

ESTIMATION DE L'ÉCOTOXICITÉ DES SUBSTANCES RETROUVÉES DANS LE LÉMAN

ECOTOXICITY ASSESSMENT OF SUBSTANCES DETECTED IN LAKE OF GENEVA

Campagne 2006

PAR

Nathalie CHÈVRE

IPTEH, FACULTÉ DES GÉOSCIENCES ET DE L'ENVIRONNEMENT, UNIVERSITÉ DE LAUSANNE, CH - 1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

Différents micropolluants ont été analysés dans le Léman lors de plusieurs campagnes de mesures entre 2004 et 2005 (4 campagnes pour les pesticides, 3 pour les médicaments et 2 pour le benzotriazole). De plus, une campagne a également été effectuée sur les effluents de différentes stations d'épuration. Ces campagnes ont mis en évidence la présence de nombreuses substances dans les eaux du Léman à des concentrations pouvant atteindre plusieurs dizaines de ng/L. L'étude présentée dans ce rapport vise à déterminer le danger de certaines de ces substances pour l'écosystème du lac, ceci en utilisant les méthodes d'évaluation du risque environnemental classiquement utilisées en écotoxicologie. Les résultats montrent que la présence de sulfonyleurées dans le lac est préoccupante. En effet, ces substances sont relativement toxiques, notamment pour les plantes aquatiques. Les concentrations mesurées dans le lac pourraient présenter un danger pour sa flore. De plus, comme ces substances sont stables, elles pourraient représenter un danger à long terme. Pour les autres substances, il est plus difficile de se prononcer. En effet, il manque des données d'écotoxicité, notamment sur les espèces potentiellement les plus sensibles. Il est donc absolument nécessaire de générer de nouvelles données d'écotoxicité, afin d'évaluer le potentiel écotoxique des substances détectées et le danger qu'elles représentent pour les milieux aquatiques. En particulier, il est important de générer des données quant aux effets des antibiotiques sur les bactéries et les cyanobactéries, et des tests sur l'influence des médicaments sur la reproduction de divers organismes, car ces substances semblent avoir des effets à long terme. Sans cet effort de production de données, il est impossible d'évaluer l'impact de toutes ces substances sur l'écosystème. Notons que nous n'avons pas tenu compte des effets des mélanges de ces micropolluants. A ce jour, il n'existe en effet que peu d'études sur les effets de ces mélanges.

ABSTRACT

Several micropollutants were analysed in 2004 and 2005 during field measurements in Lake Geneva (4 studies of pesticides, 3 of pharmaceuticals and 2 of benzotriazole). Another study was conducted on effluents from various waste water treatment plants. The results of these studies highlight the presence of many substances in Lake Geneva, and their concentrations reached tens of ng/L. The aim of this study was to assess the threat to the aquatic ecosystem posed by a number of these substances. To do this, we used conventional ecotoxicological risk assessment methods. The results highlight that the worrying presence of sulfonyleurea herbicides in the lake. These substances are highly toxic, especially to water plants, and therefore the concentrations detected in the lake could threaten its flora. Furthermore, these substances are stable, and could therefore constitute a long-term hazard. The environmental hazard resulting from the other substances detected is difficult to ascertain, as there is a lack of ecotoxicology data, especially for sensitive species. This makes it crucial to provide new ecotoxicological data in order to evaluate the environmental hazard posed by the substances that have been detected in the lake. It is particularly important to focus on the data for the toxic effects of antibiotics on bacteria and cyanobacteria, and on the reproductive impairment of various species induced by pharmaceuticals. Pharmaceuticals do indeed seem to induce long-term effects in organisms. If no attempt is made to produce more data, it will be impossible to estimate the pressure to which these substances subject the aquatic environment. Furthermore, it is important to make it clear that we did not consider the effects of mixtures of these micropollutants in this study. To date, there have been only a few studies of this topic.

1. MÉTHODOLOGIE

Classiquement, l'évaluation du risque d'une substance se fait en comparant deux valeurs : une valeur de concentration d'une substance dans l'environnement (Measured environmental concentration : MEC) et un critère de qualité pour cette substance.

Ce critère de qualité est basé sur les données d'écotoxicité à disposition pour la substance, données que l'on peut trouver dans la littérature et dans les bases de données. Généralement, le critère de qualité correspond à une PNEC (Predicted no-effect concentration) et est calculé sur la base de la plus petite valeur d'écotoxicité trouvée et d'un facteur de sécurité dépendant de la quantité et de la qualité des données. Ce facteur prend en compte l'extrapolation d'une valeur aigue à une valeur chronique, d'une espèce à plusieurs espèces et du laboratoire à l'environnement (Tableau 1 ; pour plus de détails voir "The Technical Guidance Document for Risk Assessment"; European Commission, 2003). Une autre méthode consiste à utiliser la courbe de distribution de sensibilité des espèces (CHÈVRE et al., 2004), mais elle n'a pas pu être appliquée dans ce travail en raison du manque de données d'écotoxicité à disposition.

Tableau 1 : Valeurs indicatives de facteurs de sécurité proposées dans The Technical Guidance of Risk Assessment (European Commission, 2003).

Table 1 : Indicative values of safety factors proposed by The Technical Guidance of Risk Assessment (European Commission, 2003).

	Facteurs de sécurité
EC50 pour au minimum 3 niveaux trophiques	1'000
1 NOEC (chronique)	100
2 NOECs pour 2 niveaux trophiques	50
3 NOECs pour 3 niveaux trophiques	10
Etudes en champ, micro-mésocosmes	Cas par cas

Les valeurs de concentrations (MEC) utilisées dans ce rapport proviennent des campagnes CIPEL effectuées entre 2004 et 2005 sur le Léman. Les échantillons analysés ont été collectés deux fois par année, en avril, après circulation des eaux, et en octobre, en période de stratification. Les détails de ces études peuvent être trouvés dans le rapport de campagne 2005 de la CIPEL (EDDER et al., 2006).

Les critères de qualité, lorsqu'il était possible de les définir, ont été calculés comme des PNEC suivant la méthode contenue dans "The Technical Guidance Document for Risk Assessment" (European Commission, 2003). Pour récolter les données d'écotoxicité, les bases de données suivantes ont été consultées :

- ▶ **ECOTOX** : www.epa.gov/ecotox (base de données générale)
- ▶ **AGRITOX** : www.inra.fr/agritox (base de données pesticides)
- ▶ **IPM Center** : www.ipmcenters.org/ECotox/DataAccess.cfm (base de données homologation pesticides, USA)
- ▶ **Base de données du Cemagref pour les médicaments** (base de données non publique www.cemagref.fr).

La littérature a également été consultée :

- ▶ **Web of Science** : <http://wok.consortium.ch/portal.cgi?Init=Yes&SID=A32gDgkm2hN@HK6iLIA>

Dans la mesure du possible, les données des bases de données ont été contrôlées dans la littérature originale. C'est cette dernière qui est citée dans la bibliographie.

Enfin, pour définir les modes d'action des différentes substances, nous avons utilisé deux bases de données :

- Herbicides : www.plantprotection.org/hrac/Bindex.cfm?doc=moa2002.htm
www.hclrss.demon.co.uk/class_pesticides.html
- Médicaments: www.biam2.org/accueil.html

Notons encore que la bibliographie est donnée après chaque évaluation de substance.

Substances prises en compte :

Pesticides :	Foramsulfuron Amidosulfuron Metsulfuron-méthyl Métalaxyl	Agent anti-corrosion :	Benzotriazole
Antibiotiques :	Ciprofloxacine Norfloxacine Sulfamethoxazole	Médicaments divers :	Carbamazépine Acide méfénamique Produits de contraste iodés

Glossaire :

- ECx : Effect concentration x %; concentration ayant un effet de x %
- MEC : Measured environmental concentration; concentration mesurée dans l'environnement
- NOEC : No-observed effect concentration; concentration sans effet observé
- PNEC : Predicted no-effect concentration; concentration prédite sans effet.

2. SULFONYLURÉES : AMIDOSULFURON, FORAMSULFURON, METSULFURON-MÉTHYL

2.1 Généralités

Les sulfonyleurées sont des substances récentes, commercialisées depuis les années 1980. Ces substances sont très actives et de ce fait, appliquées en quantités plus faibles que les autres herbicides (< 0.6 kg/ha). Elles sont relativement rapidement dégradées dans le sol et les plantes (quelques jours à quelques semaines). La dégradation est plus lente dans des sols froids et secs [1].

2.2 Mode d'action

Les sulfonyleurées agissent principalement en bloquant l'enzyme acetolactate synthase, ce qui stoppe la production d'acides aminés (valine, leucine et isoleucine). L'effet se fait ressentir au niveau de la croissance, notamment au niveau de méristèmes. Il est à noter que les différentes substances actives ont un potentiel d'action différent sur les différentes plantes, en fonction notamment du site de liaison avec l'enzyme et de la réaction en chaîne qui en découle. Il est à noter que les animaux ne possèdent pas ce type d'enzymes. De ce fait, les sulfonyleurées ne sont pas toxiques pour ces derniers. Il faut cependant souligner que certaines substances de la famille des sulfonyleurées semblent aider le pancréas à produire plus d'insuline, et donc peuvent être utilisés contre le diabète [1].

2.3 Sulfonyleurées homologuées en Suisse et en France

Les substances actives suivantes sont homologuées en Suisse (référence 2004 [2]) :

amidosulfuron, flazasulfuron, flupyrsulfuron-méthyl-Na, foramsulfuron, iodosulfuron, metsulfuron, nicosulfuron, rimsulfuron, sulfosulfuron, thifensulfuron-méthyl, tribenuron-méthyl, trifloxysulfuron, trisulfuron-méthyl.

En France, les substances actives suivantes sont inscrites dans le base de données AGRITOX [3] :

amidosulfuron, azimsulfuron, bensulfuron-méthyl, chlorsulfuron, flazasulfuron, flupyrsulfuron-méthyl-Na, foramsulfuron, iodosulfuron, metsulfuron, nicosulfuron, prosulfuron, rimsulfuron, sulfosulfuron, thifensulfuron-méthyl, triasulfuron, tribenuron-méthyl, trisulfuron-méthyl.

2.4 Caractéristiques physico-chimiques dans l'eau

L'amidosulfuron, le foramsulfuron et le metsulfuron-méthyl sont généralement stables dans l'eau (faible photolyse, faible hydrolyse) :

- Amidosulfuron : stable, demi-vie 365 jours à pH7 (hydrolyse)
- Foramsulfuron : stable, demi-vie 128 jours à pH7 (hydrolyse)
- Metsulfuron-méthyl : stable, demi-vie > 30 jours à pH7 (hydrolyse)

(source [1,2])

2.5 Ecotoxicité

De par leur mode d'action, les sulfonyleurées sont peu toxiques pour les poissons, les invertébrés et les algues. En revanche, ces substances sont très toxiques pour les plantes aquatiques (figure 1).

- Amidosulfuron : EC50 algues, daphnies, poissons > 1 mg/L
Pas de données sur les plantes aquatiques
- Foramsulfuron : EC50 algues, daphnies, poissons > 1 mg/L
EC50 *Lemna gibba*, 7j : 0.65 µg/L (Lentille d'eau)
EC50 *Lemna gibba*, 7j : 0.4 µg/L (Lentille d'eau)
- Metsulfuron-méthyl : EC50 daphnies, poissons > 1 mg/L
EC50 *P. subcapitata*, 72h : 45 µg/L
EC50 *Lemna minor*, 14j : 0.36 µg/L (Lentille d'eau)
EC50 *Lemna gibba*, 7j : 0.41 µg/L (Lentille d'eau)

(source : [3,6])

2.6 Calcul de la PNEC

- Amidosulfuron : pas de calcul possible car les espèces les plus sensibles n'ont pas été testées.
- Foramsulfuron : **PNEC : 0.004 µg/L** (facteur 100 utilisé au lieu de 1'000 [5] car les espèces les plus sensibles ont été testées).
- Metsulfuron-méthyl : **PNEC : 0.004 µg/L** (facteur 100 utilisé au lieu de 1'000 [5] car les espèces les plus sensibles ont été testées).

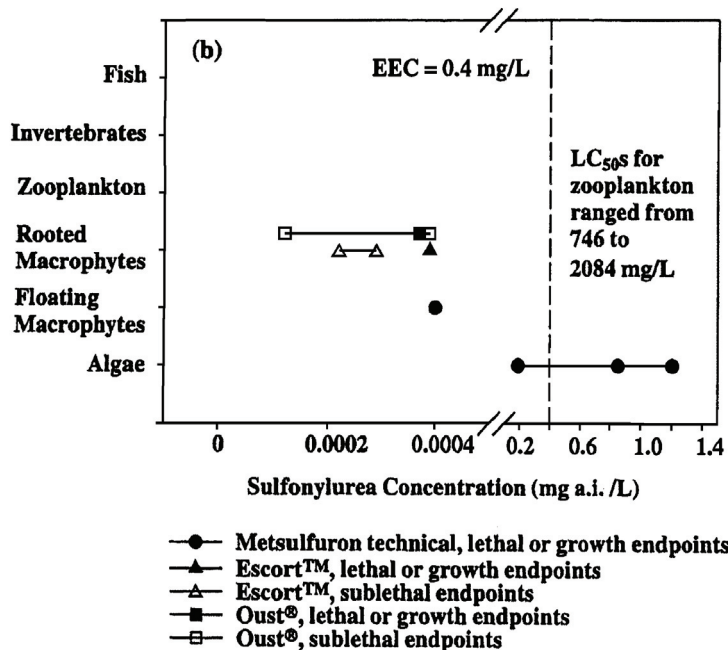


Figure 1 : Différence de sensibilité des groupes taxonomiques au metsulfuron. Les plantes aquatiques sont nettement plus sensibles que les autres espèces [4].

Figure 1: Differences in sensitivity to metsulfuron between taxonomic groups. The water plants are clearly more sensitive than other species [4].

2.7 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

- Amidosulfuron : pas de calcul possible.
- Foramsulfuron :

MEC :	26.04.04 :	0.037 µg/L
	06.09.04 :	0.056 µg/L
	26.04.05 :	0.080 µg/L
	10.10.05 :	0.080 µg/L
PNEC :		0.004 µg/L
Danger :		10-20
- Metsulfuron-méthyl : non détecté.

2.8 Conclusion

Dans le cas du foramsulfuron, la situation est préoccupante. En effet, les concentrations mesurées sont 10 à 20 fois supérieures à la PNEC. Comme les plantes sont continuellement exposées à cette substance, on peut s'attendre à des effets sur les plantes aquatiques du lac les plus sensibles. Cela serait à vérifier sur le terrain. Ces substances étant relativement stables, il faut considérer ce problème avec circonspection.

A priori, le problème devrait être le même pour l'amidosulfuron et il serait urgent de déterminer sa toxicité sur les plantes aquatiques. En revanche, le metsulfuron-méthyl n'a pas été détecté et ne semble donc pas être problématique actuellement.

Notons encore que ces différentes substances peuvent agir en mélange, ce qui peut augmenter le danger pour la flore du lac.

Bibliographie pour les Sulfonyleurées

1. Ferenc, S.A. (2001) : Impacts of low-dose, high-potency herbicides on nontarget and unintended plant species. SETAC: Pensacola, FL, US.
2. http://www.blw.admin.ch/pflanzenschutzverz/pb_home_d.html
3. <http://www.inra.fr/agritox>
4. ROSHON, R.D., McCANN, J.H., THOMPSON, D.G. et STEPHENSON, G.R. (1999) : Effects of seven forestry management herbicides on *Myriophyllum sibiricum*, as compared with other nontarget aquatic organisms. Can. J. For. Res. 29, 1158-1169.
5. European Commission (2003) : Technical Guidance Document on Risk Assessment. TGD Part II. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission (EC): Ispra, Italy.
6. <http://www.ipmcenters.org/ECotox/DataAccess.cfm>

3. MÉTALAXYL

3.1 Généralités

Le métalaxyl est un fongicide systémique de la famille des acylalanines utilisé pour contrôler différentes maladies des plantes liées à des champignons. Son mode d'action déclaré est le blocage de l'enzyme RNA-polymérase I [1]. Il est généralement commercialisé sous forme racémat-R, la forme active de la substance.

3.2 Paramètres physico-chimiques

Le métalaxyl est modérément stable dans des conditions environnementales normales, et stable à la photodégradation. Son temps de demi-vie dans l'eau est de plus de 200 jours à 25°C. Il est très soluble dans l'eau (26 g/L) et son log K_{ow} est bas (1.71), n'indiquant pas un grand risque de bioaccumulation [3]. En raison de ses caractéristiques physico-chimiques, notamment sa mobilité dans le sol et sa persistance, l'US-EPA souligne qu'il est régulièrement détecté dans les eaux souterraines [4].

3.3 Concentrations mesurées

Les concentrations mesurées dans le Léman se situent entre 0.028 et 0.066 µg/L, suivant la date de prélèvement et la profondeur.

3.4 Ecotoxicité

Globalement, toutes les EC50 trouvées dans la littérature sont supérieures à 690 µg/L et les NOEC à 390 µg/L (tableaux 1 et 2). Il faut cependant noter que les espèces les plus sensibles aux fongicides, soit les bactéries, les champignons et les levures n'ont pas été testées.

Tableau 1 : Valeurs d'écotoxicité aiguë pour le métalaxyl.

Table 1 : Acute ecotoxicity values for metalaxyl.

Type	Espèce	EC50 [µg/L]	Durée [h]	Référence
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	690	96	[5]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	4'400	96	[5]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	4'600	96	[5]
Algue	<i>Scenedesmus obliquus</i>	7'479	96	[6]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	9'700	96	[3]
Algue	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	21'000	96	[6]
Crustacé	<i>Mysidopsis bahia</i>	25'700	96	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	28'000	48	[5]
Crustacé	<i>Daphnia sp</i>	28'000	48	[7]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	29'000	non définie	[4]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	29'300	48	[5]
Algue	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	36'000	72	[3]
Algue	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	43'000	96	[7]
Lentille d'eau	<i>Lemna gibba</i>	85'000	336	[5]
Lentille d'eau	<i>Lemna gibba</i>	92'000	non définie	[4]
Insecte aq.	<i>Amenurus melas</i>	100'000	96	[4]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	121'000	48	[5]
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	130'000	96	[5]
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	132'000	96	[5]
Poisson	<i>Lepomis macrochirus</i>	139'000	96	[5]
Algue	<i>Selenastrum capricornutum</i>	140'000	336	[5]
Poisson	<i>Lepomis macrochirus</i>	150'000	96	[5]

3.5 PNEC

Sur la base des données à disposition, il ne paraît pas judicieux de définir une PNEC car les espèces potentiellement les plus sensibles n'ont pas été testées.

3.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

Aucune évaluation du danger n'est possible puisque la PNEC ne peut être calculée.

3.7 Conclusion

Sur la base des données à disposition, il n'est pas possible, à notre avis, d'évaluer le danger du métalaxyl pour le Léman. C'est pour cette même raison qu'aucun critère de qualité n'est proposé pour cette substance par CHÈVRE et al. [8]. Il serait donc important de générer de nouvelles données sur les espèces potentiellement les plus sensibles, soit les bactéries, les champignons et les levures.

Tableau 2 : Valeurs d'écotoxicité chronique pour le métalaxyl.

Table 2 : Chronic ecotoxicity values for metalaxyl.

Type	Espèce	NOEC [$\mu\text{g/L}$]	Durée [h]	Référence
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	390	96	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	1'200	1'008	[3]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	1'200	504	[7]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	1'200	42	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	1'270	non définie	[4]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	1'400	96	[5]
Mollusque	<i>Crassostrea virginica</i>	1'800	96	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	8'200	48	[5]
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	9'100	504	[3]
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	9'100	720	[3]
Crustacé	<i>Mysidopsis bahia</i>	11'000	96	[5]
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	26'000	48	[5]
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	45'000	96	[5]
Lentille d'eau	<i>Lemna gibba</i>	56'000	336	[5]
Poisson	<i>Lepomis macrochirus</i>	90'000	96	[5]
Algue	<i>Selenastrum capricornutum</i>	100'000	336	[5]

Bibliographie pour le Métalaxyl

1. Fungicide Resistance Action Committee : [http:// www.frac.info/frac](http://www.frac.info/frac). Etat 2003.
2. http://www.blw.admin.ch/pflanzenschutzverz/pb_home_d.html
3. <http://www.inra.fr/agritox>
4. US EPA. R.E.D. Facts. Pesticides Reregistration. EPA-738-F-94-013. September 1994.
5. IPM Center : <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/DataAccess.cfm>
6. MA, J. et al. (2002) : Differential Sensitivity of Two Green Algae, *Scenedesmus obliquus* and *Chlorella pyrenoidosa*, to 12 Pesticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 52(1), 57-61.
7. Ciba-Geigy, AG. Dossier d'homologation.
8. CHÈVRE, N., LOEPFE, C., FENNER, K., SINGER, H., ESCHER, B. et STAMM, C. (2006) . Pestizide in Schweizer Oberflächengewässern. Wirkungsorientierte Qualitätskriterien. *GWA*, 4, 297-307.

4. BENZOTRIAZOLE ET TOLYLTRIAZOLE

4.1 Généralités

Le benzotriazole (BT) et le tolyltriazole (TT) sont utilisés couramment comme agents anti-corrosion (par exemple dans les fluides hydrauliques et de refroidissement, dans les liquides anti-gel ou de déglacage des avions, dans les liquides de lavage de vaisselle pour la protection de l'argent,...). Ils sont également utilisés comme produits intermédiaires pour les teintures, les produits pharmaceutiques, les fongicides, etc... [1].

4.2 Paramètres physico-chimiques

Ces composés sont caractérisés par une solubilité dans l'eau élevée, une faible pression de vapeur et un faible coefficient octanol-eau ($\log K_{ow}$: 1.23 - 1.89) indiquant un faible potentiel de bioaccumulation. En revanche, ils sont relativement persistants et peu biodégradables [1].

4.3 Concentrations mesurées

Les concentrations mesurées dans le grand lac se situent entre 0.17 et 0.2 $\mu\text{g/L}$ pour le benzotriazole et entre 0.04 et 0.05 $\mu\text{g/L}$ pour le tolyltriazole. Par comparaison, la valeur moyenne dans la rivière Limmat (ZH) sur 6 semaines (échantillons moyens sur quelques jours) a été mesurée à 0.35 $\mu\text{g/L}$ (minimum 0.21 et maximum 0.53 $\mu\text{g/L}$; [2]). Dans la rivière Glatt (ZH), des échantillons isolés ont été pris régulièrement entre juin et octobre 2004. Les concentrations mesurées se situent entre 0.7 et 3.5 $\mu\text{g/L}$ pour le benzotriazole et 0.12 et 0.63 $\mu\text{g/L}$ pour le tolyltriazole [1].

4.4 Ecotoxicité

– Benzotriazole :	EC50 poisson <i>P. promelas</i> ,	96h : 65 mg/L
	EC50 crustacé <i>C. dubia</i> ,	48h : 102 mg/L
	NOEC poisson <i>P. promelas</i> ,	96h : 46 mg/L
	NOEC crustacé <i>C. dubia</i> ,	48h : 92 mg/L

(source [3])

– Tolytriazole : Il n'y a pas de données d'écotoxicité.

Notons que certains dérivés du benzotriazole, tel le butylbenzotriazole, sont de 10 à 100 fois plus toxiques que le benzotriazole [3].

Le benzotriazole est suspecté d'avoir des effets cancérigènes (Dutch Health Committee, 2000) et est actuellement testé pour des effets anti-oestrogènes.

4.5 PNEC

Considérant les données à disposition pour le benzotriazole (soit uniquement des données aiguës), la PNEC sera estimée sur la base de la plus faible valeur de EC50 à disposition et d'un facteur de sécurité de 1000.

– Benzotriazole : PNEC : 65 µg/L

– Tolytriazole : Aucune PNEC n'est calculable.

STEBER et *al.* [4] propose une PNEC de 30 µg/L pour les deux substances, mais le calcul menant à ce résultat n'est pas clair.

4.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

– Benzotriazole :	MEC :	0.17-0.2 µg/L
	PNEC :	65 µg/L
	Danger :	0.003

4.7 Conclusion

Le danger lié au benzotriazole dans le Léman est faible, de même que pour le tolyltriazole si on se réfère à la PNEC proposée par STEBER et *al.* [4]. Les concentrations en elles-mêmes sont plus faibles que celles mesurées dans la Glatt (facteur 10) ou dans la Limmat (facteur 2).

En revanche, si les effets cancérigènes sont confirmés, il faudrait évaluer si les concentrations mesurées peuvent générer ce type d'effets.

De plus, il serait peut-être intéressant de mesurer certains dérivés du benzotriazole qui sont jusqu'à 100 fois plus toxiques que ce dernier.

Bibliographie pour le benzotriazole et le tolyltriazole

1. VOUTSA, D. et *al.* (2006) : Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol A in municipal wastewaters and in the Glatt river, Switzerland. Environmental Science and Pollution Research, on line.
2. BLUM, W. et *al.* (2005) : Organische Spurenstoffe im Grundwasser des Limmatals - Ergebnisse der Untersuchungskampagne 2004. AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft): Zürich.
3. PILLARD, D.A. et *al.* (2001) : Toxicity of benzotriazole and benzotriazole derivatives to three aquatic species. Water Research. 35(2), 557-560.
4. STEBER, J., HATER, W. and HENKEL (1997) : VGB-Konferenz "Chemie im Kraftwerk 1997". VBG-Kraftwerkstechnik GmbH, Essen, Germany.

5. FLUOROQUINOLONES : CIPROFLOXACINE ET NORFLOXACINE

5.1 Généralités

Les fluoroquinolones représentent une classe d'antibiotiques importante utilisée largement pour de nombreuses affections bactériennes chez l'homme et chez l'animal. La ciprofloxacine est par exemple utilisée pour lutter contre les infections urinaires, les infections bronchopulmonaires, les dysenteries, sinusites, otites, etc...

Ces substances sont rejetées dans les urines et les excréments et rejoignent la station d'épuration avec les eaux usées. Entre 80 et 90 % des quantités entrant sont généralement traitées par la station d'épuration, la petite quantité restante rejoint les eaux de surface [1]. La caractéristique principale de cette pollution est que les substances sont émises en continu; il en résulte une détection constante de faibles concentrations dans le milieu aquatique.

5.2 Paramètres physico-chimiques

Il n'existe pas beaucoup d'indications sur le comportement dans l'environnement de ces substances, mais elles sont déclarées peu biodégradables [2].

5.3 Concentrations mesurées

Les concentrations mesurées dans le Léman (Grand Lac) sont de 97 ng/L pour la ciprofloxacine et de 30 ng/L pour la norfloxacine en juin 2005. Dans le Petit Lac, elles sont en dessous de 10 ng/L en septembre 2005 et février 2006. Dans le Rhône à la Porte du Scex, les concentrations sont de 300 ng/L pour la ciprofloxacine et de 94 ng/L pour la norfloxacine. Par comparaison, les valeurs trouvées par GOLET et al. [1] dans la rivière Glatt sont comprises entre 8 et 20 ng/L pour la ciprofloxacine et la norfloxacine (mesures 2001). En comparaison, les concentrations dans le Rhône et le lac peuvent donc être considérées comme assez élevées. Attention, il s'agit cependant d'un seul échantillon.

Les concentrations maximales mesurées en sortie de station d'épuration sont de 1'100 ng/L pour la ciprofloxacine et de 210 ng/L pour la norfloxacine. En sortie de STEP, GOLET et al. [1] trouvent des concentrations comprises entre 50 et 100 ng/L pour la ciprofloxacine et la norfloxacine (mesures 2001). Les valeurs très élevées de la STEP de Lausanne pourraient s'expliquer par la présence d'un hôpital universitaire dans le bassin versant. A nouveau, il s'agit d'un seul échantillon.

5.4 Ecotoxicité

Tableau 3 : Données d'écotoxicité pour la ciprofloxacine.

Table 3 : Acute ecotoxicity values for ciprofloxacine

Organisme	Espèce	EC50	NOEC	Référence
Bactérie	Bactéries de boues activées	610 µg/L		[3]
Bactérie	<i>Pseudomonas putida</i>	80 µg/L		Base de données CEMAGREF
Algue verte	<i>Selenastrum capricornutum</i>	2'970 µg/L		[3]
Cyanobactérie	<i>Microcystis aeruginosa</i>	5 µg/L		[3]
Bactérie	<i>Pseudomonas putida</i>		EC0 = 10 µg/L	Base de données CEMAGREF
Crustacé	<i>Daphnia magna</i> - 48h		60'000 µg/L	[3]
Poisson	<i>Danio rerio</i> - 72h		100'000 µg/L	[3]

Note : les données sur *Pseudomonas* proviennent du même test

Tableau 4 : Données d'écotoxicité pour la norfloxacine

Table 4 : Chronic ecotoxicity values for norfloxacine.

Organisme	Espèce	EC50	NOEC	Référence
Bactérie	<i>Vibrio fischeri</i> - 24h	22 µg/L		Base de données CEMAGREF
	<i>Vibrio fischeri</i> - 24h		EC01= 5.21 µg/L	Base de données CEMAGREF
	<i>Vibrio fischeri</i> - 24h		EC10=11.5 µg/L	Base de données CEMAGREF
	<i>Vibrio fischeri</i> - 24h		10.38 µg/L	Base de données CEMAGREF

Note : les données proviennent du même test

5.5 PNEC

Pour la ciprofloxacine, la plus basse donnée de toxicité chronique est de 10 µg/L, valeur déterminée sur une bactérie. Cette valeur est plus haute que la EC50 la plus basse qui est de 5 µg/L, valeur déterminée sur une cyanobactérie. L'utilisation de la valeur chronique la plus faible, tel que recommandé dans "The Technical Guidance Document for Risk Assessment" pour le calcul de la PNEC, est donc sujette à discussion. Il est ainsi difficile de déterminer une PNEC. En effet, si on choisit la donnée chronique la plus basse, soit 10 µg/L et un facteur de sécurité de 10, la PNEC serait fixée à 1 µg/L. Si on se base sur la valeur aiguë et un facteur de 100 (10 pour l'extrapolation chronique-aiguë et 10 pour l'extrapolation à l'environnement), on obtient une valeur de 0.05 µg/L, soit 20 fois inférieure.

Il n'est pas possible de déterminer une PNEC pour la norfloxacine, car il n'y a qu'un test sur *Vibrio fischeri*.

5.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

Pour la ciprofloxacine, la valeur maximale mesurée dans le lac est de 0.097 µg/L, soit dans l'ordre de grandeur de la PNEC de 0.05 µg/L calculée avec la valeur aiguë. Il serait donc important de tester d'autres espèces de bactéries et cyanobactéries pour déterminer plus précisément les effets de cette substance et le danger pour les eaux de surface. Il serait également important de déterminer si la valeur maximale mesurée représente bien la contamination du Léman étant donné que les mesures faites en septembre 2005 et février 2006 sur le petit lac sont inférieures à 10 ng/L.

5.7 Conclusion

Sur la base des données à disposition, il est difficile de déterminer si ces deux antibiotiques présentent un danger pour le Léman. Comme écrit ci-dessus, il serait important de générer de nouvelles données sur des bactéries et des cyanobactéries.

Notons également que les antibiotiques peuvent engendrer des résistances bactériennes. Cet aspect n'a pas été pris en compte dans cette analyse, du fait du peu de données à disposition sur le sujet.

Bibliographie pour les Fluoroquinolones

1. GOLET, E., ALDER, A.C. et GIGER, W. (2002) : Environmental exposure and risk assessment of fluoroquinolone antibacterial agents in wastewater and river water of the Glatt valley watershed, Switzerland. *Environmental Science and Technology*, 36(17), 3645-3651.
2. GARRIC, J. et FERRARI, B. (2004) : Les substances pharmaceutiques dans les écosystèmes aquatiques: présence, comportement et impact. *TSM*. 99(11), 47-58.
3. HALLING-SØRENSEN, B. et *al.* (2000) : Environmental risk assessment of antibiotics: comparison of mecillinam, trimethoprim and ciprofloxacin. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 46 (Suppl. S1), 53-58.

6. SULFAMÉTHOXAZOLE

6.1 Généralités

Le sulfaméthoxazole est un antibiotique de la classe des sulfamides ou sulfonamides. Il est utilisé largement pour de nombreuses affections bactériennes chez l'homme et chez l'animal. Le sulfaméthoxazole est par exemple utilisé pour lutter contre les infections urinaires, les prostatites, les sinusites, les otites, le paludisme, etc...

Ces substances sont rejetées dans les urines et les excréments et rejoignent la station d'épuration avec les eaux usées.

6.2 Paramètres physico-chimiques

Il n'existe pas beaucoup d'indications sur le comportement dans l'environnement de ces substances, mais elles sont déclarées peu biodégradables [2].

6.3 Concentrations mesurées

Les concentrations mesurées dans le Petit Lac en automne 2005 et en hiver 2006, de même que dans le Rhône sont inférieures à 14 ng/L. Dans les stations d'épuration d'Aire, de Nyon et de Lausanne, des concentrations entre 200 et 300 ng/L ont été mesurées. Il s'agit cependant d'un seul échantillon par station. Aucune publication donnant des résultats de mesures pour d'autres rivières ou lacs n'a pu être obtenue.

En comparaison, ALDER et *al.* [3] ont détecté le sulfaméthoxazole à une concentration maximale de 32 ng/L dans les eaux de surface, alors que BLUM et *al.* [4] ont détecté une concentration maximale de 29 ng/L dans la Limmat (ZH). GÖBEL et *al.* [5] ont mesuré des concentrations médianes de 280 ng/L dans les effluents après traitement classique (boues activées) en station d'épuration.

6.4 Ecotoxicité

Tableau 5 : Données d'écotoxicité aiguë pour le sulfaméthoxazole.

Table 5 : Acute ecotoxicity values for sulfamethoxazole.

Organisme	Espèce	EC50	Référence
Bactérie	<i>Vibrio fisheri</i> - 30 min	> 84'000 µg/L	[1]
Algue verte	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> - 96h	146 µg/L	[1]
Diatomée	<i>Cyclotella meneghiniana</i> - 96h	2'400 µg/L	[1]
Algue bleue-verte	<i>Synechoccus leopolensis</i> - 96h	26.8 µg/L	[1]
Plante aquatique	<i>Lemna gibba</i> - 7j	81 µg/L	[2]*
Crustacé	<i>Daphnia magna</i> - 48h	> 10'000 µg/L	[1]
Crustacé	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	> 10'000 µg/L	[1]

* Valeur pour le paramètre le plus sensible, soit le poids mouillé

Tableau 6 : Données d'écotoxicité chronique pour le sulfaméthoxazole.

Table 6 : Chronic ecotoxicity values for sulfamethoxazole.

Organisme	Espèce	EC50	Référence
Algue verte	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> - 96h	90 µg/L	[1]
Diatomée	<i>Cyclotella meneghiniana</i> - 96h	1250 µg/L	[1]
Algue bleue-verte	<i>Synechoccus leopolensis</i> - 96h	5.9 µg/L	[1]
Rotifère	<i>Brachionus calyciflorus</i> - 48h	25'000 µg/L	[1]
Crustacé	<i>Ceriodaphnia dubia</i> - 7j	250 µg/L	[1]
Poisson	<i>Danio rerio</i> - 10j	> 8'000 µg/L	[1]

6.5 PNEC

La valeur la plus basse du set de données est de 5.9 µg/L, NOEC mesurée sur une cyanobactérie. Avec un facteur de sécurité de 10, on arriverait à une PNEC de 0.6 µg/L. Il serait cependant intéressant d'avoir des valeurs pour d'autres cyanobactéries et bactéries, qui semblent sensibles aux antibiotiques (voir fluoroquinolones).

6.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

Le sulfaméthoxazole n'a pas été détecté dans le lac ou dans le Rhône en dessus de 14 ng/L. Les concentrations sont donc en dessous de la PNEC.

6.7 Conclusion

Sur la base des données à disposition, il semble qu'il y ait peu de danger lié à cette substance pour le Léman. Il faut cependant noter que seules trois mesures ponctuelles ont été effectuées. De plus, comme elle est détectée en concentrations élevées dans les STEPs, il serait intéressant d'étudier son comportement dans le lac (dégradation ? sédimentation ?).

Comme écrit ci-dessus, il serait également important de générer de nouvelles données sur des bactéries et des cyanobactéries.

Notons également que les antibiotiques peuvent engendrer des résistances bactériennes. Cet aspect n'a pas été pris en compte dans cette analyse, du fait du peu de données à disposition sur le sujet.

Bibliographie pour la Sulfaméthoxazole

1. FERRARI, B. et al. (2004) : Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(5), 1344-1354.
2. BRAIN, R.A., et al. (2004) : Microcosm evaluation of the effects of an eight pharmaceutical mixture to the aquatic macrophytes *Lemna gibba* and *Myriophyllum sibiricum*. *Aquatic Toxicology*, 70, 23-40.
3. ALDER, A.C. et al. (2001) : Occurrence and fate of fluoroquinolone, macrolide, and sulfonamide antibiotics during wastewater treatment and in ambient waters in Switzerland. *ACS Symposium Series 791*, Chapter 3, p.56-69. American Chemical Society, Washington, D.C.
4. BLUM, W. et al. (2005) : Organische Spurenstoffe im Grundwasser des Limmattales - Ergebnisse der Untersuchungskampagne 2004. AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft): Zürich.
5. GÖBEL, A. et al. (2005) : Occurrence and sorption behavior of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in activated sludge treatment. *Environmental Science and Technology*. 39, 3981-3989.

7. CARBAMAZÉPINE

7.1 Généralités

La carbamazépine est un médicament anti-épileptique de la famille des dibenzoazépines. Elle a des propriétés relaxantes et est également utilisée comme anti-névralgique, notamment dans le traitement des migraines [1]. Elle est rejetée principalement par les urines et rejoint la station d'épuration avec les eaux usées.

7.2 Paramètres physico-chimiques

La carbamazépine est relativement soluble (112 mg/L) et son log K_{ow} est de 2.45, n'indiquant pas de risque de bioaccumulation [2]. La substance n'est que peu biodégradée dans les stations d'épuration (env. 7 %, [2,3]).

7.3 Concentrations mesurées

La carbamazépine a été détectée dans chacun des échantillons du lac jusqu'à une concentration de 45 ng/L. En comparaison, des concentrations de l'ordre de 35 à 40 ng/L ont été détectées dans le lac Greifen [4]. En rivière, des concentrations atteignant 350 ng/L ont été mesurées en Suisse [5] et de 1 à 2 µg/L en Allemagne (résumé dans [2]). Dans les effluents des stations d'épuration, des concentrations atteignant 1'000 ng/L ont également été mesurées [5,6].

7.4 Ecotoxicité

Les seules valeurs d'écotoxicité trouvées proviennent du résumé de FERRARI et al. [1]. Le tableau 7 résume ces valeurs.

Tableau 7 : Valeurs de EC50 et de NOEC pour la carbamazépine avec différentes espèces.

Table 7 : EC50 and NOEC values for carbamazepine with different species.

Organisme	Espèce	Test	Durée	EC50
Bactérie	<i>Vibrio fischeri</i>	Luminescence	30 min	> 81'000 µg/L
Algue verte	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Croissance	96 h	> 100'000 µg/L
Diatomée	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Croissance	96 h	31'600 µg/L
Algue	<i>Synechoccus leopolensis</i>	Croissance	96 h	33'600 µg/L
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	Mortalité	48 h	> 13'800 µg/L
Crustacé	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalité	48 h	77'700 µg/L

Organisme	Espèce	Test	Durée	NOEC
Algue verte	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Croissance	96 h	> 100'000 µg/L
Diatomée	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Croissance	96 h	10'000 µg/L
Algue	<i>Synechoccus leopolensis</i>	Croissance	96 h	17'500 µg/L
Rotifère	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Reproduction	48 h	377 µg/L
Crustacé	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduction	7 j	25 µg/L
Poisson	<i>Danio rerio</i>	Mortalité	10 j	25'000 µg/L

Les algues testées semblent moyennement à peu sensibles à la carbamazépine, à court et à long terme (NOEC > 10 mg/L). Pour les autres espèces, deux tests seulement sont véritablement des tests de toxicité à long terme (tests durant un certain temps par rapport à la durée de vie de l'organisme). Il s'agit du test sur rotifère et sur le crustacé *Ceriodaphnia dubia*. Ces deux tests montrent que la reproduction est assez sensible à cette substance, puisque la NOEC la plus basse est de 25 µg/L. En comparaison, la EC50 sur le même organisme est de 77'700 µg/L, soit environ 3'000 fois plus élevée.

7.5 PNEC

La valeur de NOEC la plus basse est de 25 µg/L. Avec un facteur de sécurité de 10, on peut estimer la PNEC à 2.5 µg/L.

7.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

La concentration maximum mesurée dans le lac est de 0.045 µg/L. Avec une PNEC de 2.5 µg/L, le facteur de danger est de 0.02, soit inférieur à la valeur maximum acceptable de 1. Sur la base de ces résultats, il semble que la substance présente peu de danger pour les organismes du lac.

7.7 Conclusion

Sur la base des données à disposition, il semble qu'il y ait peu de danger lié à cette substance pour le Léman. Notons cependant que seules trois mesures ponctuelles ont été effectuées. De plus, comme elle est détectée en concentrations élevées dans les stations d'épuration, il serait intéressant de mesurer les concentrations aux abords des rejets de ces stations.

Il serait également important de générer de nouvelles données sur la toxicité à long terme de ces substances, paramètre nettement plus sensible que la toxicité à court terme.

Bibliographie pour la Carbamazépine

1. <http://www.biam2.org/accueil.html>
2. FERRARI, B. et al. (2004) : Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(5), 1344-1354.
3. ANDREOZZI, R. et al. (2002) : Carbamazepine in water: persistence in the environment, ozonation treatment and preliminary assessment on algal toxicity. *Water Research*, 36, 2869-2877.
4. ÖLLERS, S. et al. (2001) : Simultaneous quantification of neutral and acidic pharmaceuticals and pesticides at the low-ng/L level in surface and waste water. *Journal of Chromatography, A*. 911, 225-234.
5. TIXIER, C. et al. (2003) : Occurrence and fate of carbamazepine, clofibrac acid, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, and naproxen in surface waters. *Environmental Science and Technology*, 37(6), 1061-1068.
6. JOSS, A. et al. (2005) : Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research*, 39, 3139-3152.

8. ACIDE MÉFÉNAMIQUE

8.1 Généralités

L'acide méfénamique est un analgésique et anti-inflammatoire utilisé pour les rhumatismes, l'arthrose, les dysménorrhées, etc...

Il est vendu en Suisse (médicament Ponstan par exemple), mais pas en France. Il est rejeté principalement par les urines et rejoint la station d'épuration avec les eaux usées.

8.2 Paramètres physico-chimiques

L'acide méfénamique est moyennement soluble (4 mg/L) et son log K_{ow} est de 5.12, indiquant un risque de bioaccumulation dans les organismes [1]. TAUXE WÜRSCH [1] calcule un taux d'élimination de 30 à 70 % suivant les stations d'épuration. Les concentrations dans les effluents varient entre 800 et 2400 ng/L également suivant les STEPs.

8.3 Concentrations mesurées

L'acide méfénamique n'a été recherché et détecté que dans un échantillon du Petit Lac jusqu'à une concentration de 7 ng/L. Dans les effluents de STEPs, les concentrations sont du même ordre de grandeur que les valeurs mesurées par TAUXE WÜRSCH[1].

8.4 Ecotoxicité

Aucune donnée d'écotoxicité n'a été trouvée pour cette substance active.

8.5 Conclusion

Aucune donnée d'écotoxicité n'existant pour cette substance, il serait important d'en générer pour pouvoir en évaluer l'impact. Il serait également important d'évaluer le potentiel de bioaccumulation de la substance étant donné son log K_{ow} élevé. Il pourrait également être intéressant d'analyser les concentrations dans les sédiments.

Bibliographie pour l'acide méfénamique

1. TAUXE WÜRSCH, A. (2005) : Wastewaters : occurrence of pharmaceutical substances and genotoxicity. Thèse no 3280. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, CH, 233 p.

9. PRODUITS DE CONTRASTE IODÉS

9.1 Généralités

Les produits de contraste iodés analysés comprennent : iopamidol, amidotrizoic acid, iotalamic acid, iopromide, iodipamide, ioxaglic acid, iomeprol, iohexol, ioxitalamic acid. Ces substances sont utilisées en imagerie médicale pour augmenter le contraste, par exemple pour l'examen des vaisseaux sanguins, du conduit urinaire ou du colon. Ils sont utilisés principalement dans les hôpitaux et les centres de radiologie. Après absorption, les produits comme l'iopromide sont excrétés à plus de 80 %, principalement par les urines. Ces composés sont optimisés pour avoir une toxicité humaine très faible et pour être stables lors des examens médicaux [1].

9.2 Paramètres physico-chimiques

Du fait de leur stabilité optimisée pour les examens médicaux, on peut s'attendre à ce que ces substances soient peu dégradables. Cependant, nous n'avons trouvé aucune publication résumant les paramètres physico-chimiques de ces substances, mis à part pour l'iopromide [1].

Cette substance est donnée comme très soluble avec un K_{ow} de -2.33. Elle peut être classée comme " pas facilement biodégradable " selon les critères de OECD (OECD Guideline 301E).

Notons que les produits de contraste iodés semblent contribuer significativement à l'augmentation de la charge en AOX (composés organohalogénés adsorbables) dans les effluents municipaux [1].

9.3 Concentrations mesurées

Plusieurs substances de contraste ont été détectées en concentrations élevées dans les effluents de stations d'épuration (max : iopromide, 8.9 µg/L, station d'épuration d'Aïre), mais seul l'iohexol a été détecté dans l'échantillon du Léman légèrement au dessus de la limite de détection de 10 ng/L (13 ng/L). Du fait des concentrations très élevées dans les effluents, les concentrations dans le lac pourraient cependant être plus élevées directement aux abords des rejets de stations d'épuration. En comparaison, JOSS et al. [2] ont détecté des concentrations de l'ordre de 80 ng/L pour l'iopromide dans des effluents de stations d'épuration d'autres régions de Suisse. HIRSCH et al. [3] ont détecté l'iopromide à une concentration maximum de 3.1 µg/L dans des effluents de stations d'épuration en Allemagne. Dans le Rhin, les concentrations étaient de 0.01 µg/L pour l'iothalamic acid, de 0.04 µg/L pour l'ioxithalamic acid et l'iomeprol, de 0.15 µg/L pour l'iopromide et de 0.18 µg/L pour l'iopamidol [3].

9.4 Ecotoxicité

Seules des valeurs pour l'iopromide ont été trouvées [1].

Tableau 8 : Valeurs d'écotoxicité pour l'ipromide.

Table 8 : Ecotoxicity values for ipromide.

Organisme	Espèce testée	Paramètre	Effet
Bactérie	<i>Vibrio fisheri</i>	Inhibition de la luminescence	EC50 - 30 min > 10 g/L
Bactérie	<i>Pseudomonas putida</i>	Inhibition de la croissance	EC10 - 16h > 10 g/L
Algue verte	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Inhibition de la croissance	EC50 - 72h > 10 g/L
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisation	EC50 - 24h > 10 g/L
Crustacé	<i>Daphnia magna</i>	Reproduction	NOEC - 22j > 1 g/L
Poisson	<i>Danio rerio</i>	Mortalité	LC50 - 96h > 10 g/L
Poisson	<i>Leuciscus idus</i>	Mortalité	LC50 - 48h > 10 g/L

L'iopromide peut être considéré comme peu toxique au regard de ces données d'écotoxicité, ce qui est en accord avec le fait que cette substance est bien tolérée, notamment par l'être humain. Il faut cependant noter qu'aucun test chronique n'a été fait sur les poissons.

9.5 PNEC

STEGER-HARTMANN et al. [1] ont calculé pour l'iopromide une PNEC de 10 mg/IL (NOEC = 1g/L / Facteur de sécurité =100).

9.6 Evaluation du danger par rapport aux concentrations mesurées dans le Léman

Pour l'iopromide, les concentrations dans le lac sont inférieures à 10 ng/L. Le danger est donc très faible. Même si on dilue l'effluent d'un facteur 10 (8900/10 = 0.89 µg/L), le danger reste très faible (0.000089).

Pour les autres substances, il n'est pas possible d'évaluer un danger, ceci est dû au manque de données de toxicité.

9.7 Conclusion

Le danger de l'iopromide pour l'environnement aquatique est donc faible. Pour les autres substances, il serait important de générer des données, ceci afin de vérifier si, comme l'iopromide, elles présentent un risque faible pour l'écosystème aquatique. Enfin, étant donné les concentrations élevées en sortie de station d'épuration, il pourrait être intéressant d'analyser ces substances aux alentours des rejets de ces stations dans le lac.

Bibliographie pour les produits de contraste iodés

1. STEGER-HARTMANN, T. et al. (1999) : Environmental risk assessment for the widely used iodinated X-Ray contrast agent iopromide (Ultravist). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 42, 274-281.
2. JOSS, A. et al. (2005) : Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research*, 39, 3139-3152.
3. HIRSCH, R. et al. (2000) : A sensitive method for the determination of iodine containing diagnostic agents in aqueous matrices using LC-electrospray-tandem-MS detection. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 366, 835-841.

10. SYNTHÈSE RÉCAPITULATIVE

Dans le tableau 9 sont regroupées les différentes PNEC estimées, ainsi qu'une évaluation, sur avis d'experts, de la fiabilité de ces valeurs.

Tableau 9 : Résumé des valeurs de PNEC et évaluation de leur fiabilité.

Table 9 : Summary of PNEC values and assessment of their accuracy.

Substances	PNEC [$\mu\text{g/L}$]	Evaluation de la fiabilité de la PNEC	Remarques
Foramsulfuron	0.004	+	Données sur les espèces les plus sensibles disponibles, mais pas de NOEC
Amidosulfuron	Non calculée		Pas de données sur les espèces les plus sensibles
Metsulfuron-methyl	0.004	+	Données sur les espèces les plus sensibles disponibles, mais pas de NOEC
Metalaxyl	Non calculée		Pas de données sur les espèces les plus sensibles
Benzotriazole	65	-	Pas de données chroniques disponibles
Ciprofloxacine	0.05	-	Difficulté d'interprétation des données : NOEC > EC50
Norfloxacine	Non calculée		Manque de données
Sulfamethoxazole	0.6	+	Pas de données sur les espèces les plus sensibles aux antibiotiques
Carbamazépine	2.5	++	Nécessité de générer plus de données chroniques
Acide méfénamique	Non calculée		Pas de données d'écotoxicité disponibles
Iopromide	10'000	++	Pas de données chroniques sur les poissons

Fiabilité :
 - : valeur peu fiable
 + : valeur moyennement fiable
 ++ : valeur assez fiable
 +++ : valeur fiable

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

CHÈVRE, N., SINGER, H., MÜLLER, S., et MÜLLER, E. (2004) : Evaluation du risque des pesticides dans les eaux courantes en Suisse. *GWA*, 10, 739: p 739-751.

EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2005, 65-87.

EUROPEAN COMMISSION (2003) : Technical Guidance Document on Risk Assessment. TGD Part II., Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, European Commission (EC), Ispra, Italy.

CONSEIL SCIENTIFIQUE

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

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES
ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

PROGRAMME QUINQUENNAL 2006-2010
CAMPAGNE 2006

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Campagne 2006, 2007*

Editeur :

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

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

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

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

E-mail : cipel@cipel.org

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

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