

**ANNEXE 11**

MODÉLISATION HYDROLOGIQUE ET TRANSPORT DES CONTAMINANTS

Richelieu, le 9 novembre 2020

GCM Consultants inc.

Par courriel

À l'attention de Mme Mélissa Tremblay, ing. Chargée de projets

**Objet : Modélisation numérique du transport de contaminants dissous  
À partir du parc à résidus miniers final  
Projet Bachelor à Desmaraisville**

Madame,

C'est avec plaisir que je vous transmets un rapport sommaire sur la réalisation de simulations de transport souterrain de contaminants dissous à partir du parc à résidus miniers du projet Bachelor, situé à Desmaraisville (Québec).

Les pages qui suivent présentent les objectifs du mandat, la démarche réalisée, les résultats obtenus, ainsi que les conclusions et recommandations qui en découlent. Il est possible de conclure que le cyanure dissous, qui risque de se retrouver dans la pulpe des résidus miniers dans une concentration d'environ 500 mg/l, se dispersera à une vitesse d'environ 10 à 20 m/an au cours des dix premières années, puis ralentira jusqu'à se stabiliser complètement après environ cent ans.

Je vous prie d'agréer, madame Tremblay, l'expression de mes sentiments les meilleurs.



Yves Leblanc, ing. géo.

M.Sc. Hydrogéologue

p.j. rapport sommaire

#### Mandat

Afin de pouvoir contenir les résidus qui seraient produits par l'usine de traitement de minerai de la mine *Bachelor* à Desmaraisville, détenue par l'entreprise *Ressources Bonterra inc.*, un parc à résidus miniers existant devra être agrandi. Une étude d'impact a été déposée en septembre 2019 et suite à l'analyse du COMEX, des renseignements additionnels ont été demandés, dont trois questions relatives à l'hydrogéologie. Dans ce contexte, *GCM Consultants inc* a mandaté *Richelieu Hydrogéologie* afin de faire la modélisation hydrogéologique du transport des contaminants dissous qui seraient émis à partir du parc à résidus.

Plus spécifiquement, le mandat vise à répondre aux questions suivantes :

- Réviser le modèle numérique élaboré dans le cadre de l'étude hydrogéologique de *Richelieu Hydrogéologie inc.* en remplaçant les résidus miniers qui avaient été simulés par une condition limite de type « rivière » par une condition limite de type charge constante, de façon à présenter le pire scénario pour libérer des contaminants ;
- Utiliser le modèle numérique afin de réaliser une simulation du transport de contaminants dissous selon un scénario pessimiste comportant l'absence de facteur de retardement et l'absence de réactions ;
- Documenter de façon détaillée le calibrage du modèle numérique en présentant un tableau et un graphique des charges hydrauliques observées versus simulées.

#### Méthodologie

Le préambule du COMEX dans ses questions relatives à l'hydrogéologie mentionne que « dans le modèle conceptuel, la présence de résidus miniers disposés à l'intérieur du parc à résidus sous forme de pulpe est considérée durant la période d'exploitation de la mine. Cette méthode de disposition entrainera une ségrégation particulière qui modifiera spatialement la valeur de la conductivité hydraulique des résidus miniers... ». Il est par la suite demandé de considérer un scénario pessimiste ne tenant pas compte de la faible conductivité hydraulique des résidus miniers.

La démarche réalisée a donc consisté à modifier le modèle numérique d'écoulement, de façon à agrandir celui-ci jusqu'aux exutoires naturels de l'aquifère, recalibrer celui-ci en fonction des niveaux d'eau mesurés lors de la campagne de forages de 2019 réalisée par *BBA*, et enfin utiliser la concentration maximale en cyanures pour simuler celle-ci sous la forme de conditions limites

## **Modélisation numérique du transport de contaminant dissous**

### **Propriété Bachelor à Desmaraisville**

---

à concentration constante dans le module MT3D du logiciel Visual MODFLOW, puis utiliser le modèle afin de simuler le transport de contaminants dissous à partir du parc à résidus lorsque celui-ci aura été complété à 100% et donc, lorsque les charges hydrauliques seront maximales.

Le modèle vise à simuler le pire cas, donc les concentrations maximales observées au parc à résidus actuel, avec l'absence de réactions ou de facteur de retard lors du processus de transport de soluté. Les détails des activités réalisées sont les suivants :

- ❑ Mise à jour du modèle hydrogéologique élaboré en 2018, comprenant :
  - Agrandissement sur 500 m en directions ouest et nord ;
  - Ajout des puits d'observation installés en 2019 comme points de contrôle de calibrage;
  - Remplacement des conditions limites de type « rivière » représentant les résidus miniers par des conditions limites à charge constante;
- ❑ Élaboration du modèle de transport de contaminants MT3D (charges constantes et autres propriétés de transport de soluté);
- ❑ Réalisation de simulations prédictives et préparation de cartes thématiques (distribution et concentration du panache de contaminants après différentes périodes de temps);
- ❑ Préparation de graphiques de concentration en fonction du temps pour différents points d'observation ;
- ❑ Rédaction de cette note technique.

### **Modélisation**

Dans un premier temps, le modèle numérique d'écoulement souterrain élaboré en 2018 afin de simuler le flux d'eau à partir du parc à résidus a été réactivé et agrandi. Il a, en effet, été requis d'agrandir le modèle afin que les exutoires naturels des eaux souterraines provenant du parc à résidus miniers puissent être représentés. Le domaine modélisé couvre maintenant une surface de 5,06 km<sup>2</sup>, soit 2,2 x 2,3 km. L'origine du modèle modifié se situe aux coordonnées UTM 415 840 m E par 5 481 960 m N. Le modèle comporte 223 rangées et 220 colonnes de mailles carrées d'une arête latérale de 10 m.

Le modèle conceptuel a aussi été modifié en remplaçant les conditions limites de type « rivière » qui avaient été utilisées afin de représenter les charges au travers du parc à résidus miniers par des conditions limites de type « charge constante ». La différence entre ces deux types de conditions limites est que le flux d'eau transmis par la première est limité par la conductance

verticale assignée au « lit de la rivière » qui représente les résidus miniers, tandis que la seconde condition limite transmet un flux d'eau qui n'est fonction que de la différence de charge entre la charge imposée et la charge des mailles voisines. Le fait d'utiliser ce type de condition limite induit donc un important facteur de sécurité dans le calcul du flux d'eau qui s'écoule du parc à résidus miniers, puisque la perméabilité relativement faible de ceux-ci n'est pas considérée.

Par la suite, environ vingt points de contrôle additionnels ont été ajoutés au modèle afin de comparer les charges hydrauliques observées aux charges hydrauliques simulées. Ces points de contrôle sont les puits d'observations issus de l'étude géotechnique réalisée par BBA en 2019. La figure 1 présente une carte de localisation de ces forages et de ceux de 2018. Le calibrage du modèle a été effectué en ajustant la conductivité hydraulique et la recharge de l'aquifère, de façon à reproduire la piézométrie observée dans les forages aménagés par *Richelieu Hydrogéologie* en 2018 et les forages aménagés par *BBA* en 2019. Au total, 26 observations sont disponibles.

Le calibrage a été considéré satisfaisant lorsqu'il n'a plus été possible de diminuer les écarts entre les données mesurées et les données calculées sans recourir à des propriétés hydrauliques incohérentes, par des conditions limites non identifiables physiquement ou par interprétation. Il est normal d'observer des écarts entre les charges calculées par le modèle et les charges observées, car celles-ci sont obtenues sous des conditions qui ne sont pas les mêmes que celles qui sont modélisées. De plus, le modèle constitue une représentation simplifiée d'un système géologique complexe.

Le graphique 1 présente le diagramme de corrélation des niveaux d'eau mesurés par rapport aux niveaux d'eau observés pour l'ensemble des puits d'observation. On y observe que la répartition des écarts est bien distribuée de part et d'autre de la droite de corrélation parfaite, puisque la moyenne des écarts est de 0,014 m. La moyenne de la valeur absolue des écarts est, quant à elle de 1,319 m. La racine de la somme du carré des écarts, normalisée par la différence entre la charge la plus élevée et la charge la plus basse est de 11,219%. La cible habituellement visée est de moins de 10%, mais après plusieurs essais, il n'a pas été possible d'atteindre ce critère selon nos critères de choix de propriétés et de conditions limites. Un tableau comparatif des charges observées vs calculées est présenté en annexe.

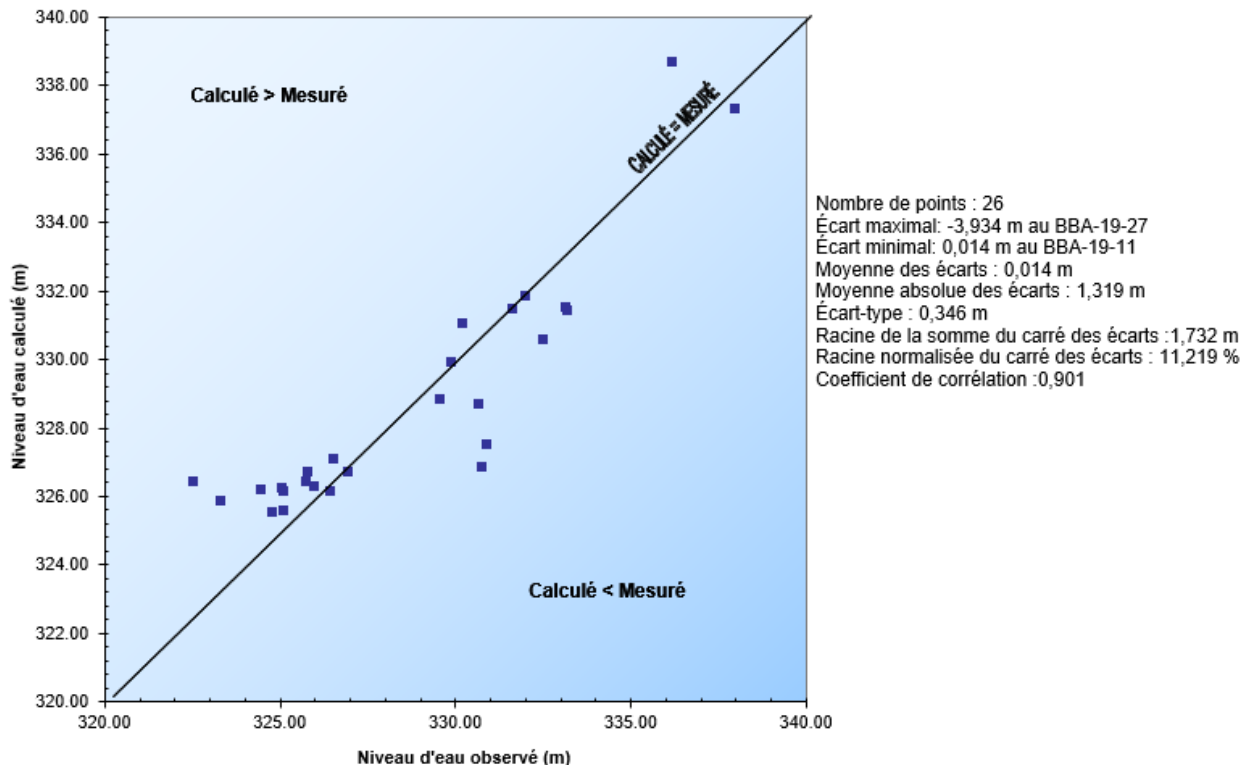
Il est normal qu'un modèle ne puisse reproduire à la perfection les observations. D'une part, parce que le modèle géologique réel est beaucoup plus complexe que le modèle numérique et, d'autre part, parce que le niveau des eaux souterraines fluctue constamment et que les observations

## Modélisation numérique du transport de contaminant dissous

### Propriété Bachelor à Desmaraisville

sont étalées sur quelques semaines au travers de deux campagnes de mesures de niveau d'eau. Nous sommes d'avis que le modèle permet néanmoins de représenter les voies préférentielles d'écoulement et la propagation des contaminants dissous. Par ailleurs les simulations de transport de contaminants sont si conservatrices que même si le modèle ne permet pas de reproduire les charges à la perfection, les résultats obtenus seront tout de même sécuritaires.

Graphique 1: Corrélation entre les niveaux d'eau observés et calculés pour l'ensemble des puits



Afin de faire la simulation prédictive de transport des contaminants dissous, des conditions limites à concentration constantes ont été ajoutées au modèle, à l'endroit du parc à résidus miniers, de même que les propriétés de dispersion hydrodynamique. Des puits d'observation virtuels positionnés à des distances variant de 100 à 500 mètres des digues ont été simulés afin de pouvoir créer des graphiques de concentration en fonction du temps aux exutoires présumés des eaux souterraines.

Le contaminant choisi pour faire la simulation a été le cyanure, selon une moyenne des concentrations observées dans la pulpe en 2017 (442 mg/L, 504 mg/L, 457 mg/L, 352 mg/L) (*Communication personnelle de Steve Gaudreault à Mélissa Tremblay, 3 septembre 2020*). Une concentration de 500 mg/l a donc été assignée aux conditions limites à concentration

constante, lesquelles ont été superposées aux conditions limites à charge constante dont l'objectif est de représenter les charges hydrauliques dans le parc à résidus lorsque celui-ci aura atteint sa superficie et sa charge maximale. La constante de dispersivité longitudinale  $\alpha$ , quant à elle, été assignée à 1,5 m, selon une valeur théorique de la littérature<sup>1</sup>.

Afin de générer des résultats conservateurs comme le MELCC l'exige pour des cas similaires, aucun facteur de retard, ni réaction de dégradation n'a été considéré dans la réalisation des simulations de transport de soluté. Il s'agit donc d'une solution très conservatrice, puisqu'en terme d'écoulement, la conductivité hydraulique des résidus miniers n'est pas considérée et en termes de transport, aucun retard dû à l'adsorption des métaux dans l'aquifère n'est considéré, ni aucune réaction de dégradation.

Le code utilisé pour faire la simulation du transport des contaminants dissous est MT3DMS, couplé au code d'écoulement MODFLOW 2000, tous deux compris dans la suite Visual MODFLOW de *Waterloo Hydrogeologic* et fonctionnant par différences finies. La résolution du transport advectif a été obtenue avec le solveur GCG par méthode implicite, ce qui permet de sauver du temps de calcul sans contrainte de stabilité sur le pas de temps.

La simulation de transport de soluté a été faite en régime transitoire sur une période de 200 ans. Une fois celle-ci terminée, les résultats ont été exportés sous forme de grilles de distribution spatiale des concentrations. Les résultats ont également été exportés sous forme de tableaux de concentration en fonction du temps pour des points de mesure simulés (OBS-1 à OBS-6 sur les figures).

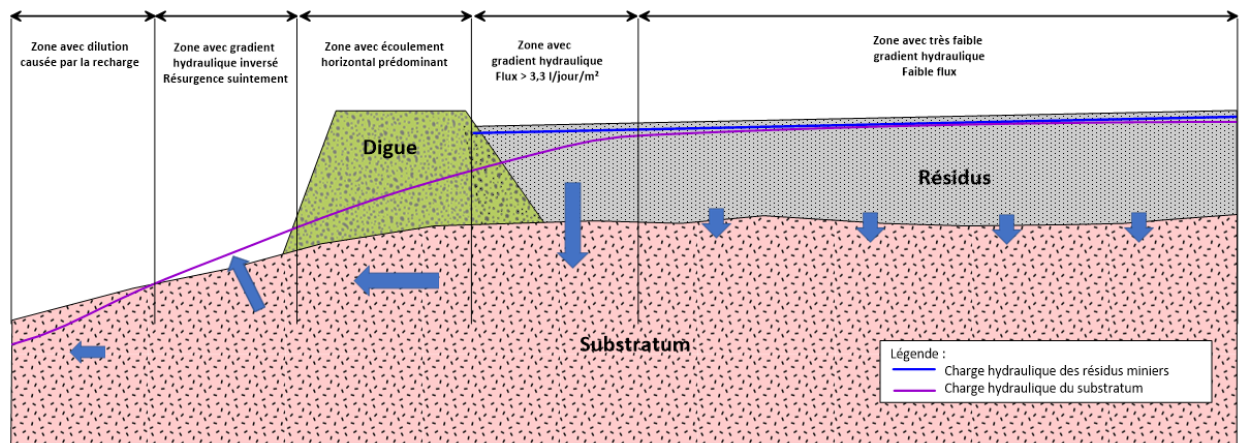
### Résultats

La figure 2 située à la suite de ce document présente les résultats de la simulation du flux d'eau sous le parc à résidus miniers sans aucune mesure d'étanchéité. Il est possible d'y observer que celui-ci serait inférieur à 3,3 l/m<sup>2</sup>/jour sur la majorité de la superficie du site, à l'exception d'endroits situés relativement près des digues. Cela est principalement dû au fait que c'est près des digues que le gradient vertical qui s'établirait entre le parc à résidus et les horizons sous-jacents serait le plus grand. Puisque le flux dépend directement du gradient hydraulique, il est logique qu'il soit plus grand aux endroits où le gradient sera le plus grand. Ceci est expliqué de façon schématique sur l'illustration 1.

---

<sup>1</sup> Papadopoulos, S.S., and S.P. Larson, Aquifer storage of heated water; II, Numerical simulation of field results, *Ground Water*, 16(4), 242-248, 1978.

Illustration 1 : Flux d'eau aux limites du parc à résidus



Les figures 3 à 7 situées à la suite de ce document présentent respectivement les concentrations de cyanures après un an, dix ans, vingt-cinq ans, cinquante ans, cent ans et deux-cents ans. Il est possible d'y faire les observations suivantes :

- Après un an de transport (figure 3) les premiers endroits où apparaissent des concentrations en cyanure correspondent aux endroits où le flux est le plus grand ;
- Après dix ans (figure 4) les concentrations sont toujours en augmentation en dessous du parc à résidus. En périphérie, le panache de contaminants se dissiperait selon trois exutoires différents, soit en direction nord, en direction ouest et en direction sud. Il parcourrait environ 10 m par an au cours des dix premières années dans les exutoires ouest et sud et environ 20 m par an en direction nord ;
- Après vingt-cinq ans (figure 5), les concentrations en dessous du parc à résidus continueraient d'augmenter. En périphérie, le panache de contaminants augmenterait faiblement en directions ouest et sud, tandis que du côté nord, le panache progresserait d'environ 10 m par an ;
- Après cent ans (figure 6), la concentration en cyanures aurait atteint le maximum sous l'ensemble de la superficie du parc, tandis qu'en périphérie, le panache continuerait de progresser en direction nord ;
- Après deux-cents ans (figure 7), le panache de contaminants serait relativement stable. La stabilisation du panache de contaminants dissous est due probablement à la dilution par l'infiltration des précipitations et la résurgence par suintements en surface au pied des digues, tel que montré sur l'illustration 1.

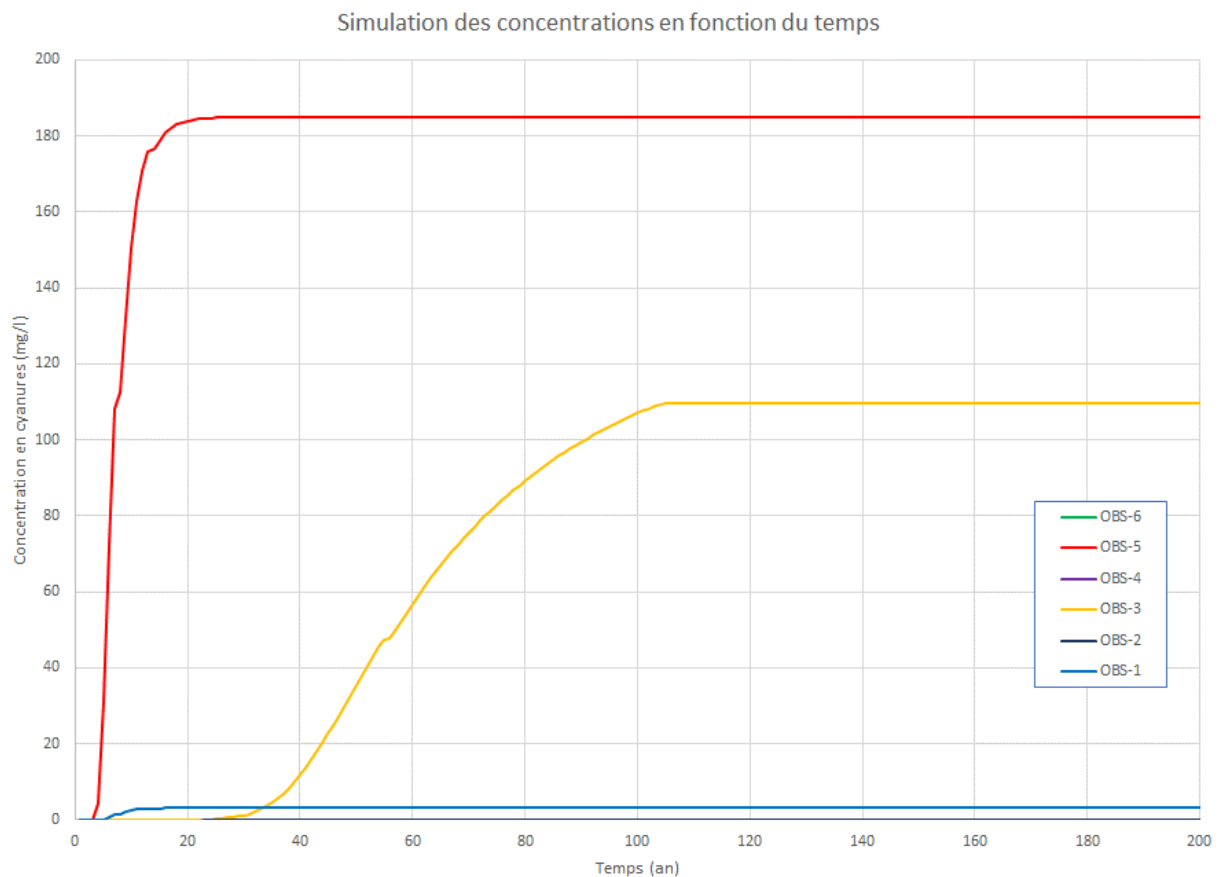


## Modélisation numérique du transport de contaminant dissous

### Propriété Bachelor à Desmaraisville

Le graphique ci-dessous présente les courbes de concentration en fonction du temps pour les puits d'observation virtuels dont la localisation est montrée sur les figures 2 à 6. Il est possible d'y observer que les concentrations augmenteraient graduellement pour se stabiliser entre 20 et 100 ans. Seuls les trois puits les plus rapprochés des digues ont enregistré des augmentations des concentrations. Les autres puits sont trop éloignés.


Graphique 2 : Concentrations en fonction du temps



### **Conclusions et recommandations**

Les simulations effectuées selon des hypothèses conservatrices démontrent que dans la pire des situations, le cyanure dissous pourrait migrer dans les eaux souterraines vers l'aval du parc à résidus miniers à partir de trois exutoires situés au sud, à l'ouest et au nord. Le panache de contaminants progresserait toutefois relativement lentement et se stabiliserait après environ cent ans. Par contre, l'ajout d'une mesure de confinement imperméable aux endroits du parc à résidus miniers où le critère de flux excède 3,3 l/m<sup>2</sup>/jour permettrait de minimiser la migration des contaminants comme le cyanure.

Il est donc recommandé d'ajouter des puits d'observation en aval des digues de retenue et d'y effectuer un suivi de la qualité des eaux souterraines et de la piézométrie, selon les modalités décrites dans la directive 019.



Yves Leblanc, ing. géo.  
M.Sc. Hydrogéologue

**Modélisation numérique du transport de contaminant dissous**  
**Propriété Bachelor à Desmaraisville**

Tableau 1 : Concentrations observées versus calculées

Nom	UTM X (m)	UTM Y (m)	Piézométrie observée (m)	Piézométrie calculée (m)	Écart (m)
BH-BBA-19-03	417998,1	5482749,0	336,20	338,70	2,50
BH-BBA-19-06	417108,8	5482583,0	332,50	330,56	-1,94
BH-BBA-19-07	416916,6	5482734,0	332,00	331,85	-0,15
BH-BBA-19-08	417569,9	5483270,0	325,09	326,15	1,06
BH-BBA-19-09	417525,7	5483268,0	324,45	326,18	1,73
BH-BBA-19-10	417440,2	5483240,0	326,00	326,28	0,28
BH-BBA-19-11	416877,7	5483088,0	329,91	329,92	0,01
BH-BBA-19-12	416877,0	5483178,0	325,78	326,72	0,94
BH-BBA-19-13	416943,9	5483297,0	330,23	331,05	0,82
BH-BBA-19-14	417567,8	5483439,0	325,08	326,24	1,16
BH-BBA-19-15	417502,2	5483462,0	326,44	326,12	-0,32
BH-BBA-19-16	417244,8	5483606,0	326,94	326,72	-0,22
BH-BBA-19-18	417467,3	5483674,0	323,33	325,83	2,50
BH-BBA-19-20	417411,5	5483661,0	324,79	325,55	0,76
BH-BBA-19-21	417306,1	5483674,0	325,13	325,58	0,45
BH-BBA-19-25	417134,4	5483436,0	330,66	328,68	-1,98
BH-BBA-19-27	417290,2	5483354,0	330,76	326,83	-3,93
BH-BBA-19-28	417117,2	5483364,0	329,59	328,82	-0,77
BH-BBA-19-29	417217,4	5483262,0	330,89	327,52	-3,37
BH-BBA-19-30	416875,9	5483160,0	326,52	327,07	0,55
FH-18-01MT	417549,0	5483625,0	325,75	326,43	0,68
FH-18-01R	417548,0	5483627,0	322,54	326,44	3,90
GH-18-02R	417938,0	5482781,0	337,98	337,30	-0,68
GH-18-03MT	417702,0	5482676,0	333,17	331,51	-1,66
GH-18-03R	417704,0	5482678,0	333,20	331,42	-1,78
GH-18-04R	416877,0	5482511,0	331,64	331,46	-0,18