CONSEIL SCIENTIFIQUE

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

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHESENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

PROGRAMME QUINQUENNAL 2006-2010 CAMPAGNE 2010

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 2011

Editeur :

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

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

Tél. :	CH - FR -	022 / 363 46 69 00 41 22 / 363 46 69
Fax :	CH - FR -	022 / 363 46 70 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.

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT
--

CONCLUSIONS	GÉNÉRALES	- Campagne 2010	. 11

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1		10
••	1 Introduction	10
	Température de l'air	13
		20
	J. Fluvionethe	22
	4. ITSUIdilUT	24
	5. Nayonnement	20
	6.1 Vitage du vent	20 20
	6.1 Vitesse du vent	20
	0.2 ROSE des verilis	30
	7. Synthese des conditions climatiques	30
	- Bibliographie	30
•		
2.	EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LEMAN (elements majeurs)	31
	1. Méthodes.	32
	2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	33
	3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	37
	4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	46
	5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	48
	5.1 Oxygène dissous	48
	5.2 Phosphore réactif soluble et phosphore total	49
	5.3 Transparence	49
	5.4 Azote nitrique et azote total	51
	5.5 Chlorure	51
	6. Evolution physico-chimique des eaux du petit Lac 2006 - 2010	52
	6.1 Température	52
	6.2 Oxygene dissous	53
	6.3 Phosphore total et phosphore réactif soluble	53
	6.4 Azote nitrigue, total et ammoniacal	56
	6.5 Chlorure et autres paramètres	57
	7 Conclusions	58
		58
	- Annexes	61
2	MÉTAUX ET MICROPOLI LIANTS ORGANIQUES DANS LES RIVIÈRES	
5.		65
	LI LES EAUX DU LEWIAN	00
	1. Introduction	00
		00
	3. Methodologie	67
	3.1 Analyses chimiques	67
	3.2 Controles	67
	4. Micropolluants dans les eaux des rivières et les eaux du Léman	68
	4.1 Métaux	68
	4.2 Pesticides (phytosanitaires)	69
	4.3 Médicaments et inhibiteurs de corrosion	71
	4.4 Triclosan, bisphénol-A, alkyl-phénols, benzotriazole et le methylbenzotriazole	73
	5. Conclusions	74
	- Bibliographie	75
	- Annexes	76
4.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE	87
	1. Introduction	
	2 Echantillonnage	07 88
	21 Rhône amont - Porte du Scex	טט אא
	2.2. Rhône à l'amont et à l'aval de Vière et de Monthev	טט פפ
	3 Méthodologie	טט ממ
	3.1 Δnalvees	טט מַמַ
	3.2 Contrôles	00 00
	0.2 UUIIIUIC3	00

	4.	Résultats	
		4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône	88
		4.2 Charges des produits phytosanitaires avant transité par le Bhône en 2006, 2007	
		2008 2009 et 2010	90
		2000, 2009 et 2010	
		4.3 Froms de concentrations le long du Rhone	
		4.4 Produits pharmaceutiques	
		4.5 Autres substances	
	5.	Conclusions	
	_	Bibliographie	
	-	Tableaux des résultats	
5.	PH	IYTOPLANCTON DU LÉMAN	99
	1.	Introduction	99
	2	Méthodes	qq
	2.		100
	0.	2.1. Evolution calconnière de l'année 2010	100
		3.1 Evolution satsonniele de raintee 2010.	
		3.1.1 Evolution des classes d'algués et des taxons dominants	
		3.1.2 Evolution du micro et du nanoplancton	101
		3.1.3 Evolution des groupes fonctionnels	101
		3.2 Evolution interannuelle	102
		3.2.1 Evolution des classes d'algues	102
		3.2.2 Evolution de la diversité	103
		323 Evolution des groupes fonctionnels	103
		3.2.4 Evolution de l'indice de qualité notroplancton Brettum	104
	4	S.2.4 Evolution de findice de quaite phytopiancion Diettum	104
	4.		
	-	Bibliographie	105
	-	Annexes	106
6.	É٧	OLUTION DU PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC (LÉMAN)	
	1.	Introduction	
	2	Méthodes	110
	2.		
	5.		
		3.1 Transparence	
		3.2 Protondeur de la zone euphotique	
		3.3 Biomasse algale	112
		3.4 Groupes pigmentaires	113
		3.5 Microplancton et nanoplancton	113
		3.6 Cycles saisonniers	114
		3.7 Biomasse estivale	115
		3.8 Diversité	116
		3.9 Tayons dominants et très dominants	117
	4.	Conclusions	
	-	Bibliographie	120
	-	Annexes	122
7.	PF	RODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	125
	1.	Introduction	125
	2	Méthodes	125
	3	Désultate et discussion	126
	5.		
		3.1 Repartition venicale	120
		3.2 Evolution salsonniere des variables mesurees	
		3.3 Comparaison de l'année 2010 aux douze années précédentes (1998-2009)	129
	4.	Conclusions	129
	-	Bibliographie	130
8	É١		131
0.	1	Introduction	120
	י. ר	Máthadalagia	400
	Ζ.		
	3.	Resultars	132
		3.1 Biovolume sédimenté	132
		3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne	133
		3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2010	133
		3.4 Autres groupes planctoniques	135
		3.5 Evolution à long-terme du zooplancton	135
	⊿	Conclusions	130
	-т.	Ribliographie	120
	_	Dienographile	

1. Etat 2009	9.	ÉTUDE DE LS VÉGÉTATION MACROPHYTIQUE DU LÉMAN	141
2. Evolution 142 Bibliographie 142 10. ÉVOLUTION DU ZOOBENTHOS DU LÉMAN (PETIT LAC) 143 11. Introduction 144 2. Stations et méthodes 144 3. Introduction 144 3. Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique 145 3.1. Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique 145 3.2. Densité 147 3.3. Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution 148 4. Conclusions 150 5. Bibliographie 150 11. Introduction 151 1. Introduction 151 1. Introduction 151 1. Introduction 152 3.1 Composition du régime alimentaire 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Conclusions 155 3.3.1 A léchelle anuelle. 153 3.3.2 A téchelle anuelle. 155 4.		1. Etat 2009	141
- Bibliographie 142 10. ÉVOLUTION DU ZOOBENTHOS DU LÉMAN (PETIT LAC) 143 1. Introduction 144 2. Stations et méthodes 144 3. Résultats et interprétations 145 3.1 Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique 145 3.1 Conclusions 144 4.6 Conclusions 148 4. Conclusions 150 - Bibliographie 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1. Introduction 151 1. Introduction 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 9 Bibliographie 155 15 Bibliographie 155 15 LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 157 3.1 Phosphore 161 3.1 Phosphore 164 3.		2. Evolution	142
10. ÉVOLUTION DU ZOOBENTHOS DU LÉMAN (PETIT LAC) 143 1. Introduction. 144 2. Stations et méthodes. 144 3. Résultats et interprétations. 145 3.1 Composition faunisitique, répartition spatiale et bathymétrique. 145 3.1 Composition faunisitique, répartition spatiale et bathymétrique. 147 3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution. 148 4. Conclusions. 150 Bibliographie 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE. 151 1. Introduction. 151 1. Introduction. 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Z Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire. 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie. 155 4. Conclusions. 155 5. Eibiliographie 155 13.3.2 A l'échelle de la décennie. 155 4. Conclusions 155		- Bibliographie	142
1 Introduction 144 2. Stations et méthodes. 144 3. Résultats et interprétations. 145 3.1 Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique 145 3.2 Densité 147 3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution 148 4. Conclusions 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1. Introduction 151 2. Méthodologie 151 3.1 Introduction 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.1 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 5. Bibliographie 155 15. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 156 2. Débits des affluents du Léman et de l'émissaire 160	10.	ÉVOLUTION DU ZOOBENTHOS DU LÉMAN (PETIT LAC)	143
2. Stations et méthodes. 144 3. Résultats et interprétations. 145 3.1 Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique 145 3.2 Densité 147 3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution 148 4. Conclusions 150 Bibliographie 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1.1. Introduction 151 2. Méthodologie 151 3. Résultats 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3.1 A l'échelle anneulle 153 3.3.1 A l'échelle du a décennie 155 4. Conclusions 155 4. Conclusions 155 4. Conclusions 155 4. Conclusions 155 5. Bibliographie 155 4. Conclusions annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 3.1 A l'échelle annet de l'émissaire 160 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 156 4. Dépibre 157		1. Introduction	144
3. Résultate et interprétations 145 3.1 Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique 145 3.2 Densité 147 3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution 148 4. Conclusions 150 Bibliographie 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1. Introduction 151 2. Méthodologie 151 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 5. Conclusions 155 7. Généralités et méthodes 157 1. Généralités et méthodes 157 1. Généralités et méthodes 157 1. Johore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4.4 Prosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 168 4.1 Phosphore </td <td></td> <td>2. Stations et méthodes</td> <td> 144</td>		2. Stations et méthodes	144
3.1 Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique 145 3.2 Densité 147 3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution 148 4. Conclusions 150 Bibliographie 150 11. RÉCIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1. Introduction 151 2. Méthodologie 151 3. Résultats 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.2 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle du la décennie 155 4. Conclusions 155 5. Bibliographie 155 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents du Léman et de l'émissaire 160 3.4 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 168 4.1 Phosphore 168 4.1 <td></td> <td>3. Résultats et interprétations</td> <td> 145</td>		3. Résultats et interprétations	145
3.2 Densité 147 3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution 148 4. Conclusions 150 Bibliographie 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1. Introduction 151 2. Méthodologie 151 3. Taille des poissons 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 5. Bibliographie 155 12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents du Léman et de l'émissaire 160 3.3. Chiorure 161 3.4 Chorure		3.1 Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique	145
3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution 148 4. Conclusions 150 9 Bibliographie 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1. Introduction 151 2. Méthodologie 151 3. Résultats 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 5. Bibliographie 155 12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET 157 1. Généralités et méthodes 157 1. Généralités et méthod		3.2 Densité	147
4. Conclusions. 150 Bibliographie 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE. 151 1. Introduction 151 2. Méthodologie 151 3. Résultats 152 3.1 Taille des poissons. 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions. 155 4. Conclusions 155 7. Bibliographie 155 15. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire. 160 3. Apports annuels des affluents du Léman et de l'émissaire. 161 3.1 Phosphore 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents. 168 4.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure. 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169		3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution	148
- Bibliographie 150 11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1. Introduction 151 1. Introduction 151 1. Résultats 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.1 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 5. Conclusions 155 5. Bibliographie 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuels du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5.4 L'azote		4. Conclusions	150
11. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 151 1. Introduction 151 2. Méthodologie 151 3. Résultats 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 - Bibliographie 155 - Bibliographie 155 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 168 4.1 Phosphore 171 5.1 Kude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.4 Conclusions 176 5.5 Hobisone organique dissous 171 <td></td> <td>Bibliographie</td> <td> 150</td>		Bibliographie	150
1. Introduction. 151 2. Méthodologie 151 3. Résultats 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 - Bibliographie 155 - Bibliographie 155 2 LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168	11.	RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE	151
2. Méthodologie 151 3. Résultats 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 5. Conclusions 155 6. Conclusions 155 7. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET 157 1. Généralités et méthodes 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.1 Phosphore 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal		1. Introduction	151
3. Résultats 152 3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 - Bibliographie 155 12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 157 1. Généralités et méthodes 156 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 169 4.3 Chlorure 169 4.3 Chlorure 160 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote aumoniacal 171 <td></td> <td>2. Méthodologie</td> <td> 151</td>		2. Méthodologie	151
3.1 Taille des poissons 152 3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 - Bibliographie 155 15 - 155 15 - 155 16 Conclusions 155 17 LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 166 3. Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. <td></td> <td>3. Résultats</td> <td> 152</td>		3. Résultats	152
3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité 152 3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle annuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 - Bibliographie 155 12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET 157 1. Généralités et méthodes 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.4 Carbone organique dissous 171 5.4		3.1 Taille des poissons	152
3.3 Composition du régime alimentaire 153 3.3.1 A l'échelle anuelle 153 3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 - Bibliographie 155 12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET 157 1. Généralités et méthodes 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal		3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité	152
3.3.1 A l'échelle annuelle. 153 3.2 A l'échelle de la décennie. 155 4. Conclusions 155 - Bibliographie 155 155 155 155 156 Sibliographie 155 157 LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET 157 1 Généralités et méthodes 158 2 Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.4 Phosphore réactif soluble 171 5.3		3.3 Composition du régime alimentaire	153
3.3.2 A l'échelle de la décennie 155 4. Conclusions 155 - Bibliographie 155 12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 157 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 171 5.4 Eude de qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissou		3.3.1 A l'échelle annuelle	153
4. Conclusions 155 Bibliographie 155 12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET 157 LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 166 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 168 4.1 Phosphore réactif soluble 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6.4 Carbone organique dissous 176 7.4 Bibliographie 176 7.5 Etude aux récapitulatifs 176		3.3.2 A l'échelle de la décennie	155
 Bibliographie 155 12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.4 Carbone organique dissous 176 Bibliographie 176 Tableaux récapitulatifs 		4. Conclusions	155
12. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 169 4.3 Chlorure 169 4.3 Chlorure 161 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6.6 Bibliographie 176 7.6 Bibliographie 176		– Bibliographie	155
LEUR QUALITÉ 157 1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 - Bibliographie 176 - Tableaux récapitulatifs 177	12	LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS ALL ÉMAN ET ALL RHÔNE À L'AVAL DE GENÈV	/E ET
1. Généralités et méthodes 158 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire 160 3. Apports annuels des affluents du Léman 161 3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 7.4 Carbone organique dissous 176 7.5 Bibliographie 176 7.4 Tableaux récapitulatifs 176	14.		157
1. Ochicalite's et methode's 160 2. Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire		1 Généralités et méthodes	158
2. Debits des affluents principaux du Leman et de remissance		2 Débits des affluents principaux du Léman et de l'émissaire	160
3.1 Phosphore 161 3.2 Azote minéral total 164 3.3 Chlorure 166 4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 7 Bibliographie 176 7 Tableaux récapitulatifs 177		3 Annorts annuels des affluents du Léman	
3.2 Azote minéral total		3.1 Phosphore	161
3.3 Chlorure		3.2 Azote minéral total	164
4. Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents 168 4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 7.4 Bibliographie 176 7.5 Bibliographie 176		3.3 Chlorure	166
4.1 Phosphore 168 4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 7 Bibliographie 176		4 Exportations annuelles du Rhône aval à Chancy et apports de ses principaux affluents	168
4.2 Azote total ou minéral total 169 4.3 Chlorure 170 5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 – Bibliographie 176 – Tableaux récapitulatifs 177		4.1 Phosphore	168
4.3 Chlorure		4.2 Azote total ou minéral total	169
5. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique 171 5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 – Bibliographie 176 – Tableaux récapitulatifs 177		4.3 Chlorure	170
5.1 Phosphore réactif soluble 171 5.2 Azote ammoniacal 171 5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 – Bibliographie 176 – Tableaux récapitulatifs 177		5 Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin lémanique	171
5.2Azote ammoniacal1715.3Nitrate1715.4Carbone organique dissous1716.Conclusions176-Bibliographie176-Tableaux récapitulatifs177		5.1 Phosphore réactif soluble	171
5.3 Nitrate 171 5.4 Carbone organique dissous 171 6. Conclusions 176 - Bibliographie 176 - Tableaux récapitulatifs 177		5.2 Azote ammoniacal	
5.4Carbone organique dissous1716.Conclusions176-Bibliographie176-Tableaux récapitulatifs177		5.3 Nitrate	
6. Conclusions		5.4 Carbone organique dissous	
 Bibliographie		6. Conclusions	
- Tableaux récapitulatifs		- Bibliographie	
		- Tableaux récapitulatifs	177

RAPPORTS TECHNIQUES

13.	CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	
	1. Introduction	
	2. Situation de l'assainissement	
	2.1 Etat des stations d'épuration	
	2.2 Contrôles de l'assainissement	
	3. Bilan du fonctionnement des STEP	
	3.1 Débits et volumes	
	3.2 Phosphore total et réactif soluble (dissous)	
	3.2.1 Phosphore total dans le bassin du Léman	
	3.2.2 Phosphore réactif soluble	
	3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO₅)	
	4. Influence du traitement des eaux usées sur la qualité du milieu récepteur	
	4.1 Concentrations en DBO ₅ dans les cours d'eau	
	4.2 Concentrations en NH4 ⁺	
	4.3 Concentrations en PO_4^{3}	
	5. Conclusions	
	- Bibliographie	
	 Tableaux des résultats 	

14.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	
	1. Introduction	
	2. Programme pour le traitement des résultats	
	3. Méthode retenue pour le traitement des résultats	
	4. Résultats	
	4.1 Eléments majeurs	
	4.2 Pesticides et autres micropolluants	
	4.3 Etude de stabilité de quelques éléments majeurs	
	5. Conclusions	
	- Bibliographie	195
	- Tableaux des résultats	

_	LISTE DES AUTEURS	19	9
---	-------------------	----	---

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LE LÉMAN

Position géographique moyenne :	46°27' lat. N 6°32' long.	l E de Green	wich		
Altitude moyenne annuelle du plan d'eau (1943-2	008)*: 372	.05 m	mini : maxi :	371.78 372.19	(1949) (1977)
Superficie du plan d'eau * * :	580.1 km ² dont :	• France : • Suisse : - Vaud : - Valais - Genèv	234.8 k 345.3 k : : ve :	m² m²	298.0 km ² 10.6 km ² 36.7 km ²
Volume moyen :	89 milliards i	m ³ soit 89 kr	n ³		
Débit moyen annuel du Rhône amont (à la Porte c Débit moyen annuel du Rhône à l'exutoire (à Gene	łu Scex) (193 ève) (1935-20	5-2008) * : dont :)08) * : dont :	182 m ³ / - maxi (- mini (1 250 m ³ / - maxi (′s 1999) : I976) : ′s 1995) :	227 m ³ /s 127 m ³ /s 327 m ³ /s
Temps de séjour théorique des eaux (volume/déb	it moyen) :	11.3 an	- mini (1 s	1976):	166 m ³ /s
Longueur de son axe :	72.3 km				
Profondeur maximale :	309.7 m				
Profondeur moyenne :	152.7 m				
Longueur des rives * * :	200.2 km dont :	• France : • Suisse : - Vaud : - Valais - Genèv	14 : : :	58.0 km 42.2 km	102.0 km 7.6 km 32.6 km

Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac

	Léman	Grand Lac	Petit Lac
Superficie du plan d'eau (km ² / %)	580 1	408.00 / 86	81 20 / 14
Superficie de la zone 0-12 m $(\text{km}^2 / \%)$	43.7	498.90780 24 47 / 56	19 23 / 44
Volume (km ³ / %)	89	86 / 96	3/4
Profondeur maximale (m)	309.7	309.7	76
Profondeur moyenne (m)	152.7	172	41
Longueur dans l'axe (km)	72.3	49	23.3

Le Grand Lac forme un bassin unique, d'orientation approximative est-ouest, caractérisé par une plaine centrale étendue, limitée par la courbe isobathe 300 m. Orienté nord-est - sud-ouest, le Petit Lac est bien plus étroit et moins profond. Son plancher est découpé par une série de cuvettes peu marquées.

^{*} Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

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



Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

- 9 -

Surface du bassin versant (lac compris) * : Surface du bassin versant (sans le lac) :	7'999 km ² 7'419 km ² dont :	• France : • Suisse :	893 km² 6'526 km²
Altitude moyenne * :	1'670 m		
Altitude maximale (Pointe Dufour) :	4'634 m		
Indice de glaciation (par rapport à la superficie tot	ale) * : 9.40	%	
Population permanente (01.01.2003) :	948'240		
	dont :	• France : • Suisse :	122'410 825'830
Population touristique			
(capacité d'accueil - 01.01.2003) :	615'610		
	dont	France : Suisse :	169'370 446'240
Répartition des modes d'utilisation des sols les plu	us importants	(CIPEL, 1999) :	
 Terres incultes 	34.5 %		
– Forêts	22.0 %		
 Pâturages 	23.0 %		
 Terres cultivables 	20.5 %		

Les terres cultivables se répartissent de la manière suivante :

- 63.1 % d'herbages
- 26.7 % de terres ouvertes
- 6.6 % de vignobles
- 2.6 % de vergers intensifs
- 1.0 % de cultures maraîchères.

LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

(jusqu'à la frontière franco-suisse; bassin versant dont s'occupe la CIPEL)

Surface du bassin versant (lac compris) * :	10'323 km ²		
Altitude moyenne * :	1'580 m		
Altitude maximale (Mont-Blanc) :	4'810 m		
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale)*: 8.40	%	
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2008) * :	341 m ³ /s dont :	- maxi (1995) : - mini (1976) :	434 m ³ /s 219 m ³ /s
Population permanente (01.01.2003) :	1'620'800 dont :	• France : • Suisse :	419'890 1'200'910
Population touristique (capacité d'accueil - 01.01.2003) :	919'560 dont :	• France : • Suisse :	454'850 464'710

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

CIPEL (1999) : Apports diffus de phosphore d'origine agricole. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 221-229.



CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2010

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, ACW - Changins - Bâtiment DC, Route de Duillier, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

LÉMAN

Evolution physico-chimique

Brassage hivernal partiel. Un printemps maussade avec une stratification thermique qui tarde à se mettre en place avec un gradient peu marqué. Toutefois, comme les années précédentes, épuisement du phosphore dans les couches supérieures du lac, dont la concentration moyenne diminue lentement

L'année 2010 est une année plutôt froide avec une moyenne annuelle de 10.3°C, la plus faible depuis 1996. Le mois de juillet a été chaud, alors que le mois de mai a été froid. Le brassage hivernal n'a atteint que 200 m début mars. La température des eaux profondes est restée stable. La pluviométrie en 2010 présente un déficit de 20% par rapport à la normale 1980-2009. L'insolation a été moyenne alors que le rayonnement reste très bon. Les vents forts ont été printaniers, ils ont contribué avec la température basse du mois de mai à une mise en place tardive et moins stable de la stratification thermique printanière. L'activité phytoplanctonique printanière consomme rapidement les nutriments de l'épilimnion. Les concentrations en orthophosphate (phosphore réactif soluble) et en silice restent à des valeurs très basses dans les couches superficielles tout le reste de l'année. Dans les couches profondes, partiellement réoxygénées par le brassage partiel, on ne constate pas de relargage important de phosphore, ni de réduction significative de l'azote.

Le stock en phosphore total du lac diminue faiblement : la concentration moyenne en 2010 est de 22.4 μ gP·L⁻¹, 1'915 tonnes.

Le stock d'azote poursuit une baisse depuis 3 ans qui ramène ses concentrations à celles des années 80. Le stock de chlorure continue d'augmenter.

La dynamique des couches superficielles du Petit Lac est proche de celle du Grand Lac avec une forte consommation des nutriments dès le brassage. Le Petit Lac étant chaque année complètement homogénéisé et réoxygéné, les concentrations d'oxygène au fond restent supérieures aux exigences légales.

Dans le Petit Lac, la concentration moyenne en phosphore total tend à se rapprocher de 10 μ gP·L⁻¹.

Evolution biologique

□ Retour à une biomasse phytoplanctonique faible, réduction de la production primaire en raison des concentrations en phosphore et des températures plus basses

La biomasse phytoplanctonique annuelle de 2010 est faible et sa composition taxonomique est similaire à celle des années 2006 et 2008. La proportion des groupes fonctionnels caractéristiques de milieux pauvres en nutriments augmente, ce qui est confirmé par l'évolution interannuelle de l'indice modifié de Brettum, qui indique une amélioration de l'état trophique du lac.

La biomasse algale a augmenté graduellement du début de l'année jusqu'au mois de mai, essentiellement par le fait des diatomées centriques. La phase des eaux claires est bien marquée le 9 juin 2010. Elle est suivie par une période estivale où la biomasse augmente surtout grâce aux Chlorophycées, puis aux Chrysophycées et enfin aux Dinophycées. A partir de septembre, la biomasse diminue et la proportion en cyanobactéries fixatrices d'azote augmente.

Les valeurs de la production primaire et de la capacité photosynthétique (rapport de la production maximale à chaque campagne sur la concentration de Chl *a*) du phytoplancton au cours de l'année 2010 étaient plus faibles que celles mesurées en 2009 et sont parmi les plus faibles mesurées au cours des douze années précédentes. Les valeurs plus faibles de la température des eaux de surface à la fin du printemps et en été en 2010, comparées à celles de 2009, expliquent en partie ces diminutions entre 2009 et 2010.

Dans le Petit Lac, les biomasses annuelles du phytoplancton ont fortement fluctué entre 2006 et 2010. Le microplancton reste largement dominant. Les groupes pigmentaires sont dominés par les conjuguées (Zygophycées) et les diatomées. Les cyanobactéries n'ont entraîné aucun problème de toxicité pour la période 2006-2010. *Cyclotella bodanica* var. *lemanensis*, espèce indicatrice de conditions oligotrophes, qui figurait déjà parmi les espèces dominantes en 2004 et 2005, demeure toujours bien présente.

Diminution constante de l'abondance des microcrustacés qui restent une proie préférée des corégones

Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton répondent, en 2010 comme au cours des années précédentes, au modèle classique « *Plankton Ecology Group* » de dynamique du zooplancton en lac mésotrophe, avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires aux alentours du 9 juin 2010, suivi d'une diminution drastique des abondances en fin de printemps et une légère reprise de croissance en fin d'automne qui, en 2010, coïncide avec un pic automnal de Chlorophycées.

La diminution générale de l'abondance crustacéenne résulte de la baisse de la qualité nutritionnelle du phytoplancton : si la biomasse phytoplanctonique reste relativement stable depuis 1984, la contribution relative d'algues appartenant à la gamme de taille facilement ingérable par le zooplancton (Cryptophycées) diminue, au profit d'algues de plus grande taille et plus difficilement consommables (Chlorophycées et Zygophycées). Les variations interannuelles d'abondance des Calanoïdes et de *Leptodora kindtii* ne suivent pas de tendance temporelle claire, mais sont directement reliées à la présence d'algues filamenteuses en été. Les Calanoïdes sont des herbivores à spectre réduit de taille de particules, et particulièrement sélectifs sur la qualité des algues ingérées. Les Calanoïdes seraient donc limités en ressources alimentaires pendant les étés marqués par des efflorescences de Zygophycées. *L. kindtii* est une espèce carnivore qui n'est donc pas directement affectée par la ressource phytoplanctonique. Les faibles abondances de cette espèce lors des années où les Zygophycées sont abondantes peuvent potentiellement résulter de la diminution de l'abondance de leurs proies (*nauplii*), d'une efficacité plus faible de capture de proies ou d'une diminution de leur capturabilité par les filets de prélèvements.

La pêche des corégones représente toujours le plus gros tonnage de capture au Léman. Comme dans les années précédentes, le régime alimentaire du corégone est dominé par les Cladocères herbivores (daphnies) et carnivores (*Bythotrephes, Leptodora*). Les Cyclops et nymphes d'insecte chironomes sont présents de façon anecdotique. En 2010, le régime alimentaire est légèrement différent de celui précédemment observé. C'est ainsi qu'en hiver, les *Bythotrephes* redeviennent la proie principale, à l'instar de ce qu'on observait au début des années 2000. Enfin, en automne, le régime alimentaire présente des nymphes de chironomes et est largement dominé par les *Leptodora* qui n'avaient pas été consommés en 2009.

Constitution of a constitution of a constitutio

Un suivi du zoobenthos du Petit Lac entre 15 et 71 m de profondeur a été réalisé en 2009 sur 9 stations, réparties sur 3 transects perpendiculaires à la rive. Il a montré que la richesse et l'abondance des espèces diminuent fortement avec la profondeur. L'indice de qualité benthique (IQB-AL) basé sur les peuplements d'oligochètes et de chironomidés profonds montre clairement que les conditions environnementales au niveau des sédiments profonds ne se sont pas améliorées dans un intervalle de 10 ans, mais plutôt dégradées, malgré une diminution significative du phosphore dans le Petit Lac et une concentration en oxygène dissous au niveau du fond toujours supérieure à 4 mg·L⁻¹. Les facteurs de régression de la qualité des sédiments sont certainement liés à l'accroissement très fort de la biomasse phytoplanctonique depuis le début des années 2000, avec un doublement des concentrations au cours des années 2001, 2005 et 2007. Une amélioration de la qualité biologique des sédiments sera à terme liée à la réduction de la production phytoplanctonique, elle-même contrôlée par des facteurs comme la température des eaux et la stabilité de la colonne d'eau.



des algues dans la couche superficielle (Objectif 2020)

1975 1980

. .

1 1 1 1

2005 2010

- 13 -

Plantes aquatiques : Réduction du potamot pectiné, développement des charas

Un suivi des macrophytes en 2009 indique une tendance positive avec une augmentation des profondeurs colonisées.

L'étude de 2009 a permis de préciser l'évolution de certaines espèces submergées :

- En 1975, le potamot pectiné (*Potamogeton pectinatus*) était devenu l'espèce la plus abondante dans le Léman. Favorisé par l'eutrophisation, elle colonisait pratiquement toutes les rives, proliférant sur les sédiments fins. Cette situation perdure jusqu'en 1997, puisqu'à cette date, *P. pectinatus* constitue encore 47% de la végétation aquatique du lac. En 2009 en revanche, cette espèce ne représente plus que 27%. L'oligotrophisation de l'eau du lac, observée depuis les années 1980, ne s'est pas traduite par la raréfaction concomitante de *P. pectinatus*, puisqu'à la fin des années 1990, son abondance était toujours semblable à celle de 1975, alors que le phosphore total avait baissé de près de 45%. La capacité des phanérogames aquatiques à absorber les nutriments non seulement dans l'eau, mais également dans le sédiment, lui aussi enrichi en phosphore, peut expliquer ce décalage.
- Les conséquences de l'oligotrophisation sont plus rapides pour les characées, sensibles à l'eutrophisation. Devenue très faible en 1975, l'abondance relative de ce groupe dans le Léman est déjà remontée à 23% en 1997. Cette différence peut s'expliquer par le fait que les characées ne dépendent que de l'eau pour l'absorption de leurs nutriments. Cette hypothèse est confirmée par les résultats de 2009, puisque l'abondance atteint 34% pour ce groupe.

Qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade continue à s'améliorer

En 2010, les contrôles de la qualité sanitaire des eaux littorales (115 plages), réalisés par les autorités compétentes, montrent que pour plus de 83% des points de contrôle, cette qualité est bonne, moyenne dans 15% des cas, pour 1 station (1%),l'eau peut être momentanément polluée et dans 1 station (1%), l'eau est de mauvaise qualité (voir la carte de l'état sanitaire des eaux de baignade publiée dans La Lettre du Léman No 42 juin 2011 et sur www.cipel.org).

L'évolution au cours de ces dernières années montre une nette amélioration de la situation, grâce notamment aux efforts entrepris dans le domaine de l'épuration des eaux. En effet, en 1992, les plages de bonne qualité ne représentaient que 52% et la proportion des plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée était de 12%.

Métaux et micropolluants organiques dans les eaux

Les teneurs en métaux lourds demeurent stables et relativement faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson.

Les concentrations en pesticides totaux dans le lac se stabilisent depuis 2008 et oscillent entre 0.1 et $0.2 \ \mu g \cdot L^{-1}$ pour environ 50 substances décelées. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ par composé). Par rapport aux années précédentes, aucun nouveau pesticide n'a été décelé en concentration significative.

Le programme élargi d'analyses (pesticides, médicaments, Triclosan, Bisphénol A et alkyl-phenols) réalisé sur le lac et les rivières en mai 2010 confirme les résultats obtenus lors du programme complémentaire de 2009. Certains médicaments (notamment la Metformine, la Gabapentine, la Carbamazepine, le Carisoprodol et les agents de contraste) nécessitent un suivi particulier en raison des concentrations importantes qui ont pu être mesurées dans le lac ou dans les rivières.

Dans les rivières, des dépassements de PNEC (*Predicted No Effect Concentration - concentration supposée sans effet*) pour les alkyl-phenols ont été constatés en plusieurs points malgré l'interdiction d'utilisation de ces substances. Les concentrations des micropolluants en rivière sont extrêmement variables et ne permettent pas de donner une image globale de la situation dans le bassin versant. S'il est vrai que l'on ne dispose que de peu d'informations sur les flux de micropolluants dans l'ensemble du bassin versant, un bilan de flux de certains de ceux-ci ainsi qu'une modélisation de leur comportement au sein du bassin lémanique est envisagé afin d'établir de bonnes bases pour améliorer le suivi des micropolluants et mettre en place une stratégie efficace de lutte aux points critiques.

BASSINS VERSANTS DU LÉMAN ET RHÔNE AVAL

Bilan des apports au lac et au Rhône aval par les rivières

La CIPEL suit depuis de nombreuses années l'évolution temporelle des apports en nutriments au lac de 4 principaux affluents (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge), ainsi que celle d'une dizaine d'affluents secondaires, les exportations du lac à Genève, du Rhône aval à Chancy et les apports de ses affluents (l'Arve et l'Allondon). Ce suivi permet d'estimer l'évolution des flux en nutriments apportés au lac, ce qui participe à la compréhension de l'évolution des concentrations dans le lac.

Les quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse en 2010 ont été calculées.

La qualité de l'eau des affluents est suivie pour 4 principaux paramètres de pollution (P-PO₄, N-NH₄, N-NO₃, COD) et montre tous les cours d'eau sont de bonne, voire très bonne qualité, sauf la Venoge pour le nitrate (qualité moyenne).

Pour l'Allondon, la suppression de deux STEP déversant dans cette rivière à fin 2009 et leur raccordement sur la STEP du Nant de Bay qui rejette dans le Rhône, se marque pour le P-PO₄, le N-NH₄ et le N-NO₃ par une chute spectaculaire des concentrations.

Il est mis en évidence, pour le phosphore réactif soluble, l'effet de la déphosphatation dans les STEP, pour l'azote minéral total, l'absence de la dénitrification et le maintien d'une fertilisation azotée au même niveau pendant près de 20 ans, et pour le chlorure, l'impact des apports industriels, du salage des routes qui augmente et des échangeurs d'ions des lave-vaisselle.

Micropolluants dans les eaux du Rhône

109 produits phytosanitaires, douze principes actifs pharmaceutiques et trois autres composés non volatils ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2010. 42 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 4 substances (le Dinoterb, le Diuron, le Fluazinam et le Flumétralin) à des concentrations excédant les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux ($0.1 \ \mu g \cdot L^{-1}$). Sur les douze principes actifs pharmaceutiques recherchés, dix ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 1.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la Prilocaïne.

En terme de flux annuels, les quantités totales des 109 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont augmenté par rapport aux années 2008 et 2009, avec un total d'environ 1'010 kg comparés aux 630 kg en 2009, 700 kg en 2008 et 1'600 kg en 2007. Cette augmentation est principalement liée à des charges importantes de Dinoterb (434 kg) dont l'origine n'a pas encore pu être identifiée. Les charges les plus importantes observées pour les produits d'origine agricole autorisés sont inférieures à 40 kg et aux charges de certains produits d'origine industrielle.

Les quantités de médicaments ont également augmenté avec 1'560 kg, comparé à 950 kg en 2009, 2'600 kg en 2008 et 1'300 kg en 2007 pour les médicaments recherchés.

Epuration des eaux usées

En 2010, 219 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'369'000 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2010 se base sur les résultats de surveillance de 154 STEP pour le phosphore total et de 157 STEP pour la DBO5.

Un léger infléchissement des performances des STEP avait été constaté ces deux dernières années à l'échelle du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore. Des efforts ont été entrepris et se traduisent en 2010 par une hausse du rendement moyen d'épuration (90%) et une baisse de 21 tonnes des apports en phosphore au Léman. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95% fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DBO5 s'élève à 2'411 tonnes d'O2 et le rendement d'épuration est de 96%. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les concentrations mesurées dans les cours d'eau du bassin lémanique pour trois traceurs de pollution d'origine domestique (DBO5, PO43- et NH4+) témoignent des bonnes performances d'épuration des STEP.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. La valeur s'élève à 304 L· EH-1· j -1 et reste encore trop élevée. Cet indicateur est en constante amélioration depuis une décennie et doit être observé sur le long terme. Le renouvellement des réseaux d'assainissement est bien en marche avec des résultats perceptibles à l'échelle du bassin lémanique.

□ Assurance qualité des mesures chimiques

Au cours de l'année 2010, les laboratoires membres du groupe de travail « Qualité analytique », anciennement « Méthodologie » de la CIPEL ont pu réaliser 6 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) et autres micropolluants sur des matrices d'eaux naturelles.

Les essais portant sur les éléments nutritifs majeurs sont devenus une "routine" et peuvent être considérés comme un contrôle de qualité pour les laboratoires participants. Les résultats sont bons et conformes à ceux des années précédentes. Il en va de même pour l'analyse des pesticides par HPLC et/ou GC classique. En 2010, un essai avec 8 laboratoires utilisant la LC-MS/MS a pu être traité statistiquement, cet essai montre que cette technique est bien maîtrisée. Des études de stabilité sur des éléments nutritifs majeurs semblent montrer une relative stabilité des échantillons filtrés juste après le prélèvement.

Rapports sur les

études et recherches entreprises dans le bassin lémanique

Campagne 2010



MÉTÉOROLOGIE

WEATHER

Campagne 2010

PAR

Philippe QUETIN

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Ce rapport prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA. Les paramètres climatiques examinés sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

La température moyenne annuelle inter-stations en 2010 de 10.3°C est la plus faible depuis 1996. L'année 2010 peut être considérée comme une année moyennement froide avec un mois de juillet chaud.

L'année 2010 a une moyenne inter-stations des précipitations de 815.5 mm, ce qui classe le total annuel au 29^e rang de la chronologie 1980-2010. L'année 2010 présente un déficit de 20% par rapport à la normale 1980-2009.

Concernant l'insolation, l'année 2010 a une moyenne inter-stations de 1'817 h. L'année 2010 est au 18^e rang de la période 1980-2010. Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global dont la moyenne inter-stations pour l'année 2010 est de 12.5 MJ·m⁻²·d⁻¹. L'année 2010 est moyennement venteuse.

ABSTRACT

This report is based on data from the four meteorological stations at Genève-Cointrin, Changins, Pully and Thonon-INRI. The climatic parameters investigated were air temperature, rainfall, insolation, overall irradiation and wind.

The mean inter-station annual temperature in 2010 was 10.3°C, which was the lowest since 1996. The year 2010 can be considered to have been a moderately cool year, with a hot month of July.

The mean interstation rainfall for the year 2010 was 815.5 mm, and the total for the year ranks 29th for the years 1980-2010. The rainfall for the year 2010 was 20% lower than the mean?? for 1980-2009

With regard to insolation, the year 2010 had an inter-station mean total insolation of 1'817 h, and was ranked 18th during the 1980-2009 period. These comments about insolation also apply to the interstation daily solar irradiation, the mean value of which for 2010 was 12.5 $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$. 2010 was a moderately windy year.

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesure est constitué des stations climatiques de l'Institut suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully et du laboratoire de l'INRA de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont les mêmes que ceux analysés lors des années précédentes : la température de l'air, la pluviométrie, le rayonnement global, le vent et la Rose des vents à Changins (calculée par Météo Suisse). Comme depuis 2003, les unités du rayonnement global et de la vitesse du vent ont été conservées afin de faciliter les comparaisons avec les rapports des campagnes précédentes. Le 1^{er} octobre, le site de mesure de l'INRA de Thonon-les-Bains a été déplacé et se retrouve dans l'enclos près du port et non plus sur la jetée (comme au début des années 1990). Cela peut avoir une incidence sur les valeurs de température de l'air ainsi que sur la vitesse du vent. Conformément aux recommandations de l'Organisation Météorologique Mondiale, qui considère les moyennes sur trente ans comme étant les valeurs « Normales ». Les paramètres seront comparés à leurs moyennes inter-stations sur la période 1980-2009.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2010, la température moyenne annuelle inter-stations est de 10.7°C, soit un degré de moins par rapport à 2009. Changins, avec une moyenne annuelle de 9.9°C, apparaît comme la station la plus fraîche, Thonon avec 10.7°C, la plus chaude, (tableau 1.1, figure 1.1).

A part les mois d'avril, juin, juillet et novembre, les températures moyennes mensuelles des différentes stations sont inférieures à leur moyenne inter-stations sur la période 1980-2009.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1980-2009
Janvier	- 0.4	- 0.4	0.2	0.9	2.1
Février	2.0	1.8	2.1	2.8	2.9
Mars	5.6	5.3	5.8	6.0	6.4
Avril	11.0	11.0	11.5	11.1	9.7
Mai	13.0	12.7	13.1	13.1	14.2
Juin	17.6	17.6	18.2	17.9	17.6
Juillet	22.1	21.8	22.2	22.3	20.0
Août	18.7	18.4	18.8	19.4	19.7
Septembre	14.4	14.6	15.2	15.5	15.8
Octobre	10.1	10.0	10.7	10.9	11.4
Novembre	6.3	6.0	6.8	6.7	5.9
Décembre	0.3	0.2	1.2	1.4	3.1
Moyenne annuelle	10.1	9.9	10.5	10.7	10.7

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2010 (°C).Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2010 (°C).

Avec une température annuelle de 10.7°C en inter-stations, l'année 2010 se classe au 9^e rang (le plus froid) de la période 1979-2010. C'est la première depuis 1996, où le niveau des 10.5°C de moyenne annuelle n'est pas atteint (tableau 1.2, figure 1.2).

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1979	9.9	1995	10.9
1980	9.2	1996	10.2
1981	9.9	1997	11.1
1982	10.6	1998	11.0
1983	10.4	1999	11.0
1984	9.7	2000	11.6
1985	9.4	2001	11.0
1986	10.0	2002	11.5
1987	10.1	2003	11.7
1988	10.9	2004	11.0
1989	11.0	2005	10.6
1990	11.2	2006	11.3
1991	10.4	2007	11.4
1992	10.9	2008	10.9
1993	10.4	2009	11.3
1994	11.9	2010	10.3

Tableau 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air de l'inter-stations (°C).Table 1.2 : Mean annual air temperature at the inter-stations (°C).









Figure 1.2 :Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station.Figure 1.2 :Mean annual air temperature for the inter-stations.

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2010 sur le bassin lémanique est de 815.5 mm, très inférieure à la moyenne inter-stations (1'017 mm) relevée sur les 4 stations entre 1980 et 2009. Changins est la station la moins arrosée avec 770.9 mm. C'est la première fois depuis 1979 que Thonon possède avec 843.5 mm les précipitations les plus importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Sur les différentes stations, les cumuls mensuels des mois excédentaires (février, mai, août, novembre et décembre) ne suffisent pas à rétablir l'équilibre avec les cumuls des mois déficitaires. L'année 2010 accuse un déficit de 20% par rapport à la normale 1980-2009.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1980-2009
Janvier	47.1	40.7	43.7	41.0	75.0
Février	96.5	86.2	83.0	95.0	62.1
Mars	61.4	45.9	51.0	56.0	71.2
Avril	21.8	21.4	12.1	23.0	73.3
Mai	108.0	85.5	85.2	110.5	94.0
Juin	77.2	49.6	59.9	52.0	95.7
Juillet	13.5	28.1	40.4	38.0	84.8
Août	122.1	122.8	152.4	137.0	86.6
Septembre	36.2	29.0	36.8	41.0	98.8
Octobre	31.0	24.6	36.2	40.5	106.0
Novembre	101.8	125.0	104.9	107.0	84.3
Décembre	95.4	112.1	130.0	102.5	85.6
Total annuel	812.0	770.9	835.6	843.5	1'017.3

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2010.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2010.

En inter-stations, l'année 2010 se classe au 29^e rang de la chronologie pluviométrique 1979-2010 (le 1^{er} étant 1999 avec 1'266 mm, le dernier étant 1989 avec 661 mm) (tableau 2.2, figure 2.2).

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1979	1'080	1995	1'195
1980	1'067	1996	973
1981	1'043	1997	1'023
1982	988	1998	925
1983	1'022	1999	1'266
1984	912	2000	1'028
1985	957	2001	1'260
1986	964	2002	1'170
1987	1'045	2003	761
1988	1'078	2004	980
1989	661	2005	772
1990	1'094	2006	1'069
1991	860	2007	1'136
1992	1'058	2008	1'048
1993	1'060	2009	850
1994	1'124	2010	816

Tableau 2.2 :Pluviométrie annuelle de l'inter-stations (mm).Table 2.2 :Annual rainfall at the inter-stations (mm).



- Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2010 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1980-2009 (courbe).
- Figure 2.1: Monthly rainfall at each station in 2010 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1980-2009 (curve).





4. INSOLATION

L'insolation est, au sens météorologique, l'exposition d'un objet au rayonnement solaire direct; cette exposition est correctement révélée par la présence d'ombres portées nettement dessinées : on considère alors que la production de telles ombres est possible lorsque l'éclairement de l'objet par le Soleil a une valeur au moins égale à 120 watts par mètre carré, ce qui permet de déterminer à chaque instant s'il y a ou non insolation. On emploie couramment la locution "durée d'insolation" pour désigner la somme des intervalles de temps durant lesquels un objet fixe est soumis à insolation au cours d'une période donnée que l'on choisit, sauf indication contraire, comme égalant un jour entier, soit 24 heures à partir de minuit.

Le terme insolation est donc associé à la luminosité du disque solaire par rapport au fond de lumière diffuse du ciel. Ce critère est tout d'abord visuel plutôt qu'énergétique. Pour permettre les comparaisons des données acquises dans les différentes stations météo, l'Organisation mondiale de météorologie (OMM) a fixé depuis 1981 le seuil énergétique de l'insolation à 120 W·m⁻² (Guyot 1997).

L'année 2010 avec une moyenne inter-stations de 1'817 heures est une année moyennement ensoleillée (tableau 3.1, figure 3.1).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1980-2009
Janvier	46.9	52.0	65.2	40.0	61.1
Février	50.6	60.1	81.9	60.7	90.0
Mars	145.7	159.5	162.3	142.4	154.4
Avril	220.6	212.1	232.8	225.9	178.2
Mai	129.7	129.8	136.1	183.4	204.6
Juin	206.9	207.3	220.6	230.2	235.3
Juillet	304.7	287.8	271.8	310.1	257.5
Août	210.0	212.4	199.5	214.2	236.0
Septembre	202.8	215.8	204.3	209.8	183.5
Octobre	119.8	142.3	131.4	114.8	118.7
Novembre	71.6	77.8	70.2	64.6	68.4
Décembre	67.8	70.4	56.8	35.9	50.3
Total annuel	1'777.1	1'827.3	1'832.9	1'832.0	1'838.1

 Tableau 3.1 :
 Insolation mensuelle à chaque station en 2010 (h).

Table 3.1 :Monthly insolation at each station in 2010 (h).

Sur les différentes stations, à part avril, juillet, septembre, les insolations relevées sont globalement légèrement inférieures à la moyenne de la période 1980-2009, surtout pour le mois de mai (- 60 h par rapport à leur moyenne de 1980-2009). L'année 2010 se classe 18^e sur la période 1980-2010 (la 1^e étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1987 avec 1'442 h) (tableau 3.2, figure 3.3).

Table 3.2 : Annual insolation at the inter-stations (h).

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
		1995	1'896.5
1980	1'672.3	1996	1'769.3
1981	1'557.5	1997	1'948.4
1982	1'730.8	1998	1'981.7
1983	1'635.7	1999	1'770.1
1984	1'713.3	2000	1'998.9
1985	1'829.2	2001	1'837.6
1986	1'611.0	2002	1'828.6
1987	1'442.5	2003	2'290.5
1988	1'652.7	2004	2'000.1
1989	1'864.4	2005	2'138.4
1990	1'973.2	2006	1'992.4
1991	1'870.0	2007	2'096.7
1992	1'676.1	2008	1'961.9
1993	1'669.2	2009	2'028.4
1994	1'707.5	2010	1'817.3

Tableau 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations (h).



Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2010 (histogramme) et celle de l'interstations pendant la période 1980-2009 (courbe).





Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations (1980-2010).

5. RAYONNEMENT

Définition : Le rayonnement global est composé de l'éclairement solaire direct et de l'éclairement solaire diffus provenant du ciel. La mesure est effectuée par des pyrranomètres, opérant dans le domaine spectral de 0.3 à 3 µm.

Les stations de Genève, Changins, Pully et Thonon sont équipées pour la mesure du rayonnement global (tableau 4.1, figure 4.1).

La moyenne inter-stations pour l'année 2010 est de 12.5 MJ·m⁻²·d⁻¹.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1980-2009
Janvier	3.72	3.89	4.41	2.9	3.6
Février	6.05	6.22	7.17	5.1	6.4
Mars	11.84	11.75	11.84	10.4	11.1
Avril	18.93	18.32	19.10	17.6	15.4
Mai	17.03	16.25	16.68	16.6	18.6
Juin	21.18	20.74	21.61	20.2	21.2
Juillet	24.37	23.68	22.47	23.76	21.2
Août	18.24	17.98	17.11	17.12	18.2
Septembre	15.30	15.56	15.04	14.78	13.4
Octobre	8.38	9.33	8.90	7.58	7.8
Novembre	4.84	5.01	4.84	4.05	4.2
Décembre	3.46	3.63	3.63	2.31	2.9
Moyenne annuelle	12.8	12.7	12.7	11.9	12.0

Tableau 4.1 :Rayonnement global mensuel à chaque station en 2010 (moyenne journalière en $(MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1})$.Table 4.1 :Global monthly solar irradiation at each station in 2010 (mean daily irradiation in $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$).

Pour l'inter-stations en 2010, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'574.8 MJ·m⁻², ce qui classe l'année 2010, 7^e sur la période 1980–2010, de même ordre de grandeur que 2006 (tableau 4.2, figure 4.2).

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
		1995	4'339
1980	4'162	1996	4'319
1981	4'263	1997	4'405
1982	4'391	1998	4'378
1983	4'239	1999	4'188
1984	4'283	2000	4'497
1985	4'485	2001	4'310
1986	4'178	2002	4'337
1987	3'956	2003	4'894
1988	4'148	2004	4'868
1989	4'325	2005	4'712
1990	4'401	2006	4'593
1991	4'415	2007	4'671
1992	4'228	2008	4'495
1993	4'126	2009	4'837
1994	4'100	2010	4'575

Tableau 4.2 :Rayonnement global annuel en inter-stations $(MJ \cdot m^{-2})$.Table 4.2 :Global annual solar irradiation at the inter-stations $(MJ \cdot m^{-2})$.









6. VENT

6.1. Vitesse du vent

A Changins, station de référence, à part les mois de mars, mai et octobre, les vitesses moyennes du vent des autres mois de l'année 2010 sont moins élevées que la moyenne de la période 1980-2009 (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1980-2009
Janvier	1.9	2.2	1.7	2.0	2.4
Février	2.5	2.8	1.7	0.3	2.8
Mars	3.6	3.6	1.9	1.0	3.3
Avril	2.8	2.8	1.7	1.6	3.3
Mai	3.0	3.0	1.7	2.3	2.8
Juin	2.5	2.8	1.7	1.9	2.8
Juillet	2.2	2.5	1.7	1.6	2.7
Août	2.2	2.5	1.4	1.7	2.6
Septembre	1.9	2.2	1.4	1.3	2.6
Octobre	2.5	2.8	1.7	2.2	2.4
Novembre	2.5	2.2	1.4	1.4	2.5
Décembre	2.5	2.2	1.7	1.7	2.6
Moyenne annuelle	2.5	2.6	1.6	1.6	2.7

Tableau 5.1 :	Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2010 (m·s ⁻¹)
Table 5.1 :	Mean monthly wind speeds in 2010 ($m \cdot s^{-1}$).

Pour l'année 2010 à Changins, il a été enregistré 24 jours de vent fort (> 5 m.s⁻¹) (figure 6.2) dont 4 jours consécutifs au mois de mars (du 7 au 10) avec le maximum de vent moyen journalier relevé pour l'année 2010 le 9 (avec 11.1 m.s⁻¹). Il y a eu de plus en 2010, 3 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à 4.99 m.s⁻¹ (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1979	2.6	1995	2.9
1980	2.5	1996	2.7
1981	2.5	1997	2.5
1982	2.6	1998	3.0
1983	2.7	1999	2.9
1984	3.4	2000	2.6
1985	3.0	2001	2.8
1986	2.9	2002	2.6
1987	2.7	2003	2.3
1988	3.1	2004	2.4
1989	3.0	2005	2.2
1990	3.1	2006	2.4
1991	3.2	2007	2.7
1992	2.8	2008	2.5
1993	2.9	2009	2.6
1994	2.7	2010	2.6

Tableau 5.2 :Vent moyen annuel à Changins $(m \cdot s^{-1})$.Table 5.2 :Mean annual wind speed at Changins $(m \cdot s^{-1})$.



Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2010 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1980-2009 (courbe).





6.2. Rose des vents

Pour l'année 2010 à Changins, 60.2% des vents (figure 6.3) se répartissent principalement selon le demicercle S-N et avec seulement 13.4% de ceux-ci dans le secteur E-S. 13% sont des vents supérieurs à $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 60% de ces vents sont d'origine N-E ; alors que 30.8% sont d'origine opposée S-O. Soit sensiblement les mêmes répartitions qu'en 2009.





Figure 5.3 : Wind directions at Changins in 2010 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

7. SYNTHÈSE DES CONDITIONS CLIMATIQUES

L'année climatique 2010 sur les rives du Léman peut être considérée comme une année moyennement froide et sèche, avec 10.3°C de moyenne inter-stations et 815.5 mm de précipitations. L'insolation est légèrement inférieure à la moyenne 1980-2009 (1'817 au lieu de 1'838h). Par contre, le rayonnement global est lui légèrement supérieure à la moyenne 1980-2009 (4'575 au lieu de 4'384 MJ·m⁻²). L'année 2010 peut être considérée comme moyennement venteuse. Seuls les mois d'avril et surtout de juillet se démarquent comme des mois chauds et ensoleillés.

- 30 -

BIBLIOGRAPHIE

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN (éléments majeurs)

PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA (major-elements)

Campagne 2010

PAR

Jérôme LAZZAROTTO

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

Pascale NIREL

SERVICE DE L'ÉCOLOGIE DE L'EAU, DÉPARTEMENT DE L'INTÉRIEUR ET DE LA MOBILITÉ, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

François RAPIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN ACW - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

L'hiver 2009-2010 a permis un brassage partiel du Grand Lac début mars 2010. L'homogénéisation des eaux a atteint environ 150 à 200 m. Dès mars, après brassage, le déclenchement de l'activité phytoplanctonique est mis en évidence par la consommation des nutriments et la sursaturation en oxygène dissous dans les couches superficielles. L'orthophosphate (phosphore réactif soluble) et la silice sont fortement consommés et leurs concentrations baissent jusqu'à atteindre des valeurs très basses dans les couches superficielles. Cette faible concentration en surface perdure tout le reste de l'année.

La phase des eaux claires se produit en juin et s'accompagne d'une forte transparence.

Dans les couches profondes, partiellement réoxygénées par le brassage partiel, on ne constate pas de relargage important de phosphore, ni de réduction significative de l'azote.

Le stock en phosphore total du lac diminue faiblement : la concentration moyenne est de 22.4 μ gP·L⁻¹ (1'915 tonnes).

La dynamique des couches superficielles du Petit Lac est proche de celle du Grand Lac avec une forte consommation des nutriments dès le brassage. Le Petit Lac étant chaque année complètement homogénéisé et réoxygéné, les concentrations d'oxygène au fond restent supérieures aux exigences légales.

Dans le Petit Lac, la concentration moyenne en phosphore total tend à se rapprocher de 10 μ gP·L⁻¹.

ABSTRACT

The winter of 2009-2010 saw partial churning of the Grand Lac early in March 2010, which extended down to about 150 - 200 meters. From March, after churning, the onset of phytoplanktonic activity was evident from the consumption of nutrients and the dissolved oxygen oversaturation in the surface layers. Orthophosphate (soluble reactive phosphorus) and silica were strongly consumed, and their concentrations dropped to very low levels in the surface layers. This low surface level persisted throughout the rest of the year.

The clear-water phase occurred in June, and was accompanied by high transparency.

In the deep layers, which were partially reoxygenated by the partial churning, no major release of phosphorus or any significant reduction of nitrogen was observed.

The total phosphorus content of the lake fell slightly: the mean concentration was 22.4 μ gP·L⁻¹ (1'915 tons).

The dynamic pattern seen in the surface layers of Petit Lac was similar to that in Grand Lac, with a high consumption of nutrients once churning had occurred. Since Petit Lac is completely mixed and reoxygenated every year, the bottom level of oxygen remained above the legally-required levels.

In Petit Lac, the mean concentration of total phosphorus tended towards 10 μ gP·L⁻¹.

1. MÉTHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques dans les eaux du Léman sont représentées sur la figure 1 :

- SHL2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. CH : 534.700/144.950) qui correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m),
- GE3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. CH : 506.100/128.040) (-71 m).

Ce rapport traite de l'étude du Grand Lac à la station SHL2 et de l'étude du Petit Lac à GE3 qui fait l'objet d'un rapport tous les 5 ans (LAZZAROTTO et *al.*, 2006).

La station SHL2 est admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique quant à l'évolution à long terme (BLANC et *al.*, 1993). Les stocks et concentrations moyennes pondérées sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes 1 et 2).

La station GE3 est également admise comme représentative de la partie profonde du Petit Lac.

Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station SHL2 (Grand Lac)

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Grand Lac, les prélèvements sont effectués à 20 profondeurs au point SHL2 :

0; 2.5; 5; 7.5; 10; 15; 20; 25; 30; 35; 50; 100; 150; 200; 250; 275; 290; 300; 305 et 309 m.

La fréquence d'échantillonnage est adaptée au cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac changent, la fréquence du suivi est plus importante. Elle est prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations des conditions environnementales.

Il y a eu 20 campagnes de prélèvements en 2010, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'INRA-UMR CARRTEL de Thonon-les-Bains (Unité Mixte de Recherche entre l'INRA et l'Université de Savoie ; Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques), qui procède également à diverses mesures « in situ ». Lors de chaque prélèvement, une sonde de pression est couplée à la bouteille de prélèvement afin de déterminer la profondeur réelle de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique des écarts toujours inférieurs à 2 m par rapport à la profondeur théorique et une variabilité allant de 0 à 3 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie de l'INRA-UMR CARRTEL de Thonon-les-Bains. Les méthodes utilisées sont validées deux fois par an par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les résultats obtenus en 2010 par les différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2011). Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de répétabilité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'Annexe 3.

Lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité, chlorophylle *a* in vivo et luminosité sont réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable (BLANC et *al.*, 1993). La figure 2 représente deux profils de sonde effectués à deux périodes distinctes : le 24 février 2010 lors du brassage partiel et le 13 juillet 2010 alors que l'activité phytoplanctonique est importante.

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	19 janvier 2010	11	13 juillet 2010
2	24 février 2010	12	28 juillet 2010
3	17 mars 2010	13	9 août 2010
4	29 mars 2010	14	26 août 2010
5	6 avril 2010	15	9 septembre 2010
6	19 avril 2010	16	20 septembre 2010
7	3 mai 2010	17	7 octobre 2010
8	17 mai 2010	18	28 octobre 2010
9	9 juin 2010	19	18 novembre 2010
10	28 juin 2010	20	8 décembre 2010

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement à la station SHL2 (Grand Lac).Table 1 : Dates of the sampling campaigns at the station SHL2 (Grand Lac).

Profondeurs et fréquence d'échantillonnage – station GE3 (Grand Lac)

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Petit Lac, les prélèvements sont effectués à 10 profondeurs au point GE3 :

0 ; 2.5 ; 5 ; 7.5 ; 10 ; 15 ; 20 ; 30 ; 50 et 70 m

La fréquence d'échantillonnage est mensuelle.

Les prélèvements et les analyses sont effectués, également selon des techniques normalisées, par le Service de l'écologie de l'eau de Genève.



2. RÉGIME THERMIQUE ET INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION OU LE MÉLANGE DES EAUX

L'hiver 2009-2010 a été plus froid que les années précédentes, la température de l'air a été négative durant la majorité du mois de janvier (QUETIN, 2011).

Cet hiver froid n'a cependant pas permis une homogénéisation thermique. Le minimum de température est atteint le 24 février 2010, avec 6.24°C en surface. Ce refroidissement est moins important qu'en 2009 et du même ordre que les années antérieures. La température des eaux du fond du lac est stable toute l'année entre 5.53 et 5.58°C.

Ce refroidissement des couches supérieures du lac et les vents de début d'année ont permis un brassage partiel atteignant presque 200 mètres entre le 24 février et le 17 mars 2010.

Ce brassage permet une réoxygénation partielle de la colonne d'eau avec 10.12 mgO₂·L⁻¹ à 150 m le 24 février, plus en profondeur la concentration chute pour atteindre 2.69 mgO₂·L⁻¹ au fond. A partir du mois de mars, la stratification thermique débute avec un épilimnion jusqu'à 15 m.

Les figures 3 à 6 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température des eaux du lac.

Comparativement aux vingt dernières années, l'année 2010 est une année froide et sèche (QUETIN, 2011). La température annuelle moyenne de la colonne d'eau est donc faible par rapport à la tendance, seule la température à 50 m augmente par rapport à 2009 ; ceci est à mettre en relation avec la faible stabilité de l'épilimnion en 2010.

L'année 2010 se comporte comme l'année 2009 dans la dynamique de stratification : la température diminue constamment de 0 à 20 m et ne présente pas de couche homogène importante en température à la différence de 2008 (figure 6).

Le mois de juillet a été le mois le plus chaud et présente le maximum de température en surface avec 22.5°C le 13 juillet 2010.





Figure 2 : Multi-parameter Water Quality Logger profile at SHL2 : 24.02.2010 and 13.07.2010.





Figure 3 : Change in the mean annual water temperature at depths of 50, 100, 200 and 309 meters, lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

- 34 -



Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur – Grand Lac (SHL2).





Figure 5 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 5 : Temperature of the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 et 20 m) Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

2010 σ Température (°C) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996



Température des eaux de Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur de 1986 à 2010. Water temperature in lake Geneva (Grand Lac – SHL2) as a function of depth from 1986 to 2010. Figure 6 : Figure 6 :
3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Chaque année, le brassage permet de remettre à disposition les nutriments dans la colonne d'eau superficielle à partir des couches inférieures et de réoxygéner les eaux du fond. Le brassage de l'année 2010 est partiel, la redistribution des nutriments est effectuée sur une plus faible partie de la colonne d'eau, notamment pour le phosphore.

Après le brassage partiel des eaux, la concentration en orthophosphate (phosphore réactif soluble) est homogène jusqu'à 150 m, entre 18 et 20 µgP·L⁻¹, le 17 mars 2010. Cette concentration chute immédiatement jusqu'à 50 m dès la campagne suivante en fin mars, ce qui coïncide avec l'augmentation de l'activité photosynthétique du phytoplancton (TADONLEKE, 2011).

La figure 8 permet d'observer la consommation des ions orthophosphate par l'activité phytoplanctonique printanière. Les couches superficielles s'appauvrissent rapidement en orthophosphate pour atteindre l'état de trace au mois de juin jusqu'à la fin de l'année. L'épaisseur de la couche « déphosphatée » augmente au cours de l'année pour atteindre 50 m en décembre. Depuis 2007, cette couche est significativement plus importante qu'entre 1996 et 2006 (figure 26). L'activité phytoplanctonique est, comme précédemment, limitée par la concentration en orthophosphate de la zone trophogène.

La figure 9 représente l'évolution depuis 1996 du stock en phosphore total et en orthophosphate dans les couches 0-50 m et 0-30 m, soit dans les couches où il est disponible pour l'activité phytoplanctonique. Le stock en orthophosphate, directement biodisponible, en 2010 est plus faible que dans les années 1996-2006 et dans la tendance des dernières années.

Cette évolution est dépendante de l'intensité des brassages de l'année en cours et de l'année précédente, mais n'est pas affectée directement par le phénomène de relargage. Le stock de phosphore biodisponible est plus explicatif de l'activité phytoplanctonique et son évolution à long terme est plus cohérente avec l'évolution des moyennes annuelles de production primaire et de chlorophylle *a* que l'évolution du stock total, année exceptionnelle de 2007 mise à part (TADONLEKE, 2011 : cf. figure 3).

La consommation de l'azote nitrique est observable après le brassage comme pour l'ion orthophosphate, mais sans atteindre des concentrations aussi faibles (figure 10). Les concentrations en azote nitrique dans les couches superficielles augmentent de janvier à mars pour atteindre un maximum après le brassage avec une concentration entre 540 et 570 μ gN·L⁻¹ de 0 à 250 m le 17 mars. Comme pour l'orthophosphate, la concentration en azote nitrique commence à décroître en surface à partir du 29 mars pour atteindre un minimum entre 190 et 220 μ gN·L⁻¹ dans la couche 0-10 m le 28 juillet. La chute de concentration est graduelle entre 0 et 20 m comme indiqué sur la figure 11 : la couche 0-10 m subit une consommation quasi similaire mais la consommation est moindre de 10 à 20 m.

La silice dissoute est quant à elle rapidement consommée jusqu'à l'état de trace, comme l'orthophosphate La concentration en silice dissoute est inférieure à 1 mg·L⁻¹ du mois d'avril jusqu'à la fin de l'année et jusqu'à 25 m (figures 11 et 13). Le brassage n'est pas complet, il atteint une profondeur d'environ 150 à 200 m avec une concentration de l'ordre de 1.7 mg·L⁻¹ (figure 13).

Les concentrations en carbone organique total (COT) et particulaire dans les couches superficielles évoluent conjointement à la consommation des nutriments et ceci dès le début de l'activité phytoplanctonique. Le COT passe de 0.9 à 1.2 mgC·L⁻¹ du 17 au 29 mars, puis reste supérieur à 1 mgC·L⁻¹ toute l'année avec un maximum de 1.6 mgC·L⁻¹ en début mai.

La figure 18 permet d'observer la dynamique de la matière organique particulaire (C, N et P) et met en évidence le pic printanier d'activité planctonique. A la différence des années précédentes, les paramètres particulaires n'augmentent pas significativement en automne et laissent suggérer que l'activité phytoplanctonique automnale est faible en 2010.

Après le brassage, lors de la reprise de l'activité photosynthétique, les nutriments sont consommés, la transparence diminue du fait de la présence de phytoplancton. La transparence passe de 9.7 m le 17 mars à 4.3 m le 29 mars. Le minimum de transparence est observé lors de la campagne du 3 mai avec 2.3 m (figure 12). Ce minimum de transparence correspond à une prédominance de nanophytoplancton (RIMET, 2011).

La photosynthèse produit de l'oxygène dissous et une sursaturation des couches superficielles (figure 14 et 15). Cependant cette année, la sursaturation est modérée par rapport aux années précédentes, avec un maximum de $13.5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ à 7.5 m le 3 mai (en même temps que le minimum de transparence). Ceci est lié à la faible stabilité de l'épilimnion.

Suite à cette activité phytoplanctonique printanière, la phase des eaux claires est visible par une réaugmentation de la transparence le 9 juin avec 10.1 m. Cette phase des eaux claires correspond à la consommation du phytoplancton par le zooplancton (PERGA et LAINE, 2011).

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation de la concentration en azote ammoniacal (excrétions du zooplancton, mais aussi excrétions des poissons, dégradation de la matière organique,...) (figure 16). Il est ainsi possible d'observer l'évolution de cette activité dans les couches superficielles jusqu'à 35 m entre le mois d'avril et le mois de juin. Le maximum observé est alors de 54 μ gN·L⁻¹ à 20 m le 17 mai.

La phase des eaux claires, ainsi observée, n'est pas aussi marquée que les années précédentes, car l'activité phytoplanctonique ne reprend pas de manière importante ensuite comme nous pouvons l'observer sur la figure 12. La transparence oscille jusqu'à la fin de l'année entre 5.4 et 11 m.



Figure 7 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).





Figure 8 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 8 : Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).



- Figure 9 : Stock en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) et phosphore total dans les couches 0-30 m et 0-50 m de 1996 à 2010 (Grand Lac SHL 2) au moment du brassage printanier.
- Figure 9 : Stock of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) and total phosphorus -) in the water in the surface layers (0-30 and 0-50 m) from 1996 to 2010, Lake Geneva Grand Lac (SHL2) at the time of the Spring churning.



Figure 10 : Concentration en azote nitrique (N-NO₃⁻) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 10 : Concentration of nitrate (N-NO₃⁻) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).



Figure 11 : Concentration en silice dissoute (SiO₂) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 11 : Concentration of dissolved silica (SiO₂) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).



Figure 12 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2). Figure 12 : Transparency measured using a Secchi disk, Léman - Grand Lac (SHL2).



Figure 13 : Concentration of dissolved silica (SiO₂) in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth from 1986 to 2010.



Chlorophylle a (mgChla·m⁻³) - Léman / Grand lac (SHL2) – 1986 à 2010



Figure 15 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 15 : Concentration of dissolved oxygen in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).



Figure 16 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 16 : Concentration of ammoniacal nitrogen in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).



Figure 17 : Rapport Nminéral / P-PO₄, Léman - Grand Lac (SHL2). Figure 17: Nmineral / P-PO₄, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

- 45 -



superficielle (0-20 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 18:

Concentrations of particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus in the water in the surface layer (0-20 m) and the Nparticulate / Pparticulate, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Le brassage partiel a été du même ordre qu'en 2008 et 2009 et a permis la réoxygénation de la colonne d'eau jusqu'à environ 150 à 200 m de profondeur. Le brassage, quoique partiel, permet la réoxygénation des couches profondes. La concentration atteint 4.69 mgO₂·L⁻¹ et continue d'augmenter pour atteindre un maximum de 6.26 mgO₂·L⁻¹ le 13 juillet. Tout au long de l'année, l'activité microbienne dégrade la matière organique en consommant de l'oxygène dissous. A partir du mois d'août, cette activité est visible par la diminution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux du fond.

La concentration en oxygène dissous diminue graduellement jusqu'en fin d'année pour atteindre un minimum de 2.78 mgO₂·L⁻¹ le 29 octobre. Comme pour les années précédentes, malgré un brassage partiel, la désoxygénation des eaux du fond du lac, bien que significative, est moins importante que celles observées dans les années 80-90 (figure 21).

A partir du 20 septembre, la concentration des eaux du fond du lac en oxygène dissous est inférieure à $4.0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ et le reste jusqu'à la fin de l'année (figure 19).

Cette désoxygénation entraîne plusieurs phénomènes propres à ces conditions réductrices : la réduction de certains métaux comme le manganèse et le fer, la formation d'azote ammoniacal, le relargage à partir des sédiments et des eaux interstitielles de phosphore (figure 20) et dans une moindre mesure de silice ; ainsi qu'une augmentation de la turbidité du fait de ce relargage. Cependant en 2010, les relargages de phosphore observés sont minimes et les concentrations en azote ammoniacal au fond du lac sont faibles.



Figure 19 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).
Figure 19 : Concentration of dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).



Figure 20 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) des eaux du fond à 309 m, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 20 : Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).



Figure 21: Concentration of dissolved oxygen in the water of the lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth from 1986 to 2010. Figure 21: Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur de 1986 à 2010.

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées et les stocks (cf. Annexes 1 et 2) pour l'ensemble du Grand Lac sont calculés à partir des mesures et des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (Grand Lac, point SHL 2 : figure 1).

5.1 Oxygène dissous

La dynamique de l'année 2010 est proche de celle des années précédentes. On n'observe pas de réoxygénation complète de la colonne d'eau mais une réoxygénation partielle avec le brassage incomplet. Cependant, les eaux du fond subissent une desoxygénation très modérée par rapport aux années précédentes (figure 21). Le minimum atteint est de 2.8 mgO₂·L⁻¹ le 7 octobre. La figure 23 indique l'évolution de l'épaisseur de la couche d'eau de concentration inférieure à 4.0 mgO₂·L⁻¹ depuis 1957.

Sur les figures 19 et 22, la limite pointillée indique le seuil des 4 mgO₂·L⁻¹ correspondant aux exigences relatives à la qualité des eaux en Suisse. L'Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 stipule :

« Pour les lacs, il faut également que : la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 mg·L⁻¹ O_2 ; elle doit en outre suffire pour que les animaux moins sensibles, tels que les vers, puissent peupler le fond du lac durant toute l'année et en nombre aussi proche que possible de la densité naturelle. Les conditions naturelles particulières sont réservées.»



Figure 22 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2) depuis 1957.
Figure 22 : Concentration of dissolved oxygen in the water at the bottom of the lake, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) since 1957.



Figure 23 : Evolution de la profondeur de la limite à $4 \text{ mgO}_2 \cdot L^{-1}$ dans le Léman - Grand Lac (SHL2). Figure 23 : Change in the depth of the $4 \text{ mgO}_2 \cdot L^{-1}$ threshold in lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.2 Phosphore réactif soluble et phosphore total

Le stock moyen en phosphore total a légèrement diminué par rapport à l'an dernier, soit 1'915 tonnes de P (pour 1'955 tonnes de P en 2009) et une concentration moyenne de 22.4 µgP·L⁻¹ (figure 24).

Le stock en orthophosphate (phosphore réactif soluble) n'a quant à lui pas évolué en 2010 par rapport à 2009 : toujours 1'650 tonnes de P soit 19.3 µgP·L⁻¹.

La figure 26 indique l'évolution de la concentration en orthophosphate dans la couche 0-100 m depuis 1996. Cette figure indique un appauvrissement important en phosphate de la zone superficielle à partir du début de l'activité phytoplactonique. Cette dynamique d'appauvrissement s'est accentuée ces dernières années , depuis le dernier brassage complet en 2006.



Figure 24 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2010 - Grand Lac (SHL2).

Figure 24 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the lake Geneva from 1957 to 2010 - Grand Lac (SHL2).

5.3 Transparence

Depuis deux années, la transparence est mesurée simultanément avec deux disques de Secchi : un disque de 30 cm blanc traditionnellement utilisé pour le suivi du Léman et un disque de 20 cm deux quarts blanc et deux quarts noirs (disque utilisé pour les suivis DCE). La comparaison de 31 couples de données indique un écart « robuste » de 20%.

L'évolution de la transparence depuis 1986 est représentée sur la figure 25. La dynamique de l'année 2010 n'est pas habituelle : le début de la période d'eaux claires est marqué, mais le pic automnal d'activité planctonique n'est pas très important (figure 12). Après la chute de transparence due au pic printanier d'activité planctonique, la transparence oscille entre 5 et 10 m jusqu'à la fin de l'année.



Figure 25 : Evolution de la transparence mesurée avec le disque de Secchi de 1986 à 2010, Léman - Grand Lac (SHL2).





Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³) in the various layers of Lake Geneva (SHL2) (zone shaded dark yellow = concentration > 20 μ gP-L⁻¹; zone jaune claire = concentration entre 10 et 20 $\mu g P \cdot L^{-1}$) de 1996 à 2010.

zone shaded light yellow = concentration between 10 and 20 μ gP·L⁻¹) from 1996 to 2010. Figure 26 :

5.4 Azote nitrique et azote total

Les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique diminuent par rapport aux années précédentes. En 2010, la concentration moyenne en azote total est de 0.63 mgN·L⁻¹, soit un stock de 53'710 tonnes de N. La concentration moyenne en azote nitrique est de 0.50 mgN·L⁻¹, soit 2.18 mgNO₃·L⁻¹ (la norme d'eau de consommation en Suisse est de 40 mgNO₃·L⁻¹ et en France de 50 mgNO₃·L⁻¹).

Ces valeurs sont les plus faibles observées depuis les années 1980 (figure 27).





Figure 27 : Change in the weighted mean annual total nitrogen concentration, in the total nitrogen content and the nitric content of the lake Geneva from 1957 to 2010, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.5 Chlorure

Depuis le début des mesures du chlorure dans le Léman en 1971 (2.73 mg·L⁻¹), la teneur du Grand Lac en chlorure est en augmentation quasi linéaire de 2 % par an. Entre 2005 et 2008, nous avons observé un léger ralentissement de l'évolution, mais en 2010, le stock en chlorure augmente et atteint 784'240 tonnes soit 9.15 mg·L⁻¹, contre 8.81 mg·L⁻¹ en 2009 (figure 28). La concentration moyenne des apports, 10 mg·L⁻¹ cette année (RAPIN et KLEIN, 2011), se rapproche de la concentration moyenne du lac. Si les apports n'évoluent pas de manière importante, la concentration moyenne du lac s'approchera progressivement de la concentration moyenne des apports.

L'étude menée par GUMY et De ALENCASTRO (2001) indiquait que les concentrations du chlorure observées dans le Léman sont très inférieures aux valeurs toxiques citées dans la littérature. Elle montrait également que les principales sources du chlorure sont majoritairement l'industrie et les sels de déneigement.



Figure 28 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2010, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 28 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 2010, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU PETIT LAC 2006 - 2010

Les prélèvements sont effectués à la station GE3 (figure 1). Les concentrations moyennes pondérées et les stocks sont calculés suivant la même méthode que pour le Grand Lac. Les résultats sont présentés dans les tableaux 2 et 3.

6.1 Température

Les figures 29 et 30 montrent que, contrairement au Grand Lac, l'homogénéisation thermique des eaux s'effectue chaque année.

La température la plus élevée a été mesurée en surface en juillet 2006 (26.6°C), il s'agit du maximum enregistré en 24 ans. La tendance à la croissance des températures est significative.

La température moyenne annuelle pondérée est plus élevée que dans le Grand Lac, elle varie entre 8.8°C en 2006 et 9.8°C en 2007. Cette différence s'explique par la grande différence de profondeur entre le Petit et le Grand Lac.



Figure 29 : Évolution de la température des eaux de surface (0 m) et au fond (-70 m), Léman - Petit Lac (GE3). Figure 29 : Change in the water temperature in the surface layer (0 m) and at the bottom (-70 m), Lake Geneva - Petit Lac (GE3).



Température (°C) - Léman / Petit Lac (GE3) - 2006 à 2010

Figure 30 : Température des les eaux du Léman - Petit Lac (GE3) en fonction de la profondeur. Figure 30 : Water temperature in Lake Genva (Petit Lac – GE3) as a function of depth.

6.2 Oxygène dissous

Contrairement à celles du Grand Lac, les eaux du Petit Lac s'homogénéisent chaque année (figure 31) et présentent toujours des teneurs en oxygène dissous très supérieures à l'exigence suisse pour les eaux des lacs (minimum de 6.9 mgO₂·L⁻¹ par rapport aux 4 mgO₂·L⁻¹ exigés dans l'Ordonnance suisse du 28 octobre 1998, OEaux).

On notera les concentrations élevées d'oxygène en début d'année. Ce phénomène est lié, dans un premier temps, au refroidissement des eaux de surface puis à l'activité photosynthétique des organismes. Il est visible même en profondeur jusqu'à 30 m voire jusqu'au fond. Durant la seconde partie de l'année, une stratification thermique s'installe, on observe alors une diminution nette de l'oxygène dans les couches de surface, notamment associée à l'augmentation de la température de l'eau et à la minéralisation de la matière organique.



Figure 31 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman - Petit Lac (GE3) en fonction de la profondeur.

6.3 Phosphore total et phosphore réactif soluble

Les figures 32 et 33 montrent clairement que la zone à faible teneur en phosphore a tendance à s'enfoncer au cours de ces dernières années. La baisse régulière des teneurs en phosphore entre 1985 et 1995 (figure 34) s'est stabilisée depuis les années 95. Les concentrations en phosphore réactif soluble oscillent autour de 10 μ gP·L⁻¹ entre 1995 et 2010 et pour le phosphore total autour de 15 à 20 μ gP·L⁻¹.

Globalement, la baisse des concentrations moyennes pondérées de phosphore dans le Petit Lac tend à s'équilibrer après une diminution de 77% depuis 1986 pour le phosphore total et de 84% pour l'orthophosphate (tableau 2 et figure 34).

Tableau 2: Concentrations et rapports des différentes formes du phosphore dans les couches de surface (moyenne de 0 à 20 m) et du fond (-70 m) du Petit Lac (GE 3).

Table 2 : Concentration of forms phosphorus and the relationship between P-PO₄ and Ptot in the water of Lake Geneva (Petit Lac - GE3).

Années	P-PO₄ 0-20m µgP·L⁻¹	Ptot 0-20m µgP·L⁻¹	P-PO₄/Ptot surf %	P-PO₄ fond µgP·L⁻¹	Ptot fond µgP·L⁻¹	P-PO ₄ /Ptot fond %
2001	3.2	16.9	19.0	25.8	37.6	68.5
2002	3.7	15.9	23.2	18.5	32.3	57.3
2003	4.9	18.9	25.9	22.9	33.3	68.9
2004	6.9	18.0	38.6	23.6	30.0	78.7
2005	6.3	16.0	39.6	25.3	32.4	78.1
2006	4.2	16.0	26.3	28.3	35.7	79.2
2007	7.6	14.5	52.6	23.0	27.8	82.6
2008	4.8	10.9	44.1	15.4	18.9	81.5
2009	5.2	12.3	42.5	15.0	20.8	72.0
2010	5.1	11.9	42.7	15.8	21.5	73.5

Figure 31 : Concentration of dissolved oxygen in the water of Lake Geneva (Petit Lac - GE3) as a function of depth.



Figure 32 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) des eaux du Léman - Petit Lac (GE3) en fonction de la profondeur.

Figure 32 : Concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) in the water of Lake Geneva (Petit Lac - GE3) as a function of depth.







- 54 -



Figure 34 : Evolution de concentration moyenne annuelle pondérée des formes du phosphore dans les eaux du Léman - Petit Lac (GE3).

Figure 34 : Change in weighted mean annual phosphorus concentration of the Lake Geneva - Petit Lac (GE3).

Les concentrations, en début d'année, de l'orthophosphate (phosphore réactif soluble - forme disponible pour les algues) sont légèrement inférieures à 10 μ gP·L⁻¹ depuis 2008 alors qu'elles atteignaient un maximum de 27 μ gP·L⁻¹ en janvier 2007, suite au brassage complet dans le Grand Lac en 2006. On notera, par contre, que les périodes où le phosphore est presque entièrement épuisé sont de moins en moins fréquentes. L'influence des organismes se fait sentir jusqu'à 30 m depuis 2008 (figures 35). L'année 2007 apparaît donc comme charnière pour la qualité des eaux.

Dans le tableau 2, nous présentons les concentrations et rapports des différentes formes du phosphore dans les couches de surface (0 à 20 m) et au fond (-70 m). En surface, la part de l'orthophosphate augmente par rapport au phosphore total depuis 2007 où le PO_4 avait subitement augmenté. Ainsi, c'est la brutale diminution des concentrations en phosphore total qui explique la variation du rapport. A moins 70 m, les concentrations sont stabilisées et le rapport phosphore réactif soluble / phosphore total reste relativement constant au cours des années, il varie entre 60 et 80%.



Figure 35 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) des eaux des couches superficielles (0, 10, 20 et 30 m), Léman – Grand Lac (SHL2).



6.4 Azote nitrique, total et ammoniacal

Le stock d'azote nitrique dans le Petit Lac a peu évolué au cours des ces cinq dernières années (Tableau 5) : avec un minimum de 1'574 tonnes en 2007 et un maximum de 1'720 tonnes en 2008 (1'659 t en 2010.

On n'observe plus de consommation quasi totale de l'azote par les organismes planctoniques dans les couches superficielles (figure 36) comme dans les années 90 et de 2000 à 2005. Le phosphore est donc bien le nutriment limitant.

Le stock d'azote total est relativement stable (Tableau 5). Le stock d'azote ammoniacal reste lui très variable, mais ce paramètre présente des variations très rapides par rapport au pas de temps de nos mesures, il est donc très difficile de l'interpréter (Tableau 5).

Dans l'optique d'une limitation de la croissance planctonique le rapport N/P demeure particulièrement intéressant à considérer. Nous présentons dans le Tableau 3 ce rapport annuel moyen en surface (0-20m) et au fond (70m). Il varie fortement en fonction de l'activité biologique au cours de l'année, en particulier en été et automne, l'interprétation de ce rapport est faite dans la partie biologie. On notera que ce rapport a diminué fortement en 2006 puis est remonté depuis 2007 en raison de la diminution du phosphore.

- Tableau 3: Rapport des concentrations annuelles moyennes pondérées de l'azote total et du phosphore total en surface (0-20m) et au fond (70m).
- Table 3 : Ratio of the mean annual weighted concentrations of total nitrogen and total phosphorus at the surface (0-20 m) and at the bottom (70m).

Années	N/P 0-20 m	N/P fond
2001	35	18
2002	36	22
2003	31	21
2004	35	24
2005	39	23
2006	12	20
2007	41	23
2008	47	31
2009	24	30
2010	47	30



Figure 36 : Concentration en azote nitrique (N-NO₃⁻) des eaux des couches superficielles (0, 10 et 20 m), Léman – Petit Lac (GE3).

Figure 36 : Concentration of nitrate (N-NO₃⁻) in the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva – Petit Lac (GE3).

6.5 Chlorure et autres paramètres

L'évolution des concentrations moyennes pondérées en chlorure du Petit Lac (tableaux 4 et 5) suit celle du Grand Lac.

L'évolution des concentrations en surface et fond de la silice dissoute et du carbone organique dissous (COD) sont présentées aux figures 37 et 38. On observe la diminution des concentrations en silice en surface comme au fond. En surface, les chutes de concentrations se situent en été, mais peuvent durer loin dans l'automne comme en 2010 (figure 37). Ceci est lié à la dynamique des populations d'organismes planctoniques utilisant la silice, les diatomées en particulier (voir partie biologique). La dynamique de la silice au fond a changé par rapport aux années précédentes ; en effet, on n'observe plus de reminéralisation en seconde partie d'année depuis 2008.

Le carbone organique dissous est stable au fond. En surface, on note l'apparition d'un pic de concentration en fin d'année associé au pic automnal de l'activité planctonique (LAZZAROTTO et *al.*, 2006) (figure 38).

Pour ces deux paramètres, les moyennes pondérées sur toute l'année présentent peu de variations ces dernières années (Tableaux 4 et 5).



Figure 37 : Concentration en silice dissoute (SiO₂) des eaux des couches superficielles (0 m) et au fond (-70 m), Léman - Petit Lac (GE3).





Figure 38 : Concentration en carbone organique dissous (COD) des eaux des couches superficielles (0 m) et au fond (-70 m), Léman - Petit Lac (GE3).

Figure 38 : Concentration of dissolved organic carbon (DOC) in the water in the surface layers (0 m) and at the bottom (-70 m), Lake Geneva - Petit Lac (GE3).

7. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2010 sont :

– Pour le Grand Lac :

- Le brassage de l'hiver 2009 2010 a été partiel et a atteint environ 200 m.
- Les consommations des ions orthophosphate (phosphore réactif soluble) et silice sont très importantes dès le mois de mars et continuent toute l'année jusqu'à un état de trace dans les couches épilimniques.
- L'activité phytoplanctonique automnale est faible et ne provoque pas de chute importante de la transparence.
- La réoxygénation des eaux du fond du lac est faible en 2010, mais les phénomènes de relargage du phosphore et de réduction de l'azote ont été limités.

- Pour le Petit Lac :

- Par rapport aux années précédentes, l'activité phytoplanctonique automnale est significativement plus importante durant ce quinquennat.
- Le Petit Lac est homogénéisé chaque année et le fond du Petit Lac est bien oxygéné toute l'année.
- La concentration moyenne du phosphore du Petit Lac tend à se stabiliser autour de 10 μgP·L⁻¹, ce qui est représentatif de la moyenne de la couche déphosphatée du Grand Lac.

- Pour les stocks :

- Le stock en phosphore total diminue faiblement : la concentration moyenne est de 22.4 μgP·L⁻¹.
- Le stock en chlorure continue son augmentation après un léger ralentissement ces dernières années.
- · Le stock en azote total est légèrement remonté après la baisse constatée les dernières années.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physicochimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.
- GUMY, D. et de ALENCASTRO, L.F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- LAZZAROTTO, J., RAPIN, F. et NIREL, P., (2006) : Évolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 31-63.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- PERGA, M.-E. et LAINE, L. (2011) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 131-139.
- QUETIN, P. (2011) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 19-30.
- RAPIN, F. et KLEIN, A. (2011) : Les apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève et leur qualité. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 157-178.
- RIMET, F. (2011) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 99-107.
- STRAWCZYNSKI, A. (2011) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 191-198.
- TADONLEKE, R.D. (2011) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 125-130.

Année	Oxygène mg·L⁻¹	Ptot µgP·L⁻¹	P-PO₄ µgP·L ⁻¹	Ntot µgN·L⁻¹	N-NH₄ µgN·L ⁻¹	N-NO₃ µgN·L⁻¹	Cl mg·L⁻¹	SiO ₂ mgSiO ₂ ·L ⁻¹	C.O.D mgC·L⁻¹
1986	11.07	58.3	43.9	-	7.2	469	5.08	1.10	1.0
1987	11.12	53.9	38.1	-	9.6	498	5.12	0.99	1.0
1988	10.88	40.8	30.6	-	3.3	473	5.25	0.91	0.9
1989	10.50	37.8	25.6	-	5.6	503	5.87	0.83	0.9
1990	10.57	35.3	19.2	-	21.0	487	6.36	1.04	0.7
1991	10.79	32.6	20.2	622	5.9	521	7.10	0.95	1.0
1992	10.80	32.0	19.5	559	6.9	542	6.73	0.93	1.0
1993	10.74	29.9	17.1	689	12.6	551	6.52	1.05	1.0
1994	10.61	28.1	16.9	687	7.9	497	6.43	0.96	1.0
1995	10.71	21.4	12.4	682	8.8	483	6.44	1.00	1.0
1996	10.72	23.6	9.2	636	5.4	448	6.66	1.15	⁴⁾ 1.0
1997	10.53	25.1	10.4	659	11.0	481	6.91	1.13	0.9
1998	10.74	23.9	10.1	²⁾ 578	5.0	407	7.22	1.03	1.0
1999	10.61	22.3	11.6	-	10.4	392	⁴⁾ 6.93	1.56	¹⁾ 0.7
2000	11.48	21.2	10.4	627	4.0	463	7.04	2.13	⁴⁾ 0.9
2001	11.53	21.3	7.7	637	3.9	435	7.18	0.96	0.9
2002	10.50	19.9	6.7	631	9.4	366	7.33	1.01	1.0
2003	10.33	22.2	9.2	636	14.7	427	7.40	1.15	0.9
2004	10.63	20.1	9.7	695	10.9	503	8.12	0.96	1.0
2005	10.55	20.0	10.0	662	3.7	467	8.44	1.21	1.2
2006	10.92	21.3	10.8	641	7.6	501	8.70	1.45	1.2
2007	11.19	16.3	10.6	537	13.2	488	8.60	1.33	1.2
2008	10.23	12.2	6.9	543	4.4	533	8.86	1.18	1.2
2009	10.09	12.9	⁴⁾ 6.5	⁴⁾ 585	⁴⁾ 7.2	486	8.67	⁴⁾ 0.97	1.2
2010	⁴⁾ 9.74	⁴⁾ 14.9	⁴⁾ 6.7	⁴⁾ 598	⁴⁾ 11.2	⁴⁾ 514	⁴⁾ 9.14	⁴⁾ 0.90	³⁾ 1.1

Tableau 4 :Concentrations moyennes pondérées, Léman - Petit Lac (GE3).Table 4 :Mean weighted concentrations, Lake Geneva - Petit Lac (GE3).

¹⁾ valeur établie sur 7 mois de mesures

²⁾ valeur établie sur 9 mois de mesures

³⁾ valeur établie sur 10 mois

⁴⁾ valeur établie sur 11 mois de mesures

Année	Oxygène tonnes	Ptot tonnes	P-PO₄ tonnes	Ntot tonnes	N-NH₄ tonnes	N-NO ₃ tonnes	Cl tonnes	SiO ₂ tonnes	COD tonnes
1986	35'735	188	142	-	23	1'512	16'379	3'561	3'077
1987	35'874	174	123	-	31	1'607	16'532	3'004	3'098
1988	35'121	132	99	-	11	1'526	16'937	2'925	3'017
1989	35'874	122	83	-	18	1'624	18'938	2'694	2'958
1990	34'120	114	62	-	68	1'571	20'518	3'363	2'331
1991	34'819	105	65	2'007	19	1'682	22'896	3'076	3'335
1992	34'857	103	63	1'803	22	1'748	21'703	3'000	3'073
1993	34'652	96	55	2'225	41	1'777	21'047	3'393	3'074
1994	34'228	91	55	2'217	25	1'604	20'765	3'092	3'098
1995	34'569	69	40	2'200	28	1'558	20'771	3'225	3'350
1996	34'605	76	29	2'051	17	1'445	21'484	3'701	⁴⁾ 3'052
1997	33'994	81	33	2'125	35	1'554	22'311	3'632	3'038
1998	34'668	77	33	²⁾ 1'864	16	1'313	23'302	3'340	3'126
1999	34'224	72	38	-	33	1'266	⁴⁾ 22'362	5'020	¹⁾ 2'401
2000	37'031	68	34	2'022	13	1'494	22'734	6'879	⁴⁾ 2'879
2001	37'217	69	25	2'057	13	1'403	23'165	3'111	2'902
2002	33'879	64	22	2'036	30	1'180	23'638	3'271	3'064
2003	33'319	72	30	2'053	47	1'378	23'893	3'718	2'948
2004	34'308	65	31	2'242	35	1'623	26'198	3'097	3'064
2005	34'060	65	32	2'136	12	1'506	27'235	3'899	3'745
2006	35'248	69	35	2'068	25	1'618	28'064	4'684	3'874
2007	36'111	53	34	1'733	42	1'574	27'983	⁴⁾ 4'301	3'730
2008	32'999	39	22	1'754	14	1'720	28'589	3'796	3'832
2009	32'572	41	⁴⁾ 21	⁴⁾ 1'888	⁴⁾ 23	1'569	27'967	⁴⁾ 3'142	3'747
2010	⁴⁾ 31'424	⁴⁾ 43	⁴⁾ 23	⁴⁾ 1'929	⁴⁾ 36	⁴⁾ 1'659	⁴⁾ 29'507	³⁾ 2'890	⁴⁾ 3'552

Tableau 5 : Stocks en tonnes, Léman - Petit Lac (GE3)

Table 5 : Total content in metric tons, Lake Geneva - Petit Lac (GE3).

¹⁾ valeur établie sur 7 mois de mesures

²⁾ valeur établie sur 9 mois de mesures

³⁾ valeur établie sur 10 mois

⁴⁾ valeur établie sur 11 mois de mesures

Année	Oxygène mg·L⁻¹	P tot. µgP·L⁻¹	PO₄ µgP·L⁻¹	Ntot. µgN·L⁻¹	Nmintot µgN·L⁻¹	NH₄ µgN·L⁻¹	NO₂ µgN·L⁻¹	NO ₃ µgN·L ⁻¹	Cl mgCl·L ⁻¹	C.O.P µgC·L ⁻¹	Npartic µgN·L⁻¹	Ppartic µgP·L⁻¹	Transpar 12 mois (en m)	Transpar mai-sept (en m)
1957	9.66	12.4			266	0.3	1.0	265					10.80	6.74
1958	10.32	11.2			297	0.9	1.7	294					9.50	5.20
1959	9.59	10.4			312	0.3	1.1	311					9.70	6.74
1960	9.57	15.4			349	1.2	1.1	347					11.10	10.46
1961	9.36	20.0			366	3.4	0.9	362					9.50	8.06
1962	10.33	20.4			392	9.0	1.5	381					9.70	6.80
1963	10.30	34.7			314	6.0	1.5	306					9.80	6.26
1964	10.21	58.8			342	8.8	1.3	332					9.50	7.30
1965	10.25	56.8			391	4.4	1.3	385					9.50	7.10
1966	10.44	43.9			362	4.8	1.4	356					8.10	5.74
1967	9.72	27.0			314	2.1	1.0	311					9.80	6.30
1968	9.43	42.5			372	5.4	0.7	366					10.30	6.52
1969	9.01	41.7			354	4.2	1.1	349					9.60	7.24
1970	9.69	80.5	50.5		383	2.9	1.3	379					8.63	4.86
1971	9.69	67.6	45.6		382	9.0	1.6	371	2.73				9.49	6.02
1972	9.25	71.1	56.3		401	14.6	1.6	385	2.93				8.45	6.88
1973	9.36	80.5	66.1	574	412	13.8	2.4	396	3.16				9.33	5.48
1974	9.12	78.2	63.2	588	438	13.8	1.9	422	3.44				8.46	5.98
1975	8.96	84.0	66.1	606	447	10.6	1.9	434	3.66				7.30	3.78
1976	8.36	89.6	72.3	628	454	11.7	1.4	441	3.84				8.18	4.00
1977	8.31	89.4	74.0	608	468	11.2	1.8	455	4.05				7.95	5.18
1978	8.55	86.8	73.4	617	474	7.0	1.8	465	4.18				7.27	5.64
1979	8.93	89.5	74.0	641	466	5.5	1.5	459	4.35				10.42	5.86
1980	9.06	82.5	71.5	657	485	7.4	1.9	476	4.39				8.88	6.04
1981	9.32	82.6	71.6	688	507	8.0	1.1	498	4.53				8.10	5.80
1982	9.24	77.5	69.5	675	529	8.4	1.2	519	4.60				7.54	5.52
1983	9.19	75.4	67.3	693	560	10.2	1.2	549	4.70				8.23	6.04
1984	9.46	76.4	67.6	706	566	11.2	1.0	554	4.88				7.59	5.55
1985	9.54	73.1	65.0	734	571	14.0	0.6	556	5.12				8.44	4.94
1986	9.83	71.8	61.9	718	558	6.8	1.0	550	5.30	106.7	19.0	3.1	7.50	4.31
1987	9.62	67.7	58.3	713	573	6.6	0.8	566	5.40	72.9	14.0	2.9	8.00	4.70
1988	9.33	61.7	54.5	709	594	5.4	0.9	588	5.60	115.3	17.2	2.5	7.18	5.19
1989	8.65	58.3	51.7	712	605	5.6	0.9	598	5.68	93.3	14.2	2.1	8.85	6.22
1990	8.33	55.3	48.3	689	589	5.8	0.9	582	5.79	101.7	16.4	2.4	7.82	6.08
1991	8.49	52.3	45.3	660	580	5.9	0.9	572	6.00	91.5	15.1	2.5	7.79	5.86
1992	8.42	49.9	40.8	690	577	5.4	1.2	570	6.16	91.2	17.7	2.8	6.77	5.19
1993	8.29	47.3	40.4	656	581	3.2	0.9	577	6.18	88.1	13.3	2.3	8.24	5.42
1994	8.33	44.8	39.4	660	580	3.9	1.1	575	6.29	83.6	14.0	2.2	7.10	5.87
1995	8.22	41.3	37.0	667	576	3.5	1.2	571	6.47	90.1	13.1	2.3	7.47	5.89
1996	8.27	40.9	36.0	681	575	4.5	1.1	569	6.68	107.4	22.3	2.3	7.17	4.56
1997	8.41	37.7	33.7	673	568	4.2	1.1	563	6.96	107.4	23.1	2.2	8.82	6.73
1998	8.26	39.6	35.2	658	557	5.1	0.9	551	7.06	100.3	22.1	2.2	7.36	5.65
1999	8.79	39.2	34.9	662	560	3.3	0.8	556	7.19	92.3	13.2	2.3	8.99	5.72
2000	9.09	36.5	31.8	629	550	2.9	1.3	546	7.42	109.8	14.7	2.5	7.42	4.96
2001	8.48	34.2	28.8	680	570	1.8	0.8	567	7.60	94.1	12.9	2.3	6.29	5.06
2002	8.45	34.0	29.5	659	547	2.1	0.8	544	7.85	97.1	11.2	2.0	6.78	4.28
2003	8.60	32.8	27.7	634	579	2.4	1.3	575	* 7.98	93.8	14.1	2.3	6.70	4.86
2004	9.10	29.5	26.1	698	609	2.0	1.3	605	8.12	94.6	14.9	2.5	7.14	5.95
2005	9.28	29.4	24.1	628	589	2.4	1.6	585	8.44	138.2	22.0	3.0	6.17	5.39
2006	9.80	27.7	22.6	671	591	2.5	1.2	587	8.61	107.5	18.6	2.4	7.01	6.57
2007	8.99	25.7	20.9	665	594	2.7	1.0	590	8.63	114.7	17.6	2.3	6.23	5.11
2008	8.86	27.6	21.4	635	531	3.3	1.5	526	8.65	103.4	11.9	2.1	8.13	6.30
2009	9.30	22.8	19.3	605	492	3.1	1.1	488	8.81	113.9	10.9	1.8	7.90	6.41
2010	9.18	22.4	19.3	628	503	3.0	2.0	498	9.15	110.0	8.7	2.0	8.22	6.41

- 61 -

Concentrations moyennes pondérées - Léman (Grand Lac - SHL2). Mean weighted concentrations – Lake Geneva (Grand Lac – SHL2).

* : valeur interpolée

Stocks en tonnes - Léman (Grand Lac - SHL2).

Total content in metric tons - Lake Geneva (Grand Lac - SHL2).

Année	Oxygène	P tot.	P-PO ₄	N tot.	Nmintot	N-NH ₄	N-NO2	N-NO ₃	CI	C.O.P.	P partic	N partic
7411100	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes
1957	827'900	1'150			22'824	25	109	22'690				
1958	883'900	960			25'370	75	145	25'150				
1959	822'000	890			26'733	30	93	26'610				
1960	819'800	1'320			29'931	105	96	29'730				
1961	802'000	1'720			31'370	290	80	31'000				
1962	885'200	1'750			37'527	770	127	36'630				
1963	883'100	2'970			26'839	510	129	26'200				
1964	874'900	5'050			29'275	750	115	28'410				
1965	878'500	4'870			33'459	375	114	32'970				
1966	894'400	3'760			31'071	415	116	30'540				
1967	823'700	2'320			26'887	180	87	26'620				
1968	808'300	3'640			31'888	465	63	31'360				
1969	772'100	3'580			30'403	360	93	29'950				
1970	830'600	6'920			32'804	245	109	32'450				
1971	830'500	5'790	3'910		32'668	770	138	31'760	237'000			
1972	792'400	6'090	4'830		34'426	1'255	141	33'030	251'000			
1973	801'900	6'900	5'660	49'180	35'306	1'185	201	33'920	271'000			
1974	781'700	6'700	5'420	50'350	37'544	1'180	164	36'200	295'000			
1975	767'500	7'200	5'670	51'970	38'292	905	167	37'220	314'000			
1976	716'800	7'670	6'200	53'820	38'916	1'000	116	37'800	329'000			
1977	712'100	7'660	6'340	52'140	40'115	960	155	39'000	347'000			
1978	732'300	7'440	6'290	52'860	40'558	595	153	39'810	358'000			
1979	765'500	7'670	6'340	54'970	39'929	470	129	39'330	372'000			
1980	776'200	7'070	6'130	56'270	41'574	635	159	40'780	376'000			
1981	798'600	7'080	6'130	58'970	43'490	680	90	42'720	388'000			
1982	791'600	6'640	5'950	57'830	45'274	720	104	44'450	394'000			
1983	787'600	6'460	5'760	59'360	48'000	875	105	47'020	403'000			
1984	810'200	6'550	5'790	60'500	48'488	965	83	47'440	418'000			
1985	817'600	6'260	5'570	62'970	48'855	1'205	50	47'600	439'000			
1986	842'600	6'150	5'300	61'500	47'812	580	72	47'160	454'000	9'138	262	1'630
1987	824'200	5'800	5'000	61'130	49'169	570	69	48'530	462'000	6'247	249	1'203
1988	799'940	5'290	4'665	60'750	50'882	458	74	50'350	480'200	9'882	217	1'472
1000	741'520	4'995	4'430	61'020	51'776	482	74	51'220	486'300	7'993	179	1'220
1900	714'200	4 3 3 3 3	4'145	59'000	50'460	402	77	49'890	496'200	8'715	209	1'400
1001	714200	4/40	2'000	55'540	40'670	4 35	01	40'090	F14'000	7'940	203	1'202
1002	721'550	4 400	2'405	50'150	40'290	464	105	49000	529'200	7040	210	1'515
1992	72100	4275	3'495	56'210	49 309	274	80	40 020	520 300	7'5/18	107	11/1/2
1004	710190	2'925	2'200	56'550	40'701	224	02	40'275	529700	7 340	197	11742
1005	704'075	2'525	2'170	57'140	40'249	202	101	49213	554'670	7 100	103	1/1/22
1995	704073	3'505	3'085	58'350	49 340	382	03	48'730	572'410	0'205	193	1'013
1990	708 080	2'220	2'995	57'600	49200	257	93	40730	506'140	9205	190	1913
1009	721003	3230	2 000	57 090	40701	424	94	40200	604/620	9207	100	1901
1990	707750	3 395	3 020	50 430	47 704	434	00	47 200	004 030	0 090	100	1097
1999	753 185	3 300	2 990	50780	48 002	283	04	47 000	015910	7 905	193	1134
2000	778 880	3 130	2725	53910	47 815	250	115	47 450	035 050	9413	212	1203
2001	726'525	2.930	2'465	58 270	48.818	152	66	48'600	651'600	8'065	197	1105
2002	724'005	2'915	2'530	50'460	46'875	1/8	67	46'630	6/2'320	8'322	1/2	962
2003	73/325	2'805	2'370	54'310	49'550	206	114	49230	° 684'220	8.034	200	1205
2004	779'535	2'530	2.235	59.790	52'161	1/4	107	51'880	696'130	8'108	217	1'280
2005	/95.290	2'520	2'065	53'820	50'453	210	133	50'110	722'920	11'840	253	1'888
2006	839'395	2'370	1'940	57'460	50'589	211	98	50'280	738'040	9'210	204	1'594
2007	770'580	2'205	1'795	57'010	50'890	232	88	50'570	739'090	9'826	198	1'506
2008	759'470	2'370	1'835	54'420	45'464	285	129	45'050	740'860	8'864	177	1'018
2009	797'005	1'955	1'650	51'860	42'189	262	97	41'830	754'990	9'761	154	935
2010	787'035	1'915	1'650	53'710	43'143	258	175	42'710	784'240	9'429	175	749

* : valeur interpolée

Paramètre	Unité	Incertitude élargie U (%)
NO ₃	mgN·L⁻¹	6 %
NO ₂	mgN·L⁻¹	6 %
NH_4	mgN·L⁻¹	6 %
Ntotal	mgN·L⁻¹	6 %
PO ₄	µgP·L⁻¹	6 %
Ptotal	µgP·L⁻¹	7 %
тос	mgC·L⁻¹	4 %
Са	mg·L⁻¹	3 %
К	mg·L⁻¹	4 %
Mg	mg·L⁻¹	4 %
Na	mg∙L⁻¹	5 %
CI	mg∙L⁻¹	5 %
SO ₄	mg∙L⁻¹	3 %

Incertitudes élargies* des principales analyses physico-chimiques. Expanded uncertainties of main physical and chemical analyses.

* : Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches des valeurs observées sur les échantillons de SHL2, avec un facteur d'élargissement de 2.



MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES RIVIÈRES ET LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN RIVERS AND GENEVA LAKE WATERS

Campagne 2010

PAR

Didier ORTELLI et Patrick EDDER

SERVICE DE LA CONSOMMATION ET DES AFFAIRES VÉTÉRINAIRES (SCAV), CP 76, CH - 1211 GENÈVE 4 Plainpalais

François RAPIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN ACW - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

Stéphan RAMSEIER

SERVICES INDUSTRIELS DE GENÈVE, PÔLE ENVIRONNEMENT, CP 2777, CH - 1211 GENÈVE 2

RÉSUMÉ

Le programme de surveillance de base des eaux du Léman confirme les résultats des années précédentes. Les teneurs en métaux lourds demeurent stables et relativement faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson. Les concentrations en pesticides totaux dans le lac se stabilisent depuis 2008 et oscillent entre 0.1 et 0.2 μ g·L⁻¹ pour ~50 substances décelées. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 μ g·L⁻¹ par composé). Par rapport aux années précédentes, aucun nouveau pesticide n'a été décelé en concentration significative.

Le programme élargi d'analyses (pesticides, médicaments, triclosan, bisphénol A et alkyl-phenols) réalisé sur le lac et les rivières en mai 2010 confirme les résultats obtenus lors du programme complémentaire de 2009. Certains médicaments (notamment la metformine, la gabapentine, la carbamazepine, le carisoprodol et les agents de contraste) nécessitent un suivi particulier en raison des concentrations importantes qui ont pu être mesurées dans le lac ou dans les rivières.

Dans les rivières, des dépassements de PNEC pour les alkyl-phenols ont été constatés en plusieurs points malgré l'interdiction d'utilisation de ces substances.

Les concentrations des micropolluants en rivière sont extrêmement variables et ne permettent pas de donner une image globale de la situation dans le bassin versant ; les résultats obtenus lors des deux campagnes élargies en novembre 2009 et mai 2010 montrent que l'on dispose de peu d'informations sur les flux de micropolluants dans l'ensemble du bassin versant. Un bilan de flux de ceux-ci ainsi qu'une modélisation de leur comportement au sein du bassin lémanique est envisagé afin d'établir de bonnes bases pour améliorer le suivi des micropolluants et mettre en place une stratégie efficace de lutte aux points critiques.

ABSTRACT

The basic water monitoring program of Lake Geneva confirms the findings for previous years. The heavy metal concentrations remained stable and relatively low. They fully complied with the requirements for drinking water. Concentrations of total pesticides in the lake have stabilized since 2008, ranging between 0.1 and 0.2 μ g·L⁻¹ for approximately 50 substances detected. All individual concentrations were lower than those stipulated for drinking water (0.1 μ g·L⁻¹ per compound). Compared to previous years, no new pesticide was detected at significant concentrations.

The extended survey program (pesticides, drugs, triclosan, bisphenol A and alkylphenols) conducted on the lake and rivers in May 2010 confirms the findings of in the complementary programme in 2009. Some drugs (including metformin, gabapentin, carbamazepine, carisoprodol and contrast media) call for close monitoring, because high concentrations have been measured in both the lake and the rivers.

Furthermore, PNEC values for alkyl phenols were exceeded in several places despite the ban on the use of these substances.

The concentrations of micropollutants in rivers were extremely variable, and make it impossible to provide a comprehensive overview of micropollutant contamination in the catchment. The results obtained in the 2009 and 2010 extended campaigns reveal a lack of information about the catchment area. An assessment of the flow of micropollutants in the Geneva Lake basin and modelling of their behaviour within the basin is being envisaged in order to provide a good basis for improving the monitoring of micropollutants and to set up an effective strategy to deal with this at critical points.

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Une veille sur les micropolluants dans les eaux brutes est nécessaire afin de garantir et pérenniser l'usage des eaux du lac pour l'alimentation en eau potable moyennant un traitement simple. Chaque année, la CIPEL réalise un programme d'analyses pour la recherche de micropolluants dans le lac car ce dernier représente un milieu stable (intégrant la pollution) et adéquat pour une bonne visualisation des pollutions. Le programme complémentaire pour le suivi du lac et rivières initié en 2009 a été complété par une seconde campagne d'analyses au printemps 2010. Ces travaux sont complémentaires à ceux menés plus systématiquement par les cantons ou les autorités régionales françaises. Pour le programme complémentaire, la recherche de micropolluants ne s'est pas limitée aux produits phytosanitaires mais a été complété par le dosage de substances à activités pharmaceutiques et de perturbateurs endocriniens.

2. ÉCHANTILLONNAGE (figure 1, tableau 1)

Pour la surveillance de base des teneurs des eaux du lac en métaux lourds et en produits phytosanitaires, les échantillons ont été prélevés au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1), les 17 mai et 22 septembre 2010 (LAZZAROTTO, NIREL et RAPIN, 2011).

Pour le programme complémentaire, les prélèvements ont été effectués à la station SHL2 pour le lac et dans 9 rivières du bassin lémanique. Pour les rivières, il s'agissait soit de prélèvements instantanés, soit d'échantillonnages moyens sur des durées de 8h ou 24h ou alors de mélanges comme indiqué dans le Tableau 1.

No	Lieu de prélèvement	Date de prélèvement	Type de prélèvement	Débit (m³/⋅s⁻¹)	Préleveur
CIPEL 14	Léman - SHL2 - 1 m	17.05.2010	Ponctuel	-	INRA
CIPEL 15	Léman - SHL2 - 30 m	17.05.2010	Ponctuel	-	INRA
CIPEL 16	Léman - SHL2 - 100 m	17.05.2010	Ponctuel	-	INRA
CIPEL 17	Léman - SHL2 - 305 m	17.05.2010	Ponctuel	-	INRA
CIPEL 18	Dranse	17.05.2010 à 18.05.2010	24 heures proportionnel au temps	3.7	INRA
CIPEL 19	Rhône Porte du Scex	17.05.2010 à 18.05.2010	24 heures proportionnel au temps	164	SPE - VS
CIPEL 20	Venoge	17.05.2010 à 18.05.2010	Mixte 24 heures proportionnel temps et instantané	1.9	SESA - VD
CIPEL 21	Boiron de Morges	17.05.2010 à 18.05.2010	Mixte 24 heures proportionnel temps et instantané	0.15	SESA - VD
CIPEL 22	Rhône émissaire	18.05.10 – 09h30	Instantané	209	SECOE - GE
CIPEL 23	Arve - Etrembières	17.05.2010 - 10h30 à 18.05.2010 - 10h30	24 heures proportionnel temps	64	SECOE - GE
CIPEL 24	Arve - Jonction	17.05.2010 - 13h00 à 18.05.2010 - 13h00	24 heures proportionnel temps	70	SECOE - GE
CIPEL 25	Rhône - Chancy	17.05.2010 - 12h00 à 18.05.2010 - 12h00	8 heures proportionnel temps	318	SECOE - GE
CIPEL 26	Morges (VD)	17.05.2010 - 08h00 à 18.05.2010 - 08h00	24 heures proportionnel temps	0.15	SESA - VD

Table 1 : Sampling information for the complementary program lake and rivers.

Tableau 1 : Données des prélèvements pour le programme complémentaire lac et rivières.



3. MÉTHODOLOGIE

Des métaux et micropolluants organiques (pesticides et médicaments) sont recherchés dans les eaux du lac à différentes profondeurs, après brassage éventuel des eaux (avril-mai) et en période de stratification (septembre-octobre) :

métaux : campagne du 17.05.2010 : mélange des niveaux 1 m et 30 m ; 200 m et 305 m campagne du 22.09.2010 : mélange des niveaux 1 m et 30 m ; 200 m et 305 m

Les éléments suivants ont été dosés : plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure.

> micropolluants organiques : prélèvement à SHL2 à 1 m ; 30 m ; 100 m ; 305 m.

3.1 Analyses chimiques

Métaux : Les analyses de métaux sont effectuées par le service de consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) à Genève. Le dosage s'effectue par absorption atomique sur les échantillons d'eau brute acidifiée sans filtration préalable. Il s'agit donc d'un dosage de métaux totaux.

Pesticides : La recherche de pesticides a été effectuée par le SCAV de Genève. Les eaux brutes sont préconcentrées à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide. Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en mode tandem (HPLC-MS/MS). Le principe de cette méthode, appliquée aux contrôles des résidus de pesticides dans les fruits et légumes, a été décrit plus en détail par ORTELLI et al., (2004 et 2006). En 2010, la méthode d'analyse des résidus de pesticides dans les eaux comprenait 306 substances, soit 132 herbicides, 76 fongicides, 75 insecticides, 10 acaricides, 2 régulateurs de croissance et 11 métabolites. Par rapport à 2009, 49 nouvelles substances ont été rajoutées dans la méthode de dépistage HPLC-MS/MS. Celles-ci sont marquées d'un astérisque dans le tableau récapitulatif de l'annexe 1. Pour certaines, la limite de guantification n'a pas été indiguée, la procédure de validation n'ayant pas encore été finalisée. Cette liste tient compte des substances les plus couramment utilisées en agriculture (données « Pestibase ») ainsi que certaines ciblées car synthétisées ou formulées sur les sites industriels situés dans le bassin versant du Rhône valaisan. Pour cette raison, sept principes actifs de médicaments (bupivacaïne, carbamazépine, carisoprodol, chlorprocaïne, mépivacaïne, prilocaïne et ticlopidine) ont également été incorporés à la méthode de surveillance des pesticides.

Médicaments, inhibiteurs de corrosion et perturbateurs endocriniens: Pour le programme complémentaire lac et rivières de la campagne de printemps, des analyses de médicaments, d'inhibiteurs de corrosion et de quelques perturbateurs endocriniens ont été effectuées au laboratoire Technologiezentrum Wasser (TZW) à Karlsruhe. Les analyses sont effectuées avec une méthodologie très similaire à celle appliquée pour les pesticides. Après pré-concentration d'un volume d'eau de 500 mL sur un support d'extraction sur phase solide, les extraits sont analysés par HPLC-MS/MS. La liste des substances recherchées comprend actuellement 109 substances (voir annexe 4).

Triclosan et 4-nonylphénols : Le laboratoire du Service Cantonal de l'Energie et de l'Environnement à Neuchâtel (SENE-NE) a effectué la recherche du Triclosan ainsi que des isomères 4-nonylphenols (identique à ceux recherchés par le laboratoire TZW). Après pré-concentration, les extraits sont analysés par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS).

3.2 Contrôles

L'ensemble des laboratoires ayant participé aux analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2005 pour les laboratoires d'essai. Cela implique la mise en place d'une assurance qualité, que les bonnes pratiques professionnelles sont appliquées et que tout est mis en œuvre pour que la qualité des résultats soit garantie. La qualité, principalement pour les pesticides, est également assurée par la participation des divers laboratoires à la plupart des procédures d'intercalibration organisées par la CIPEL. Les résultats de ces inter-calibrations organisées en 2010 par la CIPEL font l'objet du rapport de STRAWCZYNSKI (2011). Le laboratoire TZW n'a pas participé aux essais interlaboratoire de la CIPEL.

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DES RIVIÈRES ET LES EAUX DU LÉMAN

4.1 Métaux (Tableaux 2 et 3)

Les concentrations mesurées en métaux lourds sont stables par rapport aux années précédentes. Les teneurs totales en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cuivre, cadmium et chrome) demeurent inférieures aux limites de détection et ne posent aucun problème en regard des valeurs recommandées pour les eaux de boisson.

Tableau 2 : Campagne du 17 mai 2010.Léman - Grand Lac (Station SHL 2).Table 2 : Survey done on May 17, 2010.Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb (µg·L ⁻¹)	Cadmium (µg·L ⁻¹)	Chrome (µg·L ⁻¹)	Cuivre (µg·L⁻¹)	Mercure (µg·L ⁻¹)
mélange 1 et 30 m	< 0.5	< 0.02	0.1	1.0	< 0.1
mélange 200 et 305 m	< 0.5	0.03	0.1	1.0	< 0.1

Tableau 3 : Campagne du 22 septembre 2010.

Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 3 :	Survey do	ne on September 2	22, 2010.	Lake	e Geneva - Grand	Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	Plomb (µg·L⁻¹)	Cadmium (µg·L⁻¹)	Chrome (µg·L⁻¹)	Cuivre (µg·L⁻¹)	Mercure (µg·L⁻¹)
mélange 1 et 30 m	< 0.5	< 0.02	0.2	1.0	< 0.1
mélange 200 et 305 m	< 0.5	< 0.02	0.2	1.0	< 0.1

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

	Plomb (µg·L⁻¹)	Cadmium (µg·L⁻¹)	Chrome (µg·L ⁻¹)	Cuivre (µg·L⁻¹)	Mercure (µg·L ⁻¹)
OMS ¹	10	3	50 ²	2'000	6 ³
CE ⁴	10	5	50	2'000	1
OSEC ⁵ Tol.	-	-	-	1'500	-
Lim.	10	5	20 ⁶	-	1

¹ = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for Drinking-water Quality", 3rd edition Geneva 2006.

² = Teneurs totales (provisoire).

= Mercure inorganique.

 Directive 98/83/CE DU CONSEIL du 3 novembre 1998 - Journal officiel des Communautés européennes du 05.12.1998.

 Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants dans les denrées alimentaires (OSEC,1995, RS 817.021.23)

Tol. = Valeur de tolérance (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque).

Lim = Valeur limite (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est jugée impropre à la consommation).

6 = Chrome hexavalent.

EXIGENCES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX POUR LES COURS D'EAU

(Ordonnance suisse sur la protection des eaux - OEaux du 28 octobre 1998, annexe 2, paragraphe 12, chiffre 5) :

	Plomb (µg·L⁻¹)	Cadmium (µg·L⁻¹)	Chrome (µg·L ⁻¹)	Cuivre (µg·L⁻¹)	Mercure (µg·L ⁻¹)
total 7	10	0.2	5	5	0.03
dissous	1	0.05	2 ⁸	2	0.01

= La valeur indiquée pour la concentration dissoute est déterminante.

Si la valeur indiquée pour la concentration totale est respectée, on partira du principe que celle qui est fixée pour la concentration dissoute l'est également.

= Chrome trivalent et hexavalent.

EXIGENCES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX POUR LES PLANS D'EAU ET COURS D'EAU EN APPLICATION DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU (France) :

	Plomb (µg·L⁻¹)	Cadmium (µg·L⁻¹)	Chrome (µg·L⁻¹)	Cuivre (µg·L ⁻¹)	Mercure (µg·L⁻¹)
dissous	7.2 ⁹	0.15 ⁹	3.4 ¹⁰	1.4 ¹⁰	0.05 ⁹

= Directive 2008/105/CE du parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008

¹⁰ = Circulaire 2007/23 du 7 mai 2007 du Ministère français de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire.

4.2 Pesticides (phytosanitaires) (Annexes 1, 2, 3a et 3b; figures 2 et 3)

🕨 Léman

Au cours de ces 5 dernières années, on a constaté une réduction d'un facteur 2 de la concentration totale en résidus (figure 2). Cependant depuis 2008, celle-ci se stabilise et oscille entre 0.1 et 0.2 µg·L⁻¹ pour quelques 50 substances décelées. Rappelons que la législation (en Suisse comme en France) fixe une valeur maximale à 0.5 µg·L⁻¹ de pesticides totaux pour les eaux de boisson. Les mesures urgentes prises par les entreprises chimiques valaisannes dès 2006 concernant les rejets industriels ont eu des effets significatifs mais atteignent leurs limites. Cette situation est donc satisfaisante du point de vue de la santé publique puisque la réglementation est respectée. Toutefois, l'interprétation de ces résultats doit se faire avec précaution car il est fort probable que d'autres substances actives - non suivies dans le programme de base - soient également présentes. Cela comprend entre autre les produits de dégradation (métabolites) des pesticides pour lesquels nous ne possédons à l'heure actuelle encore que très peu de données. De plus, l'évolution des pratiques agricoles et notamment l'abandon d'anciennes substances au profit de nouvelles molécules plus actives (par conséquent utilisées en quantités plus faibles) ne permet pas de conclure que le cocktail de pesticides rencontré en concentration globale plus faible est synonyme d'une diminution des effets écotoxicologiques de ces micropolluants sur l'environnement lacustre.

Les résultats détaillés des campagnes de mesures réalisées en mai et septembre 2010 sont donnés en annexe 2.





Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2010 at 4 depths.

La figure 3 montre plus spécifiquement l'évolution des concentrations pour les pesticides décelés en plus forte concentration entre les campagnes 2004-2010.

Parmi les 306 substances recherchées, 50 ont été détectées dans le lac au moins une fois lors des échantillonnages de mai et de septembre. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg·L⁻¹ par composé). Par rapport aux années précédentes, aucune nouvelle substance n'a été décelée en concentration significative. Sept substances ont été mesurées à des concentrations supérieures à 0.010 µg·L⁻¹ et représentent, à elles seules, plus de la moitié de la contamination en pesticides. Il s'agit des substances marquées en gras dans le tableau de l'annexe 2 (amidosulfuron, atrazine-deséthyl, azaconazole, éthoxysulfuron, foramsulfuron, metalaxyl et metolachlor). Plusieurs d'entre elles sont issues des rejets industriels; cela indique qu'un gain significatif peut être envisagé du côté des industries pour diminuer la charge totale en résidus phytosanitaires du Léman.



Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2010.



Pour la première fois, depuis le début du suivi des micropolluants (pesticides) par la CIPEL (1989), les teneurs en atrazine sont descendues en dessous des seuils de détection (<0.001 μ g·L⁻¹). Cette diminution a été progressive depuis l'interdiction de vente de l'atrazine dans l'UE en 2002 et en Suisse depuis 2008. Bien que l'atrazine ne soit plus décelable dans les eaux du Léman, on y retrouve encore des traces de ses nombreux produits de dégradation (voir annexe 2) ; en majorité l'atrazine-deséthyl comme illustré à la figure 4B.



Figure 4 : Evolution des concentrations en atrazine (A) et atrazine-deséthyl (B) depuis 2004 au centre du Léman à 1, 30, 100 et 305 m (station SHL2).



> Rivières

Le détail des résultats d'analyses des pesticides sur les rivières dans le cadre du programme complémentaire est donné dans les annexes 3a et 3b. Pour chaque rivière, le tableau récapitule les résultats mesurés lors de la campagne de prélèvement de novembre 2009 et de mai 2010. La situation d'une rivière à l'autre diffère énormément puisque les concentrations totales mesurées varient de 0.00 à 0.45 µg·L⁻¹. Bien que les échantillons ont été prélevés à des périodes très différentes pour une même rivière, les résultats d'analyses sont finalement assez comparables du point de vue de la charge totale en pesticides avec une tendance à la hausse pour le prélèvement du printemps. La seule exception est la Morges où une nette diminution a été constatée. En moyenne sur les deux campagnes, les herbicides représentent 80% des résidus retrouvés, le reste étant composé de fongicides (18%) et plus rarement d'insecticides (figure 5). En terme de charge pour le Léman, le Rhône est responsable de la plus grande partie des apports en produits phytosanitaires. Bien que beaucoup plus contaminée, la Venoge représente des quantités moindres en raison d'un débit près de 100 fois inférieur à celui du Rhône.





Figure 5 : Categories of pesticides found in the rivers.

Sur l'ensemble des rivières, 85 principes actifs différents ont été mis en évidence avec une valeur maximale à 0.147µg·L⁻¹. Dix-sept d'entre eux ont été mesurés à des concentrations supérieures à 0.010 µg·L⁻¹. Il s'agit des substances suivantes : atrazine, azaconazole, benthiavalicarb isopropyl, chloridazon, chlorotoluron, dimetomorph, dinoterb, diuron, flufenacet, foramsulfuron, isoproturon, metamitron, metolachlor, metoxuron, metribuzin, trifloxystrobin et terbuthylazine. Considérant qu'il s'agit dans la plupart des cas de prélèvements moyens sur 8 ou 24 heures, les concentrations instantanées peuvent être beaucoup plus élevées et, de ce fait, avoir des impacts toxicologiques non négligeables sur l'environnement.

4.3 Médicaments et inhibiteurs de corrosion (Annexes 4, 5 et 6, figure 6 et 7)

La liste des médicaments recherchés par le laboratoire TZW figure en annexe 4. En 2009, la méthode de dépistage avait été complétée avec 16 nouveaux principes actifs sur la base des données issues de « MedicBase » (base de données CIPEL sur l'utilisation des substances actives médicamenteuses). Cette année, seule la ticlopidine a été rajoutée dans la méthode de dépistage.

Léman

Les dernières recherches d'un grand nombre de résidus de médicaments dans le lac datent de juin 2005 et de novembre 2009. En 2006, la présence de carbamazépine, iohexol, ciprofloxacine et de norfloxacine avait été démontrée (EDDER *et al.*, 2006). En 2009, la présence de carbamazépine et d'agents de contraste (iohexol, iomeprol, iopamidol et iopromide) s'est confirmée ainsi que la mise en évidence de deux nouvelles substances non recherchées jusqu'alors : la gabapentine et la metformine. (ORTELLI *et al.*, 2010).

Les résultats analytiques détaillés des résidus de médicaments (campagne de mai 2010) sont résumés dans le tableau en annexe 5. Seules les substances pour lesquelles au moins un des échantillons est positif y figurent. Les résultats d'analyse de 2010 confirment parfaitement les précédents résultats avec entre autre la présence de carbamazepine, de gabapentine, d'agents de contraste (iohexol, iomeprol, iopamidol et iopromide) et de metformine. De surcroît, les niveaux de concentrations sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés en 2009.

Comme les années précédentes, quelques principes actifs de médicaments produits industriellement dans le bassin versant valaisan du Rhône ont été incorporés à la méthode de surveillance des pesticides. Les résultats détaillés des mesures réalisées en mai et septembre 2010 sont donnés en annexe 6. La ticlopidine (anticoagulant) et le carisprodol (relaxant musculaire) sont deux nouvelles substances qui ont été rajoutées en plus des cinq médicaments suivis habituellement par le SCAV de Genève. Les concentrations en carbamazepine et celles de mépivacaïne sont en légère hausse (figures 6 et 7). Le carisoprodol, nouvellement détecté, se retrouve également lors des deux campagnes à des concentrations élevées et avec une très nette augmentation entre mai et septembre. Ces substances médicamenteuses issues de rejets industriels doivent plus impérieusement faire l'objet d'une étroite surveillance.









Figure 7 : Evolution des concentrations en mépivacaïne depuis 2006 au centre du Léman à 1, 30, 100 et 305 m (station SHL2).

Figure 7 : Change in mepivacaine concentrations at 1, 30, 100 and 305 m since 2006 in the centre of Lake Geneva (SHL2).

- 72 -
> Rivières

Dans les rivières, 31 substances différentes ont été quantifiées en mai 2010 (voir annexe 5). Au même titre que pour les pesticides, les concentrations fluctuent énormément d'une rivière à l'autre et dépendent principalement de la population du bassin versant et de son débit. La Venoge et le Boiron de Morges sont à nouveau les rivières les plus impactées par les micropolluants en raison de leur faible débit et d'une nombreuse population du bassin versant. Bien que l'usage de médicaments est lié aux saisons, les résultats de mai 2010 diffèrent assez peu de ceux de 2009. Quatre nouvelles substances ont été détectées. Il s'agit du citalopram, de l'acide mefenamique, de la ticlopidine et du trimethoprim. Des teneurs élevées (>1 µg·L⁻¹) en metformine ont à nouveau été mises en évidence notamment dans la Venoge et le Boiron de Morges. Les études toxicologiques sur la metformine sont peu nombreuses, mais la PNEC est estimée à 101 µg L¹ (FEISSLI et CHÈVRE, 2010). Cette substance n'est donc probablement pas une menace pour les organismes aquatiques mais sa présence dans le Léman reste problématique du point de vue de l'approvisionnement en eau potable. La présence de plusieurs agents de contraste se confirme également avec les teneurs les plus élevées pour l'iomeprol. D'un point de vue toxicologique sur l'environnement, seules des valeurs concernant l'iopromide ont été trouvées qui ont permis de calculer une PNEC à 10 mg/L. Il faut toutefois noter qu'aucun test n'a été fait sur les poissons (CHÈVRE, 2007). Les connaissances doivent donc être complétées pour évaluer les impacts toxicologiques de ces nouveaux polluants.

> Perspectives

Les concentrations relativement élevées de certains de ces médicaments posent problème et nécessitent d'approfondir nos connaissances sur le sujet. La CIPEL envisage en 2011 une étude pour réaliser un bilan de flux de ces matières et ainsi de pouvoir modéliser l'évolution des teneurs en micropolluants dans le bassin lémanique. Cela donnera les bases nécessaires pour établir une stratégie adéquate d'un suivi et d'une réduction de ceux-ci.

De plus, une solution est en passe d'être trouvée afin d'avoir un laboratoire compétent et disponible dans le bassin lémanique pour effectuer un suivi plus régulier des micropolluants médicamenteux dans le bassin versant lémanique.

4.4 Triclosan, bisphénol-A, alkyl-phénols, benzotriazole et le methylbenzotriazole (tableau 4)

Le tableau 4 récapitule les valeurs mesurées lors de la campagne de mai 2010 sur le lac et les rivières. Ces résultats ont été obtenus en partie au SENE-NE et en partie au laboratoire TZW de Karlsruhe.

Pour rappel, le triclosan est un agent antibactérien utilisé dans les produits cosmétiques. Les données écotoxicologiques disponibles permettent de déterminer une PNEC algue de 0.05 µg L⁻¹ et une PNEC poisson de 2.5 µg·L⁻¹ (CHÈVRE, 2003). Le bisphénol A (4,4'-isopropylidene-diphenol) possède des propriétés œstrogéniques. Le bisphénol A est utilisé pour la fabrication industrielle (par polymérisation) de plastiques de type « polycarbonate » et de résines « époxy » et en particulier lors de l'élaboration d'objets en plastique comme les biberons. La PNEC en eau douce est de 1.6 µg L⁻¹ (EU RISK ASSESMENT REPORT, 2010). Les alkyl-phénols sont une vaste famille de produits qui ont été largement utilisés - entre autres - dans les détergents industriels et domestiques. Les alkyl-phénols possèdent des propriétés oestrogéniques aiguës (perturbateur endocrinien) et ont été inscrits comme substances dangereuses prioritaires au sens de la directive 2003/53/CE. Ils ont même été interdits (tout comme les éthoxylates de nonylphénols) d'emploi et de mise sur le marché depuis le 17 janvier 2005. Noter que les éthoxylates se dégradent en nonylphenols lors du traitement dans les STEP. Seule exception, l'utilisation industrielle au sein de systèmes fermés et contrôlés dans lesquels les déchets sont recyclés ou incinérés. Pour le nonylphénol, la PNEC mentionnée dans les études FISCHNETZ (CHÈVRE, 2003) est de 0.33 µg·L⁻¹ pour les algues et de 0.6 µg L⁻¹ pour les poissons. Pour le tert-octyl-phénol, la littérature indique une PNEC eau douce de 0.06 µg L⁻¹. Le benzotriazole et le methylbenzotriazole sont des agents anticorrosifs couramment employés comme additifs dans les circuits de refroidissement (industries, commerces) ainsi que dans les fluides hydrauliques et dans les fluides dégivreurs et anti-givre utilisés en aviation. Ils sont aussi utilisés dans les détergents à lave-vaisselles pour la protection de l'argenterie. Selon les données à disposition, une PNEC de 65 μ g·L⁻¹ a été calculée pour le benzotriazole (CHÈVRE, 2007).

Comparativement aux mesures d'octobre 2009, les valeurs sont stables ou à la hausse (en gras dans le tableau 4). Ce sont principalement les teneurs en iso-nonylphenols qui sont en augmentation et qui pour certaines dépassent la valeur de PNEC à $0.33 \ \mu g \cdot L^{-1}$. A noter que les résultats d'iso-nonylphenols ont été déterminés par deux laboratoires. Il y a une excellente corrélation entre les résultats des ces deux laboratoires à l'exception de ceux obtenus pour le Boiron de Morges. Ces derniers sont donc à interpréter avec précaution ; la valeur de $0.035 \ \mu g \cdot L^{-1}$ est d'avantage conforme aux valeurs acquises en 2009. Tout comme en 2009, on constate une augmentation significative des concentrations entre les prélèvements « Arve-Etrembières » et « Arve-Jonction ». Cela confirme qu'il y a une source importante de nonylphenols entre ces deux points (deux STEPs déversent leurs eaux dans l'Arve : Villette-GE et Annemasse-74) et qu'en dépit de leur interdiction récente, l'utilisation ou tout du moins le rejet de ces substances se poursuit. Des investigations complémentaires s'imposent pour identifier la source de ces rejets.

Les concentrations mesurées en Bisphenol A ont très fortement augmenté dans l'Arve à Etrembières. Toutefois, il est très étonnant que le prélèvement (en continu sur 24 heures) réalisé en aval (Arve - Jonction) le même jour n'en contienne pas alors que dans le Rhône à Chancy (bien plus en aval), on détecte à nouveau une forte teneur en Bisphenol A.

Tableau 4 : Concentrations en µg·L⁻¹ pour le triclosan, bisphénol-A, et alkyl-phénols dans le lac et rivières en mai 2010.

Lieu de prélèvement	Triclosan ^a	lso- Nonylphenols ^{a/b}	Tert- Octylphenols [♭]	Bisphenol A ^b	Benzotriazole ^b	4-methyl- benzotriazole ^b	5-methyl- benzotriazole ^b
Lac - SHL2 - 1 m	0.017	<0.015 / <0.025	<0.005	0.007	0.099	0.018	0.019
Lac - SHL2 - 30 m	0.015	<0.015 / <0.025	<0.005	0.008	0.099	0.019	0.019
Lac - SHL2 - 100 m	< 0.008	<0.015 / <0.025	<0.005	0.015	0.099	0.017	0.017
Lac - SHL2 - 305 m	< 0.008	<0.015 / <0.025	<0.005	0.009	0.110	0.015	0.016
Dranse	< 0.008	0.068 / 0.049	0.068	0.022	<0.010	<0.010	<0.010
Rhône Porte du Scex	< 0.008	0.338 / 0.350	0.014	0.028	0.048	0.034	0.044
Venoge	0.019	0.046 / <0.025	<0.005	<0.005	0.690	0.330	0.220
Boiron de Morges	0.018	0.035 / 0.310	<0.005	0.038	0.190	0.110	0.150
Rhône émissaire	< 0.008	<0.015 / <0.025	<0.005	0.015	0.090	0.016	0.019
Arve – Etrembières	0.010	0.268 / 0.130	<0.005	0.940	0.030	0.025	0.017
Arve – Jonction	0.015	0.482 / 0.500	<0.005	0.027	0.063	0.038	0.031
Rhône – Chancy	0.015	0.594 / 0.410	<0.005	0.370	0.110	0.037	0.032

Table 4 :	Concentrations in µg/L of triclosan, bisphenol A, and alkyl-phenols for lake and rivers in May 2010.
-----------	--

^a: Résultats du laboratoires SENE-NE

^b: Résultats du laboratoire TZW

Les concentrations en benzotriazole ont diminué de presque moitié depuis les dernières mesures en 2005 et 2006. Les concentrations mesurées dans le lac étaient assez homogènes aux différentes profondeurs avec une concentration moyenne située à ~0.2 μ g·L⁻¹ (EDDER *et al.*, 2006, EDDER *et al.*, 2007). La somme 4 et 5-methyl-benzotriazol (tolyltriazol) était située à ~0.05 μ g·L⁻¹. Cette valeur n'a donc pas diminué de manière significative. La diminution de la contamination en benzotriazole est probablement due à un changement des pratiques d'utilisation et le remplacement de cette substance par d'autres inhibiteurs de corrosion tel que le benzotriazole. Ces nouveaux composés devront être recensés et faire l'objet d'un suivi lors d'une prochaine campagne.

5. CONCLUSIONS

Les conclusions du programme de surveillance de base sont sans surprise et confirment les résultats de l'année précédente. Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent stables et relativement faibles. Celles-ci satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson au sens des diverses législations. Les concentrations en pesticides totaux se stabilisent depuis 2008 et oscillent entre 0.1 et 0.2 μ g·L⁻¹. Toutes les concentrations individuelles mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 μ g·L⁻¹ par composé). Par rapport aux années précédentes, aucun nouveau pesticide n'a été décelé en concentration significative.

Le programme élargi d'analyses (pesticides, médicaments, triclosan, bisphénol A, alkyl-phenols) réalisé sur le lac et les rivières en mai 2010 confirme les résultats du programme complémentaire de 2009. Certains médicaments (notamment la metformine, la gabapentine, la carbamazepine, le carisoprodol et les agents de contraste) sont à surveiller de près en raison des concentrations importantes qui ont pu être mesurées dans le lac ou dans les rivières. Les données écotoxicologiques de ces nouveaux micropolluants devront être complétées afin d'être en mesure de mieux évaluer tant les risques environnementaux qu'en matière d'eau potable. Du point de vue des pesticides, le Rhône reste le principal vecteur de micropolluants et justifie pleinement le programme de suivi continu mis en place à la Porte du Scex par les autorités valaisannes.

La détermination des alkyl-phénols a également confirmé les résultats inquiétants obtenus en 2009. Bien que depuis 2005 ces composés soient interdits d'utilisation, les concentrations mesurées portent manifestement à penser que ce n'est pas encore le cas. Plusieurs prélèvements montraient une teneur qui dépassait largement la valeur de la PNEC. Des mesures devraient être prises afin d'identifier les sources de ces rejets.

Les concentrations de micropolluants en rivière sont extrêmement variables. Sans pouvoir donner une image globale de la situation qui prévaut dans le bassin versant, les résultats des deux campagnes élargies de novembre 2009 et de mai 2010 montrent que l'on dispose de peu d'informations sur les flux de micropolluants. Un bilan de flux et une modélisation des micropolluants dans le bassin Lémanique est envisagé afin d'obtenir des bases solides pour améliorer le suivi des micropolluants et établir une stratégie de réduction aux points névralgiques.

- CHÈVRE, N. (2003) : Risk assessment of 6 different substances occuring in Swiss rivers, Teilprojekt 02/01, Fischnetz-publikation, Synthese Ökotox, EAWAG.
- CHÈVRE, N. (2007) : Estimation de l'écotoxicité des substances retrouvées dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 173-186.
- CIRCULAIRE 2007/23 du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire du 07.05.2007.
- DIRECTIVE CE/98/83 du Conseil du 3 novembre 1998 Journal officiel des Communautés européennes du 05.12.1998.
- DIRECTIVE 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau - Journal officiel des Communautés européennes du 24.12.2008.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S., CHEVRE, N. (2007) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 59-81.
- EUROPEAN UNION RISK ASSESSMENT REPORT BISPHENOL-A (2010) : http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Existing-chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/bisphenolareport325.pdf
- FEISSLI, V. et CHÈVRE, N. (2010) : Bilan de la metformine dans le lac Léman. Rapp.Faculté de Géosciences et Environnement, UNIL, Lausanne, 2010.
- LAZZAROTTO, J., NIREL, P. et RAPIN, F. (2011) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 31-63.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er janv. 2008) (Suisse).
- OMS (2006) : "Guidelines for Drinking-water Quality", first addendum to third edition", 3rd edition. Organisation Mondiale de la Santé, Geneva.
- OSEC (1995) Odonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires du 26 juin 1995 (Etat le 1er janvier 2009)
- ORTELLI, D., EDDER, P. et CORVI, C. (2004) : Multiresidue analysis of 74 pesticides in fruits and vegetables by liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry. Anal. Chim. Acta, 520, 33-45.
- ORTELLI, D., EDDER, P. et COGNARD, E. (2006) : Recent advances in pesticides residues analysis in food and in environmental samples. Trav. Chim. Alim. Hyg., 97, 275-287
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER, S. (2010) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 57-76.
- STRAWCZYNSKI, A. (2011) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 191-198.

Produits phytosanitaires recherchés.

Pesticides (crop treatments) surveyed.

	Substance	Туре	Numéro CAS	LQ [µg·L⁻¹]
1	2,4-D *	Herbicide	94-75-7	**
2	3-hydroxy-carbofuran	Insecticide	16655-82-6	**
3	Acetamiprid	Insecticide	135410-20-7	0.001
4	Acetochlor	Herbicide	34256-82-1	0.02
5	Acibenzolar-S-methyl	Régulateur de croissance	135158-54-2	0.001
6	Aclonifen	Herbicide	74070-46-5	0.01
7	Alachlor	Herbicide	15972-60-8	0.005
8	Aldicarb	Insecticide	116-06-3	0.001
9	Aldicarb sulfoxide	Fongicide	1646-87-3	0.001
10	Aldoxycarb (Aldicarb sulfone)	Insecticide	1646-88-4	0.001
11	Amidosulfuron	Herbicide	120923-37-7	0.001
12	Amitrole	Herbicide	61-82-5	0.001
13	Anilazine *	Fongicide	101-05-3	0.005
14	Asulam	Herbicide	3337-71-1	0.001
15	Atrazine	Herbicide	1912-24-9	0.001
16	Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	2163-68-0	0.001
17	Atrazine-desethyl	Herbicide	6190-65-4	0.001
18	Atrazine-desethyl-2-hydroxy	Herbicide	19988-24-0	0.001
19	Atrazine-desethyl-desisopropyl	Herbicide	3397-62-4	0.001
20	Atrazine-desisopropyl	Herbicide	1007-28-9	0.001
21	Azaconazole	Fongicide	60207-31-0	0.001
22	Aziprotryne	Herbicide	4658-28-0	0.001
23	Azoxystrobin	Fongicide	131860-33-8	0.001
24	Benalaxyl	Fongicide	71626-11-4	0.001
25	Bendiocarb	Insecticide	22781-23-3	0.001
26	Benfuracarb	Insecticide	82560-54-1	0.02
27	Benodanil	Insecticide	15310-01-7	0.01
28	Benoxacor	Herbicide	98730-04-2	0.01
29	Bentazon	Herbicide	25057-89-0	0.001
30	Bentniavalicarb isopropyi	Fongicide	177406-68-7	0.001
31	Benzoximate	Acaricide	29104-30-1	0.005
32	Bilenox	Ferdicide	42376-02-3	0.02
24	Bitertario	Fongicide	100425 05 6	0.001
35	Bromacil	Herbicide	314_40_9	0.001
36	Bromuconazole	Fongicide	116255-48-2	0.001
37	Bunirimate	Fongicide	41483-43-6	0.001
38	Buprofezin	Insecticide	69327-76-0	0.001
39	Butafenacil *	Herbicide	134605-64-4	**
40	Butocarboxim	Insecticide	34681-10-2	0.001
41	Carbary	Insecticide	63-25-2	0.001
42	Carbendazim	Fongicide	10605-21-7	0.001
43	Carbetamide *	Herbicide	16118-49-3	**
44	Carbofuran	Insecticide	1563-66-2	0.001
45	Carboxin	Fongicide	5234-68-4	0.001
46	Carfentrazone *	Herbicide	128639-02-1	**
47	Carfentrazone-ethyl *	Herbicide	128639-02-1	**
48	Chinomethionat *	Fongicide	2439-01-2	**
49	Chlorbromuron	Herbicide	13360-45-7	0.001
50	Chlorfenapyr	Acaricide	122453-73-0	0.02
51	Chlorfluazuron	Insecticide	71422-67-8	0.001
52	Chloridazon	Herbicide	1698-60-8	0.001
53	Chlorotoluron	Herbicide	15545-48-9	0.001
54	Chloroxuron	Herbicide	1982-47-4	0.001
55	Cinidon-ethyl *	Herbicide	142891-20-1	**
56	Clethodim	Herbicide	99129-21-2	0.001
57	Clodinafop-propargyl	Herbicide	105512-06-9	0.02
58	Clofentezine	Acaricide	74115-24-5	0.1
59	Clomazone	Herbicide	81777-89-1	0.001
60	Clopyralid	Herbicide	1702-17-6	0.1
61	Cloquintocet-mexyl ester	Herbicide	99607-70-2	0.001
62	Clothianidin *	Insecticide	210880-92-5	**
63	Cyanazin	Herbicide	21725-46-2	0.001

64	Cyazofamid *	Fongicide	120116-88-3	**
65	Cyclosulfamuron	Herbicide	136849-15-5	0.001
66	Cvcloxvdim	Herbicide	101205-02-1	0.001
67	Cymoxanil	Fongicide	57966-95-7	0.001
68		Fongicide	113096-99-4	0.001
69	Cyprodinil	Fongicide	121552-61-2	0.001
70	Demeton-S-methyl	Insecticide	010-86-8	0.02
70	Demotor S mothyl sulfon	Insecticide	17040 10 6	0.02
71		Harbisida	1014 60 2	**
72	Disforthiuron	Incontinida	1014-09-3	0.1
73		Harbisida	1018 00 0	0.1
74		Métabalita	1916-00-9	0.001
75	Dichleman D	Metabolite	2000-30-4	0.001
76	Dichlorprop-P	Herbicide	15165-67-0	0.001
//	Diclobutrazol	Fongicide	/5/36-33-3	0.001
78	Dicrotopnos	Insecticide	141-66-2	0.001
79		Fongicide	87130-20-9	0.02
80	Difenoconazol	Fongicide	119446-68-3	0.001
81	Difenoxuron	Herbicide	14214-32-5	0.001
82	Diflubenzuron	Insecticide	35367-38-5	0.01
83	Diflufenican	Herbicide	83164-33-4	0.001
84	Dimefuron	Herbicide	34205-21-5	0.001
85	Dimethachlor	Herbicide	50563-36-5	0.001
86	Dimethenamid	Herbicide	87674-68-8	0.001
87	Dimethoate	Insecticide	60-51-5	0.001
88	Dimethomorph	Fongicide	110488-70-5	0.001
89	Dimetilan	Insecticide	644-64-4	0.001
90	Diniconazole	Fongicide	83657-24-3	0.001
91	Dinoseb	Herbicide	88-85-7	0.1
92	Dinoterb	Herbicide	1420-07-1	0.001
93	Dioxacarb	Insecticide	6988-21-2	0.001
94	Diphenylamine	Insecticide	122-39-4	0.001
95	Disulfoton	Insecticide	298-04-4	0.1
96	Diuron	Herbicide	330-54-1	0.001
97	Dodemorph	Fongicide	1593-77-7	0.005
98	EPN *	Insecticide	2104-64-5	**
99	Epoxiconazole	Fongicide	106325-08-0	0.001
100	Etaconazole	Fongicide	60207-93-4	0.001
101	Ethiofencarb	Insecticide	29973-13-5	0.001
102	Ethoxyquin	Fongicide	91-53-2	0.05
103	Ethoxysulfuron	Herbicide	126801-58-9	0.001
104	Fenamidone	Fongicide	161326-34-7	0.001
105	Fenamiphos	Nematicide	22224-92-6	0.001
106	Fenamiphos-sulfone *	Nematicide	31972-44-8	**
107	Fenamiphos-sulfoxyde *	Nematicide	31972-43-7	**
108	Fenarimol	Fongicide	60168-88-9	0.001
109	Fenazaguin	Acaricide	120928-09-8	0.02
110	Fenbuconazole	Fongicide	114369-43-6	0.001
111	Fenhexamide	Fongicide	126833-17-8	0.001
112	Fenobucarb	Insecticide	3766-81-2	0.001
113	Fenoxaprop-ethyl *	Herbicide	82110-72-3	**
114	Fenoxycarb	Insecticide	79127-80-3	0 005
115	Fenpiclonil	Fongicide	74738-17-3	0.001
116	Fennropathrin	Insecticide	64257-84-7	0.02
117	Fenpropidin	Fongicide	67306-00-7	0.02
118	Fennronimornh	Fongicide	67564-91-4	0.001
110	Fennyroximat	Acaricide	134098-61-6	0.001
120	Fensulfothion *	Nematicide	115_00_2	**
120	Fenthion-oxon *	Insecticide	6552-12.1	**
121	Fenthion-oxon-sulfone *	Insecticide	1/1086-35 2	**
100	Fenthion-sulfone *	Insecticide	3761 /2 0	**
120		Insecticide	3761 44 0	**
124	Fenuron	Horbioida	3/01-41-9 101 40 9	0.001
120	Einropil		101-42-0	0.001
120		II ISECUCIDE	120008-37-3	0.02
12/			104040-78-0	0.01
128		Insecticide	158062-67-0	0.007
129		Herbicide	145/01-23-1	0.005
130		Herbicide	69335-91-7	**
131	Fluazitop-butyl	Herbicide	79241-46-6	0.001

132	Fluazinam	Fongicide	79622-59-6	0.001
133	Flucycloxuron	Acaricide	94050-52-9	0.02
134	Fludioxonil	Fongicide	131341-86-1	0.02
135	Flufenacet	Herbicide	142459-58-3	0.001
136	Flufenoxuron	Insecticide	101463-69-8	0.001
137	Fluoxastrobin	Fongicide	193740-76-0	0.001
137	Flup routeron mothyl oodium	Horbisido	144740 54 5	0.001
130		Ferbicide	144740-04-0	0.01
139	Fiuquinconazoie	Fongicide	136426-54-5	0.02
140	Flurochloridone *	Herbicide	61213-25-0	**
141	Fluroxypyr	Herbicide	69377-81-7	0.005
142	Fluroxypyr-meptyl *	Herbicide	81406-37-3	**
143	Flurprimidol	Herbicide	56425-91-3	0.001
144	Flurtamone	Herbicide	96525-23-4	0.001
145	Flusilazole	Fongicide	85509-19-9	0.001
146	Flutolanil	Fongicide	66332-96-5	0.001
147	Flutriafol	Fongicide	76674-21-0	0.001
148	Foramsulfuron	Herbicide	173159-57-4	0.001
149	Fosthiazate *	Nematicide	98886-44-3	**
150	Fuberidazole	Fongicide	003878-19-1	0.001
150	Furslavy	Fongicide	57646 30 7	0.001
151	Fuldaxyi	Foligicide	57040-50-7	0.001
152		insecticide	00000.01.30-4	0.001
153	Haloxytop *	Herbicide	69806-34-4	**
154	Haloxyfop-methyl	Herbicide	69806-40-2	0.001
155	Hexaconazole	Fongicide	79983-71-4	0.001
156	Hexaflumuron	Insecticide	86479-06-3	0.001
157	Hexythiazox	Acaricide	78587-05-0	0.02
158	Imazalil	Fongicide	35554-44-0	0.001
159	Imidacloprid	Insecticide	105827-78-9	0.005
160	Indoxacarb	Insecticide	173584-44-6	0.02
161	lodosulfuron-methyl	Herbicide	185119-76-0	0.001
162		Herbicide	1689-83-4	0.001
162	Incovolicente	Fangieide	140002 47 7	0.05
103		Foligicide	140923-17-7	0.05
164	Isazophos	Insecticide	42509-80-8	0.001
165	Isoproturon	Herbicide	34123-59-6	0.001
166	Lenacil	Herbicide	2164-08-1	0.001
167	Linuron	Herbicide	330-55-2	0.001
168	Lufenuron	Insecticide	103055-07-8	0.001
169	Mandipropamid	Fongicide	374726-62-2	0.001
170	MCPA	Herbicide	94-74-6	0.02
171	МСРВ	Herbicide	94-81-5	0.1
172	Mecarbam	Insecticide	2595-54-2	0.1
173	Mecoprop	Herbicide	7085-19-0	0.001
174	Menaninyrim	Fongicide	110235-47-7	0.001
174	Merahaa *	Llorbisido	110200-47-7	**
175	Merphos	Herbicide	150-50-5	
1/6	Mesosulfuron-methyl *	Herbicide	208465-21-8	
177	Metalaxyl	Fongicide	5/837-19-1	0.001
178	Metamitron	Herbicide	41394-05-2	0.001
179	Metazachlor *	Herbicide	67129-08-2	**
180	Metconazole	Fongicide	125116-23-6	0.001
181	Methabenzthiazuron	Herbicide	18691-97-9	0.001
182	Methamidophos *	Insecticide	10265-92-6	**
183	Methiocarb	Insecticide	2032-65-7	0.001
184	Methomyl	Insecticide	16752-77-5	0.001
185	Methoprotryne *	Herbicide	841-06-5	**
186	Methoxyfenozide	Insecticide	161050-58-4	0.001
193	Metobromurop	Herbicide	3060-80.7	0.001
107	Metolachlor	Herbieide	51010-03-1	0.001
100			01210-40-2	0.001
189		insecticide	1129-41-5	0.01
190	Metosulam	Herbicide	139528-85-1	0.001
191	Metoxuron	Herbicide	19937-59-8	0.001
192	Metribuzin	Herbicide	21087-64-9	0.001
193	Metsulfuron-methyl	Herbicide	74223-64-6	0.001
194	Monocrotophos	Insecticide	6923-22-4	0.001
195	Monolinuron	Herbicide	1746-81-2	0.001
196	Monuron	Herbicide	150-68-5	0.001
197	Mvclobutanil	Fonaicide	88671-89-0	0.001
102	N-(2.4-dimethylphenyl)formamide *	Métabolito	60307-77 5	**
190		wielabuille	00001-11-0	I

100	N-2,4-dimethylphenyl-N'-		00000 74 0	**
199		Herbicide	33089-74-6	0.001
200	Neburon	Herbicide	555-37-3	0.001
201	Nicosulfuron	Herbicide	111001 00 4	0.005
202	Nitenpyram *		150824-47-8	**
203	Norflurazon	Herbicide	27314_13_2	0.001
204	Novaluran *	Insocticido	116714 /6 6	**
200	Nuarimol	Fongicido	63284 71 0	0.001
200	Omethoate	Insecticide	1113 02 6	0.001
207	Orbençarb	Horbicido	34622 58 7	0.02
200	Orthosulfamuron	Herbicide	213464-77-8	0.001
200	Orvzalin	Herbicide	19044-88-3	0.001
210	Oradiazon	Herbicide	19666-30-9	0.001
211	Oxadiazon	Fongicide	77732-00-3	0.001
212	Oxamid		23135-22-0	0.02
213		Insecticide	301_12_2	0.02
214	Paclobutrazol	Régulateur de croissance	76738-62-0	0.001
210	Penconazole	Fongicide	66246-88-6	0.001
210	Pencycuron	Fongicide	66063-05-6	0.001
217	Pendimethalin	Horbicido	40487 42 1	0.001
210	Pendimetrialin	Herbicide	12694 62 4	0.005
219	Phenthoat	Insecticide	2507-03-7	0.003
220	Bhosalana	Insecticide	2310 17 0	0.001
221	Phosmot ovon *	Insecticide	3735 33 0	**
222	Phosinet-oxon Deavim *	Insecticide	14916 19 2	**
223	Picovystrobin	Fongicido	117/28 22 5	0.001
224	Picoxystrobin	Insecticide	23103 08 2	0.001
225	Pirimicarb Dirimicarb desmothyl *	Métabolito	20103-90-2	**
220	Pirimicarb desmethyl formamido *	Métabolite	27218 04 8	**
227	Protilachlor	Herbicide	51218 40 6	0.001
220	Prechloroz	Fangioida	67747-00-5	0.001
229	Promocarb	Insecticide	2631 37 0	0.001
230	Promotivin	Horbicido	7287 10 6	0.001
231	Propachlor	Herbicide	1018 16 7	0.001
232	Propagal	Fangioida	1910-10-7	0.001
233	Propanil	Forigicide	24579-75-5	0.001
234	Propaguizaton	Herbicide	111/79-05-1	0.02
235	Propagaizatop	Acaricide	2312 35 8	0.02
230	Propazine	Herbicide	130-40-2	0.001
238	Propetamphos		31218-83-4	0.02
230	Propham	Herbicide	122-42-0	0.001
200	Propiconazole	Fongicide	60207-90-1	0.001
240	Proposur		114-26-1	0.001
242	Propoxycarbazone-sodium	Herbicide	181274-15-7	0.01
243	Propylene thiourea (PTLI) *	Métabolite	2122-19-02	**
240	Propyzamide	Herbicide	23950-58-5	0.001
245	Proquinazid	Fongicide	189278-12-4	0.005
246	Prosulfocarb	Herbicide	52888-80-9	0.000
247	Pymetrozine	Insecticide	123312-89-0	0.001
248	Pyraclostrobin	Fongicide	175013-18-0	0.001
249	Pyraflufen *	Herbicide	129630-17-7	**
250	Pyridaben	Insecticide	96489-71-3	0.01
251	Pyrifenox	Fongicide	88283-41-4	0.001
252	Pyriftalid	Herbicide	135186-78-6	0.001
253	Pyrimethanil	Fongicide	53112-28-0	0.001
254	Pyriproxyfen	Insecticide	95737-68-1	0.005
255	Quizalofop-P-Fthvl	Herbicide	100646-51-3	0.01
256	Sectumeton	Herbicide	26259-45-0	0.001
257	Simazine	Herbicide	122-34-9	0.001
258	Simazine-2-hydroxy	Herbicide	2599-11-3	0.001
250	Spinosad	Insecticide	168316-95-8	0.001
260	Spirodiclofen	Acaricide	148477-71-8	0.02
261	Spiroxamine	Fongicide	118134-30-8	0.02
262	Sulfometuron-methyl	Herbicide	74222-97-2	0.001
263	Sulfosulfuron	Herbicide	141776-32-1	0.001
264	Tebuconazole	Fongicide	107534-96-3	0.01
265	Tehufenozide	Insecticide	112410-23-8	0.001
200	1000102100	insecticide	112-110-20-0	0.00

266	Tebufenpyrad	Acaricide	119168-77-3	0.001
267	Tebutam	Herbicide	35256-85-0	0.001
268	Teflubenzuron	Insecticide	83121-18-0	0.001
269	Tepraloxydim	Herbicide	149979-41-9	0.001
270	Terbacil	Herbicide	5902-51-2	0.02
271	Terbufos	Insecticide	13071-79-9	0.01
272	Terbumeton	Herbicide	33693-04-8	0.001
273	Terbuthylazine	Herbicide	5915-41-3	0.001
274	Terbuthylazine-2-hydroxy	Herbicide	66753-07-9	0.001
275	Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	30125-63-4	0.001
276	Terbutryn	Herbicide	886-50-0	0.001
277	Tetraconazole	Fongicide	112281-77-3	0.001
278	Thiabendazole	Fongicide	148-79-8	0.001
279	Thiacloprid	Insecticide	111988-49-9	0.001
280	Thiamethoxam	Insecticide	153719-23-4	0.02
281	Thifensulfuron-methyl	Herbicide	79277-27-3	0.001
282	Thiobencarb	Herbicide	28249-77-6	0.001
283	Thiocyclam hydrogen oxalate	Insecticide	31895-22-4	0.02
284	Thiodicarb	Insecticide	59669-26-0	0.001
285	Thiofanox	Insecticide	39196-18-4	0.001
286	Thiophanate ethyl	Fongicide	23564-06-9	0.1
287	Thiophanate methyl	Fongicide	23564-05-8	0.1
288	Tolclofos-methyl	Fongicide	57018-04-9	0.1
289	Topramezone *	Herbicide	210631-68-8	**
290	Tralkoxydim *	Herbicide	87820-88-0	**
291	Triadimefon	Fongicide	43121-43-3	0.001
292	Triadimenol	Fongicide	55219-65-3	0.001
293	Triasulfuron	Herbicide	82097-50-5	0.001
294	Tribenuron-methyl	Herbicide	101200-48-0	0.02
295	Triclopyr	Herbicide	55335-06-3	0.1
296	Tricyclazole	Fongicide	41814-78-2	0.001
297	Trifloxystrobin	Fongicide	141517-21-7	0.001
298	Trifloxysulfuron	Herbicide	145099-21-4	0.001
299	Triflumizole	Fongicide	68694-11-1	0.001
300	Triflumuron	Insecticide	64628-44-0	0.001
301	Triflusulfuron methyl *	Herbicide	126535-15-7	**
302	Triforine	Fongicide	26644-46-2	0.01
303	Trinexapac-ethyl	Herbicide	95266-40-3	0.001
304	Triticonazol *	Fongicide	131983-72-7	**
305	Tritosulfuron *	Herbicide	142469-14-5	**
306	Vamidothion	Insecticide	2275-23-2	0.001

* : Substances nouvellement introduites dans la méthode d'analyse HPLC-MS/MS. ** : Aucune valeur, substances non validées.

Produits phytosanitaires décelés dans le Léman à SHL2, prélèvement du 17.05.2010 et du 22.09.2010 Pesticides detected in the Lake Geneva at SHL2, sampling of 17 Mai and 22 September 2010.

Concentration en µg·L ⁻¹			17.05	.2010			22.0	9.2010	
Pesticides	Туре	1m	30m	100m	305m	1m	30m	100m	305m
Acetochlor	Herbicide							0.007	
Acibenzolar-S-methyl	Fongicide						0.002	0.004	0.001
Ametryn	Herbicide						0.001	0.002	0.001
Amidosulfuron	Herbicide	0.006		0.005	0.006	0.002	0.002	0.010	0.007
Atrazine	Herbicide	0.004	0.005	0.005	0.007	0.000	0.000	0.000	0.000
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	0.004	0.005	0.004	0.007	0.002	0.003	0.005	0.002
Atrazine-deséthyl	Herbicide	0.009	0.010	0.009	0.014	0.010	0.011	0.006	0.012
Atrazine-deséthyl-desisopropyl	Herbicide						0.001	0.002	0.001
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.004	0.006	0.002
Azaconazole	Fongicide	0.005	0.007	0.010	0.009				
Azoxystrobin	Fongicide						0.001	0.001	
Bentazon	Herbicide								0.001
Carbendazim	Fongicide							0.001	
Chlorotoluron	Herbicide	0.002	0.003	0.003	0.003		0.001	0.004	0.002
Cycloxydim	Herbicide				0.001				0.001
Cyproconazole	Fongicide					0.001	0.002	0.004	0.001
Cyprodinil	Fongicide							0.001	
Dicyclanil	Insecticide					0.000	0.000	0.001	0.001
Dimethachlor	Herbicide			0.002	0.001		0.001	0.002	0.001
Dimethomorph	Fongicide							0.001	
Dinoterb	Herbicide				0.005				
Diuron	Herbicide	0.004	0.003	0.003	0.002	0.001	0.002	0.003	0.001
Ethoxysulfuron	Herbicide	0.003	0.002		0.002	0.011	0.021	0.023	0.032
Fenarimol	Fongicide				0.001		0.001	0.002	0.001
Fenobucarb	Insecticide					0.001	0.001	0.002	0.001
Foramsulfuron	Herbicide	0.008	0.009	0.010	0.019	0.009	0.013	0.016	0.027
Furalaxyl	Fongicide							0.001	0.001
lodosulfuron-methyl	Herbicide	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.003	0.003	0.004
Isoproturon	Herbicide	0.001	0.001	0.002	0.001		0.001	0.002	0.001
Linuron	Herbicide							0.001	
Metalaxyl	Fongicide	0.010	0.012	0.011	0.010	0.019	0.022	0.034	0.044
Methamidophos	Insecticide	0.001	0.001	0.001	0.001				
Metobromuron	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001		0.001	0.001	0.001
Metolachlor	Herbicide	0.009	0.008	0.006	0.014	0.003	0.005	0.007	0.009
Metsulfuron-methyl	Herbicide							0.001	
Monolinuron	Herbicide		0.001	0.001	0.002		0.001	0.002	0.001
Monuron	Herbicide						0.001	0.001	
Penconazol	Fongicide							0.001	
Prometryn	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001		0.001	0.002	0.001
Propiconazole	Fongicide	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.004	0.002
Propoxur	Insecticide							0.001	
Pymetrozine	Insecticide						0.001	0.002	0.002
Secbumeton	Herbicide							0.001	
Simazine	Herbicide	0.004	0.004	0.004	0.004	0.002	0.004	0.007	0.002
Simazine-2-hydroxy	Herbicide						0.001	0.001	
Terbumeton	Herbicide						0.001	0.001	
Terbuthylazine	Herbicide	0.002	0.002	0.001	0.003	0.005	0.005	0.007	0.008
Terbuthylazine-2-hvdroxv	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.004	0.006	0.002
Terbuthylazine-desethyl	Herbicide	0.002	0.002	0.002	0.002		0.003	0.004	0.001
Terbutryn	Herbicide						0.001	0.001	0.001
Somme des pesticides		0.084	0.084	0.088	0.125	0.073	0.124	0.194	0.175

Produits phytosanitaires décelés dans les rivières, prélèvement du 18 novembre 2009 et du 17 mai 2010 Pesticides detected in the rivers, sampling of 18 November 2009 and 17 Mai 2010.

Pesticides en µg·L ⁻¹	Dra	inse	Rhe Porte c	ône Iu Scex	Ven	oge	Boirc Mor	on de ges	Rhá émis	ône saire
	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010
Amidosulfuron									0.006	0.004
Atrazine			0.001		0.021	0.002	0.016	0.004	0.013	0.005
Atrazine-2-hvdroxv					0.006	0.005	0.003	0.007	0.003	0.004
Atrazine-desethyl			0.001		0.012	0.007	0.003	0.017	0.007	0.005
Atrazine-desethyl-desisopropyl					0.001			0.001	0.001	
Atrazine-desisopropyl				0.002		0.007		0.004		0.004
Azaconazole				0.017		0.002		0.002		0.007
Azoxystrobin				0.002	0.003		0.001		0.001	
Bentazon						0.007		0.010		
Benthiavalicarb isopropyl					0.053			0.002		
Boscalid (Nicobifen)					0.004	0.004				
Bupirimate					0.003					
Buprofezin					0.001					
Carbendazim					0.003		0.001		0.001	
Chloridazon					0.001	0.061	0.001	0.057		
Chlorotoluron					0.024		0.003		0.001	0.001
Cinidon-ethyl										0.001
Clomazone					0.001					
Cyproconazole			0.001		0.001		0.001		0.002	0.001
Cyprodinil			0.002	0.002	0.002					
Dichlorobenzamide-2.6			0.001		0.005		0.001		0.002	
Difenoconazol			0.002		0.001					
Diflufenican					0.001		0.001			
Dimefuron							0.001			
Dimethachlor				0.003	0.012		0.001		0.002	
Dimethenamid				0.000	0.0.1	0 005			0.001	
Dimethomorph					0.089	0.000		0.002		
Dinoseb				0.005					0.001	
Dinoterb			0.002	0.032					0.001	0.002
Diuron			0.001		0.032	0.002	0.003	0.003	0.002	0.003
Epoxiconazole						0.007	0.001			
Ethofumesate						0.006				
Fenamidone							0.001			
Fenarimol									0.001	
Fenhexamide					0.001					
Fipronil					0.001		0.001			
Flazasulfuron				0.001						
Flufenacet					0.003	0.028	0.001			
Fluoxastrobin							0.001			
Flusilazole					0.003					
Foramsulfuron			0.001						0.004	0.008
Furalaxyl					L		L		0.001	
Imazalil			0.002		<u></u>		<u></u>			
Iodosulfuron-methvl									0.001	0.002
Iprovalicarb					0.002				0.001	
Isoproturon			0.001		0.027	0.003	0.031	0.002	0.001	
Lenacil						0.003	0.001			
Linuron			<u> </u>	0.002	<u> </u>	0.002	0.002		<u></u>	
Mandipropamid			0.001							
MCPA					L		0.001		0.001	
Mecoprop			0.001		0.004		0.005		0.002	
Metalaxyl					0.006		2.000	0.006	0.01	0,006
Metamitron		0.008	<u> </u>			0.061	<u> </u>	0.015		
Metazachlor					0 001		0 002			
Metconazole					0.001		0.002			
Methamidophos					0.002		0.001		0.004	0,001
Methoxyfenozide					0.001					
Metobromuron					0.001				0.001	
Metolachlor					0.005	0 147	0 004	0.120	0.002	0.008
				1	0.000	V. 141	0.004	0.120	0.002	5.000

Pesticides en µg·L ⁻¹	Dra	nse	Rho Porte d	ône lu Scex	Ven	ioge	Boirc Moi	on de rges	Rh émis	ône saire
	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010
Metoxuron			0.001			0.043				
Metribuzin				0.006	0.001	0.032				
Napropamide					0.004		0.003			
Nicosulfuron					0.001		0.001			
Penconazol					0.002				0.001	
Phosalone						0.002				
Pirimicarb						0.002				
Prometryn									0.001	0.001
Propamocarb					0.002					
Propiconazole	0.001		0.006	0.004	0.002		0.001		0.004	0.001
Propoxur							0.001			
Pymetrozine			0.001	0.003					0.001	
Simazine					0.002	0.002	0.005	0.001	0.003	0.003
Simazine-2-hydroxy					0.001					
Tebuconazole					0.001		0.002			
Terbuthylazine				0.002	0.008	0.005	0.002	0.003	0.006	0.001
Terbuthylazine-2-hydroxy	0.001				0.006		0.002	0.002	0.002	0.001
Terbuthylazine-desethyl			0.001	0.001	0.003		0.001	0.001	0.002	0.002
Terbutryn					0.001		0.001		0.001	
Thiabendazole			0.003		0.001					
Thiodicarb									0.007	
Triclopyr							0.001			
Trifloxystrobin					0.032			0.006		
Triflusulfuron-methyl						0.006				
Somme pesticides	0.002	0.008	0.029	0.082	0.399	0.451	0.107	0.265	0.100	0.071

Produits phytosanitaires décelés dans les rivières, prélèvement du 18 novembre 2009 et du 17 mai 2010. Pesticides detected in the rivers, sampling of 18 November 2009 and 17 Mai 2010.

Pesticides en µg·L⁻¹	Ar Etrem	ve bières	Ar Jone	ve ction	Rh Cha	ône ancy	Mor	ges
	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010	11.2009	05.2010
2,4-D							0.001	
Amidosulfuron					0.005	0.003		
Atrazine	0.001		0.001		0.010	0.002	0.044	0.003
Atrazine-2-hydroxy					0.002	0.004	0.005	0.005
Atrazine-desethyl	0.001		0.001		0.007	0.007	0.015	0.009
Atrazine-desethyl-desisopropyl					0.001		0.001	
Atrazine-desisopropyl						0.002		0.003
Azaconazole		0.004		0.003		0.002		
Azoxystrobin		0.001		0.002	0.001		0.001	
Bentazon								0.003
Boscalid (Nicobifen)					0.001			
Carbendazim			0.002		0.001		0.001	
Chloridazon	0.004				0.000	0.004	0.003	0.003
Chlorotoluron	0.001			-	0.002	0.001	0.120	0.001
Cyproconazole					0.002		0.002	
Dichlorobenzamide-2,6				-	0.003		0.004	
Dimeturon					0.000		0.001	
Dimetnachior			0.001		0.002	0.004	0.009	0.004
Dinotero		0.001	0.001		0.002	0.004	0.046	0.004
Diuron		0.001			0.003	0.001	0.046	0.001
Ethoxyculfuron					0.001	0.002	0.002	
Einoxysulluron			0.001		0.001	0.003	0.001	
Fipioliii			0.001		0.005	0.010	0.001	
Furaloxyd					0.005	0.010		
					0.001	0.002		
Isoproturon	0.001				0.001	0.002	0.020	0.001
	0.001				0.001		0.030	0.001
MCPA					0.001		0.001	
Mecoprop	0.001		0.001		0.002		0.001	
Metalaxyl	0.001		0.001		0.002	0.006	0.004	
Metamitron					0.010	0.000		0.008
Metazachlor							0.001	0.000
Metconazole							0.001	
Methamidophos			0.001		0.003		0.001	
Methoxyfenozide							0.001	
Metolachlor		0.001		0.002	0.002	0.010	0.005	0.013
Metribuzin				0.004				
Napropamide							0.001	
Nicosulfuron							0.001	
Prometryn					0.001			
Propiconazole	0.001		0.001		0.003	0.001	0.001	
Simazine					0.003	0.002	0.001	
Simazine-2-hydroxy							0.001	
Tebuconazole					0.001		0.001	
Terbuthylazine					0.007	0.001	0.048	0.001
Terbuthylazine-2-hydroxy					0.002		0.003	0.001
Terbuthylazine-desethyl					0.002	0.001	0.002	
Terbutryn					0.001		0.001	
Triclopyr							0.002	
Trifloxystrobin								
Somme pesticides	0.006	0.007	0.009	0.011	0.087	0.062	0.362	0.056

Médicaments, inhibiteurs de corrosion et perturbateurs endocriniens recherchés. Drugs, anticorrosive agents and endocrine disruptors surveyed.

	LQ [ng·L ⁻¹]		LQ [ng·L ⁻¹]
analgesics, antipyretics, antiphlogistics, anti	rheumatics :	Antibiotics :	
diclofenac	10	amoxicillin	20
dimethylaminophenazone	10	anhydro-erythromycin	10
fenoprofen	10	azithromycin	10
ibuprofen	10	chloroamphenicol	10
indometacine	10	chlorotetracycline	20
ketoprofen	10	ciprofloxacin	20
mefenamic acid	10	clarithromycin	10
naproxen	10	clindamycin	10
paracetamol	10	cloxacillin	20
phenacetin	10	dapsone	10
pnenazone	10	dicioxacillin	20
propypnenazone	10	doxycycline	20
bypolinidemic agents :	20	enroflovacin	20
atoryastatin	10	enthromycin	10
bezafibrate	10	furazolidone	10
clofibric acid	10	meclocycline	20
etofibrate	10	metronidazole	10
fenofibrate	10	nafcillin	20
fenofibric acid	10	norfloxacin	20
gemfibrozil	10	ofloxacin	20
pravastatin	10	oleandomycin	10
simvastatin	10	oxacillin	20
antiepileptics/anticonvulsants :		oxytetracycline	20
carbamazepine	10	penicillin G	20
gabapentin	10	penicillin V	20
vasodilators:	40	ronidazole	10
pentoxityiline	10		10
atopolol	10	spiramycin	10
hetavolol	10	sulfadimidino	10
bisoprolol	10	sulfamerazine	10
metoprolol	10	sulfamethoxazole	10
pindolol	10	tetracycline	20
propranolol	10	trimethoprim	5
sotalol	10	tylosin	10
Bronchodilators :		virginiamycin	10
clenbuterol	10	natural and synthetic hormones :	-
salbutamol	10	17α-ethinylestradiol	1
terbutaline	10	17ß-estradiol	1
antineoplastic drugs :		estriol	1
cyclophosphamide	10	estrone	1
	10	mestranol	1
clomethiazolo	10		
diazenam	10	hisphenol A	5
venlafaxine	10	iso-nonvinhenol	25
zolpidem	10	tert-octylphenol	5
Antidepressants :		corrosion inhibitors :	
citalopram	10	benzotriazole	10
fluoxetine	10	4-methylbenzotriazole	10
antihypertensive drugs :		5-methylbenzotriazole	10
amlodipine	10		
enalapril	10		
libesartan	10		
lisinopril	10		
	10		
metformin	10		
anti-nlatelet drugs '	10		
ticlopidine *	10		
diuretic drugs:			
Hydrochlorothiazide	10		
radiocontrast agents :			
amidotrizoic acid	10		
iodipamide	10		
iohexol	10		
iomeprol	10		
iopamidol	10		
	10		
iotalamic acid	10		
IUXAGIIC ACIO	10		
IOXILAIAMIC ACIO	10		1

* : Substances nouvellement inclues dans la méthode du laboratoire TZW

S	
Ш	
Ш.	
Z	
≥	
٩	

Médicaments décelés dans le Léman et les rivières, prélèvement du 17 mai 2010. Drugs detected in the Lake Geneva and rivers, sampling of 17 Mai 2010.

Conc. en ng/L	SHL2 1 m	SHL2 30 m	SHL2 100 m	SHL2 305 m	Dranse	Rhône Porte du Scex	Venoge	Boiron de Morges	Rhône émissaire	Arve - Etrembières	Arve - Jonction	Rhône - Chancy
Atenolol	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	39	17	< 10	< 10	10	< 10
Bezafibrate	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	64	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Carbamazepine	44	48	51	62	< 10	< 10	21	< 10	39	< 10	< 10	42
Citalopram	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	12	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
diclofenac	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	59	58	< 10	< 10	14	< 10
fenofibric acid	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	29	64	< 10	< 10	11	< 10
gabapentin	21	24	24	18	< 10	13	78	13	21	29	56	46
gemfibrozil	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	13	< 10	< 10	< 10	< 10
hydrochlorothiazide	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	46	30	< 10	< 10	14	< 10
ibuprofen	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	51	150	< 10	< 10	19	< 10
iohexol	21	20	23	20	< 10	< 10	170	< 10	16	< 10	< 10	130
iomeprol	35	35	25	< 10	< 10	51	1,100	54	40	< 10	67	91
iopamidol	< 10	< 10	11	18	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	61	17
iopromide	16	17	13	< 10	< 10	68	< 10	< 10	< 10	21	53	39
ioxitalamic acid	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	74	11	< 10	< 10	11	19
irbesartan	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	11	88	87	< 10	13	24	16
ketoprofen	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	12	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
lisinopril	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	17	13	< 10	< 10	< 10	< 10
losartan	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	18	13	< 10	< 10	< 10	< 10
mefenamic acid	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	39	22	< 10	< 10	< 10	< 10
metformin	320	310	290	240	100	330	1.100	1'200	320	220	370	390
metoprolol	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
naproxen	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	27	51	< 10	< 10	< 10	< 10
paracetamol	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	55	61	99	< 10	76	95	81
pravastatin	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	20	18	< 10	< 10	< 10	< 10
sotalol	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	16	18	< 10	< 10	< 10	< 10
sulfamethoxazole	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	22	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
ticlopidine	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	130	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
trimethoprim	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	9	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
venlafaxine	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	14	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10

Médicaments décelés dans le Léman, prélèvement à SHL2 du 17 mai et du 22 septembre 2010. Drugs detected in the Lake Geneva, sampling at SHL2 of 17 Mai and 22 September 2010.

Conentratic	n en ng/L		22.09.	.2010			17.05	.2010	
Substance	Type	- 5	30 m	100 m	305 m	1 M	30 m	100 m	305 m
Bupivacaïne	Anesthésiant		2	~	2	4	Q	4	4
Carbamazepin	Anti-épileptique	10	22	13	30	17	29	38	46
Carisoprodol *	Myorelaxant	15	39	19	34	62	73	103	103
Chloroprocaïne	Anesthésiant	pu	pu	pu	pu	pu	pu	Nd	pu
Mepivacaïne	Anesthésiant	0	18	12	22	18	28	41	42
Prilocaïne	Anesthésiant		2	۲	2	З	5	2	6
Ticlopidine *	Antiagrégant	pu	pu	pu	pu	pu	pu	pu	pu

*: Substances nouvellement introduites dans la méthode d'analyse HPLC-MS/MS.

nd : non détecté.

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE

Campagne 2010

PAR

Marc BERNARD, Cédric ARNOLD et Pierre MANGE

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT, CP 478, CH – 1951 SION

RÉSUMÉ

109 produits phytosanitaires, douze principes actifs pharmaceutiques et trois autres composés non volatils ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2010. 42 produits phytosanitaires distincts ont ainsi été détectés à une ou plusieurs reprises, dont 4 substances (le dinoterb, le diuron, le fluazinam et le flumétralin) à des concentrations excédant les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux ($0.1 \ \mu g \cdot L^{-1}$). Sur les douze principes actifs pharmaceutiques recherchés, dix ont été retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations relativement élevées avec un maximum de 1.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la prilocaïne.

En terme de flux annuels, les quantités totales des 109 produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont augmenté par rapport aux années 2008 et 2009, avec un total d'environ 1'010 kg comparés aux 630 kg en 2009, 700 kg en 2008 et 1'600 kg en 2007. Cette augmentation est principalement liée à des charges importantes de dinoterb (434 kg) dont l'origine n'a pas encore pu être identifiée. Les quantités de médicaments ont également augmenté avec 1'560 kg, comparé à 950 kg en 2009, 2'600 kg en 2008 et 1'300 kg en 2007 pour les médicaments recherchés.

ABSTRACT

109 pesticides, twelve pharmaceutical active substances, and three other non-volatile compounds were systematically tested for in the waters of the segment of the Rhône upstream from Lake Geneva throughout 2010. 42 distinct pesticides were detected on at least one occasion, including 4 (dinoterb, diuron, fluazinam and flumetralin) at concentrations above those stipulated by the Water Protection Order (0.1 μ g·L⁻¹). Of the twelve pharmaceutical active substances tested for, ten were identified in the water of the Rhône at relatively high concentrations, the highest level (1.2 μ g·L⁻¹) being found for prilocaine.

In terms of annual flows, the total quantities of the 109 pesticides that had flowed through the Rhône had increased compared to the years 2008 and 2009, with a total of about 1'010 kg versus the 630 kg in 2009, 700 kg in 2008 and 1'600 kg in 2007. This increase was mainly linked to heavy discharges of Dinoterb (434 kg) the source of which has not yet been identified. The quantities of the pharmaceuticals tested for had also increased to 1'560 kg, compared to 950 kg in 2009, 2'600 kg in 2008 and 1'300 kg in 2007.

1. INTRODUCTION

Grâce au développement des méthodes analytiques, la CIPEL mettait en évidence en 2004 et 2005 plus de trente produits phytosanitaires et autres micropolluants dans les eaux du Léman. Les contrôles subséquents avaient permis de démontrer qu'une part importante de ces substances provenait d'industries chimiques implantées en région du Rhône amont (EDDER *et al.*, 2006). Le choix des paramètres analysés répond en priorité aux critères suivants : substances produites ou formulées dans les industries situées dans le bassin versant, produits utilisés en agriculture, polluants présents lors de screening et substances analysées en routine dans le laboratoire chargé des analyses.

Les normes de rejets pour les industries concernées furent renforcées une première fois en septembre 2005 et, à partir de janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman a été mis en place par le Service de la protection de l'environnement du canton du Valais (BERNARD *et al.,* 2007 ; BERNARD et ARNOLD, 2008, 2009 et 2010).

Cet article présente les résultats des investigations réalisées en 2010 et les compare avec ceux obtenus en 2006, 2007, 2008 et 2009.

2. ÉCHANTILLONNAGE

2.1 Rhône amont Porte du Scex

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex est intégrée dans le réseau NADUF de la Confédération suisse. Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage a été modifié spécifiquement pour l'analyse des micropolluants, de manière à collecter un échantillon moyen de 2 litres sur 14 jours à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre placé dans une enceinte réfrigérée à 5°C. Dès la fin du prélèvement, l'échantillon est expédié par express au laboratoire en charge des analyses. 26 échantillons moyens 14 jours ont ainsi été prélevés en 2010.

2.2 Rhône amont et aval de Viège et de Monthey

Le 23 février et le 26 octobre 2010, des échantillons moyens 24 heures ont été prélevés dans le Rhône en amont et aval de Viège et de Monthey, permettant ainsi d'encadrer deux des plus grands secteurs industriels situés à Viège et Monthey. Les deux périodes de prélèvements correspondent à des périodes d'étiage du Rhône. Dès la fin du prélèvement, les échantillons ont été expédiés par express au laboratoire en charge des analyses.

3. MÉTHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexe 1 ; elle comprend 109 produits phytosanitaires, douze principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion (le benzotriazole et le tolytriazole) et le bisphénol A.

3.1 Analyses

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire Scitec Research SA, Laboratoire d'analyses chimique, bactériologique et environnement, situé à Lausanne. Les méthodes d'analyse sont décrites dans BERNARD et ARNOLD (2008).

Les résultats d'analyses inférieurs au seuil de quantification en général inférieurs à 0.01 μ g·L⁻¹, présentés dans le tableau en annexe sont mentionnés « bmdl ».

3.2 Contrôles

Le laboratoire mandaté est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 ainsi qu'auprès du Département de la Santé de l'état de New-York (NYDOH), dans le cadre du programme ELAP (Environmental Laboratory Approval Program). Il participe également aux intercalibrations organisées par la CIPEL.

Le groupe méthodologie de la CIPEL a procédé en 2008 à des tests sur l'évolution des micropolluants lors de la conservation des échantillons. Ces tests ont montré que pour la quinzaine de substances analysées, les échantillons sont stables sur deux semaines, s'ils sont conservés à l'abri de la lumière en milieux réfrigérés à 5°C. Au-delà de 20 jours, une chute des concentrations a été observée (note de 2009 du groupe de travail Méthodologie de la CIPEL « Méthodologie du prélèvement à l'analyse pour les micropolluants »).

4. RÉSULTATS

4.1 Concentrations des produits phytosanitaires dans les eaux du Rhône

La figure 1 présente les résultats de l'analyse des 26 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2010 (voir aussi tableau en annexe).

Quatre substances dépassent temporairement les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg·L⁻¹) en 2010 : une substance est d'origine agricole (diuron), présente durant la période d'application, alors que deux autres substances proviennent de rejets industriels (fluazinam et flumétralin). Le dinoterb (2-tert-butyl-4,6-dinitrophénol) est la substance dont les concentrations les plus élevées ont été enregistrées en 2010. L'origine de cette substance n'a, pour l'instant pas pu être expliquée car cet herbicide n'est plus homologué en Suisse depuis de nombreuses années et n'est pas produit en Valais. Le laboratoire a contrôlé ses résultats par ajouts dosés et confirmé l'identification du dinoterb.

Les analyses réalisées le long du Rhône en amont et aval des sites industriels en 2010 et début 2011 suggèrent que la source de pollution se situe entre Rarogne et Tourtemagne. Le dinoterb n'est en revanche pas présent dans le canal par lequel transitent les eaux usées du site chimique de Viège. Des investigations complémentaires sont actuellement en cours.

Par rapport à la période 2006-2009, les concentrations maximales des produits phytosanitaires sont en diminution pour la plupart des substances (figure 2). La même observation est faite sur les concentrations en produits phytosanitaires sur les eaux du lac Léman depuis 2006 (EDDER *et al.*, 2008 et ORTELLI *et al.*, 2009).



Figure 1 : Evolution des concentrations des principaux produits phytosanitaires dans le Rhône à la Porte du Scex en 2010.





Figure 2 : Concentrations maximales des principales substances phytosanitaires détectées dans les eaux du Rhône en 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010 à la Porte du Scex.

Figure 2 : Maximum concentrations of the main substances detected in the Rhône river at Porte du Scex in 2006, 2007, 2008, 2009 and 2010.

Le Rhône alimente les nappes phréatiques de la plaine; leurs eaux sont exploitées pour la production d'eau potable. Le Rhône représente également les trois quarts des apports d'eau au Léman, utilisée pour l'approvisionnement en eau potable de plus de 600'000 personnes. Dès lors, il est important de ne pas seulement tenir compte de la valeur de tolérance de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC 1995) fixée à 0.1 μ g·L⁻¹ par substance, mais également de la somme des concentrations de produits phytosanitaires avec une valeur de tolérance fixée à 0.5 μ g·L⁻¹. En 2010, la valeur de tolérance OSEC de 0.5 μ g·L⁻¹ a été dépassée une fois en période d'étiage du Rhône due à la présence inexpliquée de dinoterb jusqu'à 2.2 μ g·L⁻¹ (figure 3).



Figure 3 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelée dans le Rhône à la Porte du Scex au cours de l'année 2007, 2008, 2009 et 2010.

4.2 Charges des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2006, 2007, 2008 2009 et 2010

Les charges des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont été calculées sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Dans les cas où l'analyse donnait une valeur inférieure au seuil de quantification (bmdl), la moitié de la valeur de quantification (en général 0.005 μ g·L⁻¹) a été prise en compte ; si l'analyse n'a pas permis de détecter une substance, la charge a été considérée comme nulle.

Les charges ainsi calculées sont présentées à la figure 4.

Les quantités totales des 109 produits phytosanitaires analysées et ayant transité par le Rhône atteignent 1'010 kg contre 630 kg pour l'année 2009, 730 kg pour l'année 2008 et 1'600 kg pour les années 2006 et 2007. Cette augmentation est due à la charge très importante de dinoterb (434 kg) dont l'origine n'a pas encore pu être identifiée (voir plus haut).

Les autres charges les plus importantes en 2010 sont observées pour des produits phytosanitaires produits en Valais : flumétralin 70 kg·an⁻¹, dicyclanil 60 kg·an⁻¹, clomazone 56 kg·an⁻¹ (non analysé par le passé), fludioxonyl 29 kg·an⁻¹ (52 en 2009), cyprodinil 21 kg·an⁻¹ (46 en 2009) et dimethachlor 34 kg·an⁻¹ (28 en 2009). La charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle se stabilise à 420 kg contre 430 en 2009, 570 en 2008, 820 en 2007 et 1'450 en 2006.

Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont opérationnelles dans les industries produisant des produits phytosanitaires, elle fixe les rejets journaliers à un maximum de 200 g par substance fabriquée (SPE-VS,2008). Ces exigences plus contraignantes devraient permettre une diminution supplémentaire des rejets de micropolluants.

Les charges les plus importantes observées pour les produits d'origine agricole sont apportées par le diuron 40 kg·an⁻¹ (19 kg en 2009), le linuron 32 kg·an⁻¹ (26 kg en 2009), les différentes formes d'atrazine 33 kg·an⁻¹ (8 kg en 2009), terbutylazine 33 kg·an⁻¹ (22 kg en 2009), terbutylazine-2-hydroxy 13 kg·an⁻¹ (125 kg en 2009). La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle s'élève à environ 590 kg (dont 434 kg de dinoterb) contre 200 kg en 2009,170 kg en 2008, 814 kg en 2007 et 162 kg en 2006.

Figure 3 : Sum of the pesticide concentrations detected in the Rhône river at Porte du Scex during the years 2007, 2008, 2009 and 2010.



Figure 4 : Charges annuelles en pesticides ayant transité dans le Rhône en 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010. Figure 4 : Pesticide annual loadings from the Rhône river in 2006, 2007, 2008, 2009 and 2010.

4.3 Profils de concentrations le long du Rhône

Comme les années précédentes, des prélèvements et analyses ont également été réalisés en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey. Les figures 5 et 6 présentent la concentration et la charge totale de tous les produits phytosanitaires détectés aux différents emplacements.



Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides présents dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars, 30 novembre 2006 ; 6 mars et 7 novembre 2007 ; 26 février et 27 octobre 2008 ; 17 février et 27 octobre 2009 ; 23 février et 26 octobre 2010.

Figure 5 : Sum of the pesticide concentrations detected in the Rhône river above and below the industrial sites at Viège and Monthey on March 8 and November 30, 2006, March 6 and November 7,2007 ; February 26 and October 27, 2008 ; February 17 and October 27, 2009 ; February 23 and October 26, 2010.

- 91 -



- Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey les 8 mars, 30 novembre 2006 ; 6 mars, 7 novembre 2007 ; 26 février et 27 octobre 2008 ; 17 février et 27 octobre 2009 ; 23 février et 26 octobre 2010.
- Figure 6 : Calculated pesticide loads in the Rhône river above and below the industrial sites at Viège and Monthey on March 8 and November 30 2006 ; March 6 and November 7, 2007 ; February 26 and October 27, 2008 ; February 17 and October 27, 2009 ; February 23 and October 26, 2010.

Sur les deux mesures ponctuelles réalisées en 2010, l'échantillon d'octobre révèle des concentrations élevées en clomazone et linuron d'origine agricole, en dinoterb (d'origine inconnue) et également d'emamectin, de benzoate et de dicyclanil d'origine industrielle en aval de Viège. A cette période d'octobre, le site industriel de Monthey est à l'origine d'environ la moitié des charges de produits phytosanitaires transitant par le Rhône. Il est vraisemblable que le curage du collecteur des eaux usées de l'usine à la STEP ait été à l'origine de rejets élevés en octobre 2010.

4.4 Produits pharmaceutiques

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le lac et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER *et al.*, 2006), cinq produits pharmaceutiques (mépivacaïne, carbamazépine, ticlopidine, prilocaïne, ibersartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. La liste a été complétée par la bupivacaïne en 2009, par le carisoprodol, le deanol, la metheneamine, la ribivarine, la trimetazidine·2HCl et la xipamide en 2010, les analyses ont porté sur les éléments ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes suivantes :

Principe actif	Utilisation	Maximum	Moyenne
Bupivacaïne	anesthésiant	0.69 µg·L⁻¹	0.04 µg·L⁻¹
Carbamazépine	anti-épileptique	0.03 µg·L⁻¹	0.01 µg·L⁻¹
Carisoprodol	relaxant musculaire	0.07 µg·L⁻¹	0.01 µg·L⁻¹
Deanol	antiasthénique	0.06 µg·L⁻¹	
Irbersartan	anti-hypertenseur	0.14 µg·L ¹	0.01 µg·L⁻¹
Mépivacaïne	anesthésiant	0.07 µg·L⁻¹	0.01 µg·L⁻¹
Metheneamine	antibiotique	0.90 µg·L⁻¹	0.04 µg·L⁻¹
Prilocaïne	anesthésiant	1.20 μg·L ⁻¹	0.18 µg·L⁻¹
Ribivarine	antiviral	ND	
Ticlopidine	anti-coagulant	0.04 µg·L⁻¹	
Trimetazidine.2HCI	antianginal	ND	
Xipamide	diurétique	0.03 µg·L⁻¹	

Par rapport aux produits phytosanitaires, les concentrations maximales observées sur certains produits pharmaceutiques comme la prilocaïne sont toujours très élevées.

Pour les produits pharmaceutiques mentionnés ci-dessus, les résultats obtenus au moyen des échantillons du Rhône sont cohérents avec ceux obtenus par le laboratoire chargé du contrôle des eaux en sortie de la STEP industrielle concernée.

Les analyses de ticlopidine réalisées sur les eaux du Rhône en 2009 avaient montré des incohérences avec les résultats des autocontrôles de l'industrie (voir BERNARD et ARNOLD, 2010). La charge de 92 kg·an⁻¹ retenue en 2009 et représentée sur la figure 9 correspond à celle des rejets calculée par l'industrie. Des analyses réalisées en septembre 2010 et mars 2011 dans les eaux du lac Léman n'ont pas permis de déceler la présence de ticlopidine.



Les charges calculées sur la somme des 5 produits pharmaceutiques, respectivement 12 en 2010, analysés dans le Rhône (figure 8) suivent la même tendance que celle des concentrations (figure 7).



Total des produits pharmaceutiques en 2008, 2009 et 2010

Figure 8 : Calcul des charges des 5 produits pharmaceutiques analysés dans le Rhône à la Porte du Scex au cours de l'année 2008 et 2009 et de la somme des 12 en 2010.

Figure 8 : Calculated loads of 5 pharmaceuticals analyzed in the Rhône river at Porte du Scex during the years 2008 and 2009, and the sum of all 12 in 2010.

La figure 9 présente les charges calculées pour les six principes actifs pharmaceutiques analysés dans le Rhône de septembre à décembre 2006, ainsi que durant l'ensemble des années 2007, 2008, 2009 et 2010.







Les charges des substances pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du Rhône en 2010 atteignent 1'560 kg, comparé à 950 kg en 2009, 2'600 kg en 2008 et 1'300 kg en 2007 pour les médicaments recherchés. La hausse très importante entre 2009 et 2010 est essentiellement due aux charges de prilocaïne (768 kg) et de bupivacaïne (279 kg) ; les autres produits pharmaceutiques sont en revanche en nette baisse par rapport aux années précédentes.

L'industrie produisant ces substances, après des essais peu concluants de traitement de ces eaux sur différents types d'installations spécifiques, s'est finalement réorientée vers une lutte à la source, à l'instar des mesures décidées et mises en œuvre sur les sites de Viège et Monthey. Un délai supplémentaire de 2 ans, soit jusqu'au 1^{er} septembre 2012 a été accordé aux industries valaisannes pour respecter des rejets de 200 g par jour et par substance pour les rejets de principes actifs pharmaceutiques. Ce délai tient compte du fait que la problématique des produits pharmaceutiques a été mise en évidence un peu plus tardivement que celle des produits phytosanitaires.

4.5 Autres substances

Trois autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi en 2010 : le tolytriazole, le benzotriazole et le bisphénol A sur les 8 derniers échantillons.

Le tolytriazole et le benzotriazole sont deux composés formés d'un noyau benzénique, largement utilisés comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels qui peut finir dans les eaux claires, fluides de dégivrage notamment sur les avions, comme antibuée ou agent de protection de l'argenterie dans les produits lave-vaisselle (HART *et al.*, 2004). Ces deux composés ne sont pas produits dans les usines valaisannes.

Ces composés polaires, très solubles dans l'eau, ont été suivis par l'institut suisse de recherche de l'eau du domaine des Ecoles polytechniques fédérales (EAWAG) dans plusieurs rivières et lacs suisses. Ils sont présents dans les eaux usées domestiques et industrielles (10 à 100 μ g·L⁻¹), très peu dégradés dans les stations d'épuration et persistants dans le milieu naturel (VOUTSA *et al.*, 2006). Le suivi sur le Rhône en 2006 avait également permis de mettre en évidence une concentration moyenne de 0.23 μ g·L⁻¹ et un pic de concentration sur un échantillon moyen de 7 jours à 1.38 μ g·L⁻¹ pour le benzotriazole, les concentrations en tolytriazole restant inférieures avec une moyenne de 0.04 μ g·L⁻¹ (GIGER *et al.*, 2006).

Pour le benzotriazole, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2010 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de détection 0.01 μ g·L⁻¹ et 0.09 μ g·L⁻¹ avec une moyenne de 0.05 μ g·L⁻¹. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année, avec une diminution durant la période des hautes eaux du Rhône. Le flux annuel est constant depuis ces trois dernières années, il représente une quantité de 220 kg en 2010, contre 199 kg sur l'année 2009, 223 kg en 2008 et 555 kg en 2007. La possibilité de remplacer le benzotriazole par d'autres substances dans les circuits de refroidissement industriels est examinée au cas par cas.

En 2010 les analyses introduites sur le tolytriazole ont donné des valeurs variant entre la limite de détection 0.01 μ g·L⁻¹ et 0.18 μ g·L⁻¹ avec une moyenne de 0.065 μ g·L⁻¹. Le flux annuel représente une quantité de 280 kg en 2010.

Le bisphénol A, présent dans la fabrication de plastiques, est utilisé en grandes quantités sur le site industriel de Monthey. Sur le dernier trimestre de l'année 2010, pour lequel des résultats analytiques ont été fournis, les concentrations de bisphénol A était inférieures à la limite de quantification (0.05 μ g·L⁻¹) dans tous les échantillons analysés.

La 5-chloro-2-méthylaniline avait été analysée et suivie sur les eaux du Rhône en 2009, le laboratoire en charge de l'analyse des échantillons 2010 n'a pas été en mesure de nous fournir des résultats analytiques pour cette substance.

5. CONCLUSIONS

La charge des produits phytosanitaires transitant par le Rhône est à nouveau en augmentation, elle atteint environ 1'010 kg en 2010 par rapport au 630 kg enregistrés en 2009. Cette augmentation est principalement due à la présence de dinoterb qui représente 434 kg (43%). Suite aux mesures mises en place par les industries concernées, les charges en pesticides produits ou formulés par l'industrie ont très fortement baissé dans les eaux du Rhône et ne représentent plus qu'un tiers des quantités enregistrées en 2006.

Au niveau des principaux principes actifs pharmaceutiques recherchés, les charges mesurées sont encore élevées. La charge cumulée des 12 substances prises en compte en 2010 est d'environ 1'560 kg, en forte augmentation par rapport à 2009 (950 kg). Actuellement, les rejets industriels de principes actifs pharmaceutiques sont nettement moins bien maîtrisés que ceux de produits phytosanitaires.

Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont en force et intégrées dans les autorisations de rejet des trois principales STEP de l'industrie chimique. Ces exigences contraignantes ont déjà permis une nette diminution des quantités de produits phytosanitaires qui étaient présents dans les eaux du Rhône. Les effets sur les rejets de médicaments devraient être plus visibles à partir de septembre 2012, date à laquelle les rejets, pour être conformes aux exigences de déversement, ne devront plus excéder 200 g par jour et par substance.

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M., ARNOLD, C., EDDER, P.et ORTELLI, D. (2007) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2006, 163-172.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2008) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 139-148.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2009) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 145-153.
- BERNARD, M. et ARNOLD, C. (2010) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 131-142.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- EDDER, P., ORTELLI, D., KLEIN, A. et RAMSEIER, S (2008) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007, 57-84.
- GIGER, W., SCHAFFNER, C. and KOHLER, H.-P. (2006) : Benzotriazole and Toloytriazole as acquatic Contaminants. 1. Input and Occurrence in Rivers and Lakes. Environ. Sci. Technol, 40, 7186-7192.
- HART, D.S., DAVIS, L.C., ERICKSON, L.E. et CALLENDER, T.M. (2004) : Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. Microchem. J., 77 (1), 9-17.
- OSEC (1995) : Ordonnance sur les substances étrangères et les composants du 26 juin 1995 (OSEC RS 817.021.23)
- OEAUX (1989) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1989 (OEaux RS 814.201).
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER, S (2009) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 59-71.
- SPE-VS (2008) : Service de la protection de l'environnement du canton du Valais : Groupe Stratégie micropolluants Valais, Ligne directrice du 24 juin 2008.
- VOUTSA, D., HARTMANN, P., SCHAFFNER, C. and C. GIGER, W. (2006) : Benzotriazole Alkylphenols and Bisphenol A in Municipal Wastewaters and in Glatt River, Switzerland. Environ. Sci. Pollut. Res., 13 (5), 333-341.

Concentration	en µg·L ⁻¹	Limite noitsoiîtneup	0102.10.40	0102.10.01	01.02.20.10	15.02.2010	26.02.2010	15.03.2010	29.03.2010	0102.40.21	0102.40.72	0102.60.01	0102.80.62	21.06.2010	0102.70.20	0102.70.01	0102.80.20	0102.80.91	30.08.2010	0102.00.21	0102.00.72	0102.01.81	0102.11.10	15.11.2010	0102.11.62	22 15 2010	ixem	
			NA = no	n analys€	é, case vi	ide = non	détecté,	bmdl = inf	érieur au (seuil de qi	uantificatio	_																
Abamectin	Insecticide	< 0.050																										
Acibenziolar	Fongicide	< 0.020																		A	¥	₹	¥	Z A	Z Ş	Z A	1	
Amidosulfuron	Herbicide	< 0.010										0.0	110				pmd				bmd		bmd	bmd		pu	dl 0.01	10
Atrazine	Herbicide	< 0.010																						q	mdl		< 0.01	10
Atrazine-2-hydroxy	Herbicide	< 0.010			-	-										pmd	pmd	pmdl	bmd				bmd	q	Ipu	nd	dl < 0.01	10
Atrazine-desethyl	Herbicide	< 0.010			-				0.014 (0.012 0	0.012 0.0	0.0	0.0	11 0.01	0 0.010	lbmd (pmd	pmd	bmd	bmd	bmdl	bmd	pmdl t	d bmd	ndl		0.01	14
Atrazine-desisopropyl	Herbicide	< 0.010	Π		Π	Π		Η		Η		0.(117														0.01	17
Azoxystrobin	Fongicide	< 0.010			-).0	010			pmd	Ipmd	pmd	bmd	pmd	bmd	Ipmd	bmd	d lbmd	mdl br	nd Ibn	dl 0.01	10
Benoxacor	Herbicide	< 0.020																										
Boscalid	Fongicide	< 0.010										0.(010				Ipmq							<u>م</u>	Indi	IDU	o.01	0
Carbendazim	Fongicide	< 0.010														pmq	pmq	pmd						<u>م</u>	ndl br		dl < 0.01	9
Chlodinafon-pronarovi	Harhicide	< 0.010 <											110			_										-	10.0	2 4
Chlordiaz on-methyl-denh	Herbicide	< 0.100	AM	0 090	NA		0.080	NA				5	2							NA	NA	AA	NA	AN	N A	N	000	
Chloridazone	Herbicide	< 0.010																					bmd				< 0.01	10
Chlorotoluron	Herbicide	< 0.010															pmq	pmd	pmd		pmd						< 0.0	10
Oofentezine	Acaricide	< 0.010																										
Clomazone	Herbicide	< 0.010																		0.020	0.013	0.021 0	0.013 0	0.029 0.	100 0.0	62 0.0	49 0.10	0
Cyclosulfamuron CPU	Herbicide	< 0.025																										
Cyproconazole	Fongicide	< 0.010							0.017 0	0.010 0	0.010	0.0)14										-	bmd			0.01	17
Oyprodinil	Fongicide	< 0.010							0.010 (0.015 C	0.018 0.0	0.0	010		-					bmd	bmd	bmdl 0	0.022 0	0.013 b	mdl br	nd Ibn	dl 0.02	22
Oyromazin	Insecticide	< 0.010														pmd	pmd	Ipmd	bmd	bmd	bmd	bmdl 0	0.020 0	010		_	0.02	g
Diafenthiuron	Acaricide	< 0.020	¥	AA	AA	¥	¥	¥	¥	¥	∠ ≸	∠ ₹	N N	AN NA	¥	¥	A	¥	¥								_	
Diazinon	Insecticide	< 0.010			0.019											pmq	pmd	bmd	bmd	bmd	bmdl	bmd	bmd	bmd b	mdl br	nd Ibn	dl 0.01	19
Dicrotophos	Insecticide	< 0.010																										
Dicyclanil	Insecticide	< 0.020	0.051	0.035	0.033	0.033	0.022	0.034												0.032	0.032).026 C	0.028 0	0.042			0.05	51
Difenoconazol	Fongicide	< 0.010	0.011				0.020	0.014								pmd	Ipmq	pmd	bmd	pmd	bmdl	bmdl	0.045 0	0.046 b	ndl br	nd Ibn	dl 0.04	1 6
Difenoxuron	Herbicide	< 0.010																						-			-	
Dimefuron	Herbicide	< 0.010																						pmd			< 0.01	9
Dimethachlor	Herbicide	< 0.010			0.028	GZU.U	0.01 /	0.012	1 620.0	0.030	0.030	010						Ipma					010.0	ö	012 Dr		0.03	2
Dimethomore	Insecticide	 0.010 0.010 																		VIV	VIV	VIV	VIV		×			
Diagonal	Fongiciae	 0.010 0.010 														- Ported	Ibend	hond	head	Ā	ΨN	¥.	¥	EN I	Z Ş	Z K		5
Dinoterb	Herbicide	< 0.010	0.040	0.067	0.051	0.022	0 070	0.020									ID LLIO	IDTIO		hmd	hmd) hmd	1 030	4	hr		11 20.02	
Dirron	Herbicide	< 0.010	2000	0.00		~~~~	2 10 10	0.000		0 130 0	110 01	030							12112	pmq	pmq	hmd	pmd	q q		nd hn	dl 0 13	slø
Endosulfan sulfate	Acaricide	< 0.010																										
Fenarimol	Fongicide	< 0.010										0.0	112														0.01	12
Fenhexamide	Fongicide	< 0.010										0.0	010									_	bmdl t	d lbmd	mdl		0.01	10
Fenpropidin	Fongicide	< 0.010																	bmd								< 0.01	10
Fenpropimorph	Fongicide	< 0.010																										
Fenuron	Herbicide	< 0.010																		VIV		VIV	VIV					
	Insecticide	< 0.0ZU < 0.0ZU < 0.0ZU																		¥	ž	ž						0
Fluazilop-butyl Fluazinam	Fondicide	0010													0.060	hmd	Ibmd	hmd	0 130									2 0
Flidiovonil	Fondicide	< 0.010				0.021	0.014	0.010							8.0					hmd	hmd		0 032 0	4 101		10 LU		3 2
	Incontinue	0000				1 70.0	1 0.0	0.0.0									2						2007	-	2	71	2	1
Flumetralin	l im croissance	< 0.050	0.130																		0.270					_	0 27	02
Flirox vovr	Herhicide	< 0.010																										
Flurorimidal	lim croiseance	0000	000000000000000000000000000000000000000		000000000000000000000000000000000000000		0.0000000000000000000000000000000000000	000000000000000000000000000000000000000		00000000			000000										_	hmd			100	10
Flusiazole	Fondicide	< 0.010																		bmd	pmd	bmd	pmq	d Ibmd	pr	nd Ibn	d < 0.0	2 0
Foramsulfuron	Herbicide	< 0.100			000000000000000000000000000000000000000		0.0000000000000000000000000000000000000																					:
Furathiocarb	Insecticide	< 0.010																						d Ibmd	mdl br	nd Ibn	dl < 0.01	10
Hexaflumuron	Insecticide	< 0.020															pmd										< 0.02	20
Indoxacarb	Insecticide	< 0.010	-			-															-							
lodosulfuron-methyl	Herbicide	< 0.010			L			-	0.010 (3.035 G	0.040 0.	010						bmd	bmd			bmdl	1	bmd			0.04	40

		ļ		ļ				ľ				ŀ					Ī		ŀ	l		ŀ					
Concentration	en µg·L ⁻¹	Limite Limiteation	0102.10.40	0102.10.01	0102.20.10	15.02.2010	26.02.2010	15.03.2010	29.03.2010	12.04.2010	10.05.2010	25.05.2010	0102.30.70	0102.80.12	0102.70.20	0102.70.01	0102.80.20	0102.80.91	30.05.80.05	0102.00.51	0102.00.12	0102.11.10	0102.11.21	0102.11.20	0102.21.51	0102.21.72	ixsm
			= NA	non analy	rsé, case	vide = noi	n détecté,	bmdl = inf	érieur au s	euil de qu	antification																
lsoproturon	Herbicide	< 0.010														bmd		Ipmq									< 0.010
soxaben	Herbicide	< 0.010	¥	¥	₹	¥	¥	₹																			
Lenaci	Herbicide	< 0.010									0E0	0.0	0 0				hmd	hmd		q Ipmo	mdl		d bmd	hmd			0.010
Lifenuron	Insecticide	< 0.100	0.042	0.018							200	0.0	2					12		2				2	0.030		0.042
Mandipropamid	Fonaicide	< 0.010	¥	AN	A	AN	A	AN	AN	AN	Z A	4N	AN	A	AN	AN	A	AN	AM					pmd	bmd	pmd	< 0.010
Mecoprop	Herbicide	< 0.010				0.014	0.015	0.013		0	050					bmd	bmd) Ibmd	0.010	q	nd Ibn	d bm	d bmd	pmd	bmd	bmd	0.050
Mepanipyrim	Fongicide	< 0.010																									
Mes otrion	Herbicide	< 0.010																									
MetalaxyI	Fongicide	< 0.010														bmd	pmd	bmd	pmd	d Ibmo	mdl	nd	di bmd				< 0.010
Methidathion	Insecticide	< 0.010			0.011							0.01	0						pmd	∠ ₹	Ż ≰	₹ Z	₹	₹	Ą	₹	0.011
Methox yf enoside	Insecticide	< 0.010												_							_	_					
Metobromuron	Herbicide	< 0.010										0.01	0					-	-				pmq	_			0.010
Metolachior	Herbicide	< 0.010														pma	pma	IDMO							IDMO	pma	< 0.010
Metolachior ESA	Herbicide	< 0.010	¥	¥	₹	¥	₹	¥				2	-	_						۲ ۲	Z ≰	4 I	¥]	₹]	A I	¥.	< 0.010
Metoxuron	Herbicide	< 0.010										10.0	200												IDMO	Dung	0.013
Metsuiruron-metnyi	Herbicide	< 0.010										L0.0	0														0.010
Orthosulturon	Herbicide	< 0.500																		۲ ۲	Z ≰	۹۷ ۲	₹ ∕	₹	Ā	¥	
Uryzalın	Herbicide	< 0.010																									
Oxadixyl	Fongicide	< 0.010										0.01	0														0.010
Penconaz ole	Fongicide	< 0.010														bmd	pmd	pmd	omd					pmq	bmd	bmd	< 0.010
Phosalone	Insecticide	< 0.010	0.011																								0.011
Acoxystrobin	Fongicide	< 0.010	¥	¥	¥	¥	¥	¥	¥	- ₹	≥ ≰	۹ ۲	¥	₹	¥			_		_		_	_				
Pinoxaden	Herbicide	< 0.010																						pmq	bmd	bmd	< 0.010
Pirimicarb	Insecticide	< 0.010									_					bmd	pmd	pmd	pmq			_			pmd	bmd	< 0.010
Pretilachlor	Herbicide	< 0.010																						pmq	bmd	bmd	< 0.010
Profenofos	Insecticide	< 0.010																									
Prometryn	Herbicide	< 0.010																						pmd	bmd	bmd	< 0.010
Propamocarb	Fongicide	< 0.010										0.02	50						pmq								0.020
Propanil	Herbicide	< 0.010										0.01	0							_		_	_				0.010
Propiconazol	Fongicide	< 0.020																	_	d Ibmc	nd Ibn	dl 0.01	10 0.01:	~			0.013
Propoxur	Insecticide	< 0.010										0.01	10						omd								0.010
Prosulfocarb	Herbicide	< 0.010	¥	¥	¥	AN	A	¥	¥	L A	≥ ₹	AN AN	AN N	¥	A												
Pymetrozine	Insecticide	< 0.010																				ma	d bmd	l bmd	bmd	bmd	< 0.010
Pyrifenox	Fongicide	< 0.010																						pmd	bmd	bmd	< 0.010
Pyriftalid	Herbicide	< 0.010								0	025	0.01	10														0.025
Simazin	Herbicide	< 0.010														bmd	bmd	bmd	omd	d Ibmo	nd Ibm	d bm	d bmd			bmd	< 0.010
Simazine-2-hydroxy	Herbicide	< 0.010														bmd	bmd	bmd	omd								< 0.010
Spinos ad A	Insecticide	< 0.050															-										
Tebuconazol	Fongicide	< 0.010																						pmd	bmd	bmd	< 0.010
Tebufenpyrad	Acaricide	< 0.010																				pmq	d bmd	I bmd	bmd	bmd	< 0.010
Tebutam	Herbicide	< 0.010																						pmq	bmd	bmd	< 0.010
Teflubenzuron	Insecticide	< 0.010																	-	Ipmo							< 0.010
Terburneton	Herbicide	< 0.010														bmd	bmd	bmd	pmd								< 0.010
Terbuthvlazine	Herbicide	< 0.010								075 0	0.0 0.0	23				bmd	hmd	bmd	pmd	d Ibmo	nd	d bm	dl hmd		bmd	bmd	0.075
Terhuthvlazine-2-hvdroxv	Herbicide	< 0.010										0.01	10			bmd	Ipmd	hmd	lbmd	d Ibme	nd		di l bmd				0.010
Terhuthvlazine-desethvl	Harhicide	< 0.010		_				T		-		-		_	_	hmd	hmd	hmd	Innd	q Ibme	- Pu		pmq	pmd	hmd	hmd	< 0.010
Tarhutryn	Harhicida	< 0.010											_	_		2	2		2		2	a d	- mq			2 muq	~ 0000
Tei Juury II Thiahandarada	Econologia												_														
I Niabei iuazuie	Fullylciue	10.010		000000000000000000000000000000000000000						-	_	_	_	_						-	+	_	215		1		> 0.0.0
Ihiocyciam	Insecticide	> 0.0 IU									_	_		_		pma			_		_	_			pmai	pma	0.010
Irifloxystrobin	Fongicide	< 0.010																pmq					pmq	_			< 0.010
Irrfloxysulturon	Herbicide	< 0.010																		ö	018						0.018
Irrflumuron	Insecticide	< 0.010																					pma	pma	pma	pma	< 0.010
Irif luralın	Herbicide	090.0 >																									
Total (pesticides)	109		0.285	0.210	0.142	2.315	0.247	0.121	0.076 0	.397 0.	410 0.0	93 0.26	35 0.01	1 0.010	0.070	0.000	0.000	0.000	0.140 0	.052 0.	333 0.0	47 0.25	58 0.16	t 0.112	0.104	0.060	
⊃éhit du Rhône	(m ³ ·S ⁻¹)		102.0	131.0	140.3	139.3	126.4	126.0	1 09 1	24 R 9	4 1 186	3 173	4 266.	0 370.0	283.0	338.0	265.0	224.0	520 1	73.0 16	121	7 157	2 115.	7 135.4	187.0	146.0	370.0
Lebit uu Nivire	/ e. 111)		1/2/1	2.1.2	140.0	100.0	1-021	120.0	1.12.1	, 		2- 0.0		۰. ترکیت ا	200.0	0.000	203.V	Z24.V	- n.70	··	1.4	· / ·		50	101.0	140.0	0.010

Concentration		rs	henol a	otriazole	triazole	duits pharma	/acaine	amazepine	oprodol	ol	sartan	vacaine	eneamine	caine	/arine	pidine	etazidine.2HCI	nide	du Rhône
in µg-L ⁻¹				Anticorosif	Anticorosif		Anesthésiant	Anti-épileptique	Relaxant muscle	Antiasthénique	Antihypertenseur	Anesthésiant	Antibiotique	Anesthésiant	Antiviral	Anti-coagulant	Anti-anginal	Diuretic	(m ³ ·s ⁻¹)
Limite noiteoñitneup			< 0.010	< 0.010	< 0.010		< 0.010	< 0.010	< 0.010	< 0.010	< 0.010	< 0.010	< 0.010	< 0.010	< 0.050	< 0.010	< 0.010	< 0.010	
0102.10.40	NA = nc		AN	AN	0.139									0.031	¥		A	AA	102.0
0102.10.01	n analyse		AN	0.060	0.082						0.141	0.030		0.013	A		A	A	131.0
0102.20.10	é, case vi		AN	¥	0.095		_					0.065		0.013	¥		A	AN	140.3
15.02.2010	de = non (AN	0.059	0.124							0.021		0.033	A		A	AN	139.3
26.02.2010	détecté, t		AA	0.057	0.120							0.062		0.063	¥		A	AA	126.4
15.03.2010	imdI = inf∈		AA	NA (0.125 (_		0.072			0.018		0.089 (AA		AA	AN	126.0
0102.60.62	irieur au s		AN	0.028 0	0.105 G						0.010			0.370 1	A				109.1
12.04.2010	seuil de qu		AN	0.092 0	0.179 0		-							1.120 0	¥				84.8 (
27.04.2010	uantificatio		- AN	073 0.	.162 0.									.730 0.	⊑ ≸				34.1 1
10.05.2010	п		I AN	032 0.	102		_				0			.610 0.	- A	o.			36.3 1;
25.05.2010			I AN	.039 0.	0.		_		_		.010			.015 0.	- A	.010			73.4 2(
0102.30.70			⊿ ▼	029 0.(061 0.(_							130 0.(Z A	-			36.0 37
0102.00.12			N N	016	0.0								0.9	0.0 070	N A			0.2	0.0 28;
0102.70.01			N N		183 br		0:0	hr					006	130	N N	μq		280	3.0 335
0102.80.20			۹ ۷		dl 0.02		30 0.05	nd Ib			0.0			0.0	Ž	d bm			65
0102.80.91			AN N		20 0.03		50 0.12	dl 0.01	pma		10 0.01			10 0.02	AN V	d bmc			.0 224.
30.05.80.05			AN		0.02		0.69	0 0.03	d bmc		0 0.02			0 pmc	A	di 0.04			0 252
0102.00.51				0.04(0 0.025		0 0.01(0 0.01(ll bmd		0 0.01(0.04;		F		0 bmd			0 173.(
0102.00.72				0:030	0.029		0.010	lpmq (0.054		0.011	3 0.021		0.010		pmd 1			167.4
0102.01.81				0.050	0.030		0.010	0.010	pmq		0.010	0.015		0.010		pmd			121.7
0102.11.10				0.040	0.027			pmd	0.010		0.017	0.012		pmd		pmd			157.2
0102.11.21				0.032	0.039			0.012	0.011	0.062	0.015			bmd		bmd			115.7
0102.11.62					0.017		pmd	bmd	bmd		0.012	bmd		0.014		bmd			135.4
13.12.2010				0.076	0.014			bmd	bmd			bmd		0.125					187.0
0102.21.72				0.059	0.024		bmd	bmd	0.015			0.043		1.200					146.0
ixem				0.092	0.179		0.690	0:030	0.072	0.062	0.141	0.065	0.900	1.200		0.040		0.280	370.0

PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2010

PAR

Frédéric RIMET

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2010, 20 campagnes de prélèvement ont été effectuées au centre du Grand Lac (SHL2) dans la couche 0-18 m. La biomasse algale a augmenté graduellement du début de l'année jusqu'au mois de mai, essentiellement par le fait des diatomées centriques. La phase des eaux claires est bien marquée le 9 juin, elle est suivie par une période estivale où la biomasse va augmenter surtout grâce d'abord aux Chlorophycées, puis aux Chrysophycées et enfin grâce aux Dinophycées. A partir de septembre, la biomasse diminue et la proportion en cyanobactéries hétérocystées fixatrices d'azote augmente.

La biomasse phytoplanctonique annuelle de 2010 est faible et sa composition taxonomique est similaire aux années 2006 et 2008. La proportion des groupes fonctionnels caractéristiques de milieux pauvres en nutriments augmente, ce qui est confirmé par l'évolution interannuelle de l'indice de Brettum modifié qui indique une amélioration de l'état trophique du lac.

ABSTRACT

In the course of the year 2010, 20 sampling campaigns were carried out in the 0-18 m layer in the centre of Grand Lac (SHL2). The algal biomass rose gradually from the beginning of the year until May; this was mainly attributable to centric diatoms. The clear water phase was obvious on 9 June, and was followed by the summer phase, during which the biomass increased, initially mainly due to Chlorophyceae, and then to Chrysophyceae and finally to Dinophyceae. From September the biomass began to fall, and the proportion of nitrogen-fixing heterocystic Cyanobacteria increased.

The annual biomass in 2010 was low, and its taxonomic composition was similar to that in 2006 and 2008. The proportion of functional groups characteristic of nutrient-poor media increased, which was confirmed the interannual change in the modified Brettum quality index, which is indicative of an improvement in the trophic status of the lake.

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2010 à la station SHL2 localisée au centre du Grand Lac (coord. CH : 534.70 / 144.95) entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des peuplements phytoplanctoniques. Différentes métriques, telles que les groupes fonctionnels de REYNOLDS *et al.* (2002), la diversité (indice de Shannon : WEAVER et SHANNON, 1949), ainsi que l'indice de trophie de BRETTUM (1989), modifié par KAIBLINGER *et al.* (2009) ont été calculés sur toute la série chronologique. Les concentrations en chlorophylle *a* et la production phytoplanctonique font l'objet d'un chapitre séparé.

2. MÉTHODES

Le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2010 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (PELLETIER et ORAND, 1978a et b). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, novembre et décembre et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Au final, 20 campagnes ont été menées en 2010.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au Lugol ; puis chaque sous-échantillon d'un volume de 25 mL est mis à sédimenter. Les examens qualitatif et quantitatif se font au microscope inversé selon la technique UTERMÖHL (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (AFNOR, 2006). Les résultats des biomasses algales sont exprimés en µg·L⁻¹. Le détail des protocoles est donné dans DRUART et RIMET (2008), il est téléchargeable sur le site <u>http://www.dijon.inra.fr/thonon</u>.

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques : la biomasse des classes algales (sensu BOURELLY, 1972, 1981, 1985), la biomasse des taxons dominants, la biomasse des classes de tailles (micro et nanophytoplancton), les groupes fonctionnels (ou guildes écologiques) selon REYNOLDS *et al.* (2002), la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon) et un indice de qualité trophique (Indice de Brettum modifié selon KAIBLINGER *et al.*, 2009).

3. RÉSULTATS

3.1 Evolution saisonnière de l'année 2010

3.1.1 Evolution des classes d'algues et des taxons dominants

La figure 1 présente la dynamique saisonnière des principales classes d'algues (sensu Bourelly 1972, 1981, 1985) pour l'année 2010.



Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale dans le Grand Lac (SHL 2) en 2010. Figure 1 : Variations in the biomass of phytoplankton by algal class in Grand Lac, (SHL 2) in 2010.

La figure 2 présente la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2010 (les 7 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée ont été sélectionnés).





Figure 2: Variations in the biomass of the main taxons of phytoplankton in Grand Lac (SHL 2) in 2010.

Plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2010 (figures 1 et 2) :

- Une phase hivernale (observée du 19 janvier au 24 février) : la biomasse algale est faible et composée essentiellement de diatomées centriques et de Cryptophycées (*Rhodomonas minuta* et sa var. *nannoplanctica*).
- Une phase printanière (17 mars au 17 mai) : la biomasse algale augmente fortement, essentiellement de par la croissance des diatomées centriques (*Cyclotella costei*, *C. delicatula*, *Puncticulata radiosa*, *Stephanodiscus alpinus*, *S. minutulus*, *S. neoastrea*) et pennées (*Asterionella formosa*).
- Une phase des eaux claires observée le 9 juin : la biomasse baisse fortement à cette date, c'est surtout la diminution du stock des diatomées qui fait perdre l'essentiel de la biomasse algale.
- Une phase estivale (28 juin au 7 septembre) : pendant cette période, ce sont d'abord les Chlorophycées (ex. Chlamydomonas spp., Micractinium pusillum) qui vont augmenter la biomasse, puis les Chyrsophycées (Dinobryon spp.) et enfin les Dinophycées (Ceratium hirundinella).
- Une phase automnale et hivernale (20 septembre au 8 décembre) : la biomasse algale est fortement réduite par rapport à la biomasse estivale. La proportion de Chlorophycées reste constante. Par contre, la proportion en Cyanobactéries (essentiellement des filamenteuses: *Aphanizomenon flos aquae, Pseudanabaena limnetica*) et Cryptophycées augmente.

3.1.2 Evolution du micro et du nanophytoplancton

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μ m et un biovolume inférieur à 10'000 μ m³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μ m et/ou un biovolume supérieur à 10'000 μ m³. La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments pour l'année 2010.



Figure 3: Variations in the biomass per size class in Grand Lac (SHL 2) in 2010.

En 2010, le nanophytoplancton est relativement abondant. Sa contribution à la biomasse totale est maximale en mai et juin, c'est-à-dire juste avant et pendant la phase des eaux claires. Le 29 mars et le 20 septembre présentent également une dominance du nanophytoplancton.

3.1.3 Evolution des groupes fonctionnels

A partir de la structure des assemblages de phytoplancton d'eau douce, REYNOLDS *et al.* (2002) ont regroupé les différentes espèces selon leurs caractéristiques écologiques propres. Ainsi, un groupe fonctionnel correspond à un ensemble d'espèces ayant la même écologie. Ces groupes rassemblent des taxons vivant par exemple dans les lacs de mêmes états trophiques, dans les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques. La définition de chacun de ces groupes est donnée en annexe 1.

La figure 4 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (REYNOLDS et al., 2002).



Les phases définies au paragraphe 3.1.1 sont reprises ci-dessous :

- Pendant la phase hivernale et printanière, l'essentiel de la biomasse est représenté par les groupes fonctionnels B et C (diatomées). Ces groupes rassemblent des taxons sensibles à la stratification et sensibles à un déficit en silice. Ils caractérisent des lacs mésotrophes à eutrophes.
- Pendant la phase des eaux claires le groupe fonctionnel dominant n'est pas caractérisé (les groupes de Reynolds ne reprennent pas tous les taxons présents dans le Léman). Mais il s'agit de taxons tel que *Cyclotella costei* (caractéristique de la phase de ré-oligotrophisation du Léman d'après RIMET *et al.*, 2009).
- La phase estivale est caractérisée par la présence du groupe E, regroupant des taxons typiques de milieux oligotrophes (*Dinobryon* spp.). Le groupe Lm, présente également une forte biomasse en fin d'été, il regroupe les taxons préférant les épilimnions de lacs eutrophes et sensibles au brassage.
- Les phases automnale et hivernale sont caractérisées d'abord par l'arrivée du groupe Lo (regroupant des taxons d'épilimnion de lacs mésotrophes), puis par le groupe F (Chlorophycées d'épilimnion pauvres en nutriments) et finalement le groupe H1 (Cyanobactéries fixatrices d'azote, ex. Aphanizomenon flos-aquae).

3.2 Evolution interannuelle

3.2.1 Evolution des classes d'algues

La figure 5 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues (sensu Bourelly 1972, 1981, 1985).





- 102 -

La biomasse phytoplanctonique moyenne de 2010 (1'074 µg·L⁻¹) fait partie des plus faibles de la chronique 1974-2010 (la 7^{ème} plus faible). Elle est semblable à celles des années 2006 et 2008. La proportion des Chlorophycées est relativement élevée par rapport aux 5 dernières années.

3.2.2 Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2009. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon est calculé, puis la moyenne annuelle de ces indices est mesurée pour chacune des années de 1974 à 2010. Cet indice moyen est reporté à la figure 6 pour chaque année.





La diversité de l'année 2010 est plus forte que celles des 3 dernières années. Elle est cependant assez faible en comparaison de l'ensemble de la chronique 1974-2010. Les diversités les plus faibles (2001, 2007, 2009) sont liées à des blooms de *Mougeotia gracillima*.

3.2.3 Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels de REYNOLDS et al. (2002) est donnée à la figure 7.



Figure 7 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels de REYNOLDS *et al.* (2002). Figure 7 : Change in the interannual dynamic profile of the functional groups of REYNOLDS *et al.* (2002).

Les données de 2010 suivent les tendances générales des années précédentes dans l'évolution des principaux groupes fonctionnels :

Le groupe Lm qui était abondant de 1974 à 1985 et qui caractérise les épilimnions bien stratifiés des lacs eutrophes (*Ceratium hirundinella*) représente une proportion de plus en plus faible de la biomasse. Le groupe Y (regroupant les taxons phagotrophes¹ tel *Cryptomonas* sp. caractérisant les lacs riches en nutriments) de 1985 à 2000, puis le groupe T (rassemblant des taxons préférant les couches profondes de l'épilimnion bien brassé mais sensibles à un déficit en nutriments) vont succéder au groupe Lm, devenant prépondérant, respectivement de 1985 à 2000 et de 2001 à 2009.

Les 15 dernières années, dont l'année 2010, montrent une augmentation du groupe fonctionnel E, regroupant des taxons caractéristiques de milieux pauvres en nutriments.

3.2.4 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

L'état trophique des lacs peut ainsi être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude (KAIBLINGER, 2008 ; KAIBLINGER *et al.*, 2009) a montré que c'est l'indice de Brettum (modifié par WOLFRAM *et al.* (2007) ; WOLFRAM et DOKULIL (2007)) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins mais nécessitait une correction. Cet indice corrigé donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore. Plus cet indice est élevé, plus le niveau trophique sera faible.

Classe	Concentrations en TP	Etat trophique
6	≤ 5 μg·L ⁻¹	ultra-oligotrophe
5	5 - 8 µg·L ^{−1}	oligotrophe
4	8 - 15 µg·L ^{−1}	oligo-mesotrophe
3	15 - 30 μg·L ^{−1}	méso/faiblement eutrophe
2	30 - 60 μg·L ^{−1}	eutrophe
1	> 60 µg·L ^{−1}	hypertrophe

Les valeurs suivantes sont données par les auteurs :

La figure 8 présente l'évolution de cet indice.



Figure 8: Change in Brettum's modified phytoplankton quality index (1989).

Globalement une amélioration de la qualité des eaux du Léman est observable depuis 1974 (figure 10). Entre 1974 et 1980, le lac était eutrophe selon l'indice de Brettum modifié par KAIBLINGER (2008) et KAIBLINGER *et al.* (2009). Puis l'indice présente une hausse, indiquant une amélioration de l'état trophique. La valeur pour l'année 2010 est de 3.46.

¹ Phagotrophe : Se dit d'un organisme qui se nourrit de particules (qui peuvent être d'autres organismes) absorbées par phagocytose (processus d'ingestion par une cellule eucaryote de particules (par ex. bactéries), par invagination de la membrane plasmique.

4. CONCLUSIONS

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2010 montre une augmentation de la biomasse au printemps qui est principalement le fait de 6 taxons de diatomées centriques (*Cyclotella costei, C. delicatula, Puncticulata radiosa, Stephanodiscus alpinus, S. minutulus, S. neoastrea*) sensibles à la stratification. La phase des eaux claires est bien marquée le 9 juin. Puis la biomasse augmente pendant l'été du fait de Chlorophycées, puis de Chrysophycées caractéristiques de milieux oligotrophes et enfin de Dinophycées. Les périodes automnale et hivernale sont caractérisées par une réduction de la biomasse phytoplanctonique et une augmentation de la proportion des Cyanobactéries hétérocystées fixatrices d'azote et des Cryptophycées.

L'analyse interannuelle du phytoplancton permet de montrer que la biomasse de 2010 fait partie d'une des plus faibles de toute la chronique 1974-2010. L'année 2010 n'a pas connu de bloom de *Mougeotia gracillima*. En termes de quantité de biomasse et de composition taxonomique, 2010 ressemble aux années 2006 et 2008.

L'évolution des groupes fonctionnels met en évidence la même tendance que les années précédentes, soit une réduction des taxons caractéristiques des épilimnions bien stratifiés des lacs eutrophes. La proportion des groupes fonctionnels caractéristiques des milieux pauvres en nutriments augmente.

L'évolution de l'indice de qualité Brettum (1989) modifié montre globalement que depuis 1974, les eaux du lac voient leur état trophique tendre vers l'oligo-mésotrophie.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2006): NF EN 15204. Qualité de l'eau Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode UTERMÖHL). Afnor: 41 p.
- BOURELLY, P. (1972) : Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. Boubée Ed., 1-572p.
- BOURELLY, P. (1981). Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. Boubée Ed., 1-517p.
- BOURELLY, P. (1985) : Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. Boubée Ed., 1-606p.
- BRETTUM, P. (1989) : Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway, 102 p.
- DRUART, J.C. et RIMET, F. (2008) : Protocoles d'analyse du phytoplankton du l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 - 2008, 96 p.
- KAIBLINGER, K. (2008) : Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DEC0470, INRA Thonon, France, 45 p.
- KAIBLINGER, C., ANNEVILLE, O., TADONLEKE, R., RIMET, F., DRUART, J. C., GUILLARD, J. et DOKULIL, M. T. (2009) : Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. Hydrobiologia, 633, 67-74.
- PELLETIER, J. P. et ORAND, A. (1978a): Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- PELLETIER, J. P. et ORAND, A. (1978b) : Bouteille à prélèvement intégré Mode d'emploi. INRA Thonon, France, 9 p.
- REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. et MELO, S. (2002) : Toward a functional classification of the freshwater phytoplancton. J. Plankton Res., 24, 417-428.
- RIMET, F., DRUART, J. C. et ANNEVILLE, O. (2009) : Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). Ecological Informatics, 4, 99-110.
- UTERMÖHL, H. (1958) : Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. Mitt. Internat. Ver. Theor. Angew. Limnol., 9, 1-38.
- WEAVER, W. et SHANNON, C. E. (1949) : The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- WOLFRAM, G. et DOKULIL, M. (2007) : Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 -Phytoplankton. Lebensministerium, Austria, 50 p.
- WOLFRAM, G., DOKULIL, M., PALL, K., REICHMANN, M., SCHULZ, L., ARGILLIER, C., DE BORTOLI, J., MARTINEZ, J. P., RIOURY, C., HOEHN, E., RIEDMULLER, U., SCHAUMBURG, J., STELZER, D., BUZZI, F., DALMIGLIO, A., MORABITO, G., MARCHETTO, A., REMEC-REKAR, S. et URBANIC, G. (2007): Intercalibration Exercise. Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

ANNEXE 1

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

- 106 -

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed,	Urosolenia,	Nutrient	pH rise
	base poor, lakes	Cyclotella comensis	deficiency	
в	Vertically mixed, mesotrophic	Aulacoseira subarctica	Light	pH rise,
	small-medium lakes	Aulacoseira islandica	deficiency	Si depletion
				stratification
С	Mixed, eutrophic small-	Asterionella formosa	Light, C	Si exhaustion
	medium lakes	Aulacoseira ambigua	deficiencies	stratification
		Stephanodiscus rotula		
D	Shallow, enriched turbid	Synedra acus	Flushing	nutrient
	waters, including rivers	Nitzschia spp		depletion
		Stephanodiscus hantzschii		
N	mesotrophic epilimnia	Tabellaria	Nutrient	stratification
		Cosmarium	deficiency	pH rise
		Staurodesmus		
Р	eutrophic epilimnia	Fragilaria crotonensis	Mild light and	stratification
		Aulacoseira granulata	C deficiency	Si depletion
		Closterium aciculare		
		Staurastrum pingue		
Т	deep, well-mixed epilimnia	Geminella	Light deficiency	Nutrient
		Mougeotia		deficiency
		Tribonema		
S1	turbid mixed layers	Planktothrix agardhii	highly light	flushing
		Limnothrix redekei	deficient	
		Pseudanabaena	conditions	
S2	shallow, turbid mixed layers	Spirulina	light	flushing
		Arthrospira	deficient	
-		Kaphidiopsis	conditions	flue his -
S _N	warm mixed layers	Cylindrospermopsis	light-,nitrogen-	flushing
		Anabaena minutissima	deficient	
_			conditions	
Z	clear, mixed layers	Synechococcus	low nutrient	
Va	aballari, alaas a bisal	prokaryote picoplankton	low booc	grazing
A3	snallow, clear, mixed	Nollella	iow base	mixing,
	layers		status	grazing
Va	aballow, aloar mined langes	eukaryote picopiankton	atratification	mixing
~2	snallow, clear mixed layers	Chrysochromyling	stratineation	filter feeding
V1	shallow mixed lavers in	Chirysochromulina	stratification	
~ 1	enriched conditions	Monoranhidium	Sulatinuation	filter feeding
v		Cryptomonas	low light	nhadotrophel
T	lakes	Cryptomonas		μιαγοτισμης;
E	usually small, oligotrophic,	Dinobryon	low nutrients	CO ₂ deficiency
	base poor lakes or	Mallomonas	(resort to	
	heterotrophic ponds	(Synura)	mixotrophy)	
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes	low nutrients	?CO ₂ deficiency
		e.g. Botryococcus	high turbidity	
		Pseudosphaerocystis		
		Coenochloris		
		Oocystis lacustris		

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

C. S. REYNOLDS *ET AL.* | FUNCTIONAL CLASSIFICATION OF FRESHWATER PHYTOPLANKTON

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-	Eudorina	high light	nutrient deficiency
	rich water columns	Volvox		
J	shallow, enriched lakes	Pediastrum, Coelastrum		settling into low
	ponds and rivers	Scenedesmus		light
		Golenkinia		
к	short, nutrient-rich	Aphanothece		deep mixing
	columns	Aphanocapsa		
H1	dinitrogen-fixing	Anabaena flos-aquae	low nitrogen	mixing, poor light,
	Nostocaleans	Aphanizomenon	low carbon,	low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing	Anabaena lemmermanni	low nitrogen	mixing, poor light,
	Nostocaleans of	Gloeotrichia echinulata		
	larger mesotrophic lakes			
U	summer epilimnia	Uroglena	low nutrients	CO ₂ deficiency
Lo	summer epilimnia in	Peridinium	segregated	prolonged or deep
	mesotrophic lakes	Woronichinia	nutrients	mixing
		Merismopedia		
L _M	summer epilimnia in	Ceratium	very low C, mixing, poor stratification light	
	eutrophic lakes	Microcystis	stratification light	
М	dielly mixed layers of small	Microcystis	stratification light high insolation flushing, low total	
	eutrophic, low latitude lakes	Sphaerocavum	high insolation flushing, low total light	
R	metalimnia of mesotrophic	P. rubescens	low light, strong	instability
	stratified lakes	P. mougeotii	segregation	
v	metalimnia of eutrophic	Chromatium,	very low light,	instability
	stratified lakes	Chlorobium	strong	
			segregation	
W1	small organic ponds	Euglenoids, Synura	high BOD	grazing
		Gonium		
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling	?	?
		Trachelomonas		
٥	small humic lakes	Gonyostomum	high colour	?

Table I: continued


ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC (LÉMAN)

CHANGES IN THE PHYTOPLANKTON OF PETIT LAC (LAKE GENEVA)

Campagnes 2066 à 2010

PAR

Sophie LAVIGNE et Arielle CORDONIER

SERVICE DE L'ÉCOLOGIE DE L'EAU, DÉPARTEMENT DU TERRITOIRE, DE L'INTÉRIEUR ET DE LA MOBILITÉ, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

Jean-Michel JAQUET

UNEP DEWA GRID - Europe, Chemin des Anémones 11, CH - 1219 GENÈVE

RÉSUMÉ

Ce rapport présente les résultats de l'étude du phytoplancton et de la chlorophylle <u>a</u> du Petit Lac (Léman - station GE 3) pour les années 2006 à 2010.

Dans le Petit Lac, les biomasses annuelles ont fortement fluctué entre 2006 et 2010. Le profil des concentrations de chlorophylle <u>a</u> fluctuent de manière semblable.

Le microplancton reste largement dominant.

Pour l'ensemble de la période quinquennale, les groupes pigmentaires sont dominés par les conjuguées (Zygophycées) et les diatomées avec respectivement 33 et 24% de la biomasse totale. Les cyanobactéries n'ont entraîné aucun problème de toxicité pour la période 2006-2010.

L'indice de diversité des espèces présente des variations interannuelles très marquées.

<u>Cyclotella bodanica</u> var. <u>lemanensis</u>, espèce indicatrice de conditions oligotrophes, qui figurait déjà parmi les espèces dominantes en 2004 et 2005, demeure toujours bien présente au cours de cette dernière période quinquennale. En effet, elle compte parmi les espèces "très dominantes" en 2008 et 2010.

L'analyse des cycles saisonniers montre une année atypique en 2006 avec de fortes biomasses en période hivernale, attribuables à l'espèce filamenteuse <u>Mougeotia gracillima</u>.

En août 2007, une biomasse particulièrement élevée (32'445 mg·m⁻³) de cette même espèce a été mesurée dans le Petit Lac.

L'objectif d'une biomasse estivale moyenne inférieure à 1'500 mg·m⁻³ qui constitue la limite d'un risque de nuisances, a été dépassé en 2007, 2008, 2009 mais pratiquement pas en 2010. On note également des valeurs de biomasses très élevées en période automnale.

Excepté en 2006 où une valeur de 21 μgP·L⁻¹ est observée, les concentrations moyennes en phosphore total calculées sur l'ensemble de la colonne d'eau (0-70m) sont inférieures à 20 μgP·L⁻¹ (objectif fixé par la CIPEL). Paradoxalement, les biomasses algales restent très élevées; en 2007, la plus forte valeur annuelle a été observée depuis le début du suivi du phytoplancton dans le Petit Lac en 1977.

ABSTRACT

This report presents the findings of the study of the phytoplankton and of chlorophyll \underline{a} in Petit Lac (Lake Geneva - GE 3) for the years 2006 to 2010.

In Petit Lac, the annual biomasses fluctuated markedly between 2006 and 2010. The profile of the concentrations of chlorophyll <u>a</u> fluctuated in a similar manner.

The microplankton remained markedly dominant.

Throughout the entire five year period, the pigmented groups were dominated by the conjugates (Zygophyceae) and the diatoms, which accounted for 33 and 24% of the total biomass respectively. The cyanobacteria did not lead to any toxicity problem during the period 2006-2010.

The species diversity index displayed very marked interannual variations.

<u>Cyclotella bodanica</u> var. <u>lemanensis</u>, a species indicative of oligotrophic conditions that was already one of the dominant species in 2004 and 2005, was still present during this subsequent five-year period, and was indeed one of the "very dominant" species in 2008 and 2010.

Analysis of the seasonal cycles showed that 2006 was an atypical year, with high biomasses during the winter period, attributable to the filamentary species <u>Mougeotia gracillima</u>.

In August 2007, a particularly high biomass $(32'445 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3})$ of this same species was measured in Petit Lac.

The target of a mean summer biomass of less than 1'500 mg·m⁻³, which is the threshold for a risk of problems, was exceeded in 2007, 2008, and 2009, but hardly at all in 2010. There were also very high biomass values during the Autumn/Fall period.

With the exception of 2006, when a value of 21 μ gP·L⁻¹ was observed, the mean concentrations of total phosphorus calculated for the entire water column (0-70m) were below 20 μ gP·L⁻¹ (the target set by CIPEL). Paradoxically, algal biomasses remained very high; in 2007, the annual value was the highest recorded since phytoplankton monitoring was started in Petit Lac in 1977.

1. INTRODUCTION

Comme dans le Grand Lac, l'étude du phytoplancton du Petit Lac se poursuit depuis plusieurs décennies, plus particulièrement par l'analyse d'échantillons d'eau brute intégrés et la mesure de la chlorophylle *a* sur la colonne d'eau 0-10 m entre 1977 et 1999, et 0-20 m depuis 2000.

Les résultats antérieurs ont fait l'objet de plusieurs rapports, notamment REVACLIER (1996) pour la période 1986 - 1995, REVACLIER (2001) pour l'évolution de 1996 à 2000, LAVIGNE (2005) pour les années 1993 à 2003. Enfin, une étude plus globale intitulée : "*Etat écologique du Petit Lac en 2008*" a été publiée par le Service de l'écologie de l'eau de l'Etat de Genève en 2010 (SERVICE DE L'ECOLOGIE DE L'EAU, 2010).

Les résultats de l'étude du phytoplancton et de la chlorophylle *a* dans le Petit Lac (station GE3) pour la période 2006 à 2010 sont présentés ci-dessous.

2. MÉTHODES

Le phytoplancton est prélevé mensuellement au large d'Hermance (Station GE3), au-dessus de la fosse de Chevrens, de 71 m de profondeur. Les échantillons sont récoltés dans la couche 0-20 m (peut varier de +/- 2m selon les conditions météorologiques) à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (PELLETIER et ORAND, 1978).

L'examen qualitatif et quantitatif est effectué au microscope inversé, après fixation au Lugol et concentration des organismes par sédimentation en chambre d'UTERMÖHL pendant 24 heures. Le volume sédimenté est de 50 mL, ou le cas échéant un volume supérieur (100 mL) ou inférieur (10 mL) selon que l'abondance est trop faible ou trop importante.

La biomasse est calculée par addition des biovolumes cellulaires et exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau (UTERMÖHL, 1958). Le biovolume unitaire (cellule, colonie ou filament de 100 mL) varie en fonction de la morphologie des algues. Les biovolumes utilisés (DRUART et RIMET, 2008) sont les mêmes que ceux utilisés pour l'étude du Grand Lac.

Les classes de tailles du phytoplancton sont basées sur la description de WETZEL et LICKENS (2000), soit :

- Microplancton : longueur de la cellule ou de la colonie > 20 μ m et le volume > 10'000 μ m³.
- Nanoplancton : longueur de la cellule ou de la colonie < 20 μ m et le volume < 10'000 μ m³.

La concentration en chlorophylle *a* est mesurée au spectrophotomètre après filtration des échantillons d'eau brute (sur filtre en nitrate de cellulose, 0.6 µm de porosité) et extraction des pigments cellulaires dans un mélange hydro-acétone (10/90) selon la méthode décrite par STRICKLAND et PARSONS (1968).

En plus des dosages en laboratoire, le Service de l'écologie de l'eau effectue un profil de la chlorophylle *a*, de la surface jusqu'au fond, à l'aide d'une sonde multiparamétrique FLNTUB (Firme WetLabs).

La transparence est mesurée avec un disque de Secchi blanc de 30 cm de diamètre.

Les échantillons d'eau pour les analyses physico-chimiques sont prélevés à 0 ; 2.5 ; 5 ; 7.5 ; 10 ; 15 ; 20 ; 30 ; 50 et 70 m de profondeur.

3. RÉSULTATS

Les données brutes concernant le phytoplancton et la chlorophylle *a* du Petit Lac peuvent être obtenues auprès des auteurs.

Une période météorologique défavorable couplée à une panne de bateau, a entraîné l'annulation de la campagne de février 2010.

3.1 Transparence

Pour la période étudiée, la transparence de l'eau du Petit Lac (figure 1) évolue de manière classique avec des valeurs plus élevées en période hivernale et en période des eaux claires.

De 2006 à 2010, la période des eaux claires est observée en mai ou juin, sauf en 2007 où on l'observe en avril.



Figure 1 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi à la station GE3 de 2006 à 2010. EC = Eaux Claires.

Figure 1: Secchi disk transparency measured at GE3 station from 2006 to 2010 – (CW/EC) Clear water.

3.2 Profondeur de la zone euphotique

L'épaisseur de la zone euphotique, arbitrairement estimée dans le Léman à l'aide de la formule :

Z_{eu}s = 2.7·Z_s (POURRIOT et MEYBECK, 1995),

a également été calculée sur la base de mesures optiques de l'éclairage descendant ($Z_{eu}k$; Annexe 2). La figure 2 montre qu'estimation et mesures ne donnent pas les mêmes résultats : $Z_{eu}s$ basé sur la profondeur Secchi tantôt sur estime, tantôt sous-estime la vraie valeur $Z_{eu}k$, les différences pouvant atteindre 5 mètres.





Figure 2: Time variation of the estimation (Z_{eu}s) and measurement of the euphotic depth (Z_{eu}k).

La relation de la profondeur Secchi avec $Z_{eu}k$ et $Z_{eu}s$ est indiquée sur la figure 3, avec des ajustements linéaire et non-linéaire, ce dernier de la forme :

 Z_{eu} wN = 7.43 \cdot Z_s^{0.44}

A noter qu'une relation linéaire ne passant pas par l'origine serait fausse, car elle impliquerait une zone euphotique d'environ 10 m pour une profondeur Secchi nulle. Les développements théoriques rapportés à l'Annexe 2 confirment parfaitement la relation non linéaire, permettant une meilleure estimation de la zone euphotique à partir de la profondeur Secchi pour le Petit-Lac et probablement le Léman. L'erreur moyenne de cette estimation est de ± 1.3 m. Cette estimation est encore provisoire, et devra être affinée au fur et à mesure de la disponibilité de nouvelles mesures optiques.



- Figure 3 : Relation entre profondeur Secchi et deux estimations de la zone euphotique: points expérimentaux, ajustement linéaire (bleu) et non linéaire (rouge). Les courbes en tirets indiquent l'intervalle de confiance approximatif de l'ajustement non linéaire (seuil de 95%)
- Figure 3 : Relationship between photic depth and Secchi transparency : measurements (dots), with linear (blue) and non-linear (red) fits. The dashed red lines indicate the 95% confidence interval for the non-linear estimate (95% threshold).

3.3 Biomasse algale

Bien que les concentrations en phosphore total soient à la baisse dans le Petit Lac (l'objectif de 20 μ gP·L⁻¹ comme valeur annuelle moyenne, fixé pour le Grand Lac par la CIPEL, est atteint depuis 2007), de très fortes productions algales sont encore observées.

Les biomasses annuelles du phytoplancton varient fortement entre 2006 et 2010 (figure 4).





Figure 4 : Change in the annual pytoplanktonic biomass at GE3 station at 0-10 m between 1977 and 1999, and at 0 20 m between 2000 and 2010.

Les années 2007 et 2009 se démarquent par de très fortes biomasses : plus de 47'000 mg·m⁻³ en 2007, ce qui représente la plus forte valeur calculée depuis le début du suivi du phytoplancton dans le Petit Lac en 1977.

En 2006, 2008 et 2010, les valeurs se situent entre 15'000 et 20'000 mg·m⁻³, ce qui demeure relativement élevé.

3.4 Groupes pigmentaires

La figure 5 présente l'évolution interannuelle des principaux groupes pigmentaires.



Figure 5 : Variations interannuelles des groupes pigmentaires de 2006 à 2010 à la station GE3.

Figure 5 : Inter-annual variation of pigment groups at GE3 station between 2006 and 2010.

Les conjuguées (Zygophycées), dominées par l'espèce *Mougeotia gracillima*, atteignent des biomasses exceptionnelles en 2007 et 2009, mais sont quasi absentes en 2008 et 2010. Ce comportement est pour l'heure mal compris.

En terme d'abondance relative, sur l'ensemble de la période quinquennale, les conjuguées dominent le peuplement avec 33%, suivies en ordre décroissant par les diatomées (24%) les cyanobactéries (14%), les dinophycées (10%), les cryptophycées (9%), les chlorophycées (9%) et les chrysophycées (2%). Le groupe des xanthophycées, très faiblement représenté dans le Léman, est pratiquement absent ; il ne fait qu'une faible apparition en 2007.

3.5 Microplancton et nanoplancton

Pendant toute la période étudiée, les espèces micro-planctoniques dominent la biomasse globale du phytoplancton (figure 6).

En 2007 et 2009, plus de 90% du microplancton est constitué de Mougeotia gracillima.



Figure 6 : Pourcentages relatifs de la biomasse annuelle du micro et nanoplancton à la station GE3 de 2006 à 2010.

Figure 6: Relative proportions of micro- and nanoplankton at GE3 stetion between 2006 and 2010.

Les moyennes mensuelles des biomasses du micro et du nanoplancton montrent que le nanoplancton est nettement mieux représenté en période printanière (figure 7).



Biomasse mensuelles movennes 2006-2010

Biomasses mensuelles moyennes du micro et nanoplancton pour la période 2006 à 2010 à la Figure 7 : station GE3.

Mean monthly biomass of micro- and nanoplankton at GE3 station between 2006 and 2010. Figure 7 :

3.6 Cycles saisonniers

L'évolution saisonnière des biomasses algales pour les années 2006 à 2010 est illustrée à la figure 8.

La période hivernale est caractérisée par des valeurs basses, sauf en 2006 où nous observons de fortes biomasses de Mougeotia gracillima en janvier et décembre, accompagnée par la cyanobactérie Planktothrix rubescens en décembre.

La période printanière présente des profils variables. D'importants pics de croissance sont observés en mars 2008, en avril 2006 et 2008 et plus particulièrement en avril 2010.

En 2006, les valeurs élevées de février sont le fait du maintien de Mougeotia gracillima qui domine déjà le peuplement en janvier. On peut tout de même parler d'un "démarrage" printanier en février du fait de l'apparition d'Aulacoseira islandica subsp. helvetica et de Rhodomonas minuta, deux algues typiquement printanières.

La période des eaux claires est constatée en mai ou juin, sauf en 2007 où nous l'observons en avril.

Fait déjà commenté lors de la précédente période quinquennale, il n'est pas rare d'assister à la persistance de biomasses élevées durant la période automnale. C'est le cas en 2006, 2007, 2008 et 2009.





- 114 -

3.7 Biomasse estivale

Dans le Tableau de bord technique du Plan d'action 2001-2010 de la CIPEL, des valeurs limites à ne pas dépasser ont été fixées pour les moyennes estivales (juillet, août et septembre) des algues planctoniques :

	$(41500 \text{ mm} \text{ m}^{-3} \text{ Objectif})$		
•	< 1500 mg·m [•] Objectit a atteindre)	=	pas de nuisance"
•	entre 1'500 et 3'000 mg⋅m⁻³	=	risque de nuisances*
•	> 3'000 mg⋅m ⁻³	=	nuisances* certaines
* nui	sances : colmatage des filets de pêche et des baigneurs.	filtres	s servant à la production d'eau potable, désagrément pour les

Tableau 1 : Biomasses moyennes estivales (juillet, août et septembre) des algues planctoniques
de 2006 à 2010 à la station GE3.

Table 1 :	Average summer biomass (July - September) of phytoplankton at GE3 between
	2006 and 2010.

	Bior	Mayanna activala		
	Juillet	août	septembre	woyenne estivale
2006	1'396	708	849	984
2007	13'386	3'951	5'540	7'626
2008	2'175	3'475	2'124	2'591
2009	778	2'313	11'056	4'715
2010	924	2'966	714	1'535

Les valeurs du tableau 12 montrent que la limite inférieure des biomasses moyennes estivales du phytoplancton a été dépassée durant toute la période quinquennale dans le Petit Lac, excepté pour 2006 et qu'en 2010, les valeurs sont à la limite.

Bien que la surveillance soit axée sur les valeurs **estivales**, les biomasses sont souvent également trop élevées en période **automnale**, comme l'indique le tableau 2.

- Tableau 2 : Biomasses moyennes automnales (octobre et novembre) des algues planctoniques de 2006à 2010 à la station GE3.
- Table 2 :
 Average autumn biomass (October November) of phytoplankton at GE3 station between 2006 and 2010.

	Biomasses men	Moyenne automnale	
	octobre novembre		
2006	3'351	1'504	2'427
2007	10'177	4'462	7'319
2008	2'507	1'317	1'912
2009	7'545	1'019	4'282
2010	951	469	710

En effet, pendant la période quinquennale, quatre années sur cinq présentent des valeurs de biomasses automnales moyennes supérieures à 1'500 mg·m⁻³.



Figure 9 : Average summer planktonic algae biomass (July, August and September) at GE3 station between 2006 and 2010.

Les figures 9 et 10 illustrent que, si la trop forte croissance algale en période estivale est un problème constaté depuis la fin des années 70, le phénomène en période automnale semble s'être installé depuis le début des années 2000.



Figure 10 : Évolution des biomasses moyennes automnales (octobre et novembre) des algues planctoniques de 1977 à 2010 à la station GE3.

Le Tableau A présenté à l'Annexe 1 illustre d'une manière plus globale la distribution saisonnière des biomasses algales. Nous pouvons y observer que les mois de décembre et janvier, appartenant à la période hivernale et ayant généralement d'assez faibles biomasses, présentent entre 2004 et 2006 des valeurs anormalement élevées.

3.8 Diversité

De 2006 à 2010, les variations de l'indice de diversité sont très grandes (figure 11). Nous mesurons une variabilité maximale de la diversité sur ces cinq dernières années. Les faibles valeurs observées en 2007 et 2009 rappellent celles de l'année 2001, toutes trois correspondant à une très forte dominance de l'espèce *Mougeotia gracillima* sur le peuplement.



Figure 11 : Évolution interannuelle de l'Indice de diversité de Shannon, calculé à partir des valeurs de biomasses.



Figure 10 : Average autumn planktonic algae biomass (October and November) on at GE3 station between 1977 and 2010.

3.9 Taxons dominants et très dominants

Le calcul des biomasses des différents taxons permet de décrire leur abondance relative au cours de la période 2006-2010. Elles sont présentées dans le tableau 3.

- Tableau 3 :Pourcentages des espèces dominantes (1 à 6 % de la biomasse annuelle) et très dominantes
(>6% de la biomasse annuelle), regroupées par groupes pigmentaires, de 2006 à 2010 à la station
GE3.
- Table 3 :Proportions of dominant (1 6% of annual biomass) and very dominant (>6%) species, according
to pigment groups, at GE3 station between 2006 and 2010.

1 à 6 % Espèces dominantes						
> 6 % Espèces très dominantes						
Valeurs relatives (%) de la biomasse annuelle totale (mg·m⁻³)						
CONJUGUEES	2006	2007	2008	2009	2010	
Mougeotia gracillima	23.67	68.21		64.51		
Mougeotia sp. (grande cellule)	0.95					
DIATOMEES	2006	2007	2008	2009	2010	
Fragilaria crotonensis	5.75		3.14	1.69	1.49	
Aulacoseira islandica subsp. helvetica	4.23		1.65	7.24	1.42	
Diatoma tenuis	4.09	1.78	7.97	1.10		
Cyclotella spp./ stephano.minutulus (<9 µm)	1.54		4.15	1.35	4.69	
Stephanodiscus neoastreae	1.23	2.19	1.62		3.42	
Asterionella formosa	1.04		1.51	2.20	3.83	
Cyclotella bodanica		2.60	9.03		16.25	
Cyclotella comta (radiosa)			1.50		2.03	
Cyclotella spp./ stephano.minutulus (>9 μm)			1.10		2.10	
Fragilaria ulna var. angustissima				2.09	2.87	
CHLOROPHYCEES	2006	2007	2008	2009	2010	
Chlamydomonas spp.	11.20	1.17	5.58			
Eudorina elegans			1.26			
Micractinium pusillum			2.33			
Pandorina morum			1.23			
Botryococcus braunii					3.27	
Tetraselmis cordiformis					1.44	
Sphaerocystis schroederi					1.06	
CYANOBACTERIES	2006	2007	2008	2009	2010	
Aphanizomenon flos-aquae	6.95		4.83		2.21	
Planktothrix rubescens	6.75	2.78	2.78			
Aphanocapsa delicatissima		3.00	11.17	3.39	16.97	
Aphanothece clathrata var. rosea		1.17				
CRYPTOPHYCEES	2006	2007	2008	2009	2010	
Rhodomonas minuta	8.44	1.61	6.69	3.28	5.66	
Cryptomonas spp.	2.77	1.13	1.37	1.44	5.10	
Rhodomonas minuta var. nannoplanctica	1.33		1.33	1.14	2.35	
DINOPHYCEES	2006	2007	2008	2009	2010	
Ceratium hirundinella	6.64		12.99	2.90	10.15	
Gymnodinium helveticum	2.63	5.98				
Peridinium willei			1.51	0.99		
CHRYSOPHYCEES	2006	2007	2008	2009	2010	
Sphaerocea volvox			2.99			
Dinobryon divergens					1.53	
Mallomonas acaroides					0.95	

De 2006 à 2010, 22 espèces sont dominantes et 10 sont très dominantes :

Le groupe des conjuguées est représenté par l'espèce *Mougeotia gracillima* qui est "très dominante" en 2006, 2007 et 2009. En 2006, son abondance relative n'est toutefois pas aussi élevée qu'en 2007 et 2009, c'est pourquoi elle n'a pas la même incidence sur l'indice de diversité.

Le comportement de cette algue filamenteuse reste énigmatique : atteignant des biomasses phénoménales certaines années (32'445 mg·m⁻³ en 2007), elle peut être quasi absente l'année suivante (104 mg·m⁻³ en 2008). Son évolution dans le Petit Lac se trouve à l'Annexe 1 au tableau B.

Les diatomées occupent également une place importante, tant en terme de diversité que de biomasse. Plusieurs espèces dominent le peuplement phytoplanctonique pendant presque toute la période quinquennale. *Cyclotella bodanica*, (anciennement *Cyclotella bodanica* var. *lemanensis*) diatomée typique de milieu oligotrophe (VAN DAM *et al.*, 1994), est très dominante deux années sur cinq ; elle atteint plus de 16% en 2010.

Les chlorophycées sont représentées par diverses espèces, mais de manière plus importante par les *Chlamydomonas* sp. qui sont très dominantes en 2006.

Quatre espèces de cyanobactéries sont dominantes, dont *Aphanizomenon flos aquae*, une hétérocystée fixatrice d'azote. Malgré des valeurs plus marquées chez trois d'entre elles (très dominantes), aucun dépassement de la norme recommandée par l'OMS (2'000 cellules par mL) n'a été observé au cours de la période quinquennale et aucun problème de toxicité n'est à relever.

La part des Cryptophycées est non négligeable : les *Cryptomonas* sp. et les espèces nanoplanctoniques *Rhodomonas minuta* et sa variété *nannoplanctica* ont une dominance quasi constante sur cinq ans.

La Dinophycée Ceratium hirundinella est très dominante trois années sur cinq.

Enfin, trois espèces de chrysophycées affichent une dominance plutôt modeste. Appartenant au même groupe pigmentaire, nous observons que les espèces du genre Dinobryon, algues mixotrophes adaptées à de faibles concentrations en nutriments (ANNEVILLE, 2001), sont peu présentes dans le Petit Lac en comparaison à ce qui est observé dans le Grand Lac (Tableau 4). Sachant que les concentrations en phosphore sont plus faibles dans le Petit Lac (moyenne pondérée de 13.3 μ gP·L⁻¹ en 2010 pour 22.4 μ gP·L⁻¹ dans le Grand Lac), ces données portent à réflexion.

- Tableau 4 : Biomasses annuelles moyennes et maximales des espèces du genre Dinobryon, de 2006 à
2010 aux stations GE3 et SHL2.
- Table 4 : Average and maximum annual biomass of the Dinobryon genus at stations GE3 and SHL2 between 2006 and 2010.

	Biomasses moyennes annuelles (mg·m ⁻³) <i>Dinobryon</i> (valeur maximale)					
	GE3	SHL2				
2006	5 (138)	29 (121)				
2007	2 (38)	23 (97)				
2008	5 (135)	104 (872)				
2009	3 (31)	193 (1'117)				
2010	11 (220)	54 (641)				

3.10 Chlorophylle a

Les concentrations de chlorophylle *a* mesurées entre 2006 et 2010 (figure 12) fluctuent de manière semblable à celles de la biomasse phytoplanctonique (figure 13).



Evolution de la chl a de 2006 à 2010

Figure 12 : Concentrations mensuelles de la chlorophylle *a* entre 0-20 m, à la station GE3 de 2006 à 2010.

Figure 12: Monthly chloropyll a concentrations (0-20 m) at GE3 station between 2006 and 2010.





Figure 13 : Inter-annual variations of the average chlorophyll *a* concentration and phytoplankton biomass (0-20 m) at GE3 station between 2006 and 2010.

L'amplitude des concentrations en chlorophylle *a* est plus forte pour la période quinquennale 2006-2010 que pour la période précédente (LAVIGNE *et al.*, 2006). Les pics automnaux de 2007 et 2009 (figure 12) corroborent ceux de la biomasse algale.

En plus des dosages en laboratoire, le SECOE effectue pour chaque campagne un profil de la chlorophylle *a*, de la surface jusqu'au fond, à l'aide d'une sonde multiparamétrique (FLNTUB, www.wetlabs.com). Ces profils permettent, entre autres, de suivre l'évolution des peuplements algaux tout au long de l'année, de situer le phytoplancton dans la colonne d'eau et d'en estimer la concentration.

L'échantillon du mois d'août 2008 n'a pu être dosé en laboratoire. Le profil de la sonde (figure 14), a permis de faire une estimation de la concentration en chlorophylle *a* (maximum voisin de 5 mg·m⁻³).



Figure 14 : Profils de chlorophylle *a* et température obtenus par la sonde multiparamétrique FLNTUB à la station GE 3 le 11 août 2008.

Figure 14 : Continuous profiles of chlorophyll *a* concentration and temperature recorded using the FLNTUB sensors at GE3 station on 11 August, 2008.

Sur de nombreux profils de chlorophylle *a*, nous observons que la tendance d'enfoncement du phytoplancton dans la colonne d'eau se poursuit. Ce constat avait justifié l'extension de la zone de prélèvements de 0-10 m à 0-20 m depuis 2000. De surcroît, il n'est pas rare d'observer des concentrations de chlorophylle *a* relativement importantes même au-delà de 20 mètres de profondeur. Cet enfoncement est en partie attribuable à l'appauvrissement des stocks de nutriments dans les couches superficielles, phénomène qui s'opère lors de l'oligotrophisation d'un plan d'eau.

4. CONCLUSIONS

L'étude du phytoplancton du Petit Lac de 2006 à 2010 présente des similitudes avec la période quinquennale précédente. En effet, malgré la poursuite de la baisse des concentrations en phosphore total, nous observons toujours une persistance de biomasses algales annuelles importantes, avec un décalage des concentrations élevées dans la seconde partie du cycle annuel. Ce phénomène, également observé dans le Grand Lac, est sans doute lié aux changements physico-chimiques qui s'opèrent dans le Léman depuis quelques décennies.

Le phénomène d'hystérèse décrit par ANNEVILLE (2001) et auquel nous assistions déjà de 2001 à 2005, se poursuit : l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima* trouve encore visiblement des conditions avantageuses qui lui permettent une colonisation massive des couches plus profondes.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O. (2001) : Diagnostic sur l'évolution de l'état de santé écologique du Léman par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Thèse INRA Thonon-les-Bains, 307 p.
- BRACCHINI, L., DATTILO, A.M., HULL, V., LOISELLE, S.A., TOGNAZZI, A. et ROSSI, C. (2009) : Modeling upwelling irradiance using Secchi disk depth in lake ecosystems. J. Limnol., 68(1), 83-91.
- BUKATA, R.P., JEROME, J.H. et BRUTON J.E. (1988) : Relationships among Secchi disk depth, beam attenuation coefficient, and irradiance attenuation coefficient for Great Lakes waters. J. Great Lakes Res., 14(3), 347-355.
- CIPEL (2010) : Plan d'action 2001-2010 Tableau de bord technique. Ed. CIPEL, Nyon-Changins, 69 p.
- DAVIES-COLLEY, R.J., VANT, V.N. et SMITH, D.G. (1993) : Colour and clarity of natural waters. Ellis Horwood, London, 310 p.
- DRUART, J.C. et RIMET, F., 2008 : Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA-Thonon, Rapport SHL 283 - 2008, 96 p.
- JAQUET, J.-M., SCHANZ, F., BOSSARD, P., HANSELMANN K. et GENDRE, F. (1994) : Measurement and significance of bio-optical parameters for remote sensing in two subalpine lakes of different trophic state. Aquatic Science, 56(3), 263-305.
- KIRK, J.T.O (1994) : Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, London, 399 p.
- KOENINGS, J.P. et EDMUNDSON, J.A. (1991) : Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: effects of yellow color and turbidity. Limnol. Oceanogr., 36, 91-105.
- KRATZER, S., HAKANSON, B. et SAHLIN, C. (2003) : Assessing Secchi et photic zone depth in the Baltic Sea from satellite data. Ambio, 32(8), 577-585.
- LAVIGNE (2005) : Le phytoplancton du Petit Lac : Évolution de 1993 à 2003. Service de l'écologie de l'eau de l'état de Genève, 35 p.
- LAVIGNE, S., CORDONIER, A., GALLINA, N. et PERFETTA, J. (2006) : Évolution du phytoplancton du Petit Lac.-Campagnes 2001-2005. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut, Campagne 2005, 101-116
- LAZZAROTTO, J. et RAPIN, F. (2010) : Évolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 31-56.
- PADIAL, A.A. et THOMAZ, S.M. (2008) : Prediction of the light attenuation coefficient through the Secchi disk depth: empirical modeling in two large Neotropical ecosystems. Limnology, 9, 143-151.
- PELLETIER, J. P. et ORAND, A. (1978) : Bouteille à prélèvement intégré Mode d'emploi. INRA Thonon, France, 9 p.
- POOLE, H.H. et ATKINS, W.R. (1929 : Photo-electronic measurements of submarine illumination throughout th year. J. Mar. Biol. Assoc., 16, 297-394.
- REVACLIER (1996) : Le phytoplancton du Petit Lac : évolution de 1986 à 1995. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 133-152.
- REVACLIER, R. (2001): Le phytoplancton du Petit Lac : évolution de 1996 à 2000. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 90-108.
- RIMET, F. (2010) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 77-88.
- RØRSLETT, B, SCHWARZ, A.M. et HAWES, I. (1996) : Underwater light profiles in some New Zealand lakes: a comparison of log-linear and Weibull models. New Zeal. J. of Marine and Freshwater Res., 30, 477-484.
- SERVICE DE L'ÉCOLOGIE DE L'EAU DE L'ETAT DE GENEVE (2010) : Etat écologique du Petit Lac en 2008, 91 p.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd Canada, 167, 311p.
- UTERMÖHL, H. (1958) : Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. Mitt. Internat. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9, 1-38.

VAN DAM, H., RERTENS, A. et SINKELDAM, J. (1994) : A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from Netherlands. Netherlands J. of Aquatic Ecology, 28, 117-133.

WETZEL, R.G. et LICKENS, G.L. (2000) : Limnological Analyses, Third edition. Springer-Verlag New York.

Évolution des biomasses de phytoplancton de 1977 à 2010 à la station GE3. Tableau A :

Table A : Phytoplankton biomasses between 1977 and 2010 at GE3.

	Evolution des biomasses (mg·m ⁻³) mensuelles dans le Petit Lac (GE3) de 1977 à 2010												
	janv	févr	mars	avr	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc	Tot. ann.
1977	85	173	2'393	653	4'130	-	256	1'348	614	1'215	13	52	10'932
1978	27	171	895	823	648	199	4'100	1'087	1'586	2'174	231	152	12'094
1979	82	94	176	508	1'038	44	2'788	1'809	1'529	278	908	445	9'698
1980	73	116	256	1'161	602	1'099	443	1'070	4'245	705	637	347	10'754
1981	101	128	1'085	2'040	1'548	238	483	3'102	2'073	1'160	337	76	12'372
1982	94	161	102	1'725	390	1'383	5'963	1'030	591	853	1'242	577	14'111
1983	252	252	1'438	1'889	1'931	205	1'585	687	1'113	332	101	239	10'024
1984	92	176	537	1'108	1'261	86	2'519	3'723	1'013	1'169	831	682	13'196
1985	349	196	340	734	2'753	555	4'032	594	1'966	736	835	420	13'512
1986	418	512	1'109	361	3'568	218	800	648	2'088	41	228	563	10'555
1987	256	468	457	652	2'225	268	2'902	1'782	792	900	275	174	11'152
1988	315	577	344	1'153	3'074	217	659	809	3'696	4'190	132	129	15'294
1989	31	113	2'996	7'417	259	210	721	186	516	765	156	142	13'512
1990	241	805	-	1'027	3'498	1'063	963	1'090	528	157	18	188	9'579
1991	101	212	357	1'121	515	2'330	1'014	385	144	216	584	129	7'108
1992	103	91	1'979	1'185	2'561	785	441	2'000	1'206	916	1'610	318	13'196
1993	214	496	2'542	2'348	1'459	578	1'443	1'198	961	2'244	323	262	14'068
1994	176	338	386	1'663	271	640	781	336	391	700	1'209	439	7'330
1995	235	146	592	1'694	853	1'745	1'075	786	2'427	797	267	73	10'691
1996	261	414	1'213	628	427	244	1'730	1'593	3'932	2'839	294	152	13'728
1997	88	398	1'096	247	127	380	564	305	1'933	247	674	520	6'579
1998	557	160	651	1'376	648	558	1'165	3'669	2'812	983	418	258	13'256
1999	755	325	863	964	239	815	2'238	2'854	1'938	2'910	161	162	14'225
2000	321	1'018	2'177	2'356	1'068	762	1'811	2'544	771	737	160	859	14'585
2001	796	1'362	690	1'141	648	739	3'806	21'307	3'043	3'202	805	713	38'254
2002	647	596	592	444	559	2'944	2'631	3'127	2'607	2'286	1'542	573	18'550
2003	298	1'328	1'655	2'720	662	1'022	3'208	1'848	675	2'202	908	517	17'043
2004	1'177	309	397	1'063	1'859	1'560	1'219	3'829	4'010	3'797	1'307	2'259	22'786
2005	4'271	2'526	1'916	2'668	1'649	494	6'082	4'346	1'522	1'391	2'893	5'078	34'833
2006	2'191	1'793	874	2'493	753	235	1'396	708	849	3'351	1'504	1'832	17'978
2007	562	1'417	1'716	1'450	961	3'009	13'386	3'951	5'540	10'177	4'462	932	47'564
2008	264	1'194	2'665	3'038	639	507	2'175	3'475	2'124	2'507	1'317	664	20'571
2009	784	901	1'764	1'378	581	1'040	778	2'313	11'056	7'545	1'019	306	29'463
2010	859	-	1'378	4'713	1'358	451	924	2'966	714	951	469	458	15'240



< 1'500 mg·m·³ (objectif à atteindre) = pas de nuisance* entre 1'500-3'000 mg·m·³ = risque de nuisances* > 3'000 mg/m³ = nuisances* certaines

* nuisances : colmatage des filets de pêche et des filtres servant à la production d'eau potable, désagrément pour les baigneurs.

Tableau B : Évolution des biomasses de l'espèce filamenteuse Mougeotia gracillima de 1977 à 2010 à la station GE3.

	Evolution des biomasses (mg·m ⁻³) de <i>Mougeotia gracillima</i> dans le Petit Lac (GE3) de 1977 à 2010												
	janv	févr	mars	avr	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc	Tot. annuel
1977	44	21	0	4	0		149	325	284	686	2		1'515
1978	0							211	222	264	31	22	750
1979	1								0	49	23	63	136
1980									171	141	27	82	420
1981	29							2	80	148	19		279
1982								22	48	10	36	0	116
1983	1								21	42			64
1984													-
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	85	15	101	24	226
1986	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
1987													-
1988									46	2	15		64
1989		3		2									6
1990													-
1991													-
1992									714	24	14	6	758
1993	0	0	0	0	0	0	0	558	2	31	5	0	596
1994								12					12
1995	0	4		0		10	5	25	753	47	1		845
1996	3	12	0	0	0	0	2	738	3'161	192	66	8	4'182
1997								5	480	48		8	540
1998	8	0	0	0	0	0	168	1'920	1416	93	1	0	3'607
1999	0	0	0	0	0	0	0	24	174	14	0	0	213
2000	0	0	0	2	0	0	0	6	0	84	0	11	103
2001	0	0	0	0	0	47	312	20'452	2'785	366	120	0	24'081
2002	0	0	0	0	0	3	0	74	28	352	51	1	510
2003	1	0	1	1	0	1	114	170	142	40	1	1	469
2004	0	0	0	0	0	30	368	2'034	410	930	537	2'010	6'320
2005	2'632	1437	1	30	12	1	241	18	145	78	1'932	4'244	10'770
2006	1'829	767	12	0	0	0	0	6	97	187	634	724	4'256
2007	72	42	6	0	0	682	11'590	1'606	5'149	9'055	4'147	97	32'445
2008	0	0	0	0	0	0	0	0	24	48	32	0	104
2009	1	1	0	1	0	0	48	1195	10'183	6'972	573	30	19'005
2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table B : Biomasses of the filamentous species Mougeotia gracillima between 1977 and 2010 at GE3 station.



< 1'500 mg·m·³ (objectif à atteindre) = pas de nuisance* entre 1'500-3'000 mg·m·³ = risque de nuisances* > 3'000 mg·m·³ = nuisances* certaines

 * nuisances : colmatage des filets de pêche et des filtres servant à la production d'eau potable, désagrément pour les baigneurs.

- 123 -

Calcul de la profondeur de la zone euphotique

Traditionnellement, la profondeur de la zone euphotique est estimée à l'aide de la transparence Zs au moyen de la relation linéaire empirique :

$$Z_{eu}s = f_1 Z_s \qquad [1]$$

D'après GOLTERMAN *et al.* (1978), $f_1 = 2.5$. Pour le Léman, f_1 a été fixé à 2.7, suivant POURRIOT et MEYBECK (1995).

Le SECOE dispose d'un certain nombre de mesures du champ radiatif dans l'air et dans l'eau, récoltées lors des campagnes à la station GE3. Plus précisément, l'irradiance spectrale descendante E_d et la radiance spectrale montante sont mesurées sur profils, ce qui permet, entre autres, de calculer le coefficient d'atténuation diffus de l'éclairement descendant K_d dans le domaine « PAR » (Photosynthetically Available Radiation, 400 à 700 nm. voir JAQUET *et al.*, 1994, formule 2 ; RØRSLETT *et al.*, 1996).

Par ailleurs, K_d a souvent été estimé au moyen de la transparence Secchi (BUKATA *et al.*, 1988 ; KRATZER *et al.*, 2003) à l'aide d'une relation hyperbolique de la forme :

$K_d = \kappa Z_s^{-b} \qquad [2]$

Le plus souvent, b = 1 et $\kappa = 1.7$. Cette dernière valeur a été originellement déterminée dans la Manche (POOLE et ATKINS 1929). En réalité, κ et b varient passablement selon les milieux (KOENINGS et EDMUNDSON, 1991, Table 6 ; JAQUET *et al.*, 1994 ; PADIAL et THOMAZ, 2008 ; BRACCHINI *et al.*, 2009). Appliquant la valeur de 1.7 pour le coefficient κ peut donc introduire de grandes erreurs dans la détermination de K_d (DAVIES-COLLEY *et al.*, 1993, p.77).

La zone euphotique représente la tranche d'eau dont la limite inférieure correspond à un niveau d'éclairement égal à 1% de sa valeur de surface. Z_{eu} est formellement défini, pour autant que Kd ne varie que peu avec la profondeur (KIRK, 1994, p.113 ; KRATZER *et al.*, 2003) comme :

$$Z_{eu} \approx 4.6 K_d^{-7}$$
 [3]

En combinant les relations [1] à [3], on peut démontrer que pour $f_1 = 2.7$, on obtient $\kappa = 1.7$ et b = 1. A la lumière de la théorie, la valeur de 2.7 attribuée à f_1 pour le Léman paraît donc pour le moins arbitraire.

Il est possible d'améliorer la représentativité de la relation entre Z_s et Z_{eu} en utilisant les valeurs de $K_{deu}w$ mesurées au cours de 15 campagnes à GE3, qui sont reportées avec les profondeurs Secchi correspondantes sur la figure A.





L'ajustement statistique par la fonction de puissance [2] donne

$$K_{deu}w = 0.62 Z_s^{-0.44}$$
 [4]

($\kappa = 0.62$ et b = 0.44), et explique 70% de la variance, ce qui est acceptable. La forte remontée de $K_{deu}w$ vers les faibles valeurs de Z_s provient du fait que $K_d \rightarrow \infty$ pour $Z_s \rightarrow 0$.

Substituant [4] dans [3] donne :

$$Z'_{eu} \approx 7.435 Z_s^{0.44}$$
 [5]

[5] confirme donc la relation qui est reportée sur la figure 3, obtenue par ajustement non-linéaire direct de Z_{eu} sur Z_s . Les relations [4] et [5] respectent toutes deux le fait que la profondeur de la zone euphotique tend vers zéro quand la transparence tend vers zéro ($Z_{eu} \rightarrow 0$ pour $Z_s \rightarrow 0$). Lors de la prédiction de Z_{eu} en utilisant Zs et [5], l'incertitude moyenne est approximativement de ± 1.3 m.

Au vu du nombre restreint des valeurs disponibles de $K_{deu}w$, cette relation est encore provisoire. Elle pourra être améliorée par la prise en compte d'autres profils radiométriques non encore traités, tirés de la base de données du SECOE et de nouvelles mesures en cours.

PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

PRIMARY PRODUCTION AND CHLOROPHYLL-*a* BIOMASS IN LAKE GENEVA

Campagne 2010

PAR

Rémy D. TADONLEKE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2010, 20 campagnes de prélèvement ont été effectuées à la station SHL2 du Léman pour les mesures de la production primaire (PP) et de la biomasse chlorophyllienne (Chl<u>a</u>). Les valeurs de PP, de Chl<u>a</u> et de la capacité photosynthétique (rapport de la production maximale à chaque campagne sur la concentration de Chl<u>a</u>) du phytoplancton au cours de cette année 2010 étaient plus faibles que celles mesurées en 2009 et sont parmi les plus faibles mesurées au cours des douze années précédentes. Les valeurs plus faibles de la température des eaux de surface à la fin du printemps et en été en 2010, comparé à 2009, pourraient en partie expliquer la diminution de la PP, de la Chl<u>a</u> et de la capacité photosynthétique du phytoplancton entre 2009 et 2010.

ABSTRACT

During 2010, 20 sampling campaigns were carried out at the SHL2 station in Lake Geneva to determine the primary production (PP) and the chlorophyll biomass (Chl <u>a</u>). The PP and Chl <u>a</u> values and the photosynthesis capacity (ratio of the maximum production for each campaign to the concentration of Chl <u>a</u>) of the phytoplankton during the year 2010 were lower than those measured in 2009, and were amongst the lowest values determined during the previous twelve years. The lowest temperature values of the surface waters at the end of spring in 2010, compared to 2009, could in part explain the reduction in PP, in Chl <u>a</u> and in the photosynthetic capacity of the phytoplankton between 2009 and 2010.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de production primaire (PP) et de biomasse phytoplanctonique (estimée par la chlorophylle a) dans le Léman au cours de l'année 2010. L'évolution des mêmes variables phytoplanctoniques au cours des 11 années précédentes (1998-2009) est également présentée pour comparaison avec l'année 2010.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé entre le 19 janvier et le 8 décembre 2010 aux profondeurs habituelles (0.0 ; 1.0 ; 2.0 ; 3.5 ; 5.0 ; 7.5 ; 10.0 ; 15.0 ; 20.0 et 30 m). Les méthodes d'analyse mises en oeuvre sont les mêmes que celles utilisées lors des années précédentes. Il est à noter que la transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque blanc de 30 cm de diamètre. La chlorophylle *a* (Chl *a*), utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre (STRICKLAND et PARSONS, 1968). La PP a été mesurée par l'incorporation du ¹⁴C par le phytoplancton (STEEMAN-NIELSEN, 1952). La PP mesurée a été convertie en production journalière à l'aide du facteur 2.22 (PELLETIER 1983), pour comparaison avec les dix dernières années (1999-2009). Dans le cadre de la comparaison interannuelle, la biomasse chlorophyllienne et la PP ont été intégrées dans la zone 0-30 m. La PP nette annuelle a été estimée en considérant qu'elle représente 60% de la PP annuelle mesurée, c'est-à-dire de la production brute (LEBOULANGER, comm. Pers.). Les relations entre variables sont examinées à l'aide de régressions simples après transformation logarithmique des données.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Répartition verticale

La répartition verticale de la biomasse et de la production phytoplanctoniques dans la zone 0-30 m au cours des 20 campagnes de prélèvement est illustrée sur la figure 1. Les variables phytoplanctoniques calculées à partir de ces données, ainsi que la transparence de l'eau sont présentées dans le Tableau 1.

Les valeurs de PP et Chl *a* étaient faibles en hiver (<15 μ gC·L⁻¹·inc⁻¹ et 2 μ g·L⁻¹ entre le 19 janvier et le 17 mars), ont augmenté dès le printemps pour atteindre le maximum le 7 septembre (fin de l'été) à la profondeur 5 m pour la PP et le 19 avril (printemps) entre 1 m et 3.5 m pour la Chl *a*, puis ont diminué dès l'arrivée de l'automne (valeurs inférieures à 35 μ gC·L⁻¹·inc⁻¹ pour la PP et à 5 μ g·L⁻¹ pour la Chl *a*). Dans la majeure partie des cas, les profils verticaux des deux variables étaient similaires.



Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (cercle) et de la biomasse chlorophyllienne (losange) au point SHL2 du 19 janvier au 8 décembre 2010.

Figure 1: Vertical profiles of the primary production (circle) and of the biomass expressed in terms of chlorophyll *a* (rhombus) at point SHL2 from January 19 to December 8, 2010.

- Tableau 1 : Principaux paramètres de la production primaire dans la zone 0-20 m:∑A : production primaire totale lors de l'incubation ; PPj : production primaire journalière calculée ; Amax : production maximale lors de l'incubation correspondant à la biomasse ChI Amax ; Tds : profondeur de disparition du disque de Secchi.
- Table 1 :Main primary production parameters in the 0-20 m zone. ΣA : total primary production during
the incubation period ; PPd : calculated daily primary production ; Amax : maximum production
during the incubation period, corresponding to ChI Amax biomass ; Tds : 30-cm diameter white
disc depth.

DATE	ΣA (mgC.m ⁻² .inc ⁻¹)	PPj (mgC.m ⁻² .j ⁻¹)	Amax (mgC.m ⁻² .j ⁻¹)	Chl Amax (mgC.m ⁻²)	Chl 0-20 (mgC.m ⁻²)	Tds (m)
19-janv-10	95.9	211.0	7.3	1.11	21.8	12.7
24-févr-10	163.0	358.5	13.6	1.87	31.3	12.1
17-mars-10	208.2	458.0	13.6	nd	0.0	9.7
29-mars-10	674.4	1483.7	97.9	8.04	147.0	4.3
06-avr-10	628.3	1382.2	51.6	5.68	105.7	6.3
19-avr-10	772.0	1698.5	129.2	16.71	192.3	3.1
03-mai-10	564.1	1241.1	98.2	11.02	174.9	2.3
17-mai-10	670.0	1474.0	70.8	5.23	97.7	3.4
09-juin-10	466.8	1027.0	43.3	2.46	59.9	10.1
28-juin-10	312.4	687.2	63.2	2.72	29.1	5.0
13-juil-10	519.0	1141.7	52.1	2.47	62.4	9.3
28-juil-10	556.4	1224.1	58.1	3.27	75.1	5.8
09-août-10	762.0	1676.3	57.9	2.38	70.3	8.7
26-août-10	784.8	1726.6	71.1	5.20	78.9	6.7
07-sept-10	642.9	1414.3	176.4	4.62	76.3	5.4
20-sept-10	515.8	1134.7	47.3	2.84	52.8	7.1
07-oct-10	301.2	662.7	24.5	1.76	35.3	7.6
28-oct-10	320.4	705.0	30.1	2.81	54.5	7.2
18-nov-10	252.9	556.5	31.0	3.61	76.5	9.6
08-déc-10	157.8	347.3	22.1	3.02	54.0	10.3

3.2 Evolution saisonnière des variables mesurées

Les plus fortes valeurs de la transparence des eaux sont mesurées entre janvier et février, le 9 juin et le 13 juillet, puis en novembre et décembre (figure 2A), celle du 9 juin correspondant probablement à la phase des eaux claires. La plus faible valeur est mesurée le 3 mai, alors le microphytoplancton (cellules de grande taille) constitue plus de 90% de la biomasse du phytoplancton (RIMET, ce volume). Cette transparence montrait une relation significative et négative avec la Chl *a* dans la zone 0-20 m ($R^2 = 0.54$), qui serait encore plus forte ($R^2 = 0.71$) si la faible valeur de la Chl *a* du 28 juin était exclue de l'analyse. Ce résultat suggère que la transparence des eaux était principalement déterminée par la biomasse phytoplanctonique.

La température moyenne dans la zone 0-5 m, assez faible (~6°C) entre janvier et début avril, a ensuite augmenté progressivement dès la mi-avril et atteint les valeurs maximales (~21°C) entre la mi-juillet et la mi-août (figure 2A). Cette zone de la colonne d'eau s'est ensuite refroidie progressivement dès la fin du mois d'août, et la température n'était plus que d'environ 8°C à la fin de la campagne le 8 décembre.

Les évolutions temporelles de la PP et de la Chl *a* dans la zone 0-20 m étaient très semblables (figure 2B) et une corrélation positive et significative a été trouvée entre ces deux variables ($R^2 = 0.56$). Cela suggère que les variations de la PP en 2010 étaient essentiellement dues aux variations de la biomasse phytoplanctonique présente, contrairement à l'année 2009, au cours de laquelle la PP semblait varier sur le plan saisonnier avec la capacité photosynthétique (rapport entre la production maximale et la biomasse chlorophylle *a* = Pmax:Chl*a*) du phytoplancton (TADONLEKE, 2010). Les pics de PP ont été observés au

printemps et en juillet-août en 2010 et coïncidaient en effet, respectivement, avec les plus fortes concentrations de Chl *a* (bloom printanier du phytoplancton) et l'augmentation estivale de ces concentrations. Ce bloom printanier, dominé par des diatomées centriques (*Cyclotella* spp, *Stephanodiscus* spp, *Asterionella formosa*) et les Cryptophycées (RIMET, ce volume) est apparu alors que la température des eaux de surface était faible (< 8°C), suggérant que ce fort développement du phytoplancton était initié par l'accroissement de l'intensité lumineuse incidente souvent observée au printemps dans les régions tempérées.

L'évolution saisonnière des valeurs de la capacité photosynthétique du phytoplancton a suivi une tendance différente de celle des deux variables précédentes (figure 2C). Cette capacité photosynthétique, assez faible en hiver (généralement inférieure à 10mgC mgChla⁻¹·inc-1 entre janvier et mars) a augmenté progressivement, atteint son maximum le 7 septembre, puis a diminué progressivement jusqu'à la fin de la campagne d'échantillonnage (8 décembre). Une forte relation statistique a été trouvée entre cette capacité photosynthétique et la température ($R^2 = 0.68$), suggérant une forte influence de la température sur la productivité du phytoplancton au cours de cette année 2010. En moyenne, les valeurs de PP brute 0-20 m, de Chl *a* 0-20 m et de Pmax:Chl *a* étaient plus faibles, en particulier pour la PP, pour l'année 2010 (respectivement 1'066 mgC·m⁻²·j⁻¹, 75.9 mg·m⁻² et 15 mgC·mgChla⁻¹·inc⁻¹) que pour l'année 2009 (1'976 mgC·m⁻²·j⁻¹, 87 mg·m⁻² et 20.6 mgC·mgChla⁻¹·inc⁻¹).



Figure 2 : Evolution saisonnière de la transparence des eaux, de la température dans la zone 0-5m (A), de la PP à 0-20 m, de Chl *a* à 0-20 m (B) et de la capacité photosynthétique (C).

Figure 2: Seasonal pattern of the water transparency and temperature in the 0-5 m zone (A), of the PP at 0 20 m and of the Chl a at 0-20 m (B) and the photosynthetic capacity (C).

3.3 Comparaison de l'année 2010 aux douze années précédentes (1998-2009)

L'évolution des moyennes annuelles de la biomasse chlorophyllienne et de la PP nette intégrée dans la zone 0-30m entre 1998 et 2010 est présentée sur la figure 3. Les valeurs enregistrées en 2010 (respectivement 96.7 mg m⁻² et 205 gC m⁻² an⁻¹) sont parmi les faibles de cette série chronologique, et une forte diminution est notée entre 2009 et 2010.

Les profils de concentrations d'oxygène dissous en 2010 suggèrent que, comme en 2009, le brassage hivernal de la colonne d'eau a eu lieu en février et atteignait la profondeur 150 m, et les concentrations de phosphate dans les 50 premiers mètres entre janvier et mars n'étaient pas très différentes de celles mesurées pendant la même période au cours de cette précédente année (LAZZAROTTO et RAPIN 2010 ; LAZZAROTTO *et al.*, 2011). Cependant, les valeurs de la température de l'eau en surface étaient généralement souvent supérieures à 22°C entre mai et septembre en 2009, contrairement à l'année 2010 au cours de laquelle, elles étaient plus faibles pendant la même période (figure 2A; LAZZAROTTO et RAPIN 2010 ; RAPIN 2010 ; LAZZAROTTO *et al.*, 2011).



Figure 3 : Evolution inter-annuelle de la production primaire et de la biomasse chlorophyllienne au point SHL2 entre 1998 et 2010.

4. CONCLUSIONS

L'analyse des données de l'année 2010 montre une forte relation statistique négative entre la biomasse chlorophyllienne totale et la transparence des eaux, suggérant que, cette dernière était essentiellement régulée par la biomasse phytoplanctonique, comme cela a été noté très souvent au cours des années précédentes. Il a également été constaté que les variations de la production primaire (PP) étaient essentiellement liées aux variations de la biomasse phytoplanctonique présente.

Les valeurs de PP, de Chl *a* et de la capacité photosynthétique du phytoplancton au cours de cette année 2010 étaient plus faibles que celles mesurées en 2009 et sont parmi les plus faibles mesurées au cours des douze années précédentes. Les valeurs plus faibles de la température des eaux de surface à la fin du printemps et en été en 2010, comparé à 2009, pourraient en partie expliquer la diminution de la PP, de la Chl *a* et de la capacité photosynthétique du phytoplancton entre 2009 et 2010.

REMERCIEMENTS

Rémy D. TADONLÉKÉ et la CIPEL remercient Pascal CHIFFLET pour l'échantillonnage et les mesures de production primaire, Jean-Christophe HUSTACHE pour l'échantillonnage, et Jean-Paul MOILLE pour les analyses de la chlorophylle *a*.

Figure 3 : Inter-annual change in the primary production and chlorophyll biomass at SHL2 between 1998 and 2010.

- LAZZAROTO, J. et RAPIN, F. (2010) : Evolution physico-chimique dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 31-56.
- LAZZAROTO, J. NIREL, P. et RAPIN, F. (2011) : Evolution physico-chimique dans les eaux du Léman (éléments majeurs). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 31-63.
- PELLETIER, J.P. (1983) : Mesure de la production primaire en milieu aquatique : problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. Rev. Fr. Sci. Eau, 2, 339-366.
- RIMET, F. (2011) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 99-107.
- STEEMAN-NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon (14C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.
- TADONLEKE, R. D. (2010) : Production primaire et biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 89-94.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2010

PAR

Marie-Elodie PERGA et Leslie LAINÉ

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Les changements saisonniers d'abondance des crustacées du zooplancton répondent, en 2010 comme au cours des années précédentes, au modèle classique "Plankton Ecology Group" de dynamique du zooplancton en lac mésotrophe, avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires aux alentours du 9 juin, suivi d'une diminution drastique des abondances en fin de printemps et une légère reprise de croissance en fin d'automne qui, en 2010, coïncide avec un pic automnal de chlorophycées.

La diminution de la densité crustacéenne, observée depuis 1984, se poursuit. Une analyse canonique des corrélations entre compositions taxonomiques du phytoplancton et du zooplancton sur la série 1984-2010 a permis d'identifier dans quelle mesure les changements de composition phytoplanctonique sont responsables des tendances inter-annuelles crustacéennes. Les résultats montrent que la tendance à la diminution générale de l'abondance crustacéenne résulte de la baisse de la qualité nutritionnelle du phytoplancton : si la biomasse phytoplanctonique reste relativement stable depuis 1984, la contribution relative d'algues appartenant à la gamme de taille facilement ingérable par le zooplancton (Cryptophycées) diminue, au profit d'algues de plus grande taille et plus difficilement consommables (Chlorophycées et Zygophycées). Les variations interannuelles d'abondance des Calanoïdes et de Leptodora kindtii ne suivent pas de tendance temporelle claire, mais sont directement reliées à la présence d'algues filamenteuses en été. Les calanoïdes sont des herbivores à spectre réduit de taille de particules, et particulièrement sélectifs sur la qualité des algues ingérées. Les calanoïdes seraient donc limités en ressources alimentaires pendant les étés marqués par des efflorescences de Zygophycées. Leptodora kindtii est une espèce carnivore qui n'est donc pas directement affectée par la ressource phytoplanctonique. Les faibles abondances de cette espèce lors des années où les zygophycées sont abondantes peuvent potentiellement résulter de la diminution de l'abondance de leurs proies (nauplii), d'une efficacité plus faible de capture de proies ou d'une diminution de leur capturabilité par les filets de prélèvements.

ABSTRACT

As in previous years, seasonal changes in crustacean abundances were, in 2010, consistent with the classical "Plankton Ecology Group" model for mesotrophic lakes, with a marked spring peak indicative of the clear-water phase that occurred around June 9th, low summer abundances, and a second crustacean growth phase in fall, which corresponded, in 2010, to a chlorophytes peak in the autumn/fall.

Crustacean abundance has been continuously decreasing since 1984. A canonical correlation analysis was performed on the 1984-2010 dataset of the taxonomical compositions of phytoplankton and zooplankton in order to find out whether inter-annual zooplankton trends were triggered by changes in phytoplankton composition. Results showed that the general trend of decreasing crustacean densities were driven by the decreasing edibility of phytoplankton : although the phytoplankton biomass has remained relatively stable since 1984, the proportion of small-size algae, which are easily ingested by herbivorous zooplankton (Cryptophytes), has been decreasing to the benefit of larger algae that are more difficult to graze (Chlorophytes and Zygophytes). Interannual changes in densities of Calanoida and Leptodora kindtii do not follow any clear temporal trends, but could be inversely correlated to the abundance of filamentous algae in summer. Since calanoida are strongly size- and quality-selective herbivores, they could find that their food is limited during summers dominated by Zygophyte blooms. The carnivorous Leptodora kindtii would not be directly affected by the algal food resource. Low abundances of this species during years when zygophytes are abundant could potentially result from a reduction in prey densities (nauplii), from lower prey capture, or from reduced efficiency of the sampling nets.

1. INTRODUCTION

En faisant le lien entre producteur primaire et consommateur secondaire, le zooplancton joue un rôle clé dans le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème. Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Le suivi de la CIPEL porte sur les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille est supérieure à 200 µm) récoltés dans le domaine pélagique. D'autres organismes zooplanctoniques, tels que les rotifères ou les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce (*Dreissena polymorpha*), sont toutefois récoltés par cette méthode d'échantillonnage. Ces groupes planctoniques feront donc l'objet d'une partie complémentaire en fin de ce rapport.

En 2010, 20 campagnes de prélèvements ont été réalisées et chaque prélèvement a pu faire l'objet de comptage puisque le problème de trop fortes abondances d'algues filamenteuses n'a pas été rencontré cette année.

Ce document traite (i) des biovolumes sédimentés, (ii) de la composition spécifique de la communauté zooplanctonique et (iii) des autres groupes planctoniques observés dans les échantillons 2010 ainsi que (iv) des tendances inter-annuelles observées sur la communauté crustacéenne du Léman.

2. MÉTHODOLOGIE

L'échantillonnage, d'abord mensuel puis bi-mensuel à partir du mois de mars, s'effectue à la station SHL2, située au milieu du lac à l'aide d'un filet de vide de maille de 200 μ m, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Le filet à zooplancton est jumelé avec un filet à phytoplancton de vide de maille de 64 μ m.

Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Par la suite, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. En raison de leurs faibles effectifs, les *Leptodora* et *Bythotrephes* ont été dénombrés sur la totalité de l'échantillon. Pour chaque catégorie taxonomique, le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

Abondance = $N_{ind.ss.éch} \cdot (Vol_{éch.total} / Vol_{ss.éch}) \cdot (H_{filtré} / Vol_{filtré})$

Où : Nind.ss.éch	est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon,
Voléch.total	est le volume de l'échantillon total ajusté (en mL),
Volss.ech	est le volume du sous-échantillon (en mL),
H _{filtrée}	est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m)
V.filtré	est le volume filtré par le filet (4.81 m ³).

3. RÉSULTATS

3.1 Biovolume sédimenté

Au cours de l'année, le biovolume sédimenté de zooplancton (figure 1) présente des variations saisonnières importantes, de 16 mL·m⁻² (6 avril) à 363 mL·m⁻² (9 juin). Le profil temporel décrit une phase avec des biovolumes forts au printemps qui atteignent leur valeur maximale le 9 juin. L'accroissement de la population zooplanctonique entraîne une consommation accrue du phytoplancton et par conséquent une augmentation importante de la transparence des eaux. Pour cette raison, on note une correspondance entre le maximum de transparence printanier (10.1 m) et le maximum de biovolume sédimenté, le 9 juin, correspondant ainsi à la date de la phase des eaux claires.

Contrairement aux années précédentes, la transparence de la colonne d'eau est restée relativement élevée tout l'été et automne 2010 (entre 4 et 8 m), et ce grâce à l'absence d'efflorescence d'algues filamenteuses (RIMET, 2011).



Figure 1 : Evolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi en 2010 (Léman, SHL2).

Figure 1: Seasonal changes in the settled biovolume and Secchi disk transparency values in 2010 (Lake Geneva, SHL2).

3.2 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne

Le zooplancton crustacéen est, chaque année, largement dominé par les copépodes. En 2010, les copépodes représentent 79.7% de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des cyclopoïdes et des calanoïdes. En 2010, comme pour les 4 dernières années, les calanoïdes sont les plus abondants, représentant 42.0% de l'abondance crustacéenne totale contre 36.9% pour les cyclopoïdes.

Les calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*. Trois espèces de cyclopoïdes ont été observées en 2010 : *Cyclops prealpinus* (24.9%) et *C. vicinus* (5.6%) et quelques individus de l'espèce *Macrocyclops albidus* (hors comptage), le reste étant représenté par les stades naupliens.

La classe des branchiopodes est représentée par un unique ordre, celui des cladocères, qui en 2010 représente 15.5% de la communauté zooplanctonique crustacéenne. Cet ordre est largement dominé dans le Léman par *Daphnia hyalina* + *galeata* (14.0%), les autres taxons étant minoritaires (*Eubosmina longispina* + *E. mixta* (0.5%), *Leptodora kindtii* (0.7%) et *Bythotrephes longimanus* (0.2%)).

3.3 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2010





Figure 2: Seasonal changes in the abundance of Crustacea in 2010 (Lake Geneva, SHL2).

Classiquement, le peuplement crustacéen du Léman suit une dynamique bimodale typique des lacs mésotrophes, avec un pic d'abondance au printemps et un second pic, plus modeste, en début d'automne. En 2010, le pic printanier de cyclopoïdes apparaît le 17 mai, lors du maximum du pic printanier d'abondance phytoplanctonique (RIMET, 2011), avec des abondances proches de 1'200'000 ind·m⁻², tandis que le pic des taxons herbivores (Calanoïdes et Cladocères) a lieu trois semaines plus tard (9 juin), à des abondances respectives de 600'000 et 400'000 ind·m⁻², et coïncide avec la phase des eaux claires, et donc les minima printaniers d'abondance phytoplanctonique (RIMET, 2011). Les abondances des taxons crustacéens diminuent rapidement après la phase des eaux claires pour atteindre des niveaux plus faibles en début d'été (<100'000 ind·m⁻² pour chacun des groupes). Un second pic d'abondance, moins important toutefois, apparaît en automne (7 octobre). Il est plus marqué pour les Calanoïdes (400'000 ind·m⁻²) que pour les deux autres groupes taxonomiques et correspond à une phase de reprise de croissance des chlorophycées (RIMET 2011).

Une approche plus spécifique révèle une dynamique saisonnière différente des espèces au sein même des différentes classes zooplanctoniques.

Le pic printanier des cladocères herbivores correspond, en 2010, à une augmentation précoce de l'abondance des Daphniidés, qui atteint son maximum lors de la phase des eaux claires, le 9 juin, avec des effectifs de 371 000 ind·m⁻². Le pic printanier des Bosminidés se produit deux semaines plus tard, avec des effectifs près de 20 fois inférieurs (figure 3a), représenté exclusivement par l'espèce *E. longispina*. Les abondances de Daphnies se maintiennent à des abondances de près de 100 000 ind·m⁻² pendant l'été alors que celles des Bosminidés sont quasiment nulles pendant cette même saison. En automne, une légère recrudescence des Bosminidés réapparait, d'abord représentée uniquement par l'espèce *B. longirostris* avec des effectifs de l'ordre du millier d'ind·m⁻² fin septembre-début octobre, puis un pic constitué uniquement d'*E. longispina* en novembre.

Les grands cladocères prédateurs, *B. longimanus* et *L. kindtii*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude (figure 3b). Le pic de B. longimanus a lieu dès la phase des eaux claires le 9 juin, avec un effectif de 18 000 ind m^{-2} tandis que celui de *L. kindtii* apparait en milieu d'été (le 28 juillet) pour un effectif de l'ordre de 5 500 ind m^{-2} .



Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes Cladocères a) herbivores b) carnivores en 2010 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous and carnivorous Branchiopoda in 2010 (Lake Geneva, SHL2).





Les cyclopoïdes sont essentiellement représentés par le genre *Cyclops* et l'ensemble *C. prealpinus* + *C. spp* est encore dominant par rapport à *C. vicinus* (figure 4). Comme en témoigne l'abondance des *nauplii*, la population de cyclopoïdes commence à se développer tôt, dès la reprise de la croissance phytoplanctonique mi-mars (RIMET, 2011). Le maximum printanier des cyclopoïdes est atteint le 17 mai avec des abondances de 800'000 ind·m⁻² pour *C. prealpinus* et 400'000 ind·m⁻² pour *C. vicinus*. L'abondance des deux espèces de *Cyclops sp.* et des *nauplii* décroît ensuite au cours du printemps et se maintient à des effectifs < 100'000 ind·m⁻² au cours de l'été. Les abondances de *nauplii* ainsi que de *C. prealpinus* montrent un second pic d'abondance, plus faible qu'au printemps, au cours de l'automne avec des effectifs de l'ordre de 200'000 ind·m⁻² pour les stades adultes.

- 134 -



- Figure 5 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2010 (Léman, SHL2).
- Figure 5: Seasonal changes in the abundance calanoïda *Eudiaptomus gracilis* in 2010 (Lake Geneva, SHL2).

Le calanoïde *E. gracilis* présente une dynamique bimodale typique, avec un premier pic d'abondance au printemps, pendant la phase des eaux claires, avec des effectifs qui culminent à 650'000 ind·m⁻², suivi d'abondances estivales plus faibles (<100'000 ind·m⁻²), puis un second pic d'abondance, à l'automne, avec des effectifs de l'ordre de 400 000 ind·m⁻².

3.4 Autres groupes planctoniques

Les larves véligères de la moule zébrée apparaissent chaque année en période estivale. En 2010, le pic d'abondance atteint 113'000 ind·m⁻² le 9 août, ce qui correspond une valeur plutôt faible sur la série 1998-2010 (figure 6).



- Figure 6 : Evolution de l'abondance maximale des larves planctoniques de *Dreissena polymorpha* (Léman, SHL2). Aucune donnée disponible pour l'année 2001.
- Figure 6: Annual changes in the maximum abundance of the planktonic larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Lake Geneva, SHL2).

Parmi les rotifères, l'espèce *Notholca* n'a été observée en 2010 qu'à de très faibles abondances (<2'000 ind·m⁻²), et uniquement au printemps (mars à mai). Les trois autres espèces de rotifères détectées dans les échantillons montrent des pics d'abondances saisonniers plus ou moins marqués. L'abondance de *Conochilus unicornis* atteint des valeurs proches de 2.5·10⁶ ind·m⁻² en fin d'automne, tandis que *Kellicotia longispina* se maintient à des effectifs oscillant entre 50'000 et 100'000 ind·m⁻² de mai à octobre. Enfin, *Asplanchna priodonta* est présente à de faibles effectifs au printemps et en été (<5'000 ind·m⁻²) mais montre des abondances relativement élevées en fin d'été et début d'automne (25'000 ind·m⁻²; figure 7).



3.5 Evolution à long-terme du zooplancton

La figure 8 présente l'évolution interannuelle des moyennes estivales calculées sur la période de mai à septembre.



Igure 8 : Evolution interannuelle de l'abondance estivale des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001 et 2007 n'ont pas été incluses.

Figure 8: Inter-annual changes in summer abundance of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Years 2001 and 2007 were not included.

La tendance à la baisse chez les microcrustacés, observée depuis 1984, se confirme en 2010. Elle est liée à la diminution de l'abondance des cyclopoïdes et des branchiopodes, en particulier des daphnies. Les variations interannuelles de composition taxonomique des crustacés zooplanctoniques résultent d'une combinaison de facteurs physiologiques, ascendants (contrôle par la ressource alimentaire) et descendants (contrôle par la prédation). La diminution générale de la biomasse crustacéenne est cohérente avec ce qui est attendu dans un contexte de réoligotrophisation, dans la mesure où la diminution des concentrations en phosphore devrait conduire à une réduction de la ressource algale notamment pour les crustacés herbivores. Cependant, dans le cas du Léman, aucune diminution significative de la biomasse algale (RIMET, 2011), de la production primaire ou de la concentration en Chl *a* (TADONLEKE, 2010) n'a été observée. Ainsi la diminution de la puantité, de la ressource algale. Une analyse canonique des corrélations (ACC) a été conduite dans l'objectif d'évaluer le rôle joué par la ressource alimentaire sur l'évolution interannuelle des crustacés zooplanctoniques (figure 9).



- Figure 9 : Analyse Canonique des Corrélations entre les compositions taxonomiques moyennes annuelles du phytoplanton et des crustacés zooplanctoniques sur la série 1984-2010 (années 2001 et 2007 exclues). (a) Représentation des années sur les 2 premiers axes de l'ACC ; corrélations des variables de composition taxonomique du (b) phytoplancton et (c) du zooplancton crustacéen avec la première composante canonique ; corrélations des variables de composition taxonomique du (d) phytoplancton et (e) du zooplancton crustacéen avec la seconde composante canonique. CYA=Cyanobactéries ; DIN = Dinophycées, CRY= Cryptophycées, CHRY= Chrysophycées, DIA=Diatomées, CHLO=Chlorophycées, ZYGO=Zygophycées.
- Figure 9 : Canonical Correlation Analysis (CCA) between average annual taxonomic composition of phytopkanton and crustacean zooplankton over the 1984-2010 time periods (2001 and 2007 excluded). (a) Representation of the sampling years on the first two canonical axes of the CCA; correlations of (b) phytoplankton and (c) crustacean zooplankton taxonomic compositions with the first canonical component; correlations of (d) phytoplankton and (e) crustacean zooplankton taxonomic compositions with the second canonical component.CYA=Cyanobacteria ; DIN = Dinophytes, CRY= Cryptophytes, CHRY= Chrysophytes, DIA=Diatoms, CHLO=Chlorophytes, ZYGO=Zygophytes.

L'ACC réalisée sur la série 1984-2010 montre des interactions significatives entre les compositions taxonomiques du phytoplancton et du zooplancton crustacéen du Léman (coefficient de corrélation multiple, R=0.92 pour la première et R=0.79 sur la seconde composante canonique). Les deux premières composantes canoniques expliquent un pourcentage non négligeable de la variabilité interannuelle du zooplancton (27% et 14% respectivement). La première composante canonique est positivement corrélée avec la variation interannuelle en Cryptophycées (classe d'algues de petite taille) et négativement avec les Diatomées, Chrysophycées et Chlorophycées, classes comprenant de nombreuses algues de grande taille. L'abondance des Daphnies et des Cyclopoïdes covarie avec la première composante. Ainsi, la tendance à la diminution générale de l'abondance crustacéen, observée depuis 1984 et attribuée à la diminution de l'abondance des Daphnies et Cyclopoïdes, résulte de contrôle par la qualité de la ressource alimentaire, avec notamment une diminution de la proportion relative d'algues facilement ingérables et de bonne qualité nutritionnelle pour le zooplancton herbivore (Cryptophycées) (figure 10).

- 137 -

(e)

Calanoïdes Daphnies

Bosminidés

Cyclopoïdes





Figure 10 : Relationships between the observed trend of decreasing abundances of Daphnia and Cyclopoids between 1984 and 2010 and the reduced contribution of Cryptophytes to total phytoplankton biomass.

La seconde composante canonique est positivement corrélée avec la variation interannuelle en Zygophycées (classe d'algues de grande taille) et négativement avec celles des Calanoïdes et *L. kindtii*. Ce résultat confirme le modèle établi précédemment (PERGA et LAINE, 2009) selon lequel les variations interannuelles d'abondance de ces deux taxons zooplanctoniques ne suivent pas de tendance temporelle claire, mais sont directement reliées à la présence d'algues filamenteuses en été (figure 11). Les calanoïdes sont des herbivores à spectre réduit de taille de particules, et particulièrement sélectifs sur la qualité des algues ingérées (KERFOOT et KIRK, 1991). Les calanoïdes seraient donc limités en ressources alimentaires pendant les étés marqués par des efflorescences de Zygophycées. *L. kindtii* est une espèce carnivore qui n'est donc pas directement affectée par la ressource phytoplanctonique. Les faibles abondances de cette espèce lors des années où les Zygophycées sont abondantes peuvent potentiellement résulter de la diminution de l'abondance de leurs proies (*nauplii*), d'une efficacité plus faible de capture de leurs proies ou d'une diminution de leur capturabilité par les filets de prélèvements.







- 138 -

4. CONCLUSIONS

Les changements saisonniers d'abondance des crustacés du zooplancton répondent en 2010 comme au cours des années précédentes au modèle classique de dynamique du zooplancton en lac mésotrophe (SOMMER *et al.*, 1986), avec un pic printanier d'abondance très net qui marque la phase des eaux claires aux alentours du 9 juin, suivi d'une diminution drastique des abondances en fin de printemps et une légère reprise de croissance en fin d'automne.

La diminution de la densité crustacéenne, observée depuis 1984, se poursuit. Une analyse canonique des corrélations entre compositions taxonomiques du phytoplancton et du zooplancton sur la série 1984-2010 a permis d'identifier dans quelle mesure les changements de composition phytoplanctonique sont responsables des tendances inter-annuelles crustacéennes. Les résultats montrent que la tendance à la diminution générale de l'abondance crustacéenne résulte de la baisse de la gualité nutritionnelle du phytoplancton : si la biomasse phytoplanctonique reste relativement stable depuis 1984, la contribution relative d'algues appartenant à la gamme de taille facilement ingérable par le zooplancton (cryptophycées) diminue, au profit d'algues de plus grande taille et plus difficilement consommables (Chlorophycées et Zygophycées). Les variations interannuelles d'abondance des Calanoïdes et de Leptodora kindtii ne suivent pas de tendance temporelle claire, mais sont directement reliées à la présence d'algues filamenteuses en été. Les calanoïdes sont des herbivores à spectre réduit de taille de particules, et particulièrement sélectifs sur la qualité des algues ingérées. Les calanoïdes seraient donc limités en ressources alimentaires pendant les étés marqués par des efflorescences de Zygophycées. Leptodora kindtii est une espèce carnivore qui n'est donc pas directement affectée par la ressource phytoplanctonique. Les faibles abondances de cette espèce lors des années où les zygophycées sont abondantes peuvent potentiellement résulter de la diminution de l'abondance de leurs proies (nauplii), d'une efficacité de capture de proies plus faible ou d'une diminution de leur capturabilité par les filets de prélèvements.

BIBLIOGRAPHIE

- KERFOOT, W.C., et KIRK, K.L. (1991) : Degree of Taste Discrimination among Suspension-Feeding Cladocerans and Copepods - Implications for Detritivory and Herbivory. Limnology and Oceanography, 36,1107-1123.
- PERGA, M.E. et LAINE, L. (2009) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 109-116.
- RIMET, F. (2011) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 99-107.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z.M., LAMPERT, W. et DUNCAN, A. (1986) : The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Arch. Hydrobiol., 106, 433-471.
- TADONLEKE, R.D. (2010) : Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. Limnol. Oceanog., 55, 973-982.



ÉTUDE DE LA VÉGÉTATION MACROPHYTIQUE DU LÉMAN

MACROPHYTES OF LAKE GENEVA

Campagne 2009

PAR

Jean PERFETTA

SERVICE DE L'ÉCOLOGIE DE L'EAU, DÉPARTEMENT DE L'INTÉRIEUR ET DE LA MOBILITÉ, CP 78, CH - 1211 GENÈVE

En 2008, la CIPEL a mandaté le bureau d'études suisse AQUAPLUS pour réaliser une étude visant à définir l'état écologique du Léman à partir de la végétation macrophytique selon les critères de la Directive cadre sur l'eau de l'Union européenne (DCE). Contrairement aux études précédentes (LACHAVANNE et WATTENHOFER, 1975 et DURAND et DEMIERRE, 1999), l'appréciation est basée sur les relevés détaillés de transects perpendiculaires à la rive, et plus sur les caractéristiques de l'ensemble des herbiers. Les investigations de terrain ont été effectuées en été 2009 et un rapport détaillé remis en 2010 (AQUAPLUS, 2010).

Les recensements en plongée autonome ont porté sur 50 transects d'une largeur de 5 m, perpendiculaires à la rive jusqu'à la limite de colonisation vers le large. Ils ont été répartis dans 6 secteurs du lac représentatifs de l'ensemble des milieux riverains du Léman. Au total, c'est une surface de beine littorale de 25.7 ha qui a fait l'objet de relevés détaillés.

Le rapport AQUAPLUS peut être consulté / téléchargé sur le site internet de la CIPEL (http://www.cipel.org/sp/rubrique49.html) et seules les principales conclusions sont présentées ci-dessous.

1. ÉTAT 2009

Sur la base des 50 transects, la végétation macrophytique du Léman en 2009 peut être décrite comme suit :

- la profondeur maximale colonisée oscille entre 8.8 et 13.5 m ;
- 17 espèces ont été répertoriées, soit 4 espèces d'algues charophytes et 13 plantes vasculaires. Parmi ces dernières, une seule est émergente, le roseau commun (*Phragmites australis*);
- l'espèce la plus fréquente est Myriophyllum spicatum, présente dans 49 des 50 transects ; elle est suivie de Potamogeton perfoliatus (43 transects), P. pectinatus (42) et P. lucens (23). A l'inverse, Chara denudata, Potamogeton x nitens et Phragmites australis n'ont été observés que dans un seul transect ;
- en terme d'abondance, la végétation macrophytique est dominée par *P. pectinatus* (27%), suivi de *Chara globularis* (22%) et *P. perfoliatus* (17%). Quatre espèces représentent en revanche moins d'un pourcent de l'abondance totale observée : *Ceratophyllum demersum*, *P. x nitens*, *Ch. denudata* et *Phr. Australis*;
- la répartition de certaines espèces autour du lac est inégale ; ainsi, les charophytes, très présentes dans le Petit-Lac et sur la rive nord du Grand-Lac riches en sédiments fins, sont quasiment absentes du reste du Léman, à l'exception du delta du Rhône. À l'inverse, *M. spicatum*, qui préfère les sédiments plus grossiers, est présent partout, mais est plus abondant dans le Grand-Lac. Les informations obtenues à partir de 50 transects sont insuffisantes pour décrire la répartition des espèces peu fréquentes ou rares, comme les élodées ou *Ceratophyllum demersum*;
- la richesse spécifique varie fortement suivant le secteur ; en effet, si toutes les 17 espèces recensées dans le Léman sont présentes sur la rive gauche du Petit-Lac, seules six d'entre elles ont été observées sur la rive droite du Haut-Lac (Lavaux) ;
- l'abondance des macrophytes diffère fortement selon les régions du lac : la rive sud du Grand-Lac et le Haut-Lac sont plus pauvres en herbiers que la rive nord du Grand-Lac et le Petit-Lac. Ces différences s'expliquent essentiellement par la largeur de la beine colonisable et la surface de sédiments fins, plus faibles sur la rive sud du Grand-Lac et le Haut-Lac.

L'état écologique du Léman exprimé par la végétation macrophytique a été estimé par la méthode développée en Allemagne par la LAWA (Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (SCHAUMBURG *et al.*, 2007).

Selon cette méthode, l'indice de qualité présente des différences régionales assez prononcées. Un bon état écologique n'est constaté que dans la partie occidentale du Léman (Petit-Lac) alors que les 10 transects indiquant une qualité médiocre sont tous situés sur les rives sud et est du Grand-Lac. Les conditions naturelles du milieu (largeur de la beine et présence de sédiment fin) jouent certainement un rôle important dans cette qualification de l'état écologique.

2. ÉVOLUTION

En raison de l'absence de recensement exhaustif du littoral lémanique lors des deux dernières études en 1997 et 2009, il est impossible de décrire précisément l'état actuel et l'évolution récente de toutes les espèces, en particulier les espèces peu fréquentes ou rares, voire nouvelles.

La comparaison des données disponibles depuis 1904 (FOREL, 1901-1904) permet néanmoins de décrire l'évolution générale de la végétation aquatique du Léman.

La profondeur maximale colonisée par les macrophytes est, entre autres, fonction de la pénétration de la lumière, donc de la transparence de l'eau.

Les derniers résultats de 2009 indiquent une tendance positive avec une augmentation des profondeurs colonisées. Cette tendance se retrouve dans les mesures de la transparence à l'aide du disque de Secchi, effectuées mensuellement au centre du lac depuis 1957. C'est surtout l'évolution positive des valeurs en mai, avec la réapparition de grandes transparences dès 1994, qui explique celle de la profondeur colonisée.

L'étude de 2009 a permis de préciser l'évolution de certaines espèces submergées :

- Le potamot pectiné (*Potamogeton pectinatus*) était décrit par FOREL comme "très intéressante par les variations de son aire d'extension (...) très peu répandue dans le lac vers le milieu du 19^{ème} siècle". En 1975, cette espèce est, avec 43%, devenue la plus abondante dans le Léman, dont elle colonise pratiquement toutes les rives, proliférant sur les sédiments fins. Cette situation perdure jusqu'en 1997, puisqu'à cette date, *P. pectinatus* constitue encore 47% de la végétation aquatique du lac. En 2009 en revanche, cette espèce ne représente plus que 27%. La prolifération de cette espèce correspond donc à la phase d'eutrophisation des eaux du Léman, les deux phénomènes ayant atteint leur apogée en même temps. L'oligotrophisation de l'eau du lac, observée depuis les années 1980, ne s'est en revanche pas traduite par la raréfaction concomitante de *P. pectinatus*, puisqu'à la fin des années 1990, son abondance était toujours semblable à celle de 1975, alors que le phosphore total avait baissé de près de 45 %. La capacité des phanérogames aquatiques à absorber les nutriments non seulement dans l'eau, mais également dans le sédiment, lui aussi enrichi en phosphore, peut expliquer ce décalage.
- L'évolution des charophytes peut également être expliquée par l'évolution trophique du lac. Alors que FOREL décrit les characées comme formant "une végétation touffue, serrée, peu élevée, de véritables buissons", elles ne représentent plus que 7% de la végétation macrophytique du Léman en 1975. La cause principale en est attribuée à l'eutrophisation du lac. Les conséquences de l'oligotrophisation sont plus rapides pour les charophytes puisqu'en 1997, l'abondance relative de ce groupe dans le Léman est déjà remontée à 23%. Cette différence peut s'expliquer par le fait que les charophytes ne dépendent que de l'eau pour l'absorption de leurs nutriments. Cette hypothèse est confirmée par les résultats de 2009, puisque l'abondance atteint 34% pour ce groupe.

BIBLIOGRAPHIE

- AQUAPLUS (2010); Etude de la végétation macrophytique du Léman Relevés en juillet 2009. Rapport AQUAPLUS, Zug, CIPEL, 48 p. + annexes.
- DURAND, P. et DEMIERRE, A. (1999) : La végétation macrophytique du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 129-217.
- FOREL, F.-A. (1892-1904). Le Léman monographie limnologique. T. I : 543p. (1892) ; T. II : 611p. (1895) ; T. Illa : 411p. (1902) ; T. IIIb : 304p. (1904), F. Rouge, Lausanne (réédité par Slatkine, Genève, 1969)..
- LACHAVANNE, J.-B. and R. WATTENHOFER (1975). Les macrophytes du Léman. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. et Conservatoire botanique de Genève, 147 p.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, CH., STELZER, D. et HOFMANN, G. (2007) : Bewertung stehender Gewässer mit Makrophyten und Phytobenthos gemäss EG-WRRL. Teil a) : Anpassung des Bewertungsverfahrens für natürliche Seen. Abschlussbericht. Auftraggeber : Länderarbeitgemeinschaft Wasser LAWA. Auftragnehmer, Bayerisches Landesamt für Umwelt.

ÉVOLUTION DU ZOOBENTHOS DU LÉMAN (PETIT LAC)

CHANGES IN THE ZOOBENTHIC COMMUNITIES IN LAKE GENEVA (PETIT LAC)

Campagne 2009

PAR

Brigitte LODS-CROZET

LABORATOIRE DU SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT (SESA) Chemin des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

Un suivi du zoobenthos profond du Petit Lac entre 15 et 71 m de profondeur est réalisé en mai 2009 sur 9 stations, réparties sur 3 transects perpendiculaires à la rive et correspondant à 3 principales fosses du Petit Lac. Un total de 56 taxons de vers oligochètes, larves de chironomidés, éphémères et trichoptères, mollusques, planaires, sangsues et crustacés colonisent les sédiments profonds. Aussi bien la richesse que l'abondance des espèces diminue fortement avec la profondeur. L'indice de qualité benthique (IQB-AL) basé sur les peuplements d'oligochètes de chironomidés profonds varie entre 1.3 ± 0.1 et 1.42 ± 0.25 en 2009 au niveau des 3 transects avec les valeurs les plus élevées côté Nyon. En comparaison, l'IQB-AL calculé pour 1999 varie suivant le même gradient entre 1.57 ± 0.14 et 2.19 ± 0.18. Il apparaît donc que les conditions environnementales au niveau des sédiments profonds ne se sont pas améliorées dans cet intervalle de 10 ans mais plutôt dégradées, ceci malgré une diminution significative du phosphore dans le Petit Lac (22.3 à 13.1 μ gPtot L⁻¹) et une concentration en oxygène dissous au niveau du fond toujours supérieure à 4 mg L¹. Les facteurs de régression de la qualité des sédiments sont certainement liés à l'accroissement très fort de la biomasse phytoplanctonique depuis le début des années 2000 avec un doublement des concentrations au cours des années 2001, 2005 et 2007. Une amélioration de la qualité biologique des sédiments sera à terme liée à la réduction de la production phytoplanctonique, elle-même contrôlée par des facteurs comme la stabilité de la colonne d'eau et la température des eaux qui a une tendance significative à l'augmentation depuis 25 ans. L'utilisation de plusieurs approches descriptives et de bioindication de la faune benthique des sédiments est donc actuellement nécessaire pour apprécier l'évolution du fonctionnement trophique à long terme du Léman.

ABSTRACT

The deep zoobenthos in Petit Lac at depths of between 15 and 71 m was monitored in May 2009 at 9 stations, distributed on 3 transects perpendicular to the bank and corresponding to 3 of the main ditches in Petit Lac. A total of 56 taxons of oligochaetae, chironomid larvae, ephemerals and trichoptera, flat mollusks, leeches and crustaceae colonise the bottom sediments. Both the diversity and the abundance of the species declined markedly with depth. The benthic quality index (BQI-AL) based on the populations of deep oligochaetae and chironomids ranged from 1.3 ± 0.1 to 1.42 ± 0.25 in 2009 in the 3 transects with the highest values on the Nyon side. In comparison, on the same gradient the BQI-AL calculated for 1999 ranged from 1.57 \pm 0.14 to 2.19 \pm 0.18. It therefore appears that the environmental conditions in the deep sediments did not improve over this period of 10 years, but in fact had actually deteriorated despite a significant reduction in phosphorus in Petit Lac (from 22.3 to 13.1 μ gPtot-L⁻¹) and a concentration of dissolved oxygen at the bottom that always remained above 4 mg/L. The regression factors of the sediment quality are clearly linked to the very sharp increase in the phytoplankton biomass since the early 2000s, with concentrations doubling in the years 2001, 2005 and 2007. Any improvement in the biological quality of the sediments will in the end be linked to a reduction in phytoplankton production, which is itself controlled by factors such as the stability of the water column and of the water temperature, which has displayed a significant upward trend over the last 25 years. It is therefore now necessary to apply several different descriptors and bioindicators to the benthic fauna of the sediments in order to assess the long-term change in the trophic functioning of Lake Geneva.
1. INTRODUCTION

L'étude des communautés benthiques joue un rôle de base dans l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes lacustres. Le zoobenthos profond est en particulier exposé aux variations des conditions de milieu, tant au travers du cycle des nutriments qu'au niveau des teneurs en oxygène dissous. Comme les invertébrés benthiques ont généralement de longs cycles de vie, les conséquences de perturbations ponctuelles ou chroniques sont intégrées au niveau de la distribution, de la fréquence et/ou de la diversité du zoobenthos. Durant ces dernières décennies, plusieurs outils de biomonitoring ont intégré le zoobenthos des lacs (SAETHER, 1979 ; WIEDERHOLM, 1980 ; MILBRINK, 1983 ; LANG, 1990 ; MOUTHON, 1993 ; p. ex.). La mise au point d'un indice de qualité global et pertinent pour le zoobenthos des lacs profonds européens est en développement car la directive cadre européenne sur la qualité écologique des eaux (UE, 2000) demande une évaluation des masses d'eau avec pour objectif l'obtention du bon état écologique d'ici 2015 (AFNOR, 2005 ; VERNEAUX *et al.*, 2004 ; MILLET *et al.*, 2010 ; ROSSARO *et al.*, 2011 ; VERBRUGGEN *et al.* ; 2011).

La faune benthique des sédiments du Léman, et plus particulièrement les vers oligochètes, les insectes chironomidés, et les mollusques bivalves sphaeriidés est connue depuis le début du XX^e siècle. Dans le cadre du programme vaudois de surveillance des milieux aquatiques, les communautés zoobenthiques du Petit Lac ont été suivies en 2009 entre 15 et la zone de profondeur maximum. Ce monitoring permet de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques profondes par confrontation de différentes approches descriptives et de bioindication et d'établir un diagnostic de l'état biologique des sédiments.

2. STATIONS ET MÉTHODES

En 2009, 9 stations ont été échantillonnées au niveau des 3 principales fosses du Petit Lac, le long de 3 transects perpendiculaires à la rive et à plusieurs profondeur : maximum 71 m ; moyenne 40 m et dans la zone sublittorale à 15 m (figure 1 ; Tableau 1). Dans chaque station, 5 échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne de type Ekman (surface : 225 cm²) entre le 5 et le 7 mai. Une carotte de sédiment a également été prise dans les stations les plus profondes (71 et 40 m). L'analyse des cinq premiers centimètres porte sur la teneur en matière organique (perte au feu et exprimée en pourcent du poids sec après combustion à 550°C pendant 4h) et sur la teneur en phosphore particulaire (calcination, acidification et spectrophotométrie).



Tableau 1 :Coordonnées géographiques le long des 3 transects dans le Petit Lac.Table 1 :Geographical coordinates along the 3 transects in Petit Lac.

Pégion	х	Y	х	Y
Region	Profonde	eur maxi	Profond	eur mini
Chevrens - Coppet	506000	128000	504340	129700
Tougues - Founex	507500	131500	505360	132000
Nernier - Nyon	510800	136350	508200	137000

En laboratoire, le sédiment des bennes est tamisé (vide de maille 0.315 mm) et le refus du tamis est conservé au formol 5%. La macrofaune récoltée est constituée principalement de vers oligochètes (lumbriculidés, tubificidés, naididés), de larves d'insectes (chironomidés, éphémères, trichoptères), de mollusques, crustacés et sangsues. Après coloration au Rose Bengal (meilleure distinction des oligochètes), les organismes sont triés et comptés sous une loupe binoculaire à faible grossissement (6x). Un sous-échantillonnage des oligochètes de chaque échantillon est réalisé de façon aléatoire jusqu'à l'obtention d'un total de 120 vers. Ces vers et les chironomidés sont ensuite montés entre lame et lamelle (REYMOND, 1994) puis identifiés à l'espèce ou au groupe d'espèces.

L'évaluation de la qualité écologique des sédiments est basée sur plusieurs paramètres :

- Richesse taxonomique et densité des oligochètes et chironomidés aux trois profondeurs
- Indice de qualité benthique basé sur les oligochètes et les chironomidés (IQB-AL) selon SAETHER (1979) et WIEDERHOLM (1980), adapté au zoobenthos de lacs européens de l'écorégion alpine AL3 (profondeur moyenne > 15 m ; altitude 50-800 m). La valeur de sensibilité de chaque espèce est basée sur un jugement d'experts (données historiques, données paléolimnologiques, indices saprobies (LANG, 1990 ; LOTTER *et al.*, 1997 ; MOOG, 2002 ; MILLET *et al.*, 2010 ; ROSSARO *et al.*, 2011). Cet indice est calculé pour la zone profonde (40 71 m). L'indice croît avec l'amélioration de la qualité des sédiments entre des valeurs comprises entre 1 et > 4.

$$\mathsf{IBQ-AL} = \sum_{i=1}^{p} \mathsf{S}_i \cdot \mathsf{n}_i / \mathsf{N}$$

S_i = valeur de sensibilité pour chaque espèce (voir Tableau 2)

- n_i = nombre d'individus de l'espèce i
- N = nombre total d'individus des espèces indicatrices
- p = nombre d'espèces

L'indice de qualité benthique IQB-AL est calculé puis comparé avec des données de 1999 (159 échantillons prélévés au tube carottier de surface : 16 cm²) dans le Petit Lac (LANG, 2000a ; LANG, 2000b) et de 2006 dans la zone de la barre d'Yvoire (52-72 m) sur 27 échantillons de sédiment prélevés au tube carottier de même surface (données non-publiées).

3. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS

3.1 Composition faunistique, répartition spatiale et bathymétrique

Un total de 25 taxons d'oligochètes colonisent les fonds entre 15 et 71 m et de manière relativement homogène sur les 3 transects (Tableau 2). Les taxons se répartissent entre les Lumbriculidés (2 espèces), Tubificidés (15 taxons) et Naididés (8 taxons). Ces derniers sont principalement présents dans la zone sublittorale, excepté *Uncinais uncinata* qui est prélevé à 40 m de profondeur. *Embolocephalus velutinus* est caractéristique de la zone profonde (à partir de 40 m) et *Spirosperma ferox* ne va pas au-delà de 40 m. Les taxons les plus fréquents et abondants sont *Limnodrilus* avec principalement *L. hoffmeisteri*, le groupe *Potamothrix hammoniensis/heuscheri* et *Tubifex tubifex*.

Sur un total de 15 taxons de chironomidés, 7 colonisent uniquement la zone sublittorale et 4 sont présents aux plus grandes profondeurs (*Paracladopelma* gr. *nigritula*, *Micropsectra contracta*, *Procladius sp.*, *Sergentia coracina*). *Micropsectra contracta* et *Procladius sp*. sont les deux taxons les plus abondants et les plus fréquents.

Parmi les autres groupes faunistiques (14 taxons), seuls les mollusques sphaeriidés colonisent toutes les profondeurs. Trois espèces sont présentes : *Pisidium personatum* et *Pisidium conventus*, cette dernière caractéristique des eaux froides des grands lacs et *Sphaerium corneum*, eurytope est prélevé en zone sublittorale.

Les autres mollusques, planaires, sangsues, crustacés, éphémères et trichoptères sont principalement des taxons caractéristiques des zones littorales et sublittorales. Seuls 4 taxons sont fréquents (> 70% échantillons) : *Dugesia, Polycelis, Helobdella, Asellus*.

La richesse moyenne des taxons décroît graduellement avec la profondeur pour les oligochètes et chironomidés (figure 2) et de manière très accentuée entre 15 et 40 m pour les autres invertébrés.

Table 2 :Presence of macroinvertebrates in the sediments of Petit Lac in 2009 and 1999 and bathymetric
preferences. Si : Sensitivity value ; nd : no data available.

			Transect			
		A - Chevrens	B - Touques	C - Nvon	Prof (m)	1999
Si					15 /0 71	
5					13 40 71	
ۍ 	Stylourius hermigianus		X	×		×
3	Stylodrilus lemani	×	×	x		×
4	Bichaeta sanguinea					×
4			X	X		×
4	Spirosperma lerox	×	x	X		×
4	Psammoryctides barbatus		x			×
2		X	X	X		×
2	Potamothrix moldaviensis	×	×	X		×
1	Limnodrilus claparedeanus	×				
1	Limnodrilus notimeisteri	×	×	X		×
	Limnodrilus profundicola			X		×
1	Limnodrilus udekemianus			X		
1	Limnodriius sp. (immatures)	X	X	X		X
1	Potamothrix hammoniensis	X	X	X		×
1		x	X	х		x
1	I ubitex tubitex	X	X	х		×
1	P. nammoniensis, P. heuscheri, T. tubifex (immâtures)	X	X	х		X
2	Auroaritus pluriseta Piguet	X		Х		
3	Ophidonais serpentina	x	x			nd
3	Specaria josinae	x	x			nd
4	Uncinais uncinata	x		x		nd
4	Vejdovskyella intermedia		x	x		nd
3	Stylaria lacustris	x				nd
	Dero sp.			х		nd
	Nais sp.		x			nd
	Pristina sp.			х		nd
	CHIRONOMIDES - Insectes					
4	Paracladopelma nigritula gr.	x	x	х		х
4	Orthocladius (O.) sp.			x		x
4	Macropelopia sp.					x
3	Micropsectra contracta	x	x	х		X
2	Sergentia coracina	x	x	х		x
2	Microtendipes chloris	x	x	х		
2	Polypedilum nubeculosum	x	x	х		
2	Tanytarsus spp.	x	x	х		х
2	Tanytarsus mendax gr.		x			
1	Procladius (H.) spp.	x	х	х		x
1	Cryptochironomus sp.	x	x	х		
1	Dicrotendipes sp.	x	x	х		х
	Ablabesmyia phatta	x	х			
	Cricotopus (C.) fuscus gr.	x	x			
	Eukiefferiella sp.	x				
	Parakiefferiella sp.	х				
MOLLUSQUES	Sphaeriidae	x	x	x		nd
	Dreissena polymorpha	x				nd
	Bithynia tentaculata	x				nd
	Radix balthica	x				nd
PLANAIRES	Dugesia sp.	x	x	x		nd
	Polycelis sp.	х	х	Х		nd
SANGSUES	Erpobdella octoculata	Х	х	х		nd
	Helobdella stagnalis	х	х	х		nd
	Glossiphonia sp.	x	х	Х		nd
	Hemiclepsis marginata	Х				nd
CRUSTACES	Asellus aquaticus	х	x	х		nd
	Gammarus pulex/fossarum	х	x	х		nd
INSECTES	Caenis sp.	х	x	х		nd
	Leptoceridae	х	x	х		nd



Figure 2 : Richesse moyenne (± intervalles de confiance à 95%) du zoobenthos du Petit Lac à 3 profondeurs. Figure 2 : Mean diversity (±95% intervals of confidence) of the zoobenthos in Petit Lac at 3 different depths.

3.2 Densité

Comme pour la richesse, c'est dans la zone sublittorale que la densité est la plus élevée en oligochètes $(21'285 \text{ à } 29'304 \text{ ind.} \text{m}^2)$ sur les trois transects (figure 3). A 40 et 71 m, l'abondance est 4 à 5 fois moins élevée (3'294 à 7'255 ind. $\text{m}^2)$ avec une abondance minimale sur le transect C, à 71 m dans la fosse de Nyon. Cette constation est à relier à une plus faible sédimentation organique. En effet, les paramètres, pourcentage de matière organique et phosphore particulaire, ont des valeurs plus basses que sur les deux autres transects (Tableau 2).

Au niveau des chironomidés, les abondances les plus grandes sont enregistrées à 40 m de profondeur (1'838 à 2770 ind.·m⁻²) avec une dominance de *Micropsectra contracta*, *Procladius sp.* et *Sergentia coracina* (figure 4).



Figure 3 : Densité des vers oligochètes (Nb.ind.·m⁻² et ± intervalles de confiance à 95%) sur les transects A, B et C aux 3 profondeurs (15, 40 et 71 m)

Figure 3 : Density of oligochaetae (Number of individuals·m⁻² (±95% intervals of confidence) on transects A, B and C at 3 different depths (15, 40 and 71 m)

- 147 -



- Figure 4 : Densité des larves de chironomidés (Nb.ind.·m⁻² et ± intervalles de confiance à 95%) sur les transects A, B et C aux 3 profondeurs (15, 40 et 71 m).
- Figure 4 : Density of chironomid larvae (Number of individuals.m⁻² and ±95% intervals of confidence) on transects A, B and C at 3 different depths (15, 40 and 71 m).
 - Tableau 3 : Valeurs du pourcentage de matière organique et du phosphore particulaire dans les sédiments dans les 3 transects à différentes profondeurs.
 - Table 3 : Values of the percentage of organic matter and particulate phosphorus in the sediments at different depths in the 3 transects.

Transect	Prof. (m)	% mat. org.	P part. (mg/kg)
А	71	7.9	0.96
А	40	6.7	0.77
В	71	7.2	0.85
В	40	7.4	0.80
С	71	4.6	0.65
С	40	5.8	0.67

3.3 Indice de qualité benthique de la zone profonde et évolution

L'IQB-AL moyen basé sur les peuplements d'oligochètes de chironomidés profonds (40 et 71 m) varie entre 1.3 ± 0.1 et 1.42 ± 0.25 en 2009 au niveau des 3 transects avec les valeurs les plus élevées côté Nyon. En comparaison, l'IQB-AL en 1999 varie suivant le même gradient entre 1.57 ± 0.14 et 2.19 ± 0.18 (figure 5). Sur la barre d'Yvoire à l'entrée du Grand Lac, cet indice s'élève à 3.0 ± 0.34 en 2006, soit le double de celui calculé dans les 3 fosses.

Il apparaît que les conditions environnementales au niveau des sédiments profonds ne se sont pas améliorées dans cet intervalle de 10 ans mais plutôt dégradées, ceci malgré une diminution significative du phosphore dans le Petit Lac (22.3 à 13.1 µgPtot L⁻¹) et une concentration en oxygène dissous au niveau du fond toujours supérieure à 4 mg L⁻¹. Les facteurs de régression de la qualité des sédiments sont certainement liés à l'accroissement très fort de la biomasse phytoplanctonique depuis le début des années 2000 (figure 6) avec un doublement des concentrations au cours des années 2001, 2005 et 2007. Malgré l'oligotrophisation de la colonne d'eau visible au niveau des concentrations en phosphore, la réponse de l'écosystème au niveau du compartiment phytoplanctonique a privilégié des espèces algales filamenteuses comme Mougeotia gracillima, capables d'exploiter le phosphore en plus grande profondeur (ANNEVILLE, 2001 ; RIMET, 2010). Cette biomasse très élevée a entraîné une forte sédimentation organique au niveau des zones d'accumulation que constituent les 3 fosses. Une régression consécutive est alors observée pour des espèces sensibles inféodées aux sédiments comme les oligochètes Embolocephalus velutinus (abondance relative 3.8% en 1999; 1.5% en 2009) et Stylodrilus heringianus et S. lemani (6.9% en 1999 ; 0.5% en 2009). De surcroît, une espèce très sensible, Bichaeta sanguinea, avec une abondance relative de 3.6 % en 1999 (LANG, 2000b) n'a pas été retrouvée en 2009. Pour les chironomidés vivant à l'interface eau-sédiment, l'évolution est plus nuancée car l'espèce très sensible, Paracladopelma gr. nigritula est en accroissement (1% en 1999, 11% en 2009).

- 148 -



- Figure 5 : Evolution de l'indice de qualité benthique de l'écorégion alpine (IQB-AL) sur les transects A, B et C en 1999 et 2009 entre 40 et 71 m et sur la barre d'Yvoire (Y) (52-72 m) en 2006 (moyennes ± intervalles de confiance à 95%).
- Figure 5 : Change in the benthic quality index in the alpine ecoregion (BQI-AL) on transects A, B and C in 1999 and 2009 between 40 and 71 m and on the barre d'Yvoire (Y) (52-72 m) in 2006 (means ± 95% intervals of confidence).





Figure 6 : Change in the annual phytoplankton biomasses between 0 and 20 m at GE3 in Petit Lac (SECOE data, canton de Genève).

- 149 -

4. CONCLUSIONS

Les meilleures valeurs de l'indice de qualité benthique (IQB-AL) obtenues sur la barre d'Yvoire en 2006, démontrent que l'ampleur de la sédimentation organique a un effet marqué sur la structure des communautés benthiques. Dans cette zone de seuil entre le Grand et Petit Lac et de moindre accumulation sédimentaire liée à la pente, les sédiments profonds peuvent être considérés de moyenne à bonne qualité comparé à celles atteintes dans les 3 fosses du Petit Lac où la qualité est médiocre en 2009. La diminution de l'IQB-AL constatée de Nyon en direction de Genève met en valeur un gradient d'accumulation de matière organique lié à l'hydromorphologie et aux courants principalement.

Pour comparaison, l'évaluation trophique du Petit Lac par le Service de l'Ecologie de l'Eau - Genève (SECOE, 2008) et basée sur les paramètres OCDE, donne une classification mésotrophe pour le phosphore total et la chlorophylle *a* et oligotrophe si l'on prend la transparence des eaux.

L'utilisation de plusieurs descripteurs benthiques est pertinent car les vers oligochètes reflètent les conditions prévalant à l'intérieur du sédiment et sont des indicateurs à long terme de la métabolisation de la matière organique tandis que les insectes chironomidés sont des indicateurs à plus court terme de la situation à l'interface eau-sédiment. Une amélioration de la qualité biologique des sédiments sera à terme liée à la réduction de la production phytoplanctonique. Les valeurs du phosphore déjà inférieures à 15 μ gP·L⁻¹ depuis 2008 montrent que certainement d'autres facteurs comme la température des eaux, qui a une tendance significative à l'augmentation depuis 25 ans (LAZZAROTTO *et al*, 2011), rentrent en jeu pour le contrôle du développement des communautés phytoplanctoniques.

Remerciements : L'aide efficace sur le terrain de Sébastien ROJARD, garde-pêche permanent, nous a permis de mener à bien ce travail. Nous tenons également à remercier Pascal STUCKI, du bureau Aquabug de Neuchâtel, pour la détermination des mollusgues sphaeriidés.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2005): Qualité de l'eau Détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL). Association française de Normalisation (AFNOR) NF T 90-391, 17 p.
- ANNEVILLE, O. (2001) : Diagnostic sur l'évolution de l'état de santé écologique du Léman par l'analyse des séries chronollogiques du phytoplancton. Thèse Université Claude Bernard-Lyon1, 253p. + annexes.
- LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshwater Biology, 24, 327-334.
- LANG, C. (2000a): Evolution de l'état trophique du Petit lac entre 1994 et 1999 indiquée par les communautés de vers et de chironomides. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 129-133.
- LANG, C. (2000b) : Réponse des communautés d'oligochètes (Tubificidés et Lumbriculidés) et de diptères chironomidés à la baisse des teneurs en phosphore dans le Léman (Petit Lac). Ann. Limnol. M Int. J. Lim., 36, 13-20.
- LAZZAROTTO, J., NIREL, P. et RAPIN, F. (2011): Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 31-63.
- LOTTER, A.F., BIRKS, H.J.B., HOFMANN, W. et MARCHETTO A. (1997) : Modern diatoms, cladocera, chironomid and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. I. Climate. Journal of Paleolimnology,18, 395-420.
- MILBRINK, G. (1983) : An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. Hydrobiologia, 102, 89-97.
- MILLET, L., GIGUET-COVEX, C., VERNEAUX, V., DRUART, J.-C., ADATTE, T. ET ARNAUD, F. (2010): Reconstruction of the recent history of a large deep prealpine lake (Lake Bourget, France) using subfossil chironomids, diatoms, and organic matter analysis : towards the definition of a lake-specific reference state. J. Paleolimnology, 44, 963-978.
- MOOG, O. (2002) (Ed.) : Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- MOUTHON, J. (1993) : Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. Bull. Fr. Pêche Pisc., 331,397-406.

- REYMOND, O. (1994) : Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes: une méthode simple. Bull. Soc. Vaud. Sc. nat. ; 83 ; 1-3.
- RIMET, F. (2010) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 77-88.
- ROSSARO, B., BOGGERO, A., LODS-CROZET, B., FREE, G., LENCIONI, V. et MARZIALI, L. (2011) : A comparison of different biotic indices based on benthic macro-invertebrates in italian lakes. J. Limnology, 70, 109-122.
- SAETHER, O. A. (1979) : Chironomid communities as water quality indicators. Holarctic Ecology, 2, 65-74.
- SECOE (2008) : Etat écologique du Petit Lac en 2008. Rapport Direction générale de l'eau, canton de Genève, 91p.
- VERBRUGGEN, F., HEIRI, O., MERILÄINEN, J.J. et LOTTER, A.F. (2011) : Subfossil chironomid assemblages in deep, stratified European lakes: relationships with temperature, trophic state and oxygen. Freshwater Biology, 56, 407-423.
- VERNEAUX, V., J. VERNEAUX, A. SCHMITT, LOVY, C. et LAMBERT, J.C. (2004) : The Lake Biotic Index (LBI) : an applied metod for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the lake Chàlain (French Jura) as an example. Ann. Limnol. Int. J. Lim., 40 (1), 1-9.
- WIEDERHOLM, T. (1980) : Use of benthos in lake monitoring. Journal Water Pollution Control Federation, 52, 537-547.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

Campagne 2010

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire des corégones adultes a été étudié à partir de poissons capturés par des pêcheurs professionnels. L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux sont réalisés selon le même protocole depuis 1999. La taille moyenne des corégones échantillonnés était de 42.35 cm.

Comme dans les années précédentes, le régime alimentaire du corégone est dominé par les cladocères. Les cyclops et nymphes de chironomes sont présents de façon anecdotique. La contribution relative des différents taxons de cladocères varie au cours de l'année, probablement en lien avec la disponibilité relative des proies dans le milieu.

En 2010, le régime alimentaire est, pour certaines saisons, légèrement différent de celui précédemment observé. C'est ainsi qu'en hiver, les <u>Bythotrephe</u>s redeviennent la proie principale, à l'instar de ce qu'on observait au début des années 2000. Enfin, en automne, le régime alimentaire présente des nymphes de chironomes et est largement dominé par les <u>Leptodora</u> qui n'avaient pas été consommés en 2009.

ABSTRACT

The adult whitefish used for diet analyses were caught by professional fishermen. The same sampling and counting protocols have been used since 1999. The mean length of the sampled whitefish was 42.35 cm.

As in previous years, the diet of whitefish was dominated by cladocerans. Cyclops and chironomid nymphs were only occasionally found in the stomach contents. The relative contributions of the various cladoceran taxa change during the year, probably because of seasonal changes in the relative abundance of various prey in the Lake.

In 2010, the diet during certain seasons differed from what had been observed in the preceding years. For instance, as in the early 2000s, the <u>Bythotrephes</u> once again constituted the main prey during winter. In Autumn/Fall, the diet consisted of Chironomid nymphs and it was heavily dominated by <u>Leptodora</u>, which had not been a prey in 2009.

1. INTRODUCTION

La CIPEL avait entrepris le suivi du régime alimentaire des principaux poissons planctonophages (gardon, perche et corégone) afin de pouvoir prendre en compte leur rôle (KITCHEL et CARPENTER, 1993) dans le contrôle du compartiment pélagique du Léman. A partir de 2002, cette étude fut restreinte au corégone dont les captures qui reflètent l'abondance dans le lac, atteignent des valeurs record depuis le début des années 2000 (GERDEAUX, 2004 ; ANNEVILLE *et al.*, 2009).

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2010 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2001.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par deux pêcheurs professionnels pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets de fond aux mailles comprises entre 40 et 46 mm, et des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986).

Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986; MOOKERJI *et al.*, 1998; GERDEAUX *et al.*, 2002). Dans la mesure du possible, un nombre suffisant de poissons (entre 15 et 20) est donc récolté pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En janvier, ce nombre n'a pu être atteint. En octobre, les contenus stomacaux étaient trop digérés. Par conséquent, les contenus stomacaux de ces deux mois ne seront pas présentés dans ce rapport. En 2010, 231 poissons ont été échantillonnés et 81 ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol. Pour le comptage, le contenu stomacal est placé dans une éprouvette remplie d'eau et le volume du mélange ajusté à 50 mL. Après agitation, un sous-échantillon de 2 mL est prélevé pour le comptage réalisé sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Ce volume est si besoin augmenté de façon à permettre le dénombrement d'au moins 100 individus d'une catégorie de proies. Les principales catégories de proies identifiées sont : Copépodes (Cyclopoïdes et Calanoïdes), Cladocères (Bosmines, Daphnies, *Leptodora* et *Bythotrephes*), Chironomes (larves et nymphes).

Le volume de chaque catégorie de proies est estimé en multipliant le nombre des proies par un coefficient volumétrique extrait de données bibliographiques ou estimé par assimilation du volume des proies à un volume simple (sphérique ou ellipsoïde) (HYSLOP, 1980). Pour chaque poisson examiné, le pourcentage volumétrique des différentes catégories de proies est calculé.

3. RÉSULTATS

3.1 Taille des poissons

La taille moyenne des corégones prélevés en 2010 est de 42.35 cm. Le plus petit poisson mesurait 37.5 cm et le plus gros 54.5 cm. Les poissons pêchés en janvier et février sont plus petits que ceux capturés les autres mois (figure 1). Cette différence peut provenir du changement dans la taille des mailles utilisées pour la pêche. De mars à septembre, la maille utilisée est restée identique, cependant on note une augmentation des tailles. Les poissons péchés pendant la période qui s'étend du mois d'août au mois d'octobre sont significativement (WILCOXON, p-value <0.05) plus gros que ceux pêchés pendant la période mars-juillet.



- Figure 1 : Répartition des tailles des poissons prélevés en 2010. Représentation en « boîte à moustache » où le point au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondent respectivement au premier et troisième quartiles. Les moustaches sont les lignes qui s'étirent du haut et du bas de la boîte jusqu'aux valeurs adjacentes, à savoir la plus petite et la plus grande observation encore comprise dans la zone définie par la limite inférieure Q1-1.5 (Q3-Q1) et par la limite supérieure Q3+1.5 (Q3-Q1).
- Figure 1: Distribution of the sizes of fish sampled in 2010. In the Whisker and Box-plot figure, the dot through the box is at the same level as the median, and the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively. The whiskers are the lines that extend from the top and bottom of the box to the adjacent values, i.e. the lowest and highest values reported that are still within the zone defined by the lower limit of Q1-1.5 (Q3-Q1) and the upper limit of Q3+1.5 (Q3-Q1).

3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité

Pendant l'hiver, l'abondance du zooplancton est relativement faible mais l'importance du taux de vacuité observée en janvier traduit essentiellement une faible activité biologique des corégones plutôt qu'un manque de nourriture (figure2). Dès le mois de mars, la proportion d'estomacs plein est supérieure à 60%, elle est de 100% en juillet et août, puis redescend à 50% en septembre.



- Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégone en 2010 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs prélevés.
- Figure 2 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analyzed in 2010 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

3.3 Composition du régime alimentaire

3.3.1 A l'échelle annuelle

En 2010, le bol alimentaire du corégone est principalement composé de daphnies dont la contribution moyenne sur l'année est de 47%. On observe également des *Bythotrephes* (35%) et *Leptodora* (14%). Les nymphes de chironomes, bien que présentes tout au long de l'année (à l'exception de juillet et août), sont consommées en des quantités très faibles (3%). Les cyclops sont observés au printemps et leur contribution moyenne annuelle au régime alimentaire est de l'ordre de 0.4%. Les bosmines sont consommées de façon anecdotique en mai et juin.

Le régime alimentaire du corégone évolue au cours de l'année (Fig.3). En février, il est dominé par *Bythotrephes*. Ce taxon est présent dans le milieu à des concentrations relativement importantes, par rapports aux daphnies. Au printemps, les daphnies qui atteignent alors leurs pics d'abondances dans le milieu pélagique (PERGA et LAINE, ce volume), dominent le régime alimentaire. En juillet, les corégones consomment essentiellement des *Bytothrephes*. Enfin, en août et septembre, *Leptodora* est plus abondant que *Bythotrephes* dans le milieu (PERGA et LAINE, 2011). Ce changement semble se répercuter sur les contenus stomacaux. En effet, à partir du mois d'août la contribution de *Leptodora* devient importante (31%) et ce taxon domine le régime alimentaire en septembre.



Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone en 2010 au Léman. Le chiffre au-dessus de chaque barre indique le nombre d'estomacs analysés.

Figure 3 : Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomacs of the whitefish in 2010 in Lake Geneva. The number shown above each bar indicates the number of analysed stomachs.

- 153 -



Figure 4 : Evolution saisonnière de 2001 à 2010 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Le mois d'août de l'année 2003 n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2004, 2005, 2009 et 2010.

Figure 4 : Seasonal changes from 2001 to 2010 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2003, October in 2009 and 2010 and January in 2004, 2005, 2009 and 2010 were not taken into account.

- 154 -

3.3.2 A l'échelle de la décennie

En début d'année (figure 4a), de 2001 à 2006, les daphnies étaient quasiment absentes du bol alimentaire qui était alors dominé par *Bythotrephes*. A partir de 2007, le régime alimentaire prend une toute autre composition. Les daphnies deviennent les proies principales et la contribution des *Bythotrephes* est alors beaucoup plus faible. En 2010, les daphnies présentent encore une forte contribution mais le régime alimentaire est de nouveau dominé par *Bythotrephes*.

Au printemps (figure 4b), la composition du régime alimentaire est semblable à celles observées les années précédentes, avec toutefois une contribution de plus en plus importante des daphnies.

En été (figure 4c), comme les années précédentes, le régime alimentaire est dominé par les cladocères carnivores (*Bythotrephes* et *Leptodora*). Toutefois, en 2010, les daphnies présentent une contribution plus importante que pendant les années précédentes.

En automne (figure 4d), le régime alimentaire est notablement différent de celui observé en 2009. A savoir que les nymphes de chironomes sont de retour dans le bol alimentaire qui en 2010, était largement dominé par *Leptodora*.

4. CONCLUSIONS

Les cladocères sont les proies principales des corégones. Au cours de l'année, la contribution relative des taxons consommés semble évoluer en lien avec la disponibilité des proies dans le milieu. La composition du régime alimentaire varie d'une année à l'autre. Elle est, pour certaines saisons, différente de celle observée en 2009 mais proche de celle observée dans le début des années 2000.

Remerciements : Nous remercions Monsieur Raphaël JORDAN et James BEROD, pêcheurs professionnels, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons et Laurent ESPINAT pour sa collaboration technique.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., MOLINERO, J.C. et GERDEAUX, D. (2009) : Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, Coregonus lavaretus, in Lake Geneva. Fisheries Manag. Ecol., 16, 492-500.
- GERDEAUX, D. (2004) : The recent restoration of the whitefish fisheries in Lake Geneva: the roles of stocking, reoligotrophication, and climate change. Ann. Zool. Fenn., 41, 181-189.
- GERDEAUX, D., BERGERET, S., FORTIN, J. et BARONNET, T. (2002) : Diet and seasonal patterns of food intake by *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. Arch. Hydrobiol., 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- HYSLOP, E. J. (1980) : Stomach content analysis a review of methods and their application. J. Fish. Biol., 17, 411-429.
- KITCHELL, J.F., et CARPENTER S.R. (1993) : Cascading trophic interactions. In : The trophic cascade in lakes ed., Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, 1-14.
- MOOKERJI, N., HELLER, C., MENG, H.J., BURGI, H.R. et MÜLLER, R. (1998) : Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus* sp. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. J. Fish. Biol., 52(3), 443-457.
- PERGA, M. et LAINE, L. (2011) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 131-139.
- PONTON, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 p. + annexes.



LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITÉ

ASSESSMENT OF THE INPUT FROM THE TRIBUTARIES INTO THE LAKE GENEVA AND INTO THE RHÔNE DOWNSTREAM OF GENEVA

Campagne 2010

PAR

François RAPIN et Audrey KLEIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN ACW - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

<u>Apports au lac et au Rhône aval</u> : La CIPEL suit depuis de nombreuses années l'évolution temporelle des apports en nutriments au lac de 4 principaux affluents (le Rhône amont, la Dranse, l'Aubonne et la Venoge), ainsi que celle d'une dizaine d'affluents secondaires, les exportations du lac à Genève, du Rhône aval à Chancy et les apports de ses affluents (l'Arve et l'Allondon). Ce suivi permet d'estimer l'évolution des flux en nutriments apportés au lac, ce qui participe à la compréhension de l'évolution des concentrations dans le lac.

Les quantités de nutriments apportés au Léman et exportés par le Rhône à la sortie du territoire suisse en 2010 ont été calculées.

<u>Suivi de la qualité des eaux des rivières</u> : La qualité de l'eau des affluents est suivie pour 4 principaux paramètres de pollution (P-PO₄, N-NH₄, N-NO₃, COD) et montre qu'aucune rivière ne présente une mauvaise qualité et toutes sont de bonne, voire très bonne qualité, sauf la Venoge pour le nitrate (qualité moyenne).

Pour l'Allondon, la suppression de deux STEP déversant dans cette rivière à fin 2009 et leur raccordement sur la STEP du Nant de Bay qui rejette dans le Rhône, se marque pour le P-PO₄, le N-NH₄ et le N-NO₃ par une chute spectaculaire des concentrations.

Il est mis en évidence, pour le phosphore réactif soluble, l'effet de la déphosphatation dans les STEP, pour l'azote minéral total, l'absence de la dénitrification et le maintien d'une fertilisation azotée au même niveau pendant près de 20 ans, et pour le chlorure, l'impact des apports industriels, du salage des routes qui augmente et des échangeurs d'ions des lave-vaisselle.

ABSTRACT

<u>Inputs into the Lake and downstream Rhône</u>: for many years, CIPEL has been monitoring the change over time in the inflow of nutrients into the Lake from the 4 main tributaries (the upstream segment of the Rhône, the Dranse, the Aubonne and the Venoge) and about ten secondary tributaries, and the exportations from the Lake at Geneva and from the downstream segment of the Rhône at Chancy, and the inflows via its affluents (the Arve and the Allondon). This monitoring made it possible to estimate the change in nutrient inputs into the Lake, which contributes to an understanding the changing concentrations in the Lake.

The quantities of nutrients carried into Lake Geneva, and exported by the Rhône where it leaves Swiss territory in 2010 were calculated.

<u>The quality of the river water in the tributaries was monitored</u> with regard to the 4 main pollution parameters ($P-PO_4$, $N-NH_4$, $N-NO_3$, DOC), and showed that no river registered poor water quality, and all had good or even very good quality data, apart from the Venoge for nitrate (medium quality).

In the Allondon, the suppression of two wastewater treatment plants discharging into this river at the end of 2009 and their connexion the Nant de Bay wastewater treatment plant, which discharges into the Rhône, was reflected in a spectacular reduction in the concentrations of $P-PO_4$, $N-NH_4$ and $N-NO_3$.

The effects detected included those demonstrated on soluble reactive phosphorus due to dephosphatation in the WWTPs, those on total inorganic nitrogen, the absence of denitrification and the maintenance of the same level of nitrogenous fertilisation for nearly 20 years, and those on chlorides, the impact of the industrial inputs, of the salting of the roads, which is increasing, and the ion exchangers of washing-up machines.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2010, les débits et les concentrations ont été mesurés sur les quatre affluents principaux du Léman, le Rhône amont à la Porte du Scex, l'Aubonne et la Venoge près de l'embouchure et la Dranse. Plusieurs affluents secondaires, tous situés sur la côte suisse, ont également été suivis : la Versoix, la Veveyse, la Promenthouse, la Chamberonne, l'Eau Froide, la Morges, le Boiron-de-Morges et la Dullive (situation des rivières - figure 1). Les exportations du lac sont déterminées sur le Rhône émissaire à Genève.

Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués, soit en continu (les analyses réalisées sur des échantillons proportionnels au débit ou au temps prélevés sur 2 semaines, 1 semaine ou une fois 24 heures par mois), soit de manière ponctuelle 12 fois par an (Tableau 1).

Pour la Dranse, les prélèvements d'eau sont effectués au pont de Vongy, en amont de la STEP de Thonon et de la zone industrielle de Vongy. Depuis l'arrêt des mesures au pont de Bioge à fin 2002, les débits de la Dranse sont mesurés au pont de Couvaloup à Seytroux, en amont du pont de Bioge. Un facteur correctif est appliqué à partir d'une corrélation établie entre les 2 points de mesure à partir de 10'454 données journalières entre 1979 et 2002. Le coefficient de corrélation entre ces deux points est de 0.94. Toutefois, il faut relever qu'une mesure des débits plus à l'aval serait nécessaire.

Pour le bassin versant du Rhône en aval du lac, les analyses concernent le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy dans le cadre du programme NADUF (programme de surveillance nationale des cours d'eau suisses), l'Arve et l'Allondon. Pour ces deux dernières rivières, les prélèvements sont effectués une fois par mois de façon ponctuelle.

Les prélèvements et les analyses chimiques sont effectués par les laboratoires suivants :

- Service de l'écologie de l'eau du canton de Genève
- Laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud, Epalinges
- Laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, Sion
- Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA), Thonon-les-Bains
- Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), Dübendorf, programme NADUF.

La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL auxquelles participent environ 20 laboratoires (STRAWCZYNSKI, 2011).

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (maille de 0.45 µm). Par contre, les concentrations de phosphore total, d'azote total et de carbone organique total sont déterminées sur les échantillons d'eau brute.

Le programme de surveillance de la Commission internationale comprend le suivi du Rhône amont, de la Dranse, de la Venoge, de l'Aubonne, de la Versoix, du Rhône émissaire et d'un choix de trois affluents complémentaires parmi les affluents secondaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou de programmes propres aux laboratoires et dont les résultats sont valorisées dans ce rapport.

Le présent rapport est basé sur l'évolution temporelle des apports en nutriments par les affluents et de la qualité des eaux de ceux-ci. Il est rédigé en deux parties :

Dans la première partie, nous analyserons les quantités (en terme de flux) de nutriments (phosphore total, phosphore réactif soluble et azote minéral total) et de chlorure apportées au lac par les 4 affluents principaux ou à l'exutoire du lac, ainsi que les quantités apportées au Rhône aval par les rivières en aval du lac.

Dans la seconde partie, nous analyserons la qualité chimique des eaux de ces rivières pour des paramètres liés aux nutriments, comme le phosphore, l'azote et la matière organique (phosphore réactif soluble, azote : ammonium et nitrate, et carbone organique dissous). Dans cette partie, nous avons attribué des classes de qualité aux différentes rivières pour chacun de ces différents paramètres, suivant une grille physico-chimique élaborée par la CIPEL et commune aux différentes entités qui la composent. Les seuils de qualité de cette grille découlent d'une homogénéisation de méthodes suisses (Système modulaire gradué et diagnostic environnemental du Valais) et de la méthode française (SEQ-Eau). Les résultats sont représentés par des box-plot comprenant les valeurs des médianes annuelles pondérées par le débit et les percentiles 25% et 75%, ainsi que les extrêmes, les percentiles 10% et 90%.

Paramètres/ Classification	COD (mg/L)	N-NH₄ (mg N-NH₄/L)	P-PO₄ (mg P-PO₄/L)	N-NO ₃ (mg N-NO ₃ /L)
Très bonne	<= 3	<= 0.1	<= 0.025	<= 1
Bonne	3 - 5	0.025 – 0.05	1 – 3	
Moyenne	5 - 8	0.4 - 1	0.05 – 0.250	3 – 6
Mauvaise	> 8	> 1	> 0.250	> 6



Tableau 1: Type de prélèvement.

Table 1 : Type of sample.

	Proportionnel au débit, intégré sur 1 ou 2 semaines	Proportionnel au temps, intégré sur 1 ou 2 semaines	Proportionnel au temps, intégré sur 24 heures (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
		Bassin du Léman		
Rhône - Porte du Scex		x ¹		
Dranse	x ¹			
Aubonne	x ¹			
Venoge	x ¹			
Versoix	x ²			
Veveyse		х		
Promenthouse		x		
Chamberonne		x		
Eau Froide			х	
Morges		x		
Dullive			х	
Rhône émissaire	x ²			
		Bassin du Rhône aval		
Arve				x
Allondon				x
Rhône à Chancy		x ²		

¹ = intégré sur une semaine ² = intégré sur deux semaines

Les calculs des flux annuels et des concentrations moyennes annuelles pondérées sont effectués de la façon suivante :



2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX DU LÉMAN ET DE L'ÉMISSAIRE (Tableau 2 et figure 2)

La pluviométrie de l'année 2010 sur le pourtour du Léman est de 815.5 mm, très inférieure à la moyenne inter-stations (1'017 mm) relevée sur 4 stations entre 1980 et 2010 (QUETIN, 2011). Les débits moyens annuels 2010 sont plutôt faibles, à l'exception du Rhône amont (Tableau 2).

La figure 2 représente les débits moyens annuels des principaux affluents du Léman et du Rhône émissaire ainsi que la pluviométrie moyenne annuelle à Thonon depuis 1980. Les débits sont influencés par la pluviométrie et le Rhône amont représente près de 75% des apports au Léman avec un volume d'eau fortement lié à la fonte des neiges.

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Rivières complémentaires	Rhône émissaire
1986	194.9	23.2	5.3	3.9		259.1
1987	194.0	26.3	6.9	4.7		276.6
1988	202.7	22.4	6.7	5.4		278.9
1989	167.4	21.7	2.9	2.2	8.8	207.2
1990	164.8	33.0	3.7	2.9	13.3	238.6
1991	171.9	14.8	5.9	3.1	10.1	201.5
1992	177.5	21.2	7.2	4.1	13.8	224.7
1993	190.9	17.3	5.8	4.1	13.4	243.2
1994	214.6	20.7	6.3	4.7	11.6	297.4
1995	208.2	27.2	6.6	5.3	13.6	303.4
1996	145.2	15.4	4.4	3.5	9.7	192.5
1997	183.3	18.8	5.8	3.9	10.9	234.0
1998	168.8	17.2	5.0	3.3	10.9	216.4
1999	215.7	24.7	5.9	5.0	15.9	302.2
2000	187.3	19.7	6.1	4.2	13.4	246.6
2001	196.7	26.2	6.8	5.6	14.8	308.5
2002	176.9	20.9	6.0	4.8	12.7	249.1
2003	195.2	15.0	3.9	2.4	8.9	231.4
2004	163.3	13.7	4.9	3.6	12.2	221.2
2005	157.7	11.3	3.7	2.6	8.8	198.0
2006	171.7	17.8	6.6	4.8	11.9	229.9
2007	187.0	19.8	6.1	4.0	13.5	267.1
2008	179.0	15.5	5.3	3.9	12.4	244.9
2009	187.5	14.5	3.5	3.0	9.5	235.4
2010	196.4	15.9	3.5	2.7	10.0	229.4
Moyenne *	184.4	20.5	5.4	4.6	11.8	244.3

Tableau 2 : Débits des affluents et de l'émissaire à Genève (m³·s⁻¹).

Table 2 : Flow rates of the tributaries and of the effluent river in Geneva (m ³ ·s ⁻	nt river in Geneva (m³⋅s⁻¹)
---	-----------------------------

* : moyenne 1965-2010 (sauf pour les rivières complémentaires 1989-2010)



Figure 2 : Débits moyens annuels des diverses rivières et précipitations annuelles à la station de Thonon. Figure 2 : Mean annual flow rates of the various rivers, and annual rainfall at the Thonon station.

3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN

3.1 Phosphore (Tableau 4 et figures 3 à 6)

- Le phosphore apporté par les affluents peut être subdivisé en :
- fraction dissoute :
 - phosphore réactif soluble (forme prépondérante dans la fraction dissoute) et phosphore organique dissous.
 - fraction particulaire :

phosphore organique particulaire et phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non apatitique).

Rappelons que seul le phosphore directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans le phénomène d'eutrophisation. Les algues ne peuvent assimiler que les formes dissoutes de phosphore ou se transformant en formes dissoutes.

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : le phosphore réactif soluble (P-PO₄) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées. Sous certaines conditions (faible teneur en phosphore réactif soluble), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. En faisant abstraction du phénomène secondaire de fixation sur les particules qui sédimentent, la majeure partie du phosphore réactif soluble apporté par les affluents est potentiellement à disposition des algues.

> Phosphore total (dissous + particulaire)

La figure 3 illustre la relation entre les quantités de phosphore total et les débits des principaux affluents du Léman et du Rhône émissaire.

En 2010, les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 89% de phosphore particulaire et 11% de phosphore réactif soluble (Tableaux 3 et 4). Ils sont principalement influencés par l'érosion des sols et donc par la pluviométrie. A noter que c'est notamment l'intensité des événements pluvieux qui agit sur le transport des particules et les valeurs moyennes annuelles peuvent masquer cette relation.

Les graphiques de la figure 5 montrent que la relation apports en phosphore total / débits moyens est relativement bonne pour la Venoge et éventuellement l'Aubonne. Par contre pour la Dranse et surtout le Rhône amont, elle n'est pas évidente. Pour le Rhône amont, on relève une très nette baisse des apports en phosphore total depuis 2008 et pour l'instant, il n'y a pas d'explication. La Dranse présente aussi une nette baisse des apports en phosphore total depuis en phosphore total depuis 90.

La figure 6 confirme un changement entre les années 80 et les années 90 jusqu'en 2007 au niveau des apports en phosphore par le Rhône amont, constitués principalement par du phosphore particulaire. Sur le graphique, la taille des années est fonction du rapport $P-PO_4$ / Ptot. Pendant les années 80, la proportion de $P-PO_4$ dans le Ptot représentait environ 12%, alors que pour les années 1990 à 2007, cette proportion n'est en moyenne plus que de 4%.

Cette évolution est liée à l'assainissement et la suppression du phosphate dans les lessives et à la baisse de la fertilisation phosphatée. Par contre, les années 2008, 2009 et 2010 se singularisent par des apports en phosphore total en nette baisse, cette baisse est principalement due au phosphore particulaire.

Dans le lac se produit la sédimentation du phosphore particulaire, ce qui explique que dans l'émissaire, la proportion de phosphore réactif soluble est beaucoup plus grande (env. 25 à 40% depuis de début des années 2000). Depuis le milieu des années 80, il suit la baisse des teneurs dans le lac grâce notamment à l'assainissement des eaux usées (figure 3).

Phosphore réactif soluble (P-PO₄)

La figure 4 montre bien qu'il n'y a pas de relation entre les quantités de phosphore réactif soluble et les débits. La baisse des teneurs est liée à l'assainissement domestique et à la modification des pratiques agricoles qui sont les deux principales sources d'apports en phosphore réactif soluble.









Figure 4 : Phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.











- Figure 5 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.
- Total phosphorus and Soluble reactive phosphorus ($P-PO_4$) Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne. Figure 5 :

60



- Figure 6 : Relation phosphore total / débit du Rhône amont à la Porte du Scex. La taille du chiffre de l'année est proportionnelle au rapport P-PO4 / Ptot.
- Total phosphorus / mean annual flow rate ratio for the upstream section of the Rhone, at the Figure 6 : Porte du Scex. The figure for the year is proportional to the P-PO4/Ptot ratio.

3.2 Azote minéral total (figures 7 et 8)

Les apports en azote minéral total, ainsi que les quantités exportées par le Rhône émissaire sont relativement stables depuis les années 80 et fluctuent en fonction du débit. La relation apports/débits est bonne pour la Dranse, l'Aubonne et la Venoge un peu moins pour le Rhône amont. Dans cette rivière, on constate une augmentation ces deux dernières années. Cette relative stabilité semble liée, d'une part à l'absence de dénitrification dans la majorité des STEP du bassin du Léman et, d'autre part, à la fertilisation azotée des cultures qui n'a pas évolué depuis le milieu des années 90 et où les excédents d'azote n'en demeurent pas moins élevés (33% des quantités entrantes) et qui peuvent polluer les eaux (Office fédéral de la statistique, OFS, 2007, figure p. 30).





- Figure 7: Azote minéral total - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.
- Total inorganic nitrogen Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the Figure 7 : effluent river.

- 164 -



- Figure 8 : Azote minéral total Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.
- Figure 8 : Total inorganic nitrogen Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.



Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les 4 affluents principaux et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 9: Chloride - Annual inflow from the 4 main tributaries, and annual loss via the effluent river.

Globalement, les apports en chlorure sont moins bien corrélés aux débits que pour l'azote, du fait notamment des apports d'origine industrielle.

Une augmentation des apports en chlorure est constatée pour le Rhône amont depuis les années 80 et pour la Dranse depuis le milieu des années 90, ainsi que pour d'autres rivières de montagne qui ne sont pas représentées ici (par exemple l'Eau Froide). Cette augmentation semble liée à celle du salage des routes, qui a tendance à augmenter pendant la période hivernale. En effet, la vente du sel par la Saline de Bex (SALINE DE BEX, 2008, 2010) pour le traitement des routes était en moyenne de 11'900 tonnes pour la période de 1980-1989, de 15'300 tonnes pour la période de 1990-1999 et de 19'063 tonnes pour la période 2000-2009, mais ce tonnage ne représente pas la totalité de l'utilisation dans le bassin versant du Léman, car il est tiré de statistique d'un seul fournisseur.

Pour le Rhône amont, une étude montrait en 2001 que les apports en chlorure provenaient pour l'essentiel des rejets industriels (GUMY et De ALENCASTRO, 2001). Dès 2006, l'une des industries fournie par la Saline de Bex n'utilise plus les saumures dans ses procédés industriels (moyenne 1998-2005 : 14'750 tonnes de sel - SALINE DE BEX, 2008, p. 9). Par contre, cette baisse est actuellement entièrement compensée par les livraisons pour les sels à dégeler (SALINE DE BEX, 2010, p. 9), cela explique que l'on ne constate pas de baisse des apports. En 2010, les apports par le Rhône se sont montés à 60'000 tonnes et représente le 85% des apports au Léman.

Pour l'Aubonne et la Venoge qui sont des rivières de plaine et de contrefort du Jura, on constate une bonne corrélation entre les débits annuels et les apports. Cette corrélation laisse supposer que ces apports sont surtout influencés par du lessivage des chlorures présents dans les sols agricoles issus de l'utilisation d'engrais à base de chlorure. Toutefois, en 2010 on constate une augmentation des apports pour ces deux rivières qu'il faut relier à l'hiver 2010 particulièrement neigeux.



- Figure 10 : Chlorure Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex), la Dranse, la Venoge et l'Aubonne.
- Figure 10 : Chloride Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex), the Dranse, the Venoge and the Aubonne.

4. EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL À CHANCY ET APPORTS DE SES PRINCIPAUX AFFLUENTS

En aval du lac, le Rhône traverse le territoire du canton de Genève et quitte la Suisse à Chancy-Pougny (débit moyen 1986-2010 : 339 m³/s). Le long de son parcours, il reçoit les eaux de quelques affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 1988-2010 : 70.6 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 1988-2010 : 3.40 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 93% du débit mesuré à Chancy. Nous disposons des analyses d'eau du Rhône émissaire, de l'Arve à Genève (la Jonction), de l'Allondon à son embouchure et du Rhône en aval de Chancy. Les prélèvements du Rhône émissaire et de Chancy sont effectués en continu proportionnellement au débit, ceux de l'Arve et de l'Allondon sont mensuels et instantanés. Les apports calculés pour ces deux dernières rivières doivent donc être considérés avec une relative prudence.

4.1 Phosphore (figure 11)







- Figure 11 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.
- Figure 11 : Total phosphorus and soluble reactive phosphorus (P-PO₄) Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

Comme expliqué au paragraphe 3.1, c'est le phosphore réactif soluble qui domine dans le Rhône en aval du lac, du fait de la sédimentation du phosphore particulaire dans le lac. La diminution du phosphore total est surtout liée aux mesures d'assainissement domestique et agricole, qui sont les 2 principales sources d'apports en phosphore réactif soluble. Une baisse encore plus importante est constatée dès 2003-2004, période qui correspond à la mise en place de la déphosphatation pour la STEP d'Aïre, la plus grande de tout le territoire de la CIPEL avec 600'000 EH et qui rejette ses eaux après traitement dans le Rhône. Ce nouveau dispositif a permis de diminuer la concentration en phosphore total en sortie de moitié, puisqu'elle est passée de 1.8 mgP·L⁻¹ au milieu des années 90 à des valeurs oscillant entre 0.9 et 1.0 mgP·L⁻¹ depuis 2008.

Pour l'Arve et l'Allondon, le phosphore réactif soluble domine dans les apports du fait de l'absence d'obligation de déphosphatation pour les STEP situées dans ces bassins versants.

Il faut relever la très nette baisse du phosphore dans le bassin de l'Allondon du fait de l'abandon des STEP du Journans et de l'Allondon, avec le raccordement des eaux usées sur la STEP de Bois-de-Bay dans le canton de Genève dont l'exutoire est le Rhône aval, réalisé à fin 2009 (arrêt définitif : 19.01.2010).



4.2 Azote total ou minéral total (figure 12)

Figure 12 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.
Figure 12 : Total nitrogen or total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

Tout comme pour le bassin versant du Léman, les apports en azote minéral total par les rivières en aval du lac fluctuent en fonction du débit et montrent une légère tendance à la baisse pour l'Arve et le Rhône aval à Chancy. Cette baisse est plus nette pour l'Allondon du fait de la suppression des rejets de deux STEP à fin 2009 (cf. paragraphe précédent).

4.3 Chlorure (figure 13)

Chlorure (tonnes CI-/an)

Chlorure

Globalement, les apports en chlorure fluctuent avec les débits, provenant pour l'essentiel du lessivage des sols agricoles et en partie de l'utilisation de sels de déneigement. On note tout de même, surtout depuis ces cinq dernières années, une tendance à la hausse pour le Rhône à Chancy.

Cette tendance à la hausse observée sur le Rhône à Chancy peut s'expliquer en partie par l'arrivée des eaux du Léman plus riches en chlorure.





Figure 13 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon. Figure 13 : Chloride - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

Débit (Allondon - embouchure)

5. ÉTUDE DE LA QUALITÉ CHIMIQUE DES EAUX DES PRINCIPALES RIVIÈRES DU BASSIN LÉMANIQUE (Tableau 3 et figures 14 à 17)

5.1 Phosphore réactif soluble (figure 14)

Dans le bassin versant du Léman, la qualité de l'eau du Rhône en amont du lac est très bonne depuis plus de deux décennies. Pour la Dranse et l'Aubonne, elle est passée de bonne à très bonne. L'amélioration est particulièrement nette pour la Versoix, où la qualité est passée de mauvaise à moyenne à bonne, voire très bonne. Pour la Venoge, la qualité s'est également très nettement améliorée. La diminution de la taille des box-plot indique que globalement, la qualité de l'eau varie moins au cours de l'année pour ces rivières, signe d'une bonne stabilité de la qualité de l'eau.

Dans le bassin versant Rhône aval, la qualité du Rhône mesurée à Chancy suit la baisse de la concentration mesurée dans le Léman. La qualité de l'Arve se situe entre les classes moyenne et bonne depuis ces cinq dernières années. Une amélioration spectaculaire se marque dès 2010 pour l'Allondon, avec la suppression des rejets des STEP situées dans ce bassin versant et le raccordement des eaux usées sur la STEP de Bois-de-Bay dans le canton de Genève dont l'exutoire est le Rhône aval, à fin 2009.

5.2 Azote ammoniacal (figure 15)

La qualité de l'eau est globalement très bonne pour les affluents étudiés du bassin versant du Léman, Rhône amont, Dranse, Aubonne et Versoix. Elle s'est améliorée de façon spectaculaire pour la Venoge dès 1997 où elle est passée de moyenne à bonne voire très bonne certaines années. Il faut relever toutefois que la situation s'est dégradée depuis 2009 pour la Venoge. D'une façon générale, l'amélioration de l'assainissement dans les différents bassins versants a permis une meilleure nitrification dans les STEP et donc de rejeter moins d'ammoniaque.

La qualité de l'Arve a tendance à se dégrader au cours de ces dernières années. La qualité de l'eau de cette rivière montre une variabilité assez importante, même si la qualité oscille entre bonne et très bonne, avec des valeurs médianes plutôt proches de cette dernière.

La qualité du Rhône à Chancy s'est améliorée depuis la fin des années 90 et se trouve actuellement à la limite entre bonne et très bonne.

Pour l'Allondon, la suppression des deux STEP dans son bassin versant se marque là aussi de façon spectaculaire, la concentration moyenne en N-NH₄ pour 2010 est égale à 0.007 mgN·L⁻¹, valeur la plus basse mesurée dans les diverses rivières surveillées en 2010.

5.3 Nitrate (figure 16)

Dans le bassin versant du Léman, la qualité de l'eau est très bonne pour le Rhône amont et la Dranse, bonne pour l'Aubonne et la Versoix mais tout de même assez proche d'une très bonne qualité pour cette dernière. La qualité de l'eau de la Venoge est passée de bonne au début des années 80 à moyenne. Les STEP du bassin versant du Léman n'étant pas astreintes à la dénitrification, le traitement de l'azote engendre des rejets plus chargés en nitrates, mais par contre appauvris en ammoniaque et donc moins toxiques pour le milieu (cf. 5.2). Le niveau de qualité assez moyen et constant en nitrates pour la Venoge doit aussi être mis en relation avec l'occupation des sols de ce bassin versant, en bonne partie de nature agricole. Globalement, on relève une certaine stabilité des teneurs en nitrates sur ces 30 dernières années.

La qualité de l'eau du Rhône à Chancy et de l'Arve est très bonne pour ce paramètre et pour l'Allondon, on se rapproche de la très bonne qualité.

5.4 Carbone organique dissous (figure 17)

Pour ce paramètre, la qualité de l'eau des différentes rivières est très bonne depuis plus de 20 ans pour le Rhône en amont et en aval du lac ainsi que pour la Versoix et depuis plus de 15 ans pour l'Arve et l'Allondon. Pour la Venoge et l'Aubonne, elle est passée de bonne à très bonne et l'on constate également une nette diminution des valeurs élevées (percentiles 90%).



Figure 14 : Phosphore réactif soluble (P-PO4) - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

Figure 14 : Soluble reactive phosphorus (P-PO4) - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.



Figure 15 : Azote ammoniacal - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

Figure 15 : Ammoniacal nitrogen - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.

Aubonne

1996 1998 2000 2002 2004 2006 2008 2010

2008

2010





Figure 16 : Nitric nitrogen - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.



Figure 17 : Carbone organique dissous - dans des rivières du bassin du Léman et du Rhône aval.

Figure 17 : Dissolved organic carbon - in rivers in the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône.

6. CONCLUSIONS

Les débits moyens annuels des affluents et de l'émissaire à Genève montrent une stabilité sur le long terme, mais présentent des fluctuations d'une année à l'autre, liées à la pluviométrie. La pluviométrie de l'année 2010 sur le pourtour du Léman est de 815.5 mm, très inférieure à la moyenne inter-stations relevée sur 4 stations entre 1980 et 2010 (1'017 mm).

L'analyse des flux de nutriments des principaux affluents du territoire de la CIPEL montre certaines différences selon les bassins versants de rivières.

- Les apports en phosphore réactif soluble ont diminué ces quatre dernières années pour l'ensemble des rivières suivies. Une spectaculaire amélioration se marque dès 2010 pour l'Allondon du fait du raccordement à fin 2009 des eaux usées de deux STEP de ce bassin à une STEP du canton de Genève qui déverse dans le Rhône aval.
- Les apports en phosphore total au lac ont nettement diminué pour le Rhône amont, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne. Les raisons de ces variations sont donc principalement liées à la faible pluviosité de l'année. Pour le Rhône amont, le phosphore total est constitué à plus de 93% par du phosphore particulaire.
- L'absence de dénitrification dans les STEP et une fertilisation azotée stable depuis près de 20 ans expliquent que les apports en azote minéral total sont relativement stables et suivent principalement la variation des débits. Toutefois, on constate une augmentation pour le Rhône amont ces deux dernières années.
- Les quantités de chlorure sont en hausse, notamment dans le Rhône amont. Cette augmentation trouve deux explications possibles : la présence d'industries et surtout l'utilisation de plus en plus importante de sels de déneigement. Une tendance à la hausse depuis les années 90 est également constatée dans la Dranse, mais en l'absence d'industries importantes dans ce bassin versant, l'augmentation proviendrait davantage du salage des routes qui ne cesse de croître. Pour l'Aubonne et la Venoge qui sont des rivières de plaine et de contrefort du Jura, on constate une bonne corrélation entre les débits annuels et les apports. Cette corrélation laisse supposer que ces apports sont surtout influencés par du lessivage des chlorures présents dans les sols agricoles issus de l'utilisation d'engrais à base de chlorure. Toutefois, en 2010 on constate une augmentation des apports pour ces deux rivières qu'il faut relier à l'hiver 2010 particulièrement neigeux. Pour l'ensemble des rivières, il y a aussi un apport qui est lié aux échangeurs d'ions des lave-vaisselle.

L'utilisation d'une grille d'évaluation de la qualité des rivières pour 4 paramètres (phosphore réactif soluble : $P-PO_4$, l'azote ammoniacal : $N-NH_4$, l'azote nitrique : $N-NO_3$ et le carbone organique dissous : COD) a montré que toutes les rivières étaient de bonne voire très bonne qualité pour le COD et le $N-NH_4$, que seules l'Arve étaient de qualité moyenne pour le $P-PO_4$ à cause de l'absence de déphosphatation dans les STEP et que seule la Venoge était de qualité moyenne pour le $N-NO_3$ à cause de la densité des rejets des STEP couplée à une activité agricole assez importante dans ce bassin versant. Toutefois, pour cette rivière, du fait de la nitrification dans les STEP, la qualité pour le $N-NH_4$ est bonne. Pour l'Allondon, la suppression des deux STEP dans son bassin versant se marque de façon spectaculaire pour l'ensemble des paramètres. Par exemple, è la concentration moyenne en $N-NH_4$ pour 2010 est égale à 0.007 mg $N\cdotL^{-1}$, valeur la plus basse mesurée dans les diverses rivières surveillées en 2010.

Parmi les rivières suivies et étudiées par la CIPEL, aucune n'atteint une situation de mauvaise qualité pour ces 4 principaux paramètres pris en compte et la variabilité intra-annuelle de la qualité de l'eau s'est atténuée.

BIBLIOGRAPHIE

- GUMY, D., de ALENCASTRO, F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- OFS (2007) : Bilans de l'azote et du phosphore. Office fédéral de la statistique, Berne, 30 p.

QUÉTIN, P. (2011) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, xx-xx.

SALINE DE BEX (2008) : Rapport de gestion 2007. Saline de Bex, Bex (Suisse), 30 p.

SALINE DE BEX (2010) : Rapport de gestion 2009. Saline de Bex, Bex (Suisse), 24 p.

STRAWCZYNSKI, A. (2011) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 191-198.

	Débit	N-NH₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	Ntot	P-PO4	PtotBrut	Ū	SO4	Са	Mg	Na	¥	SiO_2	DOC	TOC	MES
	(m ³ /sec)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgP/L)	(mgP/L)	(mg/L)	(mg/L)	(méq/L)	(méq/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Concentrations mo	yennes					Ξ	assin ve	ersant du	Léman									
Rhône amont	196.36	0.097		0.674		0.737	0.010	0.100	9.70	50.81	40.28	4.82	6.48	1.75	2.89	0.62	1.52	162.1
Dranse	15.92	0.047	0.007	0.692	0.746	0.834	0.007	0.035	8.12	63.04	76.06	0.89	5.26	0.89	3.59	1.29		33.5
Aubonne	3.51	0.028	0.018	1.609	1.655		0.014	0.042	9.10	5.82	71.07	6.63	5.61	0.94	3.20	2.92		23.2
Venoge	2.69	0.334	0.058	3.684	4.076		0.028	0.102	26.85	21.10	84.56	8.53	14.82	2.73	4.30	3.21		35.0
Versoix	2.59	0.164	0.006	1.093	1.263	1.399	0.033	0.124	10.91	6.88	69.93	5.93	6.14	06.0		2.41		
Veveyse	1.79	0.085	0.009	0.660	0.754		0.003	0.144	16.69	13.47	62.69	6.52	10.97	1.43	3.84	2.76		177.3
Promenthouse	1.00	0.039	0.006	2.176	2.221		0.010	0.085	14.06	6.21	75.33	7.59	7.79	1.34	3.92	2.39		51.0
Chamberonne	06.0	0.070	0.019	1.646	1.734		0.035	0.078	25.68	40.58	64.35	7.74	15.15	2.47	3.70	2.42		18.4
Eau Froide	0.61	0.073	0.006	6.143	6.222		0.014	0.036	10.94	43.64	69.47	7.37	16.07	2.31	4.26	2.65		4.1
Morges	0.37	0.084	0.038	5.068	5.190		0.047	0.111	23.45	30.30	96.64	11.77	12.93	3.43	8.30	3.23		33.3
Boiron-de-Morges	0.22	0.247	0.030	5.453	5.731		0.113	0.235	15.56	24.37	98.35	11.18	7.86	2.89	7.67	3.39		67.7
Dullive	0.15	0.021	0.016	2.131	2.168		0.009	0.037	20.60	17.84	91.16	11.50	11.54	1.95	6.53	2.29		4.3
						Bassi	in versar	nt du Rhé	òne ava									
Rhône émissaire	229.42	0.024		0.454		0.577	0.007	0.025	9.25	46.38	42.85	5.90	6.24	1.38		1.31		
Arve	58.13	0.130	0.044	0.627	0.801	0.799	0.037	0.108	8.71	45.56	52.47	5.72	5.57	1.12		1.05		
Allondon	1.98	0.007	0.004	1.488	1.500	1.599	0.017	0.026	8.64	8.19	77.46	6.49	4.58	0.82		1.72		
Rhône Chancy	295.14	0.065	0.016	0.743	0.824	0.842	0.013	0.040	11.12	46.81	48.89	5.77	7.06	1.76	1.48	1.70	2.22	25.4

Concentrations moyennes en 2010. Mean concentrations in 2010. Tableau 3 : Table 3 :

MES	(t/an)	-	1'003'791	16'835	2'571	2'964		10'016	1'613	524	78	384	479	21	1'039'275				
UUL L	(t/an)	_	9'411																
	(t/an)		3'860	649	323	272	197	156	75	69	51	37	24	11	5'725		9'443	1'918	
Ċ	(t/an)		17'904	1'803	354	364		217	124	105	82	96	54	31	21'135				
۲	(t/an)		10'826	447	104	231	73	81	42	70	45	40	20	6	11'989		9'974	2'055	2
eN N	(t/an)		40'099	2'642	621	1'256	501	620	246	431	311	149	56	56	46'987		45'121	10'202	000
5W	(t/an)		29'872	447	734	723	484	368	240	220	142	136	79	55	33'501		42'692	10'477	
ç	(t/an)		249'444	38'195	7'865	7'166	5'707	3'541	2'383	1'831	1'342	1'116	695	438	319'723		310'048	96'173	
Č	(t/an)	lan	314'634	31'657	644	1'788	562	761	196	1'154	843	350	172	86	352'849	e aval	335'575	83'515	i
ō	(t/an)	nt du Lén	60'072	4'077	1'007	2'275	890	943	445	731	212	271	110	66	71'130	du Rhôn	66'930	15'969	
OtotBrut	(t/an)	sin versa	617.9	17.72	4.62	8.62	10.08	8.14	2.70	2.22	0.70	1.29	1.66	0.18	676	ı versant	178.5	198.0	
	(t/an)	Bass	61.27	3.51	1.50	2.37	2.71	0.18	0.31	0.99	0.27	0.54	0.80	0.04	75	Bassir	48.29	67.08	
Ntot	(t/an)		4'561	418.8			114.2										4'176	1'464	
Nmintot	(t/an)			374.6	183.1	345.4	103.0	42.6	70.2	49.3	120.2	59.9	40.5	10.4	1'399			1'468	
	(t/an)		4'172.6	347.6	178.0	312.2	89.2	37.3	68.8	46.8	118.7	58.5	38.6	10.2	5'478		3'288	1'149	0
	(t/an)			3.44	1.94	4.91	0.48	0.52	0.17	0.53	0.12	0.43	0.21	0.08				81.29	000
N-NH	(t/an)		601.4	23.57	3.15	28.28	13.36	4.81	1.24	1.98	1.41	0.97	1.75	0.10	682		174.3	238.0	
Dáhit	(m ³ /sec)	yennes	196.36	15.92	3.51	2.69	2.59	1.79	1.00	0.90	0.61	0.37	0.22	0.15	226.1		229.4	58.1	
	Nom Rivière	Concentrations mo	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Versoix	Veveyse	Promenthouse	Chamberonne	Eau Froide	Morges	Boiron-de-Morges	Dullive	Total BV Léman		Rhône émissaire	Arve	

Flux en 2010. Flows in 2010. Tableau 4 : Table 4 :
- 179 -

Rapports techniques

Campagne 2010



CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

Campagne 2010

PAR

Audrey KLEIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2010, 219 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'369'000 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2010 se base sur les résultats de surveillance de 154 STEP pour le phosphore total et de 157 STEP pour la DBO₅.

Un léger infléchissement des performances des STEP avait été constaté ces deux dernières années à l'échelle du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore. Des efforts ont été entrepris et se traduisent en 2010 par une hausse du rendement moyen d'épuration (90%) et une baisse de 21 tonnes des apports en phosphore au Léman. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95% fixé par la CIPEL dans le Plan d'action 2011-2020.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DBO_5 s'élève à 2'693 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 96%. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les concentrations mesurées dans les cours d'eau du bassin lémanique pour trois traceurs de pollution d'origine domestique (DBO₅, PO₄³⁻ et NH₄⁺) témoignent des bonnes performances d'épuration des STEP.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. La valeur s'élève à 304 L·EH 1·j¹ et reste encore trop élevée. Cet indicateur est en constante amélioration depuis une décennie et doit être observé sur le long terme. Le renouvellement des réseaux d'assainissement est bien en marche avec des résultats perceptibles à l'échelle du bassin lémanique.

ABSTRACT

In 2010, 219 wastewater treatment plants (WWTPs) were operating in the territory covered by the CIPEL (the catchment area of Lake Geneva and the downstream segment of the Rhône), with a total treatment capacity of 4,120,680 equivalent-inhabitants. The overall assessment of water treatment in 2010 is based on the findings of monitoring 154 WWTPs for total phosphorus, and of 157 WWTPs for DBO₅.

A slight dip in the effectiveness of the WWTPs had been observed in the last two years in the Lake Geneva catchment area for the phosphorus parameter. Efforts have been made, and in 2010 these were reflected in an increase in the mean effectiveness of water treatment (96%), and a reduction of 21 metric tonnes in the input of phosphorus into Lake Geneva. However, efforts could make it possible to reduce phosphorus inputs into the Lake still further if the mean water-treatment performance reached the 95% target set CIPEL in the 2011-2020 Action plan.

At the scale of the CIPEL territory, the organic pollution discharged after treatment, expressed in terms of DBO₅, was 2,411 metric tonnes for O_2 , and the mean water-treatment performance was 96%. These figures reflect effective water treatment with regard to organic matter.

The concentrations found in the water course in the Lake Geneva catchment of three tracers of domestic pollution (DBO_5 , PO_4^{3-} and NH_4^+) reflect effective treatment by the WWTPs. The specific flow in dry weather gives a good idea of the amount of parasite clear water that is running into the water-treatment networks. The value found was 304 L·inhab⁻¹·d⁻¹, and is still too high. This indicator has been steadily improving over the last decade, and should be monitored over the long term. The upgrading of the water treatment networks is already underway and is having a perceptible impact at the scale of the Lake Geneva catchment.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plusieurs décennies le bilan du fonctionnement des stations d'épuration (STEP) du bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy. Ce bilan permet d'avoir une vision globale de l'assainissement et des efforts entrepris pour lutter contre les pollutions d'origines domestique et industrielle. Il est effectué sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations, en particulier les paramètres de pollution "classiques" que sont la DBO5, le phosphore total et dissous. Les données sont transmises par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : départements de l'Ain et de la Haute-Savoie, cantons de Vaud, Valais et Genève.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1. État des stations d'épuration

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2010 est le reflet du fonctionnement de 219 STEP, 167 STEP dans le bassin versant du Léman et 52 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement de 4'369'000 équivalents-habitants (EH).

Le procédé d'épuration de type boues activées représente 75% de la capacité de traitement des STEP du bassin lémanique (figure 1). Ce procédé d'épuration biologique est le plus courant en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation et de son efficacité. Il est d'autant plus efficace que l'âge des boues est élevé. Les installations à moyenne ou forte charge ne traitent que le carbone tandis que les installations à aération prolongée ou faible charge, traitent le carbone et l'azote (nitrification, voire dénitrification pour certaines STEP). De plus, il semblerait que les procédés de type boues activées à aération prolongée ou à très faible charge seraient à privilégier pour le traitement des micropolluants.



Figure 1 : Répartition des STEP suivant leur procédé d'épuration.

Figure 1: Distribution of the WWTPs according to the treatment process used.

2.2. Contrôles de l'assainissement

157 STEP ont transmis leurs données pour le paramètre DBO5, 154 pour le paramètre phosphore total et 172 pour les mesures de débit. Ces données donnent une bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire de la CIPEL car les STEP contrôlées représentent 98% de la capacité totale de traitement.

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEP (avec analyse simultanée des eaux et mesure des débits) varie d'une fois par an à une fois par jour selon les STEP et les paramètres mesurés, ce qui influence nettement la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration considérés individuellement par STEP. A l'échelle du bassin versant, le bilan peut toutefois être considéré comme robuste, les plus grandes STEP, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1 Débits et volumes

Le tableau 1 présente les débits journaliers mesurés en 2010 pour 173 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 720'014 m³ soit une baisse d'environ 7% par rapport à 2009. Le volume des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration, sur la base des volumes déversés mesurés, serait de 687'438 m3, soit 95 % du volume entrant (figure 2). Comme une grande partie des STEP ne sont pas équipées de débitmètres en entrée et/ou en cours de traitement pour mesurer les déversements, le volume journalier déversé est sous-estimé. Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement, représentent environ 4% du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux.

Bassin		Nombre de		Débits mes	urés (m ^{³.} j⁻¹)		Débit ²⁾
versant (BV)	Canton / Départ.	STEP contrôlées	Déversé en entrée ¹⁾	Entrée de STEP	Déversé en cours de traitement 1)	Sortie	spécifique en L·EH ⁻¹ ·jour ⁻¹
	Ain	2	7	5'784	97	5'928	513
_ 	Genève	2		2'452	168	2'285	331
émai	Hte-Savoie	5	222	7'701		7'644	264
	Valais	63	1'368	196'137	3'771	192'366	350
	Vaud	69	1'216	210'936	13'628	195'704	351
Total BV L	_éman	141	2'813	423'010	17'664	403'927	359
Ival	Ain	7		2'608		2'523	407
òne a	Genève	13	3'170	239'346	5'292	233'510	254
Rhć	Hte-Savoie	12	61	49'006	1'066	47'478	227
Total BV F	Rhône aval	32	3'231	290'960	6'358	283'511	251
Total terri	toire CIPEL	173	6'044	713'970	24'022	687'438	304

Tableau 1 :Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2010.Table 1 :Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2010.

¹⁾ : Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

²⁾: Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.



Déversé en entrée Déversé en cours de traitement Retenu

- Figure 2 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2010
- Figure 2: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL.

Les débits spécifiques par temps sec indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires permanentes, telles que les eaux de drainage, les eaux souterraines, les eaux de fontaines ou de captage de sources. Le calcul des débits spécifiques (Q_{spe}) est le suivant :

$$Q_{spe} = \frac{1}{2} (Q_{j 20} + Q_{j 50}) / EH$$

- avec : Qi 20 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20% des jours de l'année
 - Qi 50 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 50% des jours de l'année
 - EH : équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO₅ (avec 1 EH = 60 g·j⁻¹ de DBO₅) et en phosphore total (1 EH = 2.2 g·j⁻¹ de Ptot).

Le renouvellement des réseaux d'assainissement est un travail de longue haleine dont les résultats doivent être observés sur le long terme. La valeur du débit spécifique est en constante amélioration à l'échelle du bassin lémanique (figure 3) et atteste bien depuis une dizaine d'années de la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL.

Si l'on admet que la consommation journalière par habitant varie entre 150 et 180 litres et sachant que des réseaux de bonne qualité peuvent véhiculer jusqu'à 30% d'eaux claires parasites, cela correspond à un débit spécifique de l'ordre de 215 à 250 L·EH⁻¹·j⁻¹. Par conséquent, la valeur de 304 litres par équivalent-habitant et par jour (L·EH⁻¹·j⁻¹) (tableau 1) reste encore trop élevée. Seul le contrôle des réseaux et des déversements permet de connaître l'origine des eaux parasites. La séparation des eaux usées et parasites (permanentes et pluviales) lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien correct des réseaux, sont autant d'actions qui doivent être encouragées car elles permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements.



3.2 Phosphore total et réactif soluble (dissous)

3.2.1 Phosphore total dans le bassin versant du Léman

Les exigences suisse et française pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur :

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg·j ⁻¹	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 mgP·L ^{−1}	80%
Franco	Arrêté ministérial du 22 juin 2007	600 à 6'000 kg·j⁻¹	2.0 mgP·L ⁻¹	80%
France	Arrete ministerier du 22 juir 2007	> 6'000 kg·j⁻¹	1.0 mgP·L ⁻¹	80%
CIPEL	Recommandation du Plan d'action 2011-2020		0.8 mgP·L ⁻¹	95%

Le tableau 2 présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2010.

En 2010, 79 tonnes de phosphore d'origines domestique et industrielle ont été rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman.

Après avoir constaté ces deux dernières années un léger infléchissement du rendement moyen d'épuration à l'échelle du bassin versant du Léman, celui-ci atteint à nouveau la valeur de 90%. Cette diminution était principalement liée à une baisse de performance de la plus grande STEP du bassin du Léman, qui représente à elle seule un tiers des apports en phosphore au lac. Depuis, des efforts ont été entrepris, et se traduisent à l'échelle du bassin lémanique par une hausse du rendement (90%) et une baisse de 21 tonnes des apports en phosphore au Léman. Toutefois, la CIPEL recommande dans son plan d'action 2011-2020, un objectif de 95% de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Avec un tel rendement, environ 38 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman ! Actuellement, sur les 129 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 36 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95%, soit 5 de plus qu'en 2009, mais elles ne représentent que 6% du flux total rejeté après traitement. Notons que seules 12 STEP ont des performances inférieures aux exigences réglementaires (rendement moyen d'épuration inférieur à 80%). Autrement dit, la majorité des STEP ont de bonnes performances au sens de la réglementation en vigueur. Vu l'accroissement de la population et si les exigences réglementaires ne sont pas revues à la hausse lors d'agrandissement ou de renouvellement de STEP, il sera difficile de réduire les apports en phosphore au lac.

En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, le rendement d'épuration atteint 87% et la concentration moyenne de sortie est de $0.5 \text{ mgP}\cdot\text{L}^{-1}$. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales mais des efforts supplémentaires permettraient d'aller plus loin et de réduire encore les quantités de phosphore rejetées au lac, et d'agir ainsi sur la concentration en phosphore dans le lac, dont l'objectif a été revu à la baisse dans le nouveau plan d'action 2011-2020 de la CIPEL (15 μ gP·L⁻¹).





Figure 4 : Evolution entre 1990 et 2010 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman.



Change between 1990 and 2010 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (source: CIPEL data).



Evolution des flux de phosphore traités et déversés dans le bassin du Léman. Figure 5 :

Figure 5 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged into the Lake Geneva basin catchment.

3.2.2 Phosphore réactif soluble (dissous - P-PO₄)

Le phosphore dissous, et en particulier l'orthophosphate (P-PO4), forme directement biodisponible pour la croissance des algues, joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation du lac. En 2010, parmi les 167 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 116 STEP ont analysé l'orthophospate en sortie, représentant 35% de la capacité totale de traitement des STEP présentes sur le bassin versant du Léman. Ces résultats représentent un apport en phosphore biodisponible de 63 tonnes.

3.3 Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les exigences suisse et française pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg·j⁻¹	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28	< 600 kg·j⁻¹	20 mgO ₂ ·L ⁻¹	90%
Juisse	octobre 1998 (OEaux, 1998)	> 600 kg·j⁻¹	15 mgO₂·L⁻¹	90%
Franco	Arrêté ministérial du 22 juin 2007	120 à 600 kg·j⁻¹	$25 \text{ mg} \text{O} \cdot 1^{-1}$	70%
France		> 600 kg·j⁻¹	25 mgO ₂ ·L	80%

Le tableau 3 présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

Le rendement d'épuration dans le bassin versant CIPEL est stable depuis plusieurs années avec 96% sur les eaux traitées et 95 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de $10.2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

Ces résultats sont nettement supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des très bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique.

Le flux de pollution de la matière organique est de 2'693 tonnes d'O₂ après traitement et de 1'116 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel après un éventuel traitement partiel.

4. INFLUENCE DU TRAITEMENT DES EAUX USÉES SUR LA QUALITÉ DU MILIEU RÉCEPTEUR

La demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO₅), l'ammonium (NH₄⁺) et l'orthophosphate (PO₄³⁻), sont des traceurs de la pollution issue des rejets urbains. Ainsi, parallèlement à l'évaluation du rendement moyen d'épuration des STEP, des concentrations et des flux mesurés en sortie, l'état des milieux récepteurs du bassin lémanique (rivières, lac) est un bon indicateur de l'amélioration des performances des STEP (LAZZAROTTO *et al.*, 2011 et RAPIN et KLEIN, 2011).

En 2010, 143 stations de mesures de la qualité des rivières étaient suivies dans le bassin lémanique (source : CIPEL). Ces stations peuvent être réparties dans différentes classes de qualité physicochimique (cf. grilles de qualité physico-chimique du tableau de bord de la CIPEL, 2010). Les limites de classes sont rappelées ci-dessous :

Paramètres par élément de qualité	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise
DBO ₅ (mg O ₂ ·L ⁻¹) *	< = 3	3 - 6	6 - 10	> 10
PO4 ³⁻ (mg PO ₄ ³⁻ ·L ⁻¹)	< = 0.025	0.025 - 0.050	0.050 - 0.250	> 0.025
$NH_4^+ (mg NH_4^+ \cdot L^{-1})$	< = 0.1	0.1 - 0.4	0.4 - 1.0	> 1.0

*: Pour la DBO5, ce paramètre n'étant pas pris en compte dans le Tableau de bord, nous nous sommes référés aux seuils mentionnés dans l'annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4 de l'arrêté français du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, chimique et du potentiel écologique des eaux de surface (MEEDD, 2010).

4.1 Concentrations en DBO₅ des cours d'eau

La DBO₅ est un indicateur de la pollution liée aux rejets de matières organiques. Les 38 stations mesurant ce paramètre sont toutes en qualité bonne ou très bonne. Ces résultats sont en parfaite adéquation avec les bons résultats d'autosurveillance des STEP présentes sur le territoire.

4.2 Concentrations en NH₄⁺

L'ammonium peut être un indicateur du traitement de la pollution azotée. Parmi les 159 stations mesurant ce paramètre, 82% sont de qualité bonne ou très bonne. Ces résultats prouvent que les STEP du bassin lémanique ont une bonne nitrification.

4.3 Concentrations en PO₄³⁻

Le phosphore réactif soluble (dissous) est un indicateur du traitement de la pollution phosphorée. Le bassin versant du Léman étant situé en zone sensible, toutes les STEP sont astreintes à la déphosphatation. Parmi les 149 stations mesurant ce paramètre, 79% sont de qualité bonne ou très bonne. Ces résultats sont tout à fait en adéquation aves les bonnes performances d'épuration des STEP pour ce paramètre.

5. CONCLUSIONS

Les performances des STEP sont globalement bonnes à l'échelle du territoire de la CIPEL et dépassent les exigences légales en vigueur pour ce qui concerne le phosphore total et la DBO₅.

En 2010, 219 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 129 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 103 tonnes, dont 79 directement rejetées après traitement et 24 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement.

Après un léger infléchissement au cours de ces deux dernières années, le rendement moyen d'épuration se maintient à nouveau à 90%. Cette hausse se traduit également par une diminution de 21 tonnes des quantités rejetées après traitement.

En termes d'impact des rejets de STEP sur la qualité des rivières du bassin lémanique, la grande majorité des stations de mesure sont de bonne ou très bonne qualité, ce qui atteste des bonnes performances des STEP, au regard des législations en vigueur notamment. Plus particulièrement pour le phosphore, la situation apparaît comme satisfaisante pour les rivières. En revanche pour le lac, des efforts doivent encore être déployés pour atteindre l'objectif du plan d'action de la CIPEL qui est une concentration de 15 μ gP·L⁻¹. Des progrès doivent être effectués au niveau des systèmes de collecte, des déversements par temps de pluie, des teneurs en phosphate dans les détergents pour le lave-vaisselle, ainsi qu'au niveau des performances d'épuration lorsque cela est encore possible techniquement.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique reste élevé avec une valeur moyenne de 304 L·EH⁻¹·j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL, mais la tendance s'améliore sensiblement depuis une décennie. Chaque année, d'importants travaux de réhabilitation ou de mise en séparatif des réseaux sont effectués mais la lutte contre les eaux claires est un travail de longue haleine et les efforts sont perceptibles sur le long terme.

BIBLIOGRAPHIE

CIPEL (2010) : Tableau de Bord technique du Plan d'action 2001-2010. Ed. CIPEL, Changins/Nyon, 69p.

- KLEIN, A. (2010) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2009, 145-152.
- LAZZAROTTO, J., NIREL, P. et RAPIN, F. (2011) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 31-63.
- MEEDD, (2010) : Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement (Annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4).
- OlEau, (2010) : Bilan 2008 de l'assainissement en France. Ed. par Office international de l'eau, Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, Office nationla de l'eau et des milieux aquatiques, 27p.
- RAPIN, F. et KLEIN, A. (2011) : Les apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève et leur qualité. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 157-178.

 Tableau 2 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2010.

 Table 2 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2010.

			Flux en ton	ines par an		Concentra (mgF	ttions Ptot ›.L ⁻¹)		Rendements *	
	Nombre de STEP contrôlées	déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
	7	0	7	0	~	3.3	0.4	88%	88%	88%
	7	0	4	0	~	4.5	-	80%	76%	76%
	5	0	18	0	7	6.3	0.5	92%	92%	92%
	51	N	348	4	38	4.7	0.5	89%	88%	87%
	69	۲	410	16	37	5.4	0.5	91%	87%	87%
	129	3	788	21	79	5.2	0.5	%06	88%	87%
	3	0	4	0	7	4.1	1.8	28%	58%	58%
	12	2	438	2	78	5.4	1.0	82%	81%	%62
e	10	0	113	0	38	<u>6</u> .9	2.4	66%	66%	66%
	26	7	556	7	118	5.7	1.2	%62	78%	77%
	154	10	1'344	28	197	5.4	0.8	85%	83%	83%

*: Seules les STEP du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les plus faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

Tableau 3 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO5 pour les STEP des différentes entités en 2010. Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO5 for the WWTPs of the various entities in 2010. Table 3 :

				Flux en ton	ines par an		Concentrat (mgO	iions DBO₅ 1₂·L ⁻¹)		Rendements	
versant (BV)	Canton / Département	nomore de STEP contrôlées	déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
	Ain	7	0	213	16	10	103.0	4.6	95%	87%	87%
	Genève	N		166	Q	12	193.5	14.9	93%	89%	89%
nsmðl	Hte-Savoie	ω	Q	2'089		61	186.2	5.4	97%	%16	97%
	Valais	47	342	21'924	61	667	304.0	9.2	%16	%16	95%
	Vaud	70	131	10'684	154	1'012	138.0	13.5	91%	89%	88%
Total BV Lé	man	129	479	35'159	237	1'762	206.9	10.5	95%	94%	93%
la	Ain	4	2	756	7	46	198.6	12.0	94%	94%	93%
vs ənôr	Genève	11	168	20'366	177	633	269.5	8.6	67%	%96	96%
Ы	Hte-Savoie	13	15	4'317	31	252	227.6	13.4	94%	93%	93%
Total BV Rł	າວິne aval	28	190	25'439	210	931	258.6	9.7	96 %	96 %	95%
Total territo	ire CIPEL	157	699	60.598	447	2'693	226.1	10.2	%96	95%	95%

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

Groupe de travail de la CIPEL « Qualité analytique »

Campagne 2010

PAR

Andrés STRAWCZYNSKI

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 ÉPALINGES

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2010, les laboratoires membres du groupe de travail « Qualité analytique », anciennement « Méthodologie » de la CIPEL ont pu réaliser 6 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) et autres micropolluants sur des matrices d'eaux naturelles.

Les essais portant sur les éléments nutritifs majeurs sont devenus une "routine" et peuvent être considérés comme un contrôle de qualité pour les laboratoires participants. Les résultats sont bons et conformes à ceux des années précédentes. Il en va de même pour l'analyse des pesticides par HPLC et/ou GC classique. En 2010, un essai avec 8 laboratoires utilisant la LC-MS/MS a pu être traité statistiquement, cet essai montre que cette technique est bien maîtrisée. Des études de stabilité sur des éléments nutritifs majeurs semblent montrer une relative stabilité des échantillons filtrés juste après le prélèvement.

Globalement, les laboratoires travaillant pour la CIPEL n'ont jamais de résultats avec un z-score supérieur à 3.

ABSTRACT

During 2010, the laboratories belonging to the CIPEL "Analytical Quality" working group, formerly known as the "Methodology" working group, took part in 6 interlaboratory comparisons of analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, major ions), pesticides, and other micropollutants carried out on the natural water matrice.

Tests for the main nutrients have become "routine", and can be considered to constitute a quality control for the participating laboratories. The results were good and consistent with those for the previous years. The same was true of the analysis of pesticides by conventional HPLC and/or GC. In 2010, a test involving 8 laboratories using LC-MS/MS was subjected to statistical processing and showed that this technique is being performed properly. Stability studies of the main nutrients elements appear to show that the samples filtered just after sampling were relatively stable.

1. INTRODUCTION

Les analyses interlaboratoires organisées en 2010 dans le cadre du groupe « Qualité analytique » sont données dans le Tableau 1.

Les essais concernent :

- les analyses d'éléments majeurs (nutriments, cations, anions, ...) sur deux matrices (eau de lac et eau de rivière). Les analyses sont effectuées sur un échantillon brut et un échantillon dopé ;
- les analyses de pesticides sur des eaux minérales dopées.

Depuis 2009, des tests de stabilité des paramètres majeurs des échantillons sont effectués. Le but de ces tests est d'estimer l'évolution d'un échantillon après sa réception au laboratoire et de déterminer la meilleure pratique de conservation et le délai limite avant analyse.

Les laboratoires participants sont généralement accrédités et ils ont une démarche qualité par ailleurs.

Ont participé à ces essais :

- des laboratoires de protection des eaux suisses et français (Vaud, Valais, Genève, Fribourg, Neuchâtel, Argovie, Berne, Saint Gall, Zürich, INRA-Thonon);
- des laboratoires des Services de la consommation et des affaires vétérinaires cantonaux SCAV (Genève, Vaud);

- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds, Berne);
- des laboratoires universitaires et de recherche (EPFL, EAWAG) ;
- des laboratoires privés suisses et français.

Date	Matrice	Paramètres	Nombre de participants	Préparation des échantillons
04.2010	eau de rivière brute + ajouts	éléments majeurs	13	INRA, Thonon-les-Bains
04.2010	eau de lac	stabilité - éléments majeurs	10	SESA, Epalinges - Vaud
09.2010	eau de lac brute + ajouts	éléments majeurs	18	INRA, Thonon-les-Bains
09.2010	eau de lac brute + ajouts	stabilité - éléments majeurs	4	SESA, Epalinges - Vaud
09.2010	eau minérale (dopée)	pesticides GC / HPLC	11	
09.2010	eau minérale (dopée)	pesticides + divers LC - MS/MS	8	SENE, Peseux - Neuchâtel

Tableau 1:Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2010.Table 1 :List of the interlaboratory surveys organized in 2010.

2. PROGRAMME POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS

Le programme de traitement appliqué depuis 2007 est développé sous Microsoft Access 2002, il utilise les statistiques robustes. Les calculs sont effectués selon l'algorithme A de la norme ISO 13528 (ISO, 2005).

Le calcul par algorithme robuste permet de se passer de tests statistiques pour l'élimination des résultats aberrants ou suspects. Tous les résultats chiffrés sont pris en compte. Le programme calcule, en partant de la médiane et par itérations successives, une valeur moyenne et un écart-type qui ne sont pas sensibles aux valeurs extrêmes. Le calcul des z-scores permet de déterminer quelles sont les valeurs aberrantes ou suspectes.

Les valeurs de référence (valeur assignée et écart-type) peuvent être :

- de consensus (calculées à l'aide de l'algorithme A à partir des résultats des laboratoires) et ne sont pas fixées (réglementation, norme, matériau de référence);
- estimées (écart-type uniquement) selon le FAPAS (Food analysis performance assessment scheme) (Horwitz) (FAPAS, 2002).

Le "Horwitz ratio" ou Horrat, rapport entre l'écart-type de l'essai et l'écart-type selon Horwitz, peut permettre de qualifier la précision de l'essai : une valeur de 0.5 à 2 est jugée acceptable, mais pour l'instant, cette valeur n'a pas été prise en compte par le groupe « Qualité analytique ». D'ailleurs, pour une valeur supérieure à 2, la précision est questionnable, mais pas forcément inacceptable (NFA, 2007).

Le programme produit également un rapport de synthèse pour chaque laboratoire qui est utile pour son assurance qualité. Pour l'ensemble de l'essai, un rapport de synthèse, paramètre par paramètre, permet d'avoir une vue générale sur l'essai. C'est ce rapport de synthèse global qui illustrera les résultats des essais CIPEL traités à l'aide de ce programme.

Le Tableau 2 présente les formules utilisées pour le traitement.

Tableau 2 :	Formules.
Table 2 :	Formulae.

z-score	résultat laboratoir e – valeur ré écart - type référence	férence	référence z-score ≤ 2 < z-sco z-score >	e calculée 2 : ore < 3 : • 3 :	ou fixée bon suspect insatisfaisant
Herret (Herwitz rotio)	écart - type essai				
	écart - type selon Horwitz				
	si c < 120 ppb :	$\frac{0.22 \times c}{m_r}$	c :	concenti en rappo	ration exprimée ort de masse
écart-type selon Horwitz (FAPAS)	si 120 ppb $\leq c \leq 13.8\%$:	$\frac{0.02 \times c^{0.849}}{m_r}$		sans din (p. ex. :	nension ppm = 10 ⁻⁶)
	si c > 13.8% :	$\frac{0.01 \times c^{0.5}}{m_r}$	<i>m</i> _r :	rapport o dimensio	de masse sans on
moyenne et écart- type "robustes"	voir algorithme A, ISO 13528				



Figure 1 :Eléments majeurs dans un échantillon d'eau de lac, test de stabilité, avril 2010.Figure 1 :Results for "major elements" in a sample of lake water, stability test, April 2010.

3. MÉTHODE RETENUE POUR LE TRAITEMENT DES RÉSULTATS

Le programme de traitement des données offre plusieurs possibilités et le groupe de travail « Qualité analytique » a adopté les résolutions suivantes :

- l'écart-type selon Horwitz sera calculé selon la méthode de FAPAS (Tableau 2), la formule varie en fonction de la concentration;
- les valeurs de référence seront déterminées par consensus et ne seront pas fixées, même en cas d'ajouts connus ou d'utilisation de matériaux de référence certifiés;
- de traiter le cas échéant également les ajouts (différence entre les valeurs de l'échantillon dopé et de l'échantillon brut) comme un paramètre supplémentaire.

Les tableaux récapitulatifs sont générés par l'application lors du traitement. Dans la colonne « nom du paramètre », on trouve également la valeur "théorique" de l'ajout (valeurs entre parenthèses) permettant de calculer le rendement de récupération.

Les colonnes "Cible essai" correspondent aux valeurs de consensus (moyenne et écart-type) calculées.

Les 3 dernières colonnes du tableau indiquent respectivement le nombre de laboratoires dont le z-score est inférieur ou égal à 2, ceux dont le z-score se situe entre 2 et 3, puis finalement ceux dont le z-score est supérieur à 3.

4. RÉSULTATS

4.1 Eléments majeurs

Les Tableaux 3 et 4 présentent les résultats des essais d'avril et septembre 2010. Les résultats sont comme d'habitude satisfaisants à très satisfaisants. Le nombre de résultats suspects (z-score supérieur à 2) ou aberrants (z-score > 3) est relativement constant au cours des années. Quelques "récupérations" sont mauvaises pour l'essai d'avril, mais qui ne se répète pas en septembre, ceci pourrait être dû à la préparation des échantillons.

4.2 Pesticides et autres micropolluants

Deux essais ont été réalisés simultanément : l'un axé sur les composés pouvant être dosés par les techniques "traditionnelles" (HPLC et/ou GC) et pour l'autre, ce sont des substances qui nécessitent l'utilisation de LC-MS/MS. Par rapport à un essai similaire effectué l'an dernier, le nombre de laboratoires a sensiblement augmenté, passant de 4 à 8.

Les Tableaux 5 et 6 montrent les résultats des essais de septembre 2010. Les analyses par "HPLC/GC classiques" sont maintenant presque devenues des analyses de routine, au même titre que les éléments majeurs, les résultats sont satisfaisants à très satisfaisants. Il en va de même avec les analyses par LC-MS/MS, où le traitement statistique est possible par le nombre suffisant de participants et montre que pour les substances recherchées et à ces niveaux de concentration la technique analytique est très bien maîtrisée.

4.3 Etude de stabilité de quelques éléments majeurs

L'étude de la stabilité démarrée en 2009 s'est poursuivie en 2010. L'essai d'avril 2010 est semblable dans son organisation à celui de 2009 (2 échantillons, soit un échantillon brut à filtrer avant analyse et un échantillon filtré avant la distribution) à analyser dans un laps de temps de 2 semaines. La Figure 1 montre une illustration graphique des résultats (moyenne robuste consensuelle). On remarque que par rapport à 2009, l'ammonium et le nitrite se comportent très différemment (stabilité relative), alors que pour le phosphate les résultats sont plus semblables.

Pour l'essai de septembre, le groupe a décidé de poursuivre l'étude avec seulement 4 laboratoires (L1, L2, L3 et L4). En raison du faible nombre de laboratoires, un traitement statistique n'est pas possible. Ces résultats individuels sont donc présentés sous forme de tableau (Tableau 7). Des échantillons filtrés après le prélèvement montre une relative stabilité à 3 jours et peut-être davantage, à l'exception du phosphate. Ce résultat confirme bien celui mené en avril.

5. CONCLUSIONS

D'une manière générale, la dispersion des résultats est en accord avec les valeurs attendues pour chaque paramètre et dépend duniveau de concentration.

Pour les essais des éléments nutritifs majeurs, il conviendrait d'utiliser des outils informatiques permettant une traçabilité des résultats (évolution de ceux-ci au cours des années).

Pour l'analyse des pesticides, les résultats sont considérés comme très bons.

Pour les analyses de micropolluants organiques, l'essai "LC-MS/MS" a été répété avec succès. Non seulement le nombre de laboratoires est maintenant conséquent, mais les résultats sont très bons.

Les essais sur la stabilité des éléments majeurs devront être poursuivis pour pouvoir confirmer la stabilité des échantillons filtrés après le prélèvement. La connaissance sur la durée de stabilité des échantillons permettrait au laboratoire une certaine flexibilité dans son organisation.

BIBLIOGRAPHIE

ISO (2005) : Méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires. Norme internationale ISO 13528, 1^{ère} édition.

FAPAS (2002) : Food analysis performance assessment scheme. Protocol for the organisation and analysis of data, 6^{ème} edition. FAPAS, Central Science Laboratory.

NFA (2007) : Proficiency testing - Food Chemistry. Vitamins in Foods - Round V-5. Livsmedels Verkert. National Food Administration, Sweden.

Tableau 3 :	Eléments majeurs dans les échantillons d'eau de rivière, avril 2010.

Table 3 : Results for "major elements" in the samples of river water, April 2010.

CIPEL majeurs avril 2010				13.	04.2010		
Tableau récapitulatif : total de z-scores par	paramètre						X
			Cible e	ecoi	7-6 < 9	>2 of	> 3
		"% recup"	Moyenne	E. Type	2-5 2 2	>2 61 ≤ 3	>0
Carbone org. dissous, brut	mg C/I		1.58	0.08	9		3
Carbone org. dissous, dopé	mg C/I		8.25	0.35	11	1	
Carbone org. dissous, ajout [0.84]	mg C/I	780%	6.55	0.21	11		1
Carbone org. total, brut	mg C/I		1.66	0.12	9	3	
Carbone org. total, dopé	mg C/I		8.57	0.37	11	1	
Carbone org. total, ajout [0.84]	mg C/I	810%	6.81	0.32	10	1	1
Ammonium, brut	mg N/L		0.013	0.006	9		1
Ammonium, dopé	mg N/L		0.112	0.017	10	1	2
Ammonium, ajout [0.055]	mg N/L	180%	0.099	0.019	11	1	1
Nitrite, brut	mg N/L		0.0048	0.0010	10		2
Nitrite, dopé	mg N/L		0.0437	0.0028	10	1	1
Nitrite, ajout [0.035]	mg N/L	112%	0.0393	0.0017	10		2
Nitrate, brut	mg N/L		2.09	0.08	11	1	
Nitrate, dopé	mg N/L		3.33	0.12	12		
Nitrate, ajout [1.2]	mg N/L	104%	1.25	0.03	12		
Azote total, brut	mg N/L		2.34	0.25	7		2
Azote total, dopé	mg N/L		4.49	0.41	8	1	
Azote total, ajout [2.26]	mg N/L	95%	2.15	0.29	8		1
Phosphate, brut	mg P/I		0.002	0.002	6		
Phosphate, dopé	mg P/I		0.062	0.005	12		1
Phosphate, ajout [0.058]	mg P/I	104%	0.061	0.005	12		
Phosphore total, brut	mg P/I		0.015	0.005	9		
Phosphore total, dopé	mg P/I		0.070	0.009	7	2	1
Phosphore total, ajout [0.07]	mg P/I	86%	0.060	0.014	9		1
Silice, brut	mg SiO2/I		5.69	0.26	8		1
Silice, dopé	mg SiO2/I		6.54	0.17	6		3
Silice, ajout [0.625]	mg SiO2/I	124%	0.77	0.11	6	3	
Sodium, brut	mg/l		11.73	0.39	9	1	1
Sodium, dopé	mg/l		13.61	0.33	8	1	2
Sodium, ajout [1.43]	mg/l	132%	1.89	0.39	10	1	
Potassium, brut	mg/l		1.66	0.11	10		1
Potassium, dopé	mg/l		5.07	0.42	11		
Potassium, ajout [3.41]	mg/l	100%	3.42	0.28	11		
Calcium, brut	mg/l		102.10	2.30	10	1	
Calcium, dopé	mg/l		104.55	1.38	7	2	2
Calcium, ajout [3.17]	mg/l	75%	2.37	1.15	9		1
Magnésium, brut	mg/l		13.95	0.39	10	1	
Magnésium, dopé	mg/l		15.13	0.31	8	2	1
Magnésium, ajout [1.74]	mg/l	70%	1.21	0.14	11		
Chlorure, brut	mg/l		23.62	0.25	10		2
Chlorure, dopé	mg/l		29.43	0.28	9	1	2
Chlorure, ajout [5.04]	mg/l	115%	5.80	0.11	9	1	2
Sulfate, brut	mg/l		72.58	1.32	12		
Sulfate, dopé	mg/l		76.57	1.69	12		
Sulfate, ajout [6.87]	mg/l	56%	3.88	0.33	9	2	1
Mat. en susp., brut	mg/l		10	7	6	1	
Alcalinité, brut	méq/l		4.47	0.06	8		2
Conductivité 25°, brut	μS/cm		627	10	11	1	
Oxydabilité, brut	mg/l		5.40	0.62	5	1	

Eléments majeurs dans les échantillons d'eau de lac, septembre 2010. Results for "major elements" in the samples of lake water, September 2010. Tableau 4 :

Table 4 :

CIPEL majeurs septembre 2010 Tableau récapitulatif : total de z-scores par pa	aramètre			28.	U9.2010		X
		"% recup"	Cible e Moyenne	ssai E. Type	z-s ≤ 2	>2 et ≤ 3	> 3
Carbone org. dissous, brut	mg C/I		0.95	0.21	16		
Carbone org. dissous, dopé	mg C/I		7.37	0.49	13		3
Carbone org. dissous, ajout (6.53)	mg C/I	98%	6.41	0.36	13		3
Carbone org. total, brut	mg C/I		0.91	0.16	12	1	
Carbone org. total, dopé	mg C/I		7.44	0.51	12		:
Carbone org. total, ajout (6.53)	mg C/I	100%	6.54	0.48	11		4
Ammonium, brut	mg N/L		0.006	0.005	9	1	:
Ammonium, dopé	mg N/L		0.646	0.044	15	2	
Ammonium, ajout (0.637)	mg N/L	100%	0.637	0.048	16	1	
Nitrite, brut	mg N/L		0.0005	0.0006	10		0
Nitrite, dopé	mg N/L		0.2432	0.0159	17	1	
Nitrite, ajout (0.2620)	mg N/L	92%	0.2417	0.0154	16	1	
Nitrate, brut	mg N/L		0.61	0.04	13	1	3
Nitrate, dopé	mg N/L		1.34	0.07	14	2	
Nitrate, ajout (0.77)	mg N/L	95%	0.73	0.03	13	3	
Azote total, brut	mg N/L		0.78	0.14	10	2	
Azote total, dopé	mg N/L		3.22	0.25	12		
Azote total, ajout (2.65)	mg N/L	91%	2.42	0.19	11	1	
Phosphate, brut	mg P/I		0.007	0.001	15		2
Phosphate, dopé	mg P/I		0.099	0.006	15	2	
Phosphate, ajout (0.120)	mg P/I	77%	0.092	0.006	16	1	
Phosphore total, brut	mg P/I		0.012	0.005	10	1	
Phosphore total, dopé	mg P/I		0.447	0.097	14		
Phosphore total, ajout (0.574)	mg P/I	76%	0.436	0.073	12	1	1
Phosphore total FILTRE, brut	mg P/I		0.008	0.002	7		1
Phosphore total FILTRE, dopé	mg P/I		0.191	0.005	8		
Phosphore total FILTRE, ajout (0.217)	mg P/I	85%	0.184	0.005	8		
Silice, brut	mg SiO2/I		1.56	0.08	11		2
Silice, dopé	mg SiO2/I		5.65	0.18	13		
Silice, ajout (4.23)	mg SiO2/I	95%	4.04	0.20	12	1	
Sodium, brut	mg/l		6.42	0.30	12		
Sodium, dopé	mg/l		11.82	0.40	12		
Sodium, ajout (5.70)	mg/l	94%	5.36	0.31	11	1	
Potassium, brut	mg/l		1.57	0.14	12		
Potassium, dopé	mg/l		3.85	0.27	10		2
Potassium, ajout (2.29)	mg/l	99%	2.27	0.24	10		:
Calcium, brut	mg/l		45.30	1.67	13		
Calcium, dopé	mg/l		51.59	1.62	13		
Calcium, ajout (7.03)	mg/l	90%	6.34	0.63	11		:
Magnésium, brut	mg/l		6.16	0.29	11	1	
Magnésium, dopé	mg/l		7.51	0.26	12		1
Magnésium, ajout (2.02)	mg/l	68%	1.37	0.13	9	2	2
Chlorure, brut	mg/l		9.13	0.37	16	1	
Chlorure, dopé	mg/l		24.99	0.75	16	1	
Chlorure, ajout (16.91)	mg/l	94%	15.8 9	0.55	16	1	
Sulfate, brut	mg/l		47.71	0.70	12	2	2
Sulfate, dopé	mg/l		52.98	1.38	15	1	
Sulfate, ajout (7.97)	mg/l	68%	5.38	0.69	13	1	:
Mat. en susp., brut	mg/l		1	0	6		:
Alcalinité brut							
Albannito, brat	méq/l		1.83	0.02	11	2	1
Conductivité 25°, brut	méq/l µS/cm		1.83 308	0.02 3	11 13	2	1

Tableau 5 : Phytosanitaires (pesticides classiques) dans des échantillons d'eau minérale dopée, septembre 2010.Table 5 : Results for "classics pesticides" in spiked Mineral water, September 2010.

CIPEL pesticides "class." septembre 201028.09.2010Tableau récapitulatif : total de z-scores par paramètre									
			Cible e	ssai	z-s ≤ 2	>2 et	> 3		
		"% recup"	Moyenne	E. Type		≤ 3			
Atrazine (21)	ng/l	81%	17	3	8	2			
Atrazine-déséthyl (35)	ng/l	76%	27	6	9	1			
Atrazine-désisopropyl (29)	ng/l	92%	27	9	10				
Simazine (15)	ng/l	76%	11	1	7	1			
Terbuthylazine (21)	ng/l	82%	17	4	9				
Terbuthylazine-désethyl (19)	ng/l	81%	15	4	7		1		
Diuron (30)	ng/l	80%	24	4	8	2			
Isoproturon (22)	ng/l	82%	18	3	8	2	1		
Diazinone (36)	ng/l	68%	24	6	7				
Metolachlor (26)	ng/l	95%	25	4	10				
Metalaxyl (39)	ng/l	80%	31	7	8		2		
2,6- Dichlorobenzamide (43)	ng/l	79%	34	8	9				

Tableau 6 : Phytosanitaires (pesticides LC-MS/MS) dans des échantillons d'eau minérale dopée, septembre 2010.Table 6 : Results for "pesticides / LC-MS/MS" in spiked Mineral water, September 2010.

CIPEL micropolluants par MS/MS septem Tableau récapitulatif : total de z-scores par p		09.2010	a X				
			Cible e	ssai	z-s ≤ 2	>2 et	> 3
		"% recup"	Moyenne	E. Type		≤3	
Formasulfuron (25)	ng/l	90%	23	2	5		1
Mecroprop (18)	ng/l	84%	15	5	7	1	
Fluodioxonil (30)	ng/l	89%	27	2	4	1	1
Dinoterb (59)	ng/l	83%	49	17	5	1	
Dimethachlor (34)	ng/l	85%	29	3	5	1	1
Trofloxystrobin (21)	ng/l	72%	15	9	6		
Tolyltriazole (54)	ng/l	80%	43	19	6		
Carbamazépine (34)	ng/l	76%	26	8	7	1	
Mepivacaïne (28)	ng/l	89%	25	12	5		
Prilocaïne (22)	ng/l	78%	17	11	6		

		PHOSPHATE P-PO₄ [mgP·L ⁻¹]																		
Jours		Réféi	rence			Filtré naturel				Filtré dopé			Brut naturel				Brut dopé			
	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4
0	0.009	0.015	0.013	0.014	0.007	0.014	0.011	0.013	0.046	0.049	0.052	0.052	0.008	0.014	0.009	0.013	0.045	0.050		0.052
2	0.012	0.011	0.014	0.013	0.010	0.010	0.012	0.012	0.049	0.049	0.053	0.052	0.010	0.007	0.012	0.013	0.047	0.048		0.051
3			0.013	0.013			0.011	0.012			0.051	0.051			0.003	0.011				0.051
6	0.011		0.014	0.014	0.010		0.001	0.012	0.042		0.042	0.050	0.003		0.004	0.003	0.033			0.041
14	0.008		0.014	0.014	0.002		0.003	0.002	0.034		0.035	0.037	0.002		0.001	0.002	0.034			0.039

Tableau 7 :Eléments majeurs dans un échantillon d'eau de lac, test de stabilité, septembre 2010.Table 7 :Results for "major elements" in a sample of lake water, stability test, September 2010.

								A	MMONI	UM N-	NH₄ [m	gN·L⁻¹]								
Jours		Réféi	rence			Filtré naturel				Filtré dopé			Brut naturel				Brut dopé			
	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4
0	0.023		0.022	0.021	0.020		0.018	0.012	0.061		0.064	0.057	0.024		0.017	0.019	0.062			0.049
2	0.028	0.023		0.027	0.020	0.015		0.014	0.061	0.063		0.061	0.035	0.007		0.012	0.062	0.050		0.049
3			0.027	0.025			0.022	0.013			0.068	0.059			0.017	0.011				0.046
6	0.027		0.027	0.025	0.023		0.016	0.016	0.060		0.054	0.060	0.022		0.030	0.020	0.054			0.048
14	0.023		0.027	0.029	0.016		0.024	0.018	0.056		0.058	0.058	0.028		0.036	0.028	0.061			0.052

									NITRIT	E N-N	O₂ [mgl	N·L ⁻¹]								
Jours		Réfé	rence			Filtré naturel			Filtré dopé			Brut naturel				Brut dopé				
	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4	L 1	L 2	L 3	L 4
0	0.006	0.006	0.006	0.007	0.001	0.000	0.001	0.001	0.012	0.012	0.012	0.013	0.001	0.000	0.000	0.001	0.012	0.012		0.012
2	0.009	0.006	0.006	0.007	0.000	0.000	0.000	0.001	0.013	0.013	0.012	0.013	0.002	0.000	0.001	0.001	0.012	0.011		0.012
3			0.006	0.007			0.001	0.001			0.012	0.013			0.001	0.001				0.012
6	0.008		0.006	0.007	0.001		0.001	0.001	0.013		0.013	0.013	0.000		0.000	0.001	0.010			0.011
14	0.007		0.006	0.007	0.001		0.001	0.002	0.013		0.012	0.014	0.001		0.000	0.001	0.007			0.006

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr
ARNOLD Cédric	Chimiste Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION cedric.arnold@admin.vs.ch
BERNARD Marc	Biologiste Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION marc.bernard@admin.vs.ch
CORDONIER Arielle	Biologiste Service de l'écologie de l'eau 23, avenue Sainte-Clotilde Case postale 78 CH - 1211 GENÈVE 8 arielle.cordonier@etat.ge.ch
EDDER Patrick	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais patrick.edder@etat.ge.ch
GERDEAUX Daniel	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex daniel.gerdeaux@thonon.inra.fr
HAMELET Valérie	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex valerie.hamelet@thonon.inra.fr
JAQUET Jean-Michel	Géologue UNEP DEWA GRID - Europe 11, chemin des Anémones CH - 1219 GENÈVE jean-michel.jaquet@unepgrid.ch
KLEIN Audrey	Ingénieure Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 a.klein@cipel.org

LAINÉ Leslie	Technicienne Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex Ieslie.laine@thonon.inra.fr
LAZZAROTTO Jérôme	Chimiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex Iazzarotto@thonon.inra.fr
LAVIGNE Sophie	Biologiste Service de l'écologie de l'eau 23, avenue Sainte-Clotilde Case postale 78 CH - 1211 GENÈVE 8 sophie-lavigne@etat.ge.ch
LODS-CROZET Brigitte	Biologiste Service des eaux, sols et assainissement Chemin des Boveresses 155 CH - 1066 ÉPALINGES brigitte.lods-crozet@vd.ch
MANGE Pierre	Ingénieur Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION pierre.mange@admin.vs.ch
NIREL Pascale	Chimiste Service de l'écologie de l'eau 23, avenue Sainte-Clotilde Case postale 78 CH – 1211 GENÈVE 8 pascale.nirel@etat.ge.ch
ORTELLI Didier	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais didier.ortelli@etat.ge.ch
PERFETTA Jean	Biologiste Service de l'écologie de l'eau 23, avenue Sainte-Clotilde Case postale 78 CH - 1211 GENÈVE 8 jean.perfetta@etat.ge.ch
PERGA Marie-Elodie	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex marie.perga@thonon.inra.fr
QUÉTIN Philippe	Ingénieur Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex philippe.quetin@thonon.inra.fr

RAMSEIER Stéphan	Chimiste Service industriels de Genève 2, ch. du Château-Bloch / Le Lignon - Case postale 2777 CH - 1211 GENÈVE 2 stephan.ramseier@sig-ge.ch
RAPIN François	Géologue Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman ACW - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 f.rapin@cipel.org
RIMET Frédéric	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex frederic.rimet@thonon.inra.fr
STRAWCZYNSKI Andrés	Chimiste Service des eaux, sols et assainissement Chemin des Boveresses 155 CH - 1066 ÉPALINGES andres.strawczynski@vd.ch
TADONLEKE Rémy D.	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex remy.tadonleke@thonon.inra.fr