

VERS UNE AMÉLIORATION DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES MATÉRIAUX ALTERNATIFS EN CONSTRUCTION ROUTIÈRE

D. FRANÇOIS & A. JULLIEN

Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Centre de Nantes, Route de Bouaye, BP 4129, Bouguenais cedex, France

Denis.Francois@lcpc.fr

Agnes.Jullien@lcpc.fr

RÉSUMÉ

Un retour d'expérience du suivi d'ouvrages routiers faits de matériaux alternatifs a été réalisé à l'échelle nationale (France). Il souligne le besoin d'harmoniser les pratiques d'étude autour de méthodes et de critères d'évaluation comparables. L'évaluation de l'acceptabilité environnementale de l'utilisation de matériaux alternatifs en construction routière doit suivre, en l'adaptant, l'approche écocompatibilité utilisée pour l'étude et la gestion des déchets et des sous-produits : caractérisation des termes *Source*, *Transport* et *Impact*. Les spécificités du scénario routier conduisent à considérer le sol routier comme la cible immédiate pouvant être touchée par les percolats de matériaux alternatifs. Des diagnostics sur sites et des simulations de laboratoire en colonnes soulignent la *capacité* des sols routiers à fixer des métaux lourds. La *stabilité* de la rétention est aussi évaluée à travers la spéciation. L'*acceptabilité* de l'état contaminé des sols routiers est estimée grâce à la comparaison à des valeurs de référence. Afin d'éclaircir l'*effet* de la route faite de matériaux alternatifs sur les sols routiers et de permettre des comparaisons inter-matériaux et inter-sites, une méthode spécifique d'évaluation au moyen d'indicateurs est développée. Elle est appliquée à des données de terrain puis discutée.

1. INTRODUCTION

La demande croissante de valorisation des matériaux alternatifs en construction routière requiert le développement d'outils pour leur caractérisation et pour la prévision de leur comportement en place. Du point de vue environnemental, l'évaluation équitable de ces matériaux requiert une clarification de certains concepts de base afin de concentrer les efforts de développement dans des champs réalistes. Dans cette perspective, la recherche peut profiter des enseignements d'expériences passées, et peut contribuer au développement d'outils d'aide à la décision. Les étapes successives d'une démarche progressive vers la mise au point d'indicateurs pour l'évaluation des *effets* des routes faites de matériaux alternatifs sur les sols routiers sont présentées ci-dessous. Cette progression passe par l'évaluation de la *capacité* des sols routiers à fixer les polluants, l'évaluation de la *stabilité* de la fixation, et l'évaluation de l'*acceptabilité* de la contamination.

2. CONTEXTE DE L'UTILISATION DES MATÉRIAUX ALTERNATIFS

Les objectifs fixés par l'Union Européenne dans le sixième programme d'action communautaire pour l'environnement à propos des ressources naturelles et de la gestion des déchets, sont de veiller à ce que la consommation des ressources renouvelables et non-renouvelables ne dépasse pas ce que l'environnement peut supporter. Cela peut être réalisé notamment grâce à une efficacité accrue dans l'utilisation des ressources et à la

limitation de la production de déchets. L'objectif est de réduire la production de déchet de 20% à l'horizon 2010 et de 50% à l'horizon 2050 [1]. Parmi les actions recommandées figure la définition de règles de bonne pratique, ce qui implique de mieux comprendre, et d'être capable de prévoir, les mécanismes d'évolution des déchets dans des conditions spécifiques d'utilisation. Cet aspect est particulièrement important dans la perspective d'utilisation des matériaux alternatifs (déchets et sous-produits) en construction routière.

Les matériaux alternatifs, contrairement aux matériaux naturels classiques sont rarement inertes – au moins à court terme ; mis en œuvre dans une couche routière (base, fondation...) ils peuvent montrer des performances différentes selon les variations de facteurs extérieurs locaux. Ainsi, au cours du temps sont apparues plusieurs questions relatives à la prévision des performances mécaniques réelles et aux effets potentiels sur l'environnement de ces matériaux, de court à long terme.

Les méthodes classiques d'évaluation des matériaux n'ont pas permis d'apporter des réponses satisfaisantes à ces questions [2]. Depuis les années 90 ceci a donné lieu à divers programmes de démonstration et d'étude visant à clarifier la pertinence technique et environnementale de cette voie de valorisation. En France, certaines de ces études ont été identifiées dans la base de donnée OFRIR (<http://ofrir.lcpc.fr>). Cette base de données disponible depuis 2003, rassemble et diffuse des informations classées et validées à propos de 16 matériaux alternatifs afin de contribuer à l'aide à la décision en matière de recyclage [3]. Toutefois, très peu de données concernant les structures routières faites de matériaux alternatifs ont été rassemblées. Pour cette raison - bien qu'il s'agisse d'un point essentiel pour l'évaluation du comportement des matériaux alternatifs en construction routière – l'analyse du retour d'expérience des matériaux alternatifs en construction routière n'avait pas été réalisée jusqu'à maintenant à l'échelle nationale.

3. RETOUR D'EXPÉRIENCE DES MATÉRIAUX ALTERNATIFS EN STRUCTURES ROUTIÈRES

3.1. Objectifs et approche

Le but de l'étude (intitulée CAREX) lancée par le LCPC à la demande de l'agence de l'environnement (ADEME) en 2004-2005, était de réaliser ce premier retour d'expérience, avec deux objectifs. L'un était d'en extraire des règles générales de comportement pour différents matériaux. L'autre était d'analyser les pratiques d'étude relatives aux essais à l'échelle de l'ouvrage, afin d'évaluer leur efficacité et éventuellement d'améliorer les expériences futures. Une enquête a été conduite à l'échelle nationale afin d'identifier tous les documents disponibles relatifs à un suivi mécanique et/ou environnemental de structures routières. Tout type de structure était considéré, de diverses infrastructures en service soumises à trafic (routes, parkings) jusqu'à des ouvrages expérimentaux, ces derniers étant définis comme des structures hors trafic exclusivement dédiées à l'étude.

3.2. Quelques résultats du retour d'expérience

L'enquête a permis d'identifier 17 cas d'étude (parmi lesquels 2 seulement ne fournissaient pas de données environnementales), variés en termes de matériaux, de types de structures (sections d'autoroutes, de routes nationales - TRS, départementales - DRS, rues, voies privées, et plots expérimentaux non soumis au trafic), de couches d'emploi, de types d'étude (renseignement de la phase de construction, suivi des structures, étude de diagnostic) et de localisation (essentiellement région parisienne, nord, est et ouest de la France). Un aperçu de l'ensemble des cas d'étude est fourni en Tableau 1. Malgré cette diversité, une part importante des cas d'étude concerne les mâtchefs

d'incinération d'ordures ménagères (MIOM), en lien avec les interrogations propres à ce matériau en France depuis les années 90.

En réponse au second objectif de l'étude CAREX, le retour d'expérience ouvre des perspectives par rapport à l'amélioration de la conduite des expérimentations futures dans le but de renforcer leur intérêt scientifique et leur réalisme. Mais le principal résultat souligne le besoin d'harmonisation des pratiques d'étude autour de méthodes et critères d'évaluation comparables, ainsi que des problèmes de changement d'échelle entre le comportement en laboratoire et sur site. La diversité des méthodes d'étude rend difficile les comparaisons inter-site et inter-matériaux.

Tableau 1 – Aperçu des cas d'étude de CAREX

Matériau alternatif	Structure	Couche	Localisation
MIOM	MS	Remblai + Forme	Est
Charrées de chrome	MS	Remblai + Forme	Nord
MIOM	TRS	Remblai	Est
MIOM	TRS	Remblai + Forme	Est
MIOM	DRS	Forme	Centre
MIOM	DRS	Forme	région paris.
Laitiers d'aciérie	DRS	Forme + Fondation	Rhône-Alpes
MIOM	rue	Forme	région paris.
MIOM	rue	Forme	Rhône-Alpes
MIOM traités au liant hyd.	rue	Fondation + Base	Sud-ouest
MIOM	voie privée	Forme + Fondation	Ouest
MIOM et MIDIS	voie privée	Fondation	Ouest
MIOM	voie privée	Fondation + Base	Sud-ouest
MIOM	plot exp.	Fondation	région paris.
Cendres volantes	plot exp.	Forme à Base	Rhône-Alpes
Scories de zinc et plomb	plot exp.	Base	Nord
Cendres volantes d'IOM traitées	voie privée	Base	Est

4. SCHÉMA THÉORIQUE POUR L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE

Afin d'évaluer l'*acceptabilité* environnementale de l'utilisation de matériaux alternatifs en construction routière, il semble rationnel de suivre l'approche utilisée dans le cadre général de la gestion des déchets et sous-produits. De tels principes doivent toutefois être appliqués au scénario routier en prenant en compte certaines spécificités importantes.

4.1. L'approche écocompatibilité

L'approche écocompatibilité développée par l'ADEME [4] s'applique à l'évaluation environnementale de scénarios de mise en décharge et de valorisation des déchets. Elle est dédiée à des déchets minéraux dans des scénarios pour lesquels le principal vecteur de pollution est l'eau. L'état écocompatibilité doit être obtenu pour tout type de scénario. Il est défini comme « une situation où les flux polluants émis par les déchets – quand ces derniers sont placés dans un certain contexte physique, hydrogéologique, physico-chimique et biologique – sont compatibles avec les flux de polluant acceptables pour les

milieux récepteurs du site concerné ». Le principe général de la méthode est basé sur l'étude successive de trois termes : la *Source* ; le *Transport* ; l'*Impact*. Le terme *Source* est la structure contenant le déchet ; sous l'effet de l'infiltration des eaux de pluie, elle est susceptible d'émettre un flux polluant (F_S). Le terme *Transport* se développe dans le sol de transfert ; ce dernier est supposé recevoir F_S et le transformer en F_T (le flux atteignant réellement le milieu naturel). Grâce aux réactions physico-chimiques avec le sol [5], F_T est supposé inférieur à F_S . L'évaluation du terme *Impact* repose sur la confrontation de F_T avec les flux acceptables par les milieux aquatiques (F_{CA}) et par les milieux terrestres (F_{CB}): les déchets dans un scénario donné sont acceptables si et seulement si $F_T \leq F_{CA}$ et/ou $F_T \leq F_{CB}$. Les impacts sur les milieux aquatiques peuvent être variés ; la définition des impacts implique la sélection de certaines cibles. Concernant les milieux terrestres, le sol naturel, support de la vie des organismes terrestres, peut être considéré comme cible.

Le développement de la Directive européenne Décharge [6,7] qui vise à mettre au point des critères opérationnels d'acceptation des déchets, est cohérent avec la méthode écocompatibilité (*Source, Transport, Impact*). Dans l'approche de la Directive Décharge, seul les impacts sur les eaux de surface et les eaux souterraines sont pris en compte. Pour ces dernières, en pratique, un choix doit être fait concernant l'implantation de points de contrôle de la conformité (POC), c'est à dire des points aval où les critères de qualité de l'eau de nappe doivent être remplis [8]. Il n'existe pas d'approche similaire opérationnelle aujourd'hui pour l'utilisation des matériaux alternatifs en construction routière.

4.2. Spécificités du scénario routier

L'évaluation des émissions de polluants par les matériaux alternatifs (*sorties*) et de leurs effets éventuels sur les cibles, doit être réalisée en prenant en compte les éventuelles *entrées* dans le système. En effet, en plus de l'éventuelle émission de polluants pendant la phase de construction de la route, trois origines de pollution liées au fonctionnement normal de la route sont généralement considérées [9]. Il s'agit de la pollution chronique due au trafic et à l'usure des équipements de la route ; de la pollution saisonnière due aux opérations de désherbage chimique au printemps et de déverglaçage en hiver ; et de la pollution accidentelle due au déversement de produits dangereux. Certains polluants peuvent s'infiltrer dans le corps de la chaussée et poursuivre leur cheminement vers des cibles naturelles aval. Le matériau alternatif utilisé dans la structure routière ne doit pas être incriminé pour de telles émissions ; une méthode d'évaluation doit permettre la distinction.

Les décharges (centres d'enfouissement techniques) sont constituées de casiers généralement creusés dans le sol et isolés par une géomembrane, de sorte qu'en cas d'émission, la nappe phréatique est la première cible concernée. Au contraire, en ingénierie routière, pour des raisons mécaniques, les structures sont dimensionnées afin de prévenir toute saturation en eau : une zone non saturée suffisante est maintenue sous la structure ; des dispositifs anti-remontée capillaire sont utilisés ; si nécessaire un système de drainage est utilisé. La proximité de la nappe phréatique n'arrive que dans des cas rares de terrains bas où le drainage ne peut pas être utilisé.

Sous l'effet de l'infiltration des eaux de pluie dans le corps de l'ouvrage, les matériaux alternatifs peuvent émettre des polluants en premier lieu vers le sol routier, et ensuite éventuellement vers les eaux souterraines. Ainsi, dans le scénario routier, la nappe phréatique ne peut pas être considérée comme la cible immédiate ; le premier risque à prendre en compte est la contamination du sol sous-jacent à la route.

Une dernière spécificité du scénario routier est liée à deux caractéristiques importantes des sols routiers vis-à-vis des interactions avec les métaux lourds. La plupart des matériaux alternatifs sont des matériaux minéraux (déchets de démolition, résidus d'industrie extractive, résidus de procédés thermiques), et la capacité des sols naturels à fixer les métaux lourds est essentiellement liée à leur teneur en matière organique et en minéraux argileux [10, 11]. Or, avant la construction de la première couche de la structure routière, afin de prévenir tout effet délétère, l'ingénierie routière requiert de retirer les horizons superficiels riches en matière organique et en argile (décapage). Le sol naturel est décapé jusqu'à 30 cm au moins, puis compacté. La Figure 1 illustre les principales caractéristiques du scénario d'utilisation routière par rapport à l'infiltration et à la percolation.

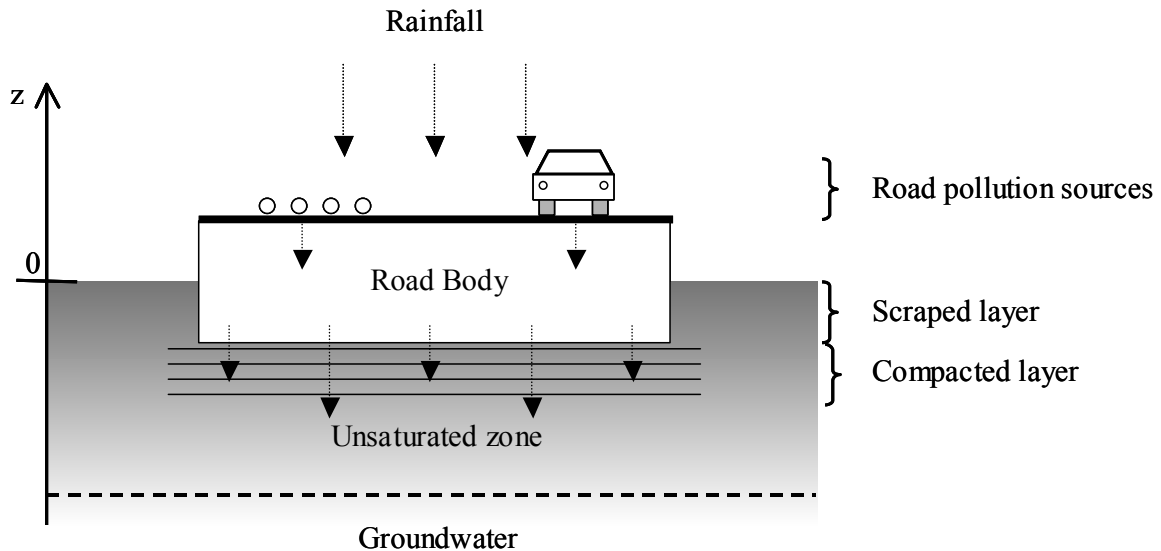


Figure 1 – Infiltration et percolation à travers le corps de chaussée

Pauvres en minéraux argileux et en matière organique, les sols routiers risquent donc d'être moins efficaces que les sols naturels dans la rétention des métaux lourds. Par rapport aux sols naturels, le compactage peut aussi réduire la vitesse d'infiltration des lixiviats. Du fait des différences intrinsèques importantes entre les sols naturels (bien documentés) et les sols routiers (pas documentés) par rapport à l'interaction potentielle avec les lixiviats de matériaux alternatifs, un diagnostic sur site était nécessaire pour mesurer l'étendue réelle des impacts et d'identifier les principaux phénomènes d'interaction. Ainsi, des diagnostics sur des sites d'utilisation anciens ont été programmés. Puis des simulations en laboratoire sur des colonnes reconstituant les caractéristiques des sols routiers ont été utilisées pour confirmer et interpréter les observations de terrain.

5. DIAGNOSTICS SUR SITE

5.1. Etudes de diagnostic à long terme

Afin d'évaluer l'impact sur les sols routiers de structures réalisées avec des matériaux alternatifs, des enquêtes de terrain ont été programmées en 1998 pour identifier des sites présentant un intérêt [12]. Pour profiter de conditions optimales de marquage du transfert de polluants des matériaux alternatifs vers le sol routier, des critères ont été définis pour la sélection des sites. La structure routière devait être soumise à un trafic significatif afin d'intégrer certaines conséquences éventuelles de la fatigue telle que la fissuration. La couche en matériau alternatif devait être en contact direct avec le sol routier afin d'éviter l'interaction du lixiviat avec des couches intermédiaires. Le site devait être le plus ancien possible afin de bénéficier de la plus longue période de contact possible. A cause de leur

fort potentiel lixiviable, les matériaux considérés dans cette enquête furent les MIOM [13]. La recherche de sites anciens a conduit à deux routes faites de résidus d'incinération d'ordures ménagères, c'est à dire produits à l'époque où les MIOM et les cendres volantes d'incinération d'ordures ménagères n'étaient pas séparés (avant l'application de l'arrêté ministériel de 1991 [14]). Leur potentiel polluant était supérieur à celui des seuls MIOM autorisés depuis 1994 [15].

Deux sites situés dans des contextes pédologiques contrastés ont été sélectionnés. Le site A était la voie privée d'accès d'une usine d'incinération, construite en 1976 (22 ans au moment du diagnostic). La chaussée était constituée d'une couche de fondation de 20 cm de résidu d'incinération ; d'une couche de base de 8 cm de GNT et d'une couche de roulement de 4 cm de béton bitumineux. Le sol routier était entièrement sableux. Le site B était une artère urbaine construite en 1978 (20 ans). La chaussée était constituée d'une couche de fondation de 25 cm de résidu d'incinération ; d'une couche de base de 15 cm de GNT et d'une couche de roulement de 15 cm de béton bitumineux. Le sol routier était sableux jusqu'à 40 cm et limoneux en dessous [12]. Certaines teneurs en métaux lourds dans le sol routier du site B sont présentées dans le Tableau 2.

Les profils verticaux des teneurs en certains métaux lourds présentent des évolutions décroissantes de la couche de matériau alternatif vers les niveaux profonds du sol (ex. cadmium et cuivre). Dans les niveaux de sol où la teneur en argile est supérieure (ex. dans le site B elle est comprise entre 12,5 % et 18,2 % dans les niveaux limoneux), même s'ils sont plus profonds que les niveaux sableux, le sol routier présente des teneurs supérieures en métaux lourds (chrome, nickel, zinc).

Tableau 2 – Evaluation des teneurs du sol d'un site (B)

Sol		Teneur dans le sol ^a (mg/kg) / ILV [16] (mg/kg)					
Niveaux	Texture	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
-60/-70 cm	sableuse	0.3 / 8	43 ⁺ / 233	16.3 ⁺ / 107	8.1 / 94	32 / 363	52 ⁺ / 269
-70/-80 cm	sableuse	0.06 / 8	38 ⁺ / 228	9.6 ⁺ / 105	8.7 / 90	26 / 360	50 ⁺ / 255
-80/-100 cm	limon.	0.04 / 9	95 ⁺ / 292	8.8 / 138	29.6 ⁺ / 140	26 / 425	87 ⁺ / 447
-100/-120 cm	limon.	0.01 / 10	132 ⁺ / 328	9.5 / 157	37.9 ⁺ / 169	26 / 463	108 ⁺ / 555

a = + : Teneur dans le sol supérieure au 9^{ème} décile des sols ordinaires en France [11] ; a = - : Teneur dans le sol inférieure au 9^{ème} décile des sols ordinaires en France [11].

Du point de vue de la gestion durable de l'environnement, l'*acceptabilité* de l'accumulation de métaux lourds dans les sols doit être estimée. Ceci peut être fait grâce à la comparaison à des valeurs de référence.

5.2. Comparaison des résultats à des valeurs de référence

La comparaison entre les teneurs des sols et des valeurs limites d'acceptabilité compatibles avec les propriétés fonctionnelles des sols vis-à-vis de la flore, de la faune et des usages par l'homme, constitue une telle méthode. Des valeurs seuils de ce type n'existent pas en France aujourd'hui, mais aux Pays-Bas certaines ont été fixées dans l'acte pour la protection des sols (SPA) pour certains métaux; ces valeurs limites d'intervention (ILV) sont calculées sur la base de la teneur en matière organique et de la fraction argileuse du sol [16]. Une seconde approche peut consister à comparer les teneurs dans le sol routier avec des teneurs enregistrées ailleurs, dans d'autres sols de même texture. Avec une telle approche, l'intérêt de la comparaison dépend de la représentativité statistique de la valeur de référence. En France, de telles statistiques ont

été rassemblées pour des sols de différentes natures par l'INRA [11]. Dans le Tableau 2, les ILV calculées pour chaque métal à chaque niveau de sol sont indiquées au dénominateur, et l'exposant (a) indique si la teneur dans le sol appartient aux 10% des sols les plus chargés en France (a = +) ou aux 10% les moins chargés (a = -).

Les résultats observés dans les deux sites anciens montrent que le zinc et le chrome dépassent souvent le 9^{ème} décile des teneurs usuelles des sols ordinaires de même texture en France [11]. Dans l'ensemble, les teneurs supérieures au 9^{ème} décile des sols ordinaires similaires (a = +) ne représentent qu'un quart de toutes les teneurs mesurées en Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn. De plus, ces teneurs sont toutes significativement inférieures aux valeurs seuils de pollution calculées à partir de la méthode utilisée dans le SPA néerlandais : elles représentent de 5 à 82% (24% en moyenne) de l'ILV correspondante. Le taux de 82% est observé dans un seul cas : pour le zinc dans la couche de sol de 5 cm immédiatement sous la couche de matériau alternatif du site A.

Ces résultats fournissent une image cohérente et plutôt positive du devenir à moyen terme (20 ans) des métaux lourds dans les sols routiers à partir de conditions initiales peu favorables (part de cendres volantes d'incinération d'ordures ménagères dans le matériau, faible teneur en matière organique et en argile dans les sols routiers). De la comparaison à des valeurs de référence réglementaires et statistiques, toutes les teneurs mesurées apparaissent comme parfaitement acceptables.

6. ETUDE DE LA RETENTION DES POLLUANTS PAR SIMULATIONS EN LABORATOIRE

Bien que les diagnostics sur sites fournissent des résultats acceptables concernant les teneurs dans les sols routiers après 20 ans, en terme de gestion durable de l'environnement, la dynamique de fixation et sa *stabilité* à long terme doivent être évaluées. Des simulations en laboratoire sur des sols routiers reconstitués en colonne ont été utilisées à cette fin.

6.1. Reconstitution de sols routiers en colonnes

Sur la base des observations de terrain, il était important de développer la compréhension de la capacité du sol routier à agir à long terme en tant que barrière de pollution vis-à-vis de la migration des métaux lourds transportés par les percolats. A cette fin, une recherche visant à étudier l'évolution d'un lixiviat durant son infiltration dans un sol routier, et à analyser la stabilité de la rétention dans la matrice du sol, a été lancée en 2001 [17]. Des sols routiers – différents en termes de propriétés physiques et chimiques – ont été prélevés sur des chantiers routiers et compactés sur une épaisseur de 50 cm selon les références Proctor Normal (90% de l'Optimum Proctor Normal pour garantir suffisamment de porosité et de perméabilité) dans des colonnes en plexiglas (ϕ 24 cm). Ces dernières ont été alimentées par un lixiviat produit à partir d'un échantillon de MIOM de fraîche production. Des injections discontinues (1 litre) ont été utilisées afin de maintenir des conditions non saturées représentatives des conditions d'infiltration usuelles dans les ouvrages routiers. Afin de suivre l'évolution du pH et des concentrations en métaux lourds, la solution percolante était échantillonnée à des profondeurs intermédiaires (-15 cm et -25 cm) avec des bougies poreuses, et à la sortie de la colonne (-50 cm). La conception des colonnes est présentée en Figure 2.

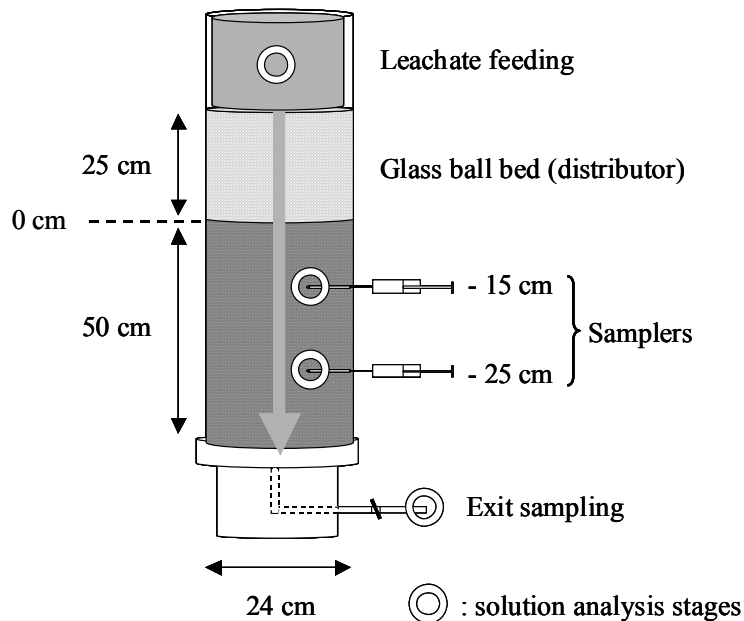


Figure 2 – Conception des colonnes pour les simulations

6.2. Evolution du lixiviat durant l'infiltration

Selon la perméabilité du sol compacté (qui a déterminé le rythme d'injection du lixiviat de MIOM), à l'issue du processus de « contamination », les différentes colonnes ont atteint des ratios liquide/solide (L/S) de $0,34 \text{ L.kg}^{-1}$, $2,75 \text{ L.kg}^{-1}$ et $5,50 \text{ L.kg}^{-1}$. Durant le suivi de l'ensemble du processus de « contamination », aucun métal lourd n'a été détecté, dans aucun échantillon, mais une évolution du pH a été notée. Le pH de la solution de MIOM incorporée en haut des colonnes était de 12,5 (contrôlé par la dissolution de la portlandite - Ca(OH)_2) alors que le pH des solutions de chaque sol routier avant « contamination » était d'environ 8. Dans la première colonne, le suivi à -15 cm ; -25 cm et -50 cm (sortie) montre que le pH de la solution demeure inchangé durant tout le processus de « contamination ». Le suivi de la seconde colonne ne montre aucune variation de pH à la sortie durant toute l'expérience. Toutefois, à -15 cm , lorsque le L/S atteint la valeur de $1,5 \text{ L.kg}^{-1}$, le pH monte à 10,5. Ensuite il demeure stable jusqu'à la fin de l'expérience. A -25 cm , une augmentation continue du pH est détectée de L/S = $1,5 \text{ L.kg}^{-1}$ jusqu'à la fin du suivi: pH 10 à L/S = $2,75 \text{ L.kg}^{-1}$. Il semble que si l'expérience avait duré plus longtemps, le pH à cette profondeur aurait atteint aussi la valeur de 10,5. La troisième colonne montre le même phénomène, toutefois dans ce cas l'expérience est suffisamment longue pour permettre au pH à -25 cm d'atteindre la valeur d'équilibre de 10,5. Dans ce cas aussi, plus bas, le pH reste égal à sa valeur initiale (≈ 8).

6.3. Transfert de masse vers le sol et comparaison à la percolation in-situ

Après achèvement du processus de « contamination », des échantillons de sol ont été obtenus en prélevant dans la colonne des tranches de 1 cm d'épaisseur afin premièrement de déterminer la distribution verticale des métaux lourds dans le sol. Pour les différentes colonnes, les profils verticaux finaux de Cr, Cu, Pb et Zn ne montrent aucune augmentation de teneur en dessous de -5 cm ; l'augmentation est confinée dans les premiers centimètres de sol. Par rapport à l'état initial, l'augmentation est simplement supérieure lorsque le L/S final est supérieur. Par exemple, pour Pb, le premier centimètre de sol contient 78 mg.kg^{-1} dans la première colonne ; 86 mg.kg^{-1} dans la deuxième ; et 400 mg.kg^{-1} dans la troisième. Ces résultats sont cohérents avec ceux observés sur site [12] ; ils soulignent la *capacité* des sols routiers à fixer les métaux lourds dans les premiers centimètres.

En conditions réelles, l'eau de pluie s'infiltré à travers la chaussée selon une loi dont les principaux paramètres sont la perméabilité (K_s) de la couche de surface d'une part, et l'intensité (mm.s^{-1}) et la durée de la pluie d'autre part [18]. Ainsi, pour un contexte pluviométrique donné défini par la pluie annuelle et l'intensité de pluie usuelle, il est possible d'estimer, pour une perméabilité de chaussée donnée, un volume d'infiltration annuel. Une estimation théorique peut être réalisée pour une couche de surface récente ayant une perméabilité comprise entre 10^{-8} et 10^{-7} m.s^{-1} , dans le contexte pluviométrique de Nantes (ouest de la France). Suivant les abaques proposés par van Ganse [18], cela conduit à une infiltration annuelle d'environ 175 mm. Les couches routières inférieures étant supposées plus perméables que la couche de surface, tout matériau alternatif utilisé dessous peut être soumis à ce flux annuel. En considérant une couche de MIOM usuelle de densité sèche (ρ_d) 1,7 (densité sèche moyenne mesurée sur site [12]) et de 40 cm d'épaisseur (ex. couche de fondation), c'est à dire 680 kg par mètre carré de chaussée, le rapport L/S annuel du MIOM serait de $0,25 \text{ L.kg}^{-1}$ [19]. Ce rapport moyen peut servir à estimer approximativement la perspective temporelle réelle représentée par les rapports L/S atteints par les simulations en colonnes, à 1 an, 10 ans et 20 ans respectivement. Ce dernier cas correspond à l'âge des sites étudiés (A et B) au moment des diagnostics.

6.4. Evaluation de la stabilité de la rétention par extraction séquentielle

Après réalisation des simulations en colonne, les échantillons de sol ont aussi servi à évaluer la spéciation des métaux lourds à différentes profondeurs grâce à un protocole d'extraction séquentielle [20].

La spéciation a été déterminée suivant le protocole en 4 étapes développé par le BCR (Bureau Communautaire de Référence) pour les sols et les sédiments [21]: 1) métaux de la fraction échangeable et extractibles à l'acide (liés aux carbonates notamment); 2) métaux de la fraction réductible (liés aux oxy/hydroxydes de fer et manganèse); 3) métaux de la fraction oxydable (liés à la matière organique et aux sulfures); 4) métaux de la fraction résiduelle (la structure cristalline). Ce protocole a été appliqué aux échantillons de sols (tranches) à -1 cm ; -2 cm ; -20 cm et -45 cm . Les teneurs totales restant inchangées à -20 cm et -45 cm par rapport à l'état initial, ces niveaux représentent l'état non modifié des sols. Dans ces niveaux profonds, selon le métal (Cr, Cu, Pb, Zn), la fraction résiduelle représente de 45% à plus de 90% de la teneur totale en métal considéré; et la somme des fractions résiduelle et oxydable représente de 75% à près de 100% de la teneur totale. Par ailleurs la fraction échangeable qui ne dépasse jamais 50% de la teneur totale dans le premier centimètre, décroît rapidement avec la profondeur (toutes données confondues): dès le deuxième centimètre cette fraction ne dépasse pas 30% du métal considéré, et est le plus souvent inférieure à 20% (toutes données confondues). La Figure 3 illustre la distribution finale du Pb et du Zn pour le sol limoneux.

Ces résultats indiquent que même dans le premier centimètre de sol routier, l'essentiel de la teneur en métaux lourds ne sera pas facilement échangeable (étapes 2 à 4 cumulées). La part de la fraction échangeable (étape 1) décroît rapidement dès le deuxième centimètre. La spéciation indique que dans les niveaux supérieurs, la présence de métaux est liée à la précipitation de carbonate de calcium lorsque le lixiviat (dans lequel la dissolution de la portlandite induit une forte concentration en Ca : 634 mg.l^{-1}) entre en contact avec le pH plus bas du sol routier.

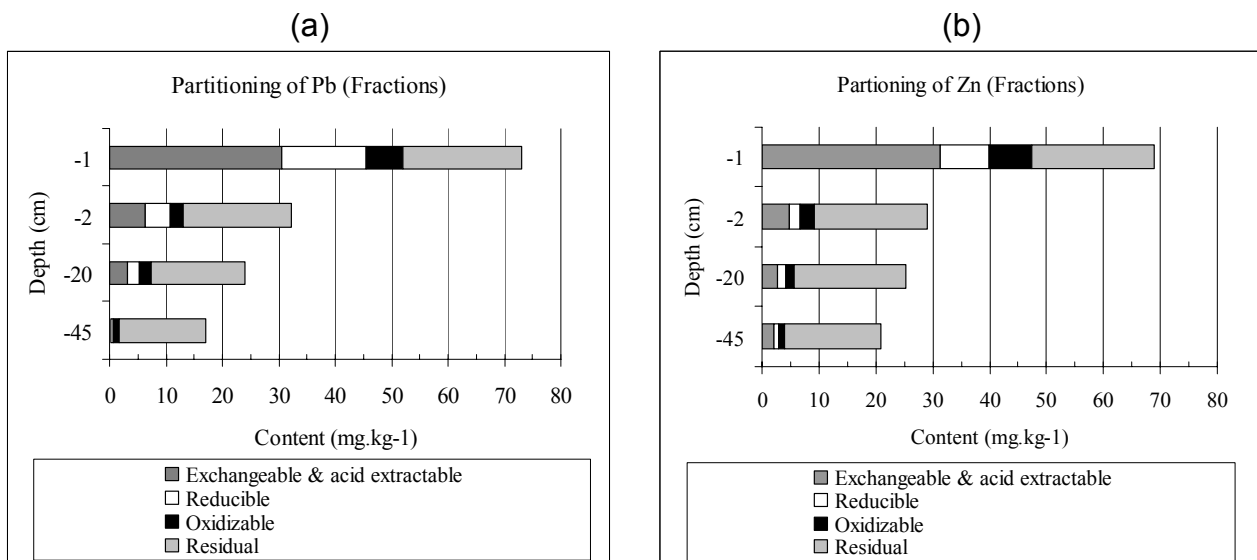


Figure 3 – Spéciation du Pb (a) et du Zn (b) pour le sol limoneux

7. ENSEIGNEMENTS DES COMPARAISONS AUX VALEURS DE RÉFÉRENCE

L'approche normative telle que celle développée aux Pays-Bas à travers le SPA [16] est utile pour mettre au point une politique harmonisée de protection des sols sur un territoire où diverses sources de polluants existent. La même définition de la pollution (valeurs limites) s'applique indépendamment de la source (activités ou matériaux polluants) ; cette approche s'applique pleinement au contexte de la construction avec des matériaux alternatifs. Bien que les teneurs mesurées sur site et après les simulations en colonnes représentent des conditions plutôt défavorables (MIOM non vieilli est très alcalin induisant une forte solubilité du Pb dans le cas du laboratoire), elles sont bien inférieures aux valeurs seuils calculées selon la méthode du SPA (ILV). Les teneurs mesurées peuvent être considérées comme pleinement acceptables du point de vue d'un système de référence national.

Toutefois, les teneurs étant bien inférieures aux valeurs seuils d'acceptabilité, l'interprétation de la situation réelle du sol sous-jacent peut/doit être plus détaillée grâce à des comparaisons additionnelles. Ceci est aussi justifiable car sol routier n'est pas considéré comme pollué. Selon cette approche, l'utilisation du sol par la construction routière peut être analysée sous le même angle que d'autres usages des sols. Les effets induits en termes de contamination peuvent être comparés aux effets d'autres activités humaines. En France, l'INRA [11] a rassemblé de telles données à partir de 237 sites, et fourni des statistiques de teneurs totales pour 9 métaux pour différentes textures de sols (sableux, limoneux, argileux...). Les conclusions positives d'une telle comparaison ont été présentées, toutefois aucune donnée spécifique aux sols routiers n'est compilée dans cet inventaire, en premier lieu du fait de la rareté de telles données. Mais le fait qu'avant de devenir un sol routier, le sol soit décapé pour retirer ses horizons organiques et argileux, puis compacté [22], représente aussi une caractéristique très particulière vis-à-vis de la rétention des polluants. Le sol routier représente un cas particulier d'utilisation des sols qui limite la comparaison avec les statistiques des sols ordinaires.

Les faibles niveaux de contamination observés comparés aux rares références normatives et statistiques pour des sols soumis aux activités humaines, autorisent le développement de la réflexion relative à un outil adapté aux cas des sols routiers. Cet outil doit permettre

d'aller plus loin que la simple description de l'état des sols ; il doit permettre de mettre en évidence les *effets* spécifiquement induits par la couche de matériau alternatif. En outre, du point de vue pratique, les décideurs et les ingénieurs ont besoin d'outils permettant les comparaisons entre matériaux alternatifs, entre couches d'emploi ou structures routières, et entre natures de sols routiers.

8. DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE SPÉCIFIQUE D'ÉVALUATION

Les routes étant construites dans un environnement ouvert à diverses sources de polluants, pour pouvoir évaluer la contribution réelle de la route faite de matériaux alternatifs à l'état final des sols routiers, le développement d'une approche spécifique d'évaluation doit intégrer la quantification des effets réels de la route

8.1. Description du système route

Suite aux pluies, la pollution induite par le trafic routier, l'entretien ou les accidents, peut s'infiltrer dans la structure routière, et les couches de chaussée peuvent éventuellement émettre des polluants vers le sol routier. Ce dernier peut aussi contaminer la nappe phréatique ou être contaminé par elle (si déjà polluée). Le territoire de la route (délimité par l'aire des projections humides produites par le trafic autour de la structure routière) est aussi soumis à l'influence de la pollution générale induite par diverses sources (domestiques, industrielles, agricoles), qu'elle soit véhiculée par l'atmosphère ou par les eaux souterraines. Dans un tel système, l'état relatif du sol routier peut être déterminé par comparaison entre l'intérieur et l'extérieur du territoire routier.

Afin d'isoler l'effet de la route faite de matériaux alternatifs, l'état de référence du sol doit être trouvé à l'extérieur du territoire routier (c'est à dire au delà de la zone des émissions humides). Pour prévenir les effets différentiels à partir de la contamination par des sources spécifiques, et pour éviter les variations horizontales de nature de sols, le sol de référence doit être aussi proche que possible de la limite du système. Selon cette approche, les effets sur le sol routier résultent de la contribution de la pollution routière et de la structure routière. La Figure 4 illustre la position du sol de référence par rapport aux principaux cheminements des polluants des sols.

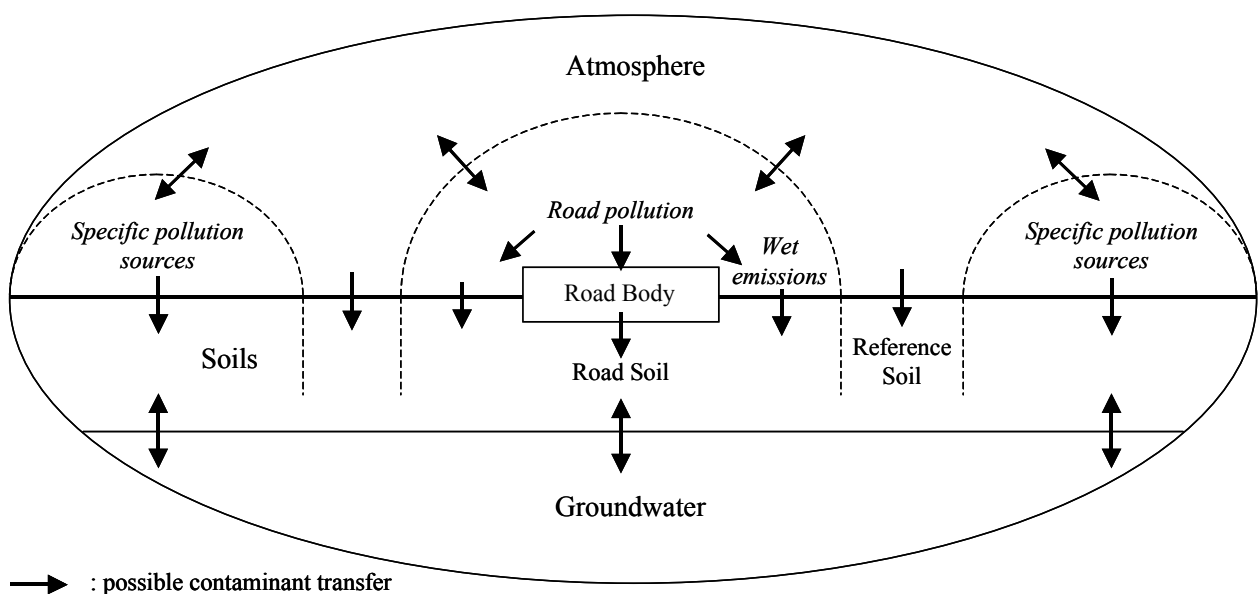


Figure 4 – Principaux cheminements de la contamination des sols

8.2. Développement d'indicateurs pour l'évaluation des impact sur les sols

L'évaluation de l'impact sur les sols routiers résulte de la comparaison entre les teneurs dans le sol routier à différentes profondeurs et celles du sol de référence aux mêmes profondeurs [23]. La comparaison est réalisée entre les profils verticaux pour divers paramètres (C) : teneurs en polluants ; paramètres physico-chimiques tel pH, Eh, conductivité électrique... La profondeur à laquelle la couche de matériau alternatif est en contact avec le sol routier est définie comme l'origine de l'échelle verticale pour les calculs (Figure 5). Chaque valeur de paramètre à la profondeur origine dans le sol de référence est définie comme C_{origin} .

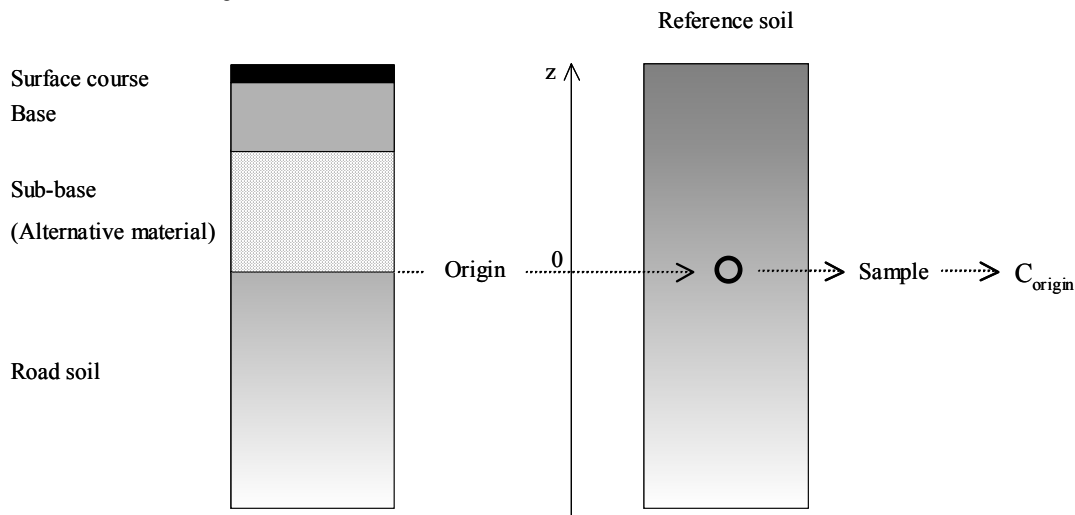


Figure 5 – Définition de l'origine

Pour chaque paramètre du sol de référence et du sol routier, à chaque profondeur (d), l'*Indicateur Sol* (IS), sans dimension physique, s'exprime comme :

$$IS(d) = (C(d) - C_{origin}) / C_{origin} \quad (1)$$

Ensuite, à chaque profondeur (d), la différence algébrique entre les valeurs IS du sol routier (RS) et du sol de référence (Ref) est examinée afin d'identifier toute perturbation. Cette différence est appelée *Effet Route* (RE) :

$$RE(d) = IS_{RS}(d) - IS_{Ref}(d) \quad (2)$$

C_{origin} peut être supérieur à $C(d)$ mesuré ailleurs le long du profil du sol de référence ou du sol routier. Dans ce cas, l'IS(d) correspondant peut varier entre -1 et 0 . Si cela arrive, cela peut aussi induire des valeurs RE comprises dans la même gamme. Par conséquent, la gamme des IS et RE est $[-1; +\infty]$: la petite plage négative indique simplement l'absence d'effet. Pour un site donné, les comparaisons sont faites entre les mêmes niveaux de sol (même nature). Grâce à cela, l'hétérogénéité entre sites du point de vue de l'influence de la nature des sols est neutralisée. Ainsi, la formule de l'indicateur RE peut être utilisée pour des comparaisons quantitatives entre sites.

Le concept de sol de référence a été utilisé pour les études de diagnostic afin de comparer l'état général des sols de chaque site (SA et SB) [12] mais les valeurs mesurées n'ont pas été appliquées à la méthode d'évaluation des effets [23]. L'intérêt de tels indicateurs est illustré ci-dessous. Les résultats peuvent révéler pour certains éléments chimiques des zones d'accumulation particulières. L'amplitude du RE dépend des paramètres chimiques et des types de sols. Le RE peut aussi neutraliser l'effet trompeur de certaines conditions

locales d'environnement sur les observations. Pour chaque site (SA et SB), les profils de RE montrent un comportement similaire de Al et Cr, en lien avec le comportement similaire connu de Cr_{III} et Al_{III} en réponse aux variations de pH du sol [10]. Cet exemple illustre des profils de RE similaires entre des espèces chimiques différentes (Figure 6a).

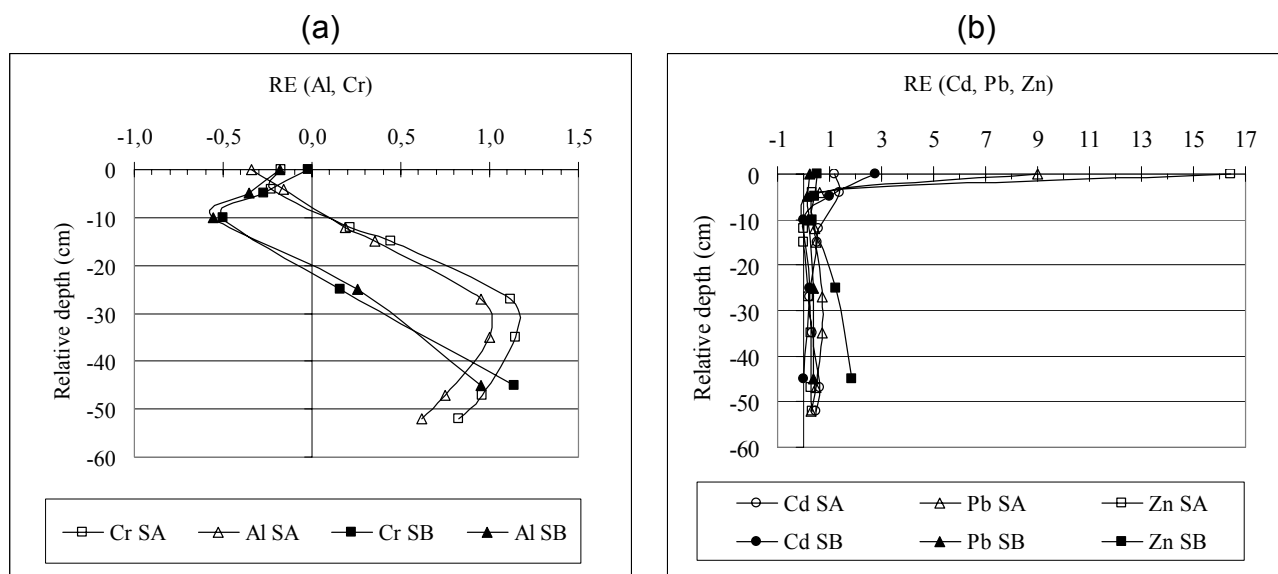


Figure 6 – Profils RE de Cr et Al (a) et profils RE de Cd, Pb et Zn (b)

Le cadmium, le plomb et le zinc sont des polluants couramment recherchés dans les MIOM. Le RE du Cd est constamment inférieur à 1,5 dans le site A (Figure 6b). Dans le site B, il est proche de 3 à l'origine. Dans chaque site il décroît rapidement. Le RE du Pb est particulièrement fort (9) à l'origine pour le site A ; sous -5 cm et sur toute la profondeur il reste proche de 0,5. Dans le site B, le profil de RE est vertical et égal à 0. Le profil de RE du Zn pour chaque site est similaire à celui du Pb : très fort (proche de 17) à l'origine du site A, et égal à 0 à tous les autres niveaux ; égal à 0 sur toute la profondeur du sol du site B.

8.3. Pertinence, robustesse et fiabilité des indicateurs

Le RE indique relativement bien l'effet réel de la route dans des environnements contrastés. Par exemple, le profil du sol de référence du site A montrait un accroissement des teneurs en chlorures avec la profondeur, probablement du à la proximité de la mer induisant une salinité accrue de la nappe [23]. Les fluctuations aisées de la nappe dans les sables littoraux peuvent avoir affecté le sol local. Un tel phénomène n'a pas été observé dans le contexte continental du site B : le profil de teneur en chlorures du sol de référence était vertical et les teneurs presque nulles. Or finalement, les profils de RE de chaque site étaient similaires en forme et en amplitude.

Les variations de RE en fonction de la profondeur diffèrent de façon significative d'un site à l'autre et dépendent des espèces chimiques. Ainsi, bien que des RE supérieurs soient notés au niveau origine ($RE(0) = 17$ pour Zn; $RE(0) = 9$ pour Pb), pour certains éléments, le RE n'est pas maximum au contact entre le sol routier et la dernière couche routière (voir Figure 6a). L'évaluation par les RE permet d'éviter les erreurs d'interprétation dues à l'influence du contexte local. Ces indicateurs peuvent servir à identifier une contamination ambiante et ces interférences possibles avec la contribution réelle de la route et des matériaux ; ils permettent la distinction entre sources ; l'indicateur RE permet la comparaison quantitative entre sites contrastés en terme d'environnements, de structures routières, de sols et de matériaux routiers.

Dans la perspective du développement de la méthode, la fonction du sol routier en tant qu'élément structurel de l'ouvrage routier (couche de forme) doit être considérée de la même façon que pour une autre couche de la structure. L'épaisseur sur laquelle le sol routier est compacté correspond à l'épaisseur de la couche (forme). Le confinement éventuel des polluants émis par les matériaux alternatifs dans cette couche doit être pris en compte dans la définition de critères d'acceptation. De plus, suite au compactage et à la perméabilité réduite des sols routiers (par rapport aux sols naturels), le transport horizontal des lixiviats au dessus de ceux-ci vers les accotements ou vers les points bas du profil longitudinal de la route [24], doit être envisagé dans les travaux à venir pour la sélection des points d'échantillonnage et la mise en application des IS et RE.

9. CONCLUSION

Dans le cadre de l'évaluation environnementale des matériaux alternatifs en construction routière, le sol routier est une cible qui jusqu'à maintenant a été peu prise en compte. Les études sur site et en laboratoire montrent et expliquent la capacité des sols routiers à servir de barrière chimique vis-à-vis de la migration de métaux lourds émis par des matériaux alternatifs, et par conséquent leur rôle pour prévenir la dispersion des polluants dans l'environnement. La stabilité de la rétention est observée jusqu'au moyen terme, mais devra être étudiée plus en détail pour la prévision à plus long terme. Comparée aux valeurs de référence, la rétention des métaux lourds dans les sols routiers apparaît acceptable. Les indicateurs RE permettent une appréciation globale de l'effet réel sur les sols routiers des structures faites de matériaux alternatifs. Etant basés sur un effet relatif, ils peuvent être interprétés sans référence à des valeurs limites d'acceptabilité, qui elles traitent de teneurs absolues. Néanmoins, l'intérêt existe pour l'aide à la décision, de définir des valeurs seuils d'amplitude de RE. Des développements dans ce sens sont nécessaires. Pour l'application de la méthode, la couche de matériau alternatif a été considérée comme la principale source de polluant. Toutefois, dans la perspective de définir des Effets Route acceptables, « l'étalonnage » des indicateurs RE à partir de données issues d'ouvrages construits avec des matériaux classiques sera nécessaire. Pour une gestion durable des matériaux alternatifs et des sols routiers, ces développements doivent être accompagnés par le développement de méthodes de laboratoire prédictives concernant la lixiviation des matériaux alternatifs et la sorption dans les sols routiers.

RÉFÉRENCES

1. Commission Européenne (2001). 6^{ème} programme communautaire d'action pour l'Environnement 2001-2010, Office des publications officielles des communautés européennes, Luxembourg.
2. Reid J.M., Evans R.D., Holnsteiner R., Wimmer B., Gaggl W., Berg F., Pihl K.A., Milvang-Jensen O., Hjelm O., Rathmayer H., François D., Raimbault G., Johansson H.G., Hakansson K., Nilsson U., Hugener M. (2001). Alternative materials in road construction. Final report for the EU Commission, Contract RO-97-SC.2238, Crowthorne, UK.
3. Jullien A. & de Larrard F. (2005). An overview of recycling in road infrastructures in France from the OFRIR project, 1st International Conference on Engineering for Waste Treatment, 7 p.
4. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (2000). Evaluation de l'écocompatibilité de déchets: Principes généraux. ADEME Ed., Angers, France.
5. Selim H.M. & Iskandar I.K. (1999). Fate and transport of heavy metals in the vadose zone. Lewis publishers, Boca Raton, USA.
6. Council of the European Communities (1999). Council directive 1999/31/EC on the landfill of waste.
7. Council of the European Communities (2003). Council decision 2003/33/EC establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC.

8. Hjelmar O., van der Sloot H.A., Guyonnet D., Rietra R.P.J.J., Brun A., Hall D. (2001). Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. 8th International Waste Management and Landfill Symposium. Vol. III, pp 712-721.
9. Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes (1993). L'Eau et la route: Problématique des milieux aquatiques. Vol. 1, SETRA Ed., Bagneux, France.
10. Alloway B.J. (1995). Heavy metals in soils. Blackie academic and professional Ed. Glasgow, UK.
11. Baize D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Ed., Paris, France.
12. François D., Legret M., Demare D., Fraquet P., Berga P. (2000). Comportement mécanique et environnemental de deux chaussées anciennes réalisées avec des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères. Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées, 227, pp 15-30.
13. Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlen J., Hjelmar O., Kosson D.S., Sawell S.E., van der Sloot H.A., Vehlow J. (1997). Municipal solid waste incinerator residues. Elsevier Ed., Amsterdam, The Netherlands.
14. Ministère de l'Environnement (1991). Arrêté ministériel relatif aux installations d'incinération des résidus urbains, Paris, France.
15. Ministère de l'Environnement (1994). Circulaire relative à l'élimination des mâchefers d'incinération des résidus urbains, Paris, France.
16. Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (2000). Circular on target values and intervention values for soil remediation, Annexes, Den Haag, The Netherlands.
17. Bouvet M. (2005). Transfert dans des sols routiers de métaux lourds issus de l'utilisation de déchets. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, France.
18. Van Ganse R. (1978). Les infiltrations dans les chaussées: Evaluations prévisionnelles. Federal Office of Highways and Rivers Ed., Berne, Switzerland.
19. François D., Legret M., Delville N. (2000). An approach for the assessment of by-products eco-compatibility in road construction. 4th International Congress of Environmental Geotechnics. Vol. 1, pp. 567-572.
20. Bouvet M., François D., Schwartz C. (2004). Transfer and partitioning of heavy metals leached from MSWI bottom ash in a column of road soil. International RILEM Conference on the Use of Recycled Materials in Buildings and Structures, Vol 1, pp 462-471.
21. Ure A.M., Quevauviller P., Muntau H., Griepink B. (1992). Speciation of heavy metals in soils and sediments: An account of an improvement and harmonization of extraction techniques under auspices of the BCR of the commission of European communities. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 51, pp 135-151.
22. Ministère de l'Equipement du Logement et des Transports (2000). Guide technique de réalisation des remblais et couches de forme. SETRA & LCPC Eds., Paris, France.
23. Jullien A. & François D. (2006) Soil indicators used in road environmental impact assessment. Resources Conservation and Recycling, 48, pp 101-124.
24. Silvestre P. (1986). Drainage routier: Rôle de l'environnement hydrique. Bulletin des Laboratoire des Ponts et Chaussées, 145, pp 7-16.