

GESTION TERRESTRE DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE: ESSAI PILOTE ET EVOLUTION DE LA CHARGE POLLUANTE

C.Gamsonré¹, ENUTECH, Canada

ABSTRACT

The Saurel marina has a recurring silting problem due to its geographic location at the junction of the Saint Lawrence and Richelieu rivers. This situation frequently leads to emergency dredging followed by the confinement of the contaminated sedimentary material. This proposed study is intended with a view to improving understanding of geochemical mobility and contaminant speciation mechanisms associated with dredging sediments. New management alternatives that are better adapted can therefore be favoured on this basis.

To do so, 240 m³ of sediments were dredged and then divided equally into six experimental basins. These basins were exposed to inclement weather, photochemistry and various intangibles involved with actual natural conditions. The first basin, T1, was devoid of contamination while the other five (T2 to T6) showed contamination of trace metallic elements (TMEs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and C₁₀-C₅₀ hydrocarbons. Each of the basins was connected to an apparatus used to gather leachate water. The same treatment based on the use of specific input (lime and horse manure) coupled with sediment stirring, was repeated three times for basins T4, T5, T6. The other basins were left untouched.

Eventually, Zn is the only element found in significant amount in leachate water and C₁₀-C₅₀ hydrocarbons concentration decreases in basins with lime and horse manure (biodegradation).

Keywords: sediment, dredging, TMEs, C₁₀-C₅₀ hydrocarbons, biodegradation

INTRODUCTION

Le maintien d'un niveau d'eau adéquat dans les marinas constitue une véritable problématique socio-économique (Comtois et Slack, 2011) : des curages d'entretien de sédiments potentiellement contaminés sont fréquemment effectués afin de ne pas entraver la circulation des voies navigables. S'il est commun d'entendre que le dragage et le dépôt terrestre des sédiments créent, entre autres, des conditions favorables au relargage des éléments traces métalliques (ETM), quelle est la magnitude réelle de ces effets ?

Plus particulièrement, quels sont les véritables risques associés à la gestion terrestre de sédiments de dragage modérément contaminés, soit présentant des concentrations inférieures au critère C de la grille des critères génériques pour les sols incluse dans la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés ?

C'est pour répondre à ces interrogations qu'un projet de recherche commun entre l'Université du Québec à Montréal (UQÀM) et la compagnie en génie civil Gersol Construction inc. a vu le jour.

DRAGAGE DES SÉDIMENTS À L'ÉTUDE

Les sédiments à l'étude proviennent de la marina de Saurel, située sur la Rive-Sud du fleuve Saint-Laurent, à l'est de l'embouchure de la rivière

Richelieu, juste à la limite des municipalités de Sorel-Tracy (située à 65 km de l'île de Montréal) et de Sainte-Anne-de-Sorel. Elle est constituée de deux bassins : le parc nautique fédéral et le parc nautique de Sorel.

Le choix des zones de dragage s'est fait sur la base de campagnes d'échantillonnages antérieures, réalisées en 2002, 2003 et 2004 par SNC-Lavalin sur les sites des deux parcs nautiques (PROCEAN, 2003 et 2004). En l'occurrence, selon l'Annexe 2 de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (PPSRTC), la majorité des échantillons de sol se situent dans la plage A-B de contamination pour le parc nautique fédéral et sous le critère A, pour ce qui est du parc nautique de Sorel.

Au total, ce sont 240 m³ de matériel sédimentaire qui ont été dragués le 21 avril 2011 à l'aide d'une rétrocaveuse mécanique munie d'un godet d'une capacité d'environ 10 m³. De cette quantité, 200 m³ de sédiments proviennent du parc nautique fédéral. Les 40 m³ restants viennent du parc nautique de Sorel. Afin de mieux cerner la contamination récente, l'excavation a été superficielle, soit 1 m de profondeur.

CONTEXTE LÉGISLATIF

Au Québec, sur le plan législatif, les opérations

de dragage sont soumises en amont à l'obtention d'un certificat d'autorisation selon la section IV de la Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q. c. Q-2). Cette exigence permet d'évaluer l'ensemble des impacts environnementaux potentiels en fonction de chacun des projets soumis. De plus, le projet de loi n° 72, Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains, établit les conditions relatives à la réhabilitation du matériel. Les critères définis s'avalisent sur des considérations biophysicochimiques, mais intègrent également les spécificités géochimiques du fleuve Saint-Laurent (Lafond, 2010).

Une fois dragués, les sédiments sont considérés comme des sols et sont dès lors assujettis à la PPSRTC (Beaulieu, Drouin et Vézina, 1999). Le MDDELCC propose différentes options de gestion des sédiments dragués allant du traitement, à l'enfouissement en passant par la valorisation, dépendamment de la plage de contamination du matériel excavé.

En 2001, le Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC) (R. L. R.Q., c. Q-2, r. 18) modifie le *modus operandi* entourant la gestion des terrains contaminés (Rieussec, 2008). Des valeurs limites, supérieures au critère C, fixent les concentrations au-dessus desquelles l'enfouissement des sols n'est plus acceptable (cf. Annexe I du RESC). À la suite de l'entrée en vigueur de ce règlement, le volume des sols confinés a diminué de 40 % en 4 ans, pour atteindre 20 % en 2005.

Cinq ans plus tard, en 2006, l'adoption du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles (REIMR) (c. Q-2, r. 19) permet de confiner les sols classés $\leq B$, selon la PPSRTC, dans un lieu d'enfouissement de débris de construction et de démolition (LEDCE) autorisé et exploité. En comparaison, les critères définis pour le recouvrement des matières résiduelles sont, eux, beaucoup plus sévères. Conséquence directe : le volume des sols enfouis augmente de 19 % pour atteindre 39 % en 2010. Sur ces 39 %, 46 % présentent un niveau de contamination $< C$ (Hébert et Bernard, 2013).

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

L'étude proposée sous-tend que les options dont dispose l'industrie pour gérer les sédiments dont le niveau de contamination est $< C$ sont trop limitées; et ce, en raison d'un manque d'études portant sur : 1) la distribution/spéciation des contaminants dans la matrice sédimentaire et 2) le devenir des polluants associés aux sédiments dragués et entreposés sous condition naturelle.

En l'occurrence, les sédiments dragués le 21 avril 2011 affichent un niveau de contamination se

situant : (1) dans la plage A-B pour les ETM suivants : chrome (Cr), zinc (Zn), nickel (Ni), cuivre (Cu), cobalt (Co) et plomb (Pb) ; (2) au début de la plage B-C en ce qui a trait aux hydrocarbures pétroliers C10-C50 ; (3) dans la plage A-B en ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) lourds en présence, tels le benzo(b,j,k) fluoranthène, le chrysène, le fluoranthène, le pyrène, le benzo(a)anthracène et le benzo(a) pyrène. Le phénanthrène -HAP léger- se situe également dans la plage A-B de contamination.

Une fois excavés, les sédiments ont été acheminés vers le site prévu d'assèchement, une ancienne sablière reconvertie en site expérimental pilote. L'ensemble du matériel sédimentaire a été réparti équitablement dans 6 bassins expérimentaux, à raison de 40 m³ par bassin, empilé sur 1 m. Les sédiments issus du parc nautique de Sorel, caractérisés $< A$, ont été déposés dans le bassin n° 1 (B1); ceux du parc nautique fédéral, dans les cinq cellules restantes (B2 à B6). L'assèchement s'est fait naturellement et progressivement, par décantation des particules solides et évaporation de l'eau accumulée à la surface. Chaque bassin était relié à un regard servant à l'analyse des eaux de lixiviation (Fig. 1).

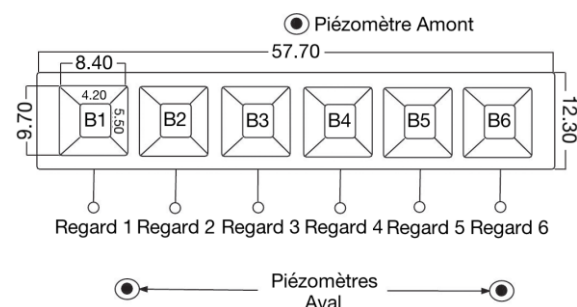


Fig.1 Design des cellules expérimentales (mesure en mètres ; échelle non respectée)

Un système d'imperméabilisation composé d'une géomembrane en polyéthylène basse densité a été placé à la base de l'aire d'assèchement, sur le sol naturel, dont les pentes ont été préalablement profilées pour favoriser le drainage. Cette géomembrane visait à empêcher la migration de l'eau potentiellement contaminée des sédiments vers le terrain naturel sous-jacent.

Le système de collecte du lixiviat a été installé au-dessus de la géomembrane; il était composé d'une couche de sable drainant dont le passant 80 microns était inférieur à 5 % et muni d'une conduite de collecte en polyéthylène haute densité de 10 cm de diamètre. L'épaisseur de la couche de sable était de 20 cm. Elle était séparée des sédiments par un géotextile rendant impossible le mélange entre les sédiments et le sable drainant. Cette pièce de

géotextile était toutefois perméable afin de ne pas faire obstacle à l'eau de lixiviation.

Essais sur les sédiments

Les sédiments déposés dans les bassins expérimentaux sont directement exposés aux intempéries (eaux de percolation), à la photochimie (oxydation de surface) ainsi qu'aux différents impondérables qu'impliquent les conditions naturelles réelles (cycle gel-dégel, action du vent, passage d'animaux fouisseurs...) (Achard, 2013). Les essais sans intrants sont toutefois à distinguer des essais avec intrants : l'ajout d'intrants dans les bassins concernés (B4, B5, B6) a été effectué 3 mois après la mise en dépôt des sédiments dragués, sur un matériel encore saturé d'eau (% wt = 200 %) et n'ayant subi aucun conditionnement particulier (pas de tri préalable).

Précisément, l'objectif directeur du travail de recherche était de caractériser les tendances dans le temps, en termes d'évolution de la charge polluante associée aux sédiments. Ceci en fonction du changement naturel (sédiments dragués, transférés d'un milieu fluviatile semiréducteur à un milieu terrestre oxydant) ou induit (ajout de chaux ou de fumier de cheval frais et brassage mécanique) des conditions physicochimiques.

Ainsi, les trois premiers bassins expérimentaux représentaient les conditions naturelles, sans aucune intervention physique (essais sans intrants). Les trois derniers bassins expérimentaux (essais avec intrants) étaient, quant à eux, sujets à l'ajout d'un amendement organique (3 t de fumier de cheval frais) et inorganique (50 kg de chaux). Leur contenu a par la suite été brassé mécaniquement. La répétition des essais (3 fois pour chaque bassin) a permis d'assurer la validité statistique des analyses subséquentes.

À noter que l'ajout de fumier (exempt de contamination) et, par là même, de matières organiques (MO) rentre dans le cadre des techniques de bioremédiation. Le terme est générique et les procédés en eux-mêmes se déclinent différemment selon le mode opératoire et le protocole employé.

L'ajout d'amendement organique permet également de structurer les sédiments en plus de constituer un apport en éléments nutritifs (Singer et Munns, 1996). Le fumier de cheval, plus précisément, a déjà été utilisé comme intrants dans des cas de sols/sédiments de dragage contaminés aux HAP, aux hydrocarbures pétroliers et aux métaux avec des résultats significatifs : soit une réduction de 99,66 % du pyrène en biopile (ratio 2 : 1 (w/w) sol contaminé/fumier) (Ubani, 2012) ou encore, une réduction de la phytodisponibilité du chromate dans le sol (Bolan et al., 2003). L'ajout d'amendement ou épandage in situ est généralement couplé à un brassage mécanique répété permettant ainsi de

stimuler la flore aérobie (ADEME, 2006).

Pour ce qui est de la chaux, elle est communément utilisée dans l'optique d'augmenter le pH et participe, plus précisément, à la séquestration des ÉTM associés aux sédiments de dragage. Si, en 2006, Löser et al. démontrent l'incapacité de la chaux à contrer l'oxydation du soufre, ils soulignent néanmoins sa faculté à neutraliser l'acide sulfurique généré : plus la quantité de chaux est élevée, plus longtemps le système demeure avec un pH > 7. En ce sens, les ÉTM susceptibles d'être relargués en cas d'acidification du système sont inévitablement stabilisés (Zn, Ni et Cu).

Les études qui font part de l'utilité de la chaux dans une optique de bioremédiation des sols/sédiments de dragage sont nombreuses. Les différences de résultats s'expliquent surtout par la quantité de chaux ajoutée, généralement déterminée en fonction des particularités minéralogiques des sédiments : ratio (S (soufre))/(Ca (calcium) + Mg (magnésium)).

Dans le cadre particulier de ce projet de recherche, les quantités d'intrants sont déterminées de la façon suivante : (1) Pour le fumier frais de cheval : selon une densité approximative de 375 kg/m³ (fumier + litière) (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 2011) et sur la base d'un ratio typique de bioremédiation, soit tournant autour de 80/20 (sol contaminé/compost) (United States Environmental Protection Agency, 1997). Ainsi, chaque bassin contenait 40 m³ de sédiments auxquels 8 m³ de fumier ont été ajoutés (ratio 80/20), soit 3t, en utilisant une densité de 375 kg/m³ pour le fumier (375 kg * 8 m³ = 3 000 kg = 3 t); (2) pour la chaux : d'après Saeed, Eisazadeh et Kassim (2012), la quantité de chaux nécessaire à la fixation des ÉTM se situe généralement entre 3 % et 10 % du poids sec du sol contaminé. En l'occurrence, seulement 50 kg (0,12 % du poids sec des sédiments dragués) de chaux dolomitique ont été rajoutés au bassin, considérant la présence, dans les sédiments à l'étude, de calcite et de dolomite (2,5 % en moyenne, les deux espèces confondues) et d'une très faible concentration de sulfure (0,1 % en moyenne). Le rapport [sulfure]/[Ca+Mg] étant inférieur à 2/3, cette quantité est jugée suffisante pour contrebalancer les faibles fluctuations de pH (décomposition de la MO) attendues et participe, en outre, au développement du couvert végétal.

Le fumier de cheval a uniquement été choisi en raison de sa disponibilité. Il provient d'une ferme de Contrecoeur, située à 12 km seulement de Saint-Roch-de-Richelieu. Permettant un coût d'acquisition plus faible, cette pratique souscrit au principe d'écologie industrielle.

Trois campagnes d'échantillonnage des sols/sédiments de dragage ont été effectuées durant l'expérimentation pilote couvrant chacune une

période de temps différente après le dragage et la mise en dépôt terrestre des sédiments, soit 6 jours (T0), 14 mois (T1) et 19 mois (T2).

Chaque fois, 24 échantillons de sol par bassin expérimental ont été prélevés en surface (0 cm-30 cm).

Quant aux eaux de lixiviation, elles ont été collectées et dosées de manière systématique (11 fois durant l'expérimentation, selon un intervalle de 1 à 5 mois).

SYNTHÈSE DES RÉSULTATS OBTENUS

Sur le plan expérimental, les différents tests utilisés ont permis de caractériser précisément : (1) les propriétés biophysicochimiques intrinsèques des sédiments de la marina de Saurel ainsi que (2) les tendances évolutives de la charge polluante mixte, après dragage puis mise en dépôts dans différents bassins expérimentaux (période de deux ans).

En l'occurrence, les sédiments de la marina de Saurel présentent des caractéristiques typiques des sédiments du fleuve Saint-Laurent (prédominance de silicates, sulfures en trace, présence de pyroxène) avec néanmoins une teneur en MO et une quantité relative d'argile phylliteuse (muscovite) plus importante; ceci se vérifie particulièrement pour les sédiments issus du parc nautique fédéral.

Le dosage des métaux extractibles totaux a été effectué conformément à la méthode publiée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, soit MA. 200 – Mét. 1.2, Rév. 1 et préconisée par le MDDELCC. Il en ressort des concentrations moyennes en Cu, Pb, Ni, Cr, Co et Zn qui se situent majoritairement dans la plage A-B de contamination (PPSRTC). Seuls les sédiments dragués à partir du parc nautique de Sorel sont exempts de contaminants.

Des tests de distribution des métaux présents dans la matrice sédimentaire ont été effectués. Les résultats démontrent que 90 % du Cu, Ni, Co et Cr est associé à la fraction résiduelle tandis que 70 % du Zn est lié aux hydroxydes cristallisés. Le Pb est, quant à lui, « compartimenté » de façon plus équilibrée, réparti entre la MO, les oxyhydroxydes et les carbonates, avec tout de même une prédominance dans la fraction résiduelle. Aucun ÉTM n'est prépondérant dans la fraction échangeable (lien possible avec la granulométrie particulièrement sablonneuse des sédiments dragués).

Par ailleurs, le Zn est le seul élément dosé dans l'eau de lixiviation durant toute la durée du projet. Ceci confirme l'affinité de l'élément pour les oxyhydroxydes : les conditions de réduction qui ont prévalu du T0 au T2 ont pu permettre le relargage d'une certaine quantité de Zn associé aux hydroxydes amorphes.

Le test « synthetic precipitation leaching procedure » (SPLP) a également mis en exergue la

mobilisation éventuelle du Pb à pH 4,2. C'est un élément à prendre en compte dans l'optique d'une revalorisation des sédiments sous conditions naturelles.

Par ailleurs, aucune différence n'est à signaler entre les essais avec intrants et les essais sans intrants en termes d'évolution de la charge polluante inorganique : les concentrations en Cu, Pb, Cr, Ni, Co et Zn sont restés dans la plage A-B de contamination pendant toute la durée du projet.

Dans le cas des hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀, la biodégradation semble avoir été stimulée par l'ajout de fumier de cheval et par le brassage mécanique des sédiments (concentrations passées sous le critère A). Cependant, la différence n'est pas significative statistiquement ($p > 0,01$).

Pour ce qui est des HAP, la présence de métabolite du pyrène et du fluoranthène est une preuve irréfutable que le processus de biodégradation est enclenché. Ce processus est néanmoins indépendant de toute stimulation externe (produits de dégradation retrouvés dans tous les bassins expérimentaux contaminés).

Aucun contaminant organique n'est dosé de manière significative dans l'eau de lixiviation du T0 au T2.

CONCLUSION

Le projet s'est déroulé sur une durée de 2 ans et les résultats observés sont propres à cette « fenêtre temporelle ». On retiendra, dans les sédiments dragués : (1) le faible degré de contamination; (2) le rapport [sulfure]/[Ca+Mg] inférieur à 2/3 (faible potentiel acidogène); (3) l'affinité du Cu, Cr, Co et Ni pour la fraction résiduelle (fraction plus stable); (4) le caractère hydrophobe des HAP et la très faible mobilisation des hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀; (5) la non-toxicité des métabolites issus de la dégradation du pyrène et du fluoranthène.

La mise en garde concerne l'évolution de la distribution au sein de la matrice sédimentaire : (1) du Zn car la liaison Zn-oxyhydroxydes est instable dans le temps (Vansimaey, 2011). En outre, les oxydes de Zn sont mobilisables en conditions réductrices; (2) du Pb : bien que retrouvé en faible quantité dans des fractions plus ou moins stables selon l'évolution des conditions physicochimiques.

Les sédiments mis en dépôt ont également servi de substratum pour l'établissement d'un couvert végétal (*Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, *Chenopodium album*) avec une surface de recouvrement de 100 %, et ce, tous bassins confondus.

Aucune accumulation de métaux ni de contaminants organiques n'est observée dans les racines et les feuilles des espèces végétales en présence.

RÉFÉRENCES

- [1] Achard, R. (2013). Dynamique des contaminants inorganiques dans les sédiments de dragage : rôle spécifique de la matière organique naturelle, thèse de doctorat, Université de Toulon et du Var, 183 p.
- [2] ADIT – Société Nationale d'Intelligence Stratégique (2006). Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME), Angers, 92 p.
- [3] Beaulieu, M., R. Drouin et P. Vézina (1999). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, Québec, Les Publications du Québec, 124 p. Disponible à partir de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/index.htm>.
- [4] Bolan, N. S., D. C. Adriano et D. Curtin (2003). « Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability », *Advances in Agronomy*, vol. 78, p. 215-272.
- [5] Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (2011). Fumier de ferme : Valeurs fertilisantes – Productions non documentées en termes de valeurs et protocoles validés ou de valeurs transitoires. Comité de coordination, effluents d'élevage.
- [6] Comtois, C. et B. Slack (2010). Analyse internationale des stratégies de développement des axes fluvio-maritimes : mieux positionner le système Saint-Laurent, Rapport au Secrétariat au transport maritime et à la mise en valeur du Saint-Laurent, ministère des Transports du Québec, 266 p.
- [7] Lafond, J. (2010). La fixation irréversible des métaux par la fraction silto organique des sédiments de dragage de la rivière Richelieu, Sorel-Tracy, Québec, mémoire de maîtrise en sciences de la terre, Université du Québec à Montréal, 93 p.
- [8] Löser, C., A. Zehnsdorf, P. Hoffmann et H. Seidel (2006). « Bioleaching of heavy metal polluted sediment: Influence of sediment properties (Part 2) », *Engineering in Life Sciences*, vol. 6, no 4, p. 364-371.
- [9] PROCEAN (2003). Programme décennal de dragage à la marina de Saurel – Rapport principal de l'étude d'impact sur l'environnement, ministère de l'Environnement, 68 p.
- [10] PROCEAN (2004). Programme décennal de dragage à la marina de Saurel – Rapport complémentaire à l'étude d'impact sur l'environnement, ministère de l'Environnement, 68 p.
- [11] Rieussec, E. (2008). Analyse comparative des différents modes de gestion des sédiments de dragage en milieux terrestre et marin, mémoire de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, 124 p.
- [12] Saeed, K. A., A. Eisazadeh et K. A. Kassim (2012). « Lime stabilized Malaysian lateritic clay contaminated by heavy metals », *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, vol. 17, p. 1807-1816.
- [13] Singer, M. J. et D. N. Munns (1996). *Soils : an introduction*, 3e édition, New Jersey (USA), Prentice-Hall Inc., 488 p.
- [14] Ubani, O. (2012). Compost bioremediation of oil sludge by using different manures under laboratory conditions, mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, Pretoria, Université d'Afrique du Sud, 322 p.
- [15] United States Environmental Protection Agency (1997). *Innovative uses of compost: Bioremediation and Pollution Prevention*, 6 p. Disponible à partir de <http://www.epa.gov/compost/pubs/bioremed.pdf>
- [16] Vansimaey, C. (2011). Comportement à long terme de dépôts de sédiments de curage : approche mécanistique du transfert de métaux en milieux poreux non saturé, thèse de doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille 1 et École des Mines de Douai, 195 p.