

CARTORISK

Spatialisation géostatistique des risques sanitaires Etude méthodologique et conditions de mise en œuvre opérationnelle

Rapport final

Décembre 2016

N° de contrat : 1572C0320

Projet de recherche coordonné par : *Non renseigné⁽ⁱ⁾*

Projet de recherche réalisé par : Véronique Croze (Elément-Terre), Hélène Demougeot-Renard (eOde),
Claire Fauchaux (Geovariances), David Pitaval (Ginger Burgeap), Sylvie Traverse (Ginger Burgeap)

Coordination technique ADEME : ROUSSEL Hélène – DirectionService : ANGERS DVTD SFUSP



REMERCIEMENTS

Nos plus chaleureux remerciements vont à :

Laurent CHATEAU (ADEME)
Caroline DIONISI (EDF)
Marie GRASSET (Grand Lyon Métropole)
Roger JAQUET (SOLVAY)
Thomas LACAZE (EPF Ile de France)
Hubert LEPROND (BRGM)
Didier MARGOT (ADEME)
Franck MAROT (ADEME)
Hélène ROUSSEL (ADEME)

pour leur participation à l'atelier et leurs suggestions..

CITATION DE CE RAPPORT

ADEME. Croze Véronique, Demougeot-Renard Hélène, Faucheux Claire, Pitaval David, Traverse Sylvie. 2018. CARTORISK. Spatialisation géostatistique des risques sanitaires. Etude méthodologique et conditions de mise en œuvre opérationnelle – Rapport. 89 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne www.ademe.fr, rubrique Médiathèque (URL)

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

20, avenue du Grésillé

BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

Étude réalisée pour le compte de l'ADEME (contrat 1572C0320) par :

Véronique Croze (Elément-Terre), Hélène Demougeot-Renard (eOde), Claire Faucheux (Geovariances), David Pitaval (Ginger Burgeap), Sylvie Traverse (Ginger Burgeap)

Coordination technique - ADEME :

Hélène ROUSSEL, Service Friches Urbaines et Sites Pollués – SFUSP – Direction Villes et Territoires Durables – ADEME Angers

Table des matières

1	Contexte et objectifs.....	9
1.1	Les enjeux de la reconversion des friches	9
1.2	Objectifs du projet.....	9
1.2.1	Elaboration de la démarche de cartographie des risques sanitaires.....	10
1.2.2	Définition de ses conditions d'utilisation dans un contexte opérationnel.....	10
1.2.3	Position de CARTORISK dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués	10
1.3	Moyens mis en œuvre	11
2	Synthèse et analyse de l'existant.....	13
2.1	Méthodes existantes de spatialisation des risques sanitaires.....	13
2.2	Analyse des méthodes existantes de spatialisation des risques	17
2.3	Méthodes existantes d'estimation géostatistique des volumes de sol à excaver et masses de polluants à traiter 20	
3	La démarche CARTORISK	22
3.1	Principe général.....	22
3.1.1	Etude préliminaire	22
3.1.2	Production de cartes de risques	24
3.2	Résultats : différents types de cartes de risques.....	25
3.2.1	En phase amont : cartographie des opportunités de réaménagement	25
3.2.2	En phase programmation : cartographie comparative des plans de réaménagement.....	26
3.2.3	En phase aval de cession des terrains : cartographie de communication	26
3.2.4	Mode d'utilisation des différents types de cartographies	26
3.3	Périmètre de la démarche	27
3.3.1	Trois voies d'exposition.....	27
3.3.2	Incertitude liée à la variabilité spatiale	27
3.3.3	Modèles analytiques de transfert des polluants.....	27
3.3.4	Passage du 3D au 2D.....	27
3.3.5	Changement de support	28
3.4	Conditions de calcul spatialisé des risques	28
3.4.1	Voie d'exposition par ingestion de sol	28
3.4.2	Voie d'exposition par ingestion de végétaux	29
3.4.3	Voie d'exposition par inhalation d'air intérieur	30
3.5	Le code appuyant la démarche	33
4	Intégration de la démarche dans le processus décisionnel du réaménagement.....	35
4.1	Illustration sur le site 1	35
4.1.1	Présentation du site	35

4.1.2	Données disponibles.....	36
4.1.3	Etude préliminaire	41
4.1.4	Cartographies des risques sanitaires	46
4.2	Illustration sur le site 2	52
4.2.1	Présentation du site	52
4.2.2	Données disponibles.....	52
4.2.3	Etude préliminaire	55
4.2.4	Cartographies des risques sanitaires	58
4.3	Point de vue du comité d'experts	63
4.3.1	L'atelier du 15 mai 2018.....	63
4.3.2	Avis sur l'usage de la démarche	63
4.3.3	Avis sur la pertinence de la démarche.....	64
5	Conclusions et perspectives	66
	Annexe 1. Liste détaillée des travaux réalisés	68
	Annexe 2. Détails sur l'organisation de l'atelier du 15 mai 2018	69
	Annexe 3. Références bibliographiques	70
	Annexe 4. Equations de transfert et de risque	73
	Annexe 5. Paramètres de transfert et de risque des sites 1 et 2	80
	Annexe 6. Cartes complémentaires des opportunités pour le site 1.....	82
	Annexe 7. Index des tableaux et figures	85

Résumé

La reconversion des friches issues du passé industriel représente des opportunités de renouvellement urbain pour les collectivités. Mais la programmation et la conception des réaménagements doivent intégrer de multiples critères, dont la gestion du passif environnemental. Le projet CARTORISK avait pour objectif de développer une démarche facilitant la recherche d'un meilleur compromis de réaménagement sous l'angle de la pollution et de sa gestion dans le cadre légal en vigueur.

La démarche de spatialisation des risques sanitaires développée permet de produire différents types de cartes, cartes d'opportunités de réaménagement et cartes de risques pour diverses variantes spatiales de réaménagement, utiles aux différents stades d'élaboration d'un projet, de la phase amont où les usages et leur positionnement sont encore ouverts, à la phase aval où le plan de masse définitif a été établi. Ces cartes constituent également un outil de communication, pour mettre en avant sous l'angle du risque et de manière intégrée (additivité des risques pour différents polluants et voies d'exposition) l'effet de mesures de gestion de la pollution (opérations de dépollution et mesures constructives).

L'utilisation de modèles géostatistiques de la pollution permet d'intégrer dans les calculs spatialisés des risques l'incertitude induite par la connaissance lacunaire de la pollution et par la complexité de sa répartition dans les milieux atteints. Elle permet d'identifier les secteurs où un échantillonnage complémentaire serait bénéfique pour décider de la reconversion de sites avec un meilleur niveau de confiance, et donc un moindre « risque » dans la prise de décision.

L'élaboration du code de calcul dédié à la démarche CARTORISK, permettant de « traduire » les modèles géostatistiques de la pollution en cartographie des risques par application de fonctions de transferts et d'exposition, a montré d'une part, que les calculs et modélisations à mener n'étaient pas triviaux, d'autre part qu'un certain nombre de choix méthodologiques étaient à mener, qui font que les cartes de risques produites à partir des mêmes modèles géostatistiques peuvent être différentes suivant le code ou le logiciel utilisé. Parmi les défis rencontrés, citons l'intégration des flux de substances volatiles dans le calcul des risques par inhalation et le passage de modèles 3D de la répartition spatiale des polluants à des cartographies 2D des risques, ou bien encore le changement de support requis pour calculer les concentrations en polluants dans l'air intérieur. Parmi les choix méthodologiques, notons par exemple le choix des modèles analytiques de transfert des polluants gazeux vers l'air intérieur. La cartographie géostatistique des risques sanitaires est néanmoins apparue tout à fait faisable, avec des temps de calcul courts (quelques minutes) en dépit du nombre de polluants, de voies d'exposition et de variantes de réaménagement à considérer.

Le test et l'expérimentation sur deux sites réels aux caractéristiques contrastées a permis de valider scientifiquement et techniquement la démarche, et d'illustrer ses possibilités d'utilisation. Le premier site de grande taille présentant une pollution aux métaux et aux hydrocarbures à l'origine de risques par ingestion de sol et de végétaux a permis de déployer la méthode dans son entier en produisant à la fois des cartes d'opportunités de réaménagement et des cartes de risques pour différentes variantes spatiales de reconversion. Le second site de petite taille présentant une pollution aux composés organohalogénés volatils responsables de risques par inhalation a permis de tester l'effet de dépollutions successives sur la réduction du risque et l'élargissement progressif des possibilités de réaménagement du site.

Les discussions avec le comité d'experts et l'analyse des résultats menée par les partenaires du projet suggèrent un certain nombre d'améliorations qui pourraient être portées à l'outil et la démarche. Celles-ci seraient destinées à élargir les possibilités apportées par la démarche, ou bien à faciliter la prise en main des cartographies par les acteurs du réaménagement ou d'un public large. La démarche proposée a été perçue comme un outil complémentaire aux outils recommandés par la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Elle trouve en effet son intérêt à différents stades de la méthode tout en répondant aux besoins évolutifs du maître d'ouvrage dans le processus de reconversion. Les développements de CARTORISK sont ainsi pertinents à l'étape de définition des objectifs de réhabilitation et d'analyse des scénarios de gestion de la pollution, en permettant leur comparaison sous l'angle des risques sanitaires, tout en tenant compte des scénarios de réaménagement envisagés. La démarche peut également être déployée dans l'analyse des risques résiduels, au stade où l'acceptabilité des risques sanitaires résiduels après réhabilitation doit être montrée et argumentée.

Abstract

Redevelopment of brownfields provide opportunities for urban renewal but planning and designing contaminated sites reuse must comply with multiple criteria. Management of environmental liabilities is one of these. The aim of the CARTORISK project was to develop an approach for facilitating the search for a best compromise of redevelopment accounting for pollution and its management within the legal framework.

A method for mapping health risks was developed and allows to produce different types of maps, maps of redevelopment opportunities and risk maps for various spatial redevelopment plans, which are useful at different stages of a reconversion project, from the early stage when the uses and their positioning are still open, to a late stage when the final plan was set. Risk maps may also be used as a communication tool, to put forward from a risk perspective and in an integrated way (additivity of risks for different pollutants and exposure routes) the effect of pollution management (cleanup actions, building specifications).

The use of geostatistical models of pollution allows to integrate the uncertainty induced by the incomplete knowledge and the complexity of pollutant spatial distribution in the spatialized calculations of risks. Areas where additional sampling would be beneficial to define the redevelopment plans of contaminated sites with a higher confidence level - and thus a lesser "risk" in decision-making - may be identified.

The development of the computer program dedicated to the CARTORISK approach, allowing to "translate" geostatistical models of pollution into risk maps by application of transfer and exposure functions, showed on the one hand, that the calculations and modeling to be carried out were not trivial, on the other hand that a number of methodological choices were to be carried out, which may lead to different risk maps from the same geostatistical models depending on the code or software used for risk spatialization. One of the challenges is for example to integrate volatile organic compounds flows into the calculation of risk by inhalation, and the transition from 3D models of the spatial distribution of pollutants to 2D risk mappings ; or the change of support required to calculate concentrations of pollutants in indoor air. Methodological choices include, for example, the choice of analytical models for the transfer of gaseous pollutants in soil to indoor air. The feasibility of geostatistical health risks mapping was nevertheless demonstrated, with short calculation times (a few minutes) despite the number of pollutants, routes of exposure and redevelopment alternatives to be considered.

The test and experimentation on two real contrasted brownfields allowed to scientifically and technically validate the approach, and to illustrate its possibilities of use. The first large-scale site with heavy metals and hydrocarbons causing risks by oral intake of soil or consumption of harvested products has enabled to apply the whole method by producing both redevelopment opportunity maps and risk maps for different spatial reconversion alternatives. The second small site with VOHC contamination responsible for inhalation risks tested the impact of successive remediation stages on risk reduction and the gradual widening of redevelopment opportunities on the site.

Discussions with the expert committee and the analysis of the results carried out by the project partners suggest a list of improvements of the computer program and the approach. These would be intended to broaden the possibilities of the approach, or to facilitate the use of the risk maps by the redevelopment actors or a larger audience. The approach is seen as a complementary tool to the tools recommended by the French national methodology for contaminated sites and soils management. CARTORISK shows a potential interest at different stages of the national method while meeting the evolving needs of the developers in the reconversion process: CARTORISK is relevant when defining the remediation goals and comparing various scenarios for managing contamination, accounting for the health risks associated to the redevelopment alternatives. The approach can also be deployed in the analysis of residual risks, when the acceptability of residual health risks after remediation must be shown and argued.

Abréviations

ACET	acétone
ARR	analyse de risques résiduels
BaP	benzo(a)pyrène
BCF	facteur de bioconcentration
BENZ	benzène
BTEX	benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
C10-C40	somme des fractions d'hydrocarbures renfermant 10 à 40 carbones
CIRC-IARC	Centre international de recherche sur le cancer - International Agency for Research on Cancer
COHV	composés organiques halogénés volatils
CV	chlorure de vinyle
DCE	dichloréthylène
DGPR	direction générale de la prévention des risques
DJE	dose journalière d'exposition
EQRS	évaluation quantitative des risques sanitaires
ERI	excès de risque individuel
ERU	excès de risque unitaire
ETHYLB	éthylbenzène
EtOH	éthanol
FOC	fraction de carbone organique du sol
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
i-BuOH	isobutanol
i-PropOH	isopropanol
Max	maximum
MEC	méthyléthylcétone
MeOH	méthanol
MIBC	méthylisobutylcétone
Min	minimum
M-P-XYL	mp-xylène
MTES	Ministère de la Transition écologique et solidaire
Nb	nombre
NAPHT	naphtalène
n-BuOH	n-butanol
OMS	Organisation mondiale de la santé
O-XYL	o-xylène
PER	perchloréthylène
PXX	percentile XX %
QD	quotient de danger
σ	écart-type
SIG	système d'information géographique
TCE	trichloréthylène
TEF	toxicity equivalent factor, facteur d'équivalent toxique
TOL	toluène
UE	Union Européenne
UPDS	Union des Professionnels de la Dépollution des Sites
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
VOHC	volatile organic halogenated compounds
VTR	valeur toxicologique de référence

1 Contexte et objectifs

1.1 Les enjeux de la reconversion des friches

Plusieurs milliers de sites pollués issus d'activités anciennes sont recensés à l'échelle nationale (base de données BASOL¹). Les friches qui en résultent (industrielles, maritimes, militaires, activités tertiaires en déclin...) représentent des opportunités de renouvellement urbain pour les collectivités. Ce renouvellement urbain constitué par la reconversion d'anciennes friches est encadré du point de vue de la gestion des pollutions par la norme NFX 31620 (Association française de normalisation, 2011), la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (Ministère de l'Environnement, 2017) et la loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové (loi ALUR²).

À côté de ce cadre de gestion, le maître d'ouvrage public engageant cette reconversion intègre de multiples critères pour programmer l'aménagement et le concevoir (socio-économiques, schémas d'aménagement territorial, besoins d'urbanisme, ...). La gestion du passif environnemental du site, contrainte parmi d'autres, nécessite pour être bien appréhendée le déploiement d'outils qui favorisent la compréhension et l'intégration de cette contrainte par le maître d'ouvrage aménageur.

Parallèlement, dans un contexte de cessation d'activité et de dialogue entre l'ancien exploitant et la collectivité pour orienter les futurs usages sur le site et les éventuelles servitudes, le plan de gestion constitue le « *document d'orientation qui vise à étudier les différents scénarios de gestion d'une pollution* » (DGPR, 2017).

Avoir, dans le cadre des études, une vision spatialisée des opportunités de réaménagement en fonction du degré de pollution, des risques sanitaires potentiels et des coûts de gestion des potentielles terres excavées, permet une consolidation du plan de gestion. L'intégration des incertitudes spatiales associées aux diagnostics dans l'estimation des risques sanitaires et des coûts d'excavation des terres fournirait en outre le moyen de tenir compte de ces incertitudes dans les processus décisionnels de la reconversion.

1.2 Objectifs du projet

Le projet CARTORISK a pour objectif d'élaborer une démarche qui permette de confronter différents plans de réaménagement de sites selon l'angle de la pollution tant vis-à-vis des risques sanitaires induits que des économies potentielles associées à la gestion des terres à excaver pour la réalisation des infrastructures. La démarche est destinée à aider les maîtres d'ouvrage à choisir le meilleur compromis de réaménagement en termes financiers, environnementaux et sanitaires.

La méthode permet de proposer des cartes de types d'aménagement en fonction du risque sanitaire et donc de la pollution. Elle alimente en cela la recherche de la meilleure option du point de vue de ces enjeux. Elle permet de générer facilement différents scénarii en modifiant les paramètres du calcul de risque. Cette méthodologie peut aussi donner une vision prospective sur l'intensité de la dépollution nécessaire afin d'augmenter les possibilités d'aménagement.

Une des originalités de la démarche tient à l'intégration de la répartition spatiale de la pollution dans les calculs de risques, ainsi qu'à la prise en compte des incertitudes d'estimation liées au caractère forcément lacunaire de la connaissance de la pollution et à la complexité de sa répartition dans les milieux atteints. Elle permet d'identifier les secteurs où un échantillonnage complémentaire serait bénéfique pour décider de la reconversion de sites avec un meilleur niveau de confiance, et donc un moindre « risque » dans la prise de décision.

¹ <http://basol.developpement-durable.gouv.fr/accueil.php>

² Loi n°014-366 du 24 mars 2014 pour l'accès au logement et un urbanisme rénové.

Le projet a comporté deux volets :

- Le développement à proprement parler de la démarche de cartographie des risques sanitaires et son application sur deux sites réels ;
- La définition de ses conditions d'utilisation dans un contexte opérationnel.

1.2.1 Elaboration de la démarche de cartographie des risques sanitaires

Une démarche adaptée aux caractéristiques des friches et des projets de réaménagement fréquemment rencontrés sur le territoire national, en termes notamment de tailles de sites, de types de pollutions et d'occupations futures envisagées, a été élaborée.

Elle s'appuie sur les capacités des **méthodes géostatistiques** à modéliser la variabilité spatiale d'un phénomène, et à quantifier l'incertitude d'estimation. Le couplage d'une modélisation géostatistique de la pollution des sols au calcul des risques sanitaires permet en effet d'élaborer une cartographie des risques sanitaires intégrant la variabilité spatiale de la pollution, et l'incertitude d'estimation associée.

La démarche a été testée et validée sur **deux sites réels** dont les situations de pollution et de réaménagement sont contrastées et représentatives des situations rencontrées sur le territoire national.

1.2.2 Définition de ses conditions d'utilisation dans un contexte opérationnel

La cartographie des risques sanitaires n'apporte une réelle plus-value aux projets de reconversion des friches que si celle-ci trouve sa place dans le processus décisionnel du réaménagement en y apportant une aide concrète.

La seconde partie du projet était donc destinée à définir les conditions d'utilisation des cartes de risques obtenues par la démarche CARTORISK, au cours des différentes étapes par lesquelles passe le projet de reconversion d'un site.

Testé et illustré sur les deux sites d'essai, le mode d'utilisation des cartes a été soumis à l'avis d'un comité d'experts du réaménagement et des risques associés aux sites et sols pollués.

La liste détaillée des travaux réalisés pour mener à bien le projet se trouve en **Annexe 1** du rapport.

1.2.3 Position de CARTORISK dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués

Avant tout, il convient de rappeler que les développements proposés par CARTORISK constituent des outils permettant de réfléchir à la gestion d'un site et de ses pollutions mais ne constituent pas une prestation telle que définie dans la norme NFX 31-620 (Association française de normalisation, 2011).

Comme présenté en détail au § 3.1, la mise en œuvre de CARTORISK nécessite la réalisation préliminaire d'études visant à caractériser la pollution des terrains, ses hétérogénéités et plus globalement à comprendre le fonctionnement de la pollution et sa migration vers les cibles potentielles actuelles ou futures. Lors de ces études reposant sur des diagnostics et l'expertise des bureaux d'études, sont également définies selon les principes présentés dans (Ministère de l'Environnement, 2017) les sources de pollution, pollutions concentrées et les seuils de coupure théoriques. Par ailleurs, la mise en œuvre d'une modélisation géostatistique permettant l'établissement d'une modélisation 3D de la pollution du site et/ou de la lithologie, si elle est nécessaire pour la mise en œuvre de CARTORISK, peut être réalisée dès ce stade des études préliminaires.

Les développements de CARTORISK sont pertinents dans l'étape suivante de définition des objectifs de réhabilitation et d'analyse des scénarios de gestion de la pollution (§ 3.3 et § 4, MTES, 2017) reposant sur les seuils de coupure et sur un bilan coût-avantage où sont à considérer les risques sanitaires potentiels en lien avec les usages et aménagements prévus. En effet, la cartographie des risques sanitaires pour différents aménagements, différents niveaux de traitement des pollutions, différentes mesures constructives est un outil d'aide à l'orientation des choix tant de gestion des pollutions que d'aménagement. A ce titre, l'utilisation de CARTORISK permet de visualiser les effets sur les risques des différentes

actions potentielles de dépollution ou de mouvements de terre et ainsi de comparer des scénarios de dépollution sous l'angle des risques sanitaires (cf. illustration sur le site 2, § 4.2).

Enfin au stade où l'acceptabilité sanitaire des risques doit être montrée et argumentée que ce soit d'un point de vue théorique (analyse de risques résiduels (ARR) prédictive) ou effectif (ARR de validation des travaux), les développements de CARTORISK peuvent être pertinemment déployés. Dans ce cas, CARTORISK est utilisé comme outil de calcul et de visualisation des risques, l'ensemble des étapes de l'ARR devant cependant être classiquement réalisé (schéma conceptuel, choix de VTR et paramètres de transferts et d'exposition, analyse de sensibilité et analyse des incertitudes).

1.3 Moyens mis en œuvre

Equipe de projet

Le projet CARTORISK a été porté par 4 partenaires aux domaines d'expertise complémentaires :

- eOde (Hélène Demougeot-Renard), spécialisée en géostatistique des sites et sols pollués, coordinatrice du projet,
- Element-Terre (Véronique Croze), société de dépollution impliquée dans les projets de réhabilitation des friches,
- Geovariances (Claire Fauchoux), développant et commercialisant des logiciels de géostatistique, en plus d'activités de formation et études de cas,
- Ginger Burgeap (Sylvie Traverse et David Pitaval), département recherche et développement d'un groupe d'ingénierie et de conseils en environnement, ayant une longue expérience des évaluations des risques sanitaires, des transferts de polluants et des projets de reconversion des friches.

Sites d'essai

La démarche de cartographie des risques a été testée sur deux sites aux caractéristiques contrastées.

Le **site 1** est un ancien site industriel ayant accueilli diverses activités (chaudronnerie, bois, fabrication de produits azotés) et ayant également servi de décharge, d'une surface d'environ 60 000 m². Le terrain renferme des pollutions en métaux et hydrocarbures peu volatils (hydrocarbures C10-C40, HAP). Le site est concerné par un projet de réhabilitation dans sa partie nord par la collectivité, qui prévoit la création d'une zone mixte artisanale et tertiaire ainsi que des aménagements alentours (espaces verts et voiries). Le réaménagement du reste du site n'est à l'heure actuelle pas fixé ; l'ensemble du site est actuellement géré par un établissement public foncier. Les risques sanitaires potentiels sont principalement liés au contact direct avec les sols pollués (ingestion de sols et de poussières et pour des usages résidentiels hypothétiques la consommation de végétaux autoproduits).

Le **site 2** est un ancien centre de conditionnement de produits pétroliers, d'une surface de 12 000 m². Le sol et la nappe renferment de fortes concentrations en substances volatiles (composés organohalogénés volatils COHV, BTEX, alcools et cétones), ainsi que des hydrocarbures moins volatils (HAP, hydrocarbures C10-C40) et des métaux. Les réaménagements initiaux envisagés par l'industriel et l'aménageur sont des espaces verts, des immeubles d'habitation et des bâtiments scolaires, ainsi qu'éventuellement un centre nautique. La principale voie d'exposition ayant une incidence forte sur les risques sanitaires est l'inhalation d'air intérieur.

Ressources logiciel

Les développements informatiques nécessaires à la spatialisation des risques sanitaires ont été réalisés dans l'environnement et langage de programmation open-source R (R Core Team, 2017).

Les modélisations géostatistiques de la répartition spatiale de la pollution dans le sol ont été menées dans des logiciels de traitement géostatistique :

- Kartotrak ©Geovariances (Geovariances, 2017a) pour le site 1,
- Isatis ©Geovariances (Geovariances, 2017b) pour le site 2.

Il est à noter que les modèles géostatistiques utilisés pour élaborer la cartographie des risques dans le programme R CARTORISK peuvent être générés dans d'autres logiciels, sous réserve de respecter le format d'import.

Comité d'experts

Une dizaine de personnes ont participé à un atelier (Paris, 15 mai 2018) organisé pour discuter de la pertinence de la démarche CARTORISK, de ses conditions d'utilisation et de ses possibilités d'amélioration. Les participants étaient des professionnels des sites et sols pollués, ainsi que des représentants de collectivités, organismes de réaménagement et exploitations industrielles en charge de sites pollués. La liste des participants se trouve en **Annexe 2** du rapport.

2 Synthèse et analyse de l'existant

Ce paragraphe dresse un état des lieux des connaissances scientifiques actuelles internationales et nationales pour cartographier les risques sanitaires, puis mène une analyse critique des méthodes qui ont été expérimentées jusqu'à présent. Les éléments techniques clés des méthodes géostatistiques d'estimation des volumes et des coûts de dépollution par excavation sont ensuite résumés.

2.1 Méthodes existantes de spatialisation des risques sanitaires

Deux grands types de spatialisation du risque sanitaire sont présentés dans la littérature. De nombreux travaux visent à mettre en relation spatiale les pollutions des milieux avec des données sur la santé des populations. L'objectif dans ce premier cas est de déterminer si un phénomène de pollution ayant une distribution spatiale peut être considéré comme responsable, au moins en partie, de la répartition des cas de maladies observés à l'échelle d'une région : par exemple répartition de cas de cancers et radioactivité des milieux autour d'une centrale nucléaire. D'autres travaux cherchent à prévoir les risques sanitaires associés à une utilisation actuelle ou future d'un territoire, en intégrant la dimension spatiale de la pollution, des voies d'exposition et de l'utilisation du sol. Nous nous intéressons à ce second type de cartographie des risques sanitaires.

Les premiers travaux de recherche sur la spatialisation des risques apparaissent avec le développement des systèmes d'information géographique (SIG) (cf. p.ex. (Fedra, 1998)). Ces outils permettent en effet de rassembler sur une seule plateforme l'ensemble des informations nécessaires aux calculs de risques : caractéristiques des phénomènes à l'origine des risques, usages du terrain, voies d'exposition et typologies des populations humaines, tout en prenant en compte la dimension spatiale de certaines d'entre elles. Ces premiers travaux balaient l'éventail des possibilités apportées par les outils SIG pour cette problématique, mais sans développer de méthodologie spécifique, et notamment de calcul spatialisé des risques (Figure 1).

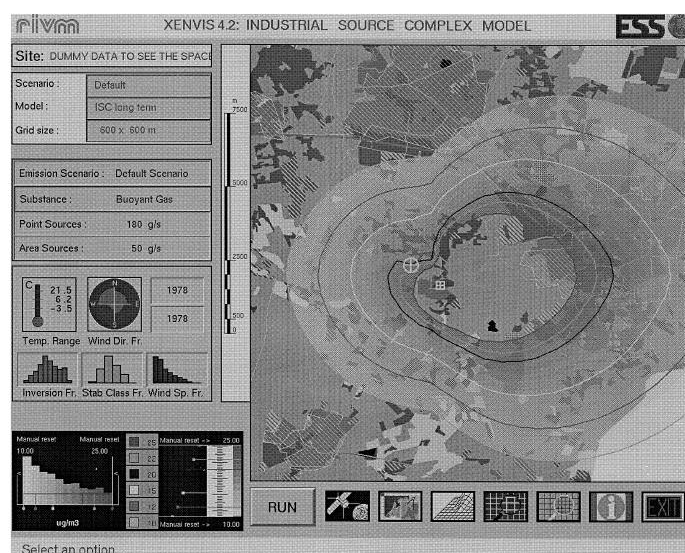


Figure 1 : Exemple de carte de contamination aérienne modélisée dans un SIG par (Fedra, 1998) .

Des travaux dédiés spécifiquement à l'élaboration de méthodes de calcul spatialisé des risques sanitaires sont menés à partir du début des années 2000 (Bien et al., 2004; Korre et al., 2002). Ces méthodes s'adressent à des sites complexes, de grande taille, présentant de multiples foyers de pollution. La distribution spatiale des substances dans le sol est estimée à l'aide de techniques d'interpolation (p.ex. krigeage ou inverse des distances), et les risques sont calculés pour différents

scénarios de réutilisation du territoire (résidentiel, aire de loisirs, agricole, industriel, excavation des terres) et voies d'exposition (ingestion de sol contaminé, inhalation de gaz ou poussières et contact dermique). La méthode présentée par (Bien et al., 2004) est testée sur un site renfermant du benzène, dont l'activité industrielle est amenée à être remplacée par des zones résidentielles dans les 20 prochaines années. Un facteur d'atténuation naturelle est appliqué aux concentrations en benzène actuelles pour prévoir les concentrations dans 20 ans. Les cartes de risques obtenues sont comparées et utilisées comme outil d'aide à la décision pour définir les besoins en mesures de gestion ou des adaptations du scénario de réutilisation (Figure 2).

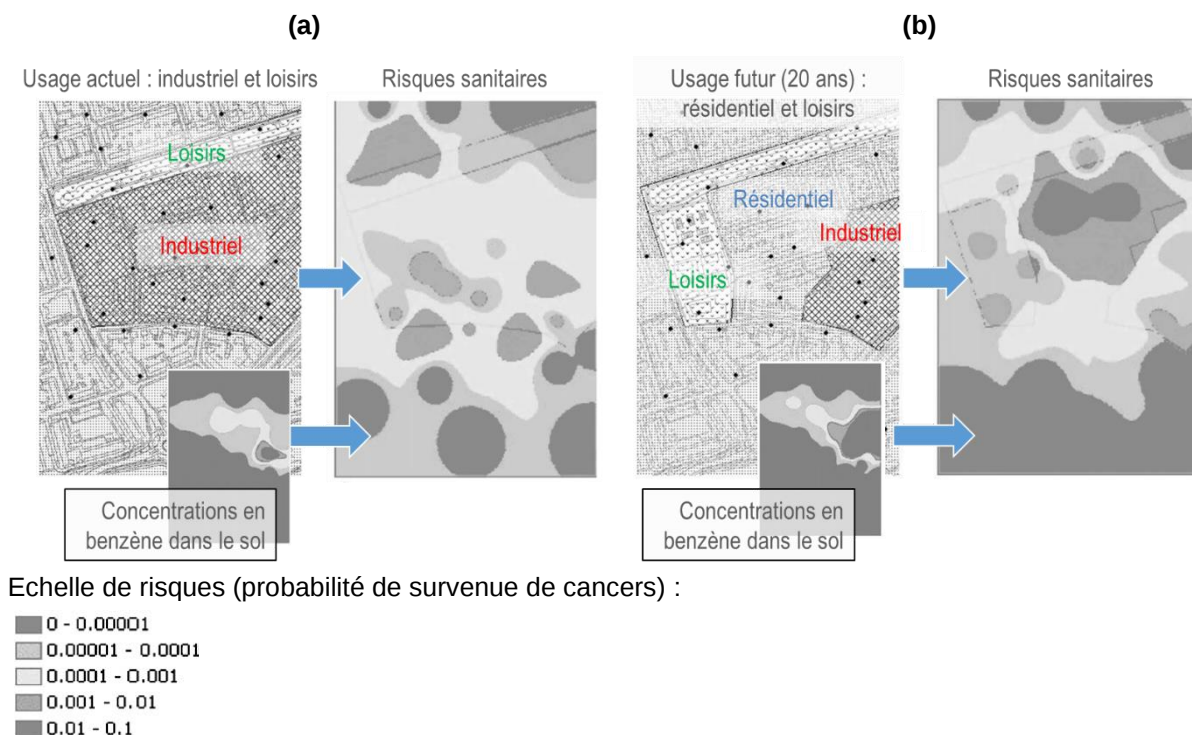


Figure 2 : Cartographie des risques de survenue de cancers pour l'usage actuel (a) et futur (b) d'un site contaminé au benzène (Bien et al., 2004).

Plus récemment, des auteurs (Carlou et al., 2008) ont développé sur ArcGIS© ESRI une plateforme logiciel (DESYRE) permettant de conjuguer à la fois : 1) la caractérisation spatiale de la pollution des milieux, 2) les calculs de risques sanitaires et 3) le choix des techniques de dépollution sur la base de critères socio-économiques. Un krigeage est mis en œuvre pour cartographier la pollution dans le sol et/ou les eaux souterraines, et les risques sanitaires sont calculés sur l'ensemble de la zone pour différentes voies d'exposition (ingestion d'eau ou de sol, contact dermique avec le sol, inhalation de gaz ou de poussières). Un panel de techniques de dépollution est assigné à chacune des zones du site, compte-tenu des caractéristiques de la pollution, de leur réutilisation et des risques sanitaires, puis une analyse multicritère est réalisée pour hiérarchiser les techniques en fonction de critères socio-économiques introduits par l'utilisateur. Le logiciel est testé sur un site de grande ampleur (450 ha) contaminé par des dizaines de substances.

De manière similaire, les auteurs (Morra et al., 2006) et (Morra et al., 2009) ont développé un outil (HHRA-GIS) qui permet d'évaluer et de gérer le risque sanitaire sur des grandes régions comportant plusieurs activités industrielles à l'origine de la dissémination de substances toxiques. L'outil est capable de calculer le risque pour des situations complexes à multiples foyers de pollution, impliquant plusieurs milieux, plusieurs voies d'exposition et types de récepteurs. La distribution spatiale de la pollution est modélisée par des méthodes d'interpolation pour certains milieux (cas du sol) ou par des méthodes de simulation du transfert pour d'autres (cas de l'air et des eaux souterraines). Les risques sanitaires sont estimés sous forme de distributions de probabilité pour tenir compte de la variabilité issue des paramètres et des variables de calcul. L'outil est testé sur des régions de plusieurs km² présentant de multiples sources de pollution.

(incinérateur, ancienne décharge, etc...) et commercialisé par la société italienne gecosistema (<http://www.gecosistema.com/>).

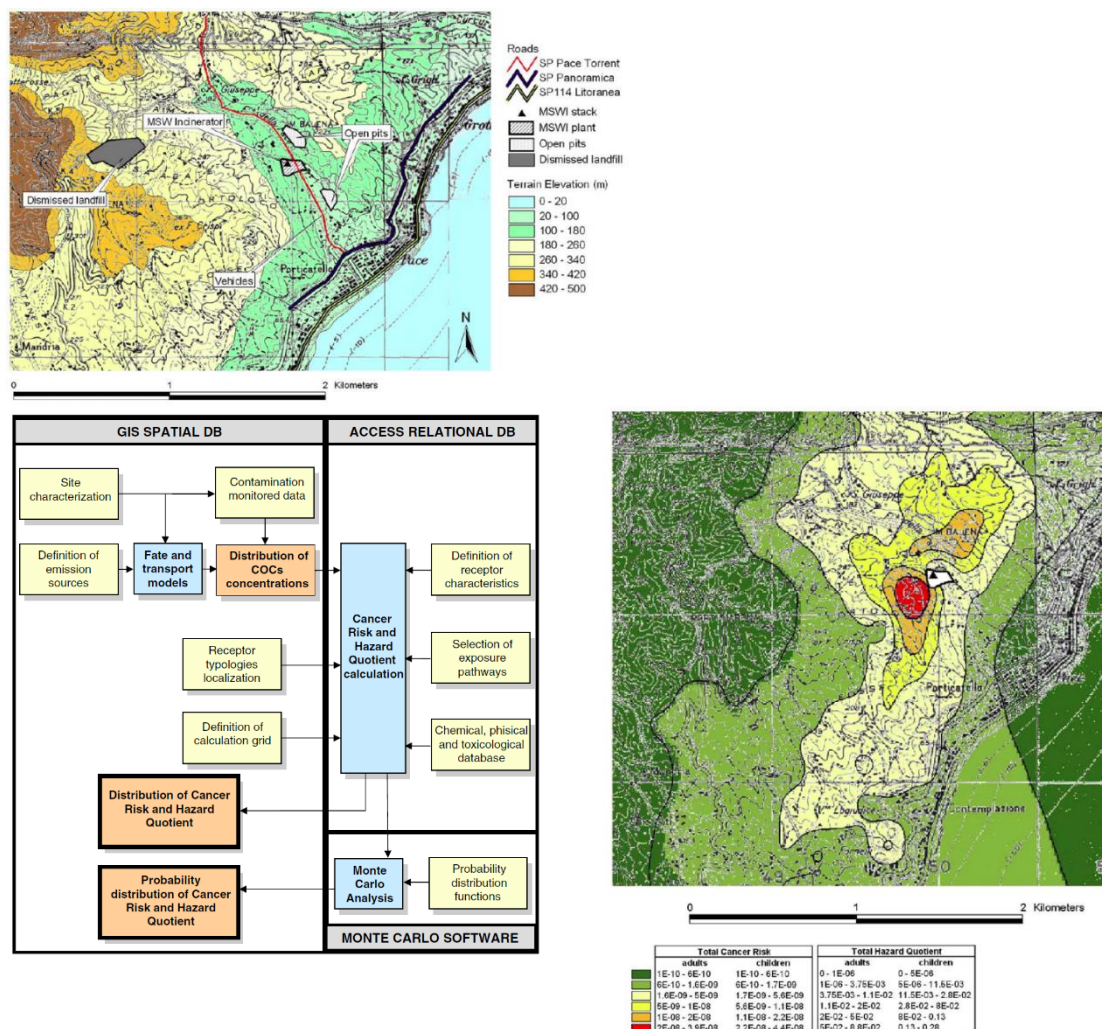


Figure 3 : Cartographie des risques totaux de cancers et des quotients de dangers totaux pour des adultes et des enfants dans la vallée de Pace river (Italie) (Morra et al., 2009). Carte topographique du secteur montrant les sources de contamination (haut), schéma explicatif de la méthode de cartographie des risques (bas gauche) et carte de risques obtenue (bas droite).

Plusieurs articles présentent des cartes de risques sanitaires plus simples, se limitant à quelques substances toxiques, milieux et voies d'exposition. Ainsi, (Zeng et al., 2009) s'intéressent à l'impact sanitaire du manganèse présent dans les eaux souterraines et les étangs d'une province chinoise de 80 km² lorsque l'eau est consommée par ses habitants ; des méthodes géostatistiques sont mises en œuvre pour modéliser la pollution des eaux (krigeage d'indicateur et simulations séquentielles d'indicateurs), puis calculer les risques sanitaires sur l'ensemble de la région. Les auteurs (Chen et al., 2011) étudient l'impact des teneurs en métaux présents dans les sols de la ville de Changsha (Chine, 12 000 km²) sur la santé des enfants : des méthodes de krigeage ordinaire et lognormal sont dans ce cas utilisées pour cartographier la pollution des sols, puis évaluer les risques associés à 3 voies d'exposition (ingestion de sol, contact avec le sol, inhalation de poussières). De la même façon, (Yeganeh et al., 2013) réalisent une cartographie des risques dans une région de plusieurs dizaines de km² en Iran, à partir d'un krigeage ordinaire des concentrations en nickel et en mercure dans le sol, et du calcul des doses d'exposition par ingestion de sol ou de produits agricoles cultivés dans la région, par contact dermique ou par inhalation de poussières.

Les articles les plus récents sur le sujet mettent l'accent sur l'intérêt des cartes de risques sanitaires pour optimiser les reconversions de grandes régions industrielles. Les auteurs (I. C. (Chen et al., 2013)) et (Chen and Ma, 2013) considèrent la cartographie des risques comme un outil très flexible pour optimiser la gestion de sites présentant des situations très complexes tant par leur pollution que par leur occupation actuelle ou à venir. Leur intérêt est présenté au travers de deux cas concrets, l'un concernant la pollution au trichloréthène de l'eau utilisée pour l'alimentation en eau potable de 17 villages (région de 12 000 km²), l'autre relatif à une pollution des sols à l'arsenic sur une surface de 6 400 km².

Certains auteurs s'intéressent plus particulièrement à la quantification des incertitudes qui affectent la cartographie des risques. Une partie des incertitudes provient en effet de la distribution spatiale de la pollution dans les milieux sources et s'ajoute à celles concernant les paramètres et variables d'entrée utilisés pour les calculs de risques sanitaires (Lester et al., 2007). Les auteurs (Gay and Korre, 2006) et (Gay & Korre, 2009) proposent une distribution probabiliste des risques en chaque point de la carte en couplant des méthodes géostatistiques (simulations séquentielles d'indicateurs) à une adaptation du modèle CLEA³ qui utilise des valeurs tirées au hasard dans des lois de probabilité pour certains paramètres d'exposition (méthodes de Monte-Carlo) (Tableau 1).

Tableau 1 : Moyennes et lois de probabilité appliquées aux principaux paramètres des modèles d'exposition par (Korre et al., 2002).

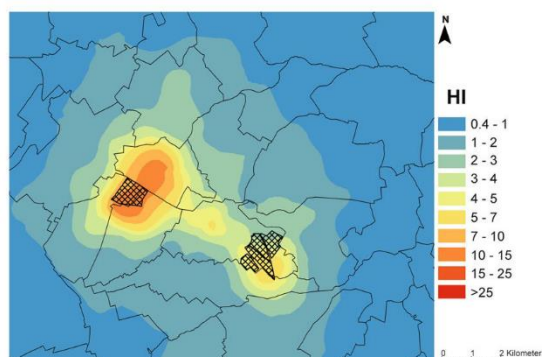
Exposure assessment parameter	Adult value	Child value	Distribution
Body weight (kg)	70	16	Normal
Ingestion rate (mg/day)	100	200	Normal
Exposure duration (years)	30	10	Normal
Exposure frequency (days/year)		300	Normal
Fraction ingested		0.0–1.0	Uniform
Conversion factor (kg/mg)		10 ⁻⁶	Uniform

En France, des travaux de spatialisation des risques ont été réalisés récemment par l'INERIS à l'échelle d'une région. Ils s'inscrivent dans le cadre des plans d'actions nationaux pour la santé et l'environnement. Les auteurs (Caudeville et al., 2012) ont développé un modèle d'exposition multimédia intégrant la dimension spatiale du milieu atteint par la pollution, et l'ont testé sur la région Nord Pas-De-Calais. L'exposition des populations par l'ingestion de sol chargé en métaux (Cd, Pb, Ni) ou bien de végétaux ou animaux produits dans la région, ou bien encore par inhalation de poussières, a été évaluée. Les risques les plus élevés ont été obtenus dans le secteur de l'ancien centre industriel Metaleurop et dans l'agglomération lilloise. L'ingestion de végétaux renfermant du cadmium est apparue comme le facteur de risque déterminant.

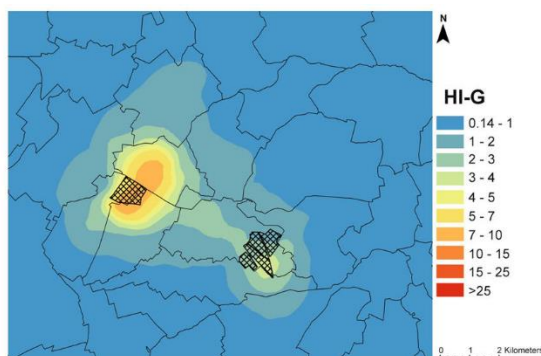
Pour leur part, les auteurs (Pelfrène et al., 2015) proposent la combinaison d'une cartographie par krigeage des concentrations en métaux (Cd, Pb, Zn) dans les sols de communes avoisinant l'ancien site Metaleurop et le calcul de risques par ingestion de sol par des enfants, en tenant compte de la bioaccessibilité des substances. Les risques apparaissent en effet significativement plus faibles en tenant compte de la seule fraction de polluants bioaccessible (Figure 4).

³ Contaminated Land Exposure Assessment (<https://www.gov.uk/government/publications/contaminated-land-exposure-assessment-clea-tool>).

(a) bioaccessibilité totale



(b) fraction bioaccessible en phase gastrique



(c) fraction bioaccessible en phase gastro-intestinale

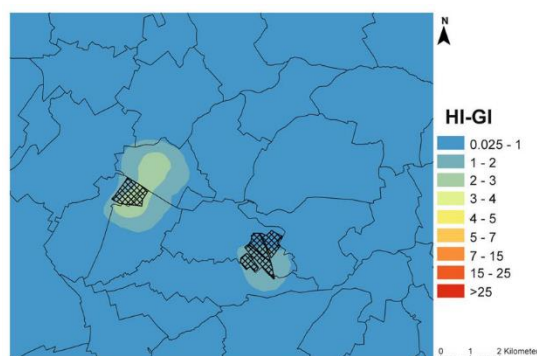


Figure 4 : Cartographie des indices de risques conjugués de 3 métaux (Cd, Pb, Zn) pour des enfants, dans l'hypothèse d'une bioaccessibilité totale des métaux contenus dans le sol (a), ou bien en tenant compte de la seule fraction bioaccessible en phase gastrique (b) ou gastro-intestinale (c). Application à un secteur proche de l'ancien centre industriel Metaleurop (Pelfrène et al., 2015).

2.2 Analyse des méthodes existantes de spatialisation des risques

La revue bibliographique présentée dans le paragraphe précédent montre que des méthodologies et des outils logiciels ont déjà été développés et testés pour cartographier les risques sanitaires sur de nombreux cas d'étude, depuis 15 ans, au niveau international et national.

On relève néanmoins que les objectifs visés par ces travaux peuvent s'écarter de ceux recherchés par le projet CARTORISK, et qu'un certain nombre d'améliorations et d'innovations techniques sont requises pour disposer d'estimations rigoureuses de cartographies des risques, adaptées à la méthodologie nationale de gestion des sites pollués et répondant aux besoins spécifiques des acteurs du réaménagement des friches industrielles et urbaines.

Le projet vise en effet à établir des cartographies prédictives de risques pour **différentes variantes** de réutilisation de friches industrielles et urbaines, **le type d'usages et leur localisation pouvant être ajustés** dans un objectif de réduction des risques sanitaires et des coûts de dépollution. Les friches faisant l'objet actuellement de projets de reconversion en France couvrent le plus souvent des **surfaces de quelques hectares à quelques dizaines d'hectares**. Or il apparaît que les techniques proposées dans la littérature sont le plus souvent dimensionnées pour de très grands territoires de plusieurs dizaines de km², dont l'usage et le type de populations sont fixés (voir par exemple (Yeganeh et al., 2013)). Seuls deux articles s'attachent à l'estimation spatialisée des risques pour des friches industrielles de quelques hectares, destinées à des opérations de reconversion (Bien et al., 2004; Carlon et al., 2008).

La cartographie des risques envisagée dans le projet consiste à prévoir les risques pour des usages futurs, ce qui implique l'utilisation combinée de méthodes d'estimation de la distribution spatiale de la pollution dans les milieux sources (sol,

sous-sol, eaux souterraines) et d'équations modélisant le transfert de la pollution vers les milieux d'exposition puis l'organisme humain. Ce type de couplage a été expérimenté par plusieurs auteurs (Caudeville et al., 2011; Korre et al., 2002; Morra et al., 2006, 2009; Pelfrène et al., 2015; Yeganeh et al., 2013), pour les usages actuels du territoire en intégrant des caractéristiques standards par classe d'âge de populations exposées. Les risques encourus sont également estimés en intégrant les caractéristiques de la population vivant effectivement sur le territoire, sur la base de données de recensement. Les auteurs (Badaro-Saliba et al., 2014 ; Chen et al., 2013; Chen and Ma, 2013; Gay and Korre, 2009, 2006) cherchent ainsi à appliquer les concentrations en polluants et équations de transfert et d'exposition estimées en chaque maille de la grille de modélisation aux caractéristiques des personnes supposées y résider. Les caractéristiques de populations recensées à une échelle régionale sont alors attribuées à des mailles de petite taille, en négligeant les mouvements des personnes sur le territoire, et donc leur exposition à d'autres concentrations et d'autres substances (voir par exemple en Figure 5). Dans le cas d'une exposition liée à la consommation d'eau souterraine, l'écoulement des eaux, et donc la possibilité d'être exposé à d'autres concentrations que celles mesurées ou estimées à l'endroit où les individus résident, n'est également pas prise en compte. L'intérêt de telles cartographies est limité et de surcroît non adapté au projet CARTORISK (les caractéristiques spécifiques des populations amenées à résider sur les sites à reconverter ne sont pas connues, seules des caractéristiques génériques peuvent donc être utilisées).

Une évaluation des risques sanitaires globaux est envisagée dans le projet CARTORISK, en calculant la somme des risques associés aux différentes substances, organiques et inorganiques, présentes dans le terrain et pouvant conduire à une **exposition par ingestion (sol, poussières, cultures) et/ou inhalation (gaz, poussières)**. **Les risques associés à l'ingestion peuvent être cartographiés en 2D** à partir d'une cartographie géostatistique des concentrations en substances dans la couche de sol de surface⁴ utilisée comme espace vert ou jardin potager. La complexité tient alors au nombre de substances à prendre en compte dans les calculs de risques, ainsi qu'au nombre de variantes de réaménagement à considérer et à comparer. Les risques associés à l'inhalation nécessitent quant à eux la modélisation du terme source en profondeur à l'origine des émanations gazeuses, ainsi que des équations de transfert du flux gazeux vers l'air extérieur ou intérieur de bâtiments (Traverse et al., 2013). **Les risques par inhalation sont donc influencés par la distribution spatiale 3D de la pollution du sol**, ainsi que par les mécanismes de transfert qui sont eux-mêmes gouvernés par des paramètres ayant une distribution 3D (paramètres de diffusion et de perméabilité des sols). Les risques sanitaires estimés en surface sont donc le résultat du cumul des risques issus du stock de polluants en place à différentes profondeurs et de sa capacité à migrer en surface.

Or on constate que les travaux recensés dans la littérature traitent généralement le problème de la cartographie des risques en 2D, en limitant l'estimation des risques à la couche de sol de surface dans l'occupation actuelle du territoire, sans prendre en compte la dimension 3D du terme source (Chen and Ma, 2013; Chen et al., 2011; Gay and Korre, 2006, 2009; Korre et al., 2002; Yeganeh et al., 2013). Chez certains auteurs tels que (Bien et al., 2004; Caudeville et al., 2011; Morra et al., 2006, 2009), une estimation exhaustive des risques est tout de même menée avec la mise en œuvre de modèles multimédia. Mais les conditions de modélisation des transferts de polluants vers les cibles ne sont pas détaillées, ce qui ne permet pas d'évaluer comment la distribution spatiale 3D de la pollution dans les milieux sources est traitée pour au final être prise en compte dans la cartographie 2D des risques en surface de site.

Un des points forts du projet CARTORISK tient de plus à la volonté d'**intégrer la variabilité spatiale des concentrations en substances des milieux sources** dans l'estimation des risques sanitaires. L'incertitude liée d'une part à la distribution spatiale de la pollution, d'autre part à la densité des données à disposition, sera ainsi prise en compte dans le calcul des risques sanitaires, et intégrée au processus décisionnel de reconversion des sites. Les méthodes géostatistiques fournissent les outils et un cadre théorique adaptés, pour autant que les données à disposition fassent l'objet d'une **analyse statistique et variographique rigoureuses**, et que les méthodes appliquées répondent à l'objectif visé (voir par exemple (RECORD, 2013) ou Chiles et al., 2005)).

⁴ Il est à noter que la topographie du site reconverti peut être différente de celle de la friche dans son état initial, par l'effet de remblaiements ou au contraire d'excavations.

Or on observe que la plupart des cartographies des risques présentées dans la littérature ont été élaborées à l'aide des menus d'interpolation automatique disponibles dans des SIG. Les options proposées dans ce type de logiciels ne permettent généralement pas de traitement géostatistique avancé des données. Un modèle de variogramme est souvent ajusté de manière automatique sur le variogramme calculé à partir des données, celui-ci étant lui-même calculé « par défaut », sans analyse exploratoire approfondie. Cette situation peut conduire à des modèles cartographiques déconnectés de la réalité.

On constate également que les cartographies des concentrations en polluants sont très souvent établies par des méthodes géostatistiques linéaires telles que le krigeage ordinaire ou le krigeage lognormal (Carlou et al., 2008; Chen et al., 2011; Korre et al., 2002; Pelfrène et al., 2015; Yeganeh et al., 2013), et dans certains cas par des méthodes d'interpolation déterministes telle que les méthodes inverse des distances ou voisins naturels ((Bien et al., 2004; Chen et al., 2013; Chen and Ma, 2013). Or des fonctions de transfert (équations de transport et d'exposition) doivent être appliquées aux concentrations en polluants estimées, pour en déduire des valeurs de risque (quotients de danger ou excès de risque individuel) en chaque point du domaine d'étude. De plus, l'évaluation de l'acceptabilité des risques sanitaires passe par la comparaison des valeurs de risques à des valeurs-seuils recommandées par les Autorités⁵. Or l'application de seuils aux valeurs estimées par une méthode de krigeage ou une méthode déterministe est susceptible de générer des erreurs de classification (risque de sur- ou sous-estimation). **Des méthodes géostatistiques d'estimation non linéaires** (p.ex. simulations, krigeage d'indicateurs), telles qu'utilisées par (Badaro-Saliba et al., 2014; Gay and Korre, 2006, 2009; Zeng et al., 2009) doivent donc être utilisées pour ce type de problématique et ont été mises en œuvre dans le cadre du projet (Figure 5).

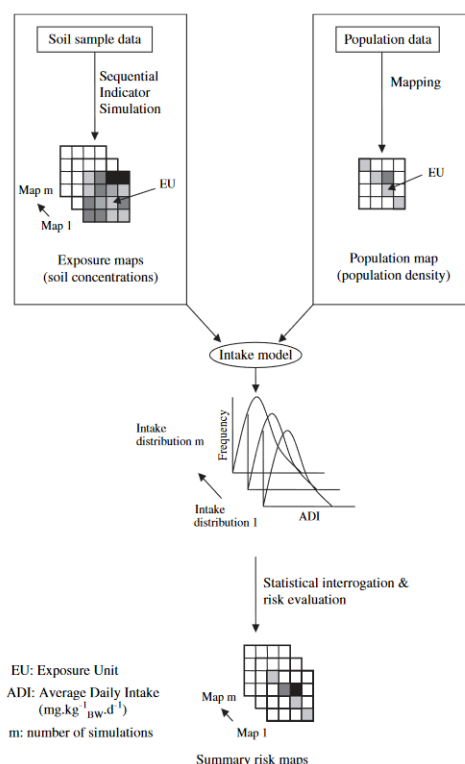


Figure 5 : Etapes de calcul utilisées par (Gay and Korre, 2006) pour estimer des doses journalières d'absorption probabilistes et spatialisées. Les concentrations en polluants sont simulées par simulation séquentielle d'indicateur dans une grille dont les mailles

⁵ En France, valeur-seuil de 1 pour les quotients de danger des substances non cancérogènes, et de 1.10⁻⁵ pour les excès de risque individuel des substances cancérogènes.

sont de la taille des unités d'exposition (haut gauche), la densité et les caractéristiques de la population sont attribuées à chaque maille (haut droite), les doses absorbées sont calculées dans chaque maille pour chacune des simulations (centre), pour au final fournir des cartes des risques encourus par la population (bas).

Les méthodes géostatistiques permettent d'intégrer l'incertitude liée à la variabilité spatiale du terme source et à la rareté des données dans les calculs de risques. Mais d'autres sources d'incertitude affectent les calculs de risques. Citons notamment le choix des équations de modélisation du transport des polluants vers les milieux d'exposition et les hypothèses simplificatrices sous-jacentes, le choix des équations de modélisation de l'exposition, des paramètres caractéristiques des milieux (p.ex. porosité), des substances (p.ex. constante de Henry), et de l'exposition (p.ex. facteur de bioaccumulation des végétaux). Certains paramètres sont modélisés par une distribution de valeurs équiprobables (fonction de répartition) obtenue par simulation de Monte-Carlo pour être intégrés dans les calculs de risques par certains auteurs (Chen et al., 2013; Korre et al., 2002). (Guyonnet et al., 2003) proposent pour leur part d'utiliser les outils de la logique floue pour modéliser l'incertitude de ces paramètres. Des travaux ont déjà été consacrés à l'intégration de l'incertitude et de la variabilité de ces paramètres dans les calculs de risques et ont été implantés dans des logiciels de calculs de risques, tels que CLEA⁶. En France, une étude RECORD est dédiée spécifiquement à cette problématique (RECORD, 2014). Le projet CARTORISK se concentre uniquement sur la question de l'intégration rigoureuse de l'incertitude liée à la variabilité spatiale de la pollution dans les milieux sources.

2.3 Méthodes existantes d'estimation géostatistique des volumes de sol à excaver et masses de polluants à traiter

La cartographie des zones sources de pollution et l'estimation des masses et/ou des volumes de terres à excaver pour les besoins d'un réaménagement peuvent être réalisées à l'aide de méthodes empiriques (délimitation à la main, selon avis d'expert), déterministes (méthodes s'attachant à reproduire le phénomène physique à l'origine de la répartition de la pollution) ou probabilistes (méthodes se basant sur les caractéristiques géostatistiques des données pour en déduire un modèle de répartition spatiale et une estimation de l'incertitude d'estimation).

Les méthodes géostatistiques sont adoptées dans le projet CARTORISK, car elles ne font pas d'hypothèses a priori sur la répartition spatiale de la pollution - elles ne se basent que sur la connaissance apportée par les données - et car ce sont les seules qui, à ce jour, permettent de fournir une estimation de l'incertitude associée à chaque valeur estimée de la carte ou à toute estimation globale de volume ou de masse. Ces méthodes permettent d'appliquer des fonctions de transfert de la pollution en place pour obtenir une cartographie des risques avec intégration de l'incertitude liée à la variabilité spatiale de la pollution et à la rareté des données, comme cela a été évoqué aux § 2.1 et 2.2. Elles permettent en outre d'estimer les coûts de dépollution et les incertitudes associées, par application de coûts unitaires aux estimations géostatistiques de quantités de terres à évacuer vers des filières de traitement, à revaloriser ou à mettre en décharge, selon leur niveau de pollution.

Les premiers tests d'applicabilité des méthodes géostatistiques aux sites et sols pollués ont été menés au début des années 1990, et ont fait l'objet de nombreux travaux au niveau national (Demougeot-Renard, 2002; Desnoyers, 2010; Jeanne, 2001) et international. L'estimation géostatistique des coûts de dépollution a été étudiée dans le détail dans le cadre de la thèse de doctorat de (Demougeot-Renard, 2002).

En France, des démarches pragmatiques adaptées aux caractéristiques des sites et sols pollués ont été élaborées par des spécialistes de la géostatistique environnementale et de la gestion des sites pollués dans le cadre du groupe de travail national GeoSiPol (Chiles et al., 2005)⁷. Ces démarches ont été reprises dans des documents méthodologiques élaborés par les professionnels des sites et sols pollués (voir par exemple (UPDS, 2016)) ou les guides méthodologiques

⁶ <https://www.gov.uk/government/publications/contaminated-land-exposure-assessment-clea-tool>.

⁷ Voir aussi le site web de l'association GeoSiPol : <http://www.geosipol.org/>

du Ministère de l'environnement (Ministère de l'Environnement, 2017). L'intérêt de telles démarches a été mis en valeur par des retours d'expérience critiques menés sur des cas d'étude réels dans le cadre de travaux dirigés par l'association RECORD (RECORD, 2016, 2013).

Les méthodes géostatistiques sont utilisées de manière opérationnelle depuis une quinzaine d'années. L'estimation des volumes et des tonnages de terres à excaver, et les coûts d'élimination associés, constituent les applications les plus courantes de la géostatistique, bien que celle-ci soit également utilisée pour estimer les masses de polluants en place dans les opérations de traitement in situ.

3 La démarche CARTORISK

3.1 Principe général

La démarche proposée (Figure 6) pour élaborer une cartographie des risques sanitaires pour un plan de réaménagement donné comporte 2 principales étapes : 1) une étude préliminaire d'analyse des diagnostics conduisant au schéma conceptuel et aux choix structurants de la démarche comme ce qui est réalisé en amont des évaluations quantitatives des risques sanitaires (paramètres de transferts, paramètres d'expositions, sélection des polluants d'intérêt et valeurs toxicologiques de référence) ; cette étape aboutit à la modélisation géostatistique des polluants d'intérêt, et 2) la production de cartes de risques par l'application des fonctions de transfert et d'exposition au modèle géostatistique de la pollution, et la comparaison des quotients de danger et excès de risques individuels aux valeurs de référence.

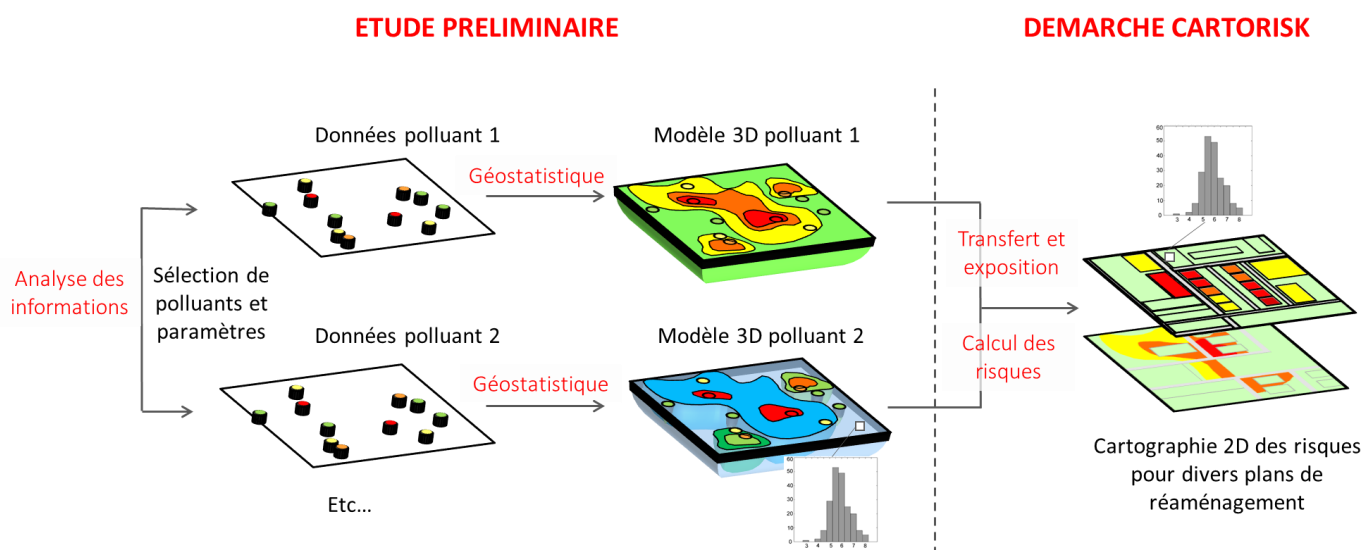


Figure 6 : Représentation schématique des étapes de cartographie des risques sanitaires par la démarche CARTORISK.

3.1.1 Etude préliminaire

L'étude préliminaire comprend deux étapes, tout d'abord la conduite des diagnostics, leur analyse et interprétation en lien avec le projet et dans un second temps l'analyse géostatistique des données pour d'une part établir la cartographie 3D de la pollution et d'autre part, si les transferts de pollution gazeuse doivent être considérés, établir le modèle lithologique du site.

a. Analyse des informations existantes

L'élaboration de cartes de risques sanitaires interviendra donc après différentes phases d'études et diagnostics répondant à la méthodologie nationale (Ministère de l'Environnement, 2017) permettant d'établir le schéma conceptuel (sources, vecteurs, cibles) et de définir l'ensemble des variables nécessaires à ces calculs. Plus généralement, la compréhension du degré de pollution du site, des sources (seuil de coupure, traitabilité...), des transferts et l'analyse de la cohérence dans les données obtenues lors des diagnostics sont ici nécessaires. Associées à l'analyse des projets d'aménagements potentiels, cette première étape permet de définir le cadre, les avantages et limites au déploiement du code CARTORISK. Dans le cas où l'objectif de la cartographie des risques sanitaires le nécessite, l'analyse des variables majeures et des gammes de valeurs à tester lors de l'analyse des incertitudes et de sensibilité devra également être conduite lors de cette étape préliminaire.

Dans la mesure où la modélisation géostatistique ne peut généralement pas être faite pour l'ensemble des polluants en présence (qui peuvent se compter par dizaines), le choix des substances à retenir est fonction de leur contribution au risque sanitaire par les différentes voies d'exposition pertinentes au regard des types de réaménagement envisagés. Elle se base sur l'expertise du bureau d'étude dans la conduite des Evaluations Quantitatives de Risques Sanitaires. Il est à mentionner en outre que les recommandations des instances sanitaires au niveau national doivent être prises en compte pour opérer la sélection des substances, en tenant compte du type d'effet et des organes cibles (Ministère de l'Environnement, 2017).

b. Modélisation géostatistique des polluants d'intérêt

Les friches font généralement l'objet de diagnostics au cours desquels des prélèvements des milieux (eau, sol, air) sont analysés au laboratoire pour mesurer les concentrations en substances pouvant avoir un impact sur l'homme et son environnement. D'autres informations, telles que la lithologie, ou bien encore des mesures qualitatives ou semi-quantitatives prises sur le site, peuvent également renseigner de manière indirecte sur les niveaux de concentrations en polluants dans les milieux.

Ces données sont utilisées pour construire un modèle géostatistique de la pollution du site. On se référera par exemple au manuel méthodologique GeoSiPol (Chiles et al., 2005) ou au retour d'expérience sur 15 ans d'application de la géostatistique aux sites et sols pollués (RECORD, 2013) pour plus de détails sur la méthodologie à mettre en œuvre pour élaborer un tel modèle.

Afin de pouvoir appliquer ultérieurement des fonctions permettant d'évaluer les transferts et le risque sanitaire, le modèle géostatistique est constitué d'un ensemble de simulations :

- Lorsque les risques par ingestion de sol ou de végétaux doivent être cartographiés, des simulations des teneurs en substances dans le sol sont générées ;
- Lorsque la cartographie des risques par inhalation de gaz est envisagée, des simulations des concentrations dans les gaz du sol sont produites. Celles-ci peuvent être générées directement à partir de données de concentrations dans les gaz du sol, ou bien construites à partir i) des simulations des teneurs dans les sols ou dans la nappe et ii) leur conversion en concentrations dans les gaz du sol par modélisation physique des processus. A titre d'exemple, les simulations des teneurs en COHV et BTEX dans les gaz du sol du site 2 ont été calculées par application des équations régissant la répartition des composés organiques dans les différentes phases du sol (phase dissoute, gazeuse, adsorbée ou phase organique), dans une situation d'équilibre entre phases, en tenant compte de la totalité des substances organiques suspectées et analysées dans le sol (calculs réalisés dans le logiciel Oreos © BURGEAP).

Lorsqu'il s'agit d'évaluer l'exposition par inhalation de gaz, la mesure directe des substances dans les gaz du sol est à privilégier par rapport à une estimation des teneurs gaz à partir de teneurs mesurées dans les autres matrices et d'un calcul de répartition de la pollution à l'équilibre entre phases. On constate néanmoins que les mesures directes dans les gaz du sol sont généralement peu nombreuses (<10), rendant hasardeuse la production de cartes fiables de la distribution spatiale de ces teneurs. C'est lors de l'étude préliminaire à partir de la confrontation des mesures dans les différents milieux et de l'appréhension du panache de pollution gazeuse que sera défini, en fonction du site et du contexte et de la densité de mesure, le choix de réaliser la modélisation géostatistique à partir des teneurs mesurées dans les sols / les eaux ou dans les gaz du sol.

Pour mémoire, une simulation conditionnelle reproduit la distribution et la variabilité spatiale du polluant d'intérêt sur le domaine géographique considéré (2D ou 3D). Une simulation est formée d'un ensemble de valeurs de concentrations au centre de chacune des mailles de la grille de calcul superposée au domaine. Un grand nombre de simulations est généré, de 100 à plusieurs milliers, afin de garantir la robustesse des résultats produits par post-traitement des simulations.

3.1.2 Production de cartes de risques

a. Application des fonctions de transfert et d'exposition aux modèles géostatistiques des polluants

Les plans de réaménagement envisagés sur le site déterminent les voies d'exposition à considérer, et par suite les équations de transfert et d'exposition à appliquer.

Ces équations sont appliquées à chacune des simulations de concentration de chaque polluant d'intérêt, au centre des mailles de la grille de calcul. Ces équations, décrites dans les paragraphes suivants, dépendent de la voie d'exposition et sont appliquées à chaque polluant de manière distincte :

- Equations de transfert si nécessaire (par exemple de la pollution du milieu souterrain à l'air du bâtiment ou de la pollution des sols aux concentrations dans les végétaux). Ces équations reposent sur des calculs ou bases de données intermédiaires, tels que par exemple :
 - ✓ Des facteurs d'abattement entre différents niveaux du bâtiment (sous-sol > rez-de-chaussée) ;
 - ✓ Des facteurs de bioconcentration (BCF) de la pollution des sols par les végétaux auto-produits ;
- Equations de calcul de la dose journalière d'exposition liée à l'ingestion de sol ou de végétaux (DJE) ou Concentration moyenne inhalée (CI)
- Equation de calcul du Quotient de danger (QD) pour les effets toxiques à seuil et d'Excès de risque individuel (ERI) pour les effets toxiques sans seuil (substances cancérogènes sans seuil).

En chaque maille, les quotients de danger calculés pour les polluants d'intérêt et les voies d'exposition (en distinguant si possible les organes cibles et les types d'effet) sont sommés pour estimer le quotient de danger global. Les ERI calculés pour tous les polluants d'intérêt et voies d'exposition sont également additionnés en première approche.

A partir d'un jeu de simulations des teneurs en polluants dans le milieu sol ou gaz du sol, on aboutit ainsi à un jeu de simulations des QD globaux, et à un jeu de simulations des ERI globaux pour chaque scénario ou plan d'aménagement.

b. Cartographie des risques sanitaires

Le quotient de danger se définit comme le ratio entre une dose journalière d'exposition (ou concentration moyenne inhalée) et une valeur toxicologique de référence : un QD supérieur ou égal à 1 signifie que les personnes cibles sont exposées à des doses dépassant la dose à partir de laquelle des effets indésirables sur la santé sont attendus (cf. p.ex. p.93 de (Ministère de l'Environnement, 2017)).

Nous proposons donc l'établissement de cartes de probabilités que le quotient de danger global dépasse la valeur 1. Pour cela, le seuil de 1 est appliqué en chacune des mailles de chacune des simulations du QD global. Les probabilités que le QD global soit supérieur à 1 sont alors calculées en chacune des mailles, en effectuant le ratio entre le nombre de valeurs simulées >1 et le nombre total de valeurs simulées. Le risque de dépasser le seuil de 1 est d'autant plus élevé que la probabilité est élevée ; autrement dit, le niveau de confiance dans la classification du QD par rapport à 1 est d'autant plus grand (incertitude d'autant plus faible).

De même, la probabilité que les ERI globaux soient supérieurs à 10^{-5} , valeur seuil au-delà de laquelle le niveau d'excès de risque individuel de développer un cancer est jugé inacceptable (conformément à la méthodologie nationale d'avril 2017) est calculée à partir des simulations des ERI globaux, en effectuant le ratio entre le nombre de valeurs ERI simulées en chaque maille dépassant le seuil, et le nombre total de valeurs simulées. On obtient ainsi des cartes de probabilités que l'ERI global soit supérieur à 10^{-5} .

Les probabilités sont représentées sous forme de cartes 2D sur l'ensemble du domaine géographique à étudier.

3.2 Résultats : différents types de cartes de risques

Le réaménagement d'un site passe par différentes étapes au cours desquelles le projet est progressivement défini. La démarche CARTORISK produit différents types de cartographies des risques, pour répondre aux besoins évolutifs du processus d'élaboration du schéma de reconversion (Figure 7) : 1) des cartes d'opportunité de réaménagement, 2) des cartes de risques sanitaires par plan d'aménagement et 3) des cartes de risques pour le plan de masse définitif.

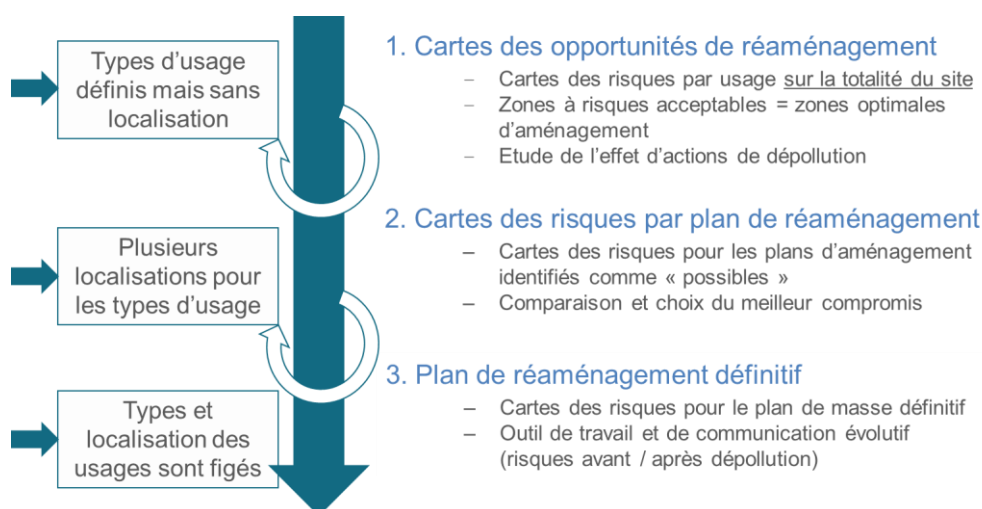


Figure 7 : Différents types de cartes de risques au cours du processus d'élaboration du plan de réaménagement.

3.2.1 En phase amont : cartographie des opportunités de réaménagement

En phase amont, des études préalables et de programmation urbaine sont réalisées. Elles correspondent par exemple pour la collectivité au dossier de création de zones d'aménagement concerté sur de grands terrains, ou pour un industriel, à la constitution d'un plan de gestion en vue de la cessation d'activité. Les projets de réaménagement y sont généralement peu ou pas déterminés.

Les usages potentiels futurs du site sont ouverts à ce stade. Il peut exister des zones qui, en l'état de pollution et avec certains de ces usages, présentent des risques sanitaires inacceptables au regard de la réglementation nationale ($QD > 1$ ou $ERI > 10^{-5}$). Il est utile de localiser ces zones pour si possible les éviter pour ces usages, et limiter ainsi « le champ des possibles », ou pour décider d'une opération de dépollution qui permette de les rendre compatibles avec l'usage envisagé. Pour rappel, la méthodologie nationale demande à ce que les sources de pollution et les zones de pollution concentrées soient supprimées en priorité. La gestion des risques suivant l'usage intervient en second lieu, une fois les pollutions concentrées maîtrisées (cf. p. 69 de (Ministère de l'Environnement, 2017)).

Dans cette optique, le code R CARTORISK permet d'établir des **cartes dites d'opportunités**, carte des risques sanitaires (probabilités de dépassement des seuils de 1 pour les QD, 10^{-5} pour les ERI) pour les différents types d'usages appliqués à la **totalité du site**.

Des cartes d'opportunités peuvent ainsi être produites pour différents usages. Leur visualisation permet au maître d'ouvrage, en lien avec l'état environnemental du site, d'orienter les aménagements à l'échelle du terrain (plans de zones d'aménagement) et d'identifier les éventuelles difficultés techniques ou dépollution nécessaires qu'il conviendra de prendre en compte lors de l'aménagement ou la cession des lots aux promoteurs.

Lorsque les risques se révèlent inacceptables pour la totalité ou une partie du site, les cartes d'opportunité peuvent encore être utilisées pour étudier ou démontrer l'effet d'une dépollution. Les cartes peuvent être produites avant et après une opération de dépollution, par application de facteurs d'abattement prévus pour une option de dépollution. Ces cartes peuvent ainsi mettre en valeur l'effet d'une dépollution sur la réduction du risque sanitaire, et de comparer diverses options de dépollution entre elles qui elles même conditionnent les possibilités d'aménagement. Les cartes peuvent également être produites après une dépollution effective, à partir des données collectées avant, puis après la dépollution, pour mettre

en valeur l'effet produit par le traitement mis en œuvre. L'effet de traitements in situ ou hors site avec excavation des terres sur la diminution du risque sanitaire peut ainsi être cartographié.

Enfin, il est à noter que les cartes d'opportunités peuvent également être mises au point pour un seul polluant (ou une seule voie d'exposition), parmi ceux retenus pour calculer les risques. Ces cartes de risque sanitaire par polluant (ou voie d'exposition) permettent de mettre en valeur les polluants (ou voies d'exposition) « qui tirent le risque », et qu'il est donc nécessaire de traiter en priorité dans une optique de gestion de la pollution.

3.2.2 En phase programmation : cartographie comparative des plans de réaménagement

A un stade plus avancé du projet, en phase de programmation et de conception, les plans de masse sont établis et les caractéristiques constructives étudiées.

La démarche CARTORISK permet de visualiser de manière cartographique les risques sanitaires potentiels pour le ou les plans de masse à l'étude. Cette visualisation alimente le plan de gestion du passif environnemental (acceptabilité des risques résiduels, besoins de dépollution, cartographie des zones de servitudes potentielles) et permet l'évaluation financière de la gestion des terres excavées (au global ou par ilot) en comparant différentes options quant à la réalisation des sous-sols et des terrassements.

Le « champ des possibles » cerné à partir des cartographies des opportunités de réaménagement permet aux maîtres d'ouvrage d'identifier les zones favorables à l'installation des occupations du point de vue du risque sanitaire. Les cartes de risques par plans de masse permettent de comparer différents plans de masse compatibles avec les zones identifiées par les cartes d'opportunité.

3.2.3 En phase aval de cession des terrains : cartographie de communication

En phase aval de cession des terrains, la démarche CARTORISK permet d'établir des cartographies des risques pour le plan de masse définitif. Les cartes produites visent alors à favoriser la communication par le maître d'ouvrage des incidences des pollutions résiduelles sur les choix définitifs (les éventuelles dépollutions réalisées peuvent être intégrées à ce stade). Suivant le contexte et pour faciliter la communication avec le maître d'ouvrage, la carte de risques la plus pénalisante sera retenue entre la carte des risques à seuil et celle des risques sans seuil.

3.2.4 Mode d'utilisation des différents types de cartographies

Le schéma de la Figure 7 représente l'ordre chronologique le plus naturel d'utilisation des différents types de cartes de risque dans un processus d'aménagement type (flèche verticale bleue du schéma), où le plan d'aménagement est peu précis au départ, puis tend à se préciser au fur et à mesure de l'avancement du projet.

Dans la réalité, de nombreuses situations s'écartent de ce processus standard : la localisation d'activités sur le site peut par exemple être limitée à quelques zones, voire imposée dès le démarrage du projet, de sorte que les cartes d'opportunité d'aménagement n'aient plus d'intérêt, mais que les cartes de risque pour différentes variantes de plans de masse constituent au contraire un appui à la décision (flèches bleues horizontales du schéma)

Il se peut également que les cartes de risques mettent en évidence une grande incertitude rendant la prise de décision délicate. Suivant le site et son contexte lithologique, la réalisation de sondages complémentaires peut contribuer à la réduction de l'incertitude. Les cartes de risques seront alors produites une deuxième fois (voire plusieurs fois), en intégrant les données complémentaires dans la modélisation géostatistique, pour faire réduire l'incertitude (boucles blanches de feedback du schéma).

On voit par-là que les différents types de cartes peuvent avoir différents types d'usage qu'il s'agira d'adapter en fonction de chaque contexte de réaménagement.

3.3 Périmètre de la démarche

La démarche CARTORISK répond à des choix méthodologiques opérés par l'équipe de projet, compte-tenu de son expertise de la gestion des friches polluées et de sa connaissance des outils et méthodes à mettre en œuvre.

3.3.1 Trois voies d'exposition

Dans les développements actuellement réalisés dans CARTORISK, les risques sanitaires peuvent être cartographiés pour des usages impliquant 3 voies d'exposition : ingestion de sols et de poussières, ingestion de végétaux produits sur le site, inhalation d'air intérieur. Ces 3 voies ont été choisies car elles sont le plus couramment impliquées dans les projets de reconversion, les 2 voies prioritaires étant l'ingestion de sols et de poussières et l'inhalation d'air intérieur.

3.3.2 Incertitude liée à la variabilité spatiale

Les cartes de risques obtenues par CARTORISK intègrent l'incertitude liée à la variabilité spatiale des différents polluants dans le milieu souterrain, ainsi qu'à la qualité et la quantité de données disponibles pour modéliser la pollution.

Elles n'intègrent pas l'incertitude associée au choix des paramètres et des équations de transfert de la pollution et d'évaluation quantitative des risques. Cette part d'incertitude n'est pas négligeable, comme le montre par exemple (RECORD, 2014). Divers travaux sur le sujet ont été réalisés à ce sujet en France et à l'international. Son intégration sort néanmoins du cadre du présent projet.

3.3.3 Modèles analytiques de transfert des polluants

Des modèles analytiques⁸ de transfert des polluants des zones sources vers la surface du sol et les bâtiments sont appliqués afin que le calcul des risques corresponde aux pratiques habituelles des professionnels des sites et sols pollués. Ainsi, les simplifications et les limites associées aux modèles usuellement déployés sont présentes dans la méthode CARTORISK également. La cartographie des risques doit par ailleurs pouvoir être réalisée dans un budget temps classique d'étude de reconversion de friches.

Plusieurs équations peuvent être utilisées pour modéliser le transfert de polluants de certaines voies d'exposition (cas de l'inhalation d'air intérieur par exemple). La sélection opérée pour le projet est justifiée au § 3.4.

3.3.4 Passage du 3D au 2D

Si les données le permettent (données renseignant sur la variation des teneurs en polluants dans les 3 directions x,y,z de l'espace), les modèles géostatistiques des teneurs en polluants sont des modèles 3D.

Les cartes de risques sanitaires utiles aux projets de réaménagement sont en revanche des cartes 2D, qui indiquent la probabilité de dépassement des seuils de QD et/ou ERI, à la surface du sol pour les espaces extérieurs, ou bien dans les bâtiments.

Un passage du modèle géostatistique 3D de la pollution à la cartographie 2D des risques sanitaires est donc requis :

- Pour les voies d'exposition par contact direct, ingestion de sol et de végétaux, ce passage ne soulève pas de difficulté technique majeure. Il s'agit uniquement d'identifier les mailles du modèle 3D correspondant au premier mètre de sol⁹ sous la surface topographique (cote initiale de la friche ou nouvelle cote dans le projet de réaménagement), et d'y appliquer les équations de transfert et de risques. Lorsque plusieurs mailles de hauteur

⁸ Pas de modèles numériques, qui ne sont pas utilisés en routine par les professionnels des sites et sols pollués.

⁹ Le choix de la hauteur de 1m est un choix réaliste, compte-tenu des données généralement à disposition sur les sols et les mouvements de terres liés aux projets de réaménagement.

< 1m sont concernées sur la verticale, les équations sont appliquées à la concentration maximale trouvée dans ces mailles.

- Pour les voies d'exposition par inhalation d'air intérieur, le passage est plus délicat. Dans les modèles analytiques déployés de manière usuelle pour les évaluations quantitatives de risques sanitaires (EQRS) conventionnelles (Johnson et Ettinger, 1991, Waitz et al, 1996, Bakker et al. 2008), les équations de flux de polluants gazeux sont généralement appliquées à la concentration maximale de la substance dans les terrains : la variabilité spatiale de la pollution dans le milieu souterrain est donc ignorée, totalement suivant z et significativement suivant x,y. Pour le projet CARTORISK, nous avons fait le choix de conserver une part de la variabilité spatiale de la pollution fournie par le modèle 3D : les équations de flux de polluants gazeux jusqu'à la surface sont appliquées à toutes les mailles (x,y,z) des simulations 3D des concentrations en gaz du sol, tenant compte ainsi des hétérogénéités lithologiques éventuelles en plan ou en profondeur, puis en chaque x,y les valeurs maximales de flux parvenant à la surface sur la verticale sont conservées pour la suite des calculs.

3.3.5 Changement de support

Les modèles géostatistiques de la pollution sont des ensembles de simulations ponctuelles des concentrations (sol ou gaz) des substances. Les valeurs sont simulées au centre de mailles de petite taille par rapport à la taille du domaine de modélisation.

Ce support de l'information est adapté au calcul des risques par ingestion, car le contact avec le sol ou les végétaux peut se produire à petite échelle : le risque sanitaire associé doit si possible intégrer la variabilité spatiale de la pollution à cette résolution de l'espace. Il est inadapté au calcul des risques par inhalation : les concentrations en jeu sont dans ce cas des moyennes de concentrations dans un bâtiment dont la dimension est largement supérieure à celle des mailles de la grille de simulation. Un changement de support doit donc être réalisé : en pratique, cela implique d'intégrer sur une surface de bâtiment donné les flux gazeux entrant dans le bâtiment.

3.4 Conditions de calcul spatialisé des risques

Les conditions dans lesquelles le calcul spatialisé des risques est réalisé dans la démarche CARTORISK sont précisées dans ce chapitre, pour chacune des 3 voies d'exposition prises en considération.

3.4.1 Voie d'exposition par ingestion de sol

Les concentrations dans les sols et poussières susceptibles d'être au contact direct avec les populations fréquentant le site sont les concentrations mesurées dans les terrains à la cote sol du projet. Ce sont donc les concentrations maximales mesurées dans le premier mètre de terrain qui sont retenues, la hauteur de 1 mètre intégrant les nivellements projetés.

Le modèle géostatistique d'entrée est constitué des jeux de simulations 3D des concentrations totales dans le sol. Les mailles de la grille de simulation correspondant à ce premier mètre de sol sont identifiées par le code, et les équations de calcul des doses d'exposition y sont appliquées. Si les mailles ont une hauteur inférieure à 1 m, la concentration maximale simulée sur la verticale dans le mètre de sol est retenue.

En phase amont des projets de reconversion, la cote du terrain naturel (TN) futur n'est pas toujours connue. Les calculs sont effectués dans ce cas sous la surface de la topographie du site encore à l'état de friche. Les calculs peuvent également être réalisés à une cote fixe donnée par l'utilisateur du code.

Les équations usuelles de calcul de doses d'exposition par ingestion de sols et poussières telles que décrites en **Annexe 4** sont appliquées aux mailles sélectionnées dans le modèle.

Les paramètres d'exposition et de budget espace-temps sont définis pour chacun des sites, pour les polluants et les scénarios considérés, dans un tableau excel *parametres_cartorisk.xls* au format prédéfini. Les valeurs prises en compte pour le site 1 pour lequel la voie d'ingestion des sols est prise en considération sont précisées en **Annexe 5**.

3.4.2 Voie d'exposition par ingestion de végétaux

Pour les futures cultures, la même approche que pour l'ingestion de sols et poussières est retenue : la concentration dans les sols participant au transfert via les racines est la concentration maximale mesurée dans le premier mètre de sol¹⁰. Seul le transfert sol-plante est considéré dans le projet CARTORISK : n'est pas retenue l'accumulation depuis les eaux de nappe (non polluées au droit du site 1) ou depuis l'envol et le dépôt de poussières de sol (transfert rarement considéré dans les études prédictives, demandé dans les démarches d'interprétation des milieux) (Figure 8).

Les équations usuelles de calcul de concentration dans les végétaux et de doses d'exposition par ingestion de végétaux telles que décrites en **Annexe 4** sont appliquées en chacune des mailles sélectionnées dans le modèle géostatistique. Les paramètres et le budget espace-temps pour le scénario résidentiel intégrant la culture sur les sols en place et leur autoconsommation sont précisés en **Annexe 5** pour le site 1.

Les mécanismes de transfert entre le sol et les plantes sont complexes : les facteurs de bioconcentration (BCF) traduisant l'accumulation d'un composé dans une plante varient d'une plante à une autre en fonction des mécanismes de transferts (racines, feuilles, ...) et sont spécifiques de chaque composé.

Dans CARTORISK, la bioconcentration et la consommation des végétaux racinaires et aériens (tiges et feuilles) sont considérées en prenant en compte les BCF fournis par l'utilisateur dans le tableau excel *parametres_cartorisk.xls*, les concentrations dans les végétaux sont estimées à partir de ces BCF et des équations décrites en **Annexe 4**.

L'exposition à l'ingestion de fruits n'a pas été retenue dans la démarche CARTORISK car d'une part il est fortement déconseillé d'implanter des arbres fruitiers au droit d'un site réhabilité compte-tenu de la mauvaise maîtrise des profondeurs explorées par les racines et la qualité des sols considérés (cf. p.87 de la méthodologie nationale), d'autre part il n'existe pas de BCF pour les fruits. D'autres fruits (p.ex. fraises) ne provenant pas d'arbres peuvent exister, mais leur contribution massive au bol alimentaire est généralement faible.

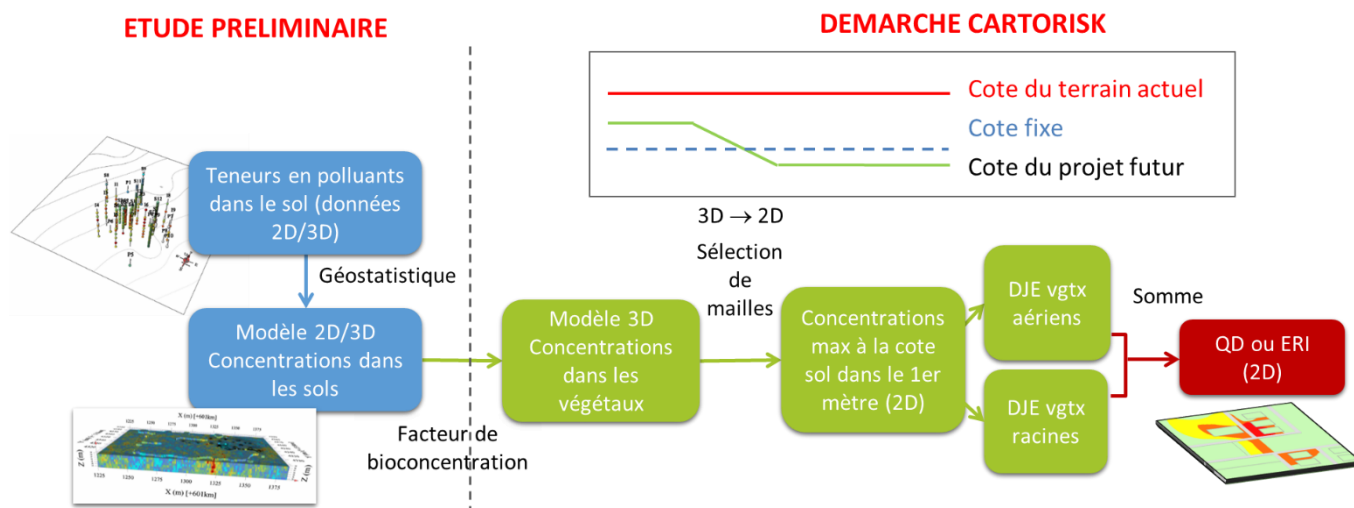


Figure 8 : Les différentes étapes de calcul des risques pour la voie d'exposition par ingestion de végétaux.

¹⁰ Il est à noter que l'approche retenue n'est pas adaptée aux arbres fruitiers ; cependant, dans la majorité des situations, les arbres fruitiers ne constituent pas un enjeu pour l'aménagement.

3.4.3 Voie d'exposition par inhalation d'air intérieur

La figure suivante présente de manière schématique la prise en compte des transferts des polluants et les calculs de risques réalisés.

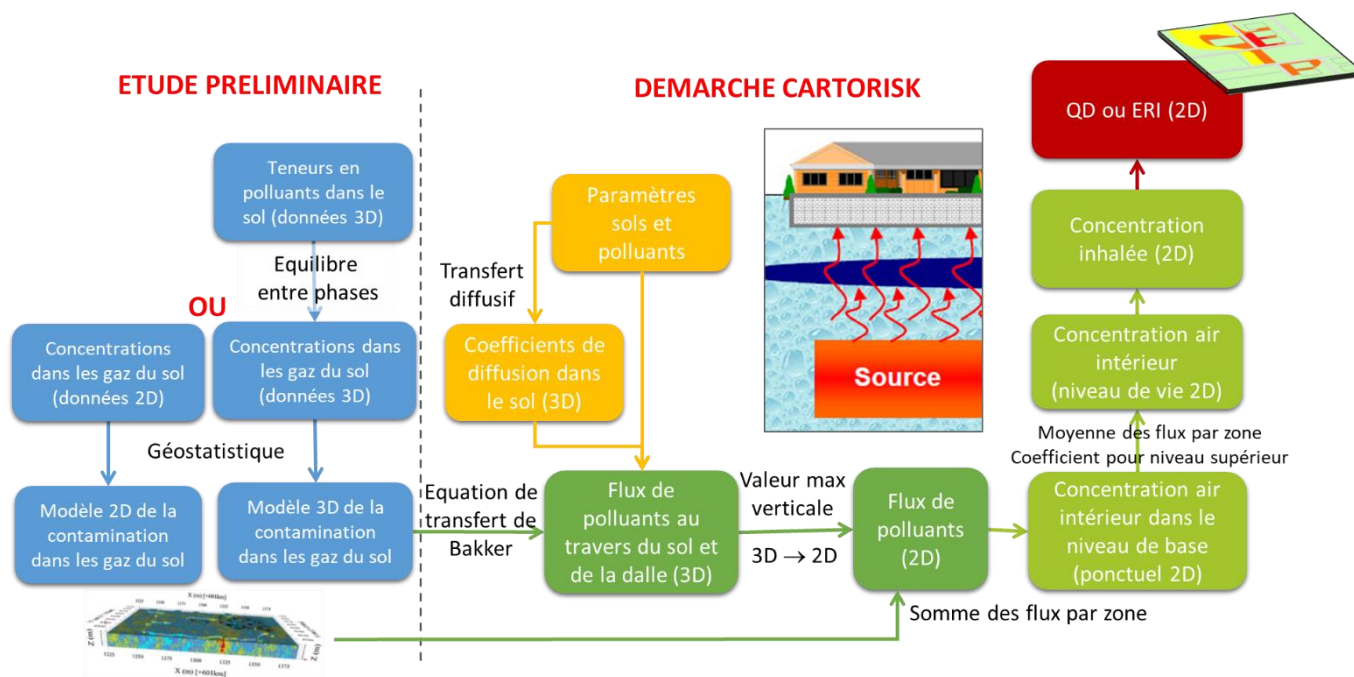


Figure 9 : Les différentes étapes de calcul des risques pour la voie d'exposition par inhalation d'air intérieur.

a. Concentration dans les gaz du sol (étude préliminaire)

Les transferts de pollutions volatiles du milieu souterrain vers l'air s'opèrent tout d'abord à travers les gaz du sol. Ceux-ci sont impactés par les pollutions présentes dans les sols ou les eaux souterraines. Les concentrations dans les gaz du sol sont, dans les études de transfert et de risques, soit mesurées directement dans cette matrice de gaz du sol, soit estimées à partir des mesures faites sur des échantillons de sols, d'eau souterraine ou de phase organique (estimation par modélisation¹¹ des transferts entre phases dans une situation d'équilibre thermodynamique : phase organique, phase adsorbée, phase dissoute et phase gazeuse).

Ces deux approches peuvent être rencontrées sur les sites compte tenu de l'approfondissement des diagnostics et de leurs objectifs. Si les mesures dans les gaz du sol sont généralement à privilégier, elles peuvent présenter des difficultés d'interprétation liées à la dynamique d'écoulement dans les gaz du sol ; parallèlement, la modélisation de ces concentrations à partir de celles mesurées dans les sols ou les eaux présentent des incertitudes associées aux hétérogénéités du milieu, aux incertitudes sur les facteurs cinétiques d'échanges entre phase et à la non prise en compte des transferts diffusifs et convectifs dans les terrains.

Dans le contexte d'un plan de gestion, les données de pollution sont généralement plus nombreuses dans les matrices sol et eau que dans la matrice gaz du sol. Cependant, compte tenu de l'existence de logiciels permettant un calcul approprié des concentrations dans les différentes matrices, le code CARTORISK n'intègre pas le calcul d'équilibre entre phases tel que celui introduit dans les solutions analytiques de Volasoil (Waitz et al., 1996), Johnson et Ettinger (Johnson

¹¹ Le logiciel Oreos (www.oreos-software.com) permet cette modélisation.

and Ettinger, 1991; US EPA, 2004) ou (Bakker et al., 2008). Ces solutions analytiques font en effet des simplifications qui peuvent pour des pollutions multi-substances conduire à des incertitudes trop élevées.

Pour l'application au site 2 de démonstration, l'analyse géostatistique de la pollution est basée sur la matrice sol, les résultats sont ensuite traduits en concentrations dans les gaz du sol à l'aide du logiciel Oreos® et leur pertinence est validée par comparaison aux mesures faites dans cette matrice. C'est alors ce fichier des simulations des concentrations dans les gaz qui est introduit dans le code R développé pour le calcul des risques (pour le calcul des coûts de gestion des terres excavées, le fichier des simulations des concentrations sol est conservé).

b. Intégration des hétérogénéités en profondeur - Passage du flux 3D au flux spatialisé à 2D

Afin de prendre en compte l'ensemble des informations disponibles issues des investigations réalisées sur un site et de son traitement géostatistique, le code CARTORISK intègre une étape innovante dans l'évaluation des transferts potentiels vers l'air intérieur. Ainsi, en chaque maille x,y,z dans le domaine sont calculés les flux potentiels générés vers la surface en prenant en compte les hétérogénéités de lithologie au-dessus de la maille et l'éventuelle dalle en surface. A l'issue de ce traitement, en chaque maille de surface au contact avec le bâtiment, on retient de l'ensemble des calculs réalisés en 3D décrits précédemment le flux maximal parmi ceux calculés sur l'ensemble des profondeurs.

La figure ci-dessous illustre la procédure retenue.

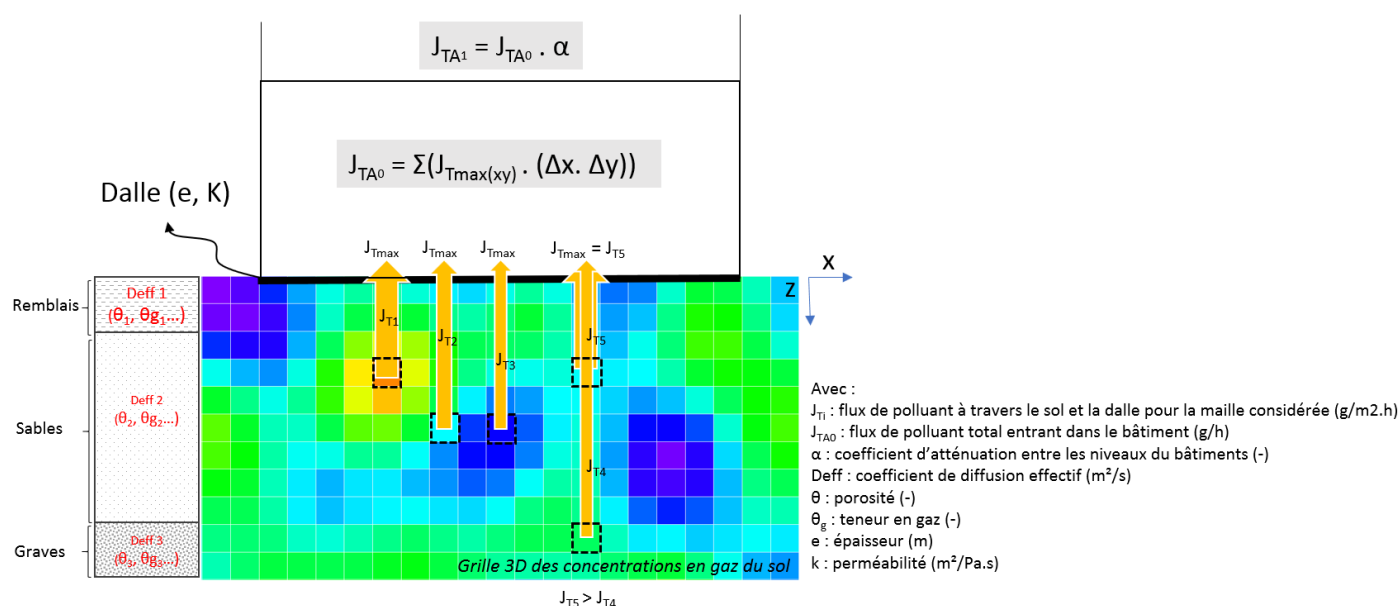


Figure 10 : Illustration de la prise en compte des hétérogénéités en profondeur pour le calcul des flux vers l'air intérieur.

Le flux de polluant vers l'air intérieur est calculé par maille en intégrant le flux diffusif et le flux convectif à travers les terrains et la dalle présente à l'interface sol-bâtiment. Le calcul du flux par maille est réalisé à ce stade en considérant un flux vertical 1D avec l'équation de (Bakker et al., 2008) (**Annexe 4**).

Le code CARTORISK calcule à partir de la profondeur z de la source considérée et des caractéristiques (porosité, teneur en eau, perméabilité) des terrains et de la dalle, les coefficients de diffusion et de perméabilité effectifs, selon les équations décrites en **Annexe 4**. Les propriétés des terrains et de la dalle sont précisées dans le fichier *parametres_cartorisk.xls*, présenté en **Annexe 5**.

Ce traitement innovant qui n'est pas possible dans les approches classiques des plans de gestion – retenant une modélisation 1D verticale du transfert vers l'air intérieur – est rendu possible par les calculs en tout point et à toute

profondeur des flux potentiels qui seraient générés vers les espaces intérieurs. Il présente l'avantage de prendre en compte les hétérogénéités en profondeur de concentrations dans le milieu souterrain.

Il est à noter cependant que la modélisation réalisée n'intègre pas l'ensemble de la physique des écoulements dans les terrains (convection et diffusion), en particulier, si les calculs sont réalisés à partir de données de concentrations dans les gaz du sol, celles-ci peuvent ne pas traduire la présence d'une source (alimentation du panache) mais uniquement un impact à distance (équilibres de diffusion et convection dans les terrains). Ainsi, il convient de garder en mémoire que le code CARTORISK ne constitue pas une modélisation physique 3D de l'ensemble des phénomènes. Ce faisant, comme dans les études classiquement réalisées à l'heure actuelle, la modification du panache gazeux potentiellement induit par la construction de bâtiments n'est pas prise en compte. Enfin, comme cela est également le cas dans les outils de modélisation actuels, le code CARTORISK n'intègre pas les transferts horizontaux de polluants gazeux du sol vers l'air des sous-sols par les murs latéraux de ces derniers.

c. Intégration des hétérogénéités latérales sous bâtiment (changement de support)

A la différence du contact direct pour lequel le traitement appliqué dans CARTORISK conduit à des calculs de risques maille par maille, pour l'inhalation d'air, une spatialisation est réalisée afin de rendre compte des mélanges d'air dans les espaces intérieurs. Ainsi, les flux vers l'air intérieur calculés par maille (J_T mg/m²/s) sont intégrés sur la surface bâtie introduite dans le scénario (A en m²), ce qui consiste en pratique en un changement de support de l'information. Le flux total J_{TA} correspond à la somme des flux générés dans chacune des mailles de la surface bâtie (Figure 11).

Pour les cartes d'opportunités, cette intégration est menée sur un carré de surface A autour de la maille m à laquelle est ensuite assignée la valeur J_{TA} . La surface A est définie par l'utilisateur dans la fenêtre de l'application *Opportunités*, suivant les tailles standard de bâtiment pratiquées. Pour les cartes d'aménagement, la surface précise peut être définie par l'utilisateur avec l'outil de délimitation de polygones de la fenêtre de l'application *Aménagement*. Ainsi, si la visualisation des concentrations dans l'air intérieur et *in fine* des risques est en 2D, elle prend en compte les dimensions des bâtiments prévus (équations décrites en **Annexe 4**, paramètres en **Annexe 5**).

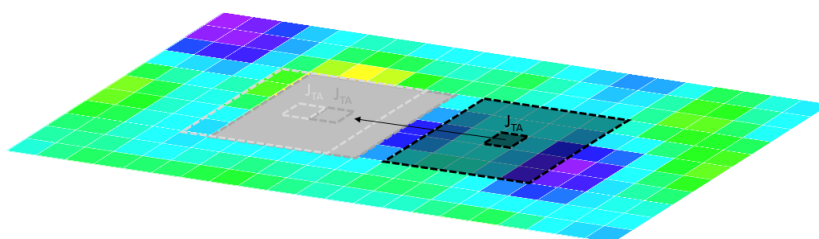


Figure 11 : Illustration de la prise en compte de la surface de l'aménagement pour le calcul des flux dans l'air intérieur.

Le flux total J_{TA} est ensuite divisé par le volume d'air intérieur contenu dans le bâtiment et par le taux de ventilation d'air dans le bâtiment pour obtenir la concentration moyenne en polluant dans l'air intérieur du bâtiment, selon l'équation (23) de l'**Annexe 4**.

d. Prise en compte d'un espace tampon entre le sol et les lieux de vie

Les concentrations dans l'air intérieur dans le premier espace au contact avec les sols sont soit celles rencontrées dans l'air intérieur de bâtiments de plain-pied – et elles sont dans ce cas directement considérées pour les calculs de risques – soit celles observées dans un espace tampon de type vide sanitaire, cave ou parking.

Les risques sanitaires sont cependant calculés aussi dans les lieux de vie situés au-dessus. Un facteur d'atténuation entre niveaux doit alors être appliqué aux concentrations d'air intérieur dans les espaces en premier contact avec le sol. Dans la mesure où il dépend des constructions envisagées, ce facteur est fourni par l'utilisateur (dans le tableau *parametres_cartorisk.xls*).

Le code CARTORISK dans son état actuel permet de calculer les concentrations dans des locaux de plain pied, avec ou sans espace tampon, et au premier étage.

L'équation suivante est alors appliquée :

$$C_{\text{int},N2} = \alpha.C_{\text{int},N1}$$

avec

$C_{\text{int},N1}$: concentration en polluant dans l'air intérieur du volume le plus proche des sols N1 (g/m³)

$C_{\text{int},N2}$: concentration en polluant dans l'air intérieur du volume N2 au-dessus de N1 (g/m³)

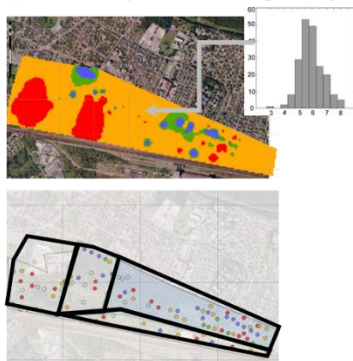
α : coefficient d'abattement de concentration entre 2 niveaux, valeur comprise entre 0 et 1, donnée utilisateur (-)

Il est à noter que, comme pour les voies d'exposition par ingestion de sol et végétaux, les cotes de surface à considérer peuvent être celles de la topographie initiale de la friche, ou bien celles du futur projet, ou bien une cote fixe indiquée par l'utilisateur dans les fenêtres des applications *Opportunités* et *Aménagement*.

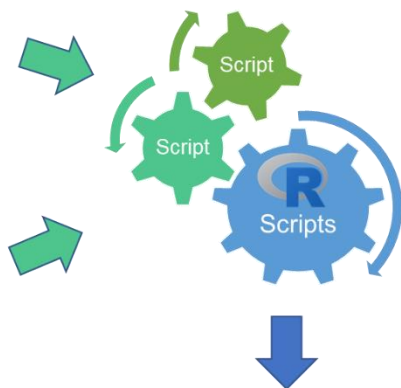
3.5 Le code appuyant la démarche

Un code de calcul a été développé en langage R pour tester et valider la démarche CARTORISK sur les 2 sites d'essai. Le programme informatique permet de produire rapidement les différents types de cartes de risques présentées au § 3.2, selon les équations et les choix méthodologiques décrits au § 3.4. Le code est dédié uniquement à l'application des équations de transfert et d'exposition aux simulations géostatistiques des teneurs en polluants. La modélisation géostatistique des teneurs en polluants dans les gaz du sol ou les sols est réalisée séparément dans un logiciel de géostatistique ou dans un langage de programmation. Plusieurs formats d'import des simulations des teneurs sont acceptés par le code R CARTORISK. De même, les paramètres de transfert et de risque requis pour appliquer les équations de transfert et d'exposition aux simulations sont importés dans le code sous forme de feuilles excel (fichier *parametres_cartorisk.xls*), selon un format prédéfini. Les caractéristiques des plans de réaménagement (délimitation des zones et cotes futures du sol) sont quant à elles ou bien importées sous forme de fichier éditable type csv, ou bien définies interactivement dans les fenêtres des applications développées dans le code pour produire les cartes d'opportunités et de réaménagement. Les cartographies produites par le code peuvent être sauvegardées sous forme de fichier image géoréférencé, ou bien sous forme de fichier éditable csv (Figure 12 et Figure 13).

Simulations géostatistiques 3D
des polluants (de divers logiciels)



Scénarios d'exposition et
plans de réaménagement
(délimitation interactive
ou fichier)



Paramètres de transfert et de risque pour
les voies d'exposition (feuilles Excel)



Cartographies géostatistiques 2D
des risques sanitaires

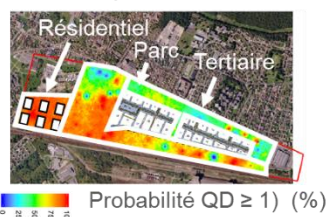


Figure 12 : Représentation schématique du code R CARTORISK.

(a)

(b)

Figure 13 : Fenêtres des applications du code R CARTORISK permettant de sélectionner les paramètres de calcul et les zones d'occupation des cartes d'opportunités (a) et d'aménagement (b).

4 Intégration de la démarche dans le processus décisionnel du réaménagement

La démarche CARTORISK est testée différemment sur les deux sites mis à disposition du projet. Sur le site 1, les différents types de cartes pouvant être produites par le code (cartes d'opportunité, cartes de risques par plan de réaménagement), sont générées et leur utilisation dans les différentes étapes de réflexion conduisant au choix du plan de masse définitif est discutée. Sur le site 2, l'utilisation des cartes d'opportunités pour apprécier l'effet d'opérations de dépollution sur les risques sanitaires est illustrée.

4.1 Illustration sur le site 1

4.1.1 Présentation du site

a. Le site

Le site 1 est un ancien site industriel aujourd'hui en friche. Il a été exploité pendant près de 100 ans pour différentes activités (chaudronnerie, bois, fabrication de produits azotés) et a aussi été utilisé comme décharge (matériaux issus de la forge et ordures ménagères). Outre l'impact sur la qualité des sols, il est à noter que cette dernière activité a entraîné un remaniement important du terrain jusqu'à 10 à 12 m de profondeur par endroits.

Le site présente une surface totale au sol d'environ 60 hectares avec un relief qui passe progressivement de +19 m NGF sur la bordure ouest à +11 m NGF au niveau de la bordure est (Figure 14). Il est implanté sur des terrains alluvionnaires plus ou moins remaniés (cf. paragraphe précédent) dont le substratum est rencontré vers 12 mètres. Ces terrains abritent une nappe d'eau souterraine qui s'écoule en direction du nord-est et dont le toit est à environ 10 m de profondeur.

b. Le projet d'aménagement

Le site est concerné par un projet de réhabilitation sur sa partie nord-ouest (zone hachurée de la Figure 14) qui prévoit la création d'une zone mixte artisanale et tertiaire ainsi que des aménagements alentours (espaces verts et voiries).

Compte tenu de ses caractéristiques, ce site a été retenu dans le cadre du projet CARTORISK comme site pilote pour la voie de contact direct (ingestion de sols et poussières, ingestion de végétaux). Par conséquent, seuls les impacts par des pollutions non volatiles sont considérés.

Dans le secteur nord-ouest (hachuré sur la carte gauche et détails du projet sur la carte droite de la Figure 14) pour lequel le projet d'aménagement est au stade de la programmation, il est prévu la création de 29 bâtiments (y compris 3 zones de stationnement) dont les dimensions sont comprises entre 3200 m² et 8000 m² ainsi que 2 zones d'espaces verts au centre et au nord du projet (environ 5000 m²). La destination finale des bâtiments n'est pas encore actée mais sera mixte entre activité artisanale et commerciale.

Dans le secteur sud et nord-est du site, aucun aménagement n'est actuellement programmé, les études de préprogramme (financières en particulier) étant en cours.

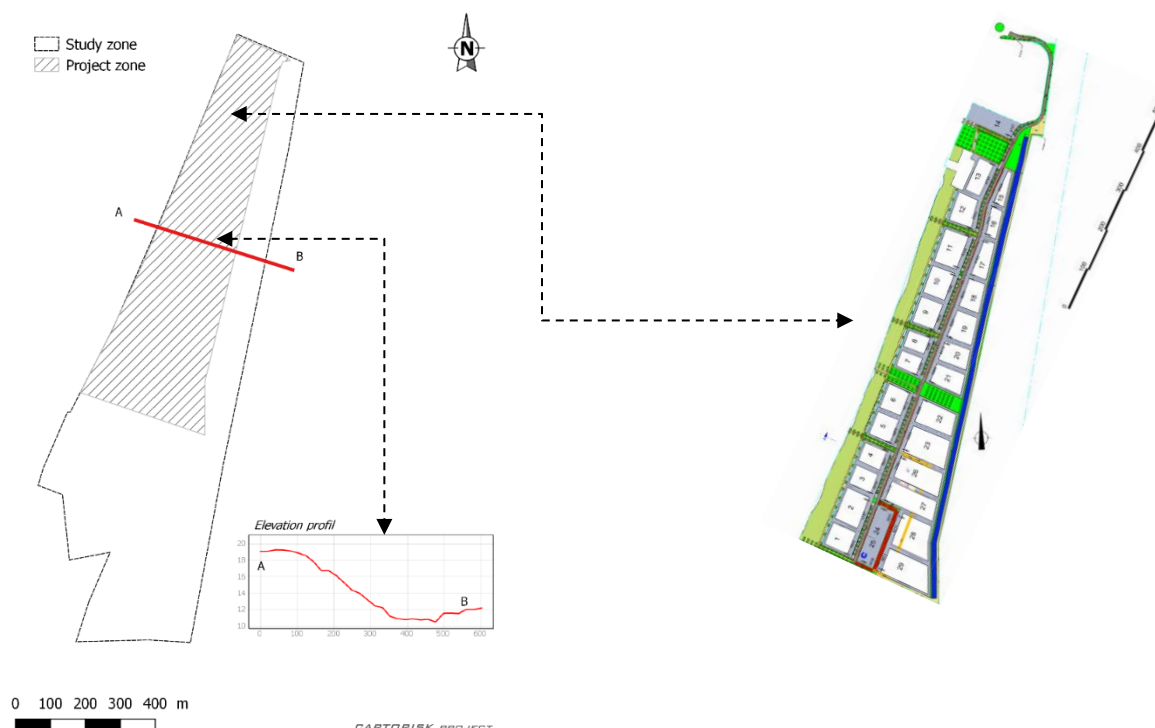


Figure 14 : Site 1 – Carte de présentation (gauche) et plan du projet de réaménagement du secteur nord-ouest (droite).

4.1.2 Données disponibles

a. Campagnes de caractérisation de la pollution

Le site 1 a fait l'objet de plusieurs campagnes d'investigation de la qualité des sols. Au total, 142 ouvrages sont disponibles sur lesquels 186 prélèvements de sol (76 sur la zone projet nord-ouest) ont été réalisés puis analysés en laboratoire (Figure 15).

La profondeur des échantillons varie entre 0,1 et 13 mètres pour une moyenne de l'ordre de 4 m par-rapport au terrain naturel (Figure 15 (b)). L'altitude des prélèvements a été définie à partir de la topographie actuelle du site (données fournies par le maître d'ouvrage). Ces prélèvements ont essentiellement été réalisés dans les remblais.

Parmi les 186 échantillons du fichier de départ, 96 d'entre eux ont été conservés car situés en surface ou à une profondeur inférieure à 50 cm (profondeur de début de l'échantillon). 45 échantillons ont été supprimés car surmontés d'un échantillon plus proche de la surface et 45 autres l'ont été car leur profondeur était trop grande. Pour chacun de ces 96 échantillons conservés, le nombre de mesures disponibles pour les cinq paramètres retenus pour la cartographie des risques (cf. § 4.1.3) se situe entre 69 et 77 échantillons.

Les analyses en laboratoire ont concerné les métaux, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les hydrocarbures.

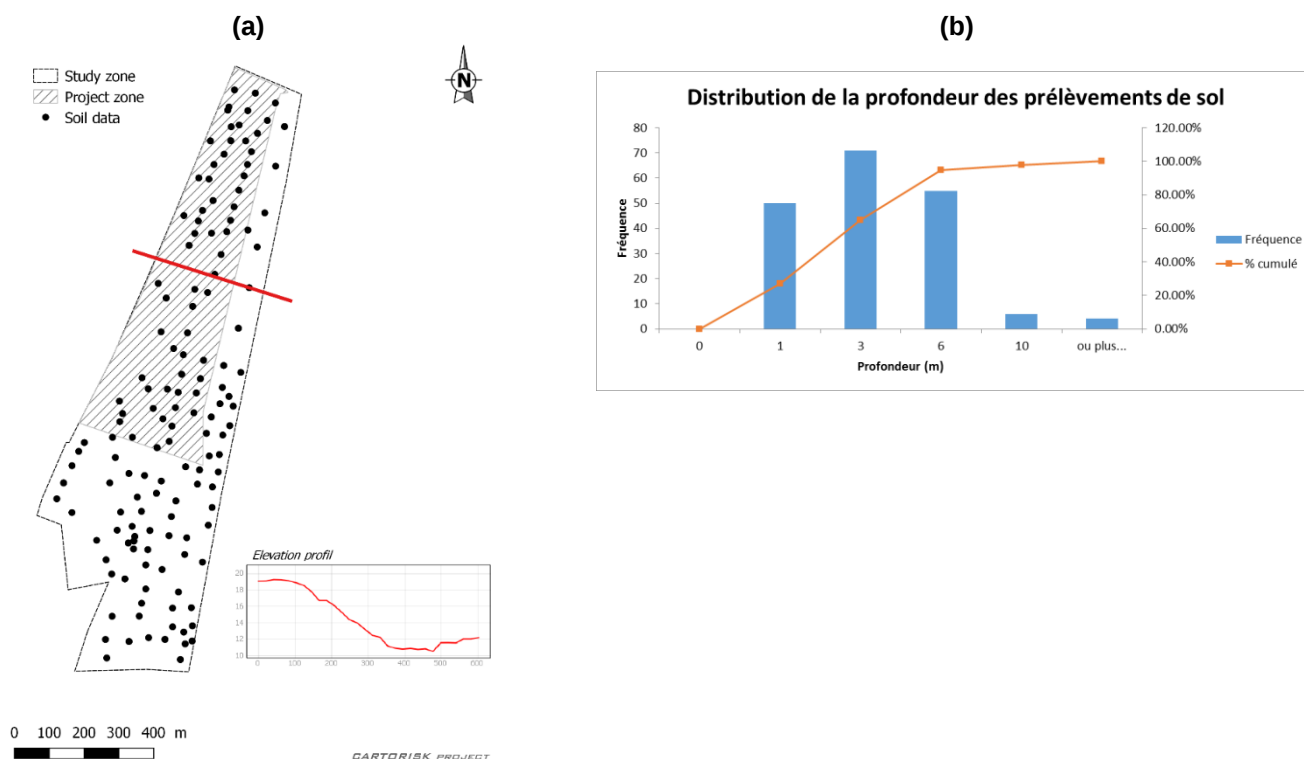


Figure 15 : Site 1 – Carte des points d'échantillonnage des sols (a) et répartition des échantillons selon leur profondeur de prélèvement (profondeur de fin de prélèvement) (b).

b. Pollution par les métaux

Comme dans tous les remblais d'origine anthropique, des métaux sont présents. Les concentrations mesurées synthétisées au Tableau 2 montrent la présence d'arsenic, de cadmium, de cuivre, de mercure, de plomb et de zinc, dans des teneurs dépassant la gamme des valeurs du fond géochimique local pour au moins 10 % des échantillons.

Tableau 2 : Site 1 - Synthèse sur les teneurs en métaux mesurées dans les échantillons de sols.

SUBSTANCE	CONCENTRATIONS (mg/kg MS)							
	Nombre de mesure > LQ	Nombre de mesure < LQ	Min	Max	Moyenne	Médiane	P75	P90
Arsenic (As)	120	0	1.60	140.00	17.90	13.00	26.00	39
Baryum (Ba)	20	0	13.00	730.00	201.70	160.00	272.50	406
Cadmium (Cd) effets non cancérogènes	82	38	0.10	38.00	2.28	1.00	1.85	3.66
Cadmium (Cd) effets cancérogènes			0.10	38.00	2.28	1.00	1.85	3.66
Chrome III (CrIII)	120	0	5.00	260.00	28.91	21.00	32.00	53.4
Cuivre (Cu)	120	0	2.00	85000.00	1010.78	99.50	392.50	901
Mercure (Hg)	93	27	0.05	13.00	0.85	0.40	0.90	2.084
Nickel (Ni)	120	0	3.10	810.00	38.55	21.00	35.00	55.3
Plomb (Pb)	115	5	4.00	5800.00	386.39	220.00	435.00	846
Zinc (Zn)	120	0	9.10	7100.00	425.91	215.00	430.00	972

LQ : limite de quantification de la méthode analytique.

Les cartographies des points renseignés des teneurs en arsenic et plomb, « tirant » le risque vers le haut, dans les sols de surface essentiellement, donnent une première idée des zones dans lesquelles les risques sanitaires peuvent être une contrainte pour les aménagements sensibles (tels que des jardins privés sans disposition d'aménagement

spécifique) (Figure 16). Des teneurs élevées sont notamment observées dans le secteur sud-est du site, ainsi que manière plus localisée dans sa partie nord.

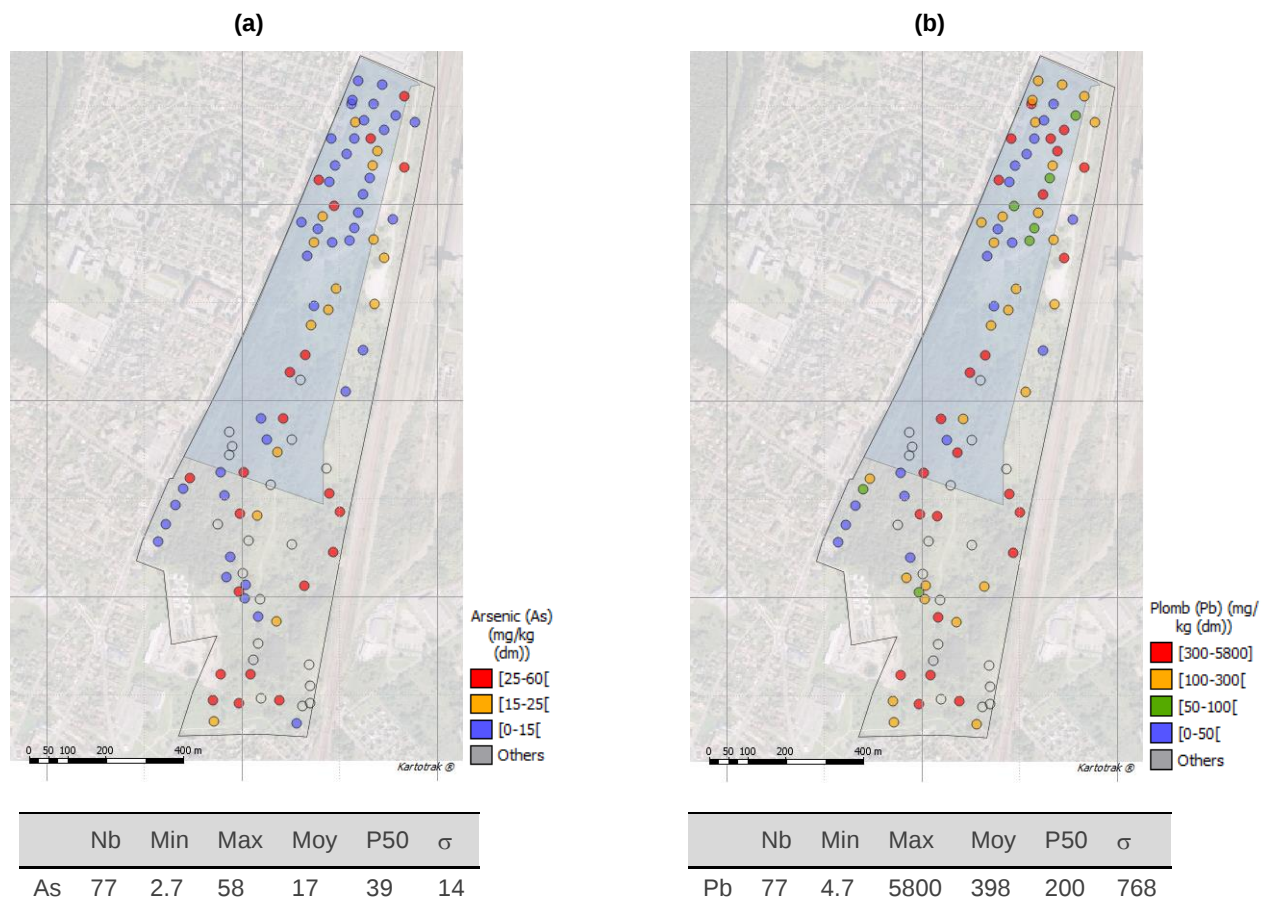


Figure 16 : Site 1 – Carte des teneurs en arsenic (a) et en plomb (b) – et statistiques associées - dans les échantillons de remblais de surface utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution.

c. Pollution par les HAP

Des HAP sont également présents dans les remblais. Les concentrations mesurées synthétisées au Tableau 3 montrent la présence de la somme des 16 HAP de la liste US EPA, à des teneurs dépassant la gamme du bruit de fond urbain local – généralement considéré à 25 mg/kg ms – pour au moins 30 % des échantillons.

Les cartes des teneurs en benzo(a)pyrène (BaP) et en HAP TEQ (cf. § 4.1.3) (Figure 17) témoignent d'une répartition de la pollution en « spots » de taille réduite, différente de celle de l'arsenic et du plomb, plus étendue au sud-est et au nord (Figure 16).

Tableau 3 : Site 1 - Synthèse sur les teneurs en HAP mesurées dans les échantillons de sols.

SUBSTANCE	CONCENTRATIONS (mg/kg MS)							
	Nombre de mesure > LQ	Nombre de mesure < LQ	Min	Max	Moyenne	Médiane	P75	P90
Naphtalène	66	63	0.0	510.0	14.7	0.2	0.6	2.1
Acénaphthylène	36	93	0.0	35.0	1.6	0.2	0.6	1.6
Acénaphène	60	69	0.0	1100.0	25.3	0.2	0.6	2.0
Fluorène	57	72	0.0	1200.0	38.2	0.3	0.6	1.8
Phénanthrène	107	22	0.1	3100.0	51.4	1.7	3.5	6.6
Anthracène	93	36	0.0	2300.0	37.7	0.6	1.4	2.3
Fluoranthène	110	19	0.1	1900.0	26.2	3.0	6.4	12.1
Pyrène	109	20	0.1	1100.0	16.3	2.5	5.2	9.6
Benzo(a)anthracène	105	24	0.1	240.0	5.4	1.6	3.6	6.2
Chrysène	107	22	0.1	210.0	5.1	1.5	3.4	6.1
Benzo(b)fluoranthène	107	22	0.1	64.0	4.5	2.2	5.0	8.5
Benzo(k)fluoranthène	102	27	0.1	26.0	2.0	0.9	2.0	3.8
Benzo(a)pyrène	106	23	0.1	47.0	3.3	1.6	3.4	7.3
Dibenzo(a,h)anthracène	37	92	0.1	7.2	0.5	0.2	0.5	0.8
Indéno(1,2,3cd)pyrène	102	27	0.1	31.0	2.0	1.1	2.3	3.9
Benzo(g,h,i)peryène	102	27	0.1	36.0	2.6	1.4	2.8	5.6
SOMME	-	-	0.9	11906.2	236.8	19.2	41.7	80.2
HAP TEQ	-	-	0.1	81.5	4.5	1.8	4.3	9.1

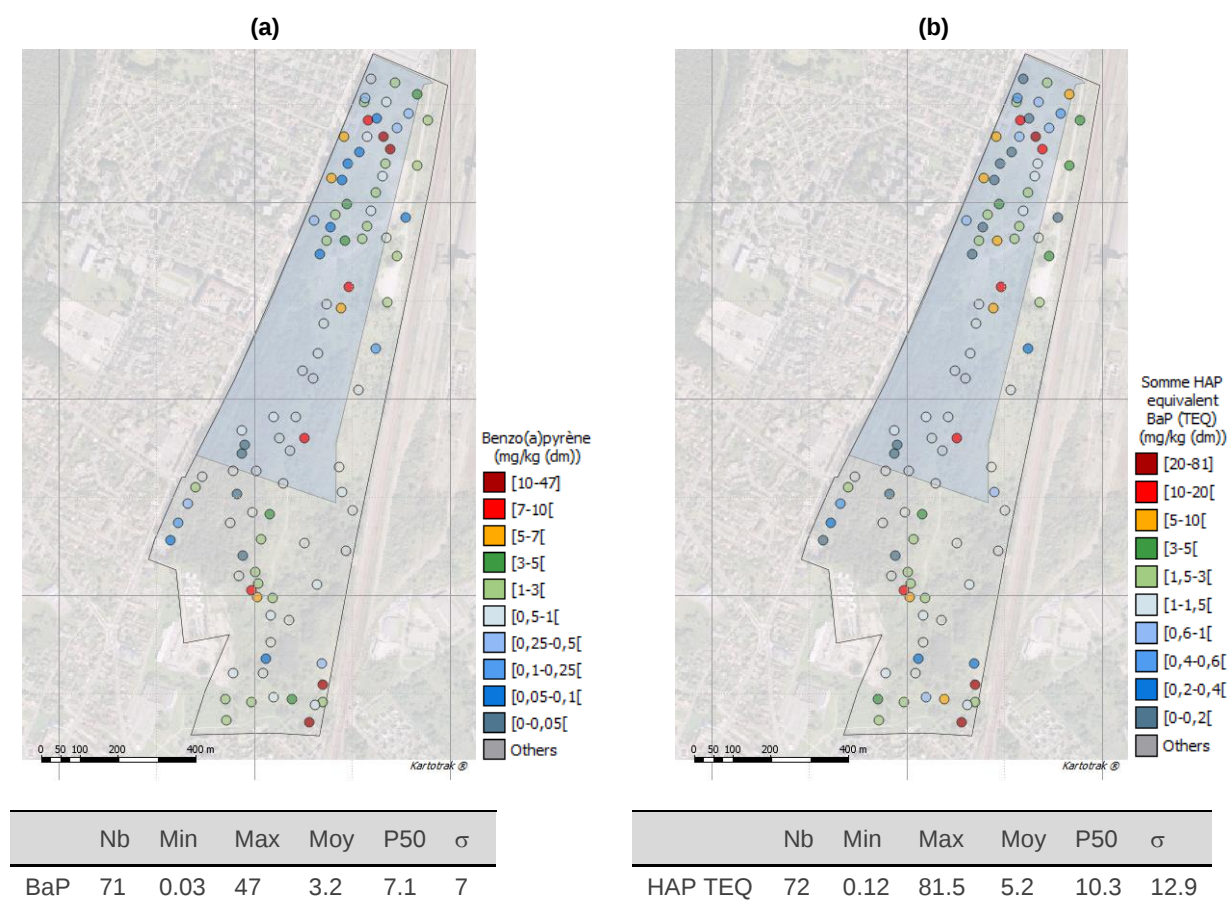


Figure 17 : Site 1 – Carte des teneurs en benzo(a)pyrène (a) et en HAP TEQ (cf. § 4.1.3) (b) – et statistiques associées - dans les échantillons de sol utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution.

d. Pollution par les hydrocarbures

Le terme *hydrocarbures* est un nom générique qui rend compte de nombreux mélanges de substances présentant des chaînes carbone-hydrogène. Les mélanges tels que les essences, fiouls, huiles, etc. sont composés de plusieurs types d'hydrocarbures en proportions différentes ; les propriétés physico-chimiques et toxicologiques de ces mélanges dépendent des proportions de ces composés dans le mélange considéré.

Les analyses disponibles en hydrocarbures ne permettent pas de distinguer les hydrocarbures aromatiques ou aliphatiques en présence, mais des profils (en nombre de carbones) ont été établis, qui mettent en évidence à l'échelle du site, une proportion plus importante d'hydrocarbures dits lourds (nombre de carbones > 16).

Comme présenté dans le Tableau 4, les concentrations en hydrocarbures >C16 sont en moyenne de 901 mg/kg ms avec 10 % des valeurs supérieures à 1400 mg/kg ms et un maximum à 18 000 mg/kg ms.

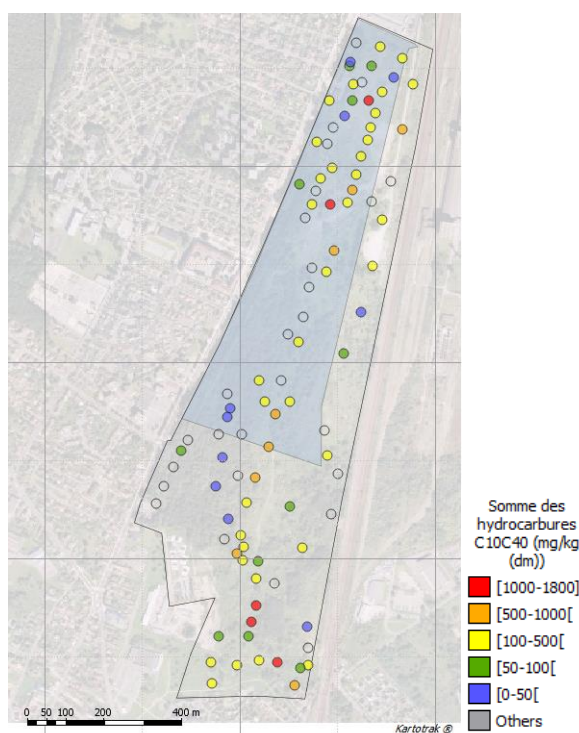
Des teneurs en hydrocarbures comprises entre 100 et 500 mg/kg ms ont été mesurées sur l'ensemble du site, avec quelques « spots » de teneurs plus élevées dans les parties nord et sud du site (

	Nb	Min	Max	Moy	P50	σ
C10-C40	69	10	1800	306	180	344

Figure 18).

Tableau 4 : Site 1 - Synthèse des teneurs en hydrocarbures dans les remblais.

SUBSTANCE	CONCENTRATIONS (mg/kg MS)							
	Nombre de mesure	Nombre de mesure < LQ	Min	Max	Moyenne	Médiane	P75	P90
C10-C16	55	100	4	4400	128	10	20	68
>C16	145	26	0	13600	571	176	509	1070
HCT totaux	129	26	11	18000	901	280	759	1400



	Nb	Min	Max	Moy	P50	σ
C10-C40	69	10	1800	306	180	344

Figure 18 : Site 1 – Carte des teneurs en hydrocarbures (C10-C40) – et statistiques associées - dans les échantillons de remblais de surface utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution.

4.1.3 Etude préliminaire

a. Sélection des polluants selon leur incidence sur le risque sanitaire

Les développements de CARTORISK et la démonstration de l'intérêt de la démarche ne nécessitent pas la prise en compte de l'intégralité des pollutions en présence. Par ailleurs, l'objectif même de la démarche se voulant une cartographie des potentialités du site et non une cartographie exhaustive des risques associée à la totalité des substances analysées au laboratoire, une sélection réfléchie des polluants a été conduite afin de limiter le nombre de modélisations géostatistiques.

Une analyse statistique préalable conjuguée à l'expertise des partenaires sur les incidences des concentrations observées en termes de risques sanitaires et donc de contraintes d'aménagement futur a conduit à cette sélection restreinte.

• Les métaux

L'analyse préliminaire des risques réalisée en considérant l'exposition par ingestion de sol et ingestion de végétaux montre que :

- pour un usage sans culture alimentaire, seule la présence d'arsenic et de plomb peut générer des contraintes de gestion,
- en présence de cultures à vocation alimentaire avec leur autoconsommation, non seulement la présence d'arsenic et de plomb peut être contraignante, mais également le mercure et le cadmium, et très ponctuellement le cuivre, le nickel et le zinc.

Ainsi, sont retenus pour l'approche CARTORISK, dans un objectif de démonstration de la plus-value de l'outil, l'**arsenic** et le **plomb** uniquement.

• Les hydrocarbures aromatiques polycycliques

Le pouvoir cancérigène des HAP, ou plus exactement de mélanges d'HAP, chez l'homme, est basé sur les observations réalisées chez les travailleurs exposés par voie respiratoire et cutanée. Les HAP sont incriminés dans plusieurs études concernant des personnes atteintes de cancer des poumons, de la peau, de la vessie, des reins ou des fosses nasales. Le benzo(a)pyrène (BaP) est classé comme cancérigène chez l'homme par le CIRC-IARC (groupe 2A), l'US-EPA (classe A) et l'UE (C1B).

La position de l'OMS dans différents ouvrages ou publications et de l'US EPA est de considérer que le BaP a valeur d'indicateur pour les HAP potentiellement cancérigènes, qui ont plus de 3 noyaux aromatiques. Différentes possibilités sont laissées à l'initiative de l'évaluateur de risque, en particulier celle de recourir à la méthode des équivalents toxiques (méthode proposée par l'OMS), qui a été retenue pour le présent projet. L'excès de risque unitaire (ERU) pour un composé n est donné par la relation suivante : $ERU(\text{composé } n) = TEF(\text{composé } n) \times ERU(\text{du BaP})$ (TEF : Toxicity Equivalent Factor).

Afin de simplifier le traitement statistique des données de pollution, l'application du TEF est réalisée sur les concentrations en **HAP** (somme des 16 HAP US EPA) pour le calcul des ERI.

Le calcul de l'ERI par application du TEF conduit à un résultat analogue à la somme des calculs individuels d'ERI pour chaque HAP – pour la voie par ingestion de sol – dans la mesure où les calculs réalisés ne tiennent pas compte de la biodisponibilité (comme la grande majorité des EQRS). Les résultats sont potentiellement différents pour l'ingestion de

végétaux, l'ensemble des composés présentant des facteurs de bioconcentration dans les organismes vivants potentiellement différents. Sur le site 1, la prise en compte de la médiane des BCF des différents HAP conduit à un ERI proche (écart < 74 %) de la somme des ERI obtenus pour chaque HAP. Ainsi, l'approche des équivalents toxiques est adaptée dans la mise en œuvre de la démarche CARTORISK.

Pour les QD, cette approche n'est généralement pas retenue dans les EQRS dans la mesure où l'équivalent toxique fait référence aux effets cancérogènes. Ainsi, seul le **BaP** a été retenu pour les effets à seuils. Sur les tableaux de concentrations traitées en statistiques simples (Tableau 3), il est à noter que la non prise en compte des autres HAP ne semble pas conduire à un déficit d'informations quant aux risques potentiels (et donc aux potentialités du site).

Les facteurs d'équivalent toxique utilisés sont présentés dans le tableau ci-dessous avec les classements quant à la cancérogénicité des HAP et les facteurs de bioconcentration dans les végétaux pour deux hypothèses de fraction de carbone organique du sol (foc).

Tableau 5 : Site 1 – Classes de cancérogénicité et paramètres de risque utilisés pour les HAP.

HAP considéré	classement cancérogénicité			Facteur Equivalent Toxique (TEF) considéré *	BCF aérien (- poids sec)
	UE	CIRC (IARC)	EPA		qqsoit foc
Naphtalène	C2	2B	C	0.001	0.4793
Acénaphthylène	-	-	D	0.001	0.172
Acénaphène	-	-	-	0.001	0.21
Fluorène	-	3	D	0.001	0.1486
Phénanthrène	-	3	D	0.001	0.1024
Anthracène	-	3	D	0.01	0.1037
Fluoranthène	-	3	D	0.001	0.0403
Pyrène	-	3	D	0.001	0.0585
Benzo(a)anthracène	C1B	2B	B2	0.1	0.0174
Chrysène	C1B, M2	3	B2	0.01	0.0189
benzo(b)fluoranthène	C1B	2B	B2	0.1	0.0059
benzo(k)fluoranthène	C1B	2B	B2	0.1	0.0043
Benzo(a)pyrène	C1B, M1B, R1B	1	A	1	0.0137
Dibenzo(a,h)anthracène	C1B	2A	B2	1	0.0068
benzo(g,h,i) pérylène	-	3	D	0.01	0.0057
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	-	2B	B2	0.1	0.0052

* issu de Nisbet et Lagoy (1992), sauf pour le Dibenzo(a,h)anthracène pour lequel un facteur de 1 a été pris en référence à US-EPA (1993).

• Les hydrocarbures

Si d'un point de vue de la migration des hydrocarbures (HC), la prise en compte des fractions HC<C16 et HC>C16 aurait une pertinence (en détaillant les fractions <C16), d'un point de vue toxicologique, cela n'est pertinent que pour les composés aliphatiques pour lesquels la toxicité des fractions plus lourdes est nettement plus faible que celle des fractions <C16.

Les hydrocarbures ne présentant pas d'effet sans seuil, seuls les effets de seuils sont considérés. Ainsi les hydrocarbures n'interviennent que dans le calcul du QD (et non dans celui de l'ERI).

L'analyse préliminaire des risques sanitaires sur ce site montre que les hydrocarbures ne semblent pas conditionner la potentialité d'usage du site (considérant les usages tertiaires ou résidentiels), excepté ponctuellement. Ainsi, dans la

démarche de démonstration portée par CARTORISK, les **hydrocarbures totaux** sont considérés (somme des fractions) en considérant une forme aromatique (toxicité la plus élevée).

b. Modélisation géostatistique des polluants

Les 5 polluants sélectionnés pour leur influence déterminante sur le calcul des risques sanitaires : arsenic, plomb, HAP (somme des 16 composés de la liste US EPA), BaP et Hydrocarbures totaux, ont fait l'objet d'une étude géostatistique conventionnelle, conforme à la démarche présentée dans le guide méthodologique GeoSiPol par exemple (Chiles et al., 2005).

Les mesures effectuées sur le site étant organisées en sondages, le jeu de données de départ est à trois dimensions. Cependant, pour chaque sondage, seuls un ou deux échantillons sont en général disponibles, ce qui rend impossible une véritable modélisation géostatistique à trois dimensions. La problématique du site étant celle de l'ingestion, de sol ou de végétaux, il a été décidé de restreindre le jeu de données aux plus superficielles et de considérer une modélisation à deux dimensions.

Un ensemble de 100 simulations conditionnelles ponctuelles des teneurs en chacun des polluants a donc été généré, selon une grille 2D de mailles carrées de dimensions 10mx10m.

Les simulations des teneurs ont été générées dans le logiciel Kartotrak © Geovariances dans le cas du site 1, et ont été exportées, puis importées dans le programme CARTORISK développé pour les besoins du projet.

A titre d'illustration, une des 100 simulations générées pour chacun des polluants d'intérêt est représentée à la Figure 19. Chacune des simulations est une représentation possible de la répartition spatiale de la pollution, reproduisant la distribution (histogramme) et la variabilité spatiale (variogramme) observées sur les données.

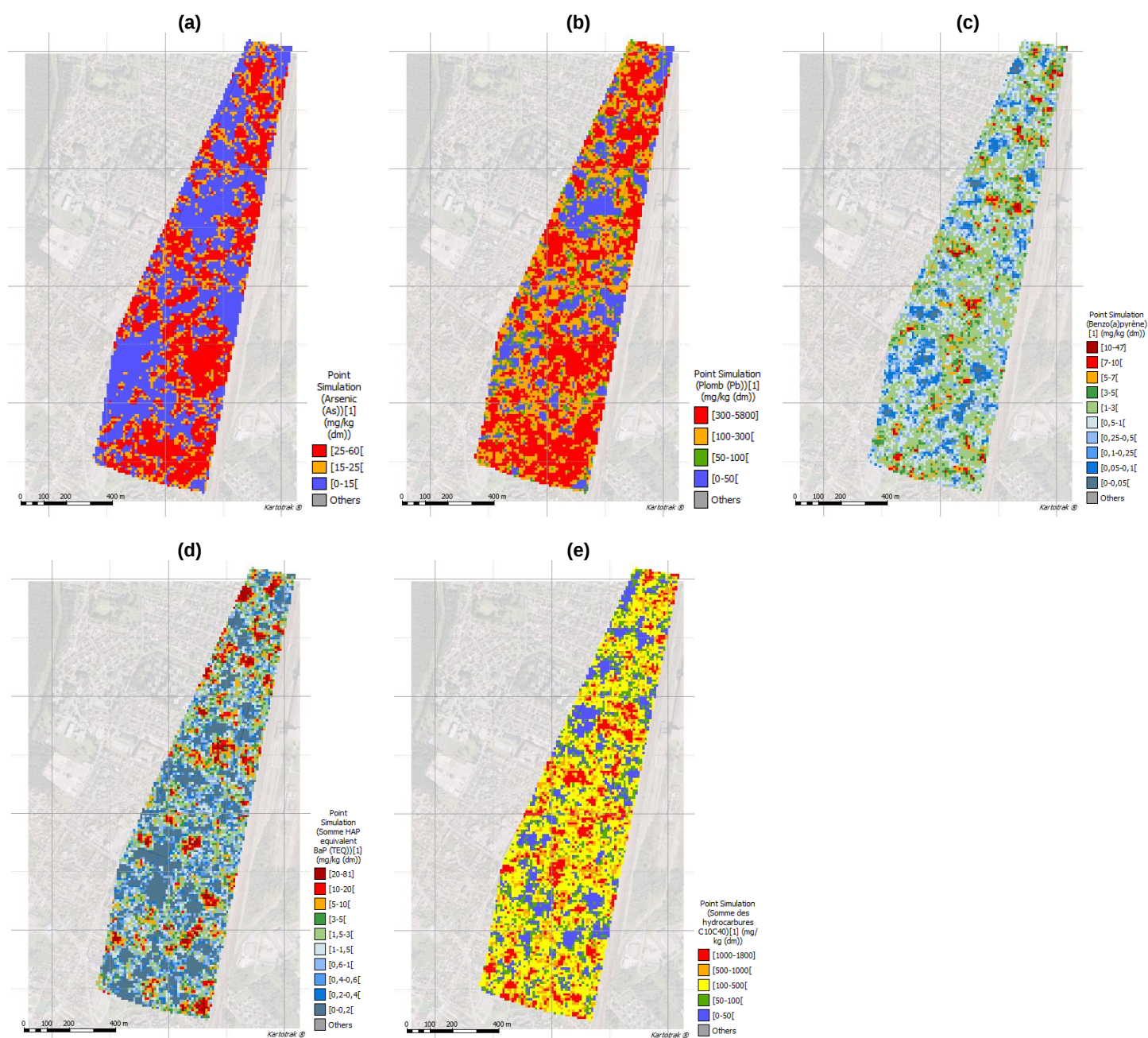


Figure 19 : Site 1 – Exemples de simulations des teneurs en polluants générées sur l'ensemble du site pour les besoins de la cartographie des risques sanitaires. a : Arsenic, b : Plomb, c : Benzo(a)pyrène, d : Somme des HAP TEQ et e : Hydrocarbures C10-C40.

Les cartes des teneurs en polluants estimées par krigeage à moyenne inconnue (krigeage ordinaire) présentées à la Figure 20 fournissent une représentation de la répartition spatiale la plus probable de ces substances.

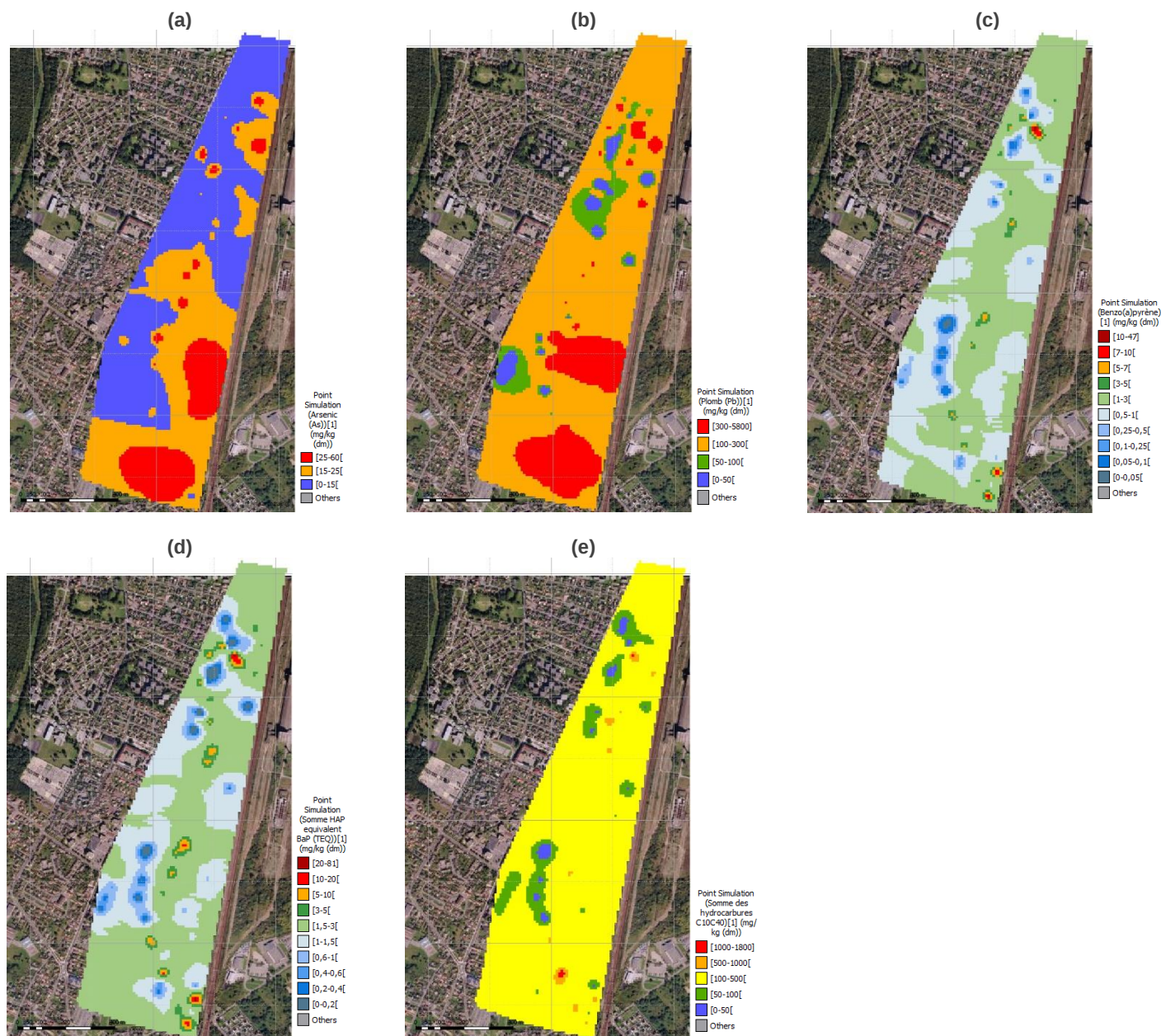


Figure 20 : Site 1 – Cartographie des teneurs en polluants estimées par krigeage sur l'ensemble du site dans les remblais de surface, a : Arsenic, b : Plomb, c : Benzo(a)pyrène, d : Somme des HAP TEQ et e : Hydrocarbures C10-C40.

4.1.4 Cartographies des risques sanitaires

a. Hypothèses de réaménagement

Le projet de réaménagement du secteur nord-ouest est déjà programmé. La construction de bâtiments destinés à des activités commerciales est planifiée. Des espaces verts sont prévus sur l'ensemble de la zone. Le séjour d'enfants dans les bâtiments ne peut pas être exclu. Les risques par ingestion de sol pour une utilisation par des adultes et des enfants doivent donc être pris en considération.

Le projet de réaménagement n'est pas fixé dans le reste du site. Pour tester la démarche CARTORISK, il a été décidé d'étudier les risques associés à un usage résidentiel, impliquant des bâtiments (maisons individuelles, immeubles d'habitation), et des espaces verts.

Il est de plus supposé que les futurs espaces verts seront implantés aux cotes topographiques actuelles du terrain en friche.

b. Cartographie des opportunités de réaménagement

Dans un premier temps, les cartes des risques sont établies sur la totalité du site pour chacun des usages considérés : tertiaire (adultes et enfants), résidentiel (adultes et enfants), pour une exposition par ingestion de sol. Les QD et ERI font le cumul des risques associés aux polluants d'intérêt :

- pour le calcul des effets à seuil (QD), il s'agit de l'arsenic, du plomb, du BaP et des hydrocarbures (C10-C40),
- pour le calcul des effets sans seuil (ERI), il s'agit de l'arsenic, du plomb, du BaP et de la somme des 16 HAP.

Les cartes représentent, en chaque point du domaine, la probabilité que le QD soit supérieur à 1 dans le cas des effets à seuils, et la probabilité que l'ERI soit supérieur à 10^{-5} dans le cas des effets sans seuils. Les cartes obtenues sont visibles à la Figure 21 et la Figure 22.

Il est à noter que le code R CARTORISK permet également de cartographier les risques sanitaires pour un seul des polluants d'intérêt, et d'évaluer ainsi la contribution des substances au risque global. A titre d'exemple, les cartes d'opportunités obtenues pour un usage résidentiel pour la voie d'exposition ingestion de sol par des enfants ont été établies pour l'arsenic, le plomb, le BaP et les C10-C40 pour le site 1 et sont visibles en **Annexe 6**.

De même, le code permet d'établir des cartes d'opportunités relatives aux risques par ingestion de végétaux autoconsommés. Les cartes obtenues pour le site 1 pour un usage résidentiel par des adultes et des enfants sont également consultables à l'**Annexe 6**.

Ces cartes mettent en évidence des zones où les probabilités de dépassement des seuils sont élevées, et qu'il est préférable, de ce fait, d'éviter pour l'usage considéré, et à l'inverse, des zones de faibles probabilités, se révélant favorables à cet usage. Les zones de probabilités intermédiaires sont des zones où le classement du risque (QD ou ERI) par rapport au seuil (1 ou 10^{-5}) est très incertain : avec une probabilité de 50%, il y a autant de « chance » en effet que le seuil soit dépassé ou pas. Cette incertitude peut être due à la densité et la répartition des données, qui s'avèrent inadéquates par rapport à la répartition spatiale de la pollution dans le sol, et/ou à la forte hétérogénéité de répartition de la pollution liée à l'effet conjugué des propriétés du sol et des polluants.

Les cartes produites pour un usage résidentiel par des enfants suggèrent des risques sanitaires élevés, avec une probabilité proche de 100% que le QD soit supérieur à 1 dans une très grande partie du site (carte haut à gauche de la Figure 21). Des probabilités proches de 100% ont également été trouvées pour les effets sans seuil pour ce type d'usage et de cible (carte haut à gauche de la Figure 22). L'implantation d'espaces verts dans ces secteurs ne pourrait donc être menée qu'après des mesures de gestion (p.ex. excavation des remblais et remplacement par des sols propres).

Les zones où les probabilités de dépassement du seuil 1 par les QD sont élevées sont nettement plus réduites pour un usage tertiaire avec séjour d'enfants possible (crèche) (secteur sud-est de la parcelle), et seuls des « spots » très localisés de probabilités élevées sont observés pour les effets sans seuil. On constate néanmoins que d'importantes surfaces présentent des probabilités intermédiaires, proches de 50% (zones vertes sur les cartes) où il subsiste une forte

incertitude quant au dépassement des seuils. Une campagne d'échantillonnage complémentaire des sols pourrait être envisagée dans ces secteurs, pour être en mesure de décider des mesures à prendre et/ou des usages possibles, dans un contexte de moindre incertitude.

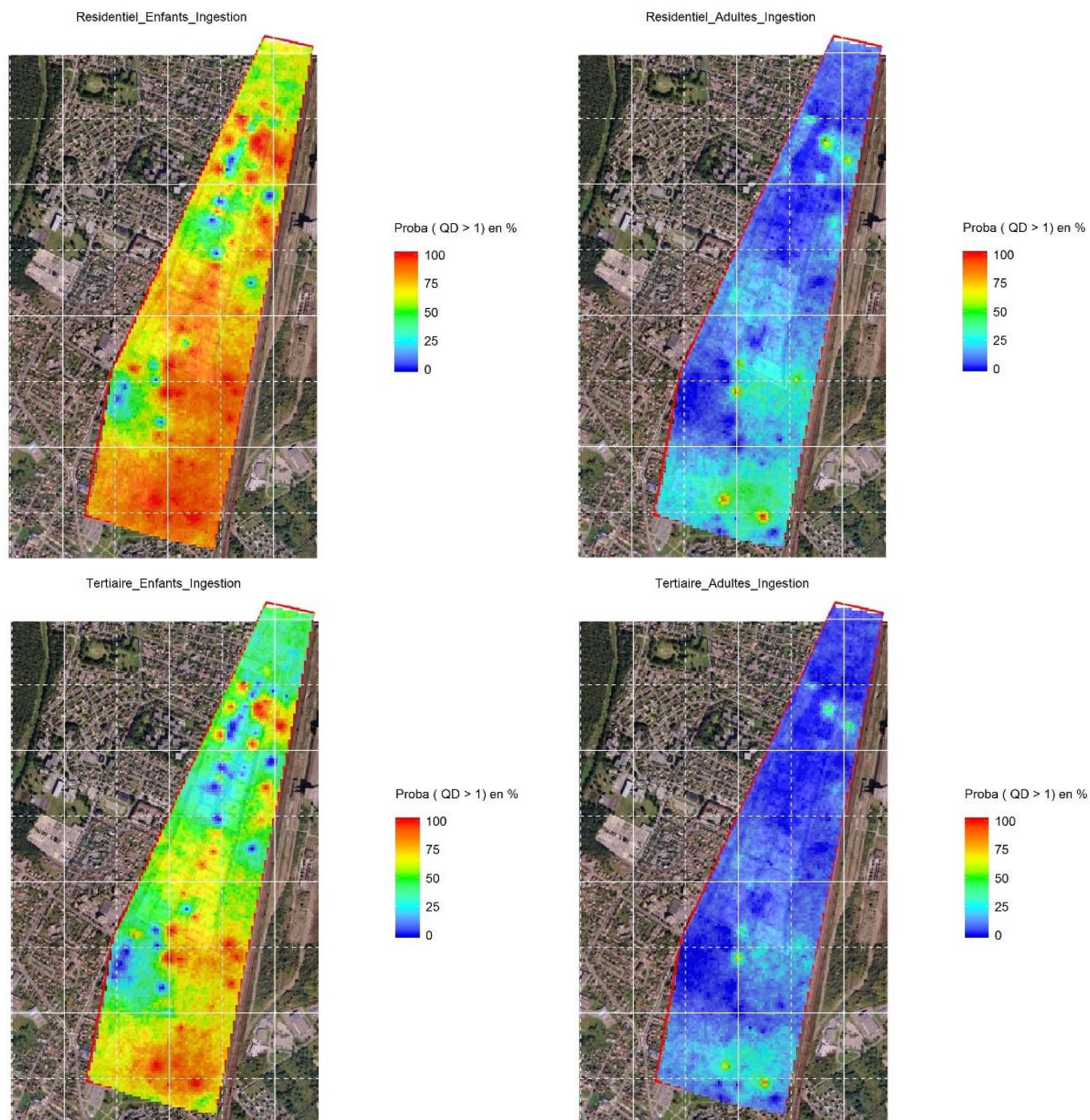


Figure 21 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (1 pour les effets à seuil) pour les différents usages envisagés sur le site et les différentes cibles (adultes, enfants), sur la totalité de sa surface. Exposition par ingestion de sol.

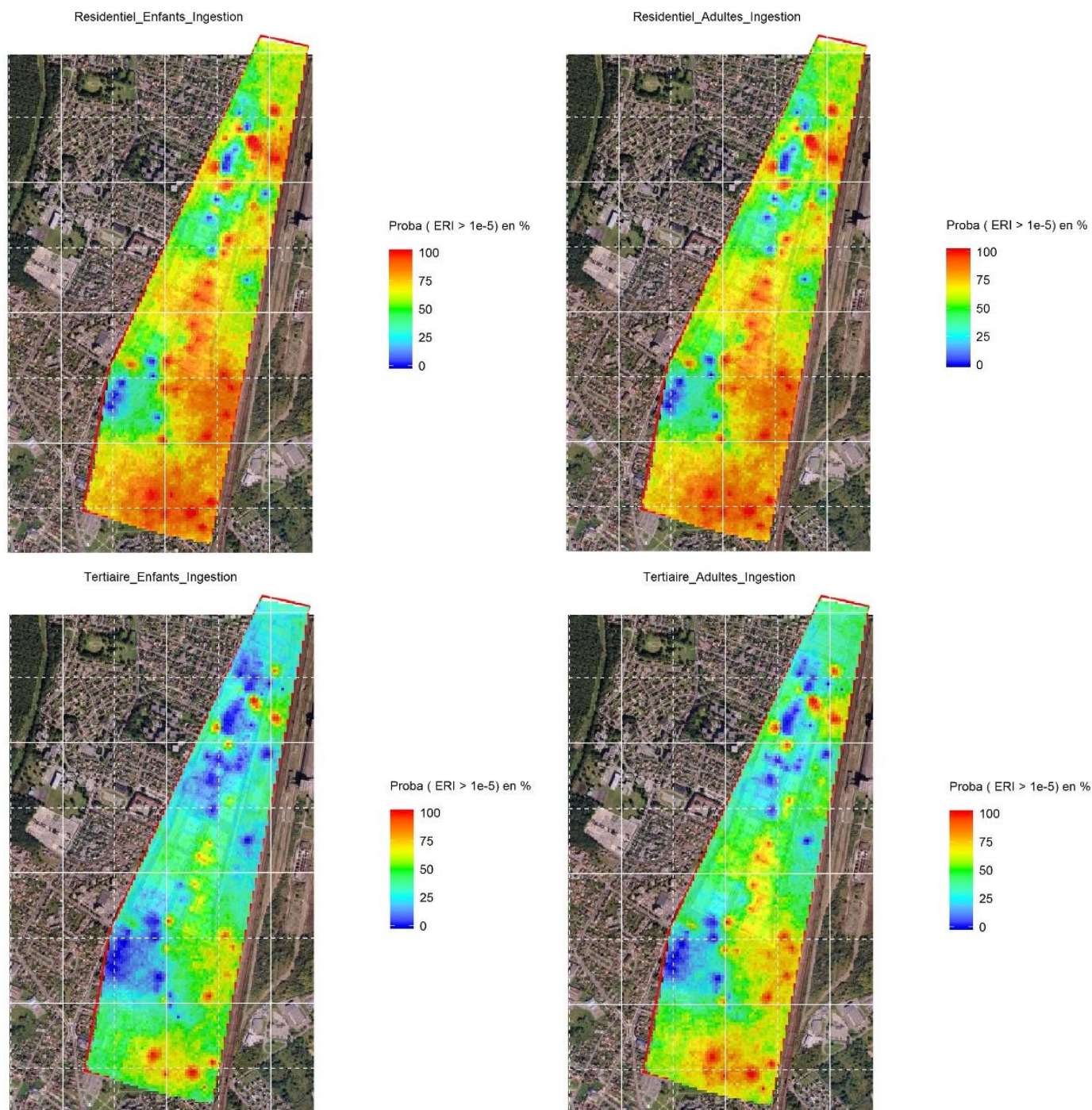


Figure 22 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (10^{-5} pour les effets sans seuil) pour les différents usages envisagés sur le site et les différentes cibles (adultes, enfants), sur la totalité de sa surface. Exposition par ingestion de sol.

Il est possible d'illustrer le type de réflexion pouvant être mené à partir de ces cartes sur le choix des usages et de leur localisation possible sur le site. Puisque le risque est plus élevé pour un usage résidentiel que pour un usage tertiaire, on peut par exemple se demander si le réaménagement en zone résidentielle ne doit pas être limité spatialement, et éviter si possible la partie sud la plus à risque, ce qui permettrait sans doute de limiter les coûts de gestion de la pollution. Une optimisation possible consisterait alors à réserver la partie sud pour un usage de type tertiaire et à limiter la zone résidentielle à sa bordure nord-ouest. Une autre solution serait d'envisager un usage tertiaire sur la totalité de la surface en considérant que l'usage résidentiel est trop risqué ou entraînerait des coûts de dépollution trop élevés. Des investigations complémentaires seraient dans ce cas recommandées avant d'aller plus avant dans le projet de réaménagement afin de confirmer le risque existant (Figure 23).

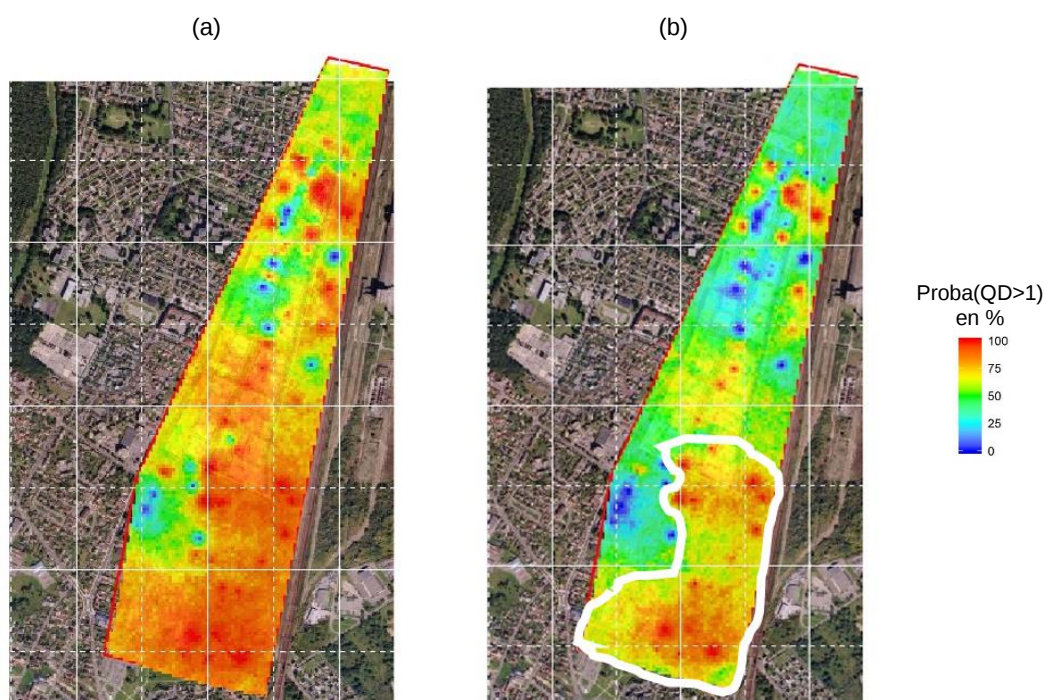


Figure 23 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement les plus pénalisantes (effets à seuil, cibles : enfants) utilisées pour étudier les possibilités d'optimisation d'un plan de réaménagement, a : usage résidentiel, b : usage tertiaire. En blanc : zone où les risques sont les plus élevés.

c. Cartographie comparative de plans de réaménagement

Le code CARTORISK permet également d'établir des cartes de risques pour des plans de réaménagement avancés, où des occupations ont été sélectionnées et leur extension et localisation est à l'étude selon plusieurs variantes. Pour le site 2, l'occupation du site dans sa partie nord-ouest est déjà fixée (zone tertiaire avec espaces verts et crèche). Sur le reste de la surface du site, il a été supposé qu'un usage résidentiel était envisagé, avec implantation d'un parc paysager, et que deux variantes de localisation existaient :

- **Variante 1** : une zone résidentielle comportant 6 bâtiments collectifs est localisée dans l'extrémité sud-est du site, un parc étant proposé entre la zone résidentielle et la zone tertiaire, avec un prolongement à l'est,
- **Variante 2** : la zone résidentielle est juxtaposée au sud de la zone tertiaire, le parc étant subdivisé en 2 parties, au nord-est de la zone résidentielle et à l'extrémité sud-est du site.

Les cartes présentées ci-dessous (Figure 24) ont été établies en calculant le risque par ingestion de sol par des adultes dans la zone tertiaire, par ingestion de sol par des enfants dans la zone résidentielle et le parc.

Dans le secteur nord-ouest où le plan de masse est déjà fixé (zone tertiaire avec espaces verts et crèche), on constate que les probabilités de dépasser le seuil de 10^{-5} sont globalement faibles pour les ERI (carte haut à droite), et que les probabilités de dépasser le seuil de 1 sont généralement intermédiaires, proches de 50%, pour les QD. Cette situation tend à recommander des investigations dans les zones prévues pour des espaces verts, afin de réduire l'incertitude sur les risques associés aux sols.

Dans le reste du site, on constate que les risques sont majoritairement élevés, et très probablement inacceptables pour l'aménageur et les autorités, quelle que soit la localisation envisagée pour les 6 bâtiments et le parc. Si seules ces 2 variantes de réaménagement sont envisageables, il est encore possible d'estimer les coûts des mesures de gestion requises pour sélectionner au final la plus économique.

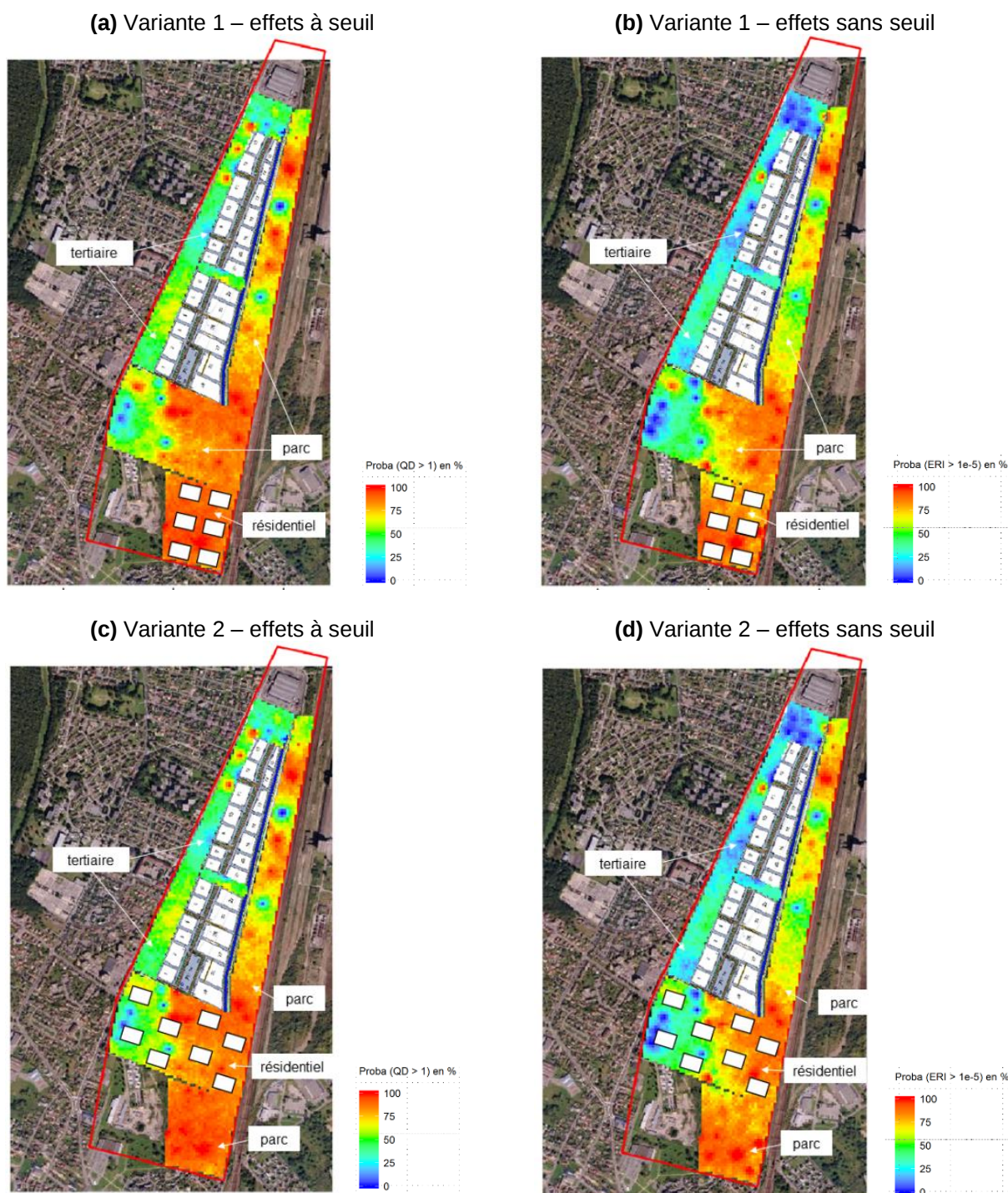


Figure 24 : Site 1 – Cartographie comparative des risques sanitaires associés à 2 plans de réaménagement.

4.2 Illustration sur le site 2

4.2.1 Présentation du site

Le site 2 est un ancien site industriel d'une superficie de 1,2 hectares, dont l'activité essentielle était le stockage et le conditionnement de produits chimiques et pétroliers. La première activité industrielle date de 1929. Les dernières installations ont été démantelées en 2008. Divers événements (incendie, fuites de produits) se sont produits durant la période d'activité.

Le sous-sol est formé de remblais limoneux et sableux sur environ 2 m d'épaisseur, puis de marnes sableuses de 2 à 6 m de profondeur. Les sols ont été investigués sur les 6 m. Une nappe s'écoulant vers l'est est rencontrée dans les calcaires sous-jacents.

Divers projets de reconversion ont été envisagés sur le site, dont un centre aquatique, et une zone mixte de logements et bâtiments scolaires.

Le site présentait dans son état initial une importante contamination des sols par des composés organiques volatils (composés organohalogénés, composés mono-aromatiques (BTX), hydrocarbures C8-C12).

Le site a fait l'objet d'une opération de dépollution in situ.

4.2.2 Données disponibles

Les données utilisées pour les besoins du projet sont celles des diagnostics initiaux, avant dépollution. Ce sont celles qui permettent d'établir l'état de pollution initial du sol, avant traitement. Le site a fait l'objet de 175 sondages (Figure 25). Un total de 294 échantillons de sol a été prélevé, ainsi que 22 échantillons de gaz du sol. La hauteur de sol échantillonnée la plus fréquente est de l'ordre de 1 m, mais il y a aussi de plus grandes hauteurs (jusqu'à 5 m), et de plus petites (minimum : 20 cm).

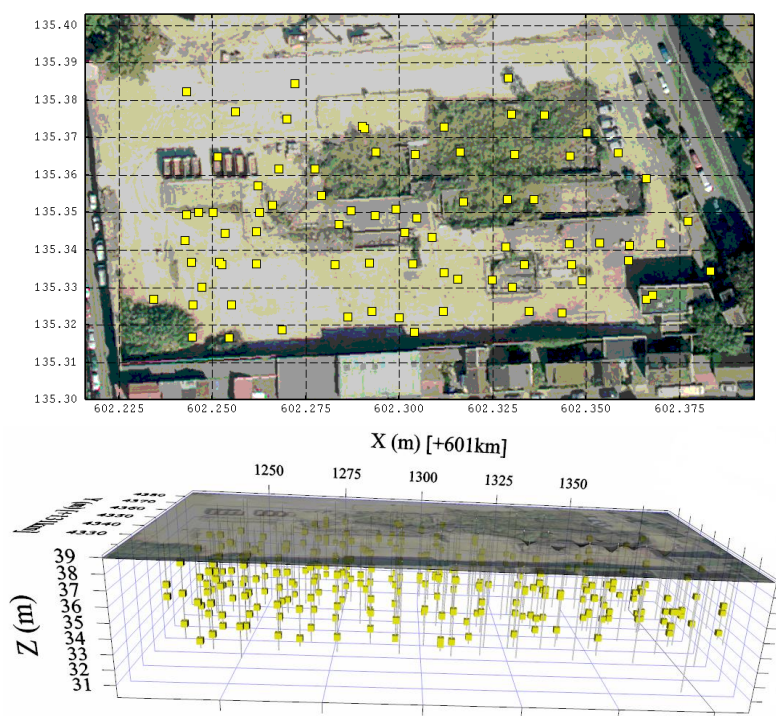


Figure 25 : Site 2 – Localisation des sondages et des prélèvements de sol en 2D sur une photographie aérienne (haut) et en 3D dans un bloc-diagramme (bas).

Un ensemble de métaux et de composés organiques ont été analysés dans les échantillons de sol, mais pas systématiquement, de sorte que le nombre de valeurs disponibles est réduit pour certains d'entre eux – cas des métaux (11 valeurs de chaque élément) et des HAP (26 valeurs). Les hydrocarbures C10-C40 sont les mieux renseignés (98 valeurs). Ce nombre se porte à 60 ou 69 pour les composés chlorés (PCE, TCE, DCE, CV), les mono-aromatiques (BENZ, TOL, ETHYLB, M-P-XYL, O-XYL, les alcools et les cétones. Les composés les plus volatils ont été analysés dans les échantillons de gaz du sol, mais les valeurs disponibles (<20) ne sont pas suffisantes pour envisager une cartographie directe des concentrations gaz à partir de ces seules données.

Le Tableau 6 présente les statistiques élémentaires des teneurs dans les sols des 28 substances analysées. De fortes teneurs en métaux sont observées, notamment en plomb et en zinc, en hydrocarbures (C10-C40) et en composés organiques volatils.

Tableau 6 : Site 2 - Synthèse sur les teneurs en composés organiques et métaux mesurées dans les échantillons de sol (en gras : substances retenues pour la cartographie des risques) (unité : mg/kg ms).

	Nombre	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane	Ecart-type
ACET	64	0.3	3856	164	9	554
As	11	7	81	34	25	23
BENZ	69	0.01	40	1.26	0.01	6
C10-C40	98	10	8900	1389	720	1722
CV	60	0	5	0.34	0.01	0.84
Cd	11	0.2	8.2	1.33	0.7	2.2
Cr	11	10	92	34	29	23
Cu	11	9.9	880	310	210	273
DCE	60	0.01	3004	88	2	429
ETHYLB	69	0.01	2400	84	5	393
EtOH	63	0.5	11500	803	2	2281
HAP	26	0.82	320	27	6	64
Hg	11	0.1	41	6	2	11
M-P-XYL	69	0.02	2500	99	6	409
MEC	64	0.1	264	11	1	37
MIBC	64	0.1	141	5	1	17
MeOH	63	1	4250	265	5	730
NAPHT	26	0.05	38	3	1	7
Ni	11	6	98	33	30	25
O-XYL	69	0.01	1600	61	2	245
PCE	60	0	430	11	0.02	57
Pb	11	28	7100	1322	440	2109
TCE	60	0	20000	792	1	3586
TOL	69	0.01	35000	768	9	4297
Zn	11	21	11000	1981	410	3536
i-BuOH	63	0.1	498	34	2	84
i-PropOH	63	0.01	2400	210	5	496
n-BuOH	63	0.1	550	49	2	125

La Figure 26 et la Figure 27 présentent les variations 3D des teneurs mesurées en benzène, trichloréthylène, chlorure de vinyle, dichloréthylène et toluène dans le sous-sol. Les teneurs les plus élevées sont détectées majoritairement dans les sols de surface. Elles diminuent avec la profondeur, mais de fortes concentrations (p.ex. 4000 mg/kg ms de C10-C40) sont encore observées jusqu'à 6 m. On relève également que seules 1 ou 2 valeurs de chaque substance sont généralement disponibles dans chaque sondage.

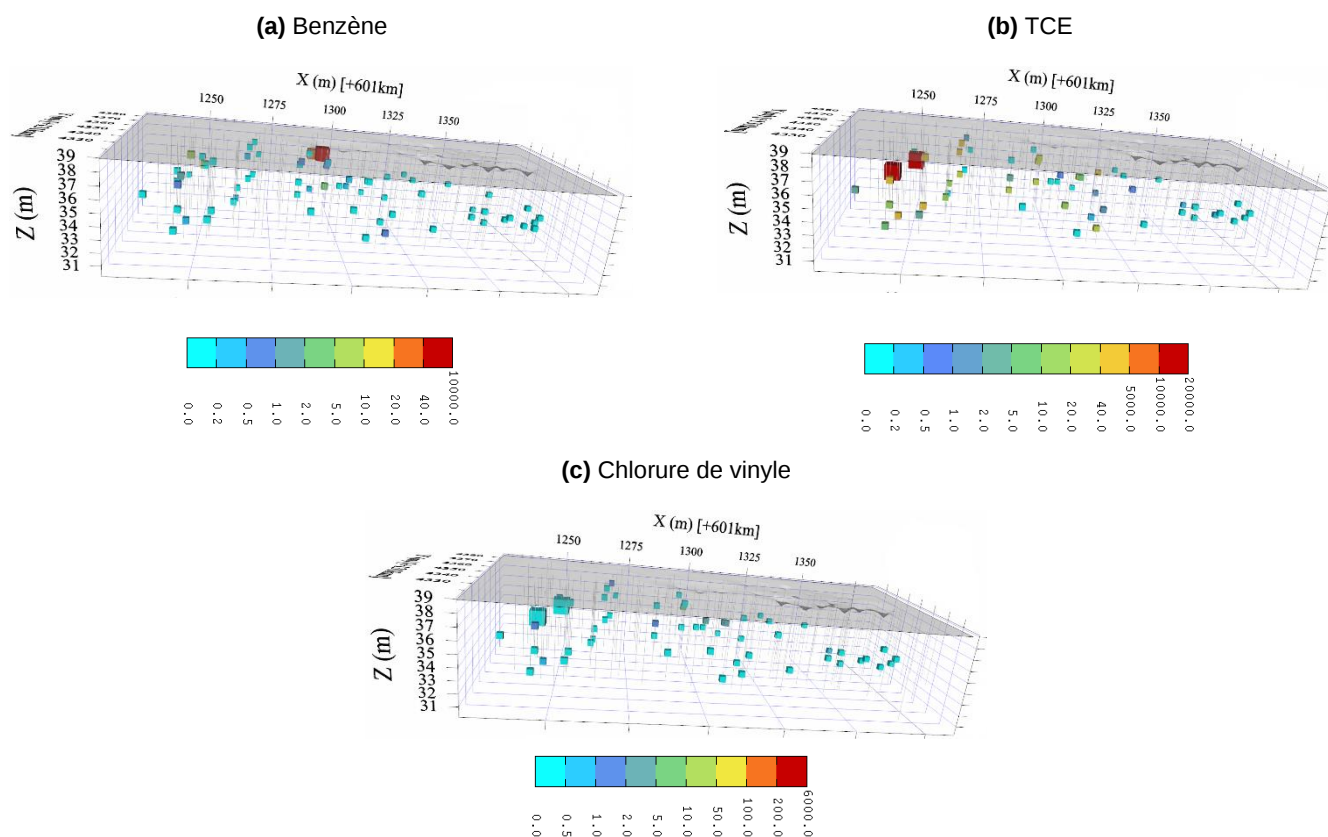


Figure 26 : Site 2 – Représentation 3D des teneurs en benzène (a), en trichloréthylène (b) et en chlorure de vinyle (c) dans les échantillons de sol utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution (unité : mg/kg ms).

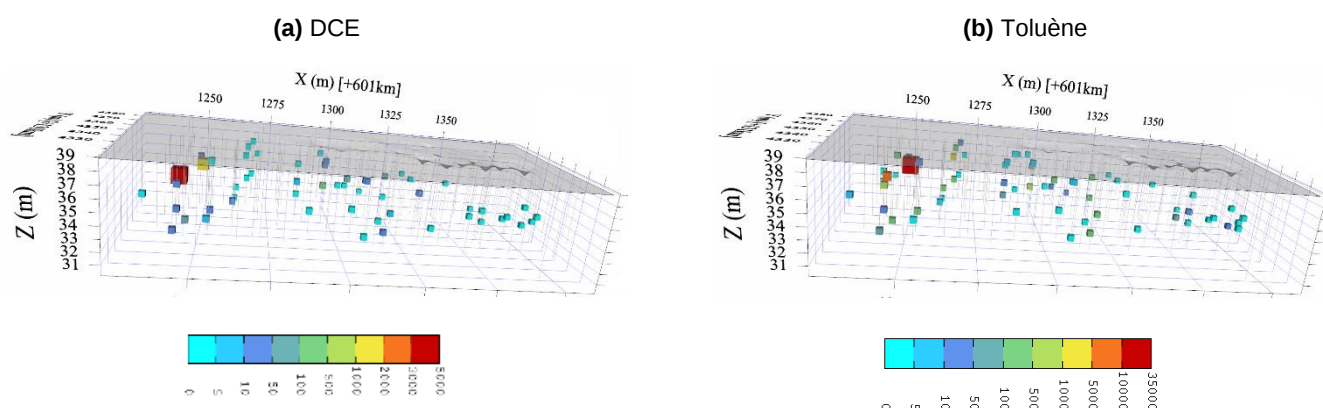


Figure 27 : Site 2 – Représentation 3D des teneurs en dichloréthylène (a) et toluène (b) dans les échantillons de sol utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution (unité : mg/kg ms).

On notera que l'échelle de concentration n'est pas linéaire, en raison des très fortes variations de concentration pour chaque polluant, sur ce site.

4.2.3 Etude préliminaire

a. Sélection des polluants selon leur incidence sur le risque sanitaire

L'évaluation quantitative des risques sanitaires menée dans le cadre de l'étude des plans de réaménagement envisagés sur le site (centre nautique, usage tertiaire et résidentiel) a montré que les risques étaient liés majoritairement à une exposition par inhalation de substances organiques volatiles. Parmi celles analysées dans les sols, 5 ont été identifiées comme « tirant le risque » vers le haut. Il s'agit de 3 substances cancérogènes : **benzène**, **trichloréthylène** et **chlorure de vinyle**, et de 2 substances non cancérogènes : **dichloréthylène** et **toluène**. Elles sont retenues pour la suite de la démonstration de la démarche CARTORISK sur le site.

b. Modélisation géostatistique des polluants

Pour chacune des 5 substances, un ensemble de 100 simulations des teneurs dans les sols ont été générées selon la démarche géostatistique classique présentée dans le guide méthodologique GeoSiPol (Chiles et al., 2005).

Des simulations 3D des teneurs (Figure 28) ont été produites dans une grille de mailles 1m x 1m x 1m, limitée en surface par la topographie du site et en profondeur par un plan à la cote +33 m. Le modèle intègre donc la variabilité de la pollution sur la verticale, observée sur les données. Il est important d'intégrer cette composante verticale dans la modélisation de ce site où la voie d'exposition majoritaire est l'inhalation. Les données y sont cependant peu favorables (nombre de données limité par sondage), ce qui induit une forte dispersion des teneurs simulées, et donc une forte incertitude sur les calculs de risques spatialisés. Cet inconvénient est néanmoins accepté, l'objectif ici étant d'illustrer la démarche dans son entier, sans rechercher la meilleure précision sur la cartographie.

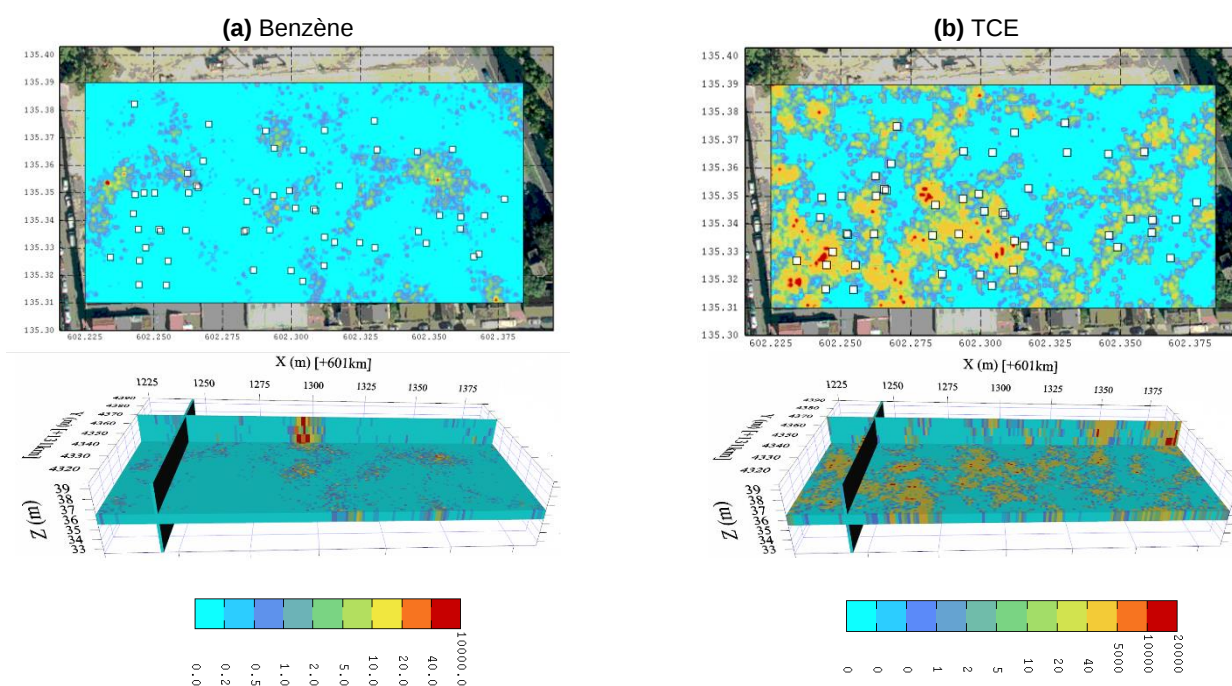
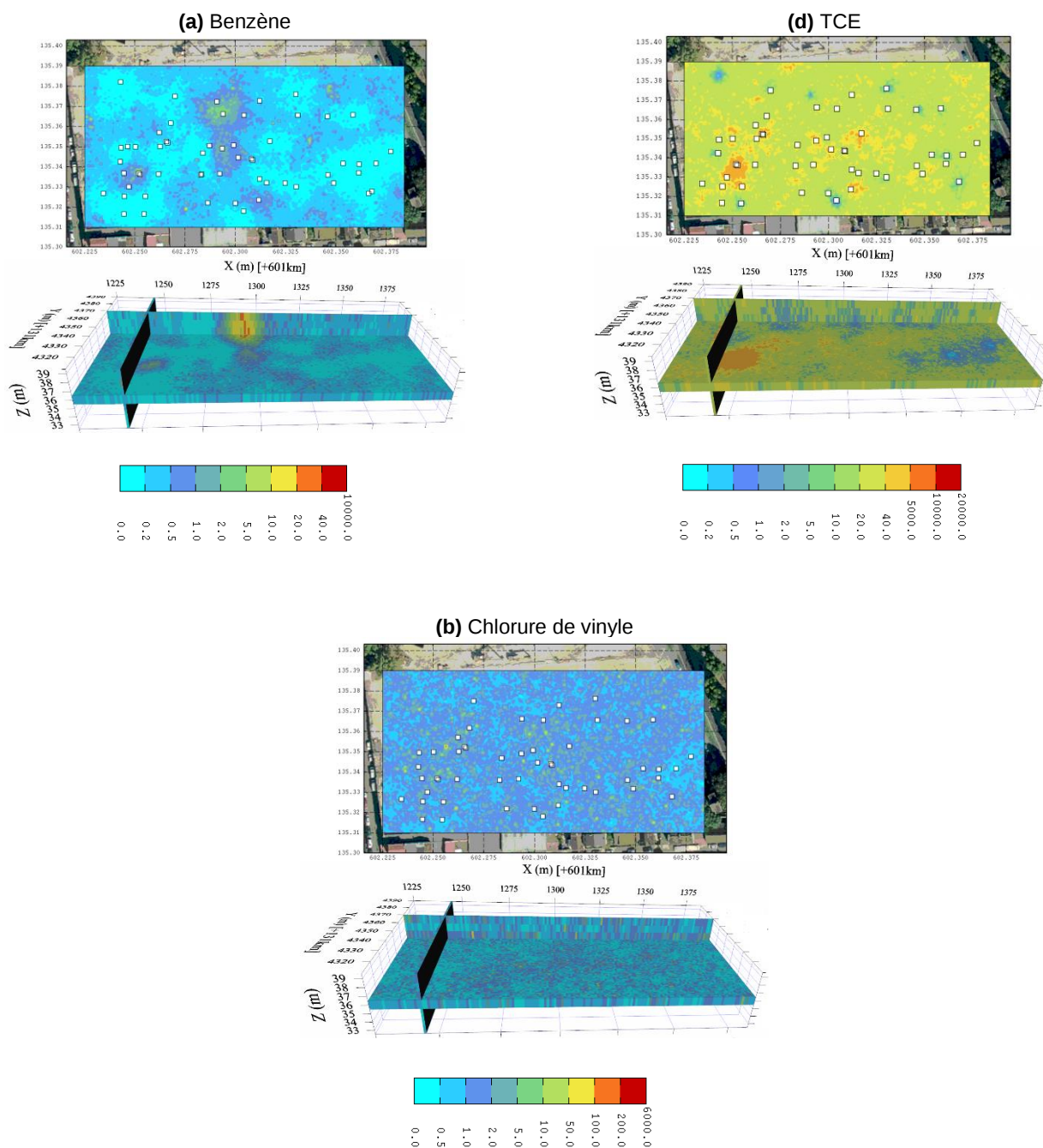


Figure 28 : Site 2 – Exemples de simulations des teneurs en polluants dans les sols générées sur l'ensemble du site pour les besoins de la cartographie des risques sanitaires (unité : mg/kg ms).

La cartographie de l'espérance conditionnelle (« moyenne ») des teneurs simulées (qui tend vers le krigeage lorsque le nombre de simulations est suffisant) permet de visualiser la variabilité spatiale la plus probable des 5 substances dans le sol (Figure 29).



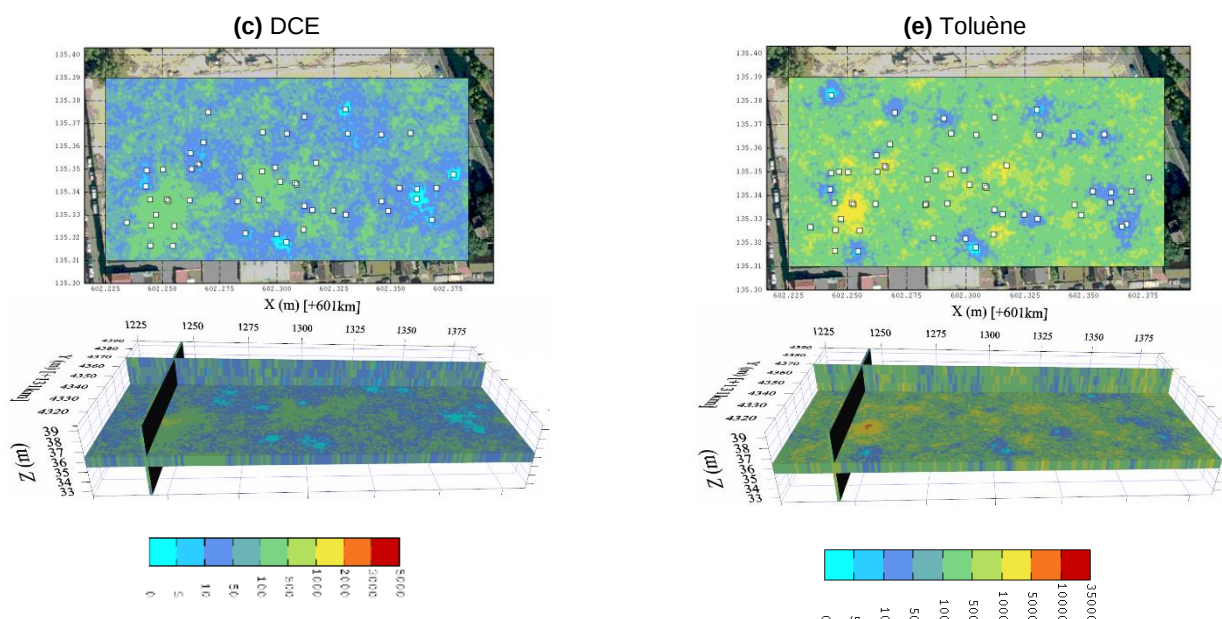


Figure 29 : Site 2 – Cartographie des teneurs en polluants dans les sols estimées par l'espérance conditionnelle (« moyenne ») des simulations sur l'ensemble du site (unité : mg/kg ms).

Le calcul spatialisé des risques par inhalation de gaz dans le code CARTORISK requiert l'import de simulations des concentrations de gaz du sol. Cet import peut reposer sur la cartographie géostatistique des concentrations élaborée à partir des mesures dans les gaz du sol ou bien des concentrations dans les sols ou les eaux souterraines. Dans cette illustration, la densité des mesures dans les gaz du sol n'a pas été jugée suffisante pour reproduire la variabilité spatiale de la pollution, ainsi il a été choisi de conduire la simulation géostatistique sur les concentrations mesurées dans les sols, et ensuite d'appliquer à ces résultats une conversion pour estimer les concentrations dans les gaz du sol. Cette conversion a été menée à partir du logiciel Oreos©Burgeap. Ce logiciel permet d'estimer la répartition d'une substance organique dans les différentes phases du milieu poreux en situation d'équilibre ou non, en tenant compte de toutes les substances analysées (une vingtaine dans le cas du site 2) et de la lithologie en zone non saturée ou dans la nappe.

4.2.4 Cartographies des risques sanitaires

a. Hypothèses de réaménagement et de dépollution

La démarche CARTORISK a été testée en supposant que deux types d'usage étaient envisagés sur le site : résidentiel et tertiaire, ce qui est cohérent avec les divers projets de reconversion actuellement à l'étude. Les cibles pour lesquelles les cartes de risques ont été établies sont des adultes.

Trois séries de cartes d'opportunités de réaménagement ont été produites :

- Une première série correspondant aux risques sanitaires associés au site dans son état initial,
- Une deuxième série reproduisant la situation après une opération de dépollution in situ qui a été effectivement menée sur le site. Cette série met en évidence une réduction globale des risques, avec néanmoins des zones où des risques résiduels incompatibles avec les usages envisagés subsistent,
- Une troisième destinée à prédire l'effet d'une dépollution complémentaire, non réalisée sur le site, sur la diminution des risques.

Les cartes ont été produites pour des espaces de vie de 100 m² pour un usage résidentiel, et de 25 m² pour un usage tertiaire (surface standard d'une base de vie de chantier), en supposant que ces espaces de vie se trouvent à la surface actuelle du site (pas de sous-sols ou d'étages).

b. Cartographie des opportunités dans l'état initial de pollution du site

Les cartes de risques établies pour les 2 usages envisagés, résidentiel et tertiaire, en sommant les risques associés aux 5 polluants d'intérêt (benzène, TCE, chlorure de vinyle, DCE et toluène pour le calcul des QD, benzène, TCE et chlorure de vinyle pour le calcul des ERI), montrent sans surprise, que la probabilité que le QD soit supérieur à 1 est égale à 100% sur la totalité du site. Les mêmes valeurs hautes sont trouvées pour les probabilités que les ERI soient supérieurs à 10⁻⁵.

L'établissement des cartes de probabilités par polluants permet d'étudier ceux qui « tirent le risque vers le haut » et de localiser les zones les plus problématiques (Figure 30 et **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). De tels types de cartes peuvent servir d'appui au dimensionnement de la dépollution.

Le chlorure de vinyle apparaît ainsi comme le composé le plus problématique pour les effets sans seuil, avec des probabilités que les ERI soient supérieurs à 10⁻⁵ systématiquement égales à 100%, que ce soit pour un usage résidentiel ou tertiaire (Figure 31). Le trichloréthylène et le dichloréthylène sont quant à eux à l'origine de dépassements systématiques du seuil de 1 par le QD pour un usage résidentiel, et pour un usage tertiaire en ce qui concerne le trichloréthylène. A l'opposé les risques associés au toluène pour les effets à seuil sont très faibles sur tout le site pour les 2 types d'usage (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**), tandis que ceux liés au benzène sont très localisés (probabilités élevées au centre nord de la parcelle (Figure 30, cartes de gauche). L'effet du benzène pour les effets sans seuil (Figure 30, cartes de droite), du chlorure de vinyle pour les effets à seuil (Figure 31, cartes de gauche), du trichloréthylène pour les effets sans seuil et un usage tertiaire (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, carte en bas à droite) et du dichloréthylène pour les effets à seuil et un usage tertiaire (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, carte en bas à gauche) apparaît plus modulé, avec des zones à risques élevés (au sud-ouest et au centre nord notamment) côtoyant des zones à risques plus faibles.

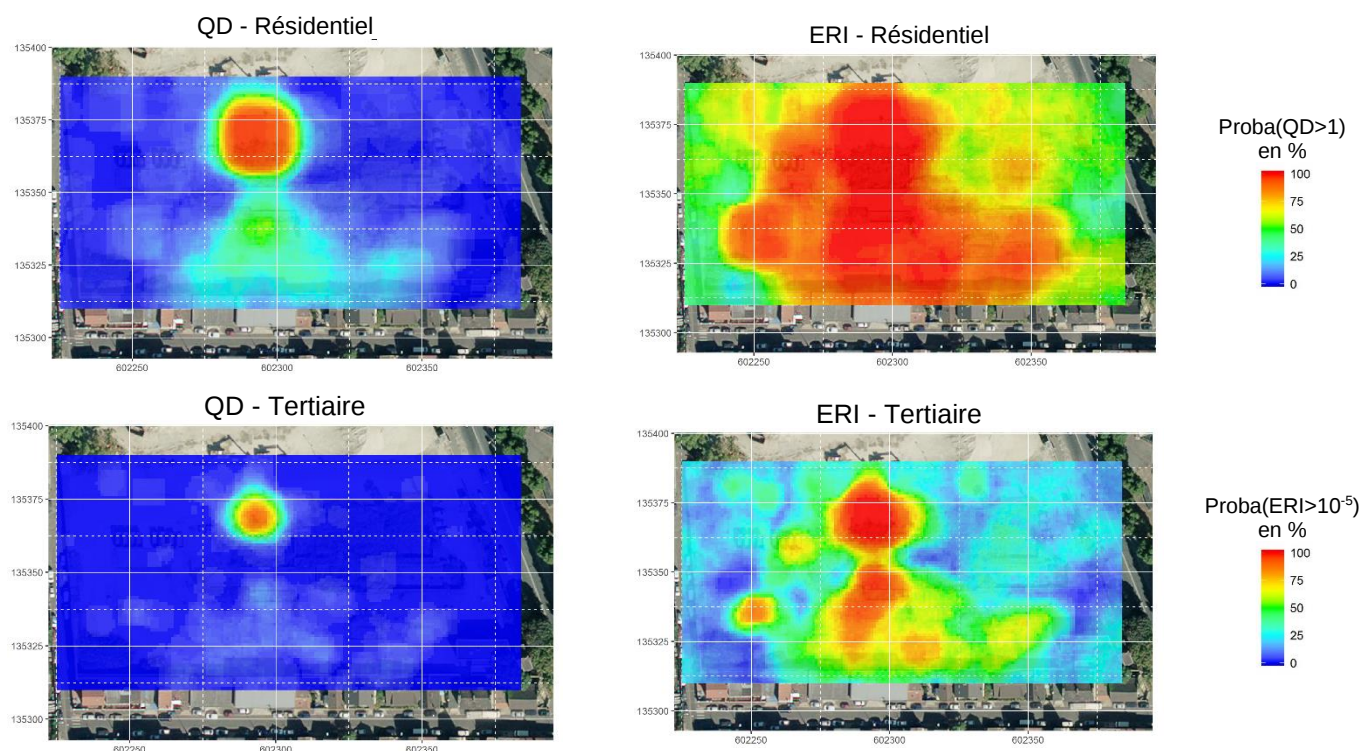


Figure 30 : Site 2 – Cartographies des probabilités de dépassement du seuil réglementaire par le QD (seuil = 1, à gauche) et l'ERI (seuil = 10^{-5} , à droite). Cas du benzène pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.

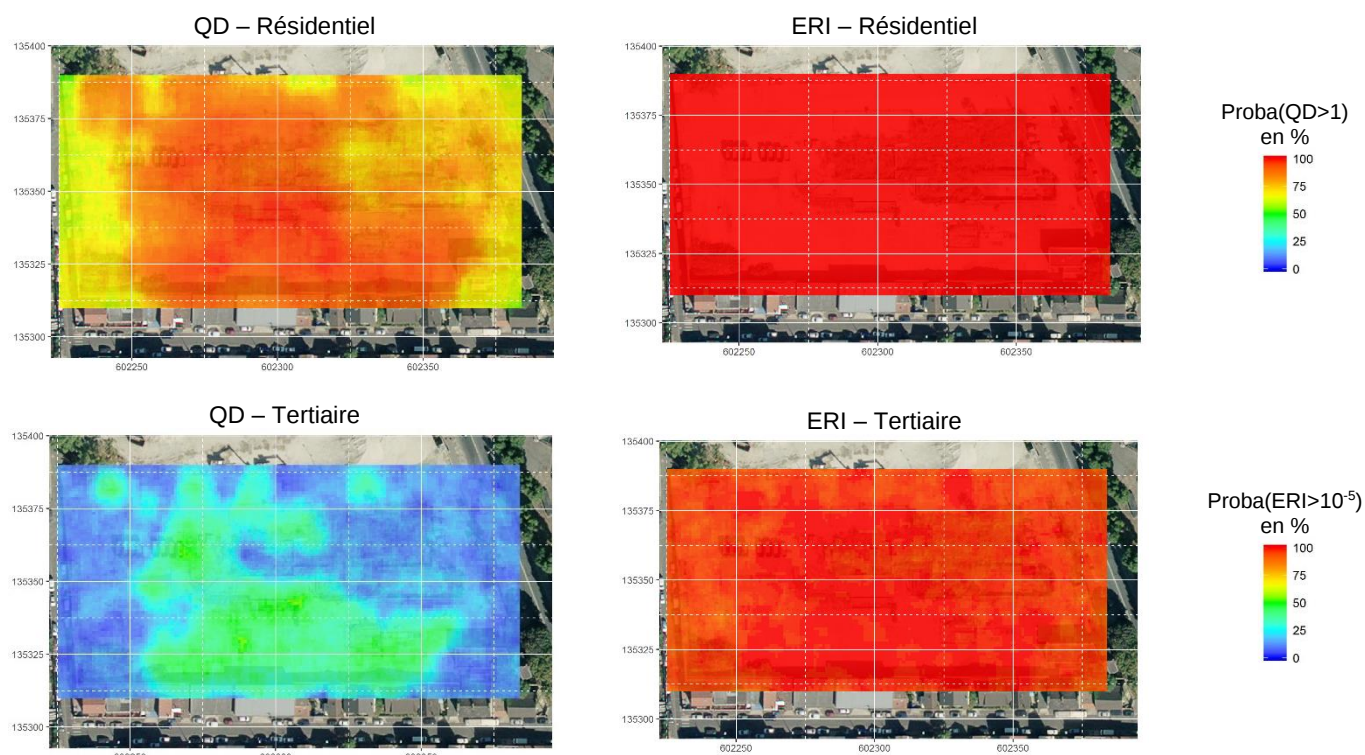


Figure 31 : Site 2 – Cartographies des probabilités de dépassement du seuil réglementaire par le QD (seuil = 1, à gauche) et l'ERI (seuil = 10^{-5} , à droite). Cas du chlorure de vinyle pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.

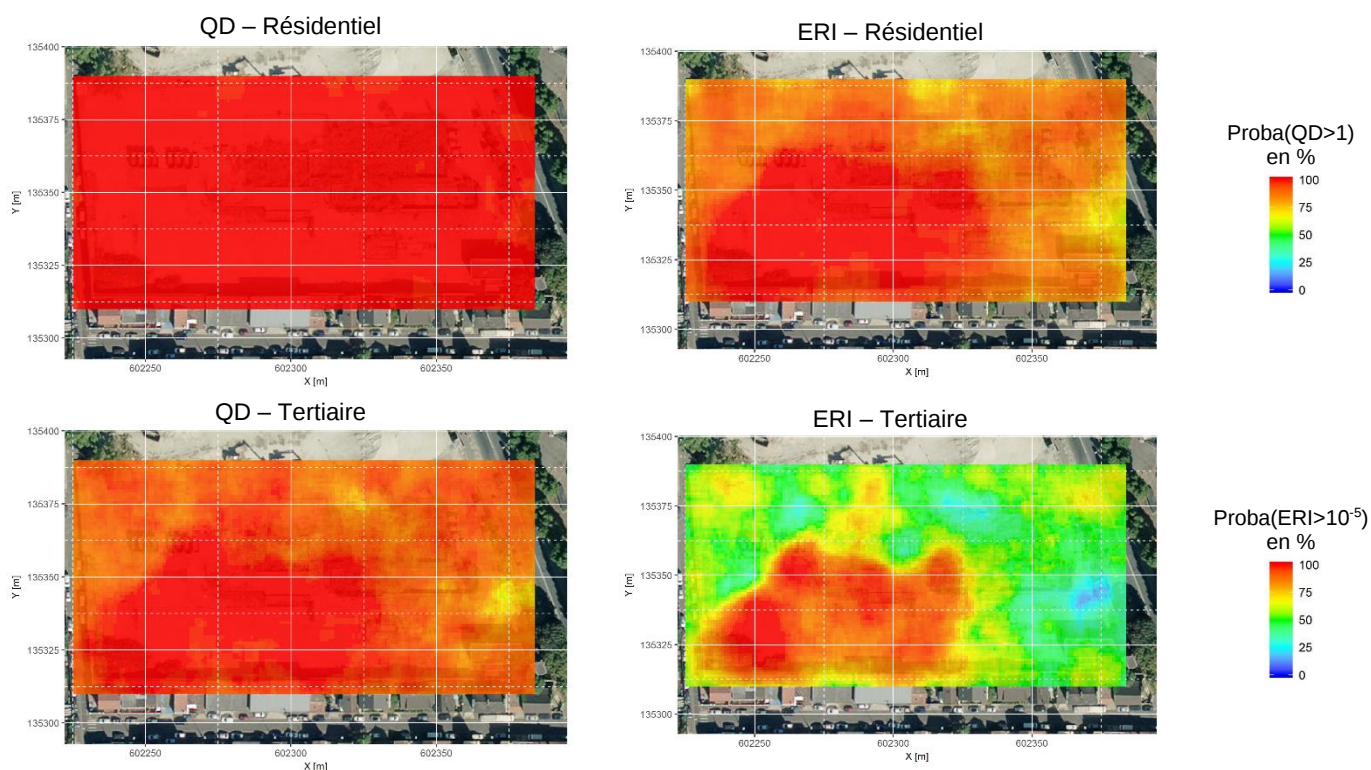


Figure 32 : Site 2 – Cartographies des probabilités de dépassement du seuil réglementaire par le QD (seuil = 1, à gauche) et l'ERI (seuil = 10⁻⁵, à droite). Cas du trichloréthylène pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.

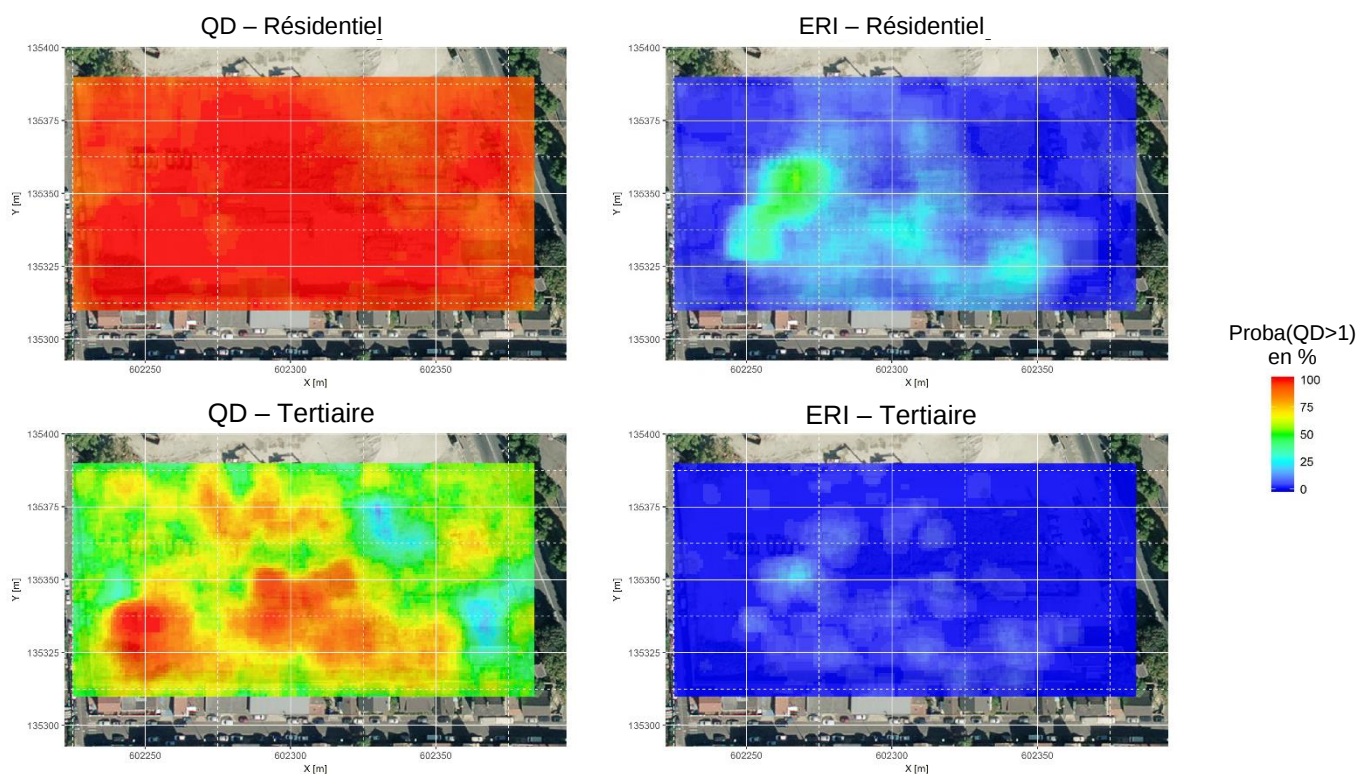


Figure 33 : Site 2 – Cartographies des probabilités de dépassement du seuil réglementaire par le QD. Cas du dichloréthylène (gauche) et du toluène (droite) pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.

c. Cartographie des opportunités après une première dépollution

La deuxième série de cartes d'opportunité reproduit les risques sanitaires après l'opération de dépollution in situ qui a été menée sur le site. L'objectif est d'apprécier l'effet du traitement dans la réduction du risque, et d'identifier les secteurs pour lesquels une reconversion en zone résidentielle ou tertiaire est envisageable. Pour les besoins de la démonstration, des hypothèses ont été prises pour produire des cartes de risque réalistes à partir des données disponibles, des modèles géostatistiques générés pour les 5 polluants d'intérêt et des résultats de la dépollution réelle.

Les cartes produites (Figure 34) suggèrent que les risques par inhalation subsistent après la dépollution, notamment dans la perspective d'un réaménagement en zone résidentielle pour les effets à seuil (carte en haut à gauche). Le risque apparaît plus acceptable pour un usage tertiaire sur une large partie du site, mais il reste néanmoins élevé dans son quart sud-ouest (carte en bas à gauche). La construction de bâtiments dans le site en l'état fait donc débat, sachant que des mesures constructives devront être impérativement prises pour réduire l'exposition par inhalation à des niveaux acceptables, y compris dans des sous-sols (non modélisés, ici). Se pose alors la question de l'intérêt de dépolluer davantage, avec mise en balance de la réduction des risques sanitaires sur une plus grande surface du site et des coûts (coûts d'une seconde dépollution, coûts des mesures constructives sans seconde dépollution).

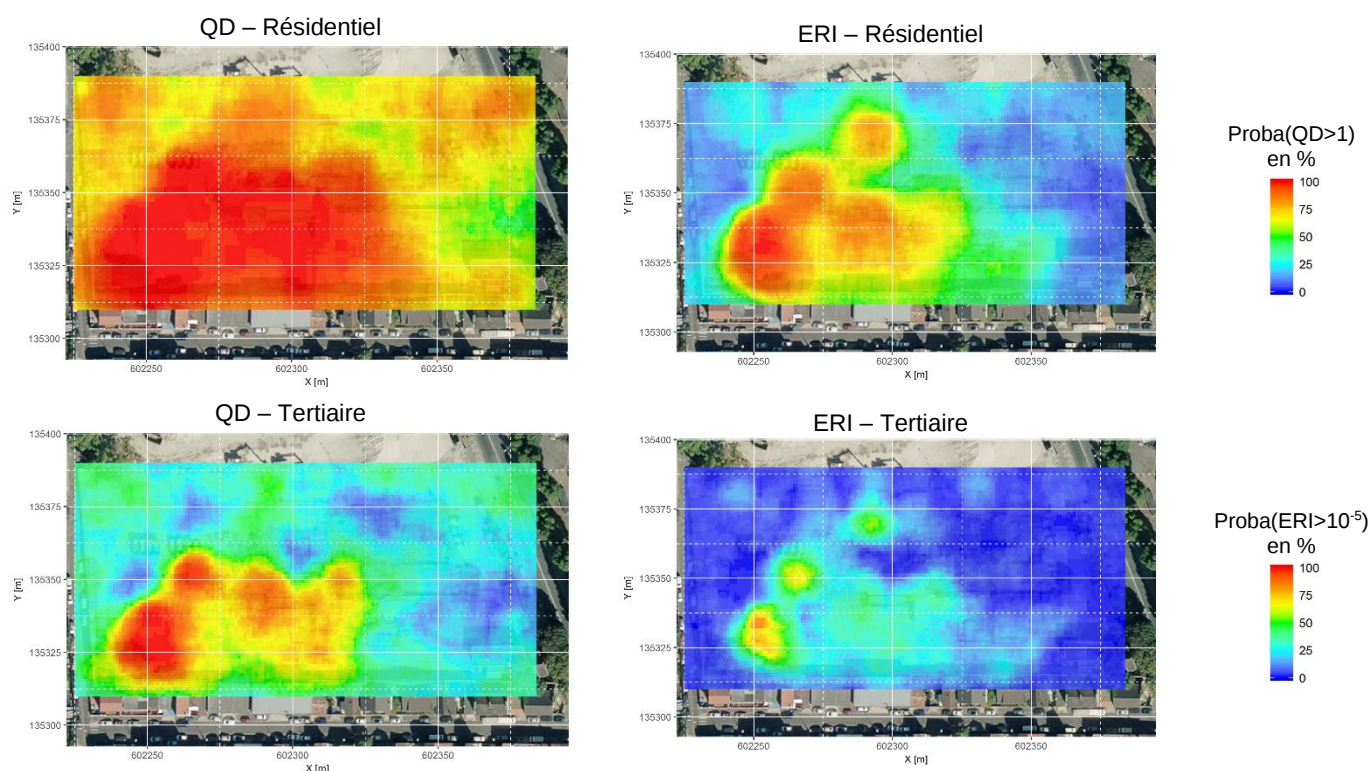


Figure 34 : Site 2 – Cartographies des opportunités de réaménagement après une première dépollution : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (seuil = 1 pour le QD, seuil = 10^{-5} pour l'ERI), pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.

d. Cartographie des opportunités après une seconde dépollution

Les risques sanitaires subsistant après la première opération de dépollution menée sur le site, il a été jugé opportun de générer une troisième série de cartes pour prédire l'effet qu'aurait une seconde opération de dépollution. Aucune opération de ce type n'ayant été menée sur le site, un coefficient d'abattement a été défini sur la base de l'expérience des partenaires du projet (abattement supposé de 8 pour les 5 substances) et appliqué aux modèles géostatistiques des teneurs en polluants pour simuler l'effet de la dépollution complémentaire sur les risques sanitaires.

Les cartes obtenues (Figure 35) suggèrent qu'une telle dépollution pourrait supprimer le risque par inhalation pour les effets sans seuil pour les deux types d'usage considérés (cartes de droite), mais maintiendrait un risque important dans le quart sud-ouest du site pour les effets à seuil (cartes de gauche). Une optimisation du plan de réaménagement pourrait néanmoins être envisagée, en positionnant les bâtiments à usage tertiaire dans ce secteur ou d'autres usages moins sensibles, plutôt que des habitations. Les habitations quant à elles peuvent raisonnablement être envisagées après cette seconde dépollution dans le tiers est du site, sous réserve de vérification des concentrations dans les gaz du sol pour le DCE en particulier.

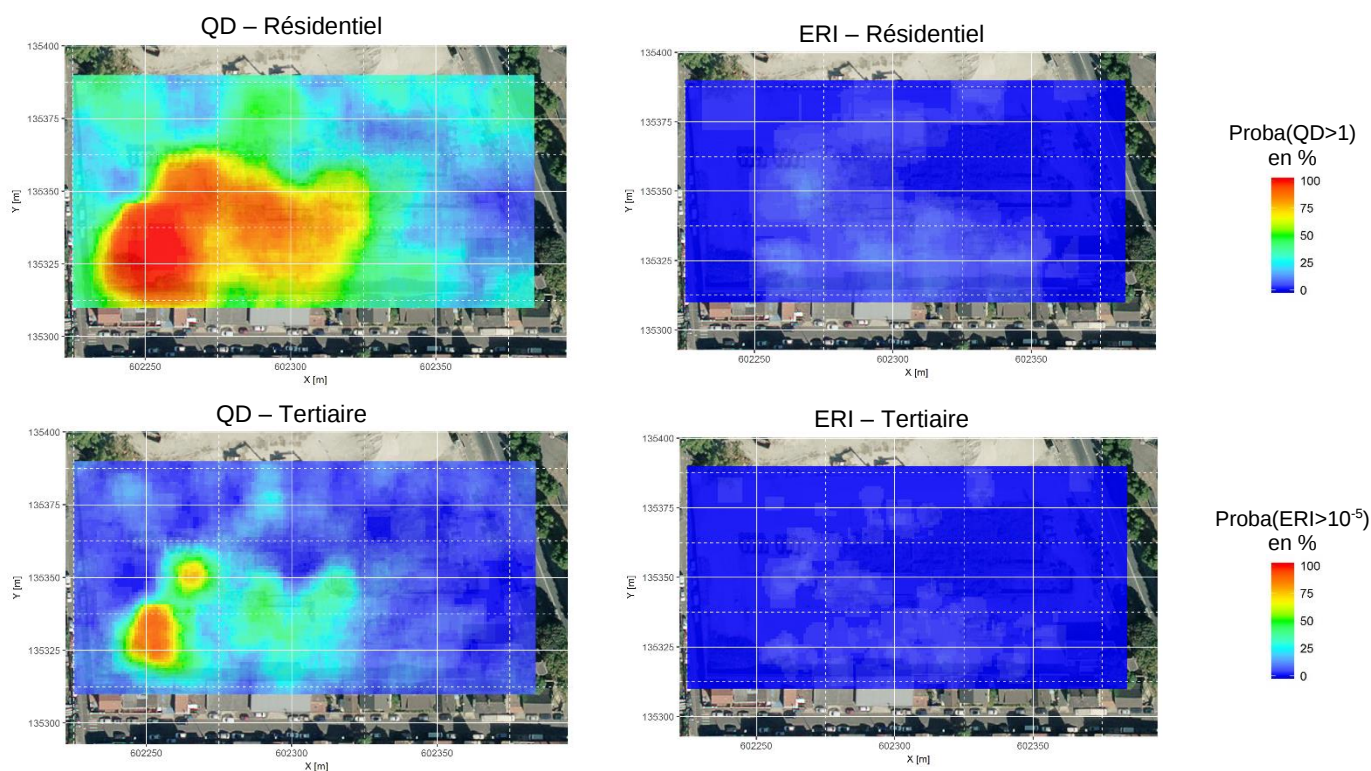


Figure 35 : Site 2 – Cartographies des opportunités de réaménagement après une seconde dépollution : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (seuil = 1 pour le QD, seuil = 10^{-5} pour l'ERI), pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.

4.3 Point de vue du comité d'experts

4.3.1 L'atelier du 15 mai 2018

Le point de vue d'experts de la gestion des sites et sols pollués et de la reconversion des friches a été recueilli durant un atelier dédié au projet. La démarche CARTORISK a été présentée aux participants par les porteurs de projet et illustrée sur les 2 sites d'essai. Il a ensuite été demandé aux experts de discuter en petits groupes d'un ensemble de questions, en s'appuyant sur une série de cartes produites pour les 2 sites d'essai. Les avis et les suggestions des experts ont ensuite été restitués et débattus en fin d'atelier.

Les questions posées portaient sur la pertinence de la démarche et sur ses conditions d'utilisation dans les opérations de réhabilitation des friches, tel que détaillé dans l'**Annexe 1**. Les lignes suivantes résument les principaux avis et suggestions émis à cette occasion.

4.3.2 Avis sur l'usage de la démarche

Le travail réalisé et la méthodologie proposée ont globalement été bien accueillis par les participants. Les grands choix méthodologiques n'ont pas été remis en cause, et l'intérêt des cartes pour appuyer des décisions relatives au réaménagement des sites a été confirmé. CARTORISK a été perçu comme un outil utile dans les grandes phases de décision d'un projet de reconversion.

La cartographie des risques ouvre des possibilités d'affiner les mesures de gestion : dans un secteur destiné à des espaces verts par exemple, le recouvrement systématique du sol par de la terre propre est généralement préconisé dès que les teneurs dépassent les valeurs de fond. La carte des risques permet dans ce cas de faire la distinction entre des zones où les valeurs de fond sont largement dépassées, et celles où le dépassement est modéré, et de proposer d'autres mesures de gestion que le recouvrement.

A côté de l'utilisation proposée par les porteurs de projet aux différentes phases d'une opération de reconversion, la démarche a été également perçue comme un moyen de hiérarchiser les zones et les substances « tirant le risque vers le haut », pour au final établir des priorités dans les mesures à mettre en œuvre.

Elle permet de plus une compréhension globale des sites complexes où des pollutions multiples interviennent à différentes profondeurs, engendrant des risques sanitaires multiples par diverses voies d'exposition.

La mise en balance de la réduction des risques sanitaires avec les coûts d'excavation (de remblais ou sols pollués) ou des mesures constructives (p.ex. étanchéification de dalles, ventilation de sous-sols) qui le permettent est apparue comme un atout majeur de l'approche.

L'utilisation de CARTORISK pour apprécier l'effet probable de mesures de dépollution, ou comparer des scénarios de dépollution sous l'angle des risques sanitaires (cf. illustration sur le site 2, § 4.2), a été perçue comme pertinente, notamment dans le contexte des bilans coûts-avantages demandés par la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués.

Une grande attention a été portée au positionnement de la démarche dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Les questions portaient essentiellement sur sa position dans le processus par étapes d'évaluation de la pollution des sites et de leurs impacts, et dans la définition des mesures de gestion. La démarche CARTORISK n'a pas été conçue à l'origine comme un outil venant se substituer à une des étapes du processus réglementaire, mais comme un outil complémentaire et non obligatoire venant faciliter et optimiser les plans de réaménagement, en les confrontant aux pollutions présentes dans le terrain et aux conséquences sanitaires et financières qui en découlent. Au vu de l'importance de la question, un paragraphe dédié au positionnement de la démarche dans le contexte réglementaire a été ajouté au présent rapport (cf. § 1.2.3).

Enfin, d'autres utilisations de la démarche que celles envisagées initialement ont été débattues, telles que par exemple la contribution des cartographies des risques sanitaires à la définition de servitudes d'utilité publique, dans le cadre de l'interprétation de l'état des milieux en dehors des sites.

4.3.3 Avis sur la pertinence de la démarche

Les choix méthodologiques et les représentations graphiques des risques sanitaires ont fait l'objet de l'essentiel des discussions sur la pertinence de la démarche.

Choix méthodologiques

Les voies de transfert et d'exposition sélectionnées, ainsi que les équations choisies pour les modéliser ont été approuvées. Des ajouts et améliorations ont par ailleurs été suggérés :

- Les risques associés aux voies d'exposition par ingestion de sol et de végétaux sont actuellement calculés pour une épaisseur de 1 m de sol sous la topographie (initiale ou future) du site. Il est proposé de modifier le code CARTORISK pour rendre la hauteur de sol variable. La hauteur de sol a été fixée à 1 m, car c'est la valeur la plus compatible avec les mesures de terrain généralement disponibles. Idéalement, si des diagnostics plus précis sont disponibles et les enjeux sont majeurs, il serait effectivement nécessaire de tenir compte de hauteurs variables en fonction de l'exposition considérée et des végétaux qu'il est prévu de planter. La modification du code pour répondre à cette demande ne pose pas de problème technique, et pourrait être envisagée dans une phase de développement complémentaire, pour affiner la démarche.
- La possibilité d'intégrer les risques par inhalation dans différents niveaux de vie d'un bâtiment, et notamment dans différents niveaux de sous-sol peut être un élément important de la cartographie des risques sanitaires. De telles modifications pourraient être intégrées dans les versions ultérieures du code.
- Les risques par inhalation d'air intérieur devraient être, dans la mesure du possible, estimés à partir de mesures directes des teneurs en substances dans les gaz du sol. La conduite de l'étude géostatistique est possible sur les mesures réalisées dans les gaz du sol ou dans les sols, ce sera comme précisé au § 3.1 lors de l'étude préliminaire que le choix devra être réalisé et argumenté.
- Les gaz du sol émis par une nappe contaminée peuvent également contribuer à la pollution de l'air intérieur, et doivent de ce fait être pris en compte dans les calculs spatialisés des risques. Le code permet de prendre en compte cette contribution, moyennant quelques adaptations.
- Les dalles de bâtiments peuvent avoir un effet sur la distribution des concentrations dans les gaz du sol, avec notamment des phénomènes d'accumulation. Cet effet de barrière peut être observé avec les dalles des futurs bâtiments, ou bien avec des fondations historiques enfouies dans le terrain. Les canalisations peuvent quant à elles servir de vecteur préférentiel à la dispersion de la pollution. L'influence de ces structures n'est actuellement pas prise en compte dans la modélisation de la répartition de la pollution, et par suite dans la cartographie des risques, mais l'adaptation de la démarche CARTORISK pour intégrer ces effets pourrait être réalisé dans une version ultérieure. Il est à noter cependant que les simplifications réalisées dans CARTORISK correspondent à celles réalisées à l'heure actuelle dans les études de risques sanitaires.
- Pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité des paramètres utilisés dans les équations de risques et de transfert, il est suggéré de mener une analyse de sensibilité en appliquant CARTORISK plusieurs fois sur le même cas. Des gammes de valeurs peuvent ainsi être testées pour une sélection de paramètres reconnus comme incertains/variables tout en ayant un impact significatif sur les résultats des calculs de risque (p.ex. coefficients de diffusion). En fonction de l'objectif de l'application de CARTORISK, ces calculs peuvent sans contraintes être réalisés avec le code développé.

Représentations graphiques

Les deux types de cartographie des risques, cartes d'opportunité de réaménagement et cartes de risques par plan de réaménagement ont été appréciés, et ont suscité les commentaires suivants :

- La cartographie des risques sous forme de probabilités n'est pas facile à appréhender, notamment lorsqu'il s'agit de définir du point de vue du risque sanitaire pour quelles valeurs (de probabilités) l'usage du site est possible

(ou impossible) avec un bon niveau de confiance. Les cartes gagneraient en lisibilité si elles étaient accompagnées d'une légende où la gamme des valeurs de probabilités serait interprétée comme une échelle de graduation des possibilités (ou impossibilités) d'usage.

- Les probabilités de dépassement des seuils (1 pour le QD, 10^{-5} pour l'ERI) traduisent la « chance » avec laquelle ces seuils peuvent être dépassés. Ce niveau de confiance dépend à la fois des données disponibles (qualité, densité, répartition) pour établir le modèle géostatistique, et de l'hétérogénéité du milieu modélisé (hétérogénéité du sol, hétérogénéité de répartition de la pollution). L'incertitude sur le classement par rapport aux seuils est grande pour des probabilités intermédiaires (~50 %), faible pour des probabilités faibles ou élevées : le dépassement est certain avec une probabilité de 100%, son non dépassement avec une probabilité de 0%. Comme les probabilités ne différencient pas l'incertitude relevant des données de celle provenant de l'hétérogénéité du milieu, les participants recommandent de superposer les points de sondages aux cartes de risques, pour en apprécier la densité et la répartition. Ceci permet de mener une expertise de l'origine des incertitudes, et de décider de la nécessité d'investigations complémentaires lorsque des lacunes d'information apparaissent clairement comme un facteur d'incertitude important dans l'évaluation spatialisée des risques sanitaires.
- La cartographie des QD pour les effets à seuil et des ERI pour les effets sans seuil pourrait compléter utilement la cartographie des probabilités que les QD soient supérieurs à 1 (respectivement que les ERI soient supérieurs à 10^{-5}). En effet, les niveaux de risques (QD ou ERI) constituent en eux-mêmes un résultat important pour apprécier l'enjeu sanitaire, ainsi que les réductions potentielles des niveaux de risques qui peuvent être obtenues en adaptant le plan d'aménagement et/ou en mettant en œuvre des mesures de gestion de la pollution.
- Il serait intéressant de pouvoir modifier les seuils appliqués aux QD et ERI pour produire les cartes de probabilité. Les seuils sont actuellement fixés à 1 et 10^{-5} respectivement pour les effets à seuil et sans seuil, pour être conformes à la réglementation (cf. p.93 de (Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, 2017)), mais les autorités peuvent avoir besoin de tester des seuils plus bas dans certaines situations. Les seuils sont actuellement sous forme de constantes dans le code CARTORISK, mais peuvent être transformés en variables sans difficulté technique.

Les modifications permettant de répondre à ces remarques sont techniquement faisables et pourraient faire l'objet d'une amélioration du code.

5 Conclusions et perspectives

Le projet CARTORISK avait pour objectif de développer une démarche permettant de cartographier les risques sanitaires en intégrant la variabilité spatiale des polluants et l'incertitude associée, et de démontrer son intérêt pour déterminer un optimum de réaménagement, en s'intégrant au processus décisionnel classique de la reconversion des friches.

La démarche de spatialisation géostatistique des risques développée permet de produire différents types de cartes, cartes d'opportunités de réaménagement et cartes de risques pour diverses variantes de réaménagement, utiles aux différents stades d'élaboration progressive d'un projet, de la phase amont où les usages et leur positionnement sont encore ouverts, à la phase aval où le plan de masse définitif a été établi. Ces cartes constituent également un outil de communication, pour mettre en avant sous l'angle du risque et de manière intégrée (additivité des risques pour différents polluants et voies d'exposition) l'effet de mesures de gestion de la pollution (opérations de dépollution et mesures constructives). CARTORISK constitue également une aide à la compréhension globale de l'effet de pollutions sur un site complexe, à la hiérarchisation des zones en fonction des risques sanitaires et in fine à l'identification des besoins en reconnaissances complémentaires.

La démarche proposée est perçue comme un outil complémentaire aux outils recommandés par la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Elle trouve son intérêt à différents stades de la méthode tout en répondant aux besoins évolutifs du maître d'ouvrage dans le processus de reconversion. CARTORISK est à la fois un outil technique, pour le bureau d'étude assistant le maître d'ouvrage et un outil de communication pour le maître d'ouvrage. Les développements de CARTORISK sont ainsi pertinents à l'étape de définition des objectifs de réhabilitation et d'analyse des scénarios de gestion de la pollution, en permettant leur comparaison sous l'angle des risques sanitaires, tout en tenant compte des scénarios de réaménagement envisagés. La démarche peut également être déployée dans l'analyse des risques résiduels, au stade où l'acceptabilité sanitaire des risques doit être montrée et argumentée.

L'utilisation de modèles géostatistiques de la pollution, sous forme de simulations conditionnelles des teneurs en polluants, permet d'intégrer dans les calculs spatialisés des risques l'incertitude induite par la connaissance lacunaire de la pollution et par son hétérogénéité. En chaque endroit du site, la valeur fournie n'est donc pas seulement le dépassement -ou pas- du seuil de référence légal (1 pour le QD et les effets sans seuil, 10^{-5} pour les ERI et les effets sans seuil), mais la probabilité (la « chance » ou le « risque ») que le seuil soit dépassé. Les zones fortement incertaines (probabilités proches de 50%) sont alors identifiées, ce qui permet de dimensionner des investigations complémentaires afin de préciser avec un meilleur niveau de confiance les possibilités de réaménagement et les mesures de gestion requises.

L'élaboration du code de calcul dédié à la démarche CARTORISK, permettant de « traduire » les modèles géostatistiques de la pollution en cartographie des risques par application de fonctions de transferts et d'exposition, a montré d'une part, que les calculs et modélisations à mener n'étaient pas triviaux, d'autre part qu'un certain nombre de choix méthodologiques étaient à mener, qui font que les cartes de risques produites à partir des mêmes modèles géostatistiques peuvent être différentes suivant le code ou le logiciel utilisé. Parmi les défis rencontrés, citons l'intégration des flux de substances volatiles dans le calcul des risques par inhalation et le passage de modèles 3D de la répartition spatiale des polluants à des cartographies 2D des risques, ou bien encore le changement de support requis pour calculer les concentrations en polluants dans l'air intérieur. Parmi les choix méthodologiques, notons par exemple le choix des modèles analytiques de transfert des polluants gazeux vers l'air intérieur.

La cartographie géostatistique des risques sanitaires est néanmoins apparue tout à fait faisable, avec des temps de calcul courts (quelques minutes) en dépit du nombre de polluants, de voies d'exposition et de variantes de réaménagement à considérer.

Le test et l'expérimentation sur deux sites réels aux caractéristiques contrastées a permis de valider scientifiquement et techniquement la démarche, et d'illustrer ses possibilités d'utilisation. Le premier site de grande taille présentant une pollution aux métaux et aux hydrocarbures à l'origine de risques par ingestion de sol et de végétaux a permis de déployer la méthode dans son entier en produisant à la fois des cartes d'opportunités de réaménagement et des cartes de risques pour différentes variantes spatiales de reconversion. Le second site de petite taille présentant une pollution aux composés

organohalogénés volatils responsables de risques par inhalation a permis de tester l'effet de dépollutions successives sur la réduction du risque et l'élargissement progressif des possibilités de réaménagement du site.

Les discussions avec le comité d'experts et l'analyse des résultats menée par les partenaires du projet suggèrent un certain nombre d'améliorations qui pourraient être portées à l'outil et la démarche. Celles-ci seraient destinées à élargir les possibilités apportées par la démarche, ou bien à faciliter la prise en main des cartographies par les acteurs du réaménagement ou d'un public large. Parmi les voies d'élargissement, on relève l'intégration des calculs de coûts de gestion des terres excavées accompagnant un projet de réaménagement, dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices d'une telle opération sur la réduction des risques. La possibilité de calculer les risques par inhalation dans des niveaux de sous-sols serait également utile au vu des caractéristiques les plus courantes des plans de reconversion. Les suggestions concernant la présentation des cartes de risques vont du choix des échelles de couleur à l'établissement de légendes interprétées des probabilités de dépassement des seuils.

Annexe 1. Liste détaillée des travaux réalisés

Les travaux réalisés pour mener à bien le projet sont les suivants :

- 8 réunions de travail à Paris, Lyon et Neuchâtel
- diverses vidéo- et audio- conférences
- synthèse bibliographique
- conception de la démarche
- élaboration du cahier des charges du code informatique R
- études préalables des sites 1 et 2 : sélection des polluants d'intérêt en fonction des risques sanitaires induits, définition des paramètres de risque et de transport, élaboration de scénarios de réaménagement réalistes
- élaboration des modèles géostatistiques des polluants d'intérêt pour les 2 sites
- programmation du code R, test et validation sur les jeux de données des sites 1 et 2
- utilisation du code R pour cartographier les risques sanitaires pour les 2 sites, production de différentes cartes
- rédaction du rapport intermédiaire et du rapport final
- présentation du projet dans le cadre de 6 conférences (Intersol Lille Mars 2016, Fédération des promoteurs immobiliers de France Paris Février 2017, Journées de la recherche ADEME Paris Mai 2017, Aquaconseil Lyon Juin 2017, Intersol Paris Mars 2018 et Nordrocs Copenhague Septembre 2018)
- organisation d'un atelier de discussion de la démarche avec le comité d'expert (15 mai 2018)
- rédaction d'un accord d'exploitation entre partenaires
- préparation et signature par les partenaires d'un accord de confidentialité sur les 2 sites
- coordination du projet et information de l'ADEME sur l'avancement des travaux.

Annexe 2. Détails sur l'organisation de l'atelier du 15 mai 2018

1. Comité d'experts

Nous remercions les personnes suivantes ayant accepté de participer à l'atelier du 15 mai 2018 destiné à discuter des conditions d'intégration de la démarche CARTORISK dans le processus de reconversion des friches urbaines et industrielles :

Laurent CHATEAU	ADEME
Caroline DIONISI	EDF
Marie GRASSET	Grand Lyon Métropole
Roger JAQUET	SOLVAY
Thomas LACAZE	EPF Ile de France
Hubert LEPROND	BRGM
Didier MARGOT	ADEME
Franck MAROT	ADEME
Hélène ROUSSEL	ADEME

2. Liste des questions posées

Questions concernant la pertinence de la démarche :

1. Les différents types de cartes (opportunités / variantes) vous paraissent-ils pertinents pour intégrer le risque dans le choix des plans de réaménagement ?
2. Les choix méthodologiques effectués vous paraissent-ils pertinents : scénarios d'exposition, voies de transfert et de risque, modèles de transfert et de risque, etc. ?
3. Les représentations graphiques (forme) vous paraissent-elles claires : échelle de couleur, fond de plan, légende, etc. ? Propositions d'amélioration ?
4. La possibilité de tenir compte de la répartition spatiale de la pollution dans le calcul des risques, ainsi que de l'incertitude d'estimation de la pollution vous semble-t-il un atout pour la reconversion des friches ?
5. Des informations vous manquent-elles pour interpréter ces cartes ? Si oui, lesquelles ?
6. Suggestions ?

Questions concernant l'usage de la démarche :

1. Quel intérêt potentiel voyez-vous à l'utilisation de la démarche Cartorisk dans votre pratique actuelle ?
2. A quels stades du processus de la reconversion des friches ces cartes vous paraissent-elles le plus bénéfique ? A quel autre stade ces cartes pourraient-elles avoir un intérêt ?
3. Ces cartes ont-elles un intérêt pour analyser les options de dépollution (ex. site 2) (approche itérative pour l'évaluation des risques résiduels suivant l'intensité de la dépollution) ?
4. Ces cartes peuvent-elles constituer un outil de communication ? Si oui, dans quelles conditions ?
5. De quelle manière l'outil peut alimenter la réflexion sur la gestion des coûts ?
6. Comment vous positionnez-vous par rapport à la démarche promue par Cartorisk ? Quelles sont vos attentes pour faciliter la gestion des friches en intégrant la spatialisation et les incertitudes ?

Annexe 3. Références bibliographiques

- Association française de normalisation, 2011. Sites et sols pollués: prestations de service : [recueil normes & réglementation. AFNOR éd., Saint-Denis-La Plaine.
- Badaro-Saliba, N., Adjizian-Gerard, J., Zaarour, R., Abboud, M., Farah, W., Saliba, A.N., Shihadeh, A., 2014. A geostatistical approach for assessing population exposure to NO₂ in a complex urban area (Beirut, Lebanon). *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 28, 467–474. <https://doi.org/10.1007/s00477-013-0765-3>
- Bakker, J., Lijzen, J.P.A., van Wijnen, H.J., 2008. Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds (No. 711701049/2008). RIVM.
- Bien, J.D., ter Meer, J., Rulkens, W.H., Rijnaarts, H.H.M., 2004. A GIS-based approach for the long-term prediction of human health risks at contaminated sites. *Environ. Model. Assess.* 9, 221–226.
- Carlou, C., Pizzol, L., Critto, A., Marcomini, A., 2008. A spatial risk assessment methodology to support the remediation of contaminated land. *Environ. Int.* 34, 397–411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.009>
- Caudeville, J., Boudet, C., Denys, S., Bonnard, R., Govaert, G., Cicoella, A., 2011. Characterisation of environmental inequality in Picardie based on the linkage of a multimedia exposure model and a geographic information system. *Environ. Risques Sante* 10, 485–494. <https://doi.org/10.1684/ers.2011.0492>
- Chen, I.C., Ma, H.W., 2013. Using risk maps to link land value damage and risk as basis of flexible risk management for brownfield redevelopment. *Chemosphere* 90, 2101–2108. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.075>
- Chen, I.C., Ng, S., Wang, G.S., Ma, H.W., 2013. Application of receptor-specific risk distribution in the arsenic contaminated land management. *J. Hazard. Mater.* 262, 1080–1090. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.045>
- Chen, J.Q., Wang, Z.X., Wu, X., Zhu, J.J., Zhou, W.B., 2011. Source and hazard identification of heavy metals in soils of Changsha based on TIN model and direct exposure method. *Trans. Nonferrous Met. Soc. China* 21, 642–651. [https://doi.org/10.1016/s1003-6326\(11\)60761-9](https://doi.org/10.1016/s1003-6326(11)60761-9)
- Chiles, J.P., Demougeot-Renard, H., de Fouquet, C., Garcia, M., Jeanne, N., G., L.L., Peraudin, J.J., 2005. Géostatistique appliquée aux sites et sols pollués. Manuel méthodologique et exemples d'application.
- Demougeot-Renard, H., 2002. De la reconnaissance à la réhabilitation des sols industriels pollués: estimations géostatistiques pour une optimisation multicritère. Ecole Polytechnique Fédérale, Zürich, Suisse.
- Desnoyers, Y., 2010. Approche méthodologique pour la caractérisation géostatistique des contaminations radiologiques dans les installations nucléaires. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Fedra, K., 1998. Integrated risk assessment and management: overview and state of the art. *J. Hazard. Mater.* 61, 5–22. [https://doi.org/10.1016/s0304-3894\(98\)00102-2](https://doi.org/10.1016/s0304-3894(98)00102-2)
- Gay, J.R., Korre, A., 2009. Accounting for pH heterogeneity and variability in modelling human health risks from cadmium in contaminated land. *Sci. Total Environ.* 407, 4231–4237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.03.021>
- Gay, J.R., Korre, A., 2006. A spatially-evaluated methodology for assessing risk to a population from contaminated land. *Environ. Pollut.* 142, 227–234. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.035>
- Geovariances, 2017a. Kartotrak User's guide. Version 2017. Avon (France).
- Geovariances, 2017b. Isatis User's guide. Version 2017. Avon (France).

- Guyonnet, D., Bourguine, B., Dubois, D., Fargier, H., Come, B., Chiles, J.P., 2003. Hybrid approach for addressing uncertainty in risk assessments. *J. Environ. Eng.-Asce* 129, 68–78. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2003\)129:1\(68\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2003)129:1(68))
- Jeannee, N., 2001. Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols: cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. Ecole des Mines de Paris.
- Johnson, P.C., Ettinger, R.A., 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environ. Sci. Technol.* 25, 1445–1452. <https://doi.org/10.1021/es00020a013>
- Korre, A., Durucan, S., Koutroumani, A., 2002. Quantitative-spatial assessment of the risks associated with high Pb loads in soils around Lavrio, Greece. *Appl. Geochem.* 17, 1029–1045. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00058-6](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00058-6)
- Lester, R.R., Green, L.C., Linkov, I., 2007. Site-specific applications of probabilistic health risk assessment: Review of the literature since 2000. *Risk Anal.* 27, 635–658. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2007.00890.x>
- Millington, R.J., Quirk, J.P., 1961. Permeability of porous solids. *Trans. Faraday Soc.* 57, 1200. <https://doi.org/10.1039/tf9615701200>
- Ministère de l'Environnement, D. générale de la prévention des risques, 2017. Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. France.
- Morra, P., Bagli, S., Spadoni, G., 2006. The analysis of human health risk with a detailed procedure operating in a GIS environment. *Environ. Int.* 32, 444–454. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.10.003>
- Morra, P., Lisi, R., Spadoni, G., Maschio, G., 2009. The assessment of human health impact caused by industrial and civil activities in the Pace Valley of Messina. *Sci. Total Environ.* 407, 3712–3720. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.03.005>
- Pelfrène, A., Détriché, S., Douay, F., 2015. Combining spatial distribution with oral bioaccessibility of metals in smelter-impacted soils: implications for human health risk assessment. *Environ. Geochem. Health* 37, 49–62. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9629-0>
- R Core Team, 2017. R : A language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing, Vienna (Austria).
- RECORD, 2016. Méthodes d'estimation et d'optimisation des quantités de terres polluées à traiter. Retour d'expérience sur la validité des estimations à partir de données réelles (No. 4- 0515/1A).
- RECORD, 2014. Evaluations quantitatives des risques sanitaires de sites et sols pollués. Analyse des sources de variations et d'incertitudes dans l'estimation des expositions : Caractérisation, étude comparative et voies d'amélioration (No. 12- 0675/1A).
- RECORD, 2013. Retour d'expérience critique sur l'utilisation de méthodes géostatistiques pour la caractérisation des sites et sols pollués. RECORD.
- Traverse, S., Schäfer, G., Chastanet, J., Hulot, G., Perronnet, K., Collignan, B., Cotel, S., Marcoux, M., Côme, J.-M., Correa, J., Gay, G., Quintard, M., Pepin, L., 2013. Projet FLUXOBAT, Evaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur. Guide méthodologique.
- UPDS, 2016. Pollution concentrée - Définition, outils de caractérisation et intégration dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués.
- US EPA, 2004. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings. US EPA.
- Waitz, M.F.W., Freijer, J.I., Kreule, P., Swartjes, F.A., 1996. The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds (No. 715810014). RIVM.

- Yeganeh, M., Afyuni, M., Khoshgoftarmanesh, A.-H., Khodakarami, L., Amini, M., Soffyanian, A.-R., Schulin, R., 2013. Mapping of human health risks arising from soil nickel and mercury contamination. *J. Hazard. Mater.* 244–245, 225–239. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.040>
- Zeng, G.M., Liang, J., Guo, S.L., Shi, L., Xiang, L., Li, X.D., Du, C.Y., 2009. Spatial analysis of human health risk associated with ingesting manganese in Huangxing Town, Middle China. *Chemosphere* 77, 368–375. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.07.020>

Annexe 4. Equations de transfert et de risque

Les calculs de risques sanitaires sont réalisés à travers deux approches différentes selon le type de toxicité du composé considéré (avec ou sans seuil). Dans les deux cas, ils dépendent :

- Des apports à l'organisme par les différentes voies d'exposition : Concentration Inhalée (CI) pour la voie inhalation ou Dose Journalière d'Exposition (DJE) pour les voies ingestion de sol, poussières ou végétaux.
- De valeurs toxicologiques de référence (VTR) dépendant du composé, du type d'effet, de la durée d'exposition et de la voie d'exposition.

Dans le projet CARTORISK, seuls les risques chroniques sont étudiés, les risques par exposition aigus ou sub-chroniques ne sont pas retenus.

1. Estimation du risque chronique

a. Pour les effets toxiques sans seuil

Pour les effets toxiques sans seuil (appelés communément cancérogènes), et pour des faibles expositions, l'Excès de Risque Individuel (ERI) est calculé pour chaque composé (i) considéré de la façon suivante :

$$ERI \text{ (inhalation)}_i = CI_i \times ERU_{inh,i} \quad (1)$$

$$ERI \text{ (oral)}_i = DJE_i \times ERU_{oral,i} \quad (2)$$

Avec

CI_i : concentration moyenne inhalée du composé i (mg/m^3).

$ERU_{inh,i}$: coefficient de toxicité de référence du composé i (mg/m^3)⁻¹.

DJE_i : dose journalière du composé i liée à l'ingestion de sol ou végétaux ($mg/kg/j$).

$ERU_{oral,i}$: coefficient de toxicité de référence du composé i ($mg/kg/jour$)⁻¹.

Les ERI s'expriment sous la forme mathématique 10^{-n} . Par exemple, un excès de risque de 10^{-5} présente la probabilité supplémentaire, par rapport à une personne non exposée, de développer un cancer pour 100 000 personnes exposées durant la vie entière.

En cas d'exposition conjointe à plusieurs agents dangereux, les circulaires de février 2007 recommandent de sommer l'ensemble des excès de risque individuels (ERI), quels que soient le type de cancer et l'organe touché, de manière à apprécier le risque cancérogène global qui pèse sur la population exposée. Ainsi, pour chaque scénario d'exposition, un ERI global est ensuite calculé en faisant la somme des risques liés à chacune des voies d'exposition sur tous les composés cancérogènes i (3) :

$$ERI \text{ (global)} = \sum (ERI_{(inh)i} + ERI_{(oral)i}) \quad (3)$$

Il n'existe pas de niveau d'excès de risque individuel universellement acceptable. La Circulaire du ministère en charge de l'environnement datée du 8 février 2007, relative aux sites et sols pollués et aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, considère que le niveau de risque « usuellement [retenu] au niveau international par les organismes en charge de la protection de la santé », de 10^{-5} est acceptable. Ce seuil est donc pris comme référence dans CARTORISK.

b. Pour les effets toxiques à seuil

Pour les effets toxiques à seuil, on définit un quotient de danger (QD) pour chaque voie d'exposition et chaque composé i considéré de la manière suivante :

$$QD_{oral,i} = \frac{DJE_i}{RfD_i} \quad et \quad QD_{inh,i} = \frac{CI_i}{RfC_i} \quad (4)$$

Avec

CI_i : concentration moyenne inhalée du composé i (mg/m^3).

RfC_i : coefficient de toxicité de référence du composé i (mg/m^3).

DJE_i : dose journalière du composé i liée à l'ingestion de sol ou végétaux ($mg/kg/j$).

RfD_i : coefficient de toxicité de référence du composé i ($mg/kg/jour$).

Un QD inférieur ou égal à 1 signifie que l'exposition de la population n'atteint pas le seuil de dose à partir duquel peuvent apparaître des effets indésirables pour la santé humaine. A l'inverse, un ratio supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer dans la population, sans qu'il soit possible d'estimer la probabilité de survenue de cet événement.

En l'absence de doctrine unique sur l'additivité des risques et compte tenu de la méconnaissance à l'heure actuelle des mécanismes d'action pour la majorité des substances, nous procéderons en première approche à l'additivité des quotients de danger (procédure similaire à celle des ERI, cf. équation (3)).

2. Doses d'exposition ou concentration d'exposition

a. Concentration moyenne inhalée

Le calcul de la concentration moyenne inhalée est réalisé avec l'équation générique suivante (5) tenant compte de la concentration dans l'air, du budget espace-temps des cibles considérées et du temps sur lequel l'exposition doit être moyennée :

$$CI_i = \frac{C_{air_i} * T_i * T * F}{T_m} \quad (5)$$

Avec

CI_i : concentration moyenne inhalée du composé i (en mg/m^3).

C_{air_i} : concentration du composé i dans l'air inhalé (mg/m^3).

T : durée d'exposition (années).

F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an).

T_i : fraction du temps d'exposition à la concentration CI_i pendant une journée (-).

T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (jours).

b. DJE - Ingestion de sols et poussières

Le calcul de la dose est réalisé avec l'équation générique suivante (6). Elle tient compte de la concentration dans le sol et les poussières, du taux d'ingestion et du budget espace-temps des cibles considérées et du temps sur lequel l'exposition doit être moyennée :

$$DJE_{sol,i} = \frac{C_{sol,i} * Q_{sol} * T * F}{P * T_m} \quad (6)$$

Avec

$DJE_{sol,i}$: dose journalière du composé i liée à l'ingestion de sols (en mg/kg/j).

$C_{sol,i}$: concentration du composé i dans les sols (mg/kg).

Q_{sol} : taux d'ingestion de sols (kg/j).

T : durée d'exposition (années).

F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an).

P : poids corporel de la cible (kg).

T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (jours).

Le choix de la valeur des paramètres d'exposition est explicité dans le présent rapport. Le poids corporel et les quantités de sols et de poussières ingérées considérés sont argumentés ci-après.

c. DJE - Autoconsommation de végétaux

La dose journalière d'exposition par ingestion de végétaux ($DJE_{végétaux,i}$) contenant un polluant i s'exprime par l'équation générique suivante (7) :

$$DJE_{végétaux,i} = \frac{C_{vgt,i} \times Q_{vgt} \times f_{vgt} \times f_{a,ing} \times T \times F}{P \times T_m} \quad (7)$$

Avec

$C_{vgt,i}$: concentration moyenne du contaminant i dans les produits du jardin, en mg/kg de poids frais.

Q_{vgt} : consommation journalière de végétaux, en kg/j.

f_{vgt} : fraction de végétaux consommés produits sur le site.

$f_{a,ing}$: fraction de polluants ingérés qui sont absorbés.

T : durée d'exposition (années).

F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an).

P : poids corporel de la cible (kg).

T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (jours).

3. Transferts

a. Voie d'exposition par ingestion de sol

CARTORISK considère ici la concentration de sol ($C_{sol,i}$) maximale de chaque composé dans le 1^{er} mètre de terrain sous la surface, suivant les principes énoncés au paragraphe 3.3. Cette concentration est directement utilisée maille par maille pour le calcul d'exposition (équation (6)).

b. Voie d'exposition par ingestion de végétaux

La concentration d'une substance i dans les végétaux est estimée à partir des équations suivantes, en distinguant la partie racinaire et la partie aérienne (tige + feuille) de la plante :

$$C(aérien)_{vgt,i} = BCF_{sol-aerien}(poidssec) \times C_{sol} \quad (8)$$

$$C(racine)_{vgt,i} = BCF_{sol-racine}(poidssec) \times C_{sol} \quad (9)$$

Avec

$C_{sol,i}$: concentration dans le sol du composé i (en mg/kg MS).

$C(aérien)_i$: concentration de la substance i dans partie aérienne du végétal (en mg/kg de poids sec).

$C(racine)_i$: concentration de la substance i dans la racine du végétal (en mg/kg de poids sec).

$BCF_{sol-aerien}$: facteur de bioconcentration du sol vers la partie aérienne de la plante (en mg/kg végétal sec par mg/kg de sol).

$BCF_{sol-racine}$: facteur de bioconcentration du sol vers la partie racinaire de la plante (en mg/kg végétal sec par mg/kg de sol).

La concentration de substance dans les parties aérienne et racinaire est sommée, pour évaluer l'exposition par les 2 voies.

En l'absence de méthode d'estimation des BCF dans les fruits, nous avons considéré – quand ceux-ci n'étaient pas mesurés – qu'ils étaient identiques à ceux dans les végétaux aériens. L'incertitude sur cette hypothèse est forte.

Le passage de la concentration en poids sec à la concentration en poids frais dans le végétal nécessaire pour le calcul de la $DJE_{vgt,i}$ (équation (7)) est réalisé en tenant compte du taux d'humidité du végétal considéré. Les valeurs proposées par le modèle intégré C_{soil} sont retenues dans CARTORISK, à savoir :

- 0,798 pour les parties racinaires,
- 0,883 pour les parties aériennes.

c. Voie d'exposition par inhalation d'air intérieur

La démarche CARTORISK est basée sur la détermination du flux massique (J_T) maximal tel qu'énoncé au paragraphe 3.4.3. Les équations de transfert prises en compte dans CARTORISK sont présentées ci-après.

- Calcul du coefficient de diffusion dans le sol (3D)

Le coefficient de diffusion réel (appelé diffusion effective, D_{sa} dans l'air et D_w dans l'eau) est calculé par la solution analytique développée par (Millington and Quirk, 1961) à partir de la porosité des sols, de la teneur en air et en eau et des coefficients de diffusion de la substance dans l'air et dans l'eau.

Ainsi, pour chaque maille du domaine, pour chaque substance i , un coefficient de diffusion effectif ($D_{eff,i}$ en m^2/s) est calculé en fonction de la géologie reprenant la diffusion dans l'eau du sol et dans les gaz du sol :

$$D_{eff,i} = D_{sa,i} + D_{w,i} \quad (12)$$

$$D_{sa,i} = D_{air,i} \times \theta_g \times \tau_g^{-1} \quad (13)$$

$$D_{w,i} = (D_{w,i} / H_i) \times \theta_w \times \tau_w^{-1} \quad (14)$$

Les coefficients de tortuosité dans les gaz (τ_g^{-1}) et l'eau (τ_w^{-1}) du sol sont définis de la manière suivante :

$$\tau_g^{-1} = \theta_g^{7/3} / \theta^2 \quad (15)$$

$$\tau_w^{-1} = \theta_w^{7/3} / \theta^2 \quad (16)$$

Avec

H_i : constante de Henry de la substance (-).

θ : porosité totale fournie pour chaque lithologie (-).

θ_w : teneur en eau du sol fournie pour chaque lithologie ou revêtement (-).

θ_g : teneur en gaz du sol fournie pour chaque lithologie ou revêtement (-).

$D_{air,i}$: coefficient de diffusion dans l'air libre de la substance i (m^2/s).

$D_{w,i}$: coefficient de diffusion dans l'eau de la substance i (m^2/s).

Pour une succession de lithologies présentant des porosités, teneur en eau et gaz différentes, le coefficient de diffusion effectif global sur la verticale entre la maille à la profondeur $z=L$ et la surface $D_{eff,i,L}$ est calculé comme suit :

$$D_{eff,i,L} = \frac{L_s}{\sum_{(0 \rightarrow L_s)} \left[L_h / D_{eff,i,h} \right]} \quad (17)$$

Avec

L_h : épaisseur de l'horizon h (m)

L_s : profondeur de la source considérée (m)

$D_{eff,i}$: coefficient de diffusion effectif de la substance i à travers l'horizon h (m^2/s)

- *Calcul du flux de polluant à travers le sol et la dalle (3D) – Modèle de Bakker*

Les équations reprises ci-dessous sont tirées de (Bakker et al., 2008) pour un bâtiment de plain-pied avec une dalle portée. Le flux de polluant gazeux venant du sol vers l'air intérieur J_T combine le transport convectif et diffusif à travers les différents horizons de sols et la dalle considérée ici comme un milieu poreux équivalent. Les équations proposées par (Waitz et al., 1996) pour chaque couche sont reprises par Bakker et al. Le flux massique total J_T s'écrit, pour chaque substance i , comme suit :

$$J_T = \frac{-F_T \cdot C_{gds}}{\exp[-F_T * LT / D_{effi}] - 1} \quad (10)$$

Avec

J_T : flux total du polluant du sol vers l'air intérieur (mg/m²/s).

F_T : flux convectif total à travers le système sol + dalle (m³/m²/s).

LT : longueur totale du système considéré entre la source et l'air intérieur (m) : hauteur de sols (L_s) + de dalle (L_f).

D_{effi} : coefficient de diffusion effectif intégrant les sols et la dalle (m²/s)

C_{gds} : concentration dans les gaz du sol à la source (mg/m³).

Les équations sont simplifiées en considérant que la concentration dans l'air intérieur à la surface de la dalle est négligeable devant celle dans les gaz du sol.

Le flux convectif F_T s'écrit comme suit :

$$F_T = \frac{dP_T}{L_s/K_s + L_f/K_f} \quad (11)$$

Avec

dP_T : différence de pression entre l'intérieur du bâtiment et les sols (jusqu'à la source) (Pa).

F_T : flux convectif total à travers le système sol + dalle (m³/m²/s).

L_s : hauteur de sol entre la source et la base de la dalle (m).

L_f : épaisseur de la dalle (m).

K_s : conductivité équivalente du sol entre la source et la dalle (m²/Pa.s).

K_f : conductivité équivalente de la dalle (m²/Pa.s).

Pour une succession de lithologies présentant des perméabilités différentes, le coefficient de conductivité équivalent K_s est calculé comme suit :

$$K_s = \frac{L_s}{\sum_{(0 \rightarrow L_s)} \left[\frac{L_h}{k_h} \right]} \cdot \frac{1}{\eta} \quad (20)$$

Avec

L_h : épaisseur de l'horizon h (m).

L_s : profondeur de la source considérée (m).

k_h : perméabilité au gaz de l'horizon h (m²).

η : viscosité dynamique du gaz (Pa.s).

- *Passage du flux de polluant à travers le sol et la dalle (3D) au flux spatialisé à 2D*

Dans le code CARTORISK, les équations présentées dans les 2 paragraphes précédents sont appliquées à toutes les mailles de la grille de simulation, afin d'obtenir, pour chacune des concentrations gaz simulées, un flux de polluants.

Puis la valeur de flux maximal (J_{Tmax}) est sélectionnée dans chaque colonne de mailles de mêmes coordonnées (x,y). On obtient ainsi, à partir d'une grille de flux 3D, une grille de flux 2D. Le flux total de polluants entrant dans un bâtiment (J_{TA^0}) s'obtient en calculant la somme des flux entrant dans chacune des mailles, intégrés sur leur surface :

$$J_{TA^0} = \sum \left(J_{Tmax(xy) \cdot (\Delta x \Delta y)} \right) \quad (21)$$

Ou bien encore selon les abréviations utilisées à la Figure 10 ($dS = \Delta x \cdot \Delta y$) :

$$J_{TA^0} = \sum_k J_{Tk} \cdot dS_k \quad (22)$$

Avec

J_{TA^0} : flux total massique de polluants entrant sur la surface occupée par le bâtiment (mg/s).

$J_{Tk} = J_{Tmax(xy)}$: flux unitaire massique de polluants entrant par une maille (mg/m²/s).

$dS = \Delta x \cdot \Delta y$: surface d'une maille (m²).

Une étape supplémentaire consiste à calculer la concentration dans l'air intérieur d'un bâtiment à partir de ce flux total. Cette concentration est obtenue en divisant le flux total par le volume d'air à l'intérieur du bâtiment (bâtiment fictif pour les cartes d'opportunités, bâtiment réel pour les cartes comparatives de réaménagement) et le taux de ventilation d'air dans le bâtiment :

$$C_{air,i} = \frac{J_{TA_i^0}}{V \cdot vv} \quad (23)$$

Avec

$J_{TA_i^0}$: flux total massique de polluant i entrant sur la surface occupée par le bâtiment (mg/s).

V : volume d'air à l'intérieur du bâtiment (m³).

vv : taux de ventilation dans le bâtiment (s⁻¹).

Annexe 5. Paramètres de transfert et de risque des sites 1 et 2

Tableau 7 : Site 1 – Paramètres de transferts et de risques utilisés.

Paramètres d'exposition :

scenario	t	f	T_m	Q_sol	P	Q_vgt_rac	Q_vgt_aer	f_vgt	f_ing
Tertiaire_Adultes Ingestion	42 ans	220 jours/an	25550 jours	0.00005 kg/jour	60 kg				0.4
Tertiaire_Enfants Ingestion	6 ans	162 jours/an	25550 jours	9.1E-05 kg/jour	15 kg				0.4
Residentiel_Adultes Ingestion	40 ans	365 jours/an	25550 jours	0.00005 kg/jour	60 kg	90 g/jour	42 g/jour	0.26	0.4
Residentiel_Enfants Ingestion	6 ans	365 jours/an	25550 jours	9.1E-05 kg/jour	15 kg	65 g/jour	17 g/jour	0.26	0.4

Paramètres VTR :

name	ERU_ing	VTR_ing
As	1.5 mg/kg/jour	0.0003 mg/kg/jour
Pb	0.0085 mg/kg/jour	0.00063 mg/kg/jour
C10C40	mg/kg/jour	0.03 mg/kg/jour
BaP	1 mg/kg/jour	0.0003 mg/kg/jour
16HAP	1 mg/kg/jour	0.0003 mg/kg/jour

Facteurs de bioconcentration des polluants des sols vers les végétaux :

name	BCF_aerien	BCF_racine	Hum_aerien	Hum_racine
As	0.030	0.020	0.117	0.202
Pb	0.030	0.001	0.117	0.202
C10C40	0.074	0.020	0.117	0.202
BaP	0.014	0.004	0.117	0.202
16HAP	0.030	0.010	0.117	0.202

Paramètres du sol :

name	rho_b	rho_b_unit	f_oc	theta_g	theta_w	theta_tot
Remblais	2	g/cm^3	0.021	0.3	0.2	0.5

Tableau 8 : Site 2 – Paramètres de transferts et de risques utilisés.

Paramètres d'exposition :

scenario	t	f	t_j	T_m	Q_sol	P	H_respi
Residentiel_Adultes	30 ans	365 jours/an	0,833	25550 jours	0,00005 kg/jour	60 kg	1,5 m
Parc_Agrement_Adultes	30 ans	365 jours/an	0,083	25550 jours	0,00005 kg/jour	60 kg	1,5 m
Tertiaire_Adultes	30 ans	220 jours/an	0,333	15400 jours	0,00005 kg/jour	60 kg	1,5 m

Paramètres VTR :

name	ERU_inh	VTR_inh
TCE	0,00043 (mg/m ³) ⁻¹	0,002 mg/m ³
CV	0,0038 (mg/m ³) ⁻¹	0,056 mg/m ³
Benzene	0,026 (mg/m ³) ⁻¹	0,0098 mg/m ³
DCE	(mg/m ³) ⁻¹	0,06 mg/m ³
Toluene	(mg/m ³) ⁻¹	3 mg/m ³

Paramètres du sol :

name	rho_b	f_oc	theta_g	theta_w	theta_tot	k_h
Remblais	1,62 g/cm ³	0,02	0,314	0,076	0,39	1,1E-10 m ²
Limons	1,62 g/cm ³	0,002	0,314	0,076	0,39	8,4E-12 m ²
SablesMonceau	1,62 g/cm ³	0,002	0,314	0,076	0,39	1E-10 m ²
CalcairesSaintOuen	1,62 g/cm ³	0,002	0,314	0,076	0,39	1,4E-10 m ²

Paramètres des polluants :

name	H	D_air	D_eau
TCE	1044 Pa m ³ /mol	0,0000079 m ² /s	9,1E-10 m ² /s
CV	2730 Pa m ³ /mol	0,0000106 m ² /s	1,2E-10 m ² /s
Benzene	558 Pa m ³ /mol	0,0000088 m ² /s	9,8E-10 m ² /s
DCE	327 Pa m ³ /mol	0,00000736 m ² /s	1,13E-07 m ² /s
Toluene	673 Pa m ³ /mol	0,0000087 m ² /s	8,6E-10 m ² /s

Paramètres du bâtiment :

batiment	dP	L_f	K_f	h_rdc	vv	a	n
	1 Pa	0,15 m	1,00E-08 m ² /Pa.s	2,5 m	12 jour ⁻¹	1	1,80E-05 Pa.s

Annexe 6. Cartes complémentaires des opportunités pour le site 1

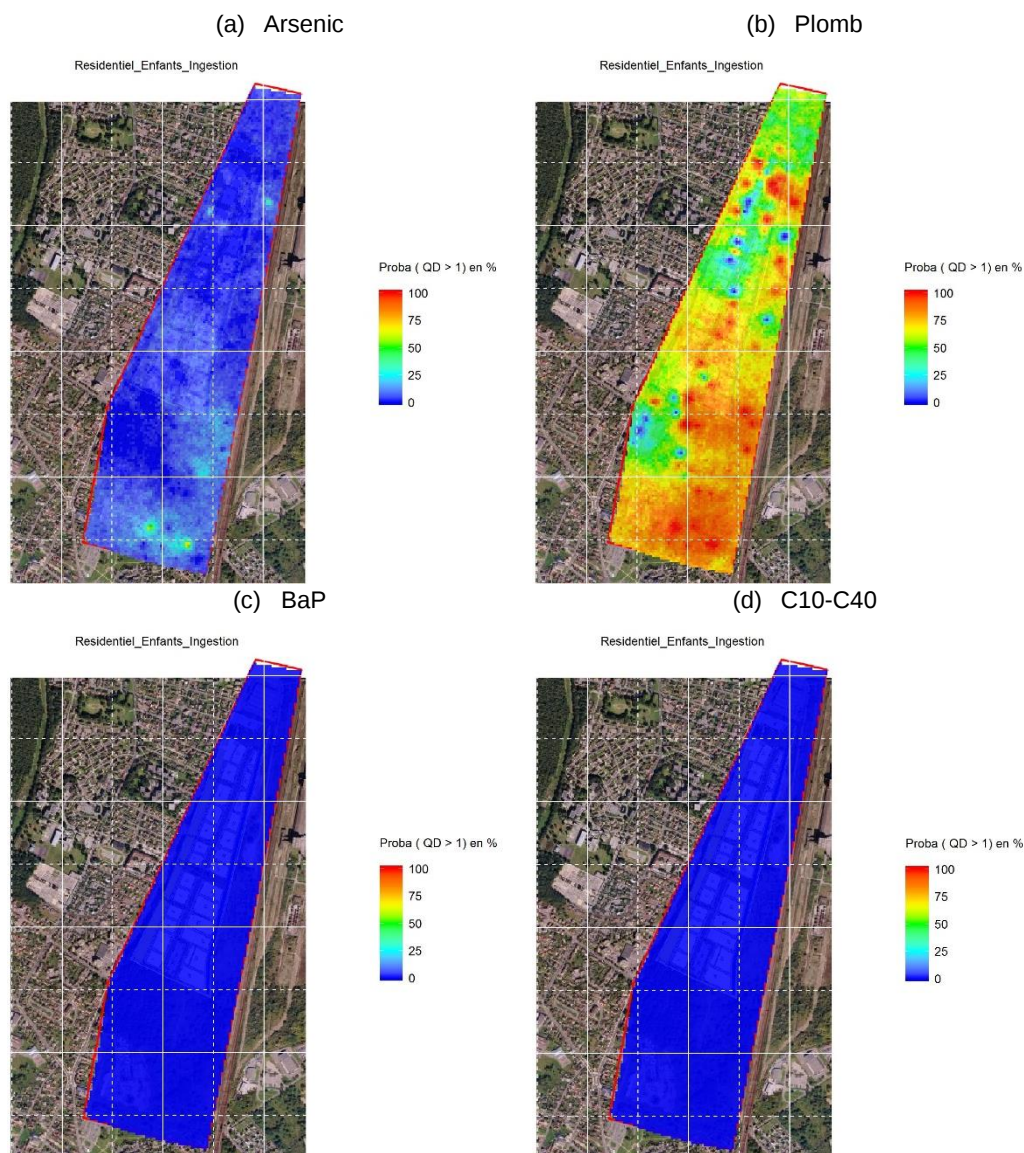


Figure 36 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (1) **pour les effets à seuil** pour un usage résidentiel et une exposition par ingestion de sol par des enfants, **par polluants** pour l'arsenic (a), le plomb (b), le BaP (c) et les hydrocarbures (d).

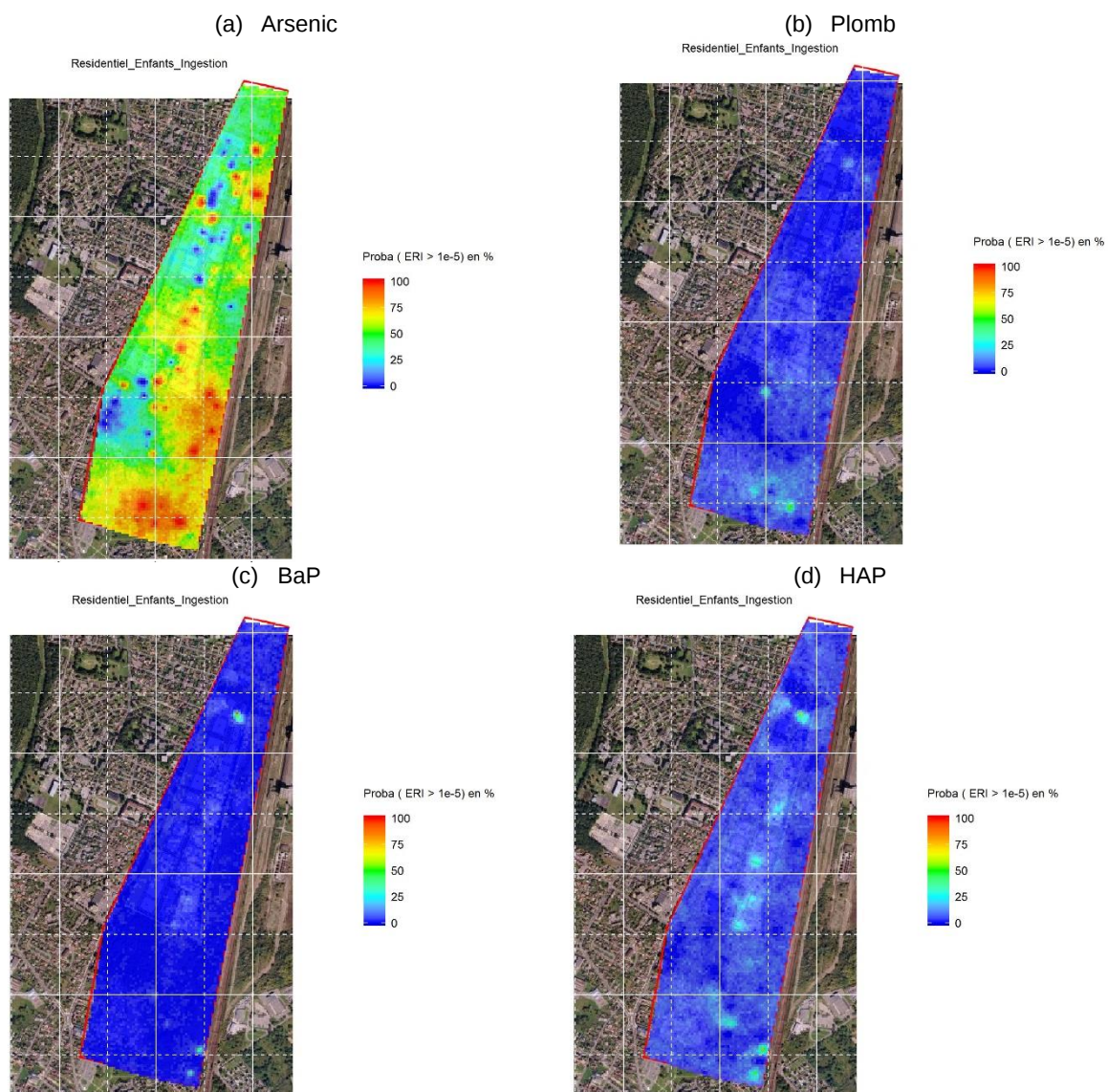


Figure 37 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (10^{-5}) **pour les effets sans seuil** pour un usage résidentiel et une exposition par ingestion de sol par des enfants, **par polluants** pour l'arsenic (a), le plomb (b), le BaP (c) et la somme des 16 HAP (d).

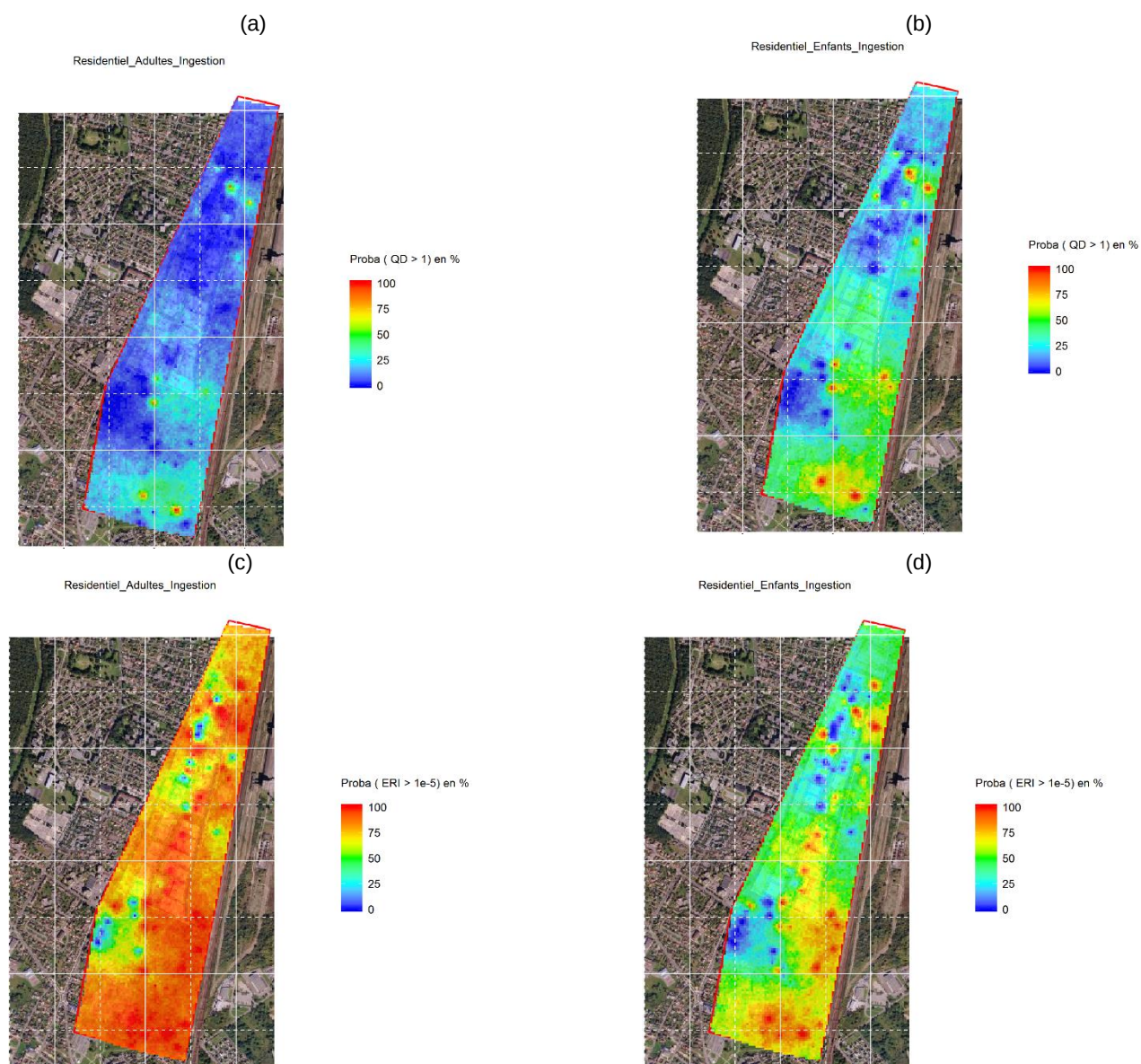


Figure 38 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (1 pour les effets à seuil : (a) et (b), 10^{-5} pour les effets sans seuil : (c) et (d)) pour un usage résidentiel et une exposition par ingestion de végétaux, sur la totalité de sa surface.

Annexe 7. Index des tableaux et figures

Tableaux

Tableau 1 : Moyennes et lois de probabilité appliquées aux principaux paramètres des modèles d'exposition par (Korre et al., 2002).....	16
Tableau 2 : Site 1 - Synthèse sur les teneurs en métaux mesurées dans les échantillons de sols.	37
Tableau 3 : Site 1 - Synthèse sur les teneurs en HAP mesurées dans les échantillons de sols.....	39
Tableau 4 : Site 1 - Synthèse des teneurs en hydrocarbures dans les remblais.....	40
Tableau 5 : Site 1 – Classes de cancérogénicité et paramètres de risque utilisés pour les HAP.	42
Tableau 6 : Site 2 - Synthèse sur les teneurs en composés organiques et métaux mesurées dans les échantillons de sol (en gras : substances retenues pour la cartographie des risques) (unité : mg/kg ms).	53
Tableau 7 : Site 1 – Paramètres de transferts et de risques utilisés.....	80
Tableau 8 : Site 2 – Paramètres de transferts et de risques utilisés.....	81

Figures

Figure 1 : Exemple de carte de contamination aérienne modélisée dans un SIG par (Fedra, 1998)	13
Figure 2 : Cartographie des risques de survenue de cancers pour l'usage actuel (a) et futur (b) d'un site contaminé au benzène (Bien et al., 2004).	14
Figure 3 : Cartographie des risques totaux de cancers et des quotients de dangers totaux pour des adultes et des enfants dans la vallée de Pace river (Italie) (Morra et al., 2009). Carte topographique du secteur montrant les sources de contamination (haut), schéma explicatif de la méthode de cartographie des risques (bas gauche) et carte de risques obtenue (bas droite).	15
Figure 4 : Cartographie des indices de risques conjugués de 3 métaux (Cd, Pb, Zn) pour des enfants, dans l'hypothèse d'une bioaccessibilité totale des métaux contenus dans le sol (a), ou bien en tenant compte de la seule fraction bioaccessible en phase gastrique (b) ou gastro-intestinale (c). Application à un secteur proche de l'ancien centre industriel Metaleurop (Pelfrène et al., 2015).	17
Figure 5 : Etapes de calcul utilisées par (Gay and Korre, 2006) pour estimer des doses journalières d'absorption probabilistes et spatialisées. Les concentrations en polluants sont simulées par simulation séquentielle d'indicatrice dans une grille dont les mailles sont de la taille des unités d'exposition (haut gauche), la densité et les caractéristiques de la population sont attribuées à chaque maille (haut droite), les doses absorbées sont calculées dans chaque maille pour chacune des simulations (centre), pour au final fournir des cartes des risques encourus par la population (bas)..	19
Figure 6 : Représentation schématique des étapes de cartographie des risques sanitaires par la démarche CARTORISK.....	22
Figure 7 : Différents types de cartes de risques au cours du processus d'élaboration du plan de réaménagement.	25
Figure 8 : Les différentes étapes de calcul des risques pour la voie d'exposition par ingestion de végétaux.....	29
Figure 9 : Les différentes étapes de calcul des risques pour la voie d'exposition par inhalation d'air intérieur.	30
Figure 10 : Illustration de la prise en compte des hétérogénéités en profondeur pour le calcul des flux vers l'air intérieur.	31
Figure 11 : Illustration de la prise en compte de la surface de l'aménagement pour le calcul des flux dans l'air intérieur.	32

Figure 12 : Représentation schématique du code R CARTORISK.....	34
Figure 13 : Fenêtres des applications du code R CARTORISK permettant de sélectionner les paramètres de calcul et les zones d'occupation des cartes d'opportunités (a) et d'aménagement (b).....	34
Figure 14 : Site 1 – Carte de présentation (gauche) et plan du projet de réaménagement du secteur nord-ouest (droite).	36
Figure 15 : Site 1 – Carte des points d'échantillonnage des sols (a) et répartition des échantillons selon leur profondeur de prélèvement (profondeur de fin de prélèvement) (b).....	37
Figure 16 : Site 1 – Carte des teneurs en arsenic (a) et en plomb (b) – et statistiques associées - dans les échantillons de remblais de surface utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution.	38
Figure 17 : Site 1 – Carte des teneurs en benzo(a)pyrène (a) et en HAP TEQ (cf. § 4.1.3) (b) – et statistiques associées - dans les échantillons de sol utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution.	39
Figure 18 : Site 1 – Carte des teneurs en hydrocarbures (C10-C40) – et statistiques associées - dans les échantillons de remblais de surface utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution.	40
Figure 19 : Site 1 – Exemples de simulations des teneurs en polluants générées sur l'ensemble du site pour les besoins de la cartographie des risques sanitaires. a : Arsenic, b : Plomb, c : Benzo(a)pyrène, d : Somme des HAP TEQ et e : Hydrocarbures C10-C40.	44
Figure 20 : Site 1 – Cartographie des teneurs en polluants estimées par krigeage sur l'ensemble du site dans les remblais de surface, a : Arsenic, b : Plomb, c : Benzo(a)pyrène, d : Somme des HAP TEQ et e : Hydrocarbures C10-C40.	45
Figure 21 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (1 pour les effets à seuil) pour les différents usages envisagés sur le site et les différentes cibles (adultes, enfants), sur la totalité de sa surface. Exposition par ingestion de sol.	47
Figure 22 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (10^{-5} pour les effets sans seuil) pour les différents usages envisagés sur le site et les différentes cibles (adultes, enfants), sur la totalité de sa surface. Exposition par ingestion de sol.	48
Figure 23 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement les plus pénalisantes (effets à seuil, cibles : enfants) utilisées pour étudier les possibilités d'optimisation d'un plan de réaménagement, a : usage résidentiel, b : usage tertiaire. En blanc : zone où les risques sont les plus élevés.	49
Figure 24 : Site 1 – Cartographie comparative des risques sanitaires associés à 2 plans de réaménagement.	51
Figure 25 : Site 2 – Localisation des sondages et des prélèvements de sol en 2D sur une photographie aérienne (haut) et en 3D dans un bloc-diagramme (bas).	52
Figure 26 : Site 2 – Représentation 3D des teneurs en benzène (a), en trichloréthylène (b) et en chlorure de vinyle (c) dans les échantillons de sol utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution (unité : mg/kg ms).	54
Figure 27 : Site 2 – Représentation 3D des teneurs en dichloréthylène (a) et toluène (b) dans les échantillons de sol utilisés pour construire les modèles géostatistiques de la pollution (unité : mg/kg ms).	54
Figure 28 : Site 2 – Exemples de simulations des teneurs en polluants dans les sols générées sur l'ensemble du site pour les besoins de la cartographie des risques sanitaires (unité : mg/kg ms).	55
Figure 29 : Site 2 – Cartographie des teneurs en polluants dans les sols estimées par l'espérance conditionnelle (« moyenne ») des simulations sur l'ensemble du site (unité : mg/kg ms).	57
Figure 30 : Site 2 – Cartographies des probabilités de dépassement du seuil réglementaire par le QD (seuil = 1, à gauche) et l'ERI (seuil = 10^{-5} , à droite). Cas du benzène pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.	59

Figure 31 : Site 2 – Cartographies des probabilités de dépassement du seuil réglementaire par le QD (seuil = 1, à gauche) et l'ERI (seuil = 10^{-5} , à droite). Cas du chlorure de vinyle pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.	59
Figure 32 : Site 2 – Cartographies des probabilités de dépassement du seuil réglementaire par le QD (seuil = 1, à gauche) et l'ERI (seuil = 10^{-5} , à droite). Cas du trichloréthylène pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes. .	60
Figure 33 : Site 2 – Cartographies des probabilités de dépassement du seuil réglementaire par le QD. Cas du dichloréthylène (gauche) et du toluène (droite) pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.	60
Figure 34 : Site 2 – Cartographies des opportunités de réaménagement après une première dépollution : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (seuil = 1 pour le QD, seuil = 10^{-5} pour l'ERI), pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.	61
Figure 35 : Site 2 – Cartographies des opportunités de réaménagement après une seconde dépollution : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (seuil = 1 pour le QD, seuil = 10^{-5} pour l'ERI), pour un usage résidentiel et tertiaire par des adultes.	62
Figure 36 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (1) pour les effets à seuil pour un usage résidentiel et une exposition par ingestion de sol par des enfants, par polluants pour l'arsenic (a), le plomb (b), le BaP (c) et les hydrocarbures (d).	82
Figure 37 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (10^{-5}) pour les effets sans seuil pour un usage résidentiel et une exposition par ingestion de sol par des enfants, par polluants pour l'arsenic (a), le plomb (b), le BaP (c) et la somme des 16 HAP (d).	83
Figure 38 : Site 1 – Cartographie des opportunités de réaménagement : cartographie des risques de dépassement du seuil réglementaire (1 pour les effets à seuil : (a) et (b), 10^{-5} pour les effets sans seuil : (c) et (d)) pour un usage résidentiel et une exposition par ingestion de végétaux , sur la totalité de sa surface.	84

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Elle met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale. L'Agence aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie, et du ministère de l'Éducation nationale, de l'Enseignement supérieur et de la Recherche.



ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr

ABOUT ADEME

The French Environment and Energy Management Agency (ADEME) is active in the implementation of public policy in the areas of the environment, energy and sustainable development. The Agency provides expertise and advisory services to businesses, local authorities and communities, government bodies and the public at large, to enable them to establish and consolidate their environmental action. As part of this work ADEME helps finance projects, from research to implementation, in the areas of waste management, soil conservation, energy efficiency and renewable energy, air quality and noise abatement.

ADEME is a public agency under the joint authority of the Ministry for Ecology, Sustainable Development and Energy, and the Ministry for Education, Higher Education and Research.



ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr