MASTER 2 RECHERCHE
Mention : Hydrologie - Hydrochimie - Sol - Environnement
Rapport de Stage

Le rôle de la plaine d'inondation du bassin du Rio Beni dans les processus de transport, de dépôt et de spéciation du mercure, Amazonie bolivienne

Par
Lucia ALANOCA

Effectué au
Laboratoire des Mécanismes et Transferts en Géologie
(UMR 5563 UR 154 CNRS - Université Paul Sabatier - IRD)

Responsable de recherche
Laurence MAURICE (IRD-LMTG)

Toulouse-France
Juin 2009

Sommaire

Résumé ..... - 4 -

1. Introduction ..... - 5 -

2. Objectifs scientifiques ..... - 6 -
   2.1 Objectif général ..... - 6 -
   2.2 Objectifs spécifiques ..... - 6 -

3. Cycle du Hg ..... - 7 -
   3.1 Cycle global du mercure ..... - 7 -
   3.2 Sources d'origines anthropiques et naturelles dans la région d'étude, l'Amazonie ..... - 8 -
   3.3 Cycle du Hg en Amazonie ..... - 8 -

4. Zone d'étude ..... - 9 -

5. Matériels et méthodes ..... - 11 -
   5.1 Points d'échantillonnage ..... - 11 -
   5.2 Procédure d'échantillonnage et traitement des échantillons ..... - 11 -
   5.3 Méthodes d'analyses ..... - 12 -
      5.3.1 Eléments majeurs et carbone organique dissous ..... - 12 -
      5.3.2 Carbone organique particulaire ..... - 12 -
      5.3.3 Mercure particulaire total ..... - 12 -
      5.3.4 Méthylmercure et mercure inorganique particulaire ..... - 14 -
      5.35 Comparaison des méthodes d'analyse du mercure ..... - 15 -

6. Résultats et discussions ..... - 16 -
   6.1 Eléments majeurs dissous et paramètres physico-chimiques ..... - 16 -
      6.1.1 Station de Rurrenabaque ..... - 16 -
      6.2.2 Station de Riberalta ..... - 18 -
   6.2 Le mercure particulaire total ..... - 19 -
      6.2.1 Station de Rurrenabaque ..... - 19 -
      6.2.2 Station de Riberalta ..... - 20 -
   6.3 Le méthylmercure et le carbone organique particulaire ..... - 20 -
      6.3.1 Station de Rurrenabaque ..... - 20 -
      6.3.2 Station de Riberalta ..... - 21 -
      6.3.3 Lac d'inondation « La Granja » ..... - 22 -
   6.4 Rôle de la plaine d'inondation du Rio Beni dans le piégeage du mercure particulaire ..... - 23 -
      6.4.1 Estimation des flux de mercure à l'entrée de la plaine d'inondation ..... - 23 -
      6. 4.2 Estimation des flux de mercure à la sortie de la plaine d'inondation ..... - 25 -
      6.4.3 Bilan ..... - 27 -

7. Conclusions et perspectives ..... - 28 -

8. Références bibliographiques ..... - 29 -

ANNEXE ..... - 31 -

Remerciements

D'abord je remercie l'IRD, pour l'opportunité de poursuivre mes recherches dans le cadre du Project Mercure en Bolivie et qui a pour objectif d'étudier le *Rôle de la plaine d'inondation du bassin du Rio Beni, dans les processus de transport, dépôt et spéciation du mercure en Amazonie bolivienne.*

Des remerciements à Jean Loup Guyot, coordinateur du Projet HYBAM, et surtout à Laurence Maurice ma responsable scientifique pour me permettre de poursuivre mes études, diriger mon travail de stage et d'avoir pu assister mon travail et assurer mon séjour en France.

Mes remerciements s'adressent aussi à tous les enseignants de l'Université Paul Sabatier, de l'Observatoire Midi Pyrénées, du LMTG pour les connaissances apprises et pour me permettre de travailler dans de bonnes conditions.

Merci beaucoup à Marc Roulet pour m'avoir transmis ses connaissances et confié ce travail en Bolivie, lequel j'espère permettra de mieux comprendre la dynamique du mercure en Amazonie.

Au Représentant de l'IRD en Bolivie, pour son aide dans la logistique et les campagnes de terrain.

A toute la population de Rurrenabaque et Riberalta, qui a permis la bonne réalisation du travail de terrain.

Finalement à ma famille spécialement à mes parents et frères et sœurs, à mon époux Juan Garcia et à ma très chère fille Marcela Garcia pour me permettre de réaliser une partie de mes objectifs professionnels.

Résumé

Dans ce travail, nous avons étudié le rôle que joue la plaine d'inondation du rio Beni, en Amazonie bolivienne, dans les processus de piégeage et de spéciation du mercure, depuis l'exutoire de la cordillère andine. La région d'étude est située entre 200 et 115 m d'altitude sous un climat tropical. La plaine d'inondation est essentiellement alimentée par le débordement de la rivière en crue et présente de longs bancs de sable fin, de limons et d'argiles, apportés depuis la cordillère andine caractérisée par de fortes pentes. Les sources de mercure dans la zone d'étude sont d'origines naturelle et anthropique. Dans l'eau, cet élément se trouve fortement lié aux fines particules d'argile et à la matière organique.

Pour cette étude, on a échantillonné mensuellement, pendant 2 ans et demi des eaux de surface à l'entrée (Rurrenabaque) et à la sortie de la plaine d'inondation du Rio Beni près de Riberalta. Au cours de campagnes ponctuelles en saison sèche et humide, des prélèvements d'eau ont été faits dans le lac La Granja ancien méandre de la rivière, pour voir l'influence de ces sites dans la méthylation du mercure.

Par filtration, on a séparé les fractions dissoute et particulaire. Dans la fraction dissoute, ont été analysés les éléments majeurs et le carbone organique et dans la fraction particulaire, ont été analysés le mercure total (HgPtot), le méthylmercure (MeHgP) ainsi que le carbone. Les analyses de Hgtot et MeHg ont été réalisées par spectrométrie de florescence atomique et par dilution isotopique - couplage GC-ICPMS, respectivement.

A l'entrée de la plaine d'inondation, les concentrations en HgPtot varient en saison humide, de 68,4 ng/l à 1,9 µg/l, et en saison sèche, de 3,7 ng/l à 132,1 ng/l. A la sortie de la plaine d'inondation, de 13,7ng/l à 94,4 ng/l pendant la saison de pluies et de 3,9 ng/l à 56,2 ng/l pendant la saison sèche. Les concentrations de méthylmercure sont en général inférieures à 2 % dans la rivière, alors que dans le lac La Granja elles atteignent jusqu'à 12%.

A partir de ces mesures mensuelles, des flux journaliers de HgPtot ont été estimés aux deux stations, Rurrenabaque et Riberalta. On observe que pour les années hydrologiques 2003, 2004 et 2005, les apports annuels en HgP issus de l'érosion andine varient de 18 à 33 tonnes dont 97 à 99% au cours de la saison des pluies correspondant aux crues de la rivière. À Riberalta, ces flux annuels varient de 10 à 17 t/an ce qui nous permet d'estimer qu'entre 26 et 64% de cet Hg particulaire est piégé dans la plaine d'inondation du Rio Beni. La plaine d'inondation du Beni est une zone de stockage du mercure où le processus de méthylation est régulièrement perturbé par les fortes crues de la rivière.

Le rôle de la plaine d'inondation du bassin du Rio Beni dans les processus de transport, de dépôt et de spéciation du mercure, Amazonie bolivienne

1. Introduction

Un des problèmes environnementaux majeurs d'actualité dans l'Amazonie concerne la pollution par le mercure (Hg) des environnements aquatiques ainsi que des populations riveraines. Sous sa forme organique, ce métal présente une toxicité élevée et en fonction de sa teneur dans l'organisme, peut affecter le système nerveux, rénal, et le développement psychomoteur. Ses incidences sont particulièrement préoccupantes chez les personnes contaminées *in utero*.

Même si cet élément est un des plus étudiés par la communauté scientifique spécialisée, il reste à préciser le rôle de l'Amazonie dans le bilan global en mercure, à connaître le rôle que joue la végétation tropicale dans la spéciation du mercure. De manière moins générale, nous cherchons à: i) mieux comprendre et quantifier les processus naturels qui affectent le cycle du mercure dans l'environnement, ii) définir et quantifier, à l'échelle globale, le rôle des facteurs humains, locaux et régionaux, dans les émissions et le transfert de Hg dans les environnements aquatiques et iii) comprendre comment et à quel niveau sont affectés les populations humaines, les écosystèmes et la faune par cet élément (IRD, 2001; UNEP Chemicals, 2002).

Les premières études réalisées en Amazonie sur la thématique du mercure, ont été orientées sur les régions minières (or et argent principalement) exploitées depuis l'époque coloniale (1550-1880) jusqu'à nos jours (Nriagu et al., 1992). Le mercure est en effet utilisé dans les pratiques d'extraction aurifère pour sa propriété à s'amalgamer avec l'or en particulier. Le brûlage de l'amalgame permet aux orpailleurs de concentrer les particules d'or en libérant Hg sous forme de vapeur dans l'atmosphère ou sous forme de fines gouttelettes sur le même lieu d'extraction.

Il est important de souligner que les sites d'orpaillage au niveau amazonien peuvent être l'origine de la mobilisation du mercure même en absence d'amalgamation: la très forte érosion des sols conduit, compte tenu de leur ancienneté et de leur richesse naturelle en mercure, à des apports importants de métal complexé aux matières en suspension (Maurice Bourgoin et al., 2002).

Si les premières études de contamination par Hg en Amazonie se sont focalisées sur les sites d'orpaillage (Malm, et al., 1990; Pfeiffer et al., 1993), en revanche, des études récentes, menées en particulier par des chercheurs de l'IRD, ont montré l'importance des sources d'origine naturelle et antérieures aux activités humaines dans la région, par exemple, les concentrations élevées de Hg mesurées dans les sols tropicaux du bassin du Rio Tapajós (Roulet et al., 1998a, 1998b). Le processus d'érosion des sols anciens mis à nu par certaines pratiques agricoles (Roulet et al., 1999)

ou de lessivage chimique de sols et roches des bassins du piémont andin, particulièrement important en saison des pluies (Maurice-Bourgoin et al., 2000 et 2003) constituent des facteurs clés dans la perturbation du cycle naturel du Hg en Amazonie.

Les activités humaines à la base du développement économique de la région telles que les exploitations forestières et minières ou les cultures sur brûlis, favorisent la mobilisation de Hg vers des milieux aquatiques propices à la méthylation de cet élément, notamment du fait de l'activité bactérienne (Guimarães et al., 2000a et 2000b, Roulet et al., 2001a, 2001b). Le méthylmercure peut alors être incorporé directement dans la chaîne alimentaire aquatique et s'accumuler dans les différents maillons par les processus de bioaccumulation et bioamplification pouvant atteindre dans les espèces de fin de chaîne trophique (poissons carnivores et piscivores) des concentrations très élevées souvent supérieures à la norme de consommation de 0,5 µg Hg kg^{-1} de poids frais (Dolbec et al., 2001; Frezy et al., 2001 ; Maurice Bourgoin et al., 2002 et 2001 ; Alanoca et al., 2001 ; Durrieu et al., 2005).

Les concentrations en mercure total dans les cheveux de certaines populations qui habitent au bord du Rio Beni sont supérieures à la valeur seuil donnée par l'OMS (5 µg Hg/g de cheveu) (Maurice Bourgoin *et al*., 1999 et 2001; Alanoca et al., 2001).

2. Objectifs scientifiques

2.1 Objectif général

La présente étude a pour finalité d'estimer les processus de transport, de dépôt et de spéciation du mercure dans la plaine d'inondation du Rio Beni où ont été identifiés des problèmes de contamination des populations qui habitent au bord de cette rivière et qui consomment des poissons à fortes teneurs en mercure organique.

2.2 Objectifs spécifiques

Notre étude se situe à 2 niveaux géographiques : à la sortie des Andes et à l'aval d'une grande plaine d'inondation.

Les objectifs spécifiques de ce travail sont :

- Etudier la variabilité temporelle des flux de Hg total et de méthylmercure dans la phase particulaire à l'exutoire de la cordillère des Andes (rôle de la variabilité climatique et hydrologique)
- Estimer la quantité du Hg particulaire déposé dans la plaine d'inondation de la rivière du Beni ainsi que sa variabilité interannuelle.

3. Cycle du Hg

3.1 Cycle global du mercure

Le mercure est un métal très répandu dans l'environnement. Comme d'autres métaux, il ne se détruit pas. Le mercure endommage le système nerveux central et peut s'accumuler dans les tissus humains, animaux et végétaux.

Le cycle biogéochimique naturel du mercure commence avec l'émission naturelle du mercure qui vient des volcans et des failles de la croûte terrestre (Jonasson I. R., Boyle R. W., 1972, Nriagu, 1989, 1992, Friske et Coker, 1995). Près de 80% de mercure dans l'atmosphère sont émis par les activités humaines (Jackson, 1997). Ces rejets modifient le cycle naturel du mercure et augmentent la disponibilité du mercure dans l'environnement.

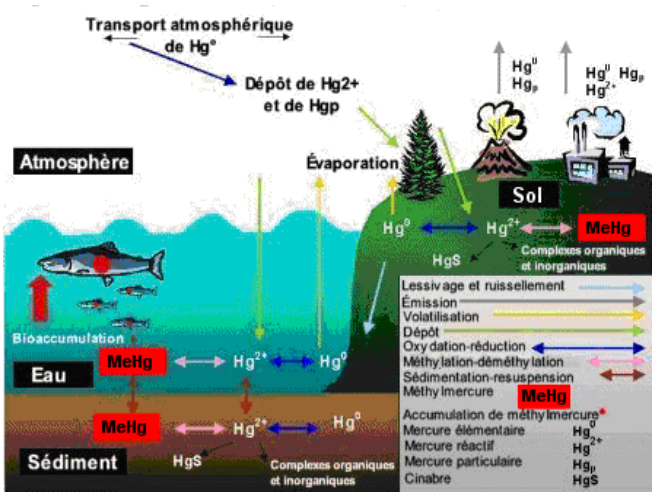

Fig. 1. Cycle géochimique du mercure (Environnement Canada ; EPA, 1997)

Le Hg en ses deux états d'oxydation (Hg^{2+}, Hg^0) est capable de réagir avec des composés chimiques présents dans l'environnement. Dans les milieux aquatiques, le Hg interagit avec les particules solides qui présentent sur leurs surfaces des groupements fonctionnels -OH, -SH et –COOH, en formant des liaisons chimiques avec les ions. Par méthodes spectroscopiques XANES et EXAFS, des complexes de Hg ont été identifiés avec les groupements de surface : Fe-oxyhydroxydes , Al-hydroxydes (Kim et al., 2004a, 2004b), la pyrite (Behra et al. 2001) et la matière organique (Xia et al. 1999).

Différentes espèces chimiques du mercure se trouvent dans la nature, réparties en fonction des propriétés chimiques et physicochimiques du milieu considéré. Les concentrations des espèces inorganiques et organiques du Hg dans la nature sont de l'ordre d'ultra trace 10^{-9} à 10^{-12} g/g (Roulet, 2001).

Sur la totalité du mercure présent dans l'écosystème aquatique, seul 5% à 10 % pourrait subir le processus de méthylation (Sigel A. and Sigel H., 1997) mais ce pourcentage varie énormément d'un écosystème à l'autre. Le méthylmercure (CH_3-Hg^+) formé dans la colonne d'eau, dans les macrophytes aquatiques, à partir des biofilms, dans les sols et sédiments (Mauro, 1997; Guimarães et al., 1998 , Guimarães et al., 2000a et 2000b) est biodisponible et donc assimilables par les insectes et le zooplankton. Les insectes qui émergent de sols inondés sont la source principale de MeHg pour les poissons (Tremblay and Lucotte, 1997).

3.2 Sources d'origines anthropiques et naturelles dans la région d'étude, l'Amazonie

En Amazonie, il y a deux sources principales d'émission de mercure d'origine anthropique. La première est constituée des activités minières aurifères. Des centres miniers se trouvent au niveau des tributaires andins du Rio Beni où le mercure métallique est utilisé pour la récupération de l'or alluvial ou de l'or natif (Alanoca, 2001). Fig. 2. Pendant la phase de brûlage de l'amalgame, une partie du mercure métallique (Hg°) est directement perdue sur les sols et les sédiments.

Fig. 2. Récupération d'or au moyen de l'amalgamation dans des affluents du Rio Beni (rivières La Paz et Tipuani) *(Alanoca L.)*

Du mercure utilisé pour la récupération d'or, 5% à 30 % sont déversés dans les rivières et 50% à 60% dans les sols et dans l'atmosphère. Le reste du mercure est récupéré par les mineurs pour la réutilisation (Malm et al., 1990 ; Alanoca, 2001).

Un autre processus important de libération de mercure vers l'hydrosystème est le processus d'érosion des sols par les pluies pendant la saison humide. Ce processus est accéléré par les activités agricoles où la fertilisation des sols se fait par déforestation, brûlis (« *chaqueo* ») et par l'utilisation de fongicides (Roulet et al., 2000 ; Maurice et al., 2001).

Les apports naturels du mercure dans cette région viennent principalement de la dégazification de l'écorce terrestre (volcans, ceinture géologique) et de la lixiviation des roches (présence de schistes, pyrites, et cinabre au contenu significatif en mercure) et des sols. En plus de la dégazification des sols et de la végétation s'ajoute la volatilisation du mercure venant des sources thermales près de Rurrenabaque.

3.3 Cycle du Hg en Amazonie

Le mercure Hg° libéré dans l'atmosphère est stable dans l'air (Cotton S.A.and Wilkinson G., 1978), cependant en présence d'eau, d'ozone ou de radiations UV il peut s'oxyder en donnant le Hg^{+2}. Le mercure peut être transporté sur des centaines de kilomètres en fonction des courants atmosphériques, ensuite il retombe avec les précipitations sur les sols et les rivières des autres bassins que ceux d'origine. Les rejets directs de mercure provenant des zones d'orpaillage produisent une pollution dans un rayon d'environ 50 km autour de l'aire d'émission.

Sous conditions appropriées, le mercure dans l'eau peut être méthylé et se stocker dans les sédiments sous forme de mercure inorganique ou organique et s'adsorber à la phase particulaire. Deux types de processus de méthylation se produisent : abiotique dans les sédiments et dans la colonne d'eau et le processus biotique réalisée par des micro-organismes principalement des bactéries sulfato-réductrices (Pontgratz et Heumannn, 1999).

Les composes méthyles s'incorporent dans les organismes et s'accumule le long de la chaîne trophique. Ce sont les processus de biomagnification et bioamplification.

Les facteurs qui influent sur le méthylation du mercure sont : les états d'oxydation du mercure, la qualité et quantité de matière organique, la nature de la communauté microbienne et certains paramètres physico-chimiques (température, salinité, pH, majeurs).

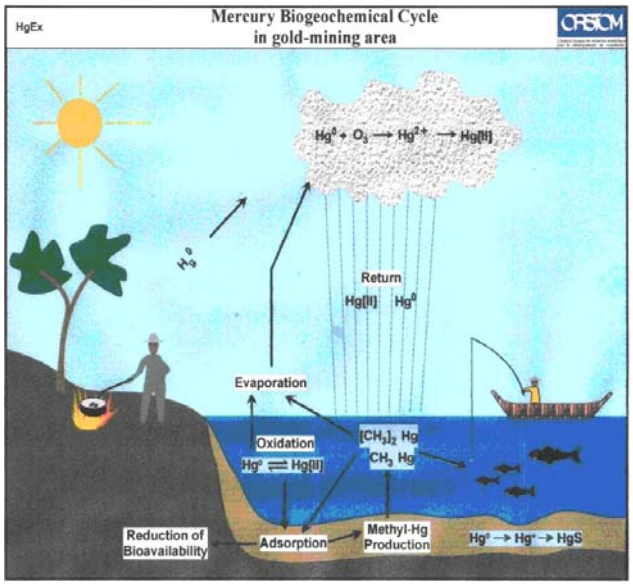

Fig. 3. Cycle global du mercure (L. Maurice)

Finalement, le mercure contenu dans les poissons est assimilé presque en totalité par les populations consommatrices de poissons (Fig. 3).

4. Zone d'étude

Sur la toute la superficie de la Bolivie qui est de 1 098 581 km^2, 66 % soit une surface de 724 000 km^2 est occupée par le bassin Amazonien. Le bassin est traversé par des rivières importantes par leur débit et la taille de leur bassin, navigables pour la plupart. Il est constitué de 5 sous-bassins : Rio Beni, Rio Abuná, Rio Acre, Rio Mamoré et Rio Itenez. Dans la région andine, le Río Beni est formé par la confluence des rivières Alto Beni, Kaka, Quiquibey, Tuichi et Madidi. A la sortie de la plaine d'inondation, en aval de Riberalta, il reçoit les apports importants du Río Madre de Dios (Montes de Oca I., 1989).

Le versant amazonien du piémont andin est une région subtropicale (les « Yungas ») caractérisée par un climat chaud et humide jusqu'à pluvieux. La plupart des sols se trouvent sur des fortes pentes et sont soumis à une érosion intense (Montes de Oca I., 1989).

La plaine alluviale du Rio Beni est formée par des dépôts sédimentaires constituée de limons, d'argiles et de sables fins (Navarro et al., 2004). La géomorphologie de la plaine alluviale est complexe et sa dynamique est liée aux crues de la rivière Beni. Elle présente des terrasses alluviales, des zones de colmatage, des méandres fluviaux actifs et abandonnés, pouvant regrouper

plusieurs lacs. Les lacs sont inondés périodiquement par le débordement de la rivière, échangeant énergie et matières (Navarro et al., 2004).

Selon leurs origines, on distingue deux types de lacs: les lacs d'origine tectonique et les lacs de méandres abandonnés. Les caractéristiques géochimiques des eaux permettent de distinguer les "eaux blanches" d'origine andine, minéralisées et chargées en matières en suspension, de coloration marron et pH neutre, des "eaux noires", formées dans la plaine, drainant des sous-bassins forestiers, d'eau transparente, de pH faiblement acide et peu chargée en matières en suspension (Sioli, 1968).

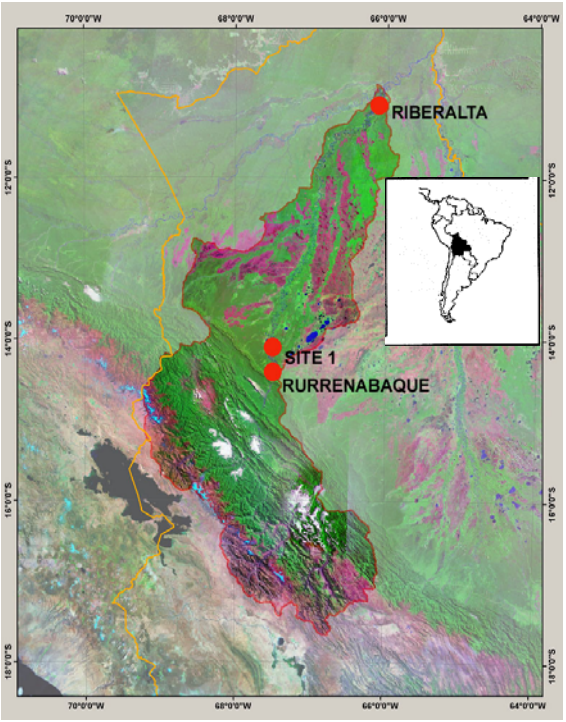

Fig. 4. Région d'étude du basin du Rio Beni.
(Image Landsat, HYBAM IRD, 2001)

Nous avons étudié en particulier le lac La Granja qui est représentatif des autres lacs par sa géomorphologie et ses caractéristiques physico-chimiques (Fig. 5).

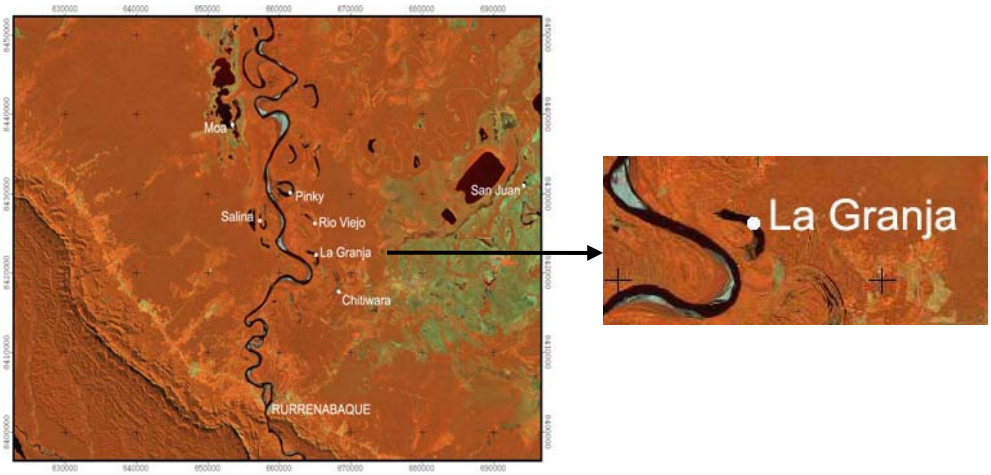

Fig. 5. Lacs d'inondation dans la plaine d'inondation du Rio Beni.
(Image Landsat, HYBAM IRD, 2001)

5. Matériels et méthodes

5.1 Points d'échantillonnage

Pour l'étude des processus régionaux, transport et dépôt dans la plaine, on a réalisé des échantillonnages mensuels d'eau de surface dans le Rio Beni en deux stations: de 2003 à 2006 à la station de Rurrenabaque au pied du piémont andin et de 2004 à 2006 à la station de Riberalta, à la sortie de la plaine d'inondation du Rio Beni.

Des échantillonnages saisonniers dans un lac d'inondation, « La Granja », ont été réalisés au cours de campagnes ponctuelles pendant les saisons humide et sèche.

5.2 Procédure d'échantillonnage et traitement des échantillons

Au cours des échantillonnages d'eau, la filtration *in situ* a permis de séparer deux fractions: dissoute (filtrées à 0,45 ou 0.7 µm en fonction des éléments à analyser) et particulaire. Les eaux de surface sont prélevées en utilisant une pompe péristaltique équipée d'un système de filtration en Téflon (Fig. 6).

La fraction dissoute pour les éléments majeurs et le carbone organique sont récupérés dans des flacons de polypropylène et borosilicate respectivement.

Fig. 6. Pompe péristaltique avec système de filtration Téflon en ligne.

Le système en Téflon, et les flacons sont préalablement nettoyés à l'acide nitrique selon un protocole « ultra propre » (Alhers, 1990 ; Gaudet, 1995).

Les échantillons d'eau pour l'analyse du mercure sont filtrés sur des filtres en fibres de quartz (de porosité 0,7µm) préalablement décontaminés pendant 12 heures au four à 500°C et pré-pesés. La combustion des filtres permet d'éliminer toute trace de matière organique et résidus de mercure. Tous ces filtres sont préservés dans des porte-filtres en polypropylène également nettoyés à l'acide nitrique à 5% v/v. Les filtrations pour les éléments majeurs et le carbone organique ont été faites sur des filtres en fibre de verre, et celles pour le matériel en suspension (MES) sur des filtres en acétate de cellulose de porosité 0,45 µm

Tous les échantillons ont été conservés réfrigérés ou congelés selon le cas sur le terrain. La fraction dissoute des eaux est conservée à 4°C et les filtres contenant les particules en suspension ont été congelés à -15°C puis séchés à 40°C au laboratoire et gardés à l'abri de la lumière jusqu'aux analyses chimiques.

5.3 Méthodes d'analyses

5.3.1 Eléments majeurs et carbone organique dissous

L'ensemble des analyses a été effectué au LMTG, à Toulouse. Les analyses chimiques des cations dissous (Ca^{2+}, Na^{+}, K^{+}, Mg^{2+}) ont été réalisées par spectrométrie d'absorption atomique (AAS). Les anions (Cl^{-}, SO_4^{2-}, F^{-}, NO_3^{-}) ont été analysés par chromatographie ionique (®Dionex Gilson) et le carbone organique dissous (DOC) par un analyseur de carbone (Shimadzu® TOC 5000A).

5.3.2 Carbone organique particulaire

Les analyses de COP ont été réalisées à partir d'un analyseur CHN, à Bordeaux dans le laboratoire EPOC sous la responsabilité de M. Etcheber. La méthodologie consiste à analyser les contenus de carbone total sur deux exemplaires de filtres en fibres de verre contenant les particules en suspension. Sur le deuxième filtre d'un même échantillon, on détruit préalablement le carbone organique en ajoutant de l'acide chlorhydrique 2N (décarbonatation). Le pourcentage de carbone organique se calcule par différence entre les deux concentrations de carbone total des 2 filtres analysés sans et avec décarbonatation.

5.3.3 Mercure particulaire total

J'ai réalisé personnellement les analyses de mercure total par spectrométrie de fluorescence atomique sur la ligne analytique (réacteur, piège d'or, détecteur de fluorescence atomique ©Brooks Rand III) montée au LMTG ainsi que la validation de la méthode. Cette méthode, très sensible, permet d'analyser des teneurs en mercure de l'ordre du picogramme. Le principe du système consiste à détecter les signaux produits par des atomes du mercure excités. Ces mesures sont transformées en unités d'aire ou de hauteur de pic, constantes pour une concentration donnée de mercure.

Digestion des échantillons

Le mercure total particulaire contenu dans les suspensions a été analysé après digestion des filtres. Les filtres ont été placés dans des tubes en verre préalablement décontaminés. Ont été ajoutés 1 ml d'acide chlorhydrique (HCl bi-distillé) et 10 ml d'acide nitrique (HNO3 bi-distillé) puis placés sur une plaque chauffante à 120°C pendant 4 heures.

Pré-concentration du mercure et lecture

Le principe est le suivant : tout le mercure dissous (Hg^{2+}) en solution est réduit en Hg^0 par addition de chlorure d'étain ($SnCl_2$) et barboté à l'argon. Le mercure volatilisé est ensuite transporté par le gaz puis piégé sur une colonne d'or. Une fois piégé, il est libéré par chauffage puis analysé par fluorescence atomique (Figure 7).

Calibration du spectromètre

La calibration du spectromètre a été réalisée tous les jours en utilisant une solution de Hg(II) de 0,8595 ppb préparée à partir d'une solution standard NIST 3133 à 918 ppm. Les droites de calibration obtenues étaient excellentes (Fig.8) avec un coefficient de corrélation toujours supérieur à 0.9981, ce qui montre le bon fonctionnement du système et de l'appareil de mesure.

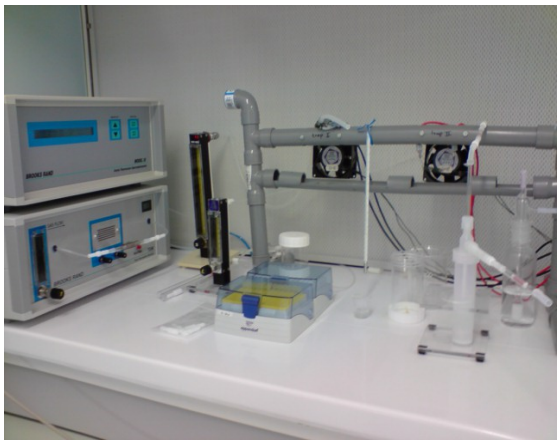

Fig. 7. Systeme d'analyses de HgT par fluorescence atomique

Limite de détection - blancs de réactifs

Les blancs de réactifs ont été mesurés quotidiennement et varient entre 0,8 et 2,1 pg. La limite de détection, définie comme 3 fois l'écart-type obtenu sur les blancs, est de 1,5 pg (Tableau1).

Donc la limite de quantification pour nôtres mesures est 5 pg de Hg.

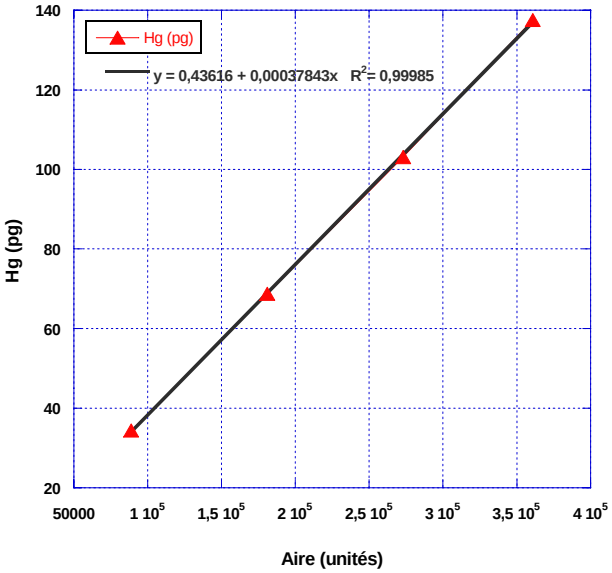

Fig. 8. Courbe de calibration pour analyses de HgT par fluorescence atomique.

Tableau 1
Mesures des blancs de réactifs et de la limite de detection pour les analyses de HgPtotpar spectrométrie de fluorescence atomique.

Date	Moy Bl.Hg (pg)	Moyenne	Ecart	Limite de détection
20/05/2009	0,8			
22/05/2009	1,5			
25/05/2009	1,1			
26/05/2009	1,2			
27/05/2009	2,1	1,3	0,5	1,5

n=8

Précision

La précision est calculée à partir des analyses de matériel de référence certifié. Pour notre étude, nous avons utilisé un matériel référencé de l'IAEA (405), un sédiment estuarien certifié en HgT et MeHg. La valeur recommandée de HgT est de 0,81 mg Hg/kg et les analyses varient entre 0,77 et 0,85 mg HgT/kg, avec un 95% d'intervalle de confiance. La précision des mesures (= écart-type/moyenne des concentrations mesurées sur le CRM) est donc de 2%.

Tableau 2

Valeurs moyennes, ecartype des mesures de l'IAEA-405 (CRM), et précision des analyses

Date	IAEA-405 (ng/kg)	Moyenne	Ecart.	Précision %
20/05/2009	0,80			
22/05/2009	0,83			
25/05/2009	0,83			
26/05/2009	0,79			
27/05/2009	0,81	0,81	0,02	2
	n=13			

Reproductibilité

La reproductibilité (= [concentration moyenne des analyses du CRM – concentration certifiée] / concentration certifiée) est de 0,4%**.**

5.3.4 Méthylmercure et mercure inorganique particulaire

Dosage du MeHgP

Le dosage de méthylmercure dans les matières en suspension a été réalisé par dilution isotopique au LCABIE, à Pau. Les différentes espèces de mercure, marquées et naturelles, ont été dosées par couplage de la Chromatographie Gazeuse (GC) et de la Spectrométrie de masse à source de Plasma (ICP/MS).

La procédure analytique comprend 4 étapes :

- Digestion des échantillons avec 6 ml d'acide nitrique 6M à 80°C dans un four micro-ondes, à une pression de 60W pendant 3 minutes.
- Apres le refroidissement et la centrifugation, extrait entre 1 et 5 ml de la solution digérée à laquelle on ajoute différents volumes d'isotopes ^{201}MMHg et ^{199}IHg. Ces volumes sont estimés en supposant *a priori* le contenu naturel en mercure inorganique et organique.
- Ensuite, à la fraction dissoute contenant les isotopes marqués, on ajoute 5ml de solution tamponnée d'acide acétique et acétate de sodium (0,1 M). Cette solution est ajustée à pH 4 par adition de HCl ou NH_3 concentrés.
- Finalement avant de faire les analyses, le Hg est éthylé en ajoutant 200 µl de tetraéthylborate de sodium. Les composes éthyles sont extraits par agitation pendant 5 minutes, avec 1 ml d'iso-octane. La fraction organique est récupérée et injectée au GC-ICP/MS.

Blancs de chimie et limite de détection

En ce qui concerne l'analyse de MeHg dans nos échantillons de suspensions, la moyenne des blancs de filtration de terrain et la limite de détection (3 fois l'écart-type des blancs) étaient respectivement de 11,6 ± 13,2 pg (n=12), avec une limite de détection de 39,8 pg.

Précision

La technique de dilution isotopique a été validée par Ruiz et al. 2003 et Monperrus et al. 2004 pour la spéciation de Hg des échantillons naturels.

5.35 Comparaison des méthodes d'analyse du mercure

La somme des concentrations en MeHg et Hg inorganique représente théoriquement la concentration en Hg total dans chaque échantillon. Pour vérifier les deux méthodologies utilisées dans ce travail, nous avons comparé les résultats de Hg tot entre les deux méthodologies de mesure : CV-AFS et DI-GC/ICPMS.

Ces résultats sont montrés dans le tableau A 2 de l'annexe. Leur comparaison montre que les analyses sont bonnes, car nous n'observons pas de différence significative entre les analyses des filtres des mêmes échantillons par SFA et DI-GC/ICPMS sauf pour 2 échantillons qui ont pu être contaminés pendant la phase de minéralisation ou de la filtration (Fig. 9).

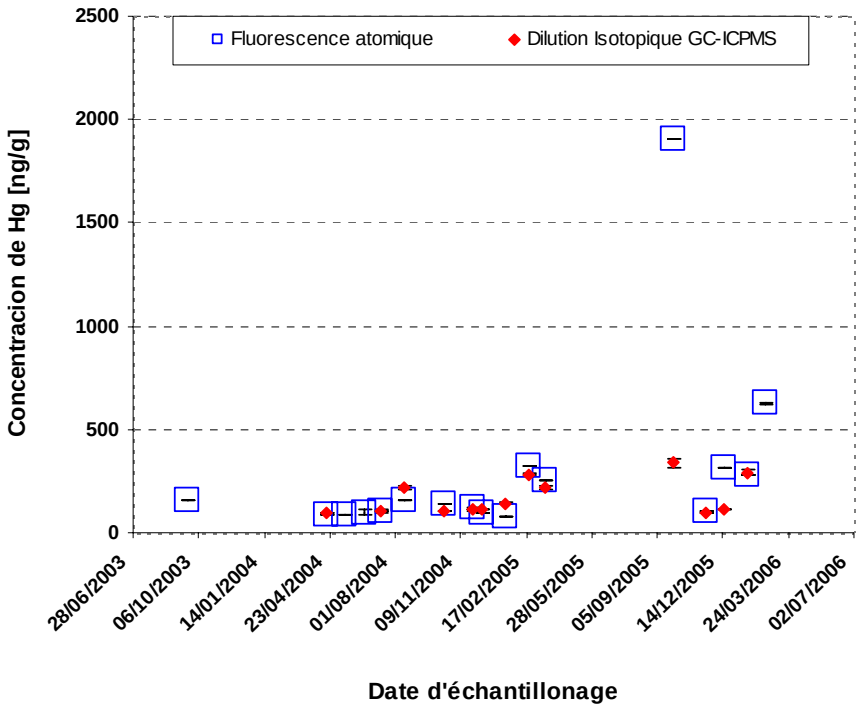

Fig. 9. Comparaison des analyses de HgT par Fluorescence atomique et par Dilution Isotopique IDMS

6. Résultats et discussions

Pour la présente étude, on a réalisé pendant deux ans et demi, de septembre 2003 à mars 2006, des échantillonnages mensuels d'eau de surface dans le Rio Beni ainsi que des échantillonnages saisonniers dans un lac d'inondation, « La Granja », au cours de campagnes ponctuelles.

Le premier site d'échantillonnage est situé à l'exutoire des sous-bassins andins (Rurrenabaque) et le second site est situé à la sortie de la plaine d'inondation (Hamburgo, à 45 minutes de Riberalta).

6.1 Eléments majeurs dissous et paramètres physico-chimiques

Après filtration *in situ*, les fractions dissoutes des échantillons d'eau ont servi aux analyses des éléments majeurs et du carbone organique dissous (COD). Les résultats des analyses sont présentés dans le tableau A 1.

Seules les valeurs extrêmes des paramètres physico-chimiques, des éléments majeurs et du COD sont exposées dans tableau 3.

Tableau 3. Valeurs extrêmes des températures (T°C), pH, potentiel redox (Eh), conductivité (Cond.) et des concentrations en COD et éléments majeurs mesurés dans les eaux de surface du Rio Beni-Amazonie bolivienne (période 2003-2006).

Lieu		Valeurs	Saison	*T* °C	pH	Eh mv	Cond µS/cm	COD mg/l	Ca+2 mg/L	Mg+2 mg/L	Na+ mg/L	K+ mg/L	Cl⁻ mg/L	NO3⁻ mg/L	SO4⁻2 mg/L
Rurrenaque		Max.	humide	29,1	7,7	198	144	11,50	18,33	6,29	7,36	2,49	1,03	0,84	34,85
		Min.	humide	23,0	6,8	42	22	1,13	3,87	1,54	1,41	0,46	0,42	0,40	12,14
		Max.	sèche	26,3	7,7	263	126	4,87	12,36	5,19	4,94	0,87	1,78	3,41	32,53
		Min.	sèche	22,0	6,9	24,5	55	1,24	2,62	0,96	0,74	0,09	0,29	0,24	7,23
Riberalta		Max.	humide	29,7	7,6	235	152	14,29	10,94	5,39	5,40	2,67	1,02	5,45	26,19
		Min.	humide	25,3	6,7	27	26	3,84	4,17	1,82	1,49	0,78	0,30	0,39	10,16
		Max.	sèche	29,7	7,8	264	169	7,98	18,09	6,91	7,63	1,53	2,07	1,61	46,33
		Min.	sèche	23,4	6,1	153	72	1,92	2,70	0,95	0,72	0,12	0,18	0,28	5,21
Lac Granja	Centre du lac	Max.	humide	33,5	8,2	190	217		21,77	10,53	4,53	7,74	0,32	10,71	2,51
		Min.	humide	30,4	6,9	141	217	7,28	21,11	8,14	4,45	5,88	0,15	0,00	0,00
		Max.	sèche	31,3	8,6	193		4,97	32,53	13,15	5,38	9,33	0,18	26,56	7,90
		Min.	sèche	26,9	7,5	83	165	3,79	17,15	6,87	1,90	5,26	n.a.	0,24	0,00
	Desous macrophytes	Max.	humide	36,2	7,8	174		6,47							
		Min.	humide	31,4		120		6,14	8,01	3,24	1,65	2,24	0,43	11,52	0,00
		Max.	sèche	33,0	8,7	118	200	5,83	30,42	15,06	6,23	12,06	0,35	48,31	8,16
		Min.	sèche	28,4	4,4	52	163	3,20	8,10	3,11	1,15	2,84	0,23	0,00	0,00

6.1.1 Station de Rurrenabaque

La température est un paramètre important pour son effet sur les phénomènes physiques et chimiques. L'augmentation de la température peut accélérer les réactions chimiques et biologiques, augmenter la dissolution des particules et réduire en même temps la solubilité des gaz. Elle

augmente en fonction de la saison, du lieu, de la qualité de l'eau, de la profondeur, des débits de la rivière et de l'heure de l'échantillonnage.

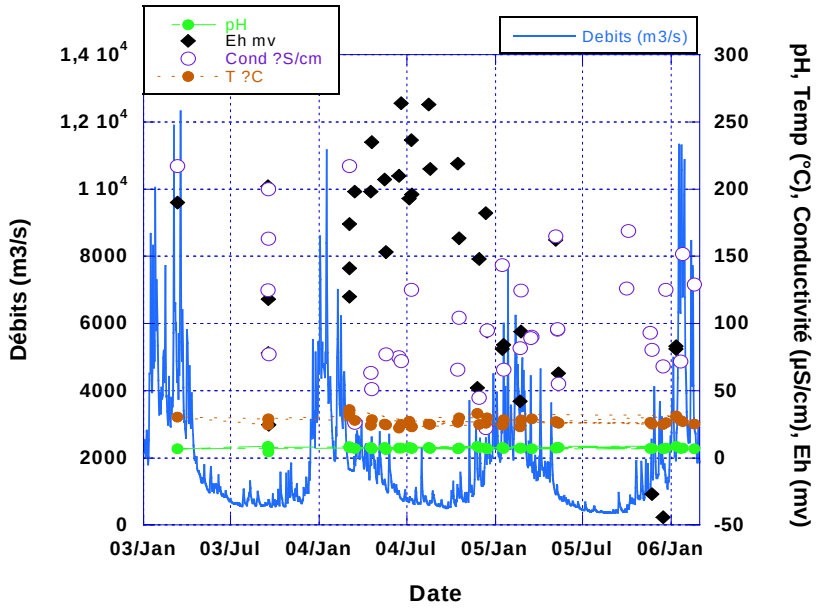

Fig. 10 Paramètres physicochimiques, Rurrenabaque 2003-2004

La température dans la rivière Beni au pied du piémont andin varie de 7°C (22 à 29°C). Il y a une variation du pH (6,8 à 7,7) et les potentiels d'oxydo-réduction (Eh) sont relativement élevés en saison sèche (Fig. 10).

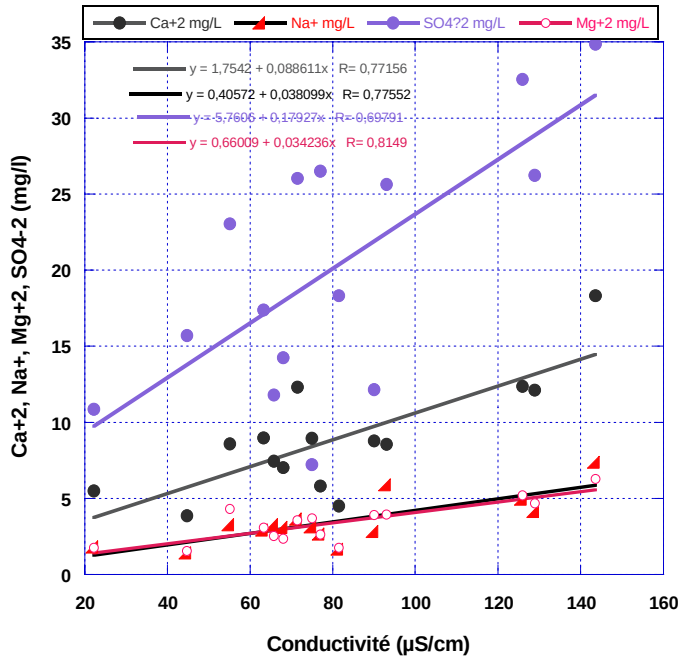

Fig. 11. Elements majeurs vs la conductivité, Rurrenabaque 2003-2004

En général, la conductivité présente des valeurs élevées en saison sèche (144 µS/cm) et faibles (22 µS/cm) en saison des pluies (Fig. 10). Ces résultats représentent l'effet de dilution des éléments majeurs par les crues. La conductivité de l'eau de surface est fonction des concentrations en éléments majeurs et présente des tendances positives avec les cations (Fig. 12).

Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) présente des valeurs positives liées à la très forte oxygénation des eaux due à la turbulence de l'écoulement. On observe 2 valeurs négatives mesurées aux premières crues de 2006 ; il semble que ce soit dû à une mauvaise calibration de la sonde.

6.2.2 Station de Riberalta

Les températures mesurées à la sortie de la plaine d'inondation du Rio Beni se trouvent dans le tableau A 2. Elles varient de 6°C entre les deux saisons de l'année, avec des valeurs minimales pendant l'étiage (23,4°C) et maximales pendant la saison humide (29,7°C) (Fig. 12). Cette variation est liée au gradient de température atmosphérique (zone tropicale) et à la turbidité de l'eau.

Le pH des eaux de surface est influencé par des dissolutions de CO_2 atmosphérique et par le fond lithologique du bassin versant. Les valeurs de pH à Riberalta, sont proches de la neutralité et varient entre les deux saisons humide et sèche de 6,1 à 7,8.

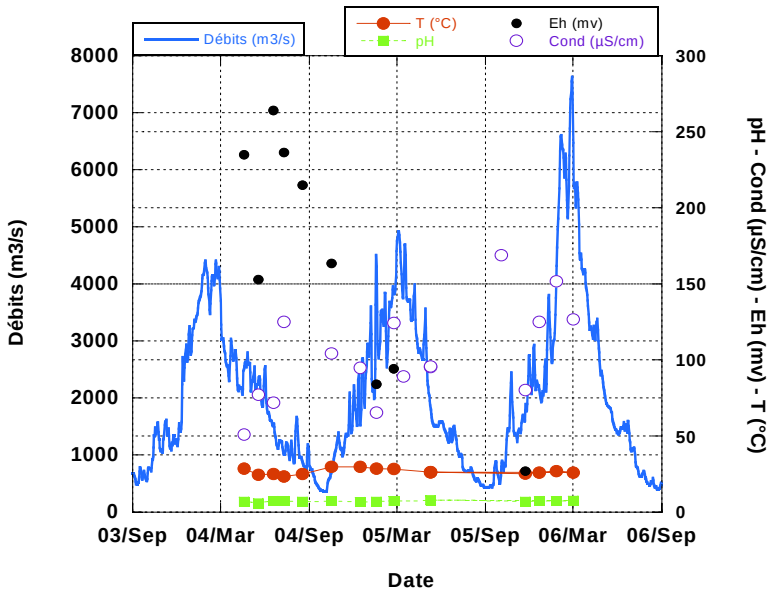

Fig. 12. Prametres physico-chimiques à la sortie de la plaine d'inondation à Riberalta 2004-2006

La conductivité de l'eau du Rio Beni à Riberalta varie entre 26 et 169µS/cm avec des valeurs maximales en étiage et montée de crue. Pendant l'étiage, les fortes conductivités sont influencées par la diminution des débits et par les effluents qui proviennent de zones urbaines et industrielles voisines. Les valeurs sont présentées dans le tableau A et dans la figure 12.

6.2 Le mercure particulaire total

Le tableau suivant présente les valeurs extrêmes de mercure particulaire mesuré dans les suspensions du Rio Beni et d'un lac d'inondation.

Tableau 4
Concentrations maximales et minimales de MES, HgPtot, MeHgP (% HgPtot) et COP du Rio Beni-Amazonie bolivienne (période 2003-2006).

Lieu		Valeurs	Saison	Débits (m3/s)	MES (mg/l)	[HgP tot] (ng/g)	[HgP tot] (ng/l)	[MeHgP] %	COP %
Rurrenaque		Max.	humide	6312	3070,4	628,4	1929,5	1,4	3,2
		Min.	humide	937	697	78,0	68,4	0,2	0,1
		Max.	sèche	1463	1119,7	338,6	132,1	1,7	0,9
		Min.	sèche	395	22,7	87,2	3,7	0,6	0,3
Riberalta		Max.	humide	4301	4011,6	444,8	94,4	2,4	2,6
		Min.	humide	1526	514,5	71,4	13,7	0,2	0,1
		Max.	sèche	2366	593,3	411,5	56,2	0,8	0,7
		Min.	sèche	731	275,2	172,0	3,9	0,2	0,4
Lac Granja	Centre du lac	Max.	humide		36,0	1790,3	63,0	0,7	2,6
		Min.	humide		82,9	234,7	20,1		2,5
		Max.	sèche		37,7	311,9	9,2	1,0	3,3
		Min.	sèche		34,3	259,5	6,8	0,4	0,3
	Sous les macrophytes	Max.	humide		187,3	265,2	36,7	4,7	0,6
		Min.	humide		30,2	121,4	2,9	0,8	5,9
		Max.	sèche		42,2	177,6	6,8	10,7	22,8
		Min.	sèche		19,1	52,6	0,8	1,0	2,1

6.2.1 Station de Rurrenabaque

Les concentrations totales du mercure particulaire (HgP tot) au pied des Andes varient selon la saison hydrologique (Figure 13). Les valeurs les plus hautes sont mesurées pendant la saison humide et varient de 68,4 ng/l à 1,9 µg/l. Pendant la saison sèche, les concentrations de mercure particulaire varient de 3,7 ng/l à 132,1 ng/l (Fig.13). Les résultats de HgPtot et MES indiquent que la concentration en Hg pendant la saison humide est liée aux crues de la rivière. On observe aussi une tendance positive entre le HgP et MES, lie aux débits de la rivière.

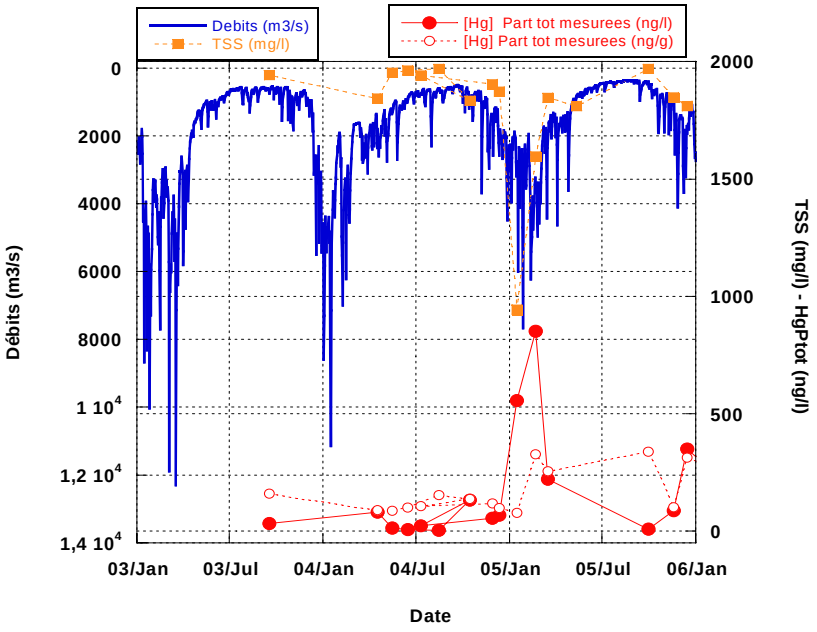

Fig.13. Variabilité temporelle du Hgtot et des MES à Rurrenabaque (2003-2006)

Les crues à Rurrenabaque sont directement liées à la climatologie des sous-bassins andins. L'association du mercure aux matériaux particulaire se doit en effet à la haute capacité d'absorptions qui présente les surfaces des particules fines des argiles caractéristiques des Andes (Maurice Bourgoin *et al*., 2002)

6.2.2 Station de Riberalta

Les concentrations de HgPtot à la sortie de la plaine d'inondation du Rio Beni, station de Riberalta varient selon la saison comme à Rurrenabaque (Fig. 14). Les valeurs les plus hautes se retrouvent pendant la saison humide (13,7ng/l à 94,4 ng/l) et les plus basses pendant la saison sèche (3,9 ng/l à 56,2 ng/l).

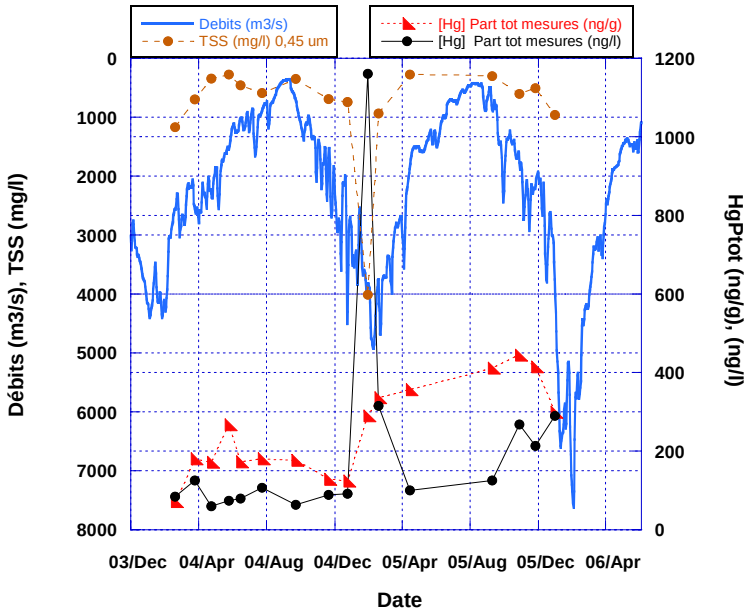

Fig. 14. Variabilité du Hgtot et des MES à Riberalta 2004-2005

Les concentrations de ces particules augmentent avec l'accroissement des débits. Les valeurs les plus élevées de mercure normalisées aux suspensions (en ng/g) sont mesurées pendant la phase de montée de crue, c'est-à-dire au cours des premiers épisodes de lessivages de sols et de roches. Ces résultats confirment que, comme dans le cas à la entrée de la plaine d'inondation, le mercure a forte affinité pour les argiles qui contiennent Al et Fe (Maurice Bourgoin et al., 2002 ; Kim et al., 2004a, 2004b, Behra et al. 2001)

6.3 Le méthylmercure et le carbone organique particulaire

6.3.1 Station de Rurrenabaque

Les pourcentages de méthylmercure (MeHgP) et de carbone organique particulaire (COP) dans les suspensions de la rivière sont faibles, inférieurs à 1,7% (Fig. 15); les valeurs les plus fortes sont mesurées pendant la saison sèche (0,6% à 1,7%) et basses pendant la saison humide (0,2 à 1,4%) (Tableau 1). Les faibles teneurs de carbone organique particulaire transportées par la rivière sont propres de la région montagneuse andine.

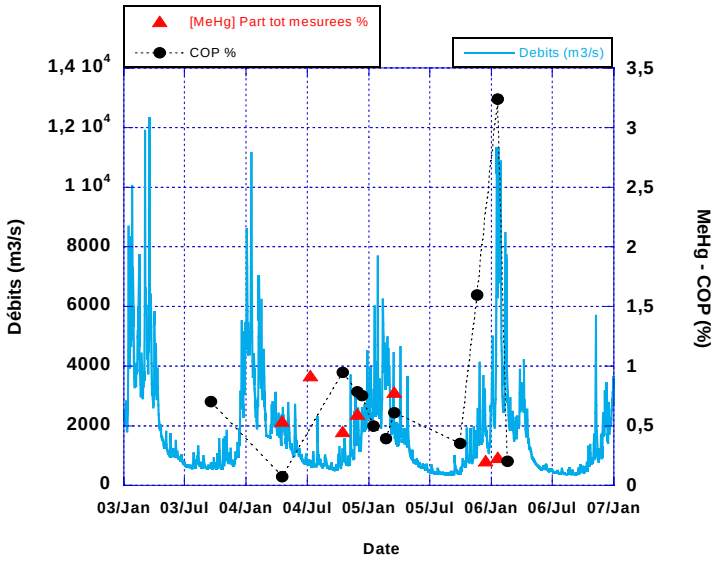

Fig. 15. Varibilité du MeHg (% HgPtot) et du COP à Rurrenaque (2003-2006)

Malgré le fait que les températures dans la région sont élevées pendant la saison de pluies, les conditions hydrodynamiques et la forte turbulence de la rivière Beni semble limiter le processus de méthylation *in situ*. Cependant aussi, le nombre réduit de données en méthylmercure limite nos hypothèses sur le comportement de cette espèce chimique dans cette rivière. Les pourcentages plus élevés en MeHgP et COP pendant la saison de pluies peuvent avoir pour origine le lessivage des sols de la zone des Yungas.

6.3.2 Station de Riberalta

Les pourcentages de MeHgP varient entre 0,2% et 2,4%, et de COP entre 0,1% et 2,6% ; pour ces deux paramètres il n'y a pas de grande variation pendant la saison sèche par rapport à la saison humide. On observe que la plaine d'inondation est influencée par la montée de crue en saison humide.

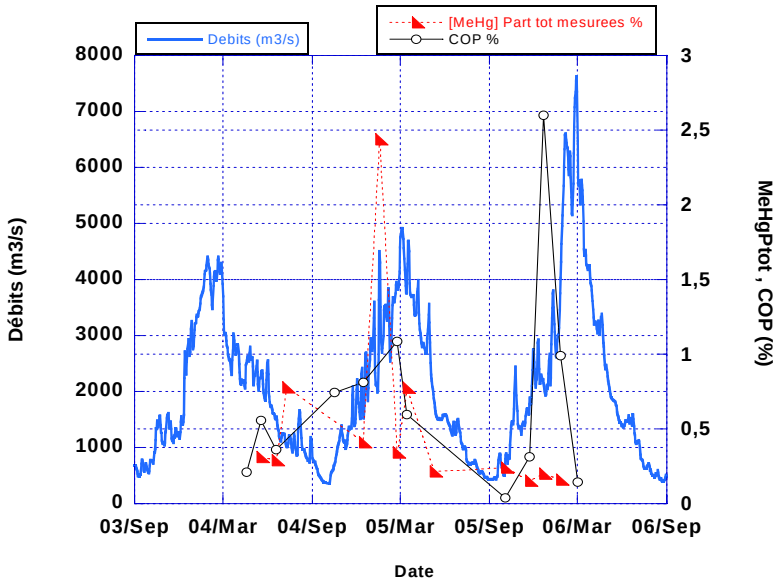

Fig.16. Varibilité de MeHg et COP à Riberalta 2003-2006

6.3.3 Lac d'inondation « La Granja »

Le lac La Granja est un ancien bras du Rio Beni et est connecté à la rivière pendant la saison des pluies. Il se trouve à quelques km en aval de la ville de Rurrenabaque et fonctionne comme une zone de dépôt de matériel particulaire. Pour mieux identifier les sources de MeHg dans ce lac, on a échantillonné les eaux sous les macrophytes et au centre du lac. Les résultats de HgPtot et MeHg sont montrés dans le tableau A. Les concentrations de HgPtot par gramme de matières en suspension sont plus élevées dans le centre du lac que dans la rivière. Les valeurs maximales au centre du lac sont mesurées au cours de la saison humide (234,7 ng/g - 1790,3 ng/g) et les valeurs minimales en saison sèche (259,5 ng/g - 311,9 ng/g). Sous les macrophytes, les valeurs de HgPtot sont inférieures à celles du centre du lac (tableau 1 et A). Il y a des variations saisonnières avec de plus fortes valeurs en saison sèche (121,4 ng/g – 265,2 ng/g contre 52,6 ng/g -177,6 ng/g en saison des pluies). Les pourcentages de MeHg par rapport au HgPtot dans ce lac sont plus élevés que ceux de la rivière (en moyenne de 2,6% contre 0,8% à Rurrenabaque). Cependant en dessous des macrophytes et en saison sèche, les valeurs des pourcentages de MeHg atteignent 11,7% contre 4,7% en saison humide (Fig. 17).

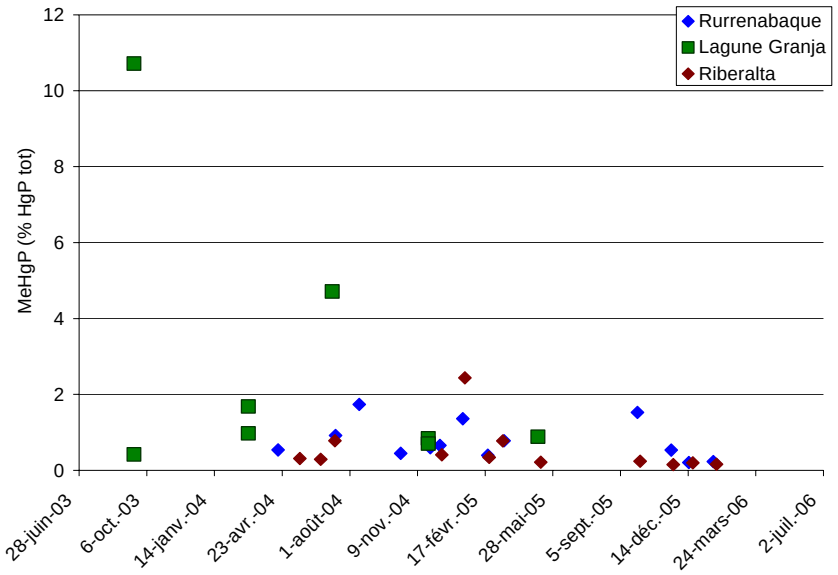

Fig. 17. Comparaison entre les contenus de MeHg (% HgPtot) du Lac La Granja et du Rio Beni

Donc on peut dire que la présence des macrophytes aquatiques et les conditions physicochimiques du milieu favorisent la méthylation du Hg. Des résultats précis de taux de méthylation et déméthylation ont été obtenus au niveau des macrophytes dans les bassins du Tapajos et du Beni (Mauro, 1997; Guimarães et al., 1998 , Guimarães et al., 2000a et 2000b ; Acha and Hintelmann, 2009).

La plaine d'inondation en saison sèche peut favoriser la méthylation du mercure dans les lacs mais les crues de la rivière diluent et semble remobiliser cette espèce dans le chenal principal.

6.4 Rôle de la plaine d'inondation du Rio Beni dans le piégeage du mercure particulaire

6.4.1 Estimation des flux de mercure à l'entrée de la plaine d'inondation

Le flux journalier de HgPtot est estimé à partir de la relation entre les concentrations de HgPtot analysées et des débits liquides journaliers suivis au cours de la période 2003–2006 dans le cadre de l'ORE Hybam (Figure 18).

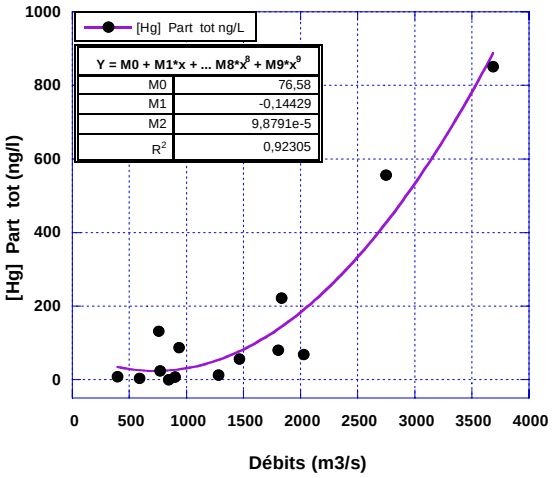

Fig.18. Corrrelation entre les Hg-P tot et les debits journaliers

En raison de la grande variabilité hydrologique de cette station et de la dispersion des concentrations en HgP pour les débits extrêmes, la relation exponentielle (figure 19, $r^2 = 0,92$) a été appliquée seulement pour des débits compris entre 1000 et 3690 $m^3.s^{-1}$. Pour les débits supérieurs à 3690 $m3.s^{-1}$ et les débits inférieurs à 1000 $m^3.s^{-1}$, on calcule les concentrations en mercure à partir des concentrations en Hg-P et des débits correspondants des jours précédent et suivant la période d'étiage ou de crue. Les résultats des concentrations estimées sont comparées aux valeurs mesurées (figure 19) et présentent une bonne cohérence.

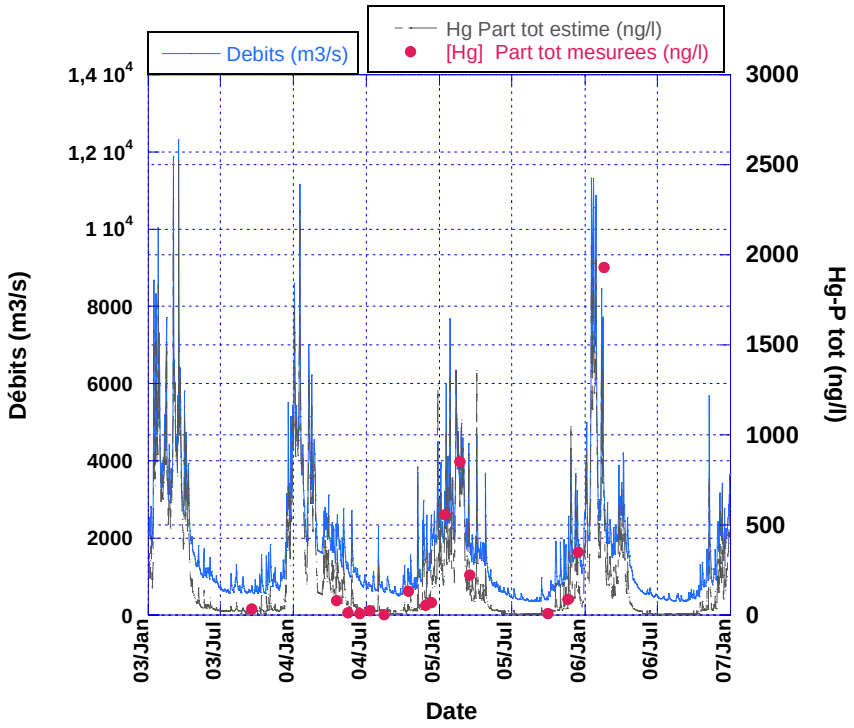

Figure 19. Comparaison des concentrations de Hg-P analysés et estimés à la station de Rurrenabaque

A partir des concentrations journalières estimées en HgPtot et des débits journaliers, on calcule les flux journaliers, mensuels puis annuels de HgPtot. Pour apprécier le contrôle hydrologique de ces flux, on a présenté les flux mensuels par saison puis par année hydrologique (calculée du 1er novembre au 30 octobre) pour 2003 et 2004 (table 5).

Tableau 5
Estimation des flux de Hg P saisonnier à l'entrée de la plaine d'inondation du Rio Beni Rurrenabaque

Station de Rurrenabaque	Mois	Flux Hg P tot estimé p/saison humide (kg)	Flux Hg P tot estimé p/saison sèche (kg)	Flux Hg P tot estimé an hydrologique (kg/an)	Flux Hg P tot % p/saison
Année 2003	Jan 2003-mar 2003	40247			99
	Mai.2003-oct.2003		533	40780	1
An hydrologique 2003-2004	Nov.2003-avr.2004	27296			96
	Mai.2004-oct.2004		997	28293	4
An hydrologique 2004-2005	Nov.2004-avr.2005	18077			99
	Mai.2005-oct.2005		266	18343	1
An hydrologique (2005-2006)	Nov.2005-avr.2006	32966			100
	Mai.2006-oct.2006		129	33095	0
Nov. 2006- Juin 2007	Nov.2006-avr.2007	20760			99
	Mai.2007-jun.2007		212	20972	1

On estime que les flux de mercure entrants dans la plaine d'inondation du bassin du rio Beni, pendant la saison humide (6 mois) sont importants par rapport à la saison sèche et représente entre 96 et 100% du flux annuel. (tableau A2, et 5).

On observe une variation des flux entre 20 et 40 t HgP/an pour 4 années hydrologiques bien marques aux crues, évents hydrologiques de la saison humide.

6. 4.2 Estimation des flux de mercure à la sortie de la plaine d'inondation

Les estimations des flux journaliers de mercure ont été faites en utilisant la relation linéaire entre les débits et les concentrations en HgPtot mesurés sur la période 2004–2006 (figure 21).

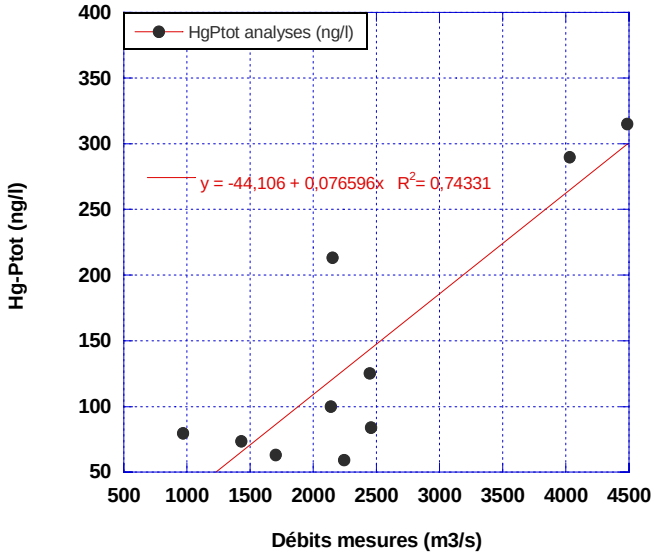

Fig.20. Distribution des concentrations en Hg-P tot en fonction des débits, à Riberalta 2004-2006

On peut observer que cette relation linéaire n'est pas valable pour les débits inférieurs à 2000 m^3/s où l'on observe un palier. Dans ce cas, on calcule les concentrations en mercure (au jour t) à partir de la moyenne des valeurs analysées les jours d'étiage ($Q < 2000\ m^3/s$) normalisé au débit moyen correspondant aux jours de prélèvement d'étiage :

$$HgP_t\ (Q<2000\ m^3/s) = Q_t \times Moy.(HgP_{étiage}\ analysé) / Moy.(Q_{étiage})$$

Les résultats des concentrations estimées sont comparés aux valeurs mesurées (figure 21) et présentent une bonne cohérence.

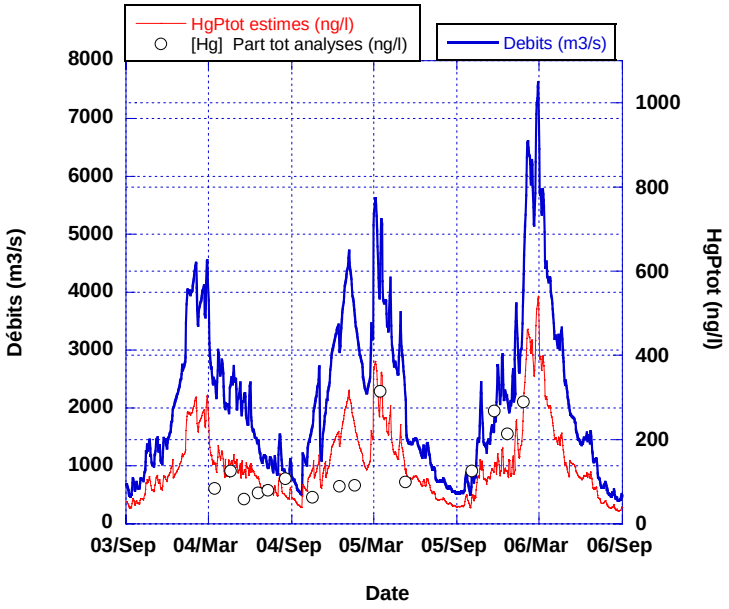

Fig. 21. Comparaison des concentrations de Hg-P analysées et estimées à la sortie de la plaine d'inondation du Rio Beni.

Les flux mensuels, saisonniers et annuels de Hg à l'entrée et à la sortie de la plaine d'inondation du Rio Beni ont été calculés sur la période 2004-2006 à partir des flux journaliers estimés. Ces résultats sont montrés dans le tableau suivant:

Tableau 6
Flux saisonniers de mercure particulaire à la sortie de la plaine d'inondation du Rio Beni pour la période 2003 - 2006.

Station de Riberalta	Mois	Flux Hg P tot estimé p/saison humide (kg)	Flux Hg P tot estimé p/saison sèche (kg)	Flux Hg P tot estimé an hydrologique (kg/an)	Flux Hg P tot % p/saison
An hydrologique (2003-2004)	Nov.2003-av.2004	7991			78
	Mai.2004-oct.2004		2304	10296	22
An hydrologique (2004-2005)	Nov.2004-av.2005	11893			88
	Mai.2005-oct.2005		1696	13589	12
An hydrologique (2005-2006)	Nov.2005-av.2006	16262			93
	Mai.2006-sept.2006		1224	17487	7

Comme dans le cas de Rurrenabaque, les flux du mercure sont influencés par les crues de la rivière, mais la plaine d'inondation disperse l'effet et atténue la part de la saison des pluies dans les flux annuels de HgP. Selon les crues entre les années hydrologiques de 2004 à 2006, il y a une tendance positive d'augmentation qui varie de 10 à 17 t Hg P/an.

6.4.3 Bilan

La différence des flux du mercure journaliers estimés à l'entrée et à la sortie de la plaine d'inondation du Rio Beni nous a permis de calculer la quantité de Hg piégé annuellement dans cette plaine (tableau 7).

Tableau 7
Bilan de Hg-Pdans la plaine d'inondation du Rio Beni, Amazonie bolivienne

	Rurrenabaque		Riberalta		BILAN (kg Hg/an)	Piégeage Hg-P dans la plaine du Beni (%)
Anné hydrologique	Flux HgP tot par année hydrologique (kg Hg/an)	Flux spécifique de HgP tot à l'exutoire des Andes (kg/km^2/an)	Flux HgP tot par année hydrologique (kg Hg/an)	Flux spécifique de HgP tot dans la plaine (kg/km^2/an)		
(Nov.2003-Oct.2004)	28293	0,4	10296	0,2	-17997	63,6%
(Nov.2004-Oct.2005)	18343	0,3	13589	0,3	-4754	25,9%
(Nov.2005-Oct.2006)	33095	0,5	17487	0,3	-15608	47,2%

On observe que pour les années hydrologiques 2003, 2004 et 2005, les apports annuels en HgP issus de l'érosion andine varient de 18 à 33 tonnes dont 97 à 99% au cours de la saison des pluies correspondant aux crues de la rivière, ce qui est en accord avec les premières estimations publiées (Maurice-B. et al., 2002). A l'aval, entre 26 et 64% de cet Hg particulaire est piégé dans la plaine d'inondation du Rio Beni. Le flux spécifique de HgP tot issu des Andes varie entre 0,3 et 0,5 kg/km^2/an. Dans la plaine, ce flux spécifique est presque constant: entre 0,2 et 0,3 kg/km^2/an.

7. Conclusions et perspectives

Les paramètres physico-chimiques du Rio Beni mesurés à l'entrée et à la sortie de la plaine d'inondation du bassin sont essentiellement contrôlés par le régime hydrologique de la rivière. Les périodes de crue sont des facteurs clés dans les caractéristiques chimiques de la qualité de l'eau.

En conclusion, les résultats obtenus confirment le rôle de piégeage du mercure de la plaine d'inondation du Rio Beni, mercure associé en particulier aux particules fines en suspension, avec une grande variabilité interannuelle puisque le dépôt de Hg particulaire varie de 26 à 64 % sur 3 années consécutives. Ces matériels sont déposés principalement par débordement de la rivière, surtout au cours de la saison des pluies (de novembre à avril). Les événements de crues de la rivière sont associés au régime des précipitations du piémont andin.

D'autre part, la géomorphologie de ce bassin, et en particulier des lacs d'inondation connectés au chenal principal, joue un rôle important dans la méthylation du mercure. Les résultats des analyses en MeHg montrent que pendant la saison sèche, les lacs s'enrichissent en méthylmercure particulaire, essentiellement au niveau des zones de macrophytes, lequel peut être remobilisé et entraîner vers la rivière pendant la crue.

Les calculs développés dans cette étude peuvent être affinés par : 1) un suivi des concentrations en mercure dans la rivière à un pas de temps plus fin au cours des crues car 97 à 99% des apports annuels a lieu pendant la saison des pluies, 2) des campagnes de mesures plus régulières dans les lacs d'inondation en saison sèche et saison des pluies, et 3) des mesures de transfert d'eau, de sédiments et d'éléments chimiques associés entre les lacs d'inondation et le chenal principal. Des études fines sur les processus et conditions de méthylation sont également nécessaires dans les lacs d'inondation et dans les chenaux de connexion à la rivière pour expliquer les fortes concentrations en mercure mesurées dans les poissons. Une thèse est actuellement en cours sur ces processus précisant les taux de méthylation et déméthylation dans les plantes et les sédiments de certains lacs d'inondation du Rio Beni.

8. Références bibliographiques

Ahlers William W., Reid Malcom R., Kim Jonathan P., Hunter Keith A., 1990. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, **41**, 713 - 20.

Alanoca L., 2001. "Contaminación por mercurio en la planicie de inundación del Beni", tesis licenciatura, UMSA-IRD, 87 p.

Behra, Ph., Bonnissel-Gissinger, P., Alnot, M.; Revel, R. & Ehrhardt, J. J. 2001. XPS and XAS Study of the Sorption of Hg(II) onto Pyrite. Langmuir, 17, 3970-3979

Dolbec, J.; Mergler, D.; Larribe, F.; Roulet, M.; Lebel, J.; Lucotte, M., 2001. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil *Science of the Total Environment, 271*, 87-97.

Durrieu G., Maury-Brachet R., Boudou A., 2005. Goldmining and mercury contamination of the piscivorous fish *Hoplias aimara* in French Guiana (Amazon Basin). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60 : 315-323.

Frezy N., Maury-Brachet R., Maillot E., Deheeger M., Merona De B., Boudou A., 2001. Goldmining activities and mercury contamination of native amerindian communities in french Guiana: key role of fish in dietary uptake. *Environmental Health Perspectives* 109, 449-456.

Friske P. W.B., Coker W. B., 1995. The importance of geochemical control on the natural distribution of mercury in lake and strem sediments across Canada. *Water Air Soils Pollut*., 80: 1047-1051.

Gaudet, C., Lingard, S., Cureton, P., Keenleyside, K., Smith, S. and Raju, G. (1995) *Water, Air and Soil Pollut*., **80,**1149-1159.

Guimarães, J. R. D.; Meili, M.; Hylander, L. D.; Silva, E. D. E.; Roulet, M.; Mauro, J. B. N.; de Lemos, R. A., 2000b. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils *Science of the Total Environment, 261*, 99-107.

Guimarães, J. R. D.; Roulet, M.; Lucotte, M.; Mergler, D., 2000a. Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajos river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations *Science of the Total Environment, 261*, 91-98.

IRD Publications (Expertise Collégiale), 2001. *Le mercure en Amazonie : Rôle de l'homme et de l'environnement*, (Carmouze J.P., Lucotte M. and Boudou A., Eds.).

Jackson,T. A., 1997. Long-range atmospheric transport of mercury to ecosystem, end the importance of antropogenic emissions-a critical review and evaluation of published evidence. *Environ. Rev., 5 : 99-120*.

Jonasson I. R., Boyle R. W., 1972. Geochimystry of mercury and origins of natural contamination of the environment. *Can Min. Metall. Bull., 65:32-39*.

Junk W. J., Bayley P.B., Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in the river-floodplain systems. 110-127. In: P. Dodge (ed). Proceeding of the International Large River Symposium.

Kim, CS, Ryutuba, JJ et Brown, GE., Jr 2004a. EXAFS study of mercury(II) sorption to Fe- and Al-hydroxides : Effects of pH. J. Coll. Interface Sci. 271, 1-15

Kim, CS, Ryutuba, JJ et Brown, GE., Jr 2004b. EXAFS study of mercury(II) sorption to Fe- and Al- hydroxides : Effects of chlorite and sulphate. J. Coll. Interface Sci. 270, 9-20

Malm, O., Pfeiffer, W.C., Souza, C.M.M. and Reuther, R., 1990. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira river basin, Brazil. *AMBIO* 19 (1), 11-15.

Maurice-Bourgoin L. and Quiroga I. 2002. Total mercury distribution and importance of the biomagnification process in rivers of the Bolivian Amazon. In: *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands* (McClain M., Ed.), *IAHS Special Publication*, n°. 6, pp. 49-66.

Maurice-Bourgoin L., Aalto R., Guyot J.L., 2002. Sediment-associated mercury distribution within a Major Amazon Tributary: Century-Scale Contamination History and Importance of flood plain accumulation "The structure, Function and management Implications of Fluvial Sedimentary systems", *IAHS Publ.no. 276: 161-168.*

Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Alanoca L., Chincheros J., and Quintanilla J., 2001. Distribución del mercurio en la cuenca amazónica boliviana (Rio Beni) - Impacto sobre las poblaciones ribereñas. *Revista Boliviana de Quimica*, Vol.18 (1) :16-27.

Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Chincherros J. and Courau P., 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the Upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *The Science of the Total Environment*, 260: 73-86.

Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Guyot J.L. and Malm O., 1999a. Mercury pollution in the upper Beni River basin, Bolivia. *AMBIO*, Vol. 28(4): 302-306.

Maurice-Bourgoin, L.; Alanoca, L.; Fraizy, P.; Vauchel, P. 2003. Sources of mercury in surface waters of the upper Madeira erosive basins, Bolivia *Journal de Physique IV, 107*, 855-858.

Mauro JBN. Influencia de parametros fisicos e quiımicos sobrea metilação de mercurio na raiz da macrofita aquaticaflutuante *Eichhornia crassipes* wMartx Solms., MSc Thesis,Instituto de Biofisica Carlos Chagas Filho, UFRJ, Rio de Janeiro, 1997 .

Montes de Oca I., (1989). "Geografía y Recursos Naturales de Bolivia", 2da Ed., Ed. Educacional del Ministerio de Educación y Cultura, pp 231-234.

Navarro G., Maldonado M., 2004. Geografía Ecológica de Bolivia. Ed. Centro de Ecología Simón Patiño-Departamento

de difusión.
Nriagu, J. O., Pfeiffer, W. C., Malm, O., Souza, C. M. M. and Mierle, G., 1992. Mercury pollution in Brazil. *Nature* (London), 356-389.
Pfeiffer, W. C., Lacerda, L. D., Salomons, W. and Malm, O., 1993. Environmental fate of mercury from gold-mining in the brazilian Amazon. *Environ. Ver*., 1: 26-37.
Pontgratz R., Heumannn, K. G. 1999. Production of methylated lercury, lead, and cadmium by marine bacteria as a significant natural source for etmospheric heavy metal in polar region.*Chemosphere,39(1): 89-102.*
Rodriguez Martin-Doimeadios, R.C., Monperrus, M., Krupp, E., Amouroux, D., Donard, O.F.X., 2003. Using Speciated Isotope Dilution with GC-Inductively Coupled Plasma MS To Determine and Unravel the Artificial Formation of Methylmercury in Certified Reference Sediments. Anal. Chem. 75(13), 3202-3211.
Roulet, M.; Guimaraes, J. R. D.; Lucotte, 2001b. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an amazonian floodplain - Effect of seasonal inundation M. *Water Air and Soil Pollution*, *128*, 41-60.
Roulet M, Guimarães JRD, Lucotte M, Rheault I. Methylmercury in water, seston and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajos river, Brazil. Sci Tot Environ 2000b; 261:43-59.
Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Goch, Y. G. D.; Peleja, J. R. P.; Guimaraes, J. R. D.; Mergler, D.; Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Rheault, I.; Tran, S.; Gog, Y. G. D.; Farella, N.; do Vale, R. S.; Passos, C. J. S.; da Silva, E. D.; Mergler, D.; Amorim, M. 1998a. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajos River Basin, Brazilian Amazon *Science of the Total Environment*, *213*, 203-211.
Roulet M, Lucotte M, Saint-Aubin A et al. The geochemistry of Hg in Central Amazonian soils developped on the Alterdo-Chão formation of the lower Tapajos river valley, Parastate, Brazil. Sci Total Environ 1998b;223:1-24.
Roulet, M.; Lucotte, M.; Farella, N.; Serique, G.; Coelho, H.; Passos, C. J. S.; da Silva, E. D.; de Andrade, P. S.; Mergler, D.; Guimaraes, J. R. D.; Amorim, M. 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air and Soil Pollution*, *112*, 297-313.
Roulet M, Lucotte M, Canuel R, Farella N, Courcelles M, Guimarães JRD, Mergler M, Amorim, M. Increase in mercurycontamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the Central Amazon. Chem Geol 2000a; 165:243-266.
Roulet M, 2001. Le mercure dans en Amazonie. Ed ; IRD.81-120 .
Ruiz, J.E., Rodriguez-Gonzalez, P., Garcia Alonzo, J.I., Sanz Medel, A., 2003. Isotopically-labelled compounds for validation organometallics speciation analysis. Trends Anal. Chem. 22, 108-114.
Sigel A. and Sigel H.,(1997). “Metal ions in biological systems”, Ed. MARCEL DEKER, Inc., USA, Vol. 34, p 57,372-373,387-389
Sioli, H., 1968. Hydrochemistry and geology in the Brasilian Amazon region. Amazoniana **1:** 267-277.
Sioli H. Amazonia: fundamentos de ecologia da maior regi˜ao de florestas tropicais. Editora Vozes, Petr´opolis, 1990:72 _in Portuguese.
Tremblay A, Lucotte M. Accumulation of total mercury and methylmercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. *Can J Fish Aquat Sci* 1997;54:832-841.
UNEP; United Nations Environmental Programme 2002 - Chemicals: Geneva, pp 1-270.
Xia ,K., Skyllberg, U.L, Bleam, W.F., Bloom, P.R.,Nater, E.A. et Helmke, P.A.1999. X-ray absorption spectroscopic evidence for the complexation of Hg(II) by reduced sulphur in soil humic substances. *Environ. Sci. Tech. 33*, 257-261.

ANNEXE

Tableau A 1.

Paramètres physico-chimiques concentrations des éléments majoritaires à l'entrée de la plaine d'inondation du bassin du Rio Beni pendant les années 2003-2006, Rurrenabaque.

Date	Lieu	*T* (°C)	pH	Eh (mv)	Cond (uS/cm)	COD (mg/l)	Ca+2 (mg/l)	Mg+2 (mg/l)	Na+ (mg/l)	K+ (mg/l)	Cl-(mg/l)	NO3- (mg/l)	SO4 2 (mg/l)
18/09/2003	Rurrenabaque			24,5	77	1,57	5,80	2,63	2,65	0,45	1,38	0,24	26,51
17/04/2004	Rurrenabaque	24,3	7,5	198	63		8,99	3,08	2,92	1,05	0,63	0,84	17,38
16/05/2004	Rurrenabaque	25,1	7,6	207		3,32	2,62	0,96	0,74	0,09	0,55	0,34	17,77
15/06/2004	Rurrenabaque	22,0	7,4	210	75	1,70	8,95	3,69	3,12	0,55	0,29	0,00	7,23
15/08/2004	Rurrenabaque	25,2	7,5	263		1,30	11,46	3,28	2,96	0,42	1,78	0,00	29,65
15/10/2004	Rurrenabaque	26,3	6,9	219	66	3,66	7,46	2,52	3,28	1,14	0,79	3,41	11,80
11/07/2004	Rurrenabaque	23,1	7,0	196		1,88	10,79	4,33	4,76	0,87	1,47	0,65	28,04
28/11/2004	Rurrenabaque	25,0	7,6	148	45	4,62	3,87	1,54	1,41	0,46	0,54	0,48	15,71
12/12/2004	Rurrenabaque	25,9	7,3	182	22		5,50	1,77	1,82	0,77	0,42	0,55	10,84
15/01/2005	Rurrenabaque	24,3	7,7	81	144	2,29	18,33	6,29	7,36	2,49	0,55	0,70	34,85
21/02/2005	Rurrenabaque	23,0	7,4	42	82	4,36	4,50	1,75	1,66	0,77	0,68	0,51	18,33
17/03/2005	Rurrenabaque	29,1	6,9	89	90	1,13	8,78	3,90	2,82	1,21	0,48	0,40	12,14
12/05/2005	Rurrenabaque	25,6	7,7	63	55	1,24	8,58	4,31	3,28	0,91	0,46	1,03	23,03
30/09/2005	Rurrenabaque				126	4,87	12,36	5,19	4,94	0,80	1,69	n.a.	32,53
19/11/2005	Rurrenabaque	26,3	7,1		93	11,50	8,56	3,92	5,88	1,07	1,03	0,43	25,63
15/12/2005	Rurrenabaque	25,0	6,8	44,3	68	3,72	7,02	2,34	3,10	0,83	0,54	0,43	14,24
20/01/2006	Rurrenabaque	28,0	7,0		72		12,32	3,56	3,65	1,43	0,63	0,72	26,05
18/02/2006	Rurrenabaque	25,3	6,9		129		12,11	4,68	4,14	1,41	0,49	0,55	26,24
15/03/2004	Riberalta	27,8	7,2	198	26	3,84	8,90	3,67	2,76	1,29	0,68	0,92	25,03
19/04/2004	Riberalta	28,6	6,9	235	51	3,89	8,67	3,39	2,82	1,40	0,30	0,48	10,16
19/05/2004	Riberalta	24,5	6,1	153	77		4,51	1,94	1,62	0,53	0,27	0,49	9,44
19/06/2004	Riberalta	25,0	7,4	264	72	3,17	2,70	0,95	0,72	0,12	0,18	0,28	5,21
10/07/2004	Riberalta	23,4	7,4	236,4	125	2,86	13,08	5,22	4,22	1,24	0,89	1,05	21,66
18/08/2004	Riberalta	25,0	7,0	215		7,98	8,07	4,75	3,93	1,24	1,05	0,75	24,28
17/10/2004	Riberalta	29,7	7,3	163,5	104	3,23	6,51	2,50	2,20	0,78	0,43	0,59	11,09
15/12/2004	Riberalta	29,7	6,7	94	95	9,81	7,27	2,69	2,35	0,99	0,61	0,76	17,23
18/01/2005	Riberalta	28,6	7,0	84	66		4,17	1,82	1,49	0,78	1,02	0,80	18,46
23/02/2005	Riberalta	28,3	7,4	94	124	5,61	10,94	5,39	5,40	2,67	0,99	0,78	26,19
15/03/2005	Riberalta				89	5,84	8,50	4,07	2,99	1,75	0,53	0,39	12,55
10/05/2005	Riberalta	26,2	7,8		95	1,92	7,53	3,50	3,11	1,26	0,40	0,34	8,69
04/10/2005	Riberalta				169	5,63	18,09	6,91	7,63	1,53	2,07	1,61	46,33
22/11/2005	Riberalta	25,3	7,0	27	80	3,51	9,08	3,35	3,53	1,01	0,69	n.a.	18,19
21/12/2005	Riberalta	26,0	7,3		125	14,29	7,63	2,78	3,14	1,13	0,60	0,71	13,41
25/01/2006	Riberalta	27,0	7,3		152	7,91	6,31	2,39	2,70	1,04	0,63	0,78	17,31
02/03/2006	Riberalta	26,0	7,6		127		9,72	3,82	3,76	2,03	0,54	5,45	12,58
10/05/2005	Riberalta	26,2	7,8		96								
13/03/2003	GRC1	30,4	6,9	190	217		21,77	8,14	4,53	7,74	0,15	0,00	2,51
16/09/2003	GRC1 1,3m	24,7	8,7	202	125	2,95	9,86	3,98	1,17	2,97	0,59	0,04	15,66
17/09/2003	GRM1	28,4	4,4	78	163	3,55	17,01	7,16	2,05	4,68	0,23	0,00	6,17
17/09/2003	GRM3	29,1	7,7	118	200	3,20	8,10	3,11	1,15	2,84	0,30	0,00	8,16
04/03/2004	GRM3	31,4		120		6,14	8,01	3,24	1,65	2,24	0,43	11,52	0,00
04/03/2004	GRC1	33,5	8,2	141	217	7,28	21,11	10,53	4,45	5,88	0,32	10,71	0,00
04/03/2004	GRC1 1,00 m					6,23	17,98	7,70	3,84	5,06	0,54	17,14	0,56
04/03/2004	GRC1 1,80 m					6,10	21,58	11,04	4,53	5,86	0,52	16,54	0,45
04/03/2004	GRM1	36,2	7,8	174		6,47							
06/07/2004	GRC1	27,2	7,7	193		4,97	23,79	5,37	1,96	3,27	0,10	8,22	0,00
24/11/2004	GRM2	33,0	8,7	52		5,83	30,42	15,06	6,23	12,06	0,35	48,31	0,00
25/11/04	GRC1 surface	31,3	8,6	83		3,79	32,53	13,15	5,38	9,33	0,18	26,56	0,00
25/11/04	GRC1 1m	30,5	8,6	81		4,92	31,93	13,51	5,51	9,78	0,33	44,72	0,00
06/05/2005	GRC1	26,9	7,5	162	165	4,49	17,15	6,87	1,90	5,26	n.a.	0,24	7,90

Tableau A 2

Débits, mercure, méthyl mercure particulaire, COP, MES et débit à la entrée de la plaine d'inondation du bassin du Rio Beni pendant les années 2003-2006, Rurrenabaque.

								Fluorescence atomique					IDMS								
Date	Lieu	Q journalier (m3/s)	MES (mg/l) 0,45 µm	SD MES filtre 0,45 µm	RDS % MES	n	MES filtre analisé Hg mg/l	Hg-P tot (ng/g)	Hg-P tot ng/l	SD	RDS%	n	Hg-P tot inorg (ng/g)	RDS%	SD	MeHg-P (ng/g)	RDS%	SD	Hg-P tot (ng/g)	SD	MeHg-P %
18/09/2003	Rurrenabaque	745	205	15	7,5	2	209	159,7	32,7	0,4	1,6	2									
17/04/2004	Rurrenabaque	1805	898	57	6,3	2	948	89,4	80,3	2,0	4,8	3	95	4,2	4	0	4,7	0,0	95,9	4,0	0,5
16/05/2004	Rurrenabaque	1283	141	18	12,7	2	118	87,2	12,3	1,0	3,0	3									
15/06/2004	Rurrenabaque	900	69	1	0,8	2	64	99,8	6,9	12,3	14,5	2									
15/08/2004	Rurrenabaque	589	24	1	2,1	3	20	153,3	3,7	0,3	2,5	2	213,5	3,2	6,9	2,66	5,5	0,15	216,2	7,1	1,7
15/10/2004	Rurrenabaque	757	964	56	5,8	3	1016	137,0	132,1	0,8	2,1	2	102,9	1,5	1,5	0,62	5,7	0,04	103,5	1,6	0,5
11/07/2004	Rurrenabaque	770	221	18	8,3	2	261	106,9	23,6	0,3	1,2	2	106,4	8,2	8,7	0,98	4,6	0,04	107,3	8,7	0,9
28/11/2004	Rurrenabaque	1463	472	24	5,1	3	512	118,1	55,7	0,3	0,7	2	110,3	3,4	3,7	0,71	5,3	0,04	111,0	3,8	0,6
12/12/2004	Rurrenabaque	2027	697	44	6,2	3	717	98,1	68,4	2,1	4,4	3	114,5	1,2	1,4	0,64	5,0	0,03	115,2	1,4	0,7
15/01/2005	Rurrenabaque	2749	7131	586	8,2	4	7891	78,0	555,9	1,1	1,4	2	142,0	3,7	5,3	1,06	2,1	0,02	143,1	5,3	1,4
21/02/2005	Rurrenabaque	3688	2603	55	2,1	3	2519	326,9	851,0	0,5	1,1	3	282,0	1,8	5,0	1,30	2,5	0,03	283,3	5,0	0,4
17/03/2005	Rurrenabaque	1833	868,1	26,4	3,0	3	833	255,6	221,9	0,9	4,4	2	218,2	5,1	11,2	2,00	5,1	0,10	220,2	11,3	0,8
12/05/2005	Rurrenabaque	845	1119,7	35,0	3,1	3															
30/09/2005	Rurrenabaque	395	22,7	2,1	9,4	2	21	338,6	7,7	0,9	1,1	3	333,4	6,5	21,6	5,16	7,3	0,38	338,6	21,9	1,5
19/11/2005	Rurrenabaque	937	860,1	24,5	2,8	4	830	101,6	87,4	1,4	3,4	3	99,5	1,0	1,0	0,54	3,0	0,02	100,0	1,0	0,5
15/12/2005	Rurrenabaque	1937	1119,7	35,0	3,1	3	1046	313,0	350,5	1,3	3,0	4	112,4	1,0	1,1	0,64	5,4	0,04	113,0	1,2	0,2
20/01/2006	Rurrenabaque	6312	1002,5	116,7	11,6	2	2238	280,4	281,1	2,8	3,3	3	290,7	4,2	12,1	0,66	5,7	0,04	291,4	12,1	0,2
18/02/2006	Rurrenabaque	3022	3070,4	123,0	4,0	2	3070	628,4	1929,5	4,7	3,6	2									
15/03/2004	Riberalta	2458	1173,0	25,5	2,2	2	1298	71,4	83,7	1,6	4,3	2									
19/04/2004	Riberalta	2447	696,0	15,1	2,2	2	688	180,0	125,3	1,4	2,3	2									
19/05/2004	Riberalta	2245	344,2	23,5	6,8	2	406	172,0	59,2	1,2	2,1	2	133,7	2,7	3,6	0,54	3,2	0,02	134,3	3,6	0,3
19/06/2004	Riberalta	1432	275,2	14,1	5,1	2	263	267,1	73,5	0,2	0,3	2	122,7	1,2	1,4	0,78	5,8	0,05	123,5	1,5	0,3
10/07/2004	Riberalta	970	460,5	17,7	3,8	2	445	172,4	79,4	1,2	2,3	2	183,0	6,2	11,3	1,34	3,8	0,05	184,4	11,3	0,8
18/08/2004	Riberalta	850	593,3	54,7	9,2	3	521	180,6	107,1	1,5	2,4	2									
17/10/2004	Riberalta	1704	356,7	3,8	1,1	3	413	176,7	63,0	0,1	0,3	3									
15/12/2004	Riberalta	2983	692,3	10,3	1,5	4	685	128,8	89,1	3,5	7,8	3	107,5	2,6	2,8	0,53	5,5	0,03	108,1	2,9	0,4
18/01/2005	Riberalta	3596	741,7	29,6	4,0	3	741	123,6	91,7	0,5	1,4	2	148,1	5,7	8,5	3,01	4,5	0,13	151,1	8,6	2,4
23/02/2005	Riberalta	3463	4011,6	31,3	0,8	4	3944	289,2	1160,3	0,7	1,9	3	242,4	8,8	21,4	0,99	3,6	0,04	243,4	21,4	0,3
15/03/2005	Riberalta	4487	937,7	23,7	2,5	3	896	336,1	315,1	0,5	0,6	3	288,5	8,2	23,7	2,61	1,2	0,03	291,1	23,7	0,8
10/05/2005	Riberalta	2139	280,0	11,5	4,1	3	263	356,9	99,9	1,2	2,1	3	470,9	4,0	18,7	0,77	5,4	0,04	471,7	18,7	0,2
04/10/2005	Riberalta	866	306,0	0,7	0,2	2	256	411,5	125,9	3,4	4,1	2	328,0	0,8	2,6	0,99	5,6	0,06	329,0	2,7	0,2
22/11/2005	Riberalta	1777	603,0	16,8	2,8	4	577	444,8	268,2	3,1	3,0	2	227,3	2,8	6,3	0,69	2,3	0,02	228,0	6,3	0,2
21/12/2005	Riberalta	2153	514,5	46,0	8,9	2	355	414,7	213,4	1,4	3,5	2	204,7	4,5	9,3	0,83	1,3	0,01	205,5	9,3	0,2
25/01/2006	Riberalta	4030	966,0	92,4	9,6	2	882	299,8	289,6	2,0	5,6	3	174,8	2,8	4,8	0,48	7,9	0,04	175,3	4,9	0,2
16/09/2003	GRC1 1,3m		43,8	0,6	1,3	2	39	399,8	15,4	1,7	4,1	2	104,4	0,8	0,8	1,67	7,6	0,13	106,1	0,9	0,4
17/09/2003	GRM1		19,1	0,5	2,9	2	16	52,6	0,8	0,2	11,8	2	201,5	4,0	8,0	5,64	10,3	0,58	207,1	8,6	10,7
17/09/2003	GRM3		42,2	0,4	0,9	2	38	177,6	6,8	0,0	0,1	2	115,9	1,1	1,3	1,74	7,1	0,12	117,7	1,4	1,0
04/03/2004	GRM3		47,7	1,7	3,6	2	48	265,2	12,8	0,7	1,7	2	219,4	4,2	9,2	4,46	1,8	0,08	223,9	9,3	1,7
04/03/2004	GRC1		36,0	0,0	0,0	2	35	1790,3	63,0	3,1	3,0	2									
04/03/2004	GRC1 1,00 m		44,8	1,8	4,0	2	59	506,8	30,0	1,7	4,2	2									
04/03/2004	GRC1 1,80 m		41,4	0,8	2,0	2	28	201,2	5,7	0,4	2,3	2									
04/03/2004	GRM1		30,2	1,1	3,7	2	24	121,4	2,9	0,8	9,8	2	206,8	2,0	4,1	5,72	2,1	0,12	212,5	4,2	4,7
06/07/2004	GRC1		37,7	0,1	0,2	2	35	259,5	9,2	3,5	7,6	2									
24/11/2004	GRM2		187,3	12,4	6,6	3	185	198,8	36,7	1,1	2,3	2	144,7	8,9	12,9	1,68	5,3	0,09	146,4	13,0	0,8
25/11/04	GRC1		82,9	6,6	7,9	3	86	234,7	20,1	1,6	2,9	4	266,5	5,9	15,8	1,65	6,2	0,10	268,2	15,9	0,7
25/11/04	GRC1 1m		93,2	5,9	6,3	2	94	151,7	14,2	1,3	3,4	3	221,8	2,1	4,8	1,35	4,9	0,07	223,2	4,8	0,9
06/05/2005	GRC1		34,3	0,6	1,7	2	22	311,9	6,8	0,6	2,6	2	399,0	6,7	26,6	3,17	6,0	0,19	402,2	26,8	1,0

GRC: lac La Granja, centre du lac
GRM: lac La Granja, macrophytes