

Conditions hydrogéologiques entourant le site d'enfouissement de la MRC de Bellechasse à Armagh, Québec, Canada

François Huchet, Jean-Marc Ballard et René Lefebvre

Rapport soumis à la MRC de Bellechasse



Institut national de la recherche scientifique
Centre Eau Terre Environnement

Rapport de recherche R1829

Juin 2019

RÉSUMÉ

L'INRS a reçu le mandat d'évaluer l'impact environnemental du site d'enfouissement d'Armagh sur l'eau souterraine. L'INRS a fait la revue des données du suivi de la qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine acquises entre 2005 et 2018 et a réalisé une caractérisation hydrogéologique impliquant l'installation de puits d'observation ainsi que deux campagnes d'échantillonnage d'eau à l'automne 2017 et au printemps 2018.

Le site fait partie du sous-bassin versant du ruisseau du Roy dont l'étendue est restreinte ($\approx 5 \text{ km}^2$). Le roc fracturé constitue un aquifère régional continu alimentant les puits résidentiels. Les sédiments reposant au-dessus du roc sont assez peu épais (quelques mètres) et constitués d'un till assez perméable. Une recharge importante de l'eau souterraine se fait sur les hauts topographiques et un écoulement rapide est présent entre cette zone de recharge et l'exutoire du ruisseau du Roy. Le lixiviat émis par le site d'enfouissement dans l'eau souterraine sous-jacente va suivre son cheminement vers le nord et émerger dans le ruisseau du Roy. Il n'y a pas de puits résidentiels pouvant être des milieux récepteurs du lixiviat émis par le site d'enfouissement.

Les paramètres physico-chimiques de l'eau (température, conductivité électrique, pH, Eh et oxygène dissous) sont très peu modifiés entre l'amont et l'aval du site d'enfouissement, à part une augmentation modérée de la conductivité électrique qui reflète l'ajout de solutés émis par le lixiviat du site d'enfouissement. Les eaux retrouvées au site sont de type Ca-HCO_3 typique des zones de recharge active de l'eau souterraine dans les Appalaches. Seul un point échantillonné présente une eau qui dénote clairement une influence anthropique, soit dans le cas présent l'effet de l'émission de lixiviat. Ce point correspond au site R-2 qui est un échantillon d'eau de surface dans le ruisseau du Roy en aval du site d'enfouissement où le lixiviat émis par le site fait effectivement résurgence. La présence de concentrations un peu plus importantes en chlorure, sulfate, sodium et en solides dissous totaux en aval du site d'enfouissement indique aussi qu'il y a effectivement émission de lixiviat dans l'eau souterraine.

Peu de composés chimiques ont eu des dépassements réguliers par rapport aux critères de potabilité ou aux objectifs environnementaux de rejet dans le cadre du suivi de la qualité de l'eau réalisé entre 2005 et 2018. Au niveau des critères de potabilité de l'eau, ce sont les coliformes fécaux qui ont la plus grande proportion de dépassements (59 %), sans toutefois dépasser l'OER. À l'inverse, les nitrites-nitrates montrent 76 % de dépassements des OER, mais en dépassant rarement (2,7 %) le critère de potabilité de l'eau. Certains critères esthétiques pour l'eau potable ont aussi eu des dépassements, soit les chlorures (1,6 %), le fer (55 %), le manganèse (82 %), le sodium (0,69 %) et les sulfures (16 %). Ces composés ne représentent toutefois pas de risque pour la santé humaine. Les concentrations en fer et manganèse sont sans doute en bonne partie naturelles car on retrouve des dépassements de normes esthétiques en amont et en aval du site d'enfouissement. Quant aux autres dépassements des OER, ils sont reliés aux sulfures (57 %), au fer (50 %), au zinc (15,5 %), aux cyanures totaux (6,8 %), au nickel (3,8 %), au plomb (2,8 %), au mercure (1,6 %), et à l'azote ammoniacal (1,1 %). L'azote ammoniacal reflète l'apport du lixiviat, mais il va se transformer en nitrates en conditions oxydantes. Certains métaux et les sulfures sont aussi susceptibles de précipiter en conditions oxydantes. Aucun composé organique (COV ou BTEX) n'a eu de dépassements de critères de qualité ou d'OER. Des BPC sont détectés périodiquement dans les eaux du système de traitement, mais à des concentrations très faibles et inférieures aux concentrations recommandées ou aux normes existantes. Ce paramètre exige un suivi, notamment au puits F-13.

Globalement, au niveau de l'eau souterraine, le site d'enfouissement d'Armagh représente un très faible risque environnemental grâce aux conditions avantageuses du site : écoulement de surface et souterrain très contraints par la topographie dans un petit sous-bassin versant ($\approx 5 \text{ km}^2$), aucun puits résidentiel en aval du site d'enfouissement, très faibles concentrations en composés reliés au lixiviat émis par le site, écoulement rapide de l'eau souterraine sous le site favorisant la dilution, et atténuation de certains composés chimiques émis dans les conditions oxydantes de l'eau souterraine.

TABLE DES MATIÈRES

1	MANDAT	1
2	PROBLÉMATIQUES LIÉES AUX SITES D'ENFOUISSEMENT	4
3	LOCALISATION ET CONTEXTE.....	7
4	TRAVAUX DE CARACTÉRISATION.....	8
4.1	REVUE DES DONNÉES EXISTANTES.....	8
4.2	FORAGES ET INSTALLATION DE Puits D'OBSERVATION	9
5	INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS	12
5.1	CONTEXTES PHYSIOGRAPHIQUE ET GÉOLOGIQUE	12
5.2	PIÉZOMÉTRIE ET ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE	13
5.2.1	Définition de la piézométrie locale	13
5.2.2	Variations temporelles du niveau de nappe (puits du RSESQ).....	17
5.3	GÉOCHIMIE DE L'EAU	18
5.3.1	Groupes d'eau en relation avec le contexte régional.....	18
5.3.2	Conditions physico-chimiques locales	20
5.3.3	Qualité de l'eau observée sur le site entre 2005 à 2018	24
6	SOMMAIRE ET CONCLUSIONS.....	35
7	RÉFÉRENCES	41
	TABLEAUX.....	43
	FIGURES	51
	CARTES	59
	ANNEXES.....	93

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Documents et données fournis à l'INRS par la MRC de Bellechasse.....	3
Tableau 2. Paramètres chimiques analysés dans le cadre du suivi des eaux souterraines du LES d'Armagh comparés à ceux analysés suite aux deux séries d'échantillonnage faites par l'INRS dans le cadre de ce mandat	45
Tableau 3. Points d'échantillonnage de l'eau localisés dans le secteur du site d'enfouissement d'Armagh	46
Tableau 4. Caractéristiques des forages et des points échantillonnés lors de la campagne de travaux de l'INRS entre 2017 et 2018.....	47
Tableau 5. Données utilisées pour l'établissement de la carte piézométrique à partir des relevés ponctuels du niveau de nappe du 13 juin 2018	48
Tableau 6. Caractéristiques des groupes d'eau rencontrés en Chaudière-Appalaches (Lefebvre et al., 2015).....	49
Tableau 7. Normes en vigueur pour les BPC selon le type d'eau	50
Tableau 8. Paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	97
Tableau 9. Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018	98
Tableau 10. Statistiques descriptives des résultats d'analyse des échantillonnages réalisés entre 2005 et 2018 et comparaison par rapport aux critères pour l'eau potable et aux OER.....	103
Tableau 11. Synthèse des dépassements des critères pour les OER et l'eau potable identifiés sur les échantillonnages réalisés entre 2005 et 2018 (1/2)	105
Tableau 12. Synthèse des dépassements des critères pour les OER et l'eau potable identifiés sur les échantillonnages réalisés entre 2005 et 2018 (2/2)	107
Tableau 13. Liste des annexes électroniques fournies dans le présent rapport.....	133

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Modèle hydrogéologique conceptuel du site d'Armagh par rapport aux conditions régionales (modifié d'après Ballard et al., 2014)	37
Figure 2.	Installation de puits crépiné sur toute l'épaisseur de l'aquifère	53
Figure 3.	Corrélation entre l'élévation du niveau de nappe et la surface du sol (n = 20).....	53
Figure 4.	Puits du RSESQ d'Armagh : (A) emplacement par rapport au site d'enfouissement, (B) log descriptif et (C) variations du niveau de nappe enregistrées entre avril 2014 et novembre 2017.....	54
Figure 5.	Définition des groupes d'eau : (A) groupes d'eau définis dans le cadre du projet PACES Chaudière-Appalaches aux alentours du site d'enfouissement d'Armagh, (B) groupes d'eau définis sur le site d'enfouissement d'Armagh à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018 et (C) tendances évolutives des eaux pour les échantillons du PACES Chaudière-Appalaches et du site d'enfouissement d'Armagh	55
Figure 6.	Potentiel redox en fonction de la teneur en oxygène dissous des eaux souterraines et de surface lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018	56
Figure 7.	Échantillonnage du 13 juin 2018 : (A) diagramme redox pour les sulfures à 25 °C (diagramme de Pourbaix), (B) comparaison des teneurs en sulfures et en sulfates, (C) teneur en sulfures selon le potentiel redox et (D) teneur en sulfures selon la teneur en oxygène dissous.....	57
Figure 8.	Statistiques de la conductivité électrique à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018	99
Figure 9.	Statistiques du potentiel redox à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	99
Figure 10.	Statistiques de la teneur en oxygène dissous à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018	99
Figure 11.	Statistiques du pH à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	100
Figure 12.	Statistiques de la température à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018	100
Figure 13.	Statistiques descriptives et dépassements en bore suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon.....	109
Figure 14.	Statistiques descriptives et dépassements en cadmium suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon.....	110
Figure 15.	Statistiques descriptives et dépassements en chrome suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon.....	111

- Figure 16. Statistiques descriptives et dépassements en fer suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 112
- Figure 17. Statistiques descriptives et dépassements en manganèse suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 113
- Figure 18. Statistiques descriptives et dépassements en mercure suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 114
- Figure 19. Statistiques descriptives et dépassements en nickel suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 115
- Figure 20. Statistiques descriptives et dépassements en plomb suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 116
- Figure 21. Statistiques descriptives et dépassements en sodium suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 117
- Figure 22. Statistiques descriptives et dépassements en zinc suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 118
- Figure 23. Statistiques descriptives et dépassements en azote ammoniacal suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 119
- Figure 24. Statistiques descriptives et dépassements en chlorures suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 120
- Figure 25. Statistiques descriptives et dépassements en cyanures totaux suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 121
- Figure 26. Statistiques descriptives et dépassements en nitrites-nitrates suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon 122
- Figure 27. Statistiques descriptives et dépassements en sulfates suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par

rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon.....	123
Figure 28. Statistiques descriptives et dépassements en sulfures suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon.....	124
Figure 29. Statistiques descriptives et dépassements en benzène suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon.....	125
Figure 30. Statistiques descriptives et dépassements en éthylbenzène suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon	126
Figure 31. Statistiques descriptives et dépassements en toluène suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon.....	127
Figure 32. Statistiques descriptives et dépassements en xylène (o, m, p) suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon	128
Figure 33. Statistiques descriptives et dépassements en coliformes fécaux suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon	129

LISTE DES CARTES

Carte 1. Physiographie et localisation du site d'enfouissement sanitaire par rapport à la municipalité d'Armagh	60
Carte 2. Topographie et hydrographie du site d'enfouissement sanitaire d'Armagh	61
Carte 3. Puits d'observation autour du site d'enfouissement d'Armagh, incluant les localisations des nouveaux puits installés en 2017 et 2018 par l'INRS	62
Carte 4. Données d'entrée et grille d'interpolation utilisées pour l'obtention de la carte piézométrique finale par krigeage avec dérive externe sur la topographie.....	63
Carte 5. Carte piézométrique et lignes d'écoulement de la nappe au 23 juin 2018.....	64
Carte 6. Écoulement supposé de la nappe aux abords du site d'enfouissement au regard du contrôle important de la topographie et localisation des récepteurs potentiels ...	65
Carte 7. Conductivité électrique des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018	66
Carte 8. Potentiel redox des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018	67
Carte 9. Teneur en oxygène dissous des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018	68
Carte 10. pH des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	69
Carte 11. Température des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	70
Carte 12. Concentrations en bore suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	71
Carte 13. Concentrations en cadmium suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	72
Carte 14. Concentrations en chrome suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	73
Carte 15. Concentrations en fer suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	74
Carte 16. Concentrations en manganèse suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	75
Carte 17. Concentrations en mercure suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	76
Carte 18. Concentrations en nickel suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	77
Carte 19. Concentrations en plomb suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	78
Carte 20. Concentrations en sodium suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	79
Carte 21. Concentrations en zinc suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	80
Carte 22. Concentrations en azote ammoniacal suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	81
Carte 23. Concentrations en chlorures suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	82
Carte 24. Concentrations en cyanures totaux suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	83
Carte 25. Concentrations en nitrites-nitrates suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	84
Carte 26. Concentrations en sulfates suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	85
Carte 27. Concentrations en sulfures suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	86
Carte 28. Concentrations en benzène suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	87
Carte 29. Concentrations en éthylbenzène suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	88

Carte 30. Concentrations en toluène suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	89
Carte 31. Concentrations en xylène (o, m, p) suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018	90
Carte 32. Nombre de coliformes fécaux suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018.....	91
Carte 33. Détections en BPC lors des échantillonnages du 22 novembre 2017 et du 13 juin 2018	92

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Statistiques descriptives de la physicochimie au 13 juin 2018 et graphiques associés	95
Annexe 2. Statistiques descriptives de la géochimie entre 2005 et 2018 et graphiques associés	101
Annexe 3. Annexes électroniques	131

1 MANDAT

Le présent rapport documente les travaux réalisés par le Centre Eau Terre Environnement de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE) dans le cadre d'un mandat pour faire la caractérisation hydrogéologique du secteur entourant le site d'enfouissement d'Armagh. Ce mandat a été confié à l'INRS par M. David Loranger-King, directeur du service de la gestion des matières résiduelles du site d'Armagh de la MRC de Bellechasse.

Les objectifs du projet étaient 1) d'évaluer si le site d'enfouissement a un impact sur la qualité de l'eau souterraine, 2) de conclure par rapport au risque que le site puisse affecter ou non les puits d'approvisionnement en eau résidentiels situés autour du site, et 3) de participer aux efforts de caractérisation et notamment de produire une carte piézométrique du site pour permettre de juger des conditions d'exploitation des prochaines cellules d'enfouissement pour éviter que la base des cellules soit en contact avec l'eau souterraine. Les travaux réalisés pour rencontrer les objectifs du mandat ont impliqué une caractérisation hydrogéologique sur le terrain, suivie de l'interprétation des nouvelles données acquises en plus de certaines données existantes mises à la disposition de l'équipe de recherche.

En complément du mandat principal, à la demande de M. Loranger-King, les points suivants ont fait l'objet d'une attention particulière :

- Apporter un regard spécifique aux biphényles polychlorés (BPC) détectés dans l'eau à la sortie du système de traitement des lixiviats du site en échantillonnant en procédant à l'analyse de l'eau de certains puits pour les BPC afin de tenter de comprendre leur provenance et si possible prédire l'évolution des concentrations dans le temps ;
- Évaluer si l'eau souterraine des puits des résidences à l'ouest du site d'enfouissement, situés sur le 1^{er} Rang Nord-Est, ou en l'occurrence l'eau de tout autre puits résidentiel pourrait être impactée par les activités du site.

Les travaux réalisés dans le cadre de ce mandat font suite à d'autres travaux réalisés par l'INRS en Chaudière-Appalaches. L'INRS a acquis une expertise sur la caractérisation hydrogéologique et hydrogéochimique des conditions entourant les sites d'enfouissement sanitaire dans le cadre de travaux réalisés autour du site de Saint-Lambert-de-Lauzon pour la Régie intermunicipale de gestion des déchets des Chutes-de-la-Chaudière. Ces travaux ont servi de cadre aux thèses doctorales de Tremblay (2013) et Paradis (2014) et ont mené à plusieurs développements scientifiques qui sont résumés par Tremblay et al. (2014) ainsi que par Paradis et al. (2014). Les conditions observées à Saint-Lambert-de-Lauzon donnent ainsi un point de comparaison pour le site d'enfouissement d'Armagh, notamment par rapport aux concentrations observées dans le panache de lixiviat ainsi que pour les conditions d'atténuation naturelle de ce panache en amont des milieux récepteurs.

L'INRS a notamment réalisé entre 2012 et 2015 un projet de caractérisation des ressources régionales en eau souterraine couvrant toute la Chaudière-Appalaches (Lefebvre et al., 2015). Ces travaux ont été réalisés dans le cadre du *Programme d'acquisition des connaissances sur les eaux souterraines* (PACES) soutenu par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Les données géochimiques acquises dans le cadre de ce projet peuvent être mises en relation avec celles obtenues autour du site d'enfouissement d'Armagh afin d'établir si la géochimie de l'eau souterraine reflète les conditions naturelles ou si elle semble plutôt affectée par le site d'enfouissement sanitaire.

Aux fins de réalisation du mandat, les documents et données du Tableau 1 ont été mis à la disposition de l'équipe de réalisation des travaux. Des copies de ces documents sont aussi intégrées dans le format électronique de l'Annexe 3, elle-même agrémentée de plusieurs fichiers répertoriés dans le Tableau 13 de l'Annexe 3.

Tableau 1. Documents et données fournis à l'INRS par la MRC de Bellechasse

Rapports d'étude		
Numéro	Nom du document	Type
1	151-12829-00_Analyse-performance_Bellechasse_final_2016-03-24_signe	PDF
2	aménagement puits observation(cartes)	PDF
3	aménagement puits observation	PDF
4	C.M. 17-10-252_étude Hydrogéologique	PDF
5	Positions Puits_ZoomIn avec nouveaux (003)	PDF
6	Rapport Annuel complet_2016_1de2	PDF
7	Rapport Annuel complet_2016_2de2	PDF
8	réponses questions comité vigilance_2018-11-13	PDF

Résultats d'analyses		
Numéro	Nom du document	Type
1	2- Suivi ruisseau-2017	PDF
2	3- Suivi des eaux de lixiviation à l'affluent	PDF
3	3a - Suivi affluent - MRC de Bellechasse-2016-SP1	PDF
4	3b - Suivi affluent - MRC de Bellechasse-2016-SP3A	PDF
5	3c - Suivi affluent - MRC de Bellechasse-2016-SP3B	PDF
6	Analyse_eau_souterraine 2005-2016	XLS
7	Analyses_EauSouterraine-13juin18	PDF
8	BPC-juin2018	XLS
9	Classeur_Analyses	PDF
10	Suivi des station de pompage - MRC de Bellechasse-2018	XLS
11	Suivi_LET_Armagh_2017_final	XLS
12	Suivi_LET_Armagh_2018	XLS

2 PROBLÉMATIQUES LIÉES AUX SITES D'ENFOUISSEMENT

La présente section fait une brève revue des problématiques liées aux sites d'enfouissement sanitaire, avec une emphase sur les eaux souterraines. Une revue plus détaillée a été faite par Tremblay (2013), particulièrement sur les processus d'atténuation naturelle du lixiviat émis dans l'eau souterraine par les sites d'enfouissement.

Tout comme sur le site d'Armagh, plusieurs sites d'enfouissement au Québec comprennent un ancien lieu d'enfouissement sanitaire (LES) qui n'est plus en fonction et un lieu d'enfouissement technique (LET) toujours actif, en cours de remplissage. C'était notamment le cas sur le site d'enfouissement de Saint-Lambert-de-Lauzon (Tremblay, 2013). Les anciens LES sont généralement recouverts d'une membrane imperméable qui empêche les précipitations de percoler au travers des déchets, mais pas de membrane sous les déchets. Le lixiviat produit par l'infiltration antérieure des précipitations à travers les déchets en voie de dégradation peut alors être émis dans l'eau souterraine qui circule sous le LES. Ce problème est accentué quand le niveau de la nappe atteint la base des déchets, créant un effet capillaire qui favorise les échanges chimiques entre les déchets et l'eau souterraine circulant dans l'aquifère.

La dégradation des déchets organiques dans les sites d'enfouissement entraîne des conditions géochimiques particulières, caractérisées par des conditions très réductrices (absence totale d'oxygène) et la production de CO₂ et de méthane. L'infiltration des précipitations à travers les déchets engendre la formation d'un lixiviat qui peut être très concentré et contenir une série de composés chimiques typiques (Christensen et al., 2001) : matière organique, chlorures, sulfate, ammonium, cations majeurs (Ca, Na, K, Mg, Fe, Mn), métaux lourds, hydrocarbures aromatiques (BTEX), hydrocarbures halogénés et phénols. Typiquement, la composition des eaux de lixiviation dépend du type de déchets présent, des conditions de gestion du site durant son exploitation, ainsi que de l'environnement hydrogéologique. Le lixiviat est émis dans l'eau souterraine pour former un panache qui migre selon la direction de l'écoulement de l'eau souterraine. Le suivi environnemental des anciens lieux d'enfouissement sanitaire est donc nécessaire afin d'évaluer les effets potentiels de cette contamination sur les milieux récepteurs.

Les conditions très réductrices qui prévalent sur les sites d'enfouissement et qui mènent à la formation du lixiviat sont très différentes de celles dans les aquifères qui sont généralement oxydantes dans les eaux souterraines superficielles. Ce contraste de conditions géochimiques va donc mener à une évolution rapide du lixiviat une fois émis dans l'eau souterraine, de sorte que le panache émis va changer de composition à une faible distance du site d'enfouissement. Ainsi, lors du cheminement du panache de lixiviat dans l'eau souterraine, plusieurs processus, principalement l'oxydation (avec l'oxygène contenu dans l'eau souterraine), et biologiques (par les bactéries), transforment les composés chimiques présents dans le panache. Ces transformations se font par des réactions chimiques, physiques et biologiques qui agissent simultanément au cours de la migration du panache de lixiviat. Les processus les plus importants pour réduire la charge en contaminants sont la dégradation microbienne et chimique, la sorption, la volatilisation, la précipitation et l'échange ionique (van Breukelen, 2003 ; Christensen et al., 2001). Par ailleurs, la dégradation microbienne est la seule réaction en mesure de complètement dégrader les composés organiques. Puisque les sites d'enfouissement sanitaire sont des milieux réducteurs (sans oxygène) alors que les aquifères les entourant sont généralement plutôt oxydants, la dégradation de plusieurs composés va dépendre des conditions résultantes d'oxydoréduction du milieu. De plus, en fonction des conditions hydrogéologiques du site, la dilution et la dispersion des contaminants par apport d'eau souterraine peuvent constituer un facteur important de réduction des concentrations en contaminants pour les milieux récepteurs.

Tremblay (2013) répertorie plusieurs études ayant évalué l'atténuation naturelle des panaches de lixiviats émis par les sites d'enfouissement. Afin de déterminer si les processus d'atténuation naturelle sont efficaces, il faut mesurer les contaminants présents dans l'eau, mais aussi les conditions physico-chimiques de la nappe et la présence de zones d'oxydoréduction (US EPA, 2007). La dégradation des contaminants organiques par les bactéries consomme l'oxygène du milieu et produit des conditions réductrices à partir de la source de contamination s'atténuant jusqu'à l'extrémité du panache. Les processus d'atténuation naturelle dépendent de la composition chimique et minéralogique des matériaux de l'aquifère ainsi que des conditions d'écoulement de l'eau souterraine (vitesses, volumes, conditions physico-chimiques, etc.).

La mise en place de puits d'observation et l'échantillonnage de l'eau souterraine sont les meilleures façons pour mesurer les caractéristiques physicochimiques de l'eau afin de comprendre comment l'environnement géochimique de l'aquifère permet d'atténuer la charge en contaminant dans le panache de lixiviat et pour évaluer le risque environnemental pour les milieux récepteurs qui entourent un site d'enfouissement. Dans le cadre du suivi environnemental du site d'Armagh, les échantillonnages et les analyses chimiques de l'eau réalisés depuis 2005, à raison de trois fois par année, constituent une excellente base de données pour évaluer s'il y a eu une évolution dans le temps des concentrations dans l'eau souterraine autour du site.

3 LOCALISATION ET CONTEXTE

Le site d'enfouissement d'Armagh est localisé au 50, 1^{er} Rang Nord-Est, soit à environ 3 km au sud-ouest du village d'Armagh (Carte 1). Le secteur d'étude se retrouve dans le cœur d'un environnement hydrogéologique typique des Appalaches et caractérisé par une topographie accidentée. Le site est lui-même situé dans un creux topographique entouré de hauts reliefs qui forment un bassin hydrologique relativement petit d'environ 5 km² (Carte 2). L'écoulement de l'eau de surface et de l'eau souterraine à l'intérieur de ce sous bassin est fortement contraint par la topographie. L'exutoire du sous-bassin se situe au niveau du ruisseau du Roy qui forme la limite nord de la propriété du site d'enfouissement.

Lefebvre et al. (2015) ont décrit les conditions d'écoulement régional de l'eau souterraine dans le contexte des Appalaches dans le cadre du projet PACES. Les dépôts quaternaires dans ce secteur des Appalaches sont typiquement constitués de tills assez grossiers (sable, cailloux et blocs), relativement perméables, présents sur quelques mètres d'épaisseur et reposant directement sur le socle rocheux. Le roc fracturé représente l'aquifère régional et l'écoulement est relativement superficiel car la partie supérieure du roc est plus fracturée. Les cours d'eau sont généralement en lien hydraulique assez direct avec l'aquifère rocheux fracturé où circule l'eau souterraine. À partir du contexte géologique et physiographique, soit la pente et la proximité des limites d'écoulement du bassin, on peut s'attendre à un écoulement de l'eau assez dynamique et rapide sur le site (Section 5.1).

4 TRAVAUX DE CARACTÉRISATION

4.1 REVUE DES DONNÉES EXISTANTES

Le suivi environnemental des eaux souterraines sur le site d'Armagh est effectué à raison de trois fois par année depuis 2005. Ce suivi consiste à l'échantillonnage et l'analyse d'une série de paramètres chimiques exigés par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) afin de respecter les objectifs environnementaux de rejet (OER) (Tableau 2).

Pour effectuer ce suivi, le site possède un réseau de 10 puits d'observation qui sont situés en périphérie des cellules du LET ou du LES ainsi que d'un puits à l'entrée du site (« Puits du LES » sur la Carte 3). De plus, l'eau à la sortie du système de traitement des lixiviats provenant du réseau de captage des eaux de lixiviation du LES et du LET, de même que 2 points dans le ruisseau du Roy situés en aval et en amont du site font l'objet d'un suivi (« Points de suivi des eaux superficielles » sur la Carte 3). Enfin, l'échantillonnage de quelques puits de résidences en périphérie a été réalisé à quelques occasions sur les dernières années (« Puits résidentiels » sur la Carte 3).

Avant de réaliser les travaux de terrain, l'INRS a d'abord révisé et intégré les données géochimiques existantes, notamment pour comprendre l'évolution des différents paramètres chimiques dans le temps.

4.2 FORAGES ET INSTALLATION DE PUIITS D'OBSERVATION

Une partie importante des efforts investis sur le terrain a consisté à l'installation de nouveaux puits d'observation afin de doter le site d'enfouissement d'un réseau de suivi plus complet pouvant être appliqué à différentes problématiques. L'objectif de l'installation des puits était de compléter la couverture spatiale des points d'échantillonnage de l'eau souterraine en périphérie du site, surtout en aval du LES et du LET. De plus, quelques puits ont été placés dans l'axe d'écoulement des puits d'observation existants dans le but de détecter des indices d'évolution ou de dégradation des éléments chimiques dans l'eau à partir du site vers l'aval de l'écoulement de l'eau souterraine. Enfin, 2 puits à doubles niveaux dans la nappe ont été mis en place afin de définir les conditions juste avant la résurgence de l'eau souterraine provenant du site qui est présumée se faire dans le ruisseau du Roy. Ces puits à double niveau permettent de mesurer les gradients hydrauliques verticaux (différences de niveaux d'eau) pouvant indiquer la tendance à la résurgence de l'eau souterraine. Ces puits permettent aussi de vérifier si l'eau souterraine montre des concentrations en composés chimiques indicateurs de lixiviat.

Les travaux de terrain ont été réalisés en deux temps, soit à l'automne 2017 et au printemps 2018. Les travaux de forage réalisés par l'INRS en novembre 2017 ont permis d'installer 8 puits d'observation. Les travaux de forage faits en mai 2018 ont ajouté 8 autres puits d'observation, dont 5 pour les besoins de WSP (« Puits INRS » et « Puits WSP » distingués sur la Carte 3). Les puits de WSP ont été mis en place pour préciser la piézométrie et la géochimie dans la partie boisée située au sud-est du site et correspondant à la zone ciblée pour l'agrandissement éventuel des cellules du LET. En incluant le puits à l'entrée du site (50R1NEB), le site possède maintenant un réseau de 27 puits d'observation. Le Tableau 3 donne la liste des puits et des autres points d'échantillonnage considérés dans la présente étude.

Les forages et l'installation des puits ont été réalisés avec les équipements de forage et de sondage de l'INRS qui possède un système par rotoperçusion (RPSS) permettant de travailler dans les conditions de sols granulaires grossiers (blocs) et de roc. La foreuse est équipée d'un système d'acquisition des paramètres de forage, comme la vitesse d'avancement, la pression, la rotation et la percussio de poussée de la tête, la pression et le débit d'air. Ces capteurs sont couplés à un ordinateur portable afin de visualiser en temps réel les paramètres de forage qui permettent d'identifier grossièrement les types de matériaux (hydrostratigraphie) et de cibler les profondeurs d'installation des puits d'observation en fonction des conditions de terrain.

Les puits installés sont composés de tubages et crépines en PVC de 1 pouce de diamètre pour ceux de l'INRS et de 1.5 pouces pour les puits de WSP. L'installation des puits s'est faite par l'intermédiaire d'un premier sondage en RPSS qui forme un pré-trou dans lequel est enfoncé un tubage creux en acier par percussio (battage) jusqu'à la profondeur d'installation. Le tubage en acier enfoncé pour l'installation du puits est muni d'une pointe en acier qui est laissée au fond du trou (pointe perdue), ce qui permet de glisser le tubage en PVC du puits d'observation à l'intérieur du tubage en acier qui est par la suite retiré. Le diamètre extérieur du tubage en acier utilisé pour l'installation des puits est de 54 mm et celui du tubage en PVC (puits de 1 pouce) est de 34 mm, ce qui laisse un espace entre le puits et la formation de seulement 7.8 mm permettant aux sédiments de la formation d'être en contact direct avec le puits. Il n'y a pas de mise en place de sable filtre dans l'espace annulaire entre le tubage crépiné et les sédiments en place, de sorte que les sédiments en place viennent combler cet espace. Un tubage de protection avec couvercle cadenassé est ensuite enfoncé à la surface autour du tubage du puits et de la bentonite est placée autour et à l'intérieur du tubage de protection pour prévenir l'infiltration préférentielle d'eau de surface. La Figure 2 présente l'installation typique d'un puits d'observation. Les puits sont équipés de longueurs de crépine de 1.5 m ou de 3 m selon le contexte et l'épaisseur des dépôts de till qui est de seulement quelques mètres et repose directement sur le roc fracturé. Le détail d'installation des puits est fourni dans le Tableau 4 et les journaux de forage décrivant les matériaux forés se trouvent dans l'Annexe 3.

Pour les 2 campagnes de terrain, 10 échantillons ont été prélevés et analysés en 2017 et 26 en 2018 (Tableau 3). En 2017, l'échantillonnage s'est fait sur les 6 puits installés de l'INRS (excepté le puits P-INRS-3 asséché) et 4 puits existants du site. En 2018, la campagne d'échantillonnage a été réalisée dans le cadre du suivi annuel du site afin de minimiser les frais d'analyse, mais aussi pour donner un portrait le plus complet possible des résultats pour l'ensemble du site. Puisque l'échantillonnage de 2018 s'est fait sur l'ensemble des puits (excepté sur le puits P-WSP-3 et sur les 3 puits suivants à sec : P-INRS-7, P-INRS-8 et P-INRS-9) et en incluant tous les paramètres suivis normalement par le site en plus des paramètres complémentaires ciblés par la campagne de 2017, ce sont les résultats de 2018 qui ont été analysés plus en détail pour l'interprétation de la géochimie (Section 5.3.3).

Afin de comparer les concentrations des éléments chimiques dans le temps, l'INRS a repris la même liste de paramètres que ceux du suivi du site et y a ajouté quelques paramètres indicateurs des conditions rencontrés sur les sites d'enfouissement afin d'aider à l'interprétation (Tableau 2). De plus, en lien avec la présence des BPC détectés à la sortie du système de traitement des eaux de lixiviation du site (LES et LET), des analyses pour les BPC ont aussi été réalisées dans quelques puits afin d'en vérifier la présence directement dans l'eau souterraine. Toutes les analyses chimiques ont été réalisées par le même laboratoire accrédité (AGAT) où sont normalement transmis les échantillons d'eau des suivis réguliers du site. En complément, les paramètres physico-chimiques (température, ORP, pH, oxygène dissous et conductivité) de l'eau ont été mesurés sur le terrain avec des sondes multi-paramètres *Hanna* avant le prélèvement des échantillons destinés au laboratoire (Tableau 8 de l'Annexe 1).

Les niveaux d'eau dans les puits ont aussi été mesurés manuellement afin d'établir une carte piézométrique réaliste du niveau de la nappe (Section 5.2.1). La majorité des puits ont été arpentés à l'aide d'un appareil de type GPS afin d'avoir la meilleure précision possible sur les élévations du niveau d'eau (Tableau 5).

5 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

5.1 CONTEXTES PHYSIOGRAPHIQUE ET GÉOLOGIQUE

La Carte 2 présente le contexte entourant le site d'enfouissement sanitaire d'Armagh : topographie, hydrographie et limites de bassins versants. La carte montre aussi les limites respectives de l'ancien lieu d'enfouissement sanitaire (LES), qui n'est plus en fonction, et de l'actuel lieu d'enfouissement technique (LET) qui est en opération.

La topographie générale du secteur est régulière et assez accentuée. Le site fait partie d'un sous bassin versant de la rivière du Sud, en l'occurrence celui du ruisseau du Roy. La limite sud du bassin versant du ruisseau du Roy est située sur un haut topographique avec un dénivelé topographique de plus de 80 m par rapport au site d'enfouissement. L'écoulement de l'eau de surface va vers le nord de ce haut topographique jusqu'au ruisseau Roy qui va lui-même alimenter la rivière du Sud qui s'écoule au Nord-Est. On peut normalement présumer que l'écoulement de l'eau souterraine suivra aussi la topographie (Section 5.2). Le site d'enfouissement est situé à une position intermédiaire entre le haut topographique au sud du bassin versant et le ruisseau du Roy.

Les dépôts quaternaires dans la région d'Armagh reposent sur un socle rocheux particulièrement accidenté avec une pente générale vers le nord. Le socle rocheux est principalement composé de roches sédimentaires argileuses telles que des grès, des schistes à blocs, des conglomérats et des calcaires (Lefebvre et al., 2015). Ce socle est relativement fracturé dans les premiers mètres et constitue un aquifère régional continu alimentant la grande majorité des puits résidentiels. Les sédiments reposant au-dessus du roc sont constitués d'un till sableux et caillouteux d'origine glaciaire, essentiellement un till délavé assez perméable (Lefebvre et al., 2015), tel qu'observé lors des forages.

5.2 PIÉZOMÉTRIE ET ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE

La piézométrie représente, dans le cas d'une nappe libre, la mesure de l'élévation du niveau d'eau souterraine enregistré dans un puits à un instant donné. L'établissement d'une carte piézométrique permet de déterminer les directions d'écoulement de l'eau souterraine. En effet, l'écoulement se produit depuis les secteurs où l'élévation de la nappe est la plus élevée (charge hydraulique importante) vers les zones où l'élévation de la nappe est la plus faibles (charge hydraulique la plus basse). Afin de représenter spatialement la piézométrie d'un aquifère, il est nécessaire de mesurer ce niveau de nappe dans plusieurs puits afin de pouvoir obtenir une carte piézométrique finale après interpolation. La carte obtenue représente alors l'élévation du niveau de nappe, généralement en mètres par rapport au niveau moyen de la mer (NMM), au moment où les relevés dans les puits ont été réalisés. Les variations observées sur une carte piézométrique permettent de délimiter les bassins d'écoulement de sous-surface en se fiant aux directions d'écoulement de la nappe et aux lignes de partage des eaux.

Dans le cas du site d'Armagh, cette carte piézométrique avait pour objectifs : (1) de définir les facteurs pouvant contrôler ce niveau de nappe, puis (2) de préciser les conditions d'écoulement au sein de l'aquifère rocheux au droit du site d'enfouissement et finalement (3) d'identifier les zones potentielles de résurgence de la nappe.

5.2.1 Définition de la piézométrie locale

La piézométrie a été définie pour l'aquifère rocheux fracturé qui représente le système d'écoulement à l'échelle régionale ainsi que localement dans le secteur du site d'enfouissement d'Armagh. Les puits d'approvisionnement en eau résidentiel dans le secteur sont des puits ouverts dans l'aquifère rocheux. Les dépôts meubles sont assez perméables et l'eau souterraine peut aussi y circuler, mais ces dépôts ne sont pas assez épais et continus pour constitués eux-mêmes des aquifères. Ces dépôts sont toutefois en contact hydraulique avec l'aquifère rocheux, de sorte que les niveaux d'eau mesurés dans les puits d'observation installés dans les dépôts meubles peuvent aussi donner des indications de la piézométrie de l'aquifère rocheux.

Afin de bien définir les conditions d'écoulement au sein de l'aquifère rocheux dans le secteur du site d'enfouissement d'Armagh, une campagne de relevés des niveaux de nappe a été entreprise le 13 juin 2018 sur l'ensemble des puits d'observation du site d'enfouissement ainsi que sur quelques puits privés proches du site (Tableau 5). Ces niveaux ont ensuite été interpolés pour tracer la carte piézométrique. Plusieurs méthodes d'interpolation ont été testées afin d'identifier l'approche qui produisait les résultats jugés les plus représentatifs de la réalité.

Le krigeage de la piézométrie a été réalisée avec le logiciel *AR2GEMS* (Remy et al., 2009). Le contrôle important exercé par la topographie sur les conditions locales d'écoulement est démontré par l'excellente corrélation entre l'altitude de la nappe et l'altitude du sol (Figure 3). En raison de la faible densité de puits sur le site, cette corrélation est très intéressante puisqu'elle permet d'augmenter la distribution spatiale des points d'échantillonnage en ajoutant 10 points synthétiques où le niveau de nappe est déterminé à partir de l'équation reliant l'élévation de la surface du sol et l'élévation de la nappe (Tableau 5) :

$$Z_{nappe} = 0.978 * Z_{sol} + 5.225$$

La topographie et l'hydrographie du secteur permettent de conclure que la résurgence des eaux souterraines va se faire dans le ruisseau du Roy. L'eau souterraine qui fait résurgence dans le ruisseau a ainsi la même élévation que le cours d'eau. Il a donc été possible d'ajouter 5 autres points de contrôle de la piézométrie au niveau des cours d'eau (Tableau 5).

L'interpolation par krigeage ordinaire testé initialement ne permettait pas de bien rendre compte du contrôle de la topographie sur la piézométrie à cause du trop faible nombre de points de contrôle. Finalement, un krigeage avec dérive externe basé sur la topographie a été utilisé afin d'obtenir la carte piézométrique finale dans le secteur du site d'enfouissement d'Armagh. La dérive externe utilise des données secondaires d'élévation, issues du Modèle Numérique de Terrain (MNT), afin de produire la carte piézométrique finale.

Cette procédure d'interpolation a été appliquée sur une grille d'une étendue de 900 m par 1 200 m totalisant 1 813 mailles (Carte 4). Les données d'entrée utilisées correspondaient donc à 24 puits d'observation du niveau de nappe (eau souterraine), 5 niveaux de cours d'eau (eau de surface) et 10 données synthétiques là où la densité d'échantillonnage était la plus faible (Tableau 5). La Carte 5 présente la carte piézométrique ainsi obtenue.

La carte piézométrique finale du site d'enfouissement d'Armagh pour le levé des niveaux d'eau en date du 13 juin 2018 (Carte 5) révèle ainsi plusieurs éléments :

- (1) Localement, la plage d'élévation du niveau des eaux souterraines varie de plus de 315 m au sud à moins de 265 m au nord-est. Du fait de la faible superficie du territoire, ceci indique potentiellement un écoulement rapide des eaux souterraines et un temps de résidence généralement court dans l'aquifère rocheux ;
- (2) Le cours d'eau du Roy agit comme exutoire des eaux souterraines du secteur. Ainsi, la majorité des eaux du LES et du LET sont drainées vers le nord et le nord-est en direction du ruisseau qui correspond à la zone d'émergence de l'eau souterraine ainsi que du panache de lixiviat émis par le LES (en présumant que la membrane du LET empêche effectivement les émissions) ;
- (3) La topographie joue un rôle majeur dans le contrôle du niveau piézométrique et par conséquent sur les voies d'écoulements. Selon l'orientation de ces lignes d'écoulement, l'amont hydraulique du site d'enfouissement correspond au sud du secteur d'où proviennent une partie des eaux souterraines. Ce secteur en amont représente une zone de recharge de l'aquifère rocheux fracturé ;
- (4) La limite ouest du LES est toutefois localisée sur une zone plus incertaine associée à un haut topographique local entraînant la présence d'une ligne de partage des eaux passant par les points Syn-6/P-INRS-7/Syn-2. Ce seuil permet de concentrer l'écoulement vers le ruisseau du Roy sans que les eaux souterraines issues du site ne puissent atteindre les puits résidentiels situés à l'ouest du site d'enfouissement. Ce constat est confirmé par les analyses chimiques des puits résidentiels situés le long du 1^{er} Rang Nord-Est (Section 5.3.3) ;

- (5) Le niveau de la nappe est situé près de la surface dans la partie granulaire de l'aquifère, soit généralement entre 1 et 3 m de profondeur ;
- (6) Le site d'enfouissement se retrouve dans une zone intermédiaire entre la zone de recharge sur les hauts topographiques au sud et la zone d'émergence de l'eau souterraine dans le ruisseau du Roy. La faible distance d'écoulement à partir de la zone d'émergence et l'écoulement rapide devraient faire en sorte que l'eau souterraine s'écoulant sous le site d'enfouissement soit jeune et peu évoluée géochimiquement ; donc que cette eau soit en condition oxydante (Section 5.3).

Il est possible d'obtenir une vision plus globale (à plus large échelle) des conditions d'écoulement puisque la surface de la nappe est supposée être la quasi-reproduction de la topographie de la surface. Les principales lignes de partage des eaux souterraines peuvent alors être définies ainsi que les divers bassins du secteur (Carte 6). Sur cette carte, les récepteurs potentiels des eaux souterraines sont également indiqués ; tels que les puits répertoriés dans le SIH et plusieurs puits supposés être présents là où des résidences sont visibles sur les photographies aériennes.

La Carte 6 met en évidence plusieurs points concernant la position du site d'enfouissement d'Armagh par rapport aux conditions d'écoulement de la nappe :

- (1) Le site d'enfouissement est intégralement situé à l'intérieur du bassin versant du cours d'eau du Roy d'une superficie totale de 4,9 km². Du fait de la petite taille du bassin, l'écoulement vers l'exutoire du bassin doit être rapide et le renouvellement des eaux souterraines issues de la recharge est supposé être important ;
- (2) La limite sud de ce bassin versant correspond à la zone de recharge préférentielle du secteur en amont hydraulique du site d'enfouissement. Les eaux en provenance du sud du bassin sont ensuite mélangées aux eaux infiltrées au droit du site d'enfouissement avant d'émerger ultimement dans le ruisseau du Roy ;
- (3) Au regard des voies d'écoulement potentielles et de la faible superficie du bassin, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de récepteurs à risque (puits résidentiels) localisés en aval hydraulique du site d'enfouissement. Le seul milieu récepteur du lixiviat émis par le LES est le ruisseau du Roy, un cours d'eau secondaire, qui rejoint la rivière du Sud après un parcours de moins de 1 km de long.

5.2.2 Variations temporelles du niveau de nappe (puits du RSESQ)

Le suivi des variations temporelles de la nappe libre offre des informations complémentaires sur le comportement de l'aquifère rocheux suite à des évènements pluvieux. Pour ce faire, un puits d'observation du Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec (RSESQ) du MELCC a été utilisé afin de caractériser l'aquifère rocheux. Ce puits de suivi est localisé à environ 5,5 km du site d'enfouissement d'Armagh, à proximité de la rivière du Sud sur le territoire de la municipalité d'Armagh (Figure 4.A). Le contexte d'implantation de ce puits d'observation est semblable aux conditions géologiques rencontrées autour du site d'enfouissement d'Armagh avec une succession de dépôts grossiers reposants sur un socle rocheux généralement schisteux (Figure 4.B).

Le suivi temporel de la nappe sur ce puits, présenté sur l'hydrogramme de la Figure 4.C, a débuté en juin 2014 suite au projet PACES Chaudière-Appalaches. L'élévation de la nappe est ici comparée aux données climatiques issues de la station de Sainte-Lucie située à 41 km du puits du RSESQ grâce au logiciel *GWHAT* (Gosselin et al., 2017).

Cet hydrogramme (Figure 4.C) fait ressortir les conditions suivantes:

- (1) Sur les 3,5 années de suivi (juin 2014 à novembre 2017), l'amplitude des variations de niveau d'eau atteint près de 1.1 m ;
- (2) Les fluctuations du niveau de nappe indiquent une réactivité importante face aux évènements pluvieux et ce, même dans le cas de faibles pluies, ce qui est typique des conditions libres telles que celles présentes au site d'Armagh ;
- (3) Annuellement, 2 épisodes de recharge peuvent être identifiés sur l'hydrogramme : un premier épisode en réponse aux pluies automnales et à la baisse du taux d'évapotranspiration (fin de la croissance des plantes) puis un deuxième, généralement plus marqué, suite à la fonte du couvert neigeux au printemps.

Finalement, l'allure des fluctuations piézométriques sur ce puits de suivi suggère que la recharge est généralement favorisée sur le territoire et par extension sur le bassin versant où est implanté le site d'Armagh. Cette recharge plutôt élevée (> 200 mm/an selon les données du PACES Chaudière-Appalaches), combinée à l'écoulement important sur la zone d'étude, favorise la dilution du lixiviat émis par le site au sein des eaux souterraines.

5.3 GÉOCHIMIE DE L'EAU

5.3.1 Groupes d'eau en relation avec le contexte régional

La définition des groupes d'eau permet d'identifier et de regrouper des eaux ayant des caractéristiques géochimiques similaires à partir de leur composition en ions majeurs. L'objectif principal de ces regroupements est d'expliquer les processus géochimiques jouant un rôle sur la composition actuelle des eaux de chaque groupe. De plus, la distribution spatiale de ces groupes d'eau permet de préciser les facteurs contrôlant la géochimie des eaux souterraines sur un secteur donné.

Ce travail a notamment été réalisé dans le cadre du PACES Chaudière-Appalaches (Lefebvre et al., 2015) ; un territoire sur lequel est implanté le site d'enfouissement d'Armagh. Il a donc été possible d'identifier divers groupes d'eau spécifiquement sur le site d'Armagh à partir de la campagne d'échantillonnage du 13 juin 2018 puis de les replacer par rapport au contexte appalachien.

Dans le cadre du PACES Chaudière-Appalaches, 7 groupes d'eau ont été définis (Tableau 6) sur la base des proportions relatives en ions majeurs comprenant 4 cations (Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ et K^+) et 4 anions (Cl^- , NO_3^- , HCO_3^- et CO_3^{2-}). La comparaison des groupes d'eau retrouvés dans le secteur du site d'enfouissement permet aussi de vérifier si la composition chimique de l'eau souterraine observée est naturelle ou si elle a plutôt subi l'impact de la présence du site d'enfouissement.

Les groupes 2 et 3 définissent des eaux typiques des eaux de recharge qui prédominent dans les Appalaches, dans la vallée de la rivière Chaudière ou les vallées adjacentes de ses affluents. Au contraire, les groupes 4, 5, 6 et 7 se répartissent essentiellement dans les basses-terres du Saint-Laurent et de façon éparse dans les vallées de la rivière Chaudière et de ses principaux affluents. La distribution de ces groupes d'eau est présentée sur la Figure 5.A où les eaux rencontrées sur le site d'enfouissement d'Armagh retranscrivent bien les eaux de recharge typiques du contexte appalachien (Figure 5.B).

En effet, les groupes 2 et 3 sont les plus représentés, totalisant 23 des 24 échantillons, traduisant le peu d'impact du site d'enfouissement sur les eaux souterraines. Ceci est notamment confirmé lorsque les analyses géochimiques du 13 juin 2018 sont comparées aux groupes d'eau du PACES Chaudière-Appalaches (Figure 5.C). Sur le premier graphique de la Figure 5.C, la majorité des eaux souterraines du site d'Armagh sont situées près du pôle typique des eaux de recharge, jeunes et peu évoluées avec toutefois un enrichissement possible en sulfates et/ou chlorures comme sur les puits F-12, F-22 (F-21) et F-102 (F-16) (groupe 3). Le deuxième graphique de la Figure 5.C confirme également ces éléments puisque la plupart des eaux échantillonnées correspondent à des eaux de recharge typiques du contexte appalachien.

Seul un point échantillonné présente une eau appartenant au groupe 6, dénotant une influence anthropique; il s'agit d'une analyse d'eau de surface correspondant au site R-2 situé à l'aval du site d'enfouissement d'Armagh (Figure 5.B). Ce point de surface semble indiquer une certaine influence anthropique locale comme le suggère le premier graphique de la Figure 5.C. De plus, les eaux du groupe 6 sont caractérisées par une évolution géochimique traduite par un enrichissement en sodium au détriment du calcium comme l'indique le deuxième graphique de la Figure 5.C. S'agissant d'un point d'eau de surface situé à l'exutoire du site d'enfouissement d'Armagh, son classement dans le groupe 6 peut suggérer un impact modéré du site d'enfouissement. Dans l'ensemble, la comparaison de la géochimie des échantillons du site avec les résultats régionaux du PACES Chaudières-Appalaches permet de faire ressortir l'influence très modeste du lixiviat provenant du site sur la qualité de l'eau souterraine, même à proximité du site.

5.3.2 Conditions physico-chimiques locales

Lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018, la physico-chimie générale des eaux du site d'Armagh a été mesurée avec une sonde multi-paramètres de type *Hanna* (Tableau 8 de l'Annexe 1). Cette collecte de données en temps réel a été réalisée sur l'ensemble des points échantillonnés, soit 26 sites d'eau souterraine et 2 sites d'eau de surface. Seuls 3 puits n'ont pas pu être analysés car asséchés suite au pompage (P-INRS-8, P-INRS-9 et P-WSP-3). Ces paramètres physico-chimiques incluaient le pH, le potentiel redox (Eh), l'oxygène dissous, la conductivité électrique et la température de l'eau.

Les statistiques descriptives de chaque paramètre analysé sont indiquées dans le Tableau 9 de l'Annexe 1. Chaque paramètre sera revu dans le détail dans les sections suivantes (Sections 5.3.2.1 à 5.3.2.5). A première vue, ni les statistiques, ni les cartes à points des différents paramètres (Cartes 7 à 11) ne montrent de tendance spatiale ou temporelle particulière, que ce soit entre les eaux de surface et les eaux souterraines ou bien entre l'amont et l'aval du site d'enfouissement, excepté peut-être pour la conductivité électrique (Section 5.3.2.1).

5.3.2.1 Conductivité électrique

La conductivité électrique est une mesure indirecte de la teneur en ions de l'eau ; plus celle-ci est élevée, plus la conductivité augmente. Une hausse anormale de ce paramètre peut potentiellement traduire l'influence de rejets contaminés ou de sels déglaçants.

À Armagh (Carte 7 et Figure 8 de l'Annexe 1), la conductivité électrique varie très largement (entre 46 et 1 378 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Les analyses indiquent que la conductivité électrique de l'eau souterraine en aval du site est plus élevée qu'à l'amont, traduisant ainsi l'apport d'eau de lixiviation issue du site d'enfouissement. Les eaux de surface à l'aval du site (R-2), sont également plus chargées qu'à l'amont (R-1).

5.3.2.2 Potentiel d'oxydo-réduction (Eh)

Les conditions d'oxydo-réduction conditionnent bon nombre de réactions entre espèces chimiques. La mesure du potentiel redox définit si le milieu est oxydant (Eh positif), lorsque bien oxygéné, ou réducteur (Eh négatif), par exemple en présence de lixiviat. Les valeurs de Eh proviennent de la mesure de l'ORP avec la sonde *Hanna* à laquelle on applique un facteur de correction qui est fonction du senseur (facteur de +205 mV)

A Armagh (Carte 8 et Figure 9 de l'Annexe 1), le potentiel redox présente une gamme de valeurs de -0.40 à +0.41 V. Globalement, les eaux souterraines du site et aux environs sont généralement oxydantes, bien que certains points traduisent plutôt un milieu réducteur (P-INRS-3, P-WSP-2 et P-WSP-5) pouvant être relié avec la présence de lixiviat.

5.3.2.3 Oxygène dissous

La mesure du taux d'oxygène dissous traduit l'état d'oxygénation d'un milieu. Dans les eaux souterraines, l'oxygène dissous intervient dans le processus d'auto-épuration naturelle d'une eau par l'intermédiaire de micro-organismes mais aussi d'oxydation chimique.

A Armagh (Carte 9 et Figure 10 de l'Annexe 1), la teneur en oxygène dissous des eaux souterraines est généralement faible, que ce soit en amont ou au droit du site d'enfouissement. Le lien avec la présence de lixiviat n'est donc pas vérifiable. Les eaux de surface (R-1 et R-2) paraissent bien oxygénées puisqu'elles présentent des taux de saturation en oxygène supérieurs à 75 %, ce qui semble probable compte tenu de l'écoulement relativement turbulent du ruisseau. Il est possible que le faible taux d'oxygène dans les puits indique la présence d'éléments oxydables ou oxydés – qui auraient consommé l'oxygène disponible – en l'occurrence la pyrite (FeS_2) puisque la géologie des Appalaches permet sa présence dans la roche.

5.3.2.4 pH

Le pH est une mesure permettant de déterminer si l'eau est acide ou alcaline sur une échelle allant de 0 à 14. Les milieux ayant une valeur inférieure à 7 sont dits « acides » tandis que ceux ayant un pH supérieur à 7 sont qualifiés d' « alcalins ».

A Armagh (Carte 10 et Figure 11 de l'Annexe 1), les valeurs de pH rencontrées sont toutes comprises entre 6.80 et 8.84, indiquant alors que les eaux sont neutres à alcalines. De plus, la présence du site d'enfouissement n'explique pas la variabilité spatiale du pH observée.

5.3.2.5 Température

La température est un paramètre de contrôle permettant, dans certains cas, d'établir la présence de lixiviat lorsqu'une hausse ponctuelle de température est observée puisque les rejets de sites d'enfouissement entraînent des réactions exothermiques (Nielsen, 1991).

A Armagh (Carte 11 et Figure 12 de l'Annexe 1), la température des eaux souterraines présente une certaine variabilité spatiale (de 6.6 à 11.8 °C) dont le lien avec le site d'enfouissement ne peut être clairement vérifié. Les valeurs élevées rencontrées (supérieures à 9.0 °C) peuvent s'expliquer par la variabilité locale des conditions d'écoulement dans les différents puits du site. En effet, l'écoulement superficiel, influencé par la température de l'air et le site d'enfouissement, affecte vraisemblablement la température des eaux souterraines dans certains puits tandis qu'un écoulement plus profond aura tendance à rafraîchir les eaux souterraines dans d'autres puits du site.

5.3.2.6 Synthèse sur les conditions physico-chimiques du site

La mesure des conditions physico-chimiques des eaux souterraines revêt un intérêt tout particulier dans le contexte d'un site d'enfouissement puisque la présence de lixiviat, dépourvu d'oxygène, induit des modifications de la physico-chimie naturelle de l'aquifère (Tremblay, 2013). En effet, la présence de lixiviat entraîne généralement (1) une hausse de la conductivité électrique (l'eau souterraine étant plus chargée en matières totales dissoutes), (2) la présence de conditions réductrices au sein de la nappe, (3) une baisse de la teneur en oxygène dissous, (4) des variations anormales du pH et (5) de la température des eaux souterraines. Dans les eaux de surface, la principale conséquence de la présence d'eaux de lixiviation sur la physico-chimie de l'eau est la baisse de la concentration en oxygène (Tremblay, 2013).

Plusieurs puits localisés en amont hydraulique du site d'enfouissement d'Armagh, le long du 1er Rang Nord-Est (45R1NE, 65R1NE, 90R1NE et 50R1NEB), permettent d'obtenir la physico-chimie naturelle de l'aquifère. A l'aval du site, le ruisseau du Roy, agissant comme exutoire des eaux issues du site, a aussi été suivi (R-2). A Armagh, l'aquifère présente des conditions naturellement oxydantes, bien que les teneurs en oxygène dissous des eaux souterraines soient généralement faibles, excepté pour les eaux de surface (Figure 6). Il est probable que l'absence d'oxygène dissous dans certains puits trouve vraisemblablement son explication dans des aléas de mesure. Le pH et la température varient sans toutefois montrer de tendance en lien avec la présence de lixiviat dans les eaux souterraines. L'unique indicateur potentiel de la présence de lixiviat est la conductivité électrique qui augmente sur l'ensemble des points à l'aval du site.

De façon générale, les anomalies spatiales dans les mesures des paramètres physico-chimiques mettent en évidence le caractère dynamique de l'écoulement de l'eau souterraine. Ces résultats soulignent également que le volume de lixiviat du site ne semble pas important en regard de la capacité du milieu à en atténuer les charges émises. La section sur l'analyse des paramètres géochimiques (Section 5.3.3) permet d'aller un plus loin dans l'interprétation des résultats.

5.3.3 Qualité de l'eau observée sur le site entre 2005 à 2018

Afin de vérifier la présence éventuelle de polluants en lien avec le site d'enfouissement, un suivi régulier d'une gamme de paramètres géochimiques des eaux est réalisé par le personnel du site d'Armagh. Les données ont été collectées sur 13 années, de juin 2005 à juin 2018, date de l'échantillonnage fait par l'INRS. Les statistiques et les dépassements de chaque paramètre sont répertoriés dans les Tableaux 10 à 12 de l'Annexe 2.

La présente section se concentre essentiellement sur l'analyse de la géochimie des eaux souterraines bien que certains échantillonnages concernent les eaux superficielles avec des points situés sur le ruisseau du Roy (R-1, R-2 et R-3) ou localisés dans des fossés sur le site d'enfouissement (FE-1, FE-2, FE-3, FE-4, FP-1 et FP-2). Les eaux de surface sont considérées être représentatives des conditions des eaux souterraines compte tenu de la petite dimension du bassin versant et de la proximité des points de résurgence des eaux souterraines dans les cours d'eau de surface, en l'occurrence le ruisseau Roy.

Les objectifs principaux sont les suivants :

- (1) Comparer les concentrations mesurées par rapport aux Objectifs environnementaux de rejet (OER) spécifiquement définis pour le site d'Armagh, normalement applicables à l'effluent final du lieu d'enfouissement sanitaire, et ceci dans le but d'évaluer l'impact des rejets sur le milieu récepteur, en l'occurrence le ruisseau du Roy ;
- (2) Établir si des tendances temporelles, en lien notamment avec une dégradation potentielle du milieu, peuvent être mises en évidence sur le site ;
- (3) Déterminer si des paramètres, en excès dans les eaux souterraines, traduisent la présence de lixiviat ou si ces excès sont plutôt liés aux conditions naturelles rencontrées dans l'aquifère ;
- (4) Vérifier les dépassements selon les critères sanitaire ou esthétique de potabilité, habituellement les critères les plus restrictifs, même si les puits résidentiels ne constituent pas de milieux récepteurs potentiels.

En complément, sur les Figures 13 à 33 de l'Annexe 2 sont également présentés le lixiviat brut du site d'enfouissement d'Armagh pour le LES et le LET. De plus, pour avoir un élément de comparaison réaliste, les concentrations retrouvées au sein du panache de lixiviat d'un site d'enfouissement similaire situé à Saint-Lambert-de-Lauzon ont été ajoutées (Tremblay, 2013) de même que les concentrations typiquement rencontrées dans les eaux de lixiviation des sites d'enfouissement (Christensen et al., 2001).

5.3.3.1 Métaux (et métalloïdes)

Les métaux et métalloïdes analysés comprennent le bore, le cadmium, le chrome, le fer, le manganèse, le mercure, le nickel, le plomb, le sodium et le zinc.

Les métaux peuvent entraîner un impact ponctuel sur la vie aquatique puisque l'OER se base sur les critères de protection de la vie aquatique chronique (CVAC). L'OER est plus restrictif que les critères pour l'eau potable pour 4 composés : le cadmium, le mercure, le plomb, et le zinc. En se fiant donc aux OER établis pour les effluents du site d'Armagh pour les métaux, seuls 5 composés présentent des dépassements entre 2005 et 2018 ; il s'agit du fer, du mercure, du nickel, du plomb et du zinc (Tableaux 11 et 12 de l'Annexe 2). Hormis, le fer, dont les non-conformités sont régulières (49.7 %) et dans une moindre mesure le zinc (15 %), les 3 autres composés, à savoir le mercure (1.64 %), le nickel (3.75 %) et le plomb (2.81 %) dépassent occasionnellement l'OER. Ces dépassements peuvent ponctuellement impacter le milieu récepteur, en l'occurrence le ruisseau du Roy à l'aval hydraulique du site. Au point R-2, aucun dépassement de l'OER pour les métaux n'est mis en évidence suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018 et très peu entre 2005 et 2018.

Depuis 2005, 5 de ces composés n'ont jamais dépassé le critère pour l'eau potable sur l'ensemble des points échantillonnés sur le site d'Armagh ou dans les puits résidentiels à proximité, il s'agit du bore, du cadmium, du chrome, du mercure et du zinc (Tableau 10 de l'Annexe 2). Les faibles concentrations rencontrées sur le site peuvent refléter une forte dilution des eaux au sein de l'aquifère. C'est notamment le cas en 2018 où le bore (Carte 12), le cadmium (Carte 13), le chrome (Carte 14), le mercure (Carte 17) et le zinc (Carte 19) sont uniquement détectés dans quelques puits avec des concentrations non

significatives. Ces éléments ne présentent donc pas de réel intérêt pour la présente étude. L'analyse régulière de leur concentration reste tout de même requise. Dans tous les cas, le transport de ces composés sera rapidement limité lorsque les conditions seront oxydantes (Section 5.3.2). C'est le cas notamment dans l'eau de surface à l'aval du site (cours d'eau du Roy) où les métaux et autres métalloïdes vont avoir tendance à précipiter.

Entre 2005 et 2018, les nombreux échantillonnages mettent en évidence des dépassements pour 2 paramètres d'ordre esthétique : le fer et le manganèse avec respectivement 55.4 et 82.4 % de non-conformités (Tableau 10 de l'Annexe 2). Lors de l'échantillonnage de 2018, le fer et le manganèse sont détectés dans tous les puits d'observation du site, dans les puits résidentiels en amont hydraulique ainsi que dans le cours d'eau du Roy (Cartes 15 et 16). Ces nombreuses détections suggèrent que la problématique « fer/manganèse » n'est pas spécifiquement reliée aux rejets du site d'enfouissement mais plutôt à la géologie des roches constituant l'aquifère. Dans le cadre du PACES Chaudière-Appalaches, des dépassements fréquents des critères esthétiques pour le fer et le manganèse ont aussi été observés (Lefebvre et al., 2015), ce qui indique que la présence de ces métaux au site d'Armagh est naturelle.

Le sodium est également régulièrement détecté sur le secteur d'étude sans toutefois dépasser le critère esthétique pour l'eau potable. En effet, seuls 3 dépassements ont été identifiés depuis 2005 (Tableau 10 de l'Annexe 2). En 2018, la Carte 20 montre une répartition plutôt uniforme des concentrations en sodium sur le secteur d'étude.

Les eaux de la région d'étude étant de type Ca-HCO₃ (Section 5.3.1), la proportion en sodium est normalement non significative, bien que cet élément soit naturellement présent dans les eaux souterraines du secteur. Toutefois, les concentrations dans certains puits situés à l'aval du site d'enfouissement (F-13 et P-INRS-5-P) affichent des concentrations légèrement plus élevées (de l'ordre de 51 mg/L) que le reste des points échantillonnés (<50 mg/L). C'est également le cas du site de surface (R-2) situé à l'aval hydraulique du site d'enfouissement qui présente la teneur en sodium la plus importante des analyses (96.1 mg/L). Ces différents points sont donc vraisemblablement impactés par le lixiviat même si ce dernier présente des concentrations relativement faibles en sodium traduisant une dilution importante.

Depuis 2005, seul un élément a présenté une non-conformité d'ordre sanitaire, il s'agit du plomb. Ce dernier a dépassé la norme (fixée à 0.01 mg/L) une seule fois, le 28 novembre 2012, dans le puits F-2-M avec une concentration de 0.029 mg/L (Tableau 10 de l'Annexe 2). En 2018 (Carte 19), le plomb n'est généralement pas détecté, excepté dans 4 puits situés à proximité du LET (F-11, F-12, P-INRS-1 et P-INRS-6) et dans un puits résidentiel localisé en amont hydraulique du site d'enfouissement (45R1NE). Cet élément ne permet pas d'établir de lien formel entre ces quelques détections et la présence de lixiviat.

Le critère le plus restrictif utilisé pour le dernier composé, en l'occurrence le nickel, correspond au critère de résurgence dans les eaux de surface, établi à 0.02 mg/L. Ce seuil est dépassé de façon ponctuelle (13.1 % de dépassements depuis 2005). Le nickel est cependant régulièrement détecté dans les puits du site d'enfouissement (Figure 19 de l'Annexe 2). La carte de l'échantillonnage de 2018 (Carte 18) permet de préciser ce constat en identifiant plusieurs détections au droit du site d'enfouissement, sans que ce composé ne soit présent dans les puits résidentiels situés à l'amont hydraulique du site. Les deux dépassements de la norme correspondent aux puits F22 (F-21) et F101 (F-24) situés à l'aval hydraulique du LES, suggérant un lien potentiel avec les eaux lixiviées de l'ancien site d'enfouissement. De plus, des teneurs importantes en nickel sont également identifiées dans les puits à l'aval du LET (F-13, P-INRS-5-P et P-INRS-6) de même que dans le ruisseau du Roy à l'exutoire du site (R-2).

Contrairement au LES, la présence d'une membrane sous le LET permet de capter les eaux d'infiltration qui sont dirigées dans le système de traitement du site. Les eaux traitées sont relâchées dans le ruisseau du Roy et c'est probablement l'une des raisons des concentrations un peu plus élevées retrouvées au point R-2.

Les concentrations en métaux et métalloïdes ont également être comparées aux teneurs du lixiviat brut du site d'Armagh dans les Figures 13 à 22 de l'Annexe 2. Bien que les concentrations du lixiviat brut présentent une variabilité importante entre 2005 et 2018, les teneurs en métaux dans les eaux souterraines sont généralement inférieures sur le même intervalle de temps, suggérant une dilution importante du lixiviat dans les eaux

souterraines au droit du site. Cette observation est moins vraie pour le fer et le manganèse, ce qui confirme bien leur présence naturelle dans les eaux souterraines.

De même, les concentrations retrouvées dans le panache de lixiviat du site de Saint-Lambert-de-Lauzon ont été mises en parallèle aux eaux souterraines du site d'Armagh dans les Figures 13 à 22 de l'Annexe 2. Pour les composés permettant une comparaison pertinente, soit le bore, le chrome, le fer, le manganèse, le nickel et le sodium, les eaux souterraines du site d'Armagh présentent des concentrations environ 10 fois moins importantes que sur le site de Saint-Lambert-de-Lauzon ; exception faite du manganèse, qui est d'origine naturelle à Armagh.

5.3.3.2 Autres composés inorganiques

Les composés inorganiques analysés incluent l'azote ammoniacal, les chlorures, les cyanures, les nitrites-nitrates, les sulfates et les sulfures.

Tout comme les métaux, les OER définis pour les rejets du site d'enfouissement d'Armagh sont basés sur les critères de protection de la vie aquatique chronique (CVAC). L'OER est plus exigeant que les critères pour l'eau potable pour 3 composés : les cyanures, les composés azotés et les sulfures. En se fiant donc aux OER spécifiques du site d'Armagh, 4 composés inorganiques présentent des non-conformités entre 2005 et 2018 : l'azote ammoniacal, les cyanures, les nitrites-nitrates et les sulfures (Tableaux 11 et 12 de l'Annexe 2). Toutefois, il est important de noter que l'OER a été défini uniquement pour les cyanures libres et non les cyanures totaux. De même, l'OER pour les composés azotés s'applique uniquement pour les nitrites tandis que les analyses réalisées à Armagh combinent nitrites et nitrates. De plus, l'OER pour les sulfures a été établi uniquement sur les sulfures d'hydrogène. Les dépassements apparaissent tout de même nombreux pour les nitrites-nitrates (76 %) et les sulfures (57 %) et moindre pour les cyanures (6.8 %) et l'azote ammoniacal (1.1 %). Bien qu'il ne soit pas possible de comparer de façon précise les concentrations des composés inorganiques avec les OER, les non-conformités observées tendent à montrer qu'un impact est possible sur le milieu aquatique, soit le ruisseau du Roy. Au point R-2 situé sur le cours d'eau du Roy à l'aval du site d'enfouissement, l'azote ammoniacal, les cyanures et les nitrites-nitrates

dépassent les OER en 2018. Depuis 2005, au points R-2, l'azote ammoniacal est rarement au-dessus de l'OER au contraire des cyanures et des nitrites-nitrates.

Sur l'intégralité du suivi réalisé depuis 2005, seuls 2 composés n'ont jamais dépassé leur critère pour l'eau potable, il s'agit des cyanures et des sulfates (Tableau 10 de l'Annexe 2). Les cyanures n'ont d'ailleurs pas été détectés lors de l'analyse de 2018 (Carte 24), hormis dans les eaux de surface à l'aval du site (R-2), suggérant une influence d'ordre superficiel. Quant aux sulfates (Carte 26), ils sont détectés sur l'ensemble de la zone d'étude, à des teneurs inférieures à 60 mg/L, que ce soit en amont ou en aval hydraulique du site ainsi que dans les eaux de surface excluant tout lien potentiel avec le site d'enfouissement. Ces résultats confirment peut-être l'hypothèse de la provenance naturelle suite à la transformation de la pyrite (FeS_2) retrouvée typiquement dans les roches sédimentaires en Chaudière-Appalaches.

Depuis 2005, les chlorures et les sulfures présentent, de temps à autre, des dépassements du critère esthétique pour l'eau potable (Tableau 10 de l'Annexe 2). Pour les chlorures, seules 7 non conformités ont été recensées depuis le début du suivi. En 2018 (Carte 23), ce composé est détecté dans la totalité des points de suivi avec toutefois des concentrations plus importantes (jusqu'à 133 mg/L) dans plusieurs puits situés à l'aval du LET (F-13, P-INRS-2-P et P-INRS-5-P) et le ruisseau du Roy (R-2) ainsi qu'à l'aval du LES dans le puits F-22 (F-21). D'une part, ces constats reflètent les groupes d'eau rencontrés sur le secteur d'étude (Section 5.3.1), à savoir des eaux de type Ca- HCO_3 (groupe 2) pouvant ponctuellement être plus chargées en chlorures (groupe 3). D'autre part, la présence de teneurs plus importantes en chlorures à l'aval hydraulique du site indique une certaine influence du lixiviat qui paraît peu chargé en solutés non organiques.

Quant aux sulfures, les dépassements d'ordre esthétique sont plus réguliers (16.0 % de non-conformités depuis 2005). L'échantillonnage de 2018 montre d'ailleurs plusieurs dépassements du critère fixé à 0.05 mg/L dans les puits F-23, F-101 (F-24), P-INRS-2-P, P-INRS-3, P-INRS-4, P-INRS-6, P-WSP-1, P-WSP-2 et P-WSP-5. Il est intéressant de noter que les sulfures sont uniquement détectés dans les puits situés sur le site d'enfouissement mais sont, au contraire, totalement absents dans les puits résidentiels

en amont hydraulique du site d'enfouissement (Carte 27). Le lien avec les eaux lixiviées du site est donc confirmé.

En considérant les conditions physicochimiques du site pour le potentiel redox (Eh) et le pH (Sections 5.3.2.2 et 5.3.2.4), il est alors possible de définir le champ de stabilité des eaux en étudiant le diagramme redox des sulfures (Figure 7.A). A Armagh, les eaux sont généralement dans le champ de stabilité des sulfates, sauf pour 3 échantillons (P-WSP-2, P-INRS-3 et dans une moindre mesure P-WSP-5). Les analyses en laboratoire étant plus robustes et plus stables que les électrodes de la sonde multi-paramètres, il semble que seules 4 détections de sulfures soient plausibles (P-WSP-1, P-WSP-2, P-WSP-5 et P-INRS-3). En effet, les sulfures devraient être uniquement détectés en conditions réductrices : soit avec un potentiel redox négatif et un taux d'oxygène dissous faible. Sur les graphiques du potentiel redox (Figure 7.C) et de la teneur en oxygène dissous (Figure 7.D), il est donc possible de valider et de retenir les 4 valeurs analytiques susmentionnées apparaissant sur la Carte 27. Ceci est notamment confirmé dans le graphique des teneurs en sulfures en fonction des teneurs en sulfates (Figure 7.B) dans lequel des détections de sulfures sont concomitantes à la présence de sulfates. Ces 2 composés n'étant normalement pas retrouvés dans les mêmes conditions d'oxydoréduction, les autres détections en sulfures peuvent s'expliquer par le seuil de détection de l'équipement du laboratoire de 0.01 mg/L qui est proche de la barre d'erreur analytique (entre 0.03 et 0.04 mg/L). Les teneurs en sulfures proches ou sous le critère fixé pour l'eau potable (0.05 mg/L) ne sont donc pas alarmantes. Finalement, la migration en sulfures sera rapidement limitée par l'atteinte de conditions oxydantes favorisant leur précipitation.

Seul un paramètre d'ordre sanitaire présente des dépassements depuis 2005, il s'agit des nitrites-nitrates (Tableau 10 de l'Annexe 2) dont les dépassements concernent essentiellement les eaux de surface (Figure 26 de l'Annexe 2) mais également ponctuellement le puits F-22 (F-21). Ceci est confirmé en 2018 (Carte 25), où une non-conformité est mise en évidence dans le ruisseau du Roy (R-2) ainsi que quelques détections ponctuelles dans des puits du site : F-4-R, F-12 et F-22 (F-21). Le lien avec le site d'enfouissement est probable mais difficile à évaluer puisque d'autres facteurs

anthropiques externes peuvent favoriser la présence de ces composés azotés dans l'eau de surface à l'aval du site.

Le dernier paramètre comparé au critère de résurgence dans les eaux de surface, l'azote ammoniacal, présente des dépassements ponctuels (8.68 %) depuis 2005 (Tableau 10 de l'Annexe 2). Ces dépassements concernent les puits F-11, F-12, F-13 et F-22 (F-21) ainsi que les eaux superficielles avec les points R-2 et FE-1 (Figure 23 de l'Annexe 2). En 2018, l'azote ammoniacal est détecté sur la majorité des points de suivi du secteur d'étude, à l'exception près des points F-4-R, F-23, 65R1NE et R-1 (Carte 22). Deux dépassements de la norme apparaissent suite à l'échantillonnage de 2018 : dans le ruisseau du Roy (R-2) et dans le puits F-13, tous les 2 situés à l'aval hydraulique du site d'enfouissement. La présence d'azote ammoniacal montre un certain impact du site même si ce composé sera dégradé en partie lors de sa migration. Actuellement, aucune tendance à la dégradation du milieu en lien avec les eaux lixiviées n'est mise en évidence.

La présence conjointe d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates sur le site est toutefois étonnante puisque ces composés ne sont habituellement pas retrouvés dans les mêmes conditions d'oxydoréduction : l'azote ammoniacal étant transformé en nitrites puis en nitrates en conditions oxydantes lors du processus de nitrification. Il est donc nécessaire de poursuivre le suivi de ces 2 paramètres afin de confirmer le lien avec le site et de mettre en évidence d'éventuelle tendance.

Les concentrations en composés inorganiques ont également été comparées aux teneurs du lixiviat brut du site d'Armagh dans les Figures 23 à 28 de l'Annexe 2. Malgré leur variabilité importante depuis 2005, les teneurs en lixiviat brut du site d'Armagh sont généralement supérieures aux concentrations en composés inorganiques retrouvées dans les eaux souterraines du site. Ceci est vrai pour l'ensemble des composés inorganiques, excepté les sulfates et les nitrites-nitrates suggérant la présence naturelle des sulfates dans les eaux souterraines du site et un impact extérieur de nature anthropique pour les nitrites-nitrates. Pour les nitrites-nitrates, une distinction est à faire avec les eaux de surface qui sont plus impactées que les eaux souterraines (Figure 26 de l'Annexe 2).

Peu de composés inorganiques analysés sur le site d'Armagh peuvent être précisément confrontés aux valeurs rencontrées dans le panache de lixiviat du site de Saint-Lambert-de-Lauzon. A noter toutefois que les eaux souterraines du site d'Armagh contiennent 10 à 1 000 fois moins de chlorures (Figure 24) et d'azote ammoniacal (Figure 23) que le site d'enfouissement de Saint-Lambert-de-Lauzon.

5.3.3.3 Composés organiques volatils (COV)

Les BTEX sont des composés organiques volatils, toxiques, comprenant le benzène (B), le toluène (T), l'éthylbenzène (E) et les xylènes (X). Il s'agit d'hydrocarbures aromatiques monocycliques dont le caractère toxique est avéré et la présence dans l'environnement est généralement liée à l'activité humaine (les sources naturelles étant négligeables).

Bien qu'ils ne soient pas définis pour les xylènes, les OER pour le reste des BTEX ont été établis afin de préserver la vie aquatique en se basant sur les critères de protection de la vie aquatique chronique (CVAC). Pour le benzène, le toluène et l'éthylbenzène, aucun dépassement de l'OER n'a été enregistré depuis 2005 (Tableaux 11 et 12 de l'Annexe 2). Cela est d'ailleurs confirmé en 2018 où aucune détection n'a été mise en évidence suite à l'échantillonnage des eaux superficielles et souterraines.

Entre 2005 et 2018, les analyses ne montrent aucun dépassement des normes sanitaires ou esthétiques pour ces 4 composés. Bien que pouvant être présents dans le lixiviat brut du site d'Armagh, ces composés sont très largement atténués et généralement absents dans les eaux souterraines du site comme en témoignent les Figures 29 à 32 de l'Annexe 2. La dernière analyse complète de juin 2018 confirme d'ailleurs l'absence de composés BTEX dans les eaux souterraines et superficielles du site d'Armagh (Cartes 28 à 31).

5.3.3.4 Paramètre microbiologique (coliformes fécaux)

La présence de coliformes fécaux dans les eaux d'un site indique une contamination en matières fécales humaines ou animales.

Pour les coliformes fécaux, l'OER a été fixé à hauteur de 4 680 UFC / 100 mL (Tableau 11 de l'Annexe 2) en se basant sur les critères de protection des activités récréatives et de l'esthétique (CARE). Ainsi, entre 2005 et 2018, aucun dépassement de l'OER n'a été

enregistré que ce soit dans les eaux souterraines ou dans les eaux de surface sur le cours d'eau du Roy.

La détection d'un coliforme fécal constitue un dépassement sanitaire de la norme pour l'eau potable, fixée donc à 0 UFC / 100 mL. Ainsi, entre 2005 et 2018 (Tableau 10 de l'Annexe 2), 59.4 % des échantillons présentent un dépassement de la norme pouvant aller jusqu'à 2 900 UFC / 100 mL (échantillon du puits F-11 daté du 7 septembre 2005). Les eaux souterraines du site d'Armagh sont donc impactées ponctuellement par cette problématique microbiologique même si une atténuation est visible à partir du lixiviat brut (Figure 33). L'analyse de 2018 (Carte 32) révèle seulement 3 non conformités, dont 2 concernant les eaux de surface (R-1 et R-2) et une seule au puits F-22 (F-21). Bien que ce paramètre affiche une variabilité temporelle et spatiale, un lien existe probablement avec le site d'enfouissement. La présence de coliformes fécaux dans les eaux de surface en amont et en aval du site suggère qu'il existe également un impact d'origine anthropique non relié avec le site d'enfouissement d'Armagh.

5.3.3.5 Cas particulier des biphényles polychlorés (BPC)

Depuis 2013, des BPC ont été détectés dans l'eau à la sortie du système de traitement du site. Cette détection est rendue possible grâce à l'amélioration des techniques d'analyse qui ont fait baisser le seuil de détection de 0.1 µg/L à 1 pg/L, ce qui est 100 000 fois plus petit. Les détections de BPC sont variables dans le temps et généralement les concentrations sont inférieures sinon légèrement supérieures à la cible de l'OER qui est de 0.000231 µg/L. Les BPC détectés sporadiquement à la sortie du système de traitement des eaux de captage des cellules LES/LET ne permettent pas d'en identifier la provenance puisque cette eau constitue un mélange de différents points de captage sur le site d'enfouissement.

En 2017, l'INRS s'est proposé pour échantillonner le puits F-13 pour les BPC et le résultat s'est avéré positif avec une concentration de 628 pg/L (soit 0.000628 µg/L). En 2018, les points suivants : F-13, P-INRS-8, R-2 et RL-4 (effluent) ont été échantillonnés et analysés pour les BPC et les résultats montrent qu'il n'y a aucun BPC détecté (Carte 33). Cependant il apparaît à l'analyse des résultats que le laboratoire (le même qu'en 2017)

n'a pas suivi le même protocole d'analyse et présente les résultats en $\mu\text{g/L}$ avec une limite de détection de $0.01 \mu\text{g/L}$ ce qui est 10 000 fois supérieure à la limite de détection de 2017. Pour cette raison il n'est pas possible de comparer les résultats entre eux et l'analyse de la situation des BPC ne peut aller plus dans le détail.

Bien que des BPC soient détectés périodiquement dans les eaux du système de traitement, les teneurs demeurent extrêmement faibles et inférieures aux concentrations recommandées ou aux normes existantes, même si elles prennent des valeurs proches de la cible de l'OER.

Le Tableau 7 présente, à des fins comparatives, les normes de rejets dans les eaux usées et dans l'eau potable en vigueur au niveau de plusieurs organismes. Les normes de rejets industriels (égout ou cours d'eau) correspondent probablement le plus à la situation du site d'Armagh, mais les normes de potabilité donnent aussi une idée de l'ordre de grandeur des concentrations en BPC présentes sur le site et de leur impact sur les milieux récepteurs.

La présence des BPC comme pour le reste des éléments contaminants détectés dans l'eau souterraine du site semble fortement influencée par le régime d'écoulement saisonnier de l'eau souterraine et par d'autres facteurs climatiques. Avec les résultats existants, il est impossible de spéculer sur l'origine de la source ou la provenance des BPC. Au mieux, des détections au niveau des entrées d'eau brute du système de traitement du LES ou du LET pourraient donner des indications sur la localisation de la source potentielle, bien qu'il soit plausible que celle-ci se situe au niveau du LES, même s'il y a des détections au niveau du système de captage du LET.

En plus de l'effluent, nous recommandons d'inclure l'analyse du puits F-13 dans le suivi régulier des BPC sur le site d'Armagh, afin d'établir d'éventuelles tendances évolutives de concentrations, et de refaire l'échantillonnage de 2018 pour lequel le laboratoire à changer sans avis les limites de détection. Le site devrait aussi continuer d'échantillonner séparément les eaux brutes provenant des postes de pompage SP-1 et SP-3 puisque les eaux de collectes proviennent respectivement du LES et LET.

6 SOMMAIRE ET CONCLUSIONS

L'INRS a reçu le mandat d'évaluer l'impact environnemental du site d'enfouissement d'Armagh sur l'eau souterraine. Ce site d'enfouissement, situé à environ 3 km du centre de la municipalité d'Armagh, comprend un ancien lieu d'enfouissement sanitaire (LES) qui n'est plus en fonction et un lieu d'enfouissement technique (LET) toujours en opération. Le LES est recouvert d'une membrane, mais sa base en est dépourvue et les déchets ont été déposés directement sur le sol sous-jacent. Le LET a une membrane sous-jacente aux déchets qui sont recouverts progressivement après le comblement des cellules d'enfouissement. Un réseau de suivi de la qualité d'eau comprenant des puits d'observation et des points d'eau de surface fait l'objet d'un échantillonnage régulier depuis 2005.

Pour réaliser son mandat, l'INRS a d'abord fait la revue des données du suivi de la qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine acquises entre 2005 et 2018 ; cette revue a été mise en contexte avec la nouvelle caractérisation hydrogéologique réalisée par l'INRS dans le secteur du site d'enfouissement. Cette caractérisation a impliqué l'installation en deux phases (automne 2017 et printemps 2018) de 11 nouveaux puits d'observation, dont 2 puits à double niveau, pour les fins de ce mandat, en plus de 5 puits d'observation installés en relation avec une étude de WSP. Ces installations ont été faites avec la foreuse géotechnique de l'INRS. Deux campagnes d'échantillonnage d'eau ont été réalisées, à l'automne 2017 et au printemps 2018, mais le présent rapport met l'accent sur la campagne plus exhaustive réalisée le 13 juin 2018 et qui a impliqué l'échantillonnage d'eau autour du site d'enfouissement à partir de 22 puits d'observation, 3 puits résidentiels et 2 points de prélèvement dans le ruisseau du Roy en amont et en aval du site d'enfouissement.

Les résultats obtenus ont été mis en contexte par rapport aux travaux antérieurs de l'INRS, soit la caractérisation des ressources régionales en eau souterraine faite dans le cadre du *Programme d'acquisition des connaissances sur l'eau souterraine* (PACES) de Chaudière-Appalaches ainsi que la caractérisation du secteur entourant le site d'enfouissement de Saint-Lambert-de-Lauzon. Le PACES de Chaudière-Appalaches

permet de comparer les conditions hydrogéologiques d'Armagh à celles caractérisées pour l'ensemble des Appalaches et aussi à définir la géochimie naturelle de l'eau souterraine. Les travaux faits au site de Saint-Lambert-de-Lauzon donnent un point de comparaison des concentrations retrouvées dans le panache de lixiviat émis par le site d'enfouissement. Les concentrations observées au site d'Armagh sont aussi comparées aux objectifs environnementaux de rejet (OER) spécifiques au site ainsi qu'aux critères de potabilité et aux critères esthétiques pour l'eau potable.

Les travaux de caractérisation ont permis de définir le contexte géologique, hydrologique et hydrogéologique du secteur autour du site d'enfouissement d'Armagh. Le site fait partie du sous-bassin versant du ruisseau du Roy dont l'étendue est restreinte ($\approx 5 \text{ km}^2$). La limite sud du sous-bassin se situe dans un haut topographique avec un dénivelé de plus de 80 m par rapport au ruisseau. Cette topographie accentuée contraint fortement à la fois l'écoulement de l'eau de surface et celui de l'eau souterraine. Le roc fracturé, surtout dans sa partie supérieure, constitue un aquifère régional continu alimentant la grande majorité des puits résidentiels. Les sédiments reposant au-dessus du roc sont assez peu épais (quelques mètres) et constitués d'un till sableux et caillouteux assez perméable. Comme ailleurs dans les Appalaches, les cours d'eau sont généralement en lien hydraulique assez direct avec l'aquifère rocheux fracturé où circule l'eau souterraine et ces cours d'eau représentent les zones d'émergence de l'eau souterraine.

La Figure 1 montre le modèle conceptuel hydrogéologique du site d'Armagh qui est basé sur celui défini à l'échelle régionale dans le cadre du PACES Chaudière-Appalaches. Les conditions rencontrées au site impliquent une recharge importante de l'eau souterraine sur les hauts topographiques et un écoulement rapide entre cette zone de recharge et l'exutoire représenté par le ruisseau du Roy. Le lixiviat qui peut être émis par le site d'enfouissement dans l'eau souterraine sous-jacente va suivre son cheminement vers le nord et émerger dans le ruisseau du Roy. Ces conditions d'écoulement impliquent qu'il n'y a pas de puits résidentiels pouvant être des milieux récepteurs du lixiviat émis par le site d'enfouissement. En effet, les puits sont situés soit en amont hydrogéologique du site d'enfouissement ou en dehors du sous-bassin du ruisseau du Roy.

C'est donc uniquement le ruisseau du Roy qui représente un milieu récepteur du lixiviat émis par le site d'enfouissement. Ainsi, même si les concentrations observées dans l'eau sont comparées aux normes de potabilité ou esthétiques pour l'eau potable, ce sont les objectifs environnementaux de rejet (OER) spécifique au site d'Armagh qui s'appliquent dans le présent contexte.

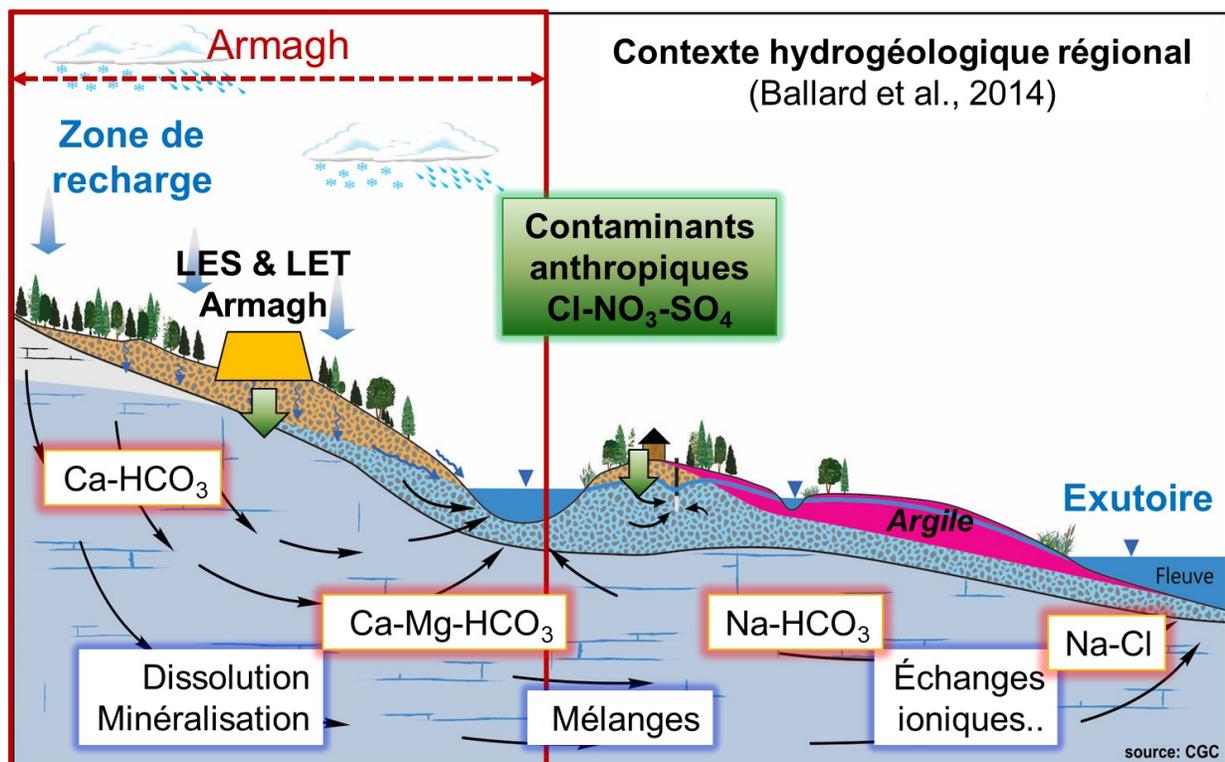


Figure 1 Modèle hydrogéologique conceptuel du site d'Armagh par rapport aux conditions régionales (modifié d'après Ballard et al., 2014)

Les conditions géochimiques observées dans l'eau souterraine et l'eau de surface (ruisseau du Roy) reflètent le caractère très dynamique du système d'écoulement souterrain. Les paramètres physico-chimiques de l'eau (température, conductivité électrique, pH, Eh et oxygène dissous) sont très peu modifiés entre l'amont et l'aval hydraulique du site, à part une augmentation modérée de la conductivité électrique qui reflète l'ajout de solutés émis par le lixiviat du site d'enfouissement sanitaire.

Les types d'eau ont été définis à partir des ions majeurs dans l'eau en utilisant la même classification que celle du projet PACES de Chaudière-Appalaches de façon à comparer l'eau dans le secteur du site d'enfouissement avec les eaux naturelles. Ce sont les

groupes d'eau 2 et 3 qui dominent dans le secteur du site, soient des eaux Ca-HCO₃ typiques des zones de recharge active de l'eau souterraine dans les Appalaches. Le type 3 qui a plus de chlorures et de sulfates peut refléter un certain apport de lixiviat. Seul un point échantillonné présente une eau appartenant au groupe 6 qui dénote une influence anthropique, soit dans le cas présent l'effet de l'émission de lixiviat. Ce point correspond au site R-2 qui est un échantillon d'eau de surface dans le ruisseau du Roy en aval du site d'enfouissement. Ce point indique donc que le lixiviat émis par le site fait effectivement résurgence dans le ruisseau du Roy après sa migration dans l'eau souterraine. La présence de concentrations un peu plus importantes en chlorures, sulfates, sodium et en solides dissous totaux en aval du site d'enfouissement indique aussi qu'il y a effectivement émission de lixiviat dans l'eau souterraine. Toutefois, ces teneurs sont de 100 à 1 000 fois moindres que celles observées au site d'enfouissement de Saint-Lambert. Ces concentrations relativement faibles reflètent une importante dilution du lixiviat émis dans la forte circulation d'eau souterraine sous-jacente au site d'enfouissement ainsi que des processus efficaces de dégradation des contaminants. Ces résultats soulignent également que le volume de lixiviat du site ne semble pas important relativement à la capacité du milieu à en atténuer les charges émises.

Les conditions géochimiques et l'écoulement dynamique dans l'aquifère font en sorte que très peu de composés chimiques ont eu des dépassements par rapport aux critères de potabilité ou aux objectifs environnementaux de rejet (OER) dans le cadre du suivi de la qualité de l'eau réalisé entre 2005 et 2018 (Tableaux 11 et 12 de l'Annexe 2). Au niveau des critères de potabilité de l'eau, ce sont les coliformes fécaux qui ont la plus grande proportion de dépassements (59 %), sans toutefois dépasser l'OER. À l'inverse, les nitrites-nitrates montrent 76 % de dépassements de l'OER en dépassant rarement (2,7 %) le critère de potabilité de l'eau. Un seul dépassement (0,23 %) de la limite de potabilité pour le plomb a été observé tandis que ce composé présente 2,8 % de dépassements de l'OER. Certains critères esthétiques pour l'eau potable ont aussi eu des dépassements, soit les chlorures (1,6 %), le fer (55 %), le manganèse (82 %), le sodium (0,69 %) et les sulfures (16 %). La présence de chlorures, sodium et sulfures peut être attribuée à l'émission de lixiviat. Ces composés ne représentent toutefois pas de risque pour la santé humaine. De plus, en conditions oxydantes, la charge en sulfures va

s'atténuer car les composés représentés par les sulfures ne sont stables qu'en conditions réductrices typiques des lixiviats à l'intérieur même des sites d'enfouissement. Les concentrations en fer et manganèse sont sans doute en bonne partie naturelles car on retrouve des dépassements de normes esthétiques en amont et en aval du site d'enfouissement. Ces 2 composés (Fe et Mn) ont de fréquents dépassements à l'échelle régionale (Lefebvre et al., 2015). Quant aux autres dépassements des OER, ils sont reliés aux sulfures (57 %), au fer (50 %), au zinc (15 %), aux cyanures totaux (6,8 %), au nickel (3,8 %), au plomb (2,8 %), au mercure (1,6 %) et à l'azote ammoniacal (1,1 %). L'azote ammoniacal reflète l'apport du lixiviat, mais va se transformer en nitrates en conditions oxydantes. Certains métaux de même que les sulfures sont aussi susceptibles de précipiter en conditions oxydantes. Aucun composé organique (COV ou BTEX) n'a eu de dépassements de critères de qualité ou d'OER.

Bien que des BPC soient détectés périodiquement dans les eaux du système de traitement, les teneurs demeurent extrêmement faibles et inférieures aux concentrations recommandées ou aux normes existantes, même si elles prennent des valeurs proches de la cible de l'OER. Une détection de BPC a été faite dans un échantillon (F-13) lors de la campagne de 2017 mais aucune en 2018. Ceci peut potentiellement être expliqué par l'emploi de limites de détection différentes par le laboratoire entre 2017 et 2018. Ce paramètre exige un suivi, notamment au puits F-13, mais les BPC ne semblent pas problématiques en considérant leurs détections sporadiques et leurs très faibles concentrations. Il est toutefois recommandé d'utiliser les mêmes seuils de détection afin de pouvoir être en mesure de comparer les analyses d'une année sur l'autre.

Globalement, au niveau de l'eau souterraine, le site d'enfouissement d'Armagh représente un très faible risque environnemental, lié aux conditions avantageuses dans lesquelles se trouve le site : écoulement de surface et souterrain très contraints par la topographie à l'intérieur d'un sous-bassin versant de faible étendue ($\approx 5 \text{ km}^2$), aucun puits résidentiel pouvant constituer un milieu récepteur en aval du site d'enfouissement, très faibles concentrations en composés reliés au lixiviat émis par le site, écoulement rapide de l'eau souterraine sous le site favorisant la dilution, et enfin, atténuation de certains composés chimiques émis dans les conditions oxydantes de l'eau souterraine.

7 RÉFÉRENCES

Ballard, J.-M., Lefebvre, R., Carrier, M.-A., 2014. Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES) en Chaudière-Appalaches : Contexte d'écoulement et géochimie. Présentation orale, *82^e Congrès de l'Acfas, Colloque 207 : Des projets d'acquisition des connaissances à la gestion intégrée de l'eau*, 12-16 mai 2014, U. Concordia, Montréal, Canada.

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, 16(7-8), 659-718.

Gosselin JS, Lefebvre R, Martel R et Rivard C (2017) GWHAT: Documentation - Release 0.2.0. (Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau Terre Environnement, Québec, QC), p 33.

Lefebvre, R., Ballard, J.-M., Carrier, M.-A., Vigneault, H., Beaudry, C., Berthot, L., Légaré-Couture, G., Parent, M., Laurencelle, M., Malet, X., Therrien, A., Michaud, A., Desjardins, J., Drouin, A., Cloutier, M.H., Grenier, J., Bourgault, M.-A., Larocque, M., Pellerin, S., Graveline, M.-H., Janos, D. & Molson, J. (2015) Portrait des ressources en eau souterraine en Chaudière-Appalaches, Québec, Canada. Projet réalisé conjointement par l'Institut national de la recherche scientifique (INRS), l'Institut de recherche et développement en agroenvironnement (IRDA) et le Regroupement des organismes de bassins versants de la Chaudière-Appalaches (OBV-CA) dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES), Rapport final INRS R-1580, soumis au MDDELCC en mars 2015.

Nielsen, D. M. (Ed.). (1991). *Practical handbook of ground-water monitoring*. CRC Press.

Paradis, D., (2014). Contributions au développement de la caractérisation de l'hétérogénéité hydraulique des aquifères. Thèse doctorale, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement, mai 2014.

Paradis, D., Tremblay, L., Lefebvre, R., Gloaguen, E., Rivera, A., Parent, M., Ballard, J.M., Michaud, Y., Brunet, P. (2014). Field characterization and data integration to define the hydraulic heterogeneity of a shallow granular aquifer at a sub-watershed scale. *Environmental Earth Sciences*, 72 (5), Sept. 2014, 1325-1348.

Remy, N., Boucher, A., & Wu, J. (2009). *Applied geostatistics with SGeMS: a user's guide*. Cambridge University Press.

Tremblay, L. (2013). *Caractérisation intégrée d'un aquifère granulaire pour l'évaluation des processus géochimiques influençant l'atténuation naturelle d'un panache de lixiviat*. Thèse doctorale, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement, novembre 2013.

Tremblay, L., Lefebvre, R., Paradis, D., Gloaguen, E. (2014). Conceptual model of leachate migration in a granular aquifer derived from the integration of multi-source characterization data (St-Lambert, Canada). *Hydrogeology Journal*, 22(3), 587-608.

US EPA (2007). *Monitored natural attenuation of inorganic contaminants in ground water, volume 1 technical basis for assessment*. Report EPA/600/R-07/139, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH, USA.

van Breukelen, B.M. (2003). *Natural attenuation of landfill leachate: a combined biogeochemical process analysis and microbial ecology approach*. Ph.D. thesis, Faculty of Earth and Life Science, University of Amsterdam, The Netherlands, 154.

TABLEAUX

Tableau 2. Paramètres chimiques analysés dans le cadre du suivi des eaux souterraines du LES d'Armagh comparés à ceux analysés suite aux deux séries d'échantillonnage faites par l'INRS dans le cadre de ce mandat

Paramètres	Échantillonnages		
	Régulier du site d'Armagh (2006 à aujourd'hui)	INRS 22 novembre 2017	INRS 13 juin 2018
Arsenic		X	X
Azote ammoniacal	X	X	X
Benzène	X		X
Bicarbonates		X	X
Bore	X	X	X
Cadmium	X	X	X
Calcium		X	X
Carbone organique total		X	X
Chlorures	X	X	X
Chrome	X	X	X
Coliformes fécaux	X		X
Composés phénoliques			X
Conductivité électrique			X
Cyanures totaux	X		X
DBO5		X	X
DCO		X	X
Éthylbenzène	X		X
Fer	X	X	X
Magnésium		X	X
Manganèse	X		X
Mercure	X		X
Nickel	X		X
Nitrates-Nitrites	X	X	X
pH			X
Plomb	X		X
Potassium		X	X
Sodium	X	X	X
Solides totaux		X	X
Sulfates totaux	X	X	X
Sulfures totaux	X	X	X
Toluène	X		X
Xylène (o, m, p)	X		X
Zinc	X	X	X
BPC	X	X	X

Tableau 3. Points d'échantillonnage de l'eau localisés dans le secteur du site d'enfouissement d'Armagh

Numéro du point	Réseau	Type d'eau	Échantillonnage		
			Régulier (2006 à 2018)	22/11/2017	13/06/2018
F-101 (F-24)	Puits LES	Souterraine	X		X
F-102 (F-16)	Puits LES	Souterraine	X		X
F-11	Puits LES	Souterraine	X	X	X
F-12	Puits LES	Souterraine	X	X	X
F-13	Puits LES	Souterraine	X	X	X
F-22 (F-21)	Puits LES	Souterraine	X		X
F-23	Puits LES	Souterraine	X		X
F-2-M	Puits LES	Souterraine	X		X
F-4-R	Puits LES	Souterraine	X		X
FA-96-3	Puits LES	Souterraine	X		X
50R1NEB (entrée)	Puits LES	Souterraine	X	X	X
P-INRS-1	Puits INRS	Souterraine		X	X
P-INRS-2-P	Puits INRS	Souterraine		X	X
P-INRS-2-S	Puits INRS	Souterraine		X	
P-INRS-3	Puits INRS	Souterraine		X (puits à sec)	X
P-INRS-4	Puits INRS	Souterraine		X	X
P-INRS-5-P	Puits INRS	Souterraine		X	X
P-INRS-5-S	Puits INRS	Souterraine		X	
P-INRS-6	Puits INRS	Souterraine			X
P-INRS-7	Puits INRS	Souterraine			X (puits à sec)
P-INRS-8	Puits INRS	Souterraine			X (puits à sec)
P-INRS-9	Puits INRS	Souterraine			X (puits à sec)
P-WSP-1	Puits WSP	Souterraine			X
P-WSP-2	Puits WSP	Souterraine			X
P-WSP-3	Puits WSP	Souterraine			
P-WSP-4	Puits WSP	Souterraine			X
P-WSP-5	Puits WSP	Souterraine			X
45R1NE	Puits privés	Souterraine			X
65R1NE	Puits privés	Souterraine			X
90R1NE	Puits privés	Souterraine			X
R-1	Ruisseau du Roy	Surface	X		X
R-2	Ruisseau du Roy	Surface	X		X

Tableau 4. Caractéristiques des forages et des points échantillonnés lors de la campagne de travaux de l'INRS entre 2017 et 2018

ID		Type		Coordonnées (NAD83 – Zone 19)		Z _{top tube} (m/MMM)	Date d'échantillonnage	Date du forage	Tubage PVC		Niveau d'eau		Z _{nappe} (m/MMM)	Prof. du puits		Crépine		Long. de tubage (m)	Prof. du roc (m/sol)
Puits	Échantillon	Eau	Puits	X	Y				Ø (po)	Haut. (m)	(m/tube)	(m/sol)		(m/tube)	(m/sol)	Long. (m)	Prof. (m/sol)		
F-101 (F-24)	1	E.Sout.	Puits LES	376 006	5 175 078	296.14	13/06/2018	-	1.0	0.9	3.0	2.1	294.1	5.4	4.5	3.9	0.6	0.6	3.00
F-102 (F-16)	2	E.Sout.	Puits LES	376 461	5 174 807	306.33	13/06/2018	-	1.0	1.0	3.2	2.2	304.1	5.4	4.5	3.9	0.6	0.6	-
F-11	3	E.Sout.	Puits LES	376 840	5 175 036	289.45	13/06/2018	-	1.0	1.0	1.5	0.5	289.0	7.0	6.0	5.4	0.6	0.7	-
F-12	4	E.Sout.	Puits LES	376 728	5 175 152	290.69	13/06/2018	-	1.0	0.9	4.4	3.5	287.2	5.4	4.5	3.9	0.6	0.6	-
F-13	5	E.Sout.	Puits LES	376 514	5 175 337	289.49	13/06/2018	-	1.0	0.6	1.7	1.1	288.4	3.9	3.4	3.0	0.9	0.9	3.00
F-22 (F-21)	6	E.Sout.	Puits LES	376 219	5 175 123	297.57	13/06/2018	-	1.0	0.7	3.1	2.4	295.2	6.0	5.3	3.3	1.8	0.6	2.70
F-23	7	E.Sout.	Puits LES	376 397	5 175 242	292.38	13/06/2018	-	1.0	1.3	1.5	0.2	292.2	4.5	3.2	3.3	0.6	0.6	-
F-2-M	8	E.Sout.	Puits LES	375 920	5 175 040	295.01	13/06/2018	-	1.0	0.2	0.6	0.4	294.6	7.0	6.8	6.4	-	-	-
F-4-R	9	E.Sout.	Puits LES	376 112	5 175 236	292.54	13/06/2018	-	1.0	0.9	2.2	1.3	-	5.2	4.3	4.6	-	-	-
FA-96-3	10	E.Sout.	Puits LES	376 331	5 174 681	310.00	13/06/2018	-	1.0	0.9	2.4	1.5	-	2.7	1.8	2.1	-	-	-
50R1NEB (Puits entrée)	11	E.Sout.	Puits LES	375 617	5 174 667	303.52	13/06/2018	14/11/2017	1.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P-INRS-1	12	E.Sout.	Puits INRS	376 456	5 175 400	285.22	13/06/2018	14/11/2017	1.0	0.4	1.7	1.3	283.9	7.9	7.5	3.0	4.5	4.5	7.93
P-INRS-2-S	-	E.Sout.	Puits INRS	376 482	5 175 370	287.95	-	14/11/2017	1.0	0.3	1.0	0.7	287.2	2.7	2.5	1.5	1.0	1.0	-
P-INRS-2-P	13	E.Sout.	Puits INRS	376 482	5 175 370	288.14	13/06/2018	14/11/2017	1.0	0.5	1.5	1.1	287.1	5.9	5.4	1.5	3.9	3.9	3.05
P-INRS-3	14	E.Sout.	Puits INRS	376 342	5 175 294	289.40	13/06/2018	14/11/2017	1.0	0.4	1.0	0.7	288.7	2.8	6.00	1.5	1.0	1.0	1.83
P-INRS-4	15	E.Sout.	Puits INRS	375 990	5 174 824	298.02	13/06/2018	14/11/2017	1.0	0.3	0.5	0.3	297.8	4.7	4.4	1.5	2.9	2.9	4.57
P-INRS-5-S	-	E.Sout.	Puits INRS	376 558	5 175 317	287.88	-	14/11/2017	1.0	0.1	0.5	0.4	287.5	2.8	2.7	1.5	1.2	1.2	-
P-INRS-5-P	16	E.Sout.	Puits INRS	376 558	5 175 317	288.08	13/06/2018	14/11/2017	1.0	0.3	1.2	0.9	287.2	5.5	5.2	1.5	3.7	3.7	6.40
P-INRS-6	17	E.Sout.	Puits INRS	376 442	5 175 274	290.55	13/06/2018	14/11/2017	1.0	0.3	0.6	0.2	290.3	4.7	4.4	1.5	2.9	2.9	-
P-INRS-7	18	E.Sout.	Puits INRS	375 834	5 174 995	297.57	13/06/2018	13/06/2018	1.0	0.4	2.3	1.9	295.7	5.7	6.00	1.5	3.8	3.8	6.0
P-INRS-8	19	E.Sout.	Puits INRS	376 283	5 175 059	298.83	13/06/2018	13/06/2018	1.0	0.2	-	1.0	297.8	6.9	6.67	1.5	1.5	1.5	3.5
P-INRS-9	20	E.Sout.	Puits INRS	376 414	5 174 925	301.77	13/06/2018	13/06/2018	1.0	0.0	-	-	300.8	5.5	5.52	1.5	1.5	1.5	4.5
P-WSP-1	21	E.Sout.	Puits WSP	376 581	5 174 891	300.58	13/06/2018	13/06/2018	1.5	0.5	1.0	0.6	300.0	5.8	5.61	1.5	3.8	3.8	4.5
P-WSP-2	22	E.Sout.	Puits WSP	376 659	5 174 975	298.09	13/06/2018	13/06/2018	1.5	0.3	2.7	2.4	295.7	5.6	5.45	1.5	3.8	3.8	2.0
P-WSP-3	23	E.Sout.	Puits WSP	376 656	5 175 054	294.84	13/06/2018	13/06/2018	1.5	0.3	3.5	3.2	291.7	5.9	5.59	1.5	4.1	4.1	4.0
P-WSP-4	24	E.Sout.	Puits WSP	376 871	5 174 939	293.51	13/06/2018	13/06/2018	1.5	0.5	1.0	0.5	293.1	3.9	4.03	1.5	1.9	1.9	-
P-WSP-5	25	E.Sout.	Puits WSP	376 486	5 174 908	301.62	13/06/2018	13/06/2018	1.5	0.3	1.2	0.9	300.7	4.9	5.05	3.0	1.6	1.6	4.5
45R1NE	26	E.Sout.	Puits privé	375 660	5 174 571	307.60	13/06/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
65R1NE	27	E.Sout.	Puits privé	375 437	5 174 798	300.00	13/06/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
90R1NE	28	E.Sout.	Puits privé	375 299	5 175 022	300.00	13/06/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R-1	29	E.Surf.	Rivière	375 600	5 174 621	305.11	13/06/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R-2	30	E.Surf.	Rivière	376 457	5 175 424	283.07	13/06/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FE-1	31	E.Surf.	Fossé	376 027	5 175 266	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FE-2	32	E.Surf.	Fossé	376 039	5 174 968	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FE-3	33	E.Surf.	Fossé	375 893	5 174 947	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FE-4	34	E.Surf.	Fossé	376 128	5 175 246	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FP-1	35	E.Surf.	Fossé	376 456	5 175 420	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FP-2	36	E.Surf.	Fossé	376 746	5 175 114	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

En italique : données (X, Y, Z) des points non arpentés obtenues par extraction sur logiciel SIG à partir du MNT

Tableau 5. Données utilisées pour l'établissement de la carte piézométrique à partir des relevés ponctuels du niveau de nappe du 13 juin 2018

Point	X (UTM)	Y (UTM)	Z _{sol} (m)	Z _{nappe} (m)	Type de point
F-101 (F-24)	376 006	5 175 078	295.65	293.60	Puits (roc)
F-102 (F-16)	376 461	5 174 807	305.79	303.60	Puits (granulaire)
F-11	376 840	5 175 036	287.40	286.93	Puits (granulaire)
F-12	376 728	5 175 152	290.58	287.08	Puits (roc)
F-13	376 514	5 175 337	289.13	288.02	Puits (roc)
F-22 (F-21)	376 219	5 175 123	298.64	296.26	Puits (roc)
F-23	376 397	5 175 242	292.95	292.76	Puits (granulaire)
F-2-M	375 920	5 175 040	296.96	296.58	Puits (non indiqué)
F-4-R	376 112	5 175 237	292.54	291.22	Puits (non indiqué)
FA-96-3	376 331	5 174 682	310.00	308.53	Puits (non indiqué)
P-INRS-1	376 456	5 175 400	283.78	282.44	Puits (roc)
P-INRS-2-P	376 482	5 175 370	285.24	284.15	Puits (roc)
P-INRS-3	376 342	5 175 294	289.39	288.71	Puits (roc)
P-INRS-4	375 990	5 174 824	302.18	301.81	Puits (roc)
P-INRS-5-P	376 558	5 175 317	289.09	288.19	Puits (roc)
P-INRS-6	376 442	5 175 274	291.69	291.46	Puits (roc)
P-INRS-7	375 834	5 174 995	300.00	298.11	Puits (roc)
P-INRS-8*	376 283	5 175 059	299.62	298.25	Puits (roc)
P-INRS-9*	376 414	5 174 925	303.59	302.13	Puits (roc)
P-WSP-1	376 581	5 174 891	302.22	301.67	Puits (roc)
P-WSP-2	376 659	5 174 975	297.63	295.20	Puits (roc)
P-WSP-3	376 656	5 175 054	295.19	292.03	Puits (roc)
P-WSP-4	376 871	5 174 939	292.15	291.69	Puits (granulaire)
P-WSP-5	376 486	5 174 908	302.85	301.97	Puits (roc)
Riv-1	375 825	5 175 275	295.10	295.00	Rivière
Riv-2	375 975	5 175 268	293.55	293.45	Rivière
Riv-3	376 125	5 175 304	290.10	290.00	Rivière
Riv-4	376 276	5 175 329	287.35	287.25	Rivière
Riv-5	376 425	5 175 405	285.10	285.00	Rivière
Syn-1	375 825	5 174 675	303.15	301.71	Synthétique
Syn-2	376 125	5 174 675	310.81	309.20	Synthétique
Syn-3	376 575	5 174 675	312.66	311.00	Synthétique
Syn-4	376 875	5 174 675	310.11	308.52	Synthétique
Syn-5	376 200	5 174 900	306.24	304.73	Synthétique
Syn-6	375 825	5 175 125	300.00	298.63	Synthétique
Syn-7	376 500	5 175 125	296.78	295.47	Synthétique
Syn-8	375 825	5 175 425	298.89	297.54	Synthétique
Syn-9	376 125	5 175 425	291.92	290.72	Synthétique
Syn-10	376 875	5 175 425	276.57	275.71	Synthétique

*Ces 2 puits s'étaient rapidement asséchés le 13 juin 2018, le niveau de nappe a donc été estimé à partir de l'équation reliant l'élévation du sol et l'élévation de la nappe.

Tableau 6. Caractéristiques des groupes d'eau rencontrés en Chaudière-Appalaches (Lefebvre et al., 2015)

Groupe d'eau	Type d'eau	Caractéristiques
1	Mg-HCO ₃	Eau de type « magnésienne »
2*	Ca-HCO ₃	Eau typique des eaux de recharge
3*	Ca-HCO ₃	Eau de recharge semblable au groupe 2 mais avec une plus grande proportion en chlorures (Cl ⁻), nitrates (NO ₃ ⁻) ou sulfates (SO ₄ ²⁻)
4	Na-HCO ₃	Eau semblable au groupe 2 enrichie en sodium (Na ⁺) et chlorures (Cl ⁻)
5	Na-HCO ₃	Eau semblable au groupe 4 avec moins de chlorures (Cl ⁻) et de calcium (Ca ²⁺)
6*	Na-HCO ₃	Eau semblable au groupe 5 mais plus évoluée selon le mécanisme d'échange ionique Na-Ca traduit par une forte proportion en sodium (Na ²⁺) et peu ou pas de calcium (Ca ²⁺)
7	Na-Cl	Eau extrêmement chargée en sels et en matières dissoutes totales, pouvant être associée à une eau marine ou contaminée

**Groupes d'eau rencontrés sur le site d'enfouissement d'Armagh ou dans les puits résidentiels proches du site à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018.*

Tableau 7. Normes en vigueur pour les BPC selon le type d'eau

Organisme	Type d'eau	
	Usée (µg/L)	Potable (µg/L)
Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME)	4 ¹	-
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC)	0.08 ²	0.5 ³
United States Environmental Protection Agency (US EPA)	3 ⁴	0.5 ⁵
Ville de Québec	0.04 ⁶	-
Communauté métropolitaine de Montréal (CMM)	1 ⁷	-
Ville de Toronto	1 ⁸	-

Références :

- 1 : CCME – 2009 – Règlement type relatif aux rejets à l'égout :
https://www.ccme.ca/files/Resourcess/fr_water/fr_mwwe/pn_1422_reglement_aux_rejets_a_legout_fr.pdf
- 2 : MELCC – 2015 – Modèle de règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égout des municipalités d Québec :
<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/consultation/documents/modele-reglement.pdf>
- 3 : MELCC – 2017 – Grille des critères de qualité des eaux souterraines :
<http://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/annexe7.pdf>
- 4 : US EPA – 2005 – Polychlorinated Biphenyl (PCB) Site Revitalization Guidance Under the Toxic Substances Control Act (TSCA) :
<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/pcb-guid3-06.pdf>
- 5 : US EPA – 1995 – National Primary Drinking Water Regulations: Polychlorinated Biphenyls (PCBs) :
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/91022ZHJ.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C95thru99%5CTxt%5C00000037%5C91022ZHJ.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL>
- 6 : Ville de Québec – 2015– Règlement de l'agglomération sur les rejets dans les réseaux d'égout de la ville et sur l'inventaire des matières dangereuses entreposées sur le territoire :
http://reglements.ville.quebec.qc.ca/fr/resource/an/R.A.V.Q.920_FR_001_0001.pdf
- 7 : CMM – 2008 – Règlement sur l'assainissement des eaux :
http://cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/reglements/2008-47_v2.pdf
- 8 : Toronto – 2016 – Sewers (Article 1 – Sewage and Land Drainage) :
https://www.toronto.ca/legdocs/municode/1184_681.pdf

FIGURES



Figure 2. Installation de puits crépiné sur toute l'épaisseur de l'aquifère

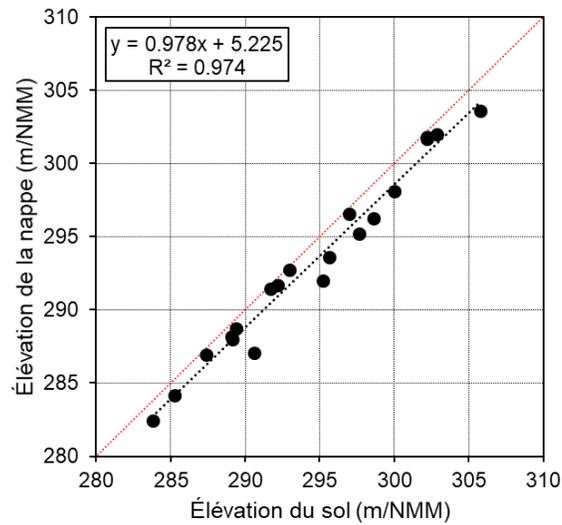


Figure 3. Corrélation entre l'élévation du niveau de nappe et la surface du sol (n = 20)

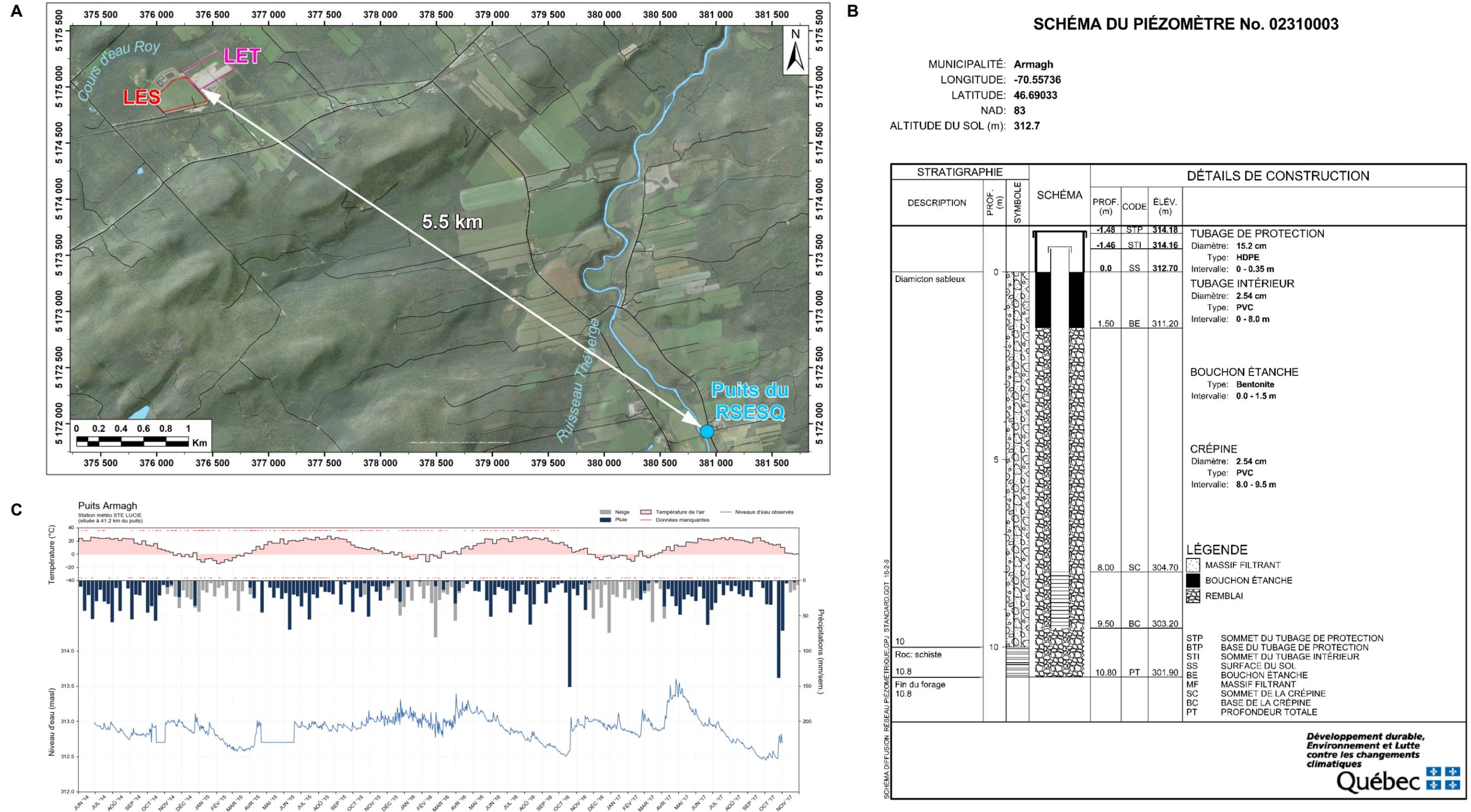


Figure 4. Puits du RSESQ d’Armagh : (A) emplacement par rapport au site d’enfouissement, (B) log descriptif et (C) variations du niveau de nappe enregistrées entre avril 2014 et novembre 2017

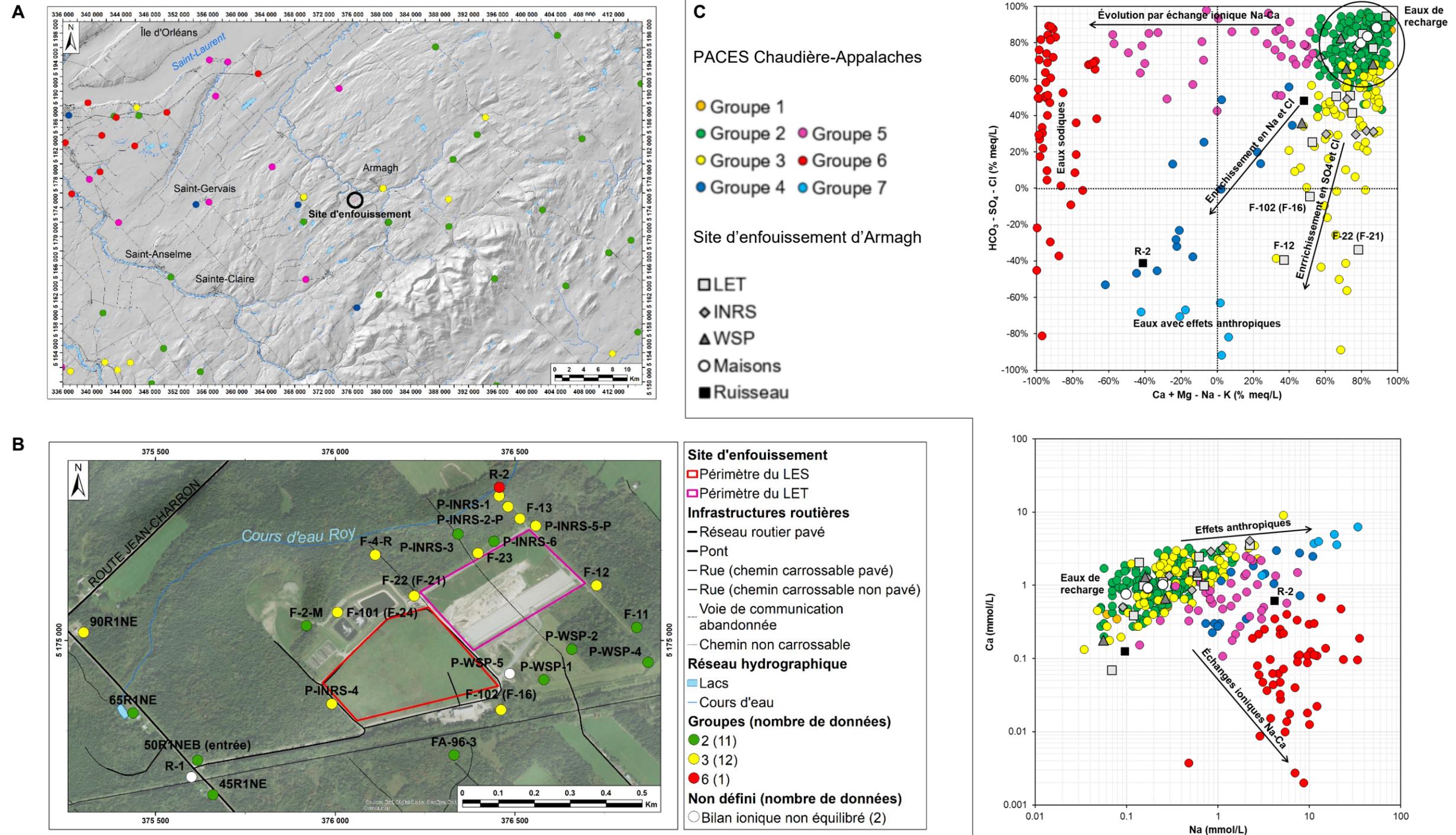


Figure 5. Définition des groupes d'eau : (A) groupes d'eau définis dans le cadre du projet PACES Chaudière-Appalaches aux alentours du site d'enfouissement d'Armagh, (B) groupes d'eau définis sur le site d'enfouissement d'Armagh à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018 et (C) tendances évolutives des eaux pour les échantillons du PACES Chaudière-Appalaches et du site d'enfouissement d'Armagh

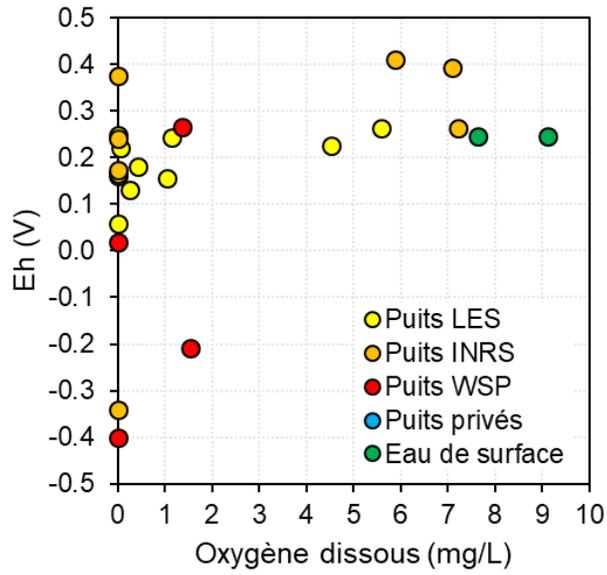


Figure 6. Potentiel redox en fonction de la teneur en oxygène dissous des eaux souterraines et de surface lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018

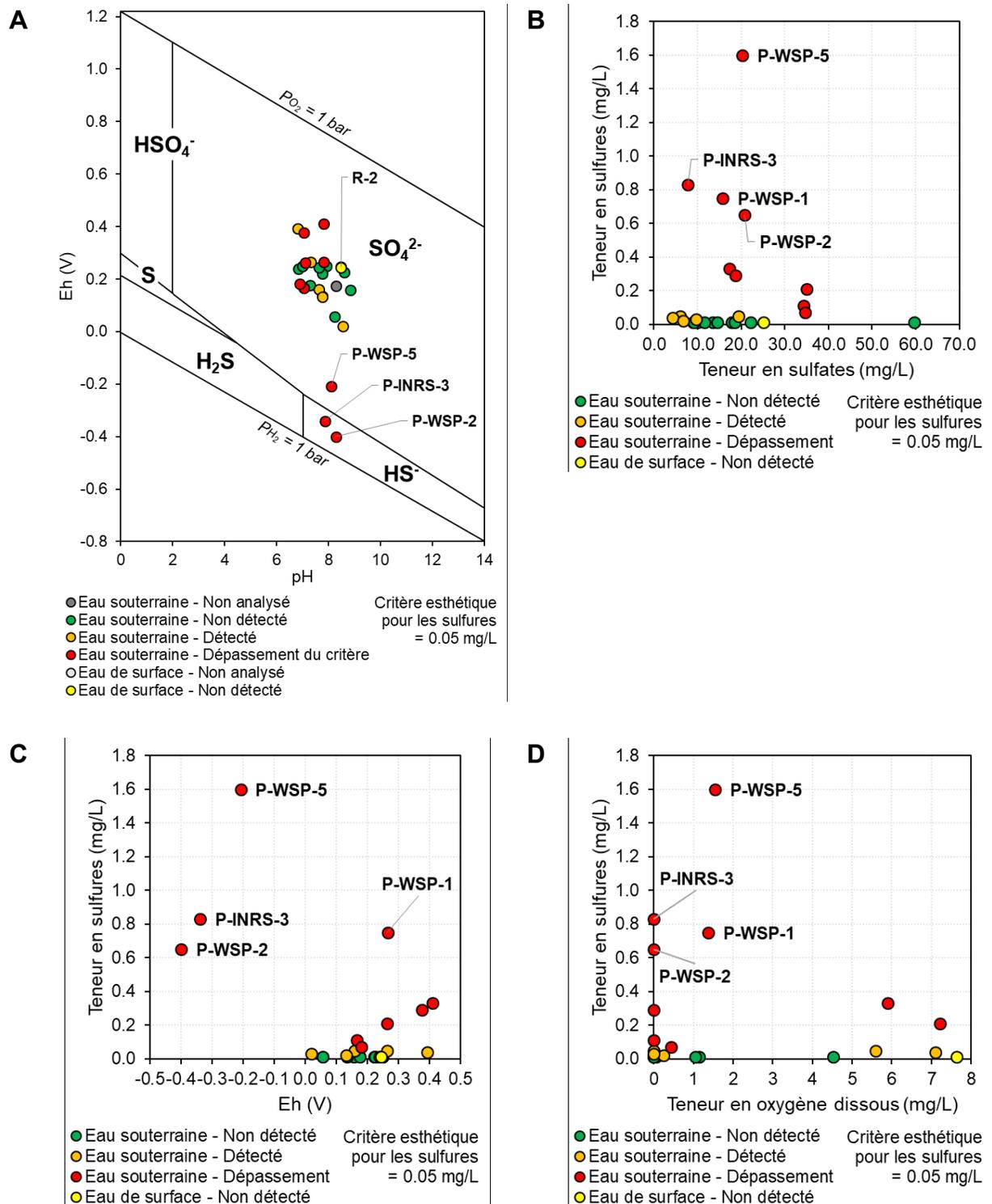
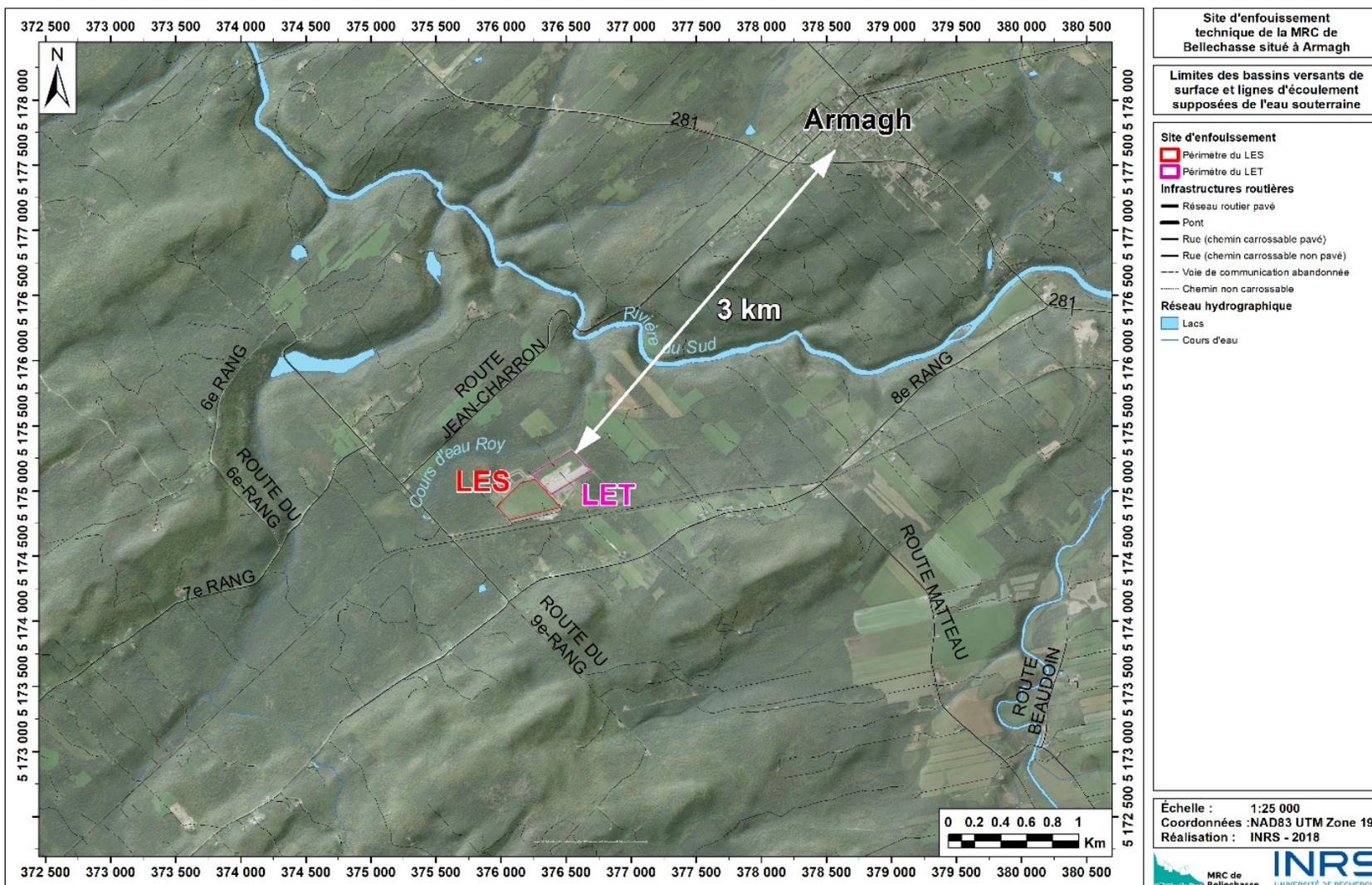
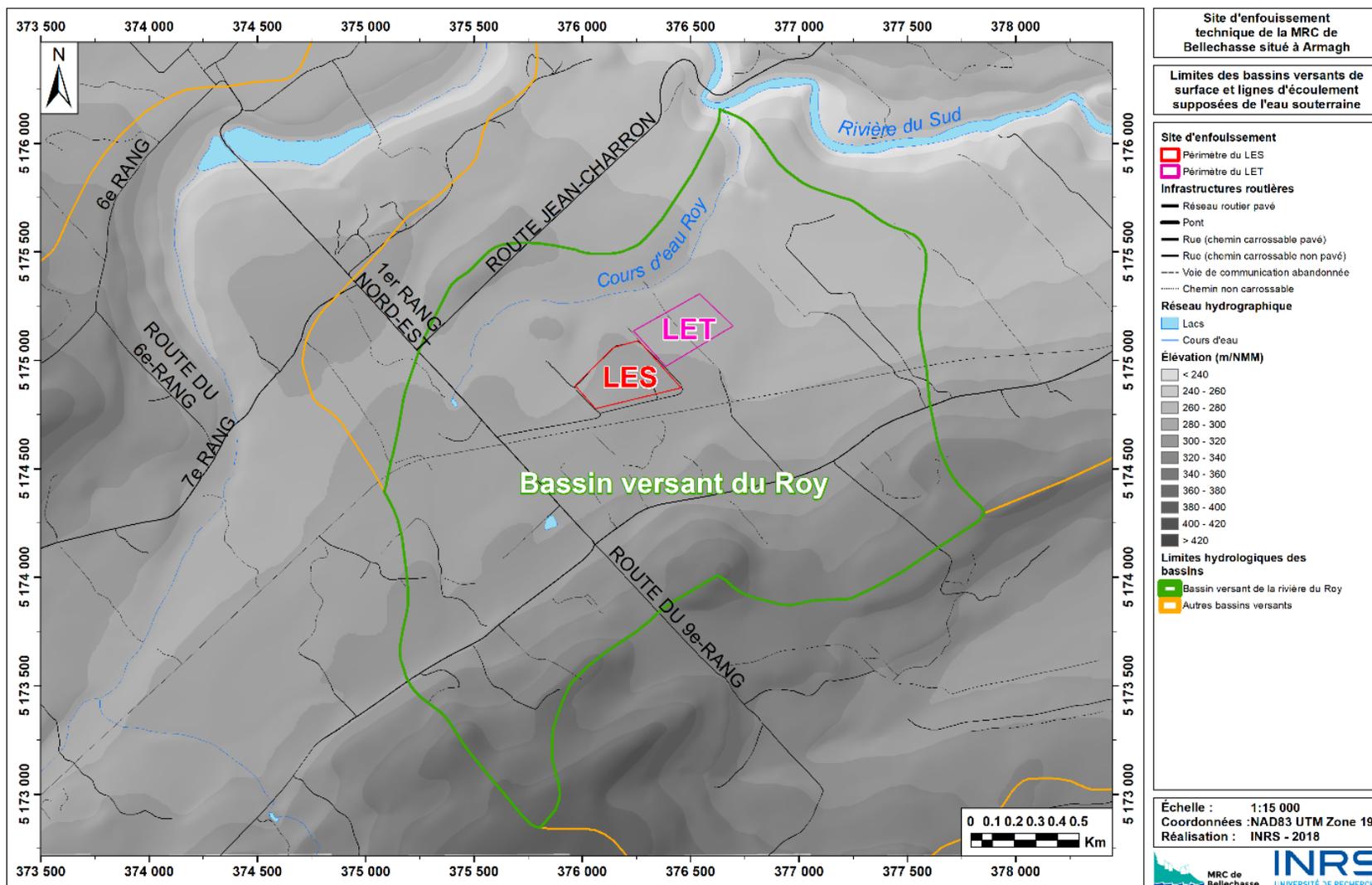


Figure 7. Échantillonnage du 13 juin 2018 : (A) diagramme redox pour les sulfures à 25 °C (diagramme de Pourbaix), (B) comparaison des teneurs en sulfures et en sulfates, (C) teneur en sulfures selon le potentiel redox et (D) teneur en sulfures selon la teneur en oxygène dissous

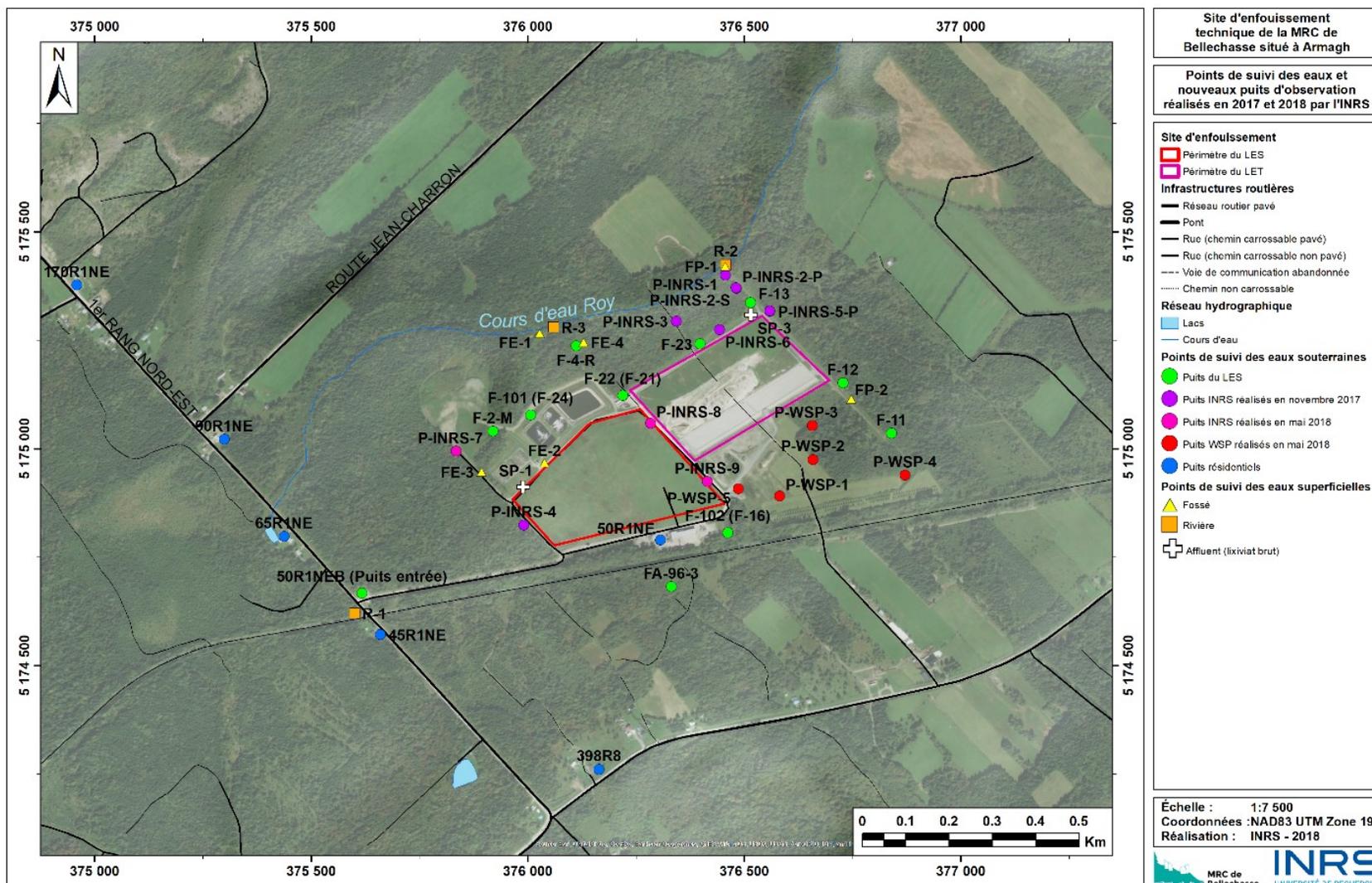
CARTES



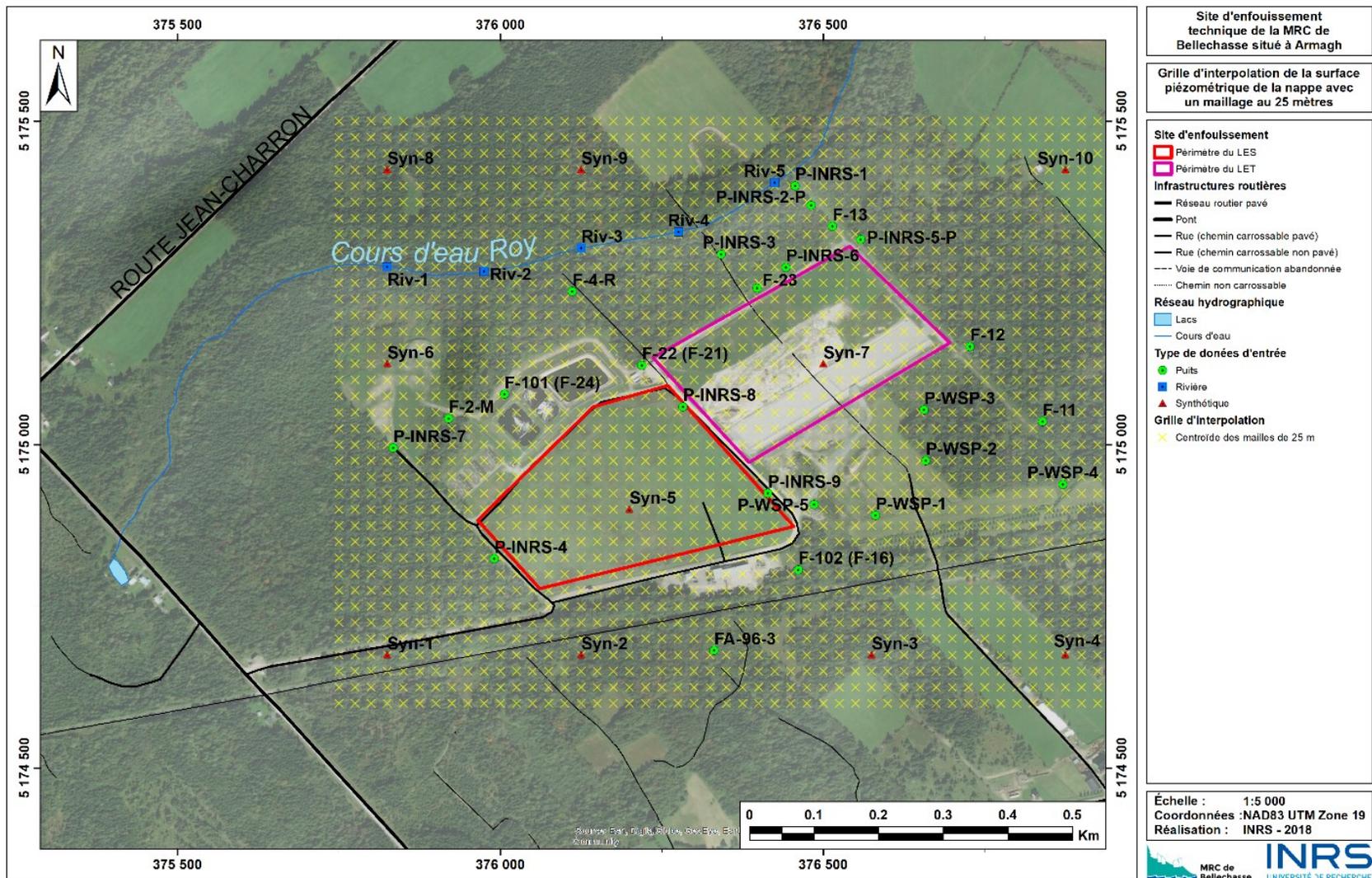
Carte 1. Physiographie et localisation du site d'enfouissement sanitaire par rapport à la municipalité d'Armagh



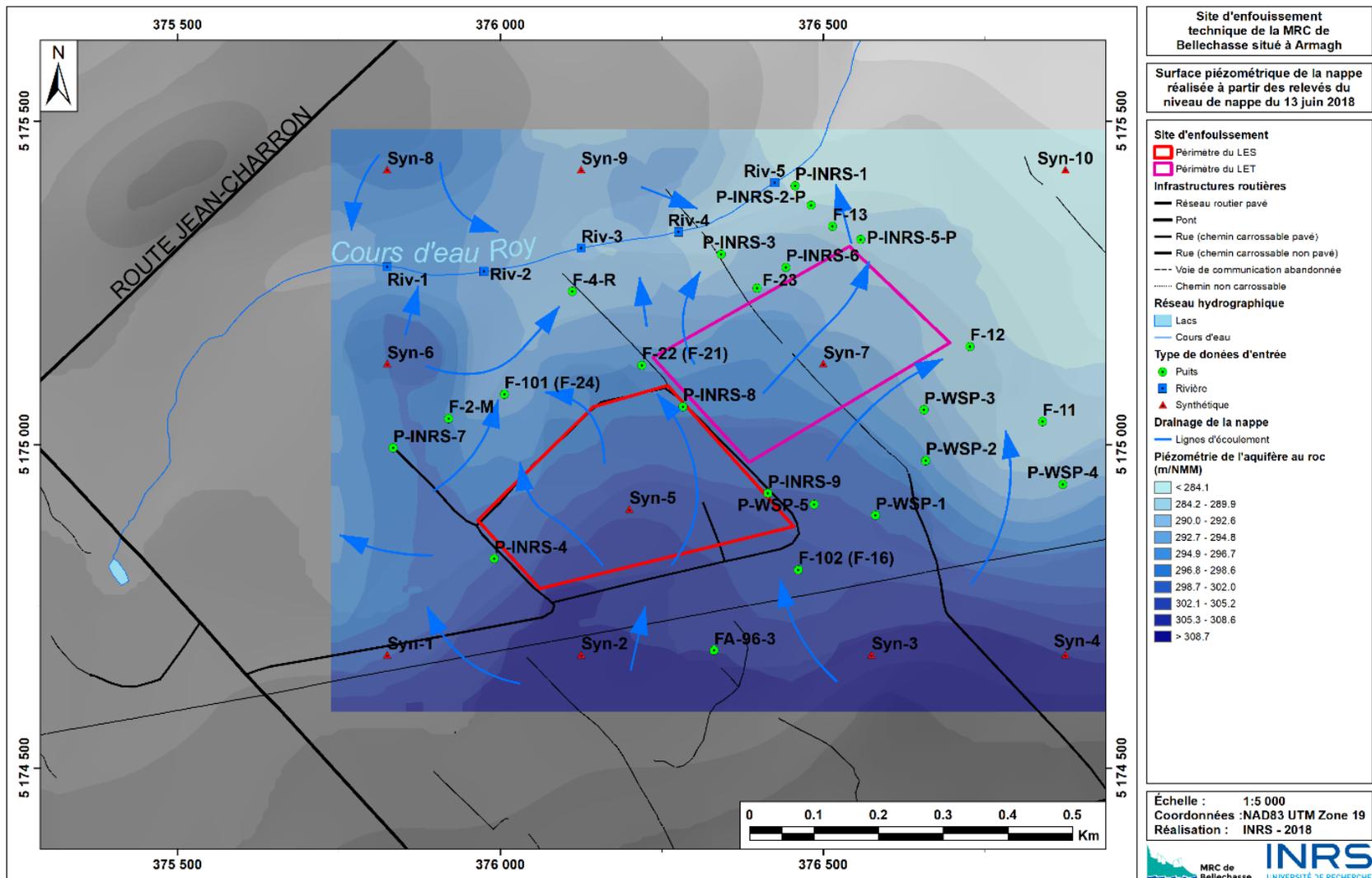
Carte 2. Topographie et hydrographie du site d'enfouissement sanitaire d'Armagh



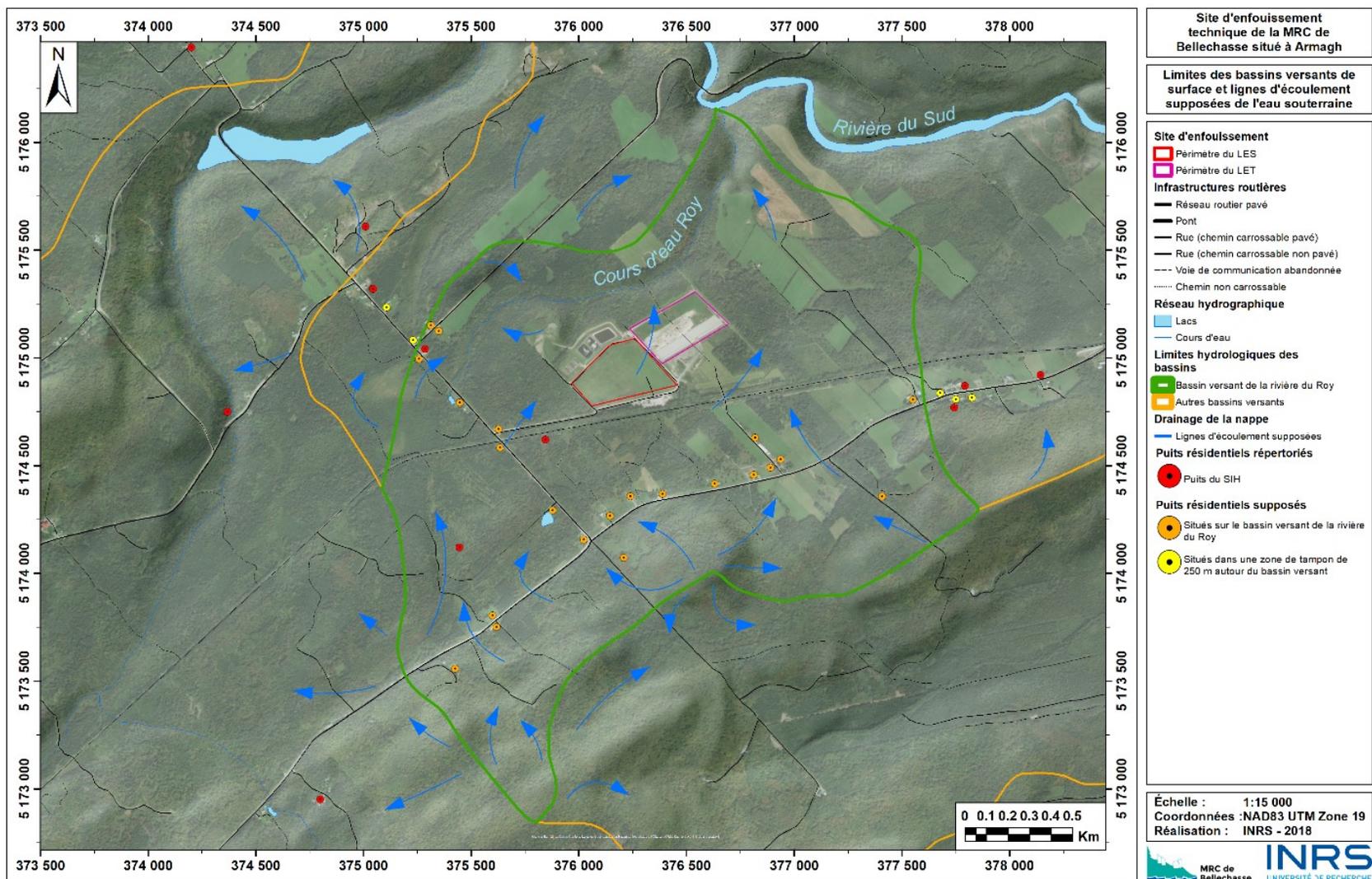
Carte 3. Puits d'observation autour du site d'enfouissement d'Armagh, incluant les localisations des nouveaux puits installés en 2017 et 2018 par l'INRS



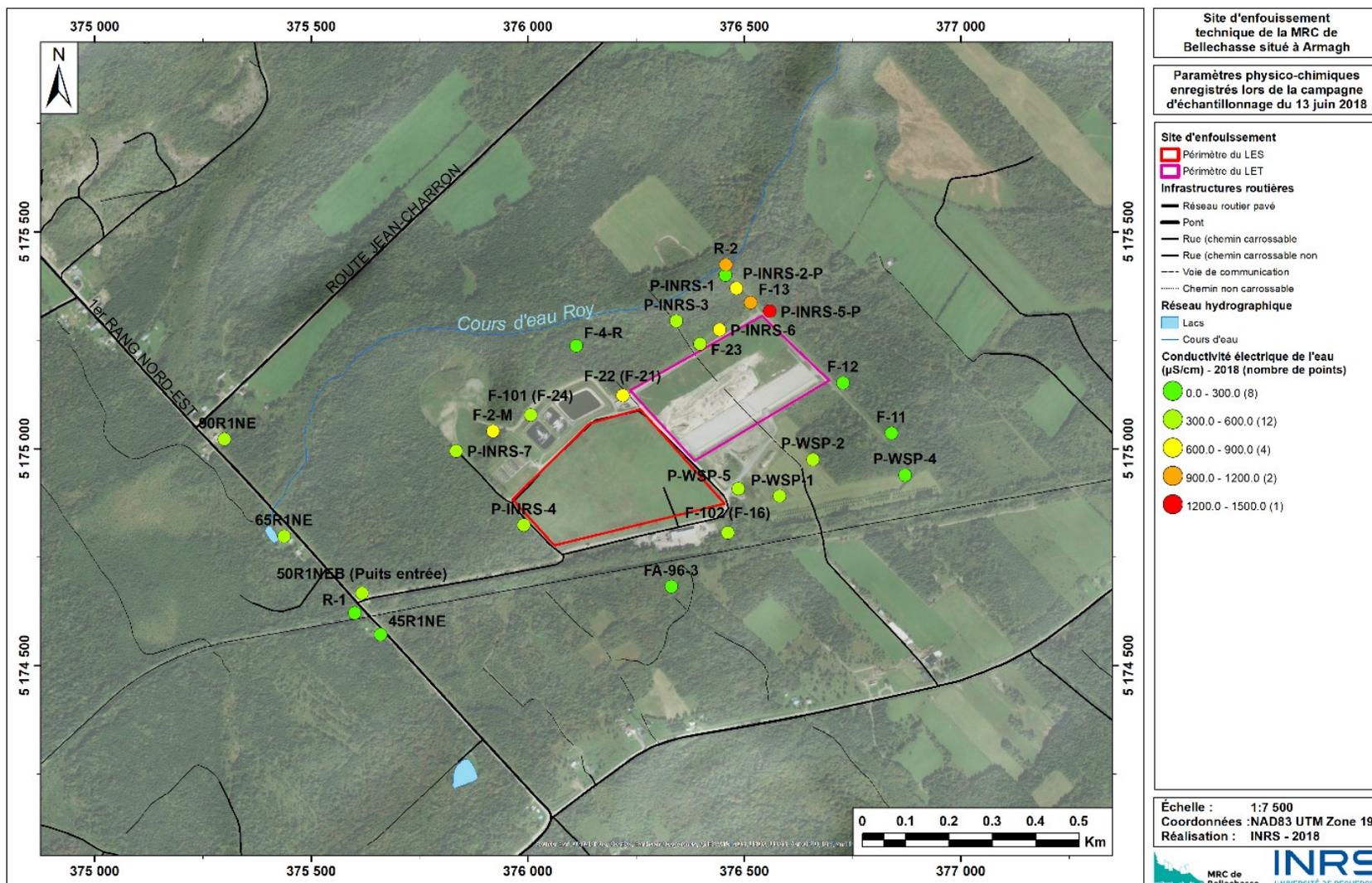
Carte 4. Données d'entrée et grille d'interpolation utilisées pour l'obtention de la carte piézométrique finale par krigeage avec dérive externe sur la topographie



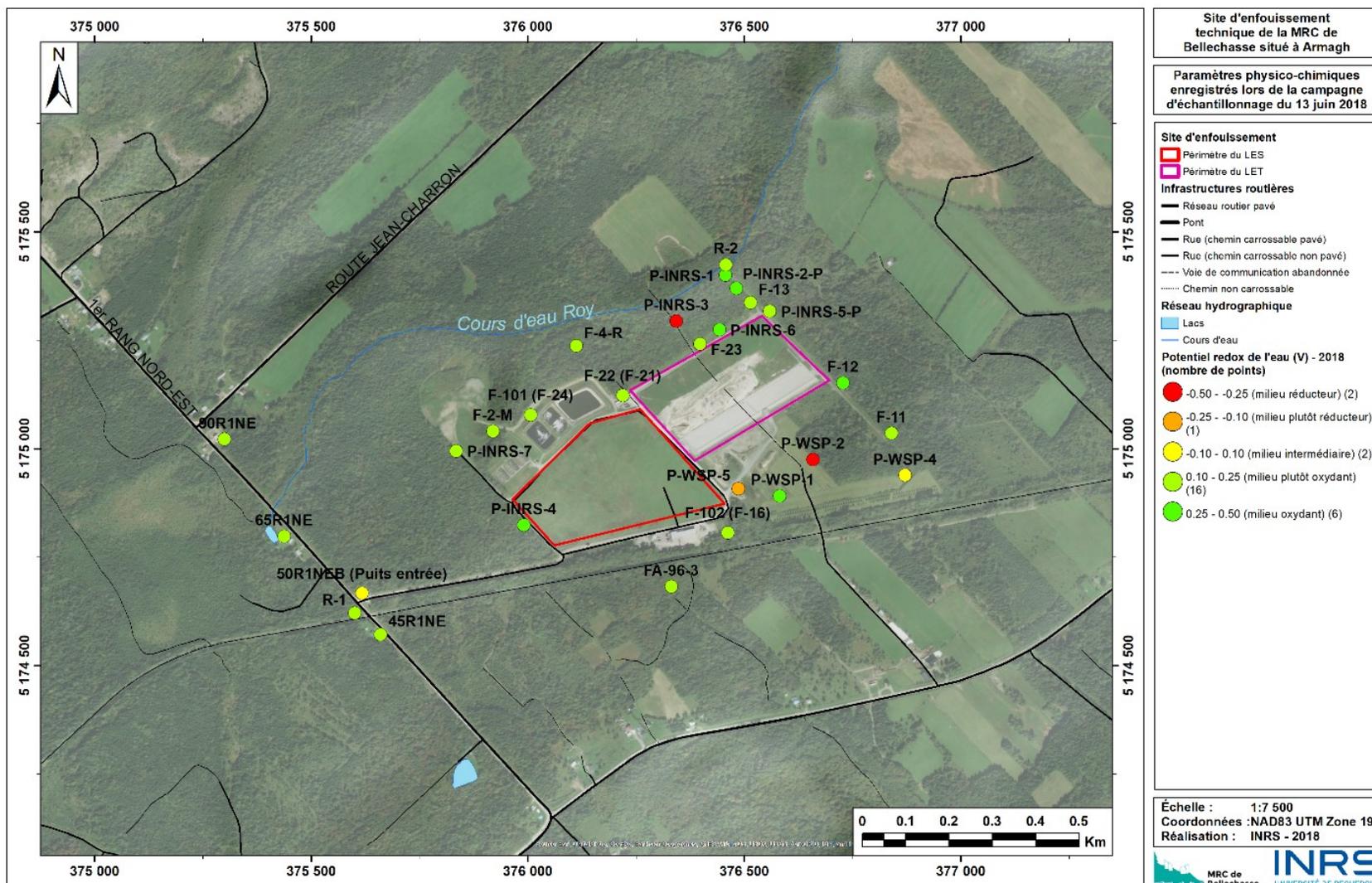
Carte 5. Carte piézométrique et lignes d'écoulement de la nappe au 23 juin 2018



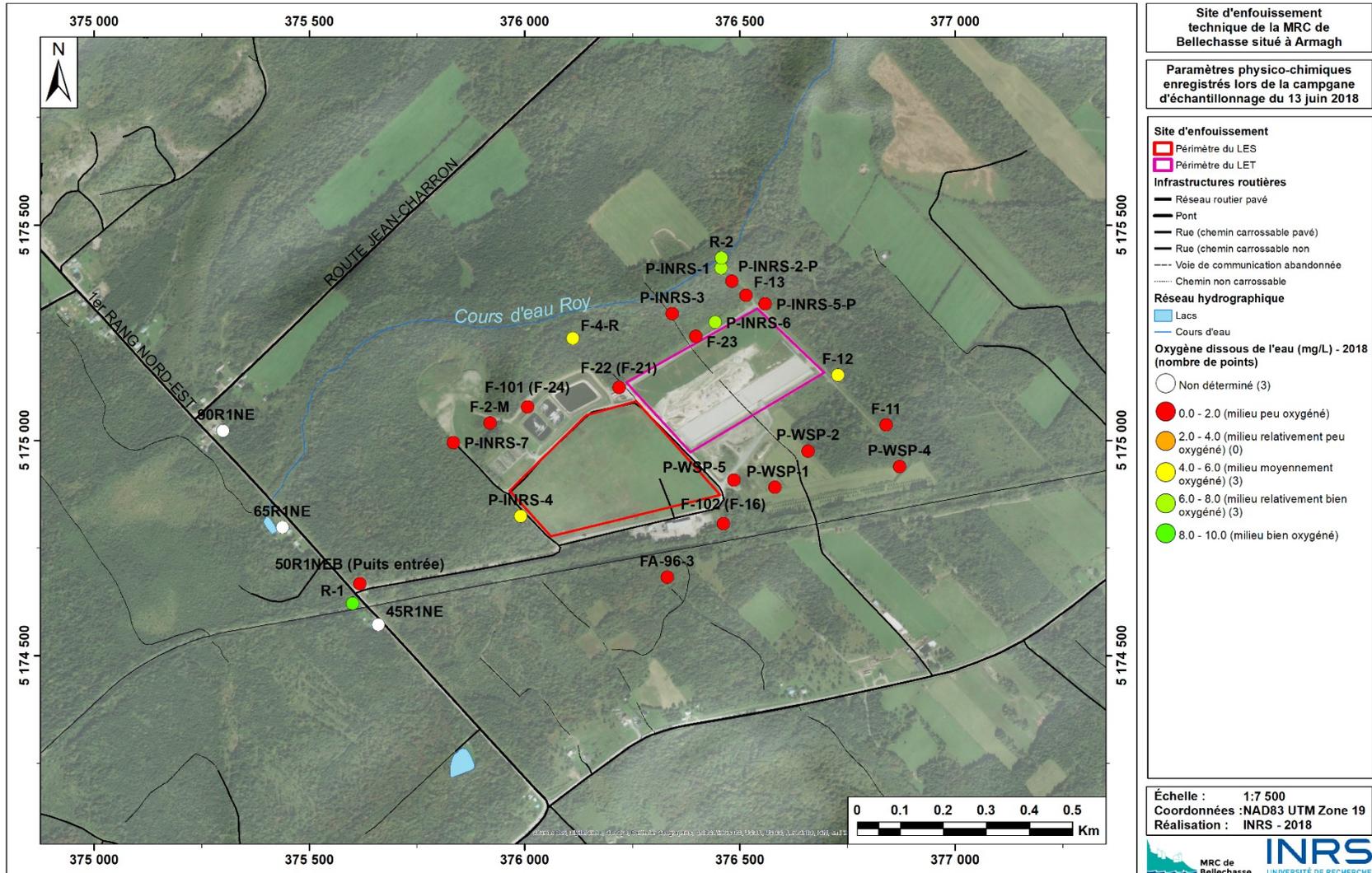
Carte 6. Écoulement supposé de la nappe aux abords du site d'enfouissement au regard du contrôle important de la topographie et localisation des récepteurs potentiels



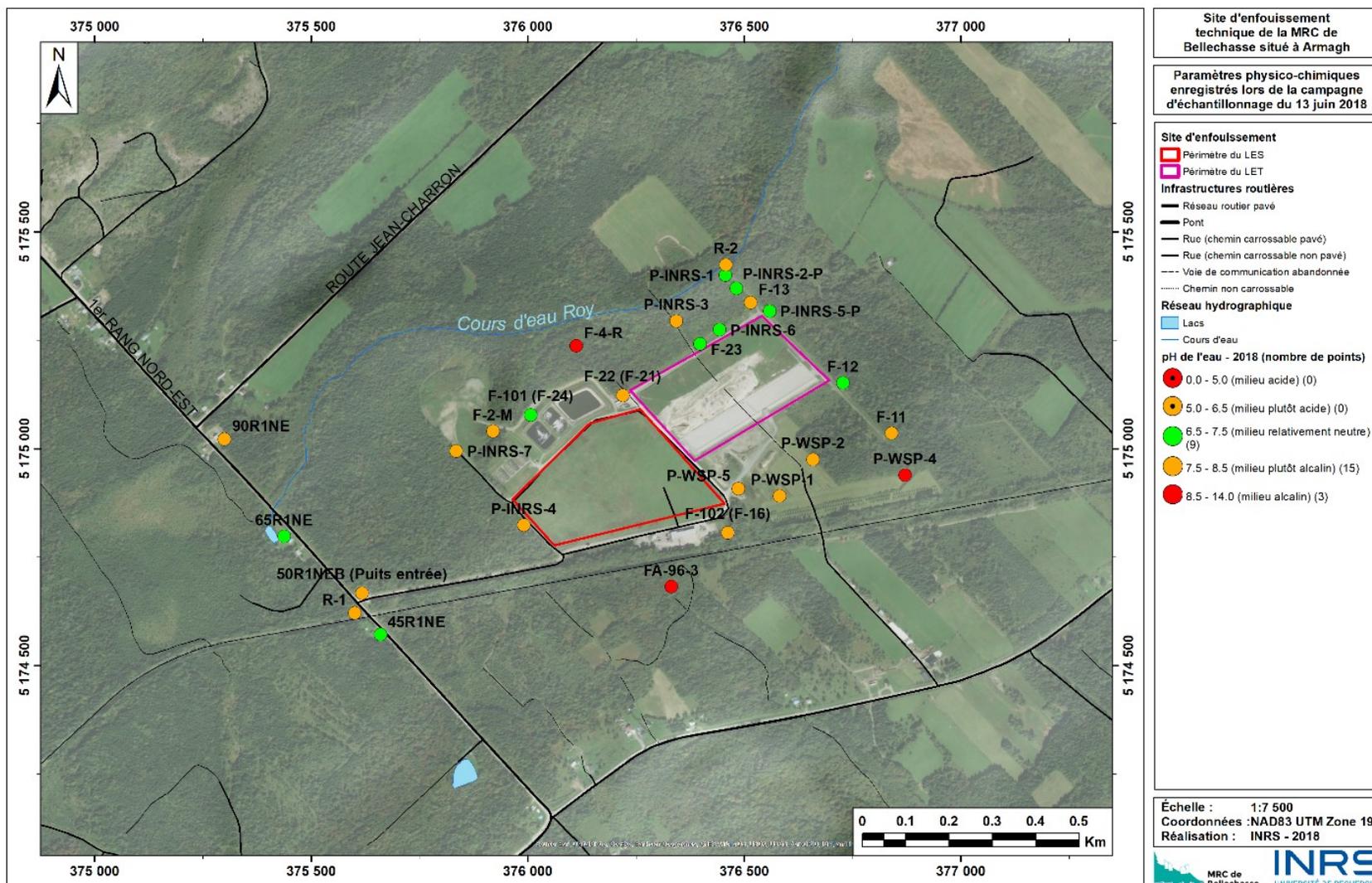
Carte 7. Conductivité électrique des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018



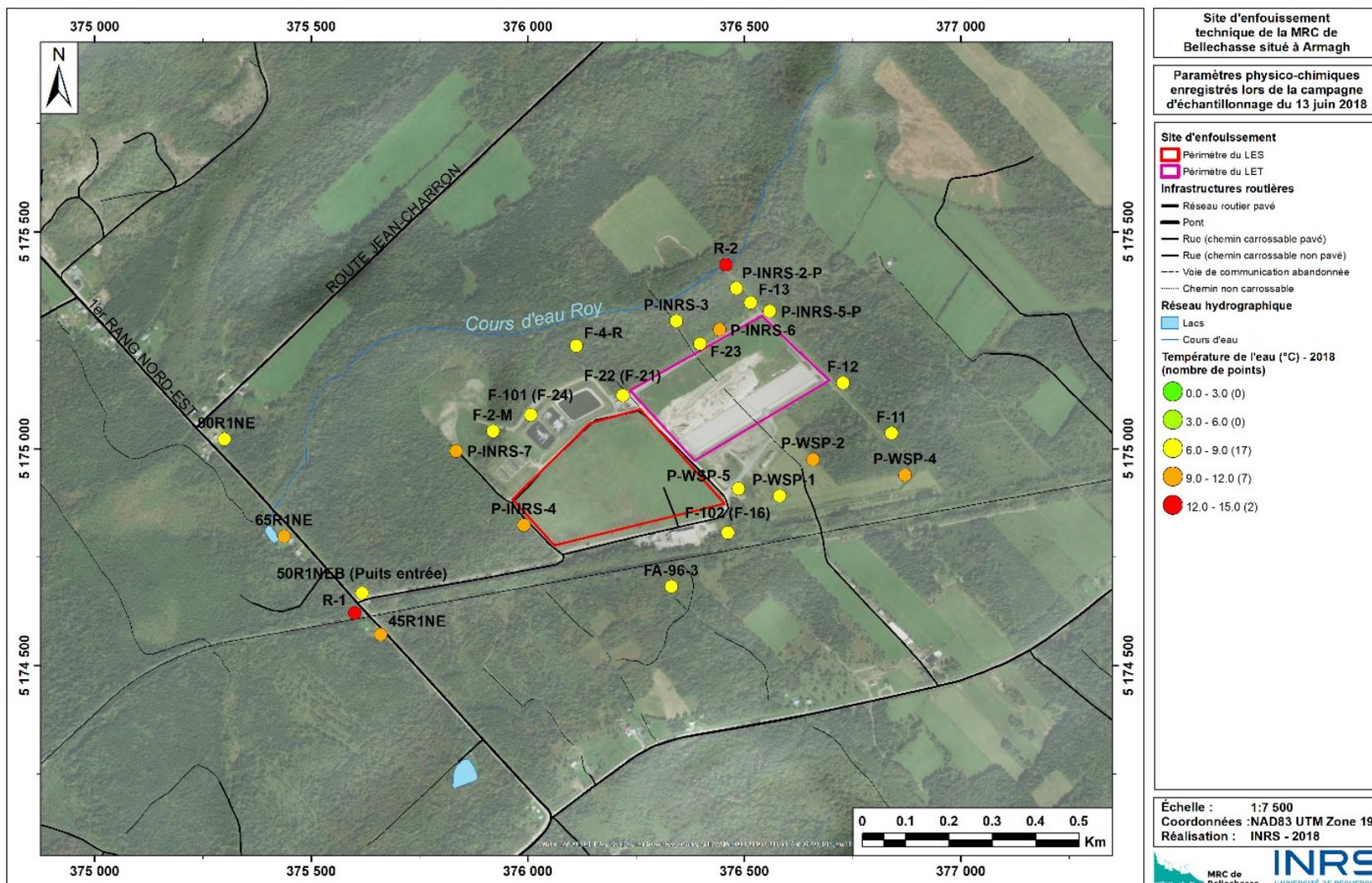
Carte 8. Potentiel redox des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018



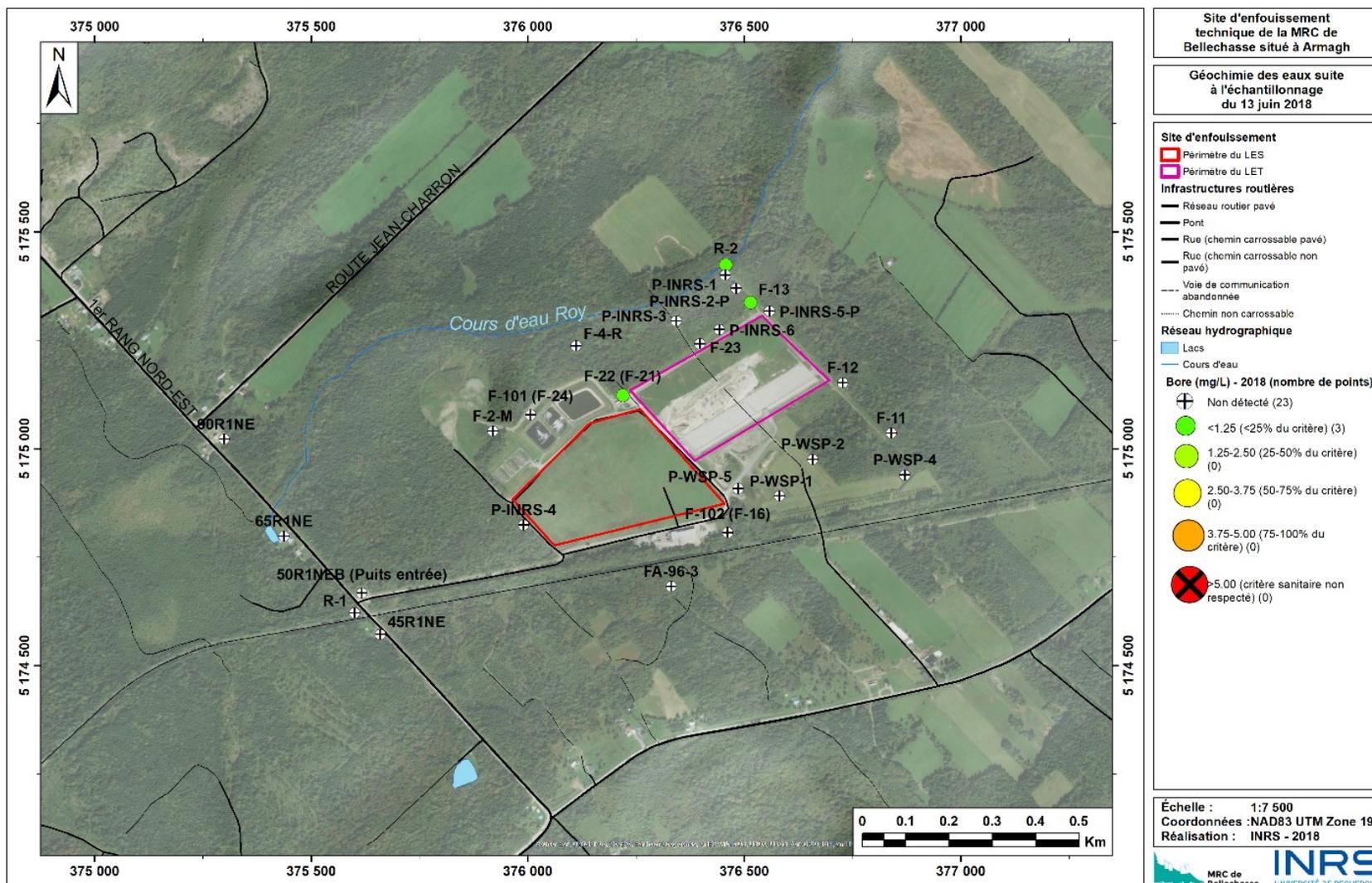
Carte 9. Teneur en oxygène dissous des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018



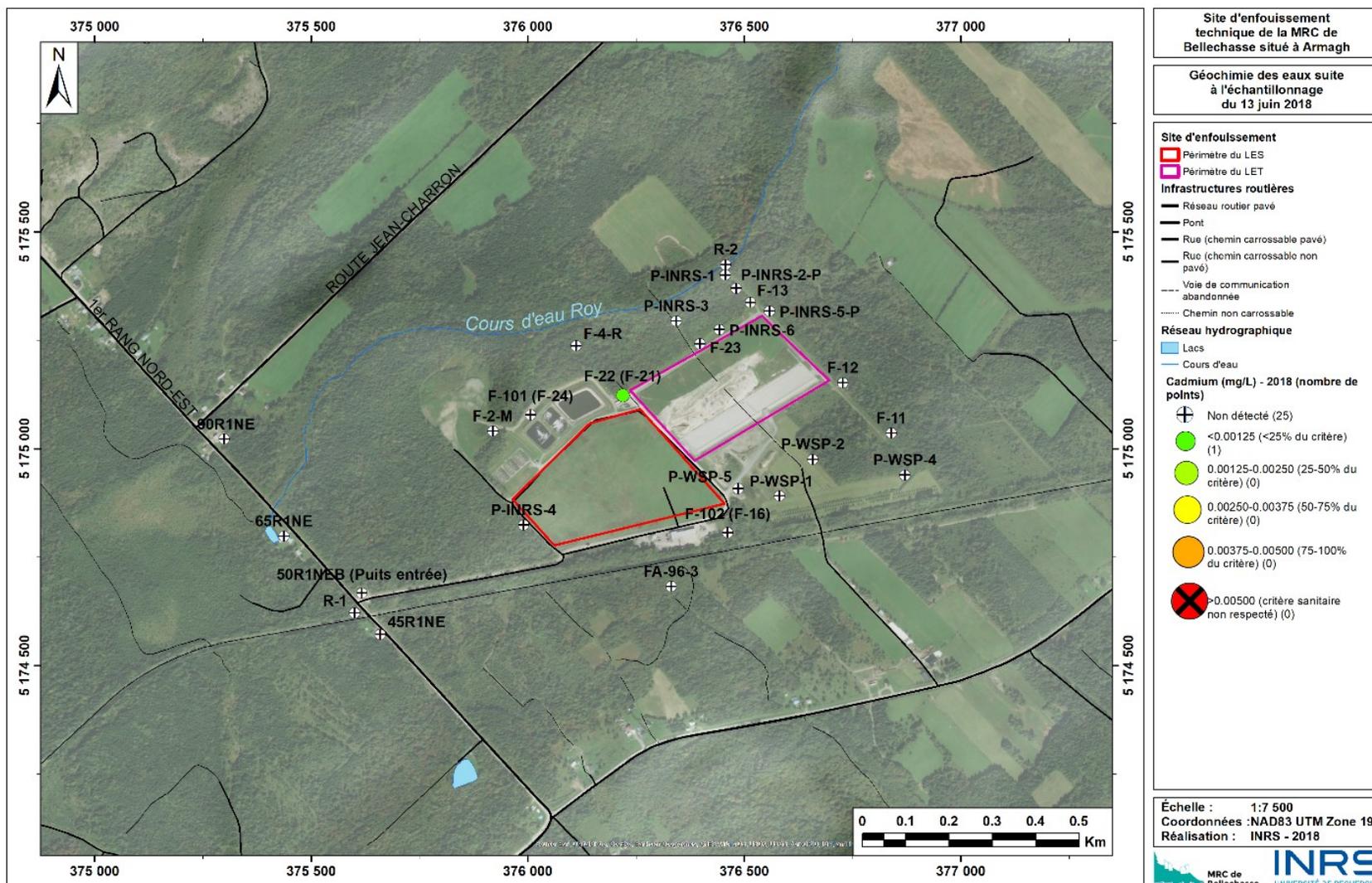
Carte 10. pH des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018



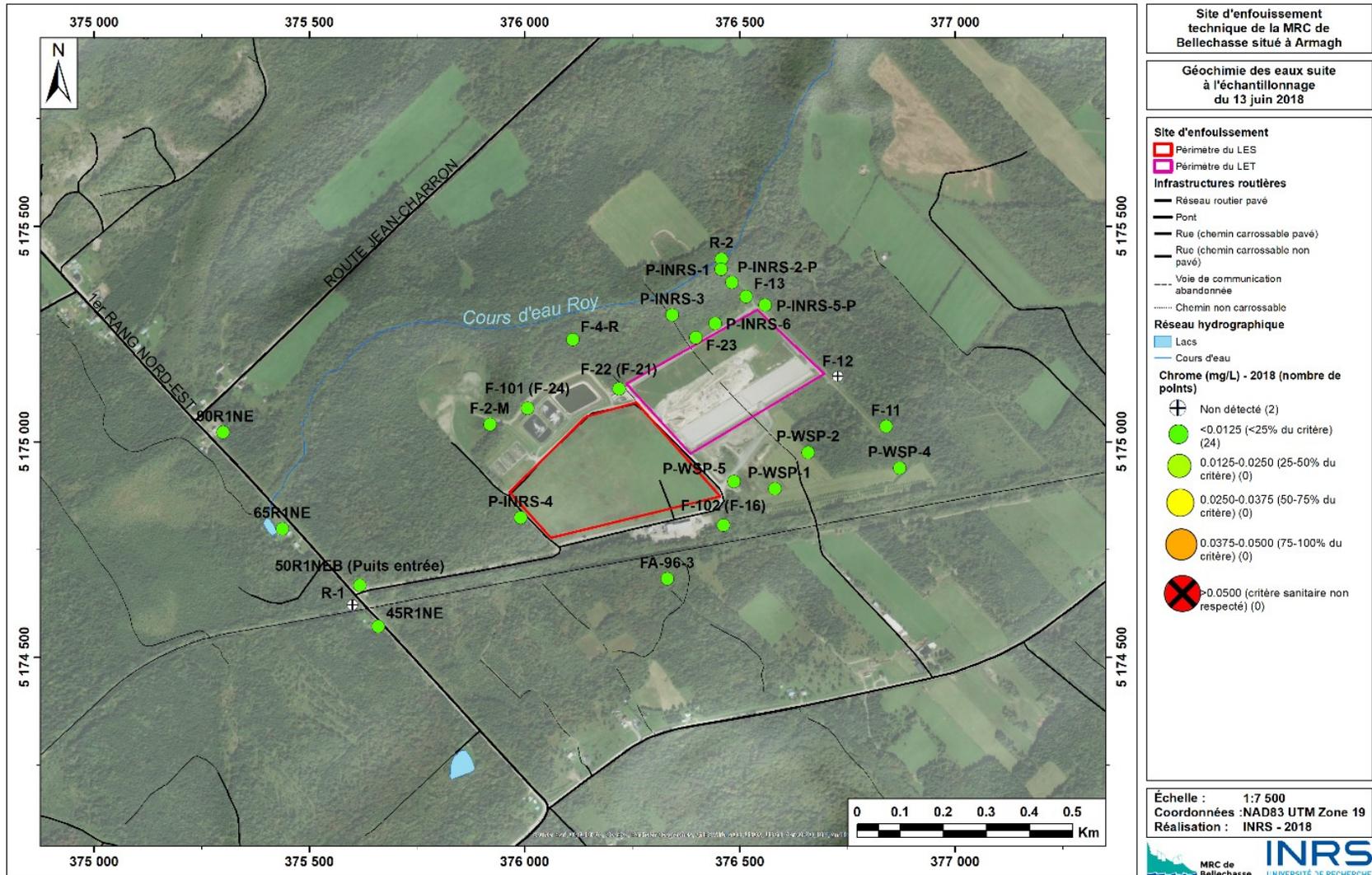
Carte 11. Température des eaux lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018



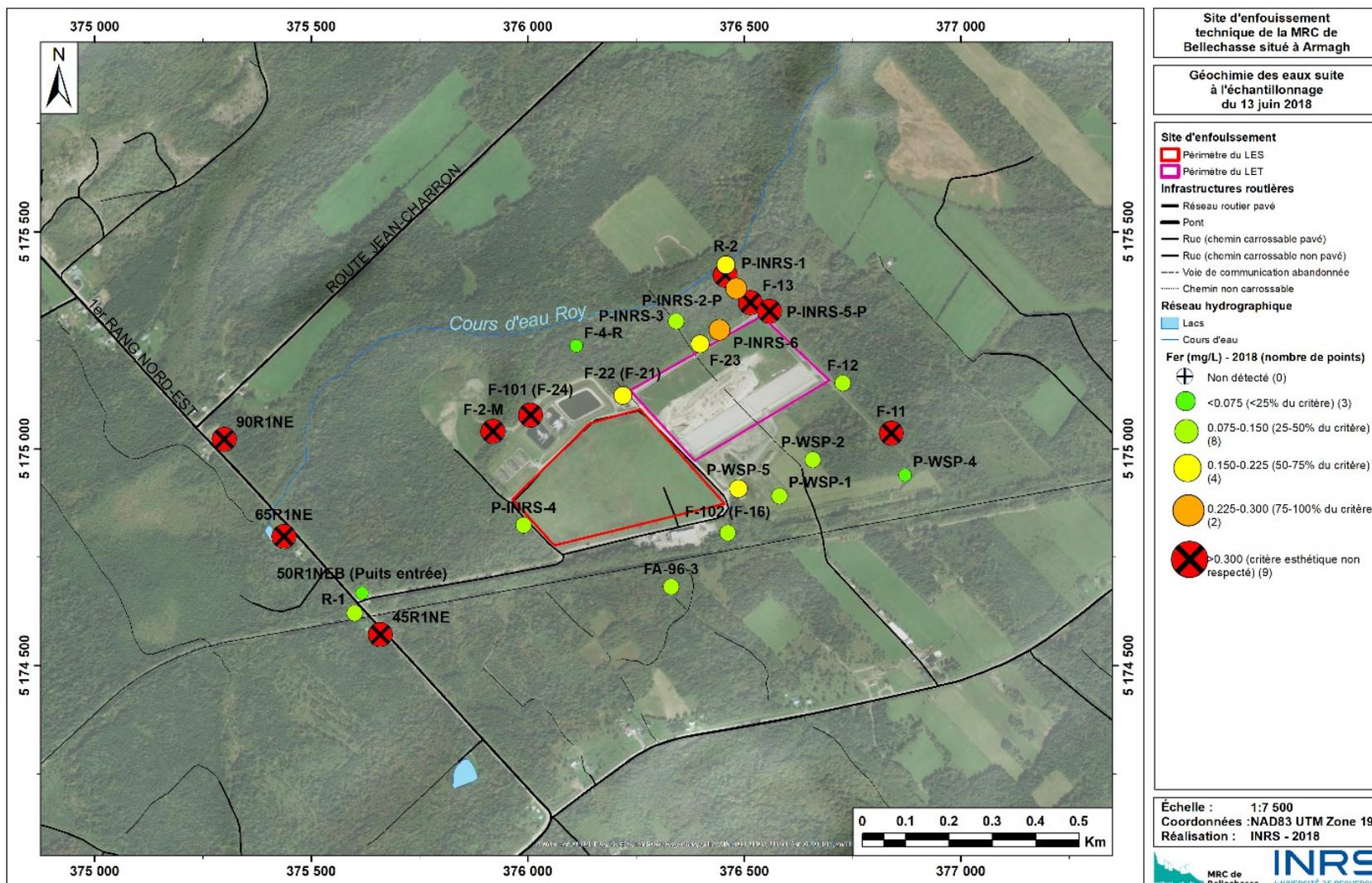
Carte 12. Concentrations en bore suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



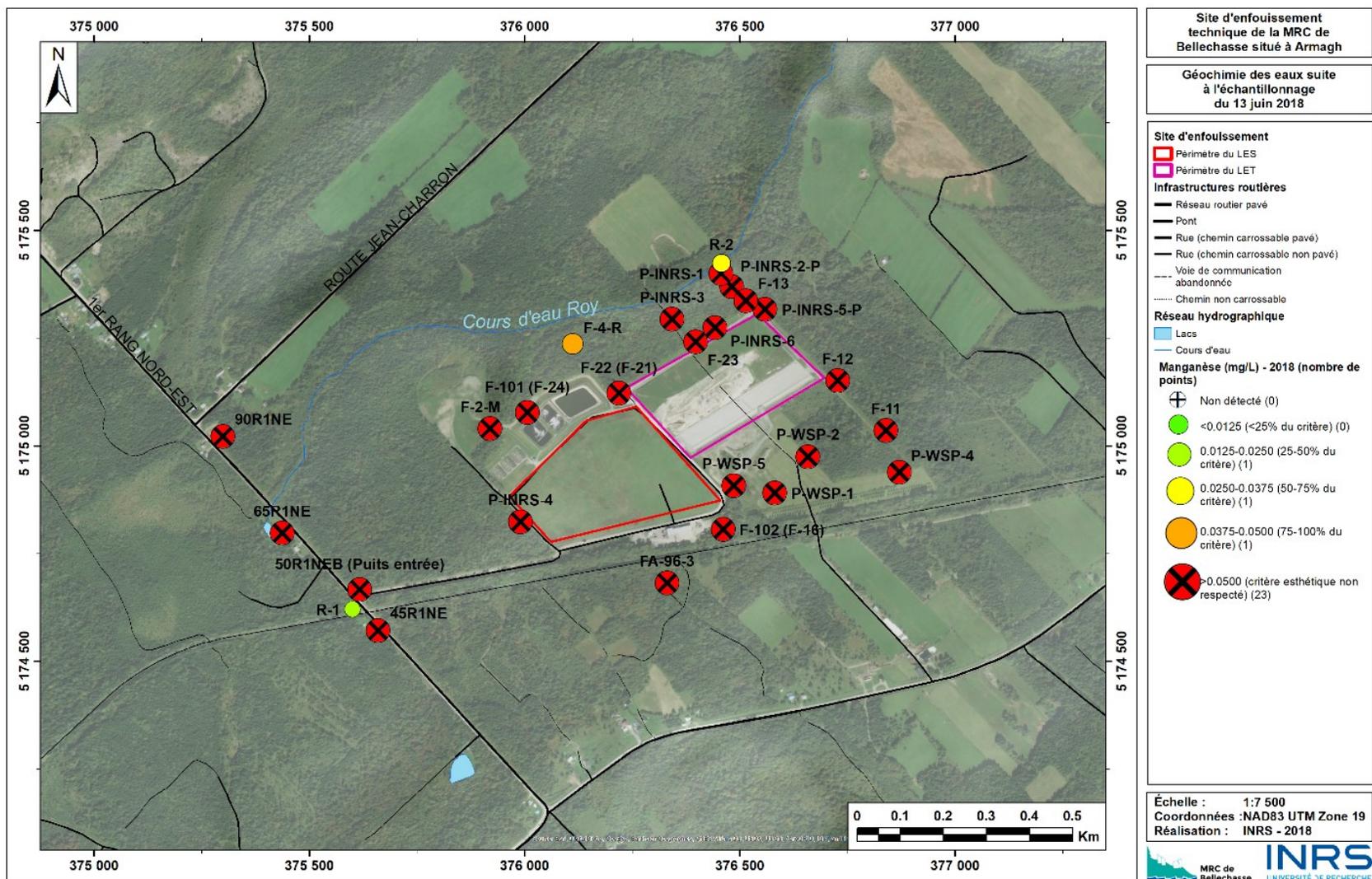
Carte 13. Concentrations en cadmium suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



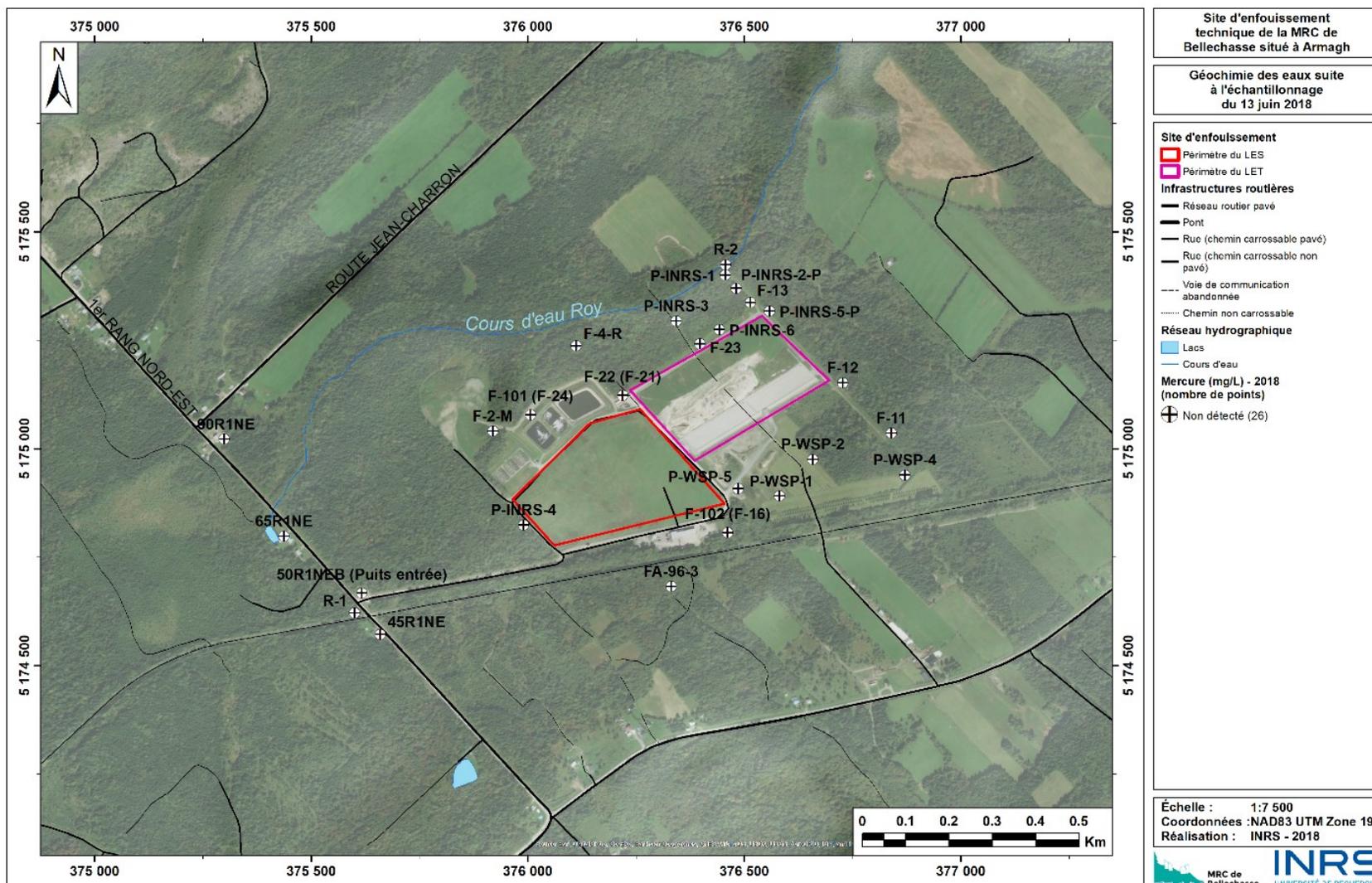
Carte 14. Concentrations en chrome suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



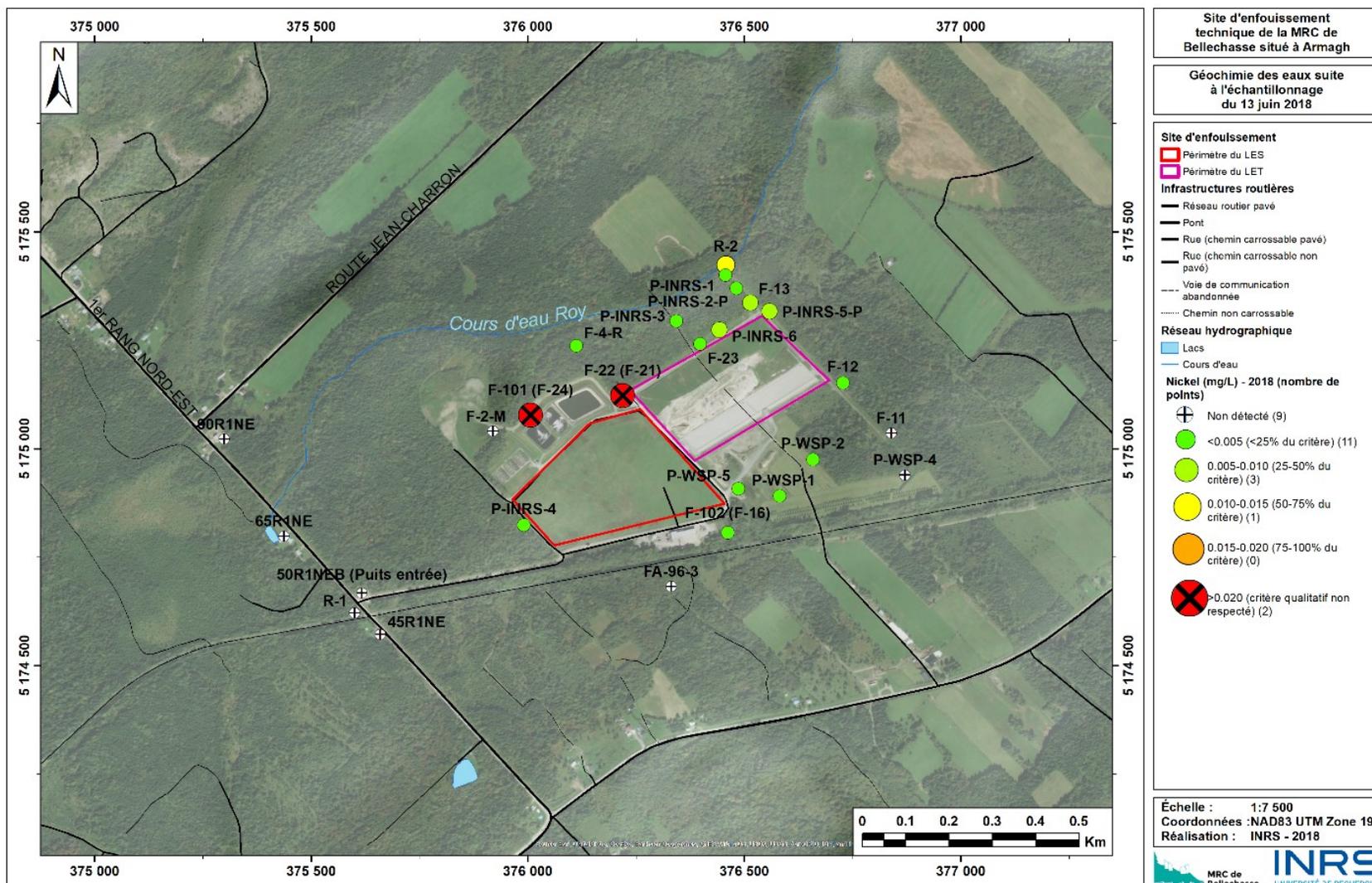
Carte 15. Concentrations en fer suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



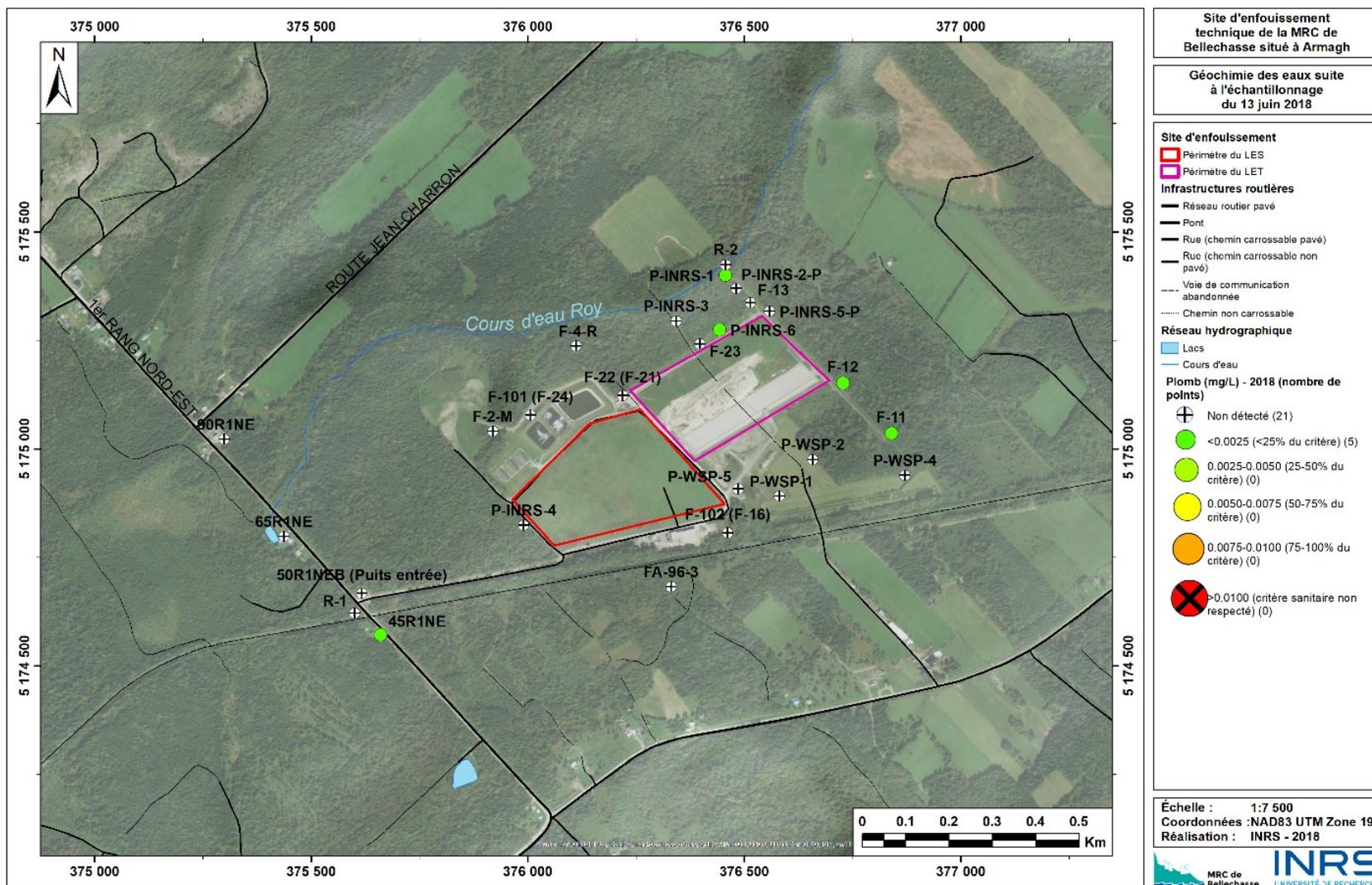
Carte 16. Concentrations en manganèse suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



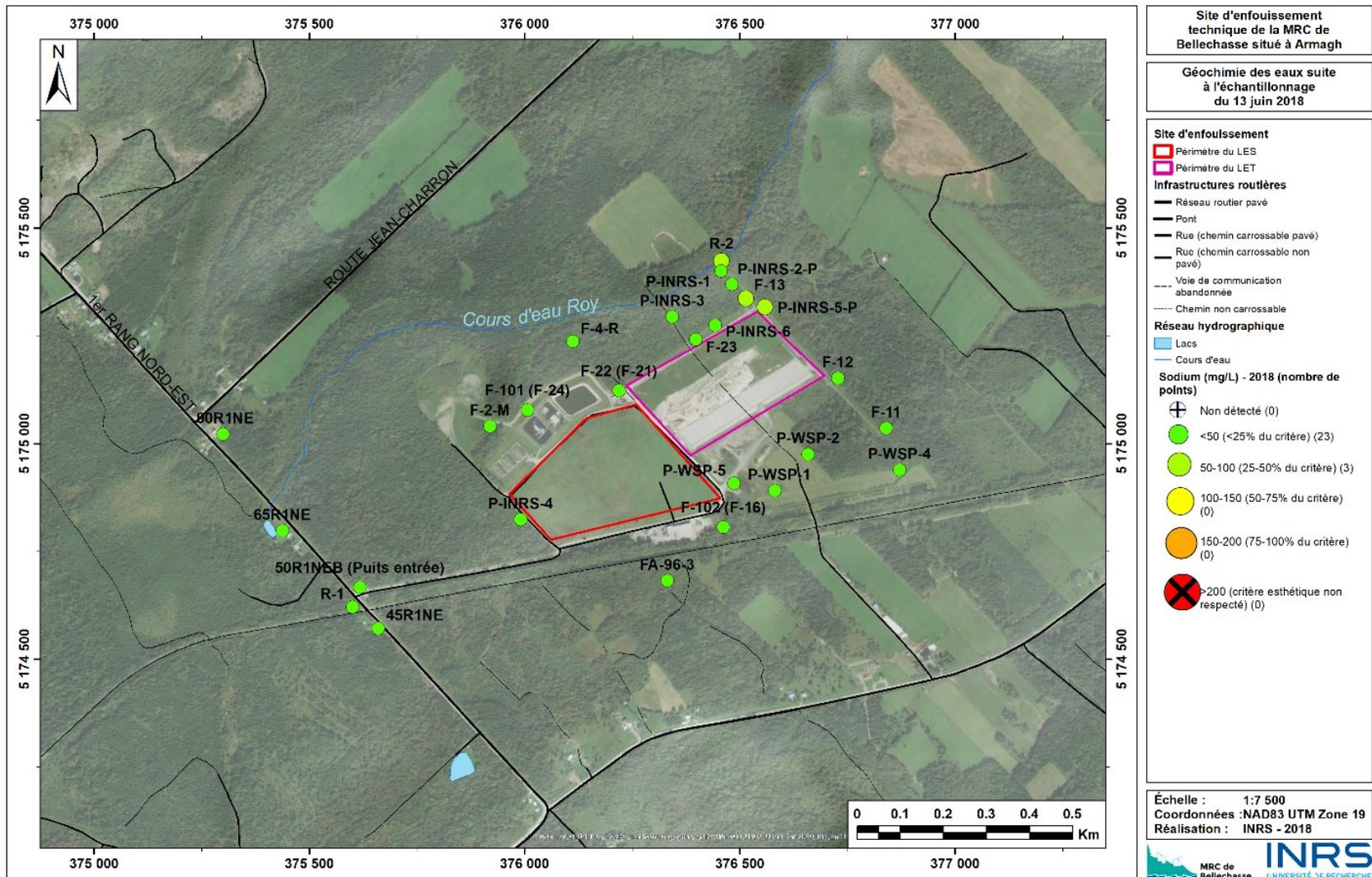
Carte 17. Concentrations en mercure suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



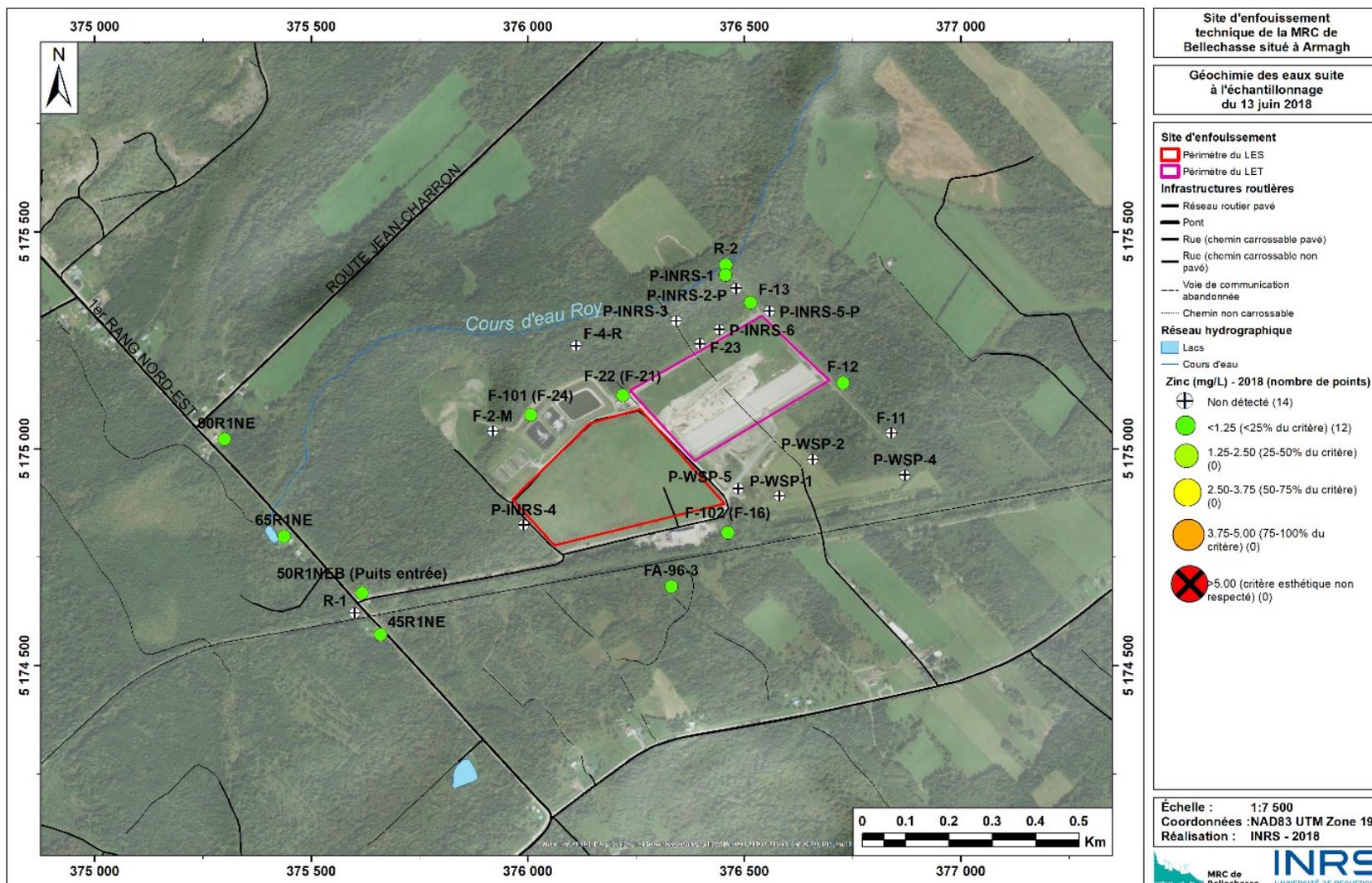
Carte 18. Concentrations en nickel suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



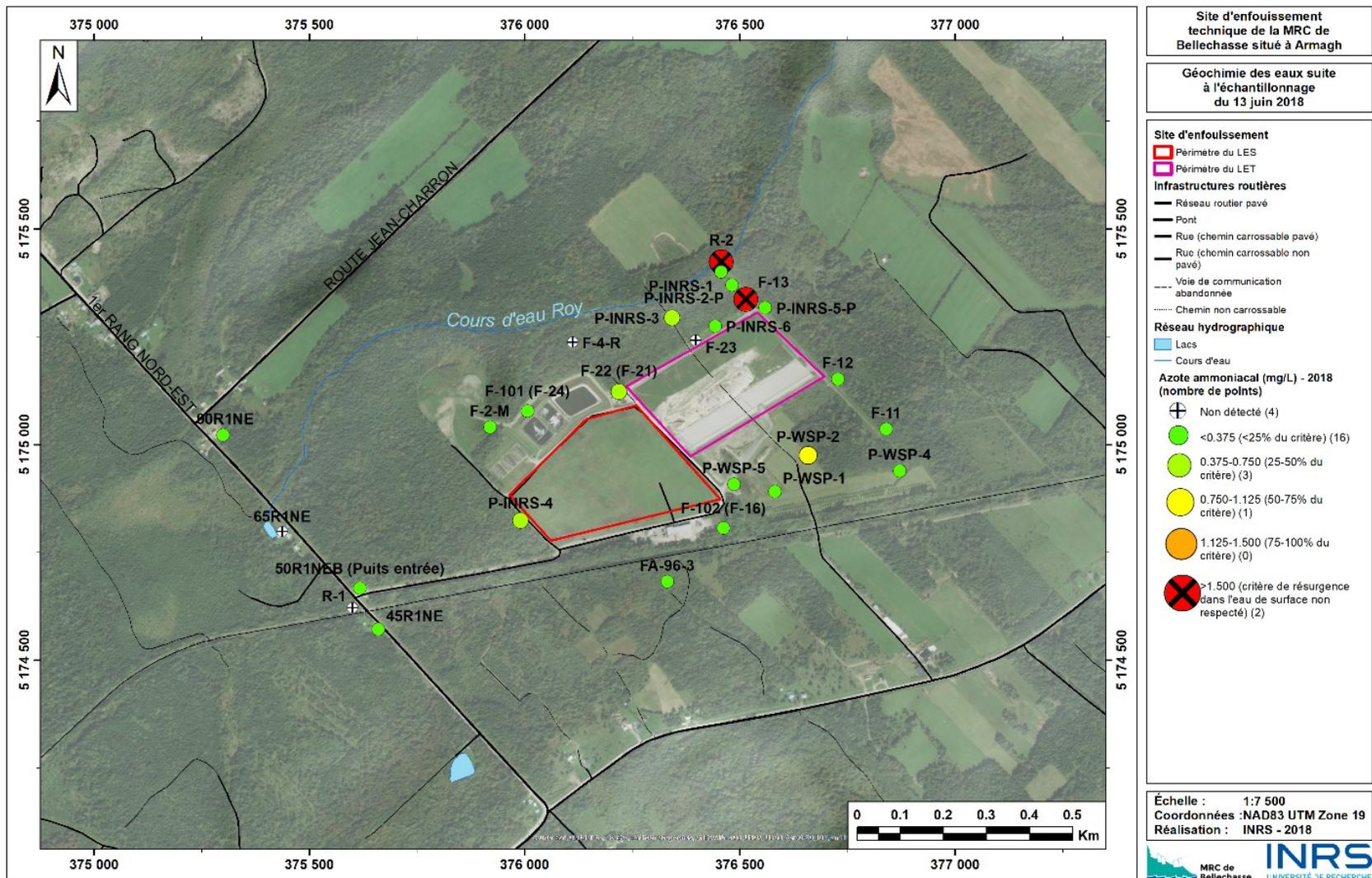
Carte 19. Concentrations en plomb suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



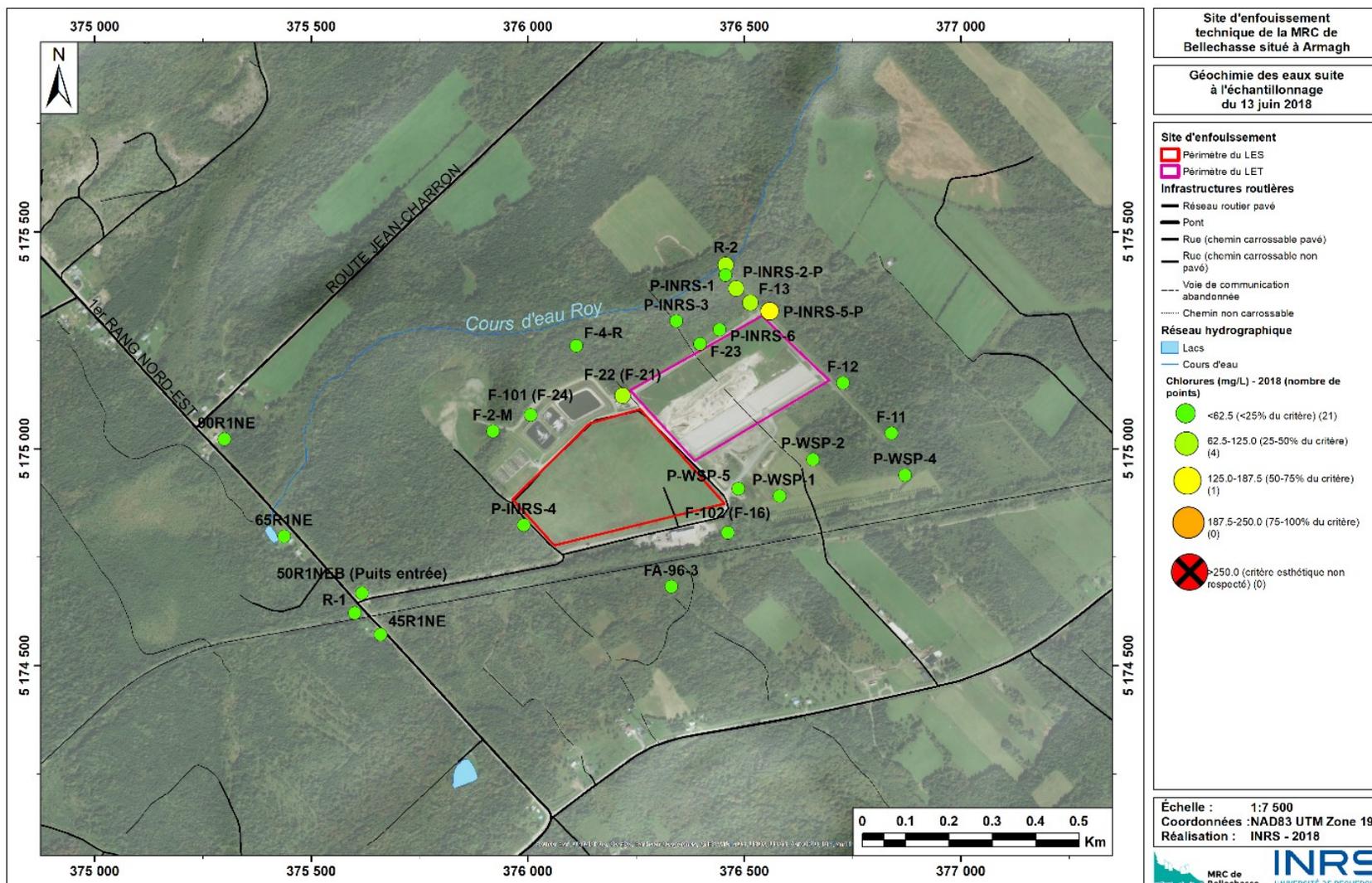
Carte 20. Concentrations en sodium suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



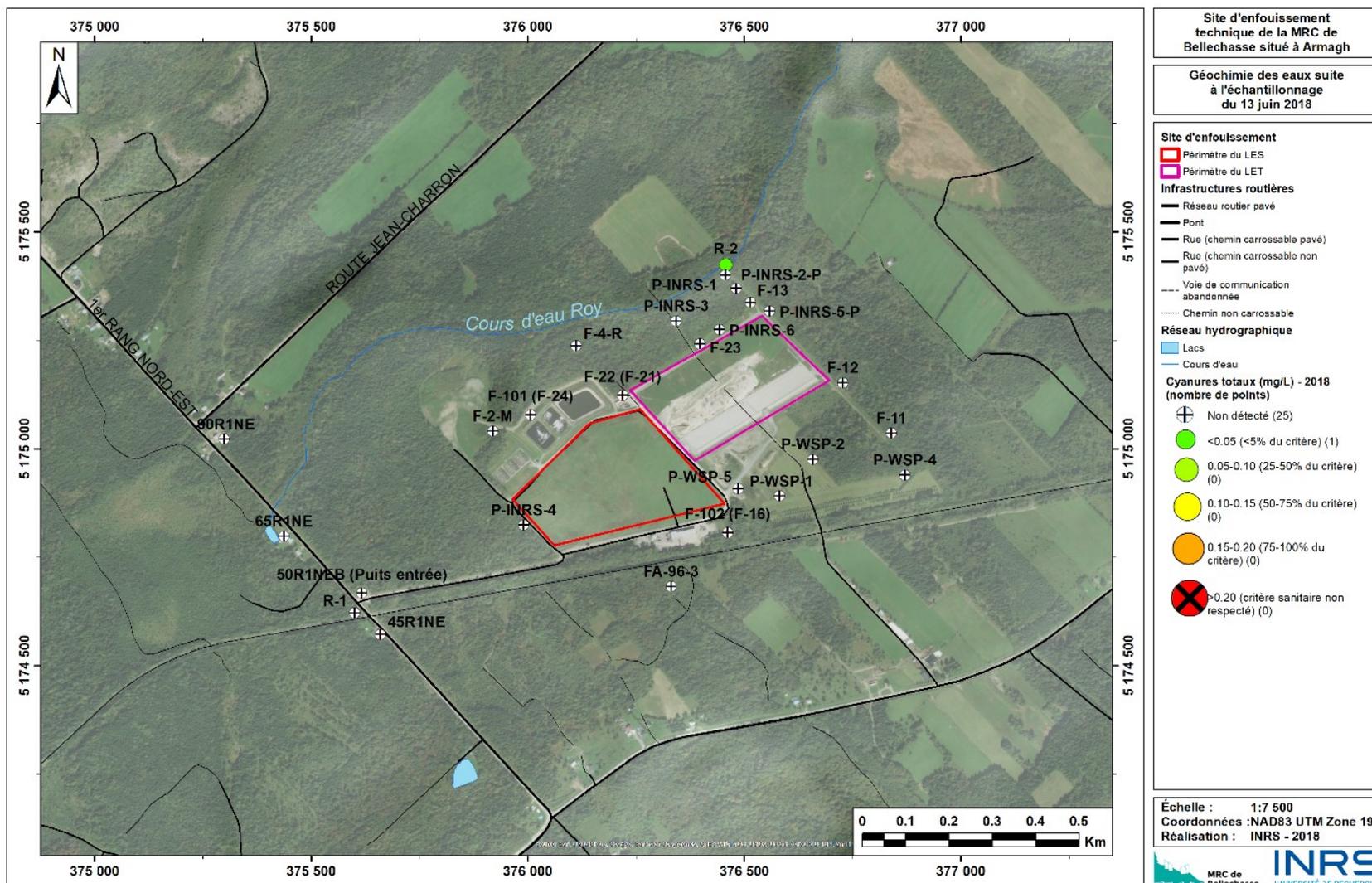
Carte 21. Concentrations en zinc suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



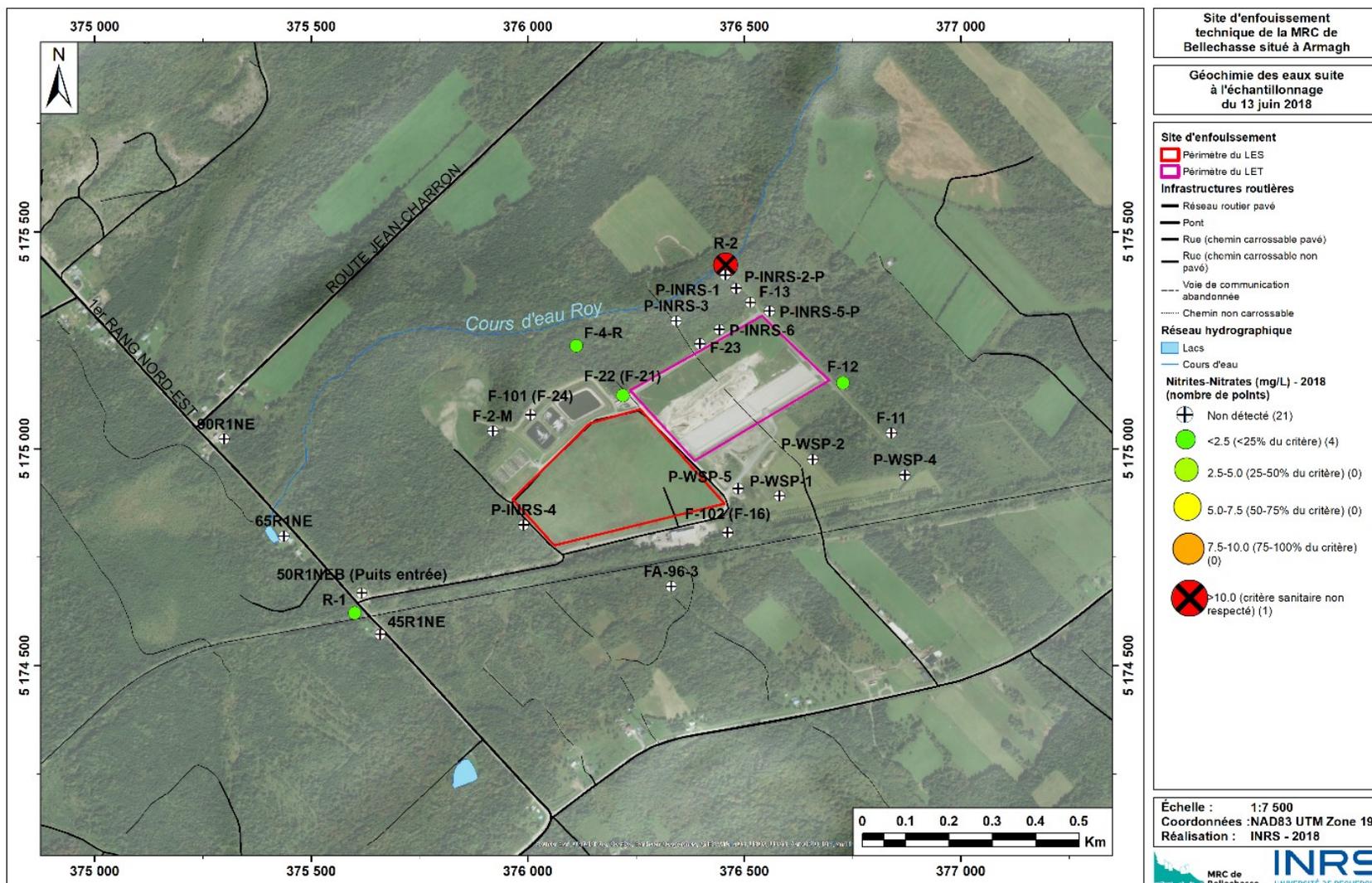
Carte 22. Concentrations en azote ammoniacal suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



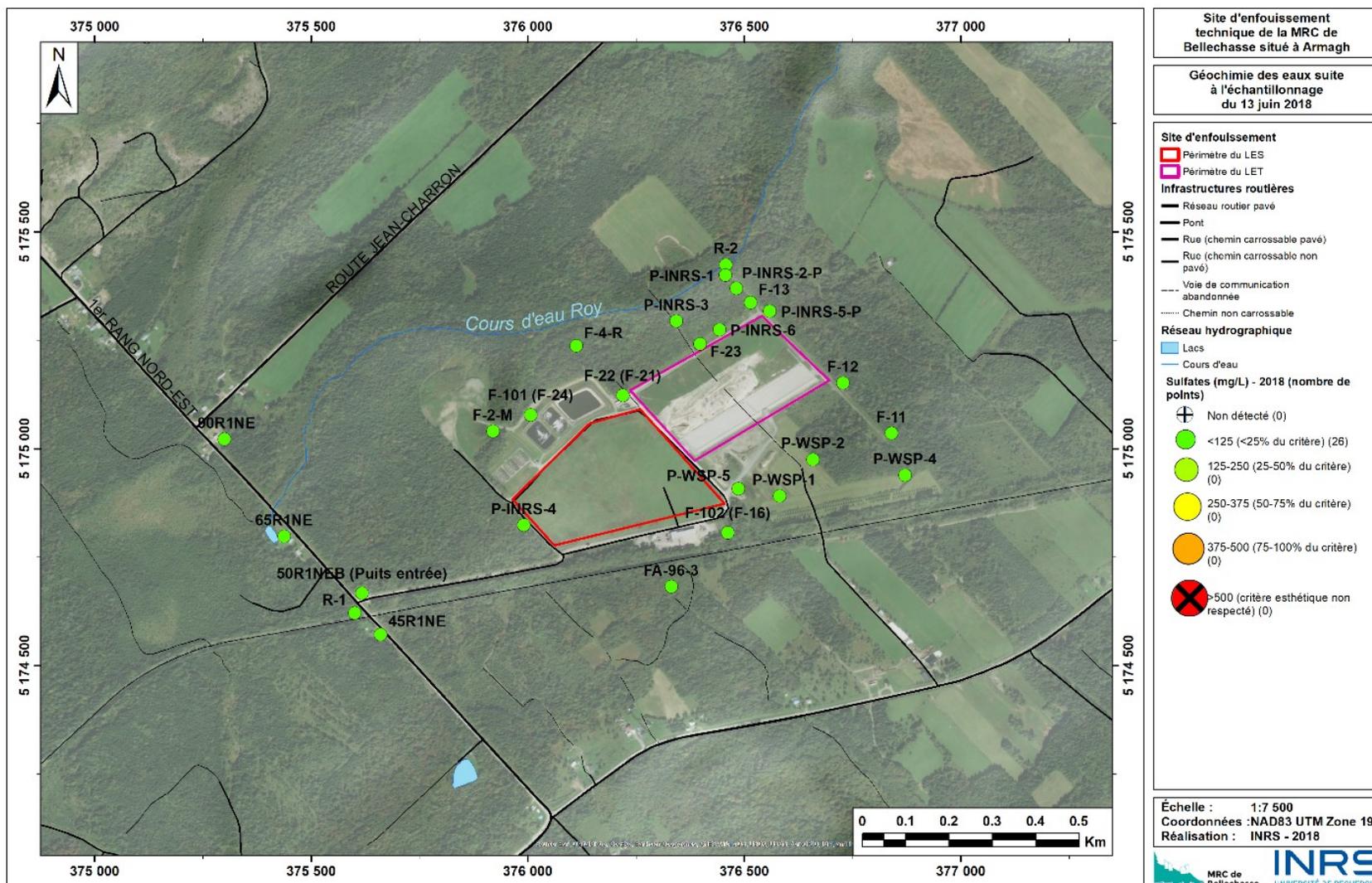
Carte 23. Concentrations en chlorures suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



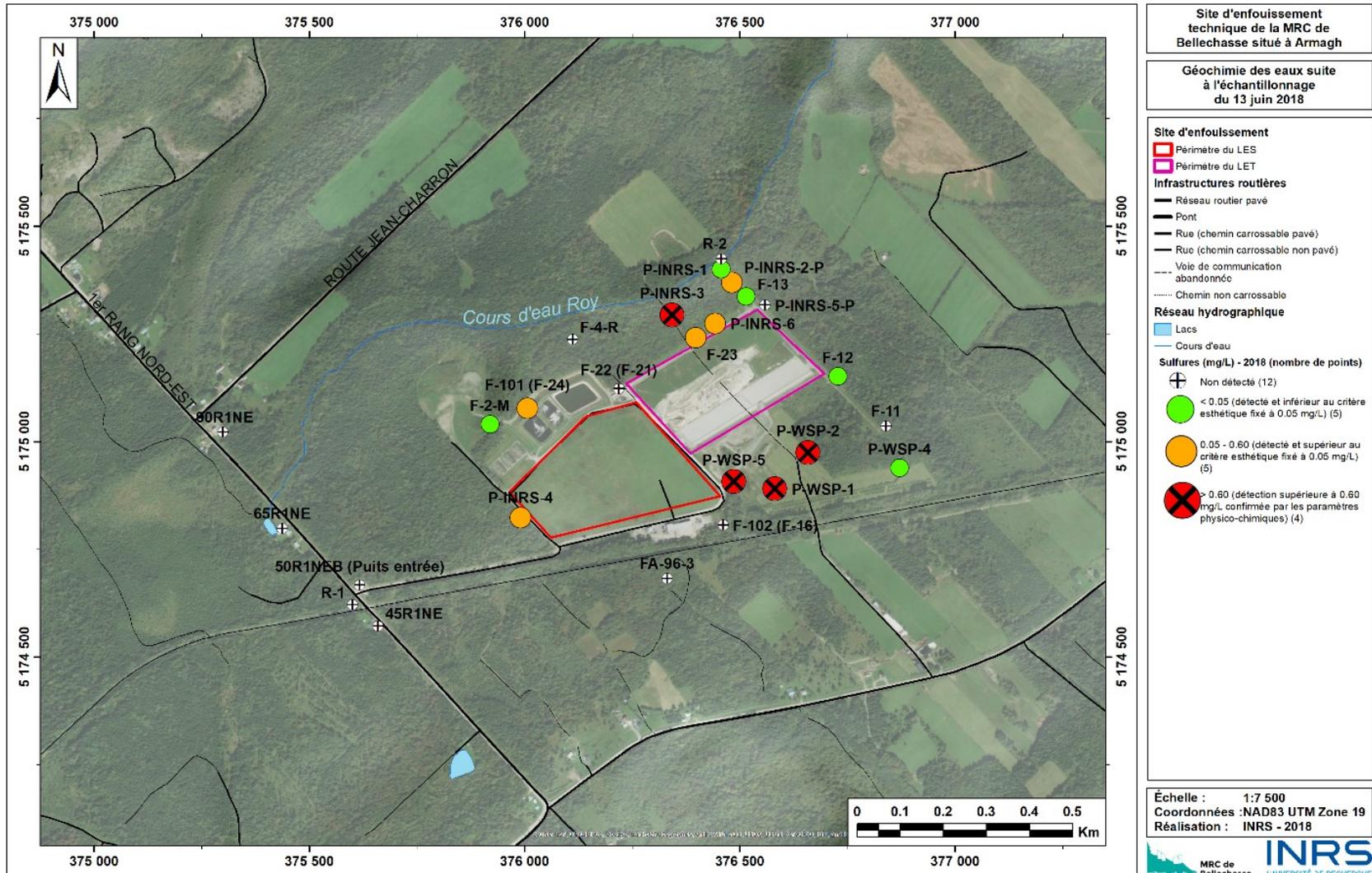
Carte 24. Concentrations en cyanures totaux suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



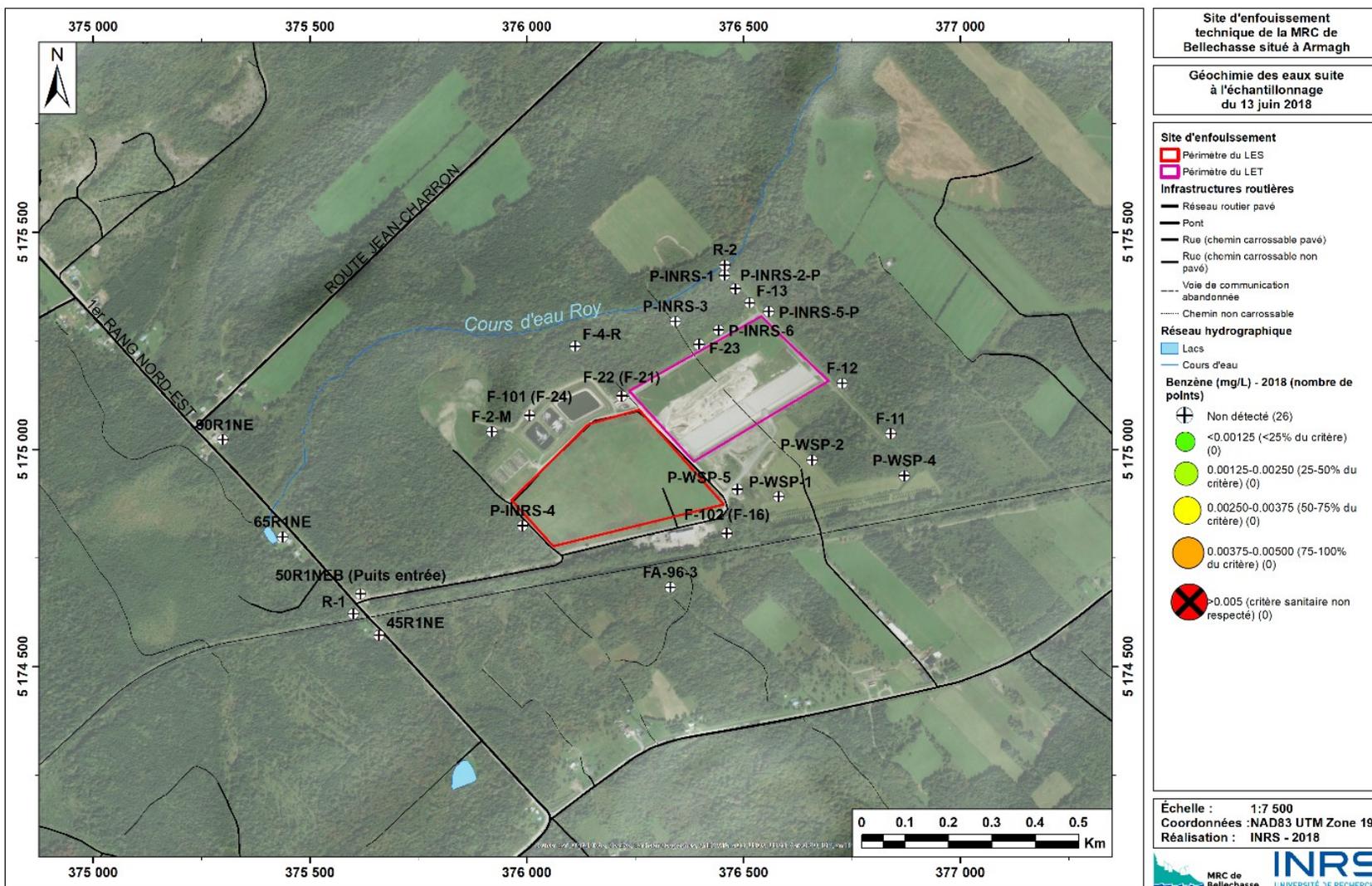
Carte 25. Concentrations en nitrites-nitrates suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



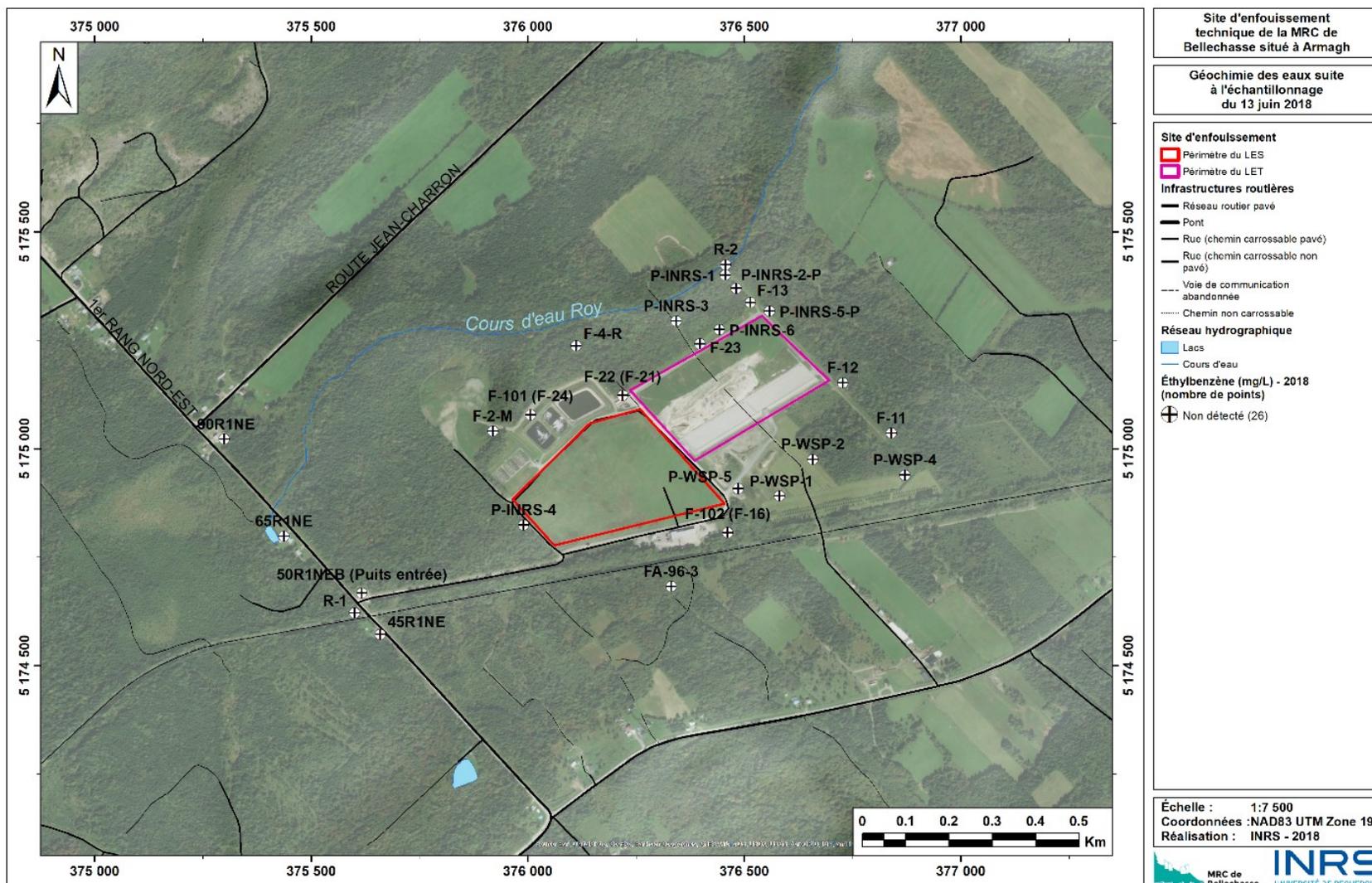
Carte 26. Concentrations en sulfates suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



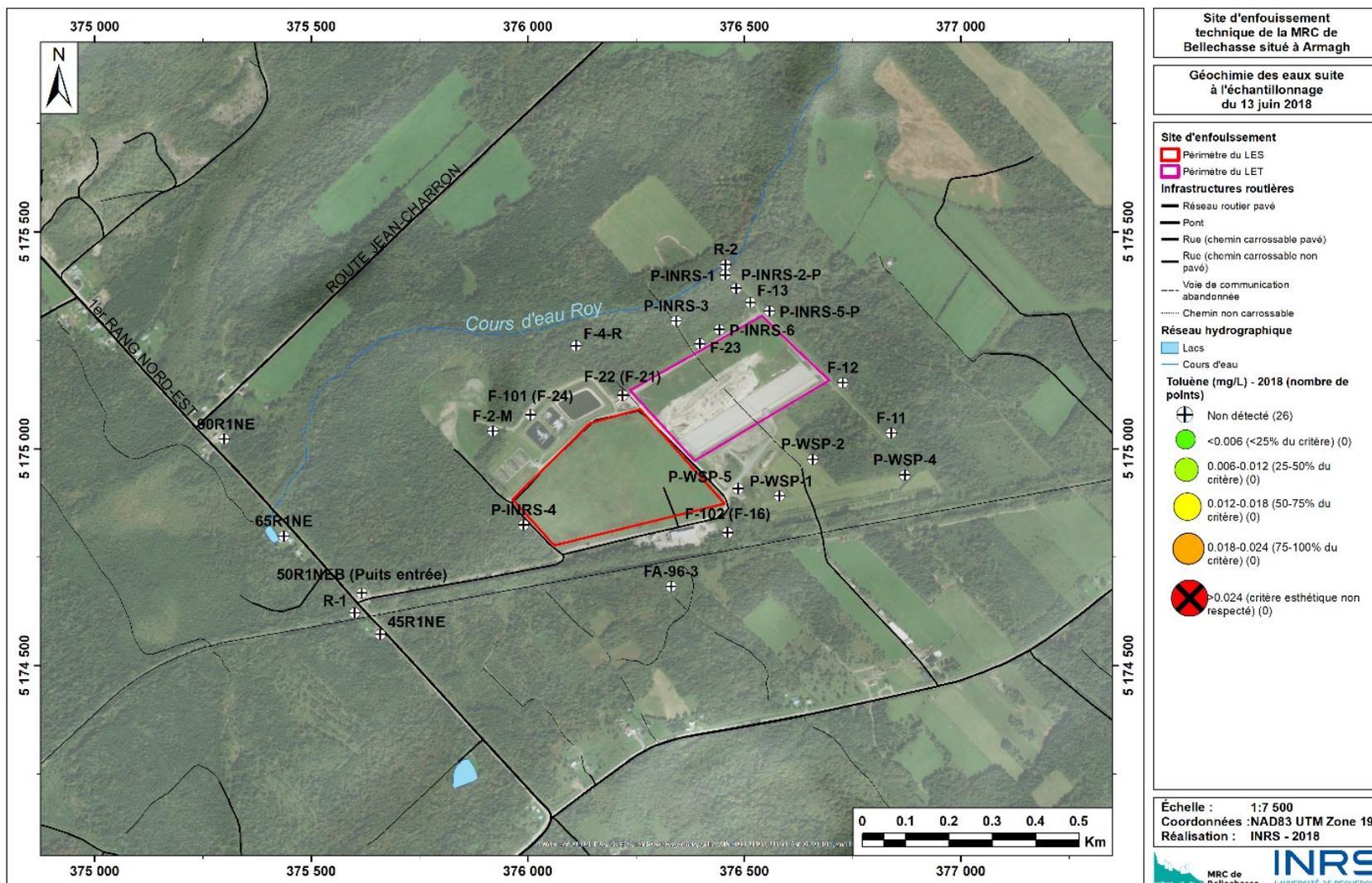
Carte 27. Concentrations en sulfures suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



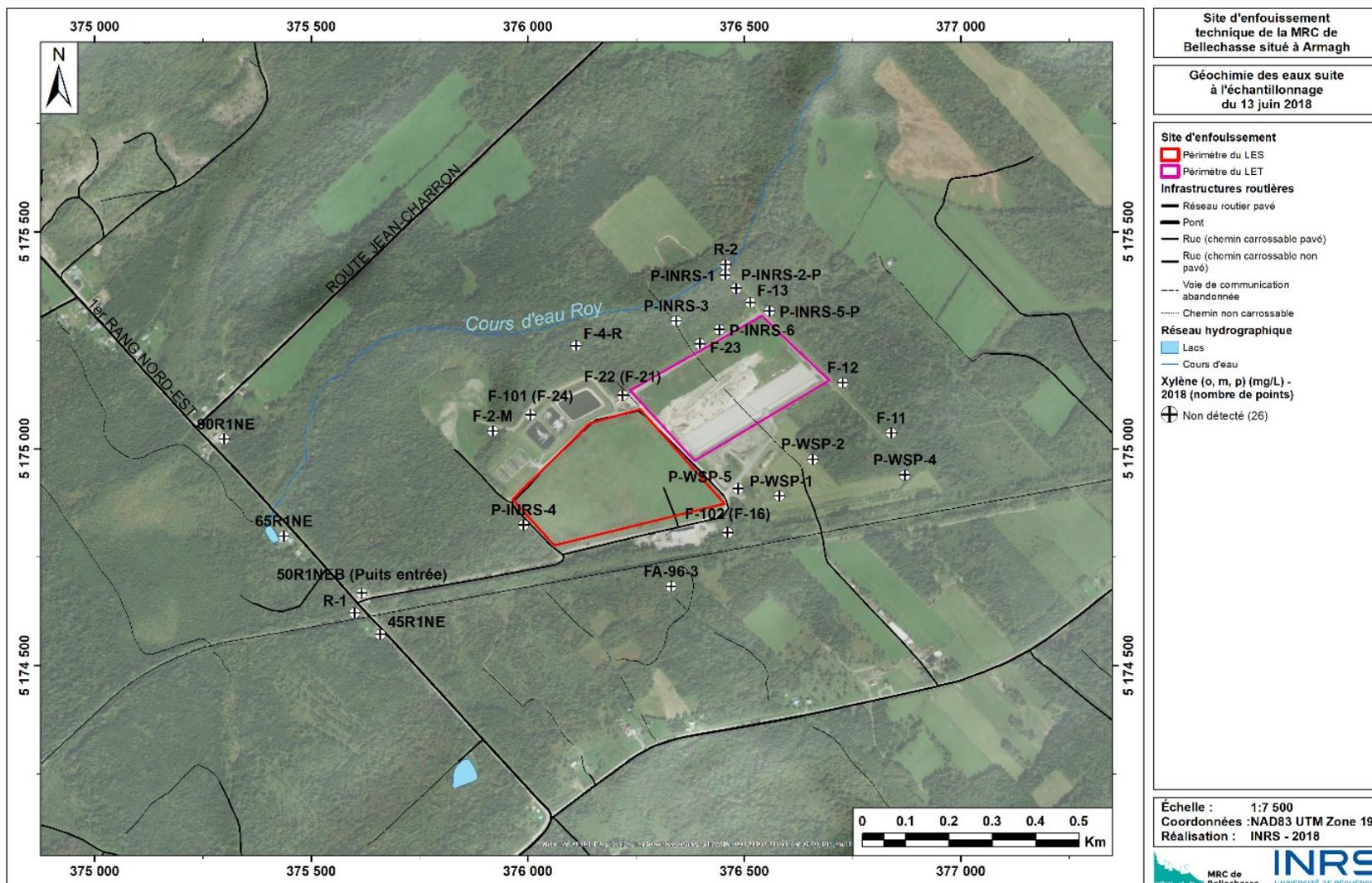
Carte 28. Concentrations en benzène suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



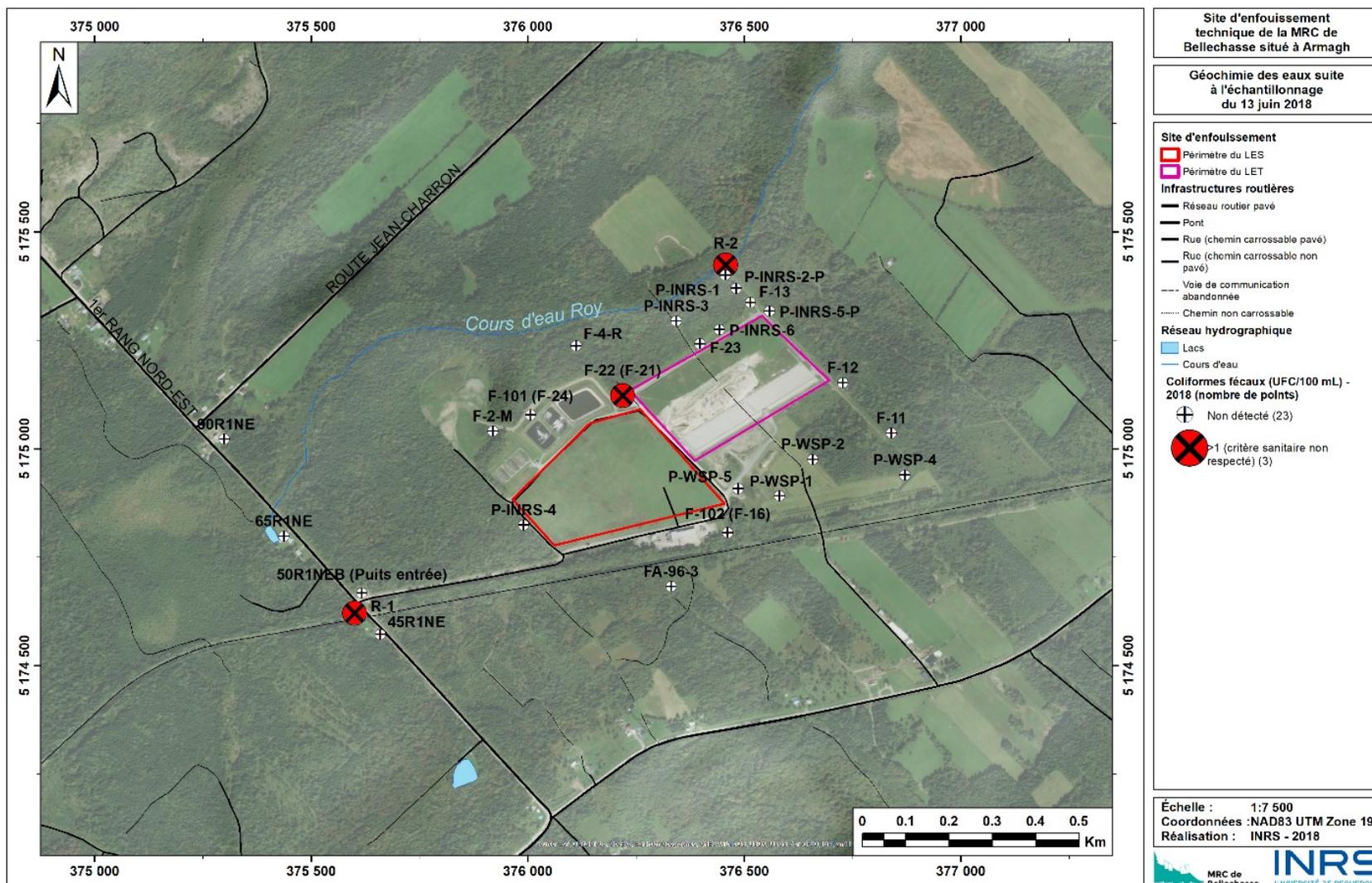
Carte 29. Concentrations en éthylbenzène suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



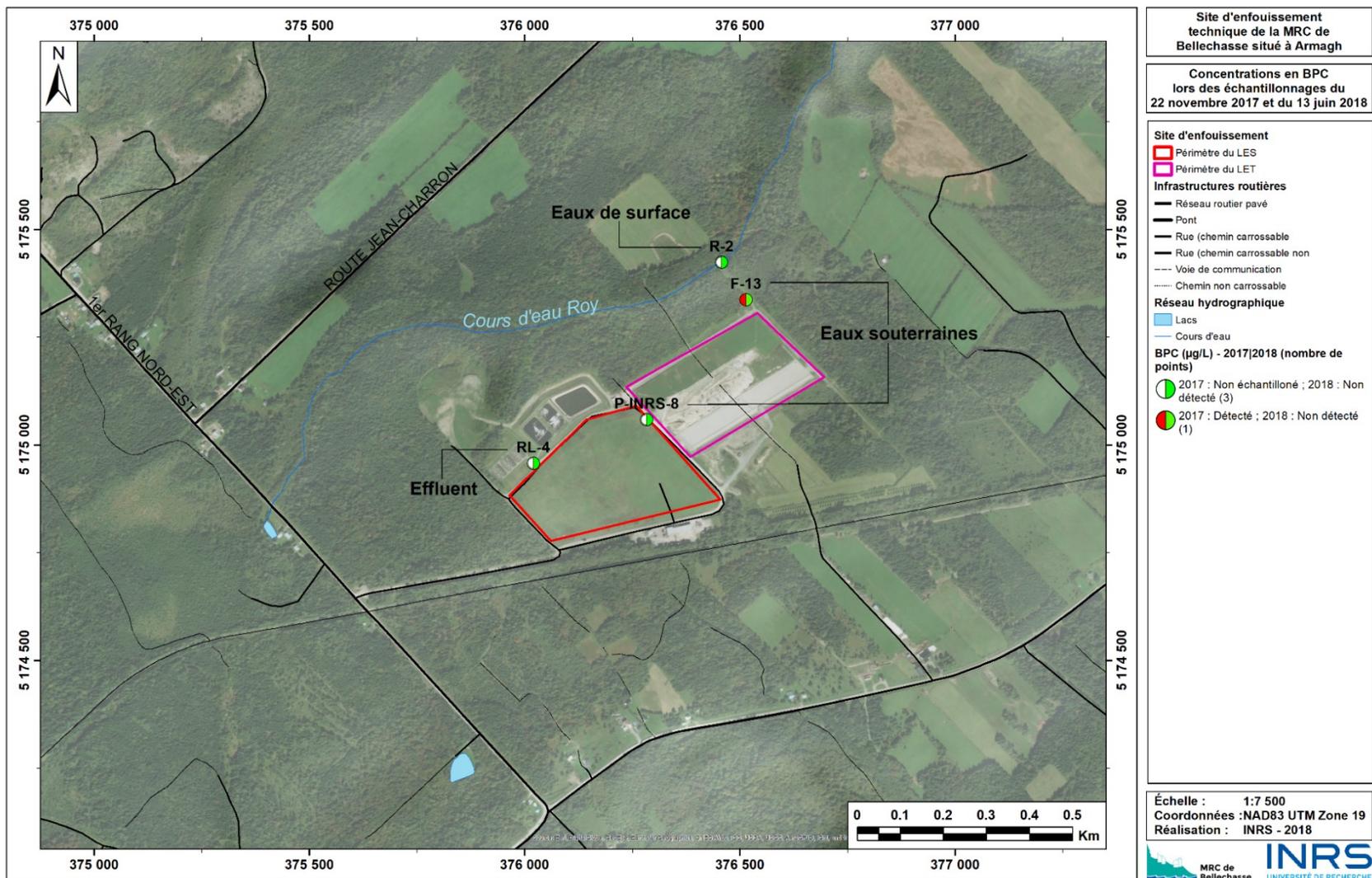
Carte 30. Concentrations en toluène suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



Carte 31. Concentrations en xylène (o, m, p) suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



Carte 32. Nombre de coliformes fécaux suite à l'échantillonnage du 13 juin 2018



Carte 33. Détections en BPC lors des échantillonnages du 22 novembre 2017 et du 13 juin 2018

ANNEXES

Annexe 1. Statistiques descriptives de la physicochimie au 13 juin 2018 et graphiques associés

Tableau 8. Paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018

Point	Type	pH	ORP	Eh	Oxygène dissous		Conductivité électrique	Température de l'eau
		-	mV	mV	%	mg/L	µS/cm	°C
F-11	Puits LES	7.91	43.40	248.40	0.00	0.00	283.00	7.26
F-12	Puits LES	7.32	58.90	263.90	48.50	5.59	46.00	7.81
F-13	Puits LES	7.62	-45.00	160.00	0.00	0.00	1 130.00	7.20
F-22 (F-21)	Puits LES	7.75	16.20	221.20	0.70	0.05	820.00	7.09
F-23	Puits LES	7.04	-38.50	166.50	0.10	0.00	442.00	8.37
F-101 (F-24)	Puits LES	6.89	-24.60	180.40	3.50	0.43	487.00	7.57
F-102 (F-16)	Puits LES	7.63	38.80	243.80	10.00	1.14	344.00	7.08
F-2-M	Puits LES	7.77	-73.30	131.70	2.00	0.25	631.00	6.73
F-4-R	Puits LES	8.61	20.50	225.50	38.20	4.53	117.00	6.61
FA-96-3	Puits LES	8.84	-48.00	157.00	9.10	1.04	267.00	7.81
50R1NEB (Puits entrée)	Puits LES	8.24	-147.60	57.40	-	0.00	320.00	7.55
P-INRS-1	Puits INRS	6.80	188.10	393.10	-	7.10	135.00	-
P-INRS-2-P	Puits INRS	7.04	171.50	376.50	-	0.00	854.00	7.50
P-INRS-3	Puits INRS	7.86	-545.00	-340.00	-	0.00	413.00	7.95
P-INRS-4	Puits INRS	7.81	206.00	411.00	-	5.89	367.00	10.99
P-INRS-5-P	Puits INRS	6.85	34.70	239.70	-	0.00	1 378.00	6.80
P-INRS-6	Puits INRS	7.09	58.30	263.30	-	7.21	776.00	10.44
P-INRS-7	Puits INRS	8.29	-30.90	174.10	0.00	0.00	331.00	11.10
P-INRS-8	Puits INRS	Puits à sec						
P-INRS-9	Puits INRS	Puits à sec						
P-WSP-1	Puits WSP	7.80	60.60	265.60	12.10	1.37	326.00	8.78
P-WSP-2	Puits WSP	8.28	-605.00	-400.00	-	0.00	424.00	10.71
P-WSP-3	Puits WSP	Puits à sec						
P-WSP-4	Puits WSP	8.54	-185.90	19.10	-	0.00	196.00	9.21
P-WSP-5	Puits WSP	8.11	-413.40	-208.40	-	1.54	382.00	7.64
45R1NE	Puits privé	6.99	44.90	249.90	0.00	-	267.00	9.24
65R1NE	Puits privé	7.29	-29.60	175.40	0.00	-	370.00	11.77
90R1NE	Puits privé	7.75	-71.40	133.60	0.00	-	326.00	7.85
R-2	Eau de surface	8.47	39.60	244.60	76.30	7.64	923.00	14.70
R-1	Eau de surface	8.48	41.10	246.10	89.40	9.12	51.00	13.48

Tableau 9. Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés lors de l'échantillonnage du 13 juin 2018

Paramètre		pH	Potentiel redox	Oxygène dissous	Conductivité électrique	Température
Symbole		-	Eh	O ₂	σ	T°
Unité		-	V	mg/L	μS/cm	°C
Total	n	27	27	27	27	26
	Min.	6.80	-0.40	0.00	46	6.61
	Med.	7.77	0.22	0.34	367	7.83
	Max.	8.84	0.41	9.12	1 378	14.70
Amont du site ¹ (puits privés + puits entrée)	n	4	4	1 ⁷	4	4
	Min.	7.29	0.06	0.00	320	7.55
	Med.	7.75	0.13	0.00	326	7.85
	Max.	8.24	0.18	0.00	370	11.77
Site d'enfouissement ² (puits LES, INRS et WSP)	n	21	21	21	21	20
	Min.	6.80	-0.40	0.00	46	6.61
	Med.	7.77	0.22	0.25	382	7.73
	Max.	8.84	0.41	7.21	1 378	11.10
Eau souterraine uniquement ³	n	25	25	22	25	24
	Min.	6.80	-0.40	0.00	46	6.61
	Med.	7.75	0.18	0.15	367	7.81
	Max.	8.84	0.41	7.21	1 378	11.77
Eau de surface uniquement ⁴	n	2	2	2	2	2
	Min.	8.47	0.24	7.64	51	13.48
	Med.	8.48	0.25	8.38	487	14.09
	Max.	8.48	0.25	9.12	923	14.70
Eau de surface amont ⁵	n	1	1	1	1	1
	Valeur	8.48	0.25	9.12	51	13.48
Eau de surface aval ⁶	n	1	1	1	1	1
	Valeur	8.47	0.24	7.64	923	14.70

1 : amont du site :

45R1NE, 65R1NE, 90R1NE et 50R1NEB (puits entrée)

2 : site d'enfouissement :

F-11, F-12, F-13, F-22 (F-21), F-23, F-101 (F-24), F-102 (F-16), F-2-M, F-4-R, FA-96-3, P-INRS-1, P-INRS-2-P, P-INRS-3, P-INRS-4, P-INRS-5-P, P-INRS-6, P-WSP-1, P-WSP-2, P-WSP-3, P-WSP-4 et P-WSP-5

3 : eau souterraine uniquement :

F-11, F-12, F-13, F-22 (F-21), F-23, F-101 (F-24), F-102 (F-16), F-2-M, F-4-R, FA-96-3, 50R1NEB (puits entrée), P-INRS-1, P-INRS-2-P, P-INRS-3, P-INRS-4, P-INRS-5-P, P-INRS-6, P-WSP-1, P-WSP-2, P-WSP-3, P-WSP-4, P-WSP-5, 45R1NE, 65R1NE et 90R1NE

4 : eau de surface uniquement :

R-1 et R-2

5 : eau de surface amont :

R-1

6 : eau de surface aval :

R-2

7 : un dysfonctionnement de la sonde n'a pas permis de confirmer la teneur en oxygène dissous pour les puits résidentiels (45R1NE, 65R1NE et 90R1NE), seulement pour le puits 50R1NEB (puits entrée)

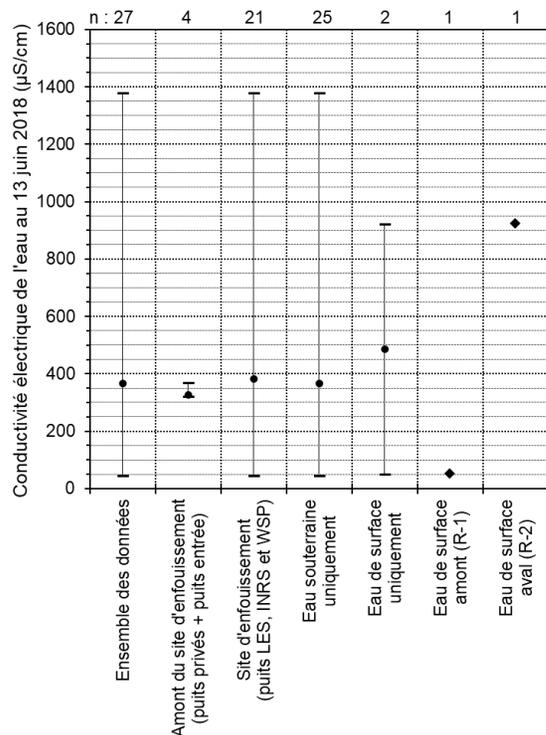


Figure 8. Statistiques de la conductivité électrique à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018

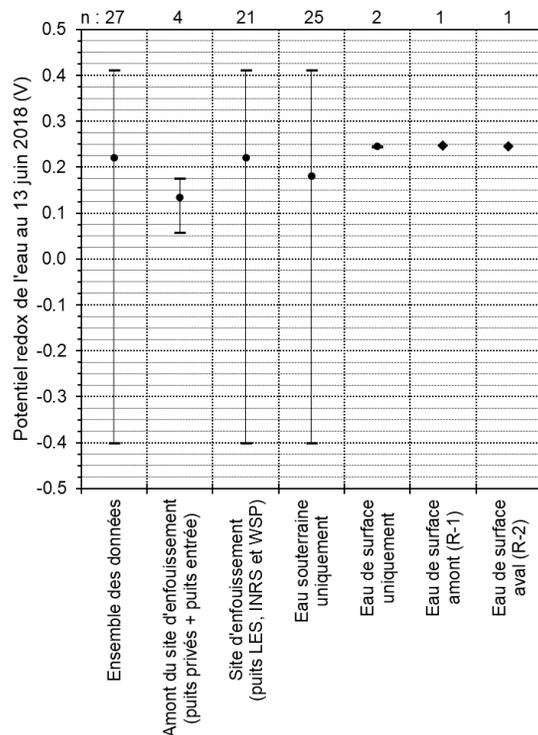


Figure 9. Statistiques du potentiel redox à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018

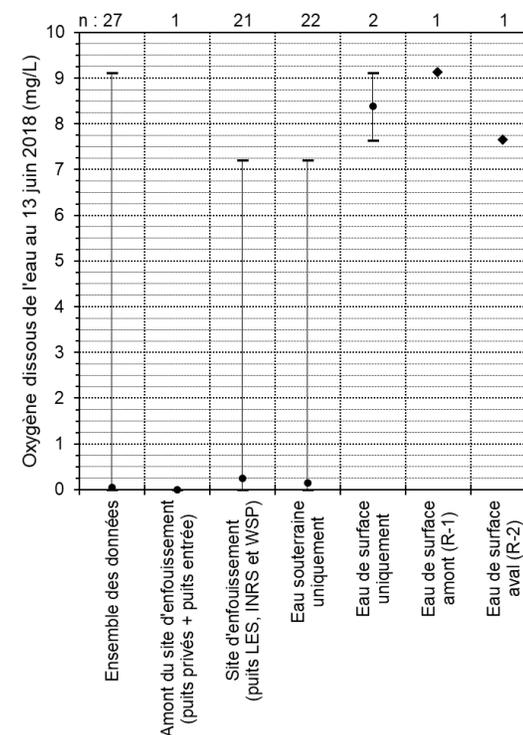


Figure 10. Statistiques de la teneur en oxygène dissous à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018

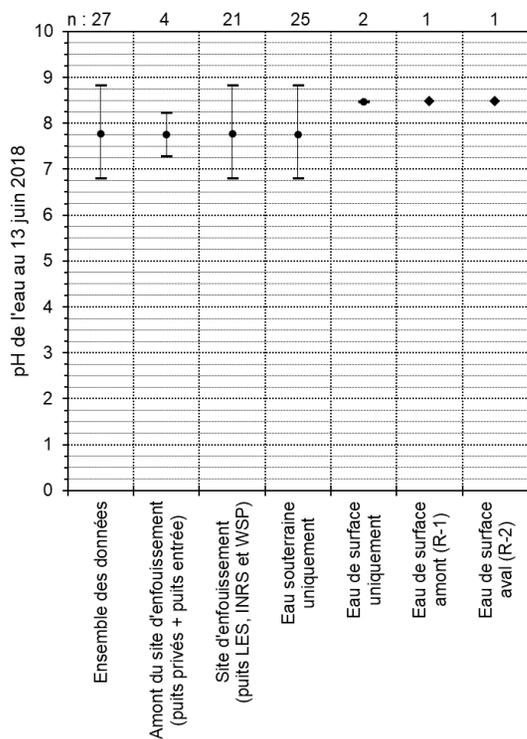


Figure 11. Statistiques du pH à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018

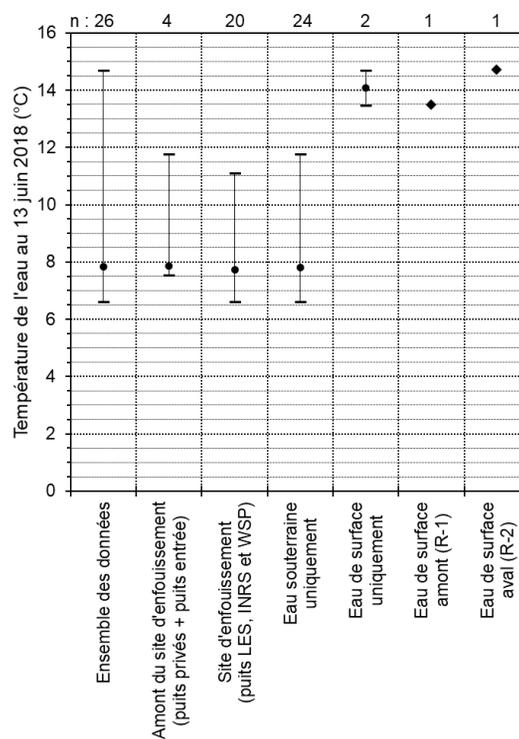


Figure 12. Statistiques de la température à Armagh établies à partir de l'échantillonnage du 13 juin 2018

Annexe 2. Statistiques descriptives de la géochimie entre 2005 et 2018 et graphiques associés

Tableau 10. Statistiques descriptives des résultats d'analyse des échantillonnages réalisés entre 2005 et 2018 et comparaison par rapport aux critères pour l'eau potable et aux OER

Paramètre	Symbole	Unité	Critère pour l'eau potable			Concentration tolérable à l'effluent (OER pour le LET d'Armagh)	Nombre d'analyses	Dépassements du critère pour l'eau potable		Min.	Q1	Med.	Q3	Max.	Valeur maximale		
			Esthétique	Sanitaire	Autre			Nombre	%						Date	Site	Type d'eau
Azote ammoniacal	N	mg/L	-	-	1.5 ¹	3.5 (estival) – 5.4 (hivernal)	461	40	8.68	0.0200	0.0600	0.1100	0.3500	14.0000	28 juin 2005	F-22 (F-21)	Souterraine
Benzène	C ₆ H ₆	mg/L	-	0.005	-	0.074	426	0	0.00	0.0001	0.0001	0.0002	0.0002	0.0004	-	-	-
Bore	B	mg/L	-	5	-	-	434	0	0.00	0.0200	0.0200	0.0300	0.0600	1.3000	13 septembre 2017	FE-1	Surface
Cadmium	Cd	mg/L	-	0.005	-	0.0015	437	0	0.00	0.0000	0.0001	0.0005	0.0005	0.0010	-	-	-
Chlorures	Cl	mg/L	250	-	-	650	437	7	1.60	0.2500	3.6000	13.0000	42.0000	433.0000	13 septembre 2017	50R1NE	Souterraine
Chrome	Cr	mg/L	-	0.05	-	0.052	437	0	0.00	0.0003	0.0010	0.0020	0.0060	0.0424	18 novembre 2015	FA-96-3	Souterraine
Coliformes fécaux	-	UFC / 100 mL	-	0	-	4 680	453	269	59.38	0	0	1	2	2 900	7 septembre 2005	F-11	Souterraine
Cyanures totaux	CN	mg/L	-	0.2	-	0.011	427	0	0.00	0.0010	0.0050	0.0050	0.0100	0.1000	-	-	-
Éthylbenzène	C ₆ H ₅ -C ₂ H ₅	mg/L	0.0024	-	-	0.054	374	0	0.00	0.0001	0.0001	0.0002	0.0003	0.0011	20 novembre 2013	F-2-M	Souterraine
Fer	Fe	mg/L	0.3	-	-	0.58	437	242	55.38	0.0100	0.0500	0.5540	9.3000	126.0000	25 août 2014	F-2-M	Souterraine
Manganèse	Mn	mg/L	0.05	-	-	-	427	352	82.44	0.0010	0.1330	0.7040	4.6100	16.0000	28 juin 2005	F-22 (F-21)	Souterraine
Mercurure	Hg	mg/L	-	0.001	-	0.0001	427	0	0.00	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0004	-	-	-
Nickel	Ni	mg/L	-	-	0.02 ²	0.03	427	56	13.11	0.0005	0.0010	0.0030	0.0090	0.1500	26 octobre 2005	F-102 (F-16)	Souterraine
Nitrites-Nitrates	NO ²⁻ -NO ³⁻	mg/L	-	10	-	0.038	449	12	2.67	0.0200	0.0400	0.0700	0.3300	137.0000	13 septembre 2017	FE-1	Surface
Plomb	Pb	mg/L	-	0.01	-	0.001	427	1	0.23	0.0001	0.0001	0.0010	0.0010	0.0290	28 novembre 2012	F-2-M	Souterraine
Sodium	Na	mg/L	200	-	-	-	437	3	0.69	0.3150	4.1000	9.5800	19.0000	332.0000	13 septembre 2017	FE-1	Surface
Sulfates	SO ₄ ²⁻	mg/L	500	-	-	-	437	0	0.00	0.0300	9.6000	15.0000	28.0000	192.0000	20 juin 2012	F-22 (F-21)	Souterraine
Sulfures	S ²⁻	mg/L	0.05	-	-	0.02	437	70	16.02	0.0100	0.0200	0.0380	0.0400	8.2800	28 juin 2005	F-13	Souterraine
Toluène	C ₇ H ₈	mg/L	0.024	-	-	0.057	427	0	0.00	0.0001	0.0001	0.0005	0.0010	0.0072	23 novembre 2016	F-102 (F-16)	Souterraine
Xylène (o, m, p)	C ₈ H ₁₀	mg/L	0.3	-	-	-	427	0	0.00	0.0001	0.0002	0.0005	0.0010	0.0063	20 novembre 2013	F-22 (F-21)	Souterraine
Zinc	Zn	mg/L	5	-	-	0.069	440	0	0.00	0.0002	0.0040	0.0120	0.0373	0.5530	16 septembre 2013	F-23	Souterraine

1 : critère de résurgence dans l'eau de surface 2 : norme qualitative

Dépassement du critère sanitaire pour l'eau potable ■ Dépassement du critère esthétique pour l'eau potable ■ Dépassement d'un autre critère pour l'eau potable ■ Aucun dépassement du critère pour l'eau potable ■

Tableau 11. Synthèse des dépassements des critères pour les OER et l'eau potable identifiés sur les échantillonnages réalisés entre 2005 et 2018 (1/2)

Paramètre	Unité	Nombre d'analyses	Concentration tolérable à l'effluent (OER pour le LET d'Armagh)	Dépassements de l'OER		Critère pour l'eau potable			Dépassements du critère pour l'eau potable		Dernier dépassement du critère pour l'eau potable					
				Nombre	%	Esthétique	Sanitaire	Autre	Nombre	%	Eau souterraine			Eau de surface		
											Date	Site	Valeur	Date	Site	Valeur
Azote ammoniacal	mg/L	461	3.5 (estival) – 5.4 (hivernal) ¹	5	1.08	-	-	1.5 ³	40	8.68	23 juin 2018	F-13	3.110	23 juin 2018	R-2	6.190
Benzène	mg/L	426	0.074	0	0.00	-	0.005	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Bore	mg/L	434	-	-	-	-	5	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Cadmium	mg/L	437	0.0015	0	0.00	-	0.005	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Chlorures	mg/L	437	650	0	0.00	250	-	-	7	1.60	11 décembre 2017	50R1NE	267.000	13 septembre 2017	R-3	252.000
											-	-	-	13 septembre 2017	FE-1	341.000
Chrome	mg/L	437	0.052	0	0.00	-	0.05	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Coliformes fécaux	UFC / 100 mL	453	4 680	0	0.00	-	0	-	269	59.38	23 juin 2018	F-22 (F-21)	1	23 juin 2018	R-1	43
											-	-	-	23 juin 2018	R-2	82
Cyanures totaux	mg/L	427	0.011 ²	29	6.79	-	0.2	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Éthylbenzène	mg/L	374	0.054	0	0.00	0.0024	-	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Fer	mg/L	437	0.58	217	49.66	0.3	-	-	242	55.38	23 juin 2018	F-11	0.418	13 septembre 2017	R-2	0.370
											23 juin 2018	F-13	0.656	13 septembre 2017	R-3	0.442
											23 juin 2018	F-101 (F-24)	12.700	13 septembre 2017	FE-1	0.428
											23 juin 2018	F-2-M	0.428	13 septembre 2017	FE-3	0.388
											23 juin 2018	P-INRS-1	0.430	13 septembre 2017	FP-1	0.311
											23 juin 2018	P-INRS-5-P	0.554	-	-	-
											23 juin 2018	45R1NE	1.440	-	-	-
											23 juin 2018	65R1NE	1.120	-	-	-
											23 juin 2018	90R1NE	0.378	-	-	-
Manganèse	mg/L	427	-	-	-	0.05	-	-	352	82.44	23 juin 2018	F-11	0.136	13 septembre 2017	R-3	0.064
											23 juin 2018	F-12	0.192	13 septembre 2017	FE-1	0.067
											23 juin 2018	F-13	4.420	13 septembre 2017	FE-2	0.071
											23 juin 2018	F-22 (F-21)	8.870	13 septembre 2017	FE-3	0.130
											23 juin 2018	F-23	0.404	-	-	-
											23 juin 2018	F-101 (F-24)	3.880	-	-	-
											23 juin 2018	F-102 (F-16)	0.491	-	-	-
											23 juin 2018	F-2-M	3.260	-	-	-
											23 juin 2018	FA-96-3	0.650	-	-	-
											23 juin 2018	50R1NEB (Puits entrée)	0.083	-	-	-

1 : le critère estival (le plus restrictif) a été utilisé 2 : l'OER est basé uniquement sur les cyanures libres 3 : critère de résurgence dans l'eau de surface

Dépassement de l'OER défini pour Armagh



Aucun dépassement de l'OER défini pour Armagh



Dépassement du critère sanitaire pour l'eau potable



Dépassement du critère esthétique pour l'eau potable



Dépassement d'un autre critère pour l'eau potable



Aucun dépassement du critère pour l'eau potable



Tableau 12. Synthèse des dépassements des critères pour les OER et l'eau potable identifiés sur les échantillonnages réalisés entre 2005 et 2018 (2/2)

Paramètre	Unité	Nombre d'analyses	Concentration tolérable à l'effluent (OER pour le LET d'Armagh)	Dépassements de l'OER		Critère pour l'eau potable			Dépassements du critère pour l'eau potable		Dernier dépassement du critère pour l'eau potable					
				Nombre	%	Esthétique	Sanitaire	Autre	Nombre	%	Eau souterraine			Eau de surface		
											Date	Site	Valeur	Date	Site	Valeur
Manganèse	mg/L	427	-	-	-	0.05	-	-	352	82.44	23 juin 2018	P-INRS-1	1.230	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-2-P	4.950	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-3	1.640	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-4	0.412	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-5-P	5.650	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-6	1.890	-	-	-
											23 juin 2018	P-WSP-1	1.090	-	-	-
											23 juin 2018	P-WSP-2	2.350	-	-	-
											23 juin 2018	P-WSP-4	0.361	-	-	-
											23 juin 2018	P-WSP-5	0.077	-	-	-
											23 juin 2018	45R1NE	1.400	-	-	-
23 juin 2018	65R1NE	0.470	-	-	-											
23 juin 2018	90R1NE	0.310	-	-	-											
Mercure	mg/L	427	0.0001 ¹	7	1.64	-	0.001	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Nickel	mg/L	427	0.03	16	3.75	-	-	0.02 ⁴	56	13.11	23 juin 2018	F-22 (F-21)	0.030	13 septembre 2017	R-3	0.022
											23 juin 2018	F-101 (F-24)	0.022	13 septembre 2017	FE-1	0.033
Nitrites-Nitrates	mg/L	449	0.038 ²	340	75.72	-	10	-	12	2.67	20 juin 2011	F-13	23.400	23 juin 2018	R-2	37.300
Plomb	mg/L	427	0.001	12	2.81	-	0.01	-	1	0.23	28 novembre 2012	F-2-M	0.029	-	-	-
Sodium	mg/L	437	-	-	-	200	-	-	3	0.69	18 novembre 2015	FA-96-3	278.000	13 septembre 2017	R-3	235.000
											-	-	-	13 septembre 2017	FE-1	332.000
Sulfates	mg/L	437	-	-	-	500	-	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Sulfures	mg/L	437	0.02 ³	249	56.98	0.05	-	-	70	16.02	23 juin 2018	F-23	0.110	-	-	-
											23 juin 2018	F-101 (F-24)	0.070	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-2-P	0.290	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-3	0.830	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-4	0.330	-	-	-
											23 juin 2018	P-INRS-6	0.210	-	-	-
											23 juin 2018	P-WSP-1	0.750	-	-	-
											23 juin 2018	P-WSP-2	0.650	-	-	-
23 juin 2018	P-WSP-5	1.600	-	-	-											
Toluène	mg/L	427	0.057	0	0.00	0.024	-	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Xylène (o, m, p)	mg/L	427	-	-	-	0.3	-	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-
Zinc	mg/L	440	0.069	68	15.45	5	-	-	0	0.00	-	-	-	-	-	-

1 : l'OER correspond au seuil de détection 2 : l'OER est basé uniquement sur les nitrites 3 : l'OER est basé uniquement sur les sulfures d'hydrogène et correspond au seuil de détection 4 : norme qualitative

Dépassement de l'OER défini pour Armagh ■ Aucun dépassement de l'OER défini pour Armagh ■

Dépassement du critère sanitaire pour l'eau potable ■ Dépassement du critère esthétique pour l'eau potable ■ Dépassement d'un autre critère pour l'eau potable ■ Aucun dépassement du critère pour l'eau potable ■

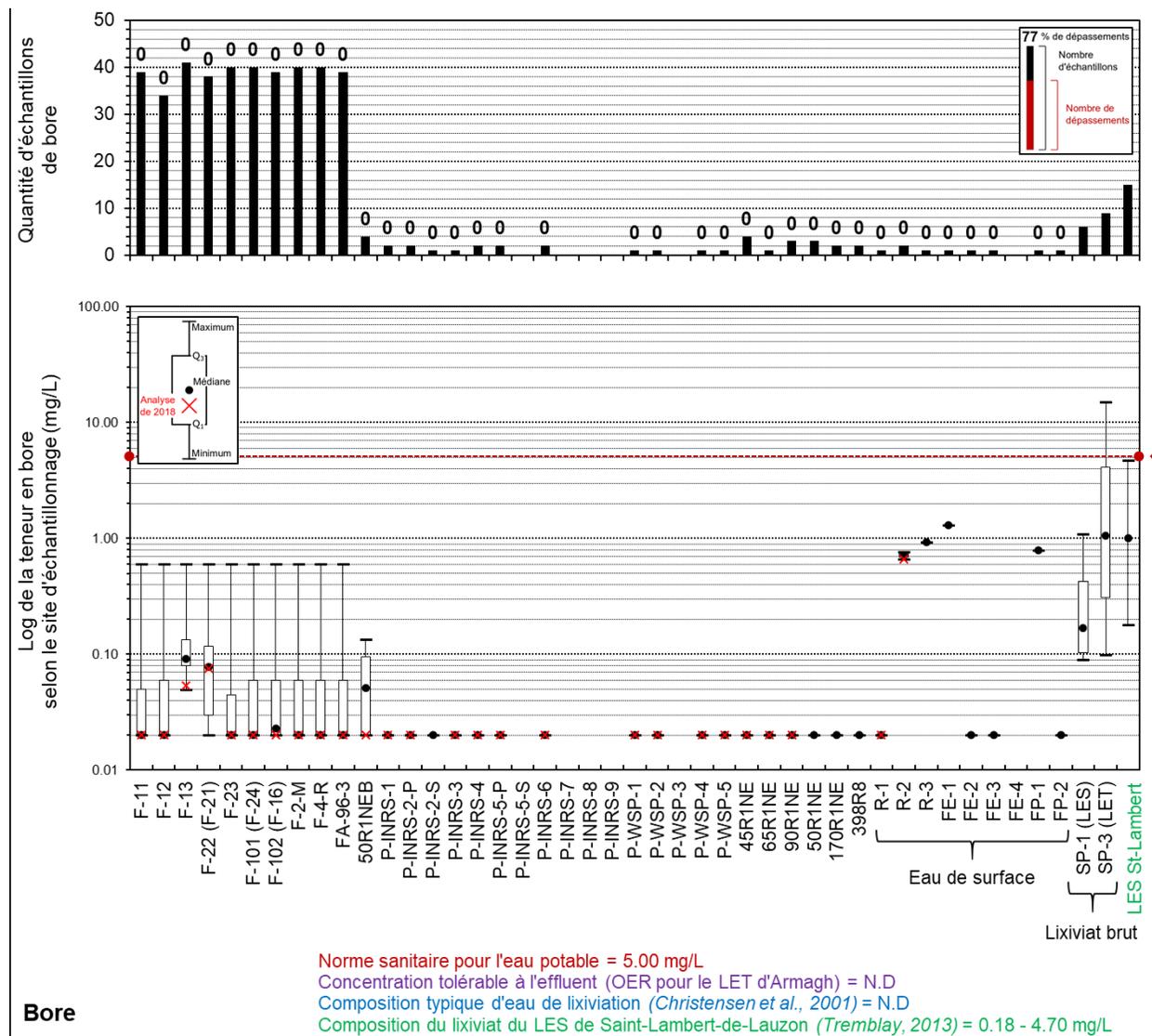


Figure 13. Statistiques descriptives et dépassements en bore suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

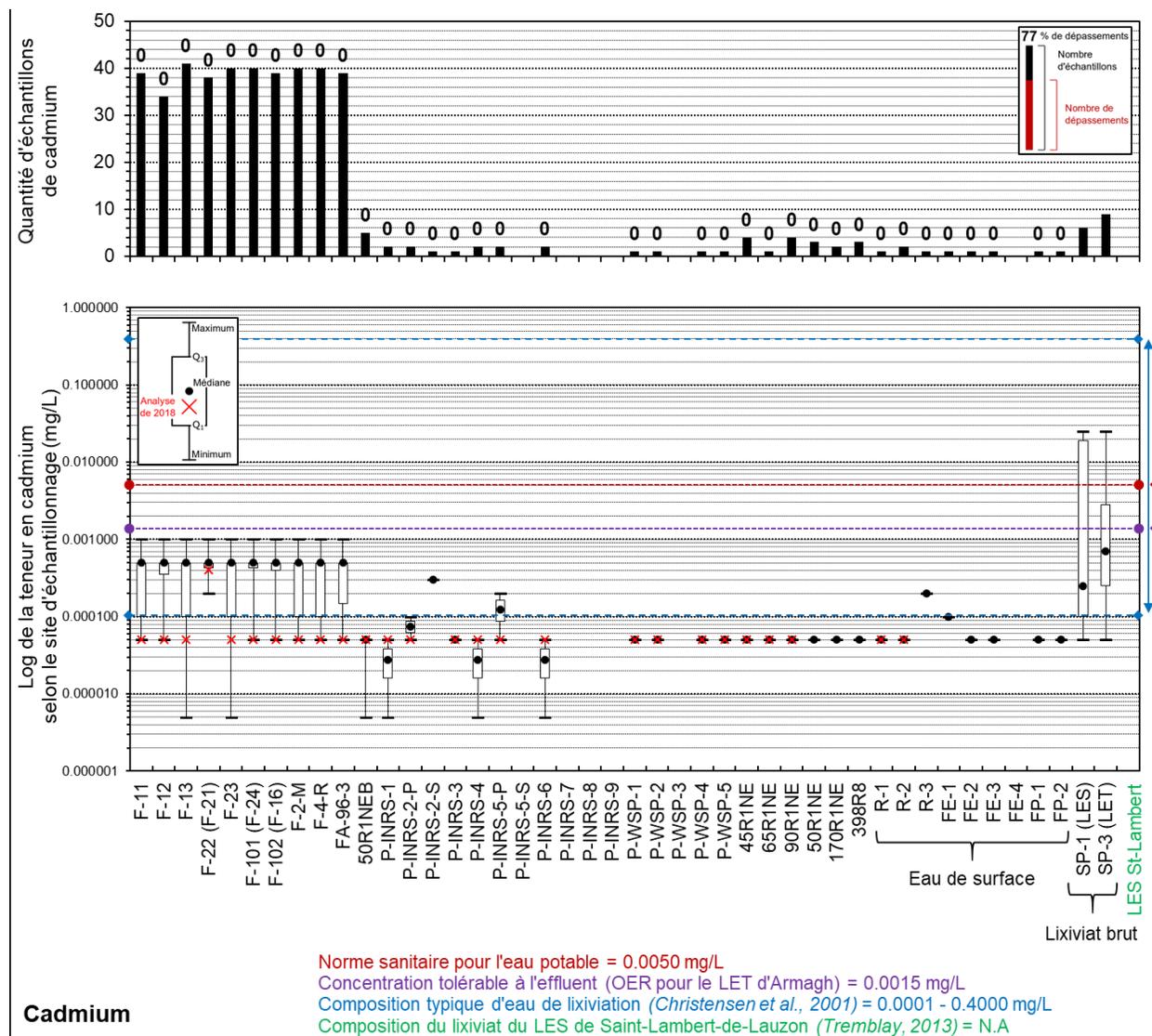


Figure 14. Statistiques descriptives et dépassements en cadmium suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

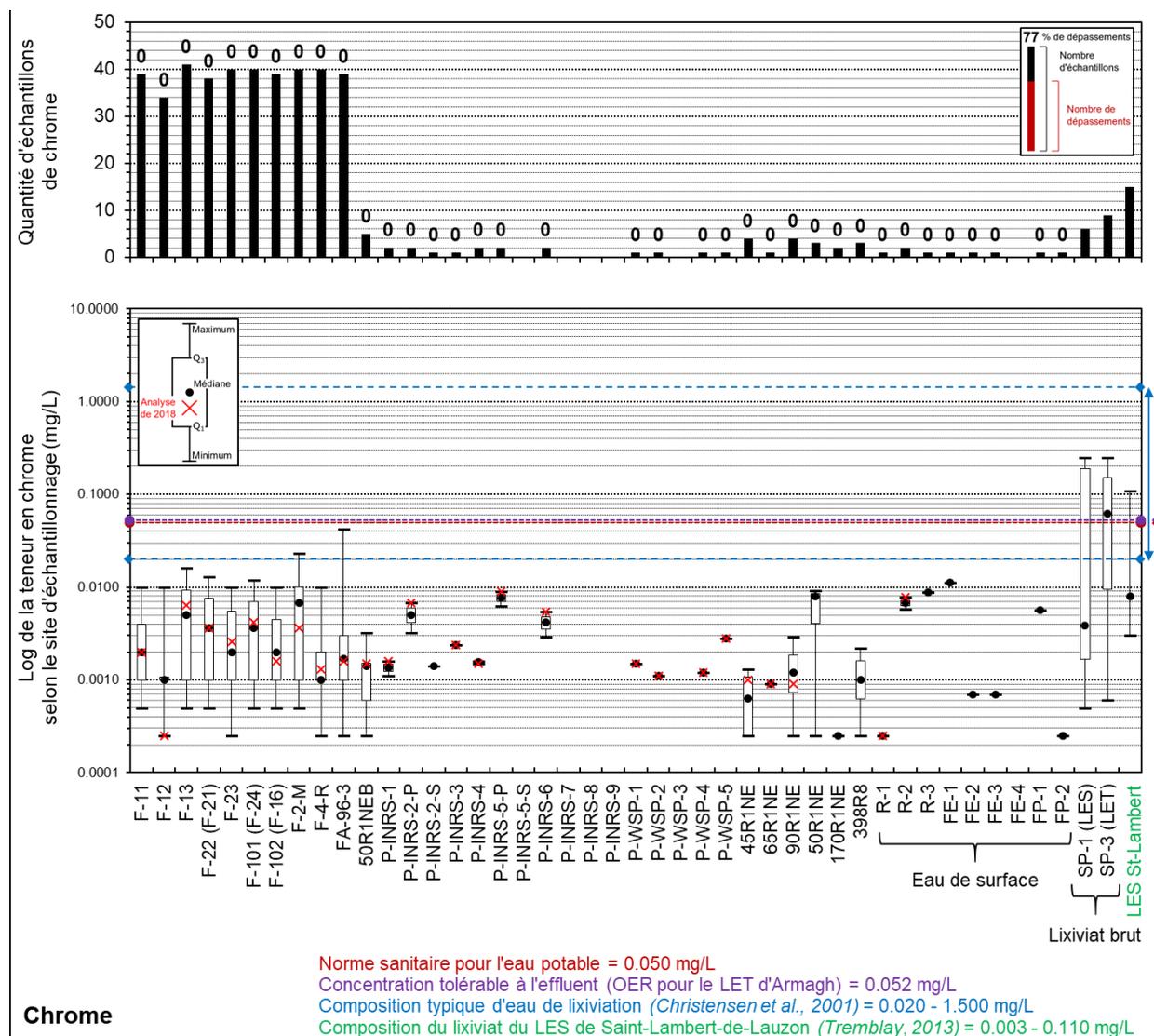


Figure 15. Statistiques descriptives et dépassements en chrome suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

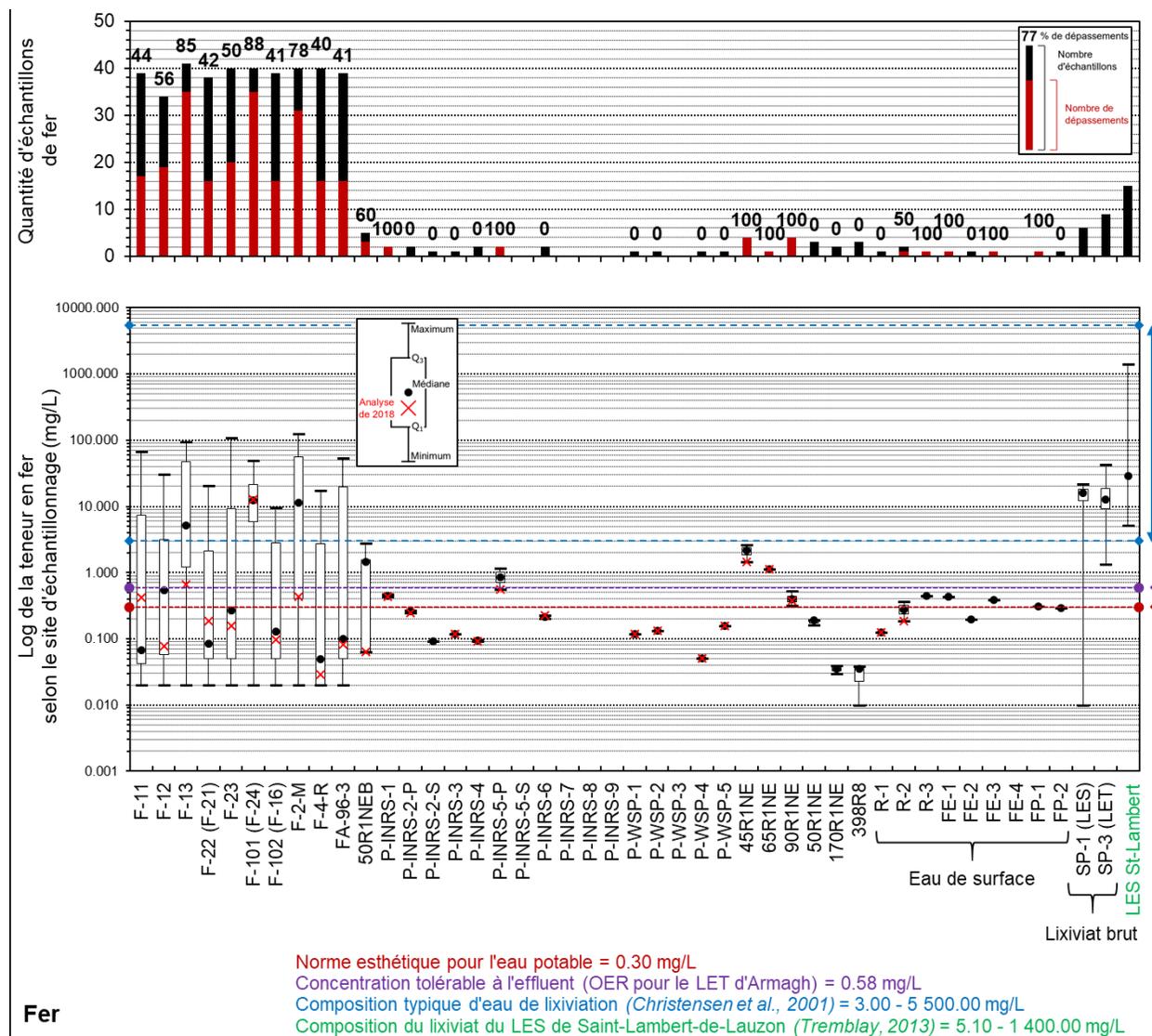


Figure 16. Statistiques descriptives et dépassements en fer suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

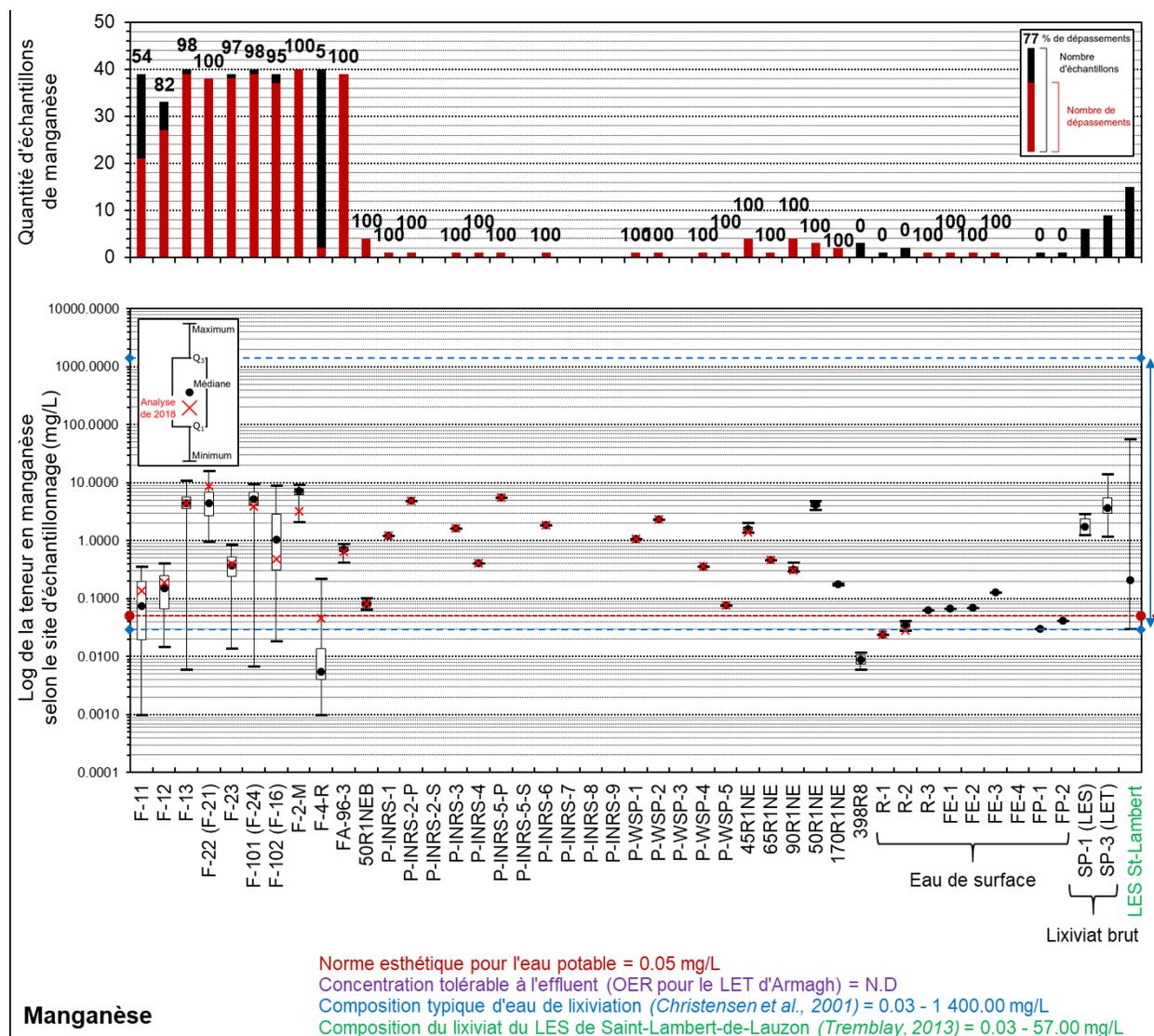


Figure 17. Statistiques descriptives et dépassements en manganèse suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

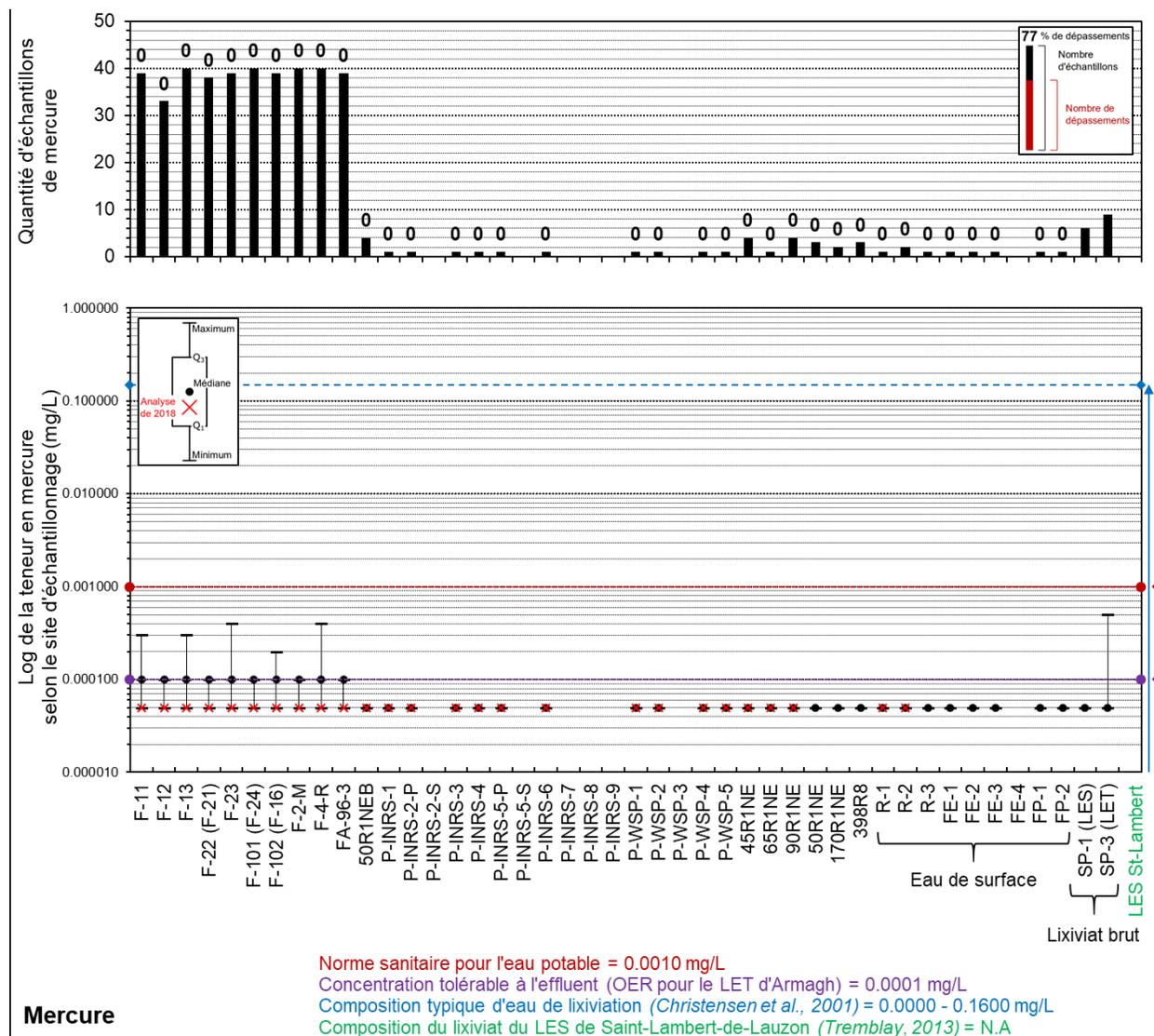


Figure 18. Statistiques descriptives et dépassements en mercure suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

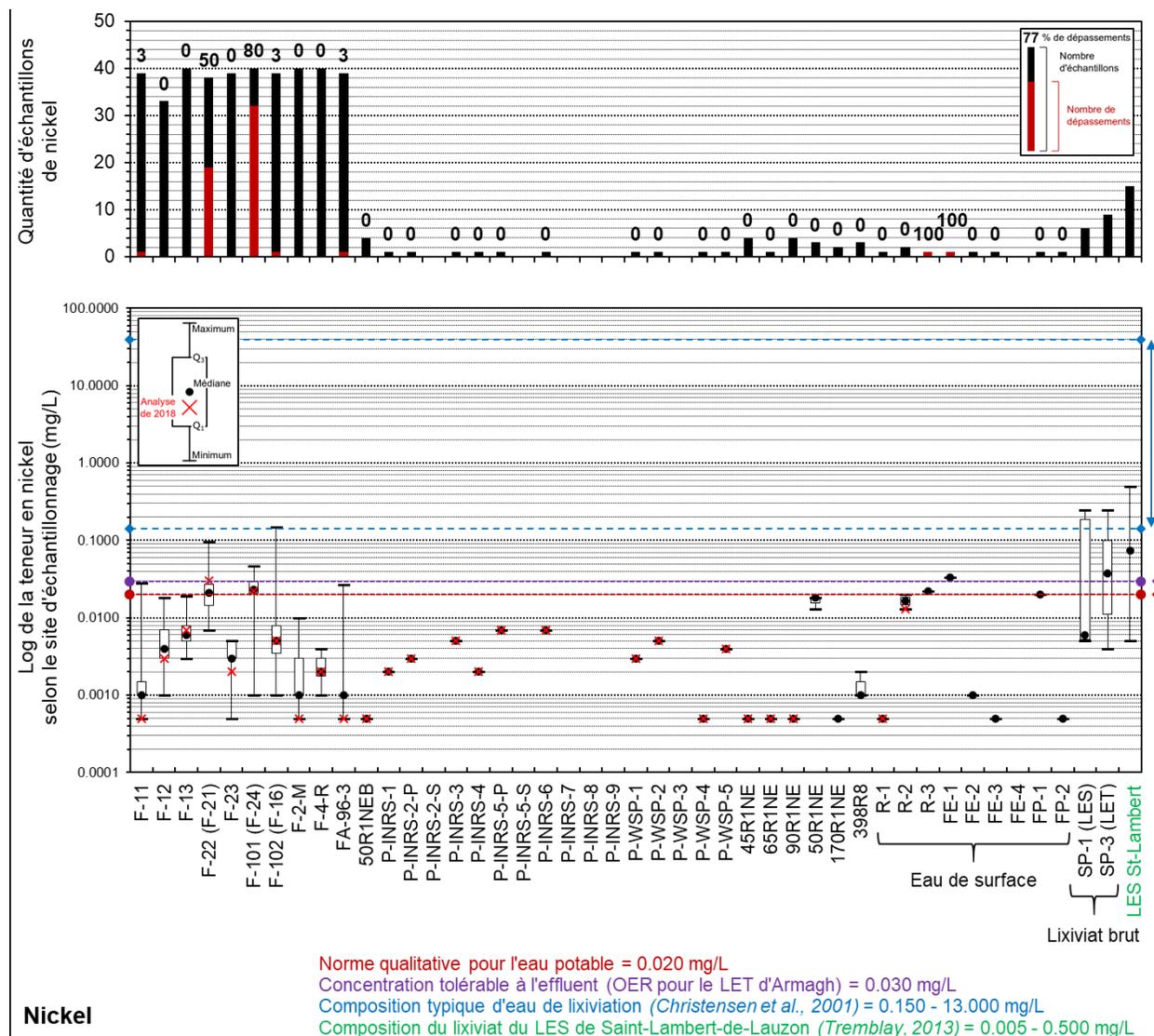


Figure 19. Statistiques descriptives et dépassements en nickel suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

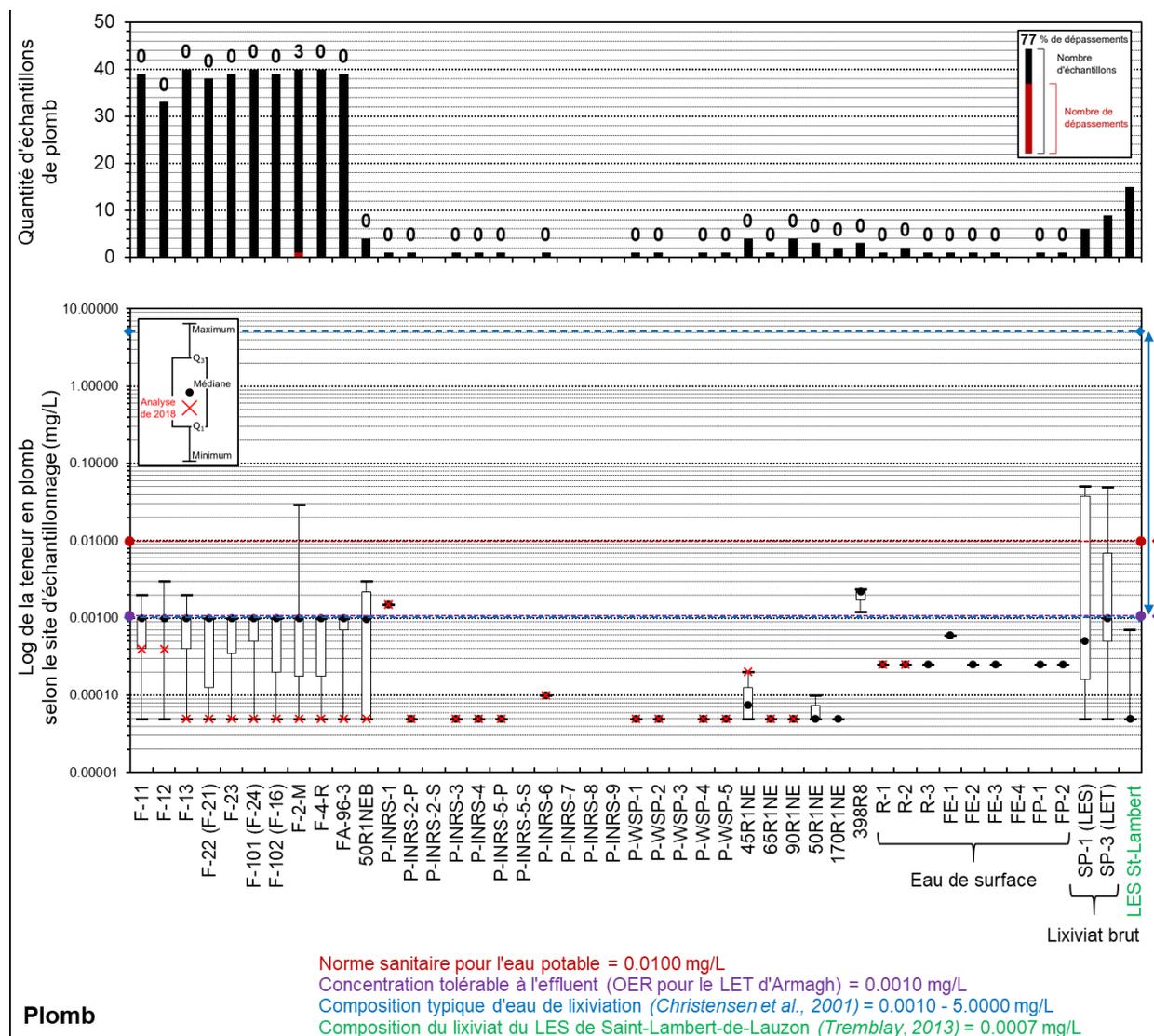


Figure 20. Statistiques descriptives et dépassements en plomb suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

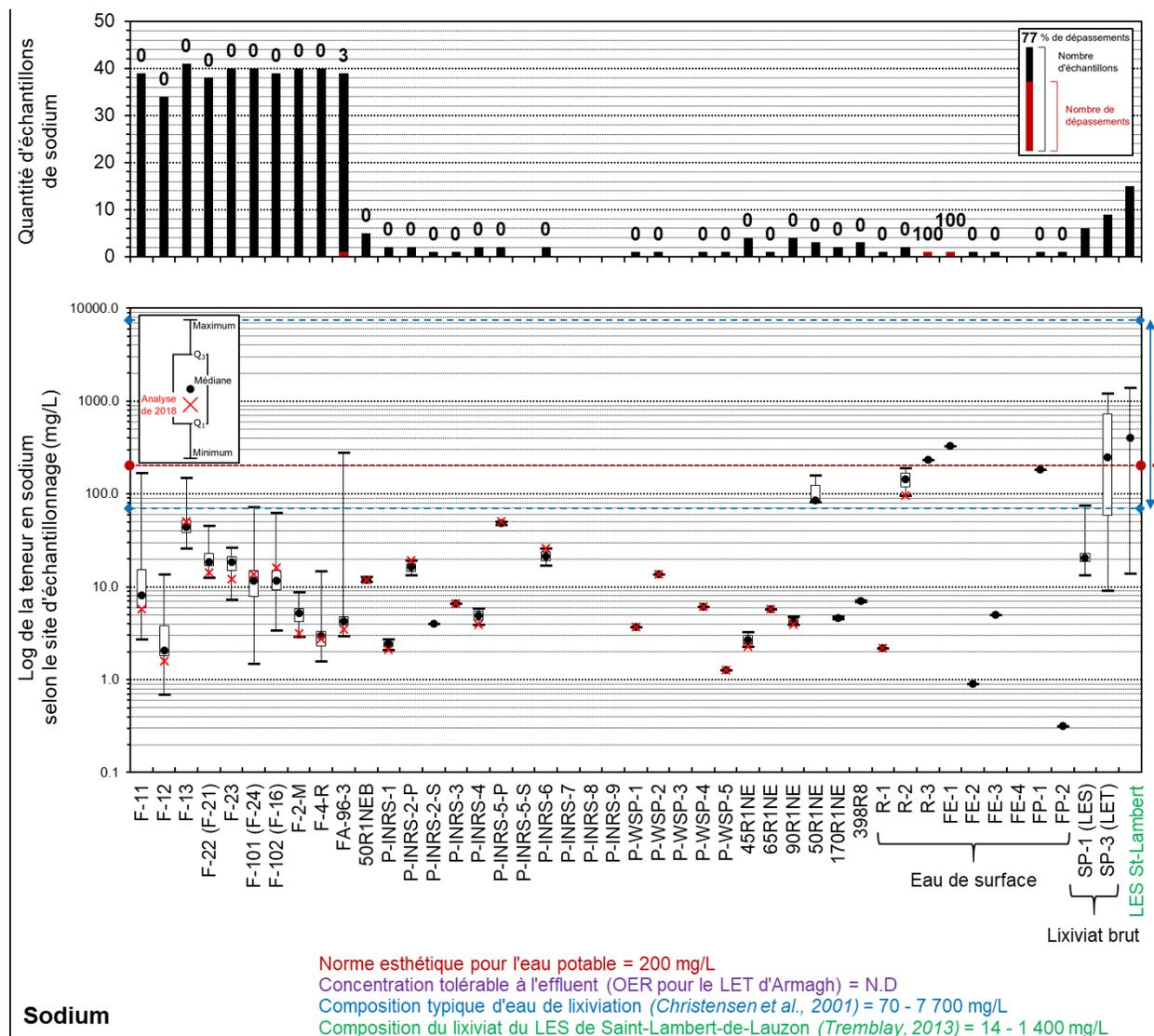


Figure 21. Statistiques descriptives et dépassements en sodium suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

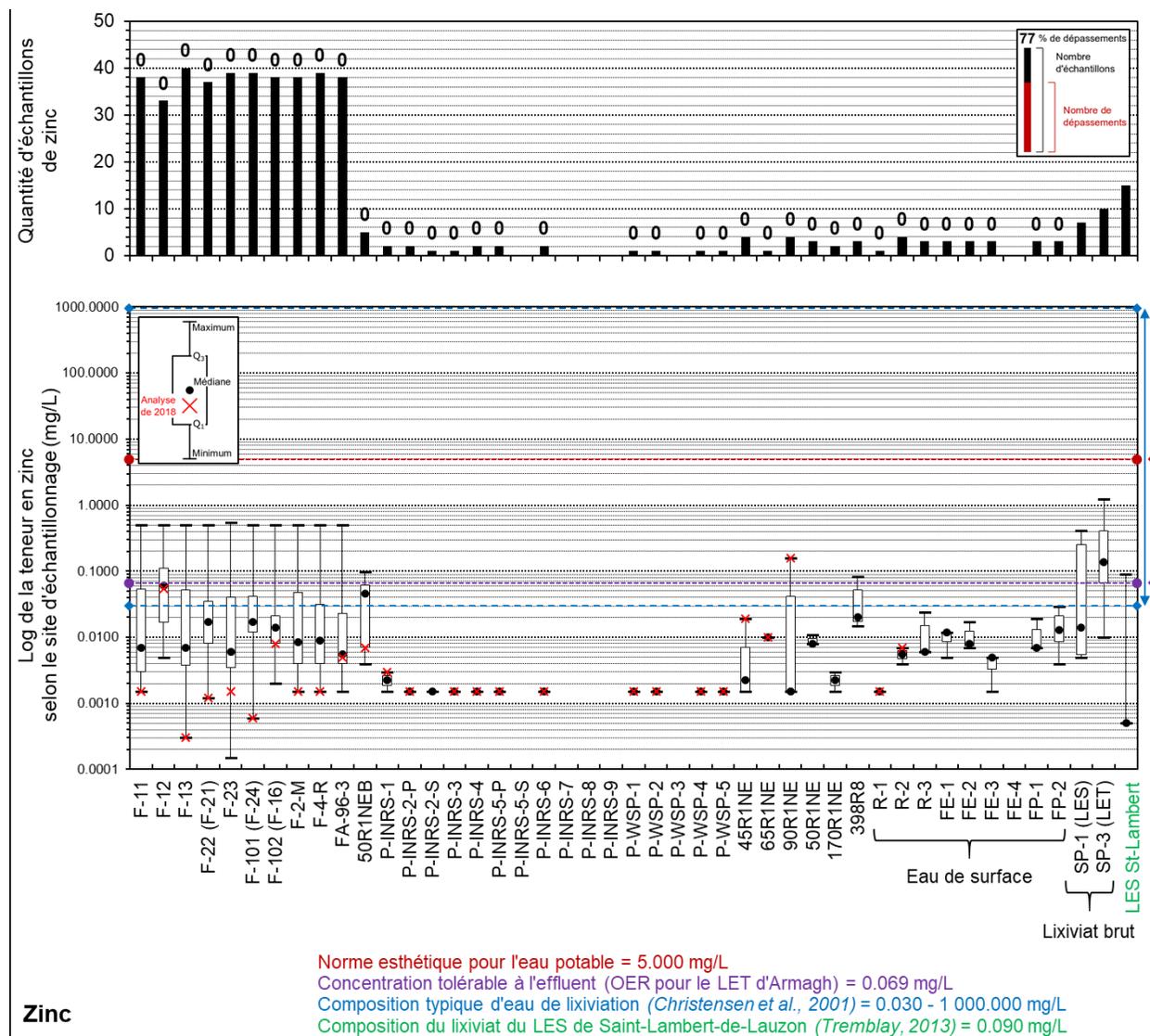


Figure 22. Statistiques descriptives et dépassements en zinc suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

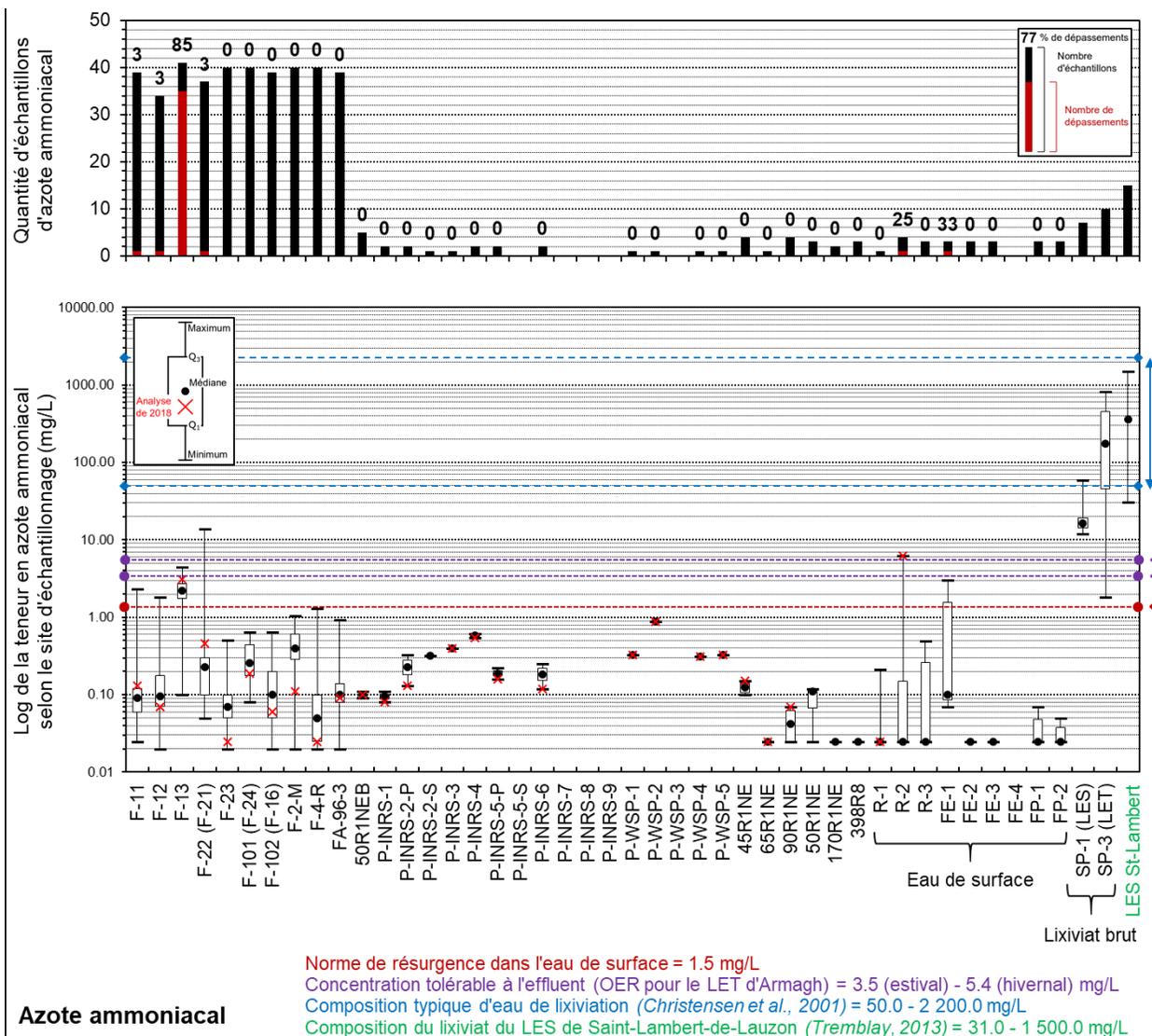


Figure 23. Statistiques descriptives et dépassements en azote ammoniacal suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

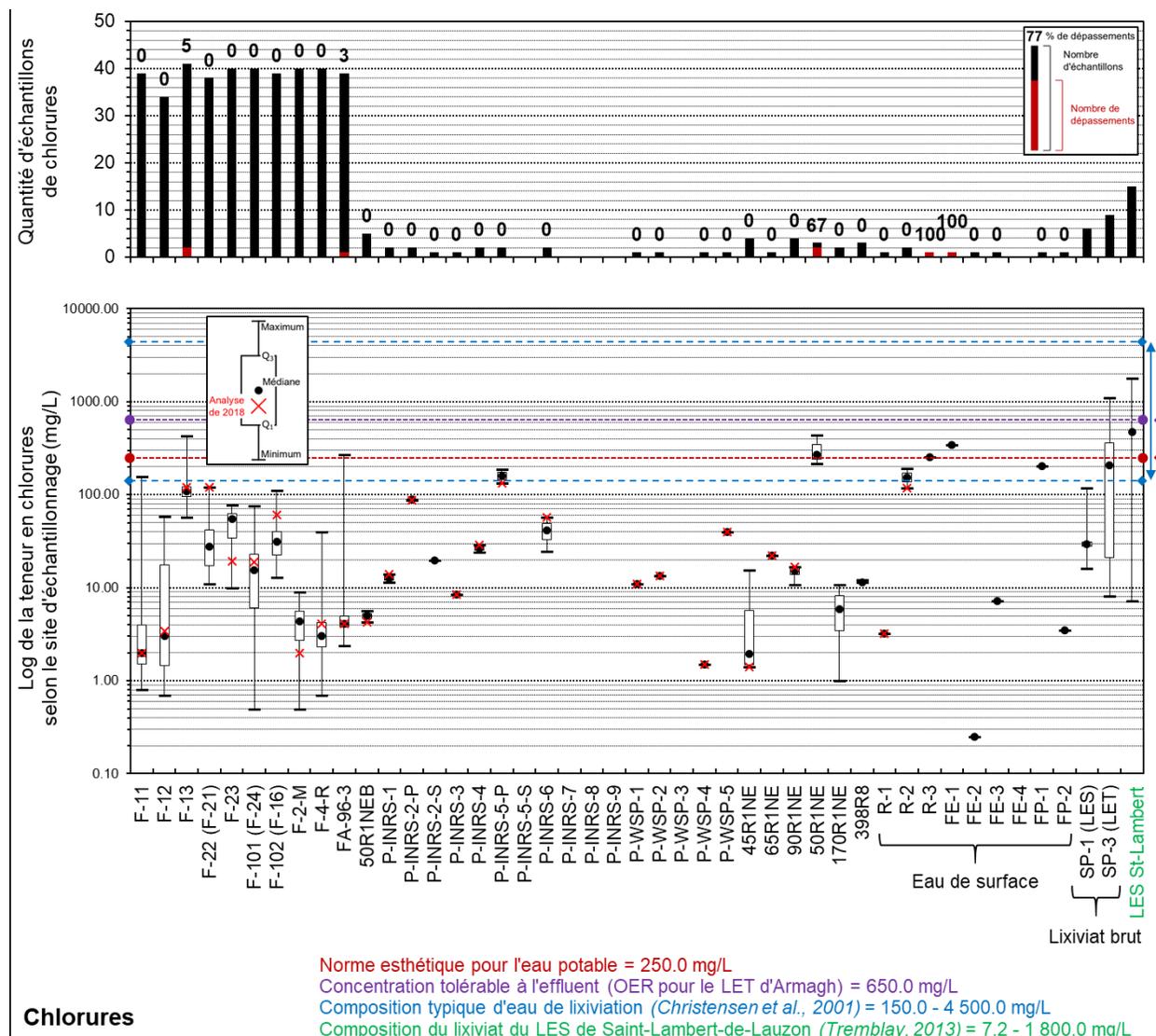


Figure 24. Statistiques descriptives et dépassements en chlorures suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

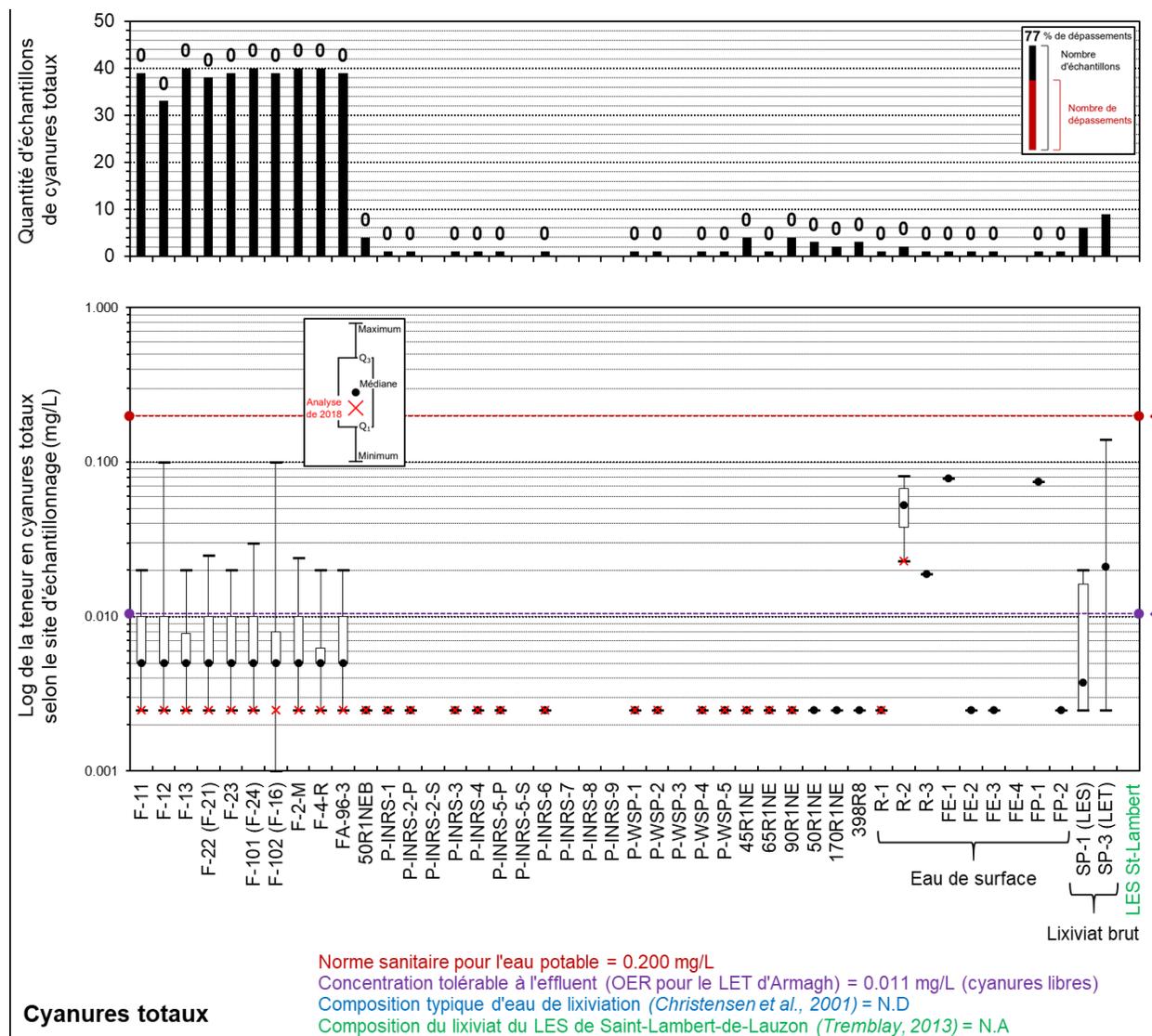


Figure 25. Statistiques descriptives et dépassements en cyanures totaux suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

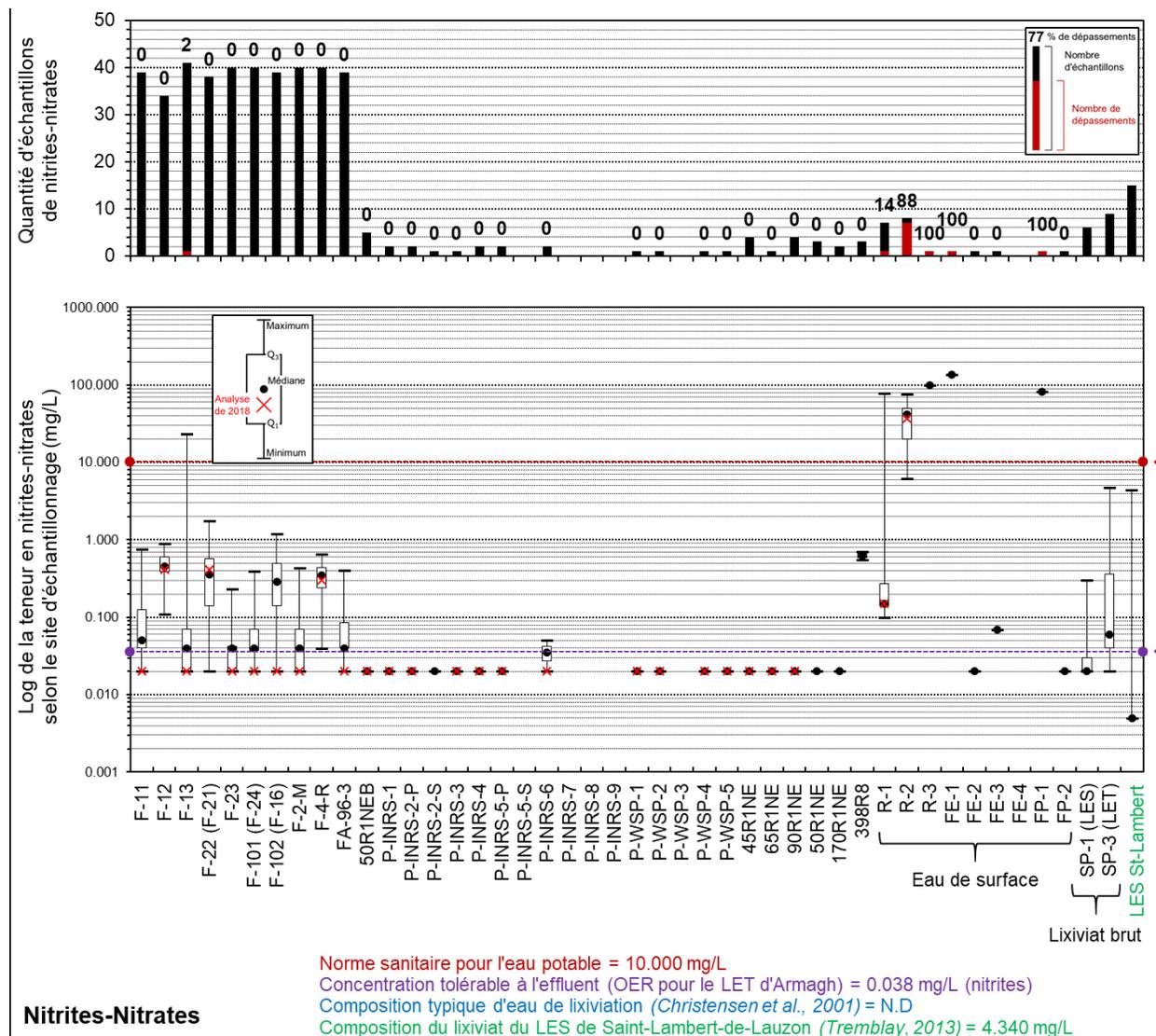


Figure 26. Statistiques descriptives et dépassements en nitrites-nitrates suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

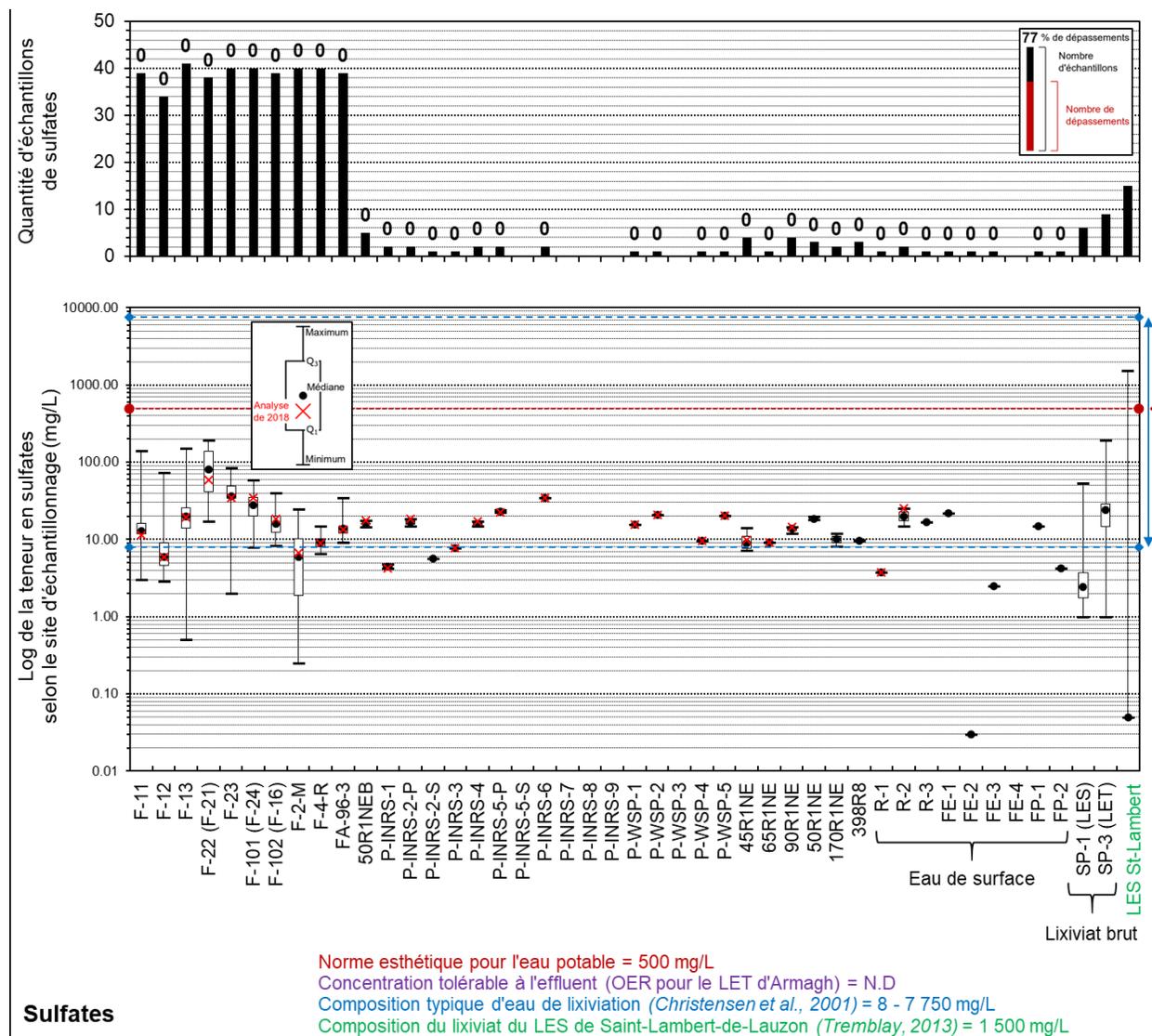


Figure 27. Statistiques descriptives et dépassements en sulfates suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

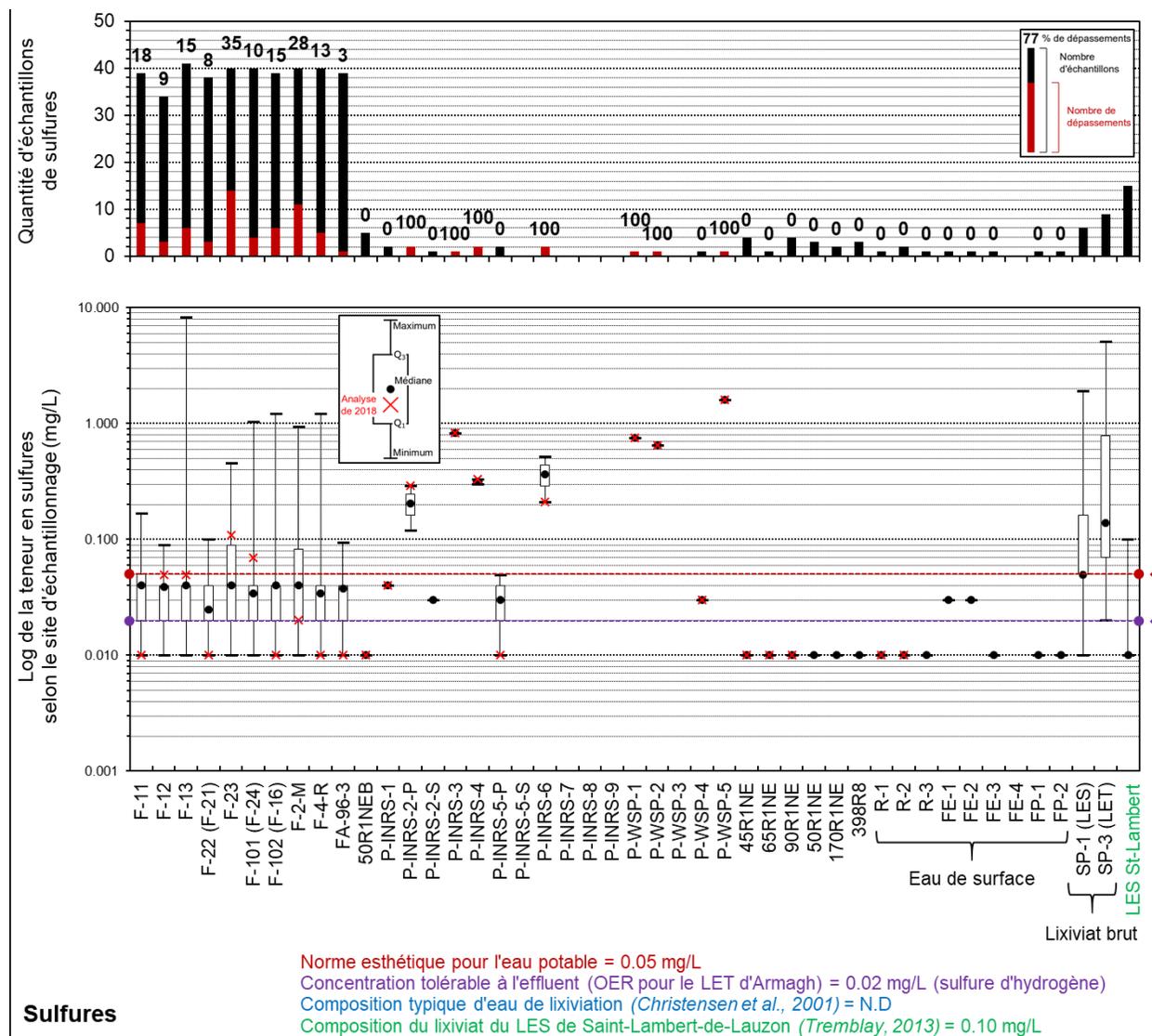


Figure 28. Statistiques descriptives et dépassements en sulfures suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

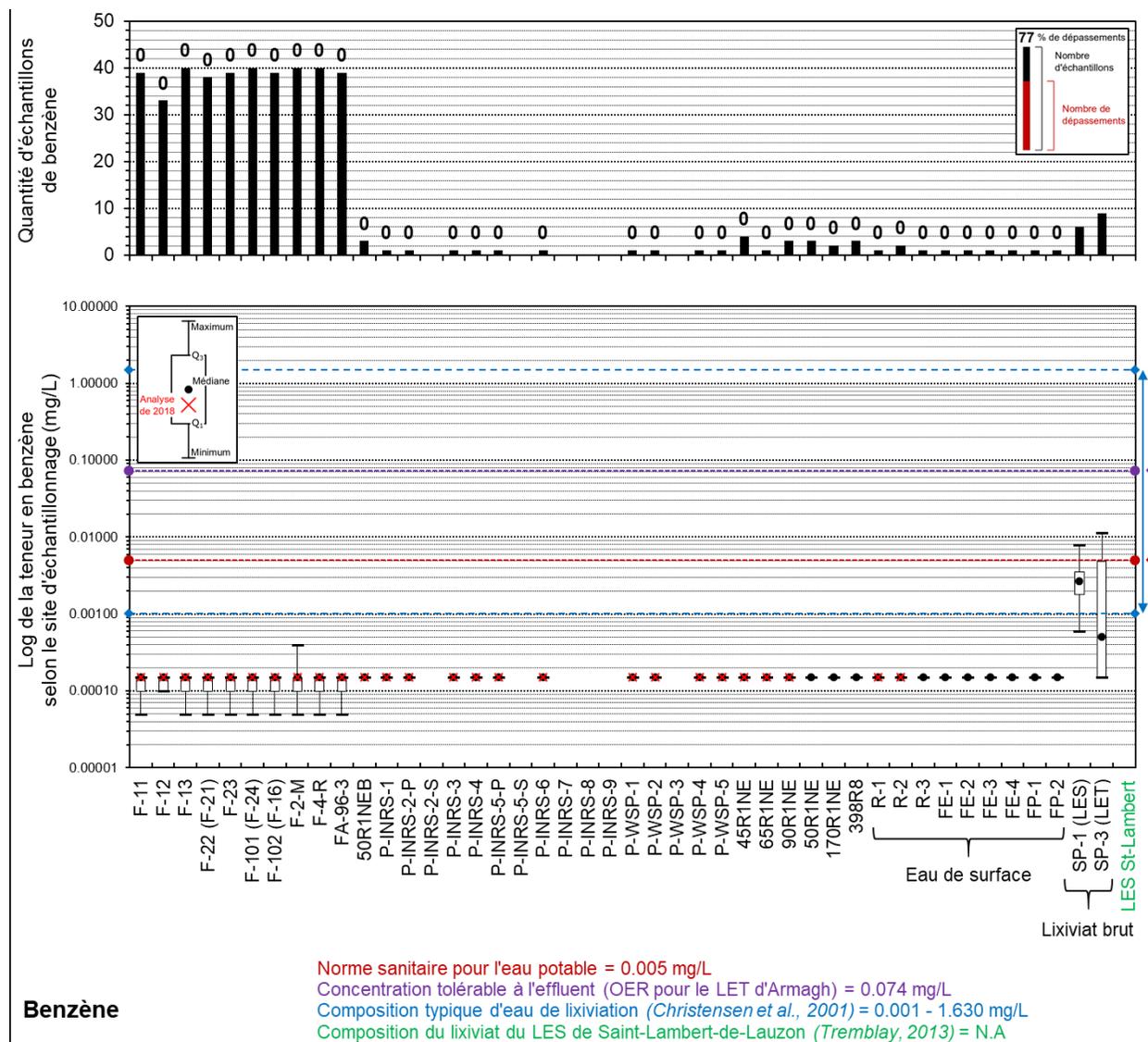


Figure 29. Statistiques descriptives et dépassements en benzène suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

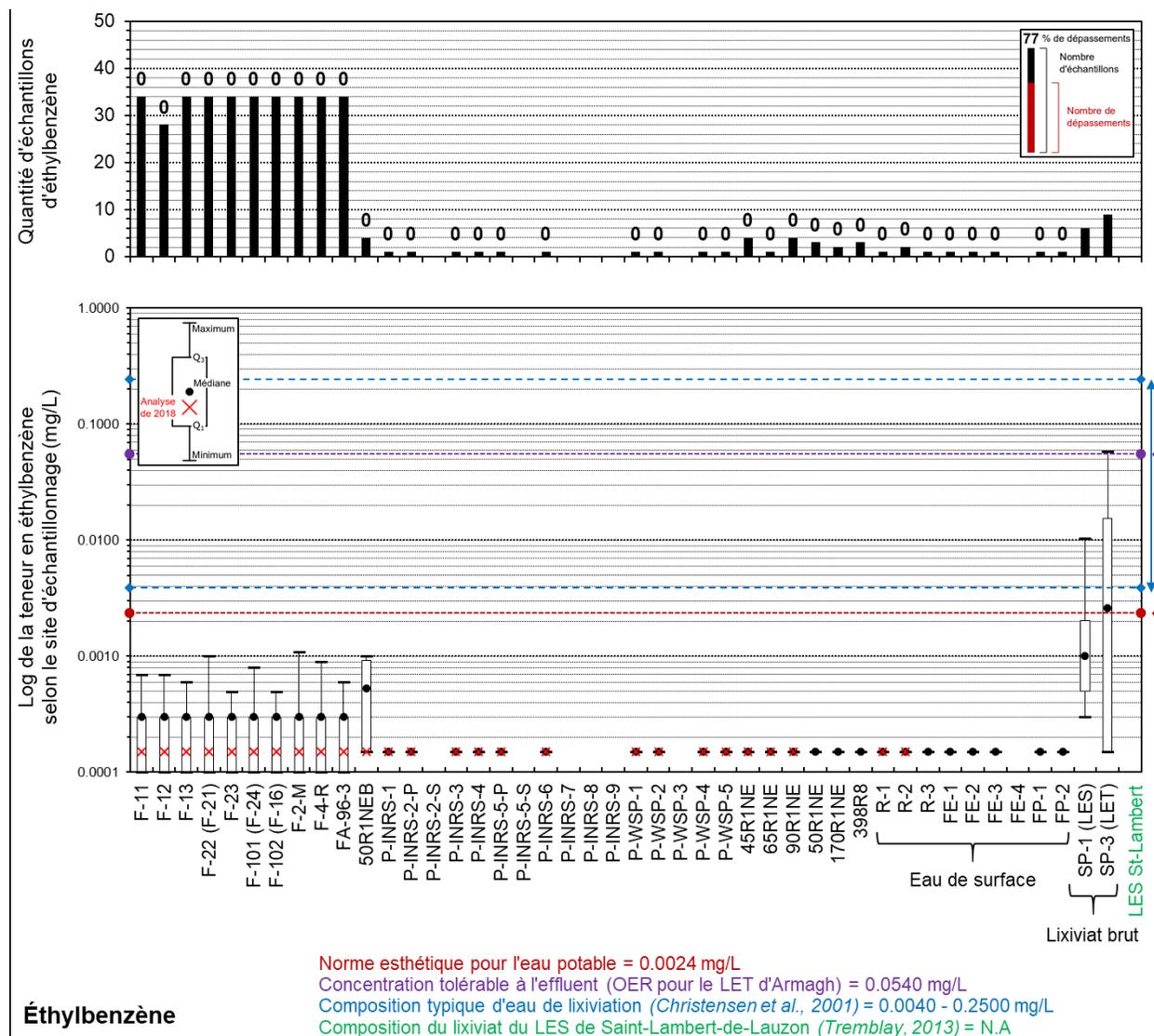


Figure 30. Statistiques descriptives et dépassements en éthylbenzène suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

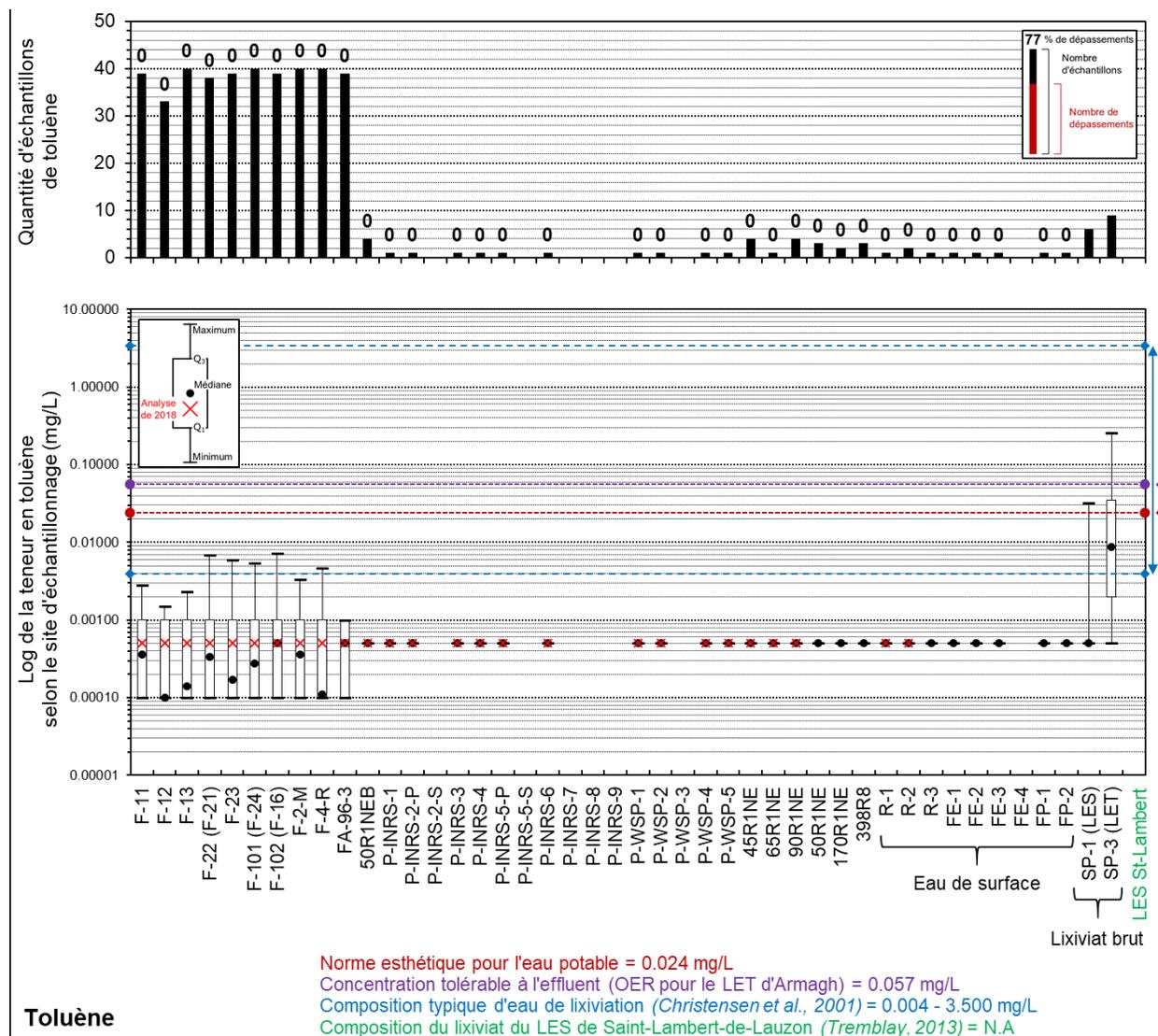


Figure 31. Statistiques descriptives et dépassements en toluène suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

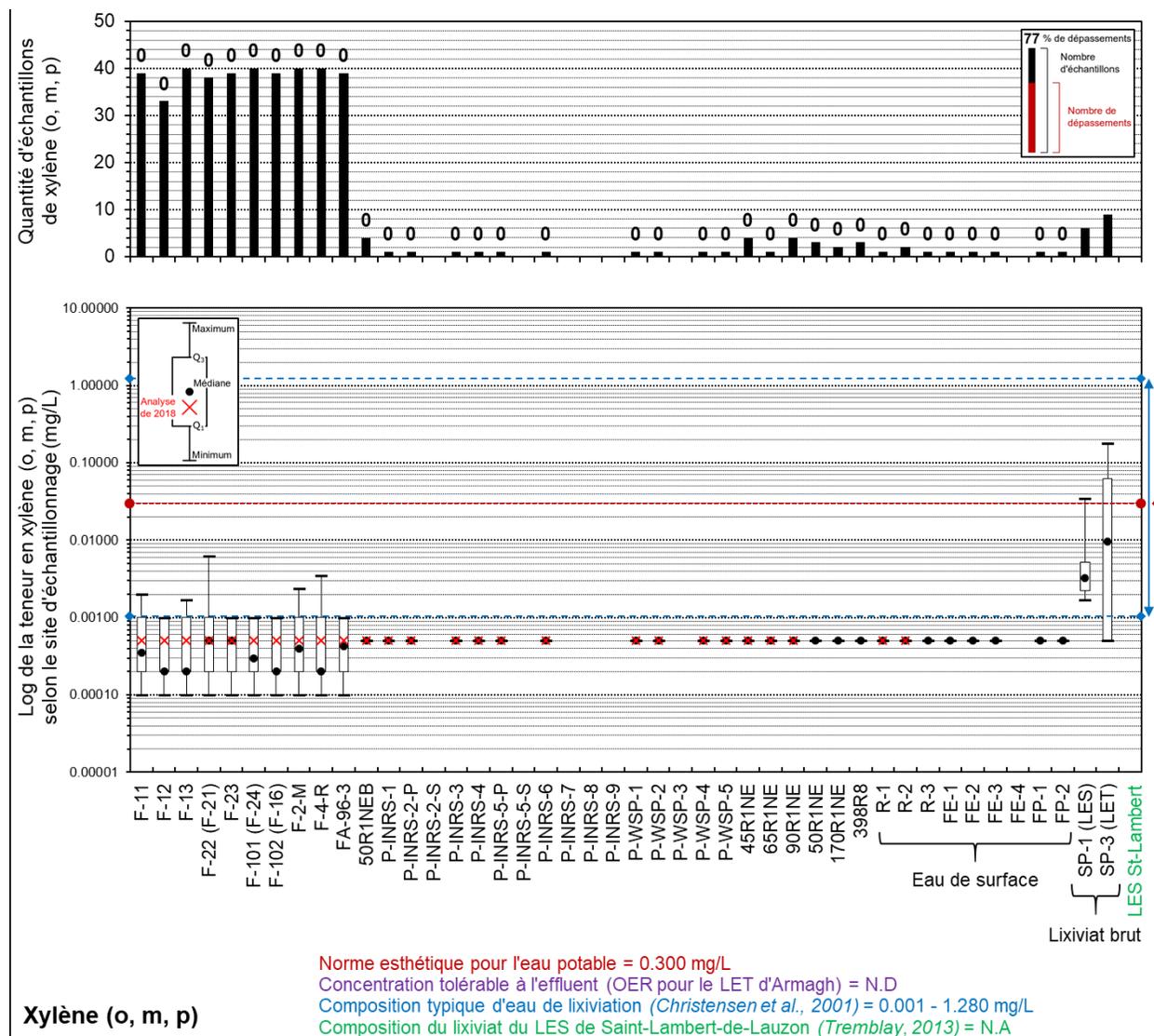


Figure 32. Statistiques descriptives et dépassements en xylène (o, m, p) suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

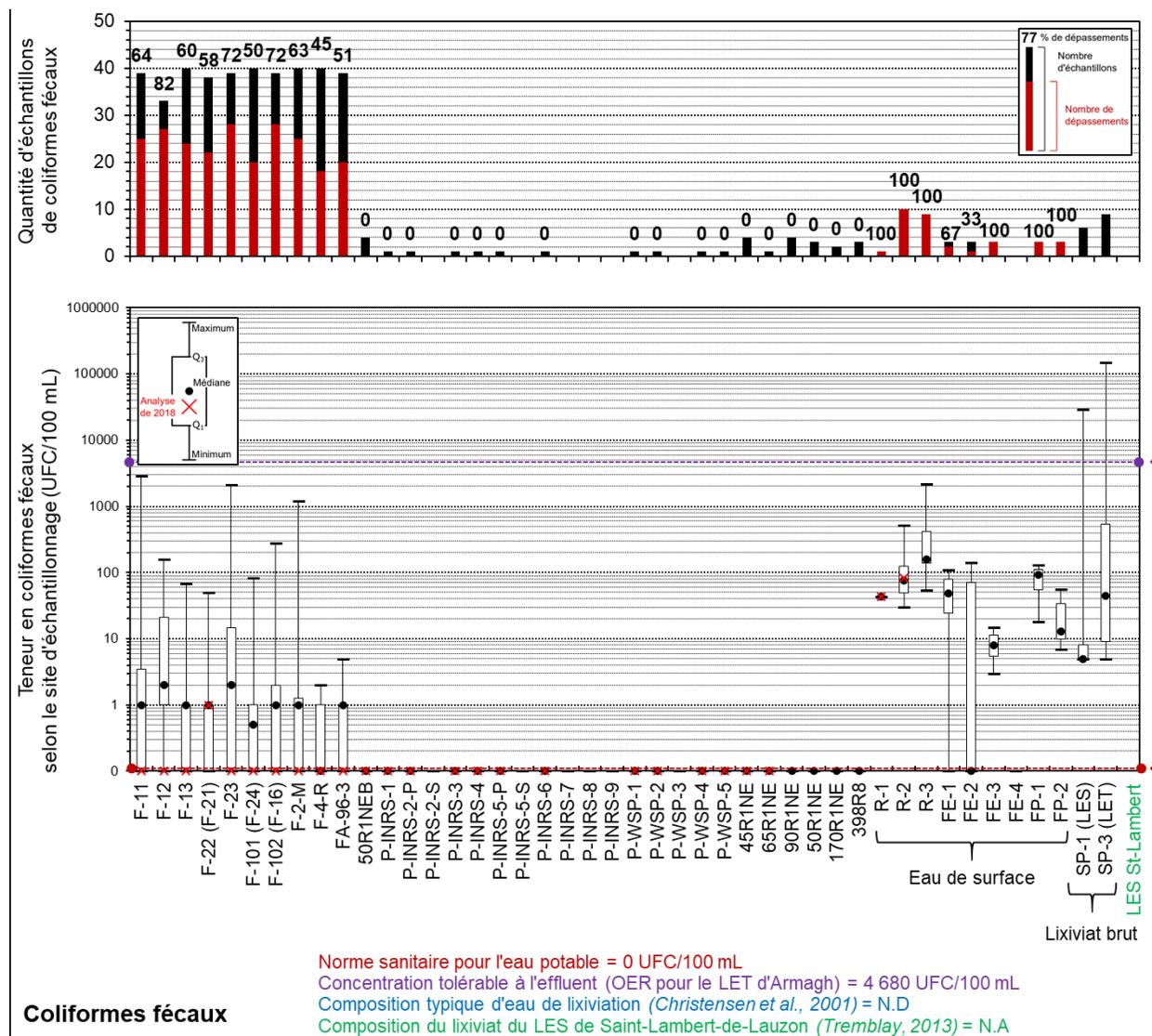


Figure 33. Statistiques descriptives et dépassements en coliformes fécaux suite aux échantillonnages des eaux souterraines et de surface réalisés entre 2005 et 2018 puis comparaison par rapport au lixiviat brut des sites d'enfouissement d'Armagh et de Saint-Lambert-de-Lauzon

Annexe 3. Annexes électroniques

Tableau 13. Liste des annexes électroniques fournies dans le présent rapport

A		
Rapports d'étude		
Numéro	Nom	Type
1	151-12829-00_Analyse-performance_Bellechasse_final_2016-03-24_signe	PDF
2	aménagement puits observation(cartes)	PDF
3	aménagement puits observation	PDF
4	C.M. 17-10-252_étude Hydrogéologique	PDF
5	Positions Puits_ZoomIn avec nouveaux (003)	PDF
6	Rapport Annuel complet_2016_1de2	PDF
7	Rapport Annuel complet_2016_2de2	PDF
8	réponses questions comité vigilance_2018-11-13	PDF

B		
Résultats d'analyses		
Numéro	Nom	Type
1	2- Suivi ruisseau-2017	PDF
2	3- Suivi des eaux de lixiviation à l'affluent	PDF
3	3a - Suivi affluent - MRC de Bellechasse-2016-SP1	PDF
4	3b - Suivi affluent - MRC de Bellechasse-2016-SP3A	PDF
5	3c - Suivi affluent - MRC de Bellechasse-2016-SP3B	PDF
6	Analyse_eau_souterraine 2005-2016	XLS
7	Analyses_EauSouterraine-13juin18	PDF
8	BPC-juin2018	XLS
9	Classeur_Analyses	PDF
10	Suivi des station de pompage - MRC de Bellechasse-2018	XLS
11	Suivi_LET_Armagh_2017_final	XLS
12	Suivi_LET_Armagh_2018	XLS

C		
Logs lithologiques		
Numéro	Nom	Type
1	Binder1	PDF

D		
Fichiers SIG		
Numéro	Nom	Type
1	Armagh_Geochemie	LPK
2	Armagh_Physico-Chimie	LPK
3	Armagh_Piezometrie	LPK
4	Armagh_Points_Observation	LPK
5	Armagh_Sites_Recepteurs	LPK
6	Piezometrie	TIF
7	Points_Observation	SHP