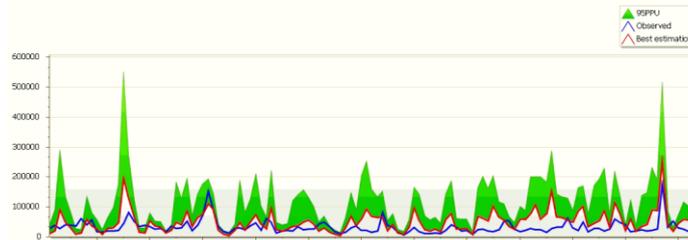


Figure 9 Exemples d'évaluation visuelle de la sensibilité des paramètres
Figure 9 Examples of visual assessment of parameter sensitivity

A noter que l'évaluation un à un des paramètres a des avantages et des inconvénients par rapport à une évaluation globale de tous les paramètres simultanément. Le principal avantage est la rapidité et l'isolement des effets de chaque paramètre. L'inconvénient est le manque de visibilité quant aux interactions possibles entre paramètres (par exemple un paramètre insignifiant peu devenir significatif en présence de la variation d'un ou plusieurs autres paramètres).

Dans SWAT-CUP, chaque paramètre peut être régionalisé, c'est-à-dire changé de façon différente selon le sous-bassin. Il est commun dans les études SWAT de faire varier les paramètres de façon différente en amont de chaque station de mesure, en partant du principe que la station représente les processus en amont de celle-ci. Toutefois cette démarche introduit des disparités de valeurs pour un même paramètre qui apparaissent lors de la cartographie des résultats. Il y a de ce fait un compromis à faire entre une bonne calibration au niveau de chaque station de mesure et une consistance des résultats au niveau du bassin dans son ensemble.

La calibration a ensuite été effectuée en partie selon la procédure décrite dans Abbaspour et al., (2015). Premièrement, les paramètres de l'hydrologie ont été calibrés pour l'ensemble de la zone à l'aide de toutes les observations de la station de mesure. Les plages obtenues donnant les meilleurs

résultats ont ensuite été définies comme les « plages de paramètres par défaut » pour l'ensemble de la zone. Cette étape sert principalement aux bassins versants n'ayant pas de stations de mesure (Gitau & Chaubey, 2010). Les paramètres au niveau du bassin versant dans son ensemble ont été calibrés en premier. Puis, certains paramètres ont été régionalisés et calibrés pour chaque station de mesure et leurs sous-bassins amont respectifs.

Pour les stations de mesure, la calibration a été effectuée en cherchant à optimiser le coefficient du biais en pourcentage (PBIAS) qui mesure la tendance moyenne d'une simulation à sous- ou surestimer les observations. Une valeur négative indique une surestimation générale tandis qu'une valeur positive indique une sous-estimation générale. La valeur optimale du PBIAS est de 0. Un PBIAS de ± 25 est généralement considérée comme étant satisfaisante pour les débits, alors que ce seuil est de ± 70 pour les nutriments (Moriassi et al., 2007).

2.3.4 Scénarios

Quatre scénarios, une combinaison de 2 scénarios climatiques et de 2 scénarios de changement d'occupation du sol, ont été réalisés pour la période 2020-2050.

Les scénarios climatiques ont été tirés des modèles CH2018 HIRHAM ECEARTH EUR11 RCP 2.6 et 8.5 disponibles au niveau de plus de 300 stations météorologiques situées sur le territoire suisse (CH2018, 2018). Le scénario RCP2.6 correspond à l'adoption de mesures drastiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre pour limiter le réchauffement à moins de 2 °C. Le scénario RCP 8.5 correspond quant à lui au scénario sans mesure de protection (Figure 10). L'abréviation RCP signifie « Representative Concentration Pathways ». Ces scénarios se traduisent en données journalières disponibles pour les variables principales (précipitation, températures de l'air minimale et maximale, radiations solaires, humidité relative et vitesse de vent). Ces données n'étant pas disponibles pour le territoire français, la météorologie des sous-bassins français a été définie selon la station météorologique suisse la plus proche.

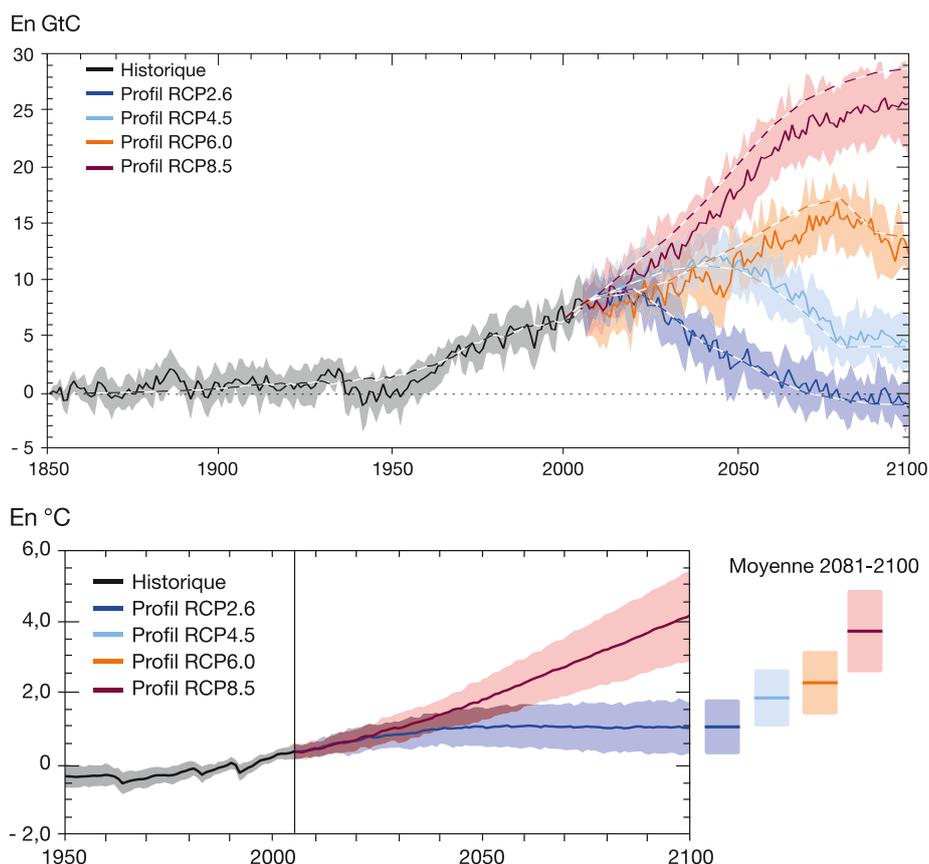


Figure 10 Scénarios de changement d'émissions liées aux énergies fossiles (en haut) et leurs répercussions sur les températures moyennes (en bas) : sources : <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-du-climat/3-scenarios-et-projections-climatiques>

Figure 10 Fossil fuel emission change scenarios (top) and their impact on average temperatures (bottom)

Les scénarios de changement d'occupation du sol (LIB = « libéralisation » et LAP = « lower agricultural production ») ont été tirés d'une étude précédente (Rahman et al., 2015) et simplifiés afin de correspondre aux classes d'occupation du sol de SWAT (Tableau 7).

Tableau 7 Scénarios simplifiés de changement d'occupation du sol
Table 8 Simplified scenarios of land use change

	De	Forêt (mixte)	Terre arborescente	Agriculture	Scénario
< 900 m	Forêt	100%	0	0	LAP + 50% diminution intrants
	Terre arborescente	2%	98%	0	
	Agriculture	10%	10%	80%	
> 900 m	Forêt	95%	5%	0	LIB
	Terre arborescente	2%	98%	0	
	Agriculture	20%	20%	60%	
< 900 m	Forêt	100%	0	0	LIB
	Terre arborescente	0	100%	0	
	Agriculture	0	2%	98%	
> 900 m	Forêt	100%	0	0	LIB
	Terre arborescente	90%	10%	0	
	Agriculture	60%	30%	10%	

De plus, une diminution de 50% des intrants de fertilisation N et P a été supposée dans le scénario LAP.

2.4 MODELISATION DES FLUX DE PHOSPHORE (PO₄+PO) DANS LE LEMAN.

Afin d'évaluer l'évolution des concentrations en P dans le lac en fonction des apports diffus suivant les différents scénarios, une simulation dynamique de l'évolution des teneurs en P dans le Léman est effectuée.

Le modèle simple se base sur une simulation dynamique (par bilan de masses) dans le Grand-Lac, développé dans le logiciel Stella ver. 9.1.3 (Isee system, USA). Les compartiments considérés du lac sont l'épilimnion (0-30 m), l'hypolimnion supérieur (30-150 m) et l'hypolimnion inférieur (150-309 m). Les processus pris en compte sont :

- Les entrées : apports diffus par les rivières et apports ponctuels par les STEP, relargage du P par les sédiments (source interne).
- Les sorties : Perte de P par l'exutoire (Rhône à Genève) et la sédimentation (P adsorbé et constituant de la matière organique)
- Les échanges entre les compartiments du lac comprennent le brassage annuel, en fin d'hiver, entre l'épilimnion et l'hypolimnion supérieur, un brassage complet du lac intervenant tous les 7 ans, et la diffusion turbulente entre l'hypolimnion inférieur et l'hypolimnion supérieur.

Les grandeurs utilisées dans le modèle sont indiquées dans le Tableau 8 (exprimées dans les unités du modèle), et les relations représentées graphiquement à la Figure 11. Le modèle est calibré pour le taux de sédimentation et le taux de recyclage des sédiments en se basant sur les mesures entre 1999 et 2019.

Tableau 8 Grandeurs et équation du modèle
Table 8 Model quantities and equation

Grandeurs (unités)	Valeur	Remarques
Volume épilimnion (0-30 m) (m ³)	14.14 · 10 ⁹	
Volume hypolimnion supérieur (30-150 m) (m ³)	44.28 · 10 ⁹	
Volume hypolimnion inférieur (150-309 m) (m ³)	27.24 · 10 ⁹	
Surface interface hypo sup-hypo inf (m ²)	2.8 · 10 ⁸	
Flux P MIN des affluents (P en mg/j)	variable	Output de SWAT
Flux P biodisponible des STEP (P en mg/j)	2.8 · 10 ⁸	Selon Oriez 2020
Débit du Rhône à l'exutoire (m ³ /s)	variable	Output de SWAT
Taux de sédimentation de l'épilimnion (j ⁻¹)	0.0035	Correspond au flux mesuré dans les trappes (Dominik et al 1993, Gascon et al 2018)
Coefficient de diffusion turbulente - K _z (m ² /j)*	8	
Taux de recyclage du P des sédiments (-)*	0.5	En accord avec Span et al 1990

* paramètres calibrés

Les flux entre les réservoirs (compartiments) sont calculés afin d'obtenir à la fin de chaque hiver une concentration identique entre l'épilimnion et l'hypolimnion supérieur, simulant ainsi un brassage partiel, et une concentration identique dans tous les compartiments tous les 7 ans, simulant un brassage complet, ce qui correspond en moyenne à la situation de ces dernières années.

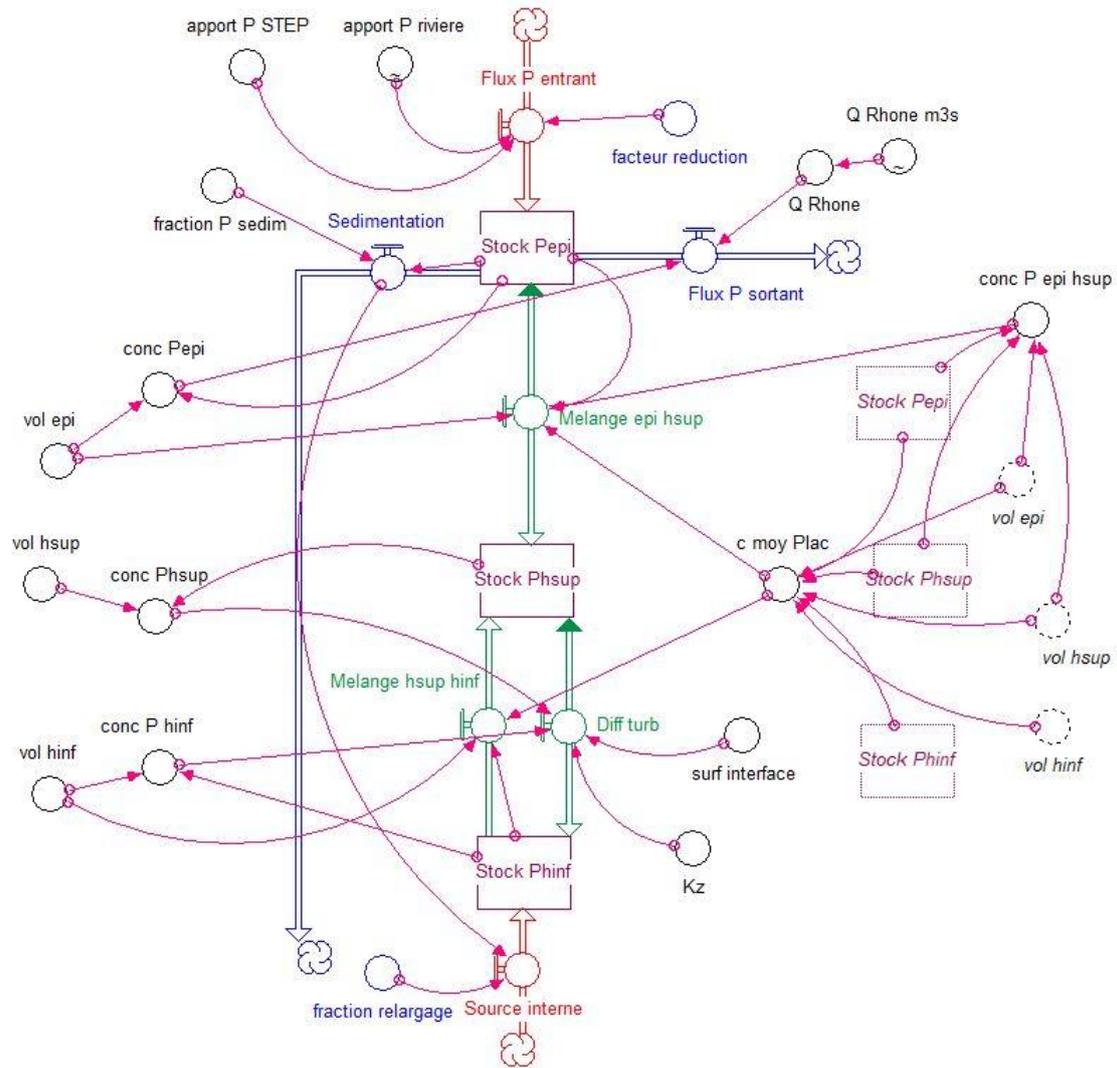


Figure 11 Modèle du P dans le Léman. Les flux entrants sont en orange, les flux sortant en bleu, les flux entre les réservoirs en vert
 Figure 11 Model of P in Lake Geneva. Inflows are in orange, outflows in blue, inter-reservoir flows in green

3 RÉSULTATS

3.1 BALANCE HYDROLOGIQUE

La balance hydrologique du bassin versant dans son ensemble est schématisée dans la Figure 12 :

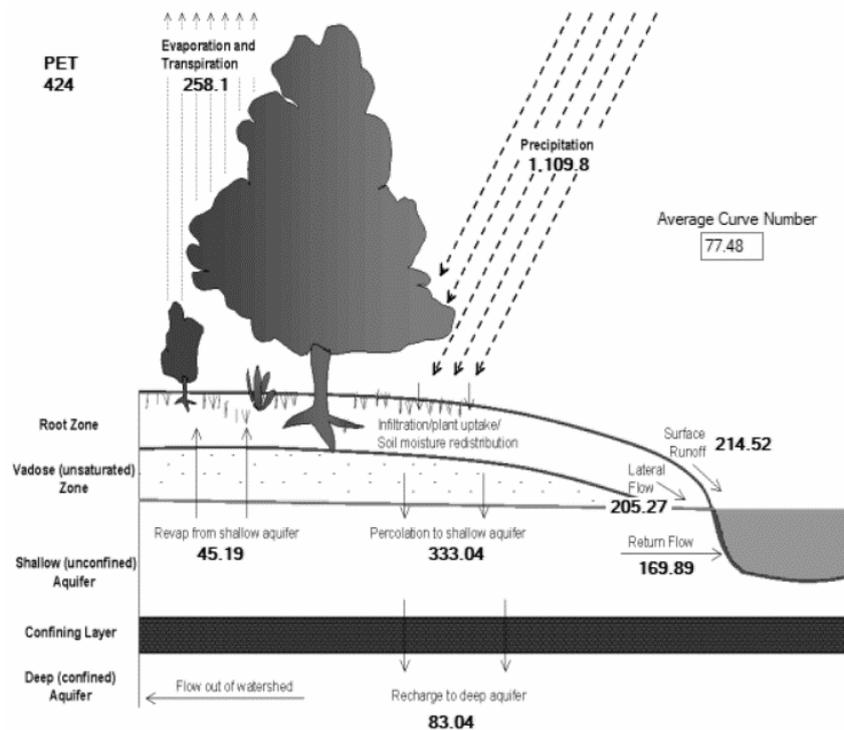


Figure 12 Balance hydrique 2005-2015 du bassin versant dans son ensemble [mm/an]
 Figure 12 Water balance 2005-2015 of the whole watershed [mm/year]

L'Atlas hydrologique de la Suisse, Bilan hydrique des bassins fluviaux, donne les chiffres suivants pour la balance hydrique jusqu'à la Porte-du-Scex et la sortie du Lac Léman, respectivement, de 1901 à 1980 :

Tableau 9 Balances hydriques pour la période 1901-1980 [mm/an]
 Table 9 Water balances for the period 1901-1980 [mm/year]

	Précipitations	Écoulements	Évaporation
Porte-du-Scex	1455 (50%)	975 (33%)	499 (17%)
Sortie Lac	1538 (50%)	1071 (34%)	496 (16%)

De 1981 à 2010, les chiffres sont les suivants à la Port du Scex selon le même atlas :

Tableau 10 Balances hydriques pour la période 1981-2010 [mm/an]
 Table 10 Water balance for the period 1981-2010 [mm/year]

	Précipitations	Écoulements	Évaporation
Porte-du-Scex	1395 (48%)	1176 (40%)	335 (12%)

En reformulant les résultats de SWAT pour la période de 2005 à 2015, on obtient :

Tableau 11 Balances hydriques pour la période 2005-2015 [mm/an]
 Table 11 Water balances for the period 2005-2015 [mm/year]

	Précipitations	Écoulements	Évaporation
Bassin versant complet	1110 (52%)	782 (36%)	258 (12%)

La moyenne des précipitations des 39 stations de mesure ayant des données d'observation complètes de 2005 à 2015 est de 1'056 mm/an.

Bien que les proportions entre les composants de la balance hydrique soient similaires, on observe un niveau plus faible pour l'ensemble des composants dans SWAT. Les stations de mesure n'étant pas distribuées spatialement de manière homogène, notamment dans les zones de montagne, cette différence pourrait en partie s'expliquer par les méthodes d'interpolation des précipitations et des données météorologiques utilisées afin d'estimer les précipitations dans le bassin, notamment en altitude.

3.2 DEBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET DE L'EXUTOIRE

Dans les graphiques et résultats ci-dessous, il faut distinguer l'incertitude (bande grise) de la « meilleure simulation » parmi toutes les simulations qui ont permis d'estimer l'incertitude. Bien que la bande d'incertitude puisse notablement sur- ou sous-estimer les observations (notamment au niveau de pics surévalués), la « meilleure simulation » est plus proche des observations et ne connaît pas, ou dans une moindre mesure, de tels pics. Les résultats des moyennes annuelles issus de la calibration se basent sur cette « meilleure simulation ». Cette dernière représente l'ensemble de valeurs de paramètre ayant donné le meilleur résultat en fonction de la mesure de performance choisie, ici le PBIAS.

Les graphiques de la Figure 13 représentent la calibration des débits pour les cinq affluents principaux ainsi qu'à l'exutoire de l'aire d'étude :

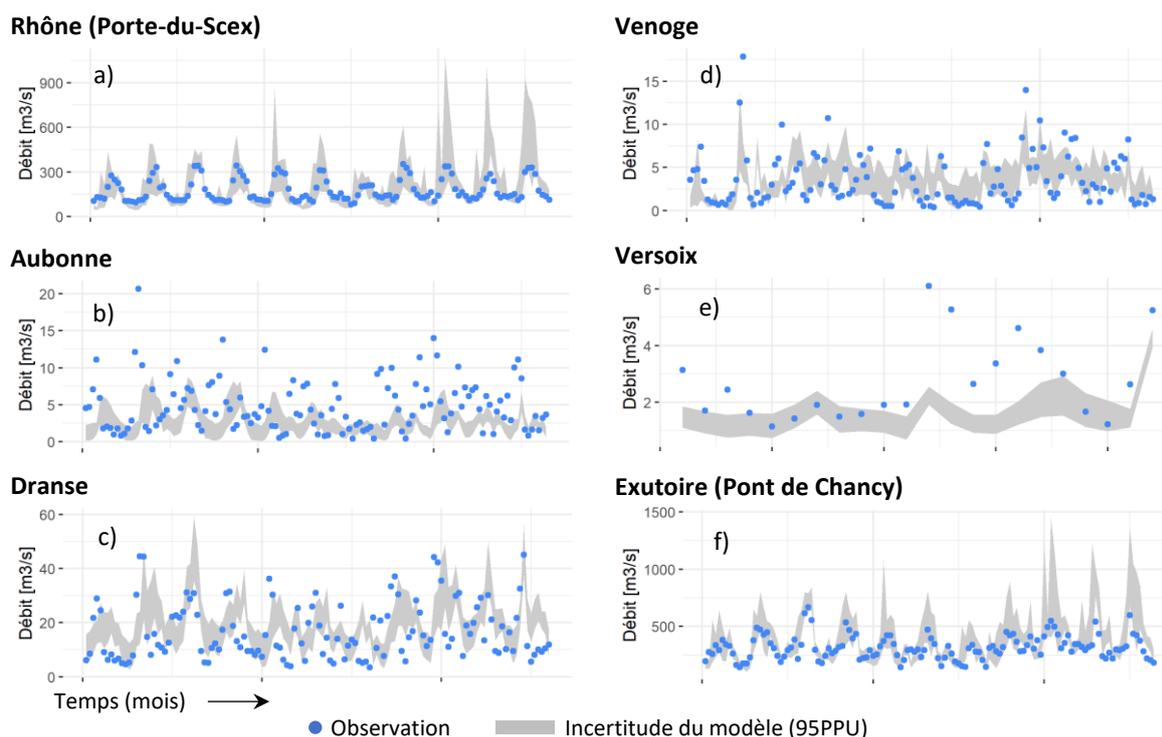


Figure 13a-f Graphiques de calibration de débit des affluents principaux
Figure 13a-f Flow calibration graphs for major tributaries

Les statistiques des Figure 13a-f sont reportées dans le Tableau 12.

Tableau 12	Statistique par bassins versants (les résultats de débit moyen, PBIAS et Nash-Sutcliffe correspondent à la meilleure simulation parmi l'ensemble de simulations permettant l'estimation de l'incertitude)
Table 12	Watershed statistics (mean flow, PBIAS and Nash-Sutcliffe results correspond to the best of simulations for uncertainty estimation)

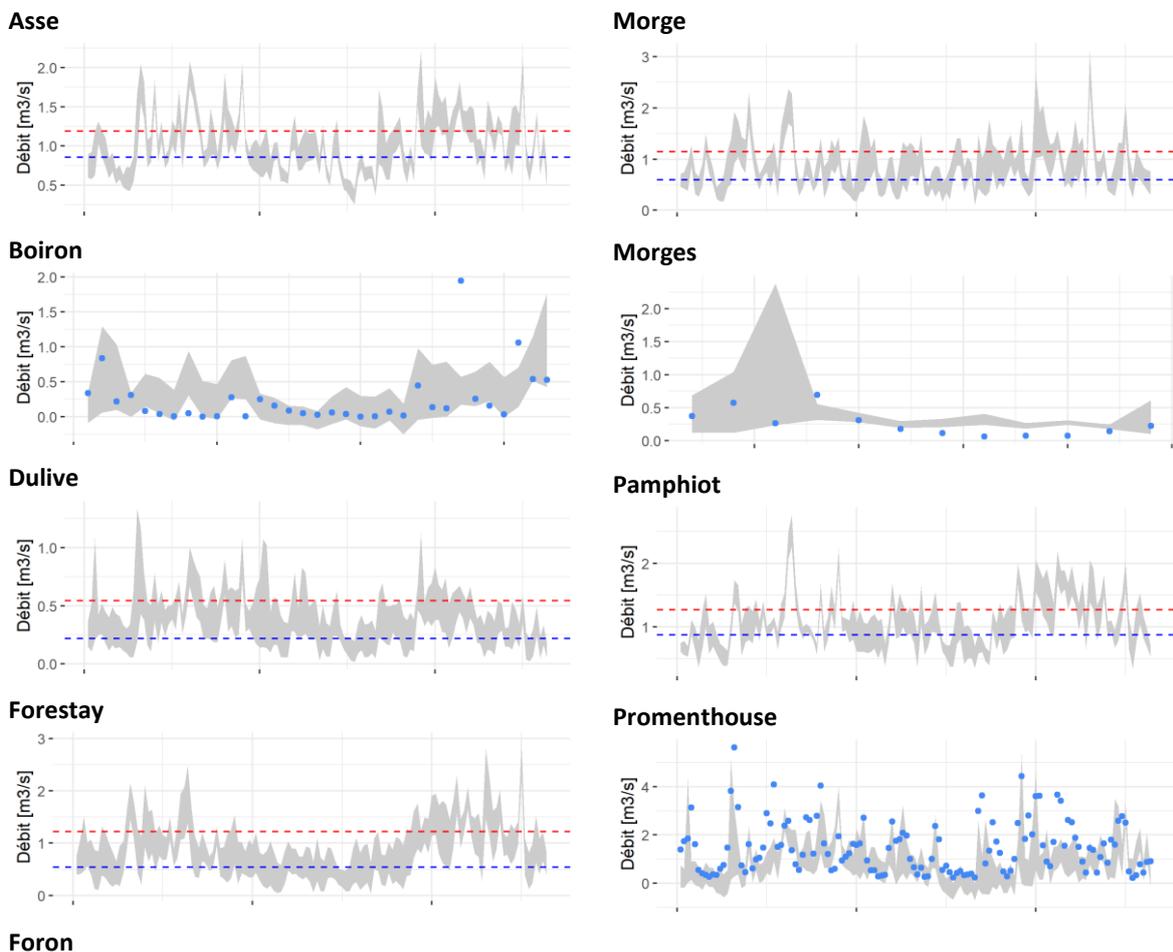
Affluent	Débit moyen simulé [m ³ /s]	Débit moyen observé [m ³ /s]	PBIAS	NS	p-factor	r-factor	Période
Rhône	167.1	179.2	6.7	0.33	0.83	2.15	2005-2015
Aubonne	3.3	4.8	31.3	-0.10	0.30	0.38	2005-2015
Dranse	20.3	16.7	-21.6	0.06	0.40	0.68	2005-2015
Venoge	3.2	3.5	10.0	0.24	0.56	1.11	2005-2015
Versoix	2.0	2.7	25.8	0.05	0.55	0.60	2011-2015
Exutoire	337.5	318.3	-6.1	0.03	0.74	2.16	2005-2015

Le débit total moyen simulé est de 195.9 m³/s alors que le débit total moyen observé est de 206.9 m³/s. Il y a donc une sous-estimation de 5.3% sur la période simulée avec toutefois des disparités selon les affluents.

Il faut noter que la hausse de l'incertitude et des débits à la Porte-du-Scex pour les années 2013, 2014 et 2015. Cette hausse reste inexpliquée car les précipitations ne sont pas particulièrement élevées durant ces années.

3.3 DEBITS DES AFFLUENTS SECONDAIRES

Les graphiques de la Figure 14 représentent la calibration des débits pour seize affluents secondaires parmi les plus importants sur les 61 restants inclus dans le modèle. Les graphiques sans points d'observation correspondent aux affluents sans données d'observation. Ces affluents ont été calibrés en fonction des paramètres dérivés des affluents ayant des données d'observation et sont incorporés ici à titre d'information :



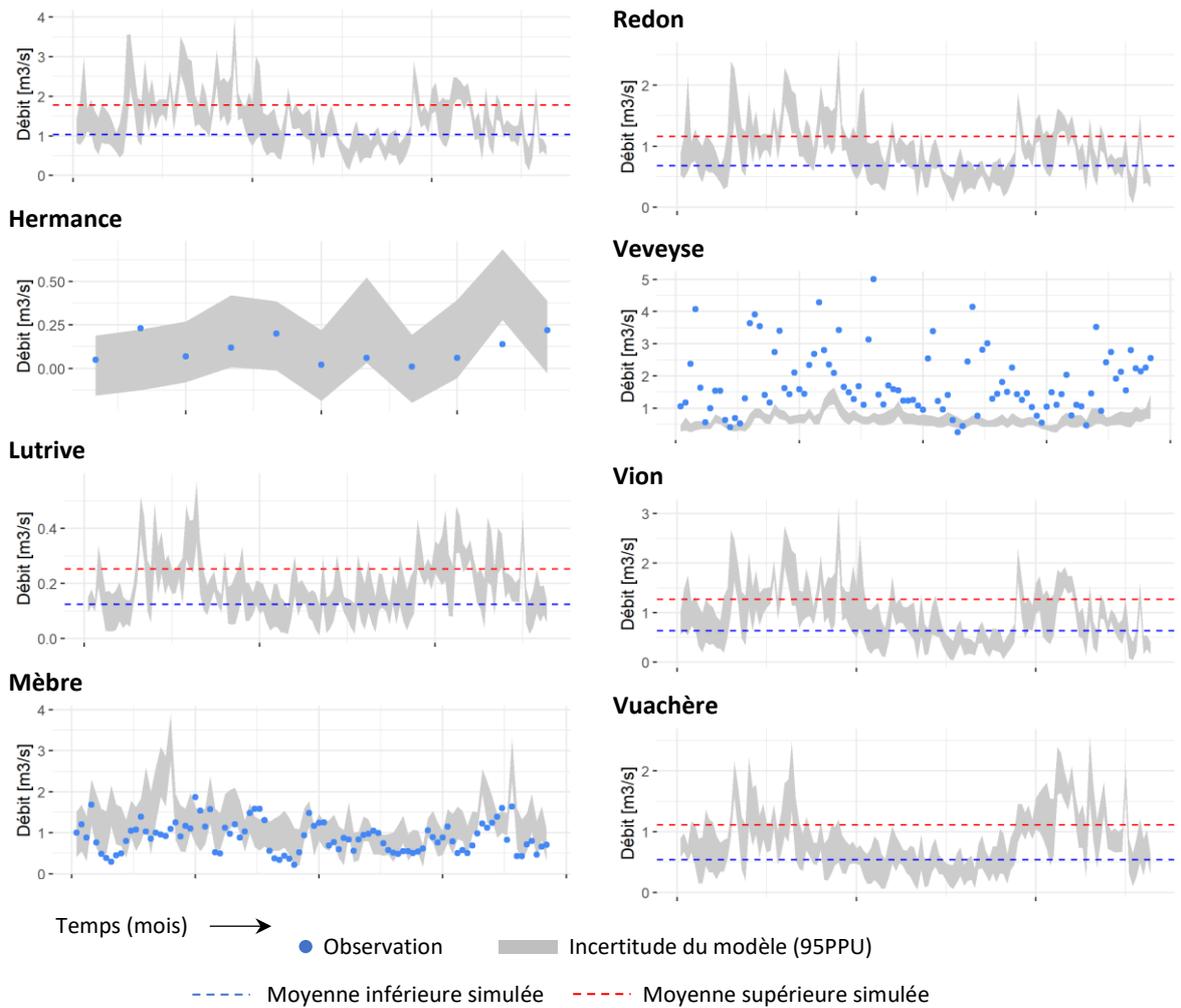


Figure 14 Graphiques de calibration des débits des affluents secondaires
 Figure 14 Secondary tributary flow calibration graphs

3.4 PHOSPHORE DES AFFLUENTS PRINCIPAUX

Les graphiques de la Figure 15 ci-dessous représentent la calibration du phosphore inorganique pour les cinq affluents principaux ainsi qu'à l'exutoire (Pont de Chancy) :

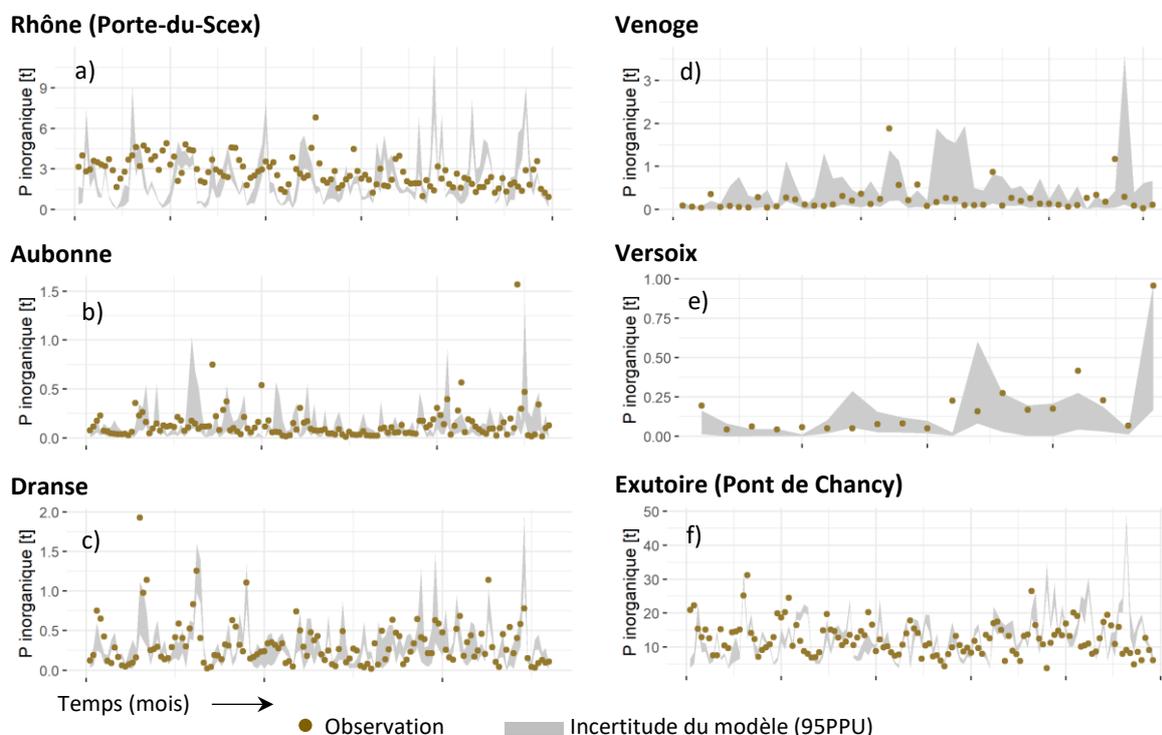


Figure 15a-f: Graphiques de calibration de P_i des affluents principaux
 Figure 15 a-f: P_i calibration graphs of main tributaries

Les statistiques des Figure 15a-f sont reportées dans le Tableau 13.

Tableau 13 Statistique par bassins versants (les résultats de P moyen et PBIAS correspondent à la meilleure simulation parmi l'ensemble de simulations permettant l'estimation de l'incertitude)

Table 14 Watershed statistics (the results of average P and PBIAS correspond to the best simulation among the set of simulations allowing the estimation of the uncertainty)

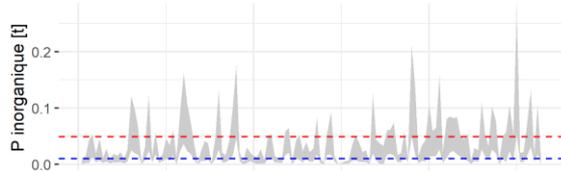
Affluent	P_i mensuel moyen simulé [kg]	P_i mensuel moyen observé [kg]	PBIAS	p-factor	r-factor	Période
Rhône	2579.5	2711.2	4.9	0.32	1.06	2005-2015
Aubonne	70.7	134.6	47.5	0.61	0.89	2005-2015
Dranse	252.0	326.6	22.9	0.59	0.84	2005-2015
Venoge	154.2	239.9	35.8	0.80	1.83	2005-2015
Versoix	84.7	177.7	52.3	0.74	0.85	2011-2015
Exutoire	13972.8	12398.5	-12.7	0.49	0.61	2005-2015

La quantité totale moyenne simulée est de 3'141 kg/mois ou 37.7 t/an de P inorganique alors que la quantité moyenne observée est de 3'590 kg/mois ou 43 t/an. Il y a donc une sous-estimation de 12% sur la période simulée avec toutefois des disparités selon les affluents.

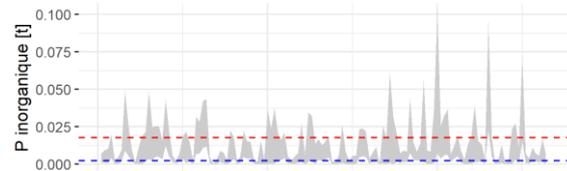
3.5 PHOSPHORE DANS LES AFFLUENTS SECONDAIRES

Les graphiques ci-dessous (Figure 16) représentent la calibration du phosphore inorganique pour seize affluents secondaires sur les 61 restants inclus dans le modèle :

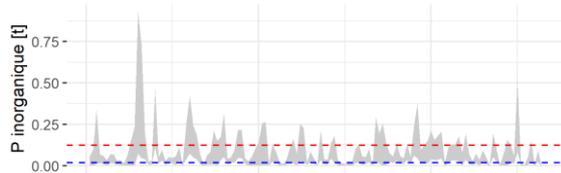
Asse



Morge



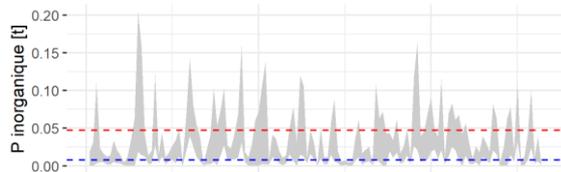
Boiron



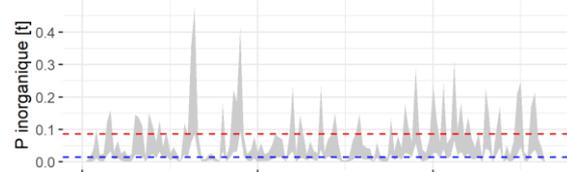
Morges



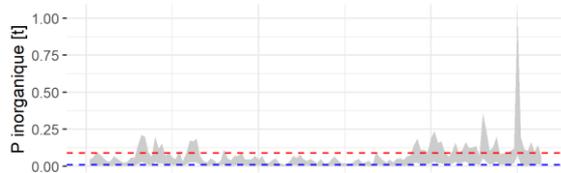
Dulive



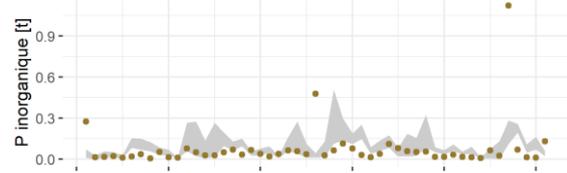
Pamphiot



Forestay



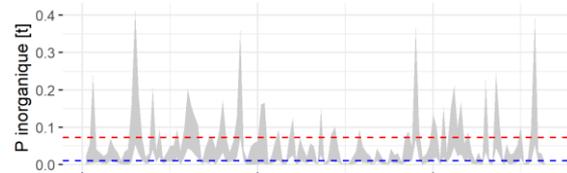
Promenthouse



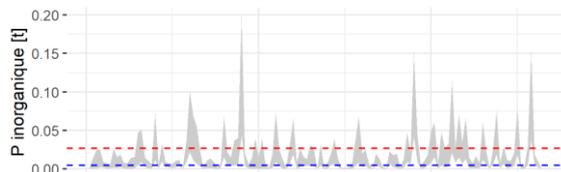
Foron



Redon



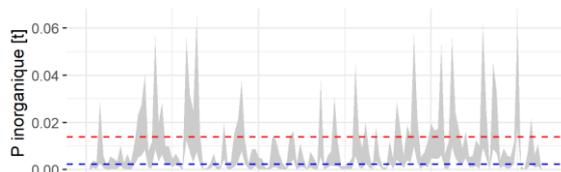
Hermance



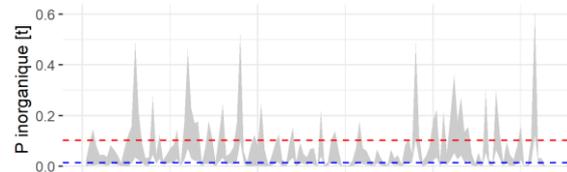
Veveyse



Lutrive



Vion



Mèbre

Vuachère

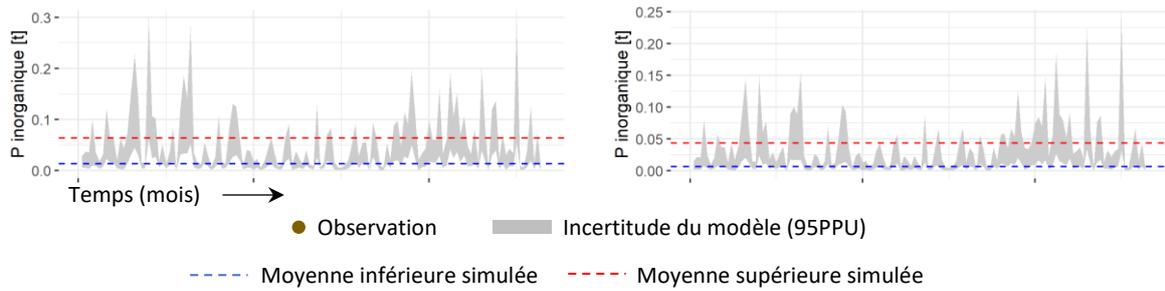


Figure 16 Graphiques de calibration de P_i des affluents secondaires
 Figure 16 P_i calibration graphs of secondary tributaries

3.6 DÉBITS ET QUANTITES DE PHOSPHORE ENTRANT DANS LE LAC

Les Figures 17 et 18 représentent les débits (m³/s) et les apports de P soluble (t/an) en amont du lac entre 2005 et 2015 tel que simulé par SWAT. Les affluents « larges » comprennent les cinq affluents principaux, les affluents « autres » représentant les 61 affluents restants.

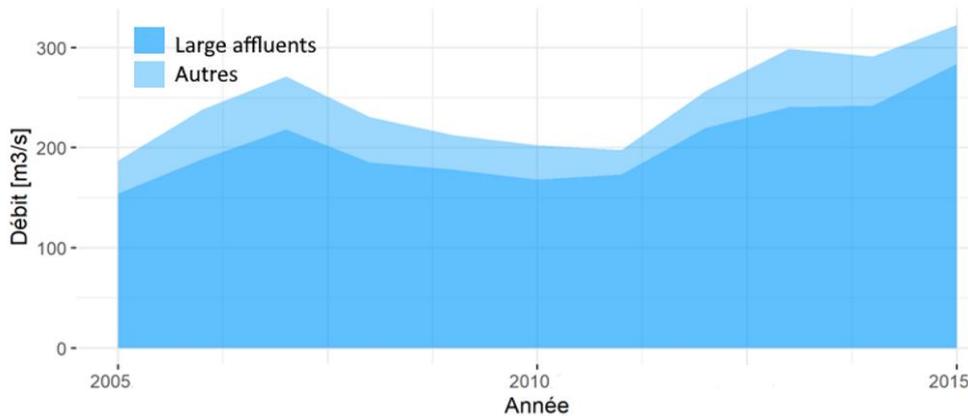


Figure 17 Débit annuel moyen entrant dans le lac [m³/s]
 Figure 17 Average annual inflow to the lake [m³/s]

Les débits sont couverts en moyenne à 80% par les affluents principaux avec un débit moyen d'environ 200 m³/s, environ 40 m³/s venant des affluents secondaires.

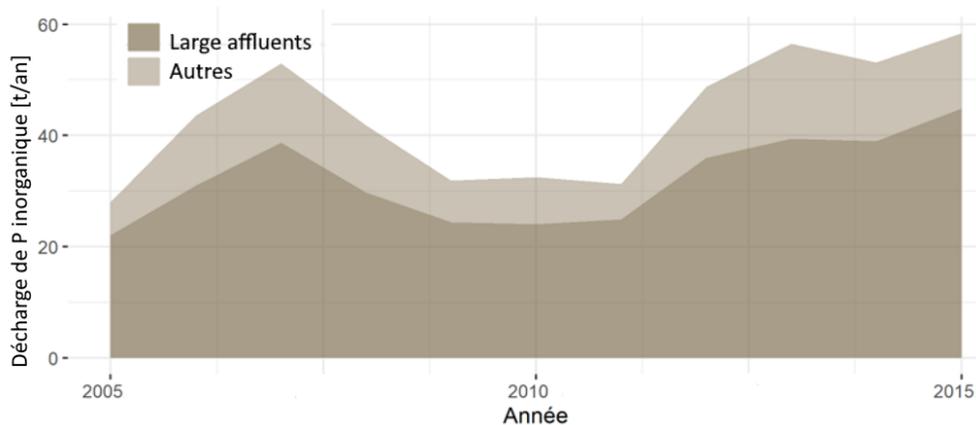


Figure 18 Décharge de P inorganique moyen entrant dans le lac [t/an].
 Figure 18 Average inorganic P discharge entering the lake [t/yr]

Concernant les apports en P inorganique, environ 70% arrivent par les affluents principaux avec environ 38 t/an, et 30% par les affluents secondaires, soit environ 12 t/an.

3.7 FORME DE PHOSPHORE PAR HRU

Les décharges de P organique et inorganiques sont distribuées spatialement de façon hétérogène (Figure 19 Figure 20)

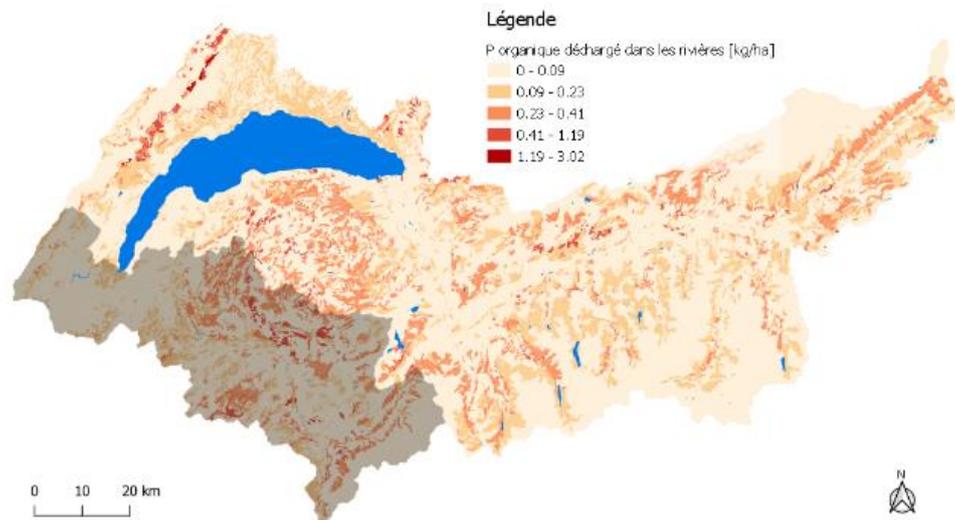


Figure 19 Décharges annuelles de P organique par HRU [kg/ha/an]
Figure 19 Annual organic P discharge per HRU [kg/ha/yr]

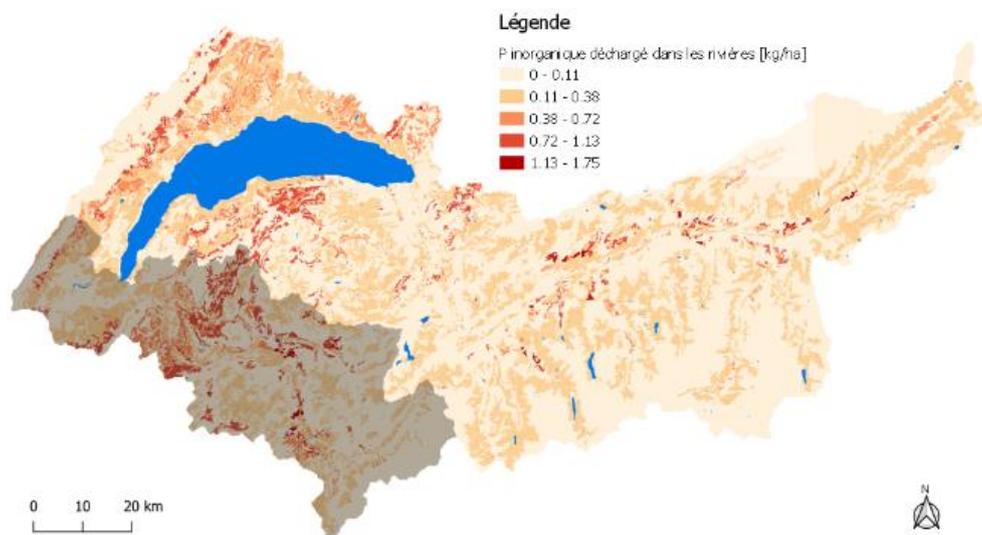


Figure 20 Décharges annuelles de P inorganique par HRU [kg/ha/an]
Figure 20 Annual inorganic P discharge per HRU [kg/ha/yr]. Annual inorganic P discharge per HRU [kg/ha/yr]

Le ratio P inorganique / P organique déchargé dans les rivières montre que les décharges de P inorganique sont prédominantes en plaine et dans la Vallée du Rhône alors que les décharges de P organique sont prédominantes dans les vallées alpines ainsi que dans le Jura (Figure 21).

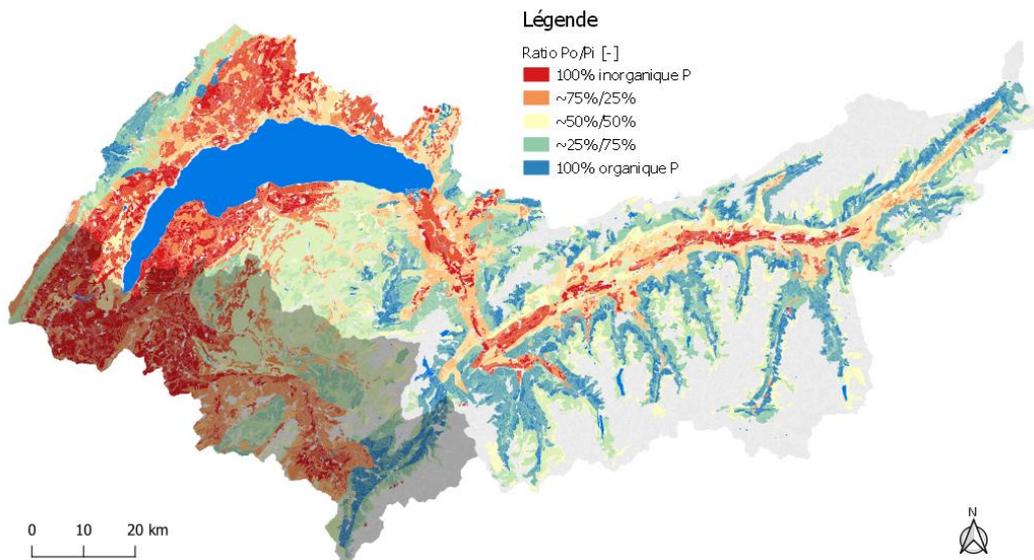


Figure 21 Ratio de décharge P inorganique / P organique par HRU
Figure 21 Ratio of inorganic P to organic P discharge per HRU

Le P soluble biodisponible déchargé dans les rivières est représenté sur la Figure 22.

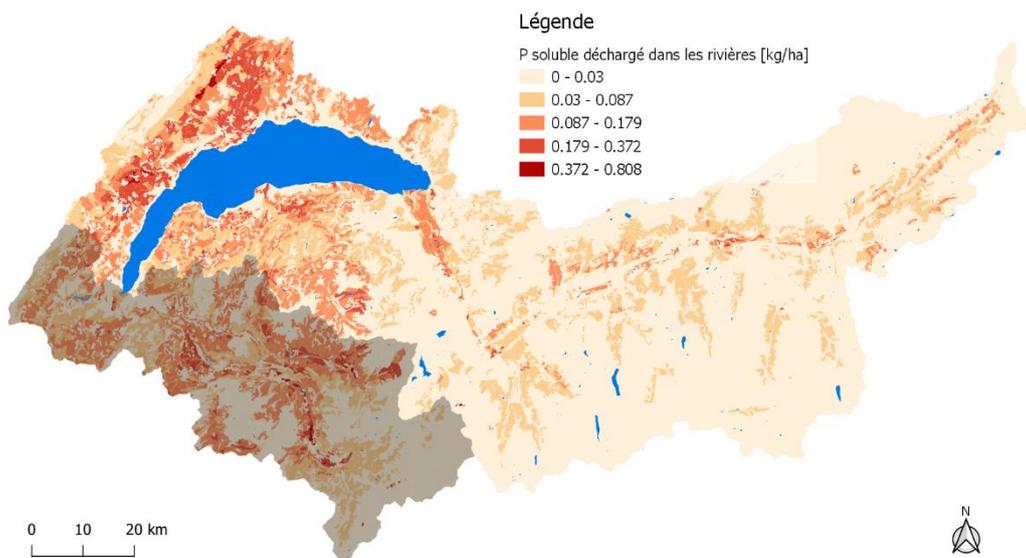


Figure 22 Décharge mensuelle de P soluble par HRU [kg/ha]
Figure 22 Monthly discharge of soluble P per HRU [kg/ha]

L'analyse de « hot spots » permet de mettre en évidence les régions à forte décharge de phosphore soluble par hectare. Il s'agit des régions agricoles au nord du Léman, de la Riviera, au sud de Thonon-et-Evian-les-Bains, la Vallée du Rhône aux alentours de Villeneuve, Martigny-Aigle, Viège et Münster (Figure 23).

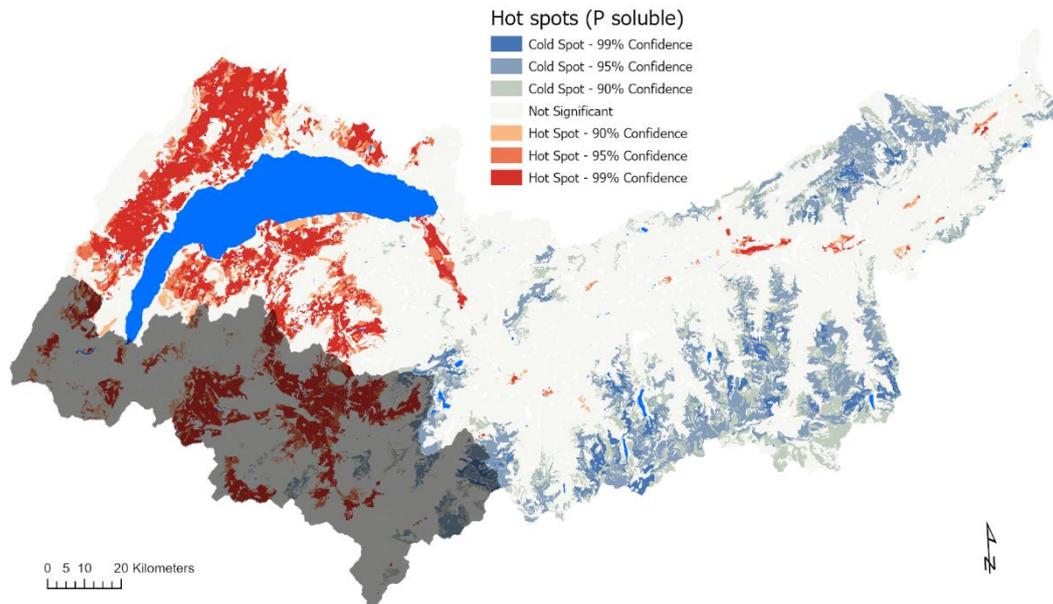


Figure 23 Hot spots des régions à forte décharge de P soluble par hectare
Figure 23 Hot spots in regions with high soluble P discharge per hectare

3.8 SOURCES DE PHOSPHORE PAR REGION

La Figure 24 représentent les sources de P soluble par région, bassin versant et type d'utilisation du sol :

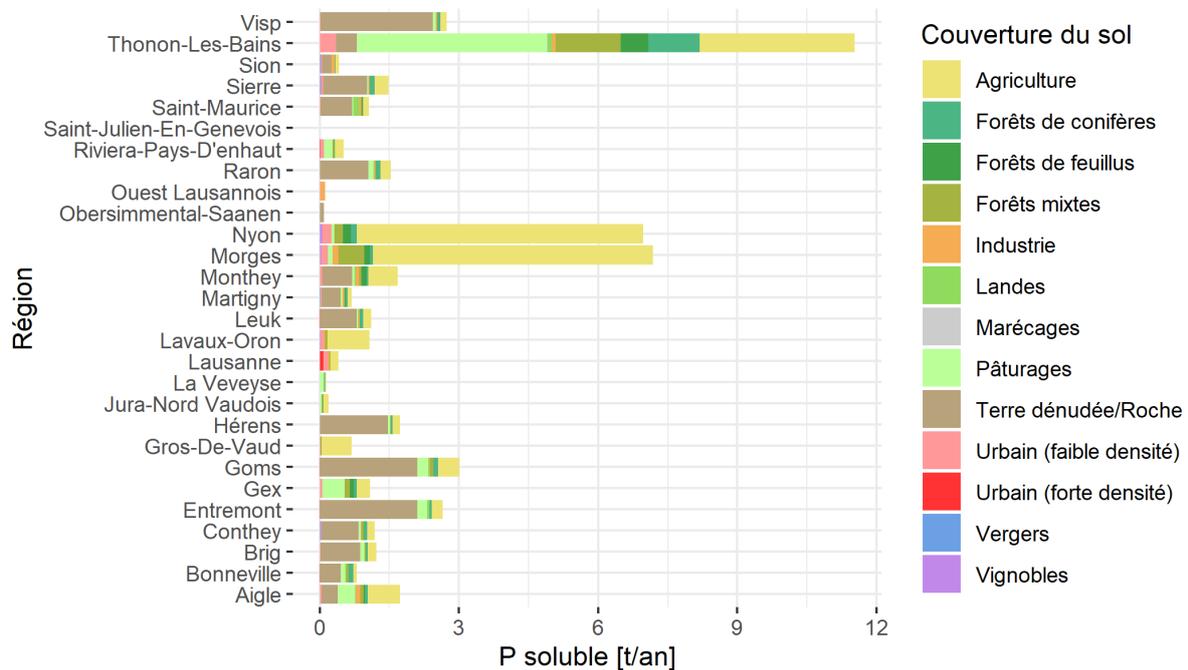


Figure 24 Décharge de P soluble par région [t/an].
Figure 24 Soluble P Discharge by Region [t/yr]

3.9 SENSIBILITE DES PARAMETRES

Le Tableau 14 résume les niveaux de sensibilité pour les différents paramètres utilisés. Les paramètres ont été groupés en fonction de leurs effets sur : la balance hydrique, les sédiments, P, N, l'oxygène dissous, l'évapotranspiration ou un mélange de plusieurs de ces éléments.

Tableau 14 Sensibilité des paramètres (+++ = très sensible ; ++ = moyennement sensible ; + = peu sensible ; - = aucune sensibilité)
Table 14 Sensitivity of parameters (+++ = very sensitive; ++ = moderately sensitive; + = not very sensitive; - = no sensitivity)

Paramètre	Description	Q	Sed.	P _{total}	P _{ortho}
PLAPS	Gradient altitudinal des précipitations.	++	+	+	+
TLAPS	Gradient altitudinal des températures.	+	-	+	+
ESCO	Facteur de compensation de l'évaporation du sol.	+	-	-	+
EPCO	Facteur de compensation de capture de l'eau par les plantes.	++	-	+	+
REVAPMN	Quantité d'eau dans l'aquifère pour la « révaporation ».	-	-	-	-
GW_REVAP	Coefficient de « révaporation ».	++	-	-	-
CANMX	Capacité de rétention de la canopée maximale.	+	-	-	-
ALPHA_BF	Facteur alpha du débit de base.	+	-	-	-
SOL_BD	Densité apparente du sol.	+	-	++	++
SOL_AWC	Capacité d'eau disponible du sol.	+	+	+	+
CH_K2	Conductivité hydraulique de l'alluvion de la rivière principale.	++	+	+++	+++
CH_N2	Coefficient de Manning pour la rivière principale.	-	++	-	+++
CN2	SCS runoff curve number.	++	++	+++	+++
ERORGP	Ratio d'enrichissement du phosphore organique.	-	-	+++	++
BC4	Taux de désintégration du P organique en P dissous.	-	-	-	+++
PHOSKD	Coefficient de partition du phosphore dans le sol.	-	-	-	+
PRF_BSN	Facteur d'ajustement du taux max. pour le transfert de sédiment dans la rivière principale.	-	+++	-	-
SPCON	Paramètre pour le calcul de la quantité max. de sédiment qui peut être réentraîné par la rivière lors de la sédimentation.	-	+++	-	-
SPEXP	Paramétriser pour le calcul de la quantité de sédiment qui peut être réentraîné par la rivière lors de la sédimentation.	-	+	-	-
USLE_P	Facteur USLE de support	-	+	+	+
USLE_K	Facteur USLE K d'érodabilité du sol	-	+	+	+
SFTMP	Température de fonte de la neige.	-	-	-	-
RS5	Taux de déposition du P organique dans la rivière à 20°C.	-	-	-	-
AI2	Fraction de la biomasse d'algues étant du P.	-	-	-	-
CH_COV1	Facteur d'érodabilité du cours d'eau.	-	-	-	-
OV_N	Coefficient de Manning pour les flux de surface.	-	-	-	-
SFTMP	Température de fonte de la neige.	-	-	-	-
SMFMX	Taux de fonte de la neige maximal (solstice d'été).	-	-	-	-
SMFMN	Taux de fonte de la neige minimal (solstice d'hiver).	-	-	-	-
TIMP	Facteur de décalage de la température de la couche de neige.	-	-	-	-
LAT_TTIME	Temps de transfert latéral de l'eau du sol.	++	+	-	-
SOL_K	Conductivité hydraulique à saturation du sol.	+	-	+	+
ROCK	Contenu en roche du sol.	-	-	-	-

3.10 MODELISATION DES FLUX DE PHOSPHORE (PO4+PO) DANS LE LEMAN.

Dans un premier temps, la simulation est effectuée entre 1999 et 2019, afin d'ajuster certains paramètres mal connus comme le coefficient de diffusion turbulente ou le flux de relargage du sédiment vers la colonne d'eau. Le modèle simple développé ici rend bien compte de la dynamique et de l'évolution des concentrations, autant dans les compartiments que pour le lac dans son ensemble (Figure 25). Les concentrations moyennes dans la colonne d'eau en P total passe d'environ 40 à 20 µg/L au cours des 21 ans de simulation. Le modèle simule correctement la dynamique dans l'épilimnion tant en amplitude qu'en fréquence. Dans les couches profondes, la tendance générale est bien simulée ; cependant une comparaison directe des résultats n'est pas possible car les volumes d'eau ne sont pas identiques.

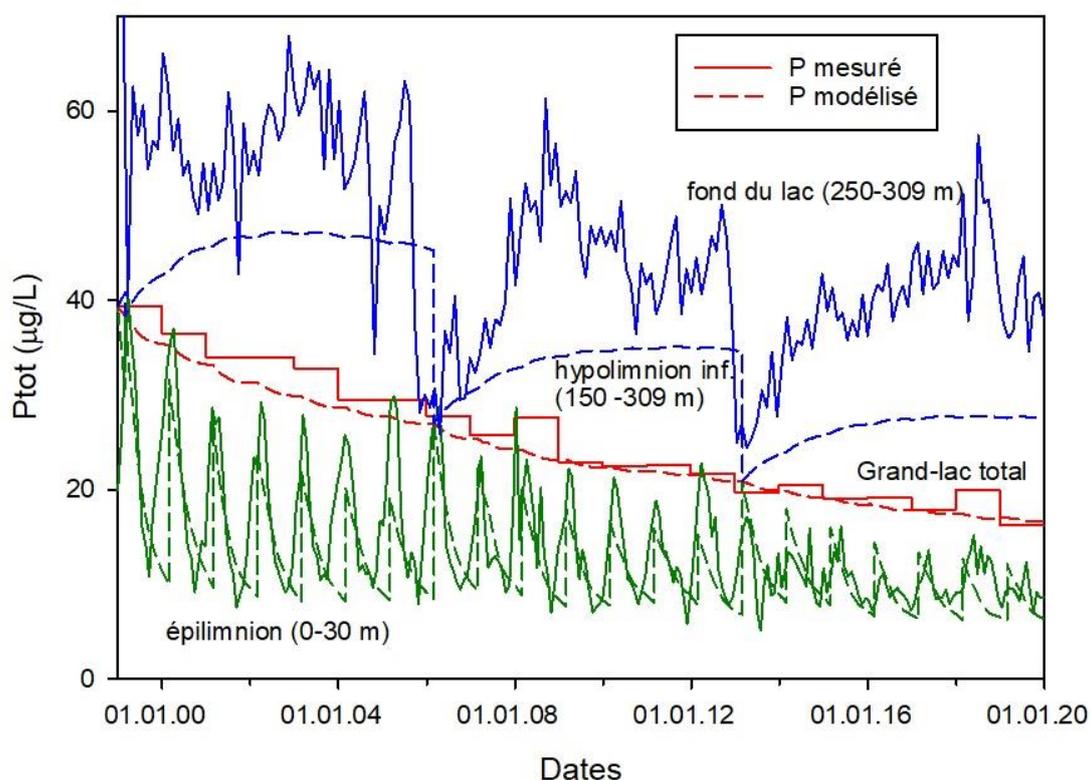


Figure 25 Evolution entre 1999 et 2019 des concentrations moyennes modélisées (trait tillé) et mesurées (trait plein) en P total dans le Grand-Lac dans l'épilimnion (en vert), l'hypolimnion inférieur (150 -309 m pour le modèle ; 250-309 m pour les mesures, en bleu), et dans toute la colonne d'eau (en rouge)

Figure 25 Evolution between 1999 and 2019 of the modelled (dashed line) and measured (solid line) average total P concentrations in the Great Lake in the epilimnion (green), the lower hypolimnion (150 -309 m for the model; 250-309 m for the measurements, blue), and in the whole water column (red)

4 SCÉNARIOS

4.1 DEBITS ET QUANTITES DE PHOSPHORE ENTRANT DANS LE LAC

Les scénarios donnent les résultats suivants par décade de 2000 à 2050 (Figure 26). Il n'y a pas de différence significative pour les débits entre les scénarios de changement d'occupation du sol bien que la différence soit marquée entre scénarios climatiques avec une diminution des débits dans les scénarios 2.6 (-16% à 2050) et une augmentation dans les scénarios 8.5 (+19% à 2050).

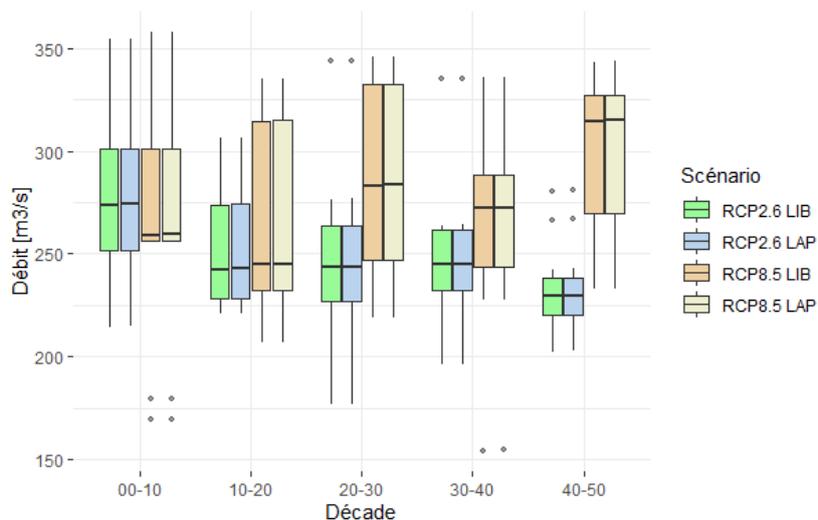


Figure 26 Débit annuel moyen par décennie entrant dans le lac [m³/s].
 Figure 26 Average annual flow per decade entering the lake [m³/s]

Les décharges de P suivent quant à elles l'évolution des débits d'une part et l'évolution des apports en fertilisant d'autre part (l'effet isolé de changement d'occupation du sol n'a qu'un effet marginal) (Figure 27 et Figure 28). Il est intéressant de constater que la baisse de l'apport en fertilisant du scénario RCP8.5 LAP contrebalance l'effet de la hausse des débits du scénario RCP2.6 LIB et connaît un niveau inférieur en apport à l'horizon 2050.

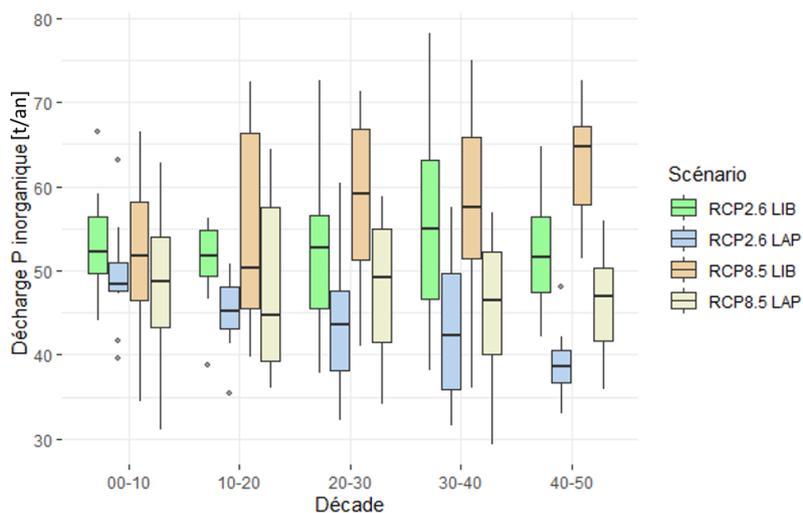


Figure 27 Apports annuels moyens de P inorganique par décennie entrant dans le lac [t/an].
 Figure 27 Average annual inorganic P inputs per decade entering the lake [t/yr]

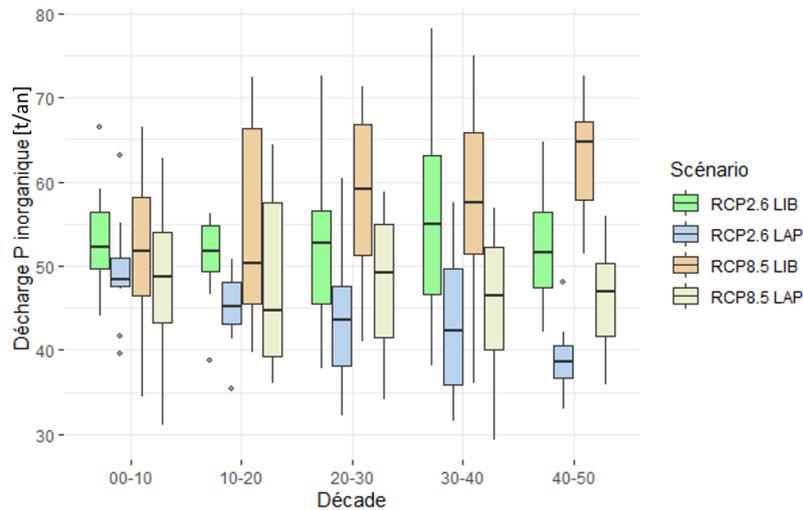


Figure 28 Apports annuels moyens de P soluble par décennie entrant dans le lac [t/an]
 Figure 28 Average annual soluble P inputs per decade entering the lake [t/yr]

4.2 EVOLUTION DES CONCENTRATIONS DE PHOSPHORE DANS LE LAC

Les valeurs de débit et de flux de P issues des quatre scénarios de SWAT ont été utilisées comme données d'entrée dans le modèle dynamique de P afin d'estimer les effets de leurs variations sur les concentrations en P dans le lac. Pour ne visualiser que les effets des paramètres de forçage des scénarios (climat 2.6 et 8.5 et fertilisation LIB et LAP), les apports des STEP sont considérés comme constant au cours des simulations.

Comme mentionné dans la section précédente, des différences sensibles des apports en P entre les prédictions des quatre scénarios sont observées. Les changements les plus extrêmes lors de la décennie 2040 sont observés entre les scénarios 2.6 LAP et 8.5 LIB, avec ce dernier scénario qui prédit une augmentation des débits des affluents. A l'horizon 2050, les concentrations moyennes en P_{tot} dans le lac seraient de $14 \mu\text{g/L}$ et $13 \mu\text{g/L}$ pour le scénario climatique 2.6 avec les pratiques de fertilisation LIB et LAP, respectivement ; alors que ces concentrations seraient de 13 et $12 \mu\text{g/L}$ pour le scénario climatique 8.5 et ces mêmes pratiques de fertilisation (Figure 29). Cette relativement faible différence de concentration (maximum de $2 \mu\text{g/L}$), malgré des apports diffus en P sensiblement différents pour les 4 scénarios, s'expliquent par des débits des affluents au comportement parallèle au flux de P, ce qui influence les exportations par l'exutoire et au final les concentrations moyennes dans le lac qui ne varient pas. Sur le long terme et en supposant les autres processus constants, suivant un modèle simple de mélange et l'élimination du P par l'exutoire et la sédimentation, l'état stationnaire (équilibre entre les apports et les exports) à une concentration moyenne de $10 \mu\text{g/L}$ de P dans le Grand-lac serait atteint avec des apports en P biodisponible de 120 t/an et de 143 t/an pour les scénarios climatiques 2.6 et 8.5, respectivement. En supposant une réduction de la fertilisation suivant le modèle LAP, il faudrait encore réduire les apports des STEP (par rapport à la situation actuelle de 102 t/an , Oriez 2020) de 20% dans le scénario climatique 2.6 et de moins de 7% dans le scénario climatique 8.5.

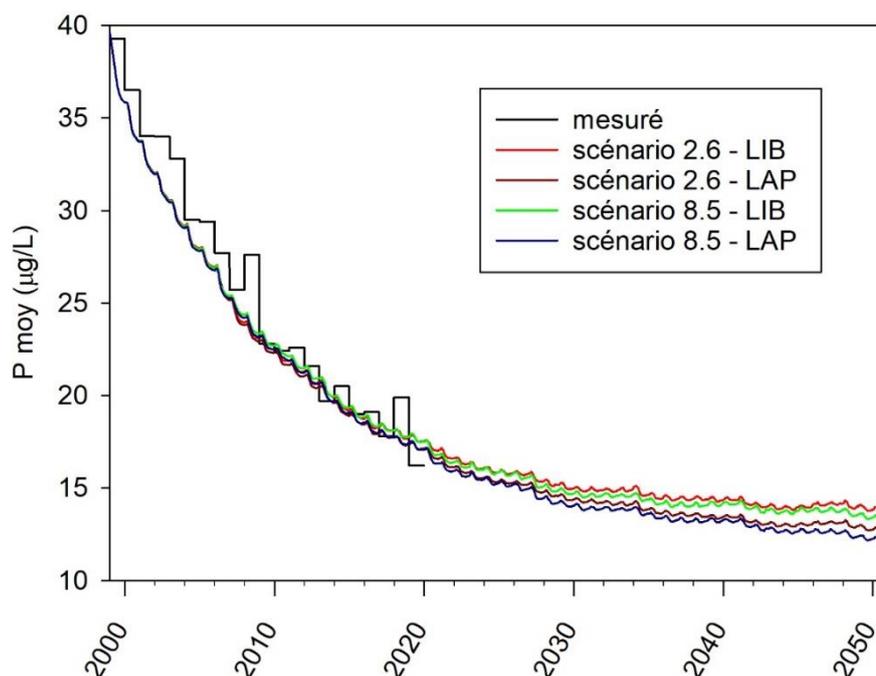


Figure 29 Evolution des concentrations moyennes en P_{tot} dans le Grand-lac en fonction des quatre scénarios (2.6 et 8.5 ; LIB et LAP)

Figure 29 Evolution of average P_{tot} concentrations in the Great Lake according to the four scenarios (2.6 and 8.5; LIB and LAP)

5 DISCUSSION

D'un point de vue des apports quantitatifs d'eau au Léman les résultats des scénarios obtenus correspondent aux conclusions de l'étude nationale Hydro-CH2018 sur l'effet des changements climatiques sur les eaux suisses qui vient d'être publiée (OFEV, 2021). En effet, ce rapport, qui est basé sur l'interprétation de l'impact des scénarios de changements de température et de précipitation CH2018, montre que sans mesure forte de protection du climat, les températures pourraient augmenter de 4 °C en Suisse par rapport à 1990, et se limiter à 1.5 °C d'augmentation si toutes les mesures étaient prises globalement. Du côté des précipitations, on s'attend à une augmentation hivernale et à une baisse estivale. Combinés avec la fonte des glaciers, ces changements vont avoir de grands effets sur le régime hydrologique des rivières, avec plus d'eau en hiver et moins en été, mais une quantité totale seulement en légère baisse. Ces changements, associés à une demande croissante en eau pour l'agriculture en été, vont nécessiter une gestion intégrée de la ressource au niveau des bassins versants et entre utilisateurs, tout en travaillant sur la qualité des eaux et la réduction des apports en polluants. En effet, en Suisse une grande majorité des terres agricoles ne dépend pas de l'irrigation actuellement, mais cette situation va progressivement changer en fonction du stress hydrique provoqué par les changements climatiques. Ces changements pourraient ainsi aboutir à une augmentation des restrictions de prélèvement d'eau pour l'agriculture. S'il n'y avait pas d'adaptation du type de culture, il y aurait une augmentation de 10 à 20% de prélèvements pour le scénario RCP2.6, et 40 à 50% pour le scénario RCP8.5. Il faut noter que cette situation nationale sera sans doute moins grave dans le bassin du Léman et les autres régions alpines qui sont moins vulnérables. Ces changements devraient toutefois provoquer des situations de conflit importants dans les années extrêmes entre les besoins pour l'agriculture et ceux de l'écologie des eaux, qui nécessitent de maintenir des débits minimaux.

Du point de vue de la qualité des eaux, le rapport Hydro-CH2018 (OFEV, 2021) décrit les impacts attendus sur les apports de micropolluants associés à l'épuration des eaux via les STEP, la pollution

liée à l'évacuation des eaux des zones urbaines et bien sûr les changements possibles dans les pollutions liées à l'activité agricole. Ainsi, même si 97% des eaux usées communales sont traitées dans les STEP, les changements climatiques devraient accentuer le stress sur la qualité des eaux dans les cours d'eau car les débits seront plus souvent réduits et la dilution des substances polluantes diminuera, même si les STEP sont a priori plus efficaces lorsque les températures sont plus élevées. Dans les zones urbaines de Suisse, les précipitations sur 70% des surfaces imperméables sont acheminées vers les STEP via un système unitaire de canalisation. Avec l'augmentation des épisodes de précipitations extrêmes, la capacité des STEP pourraient être plus souvent dépassée en entraînant plus de déversements d'eau mélangée dans les cours d'eau. Il faudrait ainsi augmenter les surfaces perméables d'infiltration, créer des bassins de décharge, traiter les eaux mélangées et mieux séparer les eaux de pluie et les eaux usées. Dans le domaine agricole qui est responsable de la majorité des pollutions diffuses (insecticides, herbicides, fongicides, phosphore, azote), l'effet de ces pollutions pourraient être modifié de manière importante et indirecte par les changements climatiques. En effet, on peut s'attendre à de la délocalisation de certaines cultures intensives dans d'autres pays, à la culture d'autres végétaux ou variétés, ou à l'apparition de nouvelles espèces nuisibles. L'augmentation des précipitations extrêmes auront un effet sur le ruissellement qui entrainera plus de substances vers les eaux courantes. Il faut donc poursuivre la réduction dans l'utilisation de ces substances polluantes, en recourant plus souvent à la lutte mécanique contre les mauvaises herbes, l'agriculture biologique, l'interdiction de certaines substances et la lutte biologique. Il s'agira également de mieux lutter contre le ruissellement des champs en augmentant l'efficacité des bordures le long de cours d'eau.

Les points de discussion ci-dessus sont tirés du rapport Hydro-CH2018 qui concerne l'ensemble du territoire suisse. Nous pensons toutefois que leurs prédictions issues des derniers scénarios disponibles sont valables sur l'ensemble du bassin versant du Léman et de l'Arve même si les situations de départ, les impacts attendus ainsi que les systèmes législatifs en place sont différents au sein de cette région.

6 CONCLUSIONS

En fonction des résultats obtenus avec l'application des données issues des scénarios climatiques et d'utilisation du sol au modèle hydrologique, nous pouvons conclure les points suivants :

- i) Les changements climatiques pourraient aboutir à des changements marqués sur la quantité d'eau arrivant au Léman avec une diminution des débits dans les scénarios RCP2.6 de -16% en 2050 et une augmentation dans les scénarios RCP8.5 de +19% en 2050;
- ii) Les changements d'utilisation du sol n'auront pas d'effet marqué sur les débits et la qualité des eaux;
- iii) Seule la réduction de 50% d'utilisation des fertilisants associée au scénario d'agriculture extensive (LAP) a un impact significatif.

De plus, la modélisation dynamique de l'évolution des concentrations de P_{tot} dans le Léman, permet de conclure que :

- i) A l'horizon 2050, les concentrations moyennes en P_{tot} dans le lac seraient d'environ 14 $\mu\text{g/L}$ et 13 $\mu\text{g/L}$ pour le scénario climatique RCP2.6 avec les pratiques de fertilisation LIB et LAP, respectivement;
- ii) Ces concentrations seraient d'environ 13 et 12 $\mu\text{g/L}$ pour le scénario climatique RCP8.5 et ces mêmes pratiques de fertilisation;

- iii) En supposant une réduction de la fertilisation suivant le modèle LAP le maintien de la concentration moyenne de P_{tot} à 10 $\mu\text{g/L}$ impliquerait de réduire les apports actuels ponctuels de P (i.e. principalement les STEP, actuellement de 102 t/an) de 20% dans le scénario climatique RCP 2.6 et de moins de 7% dans le scénario climatique RCP 8.5.

Notons finalement que les différences de température et de précipitation entre les deux scénarios RCP s'accroissent particulièrement après 2050 suggérant des impacts plus importants sur les débits et potentiellement la pollution diffuse à l'horizon 2100.

Bibliographie

- Abbaspour, K. C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., & Kløve, B. (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>
- Abbaspour, K. C., Vejdani, M., Haghghi, S., & Yang, J. (2007). SWAT-CUP Calibration and Uncertainty Programs for SWAT. *The Fourth International SWAT Conference*. <https://doi.org/10.1007/s00402-009-1032-4>
- Abbaspour, K. C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., & Srinivasan, R. (2007). Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.014>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. *Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO*. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.12.001>
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., & Neitsch, S. L. (2013). Soil & Water Assessment Tool: Input/output documentation. version 2012. *Texas Water Resources Institute, TR-439*.
- Büttner, G., Soukup, T., & Kosztra, B. (2014). *CLC2012: Addendum to CLC2006 Technical Guidelines*.
- CH2018. (2018). CH2018 – Climate Scenarios for Switzerland, Technical Report. *National Centre for Climate Services, Zurich*.
- Comité suisse des barrages. (2020). *Liste des barrages suisses*. <http://www.swissdams.ch/fr/les-barrages/liste-des-barrages-suisses>
- Decina, S. M., Templer, P. H., & Hutrya, L. R. (2018). Atmospheric Inputs of Nitrogen, Carbon, and Phosphorus across an Urban Area: Unaccounted Fluxes and Canopy Influences. *Earth's Future*, 6(2), 134–148. <https://doi.org/10.1002/2017EF000653>
- Egemose, S., & Jensen, H. S. (2009). Phosphorus forms in urban and agricultural runoff: Implications for management of Danish Lake Nordborg. *Lake and Reservoir Management*, 25(4), 410–418. <https://doi.org/10.1080/07438140903413228>
- FAO, & IIASA. (2009). Harmonized world soil database. In *Food and Agriculture Organization*. <https://doi.org/3123>
- Galván, L., Olías, M., Izquierdo, T., Cerón, J. C., & Fernández de Villarán, R. (2014). Rainfall estimation in SWAT: An alternative method to simulate orographic precipitation. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.044>

- Gitau, M. W., & Chaubey, I. (2010). Regionalization of SWAT model parameters for use in ungauged watersheds. *Water (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/w2040849>
- Grusson, Y., Sun, X., Gascoin, S., Sauvage, S., Raghavan, S., Anctil, F., & Sánchez-Pérez, J. M. (2015). Assessing the capability of the SWAT model to simulate snow, snow melt and streamflow dynamics over an alpine watershed. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.10.070>
- Haynes, R. J., & Williams, P. H. (1993). Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed Pasture Ecosystem. *Advances in Agronomy*. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4)
- Hoogeveen, J., Faurès, J. M., Peiser, L., Burke, J., & van de Giesen, N. (2015). GlobWat - A global water balance model to assess water use in irrigated agriculture. *Hydrology and Earth System Sciences*. <https://doi.org/10.5194/hess-19-3829-2015>
- Manning, M. J. , S. R. H. , K. T. M. (1977). *Nationwide evaluation of combined sewer overflows and urban stormwater discharges - Vol. III: Characterization of discharges*. EPA-600/2-77-064c (NTIS PB-272107).
- Mockler, E. M., Deakin, J., Archbold, M., Gill, L., Daly, D., & Bruen, M. (2017). Sources of nitrogen and phosphorus emissions to Irish rivers and coastal waters: Estimates from a nutrient load apportionment framework. *Science of the Total Environment*, 601–602, 326–339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.186>
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900.
- National Center for Atmospheric Research. (2017). *The Climate Data Guide: Climate Forecast System Reanalysis (CFSR)*. <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/climate-forecast-system-reanalysis-cfsr>
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. *Texas Water Resources Institute*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.063>
- OFEV. (2017). *Sols suisses. État et évolution*.
- OFEV/OFAG. (2013). *Protection des sols dans l'agriculture. Un module de l'aide à l'exécution pour la protection de l'environnement dans l'agriculture*.
- OFEV. (2021). *Effets des changements climatiques sur les eaux suisses. Hydrologie, écologie et gestion des eaux*. Office fédéral de l'environnement, Berne. *Connaissance de l'environnement no 2101 : 134 p.*
- Purdue University. (2020). *SWAT Tools*. <https://saraswat-swat.rcac.purdue.edu/>
- Rahman, K., da Silva, A. G., Tejeda, E. M., Gobiet, A., Beniston, M., & Lehmann, A. (2015). An independent and combined effect analysis of land use and climate change in the upper Rhone River watershed, Switzerland. *Applied Geography*, 63. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.06.021>
- Running, S., Mu, Q., Zhao, M., & Moreno, A. (2017). MODIS global terrestrial evapotranspiration (ET) product 500 m. *NASA EOSDIS Land Processes DAAC*, 1.5.

- Saxton, K. E., & Rawls, W. J. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal*. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>
- Seitler, E., Lotti, T., & Meier, M. (2016). *Atmosphärische Stickstoff-Deposition in der Schweiz 2000 bis 2014*.
- Spreafico, M., & Weingartner, R. (2005). Hydrologie der Schweiz. Ausgewählte Aspekte und Resultate. *Berichte Des BWG*.
- Steinmeier, C. (2013). *CORINE Land Cover 2000/2006 Switzerland. Final Report*.
- Stauffacher, M. (1994). Systèmes d'Information Géographique et Télédétection comme outils de compréhension et de gestion de l'environnement: Exemple de leur application à l'estimation du Potentiel Pollutif Diffus des zones agricoles du bassin versant du Léman. Thèse Université de Genève.
- Stevens, F. R., Gaughan, A. E., Linard, C., & Tatem, A. J. (2015). Disaggregating census data for population mapping using Random forests with remotely-sensed and ancillary data. *PLoS ONE*, *10*(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107042>
- swisstopo. (2019). *swissTLM3D*. Das Grossmassstäbliche Topografische Landschaftsmodell Der Schweiz.
- Tuo, Y., Duan, Z., Disse, M., & Chiogna, G. (2016). Evaluation of precipitation input for SWAT modeling in Alpine catchment: A case study in the Adige river basin (Italy). *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.034>
- Vullioud, P. (2005). Rotation des cultures en terres assolées. *Agroscope*.
- Williams, J. R. (1995). The EPIC model. In *Computer models of watershed hydrology*.
- Zeh Weissmann H., K. C. , B. A. (2009). *Ecomorphologie des cours d'eau suisses*.

7 Annexe 1 : Paramètres des sols

SNAM	NLAYERS	HYDGRP	SOL_ZMK	SOL_CRK	TEXTURE	SOL_Z1	SOL_BDI	SOL_AWC1	SOL_K1	SOL_CBN1	CLAY1	SILT1	SAND1	ROCK1	SOL_ALB1	USLE_K1	SOL_EC1	SOL_Z2	SOL_BD2	SOL_AWC2	SOL_K2	SOL_CBN2	CLAY2	SILT2	SAND2	ROCK2
s7003	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s7004	800	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s7005	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s7006	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9401	300	1	23	128.75	0.41	6	5	79	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9422	100	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9442	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9443	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9444	1000	1	23	16.55	0.11	44	37	16	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9448	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9449	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9459	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9462	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9465	300	1	23	44.75	0.21	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9501	300	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9503	300	1	23	17.90	0.11	44	37	16	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9506	600	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9507	300	1	23	16.55	0.11	44	37	16	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9538	600	1	23	28.30	0.12	28.30	0.65	21	43	36	6	1	22	0.18	0.22	0.18	0.00	600	123	0.10	33.76	0.37	25	34	41	12
s9548	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9548	800	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9557	300	1	23	28.30	0.12	28.30	0.65	21	43	36	6	1	22	0.18	0.22	0.18	0.00	600	123	0.10	33.76	0.37	25	34	41	12
s9575	300	1	23	33.76	0.14	22	37	41	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9586	300	1	23	33.76	0.14	22	37	41	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9602	800	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9602	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9606	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9606	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9626	100	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9626	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9627	100	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9627	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9628	100	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9628	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9632	300	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9642	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9643	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9648	300	1	23	33.76	0.14	22	37	41	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9652	300	1	23	41.70	0.11	41.70	0.83	24	29	47	5	0	22	0.17	0.22	0.17	0.00	1000	124	0.10	33.76	0.37	25	34	41	12
s9653	800	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9653	300	1	23	159.05	0.12	159.05	2.02	5	10	85	3	0	23	0.09	0.11	0.09	0.00	1000	125	0.10	33.76	0.37	25	34	41	12
s9666	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9667	300	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9668	300	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9668	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9670	300	1	23	16.11	0.11	44	37	16	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9670	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9671	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9671	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9672	300	1	23	23.32	0.13	19	44	37	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9672	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9673	300	1	23	38.86	0.12	38.86	1.05	20	36	45	4	0	22	0.18	0.22	0.18	0.00	1000	122	0.10	33.76	0.37	25	34	41	12
s9673	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9674	300	1	23	34.97	0.16	24	34	42	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9674	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9676	300	1	23	104.22	0.13	104.22	0.90	6	21	73	1	0	23	0.16	0.20	0.16	0.00	1000	124	0.10	33.76	0.37	25	34	41	12
s9676	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9677	300	1	23	128.75	0.11	128.75	0.87	9	12	79	10	0	23	0.11	0.23	0.11	0.00	1000	124	0.10	33.76	0.37	25	34	41	12
s9677	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
s9678	300	1	23	128.75	0.11	128.75	0.87	9	12	79	10	0	23	0.11	0.23	0.11	0.00	1000	124	0.10	33.76	0.37	25	34	41	12
s9678	1000	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 15 : Paramètres des sols. La liste des paramètres et leurs définitions peuvent être consultées dans (Neitsch et al., 2011)

8 Annexe 2 : Paramètres et valeurs calibrées

Aire	Paramètre (calibré, min, max)			
Bassin versant (aval Porte-du-Scex)	PLAPS.sub	131.75	50.00	200.00
	TLAPS.sub	-6.54	-6.53	-6.55
	ESCO.hru	-0.34	-0.50	0.50
	EPCO.hru	0.06	-0.50	0.50
	SOL_ALB().sol	-0.07	-0.50	0.50
	REVAPMN.gw	102.50	0.00	500.00
	GW_REVAP.gw	0.20	0.02	0.20
Bassin versant (amont Porte-du-Scex) / Rhône	PLAPS.sub	101.75	50.00	200.00
	TLAPS.sub	-6.45	-6.01	-6.57
	ESCO.hru	-0.32	-0.50	0.50
	EPCO.hru	-0.16	-0.50	0.50
	SOL_ALB().sol	0.12	-0.50	0.50
	REVAPMN.gw	307.50	0.00	500.00
	GW_REVAP.gw	0.18	0.02	0.20
Bassin versant	SFTMP.bsn	3.33	0.00	5.00
	SMTMP.bsn	3.08	0.00	5.00
	SMFMX.bsn	0.70	0.00	20.00
	SMFMN.bsn	1.90	0.00	20.00
	TIMP.bsn	0.32	0.00	1.00
	SNOCOVMX.bsn	62.50	0.00	500.00
	SNO50COV.bsn	0.58	0.10	0.90
	CANMX.hru (FRSE)	4.98	1.00	5.00
	CANMX.hru (FRSD)	2.94	1.00	5.00
	CANMX.hru (FRST)	2.10	1.00	5.00
	CANMX.hru (RNGB)	2.53	1.00	3.00
	CANMX.hru (RNGE)	1.23	0.50	2.00
	CANMX.hru (PAST)	1.74	0.50	2.00
	PPERCO.bsn	12.06	10.00	17.50
	PHOSKD.bsn	102.50	100.00	200.00
	PSP.bsn	0.25	0.01	0.70
	RSDCO.bsn	0.04	0.02	0.10
	P_UPDIS.bsn	45.50	0.00	100.00
	BC4_BSN.bsn	0.05	0.01	0.70
	SURLAG.bsn	12.85	1.00	24.00
	CH_K2.rte	337.50	0.01	500.00
	CH_N2.rte	0.18	0.01	0.30
	SOL_BD(1).sol	-0.19	-0.20	0.20
	AI2.wwq	0.02	0.01	0.02
	ERORGP.hru	0.13	0.01	1.00
	USLE_P.mgt	-0.03	-0.20	0.20
	RS5.swq	0.05	0.00	0.10
	BC4.swq	0.09	0.01	0.70