



HAL
open science

Réutilisation des sols urbains : caractérisation géotechnique et environnementale

Katia Bellagh, Myriam Duc, Thomas Lenoir, Mariane Audo, Jean Pierre Magnan, Fabrice Chardard, Emmanuel L'Huillier, Philippe Gotteland

► To cite this version:

Katia Bellagh, Myriam Duc, Thomas Lenoir, Mariane Audo, Jean Pierre Magnan, et al.. Réutilisation des sols urbains : caractérisation géotechnique et environnementale. 9èmes Journées Nationales de Géotechnique et de Géologie de l'Ingénieur Ressources et aménagement : quelles limites ?, Jun 2018, CHAMPS-SUR-MARNE, France. 8 p., tabl., bibliogr. hal-03106425

HAL Id: hal-03106425

<https://hal.science/hal-03106425>

Submitted on 11 Jan 2021

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

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

REUTILISATION DES SOLS URBAINS : CARACTERISATION GEOTECHNIQUE ET ENVIRONNEMENTALE

THE RE-USE OF URBAN SOILS: A GEOTECHNICAL AND ENVIRONMENTAL CHARACTERIZATION

Katia BELLAGH¹, Myriam Duc, Thomas LENOIR², Marianne AUDDO³, Jean-Pierre MAGNAN¹, Patrice CHARDARD⁴, Emmanuel L'HUILLIER⁴, Philippe GOTTELAND⁴

¹ Université Paris EST, IFSTTAR/GERS/SRO, Marne la Vallée, France.

² IFSTTAR/GERS/GMG, Nantes, France.

³ ESITC Cachan, France.

⁴ FNTF, Paris

RÉSUMÉ – La valorisation des sols urbains en techniques routières est complexe du point de vue géotechnique et environnemental car ce sont des mélanges de matériaux naturels et anthropiques porteurs de polluants dont des métaux lourds et de forte teneur de C_{org} associés aux scories. Les 2 sols testés présentent néanmoins des similitudes et malgré une forte teneur en sulfates, sont géotechniquement aptes au réemploi.

ABSTRACT – The reuse of urban soils in road construction remains a geotechnical and environmental challenge because of their complex composition. They are mixture of natural and anthropogenic materials carrying many pollutants including heavy metals and high content of organic carbon associated with slags. However, the two tested soils have similarities and despite high sulphate content, appear suitable for geotechnical reuse.

1. Introduction

Les sols urbains définis très tôt par Bockheim (1974) sont complexes compte tenu de leur histoire. Appelés également technosols (WRB, 2014), ils résultent du remaniement du sol, de sa déstructuration, de son mélange avec des déchets ou des terres d'apport, d'excavation ou de terrassements, d'intrusion de gaz ou de liquides véhiculant des contaminant venant de la surface (Meuser, 2010). En milieu urbain (hors friches industrielles), ces sols contiennent quasi systématiquement des déchets de démolition mais également des matériaux issus par exemple des effluents de type eaux usées (Lehmann, 2006). Wessolek et al. (2011) ont proposé une composition typique du squelette granulaire des sols urbains avec 2-60% de briques, 2-50% de mortier, 2-30% de scories, 2-50% de cendres, 2-10 % de verre, 5-10% de matériaux bitumeux, jusqu'à 5% de charbon, 5-10% of bétons et jusqu'à 2% de suie. Leur composition est donc très variable. Elle est influencée par la nature du sol support naturel et du fond géochimique local, mais ces matériaux peuvent également être porteurs d'une grande variété de polluants dont des métaux lourds potentiellement toxiques (Hodson, 2013). Cette variabilité rend difficile la généralisation de leur comportement tant du point de vue géotechnique qu'environnemental. Actuellement, le champ d'application du guide des terrassements routiers ou GTR (SETRA/LCPC, 2000) ne couvre pas le thème des sols urbains car ces sols contiennent trop d'éléments anthropiques. Ils ne sont pas non plus considérés comme des sous-produits industriels (classe F du GTR) tels que les mâchefers d'incinération ou les laitiers d'aciérie car ils contiennent une forte proportion d'éléments naturels. Enfin, ils n'entrent pas non plus dans le champ d'application du guide

des terres excavées en France (BRGM, 2012) dont la version finale vient de paraître (DGPR, 2017). Par conséquent, il est actuellement difficile de gérer et valoriser ce type de matériaux dans des projets de génie civil.

Les études environnementales existantes se sont beaucoup concentrées sur les couches superficielles des sols urbains en mettant l'accent sur les aspects agronomiques et sur l'impact direct de ces sols sur la santé des humains, des plantes ou animaux à leur contact. En revanche, peu d'études se sont focalisées sur les sols urbains plus profonds, qui font l'objet des opérations d'excavation ou de terrassement. De plus, ces études environnementales sont basées sur des tests de lixiviation mettant en contact le sol foisonné avec de l'eau. Elles ne prennent pas en compte les opérations de terrassement (compactage, traitement, concassage) que pourraient subir ces matériaux en cas de valorisation et qui impactent potentiellement le comportement environnemental.

L'objectif de la présente étude est d'établir les caractéristiques de deux sols urbains de la région parisienne. Ces sols ont subi une série de tests géotechniques pour s'assurer de leur acceptabilité technique en vue d'une réutilisation en technique routière. Ils ont également subi des tests environnementaux pour évaluer leur nocivité potentielle. Pour tenir compte plus particulièrement de l'effet du traitement à la chaux ou aux liants hydrauliques appliqué avant compactage sur le comportement environnemental, un test de lixiviation à pH basique a également été appliqué.

2. Matériaux et protocoles

2.1. Origine et préparation des sols urbains testés

Cette étude porte sur deux sols urbains provenant de la région Parisienne. Le sol SI a été prélevé à Ivry sur Seine, proche du périphérique Parisien et le sol SBB a été prélevé sur un ancien site industriel à Boulogne Billancourt (prélèvement en collaboration avec la FNTP). Les sols ont été prélevés en dehors des zones contaminées par des hydrocarbures et à une profondeur entre 1 et 10 mètres. Une à deux tonnes ont été extraites pour chaque sol, puis séchées à température ambiante ou à 40°C max en chambre climatique et criblées à 20 mm. Le refus a été concassé puis réintroduit dans le tas. Chaque matériau a ensuite été sous-échantillonné soigneusement à la pelle par la méthode des tas et stocké au sec dans des sacs fermés. Pour obtenir les quantités nécessaires de matériau pour chaque essai (de 1g à 3,5 kg), les prélèvements sont sous-échantillonnés au diviseur d'échantillon rotatif. Tous les essais sont réalisés à minima sur 3 sous-échantillons pour tester la répétabilité des mesures.

2.2. Protocoles des tests appliqués

Les tests d'identification géotechnique des sols (teneur en eau, limite d'Atterberg, densité des particules, valeur de bleu, granulométrie et sédimentométrie, teneur en matière volatile associée à la matière organique) ont permis d'appliquer la classification décrite dans le GTR (2000). Sur la fraction supérieure à 4 mm récoltée par lavage sur un tamis, un essai de tri (selon la norme NF EN 933-11 utilisée dans le domaine des granulats) a été appliqué pour décrire les composantes des deux sols testés. Cet essai consiste à trier visuellement à la main chaque granulats en 7 catégories: les déchets de démolition de type béton (Rc); les déchets de type briques et tuiles (Rb), le gypse (G), les roches naturelles (Ru), les fines sous forme de mottes (X1), les scories magnétiques (SF) et les scories non magnétiques (SNF). Les scories magnétiques sont différenciées avec un aimant selon la méthode proposée dans la norme NF EN 1744-8 (figure 1).

La nature de la matière organique dans le sol a fait l'objet d'une attention particulière. Plusieurs caractérisations ont été réalisées : des mesures de densité au pycnomètre avant et après calcination à 550°C ; des teneurs en matières volatiles (pesée avant et

après calcination à 550°C) ; des analyses thermiques différentielles (ATD/ATG) avec suivi de la perte de masse et de l'émission des gaz lors de la calcination des échantillons jusqu'à 1100°C ; une estimation des amorphes par diffraction de rayons X couplée à l'analyse Rietveld dans les sols ; des dosages de carbone organique à l'aide d'un analyseur C/S (quantification par spectroscopie infrarouge couplée à un four sous oxygène).



Figure 1. Exemple de composantes triées visuellement à la main dans les sols urbains.
Rb : déchets de type brique, tuile... et Rc : déchet de démolition à base de béton.

Des mesures de lixiviation suivant la norme NF EN 12457-2 ont été réalisées sur les deux sols : sur la fraction totale, sur trois fractions granulométriques (soit les fractions 0-80µm, 80-400µm et >400µm) ainsi que sur chaque composante triée. Après 24h de contact avec de l'eau à pH neutre (ou bien à pH 12 imposé par NaOH) à température ambiante sous agitation, la composition chimique élémentaire des lixiviats provenant des deux sols ont été analysés par ICP/OES ou ICP/MS pour quantifier les éléments chimiques majeurs et mineurs relargués en solution. La conductivité et le pH ont été également déterminés ainsi que les teneurs en sulfates mesurées par néphélométrie par la norme NF T 90-040, en chlorure par la norme NF ISO 9297 et en fluorure par la norme NF T 90-004.

3. Résultats expérimentaux

3.1 Identification géotechnique, essai de tri et matière organique dans les sols

Les résultats des essais d'identification géotechnique sont synthétisés dans le tableau 1. Ils montrent que les deux sols, quoique d'origine différente, ont de nombreuses similitudes avec des distributions de tailles de particules proches (SBB possède un peu plus de fines < 80µm), une faible activité argileuse (avec des Vbs proches de 1) et des densités de particules relativement faibles (mais variables en fonction de la fraction granulométrique testée). Les deux sols pourraient être classés selon le GTR en C1B5 et C1A1 si on assimile les fractions anthropiques à des particules ou granulats naturels.

Tableau 1. Identification géotechnique et classe des sols selon le GTR

Paramètres	Normes/ méthodes	Sol SI	Sol SBB
$w_p / w_L / I_p$	NF P 94-051/52	18 / 30 / 12	21 / 32 / 11
< 2mm / < 80 µm / < 2µm	NF P 94-056/57	69.1 / 32.1 / 12	69.5 / 37.7 / 14.7
Teneur en matière volatile (%) sur la fraction à < 2mm et < 80µm	NF P 94-047	6,7 / 8	5,2 / 6,3
Vbs (g/100g)	NF P 94-068	1,1	0,8
Densités de particules (g/cm ³) Fraction 0-2mm / 2mm-20mm après calcination	NF P 94-054 et NF EN 1097-6	2,58 / 2,45 2.72 / --	2,52 / 2,47 2.72 / --
Classification GTR	GTR (2000)	C1B5	C1A1

L'essai de tri réalisé sur la fraction supérieure à 4 mm (Figure 2) révèle en revanche une différence nette entre le sol SBB riche en scories (autour de 30%) et en déchet de

démolition de type béton (soit 18%) alors que SI est plus riche en roches naturelles (autour de 44%). Les deux sols présentent une teneur en gypse de 4-5% massique (estimé par tri visuel et pesée). Une étude des fractions granulaires et des composantes du tri a été réalisée par fluorescence X et par ICP/OES (analyse chimique en contenu total CT après dissolution de la matrice solide). Une approche par régression linéaire montre que le tri sur la fraction > 4 mm permet assez bien de décrire l'ensemble du sol qui comporte des fractions fines (qui ne peuvent être triées) (Bellagh, 2017).

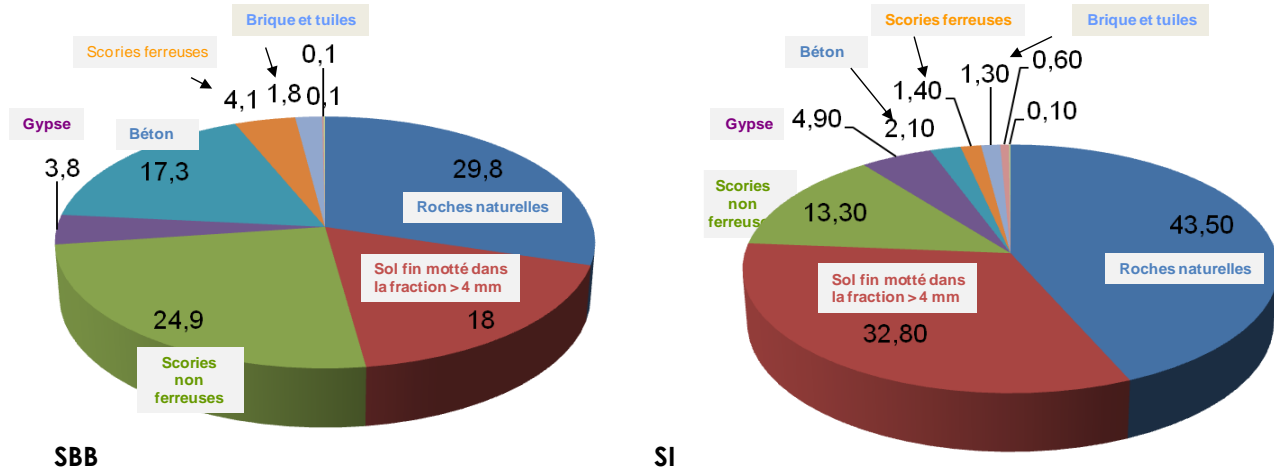


Figure 2. Quantification des composantes issues de l'essai de tri appliqué sur les deux sols.

Les densités faibles observées dans le tableau 1 résultent potentiellement de la présence de gypse et de matière organique (MO), dont la teneur assimilée à la teneur en matière volatile (MV) est relativement élevée (> 6%). L'augmentation des densités de particules après calcination va dans ce sens.

Pour pouvoir être valorisé, un sol en place doit avoir une teneur en MO inférieure à 3% conformément aux règles de l'art en vigueur dans le domaine du terrassement (voir NF P11-300). En effet, la matière organique sous forme d'acides humiques ou fulviques est connue pour être un perturbateur des traitements appliqués en terrassement. Or, si on se réfère au test d'aptitude au traitement à la chaux ou aux liants hydrauliques ainsi qu'aux performances mécaniques obtenues après traitement (Tableau 2), la MO que l'on semble détecter n'apparaît pas comme préjudiciable. Il est donc important de cerner plus précisément la nature de ce qui est assimilé à de la MO pour en prévoir l'impact.

La MV (Tableau 3) utilisée en géotechnique pour quantifier la MO est impactée par la présence d'eau adsorbée sur les particules du sol, par la présence de gypse en quantité non négligeable et d'argiles qui contribuent chacun à la perte de masse mesurée. La mesure du carbone organique C_{org} par un analyseur carbone/soufre (Tableau 3) confirme bien la présence de C_{org} en grande quantité dans la famille des scories non magnétiques, que l'on rapproche de la forte quantité d'amorphe détecté par diffraction de rayons X (analyse Rietveld). Ces phases amorphes sont par contre associées à des phases minérales dans les scories magnétiques. Notez que la teneur en MO calculée à partir du C_{org} se rapproche des teneurs en matière volatile dans le cas de la fraction totale des sols (Tableau 3). Une mesure par la méthode chimique NF P94-055, en utilisant cette fois un réactif oxydant aurait été une autre méthode de mesure de la MO à tester. Cependant, la présence d'une quantité non négligeable d'oxydes de fer (FerII et FerIII) dans les scories magnétiques doit contribuer à fausser là encore la mesure de la MO. Chaque mesure est donc entachée d'une erreur. Enfin, les résultats d'analyses thermiques par ATD/ATG montrent l'absence d'un pic exothermique associé à la combustion de la MO de type humique ou fulvique lors de la calcination des matériaux. Par conséquent, le C_{org} détecté dans nos sols serait plutôt attribué à des imbrulés concentrés dans les scories.

Tableau 2. Caractérisation de l'aptitude au traitement et des performances mécaniques (immersion et long terme) des deux sols urbains testés.

	Classe GTR	Trait. 5% ciment CEMII					Trait. 1% chaux	Classe mécanique
		G _v %	Rc (MPa) 60 jours	Rc/Rci 60 jours	Rit 28j (MPa)	Rit 90j	G _v %	
SBB	C1B5	2,1 ± 0,7 apte	2,6±0,2 Ok	0,81 Ok	0,29±0,02 Ok	0.38±0,04 Ok	5,6 ± 0,4 apte	Zone 4
SI	C1A1	1,1 ± 0,8 apte	1,67±0,27 Ok	0,79 Ok	0,18±0,05 < 0.2	0,33±0,09 Ok	2,36 ± 1,1 apte	Zone 5

Tableau 3. Caractérisation de la « matière organique » des deux sols urbains testés.

Echantillon	C _{org} % (Anal. C/S)	MO % (=1.72xC _{org})	Mat. Volatile 450-550°C (%)	Amorphe (DRX) (%)
Gypse SI	0,04	0,07	4,3/5	0
Gypse SB	0,22	0,38	4,84	5,12
SF SI	3,29	5,66	5,4/6,3	41,86
SF SB	1,62	2,79	1,13	24,07
SNF SI	20,1	34,57	7,8/19,7	47,21
SNF SB	40,75	70,09	16.6	57,95
Sol total SI	3,38	5,81	3,5/6,8	11,36
Sol total SB	9,26	15,93	11/14,6	13,65

3.2 Les essais de lixiviations

3.1.1 Les lixiviats et la réglementation

Les sols urbains testés ont été soumis à des essais de lixiviation normés. Les résultats sont détaillés dans le tableau 4. Les deux sols testés dépassent les seuils réglementaires pour les déchets inertes, pour les anions sulfates SO_4^{2-} et fluorures F^- (pour SI), pour l'antimoine Sb^{3+} et le contenu total en carbone organique ou sa fraction éluee. Bien que les valeurs des éléments minéraux permettent de valoriser les sols selon le guide SETRA (2011) qui porte sur les matériaux alternatifs, les teneurs en carbone organique du sol SBB dépassent les seuils autorisant sa réutilisation. Les résultats concernant la fraction éluee permettent cependant de classer les deux sols comme des déchets non dangereux.

3.1.2 La mobilité des éléments et les phases porteuses

Pour évaluer la mobilité des phases polluantes, les teneurs en polluants dans les lixiviats ont été comparées aux teneurs en contenu total dans la matrice du sol. Les éléments majeurs dans le sol, soient le Na, Ca et K présentent les mobilités les plus grandes (entre 1-5%) avec le soufre associés aux sulfates issus du gypse (25-65%). Une fois la solution saturée en sulfates, la dissolution du gypse s'arrête. Néanmoins, compte tenu de la présence d'autres éléments qui peuvent modifier les états d'équilibre, un phénomène de sursaturation est observé. Les éléments mineurs dont la mobilité est remarquable sont le strontium Sr (présent dans le réseau cristallin du gypse en substitution du soufre), le molybdène Mo (présent naturellement au sein de certaines formations géologiques parisiennes) et l'antimoine Sb. D'autres éléments trace métalliques sont également lixiviés en faible quantité. Compte tenu de leurs faibles rapports éluats/CT, ces éléments semblent plutôt rester immobilisés au niveau des phases qui composent le sol (du moins dans les conditions de lixiviation imposées). Ce phénomène est particulièrement remarquable au niveau des scories magnétiques et non magnétiques qui renferment la majeure partie des éléments polluants (plusieurs mg/kg)(Tableau 6).

Tableau 4. Composition des lixiviats des deux sols urbains testés et seuils imposés dans la réglementation. C.V. : coefficient de variation, CT : contenu total, VL (mg/kg) : valeur limite, ISDI : déchet inerte, ISDND : déchet non dangereux, VL₁ et VL₂ : seuils donnés dans le guide SETRA (2011).

Eléments	Eluât sur le sol SBB			Eluât sur le sol SI			VL ISDI***	VL ISDND***	VL ₁ *	VL ₂ **
	Moy * mg/kg	σ	C.V. %	Moy * mg/kg	σ	C.V. %				
Zn	0,0134	0,007	58,6	0,026	0,006	25,3	4	50	12	50
Cr	0,029	0,0035	12,2	0,0058	0,00066	11,2	0,5	10	1,5	10
Sr	19,4	1,5	7,9	34,9	3,2	9,1	--	--	--	--
Ba	0,28	0,01	6	0,37	0,02	5,4	20	100	60	100
Cu	0,198	0,044	22,3	0,145	0,015	10,9	2	50	6	50
Pb	0,0031	0,0012	38	0,0028	0,0013	48,5	0,5	10	1,5	10
Ni	0,12	0,025	20,1	<(0,01)	--	--	0,4	10	1,2	10
V	0,10	0,006	5,8	0,022	0,0028	12,7	--	--	--	--
Mo	0,11	0,046	42,4	0,28	0,17	62,7	0,5	10	1,5	10
As	0,066	0,0049	7,4	0,043	0,0026	6	0,5	2	1,5	2
Co	<(0,02)	--	--	<(0,02)	--	--	--	--	--	--
Cd	<(0,01)	--	--	<(0,01)	--	--	0,04	1	0,12	1
Sb	0,32	0,20	64,9	0,60	0,41	69	0,06	0,7	0,18	0,7
Se	<(0,05)	--	--	0,16	0,13	81	0,1	0,5	0,3	0,5
Sulfates	12916,4	1316	10,2	10657,6	2245	21	1000	20000	3000	20000
Fluorures	1,72	0,45	26,1	16,26	12,12	74,5	10	150	30	150
Chlorure	138,8	126,8	91,4	74,4	24,7	33,2	800	15000	2400	15000
C _{org} (CT)	92 600	//	//	33 800	//	//	30000	50 000	60 000	60 000
C _{org} (Eluat)	603	14	2,3	509	38	7,6	500	800	--	--
pH	9,56	0,2	2	8,31	0,13	1,6	--	--	--	--
C (μS/cm)	2164	39	1,8	2262,9	6,6	0,3	--	--	--	--

Tableau 5. Mobilité des polluants : rapport des concentrations dans les éluâts après lixiviation sur les contenus totaux ou CT des deux sols testés. NC non calculable car C_{eluât} < LQ, LQ : limite de détection de l'appareil. En orange : valeurs de mobilité >1% et en jaune : valeurs entre 0,1 et 1%.

Elts	Sol de Boulogne		Sol Ivry		SBB Rapport éluât/CT (%)	SI Rapport éluât/CT (%)
	CT mg/kg	Eluât mg/kg	CT mg/kg	Eluât mg/kg		
S (dans SO ₄)	6600	4305	14300	3552	65*	25*
Zn	400	0,013	822	0,026	0,003	0,003
Cr	350,6	0,029	102	0,0058	0,008	0,006
Sr	347	19,37	369	34,87	5,58	9,45
Ba	341	0,28	126	0,37	0,082	0,29
Cu	212	0,12	245	0,145	0,056	0,059
Pb	265,1	0,0032	159	0,0028	0,001	0,002
Ni	192	0,12	31	<LQ	0,065	NC
V	65,2	0,103	42,1	0,022	0,16	0,052
Mo	25,5	0,104	8,9	0,28	0,41	3,14
As	14,4	0,066	19	0,043	0,46	0,22
Co	15,5	<LQ	10,3	<LQ	NC	NC
Cd	0,64	<LQ	0,64	<LQ	NC	NC
Sb	9,3	0,32	19	0,60	3,42	3,18
Se	<LQ	<LQ	<LQ	0,16	NC	NC

* mesure sur la fraction totale du sol (mesure sur le solide).

Tableau 6. Teneur en éléments dans les éluats et mobilité des polluants dans les scories du sol SBB et SI. SF : scories magnétiques, SNF scories non magnétiques (*mesure à refaire)

	éluats SF _{SBB} mg/kg	éluât /CT SBB (%)	éluats SNF _{SBB} mg/kg	éluât /CT SBB (%)	éluats SF _{SI} mg/kg	éluât /CT SI (%)	éluats SNF _{SI} mg/kg	éluât /CT SI (%)
Zn	0,02	0,095	0,03	0,047	0,022	0,002	0,056	0,007
Cr	< LQ	NC	0,0022	0,001	0,0011	0,000	0,0014	0,001
Sr	25,5	7,82	13,7	2,83	8,68	2,28	18,21	4,41
Ba	0,61	0,13	0,81	0,128	0,82	0,049	0,48	0,038
Cu	0,091	0,038	0,010	0,003	0,10	0,003	0,099	0,017
Pb	0,014	0,028	0,001	0,001	0,0062	0,000	0,0067	0,000
Ni	0,013	0,002	0,18	0,138	0,090	0,037	< LQ	
V	0,0011	0,001	0,006	0,005	0,0024	0,002	0,012	0,010
Mo	0,15	0,66	0,17	1,24	0,13	0,556	0,165	1,28
As	0,07	0,47	0,013	0,12	0,030	0,018	0,047	0,18
Co	< LQ	NC	< LQ	NC	< LQ	NC	< LQ	NC
Cd	< LQ	NC	< LQ	NC	< LQ	NC	< LQ	NC
Sb	11,2	--*	0,30	5,0	0,30	0,19	2,19	5,91
Se	< LQ	NC	< LQ	NC	< LQ	NC	< LQ	NC

3.1.2 L'impact des traitements géotechniques sur le relargage des polluants

Les sols urbains, pour être valorisés en technique routière peuvent subir un traitement à la chaux (ajout de l'ordre de 1-3%) ou au liant hydraulique (ajout de ciment de l'ordre de 4 à 7%). En conséquence, le sol va être soumis à un pH fortement basique. On peut donc se demander si ce traitement peut ou non impacter le relargage des polluants contenus dans le sol. Un test de lixiviation a donc été réalisé à pH 12 à l'aide de NaOH.

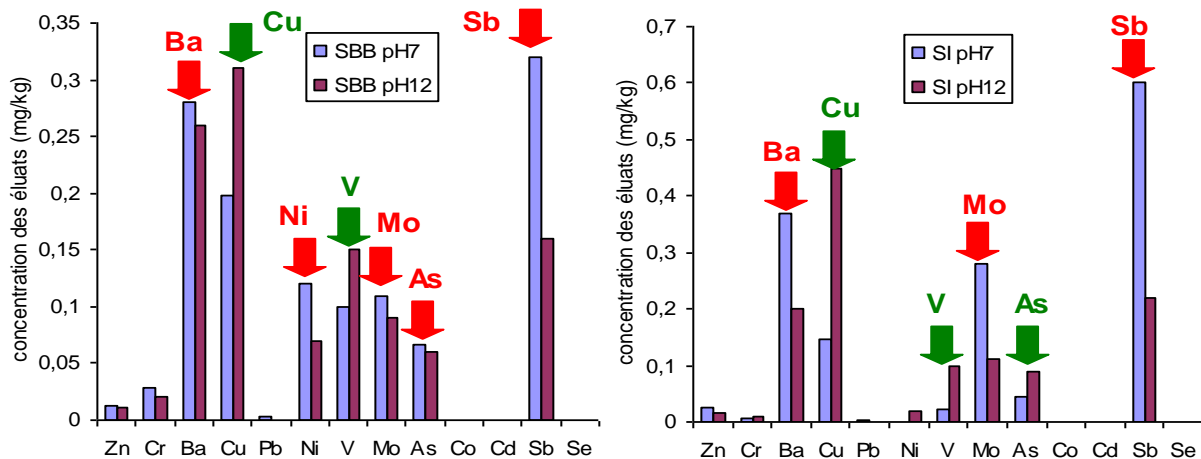


Figure 3. Composition des éluats après une lixiviation à pH 12 et comparaison avec la lixiviation avec de l'eau à pH neutre.

Nous avons relevé sur la figure 3 que le cuivre et le vanadium semblent relargués en plus grande quantité dans les deux sols lorsque le pH augmente, alors que le baryum, le nickel, le molybdène ou l'antimoine voient leur concentration dans les éluats diminuer aux pH basiques. Le cas de l'arsenic, tantôt plus relargué, tantôt stabilisé, laisse supposer que cet élément n'est pas sous la même forme dans les deux sols. D'après ces résultats, qui ne tiennent pas compte de la précipitation possible des polluants avec les phases

hydratées issues du CEMII ou CaO lorsque le sol est traité/compacté, on observe un effet contrasté des traitements sur le relargage des polluants.

4. Conclusions

Cette étude a montré que deux sols urbains de la région parisienne avec des histoires différentes présentent des similitudes (communes également à d'autres sols urbains dans la littérature). Une confirmation de ces observations sur d'autres sols urbains permettrait d'établir une classe de sol bien spécifique relative à ces objets complexes. En effet, ces sols sont des mélanges de matériaux anthropiques (déchets de démolition) et naturels (substrat naturel ou apport de carrière). Ils sont assimilables d'un point de vue géotechnique à des sols comportant des fines et des gros éléments. Malgré une forte teneur en gypse et en carbone organique, ces sols présentent des performances mécaniques acceptables (au sens des documents en vigueur) pour une utilisation dans une couche de forme ou dans un remblai. Cette étude a mis en évidence également que le C_{org} assimilé de prime abord à de la matière organique doit être caractérisé plus finement afin de définir son origine (humus dégradable ou bien imbrulés dans notre cas) et son évolution potentielle. Parallèlement, les tests environnementaux montrent que ces sols ne sont pas des déchets inertes. Ils ne sont néanmoins pas aussi pollués que des matériaux provenant de friches industrielles. Les dépassements concernent quelques éléments (Sb, F, SO_4), mais c'est surtout la teneur en C_{org} qui se révèle problématique. Enfin, le traitement à la chaux ou aux liants hydrauliques, simulé par un test de lixiviation à pH12 montre un effet contrasté sur le relargage des polluants, tantôt stabilisés tantôt relargués en plus grande quantité. Ces résultats montrent qu'il serait sans doute nécessaire à l'avenir de faire évoluer le protocole des essais de lixiviation et plus globalement des tests environnementaux pour tenir compte de la mise en œuvre sur site des sols à tester.

5. Références bibliographiques

- Bellagh K. (2017) Valorisation d'un sol urbain dans le domaine routier. Mobilité des polluants dans les sols traités et/ou compactés, thèse de l'université Paris est, France.
- Bockheim J. G. (1974). Nature and properties of highly disturbed urban soils, Soil Sci. Soc. Am. Annual Meeting, Chicago, Illinois.
- BRGM (2012) Guide de réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement. BRGM/RP-60013-FR, 52 pages.
- DGPR (2017) Guide de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement, 62 pages.
- Hodson M. E. (2013) Effects of Heavy Metals and Metalloids on Soil Organisms, in Alloway B.J. Heavy Metals, Soils, Environmental Pollution, EPOL, vol. 22, pp. 11-50.
- Lehmann A., Stahr K. (2007) Nature and significance of anthropogenic urban soils. Journal of Soils and Sediments, vol. 7, n°4, pp. 247–260.
- Meuser H. (2010). Contaminated Urban Soils. Springer Science et Business Media.
- SETRA (2011) Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière - Évaluation environnementale, guide SETRA, 32 p.
- SETRA/LCPC (2000). GTR – Recommandations Techniques pour la Réalisation des remblais et des couches de forme, Fascicule I. Bulletin du Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 2000.
- Wessolek G., Kluge B., Toland A., Nehls T., Klingelmann E., Rim Y. N., Trinks S. (2011). Urban soil in the vadose zone. In Perspectives in Urban Ecology, W. Endlicher et al., Springer (Berlin).
- WRB (2014). World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps (3rd ed.).