



**HAL**  
open science

## Bilan sur l'état de santé du lac de Remoray en 2017 et recherche des causes de dysfonctionnement

François Degiorgi, Laurent Millet, Thomas Groubatch, Valérie Verneaux,  
Hervé Décourcière, Eric Lucot

### ► To cite this version:

François Degiorgi, Laurent Millet, Thomas Groubatch, Valérie Verneaux, Hervé Décourcière, et al.. Bilan sur l'état de santé du lac de Remoray en 2017 et recherche des causes de dysfonctionnement. Chrono-Environnement, UMR 6249. 2018, pp.33. hal-04766474

**HAL Id: hal-04766474**

**<https://hal.science/hal-04766474v1>**

Submitted on 6 Nov 2024

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

# Bilan sur l'état de santé du lac de Remoray en 2017 et recherche des causes de dysfonctionnement

## *Synthèse de 9 études sur le lac et ses tributaires*



### **Synthèse rédigée par**

François DEGIORGI (Laboratoire de Chrono-Environnement et Teleos suisse - coordinateur),  
Laurent MILLET (Laboratoire de Chrono-Environnement - coordinateur),  
Thomas GROUBATCH (Fédération de Pêche 25)  
Valérie VERNEAUX (Laboratoire de Chrono-Environnement)  
Hervé DECOURCIERE (Teleos suisse)  
Eric LUCOT (Laboratoire de Chrono-Environnement)

# Sommaire

<b>1. PRESENTATION DU MILIEU ET DE LA PROBLEMATIQUE.....</b>	<b>3</b>
<b>2. ETAT DE SANTE DU LAC : BILAN ET TENDANCES EVOLUTIVES .....</b>	<b>5</b>
2-1. ETAT DE SANTE DE L'ICHTYOFAUNE LACUSTRE DU LAC DE REMORAY .....	5
2-2. CAPACITES BIOGENES DU LAC : ETUDE DU BENTHOS DES SEDIMENTS FINS .....	7
2-3. BILAN SUR LES DIAGNOSTIC SYNTHETIQUE DE L'ETAT DE SANTE DU LAC DE REMORAY .....	9
<b>3. SOURCE D'ALTERATIONS : FAIRE PARLER LES SEDIMENTS.....</b>	<b>10</b>
3-1. NATURE, ORIGINE ET DYNAMIQUE DE LA MATIERE ORGANIQUE SEDIMENTAIRE.....	10
3-2. CARTOGRAPHIE DES CONTAMINANTS NUTRIMENTIELS ET INORGANIQUES .....	12
<b>4. TRANSFERTS DE CONTAMINATION : INTERROGER LES TRIBUTAIRES.....</b>	<b>17</b>
4-1. QUALITE BIOLOGIQUE DES TRIBUTAIRES .....	17
4-2. NATURE ET FLUX DES CONTAMINANTS TRANSFERES PAR LES TRIBUTAIRES .....	19
<b>SOURCES DE CONTAMINATION : EXAMINER LES SOLS ET LES USAGES .....</b>	<b>23</b>
4-1. RISQUES DE TRANSFERT DES NUTRIMENTS DEPUIS LES SOLS AGRICOLES .....	23
4-2. MECANISMES POTENTIELS ET AVERES DE CONTAMINATION ET DE TRANSFERTS.....	24
4-3. PERSPECTIVES DE REMEDIATION : ORIENTATIONS ET RECOMMANDATIONS .....	26
<b>5-1. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....</b>	<b>28</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>30</b>

# Bilan sur l'état de santé du lac de Remoray en 2017 et recherche des causes de dysfonctionnement

## Synthèse de 9 études sur le lac et ses tributaires

François Degiorgi (Chrono-Environnement & Teleos, coordinateur), Laurent Millet (Chrono-Environnement, coordinateur), Groubatch Thomas (Fédération de Pêche 25), Valérie Verneaux (Chrono-Environnement), Hervé Décourcière (Teleos), Eric Lucot (Chrono-Environnement)

## 1. Présentation du milieu et de la problématique

Lac de Remoray se situe à quelques kilomètres au sud de Pontarlier (25), au cœur de la Haute-Chaîne jurassienne. Il s'étend à une altitude de 850 m dans un secteur bénéficiant d'un climat rigoureux (tab. 1).

T° (air) (moyenne an.) °C	gel (air) jours	Précipitations mm	Profondeur		Périmètre m	Surface ha	Proportion de surface		Volume m3
			Max. m	Moy. m			littorale %	envégétée %	
7,4	158	1466	29	10,1	4635	95	28 à 31 %	9 à 16 %	9,6

Tableau 1. Principales caractéristiques morphologiques et climatiques du lac de Remoray.

Ce plan d'eau de 96 ha pour 29 mètres de profondeur maximale est alimenté par 2 tributaires principaux : la Drésine et le Lhaut (fig. 1). La partie aval de ces cours d'eau, les marais qu'ils arrosent et le plan d'eau lui-même composent un ensemble de milieux aquatiques et humides à fort intérêt patrimonial, inclus dans une Réserve Naturelle Nationale du Lac de Remoray.

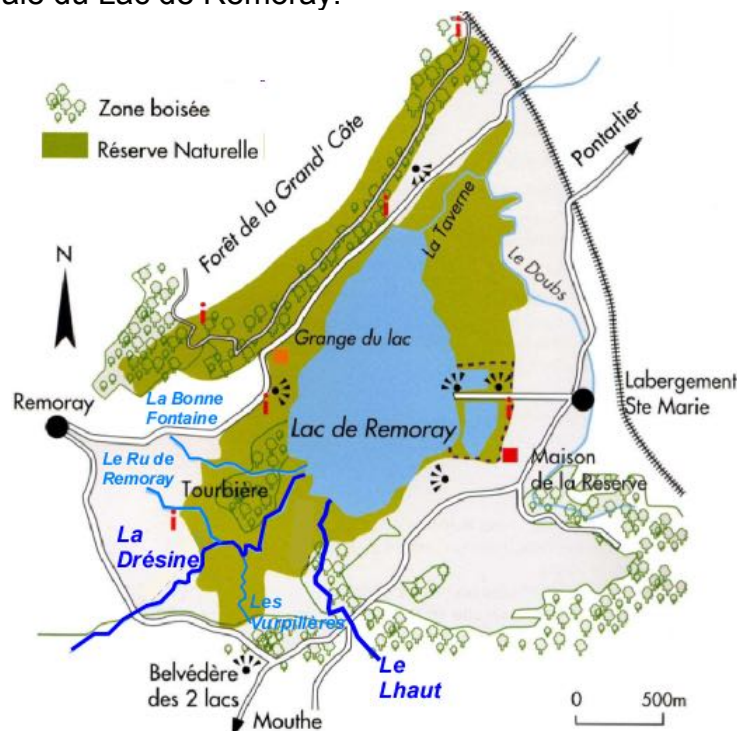


Figure 1. Localisation du lac de Remoray et de ses tributaires (<http://www.maisondelareserve.fr>)

Son bassin versant, dont les sommets culminent à plus de 1000 m, couvre plus de 27 km<sup>2</sup>. De nature karstique, il est composé essentiellement de forêts et de prairies ainsi que d'une proportion notoire de zones humides.

Cependant, plusieurs études ont montré que le lac de Remoray est dysfonctionnel depuis la fin des années 1970 (Université de Franche-Comté 1979, Degiorgi 1994, Belle 2014, Geffroy 2015). Malgré des efforts de dépollution du bassin versant et des travaux de restauration de la morphologie des tributaires, ces analyses, effectuées dans divers compartiments de l'écosystème, indiquaient que la dégradation des potentiels biologiques lacustres persistait et s'aggravait au début des années 2010.

Aussi, dans le cadre du plan de gestion de la RNN du lac, un ensemble d'investigations ont été réalisées pour atteindre les objectifs suivants (tab. 2) :

- actualiser le diagnostic sur l'état du lac et de la partie aval des tributaires ;
- élucider les mécanismes d'altérations affectant le plan d'eau ;
- rechercher les sources de contaminations et tenter de les hiérarchiser.

Investigations	Acteurs	Coordinateur	Méthodologies	Objectifs
Ichtyofaune lacustre	Fédé. Pêche 25 Teleos Chrono-Env.	T. Groubatch	Filets « Verticaux » Filets « CEN » Pêches électriques littorales par pole	Diagnose état de santé global du lac
Ichtyofaune des cours d'eau	Fédé. Pêche 25 Teleos-suisse	T. Groubatch	PE exhaustives à 3 passages	Diagnose état de santé global des afférences
Faune endopélique lacustre	Chrono-Env.	V. Verneaux	Indice Biologique Lacustre (IBL)	Diagnose état de santé global du lac
Faune benthique des cours d'eau	Teleos	H. Décourcière	IBG-RCS (qualitatif) MAG 20 (quantitatif)	Diagnose état de santé global des afférences
Suivi en continu de l'oxygénation des couches profondes	Chrono-Env.	L. Millet	Capteurs + colonnes d'eau	Mécanismes d'altération du métabolisme lacustre
Nature et flux de la matière organique dans les sédiments	Chrono-Env.	L. Millet	Cartographie des teneurs des sédiments récents	Diagnose état de santé global du lac
Contamination des sédiments (nutriments, ETP, HAP et pesticides)	Chrono-Env. EPFL	F. Degiorgi	Cartographie des teneurs des sédiments récents	Mécanismes d'altération du métabolisme lacustre
Flux de nutriments dissous et particuliers dans les tributaires	Teleos	F. Degiorgi	Mesures mensuelle et pendant les crues des teneurs en C, N, P (eau et MES)	Recherche des sources de contaminations
Vulnérabilité des sols et risques de transferts	Chrono-Env.	E. Lucot	Analyses et cartographie des sols ; spatialisation des risques de transferts	Evaluation des risques de contaminations d'origine agricole

*Tableau 2. Analyses et investigations réalisées entre 2015 et 2017 dans le lac de Remoray, ses tributaires et les sols de son bassin versant*

## 2. Etat de santé du lac : bilan et tendances évolutives

L'analyse des structures quantitatives des peuplements de consommateurs aquatiques, et en particulier des poissons et des macroinvertébrés, fournit un bilan synthétique, fiable et robuste du fonctionnement métabolique d'un plan d'eau.

En effet, si la chaîne alimentaire fonctionne bien et répond au principe du reste minimum, les flux entrants de matière organique et de sels minéraux sont transformés en organismes animaux à la fois diversifié et abondants. *A contrario*, les dysfonctionnement se traduisent par des proliférations ou / et des accumulations d'algues, de bactéries et des de matières organiques peu ou mal dégradées.

Ces perturbations des transferts de matière et d'énergie agissent ensuite suivant le principe d'un cercle vicieux. En effet, elles entraînent un déséquilibre des cycles de l'oxygène, de l'azote et du soufre, et s'accompagnent même parfois de l'émission de toxines. Les peuplements de consommateurs se trouvent alors simplifiés puis appauvris car les exigences des espèces les plus sensibles ne sont plus remplies.

Dans le cas du lac de Remoray, des analyses de peuplements de poissons et de macroinvertébrés et de poissons ont été réalisées, à l'aide de méthodes standard, depuis le début des années 1990 (Degiorgi 1994, Verneaux et al., 2004). Ces études fournissent donc des données comparables. Même si elles n'ont été appliquées, que tous les 5 à 20 ans, elles permettent d'apprécier l'évolution des capacités biogènes du plan d'eau.

### 2-1. Etat de santé de l'ichtyofaune lacustre du lac de Remoray

Les structures quantitatives et la répartition spatiale de l'ichtyofaune du lac de Remoray ont été étudiés à 4 reprises, en 1991, en 2003, en 2012 et en 2017, à l'aide du même protocole standard, dit des « Filets Verticaux » (Degiorgi et Grandmottet 1993, Degiorgi 1994). Cette approche permet de suivre l'évolution à moyen terme des capacités piscicoles (tab. 3, fig. 2).

Espèces capturées	Années	Rendements numériques (nb/ 1000 m2 de filets)				Rendements pondéraux kg/1000 m2 de filets)			
		1991	2003	2012	2017	1991	2003	2012	2017
Brochet <i>Esox lucius</i>		0,3	0,8	0,2	0,5	0,1	0,2	0,0	1,4
Chevesne <i>Squalius cephalus</i>			0,4				0,3		
Corégone <i>Corégonus palea</i>		21,6	19,2	21,5	19,0	14,7	11,3	6,8	4,6
Gardon <i>Rutilus rutilus</i>		29,4	31,6	70,3	16,0	2,3	1,4	1,3	0,6
Perche <i>Perca fluviatilis</i>		48,0	179,7	26,2	96,1	4,7	5,9	1,9	1,9
Rotengle <i>Scardinius erythrophthalmus</i>		0,8	23,6	47,7	100,6	0,3	5,5	5,9	12,0
Tanche <i>Tinca tinca</i>		2,4	1,3	2,4	2,1	4,1	1,6	4,2	3,8
<b>Total</b>		<b>102,5</b>	<b>256,6</b>	<b>168,4</b>	<b>234,3</b>	<b>26,2</b>	<b>26,1</b>	<b>20,1</b>	<b>24,4</b>

Tableau 3. Analyses et investigations réalisées entre 2015 et 2017 dans le lac de Remoray, ses tributaires et les sols de son bassin versant

Les 6 espèces capturées lors de chacune des 4 campagnes sont typiques des lacs « à Corégone », abritant un peuplement mixte, à dominante salmonicole, mais comprenant aussi la perche, le brochet, la tanche et le gardon. Cependant, la truite ainsi que les cyprinidés oxyphiles comme la vandoise, le vairon ou le goujon sont absentes des échantillons.

Pourtant, ces espèces sont électives de ce type de plan d'eau. Dans le lac de Remoray, elles ne sont observées que de façon exceptionnelle lors d'échantillonnages complémentaires ou par les pêcheurs amateurs.

En outre, dès 1991 la biomasse de corégone observée, quoique dominante montre déjà un net déficit par rapport aux potentiels optimaux. En effet, les rendements des pêches effectuées à la même époque dans les lacs de Saint Point puis de Chalain, alors eufonctionnels et complètement oxygénés même en fin de stratification estivale, dépassaient 25 kg pour 1000 m<sup>2</sup> de filet tendus contre moins de 15 à Remoray.

Depuis 1991, les rendements pondéraux en corégones ont fortement diminué (fig. 2). Les rendements globaux sont restés du même ordre, mais uniquement parce qu'ils sont soutenus par une augmentation des biomasses en cyprinidés et en particulier de rotengle, espèce affectionnant les densifications végétales.

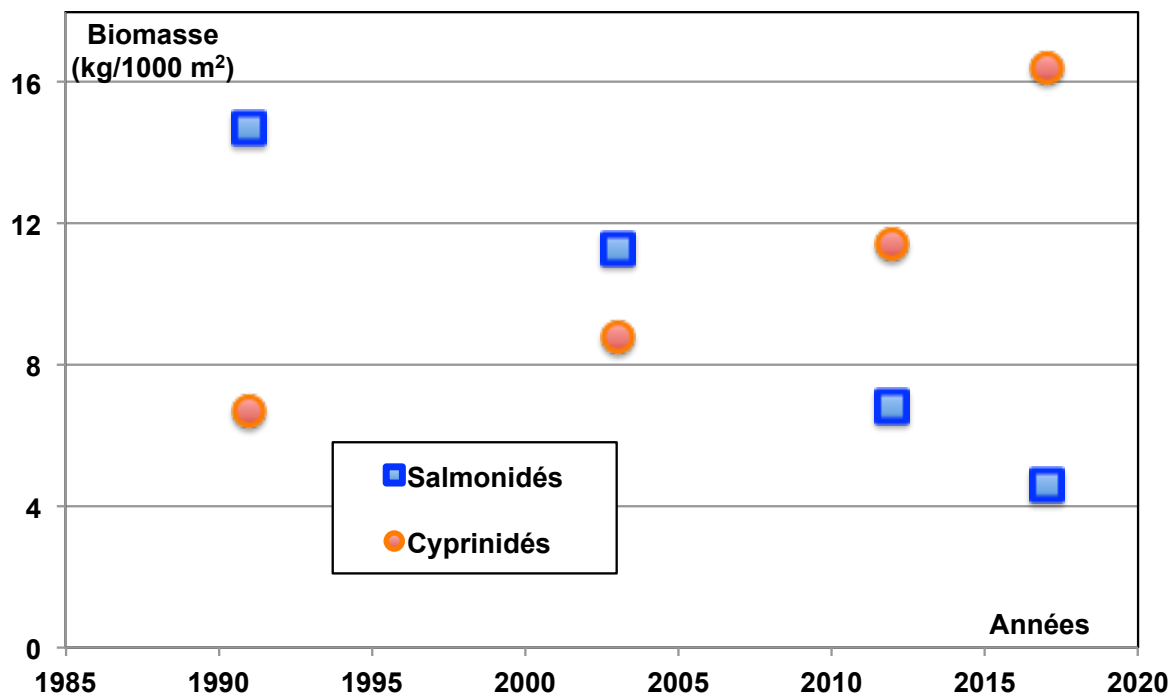


Figure 2. Evolution des rendements pondéraux en salmonidés (truite et corégone) et en cyprinidés (gardon tanche rotengle) capturés à Remoray à l'aide du protocole standard des filets verticaux en 1991, 2003, 2012 et 2017

La réduction des biomasses de salmonidés réputés exigeants en matière de qualité de l'eau, et l'augmentation des biomasses des cyprinidés réputés résistants aux pollutions de types organiques ou nutritives, incline à suspecter une altération croissante du métabolisme du lac. Cette tendance est aussi reflétée par l'organisation spatiale de l'ichtyofaune, contrainte de désertifier les strates profondes qui sont désoxygénées en fin de stratification estivale (fig. 3).

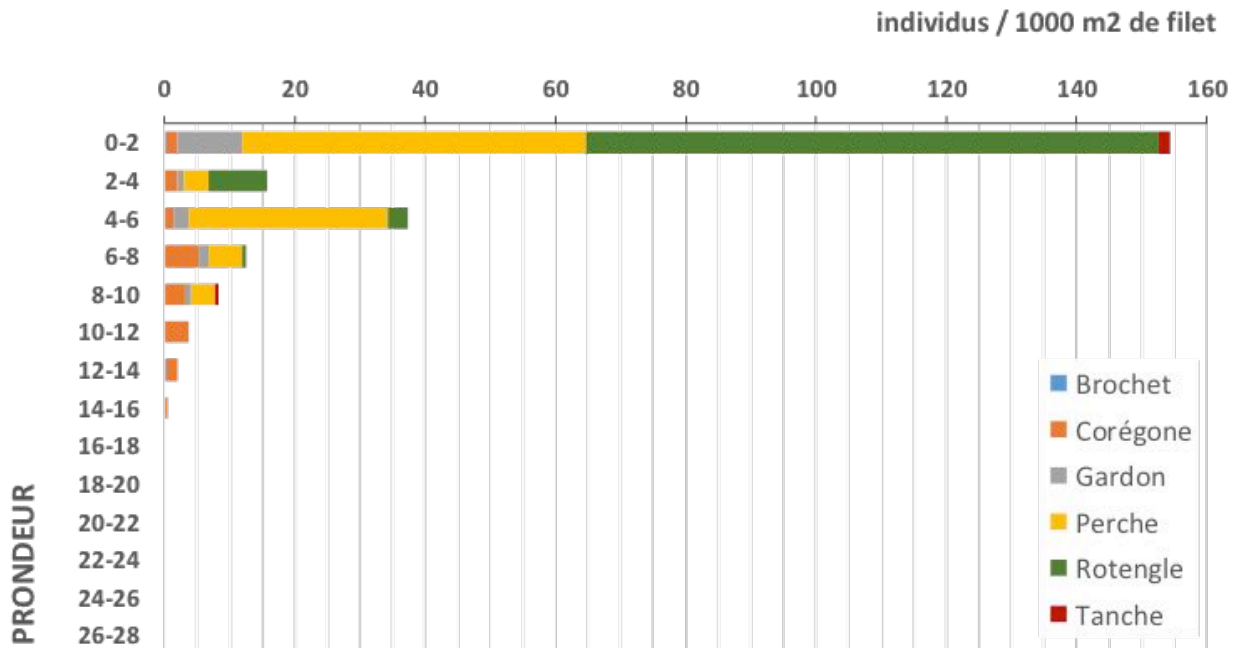


Figure 2. Répartition verticale des captures à la fin du mois de septembre 2017

## 2-2. Capacités biogènes du lac : étude du benthos des sédiments fins

Dans le lac de Remoray, les peuplements macroinvertébrés littoraux et profonds vivant dans les substrats minéraux fins ont été étudiés par le laboratoire Chrono-Environnement en 2003 et 2016 par application de l'Indice Biologique Littoral (IBL, Verneaux *et al.* 2004) et, en 1991, par un protocole proche mais présentant un effort d'échantillonnage moindre (IBL première version, *cf.* Verneaux *et al.* 1996).

En 2016 le lac de Remoray présente une capacité biogénique moyenne en diminution de 1 point par rapport aux 2 campagnes antérieures (tab. 4). L'IBL ne s'élève plus qu'à 12,3/20 alors qu'il doit atteindre 20/20 pour les lacs fonctionnels.

Descripteurs et indices		Unités et formule	Echelle	1991	2003	2016
vl	Richesse taxon. littorale	nb de taxons	ouv., (4 à 80)	37	40	33
dl	densité littorale	individus/m <sup>2</sup>	ouv. (100 à 10000)	2213	7827	1173
<b>BI</b>	Indice biogénique littoral	$2,5 \sqrt{(vl) \ln(dl)}$	ouv. (10 à 100)	<b>46,9</b>	<b>58,7</b>	<b>40,6</b>
ql	Indice de sténoécie littoral	Groupe Indicateur	0 à 1	1	0,7	0,7
k	Correction en profondeur	$k = 0,033vl+1$	ouv. (1 à 4)	2,22	2,32	2,09
vf	Richesse taxon. profonde	nb taxons	ouv., (4 à 40)	6	8	11
<b>Df</b>	Indice de déficit faunistique	$\sqrt{(k \text{ vf/vl})} \text{ ql}$	0 à 1	<b>0,6</b>	<b>0,5</b>	<b>0,6</b>
<b>IBL</b>	Indice Biologique Lacustre	$2,5 \sqrt{(BI \text{ Df})}$	0 à 20	<b>13,3</b>	<b>13,0</b>	<b>12,3</b>

Tableau 4. Descripteurs des macroinvertébrés endopéliques (c'est à dire dans les sédiments fins) et de la capacité biogène qu'ils indiquent, à travers l'IBL et ses sous indices pour le lac de Remoray en 1991, 2003 et 2016 ; ouv.. = échelle ouverte dont les valeurs minimales et maximales courantes observées sont citées entre parenthèses



En 2016, le lac est méso-biotique : il produit assez peu de macroinvertébrés littoraux (BI = 40,6) tant en richesse taxonomique (33 taxons) qu'en densité (environ 1000 ind./m<sup>2</sup>). La production macrobenthique en zone littorale diminue par rapport à 1991 et 2003. Cette diminution touche même des taxons considérés comme peu sensibles (*Chironomidae*, fig. 4).

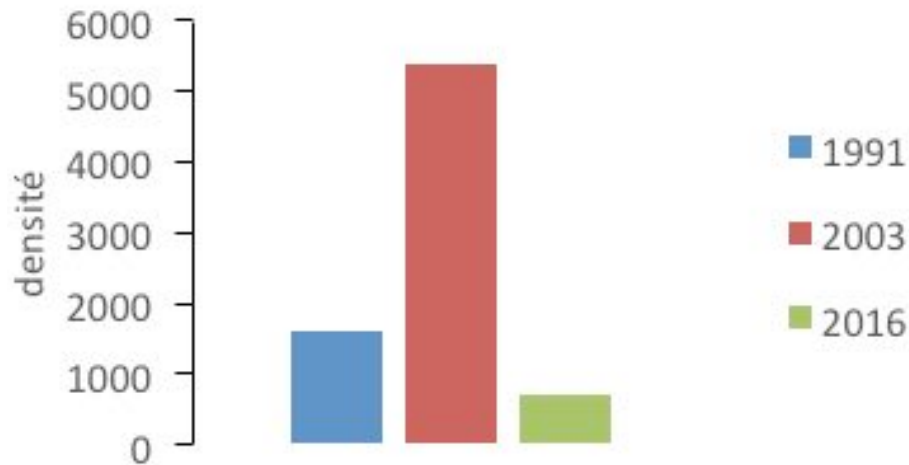


Figure 4. Densité des *Chironomidae* littoraux

Sa faune littorale est exempte des taxons repères les plus sensibles aux perturbations ( $ql < 1$ ) depuis 2003 alors qu'en 1991 elle comptait des taxons parmi les plus sensibles ( $ql = 1$ ). Depuis 2003 les densités relatives des mollusques bivalves et gastéropodes ont également fortement chuté (fig. 5).

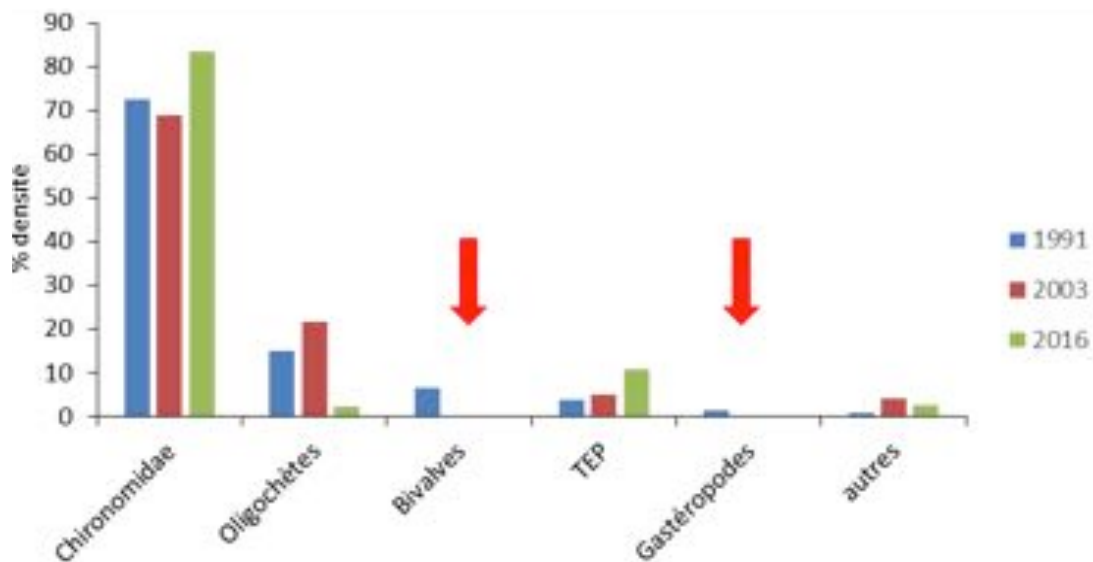


Figure 5. Composition des peuplements de macroinvertébrés endopéliques littoraux

Parallèlement, le lac est méso-dysfonctionnel ( $Df = 0,6/1$ ) : le transfert de la matière organique aux consommateurs est d'une efficacité médiocre mais semble légèrement s'améliorer depuis 2003 ( $Df = 0,5/1$ ). Les conditions en zone profonde semblent moins contraignantes en 2016 qu'en 2003 et permettent le développement de taxons plus nombreux ( $vf = 8$  en 2003 et 11 en 2016) avec l'apparition de taxons légèrement plus oxyphiles (*Sergentia*, *Procladius*).

On en déduit deux hypothèses pas forcément antagonistes pour expliquer l'altération de la qualité et de la densité du peuplement benthique de la zone littoral.

*Hypothèse 1. Un excès de matière organique sédimentée induirait la désoxygénation des substrats fins.*

Cette « pollution organique » pouvant elle-même résulter d'apports excessifs de matière organique ou et de nutriment devrait cependant s'accompagner d'une accentuation des désoxygénations profondes. Or, en 2016, la tendance inverse est observée. L'intensité de la désoxygénation varie toutefois d'une année et l'autre, et montre des tendances à s'aggraver lors d'années plus chaudes ou moins arrosées.

*Hypothèse 2. La présence de contaminants dont la nature reste à préciser induirait des effets toxiques sur les organismes les plus sensibles.*

De telles substances, pourraient aussi conduire à une diminution de la consommation de l'oxygène en zone profonde par diminution des activités respiratoires des communautés de consommateurs (macrofaune et bactéries). Il en résulterait un accroissement de l'hospitalité de cette zone pour les macroinvertébrés résistants aux contaminations chimiques.

### **2-3. Bilan sur les diagnostic synthétique de l'état de santé du lac de Remoray**

L'analyse des structures et de la dynamiques des organismes consommateurs montre que les potentiels biogène du lac de Remoray sont altérés à hauteur de 40 à 60 %. L'étude de indique que le métabolisme du plan d'eau, déjà altéré à la fin des années 1970, devient de moins en moins favorable aux salmonidés. La prise en compte de la composition et de la répartition spatiale des macroinvertébrés benthiques fait suspecter des contaminations multiples.

### 3. Source d'altérations : faire parler les sédiments

#### 3-1. Nature, origine et dynamique de la matière organique sédimentaire

Un des symptômes caractéristiques des dysfonctionnements du lac de Remoray, déjà signalé dans les études et synthèses antérieures, est l'importance des teneurs en carbone organique sédimentaires (Teleos 2005, Belle 2015, Geffroy 2016). Des analyses plus poussées ont donc été effectuées pour déterminer la dynamique, la nature et l'origine de la matière organique accumulée au fond du plan d'eau.

Pour atteindre ces objectifs, les concentrations en matière organique ainsi que les valeurs d'indicateurs synthétique renseignant sur son origine ont été cartographiées dans l'ensemble de la cuvette lacustre. Parallèlement, l'importance et la répartition de la contamination fécale d'origine bovine des sédiments ont été caractérisées par des techniques indépendantes et complémentaires.

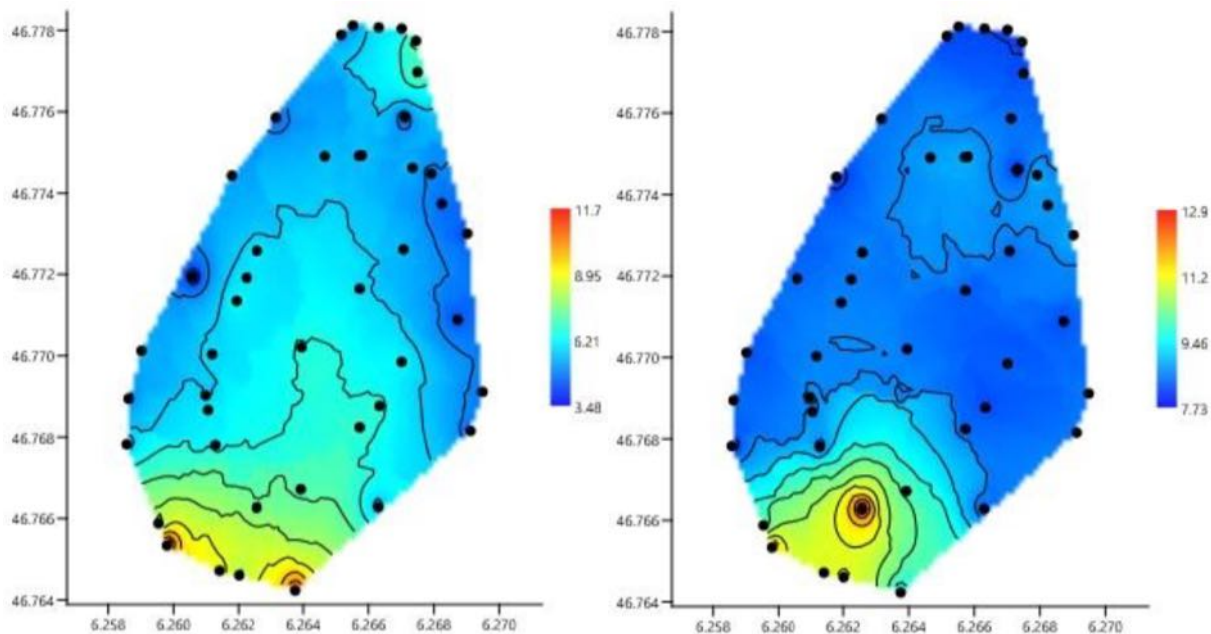


Figure 6. Carte de distribution des teneurs en Carbone organique (à gauche) et des valeurs du rapport C/N (à droite) dans les sédiments récents (couche 0-1 cm) du lac de Remoray

La carte de répartition des teneurs en matière organique montre plusieurs zones d'accumulation prononcée puisque la teneur en MO y est supérieure à 5 % (fig. 6) :

- les plus forte teneurs sont situées au niveau des afférences, au sud de la cuvette ;
- la zone de l'exutoire septentrional montre aussi une surconcentration ponctuelle, sans doute sous l'influence de reflux épisodiques du Doubs en crue ;
- l'ensemble des zones profondes comporte des teneurs moyennes à fortes.

Parallèlement, le rapport C/N fluctue autour de 9 sans jamais dépasser 13 (fig. 6). Ces faibles valeurs indiquent que la matière organique qui s'accumule dans les sédiments du lac de Remoray est principalement issue d'une production algale autochtone, emballée par des excès de nutriment ou / et insuffisamment consommée.

*A contrario*, les apports organique en provenance des tourbières, des ceintures héliophytiques littorales et de la végétation ligneuse sont caractérisées par des C/N beaucoup plus élevés, dépassant 15. Ils sont donc ici minoritaires.

Cette dominante autochtone et algale de la MO sédimentaire est confirmée par les valeurs prises par le  $\delta^{13}\text{C}$ , comprises entre  $-30$  et  $-35$  ‰ (fig. 7). Ce paramètre est en effet un marqueur de l'importance de la production primaire dans le bilan alimentaire. En outre, sa diminution, ainsi que celle du rapport C/N, dans les sédiments les plus superficiels par rapport aux sédiments plus anciens suggère que l'accumulation de matériel phytoplanctonique s'est accélérée récemment.

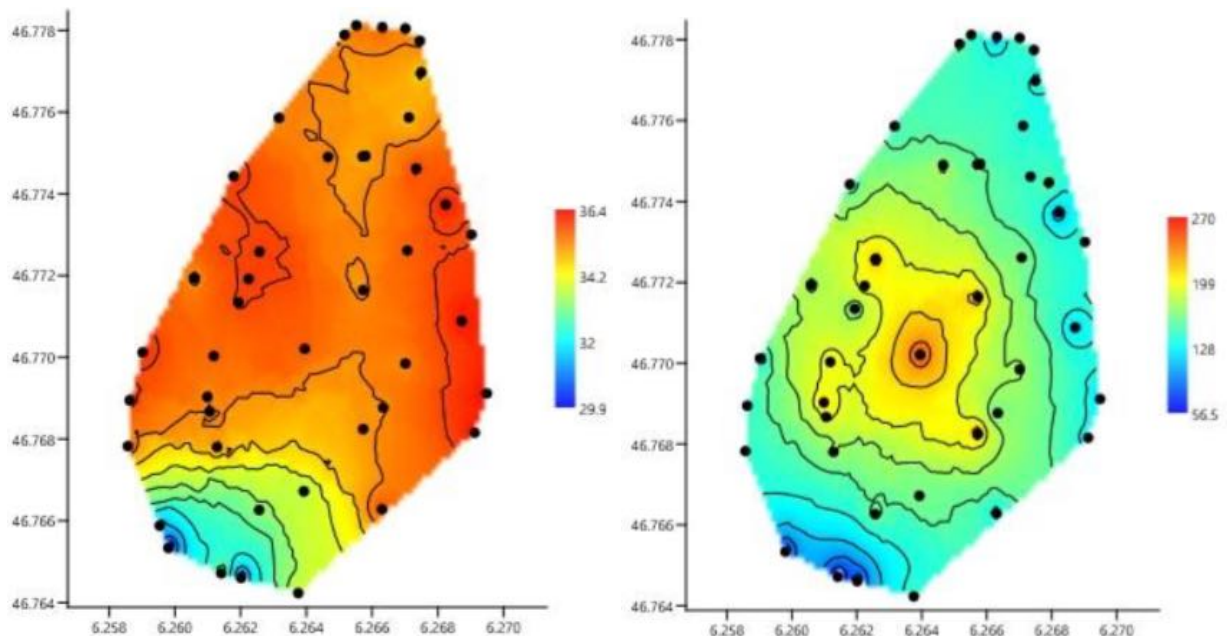


Figure 7. Carte de distribution du  $\delta^{13}\text{C}$  (à gauche) et des teneurs en pigments algaux caroténoïdes (à droite) dans les sédiments récents (couche 0-1 cm) du lac de Remoray

La forte teneur en pigments caroténoïdes des sédiments profonds vient encore renforcer l'hypothèse d'une accumulation massive de matière d'origine algale dans les sédiments de la zone profonde du lac de Remoray (fig. 7).

Parallèlement, les cartes de distribution de différents marqueurs caractéristiques des matières fécales issues de ruminants montrent des schéma de contamination convergents (fig. 8). En effet, des fortes concentrations en «  $3\beta$ -Cholestan- $3\beta$ -ola », lipides typiques des déjection bovines, et d'ADN de bactéries fécales hôtes spécifiques des ruminant sont décelées d'une part, à proximité des afférences, et d'autre part dans la zone la plus profonde.

L'importance des teneurs en marqueurs fécaux des sédiments centraux est liée à l'anoxie des couches profondes, favorable à la conservation de ces molécules (Reeves & Patton 2005) ou/et à l'importance des dépôts. En revanche, les conditions physico-chimiques et biologiques régnant en zone littorale favorisent plutôt leur dégradation rapide. Aussi, les fortes concentrations de ces substances dans la zone littorale sud suggèrent des apports conséquents et réguliers par les affluents.

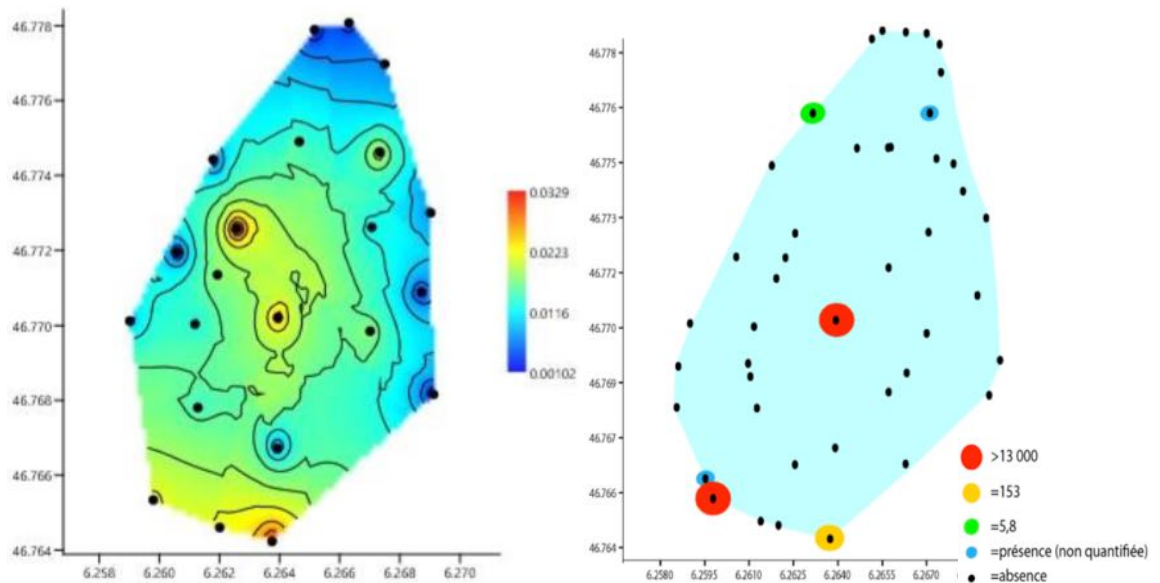


Figure 8. Carte de distribution du  $3\beta$ -Cholestan- $3\beta$ -ol (à gauche) et des teneurs en ADN de bactérie fécale hôte des ruminants (à droite) dans les sédiments récents (couche 0-1 cm) du lac de Remoray

L'étude de la répartition et de la nature de la matière organique des sédiments du lac de Remoray confirme le caractère dysfonctionnel de ce plan d'eau. Elle montre que l'excès de carbone organique résiduel résulte de l'accumulation de matériel algal autochtone et non d'apports purement terrigènes.

Elle incline à suspecter que le lac est contaminé par des matières fécales issues de ruminants et apporté par les tributaires qui alimentent le lac par sa bordure méridionale. Il est probable que ces apports contribuent à emballer la production primaire du lac en favorisant la pousse rapide d'algues peu exigeantes telle qu'on peut en observer sur le tombant du lac en face de la Drésine.

Cette approche ne permet toutefois pas de vérifier si l'accumulation massive de matériel algal résiduel n'est pas également due à une surcharge nutritive ou / et à une altération des processus de consommation, voire de dégradation, de la MO.

### 3-2. Cartographie des contaminants nutritifs et inorganiques

Aussi, plusieurs substances susceptibles de contaminer le lac de Remoray ont été recherchées dans le premier centimètre des sédiments, correspondant aux dépôts récents datant de moins de 10 ans d'après Belle (2015). Ces prélèvements et ces analyses ont été effectués sur 27 points criblant le plan d'eau. Parallèlement, une douzaine de carottages ont été effectués pour prélever des sédiments datant de la période de fonctionnement de la scierie située à proximité de la Drésine amont.

Ces mesures montrent que les teneurs en azote des sédiments récents sont fortes à très fortes (US EPA 1979, Long & Morgan 1990, MOE 2008, Pavlovsk & Derek 2010). Leur répartition est proche de celle qui a été observée pour les concentrations en carbone organique (fig. 9).

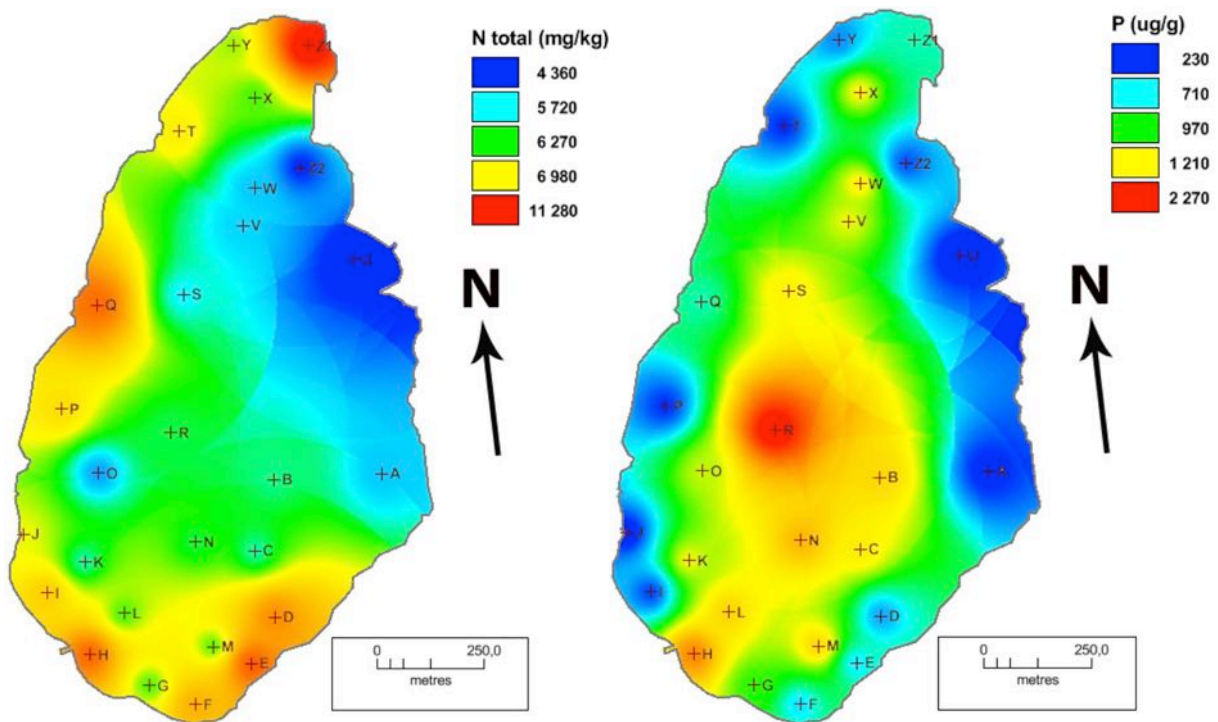


Figure 9. Cartes des teneurs en azote total (à gauche) et phosphore total (à droite) dans les sédiments récents du lac de Remoray

Les valeurs les plus fortes sont en effet observées :

- à proximités des afférences, y compris en face de la confluence du Lhaut ;
- plus localement sur la rive occidentale ;
- au niveau de la pointe aval, à proximité de la Tavernes, sous influence du Doubs.

En outre, la concentration en azote des sédiments superficiels de la zone d'afférence a significativement augmenté depuis les mesures réalisées dans les mêmes conditions en 2004. Ces dernières valeurs étaient elles-mêmes nettement supérieures à celle de 1991, déterminées à partir de mesures plus ponctuelles.

Les teneurs en phosphore mesurées dans les sédiments superficiels du lac de Remoray sont plus contrastées. Elles sont faibles sur les bordures orientales et occidentales mais fortes à très fortes entre l'embouchure de la Drésine et la zone centrale (fig. 9). Quelques « taches » de dépôts plus phosphorés entre les afférences et la zone profonde pourraient signer le trajet des courants dominants.

Les contaminations mesurées pour les métaux lourds sont pour la plupart légèrement supérieures à la norme de qualité environnementale. Toutefois, elles restent inférieures aux valeurs susceptibles de provoquer la régression des organismes aquatiques les plus sensibles (Mac Donald et al. 2000).

En revanche, des teneurs en arsenic susceptibles d'induire un effet toxique sur la faune des sédiments fins ont été décelées sur un point sur 10 environ (fig. 10). Leur répartition incline à suspecter qu'une partie des flux d'arsenic entrant dans le lac pourraient transiter par la Drésine et l'autre être apportée par le Doubs.

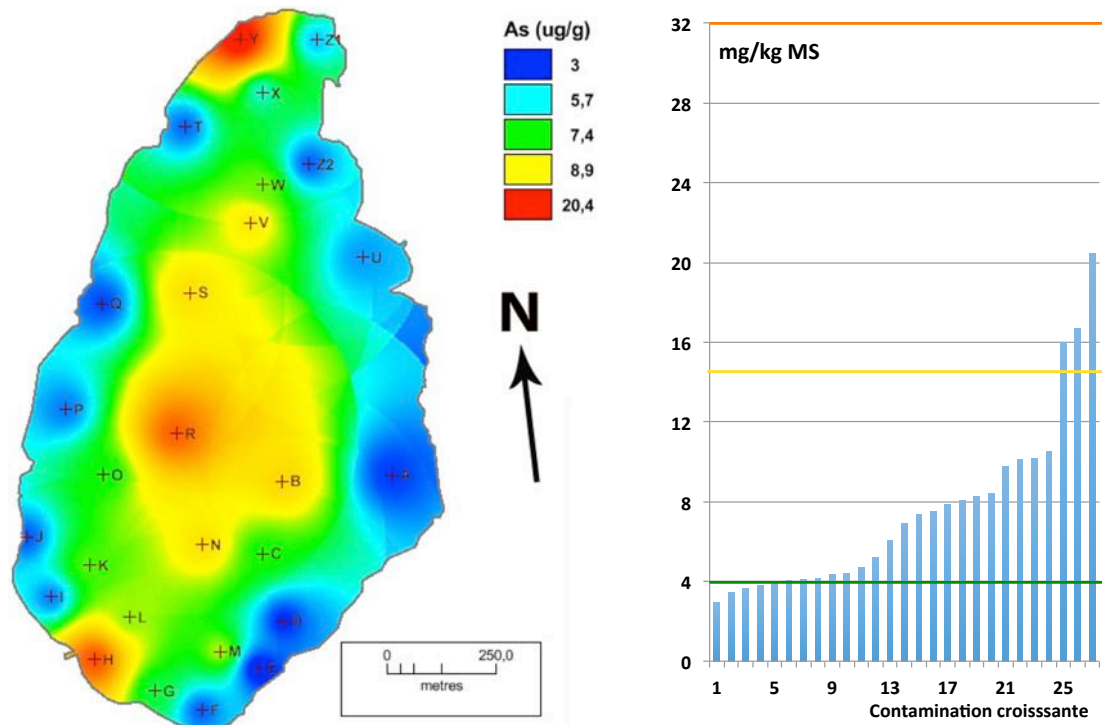


Figure 10. Teneurs en arsenic des sédiments récents du lac de Remoray classées par ordre croissant (seuil d'effets probables d'après Mac Donald 2000, SEQ-Eau 2003)

Parallèlement, les sédiments récents du lac de Remoray sont contaminés par des HAP. En effet, pour plus du tiers des prélèvements, la concentration en la somme des 16 molécules indicatrices dépasse le seuil au dessus duquel des effets écotoxiques sont fréquemment observés (Mac Donald et al. 2000, SEQ-Eau 2003).

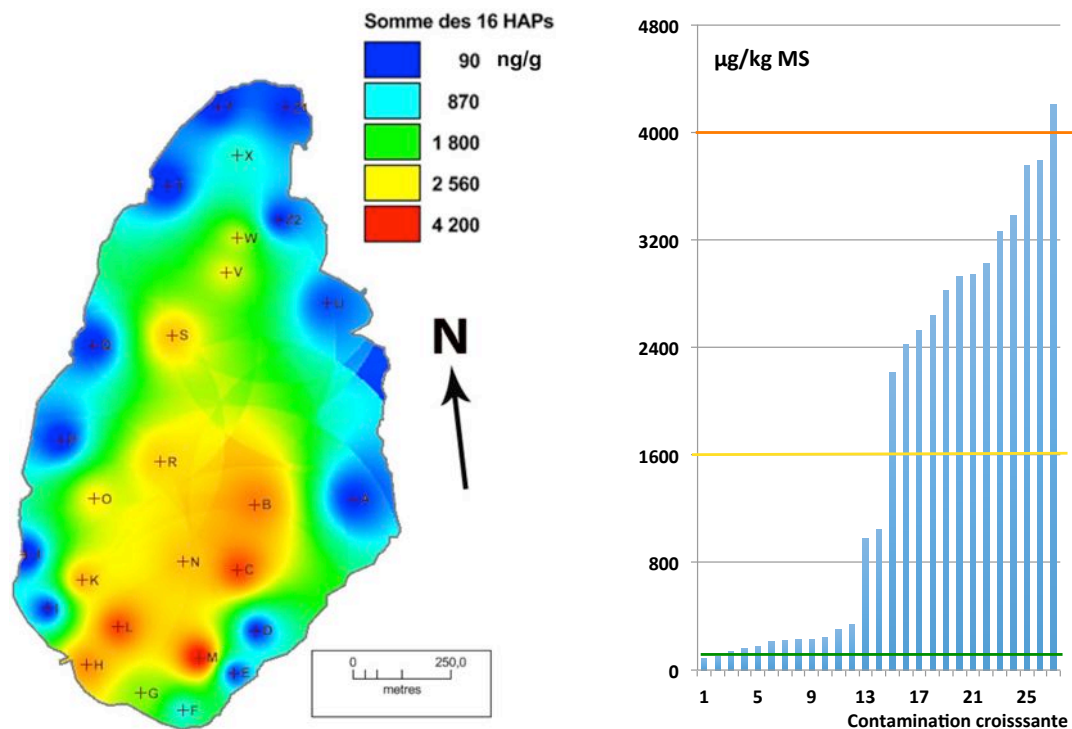


Figure 11. Somme des teneurs en 16 HAP des sédiments récents: carte des fonds du lac de Remoray (à gauche) et classement par ordre croissant (à droite); les seuils d'effets probables sont tirés de Mac Donald 2000, SEQ-Eau 2003

Enfin, seuls 3 prélèvements sur 27 ne contiennent aucun des 38 pesticides recherchés (fig. 12). Toutefois, les teneurs observées sont faibles, et sont toutes nettement inférieures aux des valeurs connues pour provoquer des déséquilibres biologiques. Malgré tout, l'effet d'éventuelles interférences toxiques entre ces substances ou avec d'autres contaminants est encore mal connu.

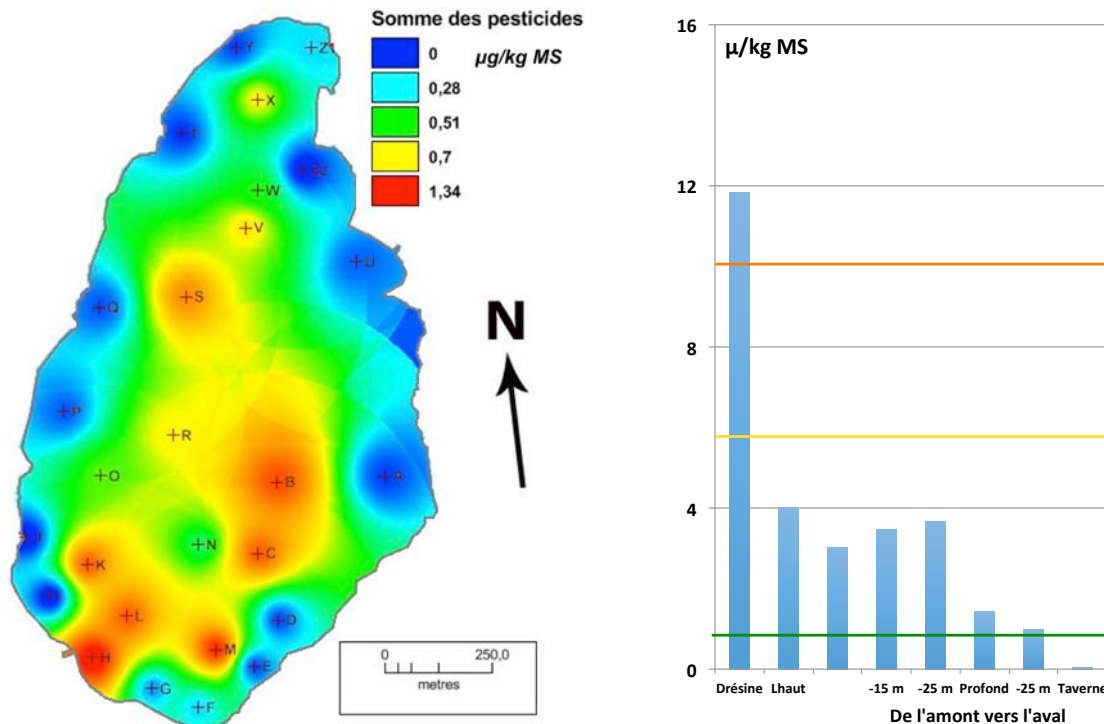


Figure 12. Carte de la somme teneurs en 38 pesticide des sédiments récents du lac de Remoray (à gauche) et classement par ordre croissant des teneurs dans les sédiments un peu plus anciens (à droite) ; seuils d'effets probables d'après Mac Donald 2000, SEQ-Eau 2003

A contrario, les teneurs en pesticides des sédiments plus anciens (entre 4 et 8 cm de profondeur de sédiment) sont nettement plus importantes (fig. 12). A proximité des afférences, et en particulier de la Drésine, elles atteignent des valeurs susceptibles de faire régresser ou disparaître les organismes les plus sensibles.

La décroissance de ces teneurs d'amont en aval indique une contamination venant surtout de la Drésine, puis déposée et stockée en zone profonde. Comme les molécules recherchées sont peu soluble, les faibles teneurs mesurées à l'aval du lac corrobore l'hypothèse de l'existence d'un gradient de dépôts particuliers.

En résumé, les **sédiments récents du lac de Remoray sont poly-contaminés** :

- par des excès d'azote notoires ;
- par des surcharge plus modérées et plus localisée en phosphore ;
- par des teneurs moyennes à fortes de HAP atteignant des valeurs susceptibles d'induire la régression ou la disparition des espèces les plus sensibles ;
- par des concentration plus sporadiques en arsenic atteignent également ce niveau d'écotoxicité potentielle ;
- par un cocktail de pesticides dont les valeurs unitaires sont faibles dans le premier centimètre de sédiments mais plus accentuées dans les sédiments sous-jacents.



En effet, les sédiments un peu plus anciens (couche -4 à -10 cm) sont nettement plus contaminés en ces pesticides ainsi qu'en cadmium, en mercure, en plomb et en zinc. Or, ils sont encore accessibles à la faune et abrite l'essentiel de la biomasse microbienne déterminant la décomposition de la matière organique.

Enfin, la plupart des molécules de pesticides encore détectés dans les sédiments récents sont interdites d'utilisation depuis une trentaine d'année au moins. Aussi, leur persistance dans les sédiments récents les plus proches des embouchures incline à suspecter qu'ils pourraient provenir de l'érosion ou de la déstabilisation des sols.

## 4. Transferts de contamination : interroger les tributaires

### 4-1. Qualité biologique des tributaires

Plusieurs indices inclinent à suspecter que les différents types de contaminants qui s'accumulent dans les sédiments du lac de Remoray y sont apportés majoritairement par la Drésine mais aussi par le Lhaut. Avant d'évaluer les flux de nutriments et de micropolluants respectivement transférés par ces deux tributaires ainsi que par leurs affluents, un bilan de leur qualité et de leurs capacités d'autoépuration a été dressé.

Dans ce but, les peuplements de macroinvertébrés de ce système d'afférences ont été analysés en 2016 dans 7 stations pour lesquelles on disposait aussi de données antérieures (fig. 13). La partie basale de ces ruisseaux a en effet été restaurée entre 1997 et 2014 et des suivis biologiques de l'effet de ces travaux ont été effectués.



Figure 13. Localisation des stations d'étude des peuplements de macroinvertébrés et de mesures chimiques dans la partie aval des afférences du lac de Remoray

L'analyse des peuplements de macroinvertébrés fournit en effet des indicateurs de la qualité biologique globale des cours d'eau. Si elle est effectuée en suivant des méthodes quantitatives, elle permet aussi de démêler l'importance respective des altérations chimiques et morphologique.

Pour cette étude, le protocole MAG20 (Décourcière et Degiorgi 2004) a été appliqué. En effet, cette méthode permet de calculer l'Indice Biologique Globale Normalisé (IBGN) qui fournit une image robuste mais purement qualitative de l'état des capacités biogènes d'un cours d'eau. Le MAG20 permet en outre de caractériser les structures quantitatives des peuplements benthiques et convient donc mieux pour évaluer l'impact de différents types de perturbations.

Les notes IBGN obtenues sur les 7 stations sont comprises entre 6 et 15/20, alors que le potentiel optimum pour des ruisseaux à truites en bon état vaut 20/20 (fig. 14). Les meilleurs indices sont obtenus sur les portions amont du réseau hydrographique, qui sont aussi les plus pentues. Dans les portions plus calmes des marais de la RNN les notes, comprises entre 6 et 13/20, sont nettement plus faibles, malgré l'amélioration physique notable induite par les restaurations.

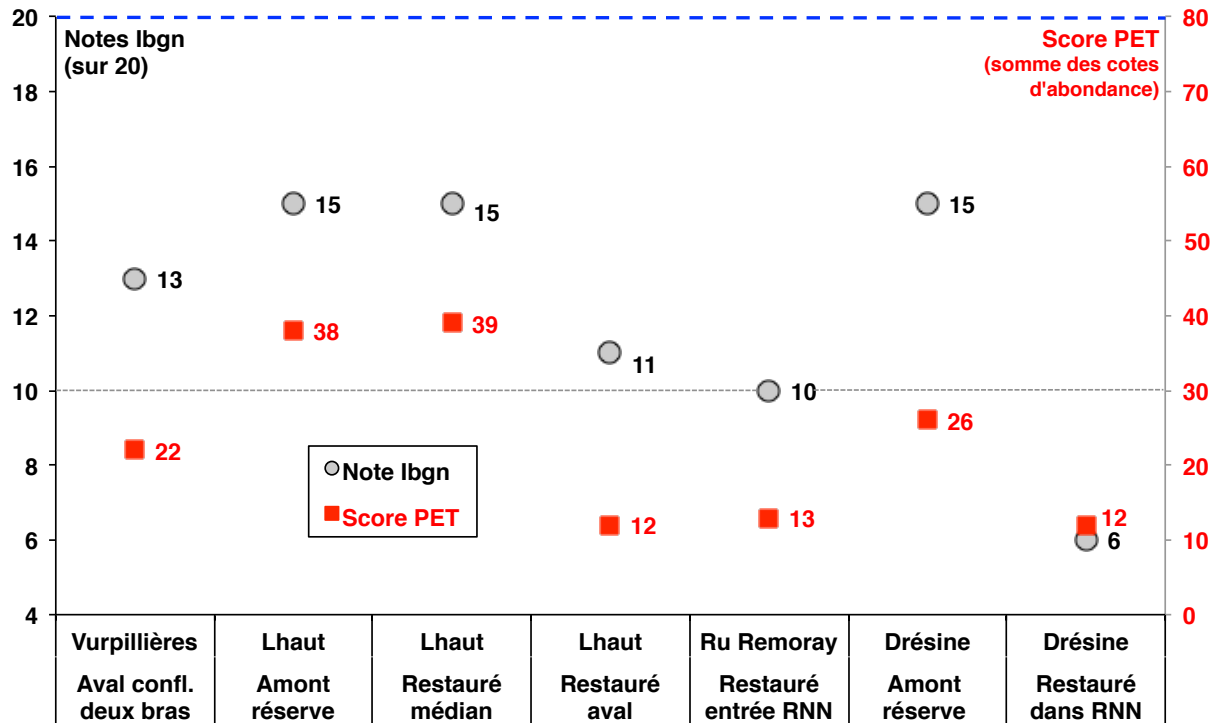


Figure 14. Valeurs de l'IBGN et du score de biodiversité des Plécoptères Ephéméroptères Trichoptères (Score PET) obtenus en 2016 par l'application du MAG20 sur 7 stations

L'importance de l'altération des capacités biogènes des tributaires et de leurs principaux affluents est corroborée par la faiblesse des scores de biodiversité calculés pour 3 ordres d'insectes à larve aquatique réputés polluosensibles : les Plécoptères, les Ephéméroptères et les Trichoptères. En effet, la somme de leur cotes d'abondances, d'autant plus élevée que leur variété et leur diversité sont importantes, est comprise entre 12 et 39 alors qu'elle devrait dépasser 80. Les secteurs calmes apparaissent ici encore plus dégradés.

La comparaison de ces résultats avec les données antérieures obtenues sur les mêmes stations d'étude avec les mêmes protocoles permet de préciser ce diagnostic.

1. La qualité globale du Lhaut montre une tendance à la régression, à commencer par la station amont (perte de 2 points sur 20 d'IBGN en 12 ans).
2. Le ruisseau des Vurpillières subit lui aussi une lente érosion de ses potentiels biologiques, similaire à celle qui est observée sur le Lhaut.
3. Les capacités biogènes globales de la Drésine sont en légère progression à l'amont de la RNN, mais elles se dégradent dans les secteurs lenticques.
4. Après avoir bénéficié d'une amélioration juste après restauration (IBGN passant de 6 à 10/20), la qualité du ruisseau de Remoray stagne à un niveau médiocre.

En résumé, les capacités biogènes du système d'afférence du lac de Remoray sont altérées. Les secteurs les plus lenticques sont particulièrement affectés.

Cette tendance, ainsi que la baisse ou la stagnation de la qualité des stations amont (témoin de la Drésine et du Lhaut) inclinent à suspecter une augmentation des surcharges organiques et nutritives. De tels excès de substances assimilables pourraient aussi être associés à des contaminations récente ou relictuelles des substrats déposés et des MES par des micropolluants.

#### 4-2. Nature et flux des contaminants transférés par les tributaires

Pour pouvoir orienter la recherche des causes de ces perturbations, la nature et les variations spatio-temporelles des flux de contaminants parvenant au lac de Remoray depuis son bassin versant, *via* ses affluents ont été recherchées dans l'eau, les sédiments et les MES du Lhaut, de la Drésine et du Ru de Remoray (fig. 15, tab. 5).

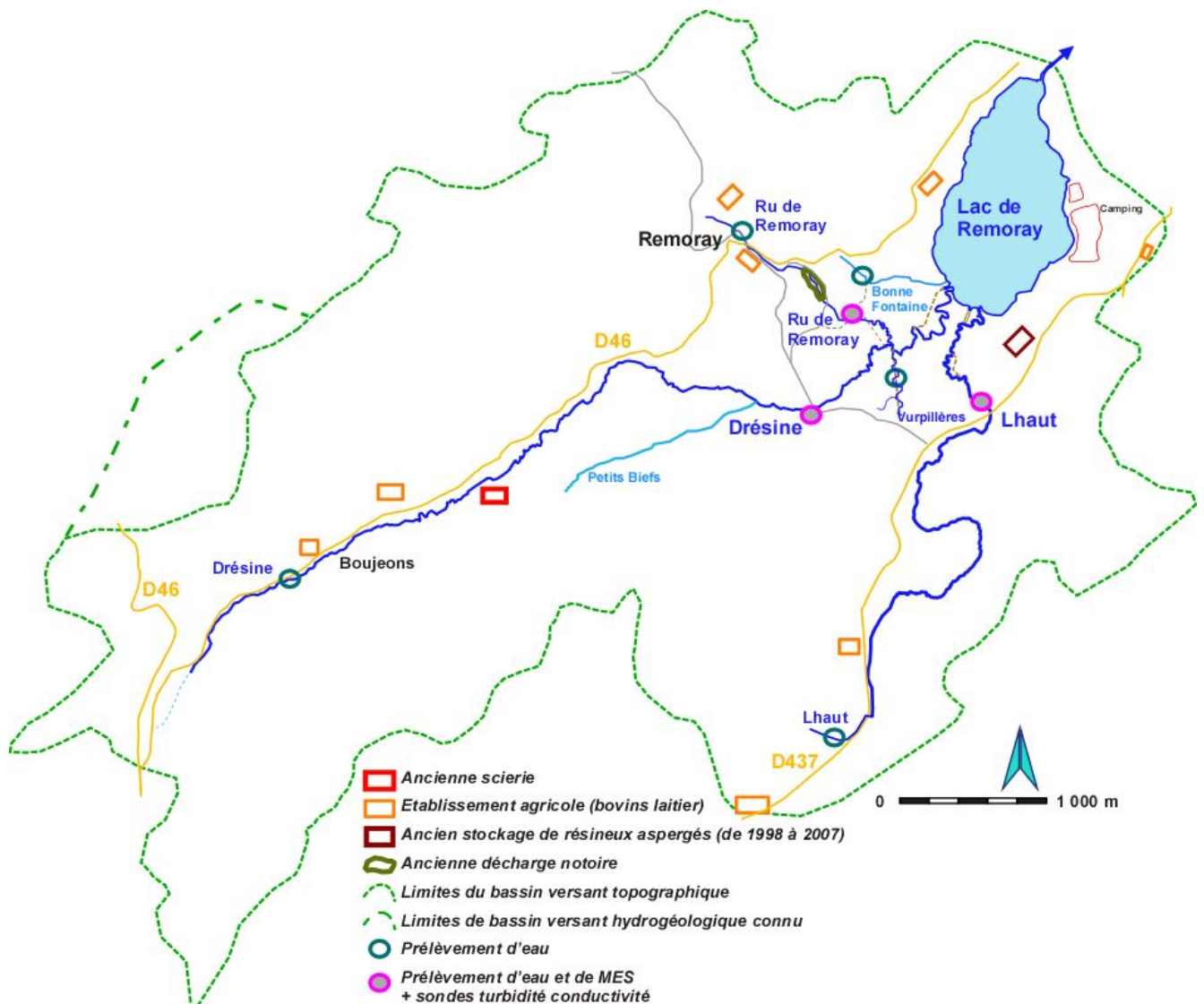


Figure 15. Localisation des pressions anthropiques connues sur le bassin versant du lac de Remoray ainsi que des stations de mesures et d'échantillonnage.

Sur leur partie aval, à l'entrée de la RNN les concentrations et les flux de matières organiques et nutritives ont été mesurés dans l'eau toutes les 2 à 4 semaines, ainsi qu'à l'occasion de 4 crues à raison d'un prélèvement toutes les 2 heures pendant 8 heures. En outre, à titre exploratoire, les parties apicales du chevelu hydrographique ont été échantillonnées à 8 reprises.

Investigations	Lhaut RNN	Drésine RNN	Ru Remoray RNN	5 sites amont
Analyses aléatoires C, N, P	18	18	18	40
Analyses C, N, P en crues	16	15	16	
Sondes turbidité conductivité	1	1	1	
Analyses de MES piégées	6	6	6	
Jaugeages des débits	6	6	6	20

Tableau 5. Bilan des investigations réalisées entre août 2016 et décembre 2017 sur les affluents et contra fluents du lac de Remoray

Parallèlement, les flux organiques et nutritifs particuliers ont aussi été analysés sur les 3 points aval grâce à des pièges à MES prélevés à 6 reprises ainsi qu'à l'aide de sondes enregistrant la turbidité et la conductivité. Enfin, les HAP, les ETM les pesticides susceptibles d'avoir été utilisés dans ce bassin versant ont aussi été recherchés à une occasion dans les MES et les sédiments.

Les résultats de ces différentes analyses ont montré que les teneurs en matières organiques et en azote des affluents du lac de Remoray sont en excès permanent par rapport au niveau trophique normal de cours d'eau à truite supérieurs, sans que des pics de grande intensité n'aient pu être décelés (fig. 16). Ces contaminations sont modérées, mais continues et généralisées. Elles s'étendent à l'ensemble du chevelu hydrographique, jusqu'aux secteurs de sources.

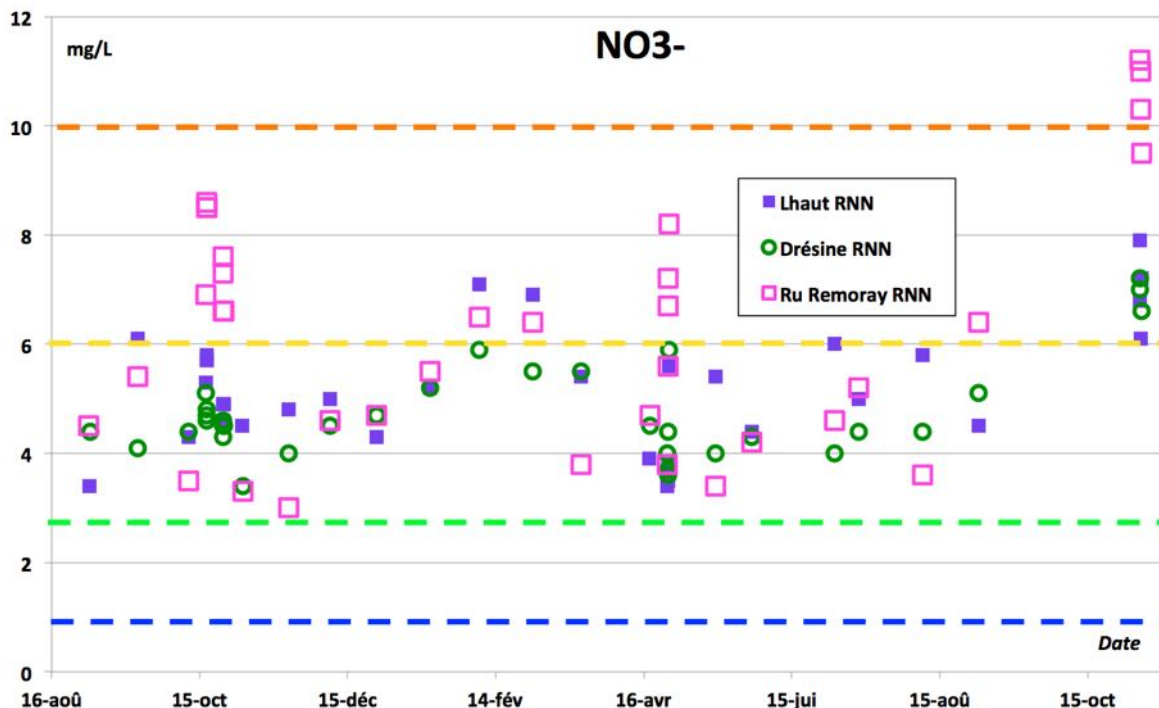


Figure 16. Evolution temporelle des teneurs en nitrates dans l'eau de la partie basale des 3 afférences principales ; limites de qualité d'après Niet et Verneaux (1978)

Parallèlement, les teneurs en phosphore sont faibles en basses-eaux, mais plus soutenues en période de hautes-eaux. Elles peuvent alors atteindre des valeurs moyennes à fortes, en particulier dans le Ru de Remoray. Dans tous les cours d'eau, la proportion de phosphore particulaire dépasse 50 % durant les hautes eaux, en particulier en automne et en hiver.

Ces excès modérés, mais généralisés de matières organiques et d'azote, auxquels s'ajoutent des pics de phosphore particulaire durant les crues se traduisent par des gammes de flux nutritifs associées à des bassins versants artificialisés (tab 6). De tels apports ne sont pas compatibles avec le maintien d'une bonne qualité pour un système lacustre récepteur (Aba & Hotake 1977, Sheeder & Evan 2004).

Flux en kg par km <sup>2</sup> de BV total	N	P	Source
Finlande BV forestier (forêts extensives)	140	6	Rankinen et al 2016
USA BV seuil de flux maximum pour une bonne qualité de l'eau des lacs récepteurs	432	19	Sheeder et Evan 2004
<b>BV Remoray 2017</b>	<b>784</b>	<b>41</b>	<b>Présente étude</b>
USA BV seuil des flux entraînant une forte altération de la qualité de l'eau	1477	49	Sheeder et Evan 2004
Finlande BV agricole (agriculture intensive)	1500	110	Rankinen et al 2016

Tableau 6. Comparaison des flux de carbone organique, d'azote et de phosphore par unité de surface dans des bassins versants soumis à des pressions d'intensité anthropique croissante.

La comparaison des flux estimés en 2016/2017 avec ceux qui avaient été évalués en 2004-2005 (Teleos 2005, tab. 7) montre que les apports organiques et nutritifs ont fortement augmenté. Certes, la portée et la robustesse de cette comparaison doivent être relativisées, car les mesures effectuées en 2004 se sont résumées à 8 campagnes contre 32 en 2017. Toutefois, les différences sont telles qu'il peut être conclu à un net accroissement des flux arrivant au lac entre les deux époques.

Apport en kg/an	Carbone org.	Azote	Phosphore
<b>Flux 2004-2005</b>	18 252	9 430	499
<b>Flux 2017</b>	77 323	16 700	890

Tableau 7. Comparaison des flux de carbone organique, d'azote et de phosphore parvenant au lac de Remoray par le biais de ses 3 afférences principales évalués en 2004 (Teleos 2005) et estimés en 2017 sans prendre en compte les flux particuliers des pointes de crues

Les sédiments des 3 ruisseaux sont en outre contaminés par des HAP (tab. 8). Les teneurs les plus fortes sont mesurées dans la Drésine et le Ru de Remoray. Les concentrations en HAP volatiles mesurées dans les MES de ce dernier cours d'eau indiquent en outre qu'il est soumis à une source de contamination encore active.

Substances	Ruisseau		Lhaut		Drésine		Ru de Remoray	
	MES	Sédiment	MES	Sédiment	MES	Sédiment	MES	Sédiment
<b>Arsenic</b> mg/kg/MS	8	10	22	13	4	17		
<b>Mercure</b> mg/kg/MS	0,06	0,06	0,09	0,09	0,16	0,08		
<b>Zinc</b> mg/kg/MS	75	47	84	161	278	111		
<b>Somme 16 HAP</b> µg/kg/MS	1927	3109	3081	8453	10656	8176		
<b>Somme 38 pesticides</b> µg/kg/MS	2,6	<0,1	4,9	5,5	3,6	2,3		

*Tableau 8. Teneurs en arsenic, mercure, zinc, somme de 16 HAP et 38 pesticides des MES et sédiments échantillonnés à une occasion le 22/11/17 dans les portions aval du Lhaut, de la Drésine et du Ru de Remoray. Les couleurs interprétatives sont établies à partir des valeurs guides et des seuils fournis par Bowden 1977, Mac Donald 2000, Crommentuijn et al., 2000, SEQ-EAU 2003, EAWAG EPFL 2014.*

Cette hypothèse est corroborée par les teneurs en mercure et en zinc plus soutenues dans les MES de ce ruisseau. Parallèlement, les MES de la Drésine témoignent d'une contamination moyenne à forte en arsenic. En revanche, les contaminations en métaux lourds des sédiments des 3 cours d'eau sont moyennes à faibles.

Parallèlement, les MES des 3 cours d'eau ainsi que les sédiments de la Drésine et du Ru de Remoray contiennent des teneurs notoires de 3 à 5 pesticides dont la vente est prohibée depuis plusieurs dizaines d'années. Ces molécules, sont réputées persistantes, mais elles sont également peu solubles et fortement adsorbées sur les argiles et les agrégats organo-carbonatés des sols calcaires. Or, ces composés sont normalement stables et peu mobiles. Ces observations confirment l'hypothèse d'une déstabilisation récente des sols du bassin versant, par érosion ou et par dissolution des carbonates...

En outre, ces analyses ne préjugent pas de l'absence de contaminations récentes, en particulier si elles sont intermittentes ou sous forme soluble, et même si elles sont accentuées. En effet, la recherche des micropolluants n'a reposé que sur une seule campagne de prélèvement, avec un seul prélèvement par station et uniquement dans les matrices solides. En outre, ni la totalité des résidus de médicaments vétérinaires, ni les hydrocarbures aliphatiques, ni les herbicides n'ont été recherchés.

## Sources de contamination : examiner les sols et les usages

### 4-1. Risques de transfert des nutriments depuis les sols agricoles

Les caractéristiques des sols agricoles du bassin versant du lac de Remoray ont été cartographiées à partir de 106 sondages à la tarière pédologique, soit en moyenne 1 sondage pour 9 ha. Pour chaque horizon de chaque sol, l'épaisseur, l'abondance de la matière organique, la texture, l'abondance des cailloux, le recouvrement des taches d'oxydo-réduction et la présence de calcaire dans la terre fine ont été décrits.

Sur 80 % de la surface cartographiée la profondeur des sols inférieure à 60 cm, est faible à moyenne. Elle est inférieure à 25 cm sur 25 % de la surface. Les textures sont majoritairement argileuses à argilo-limoneuses, localement limono-argileuses en surface. Le réservoir en eau des sols est faible, majoritairement inférieur à 100 mm.

Corrélativement, les risques de transfert de nitrates et de phosphates ont été évalués et modélisés à partir des caractéristiques des sols, de la pente, de la distance aux cours d'eau et de l'occupation du sol. Il en a été déduit une carte synthétique des risques de transfert en retenant l'indice de risque le plus élevé (nitrates ou phosphates) pour chaque unité cartographique (fig. 17).

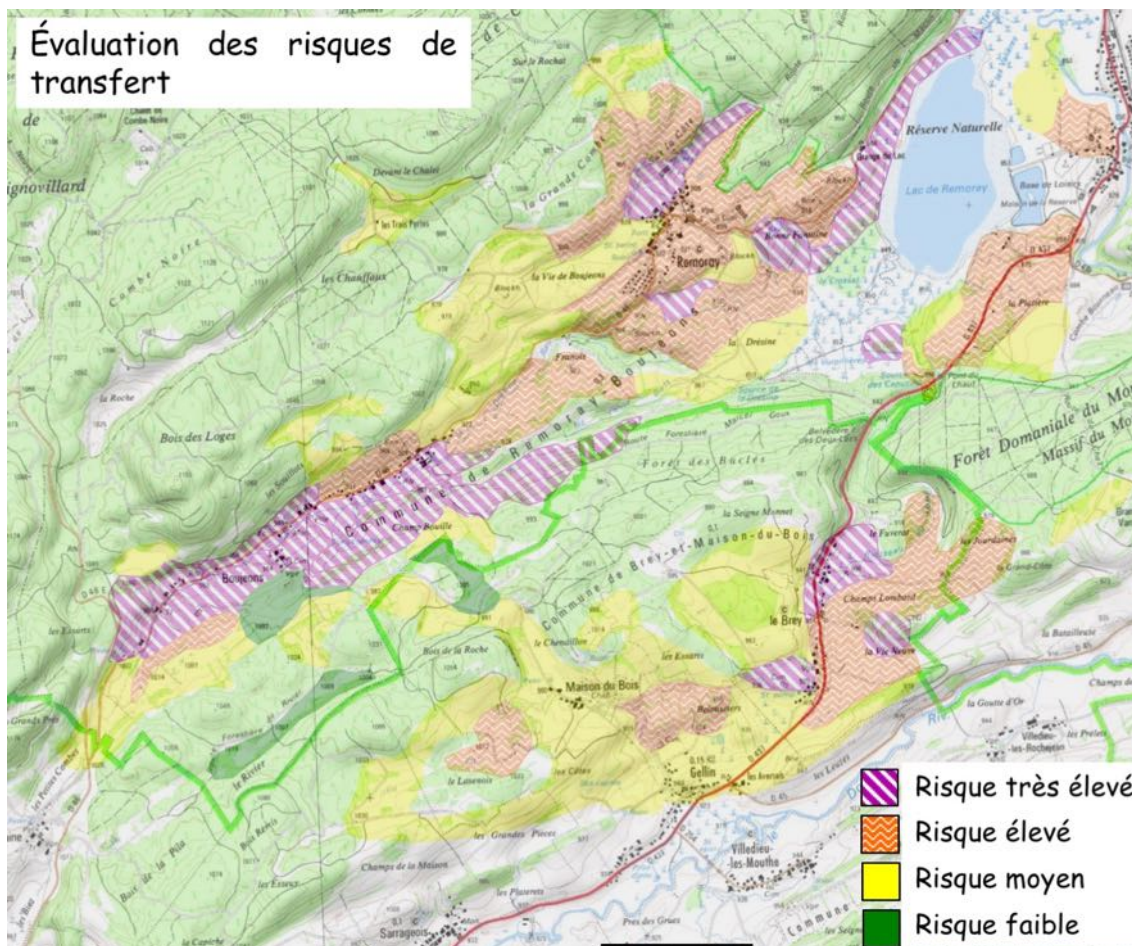


Figure 17. Carte synthétique d'évaluation des risques de transfert de nutriments depuis les sols agricoles du bassin versant topographique du lac de Remoray



Cette approche montre que les risques de transfert depuis les sols agricole du bassin versant du lac de Remoray sont majoritairement élevés à très élevés. La surface des sols à faible risque de transfert pour chacun des deux nutriments ne dépassent pas 10 % de la surface totale.

#### 4-2. Mécanismes potentiels et avérés de contamination et de transferts

Les sources des poly-contaminations et leurs mode de transfert au lac sont multiples (tab. 9). Plusieurs pistes peuvent être proposées ou ont été élucidées pour chaque famille de contaminants.

Altérations chimiques	Sources probables	Causes premières de perturbations	Transferts /amplification
Excès d'azote dont surtout nitrates et de carbone organique dissous	Epandages agricoles dont en particulier lisier	Excès d'amendements organiques ET minéraux Lessivage hors période végétative (octobre à avril) Déstabilisation des sols	Vulnérabilité des sol Absence de zone tampon. Rectification des ruisseaux Karst ?
Excès de phosphore (lac)	Idem + autres sources ? : diagnostic à faire sur le BV du Ru Remoray	idem Réflexion sur la nourriture hivernale du bétail ?	Idem, surtout pour le Ru de Remoray et la Drésine
Contamination ETM	Anciennes décharges ? Anciennes pratiques agricoles (arsenic) ?	Porosité des décharges Déstabilisation des sols ? Gestion des fossés ? Salage des routes ?	Absence de zone tampon. Rectification des ruisseaux Karst ?
Contamination HAP	Ancien tapis routier Gravats et remblais des chemins agricoles ou forestiers ? Décharges ?	Gestion des fossés ? Salage des routes ? Porosité des décharges	Insuffisance des franges tampons
Contamination en pesticides	Anciennes pollutions remobilisées ? Traitements vétérinaires (bovins et équidés) ? Utilisations domestiques ?	Déstabilisation des sols ? Préventions systématiques des parasitoses ? Fragilisation du bétail ? Percolation dans les décharges ?	Vulnérabilité des sol Absence de zone tampon Rectification des ruisseaux Karst ? Périodes d'épandages

*Tableau 9. Inventaire synoptique des sources et des causes d'altérations de la qualité chimiques des milieux aquatiques ainsi que des mécanismes de transferts des contaminants.*

Cependant, les excès de matières carbonées et azotées ne peuvent provenir que des épandages agricoles sur les prairies du bassin versant. Le flux de ces matières est probablement amplifié par une tendance récente à la déstabilisation des sols

Une partie du phosphore excédentaire pourrait avoir la même source, en particulier en ce qui concerne la portion particulaire. Cependant, les pics de phosphore soluble mesurés dans le Ru de Remoray sont plus difficiles à expliquer et pourraient provenir de rejets domestiques, qui sont pourtant censés être intégralement collectés, ou et de fosses à lisier mal dimensionnées voire non étanches.

Les contaminations en métaux (arsenic, mercure, zinc...) pourraient provenir des anciennes décharges disséminées sur le bassin versant, dont celle qui est traversée par le Ru de Remoray, à l'amont immédiat de la Réserve Naturelle. Ces sites rudéraux au contenu hétéroclite pourraient aussi contribuer aux émissions de HAP.

Toutefois, la majeure partie de ces molécules provient plus probablement d'anciens revêtements routiers. En effet, jusqu'en 2005, les enrobés des routes de moyennes montagnes comportaient du goudron de houille, réputé pour sa bonne tenue face aux écarts thermiques et son bon rapport qualité / prix. Cependant, ce matériau contient de grandes quantités de plusieurs HAP dont les proportions, qui constituent une signature, coïncide avec celles des sédiments du Doubs apical (Chiffre et al. 2015).

Les contaminations sédimentaires en pesticides persistants dont l'usage est interdit depuis des décennies militent elles aussi en faveur d'une déstabilisation du sol. En effet, elles continuent à être transféré vers le lac *via* les MES des tributaires. Or, ces substances, peu solubles, sont adsorbées sur les argiles et les agrégats organo-carbonatés structurant les sols calcaires qu'elles ne devraient donc pas quitter.

L'impact de ces différentes contaminations, souvent synergiques, risque d'être encore amplifié par le dérèglement climatique dont l'effet ne fait que commencer à se faire sentir. Pour l'instant, en effet, le lac gel encore tous les ans et bénéficie donc d'un double « turn over » (fig. 18). Ces 2 brassages annuels assurent donc, pour l'instant, une oxygénation totale de la masse d'eau au moins deux fois par an.

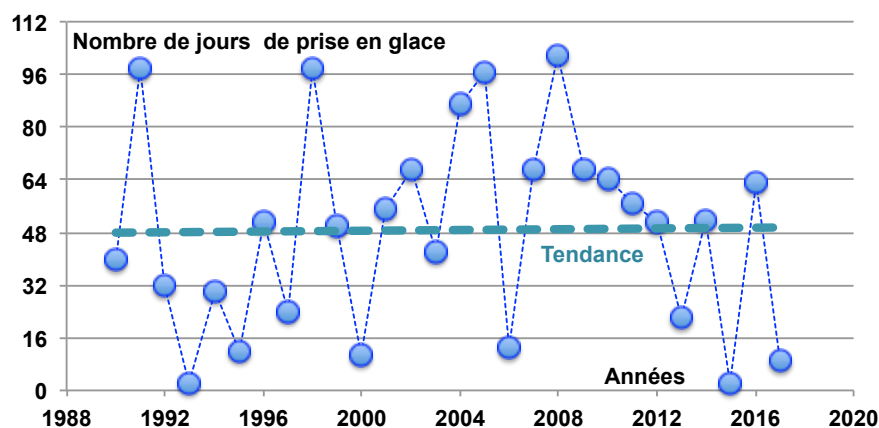


Figure 17. Nombre de jours de prise en glace du lac de Remoray entre 1990 et 2017 (minimum =2)

Ces différentes contaminations sont très rapidement transférées vers le lac. Les facteurs naturels favorisant les transferts du sol aux ruisseaux sont les suivants :

1. La forte pente du BV et des ruisseaux en amont de la cuvette lacustre.
2. La faible profondeur de la majeure partie des sols du BV (cf. § sur les sols).
3. L'existence probable de pertes et de résurgences.

Les pressions anthropiques accélérant et intensifiant les transferts du sol aux cours d'eau et des cours d'eau vers le lac sont les suivantes :

1. La rectification de plusieurs portions des cours d'eau
2. La suppression quasi totale des franges de ripisylves et la réduction extrême des marais bordant les cours d'eau au profit de prairie exploitée jusqu'aux berges.

3. Le tassement et la déstructuration des sols (broyage des cailloux, augmentation de la fréquence des épandages, retournement des prairies ...).

L'accentuation des pics de crue ainsi que de l'intensité et de la durée des étiages induits par le dérèglement climatique est encore difficile à quantifier. Cependant, ces perturbations se traduiront par une accélération du transfert des contaminants qu'il est donc d'autant plus urgent de réduire ou de supprimer à la source.

#### 4-3. Perspectives de remédiation : orientations et recommandations

L'analyse des pratiques agricoles menées par les agriculteurs et la Chambre d'Agriculture devra être confrontées à l'évaluation de la vulnérabilité des sols pour réduire les pressions liées à l'élevage laitier qui affectent le plus directement la qualité des milieux aquatiques. En attendant la synthèse de ces analyses avec le présent diagnostic écologique, des recommandations générales peuvent déjà être préconisées pour améliorer la gestion du bassin versant (tab. 10).

Altérations des milieux aquatiques	Etudes complémentaires	Gestion	Restauration
Excès de nitrates, de carbone organique et de phosphore	Amélioration des connaissances sur les circulations karstiques Suivi des concentrations et des flux en C, N et P Expertise des rejets collectés par le Ru de Remoray Etude de l'alimentation hivernale du bétail	Suppression des engrais minéraux. Réduction des épandages Augmentation des capacités de stockage. Réduction de la période d'épandage. Proscription du désenrochement, du retournement des prairies, du désherbage chimique...	Instauration de bandes tampon plus larges de part et d'autres des ruisseaux Reconstitution des marais entourant les secteurs de sources Renaturation des portions de lit rectifiées (Drésine). Stabilisation du ru de Remoray pour réduire les transferts de MES.
Contamination en ETM	Compléments d'analyses des MES		
Contamination en pesticides	Compléments d'analyses des MES Recherche des résidus de médicament vétérinaire, et des herbicides dans l'eau	Réduction éventuelle des traitements vétérinaires et de la désinsectisation Amélioration éventuelle de la collecte des eaux usées dans Remoray	Reconstitution d'un champ d'épandage des crues, à aménager pour favoriser la phytoremédiation
Contamination en HAP	Compléments d'analyses des MES et sédiments Expertise de la densité et de la fréquence d'entretien du réseau routier Inventaire des lieux de stockage ou de réutilisation des déchets routiers	Enlèvement des éventuels dépôts de déchet de goudron ou de bitume Amélioration des capacités de stockages et d'auto épuration des fossés	Confinement ou démantèlement des dépôts et des éventuels chemins construits avec des gravats et déchets d'enrobés routiers

Tableau 10. Vue synoptique des investigations supplémentaires et des actions de gestion ou de restauration propres à réduire ou à supprimer les altérations des capacités biogènes du lac de Remoray et de ses tributaires.

A courts termes, l'augmentation des épandages de matières azotées et le passage du fumier au lisier accroît l'intensité et la vitesse des transferts des flux organiques et nutritifs vers les cours d'eau. A longs termes, ces pratiques risquent de réduire le pouvoir autoépurateur des sols. Aussi, la restauration de la qualité des milieux aquatiques nécessite une amélioration profonde des pratiques agricoles.

Pour l'instant, les connaissances acquises permettent de formuler les recommandations suivantes

1. Utiliser la carte d'évaluation des risques de transferts des nutriments (fig. 17) comme un plan d'épandage intégré tenant réellement compte de tous les risques de transferts. En particulier, les sols hydromorphes ne peuvent pas ici être tous considérés comme étant favorables à la valorisation des effluents.
2. Calculer la fertilisation au plus près des potentiels agronomiques des sols et du bilan des exportations par les récoltes, en s'appuyant sur des analyses physico-chimiques.
3. Privilégier le fumier au lieu du lisier, au moins pour les zones à risque élevé ou très élevé.
4. Limiter strictement les épandages à la saison de végétation, dépendant du nombre de degrés-jours au printemps (cf. recommandation de la Chambre d'Agriculture du Doubs), mais en tenant aussi compte du temps de pousse après épandage en automne.
5. Supprimer les engrais minéraux qui augmentent dans les cours d'eau la charge excessive de nutriments immédiatement biodisponibles.
6. Proscrire toute action déstabilisant les sols : retournement des prairies, broyage de cailloux...
7. Proscrire tout désherbage chimique.
8. Le cas échéant, après expertise, améliorer les pratiques vétérinaires : réduction de la fréquence et de l'intensité des traitements des bovins et équins, réduction ou suppression de la désinsectisation du bétail et des locaux ...
9. Le cas échéant, après expertise, récupérer et traiter eaux de lavage et de désinfections du matériel et bâtiments d'élevage.

Parallèlement, après la réalisation d'un diagnostic sur les sources des contaminations qui affectent plus particulièrement le ruisseau de Remoray, une éventuelle amélioration de la collecte des rejets agricoles ou domestiques qui s'écoulent dans ce cours d'eau devra être entreprise. Enfin, une optimisation de la gestion des fossés qui bordent le réseau routier du bassin versant pourra être envisagée pour améliorer leurs capacités de rétention de la pollution grise.

S'il est indispensable de réduire les sources de contaminations, il sera difficile sinon impossible de les supprimer totalement. Par conséquent, des travaux visant à diminuer la vitesse des transferts et à restaurer la capacité d'autoépuration des milieux récepteurs devront aussi être mis en œuvre.

1. Reconstitution de franges tampons (ripisylve ou mégaphorbiaie) d'au moins une dizaine de mètre de part et d'autre de la totalité des linéaires de cours d'eau.
2. Restauration de l'intégralité des marais dans les secteurs de sources.
3. Reméandrement et rehaussement des portions rectifiées.
4. Réhabilitation de la morphologie du Ru de Remoray entre l'aval de la décharge et l'entrée de la RNN dans le dessin de reconstituer un champ d'expansion des crues et d'y implanter une zone de phyto remédiation-pour réduire les transferts de contaminants émis par la décharge.

## 5-1. Conclusions et perspectives

Les études réalisées entre 2016 et 2018 ont montré que le lac de Remoray est poly-contaminés. La nature et l'origine de ces contaminations expliquent les dysfonctionnements dont ce plan d'eau est victime et ont permis d'en circonscrire et d'en hiérarchiser les causes.

D'une part, les sédiments récents du lac sont caractérisés par un excès de matière organique et de nutriments. A proximité des 2 afférences principales, qui alimentent le plan d'eau par sa bordure méridionale, la couche superficielle des dépôts est surchargée en carbone organique et en azote ainsi que, dans une moindre mesure, en phosphore. Ces surcharges affectent aussi les sédiments profonds.

D'autre part, dans ces deux mêmes zones, les concentrations en HAP du premier centimètre des sédiments atteignent des valeurs susceptibles d'induire la régression ou la disparition des espèces les plus sensibles. Des contaminations plus sporadiques et plus éparées en arsenic atteignent également ce niveau d'écotoxicité. Les sédiments de la couche sous-jacente, datant d'une dizaine d'années, apparaissent en outre plus nettement contaminés en ETM et en pesticides.

L'analyse de la nature et de la répartition de la matière organique et des autres contaminants milite en faveur d'apports excédentaires de carbone et de nutriments par les tributaires ainsi que d'accumulations de matériel algal dans la zone centrale. Ce processus témoigne à son tour de phases d'emballement de la production primaire autochtone, lié aux apports de nutriments en excès, ET d'un déficit de consommateurs que les contaminations en HAP, en arsenic et en pesticides suffisent à expliquer.

Or, l'analyse des teneurs des sédiments lacustre en marqueurs spécifique des matières fécales issues de ruminants montre l'importance des flux de ces déjections apporté par les tributaires. Corollairement, les investigations menées sur ces cours d'eau indiquent qu'ils sont affectés par des contaminations organique et azotée modérées mais continues qui ne peuvent provenir que des sols agricoles.

Parallèlement, les matières en suspension (MES) transitant par les afférences sont aussi fortement contaminées par des HAP, sans doute en provenance d'anciens enrobés routiers, et par quelques éléments métalliques qui témoignent certainement de l'influence pernicieuse des anciennes décharges dispersée sur le bassin versant. En outre, les contaminations modérées mais systématiques de ces MES en pesticides interdits de vente depuis des décennies confirment l'hypothèse d'une déstabilisation des sols.

Au bilan, les flux de matières organiques et nutritives exportés vers le lac atteignent effectivement des valeurs susceptibles de provoquer un déséquilibre métabolique dans le plan d'eau. Ces tendances sont amplifiées par la rapidité des transferts liée à la pente, à l'altitude et à la nature karstique du bassin versant, mais aussi à la simplification physique de la partie amont des ruisseaux ainsi qu'à la réduction des zones tampons qui les bordent.

Au final, ce diagnostic global a permis de fonder un ensemble de recommandations coordonnées pour supprimer ou réduire les causes des altérations subies par le lac et ses tributaires. En effet, l'état de santé du lac et du chevelu hydrographiques qu'il l'alimente est très dégradé, et son évolution récente est négative. Dans un contexte de dérèglement climatique croissant, la mise en œuvre rapide d'un plan pour l'amélioration de la gestion des sols du bassin versant et pour la restaurations des franges humides ourlant le chevelu hydrographique apparaît donc indispensable.

## Bibliographie

- Bako J. W. R., Smart M., 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *J. Ecol.*, 67(5): 1328-1340.
- Barko, J. W., Gunnison D., Carpenter S. R., 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquat. Bot.*, 41: 41-65.
- Bash J, Berman C, Bolton S., 2001. Effects of turbidity and suspended solids on salmonids. Washington State Transportation Center (TRAC) Report No. WA-RD 526.1, November 2001, Olympia, WA, 92 pp
- Berg L., Northcote T. G., 1985. Changes in Territorial, Gill-flaring, and Feeding Behavior in Juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following Short-term Pulses of Suspended Sediment. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 42(8): 1410-1417.
- Bowden R. J., 1977. Guidelines for the pollutional classification of Great Lakes harbor sediment. Chicago, USEPA Great Lakes National Program Office.
- Camargo J. A., Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International*, 32, 831-849.
- Camargo, J.A., Alonso, A., Salamanca, A., 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58, 1255–1267.
- Carignan R, Kalff, J., 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediment? *Science*, 207: 987-989.
- Chambers P. A., Mcgoldrick D.J., Brua R. B., Vis C., Culp J. M., Benoy G. A., 2012. Development of environmental thresholds for nitrogen and phosphorus in streams. *J. Environ. Qual.*, 41(1): 7-20.
- Crommentuijn T., Sijm D. De Bruijn J., Van Den Hoop M., Van Leeuwen, K., Van De Plassche, E., 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations *J. Environ. Manag.*, 60(2):121-143.
- Crommentuijn T., Sijm D. De Bruijn J., Van Den Hoop M., Van Leeuwen, K., Van De Plassche, E., 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides, *J. Environ. Manag.*, 58, 297–312.
- Cronan C.S., Aiken G.R., 1985. Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49, 1697-1705.
- Dignac M-F., Kögel-Knabner, Michel K., Matzner E., Knicker H., 2002. Chemistry of soil organic matter as related to C:N in Norway spruce forest (*Picea abies* (L.) Karst.) floors and mineral soils, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, 281-289.
- Dodds W. K., Jones J. R, Welch E. B., 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res.* 32: 1455-1462.
- Dodds W. K., Oakes R. M., 2004. A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds impacted by humans. *Limnol. Oceanogr. Methods* 2: 333-341.
- Dodds W. K., Smith V. H., Lohman K., 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 865-874.
- Dunnivant F.M., Jardine P.M., Taylor D.L., McCarthy J.F., 1992. Transport of naturally occurring dissolved organic carbon in laboratory columns containing aquifer material, *Soil Science Society of America Journal*, 56, 437-444.
- Ertel J.R., Hedges J.I., 1984. The lignin component of humic substances: Distribution among soil and sedimentary humic, fulvic and base insoluble fractions, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48, 2065-2074.

- Ertel J.R., Hedges J.I., 1985. Sources of sedimentary humic substances: Vascular plant debris, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49, 2097-2107.
- Evans-White M. A., Haggard B. E., Sott J. T. 2013. A Review of Stream Nutrient Criteria Development in the United States. *J. Environ. Qual.*, 42: 1002-1014.
- Goñi M. A., Teixeira M. J., Perkey D. W., 2003. Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, SC, USA), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, 1023-1048.
- Guggenberger G., Zech W., Schulten H.-R., , 2007. Formation and mobilization pathways of dissolved organic matter: evidence from chemical structural studies of organic matter fractions in acid forest floor solutions, *Organic Geochemistry*, 21, 51-66.
- Hernes P.J., Robinson A.C., 2007. Aufdenkampe A.K., Fractionation of lignin during leaching and sorption and implications for organic matter "freshness", *Geophysical Research Letters*, 34, doi:10.1029/2007GL031017.
- Holtan, H., Kamp-Nielsen L., Stuanes A. O., 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia* 170: 19-34.
- Homer R. R., Welch E. B., Seeley M. R., Jacoby J. M., 1990. Responses Of Periphyton To Changes In current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration, *Freshwater Biology*, 24, 215-232.
- Homer R. R., Welch, E. B. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients, *Canadian Journal o f Fisheries and Aquatic Science*, 38, 449-457.
- Houel S., 2003. Dynamique de la matière organique terrigène dans les réservoirs boréaux, Ph.D., Thèse de l' Université du Québec à Montréal,-.
- Houel S., Louchouart P., Lucotte M., Canuel R. et Ghaleb B., Translocation of soil organic matter following reservoir impoundment in boreal systems: Implications for in situ productivity, *Limnology and Oceanography*, 51, 1497-1513, 2006.
- J.W. Reijs, W.H. Meijer, E.J. Bakker, E.A. Lantinga, 2003. Explorative research into quality of slurry manure from dairy farms with different feeding strategies, *NJAS*, 51 (1–2) : 67-89.
- Kildare B. J., Leutenegger C. M., McSwain B. S., Bambic D. G., Rajal V. B., Wuertz S., 2007. 16S rRNA-based assays for quantitative detection of universal, human-, cow-, and dog-specific fecal Bacteroidales: A Bayesian approach. *Water Research* 41: 3701- 3715.
- Lamb A.L., Wilson G.P., Leng M.J., 2006. A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using  $\delta^{13}\text{C}$  and C/N ratios in organic material, *Earth Sc. Reviews*, 75, 29-57.
- Lobbes J.M., Fitznar H.P., Kattner G., 2000. Biogeochemical characteristics of dissolved and particulate organic matter in Russian rivers entering the Arctic Ocean, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64, 2973-2983.
- Long, E.R., and L.G. Morgan, 1990. The Potential for Biological Effects of Sediment-Sorbed Contaminants Tested in the National States and Trends Program. National Oceanic Atmospheric Administration (NOAA) Technical Memorandum No. 5, OMA52, NOAA National Ocean Service, Seattle, Washington.
- Madej MA, Wilzbach M, Cummins K, Ellis C, Hadden S., 2007. The significance of suspended organic sediments to turbidity, sediment flux, and fish-feeding behavior. USDA Forest Service General Technical Report PSW–GTR–194, Albany, California, pp 383–385.
- McDonald D.D., Dipinto L.M., Field J., Ingersoll C.G., Long E.R., Swartz R.C., 2000a. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chemistry* 19(5):1403-1413.
- McDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger A. 2000b. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20–31.
- McDowell W.H., Likens G.E., 1988. Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley, *Ecol. Monogr.*, 58, 177-195.
- Meyers P.A., 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter, *Chem. Geol.*, 114, 289-302.



- Mieskin S., Furet J. P., Corthier C., Gourmelon M., 2009. Estimation of PigFecal Contamination in a River Catchment by Real-Time PCR Using Two Pig-Specific Bacteroidales 16S rRNA Genetic Markers. *Applied and Environmental Microbiology* 75 (10): 3045-3054.
- MOE (Ministry of the Environment, Ontario), 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediments in Ontario. Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, 89 p.
- MOE (Ministry of the Environment, Ontario), 2008. Guidelines for identifying, assessing and managing contaminated sediment in Ontario: an integrated approach, PIBS 6568<sup>e</sup> Queen's Printer for Ontario, 112 p.
- Nisbet M., Verneaux J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annls. Limnol.*, 6(2) : 161-190.
- NRC (National Research Council), 1978. *Nitrates: An Environmental Assessment*. Scientific and Technical Assessments of Environmental Pollutants. National Academy of Sciences. Washington D.C. 723 p.
- Opsahl S. et Benner R., 1995. Early diagenesis of vascular plant tissues: Lignin and cutin decomposition and biogeochemical implications, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59, 4889-4905.
- Palmer S. M., 2001. Sources of organic and inorganic carbon in a headwater stream: evidence from carbon isotope studies, *Biogeochemistry*, 52, 321-338.
- Pavlosky R. T., Derek J. M., 2010. *River Sediment Quality of the Upper White River Basin*. Missouri State University, OEWR EDR-10-001, 30 p.
- Persaud, D., Jaagumagi, R., and A. Hayton, 1992. Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Queen's Printer for Ontario.
- Rankinen K., Keinänen H., Cano Bernal J.E., 2016. Influence of climate and land use changes on nutrient fluxes from Finnish rivers to the Baltic Sea. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216 : 100-115.
- Repeta D.J., Quan T.M., Aluhiware L.I., 2002. Chemical characterization of high molecular weight dissolved organic matter in fresh and marine waters, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66, 6, 955-962.
- Reynoldson T.B., Day K.E., 1998. *Biological guidelines for the assessment of sediment quality in the Laurentian Great Lakes*. NWRI Report No. 98-232. 119 pp.
- Schiff S.L., Aravena R., Trumbore S.E., Dillon P.J., 1990. Dissolved organic carbon cycling in forested watersheds: A carbon isotope approach, *Water Resources Research*, 12, 2949-2957.
- SEQ-EAU, 2003. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Grille d'évaluation SEQ-EAU (version 2). <http://sierm.eaurmc.fr/eaux-superficielles/fichiers-telechargeables/grilles-seq-eau-v2.pdf>
- Sheeder, S. A., Evans B. M., 2004. Estimating nutrient and sediment threshold criteria for biological impairment in Pennsylvania watersheds., *JAWA*, 40 (4) : 881-888.
- Sosiak A., 2002. Long-term response of periphyton and macrophytes to reduced municipal nutrient loading to the Bow River (Alberta, Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 987-1001
- Sprague, J.B. 1971. Measurement of pollutant toxicity to fish-III : sub-lethal effects and "safe" concentrations. *Water Research*, 5(6): 245-266.
- UNESCO, WHO & ENED 1996, *Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments, and water in environmental monitoring*, 2nd edn, ed. DV Chapman, Spon Press, United States.
- USEPA 1979. Impacts of sediment and nutrients on biota in surface waters of United States. EPA 600-3/79/105, 397 p.
- USEPA, 2000. Nutrient criteria technical guidance manual: Rivers and streams. USEPA-822-B-00-002. USEPA, Washington, DC.
- USEPA, 2002. A guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems: Volume III - Interpretation of the results of sediment quality investigations. EPA-905-B02-001-C. Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.

- USGS (U.S. Geological Survey), 1999. *The quality of our nation's waters: Nutrients and pesticides*. Rapport n° 1225. U.S. Geological Survey. Reston (Virginie). 82 p.
- Verneaux J., Verneaux V., Guyard A., 1993. Classification biologique des lacs jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. I – Variété et densité de la faune. *Annales de limnologie*, vol 29 (1), page 59-77.
- Verneaux J., Verneaux V., Guyard A., 1993. Classification biologique des lacs jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. II – Nature de la faune. *Annales de limnologie*, vol 29 (3-4), page 383-393.
- Verneaux V., Verneaux J., Schmitt A., Lovy C., Lambert Jc., 2004. The Lake Biotic Index (LBI) : an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos ; the lake Chalain (French Jura) as an example. *Journal of Limnology*, 40 (1), page 1-9.
- Volk C.R., Volk C.B., Kaplan L.A., 1997. Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater, *Limnology and Oceanography*, 42, 39-44.
- Wilson J.O., Valiela I., Swain T., 1985. Sources and concentrations of vascular plant material in sediments of Buzzards Bay, Massachusetts, USA, *Marine Biology*, 90, 129-13.
- Ziegler F., Kögel I., Zech W., 1986. Alteration of gymnosperm and angiosperm lignin during decomposition in forest humus layers, *Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde*, 149, 323-331.