Reconversion et aménagement durable des friches urbaines polluées : élaboration d'une méthode participative d'évaluation et d'aide multicritère à la décision

Marjorie Tendero

▶ **To cite this version:**

Marjorie Tendero. Reconversion et aménagement durable des friches urbaines polluées : élaboration d'une méthode participative d'évaluation et d'aide multicritère à la décision. Economies et finances. Agrocampus Ouest, 2018. Français. NNT : 2018NSARE049 . tel-02369894

HAL Id: tel-02369894
https://theses.hal.science/tel-02369894

Submitted on 19 Nov 2019

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

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

THESE DE DOCTORAT DE

AGROCAMPUS OUEST
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N° 597
Sciences Économiques et sciences De Gestion
Spécialité : « *Sciences économiques* »

Par

Marjorie TENDERO

Reconversion et aménagement durable des friches urbaines polluées

Élaboration d'une méthode participative d'aide multicritère à la décision

Thèse présentée et soutenue à Angers, le 31 mai 2018
Unités de recherche : Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires – Laboratoire d'études et de recherches en économie (UMR n°1302 - SMART-LERECO), Center for Environmental Economics (CEE-M)
Thèse N° : 2018-9 – E49

Rapporteurs avant soutenance :

Katrin ERDLENBRUCH - Directrice de recherche, IRSTEA UMR G-EAU, Montpellier

Anne ROZAN – Professeur, Université de Strasbourg, UMR GESTE, Strasbourg

Composition du Jury :

Damien ROUSSELIÈRE, Professeur – Agrocampus Ouest, SMART-LERECO, Angers – Président

Katrin ERDLENBRUCH - Directrice de recherche, IRSTEA UMR G-EAU, Montpellier - Rapporteur

Anne ROZAN – Professeur, Université de Strasbourg, UMR GESTE, Strasbourg - Rapporteur

Douadia BOUGHERARA, Chargée de recherche – INRA, UMR CEE-M, Montpellier - Examinatrice

María Auxiliadora DE VICENTE Y OLIVA, Professeure – Universidad Rey Juan Carlos, Madrid - Examinatrice

Jean-Daniel RINAUDO, Chercheur – BRGM, Direction D3E, Montpellier – Examinateur

Béatrice PLOTTU, Maître de conférences – Agrocampus Ouest, SMART-LERECO, Angers - Directrice de thèse

Cécile BAZART, Maître de conférences – Université de Montpellier, CEE-M, Montpellier, Co-encadrante de thèse

Invités

Béatrice BÉCHET, Chargée de recherche – IFSTTAR, GERS – EE, Nantes

Didier MARGOT, Ingénieur – ADEME, SFUSP, Angers

L'Agrocampus Ouest n'entend donner aucune approbation, ni improbation aux opinions émises dans cette thèse. Ces opinions doivent être considérées comme propres à leur auteur.

Merci pour le soutien logistique et/ou financier aux organismes suivants :

SRUM 2015

Remerciements

Ces lignes sont les plus agréables à écrire : elles annoncent la fin de ma thèse, et le début de nouvelles aventures.

Tout d'abord, je remercie mes deux directrices de thèse. Je remercie Béatrice Plottu pour m'avoir recrutée sur cette thèse, et permis ainsi de réaliser mon projet professionnel et personnel dans de très bonnes conditions. Je la remercie pour la confiance et la liberté qu'elle m'a témoigné tout au long de ce projet. Je remercie Cécile Bazart pour m'avoir soutenu tout au long de ce périple malgré la distance. Elle a été pour moi un mélange entre Charles Xavier et Tornade.

Je souhaite remercier Madame Katrin Erdlenbruch et Madame Anne Rozan pour avoir accepté d'évaluer mon travail en tant que rapporteurs. Je remercie également Madame Douadia Bougherara, Monsieur Jean-Daniel Rinaudo, et Monsieur Damien Rousselière d'avoir accepté d'examiner ce travail. Muchissimas gracias a Señora María Auxiliadora De Vicente y Oliva para aceptar evaluar mi tesis.

Je remercie les membres de mon CST : Hélène Rey-Valette et Bénédicte Rulleau. Merci pour votre implication, vos conseils, et les enrichissements que vous avez pu apporter à mon travail. Un grand merci à Monsieur Thierry Blayac pour tous ses précieux retours économétriques. Je remercie Jean-Marc Rousselle pour la disponibilité et la gentillesse dont il a fait preuve : de nombreux questionnaires sous Lime n'auraient pas vu le jour. Je remercie Nicole Lautrédou-Audouy et Karine Pellier pour leur aide précieuse dans la passation papier du questionnaire du DCE sur l'Hérault. Avec Cécile, vous avez rendu ces moments agréables : merci. Pour cela, je remercie aussi Kassim.

Je remercie l'ensemble du service friches urbaines et sites pollués (SFUSP) de l'ADEME ; en particulier Monsieur Didier Margot pour les retours qu'il a pu me faire malgré un emploi du temps parfois chargé, ses encouragements et sa confiance. Je remercie Madame Florence Albert, Monsieur Arguillat, et Monsieur Perez grâce à qui j'ai obtenu des données sur les FUP. J'ai également une pensée particulière pour Madame Chantal Derkenne. Merci à la cellule thèse : Maguy Favrelière, Valérie Pineau, et Nicolas Tonnet pour votre présence auprès des doctorants. Merci à Virginie qui n'habite pas à Avrillé et dont les échanges ont dépassé le cadre professionnel. Surtout, merci à l'ADEME et à la Région Pays de la Loire pour leur soutien financier pendant les trois années de thèse, le SRUM de Montpellier pour le financement d'enquête, et également l'Université de Rouen-Normandie pour m'avoir recrutée en tant qu'ATER : j'ai terminé ma thèse dans de bonnes conditions grâce à ça.

Cette thèse s'est effectuée au GRANEM, puis au SMART-LERECO, et se termine au CREAM. À ce titre, je remercie l'ensemble des enseignants-chercheurs de ces laboratoires pour leurs retours constructifs lors de journée de doctorants ou de présentation en séminaire, ou autour tout simplement d'un café. Je pense en particulier à Monsieur Gildas Appéré avec qui les échanges ont peut-être été animés (je ne m'en suis pas rendu compte en fait ce jour là), Madame Dominique Peyrat-Guillard, et Madame Anne Briand. Peut-être aurons nous l'occasion de travailler sur cette histoire de foncier... Je remercie également Karine Latouche, Marianne Lefebvre et Masha Pautrel pour leur soutien. Pour la confiance qu'ils m'ont octroyée en me donnant l'opportunité de faire du CM en éco de l'environnement : je remercie Messieurs Olivier Beaumais et Ronan Congar. Je remercie Vincent Iehlé pour m'avoir laissé un service d'enseignement au top. Bien évidemment, je remercie Monsieur Arsène Rieber pour m'avoir associée au CREAM. En fait, d'une façon générale, je remercie l'ensemble des membres du CREAM qui m'ont soutenu au cours de la fin de cette thèse ; parfois autour d'un café ou d'un thé vietnamien, je pense plus particulièrement à Angélique, Amine, Arnaud, Tam, Nouki, Malick, Théogène, et aussi Nicolas. Je souhaite également une belle fin de thèse (ça va arriver plus vite que vous ne le pensez) à Apo et Élo qui ne sont pas dans le bureau A113.

Dans le cadre du projet POLLUSOLS, j'ai fait la connaissance de Béatrice Béchet et de Cécile Le Guern qui ont toujours manifesté de l'intérêt pour mes recherches : merci. L'intérêt qu'elles m'ont témoigné prouve qu'une ouverture pluridisciplinaire est toujours possible. Je me dois également de remercier les chercheurs de l'IRSTEA pour les échanges intéressants sur les sites pollués : Madame Katrin Erdlenbruch et Madame Christelle Gramaglia. De la même manière, je remercie les chercheurs du BRGM qui m'ont donné l'opportunité de présenter une partie de mon travail ; je pense notamment à Monsieur Majid Bouzit.

Je tiens à remercier les participants des enquêtes constituant cette thèse ; sans eux, rien n'aurait été possible. Sur la commune de La Possonnière, je remercie Messieurs Jacques Genevois, Alain Fagat et

Benoît Rigaudeau pour m'avoir facilité la mise en place des groupes de discussion. Merci également à Monsieur Alain Boré pour le temps qu'il a consacré à me présenter la friche des Tarares, et à Monsieur Pascal Louchet pour les informations complémentaires qu'il m'a communiqué sur les FUP. Je remercie l'ensemble des EPF ayant pris le temps d'échanger sur les friches polluées avec moi ; en particulier Jean-Marc Deschodt, Guillaume Lemoine, Pauline Lunard, et Charles Mougeot.

Je ne peux pas quitter l'Agrocampus-Ouest sans remercier l'ensemble des membres du département EGS pour leur bienveillance : Anne, Andréa, Béatrice, Besnik, Caroline, Damien, Graziella, Julie, Marie-Paule, Pierre, Rachid, et Thomas. Merci à l'équipe de la DSI pour m'avoir dépêtrée de soucis informatiques, et à Michel Dubois pour les repros. Plus particulièrement, merci Thomas pour ta confiance et m'avoir divertie avec les TD de micro et de compta. Merci à Anne qui m'a fait connaître l'ESSCA. Je remercie Cyril Fouillet et Amanar Akabar pour m'avoir délégué des groupes d'étudiants à l'ESSCA ; ce fut aussi une expérience enrichissante. Un énorme merci à Marie-Paule : non seulement, tu fais tourner la boutique avec efficacité, mais surtout, tu as instauré une ambiance de travail très agréable depuis ton arrivée. Merci également à Marie Pierre Louage et Sylvie Guyader pour votre réactivité en particulier lors de la dernière ligne droite. Thanks à ceux qui ont fait un passage par le bureau des doctorants et qui ont contribué à instaurer une bonne humeur au travail : Marouene, Laëtitia, Maya, Edem, Fabião, et Hugo. Merci également aux thésards ou anciens thésards de Belle-Beille et de l'ADEME (ils se reconnaitront). Je remercie également les thésards de Montpellier pour leur accueil lors de mes passages : en particulier Salah, Oumar, Walid pour ses pauses-thés, et Ismaël pour son aide en espagnol.

Merci aux potes éparpillés, façon puzzle, sur toute la France. En passant by night par Feneu pour regagner Montreuil-Juigné, je remercie : Bruno & Cécile, Christian, IngridE, Kad (qui voulait des qualificatifs), Morgane, et Virginie qui habite Avrillé. Merci pour les traditionnelles soirées tarot, la découverte de l'Anjou et de ses caves, et votre soutien psychologique. En navigation entre Besançon et Paris, je remercie Aïcha, et au Sud, du côté de Marseille, je remercie Marie et Laurent ; ce voyage en Crète était inoubliable (il faut programmer le prochain). Je tiens à remercier Corinne S. car vous avez toujours cru en moi. Pour m'avoir transmis leur passion des sciences éco dès le lycée, je le dois à Madame Ferrara et Madame Nalpas.

Last but not least ! Je remercie ma famille : Alain, Françoise (MaMAm), et Yohann (et je te signale que la chasse à la sœur est fermée) pour leur soutien indéfectible ; Christine, Hervé et Julien également ; et les amis proches : Nissafe, Cathy & Pierre et Thomas, et tous ceux qui ont été présents quand il le fallait.

À tous, merci beaucoup, je n'y serai pas arrivée sans vous.

Préambule

Cette thèse a bénéficié d'un financement de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) et de la région Pays de la Loire (2014-2017). Elle s'inscrit dans les programmes de la Stratégie Recherche Développement Innovation 2014-2020 de l'Agence suivants :

Agriculture, forêt, sol et biomasse
- Gestion durable des sols et sous-sols, réhabilitation des sites pollués et reconquête des fonciers dégradés, stockage géologique du CO_2.
  - Axe 1 : Qualité, usage et services des sols - Analyse des impacts des changements d'affectation des sols - Aspects sociaux, économiques et politiques.
  - Axe 2 : Réhabilitation des sites pollués et reconquête des fonciers dégradés - Facilitation du recyclage foncier dans les stratégies urbaines.
  - Axe 3 : Stockage géologique du CO_2 - Conflits d'usages au sein du sous-sol, faisabilité sociale, aspects économiques et réglementaires.

Ville et territoires durable
- Systèmes énergétiques intelligents et leurs environnements
  - Axe 1 : Ressource – planification – impacts des systèmes énergétiques - Connaissance et gestion des impacts environnementaux et sociétaux.

Énergie, environnement et société
- Axe 3 : Prospective et nouveaux instruments - Instruments de politiques publiques.

Articles acceptés à la publication ou soumis dans le cadre de cette thèse :

Une publication avec Béatrice Plottu dans la *Revue d'Économie Régionale & Urbaine* en 2017 sous le titre « Acceptabilité des choix d'aménagements des friches urbaines polluées » a été effectuée.

Dans le chapitre 3, deux articles sont soumis avec Cécile Bazart. Le premier s'intitule "Empty lands? Social representations of contaminated brownfields in France" ; le second "I can't get no satisfaction": Contaminated brownfield management perceptions and attitudes in France". Le premier article a été soumis dans *Ecological Economics* le 20 novembre 2017 et doit être retravaillé. Le second article sera soumis dans le *Journal of Economic Psychology* ou *Ecological Economics* d'ici juin 2018.

Le chapitre 4 fait l'objet d'un article en commun avec Cécile Bazart et Thierry Blayac sous le titre (provisoire) Green is the new brown: examining individuals' preferences for brownfield redevelopment projects using a discrete choice experiment. Il sera soumis d'ici septembre 2018.

Des éléments du chapitre 6 ont été soumis, avec Béatrice Plottu, dans le *Journal of Environmental Planning and Management* sous le titre : "How to implement a participatory decision support for contaminated brownfield? A case study from France" le 8 février 2018.

Enfin, une veille bibliographique sur l'acceptabilité des techniques de phytoremédiation a été effectuée et publiée dans le n°28 du Bulletin de Veille Scientifique de l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) en 2016.

Liste des abréviations, sigles et acronymes utilisés

Les abréviations, sigles, et acronymes suivants sont utilisés tout au long de cette thèse :

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie ;

AFC : Analyse(s) Factorielle(s) des Correspondances ;

AFCM : Analyse(s) Factorielle(s) des Correspondances Multiples ;

ALUR : Loi pour l'Accès au Logement et un Urbanisme Rénové ;

AMCD : Aide MultiCritère à la Décision ;

BASIAS : Base des Anciens Sites Industriels et Activités de Service ;

BASOL : Base de données sur les Sites et Sols Pollués ;

CHD : Classification Hiérarchique Descendante ;

COHV : Composés Organiques Halogénés Volatils ;

DCE : *Discrete Choice Experiment* ; Expérience à choix discrets en français ;

ELECTRE : ÉLimination Et Choix TRaduisant la Réalité ;

FUP : Friche(s) Urbaine(s) Polluée(s) ;

GES : Gaz à effet de serre ;

ICPE : Installation(s) Classée(s) Pour l'Environnement ;

IHU : Inventaire Historique Urbain ;

IHR : Inventaire Historique Régional ;

INSEE : Institut National de la Statistique et des Études Économiques ;

IRaMuTeQ : Interface de R pour les Analyses Multidimensionnelles de Textes et de Questionnaires ;

MODE : Modèle pour l'opérationnalité de l'évaluation démocratique ;

PLU : Plan Local d'Urbanisme ;

SCoT : Schéma d'Orientation et de Cohérence Territoriale ;

SIS : Secteur(s) d'Information(s) sur les Sols ;

SSP : Site(s) et Sol(s) Pollué(s) ;

TCP : Théorie du Comportement Planifié ;

TRS : Théorie de la Représentation Sociale ;

US EPA : *United State Environmental Protection Agency.*

Sommaire

Liste des abréviations, sigles et acronymes utilisés vii

Sommaire ix

Liste des tableaux x

Table des illustrations xiv

Introduction 1

Chapitre liminaire 27

I Gestion des sites et sols pollués en France : vers une amélioration pour les opérateurs techniques et fonciers ? 73

1 Gestion des friches urbaines polluées en France : vers une amélioration de la réglementation ? 77

2 Obstacles à la reconversion des friches urbaines en France : le point de vue des opérateurs techniques et fonciers 97

II Appréhender l'ampleur des stigmates associés aux friches urbaines polluées auprès des riverains 133

3 Représentations, perceptions, préférences et attitudes des riverains impactés par des friches urbaines polluées en France 137

4 Préférences et connaissances individuelles de friches urbaines polluées : un focus sur cinq communes Françaises 209

III Promouvoir la participation dans le cadre de la reconversion de friches urbaines polluées en France 261

5 La participation dans le cas de la reconversion de friches urbaines polluées en France 265

6 Application d'une démarche participative dans le cas de la reconversion d'une friche urbaine polluée 283

Conclusion 315

Annexes **A3**

A Questionnaire soumis aux acteurs institutionnels et opérateurs techniques ou fonciers **A3**

B Répartition des friches urbaines polluées et pourcentage d'individus enquêtés au niveau national **A15**

C Questionnaire administré aux riverains résidant sur une commune impactée par au moins une friche urbaine polluée en France **A19**

D Questionnaire administré sur cinq communes impactées par une friche urbaine polluée **A37**

E Identification des niveaux de l'attribut de coût à partir de la consultation des dossiers de l'ADEME **A51**

F Grilles des entretiens de groupe effectués à La Possonnière et documents complémentaires à ce site d'étude **A53**

G Présentation des principaux logiciels utilisés **A63**

Bibliographie **319**

Glossaire **389**

Table des matières **392**

Liste des tableaux

1.1 Bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines polluées 9
1.2 Synthèse des résultats sur la revalorisation foncière des sites pollués 16
1.3 Répartition régionale des sites et friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015 33
1.4 Communes sur lesquelles sont recensées plus de dix friches urbaines polluées en 2015 en France métropolitaine 35
1.5 Situations techniques et types d'activités exercées sur les friches urbaines polluées recensées dans BASOL en 2015 en France métropolitaine 37
1.6 Présentation synthétique des cinq friches urbaines mobilisées dans le cadre de la troisième enquête 54

1.1 Évolution du débiteur de l'obligation de remise en état d'un site pollué dans la jurisprudence Française (1986-2014) 85

2.1 Structures contactées dans le cadre de l'enquête auprès des opérateurs techniques et fonciers 99
2.2 Couverture géographique des interventions effectuées par les opérateurs techniques et fonciers de notre échantillon 101
2.3 Activités techniques ou foncières exercées et caractéristiques principales des structures interrogées 102
2.4 Caractéristiques des entreprises privées de notre échantillon 103
2.5 Caractéristiques des friches urbaines sur lesquelles travaillent les opérateurs fonciers 104
2.6 Univers de références associés aux friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers 105
2.7 Représentations des friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers . . 106
2.8 Perceptions des friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers 107
2.9 Expériences en matière de reconversion de friches urbaines polluées 108
2.10 Obstacles et leviers attendus par les opérateurs techniques et fonciers vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines polluées 109
2.11 Utilisation de bases de données relatives à la contamination des sols ou aux friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers 111
2.12 Perceptions de la loi ALUR par les opérateurs techniques et fonciers 113
2.13 Univers de références associés aux obstacles à la reconversion de friches urbaines 113
2.14 Univers de références associés aux améliorations souhaitées par les opérateurs techniques et fonciers 114
2.15 Obstacles perçus par les opérateurs techniques et fonciers dans la reconversion de friches urbaines 115
2.16 Leviers souhaités par les opérateurs techniques et fonciers pour reconvertir les friches urbaines 117
2.17 Bénéfices associés à la reconversion de friches urbaines 118

2.18 Statistiques descriptives relatives à la mise en œuvre de démarches participatives de la part des opérateurs techniques et fonciers interrogés dans le cadre de la reconversion de friches urbaines . . . 121
2.19 Univers de références associés aux inconvénients et difficultés à la mise en œuvre de démarches participatives dans le cas de la reconversion de friches urbaines polluées pour les opérateurs techniques et fonciers . . . 122
2.20 Inconvénients et difficultés perçues à la mise en œuvre de démarche participative 123
2.21 Univers de références associés aux avantages découlant des démarches participations selon les opérateurs techniques et fonciers . . . 124
2.22 Avantages perçus à la mise en œuvre de démarche participative pour les opérateurs techniques et fonciers . . . 125

3.1 Principales variables associées au module de la pollution du sol . . . 151
3.2 Principales variables associées au module sur les friches urbaines . . . 152
3.3 Principales variables associées au module sur les préférences et attentes en matière de reconversion de friches urbaines . . . 153
3.4 Principales variables associées au module sur la confiance et la participation . . . 154
3.5 Localisations géographiques de notre échantillon d'étude et nombre de friches urbaines polluées par commune . . . 155
3.6 Principales caractéristiques sociodémographiques associées à notre échantillon d'étude . . . 156
3.7 Conditions et niveaux de vie associés à notre échantillon d'étude . . . 157
3.8 Description des deux corpus de textes analysés . . . 159
3.9 Variables testées dans le cadre des deux régressions logistiques relatives à l'insatisfaction des politiques de gestion des friches urbaines polluées . . . 163
3.10 Statistiques descriptives des formes actives associées au corpus sur la pollution du sol . . . 168
3.11 Résultats de l'analyse prototypique associée au corpus sur la pollution du sol . . . 169
3.12 Résultats de la classification hiérarchique descendante associée au corpus sur la pollution des sols . . . 172
3.13 Résultats de l'analyse factorielles des correspondances associée au corpus sur la pollution du sol . . . 175
3.14 Statistiques descriptives des formes actives associées au corpus sur les friches urbaines . . . 176
3.15 Résultats de l'analyse prototypique du corpus sur les friches urbaines . . . 178
3.16 Résultats de la classification hiérarchique descendante associée au corpus sur les friches urbaines . . . 180
3.17 Résultats de l'analyse factorielles des correspondances associée au corpus sur les friches urbaines . . . 182
3.18 Statistiques descriptives du module sur les perceptions et les connaissances de la pollution du sol . . . 184
3.19 Statistiques descriptives du module sur les perceptions des friches urbaines . . . 186
3.20 Statistiques descriptives des friches urbaines situées à proximité du lieu d'habitation de l'individu . . . 187
3.21 Statistiques descriptives relative aux attentes individuelles vis-à-vis des projets de reconversion de friches urbaines . . . 189
3.22 Statistiques descriptives relative aux module sur les préférences et intentions individuelles à l'égard des projets de reconversion de friches urbaines . . . 190
3.23 Statistiques descriptives relatives au module sur la participation . . . 191

3.24 Résultats de la régression logistique sur les déterminants de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion de la contamination des sols 194
3.25 Modèle logit des déterminants de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion des friches urbaines 196
3.26 Résultats de la régression logistique sur les déterminants de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion de friches urbaines auprès des individus ayant conscience de la présence de ce type de site à proximité de leur habitation 197

4.1 Revue de la littérature des applications d'expériences à choix discrets dans le cas de sites contaminés 224
4.2 Description des attributs et de leurs niveaux 228
4.3 Composition des blocs de l'expérience à choix discrets 229
4.4 Statistiques descriptives liées à la passation du questionnaire (N = 338) 232
4.5 Statistiques descriptives liées à la passation du module DCE (N = 338) 235
4.6 Temps de réponse en ligne pour le module d'expérience à choix discrets 236
4.7 Module de questions associé à la connaissance des sites pollués en France 237
4.8 Module de questions associé à la connaissance de la friche urbaine polluée 237
4.9 Caractéristiques socio-démographiques associées à notre échantillon (N = 338) . 238
4.10 Réponses attendues au module de connaissance sur la contamination des sols . . 240
4.11 Réponses attendues au module de connaissance de la friche urbaine 241
4.12 Statistiques descriptives de la connaissance de la pollution du sol 243
4.13 Statistiques descriptives de la connaissance de la friche urbaine % des réponses obtenues par communes. En gras les bonnes réponses. Les noms des activités ou de précédents exploitants du site ont été recensés parmi les bonnes réponses. La Poss. fait référence à La Possonnière ; Mauges à Mauges-sur-Loire ; et Castelnau à Castelnau-le-Lez respectivement. Pour la friche de Castelnau-Le-Lez la contamination du site a été avérée mais traitée au moment de la passation du questionnaire. 245
4.14 Résultats du modèle logit conditionnel 248
4.15 Probabilités de choix et probabilités croisées 249
4.16 Effets marginaux et effets marginaux croisés 253
4.17 Élasticités et élasticités croisées 253
4.18 Difficultés et choix systématique de la situation de *statu quo* par scénarii 254
4.19 Temps de réponse des individus en fonction de leur difficulté à répondre au questionnaire d'expérience à choix discrets 255
4.20 Temps de réponse des différents modules - passation en ligne 255

6.1 Revue de la littérature des différents outils d'aide à la décision dans le cas de friches urbaines polluées 293
6.2 Caractéristiques socio-démocraphiques des participants des groupes de discussion 299
6.3 Description des critères 304
6.4 Tableau de performance et pondération par catégorie de parties prenantes 305
6.5 Échelle de notation des critères 306
6.6 Indices de concordances par catégorie de parties prenantes 307
6.7 Indices de discordances associés aux projets 307

B.1 Croisement de la répartition départementale des friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015 et des données recueillies dans le cadre de l'enquête auprès des 803 habitants de communes impactées par ce type de site A17

C.1 Statistiques descriptives du module sur la confiance et les modalités participatives attendues A33

E.1 Éléments sur les coûts associés à la dépollution et à l'aménagement de friches urbaines polluées A51

F.1 Liste des ressources documentaires utilisées A56

G.1 Extrait du formatage des données pour l'analyse prototypique A68
G.2 Comparaison des fonctionnalités d'IRaMuTeQ et de Tropes A68
G.3 Univers de référence associé au corpus sur la pollution du sol A70

Table des illustrations

1.1 Principaux types de bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines . 2
1.2 Principales externalités négatives induites par les friches urbaines polluées 8
1.3 Catégories de bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines dans le cadre de la Valeur Économique Totale 10
1.4 Méthodes d'évaluation appliquées aux sites pollués dans la littérature 11
1.5 Catégories de coûts associés à la reconversion d'une friche urbaine polluée et conséquence sur le bilan coûts-avantages de l'opérateur foncier 17
1.6 Impact des stigmates associés à la présence d'un site potentiellement pollué pour la population locale 18
1.7 Impact des stigmates d'un site pollué pour les opérateurs fonciers et les populations locales 19
1.8 Représentation des acteurs associés à un projet de reconversion de friche urbaine polluée 20
1.9 Verrous identifiés dans la reconversion de friches urbaines et problématiques associées 22
1.10 Architecture de la thèse 25
1.11 Détail des bases de données BASOL et BASIAS dans l'identification des friches urbaines polluées 30
1.12 Identification des friches urbaines polluées parmi les sites recensés dans BASOL 31
1.13 Extraction des données de BASOL 32
1.14 Localisation des sites pollués et friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015 33
1.15 Densités régionales et départementales des friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015 34
1.16 Répartition du nombre de friches urbaines polluées par commune en France métropolitaine en 2015 35
1.17 Croisement des données extraites de BASOL et du recensement de la population de l'INSEE en 2015 pour la France métropolitaine 36
1.18 Résumé graphique de l'état des lieux des friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015 à partir des données de BASOL et du fichier de recensement de l'INSEE 38
1.19 Carte des communes enquêtées au niveau national 40
1.20 Communes des friches urbaines polluées analysées dans le cadre de l'expérience à choix discrets 41
1.21 Localisation de la friche Thomson à Angers 42
1.22 Localisation des zones impactées sur la friche Thomson à Angers 43
1.23 Localisation de la friche de l'Alleud sur la commune de La Possonnière 44
1.24 Localisation géographique de la friche à l'échelle de la commune et du quartier . 47
1.25 Localisation des zones impactées sur la friche des Tarares à Mauges-sur-Loire . . 48
1.26 Localisation de la friche du Boullounac à l'échelle de la commune et du quartier 49
1.27 Localisation de la friche du Mas-de-Rochet à l'échelle de la commune et du quartier 51

1.28 Localisation des zones impactées sur l'ancienne friche du Mas-de-Rochet 52
1.29 Principales étapes de mises en œuvre d'un protocole d'enquête par questionnaire 56
1.30 Schéma descriptif des enquêtes en ligne effectuées dans le cadre de cette thèse . 57
1.31 Principales étapes d'un groupe de discussion 59
1.32 Mise en œuvre d'un groupe de discussion sur le terrain 59
1.33 Principales étapes du traitement des données recueillies dans le cadre d'un groupe de discussion 61
1.34 Couplage des techniques de recueil mobilisées dans le cadre de la thèse 62
1.35 Étapes nécessaires à une analyse de données textuelles 64
1.36 Méthodes d'évaluation économiques dans le cadre de la Valeur Économique Totale 67
1.37 Principales méthodes d'évaluation économique 70
1.38 Méthodes de recueil et d'analyses de données mobilisées dans le cadre de cette thèse 70
1.39 Démarche générale et structure de la thèse 72

1.1 Évolution de la réglementation applicable aux friches urbaines polluées en France depuis 1980 93
1.2 Principales incertitudes et difficultés rencontrées par les opérateurs techniques et fonciers 95

2.1 Diagramme circulaire des principaux obstacles associés à la reconversion de friches urbaines pour les opérateurs techniques et fonciers 112
2.2 Diagramme circulaire des leviers souhaités par les opérateurs techniques et fonciers vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines 112
2.3 Bénéfices sociaux ou en termes de qualité de vie évoqués par les opérateurs techniques et fonciers 119
2.4 Bénéfices environnementaux et de santé publique évoqués par les opérateurs techniques et fonciers 119
2.5 Bénéfices économiques et financiers évoqués par les opérateurs techniques et fonciers 120
2.6 Critères sur lesquels les projets de reconversion de friches urbaines doivent s'appuyer selon les opérateurs techniques et fonciers 121
2.7 Modalités des processus participatifs mis en œuvre par les opérateurs techniques et fonciers 122
2.8 Résumé des obstacles à la reconversion de friches urbaines polluées pour les opérateurs techniques et fonciers 130
2.9 Résumé graphique du contenu des deux chapitres de la première partie 131

3.1 Déterminants directs et indirects des intentions individuelles dans le cadre de la théorie du comportement planifié 139
3.2 Schéma conceptuel d'élaboration du questionnaire d'enquête auprès des riverains impactés par les friches urbaines polluées à partir de la théorie du comportement planifié et de ses extensions 143
3.3 Schéma conceptuel d'approche des représentations sociales de la pollution des sols et des friches urbaines 148
3.4 Méthodes d'analyse de données utilisées pour l'enquête auprès des riverains impactées par une friche urbaine sur leur commune de résidence 167
3.5 Nuage de mots associé à la pollution du sol 168
3.6 Résultats de la classification hiérarchique descendante du corpus sur la pollution du sol 170

3.7 Interprétation de la classification hiérarchique descendante du corpus sur la pollution des sols . . . 171
3.8 Nuage de mots associés aux friches urbaines . . . 177
3.9 Dendrogramme associé à la classification hiérarchique descendante associée au corpus sur les friches urbaines . . . 178
3.10 Interprétation de la classification hiérarchique descendante du corpus des friches urbaines . . . 179
3.11 Illustration des niveaux de confiance, d'expertise et de crédibilité accordés aux institutions et organismes intervenant dans la reconversion de friches urbaines . 192
3.12 Déterminants de la perception des risques associés aux friches urbaines polluées 206
3.13 Résumé graphique des apports et des principaux résultats de l'enquête auprès des riverains . . . 207

4.1 Principales étapes pour conduire une expérience à choix discrets . . . 213
4.2 Principaux plans d'expérience à choix discrets . . . 216
4.3 Principaux biais et solutions possibles associés à la méthode des choix discrets . 221
4.4 Schéma de sélection des attributs de l'expérience à choix discrets . . . 226
4.5 Extrait de la présentation de la friche urbaine concernée par le questionnaire d'enquête à choix discrets . . . 233
4.6 Extrait de la présentation des attributs dans le cadre de l'enquête par choix discrets 234
4.7 Exemple d'une situation de choix de l'expérience à choix discrets . . . 234
4.8 Étapes à suivre pour la construction d'un indice composite . . . 241
4.9 Illustration graphique des résultats sur les connaissances individuelles concernant la friche urbaine polluée . . . 247
4.10 Évolution de la probabilité de choix des usages en fonction du coût . . . 251
4.11 Évolution de la probabilité de choix associée aux modalités participatives en fonction du coût . . . 251
4.12 Évolution de la probabilité de choix associée à une valorisation foncière en fonction du coût . . . 252
4.13 Évolution de la probabilité de choix associée à l'attribut patrimonial en fonction du coût . . . 252
4.14 Élaboration de l'expérience à choix discrets . . . 258
4.15 Éléments étudiés dans la deuxième partie . . . 259

5.1 Principales réglementations sur la participation du public applicables lors de la reconversion de friches urbaines polluées en France . . . 272
5.2 Vers la participation idéale ? . . . 276
5.3 Obstacles, bienfaits attendus et prérequis à la mise en place d'une démarche participative . . . 282

6.1 Principales échelles adaptées de (Stevens *et al.*, 1946) . . . 287
6.2 Types de relation de surclassement et représentations graphiques . . . 288
6.3 Localisation de l'ancienne usine de l'Alleud . . . 295
6.4 Étapes du processus participatif appliqué sur la friche de l'Alleud (La Possonnière) 297
6.5 Description du processus participatif d'aide multicritère à la décision . . . 300
6.6 Résultats de la classification hiérarchique descendante sur les perceptions individuelles relatives au site . . . 301
6.7 Nuage de mots sur les perceptions individuelles relatives au site de l'Alleud . . . 301
6.8 Frise chronologique des principales activités passées sur le site de l'Alleud à La Possonnière . . . 302
6.9 Description des alternatives et des critères du processus d'AMCD . . . 303

6.10 Résultats obtenus par la méthode ELECTRE I 308
6.11 Contenu de la troisième partie 312

F.1 Principales étapes associées à la démarche participative A53
F.2 Photographies de l'intérieur des bâtiments de la friche de l'Alleud A54
F.3 Photographies de la friche de l'Alleud A54
F.4 Copie d'une carte postale montrant l'ancienne fonderie du site de l'Alleud en 1916 A55
F.5 Vues aériennes de l'usine de l'Alleud A55
F.6 Affichage municipal des réunions d'information effectuées A62

G.1 Le vocabulaire de l'analyse de contenu A64
G.2 Extrait d'un corpus sans thématique A66
G.3 Extrait d'un corpus thématique A67
G.4 Code NGene utilisé pour le design de notre expérience à choix discrets A72
G.5 Composants principaux développés dans le cadre du consortium Decision-Deck . A73
G.6 Principales composantes de Diviz A73
G.7 Code XMCDA des alternatives A74
G.8 Workflow général de la procédure d'aide multicritère mise en œuvre au chapitre 6 A75

Introduction

Au sein de l'Union Européenne, on dénombre, en 2014, environ 340 000 sites pollués (Van Liedekerke *et al.*, 2014) dont la gestion coûte près de 6 millions d'euros par an (Panagos *et al.*, 2013). En France, la dépense de réhabilitation de ces sites est évaluée à 470 millions d'euros en 2010 (Bouagal, 2012). On y recense, en 2013, en moyenne par habitant, près de 4,2 ‰ sites et sols potentiellement pollués (Panagos *et al.*, 2013). Actuellement, selon la base de données nationale sur les sites et sols pollués (SSP) ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif (BASOL), il y en a plus de 6 500. Près d'un tiers sont des friches industrielles polluées (Antoni, 2013). On y retrouve les noms de grands groupes industriels comme Métaleurop, Moulinex, ou encore Renault et Arcelor-Mittal[1]. En raison de leurs activités passées, les friches urbaines sont souvent des sites pollués (Antoni, 2013, Payá-Pérez *et al.*, 2015, Van Liedekerke *et al.*, 2014). Dans le cadre de cette thèse, nous nous intéressons à la reconversion de friches urbaines polluées (FUP) en France. Il s'agit de **tout espace laissé vacant à la suite de l'arrêt d'une activité économique[2], situé au sein d'une unité urbaine[3], et dont la contamination des sols résultant des activités passées est avérée.** Les FUP représentent actuellement en France plus de 100 000 hectares au sein des aires urbaines sur des sols artificialisés (Ademe et QuelleVille ?, 2015, Vottero, 2013) dont 66 000 à 77 000 hectares sont à proximité des infrastructures de transport (Ademe et QuelleVille ?, 2015). Pourtant, les projets de reconversion peinent à être mis en œuvre. Les données sur l'évolution de l'artificialisation des sols le montrent. Au niveau européen, entre 1990 et 2000 près de la moitié des terres artificialisées étaient des terres arables (Laroche *et al.*, 2006). En France, entre 2006 et 2015, les espaces artificialisés ont augmenté d'environ 590 000 hectares sous l'effet de l'étalement urbain (Commissariat Général au Développement Durable, 2017, Institut National de la Statistique et des Études Économiques, 2017).

Toutefois, la reconversion des friches urbaines fait partie des priorités fixées par les gouvernements au niveau international afin de préserver les sols (Mehdipour et Nia, 2013). Cet objectif a été rappelé en 2015, année internationale des sols (Payá-Pérez *et al.*, 2015), avec l'adoption de la Déclaration de Vienne (IUSS et FAO, 2015). Au niveau européen, cet objectif est mis en avant dans le cadre du 7ème programme d'action pour l'environnement (2013-2020). En France, l'adoption de la loi ALUR (Accès au Logement et à un Urbanisme Rénové), adoptée le 24 mars 2014, des lois du Grenelle 1 et 2, du 3 août 2008 et du 12 juillet 2010 respectivement, et de la loi SRU (relative à la Solidarité et au Renouvellement Urbain) du 13 décembre 2000, visent à promouvoir une gestion économe des sols, et donc la reconversion de friches urbaines. En effet, les sols sont une ressource quasiment non-renouvelable à l'échelle humaine : il faut compter près

[1]Métaleurop : site BASOL n° 62.0030 à Noyelles-Godault ; Moulinex : site BASOL n° 14.0020 à Cormelles-le-Royal et n° 61.0002 à Alençon ; Renault : site BASOL n° 92.0013 à Boulogne-Billacourt ; Arcelor-Mittal : site BASOL n° 54.0016 à Villerupt et n° 57.0075 à Moyeuvre-Grande.

[2]Ces activités économiques regroupent les activités industrielles, ferroviaires, militaires, portuaires, ou qui sont liées à une ancienne infrastructure publique, comme un hôpital par exemple, selon la typologie établie par le géographe Claude Chaline (Chaline, 1999).

[3]L'unité urbaine est définie par l'Institut National de la Statistique et des Études Économique (INSEE) à partir de deux critères : la continuité du bâti, caractérisée par l'absence de coupure de plus de 200 mètres, et le nombre d'habitant dont le seuil minimal est généralement fixé à 2 000 habitants.

d'un siècle pour qu'un centimètre de sol soit régénéré (Feller *et al.*, 2016). Or, sous l'effet de la croissance démographique, la population mondiale s'élèvera à plus de 9 milliards d'habitants d'ici 2050 et s'accompagnera d'une augmentation de la demande en nourriture de près de 70 % selon les estimations de l'Organisation des Nations Unies. La reconversion des friches urbaines est directement à l'origine de nombreux bénéfices environnementaux, de santé publique, économiques, et sociaux. Ces bénéfices sont également indirects en raison des externalités positives engendrées par une réduction de l'étalement urbain (Baing, 2010, Chakrapani et Hernandez, 2012, Chrysochoou *et al.*, 2011, Jenkins *et al.*, 2006, Mehdipour et Nia, 2013) ; ce que montre la figure 1.1.

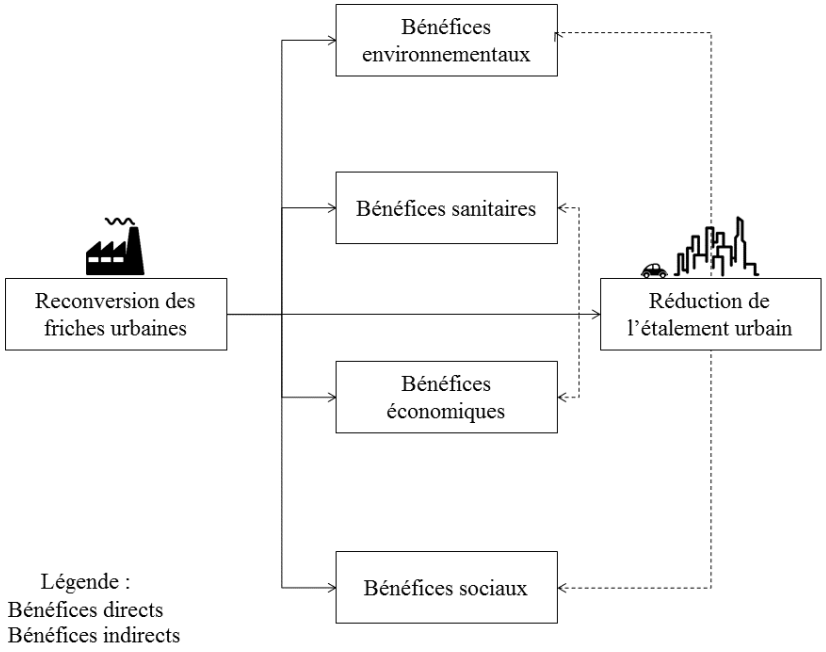


FIGURE 1.1 – Principaux types de bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines

1.1 Les bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines polluées

1.1.1 Les bénéfices environnementaux

La pollution du sol affecte les qualités et les fonctions chimiques, physiques et biologiques de ce milieu. Cette contamination conduit à diminuer le rendement des productions agricoles et forestières, car les terres sont moins fertiles (Šajn *et al.*, 2013). Elle accroît également la vulnérabilité des individus face aux risques environnementaux comme, les inondations, les glissements de terrains, et les coulées de boues, en amplifiant l'érosion et le tassement des sols (GIS Sol, 2011). Enfin, elle augmente les teneurs en carbone dans les sols, et donc les émissions de gaz à effet de serre (GES) (Weil *et al.*, 2016).

Ces impacts sont accrus sous l'effet de l'étalement urbain. Ils contribuent à fragmenter les écosystèmes, a appauvrir la diversité génétique des espèces (Concepción *et al.*, 2016, Liang *et al.*, 2008), diminuant alors d'autant plus la fertilité des sols, et donc le rendement des productions agricoles (Antoni, 2011, Fontes-Rousseau et Jean, 2015). En outre, il contribue également à l'artificialisation et à l'imperméabilisation des sols accentuant davantage la vulnérabilité des individus face aux risques environnementaux (Brody *et al.*, 2011, Hamin et Gurran, 2009). De

plus, en élargissant les zones urbanisées, les individus privilégient l'utilisation de la voiture (Camagni *et al.*, 2002b, Van Metre *et al.*, 2000, Zhao, 2010, Zhao et Lü, 2011, Zhao *et al.*, 2010) ; ce qui accentue la pollution atmosphérique (De Ridder *et al.*, 2008a,b), et les phénomènes d'îlots de chaleur urbain (Stone *et al.*, 2010) en augmentant les émission de CO_2 (Ewing et Rong, 2008, Levy et Le Jeannic, 2011). Par conséquent, l'étalement urbain augmente les effets du changement climatique (Bart, 2010).

La reconversion des friches urbaines polluées réduit ces externalités négatives (Hou *et al.*, 2018, Koch *et al.*, 2018, Tobias *et al.*, 2017, US Conference of Mayors, 2001, US EPA, 2011a). Elle préserve les écosystèmes (Mathey *et al.*, 2015), les paysages (Ruelle *et al.*, 2013), et la biodiversité du site (Ademe, 2014a, Bonthoux *et al.*, 2014, Gardiner *et al.*, 2013, Harrison et Davies, 2002, Hunter, 2014, Macadam et Bairner, 2012, Mathey et Rink, 2010, Scapino, 2016, Westphal *et al.*, 2004). De plus, la reconversion de friches urbaines réduit les émissions de GES (Ho et Fong, 2007, Hou *et al.*, 2018, Mashayekh *et al.*, 2015, Nagengast *et al.*, 2011), et les phénomènes d'îlots de chaleur urbain (Koch *et al.*, 2018). Elle améliore également la qualité de l'air (US Conference of Mayors, 2001) en diminuant l'utilisation et les distances parcourues en voiture (Amekudzi et Fomunung, 2004, De Sousa, 2002, Mashayekh *et al.*, 2012, US EPA, 2011a, US EPA - Environmental Protection Agency, 2007). Par exemple, la reconversion de FUP à Baltimore et à Dallas (États-Unis), s'accompagne d'une réduction des distances parcourues en voiture estimée à 47 % par individu à Baltimore, et à 54 % à Dallas. Cela correspond à une réduction des émissions de CO_2 de 42 %, de composés organiques halogénés volatils (COHV) de 36 %, et d'oxyde de nitrogène (NOx) de 40 % à Baltimore. Ces diminutions sont de 53 % pour le CO_2, de 73 % pour les COHV, et de 87 % pour le NOx à Dallas (US EPA, 2011a). La reconversion de FUP est donc un des moyens de transition énergétique et écologique (Mahzouni, 2017), et d'adaptation au changement climatique (Hou *et al.*, 2018).

1.1.2 Les bénéfices en termes de santé publique

La contamination des sols se propage dans tout le réseau trophique (Abrahams, 2002, Lichtfouse, 1997). Elle a ainsi des effets directs et indirects sur l'organisme humain (Abrahams, 2002, Carré *et al.*, 2017, Järup, 2003, Oliver, 1997).

L'ingestion, l'inhalation et l'absorption cutanée de substances polluantes[4] affectent le système nerveux (Järup, 2003), cardiovasculaire (Goncharov *et al.*, 2010, Sergeev et Carpenter, 2005), respiratoire (Kudyakov *et al.*, 2004, Litt *et al.*, 2002), rénal (Durand *et al.*, 2010) et urinaire (Lybarger *et al.*, 1998) par exemple. En effet, une exposition continue et prolongée à ces polluants, même à faible dose, augmente les risques de développer certaines maladies et cancers[5] (Litt *et al.*, 2002, Zhang *et al.*, 2008). Ces effets s'amplifient lorsque plusieurs composés sont en interaction : c'est l'effet cocktail (Aubé *et al.*, 2011).

En outre, la contamination des sols affecte davantage les sujets sensibles comme les personnes immunodéprimées, les nourrissons, et les enfants de moins de trois ans (Ren *et al.*, 2015). Ainsi, les femmes ayant été exposées à une pollution du sol ont plus de risque de donner naissance à un enfant ayant un poids inférieur à la moyenne (Baibergenova *et al.*, 2003, Berry et Bove, 1997, Orr *et al.*, 2002), ou présentant des malformations congénitales (Dolk et

[4]Il peut s'agir de polluants organiques ou inorganiques (Barriuso *et al.*, 1996). Les polluants organiques comprennent les composés organo-halogénés volatils (COHV), contenus dans certains plastiques, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), générés pour la fabrication de charbons et de carburants, des polychlorobiphényles (PCB), employés comme additifs dans les huiles, peintures, vernis, et adhésifs, et des solvants, comme le trichloréthylène et le perchloroéthylène utilisés notamment pour le nettoyage de métaux. Les polluants inorganiques, également appelés minéraux, sont composés des éléments traces métalliques (le plomb, le cadmium, le chrome , le cuivre, le mercure, et le zinc) et semi métalliques (arsenic et cobalt par exemple).

[5]Le sigle CMR pour cancérogènes, mutagènes, et reprotoxiques est employé pour désigner les effets néfastes de ces contaminants sur la santé des individus.

Vrijheid, 2003, Harrison, 2003, Vrijheid *et al.*, 2002). On observe une diminution des capacités cognitives et intellectuelles (Johnson et Bretsch, 2002), et une augmentation de l'incidence des leucémies (Costas *et al.*, 2002) parmi les enfants exposés au plomb.

Ces risques augmentent en fonction non seulement de la proximité géographique de FUP par rapport au lieu de résidence et/ou de travail des individus, mais aussi de leur densité (Chen *et al.*, 2017, Wang, 2011). En effet, la présence de FUP augmente les taux de mortalité et de morbidité des individus (Bambra *et al.*, 2015, 2014, Caudeville *et al.*, 2017, Caudeville et Rican, 2016, Chen *et al.*, 2017, Durand *et al.*, 2010, Gilderbloom *et al.*, 2014). Au Royaume-Uni, on constate une corrélation positive entre les friches urbaines et les inégalités régionales en termes de mortalité et de morbidité. Cet effet, est particulièrement important dans les régions industrielles du Nord-Ouest du Royaume-Uni (Bambra *et al.*, 2015, 2014). En France, l'exposition à un site pollué est également positivement corrélée à une mortalité plus élevée des individus habitant à proximité (Caudeville *et al.*, 2017, Caudeville et Rican, 2016). À titre d'exemple, à Viviez, en France, la pollution des sols au cadmium, au plomb et à l'arsenic, résultant des friches industrielles a significativement accru la mortalité, et l'incidence des maladies rénales des individus qui résidaient à proximité de ces friches (Durand *et al.*, 2010, Sauthier *et al.*, 2008).

Par ailleurs, la pollution des sols a également des effets indirects sur la santé des individus en contribuant à augmenter les émissions de GES. Cela favorise indirectement le développement de maladies infectieuses et parasitaires comme la dengue, le choléra, le paludisme, le chikungunya, et augmente l'incidence des carcinomes (Abrahams, 2002). Les maladies respiratoires comme l'asthme s'accroissent également en raison de la propagation des contaminants dans l'atmosphère, et sous l'effet de l'accroissement du stress ressenti par les individus résidants à proximité d'une FUP, ou perçue comme telle (Attané *et al.*, 2010, Matthies *et al.*, 2000, Oguamanam, 2010, Pearsall, 2009, Vandermoere, 2008b).

La reconversion des FUP est donc un enjeu sanitaire et environnemental important (Caudeville *et al.*, 2017). Elle diminue les risques d'intoxications, de maladies, et de cancers (Chen *et al.*, 2017). De plus, par l'intermédiaire des nouveaux usages pouvant être mis en œuvre, espaces verts et récréatifs par exemple, elle a un impact bénéfique sur la santé physique et mentale des individus (De Sousa, 2006a, Ross *et al.*, 2012, Wcisło *et al.*, 2002). Elle induit également des bénéfices sur la santé en réduisant l'étalement urbain (Jackson, 2003a, Sturm et Cohen, 2004). En effet, ce dernier contribue à la sédentarité des modes de vie ; ce qui constitue un facteur de risque supplémentaire sur la santé des individus (Frumkin, 2002). Ainsi, l'étalement urbain augmente l'incidence des situation de surpoids et d'obésité (Eid *et al.*, 2008, Ewing *et al.*, 2014, Frank *et al.*, 2004, 2006, Lopez, 2004, Plantinga et Bernell, 2007), notamment parmi les enfants et les adolescents (Ewing *et al.*, 2006). On constate également une augmentation du nombre d'accidents de la route à mesure que l'étalement urbain augmente (Ewing *et al.*, 2016, 2003, Millot, 2003) en raison d'une utilisation croissante de la voiture. Son utilisation, sous l'effet de l'étalement urbain, concourt également à augmenter les maladies respiratoires (Buckeridge *et al.*, 2002, Frank *et al.*, 2006). Une ville plus dense, au contraire, favorise davantage les pratiques d'activités sportives (Cao *et al.*, 2009) réduisant l'incidence de l'obésité compte tenu du métabolisme génétique des individus et d'autres facteurs externes pouvant l'engendrer. De plus, la densification de la ville s'accompagne également d'une diminution des maladies cardiovasculaires, respiratoires, et des diabètes (Stevenson *et al.*, 2016).

1.1.3 Les bénéfices économiques

En réduisant les risques d'intoxications, de maladies, et de cancers, la reconversion de FUP diminue les coûts qui y sont associés : coûts des soins et des invalidités, et pertes en termes de productivité au travail (Alberini *et al.*, 2007b, Chilton *et al.*, 2013, Gilbert et Hall, 2014,

Lybarger *et al.*, 1998, Tonin *et al.*, 2012). Par exemple, la dépollution de 13 FUP, localisées à Charlotte, en Caroline du Nord (États-Unis) en 2008, a permis d'éviter 2,97 cas de cancers, soit 1,1 décès statistique sous l'hypothèse d'un taux de survie sur 5 ans de 63 %. Étant donné la valeur d'une vie statistique en 2008, estimée à 6,9 millions de $ selon l'agence pour la protection de l'environnement américaine (US EPA), cela représente un gain de 7,59 millions de $ (Chilton *et al.*, 2013). Une autre étude réalisée aux États-Unis également montre que les coûts associés à une mortalité prématurée d'une population résidant à moins de 0,5 *miles* d'un site pollué s'élèvent à environ 330 millions de $ par an (Lybarger *et al.*, 1998). Enfin, la reconversion du complexe industrialo-portuaire de Porto-Marghera en Italie montre que la valeur d'un cas de cancer évité s'élève à 2,6 millions d'€ (Alberini *et al.*, 2012, 2007b, Tonin, 2009, Tonin *et al.*, 2012).

Résultat de retournements successifs de cycles économiques, les friches industrielles sont synonymes, au moins au niveau local, d'un déclin économique important perdurant de nombreuses années (Dixon *et al.*, 2006, Donald *et al.*, 2014, Otsuka *et al.*, 2010, Schulze Bäing et Wong, 2012, Skouloudis *et al.*, 2017). Cet impact se traduit par une diminution de la valeur foncière des terrains et bâtis avoisinants le site (Bible *et al.*, 2002, Flower et Ragas, 1994, Gilderbloom *et al.*, 2014, Guntermann, 1995, Houser Pugh, 2008, Ihlanfeldt et Taylor, 2004, Jackson et Garb, 2002, Kohlhase, 1991, Letombe et Zuindeau, 2001, 2005, Longo et Alberini, 2006, McCluskey et Rausser, 2003a, Taylor, 2016, Travers *et al.*, 2009, Zabel et Guignet, 2012). À titre d'exemple, la présence de SSP dans le Comté de Fulton à Atlanta (États-Unis) est à l'origine d'une diminution de la valeur foncière de 1 073 millions de $ dont 377 millions de $ pour les bâtiments à usage résidentiel (Ihlanfeldt et Taylor, 2004). Taylor (2016) montre que le prix de vente des propriétés commerciales à proximité d'un SSP diminue de 8 %, et de 2 à 3 % pour les logements par rapport aux propriétés non exposées dans le Minnesota. Sur des données françaises, une première étude montre qu'à Lens, dans le Nord-Pas-de-Calais, la proximité visuelle d'une friche urbaine entraine une diminution de la valeur immobilière de 38 000 francs (Letombe et Zuindeau, 2001). À l'opposé, une revalorisation foncière s'observe à mesure que l'on s'éloigne géographiquement du site : les habitations à plus de 700 mètres de la friche ont une valeur foncière de 7 % supérieure aux habitations localisées à proximité immédiate (Letombe et Zuindeau, 2001). Une seconde étude indique que les valeurs immobilières diminuent de plus de 20 % dans les zones situées à proximité du site de Métaleurop Nord et pour lesquelles les teneurs en plomb excédent 1 000 ppm[6] (Letombe et Zuindeau, 2005).

Or, on notera également que cette dévalorisation foncière s'atténue une fois que des mesures de reconversion sont mises en œuvre (Alberini, 2007, Chattopadhyay *et al.*, 2005, Chilton *et al.*, 2013, De Sousa *et al.*, 2009, Gamper Rabindran et Timmins, 2013, Haninger *et al.*, 2017, Kaufman et Cloutier, 2006, Ketkar, 1992, Kiel et Zabel, 2001, Linn, 2013, Mastromonaco, 2014, Mesthrige *et al.*, 2018, Noonan *et al.*, 2007, Savchenko et Braden, 2013, Schwarz *et al.*, 2017, Thayer *et al.*, 1992, Woo et Lee, 2016). Par exemple à Los-Angeles (États-Unis), on observe une augmentation de 7,3 % du prix de vente des maisons situées dans un rayon de 3 km des SSP réhabilités (Mastromonaco, 2014). Pour l'Illinois (États-Unis), une étude estime une augmentation de la valeur foncière de l'ordre de 1 % après dépollution (Linn, 2013). Elle est de 11,4 % sur un rayon de 1 200 mètres à Milwaukee (États-Unis), et de 2,7 % à Minneapolis (États-Unis) sur un rayon de 762 mètres (De Sousa *et al.*, 2009). La dépollution de FUP à Charlotte, en Caroline du Nord (États-Unis) représente un bénéfice estimé à 4 millions de $ (Schwarz *et al.*, 2017) ; il est estimé entre 72 et 122 millions de $ à Woburn (Kiel et Zabel, 2001). Au niveau national, aux États-Unis, l'appréciation de la valeur foncière médiane est estimée, en 2013, à près de 14,7 % une fois la dépollution effectuée (Gamper Rabindran et Timmins, 2013). La dernière étude recensée au niveau national aux États-Unis montre que la dépollution des SSP s'accompagne d'une augmentation de la valeur foncière estimée en

[6]Partie par million.

moyenne entre 5 et 11,5 % (Haninger *et al.*, 2017). L'impact de la dépollution est donc très variable. Il dépend des caractéristiques du site (superficie, activités passées, polluants) et des usages futurs (Kaufman et Cloutier, 2006, Woo et Lee, 2016). Ainsi, la reconversion de FUP en espaces verts est à l'origine d'une augmentation de la valeur foncière estimée entre 4,40 et 7,01 millions de $ (Kaufman et Cloutier, 2006). En outre, la reconversion des FUP en parcs éoliens et solaires dans l'État du Michigan (États-Unis) représente un potentiel énergétique estimé à 4 320 mégawatts pour l'éolien et 1 535 pour le solaire : l'équivalent de 43 % de la consommation d'électricité résidentielle de l'État du Michigan. Cela représente une économie estimée à 15 milliards de $, et à la création de plus de 17 500 emplois à long terme (Adelaja *et al.*, 2010).

À tout ceci s'ajoutent les bénéfices économiques en termes de création d'emplois et de ressources fiscales supplémentaires (Dixon, 2000, Hamm et Walzer, 2007, Howland, 2007). À titre d'exemple, la réhabilitation de 315 SSP en Californie (États-Unis) a conduit à la création de 21 000 nouveaux emplois, et a engendré 475 millions de $ de recettes fiscales supplémentaires (Bartsch et Deane, 2002). Dans le Maryland (États-Unis), entre 2000 et 2001, la reconversion de 247 FUP s'est traduite par une création d'emplois de l'ordre de 2 454, tous secteurs d'activités confondus ; soit un accroissement des salaires estimé à 81,6 million de $, et une augmentation de la production économique estimée à 260,5 millions de $ (Bartsch et Deane, 2002). À Milwaukee (États-Unis), la reconversion de 76 FUP s'est traduit par la création de 80 emplois en moyenne par projet (De Sousa, 2005). En France, la réhabilitation des SSP est à l'origine de la création de 2 500 emplois directs en 2010, car ce marché est en plein essor (Bouagal, 2012). Le chiffre d'affaire des entreprises françaises spécialisées dans la réhabilitation de sites pollués a été multiplié par 2,5 entre 2000 et 2005 en France (Bouagal, 2012), et devrait progresser de 4 à 7 % entre 2015 et 2020 (Vottero, 2013).

Enfin, la reconversion de friches urbaines redonne de l'attractivité aux territoires. Cela se traduit par une augmentation de la fréquentation touristique (Csapó *et al.*, 2016). Elle dépend du passé historique du site une fois reconverti (Alker et Stone, 2005, Lei-lei, 2002), et des perceptions individuelles vis-à-vis des opportunités touristiques ou récréatives que ces sites offrent (Berger, 2017, Martinát *et al.*, 2014, Navratil *et al.*, 2017). La mise en valeur de l'héritage industriel des anciennes mines de São Domingos au Portugal (Craveiro *et al.*, 2013, Sardinha *et al.*, 2013), de la Lorraine, du Nord-Pas-de-Calais, et du Rhône en France (Fagnoni, 2004, Pascu, 2015, Wiesztort, 2011), de Manchester et du Pays de Galles au Royaume-Uni (Edwards et i Coit, 1996, Kazimierczak, 2012), de la Ruhr, en Allemagne (Lei-lei, 2002, Lusso, 2013), ou encore de la Roumanie (Pascu, 2015) et de la Slovaquie (Stasakova et Kulla, 2016) s'est ainsi accompagnée d'une augmentation de la fréquentation touristique de ces sites après reconversion.

La reconversion de FUP a un effet de levier positif relativement important en engendrant des ressources fiscales supplémentaires (Hamm et Walzer, 2007). Ces dernières sont générées par les emplois créés, l'augmentation de la valeur foncière des terrains et bâtis à proximité du site, et des revenus générés par le tourisme. Ainsi, les 64 projets de reconversion de FUP à Milwaukee (États-Unis) montrent qu'un dollar investi pour reconvertir une FUP génère une augmentation des ressources fiscales de l'ordre de 57 $ (De Sousa, 2005). Dans le Maryland (États-Unis), chaque dollar investi dans la reconversion de FUP peut engendrer entre 0,8 et 1,12 $ de recettes fiscales supplémentaires (Lipman Frizzell & Mitchell LLC, 2002).

En outre, de nombreux bénéfices économiques découlent indirectement de la réduction de l'étalement urbain. Les opérations en extension urbaine augmentent les coûts nécessaires pour développer et entretenir les infrastructures publiques (Camagni *et al.*, 2002a, Carruthers et Ulfarsson, 2003, Davis *et al.*, 2010, De Sousa, 2002, Fregolent et Tonin, 2016, Halleux et Lambotte, 2008, Hara, 2003, Mashayekh *et al.*, 2012, Nagengast *et al.*, 2011, Shim *et al.*, 2006, Weingaertner et Barber, 2010). Délivrer de l'eau potable est ainsi deux fois plus coûteux dans le cas de construction de quartiers en lotissement que dans le cas d'opérations de renouvellement urbain selon une étude de cas Wallonne (Lambotte *et al.*, 2008). Une étude réalisée en

Italie aboutit aux mêmes conclusions : les coûts d'équipements sont d'autant plus élevés que la densité urbaine est parsemée, et que les aménagements réalisés sont éloignés du centre-ville (Camagni *et al.*, 2002a). En outre, l'étalement urbain, en favorisant la dépendance à l'automobile des individus de la périphérie urbaine (Baccaïni *et al.*, 2007), se traduit par une consommation énergétique plus importante (Karathodorou *et al.*, 2010). À titre d'exemple, un ménage situé en périphérie consomme 3 fois plus d'énergie pour ses déplacements de proximité qu'un ménage du centre-ville compte-tenu de la taille du ménage, de sa composition, et de ses revenus (Richard *et al.*, 2011). Cela augmente la précarité énergétique des ménages (Cochez *et al.*, 2015). La reconversion de FUP remédie, au moins en partie, à cette précarité pour les ménages à revenus modestes (Donaldson et Lord, 2018). Les FUP génèrent donc également leur lot de problèmes sociaux ce qui étaye d'autant la nécessité de leur reconversion.

1.1.4 Les bénéfices sociaux

La reconversion de FUP s'accompagne d'une réduction des activités illicites comme la délinquance et la criminalité (Accordino et Johnson, 2000, Cozens *et al.*, 1999). Par exemple, la reconversion de la friche urbaine du Flon à Lausanne (Suisse) a transformé ce territoire marginalisé, en raison de problèmes d'insécurité, de drogue, et de prostitution, en un territoire attractif, et ré-approprié par les populations locales (Andres, 2006). De plus, la reconversion de FUP favorise les interactions sociales (Da Cunha, 2011, De Sousa, 2006a, Valegeas, 2014). C'est particulièrement le cas lorsque les friches sont reconverties en jardins partagés (Campbell, 2012, Leonard, 2014, Saldivar-Tanaka et Krasny, 2004), ou en espaces verts (Atkinson *et al.*, 2014). Par ailleurs, le nombre d'interactions sociales serait plus élevé dans une ville dense (Brueckner et Largey, 2008, Leyden, 2003).

La reconversion de FUP est donc à l'origine de nombreux bénéfices : ces derniers sont synthétisés dans le schéma 1.2 et en fonction des cinq finalités du développement durable[7] dans le tableau 1.1. Ils sont interdépendants. Par exemple, un bénéfice environnemental, comme la dépollution du site, est à l'origine de retombées sanitaires en raison d'une diminution des risques d'intoxication et de maladies, mais aussi de retombées économiques en raison de la valorisation foncière des terrains et bâtis avoisinant la friche par exemple.

Ces bénéfices se déclinent dans le cadre de la Valeur Économique Totale (VET). Il s'agit d'un cadre d'analyse théorique, développé à partir des années 1980 (Adamowicz *et al.*, 1991, Brookshire *et al.*, 1983), représentant l'ensemble des flux de valeurs, présents et futurs, d'un bien ou d'un service. Ces flux se décomposent en valeurs d'usage direct, et indirect, en valeurs d'option[8], et en valeurs de non-usage regroupant la valeur d'héritage ou de legs, et valeur d'existence. Dans le cadre de la Valeur Économique Totale (VET), l'estimation, généralement monétaire, des valeurs d'usages ne soulève pas de difficultés particulières. En revanche, ce n'est pas le cas des valeurs de non-usage comme la valeur de legs ou d'option car ces valeurs ne se reflètent pas explicitement dans les comportements individuels. C'est pourquoi, les méthodes fondées sur les marchés qu'ils soient réels, implicites ou hypothétiques, sont plus appropriées pour évaluer la valeur accordée à un bien ou à un service environnemental. En effet, elles permettent, à partir des variations du surplus du consommateur, de déterminer et de calculer les consentements à payer pour différents biens et services.

[7]Ces finalités constituent le support du référentiel national d'évaluation des projets territoriaux de développement durable et des agendas 21 locaux.

[8]La valeur d'option correspond à un usage futur possible du bien ou service considéré. Elle est de quasi-option lorsque l'individu décide d'attendre pour obtenir davantage d'information avant de prendre une décision ayant des conséquences irréversibles (Arrow et Fisher, 1974, Henry, 1974).

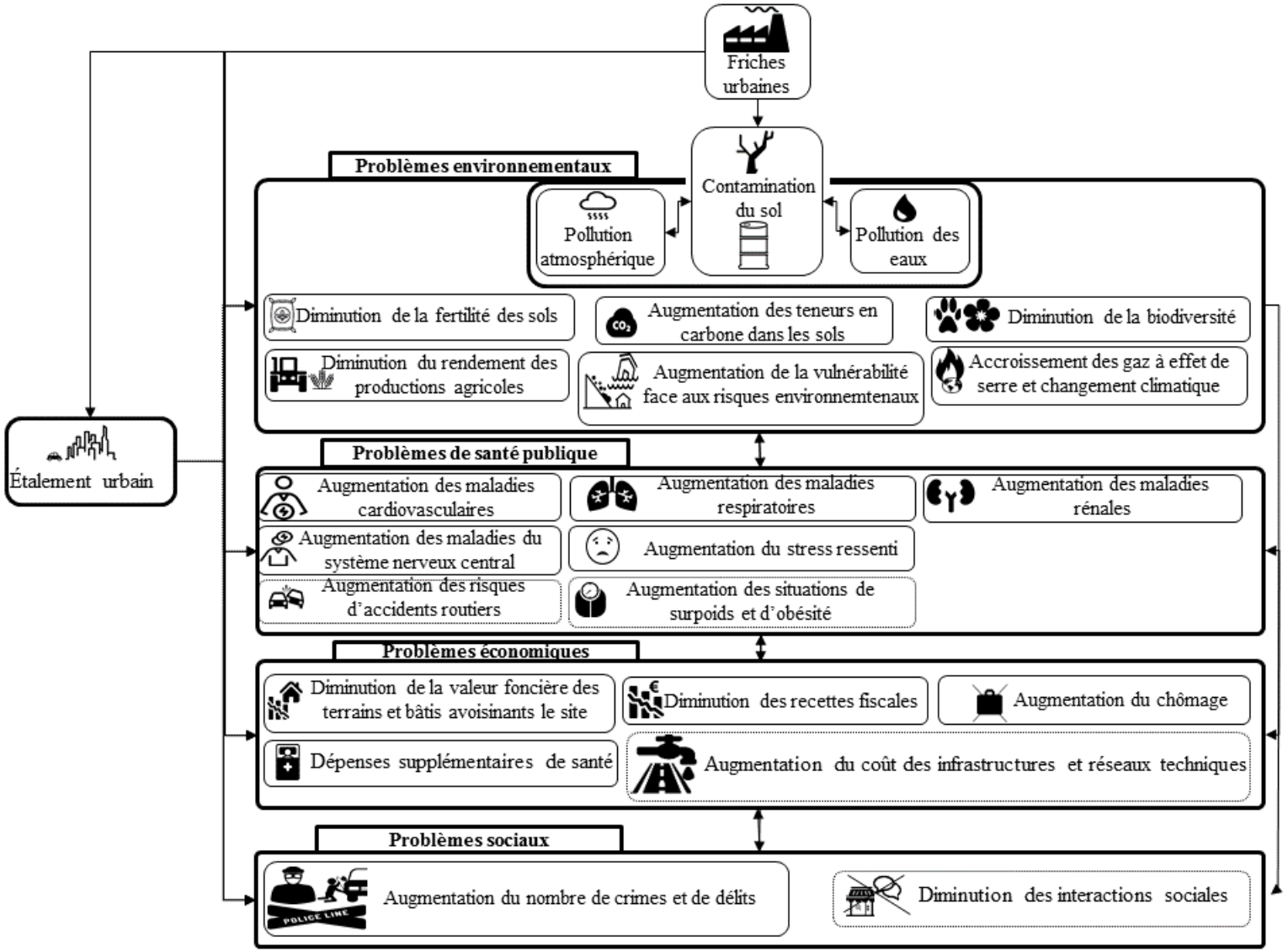


FIGURE 1.2 – Principales externalités négatives induites par les friches urbaines polluées.
Les cadres et flèches pleins désignent les impacts directs ; les cadres et flèches en pointillés désignent des effets indirects engendrés par un accroissement de l'étalement urbain induit par la présence de friches urbaines non-reconverties.

Bénéfices attendus		Références bibliographiques
Environnementaux	**Lutte contre le changement climatique**	(Chakrapani et Hernandez, 2012, Chilton *et al.*, 2013, Gilderbloom *et al.*, 2014, Paull, 2008, US EPA, 2011b)
	Réduction de l'étalement urbain	(Baing, 2010, Chrysochoou *et al.*, 2012, 2011, Tobias *et al.*, 2017)
	Réduction des émissions de CO_2 et des gaz à effet de serre, et amélioration de la qualité de l'air	(Ho et Fong, 2007, Hou *et al.*, 2018, Koch *et al.*, 2018, Mahzouni, 2017, Mashayekh *et al.*, 2012, 2015, Nagengast *et al.*, 2011, US Conference of Mayors, 2001, US EPA, 2011a)
	Préservation de la biodiversité, protection des milieux et des ressources	
	Préservation de la biodiversité et des milieux	(Ademe, 2014a, Bonthoux *et al.*, 2014, Gardiner *et al.*, 2013, Harrison et Davies, 2002, Hunter, 2014, Macadam et Bairner, 2012, Mathey et Rink, 2010, Mathey *et al.*, 2015, Ruelle *et al.*, 2013, Scapino, 2016, Westphal *et al.*, 2004)
	Réduction de la vulnérabilité face aux risques environnementaux	(Litt, 2002, Pearsall, 2009)
Socio-sanitaires	**Épanouissement de tous les êtres humains**	
	Réduction des risques sanitaires	(Alberini *et al.*, 2012, 2007b, Bambra *et al.*, 2015, 2014, Chen *et al.*, 2017, Durand *et al.*, 2010, Litt *et al.*, 2002, Lybarger *et al.*, 1998, Oguamanam, 2010, Ren *et al.*, 2015, Sergeev et Carpenter, 2005, Tonin, 2009, Tonin *et al.*, 2012, Wang, 2011, Zhang *et al.*, 2008)
	Amélioration du bien-être ressenti et de la qualité de vie	(De Sousa, 2006a, Matthies *et al.*, 2000, Pearsall, 2009, Vandermoere, 2008b)
	Cohésion sociale et solidarité entre les territoires	
	Interactions sociales	(Atkinson *et al.*, 2014, De Sousa, 2006a, Leonard, 2014)
	Diminution des activités marginales	(Accordino et Johnson, 2000, Andres, 2006, Cozens *et al.*, 1999, Cozens, 2002)
Économiques	**Dynamiques de développement suivant des modes de production et de consommation responsables**	
	Revalorisation foncière	(Alberini, 2007, Chattopadhyay *et al.*, 2005, Chilton *et al.*, 2013, De Sousa *et al.*, 2009, Gamper Rabindran et Timmins, 2013, Haninger *et al.*, 2017, Kaufman et Cloutier, 2006, Ketkar, 1992, Kiel et Williams, 2007, Kiel et Zabel, 2001, Linn, 2013, Mastromonaco, 2014, Noonan *et al.*, 2007, Savchenko et Braden, 2013, Schwarz *et al.*, 2017, Thayer *et al.*, 1992, Tonin et Turvani, 2014, Woo et Lee, 2016)
	Création d'emplois et ressources fiscales supplémentaires	(Bouagal, 2012, De Sousa, 2005, Hamm et Walzer, 2007, Howland, 2007, Lipman Frizzell & Mitchell LLC, 2002)
	Réduction de la consommation énergétique	(Donaldson et Lord, 2018, Mashayekh *et al.*, 2012, 2015, Paull, 2009)
	Attractivité touristique	(Alker et Stone, 2005, Berger, 2017, Craveiro *et al.*, 2013, Csapó *et al.*, 2016, Edwards et i Coit, 1996, Fagnoni, 2004, Kazimierczak, 2012, Klenosky *et al.*, 2017, Lei-lei, 2002, Martinát *et al.*, 2014, Navratil *et al.*, 2017, Stasakova et Kulla, 2016)
	Réduction du coûts des infrastructures publiques (engendrée par la réduction de l'étalement urbain)	(Amekudzi et Fomunung, 2004, Camagni *et al.*, 2002b, De Sousa, 2002, Fregolent et Tonin, 2016)

Tableau 1.1 – Bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines polluées.
Les références indiquées sur la dernière colonne de droite sont transversales à l'ensemble des bénéfices potentiels associés à la reconversion de friches urbaines polluées.

Plus précisément, elles permettent d'estimer les préférences pour des biens et services pour lesquels il n'existe pas de prix de marché et donc de demande explicite, c'est-à-dire lorsque les usages du bien ou service concerné sont non marchands. Or, c'est le cas de nombreux bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines comme l'atteste la figure 1.3, avec, par exemple, l'amélioration de la qualité de vie , la préservation de la biodiversité, ou encore du patrimoine historique du site. C'est donc cette catégorie de méthode qui est la plus adaptée pour l'analyse des bénéfices de la reconversion de FUP.

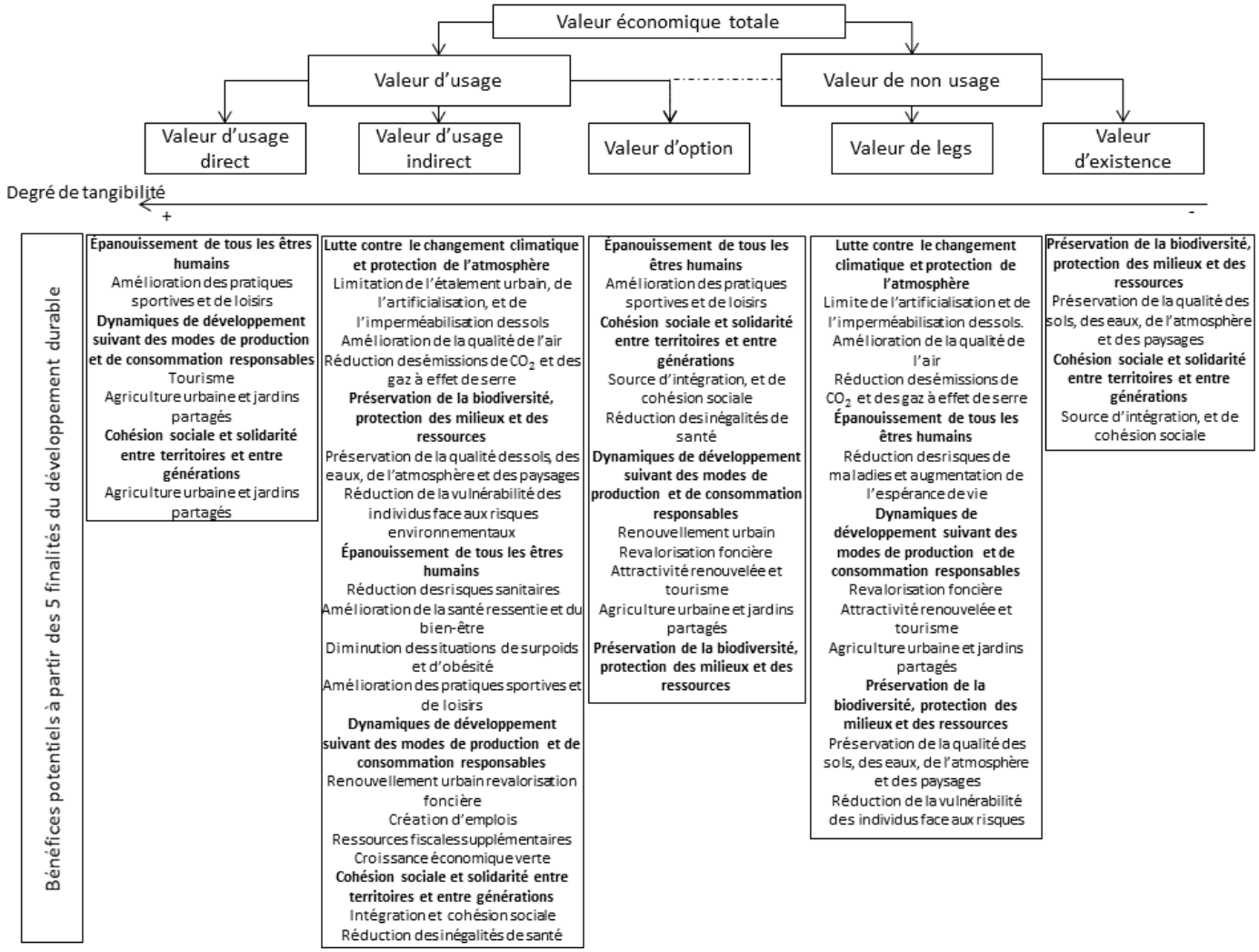


FIGURE 1.3 – Catégories de bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines dans le cadre de la Valeur Économique Totale

Cependant, dans la littérature les méthodes d'évaluation généralement mobilisées pour évaluer la diversité des bénéfices découlant de la reconversion de FUP se focalisent majoritairement sur les impacts économiques, et négligent ainsi les autres composantes du bien-être individuel et collectif découlant de la reconversion de FUP dans le cadre de la VET. Or, la valeur d'option est une composante essentielle dans le cadre de la reconversion d'une FUP. En effet, sa réutilisation est établie en fonction des usages futurs dans le cadre du plan de gestion (Ministère de de la Transition écologique et solidaire, 2017, Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2017a,b). Il peut donc être préférable pour les individus d'attendre quelque mois afin d'avoir des informations supplémentaires avant de prendre une décision irréversible (Strazzera *et al.*, 2010). La valeur de legs fait également partie intégrante d'un projet de reconversion. En effet, la population locale peut être attachée à conserver des éléments témoins des activités passées du site (Plottu et Plottu, 2010b) et à l'origine d'une proximité socioculturelle entre les

parties prenantes (Letombe et Zuindeau, 2006). Les bénéfices collectifs, comme les bénéfices environnementaux et sanitaires sont également plus difficiles à estimer. Pour ces raison, les travaux qui concernent l'évaluation *ex ante* des bénéfices sont plutôt rares, voire quasi absents dans le cas de la reconversion de FUP comme le montre le schéma 1.4.

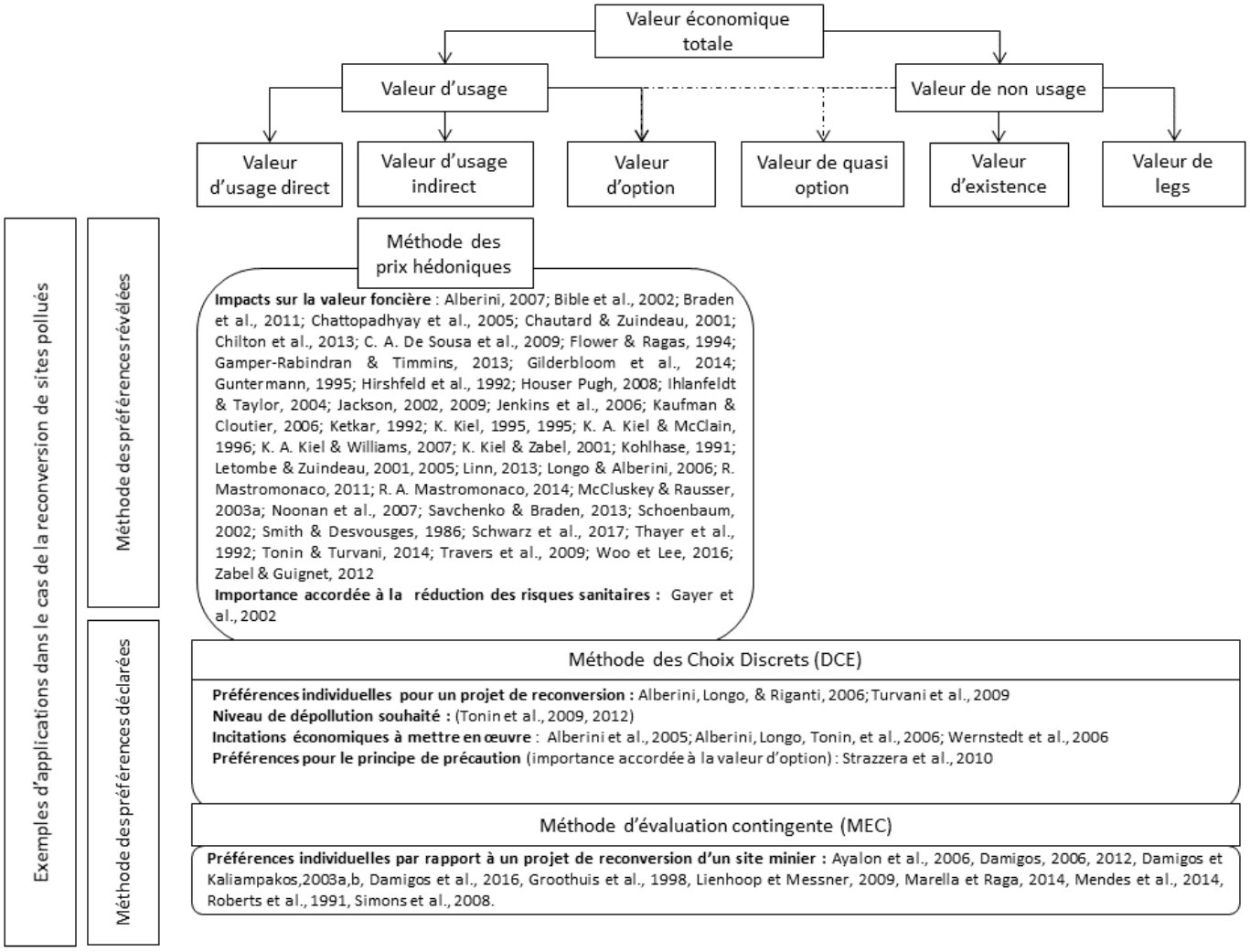


FIGURE 1.4 – Méthodes d'évaluation appliquées aux sites pollués dans la littérature

Les études réalisées portent sur la reconversion d'anciens sites miniers ou des décharges à partir de la méthode d'évaluation contingente (Ayalon *et al.*, 2006, Damigos, 2006, 2012, Damigos et Kaliampakos, 2003a,b, Damigos *et al.*, 2016, Groothuis *et al.*, 1998, Lienhoop et Messner, 2009, Marella et Raga, 2014, Mendes *et al.*, 2014, Roberts *et al.*, 1991, Simons *et al.*, 2008). De plus, la recherche empirique s'est essentiellement focalisée sur l'impact d'un site pollué en comparaison d'un site non pollué sur les valeurs foncières au moyen de la méthode des prix hédoniques (Alberini *et al.*, 2006b, Bible *et al.*, 2002, Chattopadhyay *et al.*, 2005, De Sousa *et al.*, 2009, Flower et Ragas, 1994, Gamper-Rabindran *et al.*, 2011, Gilderbloom *et al.*, 2014, Guntermann, 1995, Houser Pugh, 2008, Ihlanfeldt et Taylor, 2004, Jackson, 2009, Jenkins *et al.*, 2006, Kaufman et Cloutier, 2006, Ketkar, 1992, Kiel, 1995, Kiel et Zabel, 2001, Kohlhase, 1991, Letombe et Zuindeau, 2001, 2005, Linn, 2013, Longo et Alberini, 2006, Mastromonaco, 2014, McCluskey et Rausser, 2003a, Noonan *et al.*, 2007, Savchenko et Braden, 2013, Tonin et Turvani, 2014, Travers *et al.*, 2009, Zabel et Guignet, 2012). La difficulté à valoriser monétairement, à partir de l'analyse des préférences individuelles, les bénéfices collectifs ou les bénéfices qui ne sont pas liés à un usage direct limite la portée des évaluations effectuées à l'aide de ces méthodes. Peu d'études à ce jour mobilisent par exemple les expériences à choix discrets (DCE) pour

identifier l'ensemble des valeurs, d'usage et de non usage, découlant de la reconversion d'une FUP (Alberini *et al.*, 2006a, Turvani *et al.*, 2009). Elle confronte les individus à des alternatives possibles du projet étudié définies par des attributs dont les différents niveaux possibles varient ; ce qui permet une évaluation *ex ante* dés bénéfices découlant de la reconversion de FUP. *Une première difficulté à la reconversion de FUP est la sous-évaluation des bénéfices découlant de leur reconversion dans le cadre de la Valeur Économique Totale (VET).*

Par ailleurs, l'évaluation des bénéfices économiques à partir de la méthode des prix hédoniques montre de fortes disparités en fonction des sites. Si ces différences peuvent s'expliquer en partie par des caractéristiques intrinsèques liées au site (superficie, polluants, niveau de pollution, localisation du site dans le tissu urbain, usages futurs) (Elliot-Jones, 1996, Kiel, 1995, Kiel et Williams, 2007, Messer *et al.*, 2006, Roddewig, 1996, Skouloudis *et al.*, 2017) mettent en évidence l'impact de la stigmatisation des FUP.

1.2 Les stigmates associés aux friches urbaines polluées

1.2.1 Le concept de stigmate

1.2.1.1 Du concept de stigmate en sociologie et en médecine

Le concept de stigmate[9] est polysémique. En sociologie, le stigmate se rattache au nom d'Erving Goffman qui l'introduit dans les années 1960 (Goffman, 1963, Goffman et Kihm, 1975). Il définit le stigmate comme étant un « attribut profondément discréditant ». Ce concept est initialement appliqué à une personne ou à un groupe de personnes présentant une caractéristique, physique ou symbolique, jugée particulière et/ou singulière dans un contexte socioculturel donné : origine ethnique, maladies ou handicaps par exemple (Link et Phelan, 2001, Major et O'brien, 2005). En médecine ce terme est utilisé pour désigner une cicatrice ou une marque durable sur la peau laissée par une blessure. Ces deux définitions du stigmates se rapprochent du sens étymologique. En effet, le terme provient du grec *stigma* qui désigne « une marque physique d'infamie ». Pour ces deux définitions, et en particulier dans le sens sociologique du terme, le processus de stigmatisation est relationnel : il se définit dans le regard d'autrui. Il apparait lorsqu'un individu ou un groupe d'individus croit qu'une caractéristique donnée est à l'origine d'une dévalorisation ou d'un déclassement d'un individu ou d'une catégorie d'individus présentant cette caractéristique. Le stigmate résulte donc d'une construction sociale entre un attribut et un stéréotype ou un préjugé[10] (Fiske *et al.*, 2010, Link et Phelan, 2001). Le stigmate est donc dérivé d'un écart par rapport à une norme perçue.

Ce concept s'étend à tout attribut défini dans le regard d'autrui et de la société comme négatif (Link et Phelan, 2001). Des études ont ainsi analysé l'impact de stigmates technologiques et environnementaux en raison de la présence de produits ou de lieux considérés comme dangereux (Gregory *et al.*, 1996, Peters *et al.*, 2004, Slovic *et al.*, 1995).

[9]Nous ne retenons par les définitions utilisées en botanique, en anatomie, ou encore le sens religieux du terme car ces définitions sont hors-sujet. En botanique, le stigmate est l'extrémité du pistil ; dans l'anatomie de certains animaux comme les insectes il désigne une ouverture permettant l'entrée d'air dans la trachée.

[10]Le stéréotype est une simplification à l'extrême et une orientation sélective des perceptions individuelles générant une distorsion de la réalité objective partagée par un groupe d'individus. Le préjugé se défini comme l'attitude d'évaluation positive ou négative qu'opère un individu à l'égard d'une autre personne ou d'un groupe de personnes (Mannoni, 2016). Les deux aboutissent à la catégorisation d'un individu ou groupe d'individus, et à une forme de discrimination.

1.2.1.2 Aux stigmates environnementaux

Appliqués aux SSP à partir des années 1990, les stigmates désignent les facteurs intangibles ayant un impact négatif sur le site (Mundy, 1992, Neustein et Bell, 1998, Patchin, 1991, Roddewig, 1996). L'impact de ces facteurs a, tout d'abord, et principalement, été étudié sur les valeurs foncières des terrains et bâtiments situés à proximité d'un SSP (Elliot-Jones, 1996, Kiel, 1995, Kiel et Williams, 2007, Messer *et al.*, 2006, Roddewig, 1996). Le tableau 1.2 synthétise ces études.

Ces dernières montrent que la revalorisation foncière d'un site reconverti est un processus très lent : de deux à plusieurs décennies. En outre, le site dépollué ne retrouve pas toujours sa valeur de référence : sa valeur foncière en l'absence de pollution. Enfin, un effet résiduel de la stigmatisation du site persiste même après reconversion car la stigmatisation ne se réduit pas uniquement à des impacts sur le foncier (Jackson, 2003b). En économie de l'environnement, le concept de stigmate est lié aux risques, à la perception du risque, et à la représentation de ce dernier par les individus (Gregory *et al.*, 1996). Autrement dit, il faut tenir compte également des dimensions sociales, psychologiques et comportementales associées aux SSP (Edelstein, 1988, Irwin *et al.*, 1999, Kunreuther et Slovic, 1999, Peters *et al.*, 2004). Dans le cadre de cette thèse, nous avons ainsi analysé au moyen de trois enquêtes et de cinq groupes de discussions les impacts des stigmates potentiels d'une FUP. Nous avons, tout d'abord analysé l'impact de ces stigmates auprès des opérateurs fonciers, puis des riverains impactés.

1.2.2 Impacts des stigmates pour les opérateurs techniques et fonciers

La reconversion d'une FUP dépend des conditions du marché local ou régional. Les opérateurs fonciers décident de reconvertir un site pollué si les coûts sont inférieurs aux bénéfices potentiels. Reconvertir une FUP entraine des coûts importants à chaque phase de développement du projet. Ces coûts ont été formalisés par de nombreux auteurs (Chan, 2001, McCallion, 1991, Mundy, 1992, Patchin, 1991) à l'aide de l'équation suivante :

$$V_c = V_u - L - C_r - S \tag{1.1}$$

V_c désigne la valeur du site pollué ;
V_u la valeur du site non pollué ;
L les pertes découlant des responsabilités au niveau réglementaire ; C_r les coûts de dépollution ;
S l'impact des stigmates.

Autrement dit, les profits espérés par les opérateurs fonciers doivent être supérieurs aux coûts à engager pour reconvertir le site selon une analyse coût-avantage généralement utilisée en économie.

Auteurs	Localisation	Méthodes	Données	Principaux résultats
(Boyle *et al.*, 2010)	Buxton et Hollis - Maine - États-Unis	MPH	Données sur les ventes immobilières de 1992 à 2003 sur ces deux municipalités	Effet de la dévalorisation foncière après dépollution relativement court : jusqu'à 2 ans après la dépollution.
(Chattopadhyay *et al.*, 2005)	Port de Waukegan - États-Unis	MPH et MEC	Données sur les transactions immobilières résidentielles entre 1996 et 2001 - 47 100 transactions recensées	Revalorisation foncière entre 16 % et 18,4 %.
(Chilton *et al.*, 2013)	États-Unis	MPH	Données sur les ventes de 1991 à 2005 - 3 échantillons (gradient de 0,5 ; 1 et 2 miles) couplées avec la base de données du NPL	Effet globalement positif de la dépollution ; dégressif à mesure que l'on s'éloigne de la friche, et variable en fonction de la composition des logements : de 28 000 $ à 52 000 $.
(Dale *et al.*, 1999)	Dallas - États-Unis	MPH	Données de 1975 à 1995 ; 20 000 observations	Mise en évidence de disparités dans la revalorisation foncière en fonction du niveau de revenus des populations locales. La revalorisation foncière est un peu moins importante et plus lente dans les zones à faibles revenus.
(De Sousa *et al.*, 2009)	Milwaukee et Minneapolis - États-Unis	MPH	Données sur les friches urbaines sur ces communes et sur les transactions immobilières de 1996 à 2004	Disparités dans la revalorisation foncière : augmentation de 11,4 % à Milwaukee et de 2,7 % seulement à Minneapolis.
(Gamper Rabindran et Timmins, 2013)	États-Unis	MPH	Données sur les sites Superfund et transactions immobilières décomposées par déciles pour 1980, 1990 et 2000	Disparités dans la revalorisation foncière : les impacts les plus élevés sont observés pour les premiers déciles (24,4 % pour le 10ème centile) et diminuent progressivement ; ainsi ils sont estimés à 20,8 % pour la médiane et à 18,7 % pour le 90ème centile.
(Haninger *et al.*, 2017)	États-Unis	MPH	Données du Superfund et transactions immobilières de 2005 à 2009	La revalorisation foncière après dépollution varie entre 5 et 15,2 %.
(Kaufman et Cloutier, 2006)	Kenosha, Wisconsin - États-Unis	MPH	Données sur les friches urbaines reconverties en espaces verts	Augmentation de la valeur foncière après reconversion de 2,4 à 7,01 millions de $ une fois les friches reconverties en espaces verts.
(Ketkar, 1992)	New-Jersey - États-Unis	MPH	Données municipales pour 64 communes du recensement de 1980	La dépollution marginale d'un site est estimée entre 1 300 et 2 000 $.

(Kiel, 1995)	Boston - États-Unis	MPH	Données sur les prix de ventes et distance d'éloignement par rapport à un site pollué de 2 000 habitations entre 1975 et 1992	Impact de l'information sur la contamination du site amène les populations locales à sous-évaluer les biens après dépollution.
(Kiel et Zabel, 2001)	Woburn - Massachusetts - États-Unis	MPH	Données des sites Superfund et des ventes de maisons de janvier 1975 à décembre 1992	Bénéfice net total estimé à 72 millions de $.
(Kiel et Williams, 2007)	États-Unis	MPH	Données de l US EPA pour 20 Comtés entre 1970 et 1996	Mise en évidence d'une dévalorisation foncière qui perdure après dépollution.
(Linn, 2013)	Illinois - États-Unis	MPH	Données du Comté de Cook de 1987 à 2007	Revalorisation de l'ordre de 1 % pour les sites éloignés de 0,25 miles du site pollué.
(Mastromonaco, 2014)	Los-Angeles - États-Unis	MPH	Données du recensement de 1988 à 2008	Augmentation de 7,3 % du prix de vente des maisons situées jusqu'à 3 km du site.
(McCluskey et Rausser, 2003b)	Dallas (Comté) - Texas - États-Unis	MPH	Données sur 31 974 transactions effectuées entre 1979 et 1995	Analyse l'effet de l'information sur le site pollué et montre que le processus d'ajustement est relativement long.
(Messer *et al.*, 2006)	Trois zones urbaines : Californie, New-Jersey et Massachusetts	MPH	Données de transactions immobilières pour près de 34 000 résidences sur une période de 30 ans	Plus la dépollution est repoussée dans le temps (respectivement de 10, 15 et 20 ans) et plus son effet sera nul : la friche restera stigmatisée.
(Noonan *et al.*, 2007)	États-Unis	MPH	Données de recensement agrégées de 1990 à 2000	Résultats variables concernant l'impact des stigmates et la distance par rapport au site.
(Savchenko et Braden, 2013)	New-York - États-Unis	MPH	Données relatives aux ventes immobilières de 1989 à 2011 pour 55 friches	Une revalorisation pour les sites à 0,5 miles qui varie de 1 % à 8 %.
(Schwarz *et al.*, 2017)	Charlotte (Comté) - États-Unis	MPH	Données sur les transaction de 1997 à 2005	Bénéfice total estimé à 4 millions de $.
Auteurs	**Localisation**	**Méthodes**	**Données**	**Principaux résultats**

Auteurs	Localisation	Méthodes	Données	Principaux résultats
(Skouloudis *et al.*, 2017)	Bassin de l'Asope - Grèce	Entretiens	Analyse qualitative auprès d'acteurs susceptibles d'être impactés par ces stigmates : les propriétaires de petites entreprises hôtelières (secteur du tourisme).	Impact de la stigmatisation accentué par les incertitudes sur la contamination et un manque d'engagement de l'État perçu par ces entrepreneurs.
(Taylor, 2016)	MMinneapolis et Saint-Paul - États-Unis	MPH	Données locales sur 8 000 propriétés commerciales et 150 000 propriétés résidentielles	Impact des stigmates faible. La dévalorisation foncière est relativement faible après dépollution : de l'ordre de 2 à 3 % ; 64 % des sites recouvrent la valeur de référence (non pollué).
(Thayer *et al.*, 1992)	Baltymore (Comté) - États-Unis	MPH	Données aléatoires sur 2 323 prix de vente des maisons de 1985 à 1986	Identification des facteurs favorisant la revalorisation après dépollution : gradient du prix et de la distance géographique.
(Tonin et Turvani, 2014)	Porto-Marghera (Venise) - Italie	MPH	Données du NPL	Effet positif de la dépolution mais amoindri en cas de servitudes d'usages.
(Woo et Lee, 2016)	Comté de Cuyahoga - Ohio - États-Unis	MPH	Données de 1996 à 2007	L'impact de la dévalorisation foncière disparait une fois le site dépollué en particulier en cas d'usages récréatifs.

Tableau 1.2 – Synthèse des résultats sur la revalorisation foncière des sites pollués
Abréviations utilisées : MEC : méthode d'évaluation contingente ; MPH : Méthode des prix hédoniques ; NPL : *National Priority List* ; US EPA : *United State Environmental Protection Agency*

Les coûts associés à la reconversion de friches urbaines polluées se divisent en deux catégories : les coûts directs et les coûts indirects que nous schématisons dans la figure 1.5 à partir de la littérature.

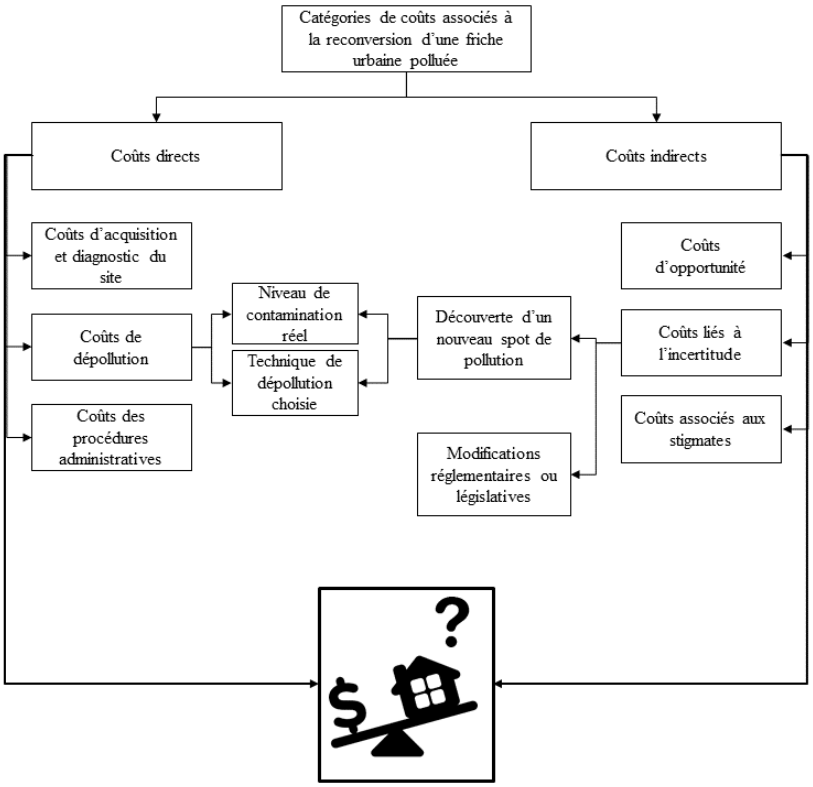


FIGURE 1.5 – Catégories de coûts associés à la reconversion d'une friche urbaine polluée et conséquence sur le bilan coûts-avantages de l'opérateur foncier

Les coûts directs correspondent aux coûts d'acquisition du terrain, aux coûts de dépollution qui sont fonction du type et du niveau réel de contamination et de la technique de dépollution choisie, et aux coûts des différentes procédures administratives à mettre en œuvre. Les coûts indirects sont des coûts d'opportunité prenant en compte la durée du projet et les retours sur investissement dans un environnement incertain. Ils comprennent, par exemple, les coûts des aléas de chantier avec notamment la découverte d'un nouveau spot de pollution qui peut compromettre le plan de gestion initialement décidé ; et les coûts engendrés par une modification de la législation et de la réglementation à appliquer dans le cas notamment d'une modification du régime de responsabilité. Il convient également d'ajouter les coûts indirects engendrés par l'effet de la stigmatisation du site et des incertitudes qu'elle génère. Le site ne retrouve pas toujours sa valeur de référence. En outre, la présence des stigmates et des incertitudes concernant le degré réel de pollution du site accroissent les difficultés financières des opérateurs fonciers en leur restreignant l'accès aux crédits bancaires dont ils auraient besoin pour financer leur projet (Kinnard et Worzala, 1999, Murphy, 1996, Yount et Meyer, 1994). Les opérateurs fonciers reconnaissent le poids des stigmates et l'intègre lors de leur décision de reconvertir un site pollué (Chan, 2001, 2002, Kinnard et Worzala, 1999, Weber, 1997). Il en découle une *deuxième difficulté* dans la mise en œuvre d'un projet de reconversion de FUP. *Les opérateurs fonciers surévaluent les coûts associés à la reconversion de friches urbaines polluées en raison notamment de la présence de stigmates et des incertitudes potentielles engendrés par la contamination des sols.* Nous identifions également un premier verrou à la reconversion de FUP.

Verrou 1 : les bénéfices potentiels découlant des projets de reconversion sont sous-évalués tandis que les coûts sont surévalués par les opérateurs fonciers en

raison de la présence de la pollution du sol, des incertitudes qu'elle engendre, et de l'impact des stigmates.

1.2.3 Impact des stigmates pour les riverains à proximité de friches urbaines polluées

Du côté des riverains, la notion de stigmates est liée à celle des perceptions et représentations individuelles (Kim et Miller, 2017, Slovic *et al.*, 1994, 1991). De la présence de FUP découle des perceptions et des représentations collectives qui amènent les individus à dévaloriser durablement cet espace (Kunreuther et Slovic, 1999). En outre, vivre à proximité[11] d'un SSP a un impact sur l'identité et l'attachement territorial (Broto *et al.*, 2010, Twigger-Ross et Uzzell, 1996, Venables *et al.*, 2012, Wester-Herber, 2004) ; cela est parfois vécu comme un véritable traumatisme au niveau individuel (Mah, 2009, Wester-Herber, 2004). De plus, la présence de la pollution du sol engendre des situations de stress pour les riverains (Atari *et al.*, 2011, Boardman *et al.*, 2008) ; ce qui diminue la qualité de vie des individus qui y résident (Boardman *et al.*, 2008, Greenberg et Schneider, 1994, López-Navarro *et al.*, 2015). Ce phénomène s'amplifie à travers un effet de réputation à mesure que les problèmes découlant du site sont rendus publics. Les populations locales considèrent alors le site pollué comme un stigmate territorial (Sampson et Raudenbush, 2005). La figure 1.6 résume l'impact des stigmates associés à la présence d'un site pollué du point de vue des perceptions et représentations des populations locales au niveau individuel et collectif.

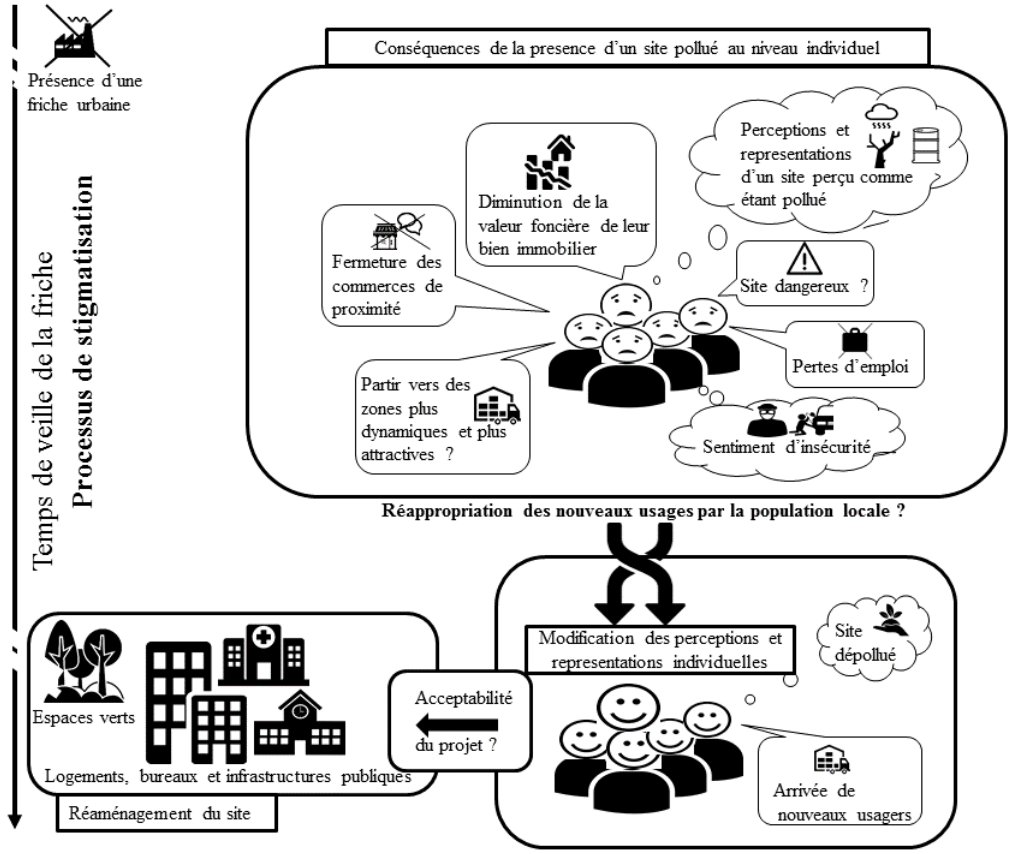


FIGURE 1.6 – Impact des stigmates associés à la présence d'un site potentiellement pollué pour la population locale

[11] Cette proximité est géographique ; elle peut également être organisationnelle (Caron et Torre, 2006, Torre, 2010).

La dévalorisation du SSP est durable. En effet, ce phénomène se cristallise à mesure que le temps de veille, période entre la cessation des activités et la mise en place d'un projet de reconversion augmente (Ambrosino et Andres, 2008, Andres, 2006). Cela accroit d'autant plus la marginalisation de ces espaces et altère la perception du site une fois réaménagé (Dixon, 2007). Une *troisième difficulté* est donc mise en évidence : *le poids des stigmates associés à la friche urbaine polluée, ou perçue comme telle, amène les populations locales à ne pas se réapproprier le site une fois reconverti.*

La redynamisation du site dépend alors de la manière dont les collectivités locales reconnaissent l'existence de ces stigmates (Broto *et al.*, 2010, Harfst, 2015, McGee, 1999, Short *et al.*, 1993, Wester-Herber, 2004). Pour ce faire, une stratégies de communication adéquate doit être mise en œuvre afin d'informer la population locale de la dépollution et du réaménagement du site (Kim et Miller, 2017). Toutefois, cela est parfois insuffisant : les connotations négatives peuvent être difficiles à effacer de la mémoire des individus (Mesthrige *et al.*, 2018, Wester-Herber, 2004) ; ce qui les amène à ne pas se réapproprier le site une fois reconverti. Autrement dit, un réaménagement du site n'entraine pas nécessairement une modification de l'image négative qui lui a été associé (Bush *et al.*, 2001, Holcomb, 1993, Mesthrige *et al.*, 2018). Cela constitue deuxième verrou à l'encontre de la reconversion de friches urbaines potentiellement polluées.

Deuxième verrou : les riverains ne se réapproprient pas les nouveaux usages sur le site en raison de perceptions et de représentations négatives découlant de la présence de stigmates générés pendant le temps de veille du site.

Cela accroît les incertitudes pour les opérateurs fonciers ; ce que schématise la figure 1.7.

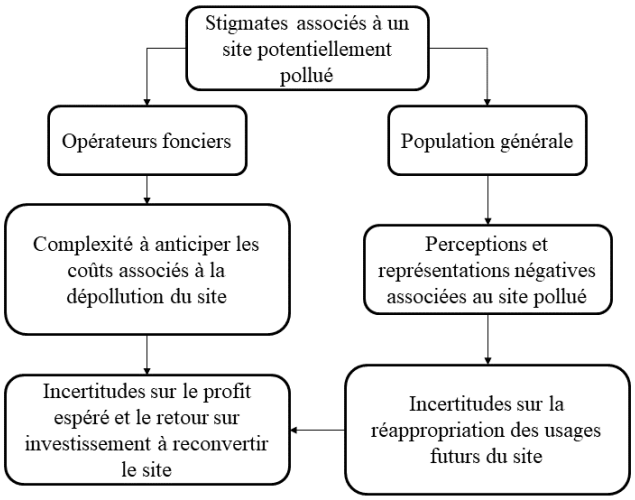


FIGURE 1.7 – Impact des stigmates d'un site pollué pour les opérateurs fonciers et les populations locales

De plus, pour atténuer le phénomène de stigmatisation du site, les perceptions et les représentations des risques et des bénéfices perçus par les acteurs doivent davantage être articulés. La participation des parties prenantes, individus directement affectés et impactés en termes de bien-être et de qualité de vie par la reconversion d'un site pollué (English *et al.*, 1993), et dont les intérêts sont en jeux dans le processus de décision (Freeman, 1984, National Research Council, 2008), peut permettre d'y parvenir. En effet, la reconversion d'une friche urbaine fait intervenir de nombreux acteurs. Ces derniers sont regroupés en quatre catégories d'acteurs :

- Les agents ou organismes représentatifs de l'État comme la préfecture, l'inspection des installations classées, les collectivités territoriales, comme la commune, ou encore les établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) comme la communauté de communes ou les syndicats mixtes de pays.

- Les opérateurs techniques et fonciers comme les bureaux d'études en urbanisme ou en aménagement et paysage, les sociétés de maîtrise d'ouvrage ou de maîtrise d'œuvre, les sociétés de dépollution, les cabinets de juristes ou d'assurance.

- Les organismes financiers comme les banques et les compagnies d'assurance, ou encore les organismes publics susceptibles de verser des subventions pour reconvertir une friche urbaine, comme par exemple l'ADEME, les agences régionales de l'eau, ou encore le Comité de Régulation de l'Énergie (CRE).

- Les acteurs de la société civile : les riverains, les chefs d'entreprises, et les associations locales par exemple.

À partir de cette catégorisation, il est possible d'établir une représentation des acteurs impliqués dans la reconversion d'une FUP, et de leurs interactions éventuelles. La figure 1.8 les décrit pour le cas de la FUP de Mauges-sur-Loire, dans le département du Maine-et-Loire[12].

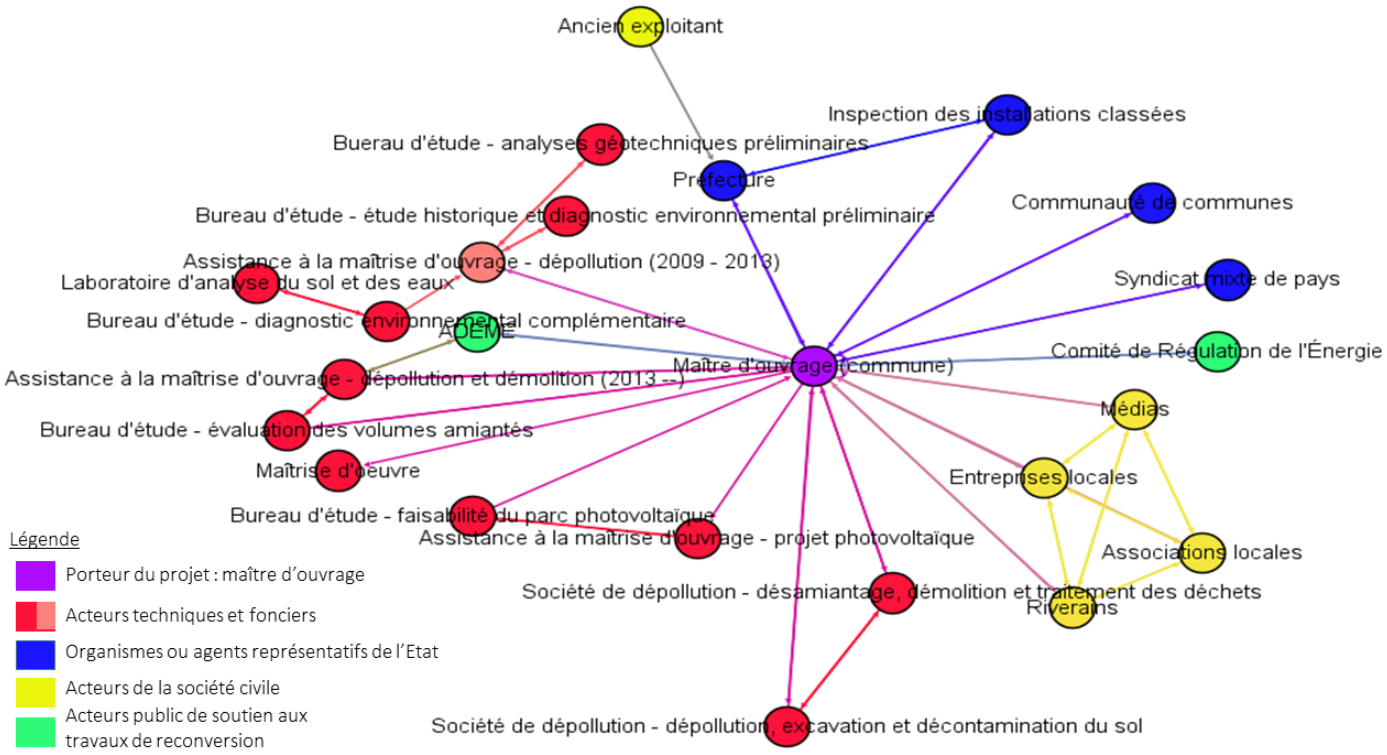


FIGURE 1.8 – Représentation des acteurs associés à un projet de reconversion de friche urbaine polluée
Exemple de la friche des Tarares à Mauges-sur-Loire. Les liens représentés entre les acteurs sont ceux qui ont été observés lors de l'étude de ce site. Ils peuvent donc varier d'un site à un autre.
Réseau d'acteurs effectué à l'aide du logiciel Gephi.

Ces parties prenantes ont des connaissances, des intérêts, et des logiques différentes. De plus, elles ne détiennent pas nécessairement le même degré de pouvoir, ni ne partagent les mêmes

[12]Nous présentons plus en détail les sites d'études au chapitre liminaire.

valeurs, et représentations associées au site à reconvertir. En particulier, au niveau de la perception du risque de contamination du sol, et de la représentation associée à la friche urbaine, l'impact des stigmates associés à la friche peut varier. En outre, un même acteur recouvre simultanément plusieurs statuts potentiellement antagonistes (Claeys-Mekdade, 2001, Le Floch, 2011, Mill *et al.*, 2007, Sagoff, 1986, 1988). En fonction de ces statuts, et des rôles qui y sont attachés, les intérêts des individus, et leurs attentes vis-à-vis du projet de reconversion du site diffèrent. Leur perception du risque et leur représentation individuelle du site est également différente (Appéré, 2002, Gregory *et al.*, 1996). Cela peut être la source d'incompréhension, voire de conflit. C'est pourquoi, il est nécessaire pour chaque acteur d'identifier les parties prenantes associées au projet, et de comprendre leurs attentes en fonction de leurs statuts et de leurs connaissances respectives qu'elles ont du site à reconvertir. De plus, il est fondamental d'assurer la coordination et le dialogue entre tous les acteurs associés à un projet de reconversion en instaurant une démarche participative. Dans une démarche de gestion intégrée des territoires, la prise en compte des perceptions, représentations, et comportements des différentes parties prenantes associées à un projet de reconversion de friche urbaine va dans le sens d'une co-construction et de l'acceptabilité des projets de réaménagement. **C'est sur ce chaînage concertation-aide à la décision que la thèse étudie la mise en œuvre des projets de reconversion et leur insertion dans la prise de décision.**

Toutefois, le cadre d'implication des populations dans le cadre des FUP est encore en développement (Hazebrouck *et al.*, 2008) ; ce qui constitue une quatrième difficulté : *les référentiels, guides méthodologiques, et retours d'expériences organisés concernant la mise en œuvre d'un processus participatif dans le cadre de la reconversion de friches urbaines polluées sont insuffisants, et de fait peu appropriés par les acteurs.*

Ces outils nécessitent avant tout d'être articulés pour proposer aux acteurs une méthode d'évaluation de projet et d'aide à la décision pour pouvoir orienter les choix de gestion concertée d'une FUP. Il en découle un troisième et dernier verrou.

Troisième verrou : la difficulté de mettre en œuvre une démarche d'évaluation participative associant l'ensemble des parties prenantes dans le cadre de la reconversion de friches urbaines polluées afin de parvenir à une gestion concertée de ce type de site.

1.3 Problématiques et structure de la thèse

La reconversion de FUP est un véritable défi en raison, d'une part, de la pluralité des acteurs impliqués dans la reconversion de ce type de foncier et de leurs intérêts, préférences, et perceptions également différents. **L'objectif général de cette thèse consiste donc à analyser les obstacles existants et les leviers pouvant être mis en œuvre afin de promouvoir la reconversion et le réaménagement des friches urbaines polluées et fonciers dégradés en France.** Il en découle trois questions de recherches visant à donner des éléments de réponses à chacun des verrous identifiés :

1. Quels sont les obstacles réglementaires et techniques associés à la reconversion des friches urbaines ?

2. Quelles sont les perceptions, représentations et préférences des populations locales en matière de projet de reconversion de friches urbaines ?

3. Sur quels critères et à partir de quels outils et méthodes d'aide à la décision est-il possible de fonder une démarche d'évaluation participative des projets de reconversion de friches urbaines ?

Pour ce faire, nous analysons les mécanismes pouvant inciter les opérateurs fonciers et techniques à reconvertir un site potentiellement pollué compte-tenu des obstacles auxquels ils sont confrontés (question de recherche n°1). Nous étudions les perceptions, représentations, connaissances, et préférences des riverains impactés par une FUP afin d'identifier les stratégies en termes de communication publique pouvant être adoptées afin de favoriser la réappropriation des FUP après reconversion (question de recherche n°2). La prise en compte des aspects comportementaux, en termes de représentations, perceptions et préférences relatives aux FUP doivent permettre de concevoir et de développer des politiques de communication publiques adéquates (Kesternich *et al.*, 2017, Venkatachalam, 2008). De plus, cela permet d'identifier à partir de quels critères les projets de reconversion de FUP peuvent voir le jour dans le cadre d'une démarche participative (question de recherche n°3). La figure 1.9 résume l'ensemble des difficultés, verrous, et problématiques analysés dans ce travail.

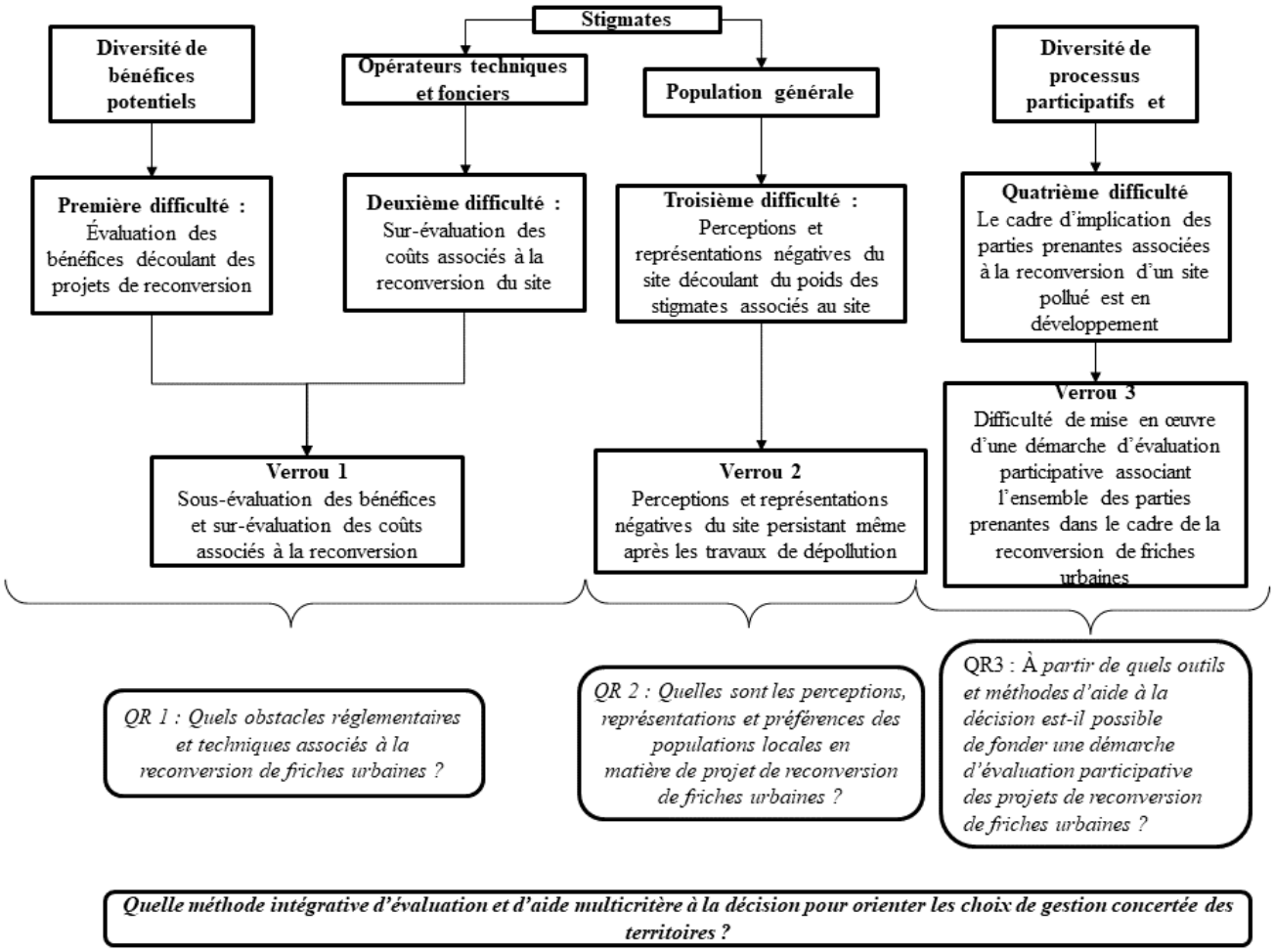


FIGURE 1.9 – Verrous identifiés dans la reconversion de friches urbaines et problématiques associées

À la suite de cette introduction, un chapitre liminaire précise et délimite l'objet de notre étude des FUP en France. Il montre comment ces dernières sont identifiées à partir de la base de données BASOL. L'extraction des données de BASOL, nous fournit des éléments permettant de caractériser les FUP en France métropolitaine ; ce qui n'avait pas été effectué jusqu'à présent. Elle nous permet également d'identifier, et de présenter nos sites d'études. Nous y précisons l'ensemble de la démarche méthodologique adoptée au cours de cette thèse. Nous détaillons les méthodes de récolte des données, et d'analyse, en justifiant en particulier la nécessité d'évaluer les valeurs de non usage dans le cadre de la VET.

Par la suite, la thèse se structure en trois parties, composées chacune de deux chapitres. L'architecture générale de la thèse est décrite dans la figure 1.10. Chaque partie étudie les obstacles, l'impact potentiel des stigmates associés à la friche, et les moyens pouvant permettre de promouvoir la reconversion de FUP en France. Nous les analysons, tout d'abord, en prenant le point de vue d'une catégorie de parties prenantes : opérateurs techniques et fonciers, dans la partie I, riverains et futurs usagers, dans la partie II, puis, au niveau collectif dans la partie III. Cela nous permet ainsi de comparer les préférences individuelles et collectives dans la mise en œuvre des projets de reconversion de FUP en France.

Le chapitre 1 procède à un état des lieux des obstacles à la reconversion de FUP en France en étudiant la réglementation relative aux SSP. Nous montrons que cette réglementation est indirecte, incomplète, et est à l'origine de nombreuses incertitudes pour les opérateurs techniques et fonciers en raison de jurisprudences fluctuantes dans l'application du principe du pollueur-payeur. Pour ce faire, nous nous appuyons sur l'évolution de la définition du déchet et des définitions de l'exploitant, du détenteur et du propriétaire d'un SSP, car elles sont utilisées pour déterminer le tiers responsable de la contamination. Nous montrons également que les résultats des études d'impact sur l'environnement ne permettent pas toujours d'estimer correctement le niveau effectif de contamination des sols d'une FUP.

Nous étudions les obstacles auxquels sont réellement confrontés les opérateurs techniques et fonciers lorsqu'ils doivent reconvertir une FUP en France dans le chapitre 2. Pour ce faire, nous avons élaboré et administré une enquête en ligne auprès de 76 opérateurs techniques (sociétés de dépollution, maîtres d'ouvrage, et maîtres d'œuvre) et fonciers (collectivités locales, promoteurs immobiliers, aménageurs publics et privés). Nous examinons les obstacles à la reconversion de FUP, les leviers attendus pour y remédier (subventions, aide dans les procédures administratives à effectuer, mise à jour des bases de données par exemple), et la façon dont ils considèrent la loi ALUR dans le cadre de la reconversion de FUP. Nous analysons également la façon dont ils perçoivent les friches urbaines, et les bénéfices pouvant découler selon eux de leur reconversion. Cela nous permet de les comparer avec les bénéfices et les attentes des riverains de communes impactés par ces sites dans la partie II.

Ainsi, dans la seconde partie de cette thèse, nous appréhendons l'impact des stigmates associés aux FUP auprès de riverains résidant sur des communes impactées par ce type de site. En effet, la façon dont ils perçoivent ces stigmates influence l'acceptabilité des projets de réaménagement de FUP. Nous présentons dans le chapitre 3 les résultats obtenus au moyen d'une enquête administrée au niveau national auprès de 803 riverains de communes impactées par au moins une FUP recensée sur BASOL. Les résultats obtenus nous permettent d'identifier dans quelles mesures l'effet de stigmatisation des FUP impacte les représentations, les perceptions, les attentes, et les intentions comportementales des riverains vis-à-vis des FUP après reconversion. Pour cela, nous nous appuyons sur la théorie du comportement planifié (TCP), développée par Icek Ajzen et la théorie des représentations sociales (TRS). Nos résultats montrent que les individus perçoivent les risques pouvant découler des FUP. Ils ont également conscience que ces sites sont potentiellement pollués ; ce qui impacte leurs ré-appropriation des usages futurs. Ainsi, la majorité d'entre eux n'achèteraient pas ou ne loueraient pas un logement sur une ancienne FUP. Nos résultats montrent qu'ils méconnaissent les FUP, et en particulier la contamination des sols. En outre, ils préfèrent les projets de réaménagement en espaces verts. Nous approfondissons l'étude de ces préférences pour différents scénarii de reconversion de FUP au chapitre 4 au moyen d'une enquête à choix discrets.

Cette enquête a été administrée auprès de riverains résidant, ou travaillant sur cinq communes impactées par une FUP : Angers, Canet, Castelnau-le-Lez, La Possonnière, et Mauges-sur-Loire. Au total, 338 réponses ont été analysées. Cette expérience à choix discrets (DCE) met en évidence les arbitrages effectués par les individus vis-à-vis des usages futurs, de la revalorisation foncière, des modalités participatives, de la préservation d'éléments à caractère

patrimonial, et des coûts. Ce chapitre approfondi l'étude de la connaissance des FUP. Pour ce faire, deux modules de questions ont été développés. Le premier identifie le niveau de connaissance relative à la pollution du sol. Le second porte sur les connaissances de la gestion de la FUP par laquelle ils sont impactés sur leurs communes de résidence ou de travail. Nos résultats montrent une méconnaissance des FUP, et en particulier des mesures de gestion mises en œuvre, et des contraintes techniques liés à la contamination des sols pour reconvertir le site. Cette méconnaissance peut être à l'origine de tensions, voire de conflits, entre les riverains et les porteurs de projets de reconversion de FUP. Nous étudions ainsi comment cette connaissance peut être améliorée, ou renforcée, au moyen d'une démarche participative dans la partie III.

Pour ce faire, le chapitre 5 procède par un état des lieux réglementaire sur la participation du public dans les projets de reconversion de FUP en France. Nous montrons qu'au niveau légal, rien n'indique quelles formes peuvent prendre les démarches participatives. Il en résulte une multitude de pratiques possibles. Les retours d'expériences et la revue de la littérature effectuée indiquent un certain nombre de prérequis à respecter afin qu'une telle démarche soit effective. Il convient en particulier d'informer et de former les populations locales à prendre part à ce type de démarche ; ce qui nécessite d'expliciter les dispositifs et les méthodes participatives choisies aux parties prenantes.

Nous montrons comment une démarche participative d'aide multicritère à la décision (AMCD) peut s'appliquer dans le cas de la reconversion d'une FUP en tenant compte, dans la mesure du possible, de ces prérequis dans le chapitre 6. Cette démarche a été appliquée sur la commune de La Possonnière dans le Maine-et-Loire. Elle montre comment la connaissance du site et de sa gestion peut être renforcée, et comment les individus peuvent prendre conscience de l'existence d'intérêts communs au moyen de groupes de discussion. Nous montrons comment l'AMCD s'applique dans le cas d'une démarche participative pour identifier les projets de reconversion les plus consensuels.

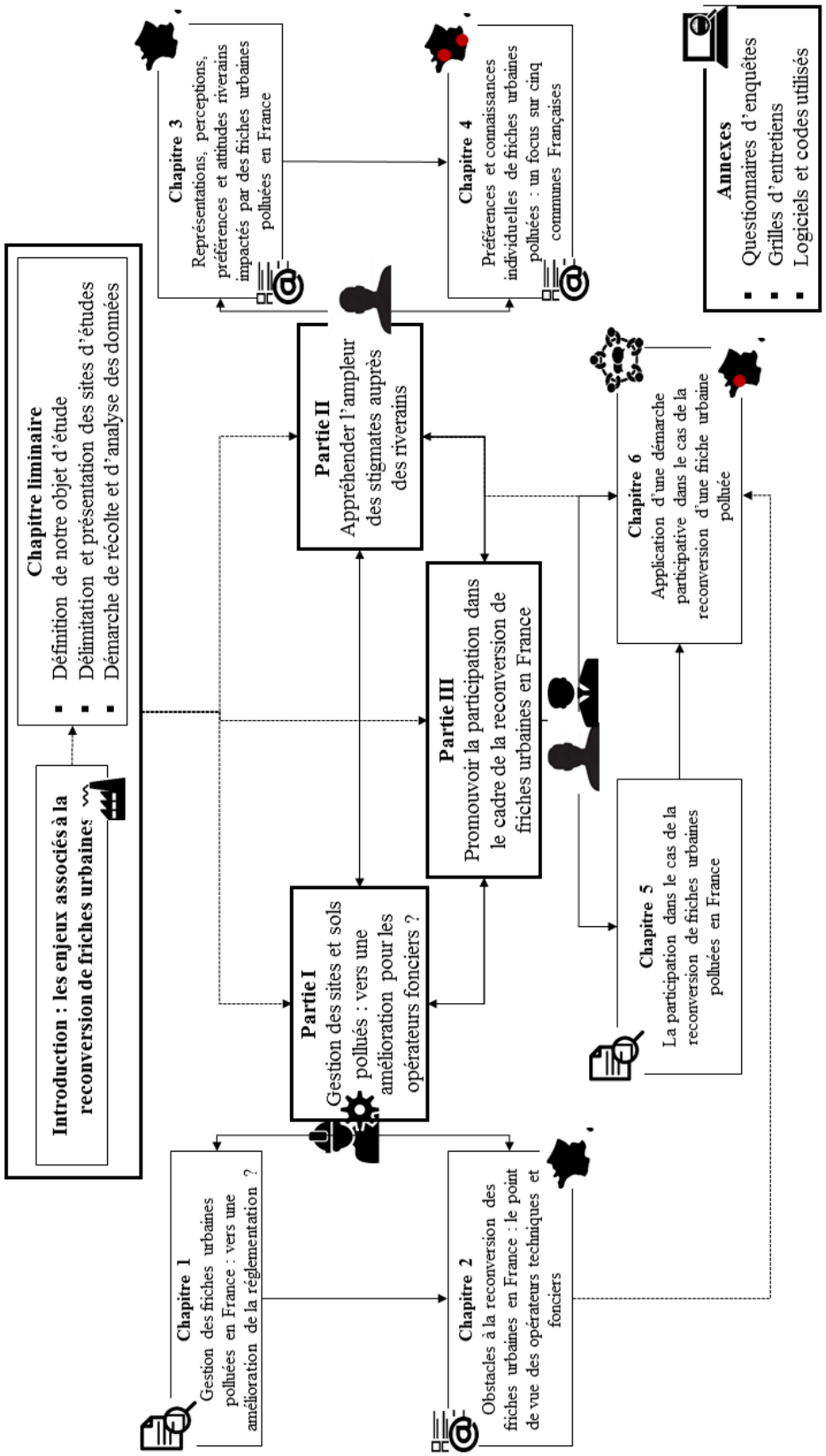


FIGURE 1.10 – Architecture de la thèse

Chapitre liminaire

Ce chapitre liminaire précise, délimite et justifie le choix de notre objet d'étude : les FUP en France métropolitaine (1.1). Une fois notre objet d'étude défini, nous montrons comment ces dernières ont été identifiées et caractérisées à partir de la base de données BASOL (1.2). Cela nous permet d'expliquer la façon dont nous avons procédé pour identifier nos sites d'études, et de les présenter (1.3). Nous présentons également les démarches de collectes des données retenues, et les méthodes d'analyses de données employées pour traiter nos questions de recherche (1.4). Cela nous permet d'établir une synthèse de la démarche générale poursuivie dans la thèse.

1.1 Une entrée par la contamination des sols : les friches urbaines polluées en France

Nous justifions, dans un premier temps, la délimitation géographique de notre champs d'étude (1.1.1), puis précisons notre objet d'étude (1.1.2).

1.1.1 Délimitation géographique

Terrains vagues, délaissés urbains, espaces vacants, espaces abandonnés, dents creuses, interstices urbains ou encore tiers paysage, tous ces termes renvoient parfois à une situation de friches urbaines (Demailly, 2014). En effet, il n'existe aucun critère sur la surface, la durée d'inoccupation, ou le degré de contamination permettant de les définir et de les caractériser (Alker *et al.*, 2000, Oliver *et al.*, 2005).

En outre, en France, il n'existe pas de définition juridique de la friche urbaine (Noury, 2004) ; contrairement au Canada et aux États-Unis par exemple. Il en résulte de multiples définitions. En Allemagne et en Slovénie, par exemple, les friches urbaines renvoient aux terrains et bâtiments à l'abandon dans une zone urbaine sans faire référence à la possibilité d'une contamination des sols de ces sites. Au contraire, en Italie, les friches urbaines sont définies comme des territoires en déshérence présentant une pollution des sols avérée. Enfin, en France, en Irlande, ou encore aux États-Unis, la contamination des sols des friches urbaines est considérée comme potentielle (Oliver *et al.*, 2005).

Il résulte de cette diversité de définitions une confusion entre les friches urbaines potentiellement polluées et les sites pollués ; les deux expressions sont parfois employées comme des synonymes.

Cette confusion est à l'origine de pratiques de gestions des friches urbaines très différenciées entre les États. Ces pratiques découlent généralement de réglementations, d'outils techniques et méthodologiques, mais aussi de référentiels sur les SSP qui varient également d'un État à un autre (Archambault et Colombano, 2007, Ferguson *et al.*, 2005). À titre d'exemple, si la législation européenne va dans le sens d'une application du principe de précaution et du principe du pollueur-payeur, leurs mises en pratique diffèrent d'un État à un autre (Ferguson

et al., 2005). Ainsi, au Royaume-Uni, afin de favoriser la reconversion des territoires à l'abandon, la législation prévoit un transfert de responsabilité entre le propriétaire initial du terrain et l'aménageur/promoteur (Lecompte *et al.*, 2010). En France, cette possibilité de transfert de responsabilité n'a été mis en place que très récemment, par l'intermédiaire de la loi ALUR, promulguée le 24 mars 2014. En outre, la règlementation française ne promeut pas particulièrement la réutilisation des terres excavées polluées ; contrairement à ce qui est fait au Royaume-Uni, ou en Belgique flamande par exemple (Ferguson *et al.*, 2005). Enfin, l'évaluation des risques diffère entre les États en raison de techniques, de méthodologies, et de référentiels également différents (Ferguson *et al.*, 2005). Cela affecte les estimations sur les coûts de gestion des sites contaminés et la valorisation future du site par exemple ; et restreint de ce fait les possibilités de comparaisons des bénéfices et des coûts engendrés par la reconversion des friches urbaines. Toutes ces différences étatiques en termes de législations, référentiels, outils techniques, méthodes, et *in fine* pratiques de gestion des FUP nous ont amenés à délimiter notre analyse à la France.

1.1.2 Définition de notre objet d'étude

Plusieurs caractéristiques définissent les friches urbaines et les différencient des SSP (Alker *et al.*, 2000, Loures et Vaz, 2018).

Tout d'abord, un ancien site pollué et réutilisé ne constitue pas une friche urbaine, car la notion d'abandon se retrouve dans toutes les définitions caractérisant les friches urbaines en France, comme à l'étranger (Alker *et al.*, 2000, Loures et Vaz, 2018). La durée de cet abandon n'est toutefois pas définie. En revanche, un espace inoccupé et pollué sur tout ou partie de sa surface est une friche urbaine (Alker *et al.*, 2000, Loures et Vaz, 2018).

Les friches désignent donc tout espace :

- précédemment utilisé et actuellement non-utilisé ;
- pouvant présenter une contamination des sols, de manière avérée ou suspectée ;
- situé en milieu urbain.

Ces trois éléments permettent ainsi d'appréhender les friches urbaines potentiellement polluées. Dans le cadre de cette thèse, les friches urbaines sont donc approchées à partir de leur contamination des sols. Elles sont définies comme tout espace laissé vacant à la suite de l'arrêt d'une activité économique, situé en milieu urbain et dont la contamination des sols résultant des activités passées est avérée. Ces activités économiques regroupent les activités industrielles, ferroviaires, militaires, portuaires, ou qui sont liées à une ancienne infrastructure publique, comme un hôpital par exemple, selon la typologie établie par le géographe Claude Chaline (Chaline, 1999). En outre, le milieu urbain correspond, dans le cadre de cette définition, à l'unité urbaine. Cette dernière est définie par l'INSEE. Elle repose sur deux critères : la continuité du bâti (absence de coupure de plus de 200 mètres) et un critère quantitatif sur le nombre d'habitant dont le seuil minimal est généralement fixé à 2 000 habitants (Houillon et Thomsin, 2001).

1.2 Friches urbaines polluées en France : identification et éléments de caractérisation à partir des données de BASOL

Nous montrons dans cette section comment les FUP ont été identifiées (1.2.1), et extraites de la base de données BASOL (1.2.2). Nous présentons ensuite un état des lieux et quelques

éléments de caractérisation des FUP en France métropolitaine à partir de l'extraction de ces données (1.2.3) ; ce qui n'avait pas été effectuée dans le cas de FUP en France depuis 2013 (Antoni, 2013).

1.2.1 Identifier les friches urbaines polluées en France métropolitaine

En France, l'absence de définition juridique de la friche urbaine est à l'origine d'un manque de données exhaustives permettant d'analyser l'ampleur du problème (Jackson et Garb, 2002). Seules des tentatives locales de recensement des friches urbaines sont mises en place, comme par exemple dans le Nord-Pas-de-Calais (Journet, 2013), le Haut-Rhin[13], ou la Marne[14] ; sans faire le lien toutefois avec la pollution potentielle de ces sites.

Au niveau national, deux bases de données ont été mises en place par l'État afin de recenser les sites pollués, informer la population de leur existence, et en conserver la mémoire : BASOL, et BASIAS (Base des Anciens Sites Industriels et Activités de Service).

BASOL a été institué par l'arrêté du 17 octobre 1994 relatif à l'informatisation de l'inventaire national des SSP au ministère de l'environnement. Seuls les sites pour lesquels une intervention de l'État est nécessaire y sont recensés. L'action des pouvoirs publics peut résulter d'une présomption de pollution du sol ou du constat d'une pollution avérée. Elle s'effectue par l'intermédiaire de la Direction Régionale et Interrégionale de l'Environnement et de l'Énergie Île-de-France (DRIEE Île-de-France), et des Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) locales. De plus, seuls les sites présentant une contamination locale, sur une surface relativement restreinte et avec une concentration relativement importante, y sont recensés. Ainsi, les pollutions diffuses liées, par exemple, aux activités agricoles ou aux retombées automobiles ne sont pas incluses. On retrouve dans cette base de données à la fois les sites industriels réutilisés (catégorisés en sites industriels en activités ou anciens sites réutilisés) et les sites industriels à l'état de friche.

BASIAS a été institué par l'arrêté du 10 décembre 1998 relatif à la création d'une base de données sur les sites industriels et activités de services anciens. L'objectif de cette base de données est de conserver la mémoire du site et d'informer le public sur son histoire passé (Boivin et Defradas, 2013). Chaque site répertorié sur BASIAS identifie les exploitants passés et le type d'activité exercé. Cependant, BASIAS ne renseigne pas sur l'état de la pollution des sites qui y sont recensés. En effet, un site dépollué listé initialement sur BASOL est transféré dans BASIAS une fois qu'il est traité. Ce processus est représenté par la figure 1.11.

La pollution du sol est donc *présumée* dans BASIAS en raison des activités qui y sont recensées : stations-services, usines à gaz, fonderies, et blanchisseries par exemple. Elle n'est pas forcément avérée : ces activités peuvent ne pas avoir occasionnée de contamination des sols. Cela est donc un obstacle pour identifier les FUP à partir de cette base de données. BASOL constitue donc le seul moyen pour appréhender l'ampleur de la pollution du sol et identifier les FUP en France à un moment donné.

[13] `https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/friches-urbaines-dans-le-haut-rhin/`

[14] `https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/friches-et-dents-creuses-dans-le-departement-de-la-marne/`

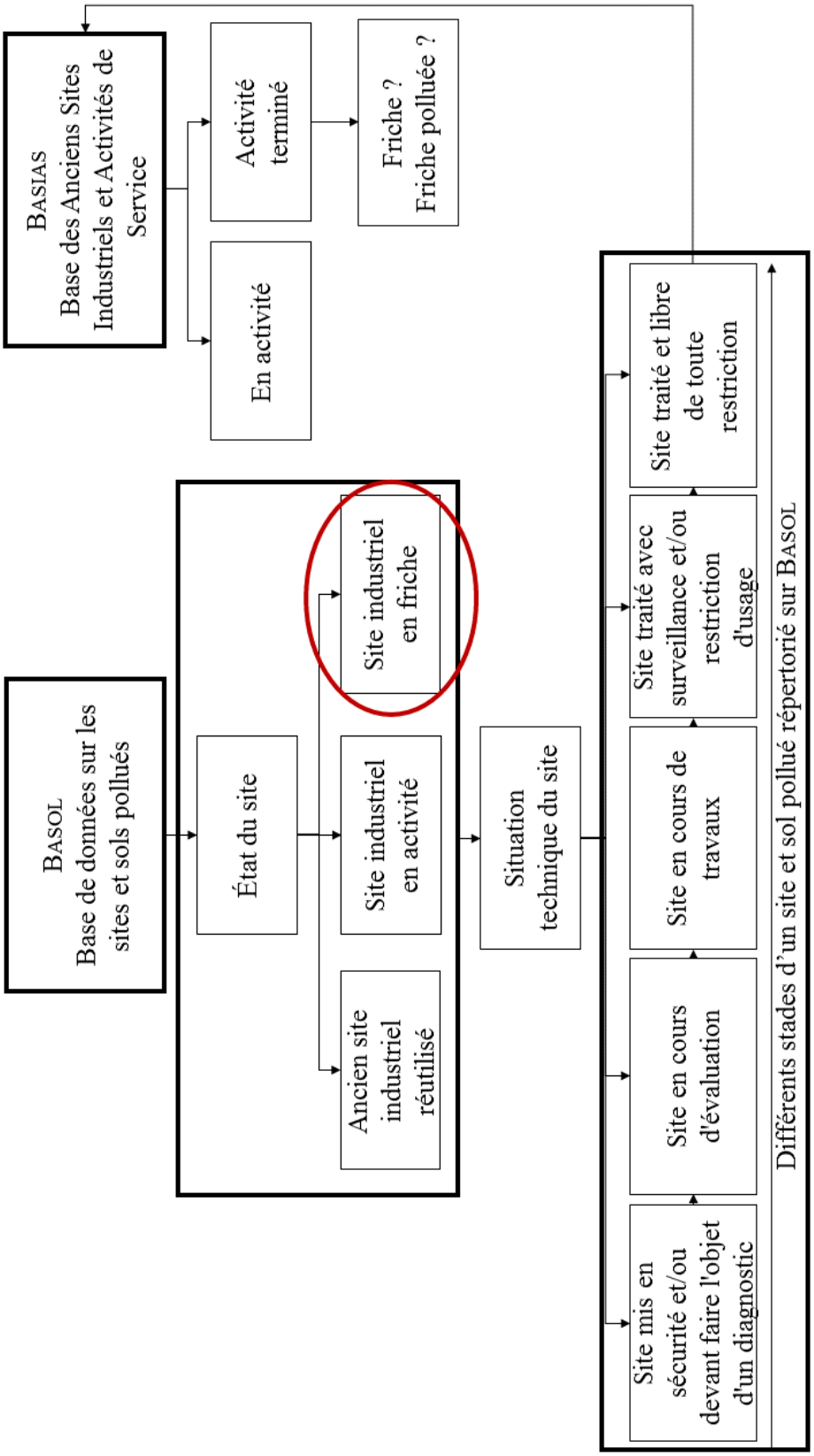


FIGURE 1.11 – Détail des bases de données BASOL et BASIAS dans l'identification des friches urbaines polluées.
Les sites à l'état de friches urbaines polluées sont identifiés à partir de l'état du site précisé pour chaque site listé dans BASOL. Ces sites peuvent en être à différents stades du processus de dépollution ; ce qui est indiqué par l'état technique du site. Une fois traité et libre de toutes restriction les sites initialement répertoriés sur BASOL sont transférés dans BASIAS afin d'en conserver la mémoire. Les sites qui peuvent y être recensés à l'état de friche ne présentent pas nécessairement une contamination des sols.

1.2.2 Extraction des données à partir de BASOL

Un extraction des données contenues dans BASOL a été effectuée afin d'identifier les SSP, et parmi eux, les FUP en France. Étant donné que BASOL a été conçue dans une optique de consultation par fiche (Antoni, 2013), il a donc été nécessaire de consulter individuellement chaque fiche de tous les sites qui sont recensés dans cette base de données afin d'identifier son état : sites industriels en activités ; anciens sites industriels réutilisés ; ou sites industriels en friche[15].

Par ailleurs, la mise à jour des fiches des sites recensés dans BASOL s'effectue pour chaque site à la demande d'une partie prenante. Il n'y a donc pas de date plus judicieuse qu'une autre pour extraire ces données. L'extraction des données a été effectuée le 27 octobre 2015. À cette date 6 294 SSP y étaient répertoriés.

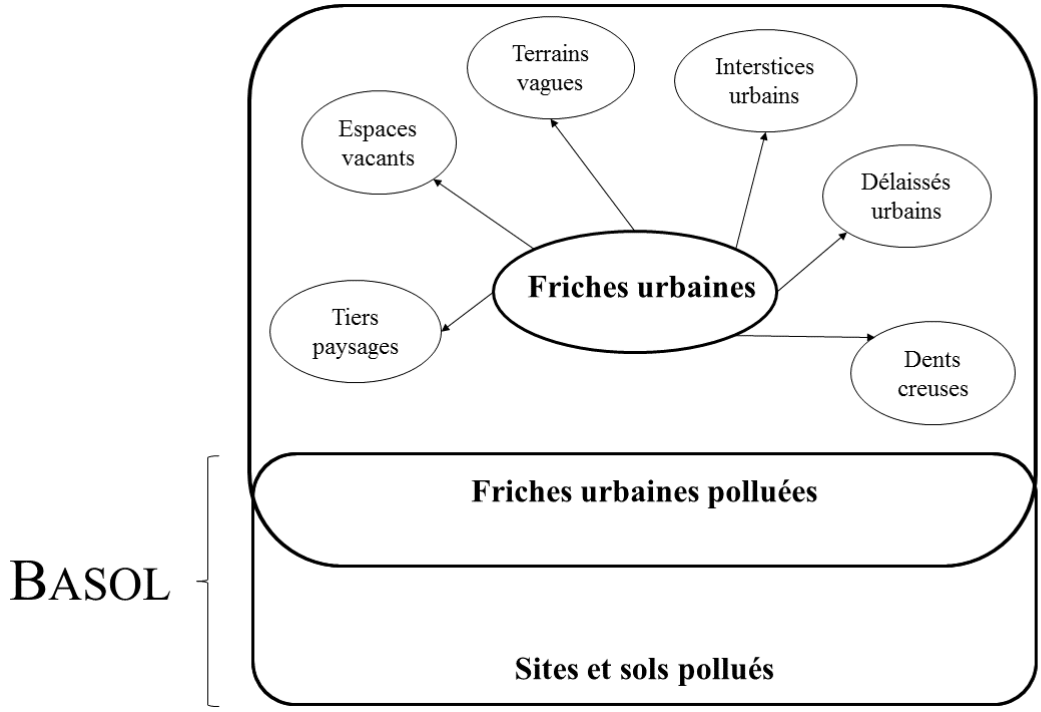


FIGURE 1.12 – Identification des friches urbaines polluées parmi les sites recensés dans BASOL

Nous avons écarté de notre étude les sites localisés dans les Départements ou Régions français d'Outre-Mer (DROM) et Collectivités d'Outre-Mer (COM) car ces zones ne sont guère impactées par la présence de SSP. En effet, sur les 6 294 sites recensés, seuls 126 étaient situés dans un DROM-COM ; soit environ 2 %. En outre, les habitants des DROM-COM présentent des caractéristiques sociodémographiques différentes du reste de la population française métropolitaine (Michel *et al.*, 2010) ; ce qui aurait potentiellement biaisé les résultats obtenus. Une fois les sites situés dans les DROM-COM supprimés, il restait 6 167 SSP. Parmi eux, 2 133 étaient à l'état de FUP ; soit 34,59 %.

Cette proportion est similaire à ce qui avait été trouvé dans une étude effectuée à partir des données de BASOL en 2012 (Antoni, 2013). La proportion de FUP parmi les sites pollués est donc relativement stable sur le territoire national. Les FUP représentent un peu plus d'un tiers des SSP. La figure 1.13 présente l'extraction des données effectuée.

[15]Le téléchargement des fichiers de données de BASOL s'effectue au niveau d'un département ou d'une région. Il ne permet pas de déterminer l'état actuel du site. Seules des données sur la localisation du site (coordonnées géographiques en Lambert II étendu et/ou en Lambert 93, adresse, commune, code INSEE, et nom usuel du site) et le code d'activité dans le cas d'une ICPE sont disponibles lorsque l'on télécharge ces données.

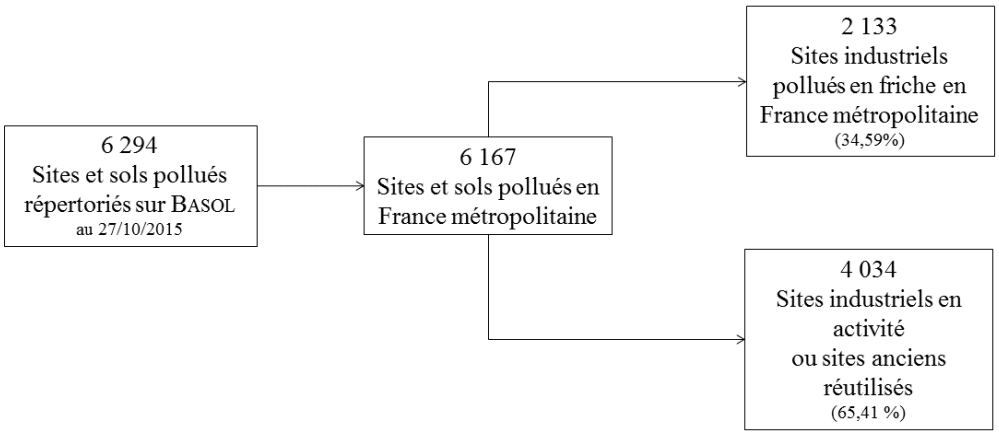


FIGURE 1.13 – Extraction des données de BASOL

1.2.3 Éléments caractéristiques des friches urbaines polluées en France métropolitaine

L'analyse des données extraites dans BASOL nous permet d'étudier les disparités géographiques dans la répartition des FUP en France métropolitaine (1.2.3.1). Elle nous donne également des indications sur la situation technique des FUP qui y sont recensées, et sur les activités à l'origine de la contamination du site dans le cas d'ICPE (1.2.3.2) ; ce qui n'avait pas été effectué précédemment. Elle présente toutefois quelques limites que nous présentons (1.2.3.3).

1.2.3.1 Disparités géographiques dans la répartition des friches urbaines polluées en France

L'exploitation des données extraites de BASOL nous donne des indications concernant la répartition géographique des SSP et plus précisément des FUP en France métropolitaine en 2015. Le tableau 1.3 décrit la répartition géographique des SSP et des FUP en France métropolitaine. Ces dernières constituent un problème d'envergure nationale ; ce que confirme la carte 1.14. En effet, aucun département n'est épargné par ce problème[16].

Si l'ensemble du territoire national est impacté par la présence de FUP, on constate toutefois des disparités au niveau régional et départemental dans leur répartition géographique. Ainsi, les trois régions les plus impactées par les FUP sont : Auvergne-Rhône-Alpes (20.77 %), Grand-Est (17.72 %), et Hauts-de-France (17,53 %). Ces trois régions totalisent à elles seules plus de la moitié des FUP recensées en France métropolitaine en 2015. Les régions Nouvelle-Aquitaine (9.24 %), Île-de-France (8.39 %) et Normandie (7.08 %) font également parties des régions les plus concernées.

Si on approfondie cette analyse par département, on constate que le Nord comptabilise à lui seul près de 10 % des FUP ; viennent ensuite l'Isère, le Rhône, la Moselle et la Seine-Maritime.

Il s'agit principalement des anciennes zones minières, comme les régions Hauts-de-France et

[16]En annexe, la deuxième colonne du tableau B.1 décrit la répartition du nombre de FUP en France métropolitaine en 2015 par département à partir de l'extraction des données de BASOL effectuée.

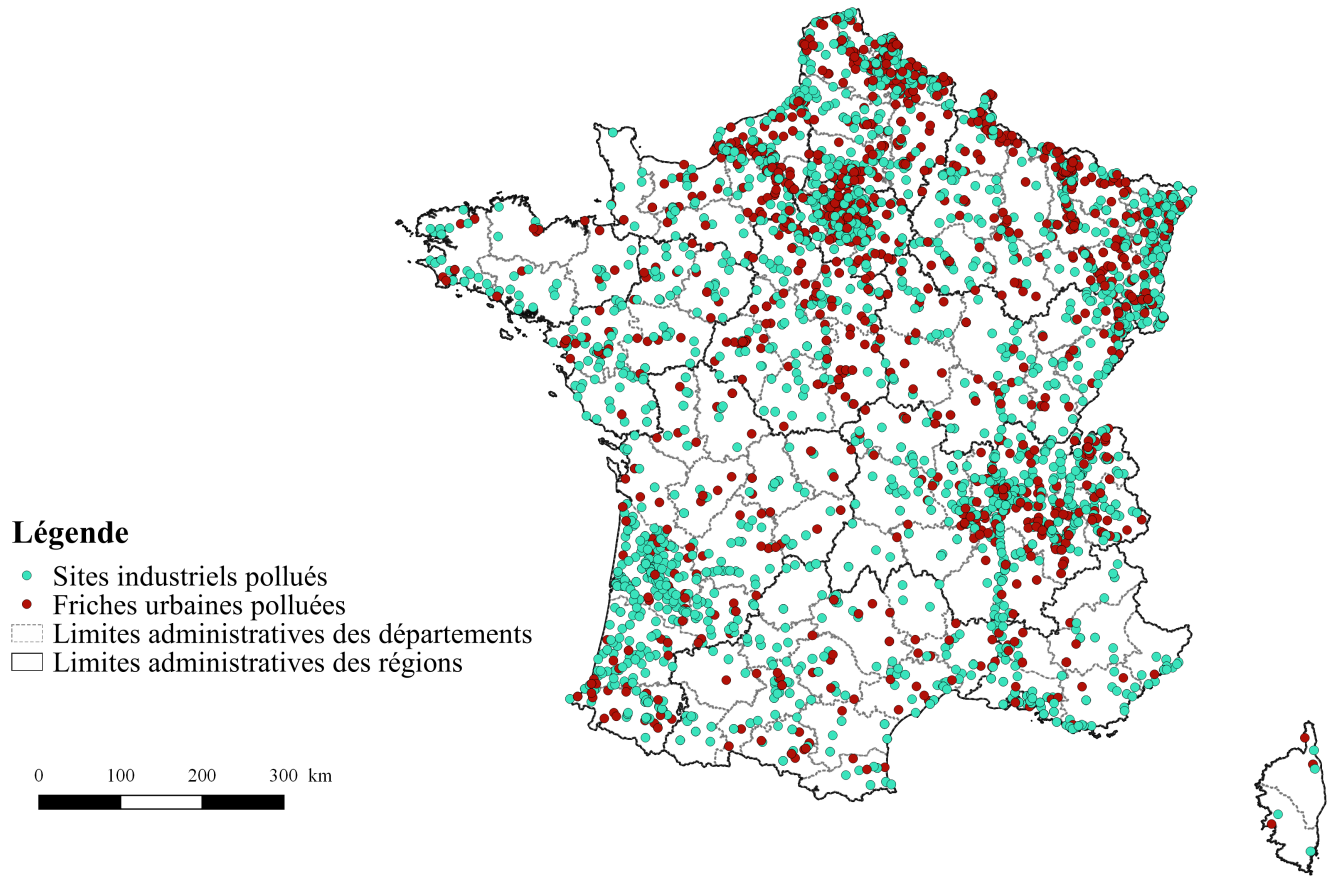


FIGURE 1.14 – Localisation des sites pollués et friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015
À partir des données extraites de BASOL en 2015. Logiciel utilisé : QGis.

Régions	Sites pollués		Friches urbaines polluées	
	Eff.	%	Eff.	%
Grand-Est	1 023	16.59	378	17.72
Nouvelle-Aquitaine	711	11.53	197	9.24
Auvergne-Rhône-Alpes	1 160	18.81	443	20.77
Bourgogne-Franche-Comté	273	4.43	83	3.89
Bretagne	86	1.39	18	0.84
Centre Val-de-Loire	305	4.95	120	5.62
Corse	7	0.11	3	0.14
Île-de-France	541	8.77	179	8.39
Occitanie	272	4.41	74	3.47
Hauts-de-France	915	14.84	374	17.53
Normandie	461	7.48	151	7.08
Pays-de-la-Loire	190	3.08	45	2.11
Région Sud	223	3.62	68	3.19
Total	6 167	100.00	2 133	100.00

Tableau 1.3 – Répartition régionale des sites et friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015

Grand-Est par exemple, et aux zones fortement industrialisées et/ou traversées par des axes fluviaux comme le Rhin, le Rhône, et la Seine par exemple. Ces six régions comptabilisent à

elles seules 80.73 % des FUP. À l'inverse, la Corse (0.14 %), la Bretagne (0.84 %), les Pays-de-la-Loire (2,11 %), la Région Sud (3.19 %) et l'Occitanie (3.47 %) comptabilisent moins de 10 % des FUP ; soit moins de 4 % pour chacune de ces régions. Les deux cartes de la figure 1.15 illustrent la densité géographique des FUP au niveau régional et départemental en France en 2015.

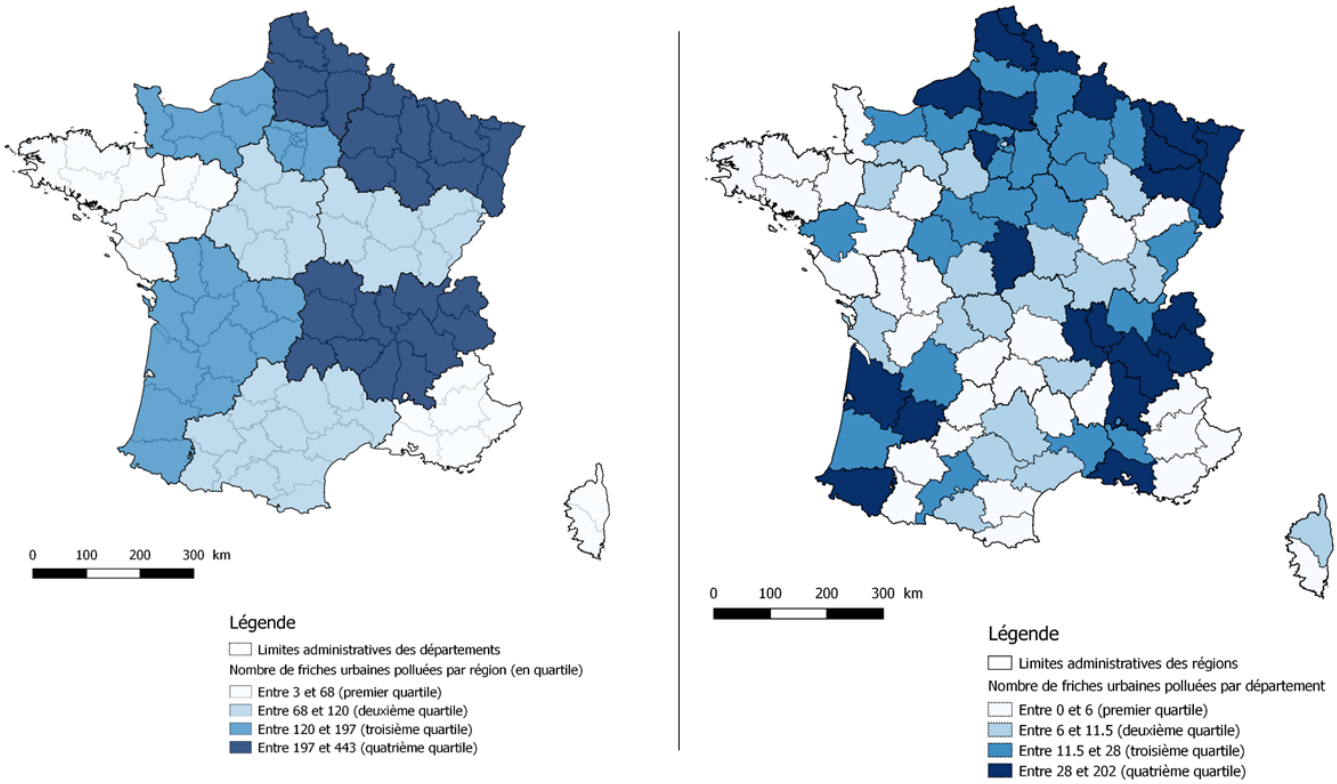


FIGURE 1.15 – Densités régionales et départementales des friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015.

La carte de gauche montre la densité des friches urbaines polluées par région ; celle de droite par département. La densité est représentée par quartiles. Ces cartes ont été réalisées sous QGis à partir des données extraites de BASOL en 2015.

En affinant davantage l'analyse, on constate que huit communes comptabilisent plus de dix FUP. Elles représentent 6,75 % des communes listées dans BASOL. Ces communes sont situées dans les régions où la densité de friches urbaines est relativement importante. Elles correspondent à d'anciennes villes industrielles ou minières importantes comme Roubaix, Lyon, Grenoble, et Saint-Étienne par exemple. Le tableau 1.4 liste les communes impactées par au moins dix FUP en France métropolitaine en 2015.

Cependant, dans la plupart des cas, les communes sont impactées par une ou deux FUP. Ainsi, près de la moitié des communes (47,68 %) recensées dans BASOL sont impactées par une seule FUP ; et 19,69 % des communes par deux FUP ; ce que montre également la carte 1.16.

En croisant les données de BASOL avec celles du recensement de la population par commune de l'INSEE en 2015, on constate qu'au total, 1 375 communes sont impactées par au moins une FUP. Cela représente moins de 3.76 % des communes de France métropolitaine[17]. La figure 1.17 montre le croisement des deux bases de données effectuées.

[17]Il était recensé 36 658 communes en France métropolitaine au 01/01/2015.

Communes	Eff.	%
Roubaix	20	0.94
Lyon	19	0.89
Saint-Étienne	18	0.84
Villeurbanne	16	0.75
Bordeaux	15	0.70
Grenoble	14	0.66
Marseille	14	0.66
Strasbourg	12	0.56

Tableau 1.4 – Communes sur lesquelles sont recensées plus de dix friches urbaines polluées en 2015 en France métropolitaine

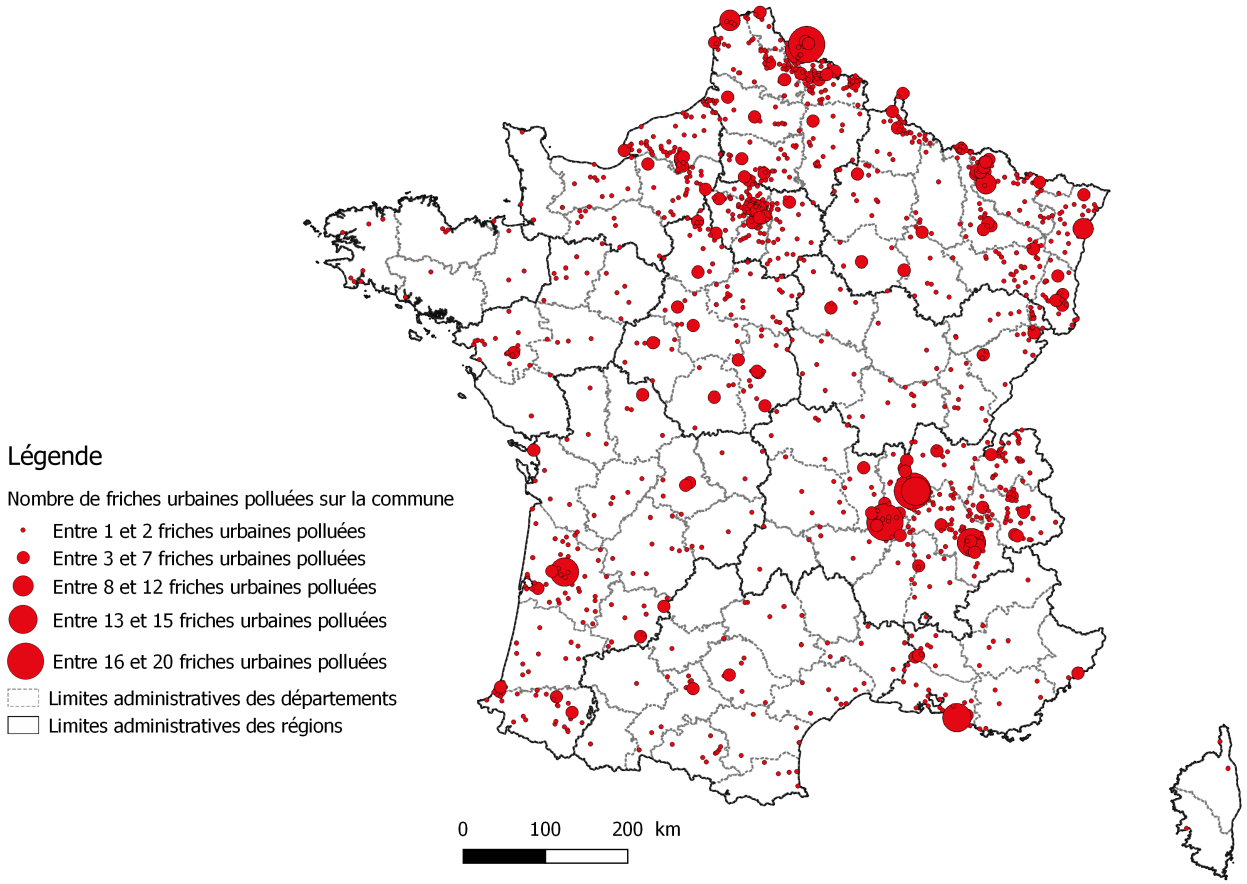


FIGURE 1.16 – Répartition du nombre de friches urbaines polluées par commune en France métropolitaine en 2015
Réalisation à l'aide du logiciel QGis à partir des données extraites de BASOL en 2015.

Enfin, en extrapolant ces résultats avec le nombre d'habitants recensés sur ces communes à partir des fichiers du recensement de la population de l'INSEE, 32,90% de la population française réside sur une commune impactée par une FUP (et est ainsi potentiellement affecté par ce type de site) ; soit près d'un Français sur trois.

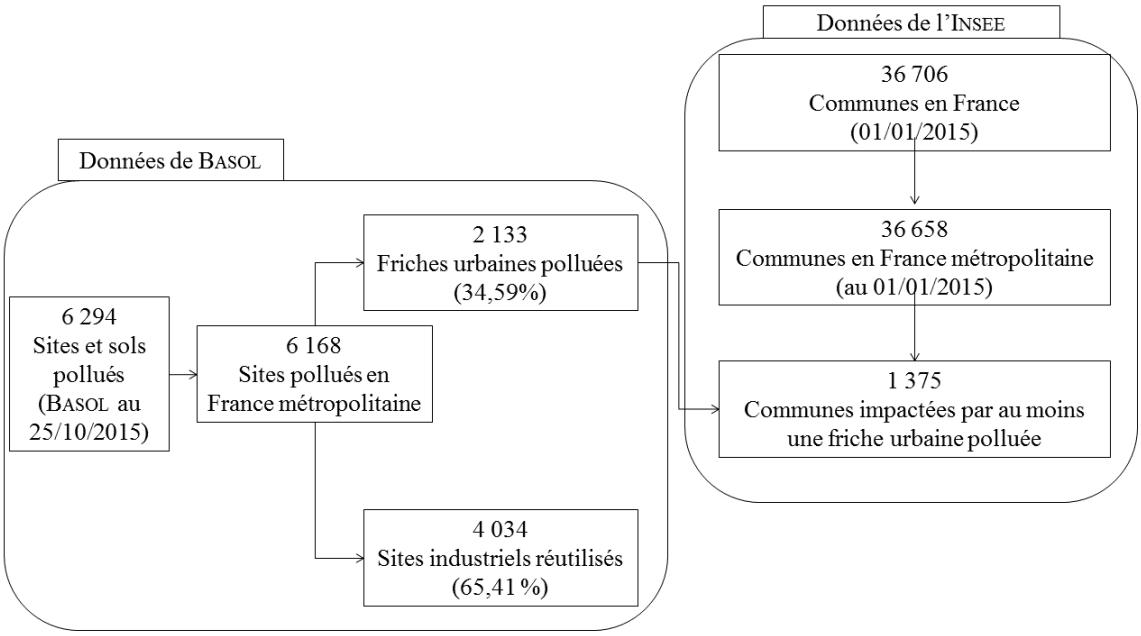


FIGURE 1.17 – Croisement des données extraites de BASOL et du recensement de la population de l'INSEE en 2015 pour la France métropolitaine

1.2.3.2 État technique et principales activités recensées sur les friches urbaines polluées

L'analyse des données extraites de BASOL fournit également des indications sur l'état technique des FUP et le degré de pollution pouvant être associé à certaines activités. Ces informations sont présentées dans le tableau 1.5.

L'état technique du site indique les différentes étapes du processus de reconversion. La mise en sécurité de la FUP est la première étape indispensable avant tout traitement. Seules 5.95 % des FUP recensées dans la base de données en 2015 en étaient à ce stade. C'est la catégorie des sites traités avec surveillance et/ou restriction d'usage qui est la plus représentée (43.60 %). Cela signifie que pour ces friches urbaines, les opérations de dépollution et réhabilitation ont permis de rendre compatible le degré de pollution résiduelle avec son usage actuel.

D'une manière générale, l'étude de l'état d'avancement technique des FUP recensées dans BASOL montre que la majorité sont en cours de traitement : en cours d'évaluation ou en cours de travaux.

En ce qui concerne les activités passées, elles ont été dérivées à partir du code du secteur d'activité dans le cas d'ICPE. Il s'agit d'un code à deux éléments attribué pour chaque secteur d'activité et administré par la Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques (DPPR). On constate que deux groupes d'activités sont majoritaires : les activités liées à la chimie, para-chimie et pétrole (12.05 %), et les activités liées à la collecte et au traitement des déchets (10.45 %). Le premier groupe d'activités correspond notamment aux filières des cosmétiques, des engrais, des solvants, des peintures, des produits d'entretien, et aux activités pétrolières (extraction, raffinage et dépôts de pétrole). Le deuxième groupe d'activité correspond aux filières de stockage et de traitement des déchets. Cela comprend les activités des stations d'épuration, de traitement et de stockage des déchets urbains au sein des installations de stockage de déchets non-dangereux (ISDND) pour les métaux ferreux et non-ferreux, le bois, les plastiques, les papiers et cartons par exemple ; des installations de stockage de déchets dangereux (ISDD) pour l'amiante, les aérosols, les huiles usagées, les peintures et les solvants par exemple ; et des installation de stockage des déchets inertes pour les bétons et gravats.

État technique	Eff.	%
Sites mis en sécurité et/ou devant faire l'objet de diagnostic	127	5.95
Sites en cours d'évaluation	498	23.35
Site en cours de travaux	379	17.77
Sites traités avec surveillance et/ou restrictions d'usages	930	43.60
Sites traités et libre de toute restriction	199	9.33
Types d'activités exercées (ICPE)		
Agroalimentaire	10	0.47
Bois, papier, carton	42	1.97
Chimie, parachimie, pétrole	257	12.05
Divers et services	248	11.63
Déchets et traitement	223	10.45
Entreposage, transport, commerce	138	6.47
Industries extractives	94	4.41
Industries minérales	39	1.83
Sidérurgie, métallurgie, cokerie	206	9.66
Textile, cuir, et peaux	103	4.83
Usinage	193	9.05
Énergie	98	4.59
Données manquantes	482	22.60
Total	2 133	100.00

Tableau 1.5 – Situations techniques et types d'activités exercées sur les friches urbaines polluées recensées dans BASOL en 2015 en France métropolitaine

Les parts des activités sidérurgiques, métallurgiques, et de cokeries (9.66 %) et des industries extractives (4.41 %) sont relativement faibles ; tout comme les activités liées au « bois, au papier et carton », à « l'agroalimentaire », et au « textile, cuir et peaux ». Néanmoins, toutes les activités industrielles y sont recensées.

1.2.3.3 Limites de l'extraction des données de BASOL

L'extraction des données contenues dans BASOL nous a permis de déterminer le nombre de FUP sur le territoire national, et d'analyser leur répartition géographique. Elles nous ont également permis d'extrapoler un pourcentage de population française résidant sur une commune impactée par ce type de site. L'extraction effectuée met en évidence certaines limites liées à la base de données elle-même.

Premièrement, il faut consulter la fiche de chaque site (une à une) afin de connaitre son état actuel : en activité ou en friche. En effet, le téléchargement des données contenues dans BASOL, au niveau d'un département ou d'une région, ne permet pas de le déterminer. Le téléchargement des données rappelle la localisation du site (coordonnées géographiques en Lambert II étendu[18] et/ou en Lambert 93[19], adresse, commune, code INSEE, et nom usuel du site) et le code d'activité dans le cas d'une ICPE.

Une deuxième limite réside dans la qualité des données extraites. Tout d'abord, la localisation des sites qui y sont recensés est imprécise. En effet, l'adresse du site n'est pas toujours renseignée, et les coordonnées géographiques ne correspondent pas toujours au site. Il peut s'agir en réalité

[18]Le Lambert II étendu est une projection tridimensionnelle (longitudes, latitudes et hauteurs ellipsoïdales) permettant de couvrir toute la France en maximisant cependant les déformations au nord et au sud.

[19]Le Lambert 93 est la projection liée au système géodésique RGF93 : l'expression des coordonnées dans ce système est tridimensionnelle (longitudes, latitudes et hauteurs ellipsoïdales). Il s'agit en fait de la projection officielle pour les cartes de France métropolitaine depuis 2000.

du centre de la commune concernée ou du centre de la rue sur laquelle le site est recensé. Cela peut poser un problème pour situer avec précision la zone potentiellement polluée. De plus, même en consultant les fiches des sites pollués une à une, on observe de nombreuses données manquantes. Pour cette raison, il n'a pas été possible d'identifier pour les 2 133 friches urbaines recensées, leur superficie, l'impact environnemental du site sur les nappes phréatiques, les polluants, le type de traitement de la pollution effectué, et le réaménagement du site envisagé le cas échéant.

Troisièmement, les données disponibles ne sont pas toujours actualisées. L'actualisation des données de BASOL s'effectue à la demande d'un intervenant du site : exploitant, propriétaire, notaire, maire, ou particulier. Cela engendre un problème supplémentaire pour identifier les FUP car BASOL est une photographie de ces sites à un moment donné. Nous postulons que les difficultés que nous avons rencontrées à identifier les FUP sont également, au moins en partie, celles auxquelles les opérateurs techniques et fonciers peuvent être confrontés dans le cadre d'un projet de reconversion de FUP[20].

Toutefois, il s'agit de la seule base de données qui recense les sites pour lesquels l'impact constaté sur l'environnement est important (Antoni, 2013). C'est également la seule base de données qui nous permet de distinguer les FUP des autres types de sites pollués.

L'analyse des données extraites de BASOL, nous a ainsi permis d'effectuer un récent état des lieux des FUP en France ; ce qui n'avait pas été effectué précédemment (Antoni, 2013). La figure 1.18 résume l'état des lieux sur les FUP, effectué à partir de l'extraction des données de BASOL et de l'INSEE, en France métropolitaine en 2015.

Par ailleurs, l'étude des FUP et des communes impactées par la présence de ce type de foncier nous a permis d'identifier plusieurs sites d'étude (1.3). Nous les présentons dans la section qui suit.

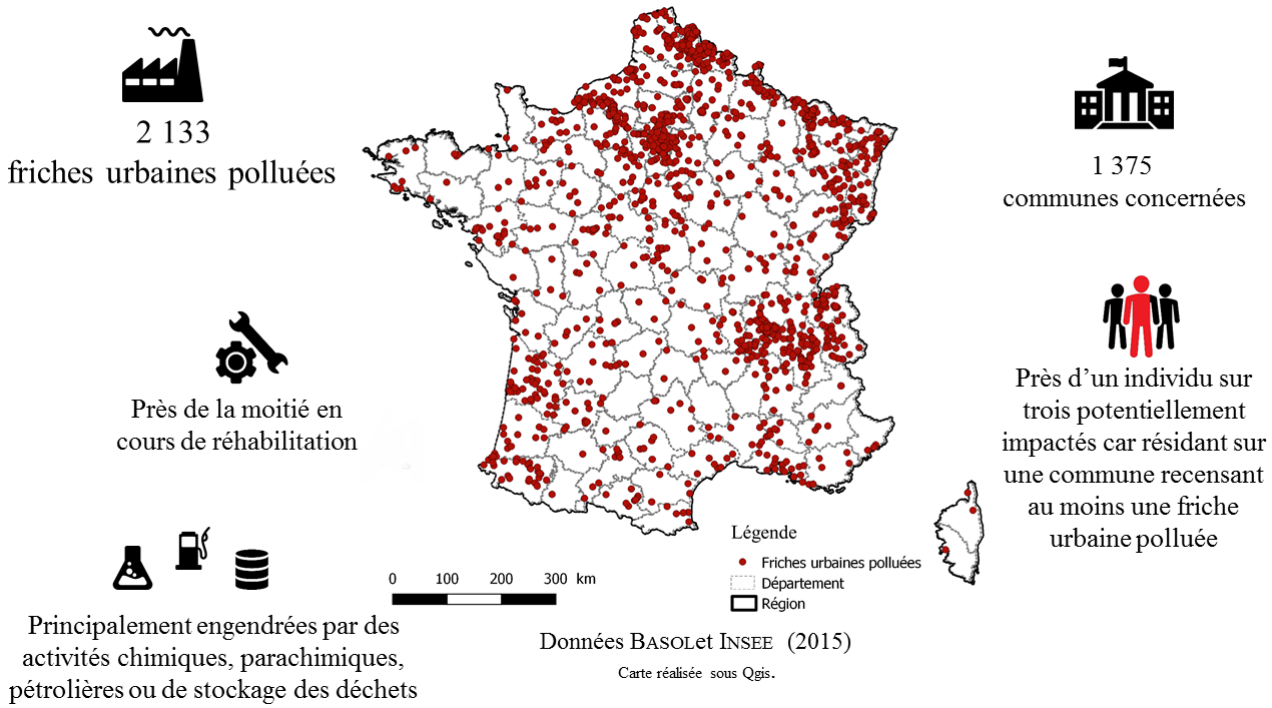


FIGURE 1.18 – Résumé graphique de l'état des lieux des friches urbaines polluées en France métropolitaine en 2015 à partir des données de BASOL et du fichier de recensement de l'INSEE

[20]L'enquête effectuée auprès de 76 opérateurs techniques et fonciers nous permet de le confirmer ; cf. chapitre 2 de cette thèse.

1.3 Présentation des sites d'études

Nous présentons tout d'abord la façon dont les sites d'études ont été identifiés et sélectionnés (1.3.1). Puis, nous détaillons cinq FUP sur lesquelles ont été mises en œuvre le questionnaire du DCE (enquête 4). Trois sont situées dans le département du Maine-et-Loire : la friche Thomson à Angers (1.3.2), la friche de l'usine de l'Alleud à La Possonnière (1.3.3), et la friche des Tarares à Mauges-sur-Loire (1.3.4). Deux friches urbaines sont situées dans l'Hérault : la friche du Boullounac à Canet (1.3.5) et celle du Mas-de-Rochet à Castelnau-le-Lez (1.3.6). Parmi ces cinq friches urbaines, celle de l'usine de l'Alleud sur la commune de La Possonnière a été mobilisée pour appliquer la démarche participative proposée dans le cadre de cette thèse.

1.3.1 Critères d'identification des sites d'études

Dans le cadre de cette thèse nous avons privilégié d'enquêter différentes catégories de parties prenantes ayant un intérêt vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines en raison de leur proximité géographique, comme les riverains, ou organisationnelle, comme les opérateurs techniques et fonciers ou les élus locaux par exemple (Caron et Torre, 2006, Torre, 2009, 2010). Il a donc été nécessaire d'identifier les terrains d'études sur lesquels mettre en œuvre les différentes méthodes de recueil des données présentées. En effet, les FUP devaient avoir les caractéristiques suivantes :

- une pollution des sols avérée, pouvant être confirmée par l'inscription du site sur BASOL ou des études d'analyses des sols le cas échéant ;
- un changement d'usage des sols ;
- un projet d'aménagement du site en cours de réflexion (au moment de la mise en œuvre du questionnaire).

La première condition est commune à l'ensemble des méthodes de recueil de données mobilisées dans le cadre de cette thèse. La deuxième condition permet d'identifier les préférences des individus pour différents projets hypothétiques de reconversion de FUP dans le cadre du DCE. La troisième condition permet d'étudier la mise en place d'un processus de décision de type participatif impliquant le plus grand nombre possible de parties prenantes afin de pouvoir analyser les éléments à caractères identitaires ou patrimoniaux, le degré éventuel de conflictualité vis-à-vis de la gestion du site, et l'acceptabilité des projets futurs.

L'extraction des données de BASOL nous a permis d'identifier de nombreuses communes sur lesquelles il était possible de mettre en œuvre des questionnaires d'enquêtes à destination des riverains.

Ainsi, un premier questionnaire d'enquête a été diffusé au niveau national auprès des riverains résidant sur une commune impactée par au moins une FUP répertoriée sur BASOL. Ces communes ont été identifiées à partir de l'extraction des données présentée dans la section 1.2.2 de ce chapitre. Cette enquête a permis de couvrir 503 communes impactées par au moins une FUP sur les 1 375 communes identifiées en 2015 ; ce que montre également la carte 1.19.

Afin d'approfondir l'analyse des préférences individuelles vis-à-vis de différents projets hypothétiques de reconversion, et analyser le niveau de connaissance relatif à différentes FUP, un second questionnaire a été mis en œuvre. Les données ont été récoltées auprès de riverains résidant ou travaillant sur des communes impactées par une FUP. Plusieurs FUP remplissent cette condition dès lors qu'un changement d'usage est initié.

Toutefois, les données extraites de BASOL sont incomplètes[21]. En effet, elles ne permettent pas d'identifier pour chaque site à l'état de FUP si un changement d'usage est prévu. En cas

[21] Cf. section 1.2.3.3 de ce chapitre.

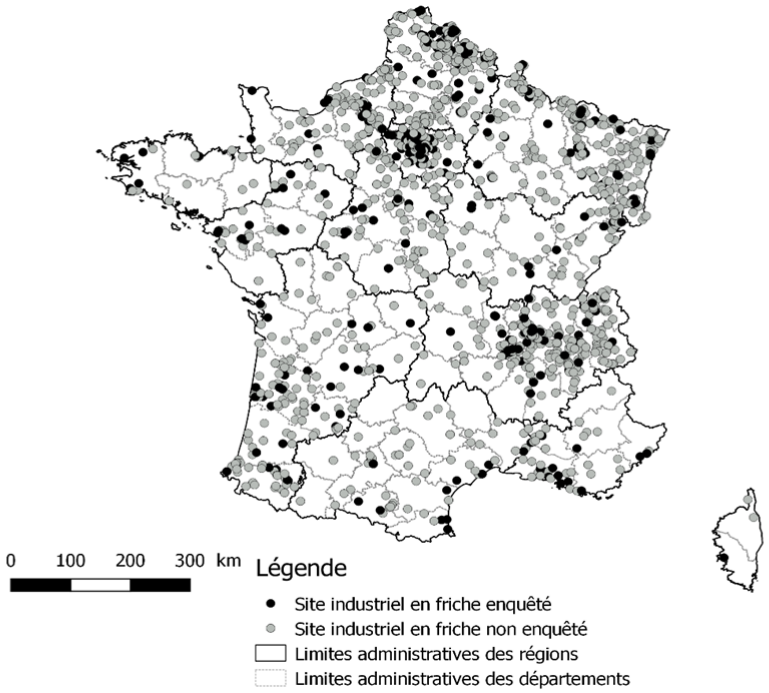


FIGURE 1.19 – Carte des communes enquêtées au niveau national
Carte réalisée à l'aide du logiciel QGis.

de changement d'usage, elles ne donnent aucune indication sur l'état d'avancement du projet. Le choix des communes sur lesquelles ce questionnaire a été diffusé a donc dépendu des deux premiers critères et des données accessibles sur les différents sites d'étude identifiés. Les données extraites de BASOL et les contacts pris auprès de différents aménageurs[22] ayant accepté de nous délivrer les différents documents relatifs aux sites envisagés, en particulier sur les analyses de sols effectuées et les plans de gestion mis en place, nous ont permis d'identifier cinq FUP réparties sur cinq communes sur lesquelles diffuser ce second questionnaire.

Ces friches et les communes sur lesquelles elles sont situées sont :

- La friche Thomson à Angers ;
- La friche de l'usine de l'Alleud à La-Possonnière ;
- La friche des Tarares à Mauges-sur-Loire ;
- La friche du projet de ZAC de Boullounac à Canet ;
- La friche du Mas de Rochet à Castelnau-le-Lez.

Les trois premières friches sont situées dans le département du Maine-et-Loire et les deux dernières friches sont dans le département de l'Hérault. Il s'agit de deux départements caractérisés par une croissance démographique et une progression de l'étalement urbain relativement

[22] À ce titre, nous remercions le groupe GGL, et en particulier M. Pascal LOUCHET, pour nous avoir communiqué à plusieurs reprises des informations sur les FUP en cours de travaux sur l'Hérault. Nous remercions également Marc ARGUILLAT, Didier MARGOT, et Marc PEREZ à l'ADEME pour nous avoir également communiqué des informations sur les FUP sur lesquelles l'Agence intervenait. Nous remercions également la SAMOA, la SODEMEL, et Angers-Loire-Métropole même si nos échanges concernant les sites sont restés infructueux. Nous remercions l'ensemble des Établissements Publics Fonciers (EPF) et notamment Charles MOUGEOT de l'EPF du Doubs, Jean-Marc DESCHODT de l'EPF de Lorraine, et Pauline LUNARD de l'EPF du Nord-Pas-de-Calais pour les informations concernant la localisation de SSP, et Guillaume LEMOINE du même EPF pour les informations relatives à la biodiversité des friches.

importantes ; et qui sont donc concernés par la reconversion de friches urbaines. En effet, dans le Maine-et-Loire, la population augmente en moyenne, chaque année, de 0.6 % et se concentre principalement dans les communes périurbaines de la grande couronne d'Angers (Gray et Hautbois, 2011, Rodrigues, 2015). Dans l'Hérault, depuis 2006, en moyenne chaque année, la population de Montpellier Méditerranée Métropole augmente de 1 % (Audric et Canonéro, 2016).

Nous présentons dans les sous-sections qui suivent brièvement ces sites. La carte 1.20 localise géographiquement ces communes au niveau national et départemental.

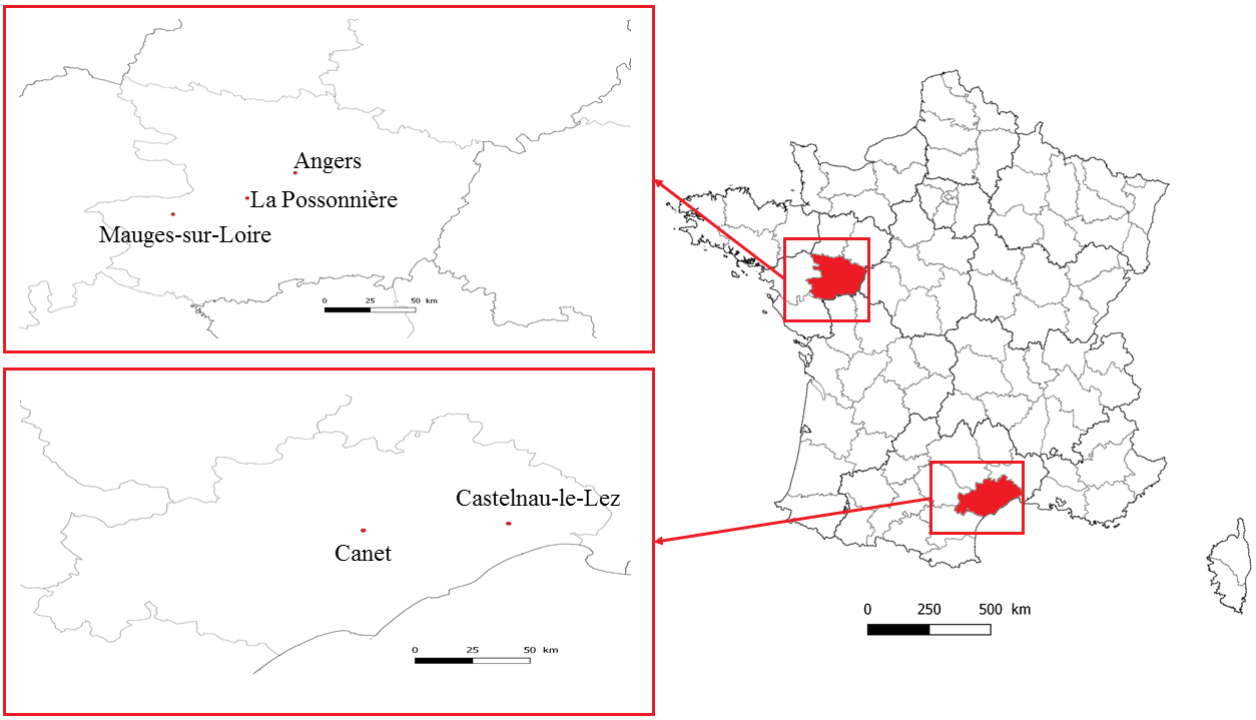


FIGURE 1.20 – Communes des friches urbaines polluées analysées dans le cadre de l'expérience à choix discrets
Carte réalisée à l'aide du logiciel QGis.

1.3.2 La friche Thomson à Angers

1.3.2.1 Localisation géographique

La friche est localisée au 17 boulevard Gaston Birgé ; au Nord-Est d'Angers dans le quartier des Deux-Croix Banchais. La figure 1.21 montre sa localisation à l'échelle de la commune et du quartier. On constate ainsi que la friche est localisée en milieu urbain à proximité d'une zone d'habitats et d'industries relativement dense.

La friche occupe une superficie de 135 000 m^2, dont 60 000 m^2 de bâtis : deux halls et des bâtiments annexes.

1.3.2.2 Historique

L'usine Thomson-Houtson a été construite en 1957 sur des parcelles initialement agricoles. En 1959, l'entreprise obtient l'autorisation d'exploiter un établissement de fabrication de matériel de radio-télévision. Par la suite, deux arrêtés préfectoraux autorisent cette société à exploiter des installations de traitement électrolytiques ou chimiques de métaux ou matières plastiques et des installations de combustion.

En 1982, l'entreprise est nationalisée, et s'organise en deux pôles : l'électronique professionnelle et de défense avec la société Thomson CSF (aujourd'hui plus connue sous le nom de

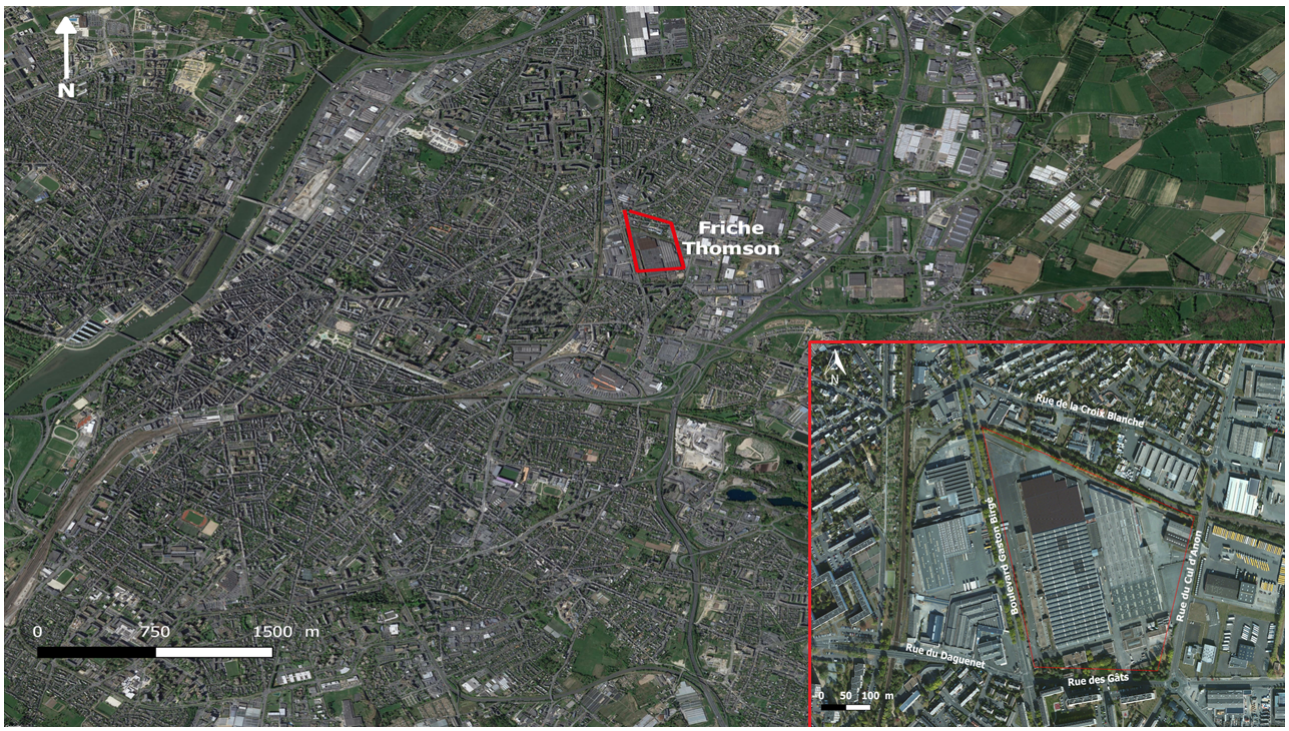


FIGURE 1.21 – Localisation de la friche Thomson à Angers
Carte réalisée à l'aide du logiciel QGis.

Thales), et l'électronique grand public avec la société Thomson-Brandt. L'usine employait au début des années 1980, près de 3 500 salariés sur Angers. Le 11 mai 1984 l'exploitation Thomson-Brandt est transféré à la Société Électronique de la Région Pays de la Loire (SEREL). Cette dernière sera transférée le 24 avril 1985 à la Société Électronique et Informatique des Pays de Loire (SEIPEL). En juin 1991, cette société change de dénomination et s'appelle Thomson-Télévision-Angers. En 2008, un accord est signé avec le fabricant de téléviseurs chinois Technicolor (TCL) amenant à cesser progressivement les activités de fabrication de téléviseurs sur le site angevin.

Le 11 octobre 2012, l'entreprise est mise en liquidation judiciaire. Aujourd'hui, le site est placé sous la responsabilité d'un liquidateur judiciaire.

1.3.2.3 Diagnostics effectués et état de la pollution

De nombreux diagnostics environnementaux ont été effectués pendant l'activité du site (en 2002 et en 2006), et au moment de la cessation des activités (en 2013 et 2014). Ces investigations mettent en évidence la présence de zones impactées par des COHV, et des hydrocarbures. Les diagnostics environnementaux effectués attestent de la présence de quatre zones polluées représentées par la figure 1.22 :

- La première zone correspond à l'ancien atelier de traitement de surface : fortement impacté en COHV (principalement en trichloréthylène et en dichloroéthène) dans les sols et les eaux souterraines (sur une étendue estimée à 5000 m^2) ;
- La deuxième zone correspond à l'angle sud-est du site où les concentrations en COHV sont relativement élevées dans les eaux souterraines identifiées en limite de propriété ;
- La troisième zone correspond à l'ancienne chaufferie où des cuves à gasoil ont été enterrées ; ce qui a provoqué une pollution aux hydrocarbures ;

- La quatrième zone est située dans le hall 2. Il s'agit de la zone des presses impactée par des hydrocarbures.

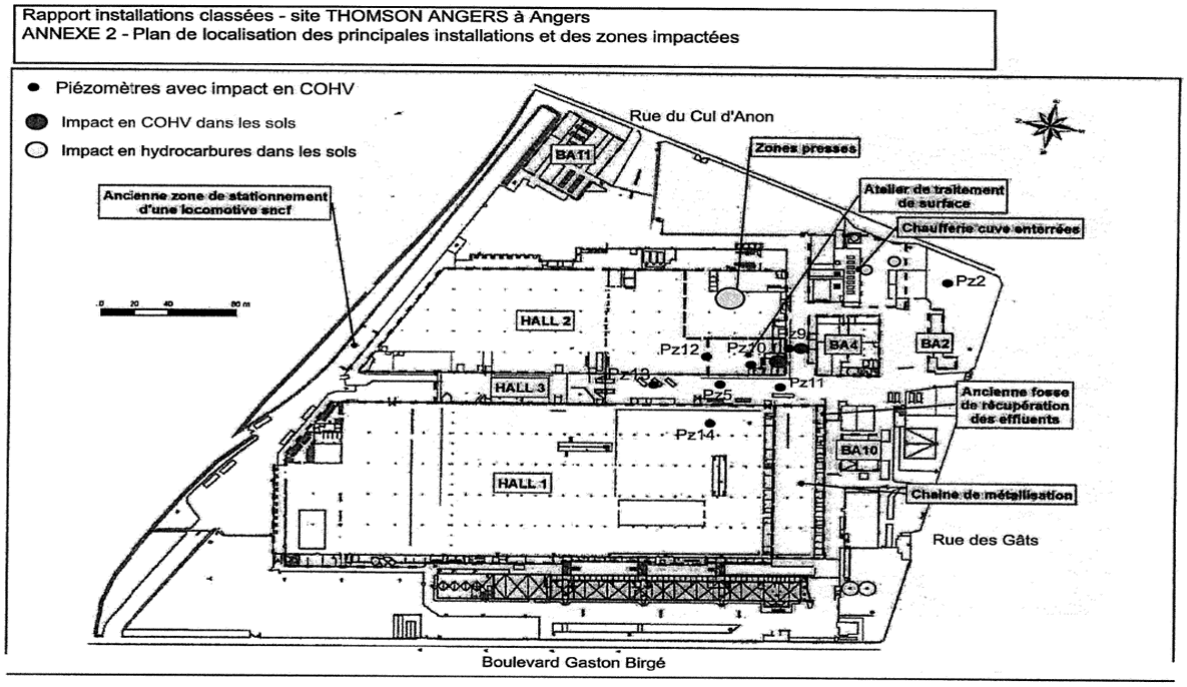


FIGURE 1.22 – Localisation des zones impactées sur la friche Thomson à Angers
Source : BASOL.

Depuis 2013, la plupart des déchets et produits dangereux ont été évacués, et la majorité des installations industrielles a été démantelée.

Aucune investigation n'a été effectuée afin de vérifier un impact éventuel hors site. Toutefois, sur la base des résultats des diagnostics environnementaux effectués en 2014 et en 2015, un premier plan de gestion a été élaboré par le bureau d'étude en charge du dossier (Antea Group). Ce dernier préconise des investigations complémentaires afin de préciser les travaux à réaliser, le volume exact de terres à traiter, et la nécessité, ou non, de démanteler les bétons et de purger les sols. Un arrêté préfectoral du 22 janvier 2016 a été prescrit au liquidateur judiciaire pour la réalisation des mesures de mise en sécurité, la réalisation de ces études et investigations complémentaires avec notamment la réalisation d'une enquête de voisinage sur l'utilisation des eaux souterraines.

1.3.2.4 État actuel et devenir du site

En 2012, Angers-Loire-Métropole a racheté pour un million d'euros les outils de production. Le rachat de l'usine par la municipalité a été effectué pour un montant de 6,5 millions d'euros, soit la moitié du prix d'origine fixé par le liquidateur, en 2013. La communauté urbaine espérait alors réindustrialiser rapidement le site en transmettant ces outils à un industriel (notamment le sous-traitant d'ERDF Linky). Mais, le site n'a pas trouvé d'acheteur. Une partie des outils de Thomson-Angers a donc et revendue à la Cité des objets connectés sur la commune de Saint-Sylvain d'Anjou (à hauteur de 550 000 euros environ), et à la société *Crossway Technologies* (à hauteur de 90 500 euros environ).

Le site est entièrement clos et est surveillé en continu car les utilités en place (réseaux d'eau, d'électricité, de gaz, chauffage, mais aussi mise sous tension des machines et leur entretien)

sont toujours fonctionnelles. Cela coûte environ un million d'euros par an à la communauté urbaine : 430 000 euros de chauffage par an, et 300 000 euros de gardiennage.

La requalification de cette friche en zone résidentielle ou commerciale est possible. Cela nécessite toutefois d'importants travaux de dépollution dont les montants sont estimés entre 1,5 et 2 millions d'euros en 2014. Cela requiert également une modification du Plan Local d'Urbanisme (PLU) afin de pouvoir modifier l'usage des sols ; ce qui peut prendre encore plusieurs mois, voire années. À ce jour, la pollution du site empêche son réaménagement.

1.3.3 La friche de l'usine de l'Alleud à La Possonnière

1.3.3.1 Localisation géographique

La friche est située Rue Antoine Doussard, dans le quartier de l'Alleud, en bordure sud-ouest de la ville. À l'ouest, à l'est, et au sud se trouvent des habitations individuelles (maisons des anciens cadres de l'usine, et anciennes maisons de pêcheurs), et au nord la voie SNCF (Paris-Nantes et Angers-Cholet) ; ce que montre la figure 1.23. Elle représente une surface de près de 2 hectares.

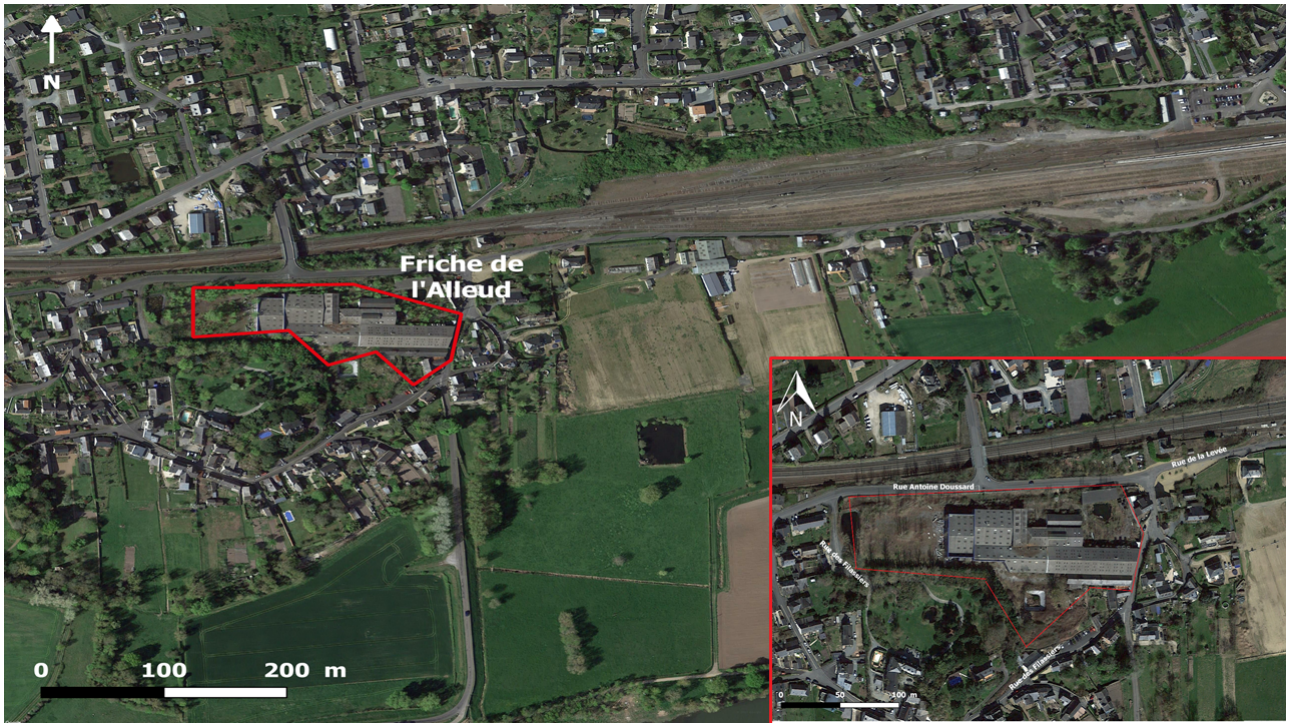


FIGURE 1.23 – Localisation de la friche de l'Alleud sur la commune de La Possonnière
Carte réalisée à l'aide du logiciel QGis.

1.3.3.2 Historique

En 1908, le Comte de Fontenailles installe sur ce site, appelé site de la Roche-Bourdeau, une fabrique de moulins à vanner le blé : les tarares. Le site est revendu le 8 décembre 1916, avec les 19 parcelles qui l'avoisine, à la société des fonderies et aciéries d'Anjou afin d'accélérer la production industrielle lors de la Première Guerre Mondiale. Le site est alors une unité de fabrication de matériel de guerre. En 1917, l'usine est reliée au chemin de fer ce qui lui confère une position stratégique car la gare de La Possonnière relie alors Nantes, Paris, Cholet, et Orléans. À la fin de la Première Guerre Mondiale, le constructeur automobile Renault annexe l'usine. Le 24 septembre 1926, le site est repris par la société parisienne d'électrométallurgie.

Ces activités se poursuivront jusqu'en 1932. En 1933, la Société de Laiterie Maggi s'installe sur le site (Clavreul, 2009). La société fusionne avec Nestlé en 1947 et se nomme alors la Société Laitière Métropolitaine (SLM). Les activités de l'entreprise se réduisent cependant considérablement car après la guerre le groupe pâtit d'une mauvaise image de marque en raison de ses activités passées sous l'Allemagne nazie. En 1955, la SLM abandonne ses activités sur le site. Depuis 1965, le site a connu des activités de traitement et de revêtement des métaux : traitement de surface, sablage, métallisation, traitement électrolytique, application de vernis et peintures. Différents exploitants se sont ainsi succédés : la Société d'Application Pratique des Éléments Mult-O (SAPEMO) de 1965 jusqu'en 1980 , puis la société de traitement électrolytique (STE) de 1980 jusqu'en 1999, et enfin la Société Armoricaine d'Investissement de Traitement de Surface (SAITS) jusqu'au 12 mai 2003. À cette date, la société est placée en redressement, puis liquidation judiciaire.

Depuis la liquidation judiciaire du dernier exploitant, et en raison des pollutions historiques du site, ce dernier a été déclaré orphelin. Il est placé sous la responsabilité d'un liquidateur judiciaire.

1.3.3.3 Diagnostics effectués et état de la pollution

Le site a fait l'objet d'une évaluation simplifiée des risques fin 2003. Cette évaluation a conduit à classer le site en catégorie 1 ; c'est-à-dire parmi les sites nécessitant des investigations supplémentaires. Pour cette raison, une analyse des eaux souterraines a été effectuée en février 2004. Les résultats de ces mesures ont révélé des teneurs anormales en trichloroéthane (29000 μg /l $>$ 2000 μg/l), et en trichloroéthylène (1036 μg/l $>$ 10) rendant impropre la consommation d'eau des puits situés au niveau de la nappe phréatique du secteur de l'ancienne usine de la SAITS.

La consommation de l'eau des puits situés à proximité du site a été interdite par arrêté préfectoral le 29 avril 2004. En 2005, les chaînes de traitement de surface ont été vidangées. En revanche, il restait encore 60 tonnes de déchets stockés sur le site depuis l'arrêt des activités de la SAITS. Un arrêté préfectoral d'exécution de travaux d'office du 4 août 2005 a chargé l'ADEME de l'enlèvement des déchets dangereux et du traitement des transformateurs présents sur le site. L'enlèvement des déchets s'est achevé début mai 2006. Par la suite, l'ADEME a également été chargée de la réalisation d'un diagnostic approfondi pour la caractérisation des sources de pollution et des conditions de transferts des polluants dans la nappe (arrêté préfectoral du 17 novembre 2006).

Les résultats de ce diagnostic approfondi ont démontré des pollutions dans les sols et les eaux souterraines en COHV, hydrocarbures, et en métaux ou métalloïdes dans les remblais superficiels.

À partir des résultats de ce diagnostic approfondi, une évaluation des risques sanitaires a été effectuée fin 2009. Elle indiquait que les risques sanitaires liés aux polluants relevés dans les eaux souterraines étaient acceptables pour l'utilisation de l'eau des puits pour remplir une piscine. Elle ne permettait toutefois pas de conclure sur l'utilisation de l'eau pour arroser les végétaux destinés à la consommation humaine. C'est pourquoi, en 2010, un diagnostic complémentaire hors site, et une IEM ont été effectués. Ces investigations hors site ont permis de confirmer deux types de pollution : la pollution des eaux souterraines par des composés chlorés volatils et métaux (cadmium, chrome, nickel, solvants halogénés, trichloréthylène, zinc), et la pollution des sols et des végétaux par des métaux et métalloïdes (cadmium, chrome, cuivre, hydrocarbure, nickel, plomb, solvants halogénés, trichloréthylène, zinc).

Ces résultats ont également confirmé l'incompatibilité des eaux souterraines pour l'alimentation en eau potable. Ils montrent cependant un niveau de risque acceptable pour la consommation des végétaux arrosés par l'eau des puits impactés.

Toutefois, afin d'éviter tout risque sur la santé humaine, l'ADEME a préconisée la mise en place d'un suivi semestriel des eaux souterraines. Depuis 2014, l'agence assure semestriellement cette surveillance. Elle est également chargée de mettre en place un dossier de servitudes d'utilité publique. Ces servitudes permettront de garantir la sécurité des riverains et du propriétaire du site pour tout type d'usage futur sous réserves d'une modification du PLU.

1.3.3.4 État actuel et devenir du site

Le site a été mis en sécurité, et est interdit d'accès en attendant que les travaux de démolition et de dépollution soient effectués. Les travaux de démolition coûteraient 500 000 € d'après des études effectuées à la demande de la commune. De plus, ces études estiment que les deux-tiers approximativement du site pourraient être réemployés pour tout type d'usage, et qu'un tiers environ du site ne pourra pas être reconverti en raison d'une pollution trop profonde et trop importante. L'avenir de la friche de l'Alleud n'est donc pas défini. Les incertitudes concernant les coûts de dépollution, et les incertitudes au niveau de la responsabilité amène la commune à refuser de racheter le site pour l'euro symbolique[23].

1.3.4 La friche des Tarares à Mauges-sur-Loire

1.3.4.1 Localisation géographique

La friche se situe Rue de la Croix de Pierre à Mauges-sur-Loire[24]. Comme le montre les photographies aériennes de la figure 1.24, la friche est en bordure Sud-Est de la ville. Au Nord et à l'Est du site se trouve des habitations, à l'ouest, une habitation, et des anciennes serres abandonnées appartenant à la mairie et le cimetière communal ; au sud un terrain agricole. La friche couvre une superficie de 11 841 m^2 (5 180 m^2 de bâtis).

1.3.4.2 Historique

Avant 1940, le site appartenait à l'entreprise Ménard, et fabriquait des tarares. À cette activité s'est rajoutée à partir de 1941 la construction de bâtiments agricoles : serres, poulaillers, clapiers utilisant des plaques en fibrociment. L'entreprise installée, du nom de Caisson-Grimault, disposait également d'une unité de traitement du bois (peintures et vernis) dans une cuve située à l'extérieur des bâtis. Entre 1941 et 1968, un remblaiement du site a été effectué à partir des déchets résultant de l'activité du site : déchets de fibrociment, de peintures, et d'éléments de collage (Socotec, 2009). En 1968, l'entreprise Caisson-Grimault dépose le bilan. La Société Industrielle de Fabrication des Serres et Préfabriqués (SIFASEP) reprend le site de 1968 à 1972. En 1970, la commune achète l'usine, et loue les locaux à la SIFASEP, puis à l'entreprise Ominium-Bois-Bâtiment (OBB), une usine de traitement de bois, et enfin à l'entreprise Cobatel. En 1983, cette société rachète le site à la commune. Le 8 septembre 2006, elle est mise en liquidation judiciaire, et dépose le bilan en septembre 2008. La commune a racheté le site en 2007. Le bâtiment principal a servi temporairement pour le stockage de chaussures (société Eram), et des bureaux ont été loués à différentes sociétés (Socotec, 2009). Depuis 2008, plus aucune activité n'a été recensée.

[23]Depuis décembre 2017, le terrain a été acheté par une société civile immobilière (SCI Masara). Cependant, à ce jour, les usages futurs restent inconnus. Cf. article de presse de Ouest France du 27/12/2017, consultable à cette adresse : `https://www.ouest-france.fr/pays-de-la-loire/la-possonniere-49170/le-mystere-de-l-acheteur-d-un-terrain-100-pollue-5474862`

[24]La commune était appelée auparavant Botz-en-Mauges et a pris ce nom lors de la fusion des communes du canton de Saint-Florent-le-Vieil le 15 décembre 2015.

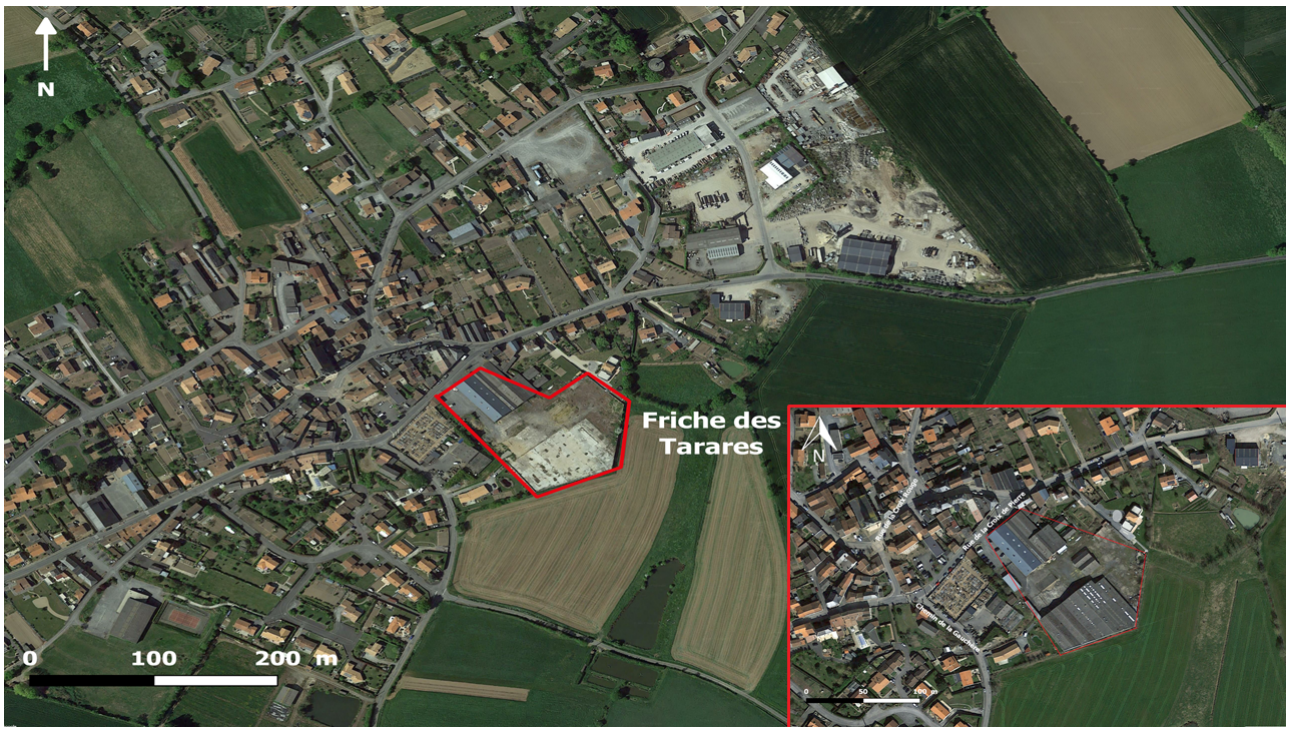


FIGURE 1.24 – Localisation géographique de la friche à l'échelle de la commune et du quartier
Carte réalisée à l'aide du logiciel QGis.

1.3.4.3 Diagnostics effectués et état de la pollution

Les diagnostics approfondis effectués en 2011 par l'entreprise Antea Group (Antea Group, 2012a) révèlent que trois zones ont été impactées :

- la zone de brûlage au Nord du site (volume estimé 90 m^3 ; 150 tonnes environ) ;
- une zone de stockage d'hydrocarbures correspondant à la zone de la cuve enterrée de fioul (6 m^3 ; environ 10 tonnes)
- la zone de traitement du bois (2000 m^3 ; environ 3500 tonnes)

Ces zones sont représentées par la carte 1.25.

En 2011, le site présente donc d'importantes concentrations en hydrocarbures, en produits de traitement du bois, et en COHV. La partie Sud du terrain a été remblayée avec des matériaux résultant de l'activité du site et notamment des déchets de fibrociment, des déchets de peintures, et des éléments de collage sur des épaisseurs allant de quelques décimètres à deux mètres. Les remblais correspondaient selon le diagnostic approfondi du site à des « matériaux sablo-graveleux pouvant contenir localement des résidus de type fibrociment [...] Les sondages n'ont pas mis en évidence de zone particulièrement concernée par l'enfouissement de déchets » (Antea Group, 2012a, p. 35). Cela amène la municipalité à proposer un premier projet de réaménagement du site le 28 février 2012. Ce projet prévoit : la création de commerces, de logements, privatifs ou sociaux, d'un établissement d'hébergement pour personnes âgées dépendantes (EHPAD) sur la partie Nord-Est du site ; et la création d'espaces extérieurs paysagers, et d'un parking sur la partie Sud-Ouest. L'analyse des risques résiduels concluait à la compatibilité des usages futurs avec l'état du site après la mise en œuvre des mesures de gestion définies dans le cadre du plan de gestion (Antea Group, 2012b). Cependant, en 2013, lors des travaux de dépollution sur la zone de brûlage, une quantité importante d'amiante a été mise à jour. Selon les investigations réalisées par Area environnement, le volume de remblais

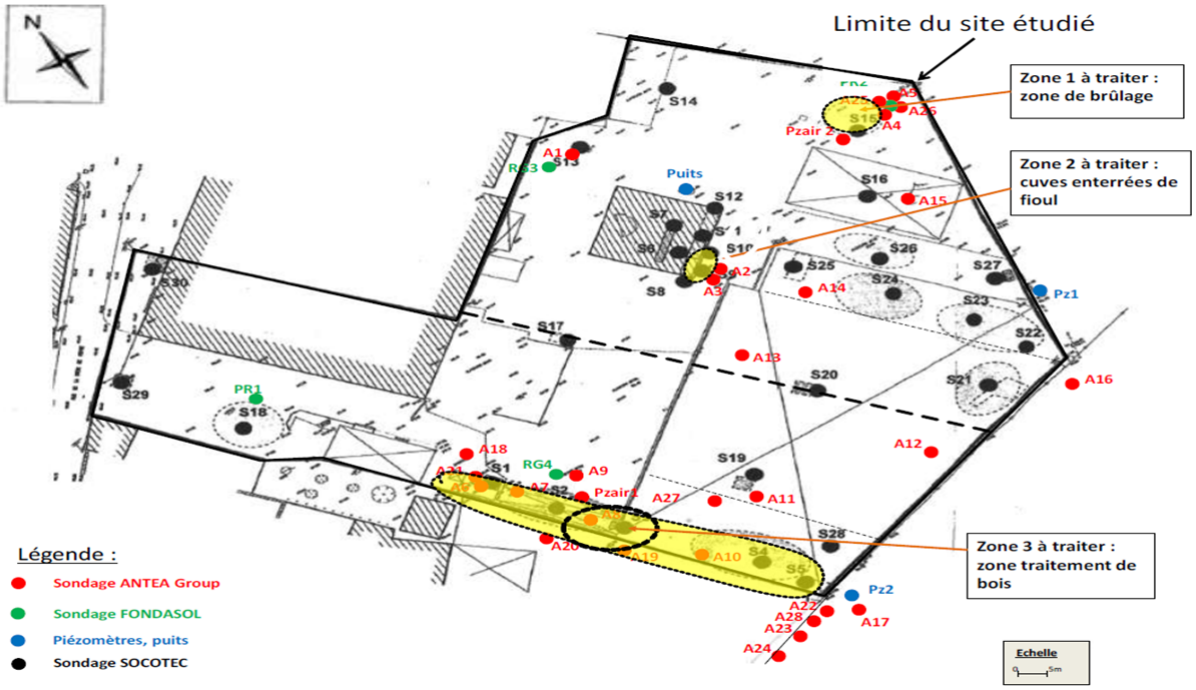


FIGURE 1.25 – Localisation des zones impactées sur la friche des Tarares à Mauges-sur-Loire
Source : diagnostic environnemental réalisé par Antea Group.

amiantés est estimé à 5 700 m^3 environ (entre 6 100 m^3 et 7 000 m^3 en prenant un aléa de 15%). Le chantier a donc été interrompu. Cela a nécessité de proposer d'autres mesures de gestion.

1.3.4.4 État actuel et devenir du site

Entre mai et juin 2015, 5 180 m^2 de bâtiments ont été détruits. Il est prévu d'y construire un parc photovoltaïque de 5 000 à 6 500 m^2 ; soit 1 744 panneaux solaires fixes pour un budget global de 750 000 € (Tecsol, 2015). Un espace de promenade est également prévu avec éventuellement un circuit pédagogique sur les énergies renouvelables. Seul le bâtiment de l'ancienne menuiserie et de traitement du bois (d'une surface de 900 m^2) sera conservé pour son caractère historique. La parcelle de terrain restante, entre le cimetière et le bâtiment de l'ancienne menuiserie, pourrait être reconvertie en parking ; mais cela reste à définir. La commune a déposé une demande de financement à l'appel d'offre du Comité de Régulation de l'Énergie (CRE) en 2016 mais celui-ci n'a pas obtenu un avis favorable. Le projet devra donc être re-soumis par la suite[25].

1.3.5 La friche du Boullounac à Canet

1.3.5.1 Localisation géographique

La friche est localisé Chemin des Grenadiers à Canet. Il se situe en bordure Ouest de la ville. Il se trouve à proximité d'habitations et d'un ruisseau (La Garel) qui se jette dans l'Hérault comme l'illustre la figure 1.26. Au niveau cadastral, elle couvre une superficie d'environ 18 000 m^2.

[25] À l'heure actuelle, le site a été nettoyé, il est prévu de confiner l'amiante à l'aide d'un géotextile recouvert de gravier. Cf. article de presse du Courrier de l'Ouest du 27/01/2018.

FIGURE 1.26 – Localisation de la friche du Boullounac à l'échelle de la commune et du quartier
Carte réalisée à l'aide du logiciel QGis.

1.3.5.2 Historique

C'était une parcelle agricole jusqu'en 1961. Une cave coopérative de vin s'installe alors sur le site. Dans les années 1980, cette dernière diversifie ses activités de production pour produire du jus de raisin. Cette activité est à l'origine de rejets en polluants dans l'Hérault. Pour cette raison, en 1987, une station d'épuration des eaux usées (STEP) est construite. Celle-ci est dirigée par l'entreprise DEGREMON jusqu'en 1989. Le 22 septembre 1989, c'est l'entreprise AGROCANET, devenue par la suite SUCREN qui dirige la station d'épuration et la cave coopérative. En 1991, la STEP est agrandie pour faire face à l'augmentation démographique de la ville. C'est également à cette date que la STEP est réglementée au titre de la législation sur les installations classées pour la protection de l'environnement. En 2000, il y a un rejet accidentel d'effluents dans l'Hérault. Après plusieurs plaintes des riverains concernant les odeurs provenant des installations, les activités de la STEP sont suspendues par arrêté préfectoral en novembre 2002. Le fonctionnement de la STEP a par la suite été abandonné car aucun élément permettant de prouver la remise en état des installations n'a été fourni. Les propriétaires du terrain ont décidé de le vendre. La mairie a proposé à un aménageur privé de reprendre le site : le groupe GGL.

1.3.5.3 Diagnostics effectués et état de la pollution

En janvier 2012, un diagnostic simplifié de l'état des sols a été établi afin de pouvoir mettre en place une Zone d'Aménagement Concertée (ZAC), et réaménager ce site. Trois zones de contamination ont été mises en évidence lors des investigations de terrain.

- la première au niveau de l'ancien bassin : contamination au cadmium, zinc, chlorures et sulfates des argiles ;
- la seconde à proximité de la fosse bétonnée : contamination à l'éthylbenzène, aux xylènes, aux hydrocarbures totaux, aux polychlorobiphényles, au fluorène, sur une profondeur de 0,7 à 0,8 mètre, et au phénanthrène sur une profondeur de 0,2 mètre ;

- la troisième à proximité de l'entrée du local : contamination aux hydrocarbures totaux et au phénanthrène.

Les remblais présentent aussi des teneurs élevés en cadmium, cuivre, plomb, mercure, et zinc.

1.3.5.4 État actuel et devenir du site

Le projet de ZAC de Boullounac consistait à démolir les infrastructures existantes et à annexer les parcelles avoisinantes afin de permettre la construction d'un éco-quartier à usage résidentiel, commercial, et public. La construction de logement représentait environ 25 000 m^2 soit 200 logements à bâtir répartis de la manière suivante : une centaine de logements individuels en accession libre, une quarantaine de logements aidés, et une cinquantaine de logement en résidence seniors avec services. Les activités commerciales et services de proximité devaient se répartir sur environ 6 000 m^2. Elles comprenaient également un pôle médical pour faire face au vieillissement de la population de la commune. Afin de recueillir l'adhésion des habitants, la Mairie a proposé à ses habitants de signer une pétition afin de soutenir ce projet. L'attribution de l'aménagement de la ZAC à l'aménageur privé, GGL Groupe, permettait de financer et/ou de mettre en place d'autres projets indispensables pour la commune comme la STEP, et la rénovation des réseaux d'eaux usées. Un terrain viabilisé d'un hectare à la mairie au sein de cette ZAC aurait permis la construction d'équipements scolaires afin de faire face à l'augmentation démographique de la ville. Cependant, ce projet et la création même de la ZAC a rencontré l'opposition des riverains qui se sont regroupés au sein d'une association : Agir, Réagir et Construire l'Avenir (ARCA), et d'un collectif sur les réseaux sociaux (Collectif Canetois).

Le projet a été rediscuté au cours de l'été 2014 avec l'aménageur (GGL Groupe) ; ce qui a ravivé les oppositions des riverains opposés à ce projet. Par ailleurs ce projet se heurte également à un problème de financement important : les travaux devaient initialement débuter en 2017 pour une livraison en 2018. A l'été 2017, ces derniers n'ont toujours pas été démarrés.

Le site a été mis en sécurité avec interdiction d'accès depuis 2012. Cependant, cette dernière n'est pas respectée puisque le lieu a été squatté, démantelé pour la récupération du cuivre, taggué, et est utilisé pour des activités de paint-ball, le tournage de films et clips indépendants, et des activités illicites selon certains riverains. Le 2 octobre 2016 un adolescent a été grièvement blessé après avoir fait une chute de plusieurs mètres sur le site[26]

1.3.6 La friche du Mas-de-Rochet à Castelnau-le-Lez

1.3.6.1 Localisation géographique

Cette friche se situait 490 Chemin du Mas-de-Rochet à Castelnau-le-Lez. Elle était dans la partie Sud-Ouest de la ville. La figure 1.27 montre que la friche était bordée au nord par l'avenue Georges Frêche où se trouve un centre de rééducation, un centre d'insertion professionnelle, et la clinique du Mas-de-Rochet. Au Sud, à l'Est et à l'Ouest se trouvent des quartiers résidentiels. La friche se situait également en périphérie proche de Montpellier. Il s'agit aujourd'hui d'un futur éco-quartier couvrant une superficie de 35 981 m^2.

1.3.6.2 Historique

Le Mas-de-Rochet faisait initialement partie d'un vignoble. En 1954, le site est composé de zones boisés et de champs agricoles. Le site est en activité depuis le 20 février 1963 selon la base

[26] http://france3-regions.francetvinfo.fr/occitanie/herault-ado-15-ans-urgence-absolue-apres-grave-chute-canet-1099711.html

FIGURE 1.27 – Localisation de la friche du Mas-de-Rochet à l'échelle de la commune et du quartier
Carte réalisée à l'aide du logiciel Qgis.

de données BASIAS. Progressivement, le site a été déboisé, et des installations de traitement (centrale à béton), zone de stockage de matériaux se sont mises en place. Le dernier exploitant du site est la société PRADIER. Ces activités ont générées énormément de nuisances pour les riverains à proximité (poussières, sonores).

1.3.6.3 Diagnostics effectués et état de la pollution

La visite du site a été effectuée le 13 mai 2011. Le site est recouvert d'une dalle en béton. Deux cuves aériennes d'hydrocarbures ont été retrouvées dans un bâtiment (près du pont à bascule) comme le montre le document 1.28. Les résultats de l'analyse de l'état du sol, effectué par le bureau d'étude ArcaGée, montraient des teneurs anormalement élevées en hydrocarbures à proximité du bâtiment où ont été trouvées ces cuves. Deux postes de distribution de gaz et de fioul ont également été relevés. De plus, les résultats de l'analyse des sols indiquaient également que les concentrations en métaux étaient cohérentes avec le bruit de fond géochimique national. En revanche, les sables prélevés mettaient en évidence la présence d'hydrocarbures à une concentration supérieure au seuil inerte, voire supérieure au seuil d'acceptation en déchet dangereux.

1.3.6.4 État actuel et devenir du site

Les activités sur le site sont terminées. Depuis 2007, les locaux (hangars, bureaux) ont été laissés à l'abandon et ont été squattés , et taggés ; provoquant également le mécontentement des riverains à proximité. À partir de 2007, la commune a amorcé une réflexion sur le devenir cette carrière située en cœur de ville et à proximité du tramway (ligne 2). La commune a souhaité y implanter un éco-quartier composé de logements individuels, collectifs et commerces. Au total, près de 2 000 m^2 d'activités et de commerces, et 450 logements , dont 30 % en logements sociaux, et 10 % pour les primo-accédants, devraient voir le jour d'ici le premier semestre 2019. À

FIGURE 1.28 – Localisation des zones impactées sur l'ancienne friche du Mas-de-Rochet
Source : Évaluation de la qualité environnementale des sols réalisée par ArcaGée.

l'été 2017, les travaux de construction sont déjà biens avancés : le site n'est actuellement plus une friche urbaine.

Enfin, la mise en place de la démarche participative dépendait de l'accord de l'ensemble des parties prenantes pouvant être associées à une telle démarche ; et en particulier de l'accord et de la participation d'élus locaux. En outre, le projet de réaménagement du site ne devait pas être trop avancé : il devait être en cours de réflexion pour que notre démarche ait du sens auprès des participants. Parmi les cinq communes précédemment identifiées, celle de La Possonnière répondait à tous ces critères et était également d'accord pour participer aux groupes de discussion. La mise en place de la démarche participative s'est donc effectuée sur cette commune.

Ces sites d'étude nous ont ainsi permis d'obtenir un panel représentatif de la diversité des situations de FUP en France métropolitaine. Le tableau 1.6 synthétise les principales informations de ces sites.

Départements	**Maine et Loire**			**Hérault**	
Communes	**Angers**	**La Possonnière**	**Mauges-sur-Loire**	**Canet**	**Castelnau-le-Lez**
Superficie en m^2	135 000	20 000	11 841	18 000	35 981
Présence de bâtis (en m^2)	Oui (60 000)	Oui	Oui (5 180)	Oui	Oui
Identifiant BASOL Identifiant BASIAS	49.0025 PAL4900396	49.0017 PAL4901889	49.0022 PAL4900639	34.0040 –	– LRO3400933
Dernière activité exercée	Fabrication de matériel de radio-télévision	Traitement de surface	Fabrication de machines agricoles et unité de traitement de bois	Cave coopérative et station d'épuration des eaux	Carrière
Année de cessation des activités	2012	2003	2006	2002	2007
Pollution des sols Nappes polluées	Oui Oui	Oui Oui	Oui Oui (passée)	Oui –	Oui –
Polluants relevés	Hydrocarbures, solvants halogénés et trichloréthylène (TCE)	Cadmium, chrome, cuivre, hydrocarbures, nickel, plomb, solvants halogénés, TCE et zinc	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes (BTEX), hydrocarbures, pesticides	BTEX, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), hydrocarbures	hydrocarbures
Activités temporaires formelles	–	Non	Oui - de 2006 à 2008 activité de stockage et lieu d'exposition	Non	Non
Activités temporaires informelles	Non	Oui - pillage, squats, tags et paintball	Non	Oui - pillage, squats, tags, paintball et utilisation par un collectif d'artiste	Oui - squats et tags
	Angers	**La Possonnière**	**Mauges-sur-Loire**	**Canet**	**Castelnau-le-Lez**

Intervention de l'ADEME	Non	Oui	Oui	Non	Non
Site orphelin	Oui	Oui	Non	Oui	Non
Présence d'éléments identitaires ou patrimoniaux	Non	Oui - certains éléments bâtis (mémoire des anciens bureaux)	Oui (architecture des bâtis)	?	Non
Projets futurs envisagés	Commerces ou industries	?	Parc photovoltaïque ou aménagement paysager et parking	ZAC avec résidences, commerces et espaces verts	Création d'un éco-quartier : résidences, commerces et espaces verts
Type de site	B	C	C	C	A
Nombre d'habitants sur la commune (en 2014 données INSEE)	151 056	2 423	832 à Botz-en-Mauges (18 286 après la fusion des communes)	3 493	19 157
Nombre de sites et sols pollués	6	1	1	1	1
Nombre de friches polluées	3	1	1	1	0
	Angers	**La Possonnière**	**Mauges-sur-Loire**	**Canet**	**Castelnau-le-Lez**

Tableau 1.6 – Présentation synthétique des cinq friches urbaines mobilisées dans le cadre de la troisième enquête.
Le type de site correspond à la classification ABC établit par le CABERNET (*Concerted Action on Brownfield and Economic Regeneration Network*) (Ferber *et al.*, 2006, p. 43). Les sites de la catégories A regroupent les sites présentant le moins de risques financiers : la contamination des sols y est généralement bien identifiée, et la friche est située à proximité de toutes les infrastructures et réseaux. Par opposition, les sites de la catégorie C sont des sites remettant en cause la viabilité financière du projet reconversion : les concentrations en contaminants y sont très importantes, ou incertaines, et la localisation de la friche ne permet *a priori* pas un bon retour sur investissement.

1.4 Démarches de récolte et d'analyses des données

Nous présentons dans cette section la démarche générale d'obtention et d'analyse des données utilisées dans cette thèse. Tout d'abord, nous présentons les méthodes utilisées pour recueillir (1.4.1) et analyser les données en fonction de l'objectif visé (1.4.2). Ces méthodes combinent à la fois des outils permettant d'interroger les préférences individuelles et collectives afin d'améliorer la qualité et l'acceptabilité des décisions prises dans le cas d'un projet de reconversion de FUP.

1.4.1 Méthodes de recueil des données

L'objectif général poursuivi dans cette thèse a été d'analyser les obstacles existants et les leviers pouvant être mis en œuvre afin de promouvoir la reconversion et le réaménagement des FUP en France en tenant compte de la multidimensionnalité, à la fois des parties prenantes, et des enjeux associés à un projet de reconversion.

En sciences économiques, on distingue généralement les méthodes de recueil de données quantitatives et qualitatives (Creswell, 2013, Neuman, 2010). Quelle que soit la méthode de recueil de données choisie, celle-ci doit suivre un protocole clairement défini. Elle suppose en particulier qu'il y a un constat de départ et qu'une ou plusieurs questions (ou problématiques) découlent de ce constat, et donc qu'un objectif ait été établi. Cela détermine le type d'étude, le mode de recueil[27] et d'analyse des données, et les sujets devant être sollicités pour obtenir les informations requises.

Dans le cadre de cette thèse, nous avons privilégié les méthodes d'enquête par questionnaire (1.4.1.1) et les groupes de discussion (1.4.1.2). Il s'agit de méthodes permettant d'étudier et de comparer des préférences individuelles et collectives afin de renforcer la qualité et l'acceptabilité des choix de gestion de FUP. Nous présentons ces deux méthodes de récolte des données et justifions ces choix dans les deux sections qui suivent.

1.4.1.1 L'enquête par questionnaire

L'enquête par questionnaire est une méthode de recueil de données quantitatives. Un questionnaire est une succession de questions, rédigées sur un document papier ou informatisé, et utilisées pour recueillir des informations. L'enquête par questionnaire propose les mêmes questions à plusieurs répondants afin de produire de nombreuses données comparables entre les individus. L'élaboration d'un protocole d'enquête et la construction du questionnaire sont des points cruciaux. Les modalités de réponses et le format des questions, leur ordre, leur formulation, la durée, et la passation du questionnaire doivent avoir été déterminés avec soin afin d'obtenir des résultats valides (Bird, 2009). La figure 1.29 décrit les principales étapes d'un protocole d'enquête par questionnaire. Nous les avons suivies pour mettre en place nos trois questionnaires d'enquête : un auprès des opérateurs techniques et fonciers ; les deux autres auprès de riverains impactés par la présence de FUP sur leur commune.

Plusieurs types de questions peuvent être posées : fermées, semi-ouvertes, et ouvertes.

Les questions fermées se composent d'une liste de réponses possibles dans laquelle l'enquêté doit choisir une ou plusieurs réponses. Ce type de question est adapté au recueil d'informations simples, bien définies, et concrètes. De plus, ces questions permettent d'avoir une base de

[27]Les modes de recueil des données peuvent être caractérisés en quatre grandes familles. Dans la première, seul l'enquêteur intervient : elle correspond à la collecte d'informations déjà existantes sur des bases de données comme celles de l'INSEE, et au mode observateur, dans le cas d'observation externe ou d'observation participante. Dans la seconde, seul l'individu enquêté intervient : il s'agit d'un mode de recueil auto-administré, avec par exemple l'envoi d'un questionnaire par courrier, courriel ou internet. Dans la troisième, il y a une interaction entre un enquêteur et un enquêté : c'est le mode face-à-face ou téléphonique. Dans la quatrième, il y a une interaction entre un enquêteur et plusieurs enquêtés : c'est le cas des groupes de discussion par exemple.

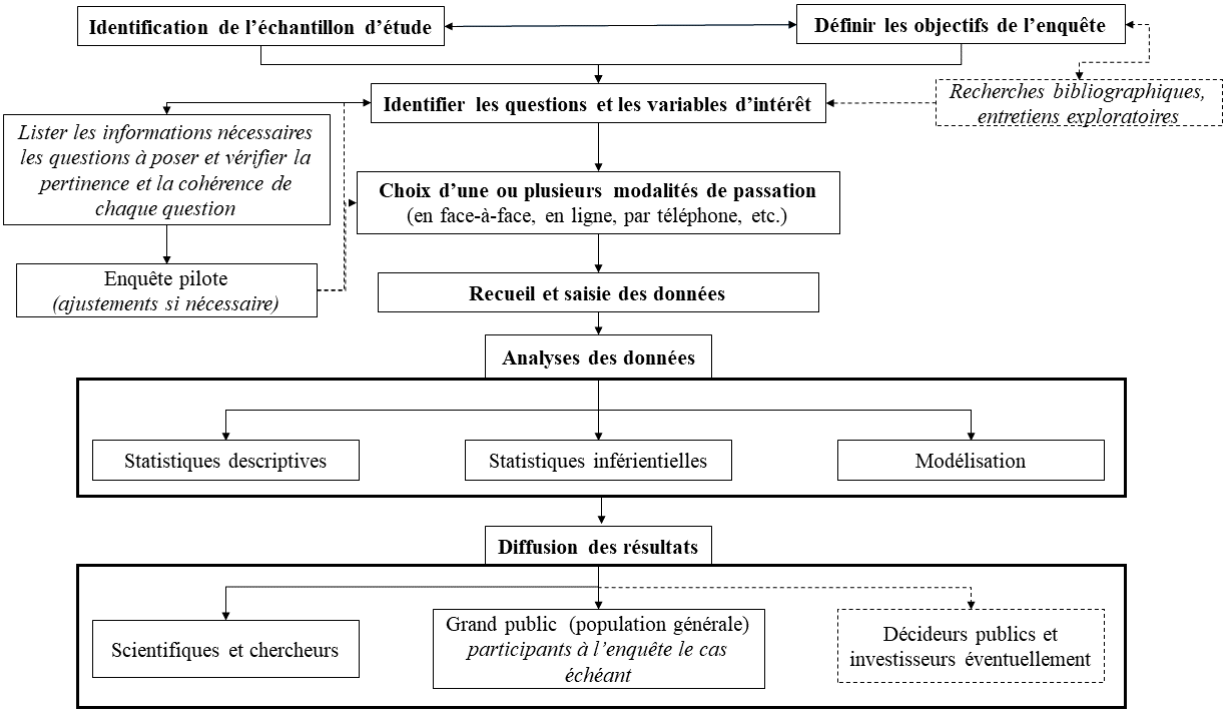


FIGURE 1.29 – Principales étapes de mises en œuvre d'un protocole d'enquête par questionnaire
Les analyses de données sont détaillées dans la section 1.4.2.2.

comparaison invariante si la question est réutilisée pour d'autres enquêtes, ou si on souhaite renouveler l'enquête de manière régulière (enquête longitudinale ou de cohorte). En revanche, ce n'est guère adapté pour recueillir des informations concernant les attentes, les opinions, ou représentations des individus. Parmi les questions fermées, on distingue : les questions fermées à choix unique, comme les questions binaires et les questions à échelle ; et les questions fermées à choix multiples. Une question fermée est dite à choix unique lorsque l'individu ne doit choisir qu'une seule réponse parmi celles qui lui sont proposées. Il peut s'agir par exemple de questions binaires comme le sexe de l'individu par exemple. Les questions à échelle en font également partie. Elles permettent de nuancer les modalités de réponses proposées, et de mesurer des intensités de jugement ou d'émotion dans le cas d'échelle de Likert par exemple. Les propositions doivent être ordinales. Les questions fermées à choix multiples, quant à elles, donnent à l'individu la possibilité de choisir plusieurs réponses. Les questions semi-ouvertes se construisent comme les question fermées, c'est-à-dire avec une proposition de réponses possibles dont une est la réponse « autre » permettant à l'enquêté de préciser sa réponse. Enfin, les questions ouvertes permettent de recueillir un maximum d'informations et de détails sur un thème donné. En effet, aucune proposition ou suggestion de réponse n'est faite.

Par ailleurs, dans le cadre d'une enquête par questionnaire, les données peuvent être recueillies auprès d'un groupe de personnes sur une seule période de temps (enquête transversale), ou auprès d'un même groupe de personnes interrogé plusieurs fois à différentes périodes de temps plus ou moins régulières (enquête longitudinale ou de suivi de cohorte) (Wooldridge, 2010). Toutes les enquêtes effectuées dans le cadre de cette thèse sont transversales. La figure 1.30 résume les trois questionnaires effectués dans le cadre de la thèse.

Les modalités de recueil des données par questionnaire sont également variées : en face-à-face, par téléphone, par courrier, par e-mail, ou encore en ligne par exemple (Neuman, 2010). Les solutions les moins coûteuses, en termes de temps et d'argent, sont les passations en ligne ou par e-mail. Elles permettent de couvrir facilement une zone géographique ciblée et d'obtenir un échantillon d'étude important (Evans et Mathur, 2005). La passation en face-à-face ou par

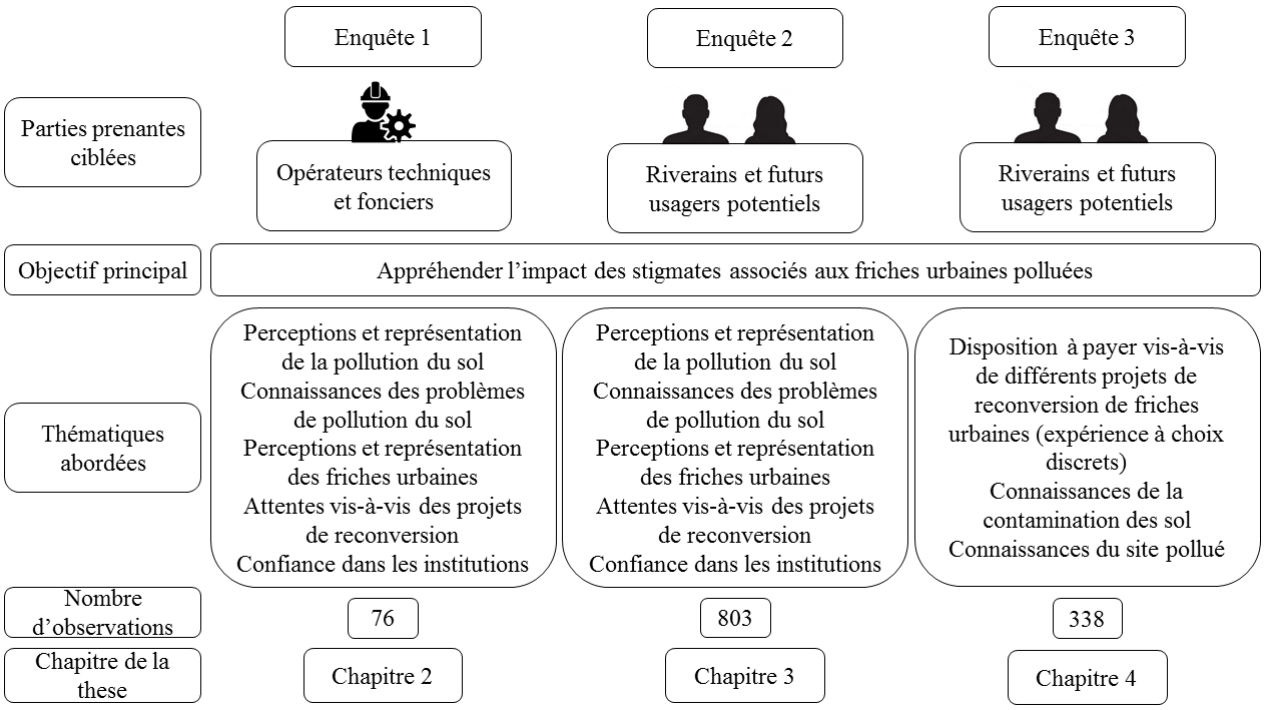


FIGURE 1.30 – Schéma descriptif des enquêtes en ligne effectuées dans le cadre de cette thèse
Le numéro d'enquête correspond à l'ordre dans lequel les résultats sont présentés dans le cadre de cette thèse.

téléphone est généralement plus coûteuse en terme de temps. Toutefois, elle a l'avantage de permettre à l'enquêteur de fournir des informations supplémentaires au répondant en cas de difficulté, ou d'incompréhension pour répondre à une question. Cette contrainte nous a amené à utiliser ces deux modes de passation pour notre seconde enquête auprès des riverains. En effet, les questionnaires d'expériences à choix discrets nécessitent d'importants efforts cognitifs (Hoyos, 2010). Pour limiter ces biais, les attributs et modalités définissant les scénarios du DCE doivent être compréhensibles par les individus. Ainsi, afin de limiter ces biais, des groupes de discussion (Davies et Laing, 2002) et / ou une pré-enquête sont généralement mis en place. Dans le cadre de cette thèse, la première enquête, effectuée au niveau national, auprès de 803 riverains impactés par une FUP et la revue de la littérature nous ont permis d'identifier les principaux attributs du DCE. Les groupes de discussion menés sur la commune de La Possonnière nous ont également permis de tester la compréhension des attributs du DCE.

Par ailleurs, la mise en œuvre d'une enquête est soumise à des biais affectant la validité des résultats. Un biais est une différence entre ce qui est mesuré à partir des données de l'échantillon et la valeur exacte dans la population ; cette différence étant liée à une erreur systématique. Lors des différentes étapes d'une enquête descriptive deux types de biais doivent être pris en compte : le biais de sélection et le biais hypothétique. Il y a un biais de sélection si les sujets pris en compte dans l'analyse sont non-représentatifs de la population concernée par le phénomène étudié. Une source potentielle de biais de sélection devant être prise en considération est celle des non-répondants, c'est-à-dire les individus sélectionnés pour participer à l'enquête mais n'y répondant pas (non-réponse totale), ou en partie (non- réponse partielle). De plus, cette méthode est fondée sur des intentions comportementales, et non sur l'observation de comportements réels. C'est pour cette raison que nous avons interrogés des acteurs travaillant à reconvertir les FUP (opérateurs techniques et fonciers), ou étant directement impactés par ce type de site.

1.4.1.2 Les groupes de discussion

Les groupes de discussion, *focus groups*, sont des méthodes de recueil de données qualitatives. Il s'agit d'une méthode de recueil des données qui a tout d'abord été utilisée, dans les années 1940, en sociologie et en marketing, avant de s'étendre, ces trente dernières années, à d'autres domaines de recherche comme les sciences sociales, les sciences politiques, et également les sciences économiques (Guillemette *et al.*, 2010, Kitzinger *et al.*, 2004, Morgan, 1996).

Cette technique d'enquête procède par entretiens, semi-directifs ou non, modérés par un animateur neutre, dans un cadre informel afin de collecter des données sur un sujet défini à l'avance auprès d'un groupe d'individus (Guillemette *et al.*, 2010, Kitzinger *et al.*, 2004). Pour cette raison, les groupes de discussion sont également connus sous le nom d'entretiens de groupe.

Les entretiens sont non-directifs lorsque l'enquêteur n'a pas de questions prédéfinies, mais dispose d'une thématique à aborder. Ce type d'entretien s'apparente à une discussion informelle : le thème de l'échange est annoncé, mais aucune question n'est directement posée. L'enquêteur, ou modérateur, ne sera qu'une présence pour un effet miroir et de relance. Il ne doit dévoiler aucune nouvelle information, ni orienter les réponses. Ce type d'entretien a l'avantage d'être très flexible en permettant d'adapter la conversation en fonction des aspects que l'on souhaite étudier. Il permet également de faire émerger des points originaux sur un sujet en laissant libre cours à la parole de l'individu interrogé. Il a cependant l'inconvénient de ne pas permettre d'effectuer de comparaison entre les entretiens effectués sur une même thématique donnée car des aspects différents peuvent être abordés au cours de chaque entretien (Malhotra, 2011, Turner I, 2010). C'est pourquoi, nous n'avons pas effectué d'entretien de groupe non directif.

L'entretien semi-directif suppose la définition d'un thème général, la constitution d'une grille thématique formalisée, et la planification d'une stratégie d'écoute et d'intervention sous la forme de relances ou de reformulations (Fenneteau, 2015, Marková, 2004). Les relances permettent de préciser un aspect du thème qui aurait été traité de façon superficielle par un participant. Les reformulations lui montrent qu'il est écouté, et l'aide à s'exprimer en lui apportant une sorte de reflet de ce qu'il pense. Ce type d'entretien a l'avantage de permettre de récolter des données sur des thèmes précis. Il facilite également la comparaison des données. Dans le cadre des groupes de discussion, il permet également d'aborder des aspects potentiellement inattendus en fonction des échanges entre les participants. En effet, chaque individu est libre d'exposer son point de vue de manière argumentée aux autres participants.

Les résultats obtenus par cette technique d'investigation proviennent des interactions entre les participants (Kitzinger, 1994, Marková, 2004). L'utilisation de groupe de discussion créé un espace de délibération favorable à la génération de nouvelles idées, en laissant les parties prenantes s'exprimer librement sur un sujet (Guillemette *et al.*, 2010). Dans le cadre de démarches participatives, cette méthode peut donner ainsi voix aux groupes d'individus les plus marginalisés, comme les individus en situation de pauvreté ou de précarité économique (Jarrett, 1993, Magill, 1993), ou des individus issus de minorités ethniques (Gany *et al.*, 2006, Jarrett, 1993). C'est pour cette raison que cette technique d'enquête a été privilégiée dans le cadre de la mise en place d'une démarche participative. Les grilles d'entretien des groupes de discussion utilisées sont présentées en annexe F. La figure 1.31 décrit les principales étapes à suivre pour effectuer un groupe de discussion ; et que nous avons suivies.

La figure 1.32 détaille la mise en œuvre sur le terrain des groupes de discussion telle qu'elle a été effectuée.

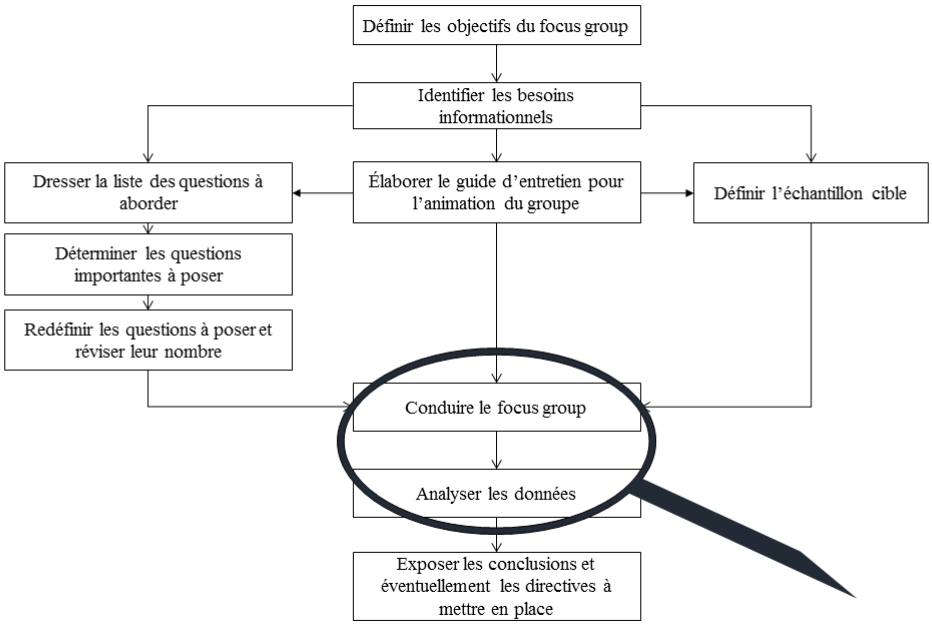


FIGURE 1.31 – Principales étapes d'un groupe de discussion

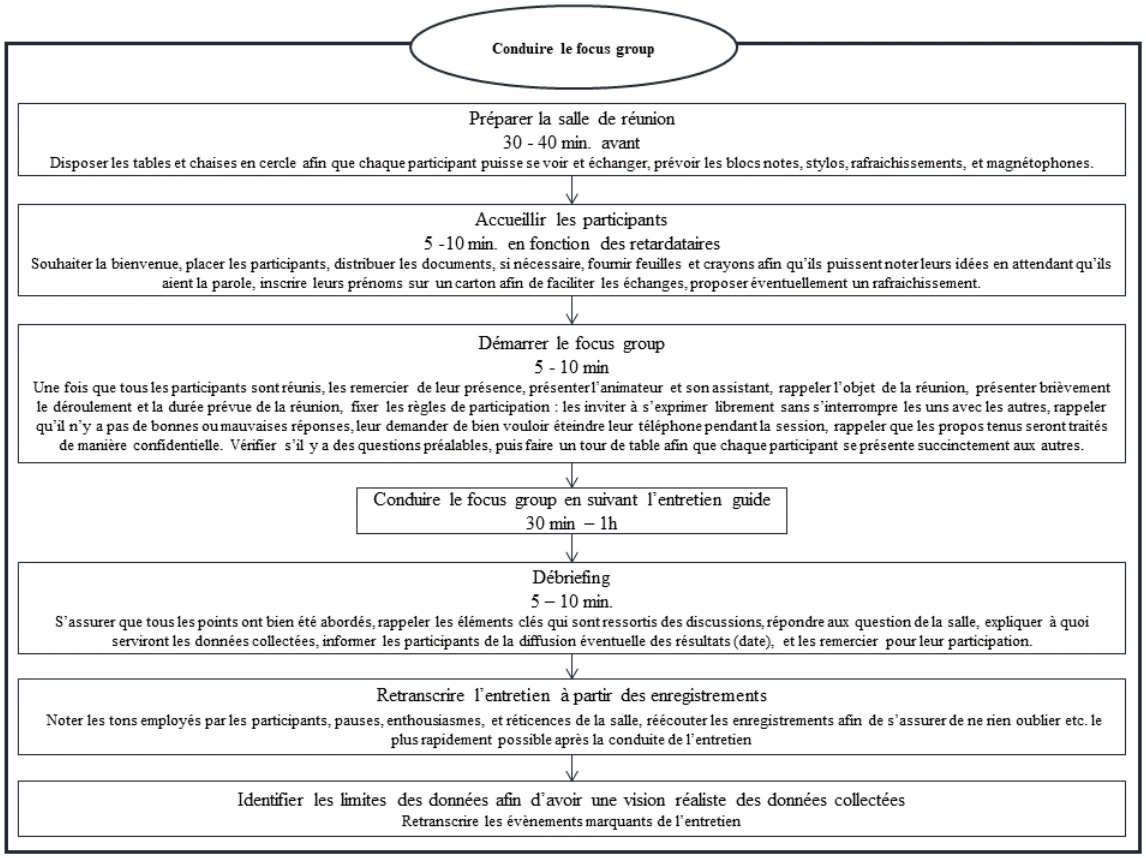


FIGURE 1.32 – Mise en œuvre d'un groupe de discussion sur le terrain

L'utilisation de groupe de discussion permet d'obtenir des informations sur les représentations, perceptions[28], et attitudes individuelles à partir des interactions entre les participants

[28]Les perceptions individuelles associées au risque de pollution du sol, ou encore le degré de confiance accordé

de la réunion dans un délai relativement court. Ils donnent un aperçu général des préoccupations d'individus expérimentant au quotidien le site en raison de leur proximité géographique subie (Beames *et al.*, 2018, Caron et Torre, 2006, Torre *et al.*, 2010). Ils permettent, en particulier, d'analyser les enjeux identitaires ou patrimoniaux pouvant être mis en valeur en tant que biens culturels dans les futurs projets de reconversion (Hazebrouck *et al.*, 2008, Letombe et Zuindeau, 2006). Ils fournissent également des informations concernant le degré d'influence de chaque partie prenante, et donc de la manière dont les décisions sont prises. Enfin, les groupes de discussion permettent d'informer les parties prenantes des obstacles et contraintes à surmonter pour reconvertir le site. Enfin, d'un point de vue logistique, cette méthode est moins onéreuse que les entretiens individuels ou les enquêtes auprès de large population (Morgan, 1996, Morgan et Krueger, 1993). C'est pourquoi, nous avons opté pour six groupes de discussion et un seul entretien. Ce dernier s'est effectué dans le cadre de la première phase de notre démarche participative auprès du maire de la commune de La Possonnière. Il a duré environ une heure, et nous a permis d'obtenir des informations concernant la FUP. En excluant les élus lors de la première phase de notre démarche, les cinq premiers groupes de discussion effectués sur cette commune ont laissé la possibilité à chaque participant de s'exprimer et d'interagir en réduisant les éventuelles asymétries d'information et de pouvoir entre les catégories de parties prenantes.

Toutefois, malgré les précautions méthodologiques pouvant être prises, les résultats obtenus dépendent de plusieurs facteurs liés au déroulement du groupe de discussion d'une part, et à la manière dont les données sont analysées et interprétées d'autres part. La figure 1.33 décrit le processus d'analyse des entretiens de groupes.

Tout d'abord, la qualité des données dépend du degré d'implication des participants au cours des entretiens de groupe. Or, les individus peuvent adopter une position commune ne révélant pas les éventuels points de désaccord sous l'influence des normes sociales (Kaplowitz et Hoehn, 2001). À l'inverse, ils peuvent polariser à l'extrême leur position sans tenir compte des arguments avancés par chacun (Sunstein, 2000, 2002). En outre, le degré d'implication des participants dépend également, pour partie, de la taille de l'échantillon, et de l'influence du modérateur dans le déroulement des groupes de discussion. Ces deux éléments influencent également la qualité des données collectées. Ainsi, un échantillon trop restreint risque de mener à une discussion inactive (cas de dyade ou de triade), ou peu animée (Guillemette *et al.*, 2010). Mais, un échantillon de taille trop importante, comprenant plus de dix participants, n'est pas la panacée pour autant : un effet de groupe peut être observé, et compliquer ainsi les échanges entre les participants (Guillemette *et al.*, 2010). En outre, cela peut ne pas laisser la possibilité à chaque participant de s'exprimer et d'interagir. Or, l'objectif est d'obtenir le point de vue de chaque participant. Il ne doit toutefois pas s'agir d'une agrégation d'entretiens individuels. Le modérateur doit donc veiller à ce que les participants s'adressent aux autres, et non à lui. Il doit également allouer un temps de parole suffisant à tous les participants, afin d'éviter que certains participants ne monopolisent la discussion. Par ailleurs, la conduite des entretiens par le modérateur peut elle aussi biaiser les résultats. En effet, ce dernier, en exerçant un contrôle sur le déroulement et le contenu des échanges, peut influencer les réponses des participants (Morgan, 1996). Par exemple, désigner comme modérateur un chercheur, ou un porteur de projet n'est pas forcément un choix très judicieux. En effet, ces derniers peuvent biaiser les résultats en cherchant à imposer le contenu de la discussion, et donc les questions abordées pendant la réunion, de manière consciente ou non (Guillemette *et al.*, 2010, NOAA Coastal Services Center, 2009). En outre, si le modérateur n'est pas suffisamment formé à l'animation de groupe et/ou ne dispose pas des connaissances suffisantes sur le thème de l'entretien, il peut ne pas parvenir

à différentes catégories d'acteurs peuvent être pris en compte dans le cadre de protocoles expérimentaux (Gneezy et Imas, 2016, Polak *et al.*, 2015) pendant les réunions par exemple.

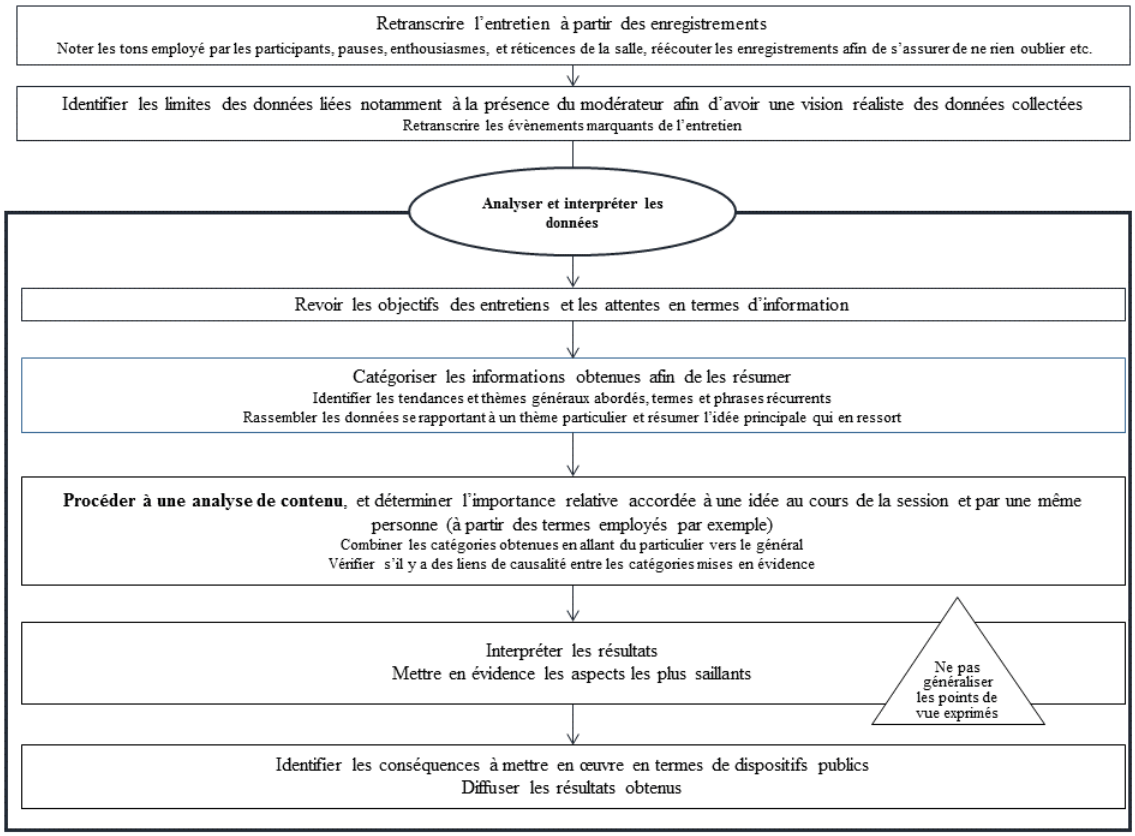


FIGURE 1.33 – Principales étapes du traitement des données recueillies dans le cadre d'un groupe de discussion.
L'analyse de contenu est détaillée dans la section 1.4.2.1.

à instaurer une dynamique d'échange entre tous les participants. Il est donc essentiel que le modérateur ait une idée claire des objectifs des groupes de discussion, et du thème traité. Cette technique d'enquête est soumise au biais de l'enquêteur. Autrement dit, les individus peuvent fournir des réponses qu'ils pensent être celles voulues par l'enquêteur (NOAA Coastal Services Center, 2009) ; cela correspond au biais de désirabilité sociale. Une autre limite, liée à la mise en place de groupes de discussion, est que d'un point de vue statistique, les participants ne sont généralement pas représentatifs de la population (Denier-Pasquier, 2006). Lors de l'analyse des résultats, il est donc crucial de ne pas généraliser les résultats obtenus reposant sur un ensemble de facteurs incontrôlables (personnalités individuelles, expérience et état d'esprit du modérateur par exemple) et non-reproductibles (Geoffrion, 2010, Guillemette *et al.*, 2010, NOAA Coastal Services Center, 2009). Enfin, la dernière limite aux groupes de discussion est d'ordre éthique. Théoriquement, l'anonymat doit être garanti aux participants. Or, il peut être difficile d'assurer la confidentialité des échanges : l'information divulguée dans le cadre d'un groupe de discussion pouvant faire l'objet d'un commérage local (Kitzinger *et al.*, 2004).

Par ailleurs, en conciliant plusieurs méthodes d'enquêtes, qualitatives et/ou quantitatives, les individus peuvent avoir le sentiment de se répéter. C'est pourquoi, il est préférable d'appliquer des dispositifs d'enquête sur différents échantillons afin d'éviter d'interroger plusieurs fois un même individu (Guillemette *et al.*, 2010). Pour cette raison, les personnes résidant sur la commune de La Possonnière et ayant pris part aux groupes de discussion effectués sur cette commune ne pouvaient pas répondre à l'enquête du DCE (enquête n° 3).

Pourtant, les limites respectives à chacune de ces méthodes nécessitent de coupler plusieurs méthodes afin d'obtenir des résultats objectifs et valides : c'est la triangulation des

méthodes (Brent *et al.*, 1993, Creswell, 2013, Neuman, 2010). Ainsi, les groupes de discussion peuvent être employés en combinant d'autres méthodes d'investigation complémentaires comme les entretiens individuels (Eysenbach, 2002, Kaplowitz et Hoehn, 2001), et les enquêtes par questionnaire (Brent *et al.*, 1993, Mitra, 1994, NOAA Coastal Services Center, 2009, O'Brien, 1993). L'utilisation de groupes de discussion peut servir de préliminaire à l'élaboration d'un questionnaire d'enquête. En effet, ils permettent dans un premier temps d'analyser la manière dont les individus s'expriment sur un sujet donné afin d'adapter le contenu du questionnaire aux personnes enquêtées. Dans le cas de cette thèse, ils ont permis d'adapter la présentation des attributs de notre DCE (chapitre 4).

La mise en place d'enquêtes, quant à elle, ou d'entretiens individuels peuvent également servir à préparer le déroulement de groupes de discussion. C'est ce qui a été effectué dans le cadre de cette thèse, et est résumé par la figure 1.34. En effet, les résultats de l'enquête 2, effectuée au niveau national auprès des riverains impactés par la présence d'au moins une FUP sur leur commune de résidence ont aidé à identifier les attributs les plus pertinents du DCE de l'enquête 3, et à établir la grille des groupes de discussion mis en œuvre sur la commune de La Possonnière. Ces derniers ont également permis d'améliorer la description des attributs du DCE (Mitra, 1994, O'Brien, 1993). La combinaison des questionnaires d'enquête et des groupes de discussions nous permet d'avoir une vue d'ensemble des différents enjeux associés aux FUP.

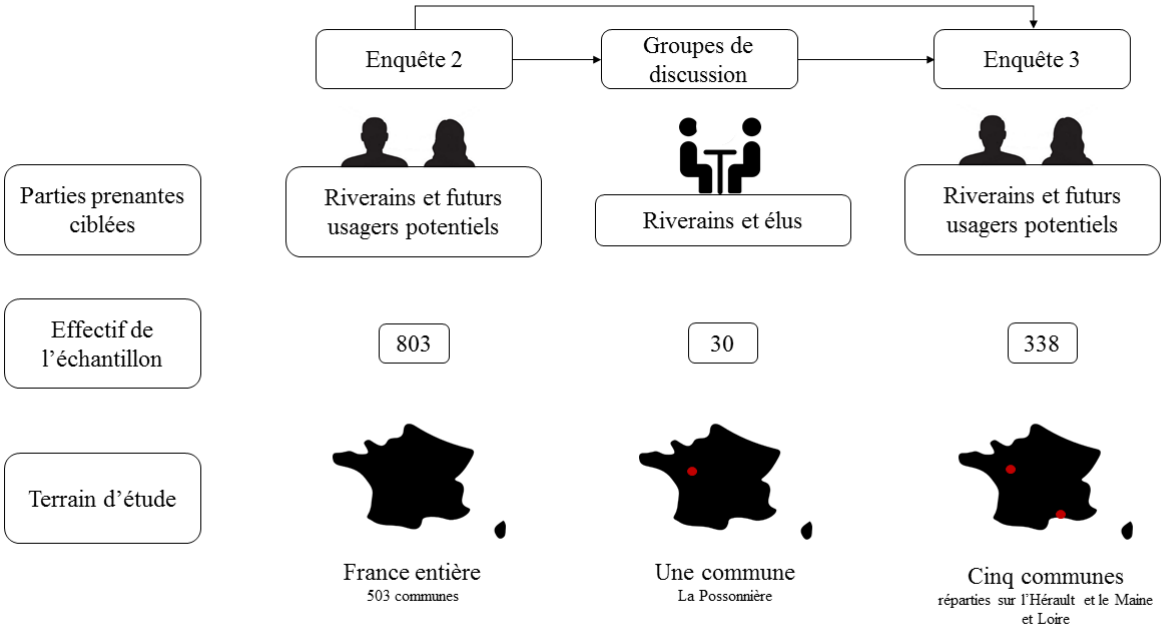


FIGURE 1.34 – Couplage des techniques de recueil mobilisées dans le cadre de la thèse
Les flèches indiquent que les résultats obtenus par une des méthodes de recueil de données ont servi à établir le protocole d'une autre démarche de collecte des données.

1.4.2 Méthodes d'analyses de données

Il existe une multitude de méthodes d'analyses de données. Nous ne présentons dans cette section que les méthodes d'analyses mobilisées dans le cadre de cette thèse. Nous commençons par l'analyse de contenu pour les réponses données aux questions ouvertes dans les enquêtes et les retranscriptions des entretiens de groupe (1.4.2.1). Cette méthode nous permet d'étudier la présence de stigmates associés aux FUP. Dans un deuxième temps, nous justifions le choix d'un DCE pour évaluer les valeurs de non usage découlant de la reconversion de FUP (1.4.2.2).

1.4.2.1 L'analyse de contenu

L'analyse de contenu regroupe les techniques permettant une analyse systématique et objective des communications écrites, comme les retranscriptions d'entretiens, l'analyse de sites web, d'articles de presse ou de blogs par exemple ; ou orales comme les interviews, les histoires de vies ou les entretiens (Lebart et Salem, 1994). Il s'agit d'une approche multidisciplinaire croisant des méthodes quantitatives et qualitatives. Elle croise ainsi la linguistique, les sciences de la communication, la statistique, la sociologie, la psychologie, et plus récemment, depuis les années 1960, l'informatique (Pêcheux *et al.*, 1982). En raison du fondement multidisciplinaire de l'analyse de données textuelles, les domaines d'application de ces techniques sont très variés : linguistique, histoire, psychologie, sociologie, économie par exemple.

On distingue deux types d'application de ces techniques. La première repose sur une analyse quantitative des textes tandis que la seconde repose sur une analyse qualitative. Ainsi, la stylométrie (ou statistique stylométrique) compare les textes à partir d"une étude quantitative du vocabulaire (distribution des mots, forme de leur distribution, nombre d'occurrence). Elle met en évidence le style littéraire ou le style d'écriture d'un auteur à partir du vocabulaire utilisé. C'est à partir de cette première approche qu'est d'abord apparue dans les années 1940 l'analyse de données textuelles.

L'analyse de contenu va plus loin en privilégiant également le sens et la signification des textes plutôt que leur forme (Garnier et Guérin-Pace, 2010). Elle étudie ainsi la structure d'un discours ou d'un texte ainsi que sa logique afin de mettre en évidence le contexte dans lequel il est produit, et sa signification réelle à partir de données objectives. Elle permet de traiter les réponses fournies par des individus à des questions ouvertes sans modification du texte. Elle permet ainsi de recueillir une information plus spontanée et plus riche que dans le cas de réponses apportées à des questions fermées (Lebart et Salem, 1994). Elle permet d'appuyer l'interprétation du phénomène étudié sur des critères quantitatifs et objectifs (Garnier et Guérin-Pace, 2010). Enfin, elle complète des données recueillies à partir de questions fermées sur un thème donné.

L'analyse de contenu a également l'avantage d'éviter les biais liés à la codification thématique manuelle qui consiste à regrouper les réponses apportées à des questions ouvertes dans des catégories homogènes à partir de la lecture des réponses. Cette catégorisation revient à fermer une question initialement ouverte. Cela pose deux problèmes pour l'analyse des données. Tout d'abord, cela risque d'appauvrir le contenu des informations collectées en perdant de précieuses informations relatives au contexte, à la tonalité du discours, etc. En outre, cette post-codification opère un traitement subjectif des informations fournies ; et risque ainsi d'introduire un biais lié à la codification et au chiffrement des réponses (biais du chiffreur) en déformant le contenu des réponses en fonction de l'interprétation des réponses effectuée par l'analyste. Cela peut induire une interprétation erronée du phénomène étudié. En outre, la post-codification d'une question ouverte amène à exclure de l'analyse des données les réponses rares, et les items résiduels alors même qu'ils peuvent constituer un élément important pour la compréhension du phénomène étudié (Garnier et Guérin-Pace, 2010, Lebart et Salem, 1994).

C'est cette approche que nous avons privilégié dans le cadre de la thèse pour analyser les questions ouvertes de nos enquêtes (chapitre 2, 3 et les entretiens de groupes effectués au chapitre 6. En effet, l'étude des représentations sociales se prête particulièrement bien à une analyse de contenu dans la mesure où elle permet de rendre compte de la dynamique représentationnelle et cognitive d'un phénomène (Abric, 2003, Beaudouin et Lahlou, 1993, Kalampalikis, 2005, Negura, 2006). Elle peut également être utilisée pour étudier les émotions ressenties par les individus (Byron, 2008, Carli *et al.*, 2016, Mossholder *et al.*, 1995).

On distingue trois phases pour procéder à une analyse de données textuelles. La figure 1.35 résume les étapes nécessaires à toute analyse de données textuelles.

Il y a tout d'abord une phase préparatoire du corpus. Cette étape comprend le nettoyage des

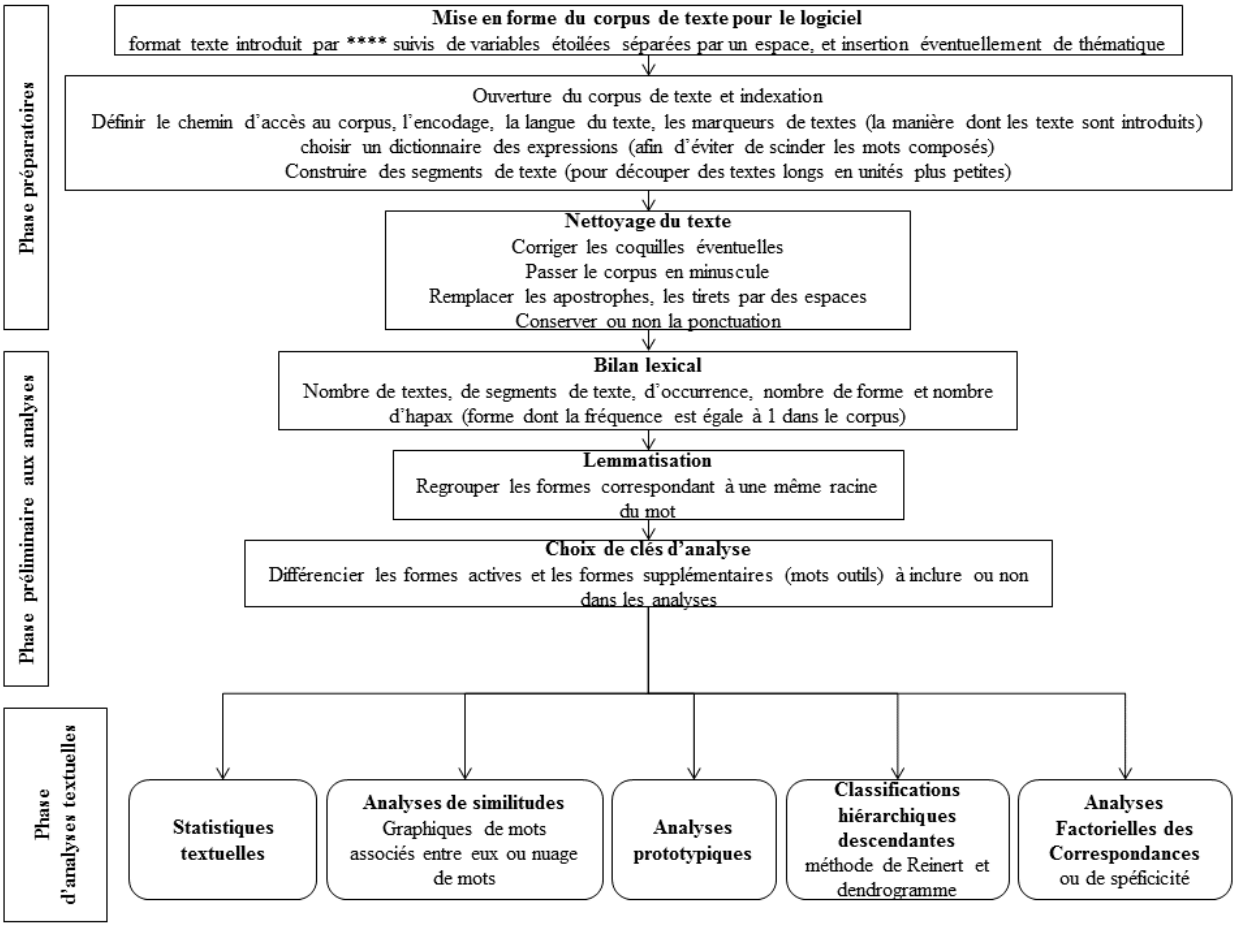


FIGURE 1.35 – Étapes nécessaires à une analyse de données textuelles

données et le formatage du corpus dans le logiciel[29] d'analyse de données textuelles. Il s'agit de l'étape la plus longue de l'analyse, car la mise en forme du corpus sur un logiciel nécessite au préalable de sélectionner les variables qui seront pertinentes pour les analyses futures. La seconde phase comprend deux étapes préliminaires à toutes analyses de données textuelles : la lemmatisation[30], et le choix de clés d'analyse. La lemmatisation identifie les formes et les regroupe dans de mêmes unités lorsqu'elles ont la même forme graphique. Il s'agit d'une étape permettant de regrouper les mots ayant la même racine. Elle ramène ainsi par exemple les verbes à leur infinitif, les formes au pluriel sous leurs formes au singulier. Le choix de clés d'analyse consiste à déterminer si l'on souhaite inclure les formes actives et les formes supplémentaires (mots-outils) dans les analyses. La troisième et dernière phase est celle des analyses de données textuelles. Cinq types d'analyse de données textuelles peuvent être effectuées en fonction des logiciels utilisés[31] :

1. Des statistiques textuelles pour identifier les termes les plus fréquemment employés ;

2. Des analyses graphiques par nuage de mots ou analyse de similitude afin d'illustrer les mots les plus fréquemment employés (nuage de mots) et leur relation entre eux (analyse de similitude) ;

[29]Les données peuvent être formatées différemment en fonction des besoins de l'analyse. Nous présentons les formatages de ces données dans l'annexe G.1.1.2.

[30]Le vocabulaire de l'analyse de contenu est présenté en annexe G.1.

[31]Pour une comparaison des analyses pouvant être effectuées à partir des logiciels utilisés dans cette thèse voir en annexe G.1.2.

3. Une analyse prototypique permet de mettre en évidence les mots les plus saillants. Elle s'effectue à partir d'un croisement entre le rang d'apparition ou d'ordre d'importance moyen des termes et leur fréquence moyenne dans le cadre d'une approche structurale des représentations sociales.

4. Des classifications afin de compléter les analyses statistiques et graphiques en mettant en évidence les formes en fonction de leur apparition dans une même unité de contexte. Cela permet d'affiner les premières interprétations effectuées.

5. Des Analyses Factorielles de Correspondances (AFC). Elles permettent de compléter les résultats obtenus par des classifications ou encore de mettre en évidence des différences de discours en fonction des caractéristiques des individus ou des textes.

L'analyse de contenu présente toutefois deux types de limites. Il y a, tout d'abord, les limites relatives aux différentes étapes à mettre en place pour pouvoir effectuer les analyses, et notamment à la préparation du corpus et, les limites relatives à l'interprétation des résultats par l'enquêteur une fois les analyses effectuées. Dans la préparation du corpus de texte, à chaque demande d'analyse de contenu, une lemmatisation peut être effectuée. Cette étape comporte le risque de regrouper des formes dont l'emploi est en réalité différent (Bolasco, 1993, Lemaire, 2008). Les combinaisons de dictionnaires à partir d'analyses syntaxiques automatiques rendent toutefois la lemmatisation fiable à plus de 95 % (Garnier et Guérin-Pace, 2010) ; ce qui limite les risques d'interprétations erronées dans l'analyse de contenu. Cependant, la lemmatisation peut amener à des non-sens dans l'analyse et les interprétations car par exemple l'utilisation d'un terme au singulier peut avoir une signification différente au pluriel (par exemple : une assise et les Assises ; un gage et les gages) (Delavigne, 2004). En outre, les dictionnaires des expressions utilisés pour les analyses textuelles peuvent ne pas rendre compte des marqueurs de modalités comme la négation par exemple ; ce qui peut amener à des contre-sens dans l'interprétation des résultats obtenus (Fallery et Rodhain, 2007). Une deuxième limite adressée à l'analyse de contenu réside dans les interprétations effectuées. Des différences interprétées en termes d'analyse de contenu peuvent en réalité provenir de différences sociales liées à la manière dont les individus s'expriment (à l'oral mais aussi à l'écrit)[32]. Les problèmes d'homonymie, de polysémie, de synonymie peuvent amener à construire des classes lexicales différentes alors qu'elles peuvent en réalité relever de modes d'expression hétérogènes sur la forme mais qui sont très similaires sur le fond ; c'est le cas par exemple d'opinions exprimées par des synonymes, par des paraphrases, des périphrases, ou encore des ellipses. Une attention particulière doit donc être portée au traitement des ambiguïtés afin d'éviter toute erreur d'interprétation. Enfin, les outils disponibles des représentations mentales, comme par exemple les nuages de mots, rendent davantage compte des liens de causalité existants que d'autres types de liens, comme par exemple les liens cognitifs, temporels, et sémantiques par exemple. Cela donne une vision des représentations individuelles partielles (Fallery et Rodhain, 2007). Une connaissance préalable du corpus à analyser et donc nécessaire afin de pallier aux limites des analyses, et d'éviter ainsi des sources d'erreurs potentielles.

Cette méthode d'analyse a été utilisée pour traiter l'ensemble des questions ouvertes des questionnaires composant cette thèse. En particulier, elle a permis d'analyser les représentations sociales associés à la contamination des sols et aux friches urbaines à partir des réponses données aux questions ouvertes dans le cadre de l'enquête présentée au chapitre 3. Elle a également été employée pour l'analyse des retranscriptions des entretiens de groupe effectué dans le cadre de la mise en place de la démarche participative dont les résultats sont présentés au chapitre 5. Les

[32]Une analyse par sous-corpus en fonction de la catégorie socio-professionnelle ou du niveau d'étude peut permettre de mettre en évidence ces disparités, et limiter ainsi les erreurs d'interprétation.

analyses de contenu présentées dans cette thèse ont été effectuées avec le logiciel IRaMuTeQ (Interface de R pour les analyses multidimensionnelles de textes et de questionnaires) et Tropes. Une présentation détaillée de ces logiciels est disponible en annexe G.1.

1.4.2.2 Analyses statistiques et méthodes d'évaluation

Les statistiques permettent d'analyser les réponses obtenues dans le cadre des questionnaires d'enquête une fois les variables et les codages définis. La grille de codage rappelle le libellé de la question, le nom de la variable correspondante, et le codage attribué à chaque modalité. Une fois la grille de codage établie, la base de données peut être construite[33]. Lors de cette étape, il s'agit de vérifier le nombre de données manquantes et la cohérence des données afin de corriger les éventuelles erreurs de saisie. Une fois ce travail effectué, il est possible de procéder aux analyses statistiques. Plus particulièrement, dans le cadre de cette thèse des modèles de choix discrets ont été mobilisés[34]. Trois modèles de choix discrets ont été mobilisés. Les deux premiers visent à analyser l'insatisfaction concernant la gestion de la contamination des sols d'une part, et des friches urbaines d'autres part au moyen de deux régressions logistiques à partir des résultats obtenus dans le cadre de l'enquête présentée au chapitre 3. Un modèle logit conditionnel a également été développé à partir des résultats obtenus par le questionnaire à choix discrets présenté au chapitre 4. Nous justifions plus particulièrement le choix de cette méthode parmi les méthodes d'évaluation possibles.

L'économiste dispose dans sa boîte à outils de nombreuses méthodes d'évaluation synthétisées dans la figure 1.36.

Une première catégorie est constituée par les méthodes basée sur les coûts. Elles évaluent la valeur d'un bien ou service environnemental à partir des coûts devant être engagés pour le réparer, le remplacer, ou éviter certains dommages potentiels. Elles regroupent ainsi la méthode des coûts de remplacement, des coûts substituts, des dommages évités et des coûts sanitaires. Ces méthodes postulent que le dommage observé est attribuable à une seule cause. Or, le lien de cause à effet peut être difficile à établir en raison d'une multitude de facteurs pouvant affecter l'utilité individuelle. De plus, en reposant sur des valeurs comptables, elles ne permettent pas de prendre en compte les comportements et préférences des individus (Khalifa, 2002). Or, ces derniers sont essentiels pour évaluer les bénéfices d'une décision publique ayant des impacts environnementaux, sanitaires, économiques, et sociaux (Desaigues et Point, 1990, Kesternich *et al.*, 2017, Point, 1998, Venkatachalam, 2008). Les méthodes fondées sur les préférences sont donc les plus adaptées. Parmi elles, les méthodes fondées sur un marché, réel ou implicite donnent une estimation potentiellement biaisée, et incomplète des bénéfices potentiels de la reconversion d'une FUP dans le cadre d'analyse de la Valeur Économique Totale (VET). Les méthodes s'appuyant sur les marchés réels, ou implicites, regroupent celles des prix de marché, des changements de productivité, des coûts de transport, et des prix hédoniques. Les deux premières identifient seulement les valeurs d'usages dans le cadre de la VET. La méthode des coûts de transport estime la VET totale de l'actif environnemental considéré à partir des dépenses, en termes de coûts et de temps, que doit engager l'individu pour se rendre sur un site (Mäler et Vincent, 2005), sans décomposer la valeur estimée pour chaque usage possible. C'est pourquoi, elle ne peut pas s'appliquer dans le cadre de notre étude. La méthode des prix hédoniques révèle les prix implicites d'un bien hétérogène à partir de son prix global sur le marché. Elle s'applique dans de nombreux domaines : c'est la méthode la plus utilisée en France pour évaluer le paysage (Rulleau et Mahieu, 2012). Elle a été massivement employée pour analyser l'impact

[33]Dans le cas d'une enquête réalisée par questionnaire papier, il s'agit dans un premier temps de coder chaque questionnaire puis d'en faire la saisie.

[34]Pour une présentation de ces modèles voir section 4.1.

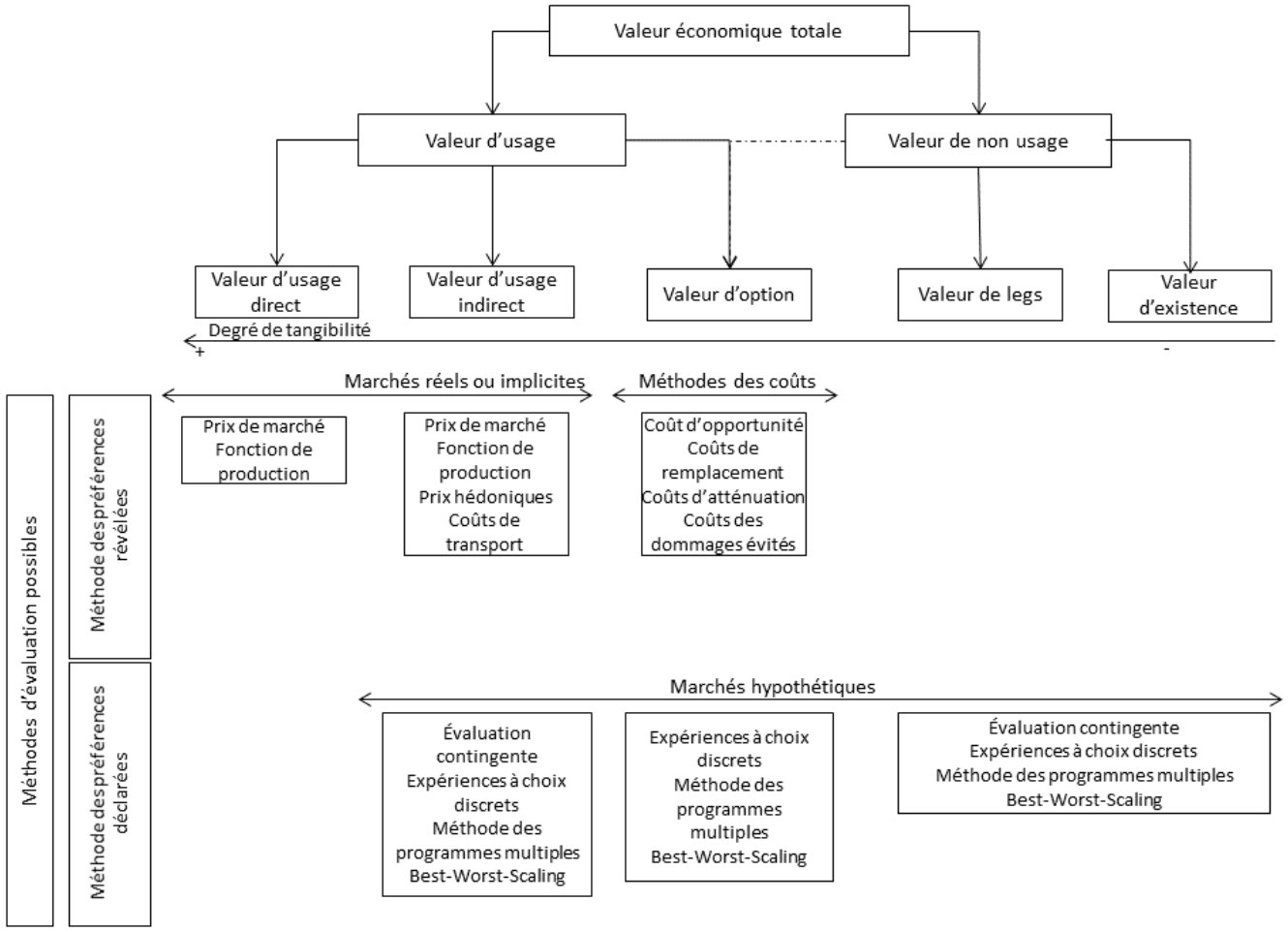


FIGURE 1.36 – Méthodes d'évaluation économiques dans le cadre de la Valeur Économique Totale

d'un SSP. Toutefois, la validité des résultats obtenus par cette méthode repose sur des hypothèses assez restrictives concernant le niveau d'information détenu par les agents économiques, leurs perceptions des attributs de l'actif environnemental, des caractéristiques de ce dernier, et des mécanismes d'ajustement du marché (Travers, 2007). Ces hypothèses ne sont pas toutes réunies pour pouvoir appliquer cette méthode d'évaluation dans le cadre de la reconversion de FUP (US EPA, 2005). Tous les individus ne perçoivent pas de la même manière les risques associés à une pollution du sol (Gramaglia, 2015, McClelland *et al.*, 1990). De plus, il est nécessaire de considérer toutes les caractéristiques qui ont une influence sur la valeur de l'actif environnemental. Or, le choix de la mesure de ces variables n'est pas toujours facile à mettre en place en raison de l'existence de corrélations (Atkinson *et al.*, 2014). Par exemple les biens immobiliers à proximité de FUP sont exposés à davantage de nuisances (contamination, fermetures d'infrastructures, criminalité par exemple) dont l'impact de chacune peut être difficile à différencier (Travers, 2008). En outre, des variables peuvent être omises de l'analyse si elles n'affectent pas la décision d'achat de l'individu. C'est par exemple le cas de certains bénéfices collectifs comme les bénéfices environnementaux, comme la réduction des émissions de CO_2, qui peuvent ne pas être pris en compte dans l'évaluation, et biaiser les résultats (US EPA, 2005). Enfin, cette méthode ne permet pas de déterminer les valeurs de non usage. C'est pourquoi, nous ne privilégions pas cette méthode dans le cadre de notre étude.

Les méthodes fondées sur le modèle des préférences déclarées déterminent la disposition

à payer (ou à renoncer), pour un actif environnemental, des individus placés sur un marché hypothétique. Elles prennent en compte, dans la VET, aussi bien les valeurs d'usage que de non usage (Mäler et Vincent, 2005, Morrison *et al.*, 1997). Elles sont donc adaptées pour évaluer la multidimensionnalité des impacts d'une décision publique comme la reconversion de FUP (Hoehn, 1991). Elles regroupent l'évaluation contingente, la notation contingente, le classement contingent, la comparaison par paire, et les expériences à choix discrets (*Discrete Choice Experiment* – DCE) également appelés choix multi-attributs (Morrison *et al.*, 1997). L'évaluation contingente[35] demande directement aux individus leur disposition à payer pour la mise en place d'une politique publique ayant un impact environnemental en reproduisant le contexte institutionnel dans lequel s'inscrit la décision (Mäler et Vincent, 2005). Différentes procédures existent afin de déterminer la disposition à payer des individus : questions ouvertes[36], jeux d'enchères itératifs[37], cartes de paiement[38] (Morrison *et al.*, 1997). Quelle que soit la procédure retenue, elle doit décrire le plus précisément possible la situation initiale et les changements possibles engendrés par la solution proposée. Autrement dit, les scénarii possibles doivent être suffisamment compréhensibles, et plausibles pour les individus interrogés afin qu'il expriment des valeurs fiables malgré leur méconnaissance d'un ou plusieurs aspects relatifs aux scénarios proposés (Mitchell et Carson, 1989). La notation contingente évalue sur une échelle, numérique ou sémantique, différents scénarii possibles définis par un ensemble d'attributs dont les niveaux varient. Le classement contingent classifie différents scénarii, définis par un ensemble d'attributs dont les niveaux varient, en fonction de leurs préférences. Il s'agit d'un choix discret dans lequel les individus indiquent le scénario qu'ils préfèrent parmi tous ceux qui sont proposés (Chapman et Staelin, 1982, Pearce *et al.*, 2006). La comparaison par paire présente aux individus deux scénarii possibles, et leur demande d'indiquer sur une échelle, numérique ou sémantique, le scénario qu'il préfère. La méthode des choix discrets est une extension des méthodes d'évaluations contingentes. Elles font généralement appel à la réalisation d'enquêtes afin d'identifier les préférences individuelles, et les disposition à payer pour une caractéristique environnementale donnée[39] (Mitchell et Carson, 1989, Morrison *et al.*, 1997). Dans le cadre de cette thèse, nous avons ainsi mobilisé cette technique de récolte des données afin d'identifier les préférences de riverains résidant sur une commune impactée par une FUP.

Toutes ces méthodes reposent sur la théorie du consommateur développée par Kelvin John Lancaster (Lancaster, 1966). Cela suppose que les attributs définissant le bien évalué soit compréhensible pour l'individu. C'est pour cette raison que l'élaboration de notre DCE a reposé sur les données d'enquête précédemment effectuées et les groupes de discussion.

Ces dernières années, dans la littérature récente des extensions des DCE sont effectuées par l'intermédiaire des méthodes de classement « du meilleur au pire » dites *Best Worst Scaling* (BWS), également appelée maxdiff. Ces méthodes mesurent de façon plus précise l'effet respectif de chaque attribut (Flynn et Marley, 2014). Elles correspondent à une extension de la méthode

[35]La première évaluation contingente a été mise en œuvre pour évaluer les bénéfices de la conservation des sols afin d'inciter les agriculteurs à adopter des pratiques pro-environnementale (Mäler et Vincent, 2005).

[36]Elle consiste à demander directement aux individus le montant qu'ils seraient prêts à payer au maximum.

[37]Elle revient à demander aux individus leur disposition à payer pour une situation donnée. Si l'individu accepte, un montant plus élevé est proposé pour la même situation ; sinon un montant plus faible. Ce processus est répété jusqu'à atteindre la disposition à payer maximale de l'individu.

[38]On fournit aux individus une carte proposant différentes offres possibles pour un bien donné, et on demande aux individus d'en choisir un. Leur choix correspond à leur disposition à payer dans une situation donnée.

[39]En sciences de gestion, ces méthodes font partie des techniques d'analyses conjointes (Adamowicz *et al.*, 1998). Elles se différencient des méthodes d'évaluation économiques contingentes par leurs fondements théoriques. Les méthodes de l'analyse conjointe reposent sur des axiomes purement mathématiques, établis à partir de la théorie des mesures conjointes, pour analyser le comportement de systèmes numériques (Louviere *et al.*, 2010), et elles se rattachent de façon trop restrictive à la théorie de l'utilité du consommateur contrairement à la méthode des choix discrets par exemple (Louviere *et al.*, 2010). Par conséquent, elles ne permettent pas de comprendre les comportements et motivations des individus dans une situation donnée (Louviere *et al.*, 2010).

des comparaisons par paires (Finn et Louviere, 1992, Louviere et Woodworth, 1991). Elles regroupent trois procédures (Flynn et Marley, 2014). La première est le classement du meilleur au pire d'un item, *Best Worst Object Scaling* (BWOS). Elle compare les caractéristiques d'une liste d'item définissant un bien ou projet entre elles. La deuxième, dite de classement des attributs du meilleur au pire, *Best Worst Attribute Scaling* (BWAS), évalue les utilités associées pour chaque niveau d'attribut. Enfin, la troisième est le classement du scénario du meilleur au pire : *Best Worst Discrete Choice Experiment* (BWDCE). Cette procédure se rapproche le plus d'un DCE : elle consiste à présenter aux individus au moins trois scénarii pour lesquels ils doivent choisir ceux qu'ils préfèrent le plus, comme dans un DCE classique, et ceux qu'ils préfèrent le moins[40]. Ces procédures ont été appliquées dans de nombreux domaines : analyse des préférences alimentaires individuelles (De Magistris *et al.*, 2014, Erdem *et al.*, 2012, Lagerkvist, 2013, Loureiro et Rahmani, 2016) ; choix de gestion logistique (Coltman *et al.*, 2011) ; mais aussi en santé (Cheung *et al.*, 2016, Krucien *et al.*, 2016, Potoglou *et al.*, 2011, Whitty *et al.*, 2014b) ; et en environnement (Dumbrell *et al.*, 2016, Greiner *et al.*, 2014, Jones *et al.*, 2013, Loureiro et Dominguez Arcos, 2012).

Ces procédures ont analysé les préférences des différentes parties prenantes en présence de critères de décision potentiellement conflictuels (Loureiro et Dominguez Arcos, 2012) ; ce qui est nécessaire car la reconversion d'une FUP fait intervenir de multiples catégories d'individus (riverains, aménageurs, élus par exemple) dont les intérêts et préférences peuvent être différents. De plus, ces méthodes produisent des résultats qui ne sont pas statistiquement différents de ceux d'un DCE (Potoglou *et al.*, 2011, Severin *et al.*, 2013, Whitty *et al.*, 2014a). Toutefois, des recherches supplémentaires sont nécessaires afin de clarifier les avantages et limites respectifs de ces deux méthodes (Krucien *et al.*, 2016, Loureiro et Dominguez Arcos, 2012, Whitty *et al.*, 2014b) ; d'autant plus que les propriétés mathématiques de cette procédure n'ont été établies que très récemment (Flynn et Marley, 2014, Marley et Pihlens, 2012). Ainsi, s'il peut être judicieux de combiner simultanément un DCE et une méthode de classement du meilleur au pire (BWDCE) afin d'obtenir des informations complémentaires (Balbontin *et al.*, 2015), des études récentes montrent qu'une enquête par choix discrets serait plus facilement compréhensible pour les participants (Whitty *et al.*, 2014a). De plus, dans le cadre d'un BWS les individus seraient davantage soumis à des biais de décision que dans le cas d'un DCE ; ce qui biaise les résultats obtenus sur les préférences individuelles (Krucien *et al.*, 2016). Pour ces raisons, un DCE apporterait des résultats plus robustes et plus fiables qu'un BWS (Campbell et Erdem, 2015, Krucien *et al.*, 2016, Whitty *et al.*, 2013, Xie *et al.*, 2014).

C'est pourquoi nous avons privilégié la mise en œuvre d'une expérience à choix discrets dans le cadre de notre troisième enquête ; ce qui est indiqué par la figure 1.37.

1.4.3 Synthèse sur les démarches de récolte et d'analyses de données

La figure 1.38 récapitule les différentes méthodes de recueil et d'analyses des données utilisées dans cette thèse. Au total, trois enquêtes ont été effectuées : une auprès d'opérateurs techniques et fonciers et deux auprès de riverains affectés par la présence de FUP sur leur commune. Ces deux enquêtes visent à appréhender l'impact des stigmates associés aux FUP en fonction de la catégorie d'acteur concerné. Elles nous ont également permis d'identifier, et de comparer, au niveau individuel, les préférences et les critères sur lesquels les projets de reconversion de friches urbaines peuvent être mis en œuvre en fonction de la catégorie de partie prenante interrogée. Ces enquêtes ont également facilité la mise en place des groupes de discussion afin d'identifier et de comparer les préférences et les critères mis en évidence par les parties prenantes au niveau collectif ; ce qui nous a permis de mettre en évidence les points de consensus entre les parties prenantes impactées par une FUP.

[40]Pour les procédures d'estimation pouvant être utilisées voir Lancsar *et al.* (2017).

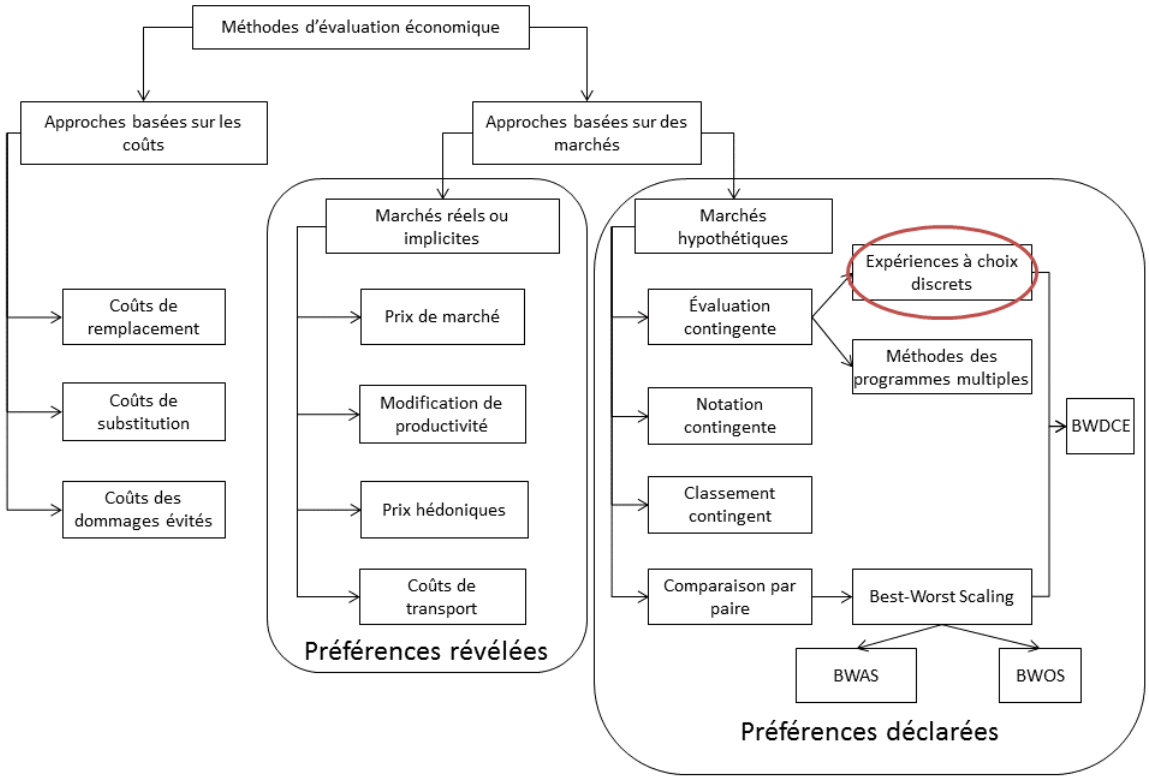


FIGURE 1.37 – Principales méthodes d'évaluation économique

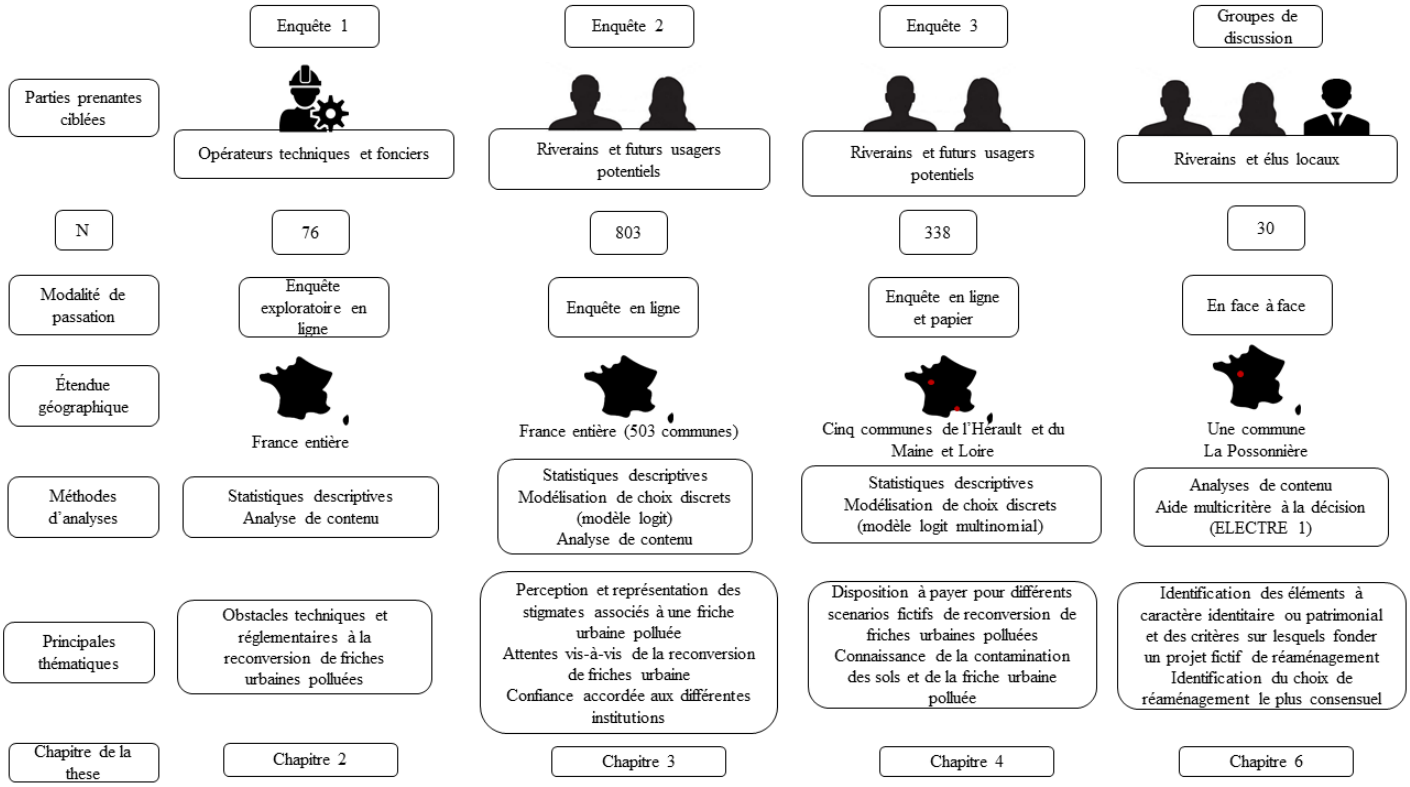


FIGURE 1.38 – Méthodes de recueil et d'analyses de données mobilisées dans le cadre de cette thèse

Pour ce faire, nous nous sommes intéressés aux préférences et critères sur lesquels établir un projet de reconversion de FUP au niveau individuel. Pour cela, nous avons mobilisé des questionnaires d'enquêtes auprès des opérateurs techniques et fonciers d'une part, et, d'autre part, auprès des riverains résidant à proximité d'une FUP. Ces questionnaires d'enquêtes nous ont permis de saisir dans quelles mesures ces critères pouvaient être multiples et potentiellement conflictuels en raison de préférences ou d'intérêts différents entre ces deux catégories d'acteurs. Afin de favoriser davantage la réappropriation du site par les parties prenantes, et ainsi faire davantage le lien avec la prise de décision, en orientant les choix de gestion de ce type de foncier, nous mobilisons des outils participatifs, comme les groupes de discussion. Cela nous permet de mettre en évidence les préférences collectives, et à l'aide d'une approche multicritère d'aide à la décision les points de désaccords ou de consensus vis-à-vis des projets de reconversion de friches urbaines pouvant être mis en place.

Sur le plan méthodologique, la démarche proposée vise, en combinant des approches quantitatives et qualitatives à une meilleure évaluation *ex ante* des bénéfices potentiels résultant d'un projet de reconversion de FUP dont les caractéristiques et enjeux sont multidimensionnels. En particulier, le croisement de différentes méthodes permet d'intégrer les dimensions subjectives de l'environnement, comme par exemple les perceptions et représentations individuelles, qui sont des caractéristiques essentielles pour appréhender les attitudes et comportements individuels, et comprendre l'acceptabilité d'un projet de reconversion futur.

D'un point de vue pratique, cette approche doit permettre d'améliorer la qualité, et l'acceptabilité des projets de réaménagement. La mise en place d'un processus participatif en amont du projet de reconversion doit prévenir les situations de blocages ou de conflits. En effet, elle permet de tenir compte des attentes potentiellement conflictuelles des individus en amont du projet. Enfin, la démarche proposée doit permettre de compléter les plans de gestion de sites pollués en intégrant une approche compréhensive et sensible du fonctionnement du site. La figure 1.39 présente l'ensemble de la démarche mobilisée pour répondre à la problématique générale et aux différentes questions de recherche soulevées dans le cadre de cette thèse.

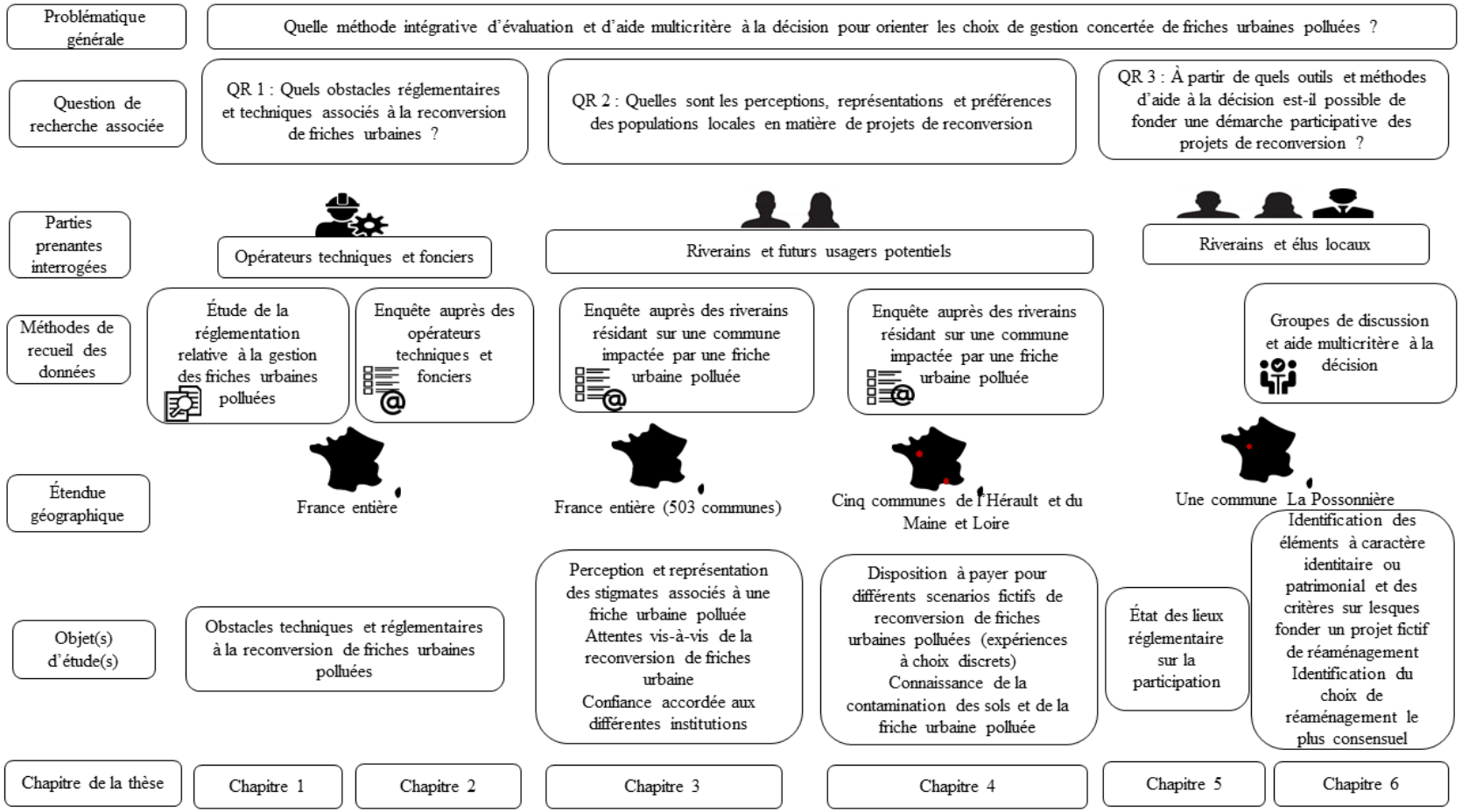


FIGURE 1.39 – Démarche générale et structure de la thèse

Première partie

Gestion des sites et sols pollués en France : vers une amélioration pour les opérateurs techniques et fonciers ?

Cette partie vise à appréhender les obstacles à la reconversion de friches urbaines polluées auxquels doivent faire face l'ensemble des acteurs techniques et fonciers intervenant dans la reconversion de ce type de site. Les opérateurs techniques interviennent en amont de la reconversion du site en établissant tous les diagnostics environnementaux afin de proposer, puis de mettre en place des traitements de la contamination des sols adéquats. Elle regroupe notamment les sociétés de dépollution, les bureaux d'études spécialisés en environnement, urbanisme, et paysage. La composante foncière intervient dans une phase située plus en aval des projets de reconversion : au niveau de la viabilisation et de la commercialisation des terrains. Elle regroupe les établissements publics fonciers, les aménageurs, les promoteurs immobiliers et les lotisseurs par exemple.

Cette partie donne donc des éléments de réponses à la question de recherche suivante :

Quels sont les obstacles réglementaires et techniques associés à la reconversion des friches urbaines en France ?

Elle se structure en deux chapitres. Nous abordons dans un premier chapitre le cadre réglementaire et législatif de la pollution des sols et de la gestion des sites et sols pollués dans lesquels s'inscrivent les friches urbaines polluées.

Le second chapitre s'intéresse aux obstacles et aux leviers permettant de promouvoir la reconversion de friches urbaines polluées à partir des résultats obtenus au moyen d'une enquête exploratoire menée auprès de 76 opérateurs techniques, fonciers, et collectivités territoriales impliquées dans la gestion de ce type de sites pollués.

Chapitre 1

Gestion des friches urbaines polluées en France : vers une amélioration de la réglementation ?

L'objectif de ce chapitre est d'apporter des éléments de réponse concernant notre première question de recherche :

Quels sont les obstacles réglementaires et techniques associés à la reconversion des friches urbaines ?

Cette problématique est traitée dans ce chapitre à partir d'une analyse des réglementations et des barrières techniques et méthodologiques relatives à la gestion des SSP en France. Nous montrons, tout d'abord, que cette réglementation s'est mise en place tardivement, et qu'elle se révèle incomplète et inadaptée (1.1). Cela engendre de nombreux problèmes dans l'application du principe du pollueur-payeur en raison d'une jurisprudence fluctuante (1.2). En outre, les outils techniques et méthodologiques pouvant être mobilisés dans le cadre du processus de reconversion d'une friche urbaine polluée manquent de transparence et ne permettent donc pas d'anticiper correctement le niveau réel de contamination des sols ; d'autant plus que cette dernière peut être diffuse est donc se répandre au-delà du site (1.3). Or, l'anticipation des coûts de dépollution est fondamentale. Une mauvaise anticipation des coûts associés à la reconversion, et notamment des coûts de décontamination, peut remettre en cause l'intégralité du projet de réaménagement initialement envisagé. De plus, la complexité des procédures administratives et les incitations à pouvant être mises en œuvre sont insuffisantes. Tout cela constitue un frein à la reconversion des friches urbaines polluées. L'adoption de la loi ALUR (loi pour l'Accès à un Logement et à un Urbanisme Rénové), en 2014, résoudrait partiellement ces problèmes en améliorant l'information sur la contamination des sols, et en encadrant davantage les constructions sur les sites pollués. Toutefois, l'application des différentes dispositions de la loi ALUR soulève certaines incertitudes sur le plan juridique (1.4).

1.1 Un problème longtemps négligé et mal maîtrisé

La contamination des sols et la prise en compte des problèmes soulevés par les friches urbaines s'est effectuée relativement tardivement en France (1.1.1). Le cadre général de gestion des SSP, et donc des friches urbaines polluées, date de la fin des années 1980 (1.1.2).

1.1.1 Un problème longtemps ignoré

Pendant de nombreuses années, le sol n'a pas fait l'objet d'attention particulière. Le faible niveau de connaissances sur les risques environnementaux et sanitaires potentiels découlant de la contamination des sols a contribué à retarder l'adoption d'un cadre réglementaire et légal sur la protection du sol et sur la gestion des déchets (European Environment Agency, 1998, Rochet, 2001). Par exemple, l'absence de filière d'élimination des déchets à amené les industriels à les épandre sur site pendant de nombreuses années, sans se soucier des dommages environnementaux et sanitaires (Pouyanné et Pelinsky, 1992) ; ce qui a ainsi donné lieu à de nombreux scandales sanitaires et environnementaux découverts à partir des années 1980, comme par exemple le cas de l'ancienne décharge de Montchanin en Saône-et-Loire (Zmirou *et al.*, 1994), ou encore les anciennes mines de Salsigne dans l'Aude et de Saint-Félix-de-Pallières dans le Gard (Tardivon *et al.*, 2017).

Contrairement aux problèmes de pollution des eaux[1] ou de l'air[2], dont les premières législations remontent aux années 1960, la prise en compte des sols, et des friches urbaines, datent des années 1980, et est indirecte. En effet, ce n'est qu'à partir de 1975, avec la loi n°75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux que débute l'obligation pour les communes et industriels de collecter, et d'éliminer les déchets générés par leurs activités. La première réglementation permettant de limiter la pollution des sols est donc liée à la réglementation sur les déchets. Elle ne prend en compte que la partie visible de la pollution du sol. Cette dernière ne fait ainsi pas l'objet d'une réglementation particulière au niveau national. De plus, les sols n'ont également pas de définition juridique (Noury, 2004, Staffolani, 2008).

La France se distingue ainsi des autres pays de l'Union-Européenne comme les Pays-Bas où une législation spécifique sur les sols pollués a été promulguée dès 1983, ou encore l'Allemagne et la Belgique qui ont une réglementation spécifique sur la protection et la réhabilitation des sols en prônant notamment la revalorisation des terres excavées (Ademe, 2001, Archambault et Colombano, 2007, Ferguson *et al.*, 2005).

Au cours des cinquante dernières années, les sols ont généralement été considérés dans une optique de suffisance alimentaire et agricole par la population générale (Cheverry et Gascuel-Odoux, 2002), mais également par certains professionnels comme les agriculteurs (Weiss *et al.*, 2006). L'identification des fonctions environnementales des sols[3] a donc été tardive. Elle a débuté en 1998 avec le programme de recherche GESSOL (fonctions environnementales et gestion du patrimoine sol) initié par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Elle s'est poursuivie en mars 2001 par la constitution du Groupement d'Intérêt Scientifique Sol[4] (GIS Sol) ; en 2002 par la création d'un Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Friches Industrielles[5] (GISFI) ; et enfin en 2007 avec la constitution du Groupement d'Intérêt Scientifique Sols et Sédiments Pollués[6] (GIS 3SP). Les connaissances sur les sols, leur niveau de pollution, et les modalités de transfert des polluants se sont alors considérablement améliorées.

En outre, à la suite des manifestations qui se sont déroulées dans le cadre de l'année internationale des sols, en 2015, le Conseil Général de l'Alimentation, de l'Agriculture et des Espaces Ruraux (CGAAER) et le Conseil Général de l'Environnement et du Développement Durable

[1] La première loi Française sur l'eau remonte au 16 décembre 1964 et instaure le principe du pollueur-payeur pour préserver la qualité de l'eau.

[2] Il s'agit de la loi n°61-842, du 2 août 1961, relative à la lutte contre les pollutions atmosphériques et les odeurs et portant modification de la loi du 19 décembre 1917.

[3] Pour une présentation détaillée de ces fonctions, le lecteur intéressé peut se référer aux ouvrages suivants : Citeau *et al.* (2008), Feller *et al.* (2016).

[4] `https://www.gissol.fr/`

[5] `http://www.gisfi.fr/index_fr.htm`

[6] `http://www.gis3sp.fr/gis-3sp/`

(CGEDD) ont été chargé de développer une stratégie nationale pour la gestion durable des sols (Bellec *et al.*, 2015). Un Réseau National d'Expertise Scientifique et Technique sur les Sols (RNEST) s'est également constitué depuis décembre 2016.

Le recensement du nombre de sites pollués s'est également effectué de manière beaucoup plus tardive en France que dans d'autres pays européens.

La comparaison du nombre de sites pollués entre la France et l'Espagne illustre assez bien la négligence dont le sol a fait l'objet. En effet, au milieu des années 1980, la France en comptabilisait une centaine tandis que l'Espagne en recensait déjà plusieurs milliers (Ogé, 2014). Aucun recensement systématique des sites pollués n'était alors mis en place en France.

La politique nationale de gestion des SSP a débuté à la fin des années 1980. Celle des friches urbaines a été initiée en 1985 à la suite du rapport interministériel de Jean-Paul Lacaze commandé par la Délégation interministérielle à l'Aménagement du Territoire et à l'Attractivité Régionale (DATAR) sur les « grandes friches industrielles ». Les friches industrielles, potentiellement polluées, représentaient alors 20 000 hectares dont la moitié étaient situées dans le Nord-Pas-de-Calais.

Par ailleurs, ce n'est qu'en 2006 que la contamination des sols est reconnue par la Commission Européenne comme étant l'une des principales menaces pesant sur les sols. La reconnaissance de la pollution du sol comme problème environnemental majeur par la classe politique est donc relativement récente au niveau communautaire. En France, elle est parallèle à la mise en œuvre de la politique nationale de gestion des SSP qui a débuté à la fin des années 1980. Cette réglementation s'est articulée en deux temps. De la fin des années 1980 et jusqu'à la fin des années 1990, elle a consisté à recenser et à réhabiliter les sites pollués. Puis, de la fin des années 1990 jusqu'à nos jours, la réglementation en vigueur s'est orientée vers une logique de réhabilitation en fonction de la sensibilité de l'usage futur du site.

1.1.2 Une réglementation en deux temps

La circulaire du 9 janvier 1989, relative au dépôt de déchets toxiques ou dangereux et au rôle des pouvoirs publics, propose une première démarche de réhabilitation des SSP. Elle s'appuie sur la législation des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Elle y précise les modalités d'intervention de l'État pour les sites orphelins par l'intermédiaire de l'ANRED (Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets) qui deviendra par la suite l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) en 1990. Par la suite, la circulaire du 3 décembre 1993, relative à la politique de réhabilitation et de traitement des SSP, fixe les grandes lignes de la politique nationale de gestion des SSP.

Cette circulaire annonce la mise en place d'inventaires historiques régionaux[7] (IHR) au niveau du recensement, et de la méthodologie du diagnostic initial[8] et de l'évaluation simplifiée des risques sur le plan méthodologique.

Pour recenser les sites pollués, informer la population de leur existence, et en conserver la mémoire, deux bases de données sont mises en place par l'État : BASOL et BASIAS. L'arrêté du 17 octobre 1994 relatif à l'informatisation de l'inventaire national des sites et sols pollués au ministère de l'environnement annonce la mise en place de BASOL. Seuls les sites pour lesquels une intervention de l'État est nécessaire y sont recensés. L'action des pouvoirs publics

[7]Recensements des activités susceptibles d'avoir occasionnées une pollution des sols à partir d'une recherche et d'un inventaire systématique des sites industriels et activités de service en activité ou non.

[8]Initialement, il se compose de de 3 étapes : l'étude historique et documentaire du site, les investigations complémentaires de terrains, et l'évaluation simplifiée des risques.

peut résulter d'une présomption de pollution du sol ou du constat d'une pollution avérée. Elle s'effectue par l'intermédiaire de la Direction Régionale et Interrégionale de l'Environnement et de l'Énergie Ile de France, et des Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) locales. BASIAS a été institué par l'arrêté du 10 décembre 1998 relatif à la création d'une base de données sur les sites industriels et activités de services anciens. Les sites qui y sont recensés ne présentent pas nécessairement une pollution des sols dans la mesure où les sites dépollués recensés dans BASOL sont par la suite transférés dans BASIAS. La pollution du sol est donc *présumée* dans BASIAS, mais elle n'est pas forcément avérée.

L'année 1996 marque un tournant dans la politique nationale de gestion des SSP. En effet, deux circulaires sont adoptées : celle du 3 et celle du 18 avril 1996. Elles posent les modalités de mise en œuvre des études historiques, des diagnostics initiaux, et de l'évaluation simplifiée des risques. La politique initiale de gestion des SSP prend alors la forme d'une valse à trois temps :

- Recensement des sites potentiellement pollués ;
- Sélection des sites à réhabiliter à partir des évaluations des risques réalisées ;
- Traitement et réhabilitation du site.

Étant donné que les projets de reconversion ne conservent généralement pas la même activité (Landel *et al.*, 2010) et que la recherche d'un niveau nul de pollution n'est en général pas réalisable financièrement et techniquement (Ademe, 2014b), la reconversion d'un site pollué, comme une friche urbaine, s'effectue en fonction de l'usage futur du site. Ce principe de réhabilitation a été mis en place avec la circulaire du 10 décembre 1999 qui prévoit que : « le terrain, une fois traité soit adapté à l'usage envisagé, et à ce que le sol et le sous-sol ne présentent pas d'inconvénient, y compris à terme, au regard des intérêts visés à l'article 1 de la loi du 19 juillet 1976 ».

Pour y parvenir cette circulaire introduit de nouveaux outils essentiels dans le processus de reconversion d'une friche urbaine polluée : le diagnostic approfondi et les évaluations détaillées des risques (EDR). Cette dernière est nécessaire lorsque l'évaluation simplifiée des risques classe un site en catégorie 1, et qu'il nécessite donc des investigations complémentaires, par le biais de l'EDR, afin de caractériser les sources de pollution, les milieux de transfert possibles, et les cibles potentielles.

Le principe de la réhabilitation en fonction de l'usage est consacré par la suite par la loi n°2003-699 du 30 juillet 2003 relative à la prévention des risques technologiques et naturels, et à la réparation des dommages[9] (dite Loi Bachelot ; également appelée Loi Risques). Cette loi a été adoptée à la suite de l'explosion de l'usine AZF à Toulouse le 21 septembre 2001, puis de la cessation soudaine d'activité de l'usine Metaleurop Nord le 17 janvier 2003 (Bouagal, 2012). Cette loi a également permis de réaffirmer le principe du pollueur-payeur inscrit aux articles L. 110-1 et L. 541-2 du Code de l'environnement.

Cependant, cette méthodologie a conduit à considérer des terrains comme étant inutilisables alors qu'en fonction d'un usage donné ils pouvaient en pratique être réhabilités (Ministère de l'environnement du Développement Durable et de l'Énergie, 2007).

Pour cette raison, les modalités de gestion et de réaménagement des SSP ont été redéfinies dans deux circulaires le 8 février 2007, et également dans les annexes 2 et 3 de la note ministérielle du 8 février 2007 (Gleizes Le Roy et Sol, 2008). La première circulaire est relative aux

[9]L'article L. 512-17 du Code de l'environnement prévoit ainsi que « l'exploitant place son site dans un état tel qu'il ne puisse porter atteintes aux intérêts mentionnés à l'article L. 511-1 et qu'il permette un usage futur du site déterminé ».

SSP et à leurs modalités de gestion et de réaménagement et à la prévention de la pollution des sols dans le cadre des ICPE. La seconde porte sur l'implantation sur des sols pollués d'établissements accueillant des populations sensibles (comme par exemple les écoles ou les crèches). Dès lors, au lieu de s'attacher au niveau intrinsèque de pollution du site, le niveau de risque est défini à partir d'un schéma conceptuel[10]. Celui-ci identifie les sources de pollution, les cibles ou milieux d'exposition, et les voies de transfert dans le cadre du diagnostic de site[11]. Il permet d'établir un bilan factuel statique de l'état des milieux du site en précisant les relations entre les sources de pollution, les milieux de transfert et leurs caractéristiques (ce qui permet d'estimer l'étendue des pollutions), et les enjeux à protéger (populations[12], ressources naturelles[13], biodiversité, ouvrages du génie civil, etc.).

Une fois le schéma conceptuel établi, deux démarches de gestion sont alors possibles : l'interprétation de l'état des milieux (IEM) ou le plan de gestion.

L'interprétation de l'état des milieux consiste à s'assurer que l'état des milieux est compatible avec les usages déjà existants ; ce qui nécessite donc l'identification et la caractérisation complète des sources de pollution, des vecteurs de transferts, et la connaissance des usages initiaux dans le cadre du schéma conceptuel. Cette démarche est dédiée aux seuls aspects sanitaires : les dégradations des milieux sont analysées au regard des conséquences sanitaires potentielles.

Le plan de gestion est mis en œuvre lorsque la situation permet d'agir aussi bien sur l'état du site, par des aménagements ou des mesures de dépollution, que sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés. Le plan de gestion est un document d'orientation qui vise à étudier différents

[10]Il permet d'identifier de façon graphique les relations entre les sources potentielles de pollution, les milieux et les voies de transferts possibles, leurs caractéristiques et les mesures de protection et de prévention à mettre en place. Il s'appuie sur une collecte d'informations nécessitant des recherches documentaires, des constats de terrain, des enquêtes auprès des utilisateurs du site, des campagnes de mesures réalisées sur place (diagnostic pollution, étude géotechnique, études d'impact faune et flore, etc.)

[11]On distingue deux types de diagnostic du site : les études historiques et documentaires, et les études sur l'état des milieux et les études de vulnérabilité. Les études sur l'état des milieux déterminent la nature et la concentration en polluants dans les milieux, et les zones impactées. Les études de vulnérabilité définissent les propriétés physicochimiques et hydrogéologiques des milieux de transfert et des milieux d'exposition (c'est l'évaluation quantitative des risques sanitaires).

[12]En fonction de l'origine de la pollution, on distingue la population générale constituée par exemple des riverains à proximité de la friche urbaine polluée, et les travailleurs exposés comme par exemple les anciens salariés d'une usine. Le degré d'exposition d'une population est évalué à partir de valeurs de gestion fixées par les pouvoirs publics sur l'air extérieur, l'air intérieur, les denrées alimentaires, les eaux de boisson, les eaux superficielles, et les eaux souterraines. Si ces valeurs de gestion ne sont pas disponibles, les évaluations quantitatives des risques sanitaires sont effectuées à partir des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR). Pour les travailleurs exposés, le degré d'exposition est estimé à partir de Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle (VLEP). Parmi elles, on distingue les Valeurs Limites Court Termes (VLCT) et les Valeurs Limites sur 8 heures (Valeurs Limites de Moyenne d'Exposition, VLME). Enfin, en fonction de la volatilité de la pollution, différents vecteurs de transfert doivent être pris en compte : les vecteurs liés aux bâtis et aux constructions (présence de vides sanitaires, de caves, parkings, canalisations de chauffage et de distribution d'eau, vides-ordures, cages d'ascenseur, etc.), et les vecteurs liés aux pratiques individuelles culturelles ou de loisirs (consommation d'animaux contaminés, jardins potagers, aires de jeux, consommation d'eau de puits privées pour l'eau de boisson, les usages domestiques, ou l'arrosage des jardins, etc.). On distingue ainsi les voies d'exposition directes et indirectes. L'exposition directe à des substances polluantes correspond à l'inhalation de poussières ou de gaz provenant des sols ou des eaux souterraines ; à l'ingestion d'eau ou de sols pollués ; au contact cutané de sols ou de poussières. L'exposition indirecte correspond à la consommation de fruits et légumes contaminés, d'animaux d'élevage ou de produits de la pêche pollués. L'existence éventuelle d'une exposition indirecte montre la nécessité de prendre en compte les usages et les pratiques des individus potentiellement exposés.

[13]La préservation des ressources naturelles fait l'objet de dispositions spécifiques : Directive Habitats (92/43/CEE), Directive Oiseaux (79/409/CEE), zones Natura 2000, Zones Naturelles d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF), Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux (ZICO), Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), Directive Cadre sur l'Eau (directive 2000/60), etc.

scénarii de gestion d'une pollution. Il synthétise les études d'identification et de caractérisation des pollutions, et vise à identifier la stratégie de gestion à appliquer en vue de la réhabilitation du site.

La politique nationale de gestion des sites pollués s'articule alors en fonction des trois orientations suivantes :

- Recensement des sites et sols pollués ;
- Réhabilitation en fonction de l'usage futur ;
- Prévention des risques environnementaux et sanitaires.

Cette méthodologie a été actualisée par le Ministère de l'Environnement par une note du 19 avril 2017 relative aux SSP (Ministère de de la Transition écologique et solidaire, 2017, Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2017a,b) afin de prendre en compte les évolutions réglementaires et, en particulier, les dispositions de la loi ALUR, promulguée le 24 mars 2014, et que nous présentons dans la section 1.4.

1.2 Une application fluctuante du principe du pollueur-payeur

En étant indirecte, la réglementation des SSP souffre de nombreuses applications imprécises donnant lieu à des jurisprudences fluctuantes concernant les applications possibles du principe du pollueur-payeur. Ce principe est inscrit à l'article L. 110-1 et L. 541-2 du Code de l'environnement et a été réaffirmé dans la loi Risques de 2003, et la loi relative à la responsabilité environnementale de 2008 (Viale, 2013). Nous montrons ces imprécisions réglementaires à l'aide de deux exemples. Le premier porte sur la définition du déchet, et du statut que prennent les sols pollués par rapport à cette définition (1.2.1). Le second exemple traite de la notion d'exploitant, de producteur, et de détenteur de déchet, et montre l'évolution du débiteur de l'obligation de remise en état d'un site pollué (1.2.2).

1.2.1 L'exemple de la définition du déchet et de ses applications dans le contexte des SSP

La première définition légale du déchet est instituée par la loi du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux. Le déchet y est défini dans l'article 1 comme étant « tout résidu d'un processus de production, de transformation, ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon ». Cette définition est imprécise, car elle associe à la fois des éléments objectifs et subjectifs à la notion de déchet (Afif et Houlle, 2014).

Les textes réglementaires édictés par la suite n'ont pas apporté les précisions nécessaires à la définition légale du déchet.

La loi du 13 juillet 1992, loi n° 92-646 relative à l'élimination des déchets et aux ICPE, introduit la notion de déchet ultime. L'article 1 de cette loi définit ainsi le déchet ultime comme étant « un déchet résultant ou non du traitement d'un déchet qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ». Cependant, en se référant toujours à la définition édictée par la loi de 1975, elle n'apporte pas les précisions

nécessaires. De plus, la loi de 1992 précise également que la notion de déchet ultime est susceptible d'être modifiée en fonction des évolutions des techniques de traitement et de revalorisation des déchets existantes[14].

Par ailleurs, l'adoption de nomenclatures sur les déchets en 1997 et en 2010 ont permis de les classer en fonction de leur origine (résidentielle, agricole et agro-alimentaire, commerciale, industrielle, ou résultant des activités de soins hospitaliers) et de leur niveau de dangerosité pour la santé publique et l'environnement[15] (article R. 541-8 du Code de l'environnement). Toutefois, cette liste n'est pas exhaustive et est révisée périodiquement (annexe 2 de l'article R. 541-8 du Code de l'environnement). Ces dispositions confèrent ainsi à la définition du déchet un caractère fluctuant.

La définition du déchet a par la suite été modifiée par l'ordonnance n°2010-1579 du 17 décembre 2010 portant diverses dispositions d'adaptation au droit de l'Union Européenne dans le domaine des déchets. L'article L. 541-4-1 précise que les sols pollués non excavés ne sont pas soumis à la réglementation sur les déchets. Ces dispositions ne s'appliquent pas aux sols pollués excavés qui restent considérés comme des déchets. Ainsi, cela ne résout pas le problème. En effet, selon l'article L. 541-1-1 du code de l'environnement, un déchet désigne « toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ». La notion de déchet reste donc imprécise.

Dans le cas des SSP, ces imprécisions ont donné un statut ambivalent aux sols pollués. Elles ont permis de les caractériser comme étant des déchets en droit communautaire (arrêt de la Cour de Justice des Communautés Européennes « Van de Walle »du 7 septembre 2004), et en droit national (arrêt de la Cour administrative d'appel de Versailles du 10 mai 2007) ; ou, au contraire, de ne pas les considérer comme tels (article 4 de l'ordonnance n°2010-1579 du 17 décembre 2010 portant diverses dispositions d'adaptation au droit de l'Union Européenne dans le domaine des déchets). Ainsi, malgré l'ordonnance de 2010, les propriétaires de sites pollués non exploitants restent responsables, car ils sont assimilés à des détenteurs de déchet dans la jurisprudence française (arrêt de la Cour administrative d'appel de Lyon du 22 février 2011 n°09LY01887, et arrêt du Conseil d'État du 23 novembre 2011 n°325334). Le détenteur d'un site pollué peut ainsi être considéré comme responsable dans la mesure où c'est un détenteur-producteur de déchet ; ce que nous expliquons dans le paragraphe qui suit.

1.2.2 L'exemple de la notion d'exploitant, de propriétaire et de détenteur

Dans le cadre d'une ICPE, c'est à l'exploitant qu'incombe l'obligation de remise en état du site selon l'article 1 de la loi du 19 juillet 1976[16]. Il peut s'agir d'une personne physique ou mo-

[14]Elles regroupent les traitements thermiques (par incinération), les traitements physico-chimiques (par coagulation-floculation, par des procédés de décantation, de déshydratation, de lavage de sable, etc.), et les traitements biologiques (compostage, méthanisation des boues, aire de paillage, lagunage, épandage, etc.).

[15]Le décret du 13 avril 2010 modifie la nomenclature de 1997 en les classant en fonction de leur niveau de dangerosité pour la santé publique et l'environnement (article R. 541-8 du Code de l'environnement). On distingue ainsi les déchets des activités économiques (DAE) comme les déchets industriels et les déchets non ménagers ; les déchets dangereux comme les déchets industriels dangereux (DID ou DIS déchets industriels spéciaux), les déchets diffus spécifiques (DDS également appelés déchets toxiques en quantités dispersées (DTQD), les déchets d'activités de soins à risques infectieux (DASRI), les déchets d'équipements électriques et électroniques (D3E), et les véhicules hors d'usage (VHU) ; les déchets non-dangereux et notamment les déchets non-dangereux non-inertes (déchets ménagers et assimilés, déchets industriels banals, etc.) et les matières premières de recyclage (Viale, 2013).

[16]« Sont soumis aux dispositions de la présente loi les usines, ateliers, dépôts, chantiers, et d'une manière générale les installations exploitées ou détenues par toute personne physique ou morale, publique ou privée, qui

rale, de droit public ou privé, titulaire ou demandeur de l'autorisation d'exploiter. Ainsi, selon cette réglementation, l'État ne peut pas demander au propriétaire d'une ICPE ou du terrain sur lequel a été exploitée l'ICPE d'effectuer les travaux de dépollution (arrêts du 21 février 1997 Les Peupliers, et Wattelez I). Cela correspond au principe du pollueur-payeur inscrit dans la réglementation relative aux SSP (articles L. 110-1 et L. 541-2 du Code de l'environnement), réaffirmé en 2003 avec la Loi Risques (également appelée Loi Bachelot) et en 2008 avec la loi relative à la responsabilité environnementale. Théoriquement, l'application de ce principe permet d'internaliser les couts liés à la dépollution et à la viabilisation du site.

Cependant, la circulaire du 7 août 1985, relative aux installations classées pour la protection de l'environnement – cessation d'activité et remise en état des lieux, précise aussi qu'en cas de défaillance de l'exploitant, le propriétaire peut se voir imposer la remise en état des lieux (Boivin, 1998). En se basant sur la notion de propriétaire-détenteur, l'État peut imposer les travaux de dépollution à un autre acteur que l'exploitant du site (arrêt du tribunal administratif d'Amiens du 22 avril 1986 ; et arrêt de la cour administrative d'appel de Lyon du 10 juin 1997). Ainsi, diverses interprétations et applications, parfois contradictoires peuvent être effectuées ; d'autant plus que la notion de détenteur est ambiguë. En effet, elle n'est pas définie de manière explicite dans la réglementation relative aux ICPE mais dans celle sur les déchets. Selon l'article L. 541-1-1 du Code de l'environnement, il s'agit du « producteur de déchet ou de toute autre personne qui se trouve en possession des déchets ». Ce dernier est défini dans l'article L. 541-1-1 du Code l'environnement comme étant « toute personne dont l'activité produit des déchets (producteur initial de déchets) ou toute personne qui effectue des opérations de traitement des déchets conduisant à un changement de la nature ou de la composition de ces déchets (producteur subséquent de déchets) ».

Le propriétaire d'un terrain peut donc être considéré comme un détenteur de déchet, et ainsi se voir imposer les travaux de réhabilitation (arrêt du Conseil d'État du 26 juillet 2011 n° 328651 dit « Wattelez II », arrêt du Conseil d'État du 1ermars 2013 n° 354188, et arrêt du Conseil d'État du 24 octobre 2014 n°361231).

1.2.3 Apports de ces deux exemples : une responsabilité qui reste engagée

Ces imprécisions ont généré une jurisprudence fluctuante dans l'application du principe du pollueur-payeur comme le montre le tableau 1.1.

En effet, dès que l'on s'écarte du cadre dans lequel le site pollué est attribuable à un exploitant identifiable et solvable, de nombreuses difficultés émergent pour appliquer ce principe. Les imprécisions sur la définition du déchet et sur la notion de propriétaire-détenteur ont permis d'élargir de manière concomitante le cercle des responsables potentiels d'un site pollué (Gleizes Le Roy et Sol, 2008). Les pollués pouvant parfois aussi être les payeurs. Ces imprécisions sont ainsi à l'origine de nombreuses polémiques en raisons de différentes interprétations et applications possibles du principe du pollueur-payeur.

Par ailleurs, la responsabilité des intervenants d'un site pollué reste soumise à caution même après avoir effectué les travaux de dépollution exigés au niveau réglementaire. La responsabilité de l'exploitant d'une ICPE reste engagée même après avoir correctement exécuté les travaux de

peuvent présenter des dangers ou des inconvénients soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publique, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature et de l'environnement, soit pour la conservation des sites et des monuments. »

Années	**Réglementation sur les ICPE** Loi du 19 juillet 1976 **Exploitant de l'ICPE**	**Réglementation sur les déchets** Loi du 15 juillet 1975 **Propriétaire-détenteur**
1986-1993	Arrêt du Tribunal Administratif de Paris du 7 octobre 1986 n°58636 Arrêt du Tribunal Administratif de Lyon du 28 avril 1993 n°9205015 Arrêt du Tribunal Administratif de Versailles du 8 juin 1993 n°874280	Arrêt du tribunal administratif d'Amiens du 22 avril 1986 Arrêt du Tribunal Administratif de Versailles du 18 juin 1987
1994	Arrêt de la Cour Administrative d'Appel de Bordeaux du 30 juin 1994 n°93BX00826	Arrêt de la Cour Administrative d'Appel du 14 juin 1994 n°93PA00851
1997	Arrêts du 21 février 1997 n°160250 dit « Les Peupliers », et n° 160787 dit « Wattelez I »	Arrêt de la cour administrative d'appel de Lyon du 10 juin 1997 n°95LY01435 dit « Zoegger »
1998-2010	Arrêt du Tribunal Administratif de Paris du 22 Novembre 2001 n°00PA00135 Arrêt de la Cour Administrative d'Appel de Nancy du 6 mars 2003 n°98NC01461 Arrêt de la Cour Administrative d'Appel de Lyon du 9 mars 2004 n°99LY01393 Arrêt du Conseil d'État du 8 juillet 2005 n° 98MA00656 dit « Alusuisse Lonza »	
Depuis 2011		Arrêt du Conseil d'État du 26 juillet 2011 n°328651 dit « Wattelez II » Arrêt du Conseil d'État du 23 novembre 2011 n°325332 Arrêt de la Cour Administrative d'Appel de Bordeaux du 1er mars 2012 Arrêt de la Cour de Cassation n° 860 du 11 juillet 2012 Arrêt du Conseil d'État du 1er mars 2013 n° 354188 Arrêt du Conseil d'État du 24 octobre 2014 n°361231

Tableau 1.1 – Évolution du débiteur de l'obligation de remise en état d'un site pollué dans la jurisprudence Française (1986-2014)

dépollution (article L. 511-1 du Code de l'environnement). Des prescriptions complémentaires peuvent lui être imposées.

En outre, si l'exploitant n'est pas solvable ou est inconnu, le propriétaire du site sur lequel a été exploitée une ICPE peut être mis en cause même s'il n'est pas à l'origine des pollutions occasionnées (article L. 512-17 du Code de l'environnement). En effet, afin de limiter l'intervention étatique dans un contexte de restriction budgétaire croissant, l'application du principe du pollueur-payeur s'appuie également sur la réglementation des déchets. Les imprécisions sur la

définition légale du déchet, et sur la notion de propriétaire-détenteur mettent parfois en cause la responsabilité du propriétaire d'un site pollué ; d'autant plus que le détenteur de déchets reste responsable de ces derniers mêmes s'ils sont recyclables ou re-valorisables (arrêt du 25 juin 1997 de la Cour de Justice des Communautés Européennes (CJCE) n° C304/94 dit « Euro-Tombesi » et arrêt de la CJCE du 28 mars 1990 n° C206/88 dit « Vessoso et Zanetti »).

À ces contraintes juridiques s'ajoute des barrières techniques et méthodologiques qui ne permettent pas aux opérateurs techniques et fonciers d'anticiper le degré effectif de contamination des sites.

1.3 Des barrières techniques et métholodologiques

Les outils méthodologiques existants, pouvant être mobilisés lors du processus de reconversion d'une friche urbaine, manquent de transparence. Les inventaires historiques et les bases de données, comme BASOL et BASIAS ne permettent pas toujours d'identifier les sites contaminés (1.3.1). Les limites des études de vulnérabilité et d'impact ne permettent également pas toujours d'anticiper correctement les coûts de dépollution (1.3.2). Ces derniers peuvent pourtant être très élevés ; en particulier lorsque le choix d'une technique de traitement n'est pas adapté (1.3.3).

1.3.1 Les limites des inventaires historiques et des bases de données

Retracer l'histoire industrielle et environnementale du site est une étape préparatoire indispensable pour mettre en place un plan de gestion du site. Les études historiques et documentaires réalisées dans le cadre du plan de gestion permettent de recenser les activités et les incidents ou accidents passés. Cela permet d'identifier les zones potentiellement contaminées et les polluants.

Ces études mobilisent plusieurs sources d'information : archives du site ; archives municipales ; archives départementales ; archives des DREAL, et du bureau de l'environnement de la Préfecture ; photographies aériennes ; bases de données comme BASOL, BASIAS, ou encore celle de l'ARIA (Analyse Recherche et Information sur les Accidents) qui sont accessibles en ligne gratuitement[17]. Ces outils permettent de connaitre les activités passées, les usages des sols, et les contraintes potentielles imposées par le biais de restriction d'usage (servitudes d'utilités publiques, projet d'intérêt général par exemple), et les polluants potentiels (matrice activités-polluants).

Toutefois, les IHR, les inventaires historiques urbains (IHU) et ces différentes bases de données ne sont pas exhaustifs.

En effet, toutes les collectivités ne disposent pas encore d'un IHU, car il s'agit d'une démarche volontaire de la part des collectivités (Callier et Koch-Mathian, 2010).

En outre, ces inventaires, (IHU et IHR), répondent à un cahier des charges spécifiques. Par conséquent, la méthodologie utilisée pour réaliser ces inventaires diffère d'un département à un autre ; des pollutions anciennes peuvent donc ne pas être recensées. De plus, ces informations

[17]Il existe également d'autres bases de données sur lesquelles les opérateurs techniques et fonciers peuvent s'appuyer : le site de Consultation Électronique des Documents Relatifs aux Installations Classées (CEDRIC) permet d'accéder aux arrêtés d'autorisation des ICPE et est gérée par l'inspection des installations classées ; la base de données MIMAUSA (Mémoire et Impact des Mines d'urAniUm) sur les anciens sites minier d'uranium gérée par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) ; l'inventaire de l'Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs (ANDRA) ; la base SISOP des SSP du Ministère de la Défense, ou encore les cartes de contaminations au chlordécone aux Antilles.

peuvent être difficiles à obtenir lorsque la pollution est ancienne.

Par ailleurs, BASOL et BASIAS ne permettent pas toujours de localiser précisément les sols pollués. Par exemple, les sites répertoriés dans BASIAS peuvent être localisés à l'échelle de la commune, ou d'un quartier, et plus rarement d'une rue. De plus, BASIAS ne renseigne pas sur l'état de la pollution des sites qui y sont recensés. La pollution des sites recensés dans cette base de données y est présumée. En effet, un site dépollué listé initialement sur BASOL est transféré dans BASIAS car l'objectif de cette base de données et de conserver la mémoire du site et d'informer le public sur son histoire passé (Boivin et Defradas, 2013).

Les pollutions peuvent être diffuses et se répandre au-delà de la propriété de l'exploitant. Il serait donc nécessaire de pouvoir localiser précisément les parcelles contaminées au niveau du cadastre afin de mettre en place des diagnostics d'état du sol fiables et donc, par la suite, un plan de gestion valide. Cela requiert que ces bases de données prennent en compte les modifications cadastrales, et qu'elles soient donc mises à jour régulièrement. Or, ce n'est actuellement pas le cas. En effet, BASOL et BASIAS restent encore peu mises à jour. L'actualisation de BASIAS se fait à l'échelle d'un département[18] ; et pour un site donné, à la demande d'un intervenant du site (exploitant, propriétaire, notaire, maire, ou particulier) dans BASOL.

Les données disponibles ne sont donc pas toujours actualisées. Cela pose problème pour identifier les SSP. Un croisement régulier entre ces deux bases de données et un SIG serait nécessaire afin d'identifier les nouveaux sites pollués des sites traités, libres de toute restriction d'usage (Callier et Koch-Mathian, 2010).

De plus, les documents d'urbanisme, notamment les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT) et les PLU, ne tiennent pas suffisamment compte du risque de pollution du sol ; d'autant plus que celui-ci n'est pas défini formellement. Il n'est également pas possible de localiser précisément les zones à risques sur ces documents étant donné que les bases de données existantes ne permettent pas de le faire (Perez et Lang, 2014).

1.3.2 Les limites des études de vulnérabilité et évaluation d'impact

Tout d'abord, les modalités de transfert des polluants et leurs comportements dans les sols ne sont pas toujours bien connus (Bartke, 2011), et font encore l'objet de nombreuses recherches.

Deuxièmement, les résultats obtenus par ces études dépendent également de la qualité des prélèvements effectués lors des investigations de terrain. Les sols urbains sont plus hétérogènes que les sols ruraux (Guillerme *et al.*, 1999, Laurent et Fondrillon, 2010, Morel *et al.*, 2015). Cela nécessite un maillage des études de pollution du sol beaucoup plus fin. De plus, les sondages du sol effectués peuvent ne pas être représentatifs du site en fonction du lieu où les prélèvements ont été réalisés (erreur d'échantillonnage). En effet, des anomalies peuvent ne pas être relevées entre deux points de sondage.

En outre, des sources potentielles de contamination difficiles d'accès, comme par exemple les remblais ou les sous-sols de certains bâtiments, peuvent ne pas avoir été (correctement) prélevés.

Troisièmement, le choix des outils de prélèvement peut induire des erreurs, et donc fausser les résultats (Ricour, 2001).

Enfin, les méthodes d'analyses employées, et la manière dont sont conservés les échantillons prélevés (interférences avec les emballages de conditionnement, manque d'étanchéité des flaconnages vis-à-vis de substances volatiles, rupture de la chaîne du froid lors du transport, erreur

[18]Il faut consulter le préambule départemental afin d'identifier la période couverte par l'inventaire, et la dernière date de mise à jour des données. Par exemple, les sites BASIAS du Maine-et-Loire sont recensés depuis 1850 jusqu'à 1999. Les dernières actualisations remontent à 2000. Il en est de même pour les sites BASIAS en Languedoc-Roussillon.

d'étiquetage par exemple) peuvent également fausser les résultats.

Pour ces raisons, les diagnostics de risques sont assortis d'un plan d'assurance qualité caractérisant les moyens mis en œuvre, et les limites des résultats obtenus au regard des normes en vigueur utilisées (ISO, AFNOR, CEN). Ces dernières évoluent en fonction des progrès techniques en matière d'échantillonnage. En outre, l'inexistence d'un référentiel technique précis pour évaluer un site (concentration seuils dans les sols, modèles de référence, valeurs toxicologiques de référence) qui soit opposable à l'administration est également source d'incertitudes pour les opérateurs fonciers. Elle contribue à la surestimation des coûts de reconversion du site[19].

À ces incertitudes sur les coûts à l'issue des études de caractérisation des sols, et des milieux impactés s'ajoutent les aléas de chantier : identification d'une nouvelle source de pollution[20] ; nécessité de préserver l'habitat d'une espèce protégée[21] ; adaptation des méthodes de dépollution, etc. car les bureaux d'études ne réalisent pas les travaux de dépollution.

En raison de ces limites techniques, les coûts pour réhabiliter un site ne peuvent pas être correctement anticipés. Or, ils peuvent être très élevés. Au niveau européen, les coûts d'investigation du site varient entre 5 000 et 50 000 euros dans 60 % des cas ; et les coûts de remédiation varient entre 50 000 et 500 000 euros dans près de 40 % des cas (Van Liedekerke *et al.*, 2014).

En France, les coûts de dépollution varient entre 1 et 1,5 million d'euros par hectare en fonction des caractéristiques du sol, des polluants, de leur concentration, de la superficie à traiter[22] de la sensibilité de l'usage futur, et des techniques de traitement choisies qui dépendent également des délais dont disposent les opérateurs techniques et/ou fonciers pour dépolluer (Cadière et Masselot, 2012). Il s'ajoute également les coûts de la réalisation d'un premier diagnostic du site. Le coût de la visite du site et des études historiques et documentaires, variant de 10 000 à 20 000 euros, et le coût de la réalisation d'un plan de gestion, variant de 30 000 à 100 000 euros (DREAL Poitou Charente, 2011).

Ces coûts constituent un frein important à la reconversion des sites pollués par rapport aux opérations en extension urbaine. Ces dernières sont moins coûteuses que la reconversion des sites pollués (Landel *et al.*, 2010) y compris des FUP situées pourtant stratégiquement au cœur des villes et de ses infrastructures. En effet, en moyenne à densité de population égale, et à caractéristiques de terrains égales, un doublement de la distance au centre de l'aire urbaine (de 10 à 20 km) se traduit par un prix au m^2 du terrain à bâtir plus faible de 17 % quel que soit l'état du sol (Combes *et al.*, 2011). En outre, la rénovation du tissu urbain est plus coûteuse que la construction neuve (Richard *et al.*, 2011). C'est pourquoi, des sites pollués sont conservés en l'état (Richard *et al.*, 2011) générant alors des coûts supplémentaires de mise en sécurité, de gardiennage, et des accidents, parfois mortels lorsque les lieux sont occupés illégalement (Pacaux et Decocq, 2010).

[19]Depuis 2011, un référentiel de certification élaboré par le LNE (laboratoire national de métrologie et d'essais) est en place. Il repose sur les normes NF X 31-620 parties 1 à 4 sur la qualité du sol et les prestations de services relatives aux SSP. Ces normes présentent les exigences en termes de prestations de services relatives aux SSP. Cependant, la certification LNE Service SSP repose à l'heure actuelle sur une démarche volontaire de la part des sociétés de dépollution et de maîtrises d'ouvrage. De plus, elle n'établit pas de seuil de concentration en polluant à partir duquel le site doit être dépollué ; ni de valeur maximale de concentration à atteindre pour considérer le site comme dépollué

[20]Par exemple, sur la commune de Mauges-sur-Loire, dans le Maine-et-Loire, la reconversion du site des Tarares a été reportée à la suite de la découverte de déchets de fibro-ciments (amiante).

[21]Par exemple l'étude d'impact de l'opération Mas-de-Rochet à Castelnau-Le-Lez, dans l'Hérault, a mis en évidence la présence de Rollier d'Europe, une espèce protégée d'oiseaux.

[22]En règle générale, plus la superficie du chantier de dépollution est importante, et plus le traitement sur site sera privilégié en raison des économies d'échelle qu'il engendre. À l'inverse, plus la superficie à traiter est faible, et plus les traitements hors site, privilégiant l'excavation des terres, seront favorisés (Cadière et Masselot, 2012).

1.3.3 Les techniques de dépollution : des choix peu lisibles

Les opérateurs fonciers considèrent que le choix des techniques et méthodes de dépollution utilisées n'est pas lisible. Ils manquent d'information pour pouvoir juger de la pertinence du choix d'une méthode de dépollution par rapport à une autre (Ademe, 2011) car il n'existe à ce jour pas de protocoles harmonisés (Colombano *et al.*, 2010).

De plus, il est difficile d'établir un bilan coûts-bénéfices des techniques de traitement en fonction des polluants, car chaque site à ses propres particularités. Ces dernières s'ajoutent aux incertitudes liées aux limites des connaissances scientifiques concernant les modes de transfert des polluants dans les sols (Bartke, 2011). Cela amène les professionnels de la décontamination du sol à privilégier les méthodes de dépollution avec lesquelles ils sont le plus familiarisés quel que soit le contexte du site (Montpetit et Lachapelle, 2015a). Ainsi, par exemple, l'excavation des terres polluées est privilégiée par les sociétés de dépollution au détriment de techniques émergentes comme la phytoremédiation (Bert *et al.*, 2017, Montpetit et Lachapelle, 2015a). Pour cette raison, l'outil SelecDEPOL a été développé par l'ADEME, le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) et l'Union des Professionnels de la Dépollution des Sites (UPDS) afin de pouvoir comparer les techniques de pollution compte-tenu de différents paramètres comme les polluants, la technique de traitement souhaité, la composition du sol.

Par ailleurs, les techniques traditionnelles de dépollution, comme l'incinération, l'excavation des terres, ou l'épandage, sont souvent privilégiées dans le cas d'attribution des marchés publics car elles permettent une reconversion du site sur quelques mois ; nécessaire pour répondre rapidement à la demande de logements croissante dans certaines régions. C'est pourquoi, la moitié de tonnages dépollués s'est effectuée par des méthodes hors site (Cadière et Masselot, 2012).

Pourtant, leur efficacité technique et économique par rapport aux autres techniques de traitements possibles n'est pas toujours prouvée (Colombano *et al.*, 2010, Vergne, 2014) alors qu'elles sont pourtant plus onéreuses (Origo *et al.*, 2012). En effet, pour les techniques de traitement hors site, comme l'excavation des terres avec mise en décharge, les coûts, hors taxes et hors coûts de transport, varient entre 45 et 135 euros / tonne, tandis qu'ils se situent entre 10 et 40 euros pour les techniques sur site et *in situ* en France[23]. Les coûts de transport, quant à eux, représentent en moyenne 0,4 euro hors taxes par tonne de terre excavée, en 2010 en France (Cadière et Masselot, 2012).

1.4 Quels effets de la loi ALUR ?

Nous présentons tout d'abord les nouvelles dispositions réglementaires introduites par l'adoption de la loi ALUR (1.4.1), puis nous étudions les limites qu'elles peuvent présenter pour réhabiliter les SSP (1.4.2).

1.4.1 Les nouvelles dispositions réglementaires

L'article 173 de la loi ALUR améliore l'information disponible (1.4.1.1), permet l'intervention de tiers pour réhabiliter un site pollué (1.4.1.2), et clarifie le niveau de responsabilité des différents intervenants (1.4.1.3). Théoriquement, cela doit réduire les asymétries d'informations entre propriétaires et acquéreurs de SSP, et ainsi faciliter la mise en place de projets de reconversion de FUP (Steichen et Lafeuille, 2015, Steichen *et al.*, 2014).

[23]Les traitements sur site consistent à extraire les milieux pollués et à les traiter sur place ; les traitement *in situ* à extraire ou à dégrader le polluant dans le sol.

1.4.1.1 Une information sur les sites et sols pollués améliorée

L'article L. 125-6 du Code de l'environnement est modifié par l'article 173 de la loi ALUR. Il introduit la mise en place de secteurs d'information sur les sols (SIS). En effet, cet article impose à chaque préfet de département d'élaborer des SIS en cas de changement d'usage des terrains concernés afin de préserver la sécurité, la santé publique et l'environnement. Ils seront cartographiés dans les PLU et annexés aux documents d'urbanisme ; ce qui n'était jusqu'à présent pas le cas. Ces SIS doivent théoriquement améliorer l'information dont dispose les acquéreurs potentiels ou locataires de terrains potentiellement pollués.

De plus, ils doivent également permettre de mettre en place une carte des anciens sites industriels et activités de service (CASIAS) permettant une localisation relativement précise de ces sites. Cette dernière doit cartographier les lieux ayant été le siège d'anciennes activités susceptibles d'être à l'origine d'une pollution des sols (activités industrielles ou activités de services potentiellement polluantes). Ainsi, la contamination des sols des sites identifié dans CASIAS est présumée. Toutefois, les informations qui y sont retranscrites sur les types et durées des activités peuvent permettre d'amorcer une réflexion sur la probabilité d'un risque de contamination des sols.

Les dispositifs développés dans le cadre de la loi ALUR complèteront ainsi les bases d'informations disponibles comme BASOL et BASIAS.

De plus, lorsqu'un terrain répertorié dans un SIS fera l'objet d'un contrat de vente ou de location, en vertu de l'article 125-7 du Code de l'environnement, le vendeur ou le bailleur devra en informer par écrit l'acquéreur en lui communiquant toutes les informations dont dispose l'État.

Le nouvel article L. 125-7 du Code de l'environnement prévoit également qu'en cas de manquement à cette obligation, et si une pollution constatée rend le terrain impropre à la destination précisée dans le contrat, dans un délai de deux ans à compter de la découverte de la pollution, l'acquéreur ou le locataire aura le choix de demander la résolution du contrat ou, selon le cas, de se faire restituer une partie du prix de vente ou d'obtenir une réduction du loyer. La réhabilitation du terrain au frais du vendeur pourra également être demandée par l'acquéreur potentiel.

Enfin, une étude des sols pour tout projet de construction ou d'aménagement sur un terrain répertorié dans un SIS devra être réalisée selon le nouvel article L. 556-2 du Code de l'environnement.

1.4.1.2 L'intervention d'un tiers responsable

L'article L. 512-21 du Code de l'environnement donne la possibilité de transférer l'obligation de remise en état à un tiers intéressé. Le décret n°2015-1004, portant application de l'article L. 512-21 du Code de l'environnement, permettant de transférer la réhabilitation d'un site pollué à un tiers est paru au journal officiel le 18 août 2015. Ce dispositif fournit un cadre juridique à une pratique déjà existante (Gleizes Le Roy et Sol, 2008).

Cependant, ce transfert de responsabilité n'était, jusqu'à présent, pas opposable à l'administration. Autrement dit, le dernier exploitant restait responsable sur le plan réglementaire de la remise en état d'un SSP. En transférant la responsabilité au repreneur du site, en contrepartie d'un prix de vente du terrain moins onéreux, afin de compenser les obligations auxquelles il doit se soumettre, ce nouveau dispositif devrait favoriser la reconversion des SSP.

De plus, le nouvel article L. 556-1 du Code de l'environnement prévoit l'obligation pour un maître d'ouvrage à l'initiative du changement d'usage de définir les mesures de gestion de dépollution adéquates, et de les mettre en œuvre, y compris en cas d'évolution du projet au

cours du temps. Ces nouvelles mesures doivent permettre une meilleure articulation entre la dépollution du site, et le projet d'aménagement envisagé.

1.4.1.3 Une hiérarchisation des responsables

Une nouvelle hiérarchie des responsables potentiels pour un SSP est introduite (nouvel article L. 556-3 du Code de l'environnement). Trois nouveaux débiteurs peuvent être considérés comme responsables à titre principal. Ainsi, à titre principal et dans le cas d'une activité industrielle, le dernier exploitant d'une ICPE, le tiers intéressé ou le maître d'ouvrage à l'origine du changement d'usage sont responsables de la pollution constatée. Si la pollution des sols n'est pas d'origine industrielle, alors le producteur/détenteur de déchet est responsable. À titre subsidiaire, et quelle que soit l'activité à l'origine de la pollution, le propriétaire foncier du terrain peut être mis en cause en cas de faute avérée de sa part, c'est-à-dire s'il est possible de prouver qu'il a fait preuve de négligence ou qu'il n'est pas étranger à cette pollution (2ième alinéa de l'article L. 556-3 du Code de l'environnement).

En réduisant les asymétries d'informations entre vendeurs et acheteurs, et en clarifiant le degré de responsabilité des intervenants, la loi ALUR doit, en théorie, permettre de faciliter la mise en place d'opérations de reconversion sur des SSP en sécurisant les transactions (Steichen et Lafeuille, 2015, Steichen *et al.*, 2014).

1.4.2 Quelles dérives potentielles ?

La mise en œuvre des dispositions de la loi ALUR risque d'engendrer des effets contraires aux objectifs affichés (Groupillier et Facelina, 2014). En effet, de nombreuses limites sont également relevées au niveau de la mise en place des SIS (1.4.2.1), du transfert de responsabilité vers un tiers-payeur (1.4.2.2), ou encore au niveau de la hiérarchisation de cette dernière (1.4.2.3).

1.4.2.1 Au niveau des informations disponibles sur les SSP

Pour établir les SIS, les préfets de chaque département pourront s'appuyer sur les informations disponibles à partir des bases de données BASIAS et BASOL. Mais, ils pourront également définir leurs propres critères pour identifier les terrains concernés. Par conséquent, la construction des SIS diffèrera d'un département à un autre (Balzano et Billmann, 2014).

Or, l'inscription d'un terrain au sein d'un SIS peut contribuer à diminuer significativement sa valeur foncière, et donc son prix de vente futur : le site étant considéré comme potentiellement pollué. De nombreux propriétaires risquent donc de contester l'inscription de leur site dans un SIS. Les critères permettant d'identifier les terrains concernés doivent donc être homogènes.

De plus, les informations provenant de ces SIS, annexées aux documents d'urbanisme, n'auront pas de valeur juridique. Elles resteront purement informatives. Elles ne pourront donc pas être utilisées en cas de recours en contentieux.

Par ailleurs, l'obligation d'information du vendeur vis-à-vis d'un acquéreur est en contradiction avec la jurisprudence actuelle qui tend davantage à considérer qu'il incombe à l'acheteur ou au bailleur potentiel d'un site de se renseigner sur le niveau de contamination du terrain désiré en réalisant si besoin un audit environnemental (arrêt de la cour de cassation du 16 janvier 2013 et du 18 juin 2008, et arrêt du Conseil d'État du 16 décembre 2008 : Société Foncière du Vivarais).

Enfin, la définition du caractère impropre d'un terrain à son nouvel usage reste imprécise en cas de constat de contamination des sols. Le texte de loi devrait préciser si cette pollution rend le

terrain impropre à son nouvel usage de manière irréversible ou non, afin de pouvoir déterminer les modalités d'application de cette nouvelle disposition (Balzano et Billmann, 2014).

1.4.2.2 Au niveau du transfert de responsabilité

Le transfert de responsabilité à un tiers intéressé ne permettra pas de mettre l'exploitant à l'abri de prescriptions ultérieures. Autrement dit, le transfert de responsabilité n'est pas définitif (Balzano et Billmann, 2014), en particulier, si le tiers intéressé est défaillant (article L. 521-21 du Code de l'environnement).

De plus, l'application de cette procédure reste complexe sur le plan administratif dans la mesure où le dernier exploitant d'une ICPE demeure l'intermédiaire entre la préfecture, qui instruit la remise en état du site, et le tiers qui réalise les travaux de réhabilitation (Lejeune, 2014).

1.4.2.3 Au niveau de la hiérarchisation des responsables potentiels

La hiérarchisation des responsables potentiels soulève de nombreuses interrogations concernant la définition du détenteur et la responsabilité du propriétaire. Le texte ne précise pas si les détenteurs successifs sont considérés comme responsables, ou si seul le dernier détenteur de déchet, connu et solvable, pourra être mis en cause.

De plus, aucun critère ne permet de déterminer la négligence dont aura fait preuve un propriétaire. De la même manière, on ne peut pas identifier la façon dont un propriétaire est « étranger ou non » par rapport à la pollution constatée (Balzano et Billmann, 2014).

En outre, les propriétaires de SSP restent potentiellement responsables en cas de défaillance de l'exploitant, et du tiers-payeur. Ils peuvent ne pas diminuer le prix de vente de leur terrain afin de pallier à une éventuelle défaillance financière de ce tiers-responsable (Chang et Sigman, 2007). Cela freinera d'autant plus la mise en place de projets de reconversion ; en particulier, lorsque ces sites sont hors-marchés, c'est-à-dire lorsque les coûts de réhabilitation sont supérieurs à la rentabilité espérée du site en fonction de son usage futur.

1.5 Apports du chapitre

Ce chapitre nous a permis de dresser un état des lieux sur la gestion actuelle des FUP en France. La frise chronologique 1.1 retrace les principales modifications réglementaires concernant la contamination des sols d'une part, et la gestion des FUP d'autres part.

Nous constatons ainsi que la prise en compte des problèmes liés à la contamination des sols, et la mise en place d'un cadre législatif permettant la gestion des sites pollués a commencé au milieu des années 1980.

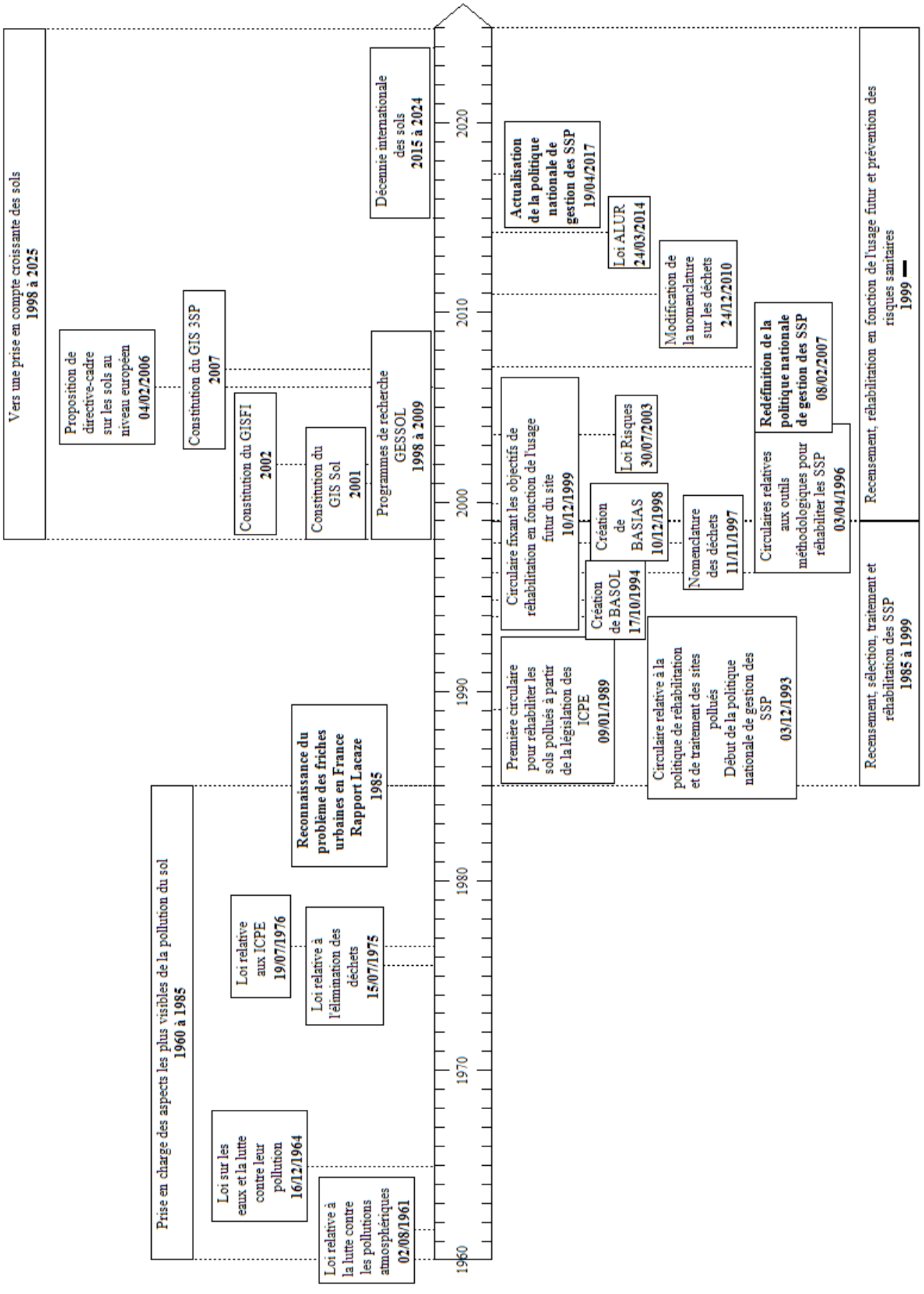


FIGURE 1.1 – Évolution de la réglementation applicable aux friches urbaines polluées en France depuis 1980

Cependant, à ce jour, les sols ne font toujours pas l'objet d'une réglementation juridique particulière en France, et plus largement, au sein de l'Union Européenne (Brombal *et al.*, 2015, Paleari, 2017). Ce vide juridique, autour de la définition de la friche urbaine en France, est également à l'origine d'une réglementation indirecte. Il en découle une jurisprudence du principe du pollueur-payeur susceptible de fluctuer. Elle est la source de coûts indirects, supplémentaires liés à l'incertitude concernant la jurisprudence pouvant être appliquée en cas de pollution des sols.

Par ailleurs, les faiblesses des outils techniques et méthodologiques existants manquent de transparence, et ne permettent donc pas d'anticiper correctement le niveau réel de contamination des sols. Cela engendre des coûts directs supplémentaires liés à l'acquisition et aux diagnostics du site à effectuer. Le manque de lisibilité sur les techniques de dépollution pouvant être employées afin de réhabiliter le site à moindres coûts augmente encore les coûts.

En outre, on observe un manque de données exhaustives et actualisées sur les FUP (Jackson et Garb, 2002). Les tentatives locales de recensement des friches urbaines n'établissent pas toujours le lien avec la pollution potentielle de ces sites. Or, l'anticipation des coûts de dépollution est fondamentale. En effet, les coûts non anticipés liés à la contamination des sols, comme par exemple la découverte d'un nouveau spot de pollution, peuvent remettre en cause le projet de réaménagement en compromettant l'équilibre financier du projet. Tout cela constitue un frein à la reconversion des FUP.

L'adoption de la loi ALUR devrait, en théorie, permettre d'améliorer l'information sur la contamination des sols, à travers le développement des SIS et de CASIAS. Elle devrait également clarifier les responsables potentiels au niveau juridique, et donc réduire les incertitudes liées aux jurisprudences dans ce domaine.

Toutefois, les juristes montrent également que cette loi comportent de nombreuses dérives concernant le développement des SIS, l'application du tiers-payeur, l'identification et la hiérarchisation des responsables potentiels de la pollution du sol.

En conclusion, la répartition des responsabilités resterait un point de blocage dans les projets de cessions foncières en France. La sous-exploitation des bases de données disponibles conduit également les maîtres d'ouvrage à ne pas anticiper correctement le risque de pollution du sol. La figure 1.2 récapitule les différents obstacles auxquels les opérateurs, techniques et fonciers, doivent faire face.

Ces obstacles sont à l'origine de coûts, directs et indirects, et d'incertitudes pouvant remettre en cause l'équilibre financier des projets de reconversion.

Dans le chapitre suivant, nous analysons quels obstacles et quels leviers, réglementaires et financiers, sont souhaités par les opérateurs techniques et fonciers.

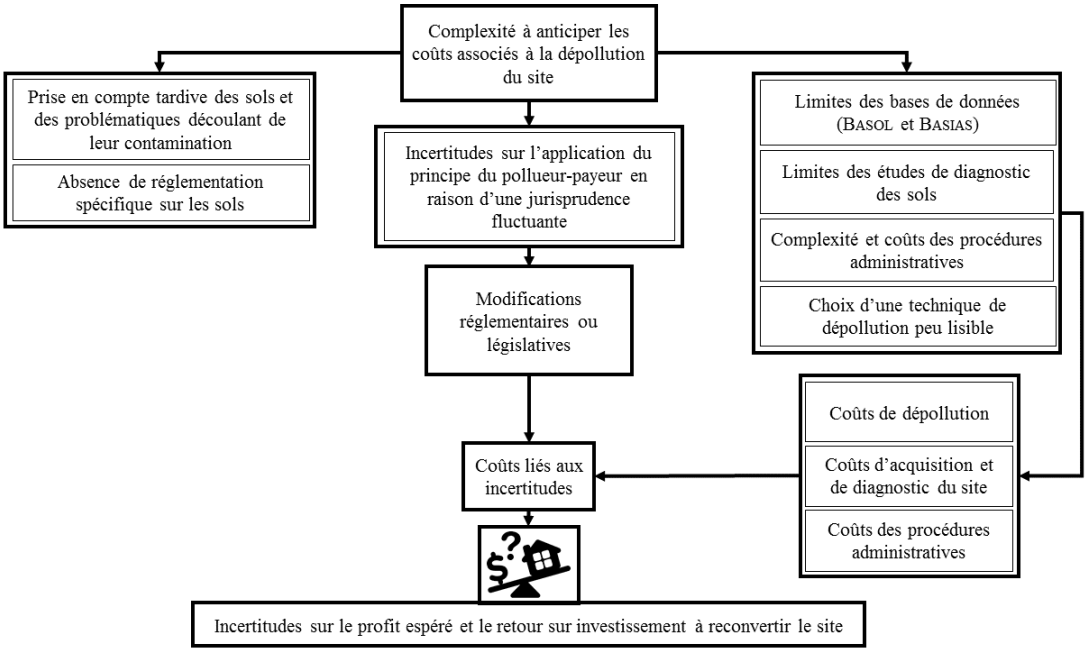


FIGURE 1.2 – Principales incertitudes et difficultés rencontrées par les opérateurs techniques et fonciers

Chapitre 2

Obstacles à la reconversion des friches urbaines en France : le point de vue des opérateurs techniques et fonciers

Ce chapitre complète les éléments de réponses concernant notre première question de recherche :

Quels sont les obstacles réglementaires et techniques associés à la reconversion des friches urbaines ?

Il donne également quelques éléments de réponses à la quatrième question de recherche :

Sur quels critères et à partir de quels outils et méthodes d'aide à la décision est-il possible de fonder une démarche d'évaluation participative des projets de reconversion de friches urbaines ?

Cette problématique est traitée dans ce chapitre à partir des résultats obtenus par une enquête exploratoire menée auprès de 76 opérateurs techniques et fonciers[1] en France métropolitaine. L'objectif principal de ce travail est d'identifier les obstacles auxquels les opérateurs techniques et fonciers sont confrontés lors de la reconversion de FUP en France métropolitaine ; ce qui n'a actuellement pas été effectué à ce jour à notre connaissance.

Pourtant, à cause de leur contamination potentielle des sols, la reconversion de FUP est un investissement immobilier à l'origine de nombreux risques et incertitudes pour les opérateurs fonciers, comme les promoteurs et les aménageurs par exemple (Bartke, 2011, Harbottle et Al-Tabbaa, 2007, Meyer et Lyons, 2000). Or, ces derniers ont un rôle fondamental dans la reconversion des friches urbaines en supportant tous les risques et incertitudes pouvant y être associés (Bartke, 2011, Meyer et Van Landingham, 2000, Shephard et Dixon, 2006). Une revue de la littérature des expériences menées à l'étranger montre que ces incertitudes concernent les modifications potentielles des normes de dépollution à respecter ; l'évolution du contexte réglementaire et légal en matière de responsabilité environnementale ; et l'efficacité des techniques de traitement de la pollution du sol pouvant être mises en œuvre (Alberini *et al.*, 2005, Bond, 2001, Boyd *et al.*, 1996, Meyer et Lyons, 2000). Toutes ces incertitudes sont à l'origine d'un problème d'anticipation des coûts nécessaires pour dépolluer et reconvertir une friche urbaine. Or, s'ils ne sont pas correctement anticipés, ces coûts peuvent remettre en cause l'équilibre financier du projet de réaménagement. C'est pourquoi, les opérateurs techniques et fonciers ont généralement tendance à surestimer et à surprovisionner les coûts associés à la reconversion

[1] Nous regroupons dans cette appellation également les collectivités territoriales qui peuvent assurer la maîtrise d'ouvrage des projets de reconversion de friches urbaines, ou encore être propriétaire de FUP.

d'une friche urbaine afin de faire face aux différents aléas de chantier (Ademe, 2011, Hara, 2003). Cela les amène également à privilégier les opérations en extension urbaine qui sont également moins onéreuses (Combes *et al.*, 2011).

Au moyen d'une enquête en ligne effectuée auprès des opérateurs techniques et fonciers en France métropolitaine, nous avons analysé leurs représentations et perceptions des friches urbaines (i) ; étudié leur expérience en matière de reconversion de FUP (ii) ; identifié les obstacles auxquels ils sont confrontés lors de la reconversion de ce type de foncier et les leviers souhaités pour y remédier (iii) ; examiné les bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines, et les critères sur lesquels doivent s'appuyer les projets de réaménagement (iv) ; et étudié dans quelles mesures les démarches participatives qu'ils mettent en place dans le cadre des projets de reconversion peuvent être améliorées (v).

Les résultats obtenus par cette enquête nous permettent de formuler des recommandations de bonnes pratiques en termes de politiques publiques afin de favoriser la reconversion de FUP en France. Dans le cadre de la thèse, les résultats obtenus par cette première enquête nous permettent également d'effectuer une comparaison avec les préférences de la population générale impactée par la présence de friches urbaines, et ainsi d'identifier les sources potentielles de désaccord entre les parties prenantes.

Nous détaillons la mise en œuvre du questionnaire et les méthodes d'analyses des données utilisées dans la section qui suit (2.1). Puis, nous présentons les principaux résultats obtenus par cette enquête (2.2). Nous discutons ces résultats à la lumière des expériences effectuées à l'étranger (2.3). Nous concluons en proposant quelques pistes d'amélioration des programmes actuels de gestion des friches urbaines en France (2.4). Pour finir, nous montrons l'apport de ce chapitre, en particulier dans le cadre de la démarche poursuivie dans cette thèse (2.4).

2.1 Matériel et méthodes

Nous présentons la stratégie et la méthode de collecte des données (2.1.1), ainsi que les conditions d'élaboration et de passation du questionnaire (2.1.2). Nous exposons également brièvement les techniques d'analyses de données effectuées (2.1.3). Nous terminons par une présentation des principales statistiques descriptives associées à notre échantillon d'étude (2.1.4).

2.1.1 Collecte des données

Les données ont été récoltées au moyen d'un questionnaire d'enquête transversal auprès des opérateurs techniques et fonciers. La méthode d'échantillonnage retenue est celle de la « boule de neige » (*snowball sampling*). Il s'agit d'une méthode d'échantillonnage non-probabiliste, développée par Leo Goodman, permettant d'augmenter la taille d'un échantillon d'enquête en utilisant les réseaux sociaux des répondants (Goodman, 1961). Une des limites à cette méthode d'échantillonnage est qu'elle ne permet pas de fournir un échantillon représentatif de la population d'étude. Cependant, elle nous permet d'obtenir des réponses auprès d'une population spécifique : les opérateurs techniques et fonciers travaillant sur des projets de reconversion de friches urbaines en France métropolitaine.

Différentes structures et associations professionnelles susceptibles d'intervenir dans la reconversion de friches urbaines ont donc été identifiées, puis sollicitées par courriel. Le tableau 2.1 présente les associations et syndicats professionnels contactés. Le lien du questionnaire a également été diffusé sur des forums d'information professionnelle spécialisés en environnement et développement durable.

Structures contactées
Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
Association des Consultants en Aménagement et Développement des territoires
Association des Maires de France
Association des Maires Ruraux de France
Cercle pour l'Aménagement du Territoire
Conseil d'Architecture, d'Urbanisme et de l'Environnement
Établissements Publics Fonciers
(dont association nationale des établissements publics fonciers locaux)
Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement
Fédération des Promoteurs Immobiliers
Institut des Constructeurs et des Promoteurs
Mission Interministérielle pour la Qualité des Constructions Publiques
Ordre des Architectes
Syndicat National des Aménageurs Lotisseurs
Union des Professionnels de la Dépollution des Sites
Union des Consultants et Ingénieurs en Environnement

Tableau 2.1 – Structures contactées dans le cadre de l'enquête auprès des opérateurs techniques et fonciers
Nous avons également contacté les entreprises et les EPF recensés dans l'annuaire des associations ci-dessus.

2.1.2 Élaboration et passation du questionnaire

Le questionnaire a été conçu entre avril et mai 2016. Il se compose de quatre parties. La première partie identifie le type d'acteur opérationnel ou foncier interrogé. Elle vise également à obtenir des éléments sur la structure et les activités exercées. La deuxième partie étudie la perception et la représentation des friches urbaines de ces acteurs professionnels. La troisième partie traite plus particulièrement des obstacles à la reconversion de FUP et aux moyens attendus afin de remédier à ces obstacles. La quatrième partie est focalisée sur le retour d'expériences des acteurs interrogés dans la mise en place de démarches participatives dans le cadre de leurs projets de reconversion de friches urbaines. L'intégralité du questionnaire est présentée en annexe A.

Un pré-test du questionnaire a été effectué, sous format papier, auprès de quelques entreprises et maires présents au Salon des Maires et des Collectivités Locale en Mai 2016 à Paris. Ce pré-test nous a permis de finaliser le questionnaire, et de le mettre en forme pour une passation en ligne sous Limesurvey™. Plusieurs raisons nous ont amené à privilégier ce mode de passation.

Premièrement, l'environnement, ou contexte dans lequel se trouve l'individu interrogé, favorise les réponses libres et franches en raison notamment de l'absence d'interlocuteur pouvant potentiellement induire un biais de désirabilité sociale (Kreuter *et al.*, 2008). Les réponses données sont ainsi plus pertinentes. En effet, le répondant ne se trouvait pas dans une situation potentiellement déstabilisante ou dans laquelle il chercherait à promouvoir l'entreprise qu'il représente ; ce qui avait parfois été observé lors du pré-test.

De plus, les individus avaient la possibilité de répondre en plusieurs fois au questionnaire en fonction de leur disponibilité. L'individu pouvait sauvegarder ses réponses, et obtenir un identifiant et un mot de passe lui permettant de reprendre le questionnaire à un autre moment. Cela nous semblait judicieux dans la mesure où ce questionnaire s'adressait à des professionnels ne disposant pas nécessairement de beaucoup de temps.

Enfin, un contrôle des réponses des individus a également été paramétré en les empêchant de faire un retour en arrière par rapport à chaque partie du questionnaire afin d'éviter de biaiser

leurs réponses en fonction des thématiques et questions précédemment abordées dans le questionnaire.

La passation finale du questionnaire a lieu entre le 28 novembre 2016 et le 31 janvier 2017. 216 questionnaires ont été collectés dont 76 complets ; soit un taux de réponse de 35.18 %. Le temps moyen passé à remplir le questionnaire est de 45 minutes ; ce qui laisse supposer des réponses fiables et réfléchies de la part des opérateurs ayant participé à cette enquête.

2.1.3 Méthodes d'analyses des données

De nombreuses questions ouvertes ont été incluses dans le questionnaire afin de laisser l'opérateur technique ou foncier interrogé nous faire part de son expérience en matière de reconversion de friches urbaines. C'est pourquoi, nous avons procédé à une analyse lexicale et thématique à l'aide du logiciel d'analyse de contenu[2] Tropes (Zoom VF 8.4) dans un premier temps (Molette et Landre, 2013). Il s'agit d'un logiciel créé en 1994 par Pierre Molette et Agnès Landré à partir des travaux de Rodolphe Ghiglione sur l'analyse propositionnelle de discours (Ghiglione *et al.*, 1998).

Le logiciel procède à un découpage du texte en fonction des propositions grammaticales (sujets, verbes, compléments). Il fonctionne sur la base d'ontologies et de classifications sémantiques. Les classifications sémantiques regroupent des références (substantifs) qui apparaissent fréquemment dans le texte et qui possèdent une signification voisine. Ainsi, le logiciel identifie les univers de références et les références des mots utilisés dans le corpus.

Les univers de références correspondent aux grands thèmes utilisés dans le texte. Ils regroupent des mots contenus dans les classes d'équivalents afin de permettre au logiciel d'établir une représentation du contexte dans lequel le texte a été élaboré. Tropes distingue deux niveaux d'univers de références : univers de référence 1 et univers de référence 2 respectivement. Le premier correspond au contexte général et global des réponses ; le second correspond au contexte détaillé.

L'utilisation de ce logiciel nous a ainsi permis de procéder à la fois à une analyse quantitative et qualitative de contenu en fonction du lexique employé par les individus. Ces analyses nous ont permis d'obtenir une classification des thématiques abordées par l'opérateur interrogé.

Dans un second temps, nous avons effectué des statistiques descriptives des réponses données aux autres questions à l'aide du logiciel Stata 14.

Cela nous a permis de confirmer et de compléter l'interprétation des résultats obtenus par l'analyse de contenu.

2.1.4 Description de l'échantillon d'étude

Nous présentons dans cette section les principales caractéristiques de notre échantillon d'étude. Elles portent sur la zone géographique d'intervention (2.1.4.1), le type de structures interrogées (2.1.4.2), et les caractéristiques des friches urbaines sur lesquelles travaillent les opérateurs techniques et fonciers interrogés (2.1.4.3).

2.1.4.1 Couverture géographique de notre échantillon d'étude

Les structures interrogées couvrent l'ensemble du territoire national comme le montre le tableau 2.2. En effet, un quart des acteurs interrogés interviennent sur la France entière.

Les autres acteurs concentrent leurs activités au sein d'une région donnée.

[2]L'analyse de contenu est présentée en détail dans la section 1.4.2.1 du chapitre liminaire.

Couverture géographique	**Eff.**	**%**
France entière	19	25,00
Sur une région donnée	57	75.00
Total	76	100.00
Régions		
Auvergne-Rhône-Alpes	10	17.54
Bourgogne-Franche-Comté	4	7.02
Corse	1	1.75
Grand-Est	8	14.04
Hauts-de-France	9	15.79
Ile-de-France	5	8.77
Normandie	3	5.26
Nouvelle-Aquitaine	4	7.02
Occitanie	3	5.26
Région Sud-PACA	3	5.26
Pays-de-la-Loire	7	12.28
Total	57	100.00

Tableau 2.2 – Couverture géographique des interventions effectuées par les opérateurs techniques et fonciers de notre échantillon

Les régions Auvergne-Rhône-Alpes, Hauts-de-France, Grand-Est, et Île-de-France comptabilisent 56,14 % des réponses de notre échantillon ; soit un peu plus de la moitié. Ces régions sont celles où sont recensées le plus de SSP (Antoni, 2013), et notamment de FUP[3].

En revanche, la région Pays-de-la-Loire présente un effectif relativement important compte-tenu du nombre de FUP recensées sur cette région. Cette sur-représentation pourrait s'expliquer par la présence d'un biais de sélection lors de la passation du questionnaire.

2.1.4.2 Types d'intervention et de structures interrogés

L'ensemble des catégories d'opérateurs techniques et fonciers, pouvant intervenir dans la reconversion des friches urbaines, et que nous avons préalablement ciblées, a été interrogée comme le montre le tableau 2.3.

Le total de la variable des activités techniques ou foncières exercées excède 76 en raison de compétences croisées entre les opérateurs techniques et fonciers interrogés. Ainsi, dans notre échantillon on peut constater, par exemple, qu'une société de dépollution intervient également en tant que bureau d'étude en urbanisme ou paysage, et qu'une autre société de dépollution possède également des compétences en aménagement.

On peut également observer que l'effectif des établissements publics fonciers (EPF) est relativement faible par rapport au reste de l'échantillon. Cela doit cependant être relativisé : il y a dix EPF d'État, vingt-trois EPF locaux (EPFL), et deux EPF d'aménagement (EPFA) en France ; soit 35 structures au total pouvant être sollicitées. Ainsi, dans les faits près d'un tiers des EPF existants en France ont répondu à cette enquête (31,42 %).

En fonction des activités exercées et/ou de la structure, le type d'intervention diffère. Ainsi, les EPF interviennent dans la reconversion de friches urbaines en tant qu'acteur du secteur public. C'est également le cas de la majorité des collectivités territoriales (95,24 %) à l'exception d'une réponse au sein de cette catégorie (4,76 %) indiquant des interventions effectuées majoritairement par le biais d'un partenariat public-privé.

[3]Cf. tableau 1.3 du chapitre liminaire.

Activités techniques ou foncières exercées	**Eff.**	**%**
Établissements Publics Fonciers	11	14.10
Aménageurs, promoteurs, ou constructeurs	16	20.51
Sociétés de dépollution	9	11.54
Bureaux d'études ou de conseils en urbanisme ou paysage	17	21.79
Collectivités territoriales	21	26.92
Autres	4	5.13
dont associations de riverains	*2*	*2.56*
dont bureaux d'avocats	*2*	*2.56*
Total	78	100.00
Modalités d'intervention		
Acteur du secteur privé	36	47.37
Acteur du secteur public	35	46.05
Par un partenariat public-privé	5	6.58
Total	76	100.00
Nombre de salariés composant la structure		
Aucun	3	3.95
Moins de 10 salariés	23	30.26
Entre 10 et 49 salariés	14	18.42
Entre 50 et 199 salariés	15	19.74
Entre 200 et 499 salariés	6	7.89
Plus de 500 salariés	15	19.74
Total	76	100.00

Tableau 2.3 – Activités techniques ou foncières exercées et caractéristiques principales des structures interrogées

En revanche, les aménageurs, les sociétés de dépollution, et les bureaux d'études interrogés relèvent en majorité d'acteurs du secteur privé. En effet, les trois-quarts des aménageurs sollicités interviennent en tant qu'acteurs du secteur privé ; le reste relève pour moitié d'acteurs du secteur public ou de partenariat public-privé. Parmi les sociétés de dépollution interrogés, 88,89 % d'entre elles sont des acteurs du secteur privé, et une seule, soit 11,11 % de ce type de structure interrogé, déclare intervenir majoritairement par le biais de partenariat public-privé. Enfin, 94,12 % des bureaux d'études appartiennent au secteur privé et un seul, représentant 5,88 %, met en place majoritairement un partenariat public-privé dans le cadre de ses activités de reconversion de friches urbaines.

La proportion de partenariats publics-privés est relativement faible dans notre échantillon. Cinq structures, soit 6,58 % de notre échantillon, déclarent intervenir dans ce cadre.

Par ailleurs, la répartition de notre échantillon en termes de nombre de salariés est équilibrée. Il se compose pour près de la moitié (52,63 %) de structures de moins de 50 salariés.

Au total, notre échantillon se compose de 34 entreprises privées ; soit 44,73 % de notre échantillon. Le tableau 2.4 détaille les principales caractéristiques des entreprises interrogées en termes de chiffre d'affaire, catégorie d'entreprise, et ancienneté de la structure.

Le chiffre d'affaire a été ramené en classes suivant la nomenclature opérée par l'INSEE. Cela nous permet de classifier les entreprises en distinguant : les micro-entreprises ; les petites et moyennes entreprises ; les entreprises de taille intermédiaire ; et les grandes entreprises. Ces catégories sont définies par le décret d'application n°2008-1354 du 18 décembre 2008 relatif aux critères permettant de déterminer la catégorie d'appartenance d'une entreprise pour les besoins de l'analyse statistique et économique. Ainsi, les micro-entreprises occupent moins de

Chiffre d'affaire	**Eff.**	**%**
Inférieur à 2 millions	18	52.94
Entre 2 et 50 millions	13	38.24
Supérieur à 50 millions	3	8.82
Total	34	100.00
Catégorie d'entreprises		
Microentreprises	11	32.35
Petites et Moyennes Entreprises	19	55.88
Entreprises de Tailles Intermédiaires	2	5.88
Grandes Entreprises	2	5.88
Total	34	100.00
Ancienneté de la structure		
Jeunes entreprises (5 ans ou moins)	5	14.71
Vieilles entreprises (plus de 5 ans)	29	85.29
Total	34	100.00

Tableau 2.4 – Caractéristiques des entreprises privées de notre échantillon

10 salariés et ont un chiffre d'affaire annuel, ou un total de bilan, n'excédant pas 2 millions d'euros. Les petites et moyennes entreprises, quant à elles, ont moins de 250 salariés et un chiffre d'affaire inférieur à 50 millions d'euros ; ou un total de bilan n'excédant pas 43 millions d'euros. Les entreprises de taille intermédiaire comptabilisent moins de 5 000 salariés et ont un chiffre d'affaire inférieur à 1 500 millions d'euros. Enfin, les grandes entreprises correspondent à l'ensemble des entreprises qui ne sont pas classées dans les catégories précédentes.

On observe dans notre échantillon une majorité de petites et moyennes entreprises. Elles représentent 55,88 % de notre échantillon au sein des aménageurs, promoteurs, constructeurs, sociétés de dépollution, et bureaux d'étude. Pour plus de quatre structures sur cinq, il s'agit de structures bien établies et pérennes. Leur date de création remonte à plus de cinq ans. Ce seuil a été défini à cinq ans car il permet de calculer le taux de pérennité des entreprises dans le Système d'Information sur les Nouvelles Entreprises. Il s'agit d'un système permanent d'observation et de suivi des entreprises créées au cours d'une même période mis en place par l'INSEE à la demande d'organismes chargés d'élaborer des politiques d'aides aux nouvelles entreprises. Ces organismes regroupent notamment les Chambres de commerce et d'industrie, les Chambres de métiers, les banques, les conseils régionaux, la Direction Générale de la Compétitivité, de l'Industrie, et des Services, l'agence pour la création d'entreprise, et le soutien de l'innovation et de la croissance des Petites et Moyennes Entreprises.

D'une façon générale, la structure de notre échantillon est relativement représentative des structures privées intervenant dans la dépollution des sols. En effet, le marché de la réhabilitation des SSP en France est dominé par les filiales de grands groupes des Bâtiments et Travaux Publics (BTP) comme Bouygues, Vinci, Eiffage, et Nexity par exemple (Bouagal, 2012, Citron, 2016, Pollard, 2007, 2009).

2.1.4.3 Caractéristiques des friches urbaines

Les opérateurs techniques et fonciers interrogés interviennent en majorité sur des friches urbaines industrielles (56,56 % de l'échantillon) comme le montre le tableau 2.5.

Cependant, les interventions sur des friches ferroviaires ou d'anciennes infrastructures publiques, comme les écoles ou les hôpitaux par exemple, sont également relativement importantes, et représentent chacune 14,75 % des friches.

Types de friches urbaines	**Eff.**	%
Industrielles	69	56.56
Portuaires	4	3.28
Militaires	13	10.66
Ferroviaires	18	14.75
Anciennes infrastructures publiques	18	14.75
Total	122	100.00
Proximité d'infrastructures de transport		
Non	13	17.11
Oui	63	82.89
Total	76	100.00
Intervention sur des friches urbaines polluée		
Non	7	9.21
Oui	69	90.79
Total	76	100.00

Tableau 2.5 – Caractéristiques des friches urbaines sur lesquelles travaillent les opérateurs fonciers Le total de la variable « types de friches urbaines » excède 76 car il était possible de choisir entre une et deux modalités de réponses.

Un peu plus de neuf opérateurs techniques et fonciers sur dix déclarent avoir eu à intervenir sur des FUP. La pollution du sol en tant que telle ne semble donc pas être un obstacle à la reconversion de friches urbaines.

Par ailleurs, plus de quatre friches urbaines sur cinq sur lesquelles les opérateurs techniques et fonciers interrogés déclarent travailler sont situés à proximité d'infrastructures de transport déjà existants. Cela traduit le mouvement de densification de la ville observé ces dernières années. La localisation de ces espaces à proximité du centre-ville facilite leur reconversion et la revente éventuelle des terrains, car ils sont à proximité des différents réseaux techniques (électricité, télécommunication, eau, chauffage, assainissement, etc.) et de voiries.

2.2 Résultats

Nous commençons par donner les résultats sur les représentations et perceptions des friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers interrogés (2.2.1). Puis, nous présentons les résultats sur les obstacles auxquels les opérateurs techniques et fonciers interrogés sont confrontés et les leviers attendus pour y remédier en tenant compte de leur expérience en matière de reconversion de friches urbaines (2.2.2). Nous montrons également, dans le cadre de cette section, les bénéfices perçus par l'adoption des dispositions de la loi ALUR. Nous poursuivons par l'étude des bénéfices perçus de la reconversion de friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers, et des critères sur lesquels les projets de reconversion doivent être établis (2.2.3). Nous terminons par la présentation des résultats sur leur expérience déclarée dans la mise en place de processus participatifs dans le cadre des projets de reconversion de friches urbaines qu'ils ont eu à mettre en œuvre (2.2.4).

2.2.1 Représentations et perceptions des friches urbaines des opérateurs techniques et fonciers

L'analyse de contenu des réponses données par les opérateurs techniques et fonciers à la première question ouverte sur leur représentation des friches urbaines nous a permis de procéder

à une classification thématique à partir des univers de référence mis en évidence par le logiciel Tropes.

Les classifications sont données dans le tableau 2.6 par ordre décroissant, et elles indiquent le nombre de termes qui s'y rapportent.

Univers de référence 1			**Univers de référence 2**		
Références	**Eff.**	**Exemples**	**Références**	**Eff.**	**Exemples**
Lieu	34	Site, secteur, territoire, périphérie	Lieu	31	Site, secteur
Ville	28	Ville, centre-ville, tissu urbain, milieu urbain, urbanisme, agglomération	Ville	27	Agglomération, espace urbain, vile, milieu urbain, centre-ville
Habitat	24	Habitat, immeuble, bâtiments, logements	Amélioration	16	Renouvellement, réhabilitation, reconversion
Écologie	14	Pollution	Pollution	14	Pollution
Industrie	11	Usine, industries, industriel	Immeuble	13	Bâtiment, immeubles
Commerce	8	Commerce, commercial, coût	Industrie	11	Usine, industrielle
Destruction	7	Démolition	Purification	7	Dépollution
Richesse	6	Richesse, patrimoine, foncier	Destruction	7	Démolition
Temps	6	Année, passé, futur, avenir	Habitat	6	Habitat
Terre	6	Terre, sols	Terre	6	Sols, terre
Sécurité	6	Sécurité, risque, insécurité, protection	Temps	6	Années, passé, futur, avenir
Minéral	5	Désamiantage, amiante	Richesse	6	Richesse, patrimoine
Financement	5	Investissement, intérêt, liquidation judiciaire, faillite	Minéral	5	Amiante, désamiantage
Santé	4	Hôpitaux, risques sanitaires	Logement	5	Logement, résidences
Communication	3	Acceptation	Commerce	4	Commerce, commercial
Environnement	3	Environnement, paysage	Enjeu	4	Enjeux
Cognition	3	Concept, mémoire, réflexion	Développement	4	développement

Tableau 2.6 – Univers de références associés aux friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers

À partir des univers de références mis en évidence par l'analyse sémantique, nous avons également procédé à une classification thématique des différents verbatims tenus par l'opérateur technique et/ou foncier enquêté. Le tableau 2.7 indique ainsi les différentes thématiques abordées.

Un site à l'abandon	« Zone de pertes d'activités, hors de contrôle urbanistique réglementaire et de sécurité. » « Un site qui accueille ou a accueilli des activités obsolètes. » « Cessation d'activité. » « Délaissé urbain. » « Un espace anciennement occupé. » « Un terrain sans usage en agglomération. » « Actuellement sans usage et sans projets de réutilisation. » « Espace urbain sans affectation. »
Anciennes activités industrielles	« Historiquement dédiées à des activités industrielles. » « Anciennes activités industrielles tombées en déshérence. »
Verrue urbaine	« Site bâti ou potentiellement bâti ayant hébergé des activités qui impactent ou ont impacté potentiellement la qualité paysagère et/ou environnementale. » « Un site laid. »
Un site (potentiellement) pollué	« Un lieu où des activités industrielles polluantes ont été présentes. » « Pollutions anciennes. » « Site pollué en milieu urbain. »
Une réserve foncière	« Une importante opportunité d'avenir en termes de réhabilitation. » « Un espace à réaménager. » « Un espace privilégié pour accueillir un projet urbain. » « Opportunité de reconquête des espaces. » « Foncier potentiellement disponible. »
Une ressource patrimoniale	« Activités historiques. » « Un important témoin d'activités passées. » « Un site avec une histoire. » « Patrimoine industriel. » « Richesse, patrimoine, réserve foncière. » « Opportunité d'avenir. »

Tableau 2.7 – Représentations des friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers

Ces résultats montrent que les opérateurs techniques et fonciers interrogés associent les friches urbaines à des espaces à l'abandon situées en milieu urbain, occupés autrefois par des activités majoritairement industrielles.

Ces espaces nécessitent des opérations de remise en état pour pouvoir être affectés à de nouveaux usages. En effet, même s'ils considèrent les friches urbaines comme un potentiel pour construire la ville, les opérateurs techniques et fonciers évoquent les risques générés par la pollution sur le plan sanitaire et économique. Ils citent en particulier les problèmes découlant d'une contamination des sols à l'amiante. La découverte de cette dernière peut remettre en cause l'intégralité du plan de gestion. Cela a été le cas pour un de nos sites d'étude : la friche des Tarares à Mauges-sur-Loire[4].

En outre, les statistiques descriptives du tableau 2.8 indiquent qu'un peu plus de la moitié des opérateurs techniques et fonciers considèrent que les friches urbaines représentent un danger potentiel pour les riverains à proximité (56,58 %).

Un danger pour les riverains à proximité	**Eff.**	**%**
Pas du tout d'accord	9	11.84
Plutôt pas d'accord	24	31.58
Plutôt d'accord	27	35.53
Tout à fait d'accord	16	21.05
Il est préférable d'attendre quelques années afin d'obtenir des informations supplémentaires		
Pas du tout d'accord	14	18.42
plutôt pas d'accord	15	19.74
Plutôt d'accord	24	31.58
Tout à fait d'accord	23	30.26
Espaces verts inconstructibles		
Pas du tout d'accord	43	56.58
Plutôt pas d'accord	27	35.53
Plutôt d'accord	4	5.26
Tout à fait d'accord	2	2.63
La pollution du sol est un obstacle à la reconversion de friches urbaines		
Pas du tout d'accord	23	30.26
Plutôt pas d'accord	20	26.32
Plutôt d'accord	22	28.95
Tout à fait d'accord	11	14.47
Un réservoir de biodiversité		
Pas du tout d'accord	4	5.26
Plutôt pas d'accord	21	27.63
Plutôt d'accord	37	48.68
Tout à fait d'accord	14	18.42
Total	76	100.00

Tableau 2.8 – Perceptions des friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers

Toutefois, les opérateurs interrogés ont conscience du potentiel en termes de biodiversité offert par les friches urbaines. En effet, 67,1 % d'entre eux considèrent les friches urbaines comme un réservoir potentiel de biodiversité.

Ils évoquent aussi les friches urbaines comme un potentiel en termes de réaménagement futur. En effet, pour la majorité d'entre eux, il n'est pas préférable de reconvertir définitivement

[4]Le site est présenté dans la section 1.3.4 du chapitre liminaire.

les friches urbaines en espaces verts en les rendant inconstructibles (92,11 %).

Enfin, ils considèrent également pour plus de la moitié (56,58 %) que la pollution du sol n'est pas un obstacle en soi à la reconversion de friches urbaines. En effet, ils ont conscience qu'une contamination des sols est probable ; d'autant plus que la majorité des opérateurs techniques et fonciers interrogés a une expérience relativement importante en matière de reconversion de FUP. Ainsi, plus de neuf opérateurs techniques et fonciers sur dix ont déjà eu à intervenir sur ce type de foncier pollué. En moyenne sur une année, ils sont intervenus sur 8 projets de réaménagement de FUP.

De plus, pour plus de la moitié (59,42 %) d'entre eux, ces interventions sont régulières ou constituent le cœur de métier de l'entreprise pour laquelle ils travaillent comme le montre les résultats du tableau 2.9.

Intervention sur des friches présentant une pollution du sol	**Eff.**	**%**
Non	7	9.21
Oui	69	90.79
Total	76	100.00
Expérience en matière de reconversion de FUP		
Plutôt ponctuellement ou rarement	28	40.58
Plutôt régulièrement et/ou c'est le cœur de métier	41	59.42
Total	69	100.00
Subvention(s) publique(s) obtenue(s)		
Non	37	53.62
Oui	32	46.38
Total	69	100.00
Nombre d'organismes		
Une seul organisme	15	46.88
Plusieurs organismes	17	53.13
Total	32	100.00
Dépenses prises en charge		
Études et évaluations d'impacts sanitaires	27	45.76
Travaux de dépollution et mise en sécurité du site	23	38.98
Enlèvement et traitement des déchets	6	10.17
Surveillance des milieux	2	3.39
Réhabilitation patrimoine historique	1	1.69
Total	59	100.00

Tableau 2.9 – Expériences en matière de reconversion de friches urbaines polluées. Le total de la variable des dépenses pouvant être prises en charge excède 76 car plusieurs réponses étaient possibles.

En outre, parmi eux, un peu moins de la moitié (46,38 %) a obtenu des subventions pour les aider à mettre en place leurs projets de reconversion. 65,63 % des opérateurs pour lesquels la reconversion de friches urbaines est régulière en ont bénéficié ; 34,38 % des opérateurs pour lesquels la reconversion de friches urbaines s'effectue de façon ponctuelle n'en ont pas bénéficié. Un effort de communication publique sur l'ensemble des dispositifs financiers existants pourrait donc être effectué à destination de ces structures. Il s'agit pour près d'un quart de structures implantées depuis moins de cinq ans.

Parmi les organismes leur ayant apporté une aide financière, on retrouve l'ADEME (46,67 %), les régions (26,67 %), le fonds européen de développement régional (FEDER) (15,56 %), les départements (4,44 %), les EPF (4,44 %), et les agences de l'eau (2,22 %). Les dépenses prises

en charge se rapportent principalement aux études et évaluations d'impacts sanitaires (45.76 %), et aux travaux de dépollution et de mise en sécurité du site (38.98 %).

2.2.2 Obstacles et leviers à la reconversion de friches urbaines polluées

Un peu plus de trois opérateurs fonciers sur cinq se déclarent être insatisfaits vis-à-vis des programmes actuels de gestion des friches urbaines. Ces derniers rencontrent effectivement de nombreuses difficultés lorsqu'ils doivent reconvertir ce type de foncier. Le tableau 2.10 présente les résultats des statistiques descriptives relatives aux obstacles rencontrés par les opérateurs techniques et fonciers lors de la reconversion de FUP. Il montre également les principaux leviers souhaités afin de favoriser la reconversion de ce type de foncier.

Satisfaction à l'égard des programmes de gestion de friches urbaines	**Eff.**	**%**
Non	47	61.84
Oui	29	38.16
Total	76	100.00
Les freins à la reconversion de friches urbaines		
Une réglementation trop contraignante	13	10.32
Des coûts de dépollution trop élevés	44	34.92
Complexité et longueur des procédures administratives	26	20.63
La perception négative du site de la part des riverains et futurs usager	5	3.97
L'absence de bases de données à jour recensant les sites à l'état de friche et les pollutions éventuelles	11	8.73
Les aléas de chantier	27	21.43
Total	126	100.00
Leviers d'amélioration attendus		
Assouplissement de la réglementation relative à la responsabilité et à l'application du principe du pollueur payeur	15	11.45
La mise en place de base de données croisant pollution du sol et friches	16	12.21
La mise en place de subventions financières ou crédit d'impôt	55	41.98
La réduction des délais administratifs	18	13.74
Accompagnement dans les procédures administratives	27	20.61
Total	131	100.00

Tableau 2.10 – Obstacles et leviers attendus par les opérateurs techniques et fonciers vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines polluées. Le total de la variable des dépenses pouvant être prises en charge excède 76 car plusieurs réponses étaient possibles.

L'obstacle majeur à la reconversion de friches urbaines est le coût de la dépollution cité par 34,92 % des opérateurs techniques et fonciers. Les coûts associés à la dépollution sont en effet élevés. Ils varient entre 1 et 1,5 million d'euros par hectare en fonction des caractéristiques du sol, des contaminants, de leur concentration, de la superficie à traiter, et des techniques de traitement choisies selon une évaluation effectuée en 2010 pour la France (Cadière et Masselot, 2012).

Les problèmes liés à l'anticipation des coûts associés à la reconversion d'une friche urbaine constitue le deuxième obstacle le plus important à la reconversion de ces sites. Les aléas de chantier, comme la découverte d'un nouveau spot de contamination, par exemple, sont cités

par 21,43 % des opérateurs techniques et fonciers. En effet, la prise en compte d'une éventuelle pollution du sol intervient tardivement dans le processus de reconversion : au moment de la cessation d'activité pour les ICPE, ou lors des transactions foncières. Elle s'effectue par l'intermédiaire de diagnostics sur l'état du site.

Au-delà de la contamination des sols, l'amélioration des connaissances relatives à la friche urbaine à reconvertir, et en particulier de ses caractéristiques bâties, historiques, et patrimoniales est évoquée par de nombreux opérateurs techniques et fonciers.

La complexité et la longueur des procédures administratives constituent une troisième catégorie d'obstacles à la reconversion de friches urbaines qui ressort de notre analyse (20,63 %). La modification d'un PLU nécessite plusieurs mois, et fait intervenir de nombreux acteurs : sociétés de dépollution, maîtres d'ouvrage, maîtres d'œuvre, élus locaux, et aménageurs notamment. Leurs compétences et leurs degrés de connaissances relatif au site à reconvertir diffèrent. Il apparait ainsi nécessaire pour les opérateurs techniques et fonciers d'impliquer l'ensemble de ces acteurs le plus en amont possible du projet de reconversion dans le cadre d'une démarche de concertation afin de faciliter la mise en œuvre du projet. Il semble également nécessaire de sensibiliser les riverains et futurs usagers du site, mais aussi les élus locaux sur la temporalité du projet de reconversion d'une friche urbaine. En effet, cette dernière, notamment en cas de contamination des sols, n'est pas toujours en adéquation avec l'agenda électoral.

Par ailleurs, le choix des techniques de dépollution n'est pas lisible. Cela se traduit par une demande de clarification des différents guides existants comme le guide de l'aménageur et le guide du donneur d'ordre.

L'absence de bases de données à jours recensant les sites à l'état de friche et leur pollution éventuelle est évoqué par 8,73 % des opérateurs techniques et fonciers. Les bases de données majoritairement utilisées sont BASOL et BASIAS comme on pouvait s'y attendre ; ce qu'indique le tableau 2.11. BASOL est utilisée par 71,05% des opérateurs techniques et fonciers interrogés, et BASIAS par 72,37 %.

Toutefois, l'utilisation de ces bases de données reste ponctuelle. Plus de la moitié des opérateurs techniques et fonciers (54,55 %) interrogés utilisent BASIAS de façon trimestrielle ou annuelle. Il en est de même pour BASOL qui est utilisée de manière trimestrielle par 25,93 %, et de façon annuelle par 27,78 % des opérateurs techniques et fonciers interrogés. Moins de 10 % des opérateurs techniques et fonciers interrogés déclarent utiliser ces deux bases de données de façon quotidienne.

Les limites liées à l'actualisation de ces bases de données expliquent en partie cette sous-utilisation. Cela amène les opérateurs techniques et fonciers à mobiliser d'autres sources de données en complément. Parmi les autres bases de données les plus utilisées, on trouve : les bases de données fournissant des vues aériennes du site et des risques naturels (inondations, séismes, mouvements de terrain, argiles, avalanches par exemple) et technologiques (usines à risques, installations nucléaires, sols pollués) auxquels le site peut être soumis comme Géorisques™, Géoportail™, Infoterre™, ou encore Google Earth™(cités par la moitié des opérateurs interrogés). Les opérateurs recourent également aux archives départementales et aux études historiques comme les IHU (25 %). Enfin, l'ARIA (Analyse, Recherche et Information sur les Accidents)[5] est citée par 18,75 % des opérateurs interrogés, et les fichiers MAJIC (Mise À Jour des Informations Cadastrales)[6] par 6,25 %.

[5]La base ARIA recense les accidents ayant eu lieu en France et à l'étranger et qui ont pu porter atteinte à la santé ou à la sécurité publique. La base de données comptabilise aussi bien les accidents résultant d'activités d'ICPE que d'accidents concernant le transport de matières dangereuses, la distribution ou l'utilisation de gaz, y compris dans le cadre d'utilisation domestique, ou encore des ruptures de digues. Des conséquences de catastrophes naturelles y sont également répertoriées.

[6]Les fichiers MAJIC de la Direction Générale des Finances Publiques (DGFiP) constituent une base de données sur le foncier à vocation fiscale.

Utilise BASIAS	**Eff.**	**%**
Non	21	27.63
Oui	55	72.37
Total	76	100.00
Fréquence d'utilisation de BASIAS		
Quotidiennement	5	9.09
Hebdomadairement	11	20.00
Mensuellement	9	16.36
Trimestriellement	13	23.64
Annuellement	17	30.91
Total	55	100.00
Utilise BASOL		
Non	22	28.95
Oui	54	71.05
Total	76	100.00
Fréquence d'utilisation de BASOL		
Quotidiennement	4	7.41
Hebdomadairement	10	18.52
Mensuellement	11	20.37
Trimestriellement	14	25.93
Annuellement	15	27.78
Total	54	100.00
Utilise d'autres bases de données pour s'informer sur la pollution du sol ou les friches urbaines		
Non	58	76.32
Oui	18	23.68
Total	76	100.00

Tableau 2.11 – Utilisation de bases de données relatives à la contamination des sols ou aux friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers

Enfin, la perception négative du site par les riverains et futurs usagers potentiels du site pouvant compliquer l'appropriation voire l'acceptabilité des nouveaux usages n'est pas considérée par les opérateurs techniques et fonciers comme un obstacle à la reconversion de friche urbaine. Environ 4 % seulement des opérateurs techniques et fonciers interrogés mentionnent ce problème.

En conclusion, les problèmes liés aux coûts de dépollution et à leur anticipation constituent les principaux freins à la reconversion de friches urbaines pour les opérateurs techniques et fonciers comme l'illustre la figure 2.1.

Pour cette raison, la mise en place de subventions financières ou de crédits d'impôt est la mesure la plus demandée par les opérateurs techniques et fonciers (41,98 %) comme l'illustre le diagramme 2.2.

Les opérateurs interrogés souhaitent également être accompagnés dans leur procédures administratives (20,61 %) afin de remédier aux problèmes découlant de la complexité des démarches administratives à respecter dans le cadre d'un projet de reconversion. Parmi les autres leviers d'amélioration possibles, la réduction des délais administratifs (13,74 %) ; la mise en place de bases de données croisant pollution du sol et friches urbaines (12,21 %) ; et l'assouplissement de la réglementation relative à la responsabilité et à l'application du principe du pollueur-payeur (11,45 %) apparaissent être comme des mesures secondaires.

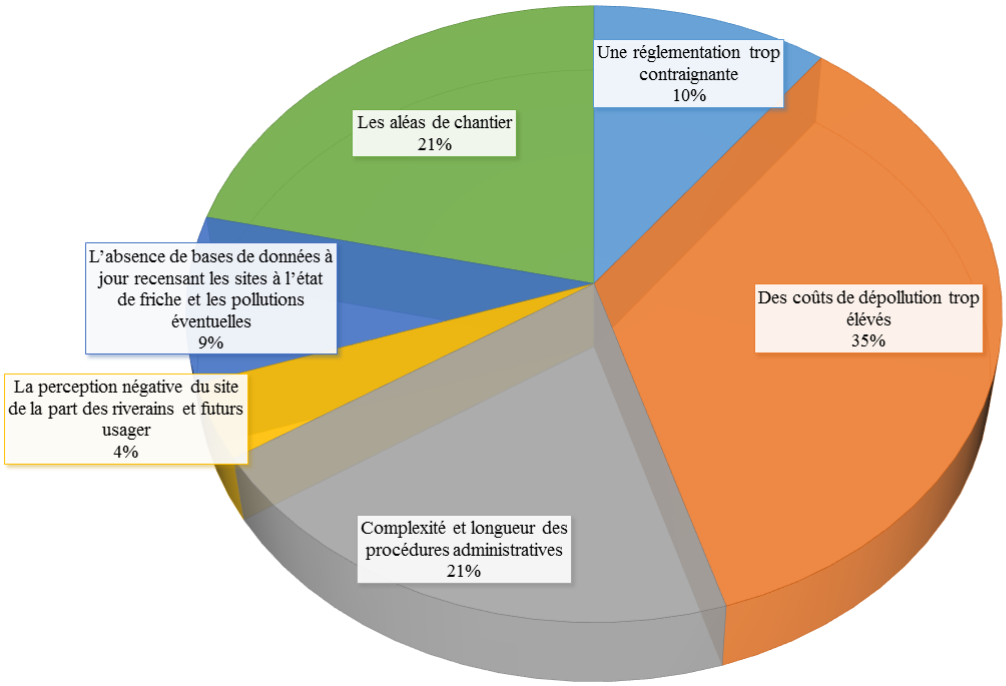


FIGURE 2.1 – Diagramme circulaire des principaux obstacles associés à la reconversion de friches urbaines pour les opérateurs techniques et fonciers

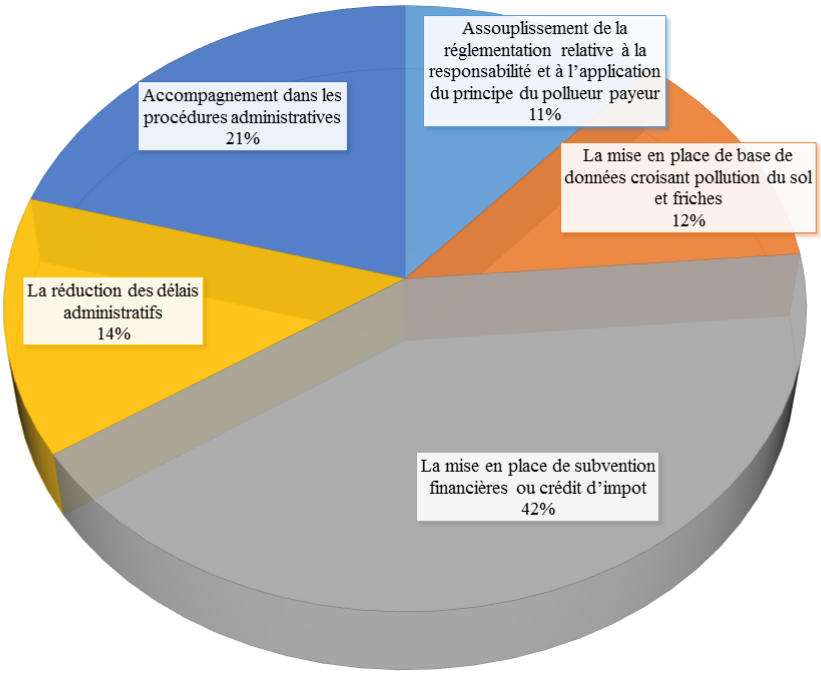


FIGURE 2.2 – Diagramme circulaire des leviers souhaités par les opérateurs techniques et fonciers vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines

Ces résultats peuvent s'expliquer par la perception relativement positive qu'ils ont des différentes dispositions de la loi ALUR comme le montre le tableau 2.12. En effet, un peu plus de neuf opérateurs sur dix (90,79 %) considèrent que la mise en place des SIS permettra de mieux anticiper le risque de contamination des sols. En outre, 71,06 % des opérateurs techniques et fonciers considèrent que la loi ALUR permettra de clarifiera les responsabilités de chaque acteur

vis-à-vis de la pollution des sols et de sa gestion.

Les SIS permettront améliorer la connaissance de la pollution du sol	**Eff.**	**%**
Pas du tout d'accord	3	3.95
plutôt pas d'accord	4	5.26
Plutôt d'accord	40	52.63
Tout à fait d'accord	29	38.16
ALUR clarifie les responsabilités		
Pas du tout d'accord	4	5.26
Plutôt pas d'accord	18	23.68
Plutôt d'accord	39	51.32
Tout à fait d'accord	15	19.74
Total	76	100.00

Tableau 2.12 – Perceptions de la loi ALUR par les opérateurs techniques et fonciers

Par ailleurs, les tableaux 2.13 et 2.14 montrent les univers de références associés aux réponses à la question ouverte concernant les obstacles rencontrés à la reconversion de friches urbaines, et aux améliorations attendues pour y remédier.

Univers de référence 1			**Univers de référence 2**		
Références	**Eff.**	**Exemples**	**Références**	**Eff.**	**Exemples**
Commerce	23	Acquisition, surcout, marché	Vente	19	Coût, surcout
Écologie	14	Pollution	Purification	15	Dépollution
Finance	13	Financier, moyen financier, équilibre financier	Pollution	14	Pollution
Lieu	13	Lieux, site	Lieu	13	Site
Politique	9	Élus, citoyens, politique	Problème	12	Difficulté, inconvénient, obstacles
Temps	8	Temporalité, durée	Manque	6	Manque
Cognition	7	Connaissance, capacité	Temps	6	Temporalité, temps
Communication	6	Autorisation, communication, information, concertation	Finance	6	Financement, financier
Quantité	6	Poids, longueur, lenteur, multiplicité	Homme politique	5	Élus
Croissance	6	Manque	Connaissance	4	Connaissance

Tableau 2.13 – Univers de références associés aux obstacles à la reconversion de friches urbaines

Le tableau 2.15 classifie ces obstacles à partir des univers de références mis en évidence précédemment par le logiciel Tropes, et reprend ainsi les verbatims utilisés par les individus ; le tableau 2.16 procède de la même manière pour les leviers d'amélioration possibles.

Ces classifications montrent que l'anticipation des coûts de la dépollution est également liée à un problème technique d'investigation de la pollution des sols. Les résultats obtenus par les études de diagnostic dépendent en effet de la qualité des prélèvements effectués lors des investigations de terrain. Or, ces derniers peuvent ne pas être représentatifs du site en fonction du lieu où les prélèvements ont été réalisés (erreur d'échantillonnage). Ainsi, des anomalies peuvent ne pas être relevées entre deux points de sondage. En outre, des sources potentielles de contamination difficiles d'accès, comme par exemple les remblais ou les sous-sols de certains

Univers de référence 1			**Univers de référence 2**		
Références	**Eff.**	**Exemples**	**Références**	**Eff.**	**Exemples**
Lieu	26	Sites, zones, lieu	Lieu	21	Secteurs, site, lieux, champs
Commerce	21	Marché, cession acquéreur, coût, vente	Vente	13	Cession, coûts, surcouts, prix
Ville	19	Habitants, collectivités locales, commune, quartier, ville, conseil municipal	Ville	12	Ville, conseil municipal, quartier, mairie, habitants
Finance	16	Plus-value, financier, investissement, fiscalité, liquidateur	Connaissance	11	Compétence, connaissance
Cognition	15	Connaissance, compétence	Gestion	10	Gestion
Communication	9	Communication, autorisation	Purification	10	Dépollution
Quantité	9	Rapidité, lourdeur, accélération	Aide	8	Soutien financier, aide
Écologie	6	Pollution, écologie	Problème	6	Difficultés, problèmes, parcours du combattant
Temps	6	Facteur temps, futurs, années	District	5	territoire

Tableau 2.14 – Univers de références associés aux améliorations souhaitées par les opérateurs techniques et fonciers

bâtiments, peuvent ne pas avoir été (correctement) prélevés. Troisièmement, le choix des outils de prélèvement peut induire des erreurs, et donc fausser les résultats (Ricour, 2001). Enfin, les méthodes d'analyses employées, et la manière dont sont conservés les échantillons prélevés peuvent également fausser les résultats.

Il s'ajoute un problème de sensibilisation des parties prenantes au temps d'attente nécessaire à la mise en place de projets de reconversion. Le choix des techniques de dépollution est en effet contraint en fonction des délais dont disposent le porteur de projet. Cela explique pourquoi les techniques de traitement hors site sont le plus souvent privilégiées. Elles consistent à excaver les terres polluées et à les transporter dans des installations de traitement spécialisées : Installation de Stockage de Déchets Inertes (ISDI), Installations de Stockage de Déchets Non-Dangereux (ISDND), Installation de Stockage de Déchets Dangereux (ISDD), ou encore d'autres installations hors-site de traitement comme les incinérateurs par exemple. Cette technique de traitement est à l'origine d'importantes nuisances pour les riverains à proximité. Pour cette raison, l'acceptabilité locale de ces filières de traitement est généralement faible (Rahardyan *et al.*, 2004, Wolsink, 2010). En revanche, elles permettent de redonner un nouvel usage productif à un site très rapidement. Le principal atout de ces méthodes réside dans leurs délais d'exécution. Elles permettent de réhabiliter le site en un mois (Origo *et al.*, 2012, Roudier, 2005) ; ce qui n'est pas le cas des techniques de phytoremédiation par exemple (Bert *et al.*, 2017) dont l'acceptabilité sociale est pourtant beaucoup plus élevée (Kim, 2016, Vodouhe et Khasa, 2015, Wolfe et Bjornstad, 2002).

Coût de viabilisation du site (hors pollution)	« Le coût de la maîtrise foncière : acquisition + travaux. » « Acquisition des terrains. » « Les obstacles sont principalement financiers. »
Les coûts de dépollution	« Double coût. » « Surcoûts importants. » « Le coût de la dépollution. » « La pollution des sols est l'inconvénient le plus important. » « Le coût et les modalités de dépollution. » « La réticence des promoteurs qui ne veulent prendre aucun risque et que la collectivité prenne à sa charge toute la dépollution. » « Aléas sur le coût de la dépollution. » « La dépollution coûte relativement cher et amène des inconnues certaines : coût, durée, etc.. » « Prix de sortie des constructions sur un site pollué en inadéquation totale avec le coût réel de la dépollution. » « Trouver un équilibre foncier entre la valorisation du site et le coût de la maîtrise foncière. » « Longueur de traitement de la pollution. »
La connaissance de la pollution du sol	« La connaissance exacte de la nature de la pollution. » « Mauvaise connaissances des sous-sols du site, domaine très complexe, et donc le manque de connaissance sur le sujet des partenaires de l'aménageur. » « Difficultés géotechniques génèrent des surcouts. » « Diagnostic amiante, pollution pas assez complets. » « La bonne connaissance de la pollution au niveau des études préalables. » « Connaissance des sous-sol du site : domaine très complexe. »
Complexité et durée des procédures réglementaires	« Délai de réalisation. » « La longueur de la phase amont des projets en lien avec la temporalité des élus. » « Processus long et complexe. » « La lourdeur et la lenteur de l'autorisation de cessation d'activité du dernier exploitant. » « La complexité des procédures liées à la multiplicité des intervenants. » « La complexité dans le changement des usages du foncier. » « Démarches qui rallongent la durée de reconversion des lieux. » « Autorisations difficiles à obtenir et souvent interdiction de le faire. »
Un problème de temporalité électorale	« Un temps long pour convaincre les élus. » « Problème de temporalité : difficulté de développer des projets alternatifs qui nécessitent du temps. » « La longueur de la phase amont des projets en lien avec la temporalité des élus. »
Manque de concertation entre les parties prenantes	« Manque de concertation avec aménageurs et architectes. » « Exclusion des collectifs de citoyens aux définitions et prises de décision. » « Manque de communication avec le voisinage. » « Décision unilatérale des politiques. » « Frein des élus. »
Manque de connaissance des contraintes liées à la reconversion de la part de la population générale	« Longueur de traitement de la pollution de la friche et difficulté pour les élus et la population de se projeter dans un délai aussi long. » « Compréhension de la population vis-à-vis de la présence de pollutions : risques, peurs, etc.. »

Tableau 2.15 – Obstacles perçus par les opérateurs techniques et fonciers dans la reconversion de friches urbaines

Irréalisme des projets	« Trop souvent ces projets demeurent économiquement irréalisables parce que les études de marché sont mal faites. » « Ces projets sont trop souvent l'idéal de quelques politiques rêveurs. » « Réflexion intelligente sur le projet en fonction des contraintes associées aux friches. » « Élaborer des scénarios de reconversion réalistes et adaptés aux besoins du territoire. » « Être en phase avec la réalité du marché qu'il soit de l'immobilier, du loisir ou du tourisme. » « Être en phase avec les attentes et la réalité des choses. »
Anticipation des coûts	« « Meilleure anticipation des solutions de gestion (dépollution, aménagement. . .). » « Élaborer des plans de gestion fiables et qui ne soient pas remis en cause au fur et à mesure des dépollutions successives. » « Une meilleure anticipation pour amortir les coûts de réaménagement. » « Une plus grande anticipation : ce qui implique que l'ensemble de la chaîne des intervenants soit impliqué et se concerte dès l'amorce, au plus tôt et que l'on ne soit pas dans une situation où chacun intervient après l'autre et découvre des difficultés ou problèmes qui n'ont pas été traitées au préalable ou qui n'ont pas été annoncés. » « Anticipation des études et concertation pour proposer des programmes d'aménagements cohérents avec les contraintes et/ou les potentialités du site » « Localiser les usages les plus adaptés au bon endroit. » « Engager systématiquement un diagnostic complet : pollution faune, flore, accessibilité, insertion, et faire émerger un potentiel puis une vision prospective. »
Améliorer les connaissances du site	« Mauvaises connaissances des friches (caractéristiques bâties, qualité des sols, pollution des sols, etc.). » « La connaissance des friches : créer un fichier centralisateur et accessible » « Un VRAI retour d'expérience sur les bonnes pratiques et pas seulement un recueil d'exemple de reconversion. » « Le guide de l'aménageur est trop général, il était bien pour présenter le sujet il y a 5 ou 10 ans. » « La gestion des friches s'inscrit au niveau de la planification urbaine au moins à l'échelle d'un quartier ; pour autant que l'on dispose de données suffisantes sur l'état potentiel d'un site à ce stade. »
Mettre en place un processus participatif	« Une plus grande anticipation : ce qui implique que l'ensemble de la chaîne des intervenants soit impliqué et se concerte dès l'amorce, au plus tôt. » « Les intervenants doivent avoir requis la compétence en gestion des pollutions, soit en interne, soit avec l'appui d'un conseil extérieur et cette compétence doit pouvoir dialoguer avec juriste, urbanisme financier, etc. C'est une véritable équipe multi-compétentes et multipartites qu'il faut constituer le plus en amont. »
Simplifier les procédures administratives / réduire leur durée	« Aller plus vite dans les études avec l'aide de l'état. » « La reconstruction de la ville sur elle-même devrait être facilitée pour être prioritaire sur l'extension. Il est fort dommage que des tracasseries administratives ou des blocages sociétaux fassent préférer l'étalement urbain à des projets structurants. » « Reconvertir une friche se révèle un parcours du combattant pour la majeure partie des collectivités. » « L'accélération de certaines procédures qui sont entravées et ralenties par des syndics liquidateurs (lancement d'études de pollution et d'investigations sur le site, cession du foncier, etc.). » « Si la réglementation état moins complexe »

	« Aller plus vite dans les études avec l'aide de l'État. » « Que les responsables des collectivités locales concernés par ces friches et leur reconversion s'impliquent plus et plus vite. »
Mettre en place des financements adaptés	« Il n'existe pas de modèle économique de reconversion des sites ; plutôt que d'aider de façon indifférenciée tous les sites, y compris ceux qui de toute manière trouveraient un acquéreur tôt ou tard pour un projet immobilier. » « Si la fiscalité était avantageuse dans ces opérations : dérogation des impôts sur les plus-values de cession, taxes d'aménagement allégées. etc. » « Mieux financer les études préalables et notamment les études de programmation urbaines. »
Réduire le surcout associé à la pollution	« Améliorer l'efficacité des techniques de dépollution en matière de coût. » « Dépollution, désamiantage, démolition... Il est clairement moins coûteux de consommer des terres arables. » « Ces surcouts expliquent souvent pour partie au moins le désintérêt des opérateurs économiques pour les friches. » « Plus d'aide à la surcharge foncière (démolition + dépollution + frais divers) qui génèrent un surcout lors du prix de vente : cela rend l'utilisation de certains terrains impossible d'un point de vue financier. » « Mieux financer les études préalables et notamment les études de programmation urbaines. » « Aller plus vite dans les études avec l'aide de l'État. »
Clarifier les responsabilités	« Responsabiliser ceux qui sont à l'origine de ces friches et non tout faire peser sur ceux qui en héritent. » « Nombreuses friches abandonnées par leurs propriétaires mais qui ne peuvent être déclarée orphelines et donc prises en charge par l'État. »
Favoriser une gestion transitoire	« Une gestion transitoire de l'espace ; le développement d'un lâcher prise lorsque les coûts de dépollution sont prohibitifs et qu'il est préférable d'y faire des espaces naturels et/ou verts. » « Autorisation temporaire afin de développer des projets citoyens futurs. »
Sensibiliser les élus à la durée de la reconversion	« Le facteur temps est déterminant : transformer un champ en ZI ou lotissement se fait en deux réunions du conseil municipal alors que réaménager une friche dure des années. »

Tableau 2.16 – Leviers souhaités par les opérateurs techniques et fonciers pour reconvertir les friches urbaines

2.2.3 Bénéfices perçus par les opérateurs techniques et fonciers

Les opérateurs techniques et fonciers perçoivent davantage les bénéfices sociaux et d'amélioration de la qualité de vie (46,05 %) et les bénéfices environnementaux (43,42 %) que les bénéfices économiques ou financiers (10,53 %). Il s'agit en effet des deux principaux bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines évoqués en premier comme le montre le tableau 2.17.

Bénéfices perçus	**Eff.**	**%**
Environnementaux ou de santé publique	33	43.42
Sociaux ou en termes de qualité de vie	35	46.05
Économiques ou financiers	8	10.53
Total	76	100.00
Bénéfices sociaux		
Une amélioration de la cohésion sociale	3	4.84
Une réduction du nombre de délits et d'incivilités	7	11.29
Mise en valeur du patrimoine historique et culturel existant	9	14.52
Une amélioration de l'image et/ou de l'attractivité du site	29	46.77
Une offre de logements sociaux supplémentaires	4	6.45
Une augmentation de l'offre de service public	4	6.45
Une augmentation du nombre d'espaces verts pour des activités de loisirs	6	9.68
Total	62	100,00
Bénéfices environnementaux ou de qualité de vie		
Réduction de l'étalement urbain	28	43.75
Préservation de la biodiversité	3	4.69
Réduction des pollutions de l'environnement	24	37.50
Réduction du réchauffement climatique et des risques naturels	0	0.00
Réduction de la consommation énergétique ou de l'empreinte carbone	4	6.25
Réduction des risques d'intoxication	5	7.81
Total	64	100.00
Bénéfices économiques ou financiers		
Des créations d'emplois ou emplois supplémentaires	5	33.33
Des ressources fiscales supplémentaires	3	20.00
Une augmentation de la valeur foncière du site et des terrains et bâtis avoisinants	7	46.67
Des opportunités touristiques et de loisirs	0	0.00
Total	15	100.00

Tableau 2.17 – Bénéfices associés à la reconversion de friches urbaines

Pour les différentes catégories de bénéfices, il s'agit des bénéfices cités en premier par les opérateurs techniques et fonciers interrogés.

Parmi les bénéfices sociaux, l'amélioration de l'image et de l'attractivité du site après reconversion sont considérés par les opérateurs techniques et fonciers comme étant le principal bénéfice. Il est cité en premier par 46,77 % des opérateurs techniques et fonciers, et représente 41,03 % des réponses sur les résultats cumulés comme le montre le graphique 2.3.

En outre, la mise en valeur du patrimoine historique et culturel existant fait partie des bénéfices sociaux secondaires. Il est évoqué, sur l'ensemble des réponses cumulées, par 16,24 % des opérateurs techniques et fonciers interrogés.

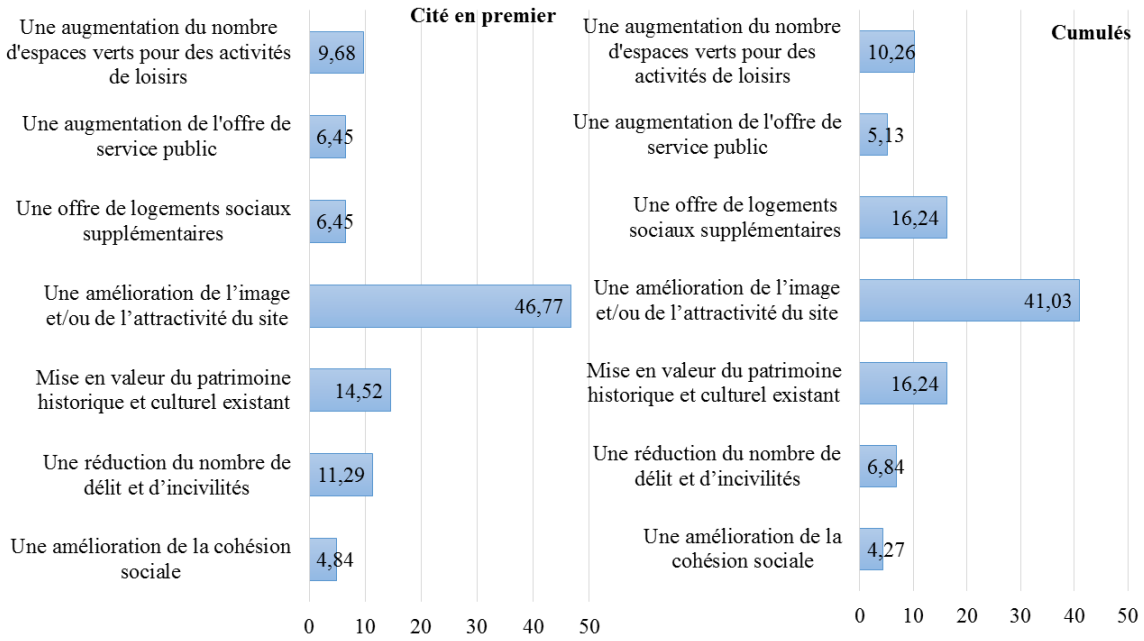


FIGURE 2.3 – Bénéfices sociaux ou en termes de qualité de vie évoqués par les opérateurs techniques et fonciers

La manière dont les opérateurs techniques et fonciers évoquent les friches urbaines peut expliquer ces résultats. Ces derniers considèrent, en effet, les friches urbaines comme des réserves foncières sur lesquelles bâtir un projet de réaménagement.

Par ailleurs, la réduction de l'étalement urbain et la réduction des pollutions de l'environnement font partie des deux premiers bénéfices environnementaux découlant de la reconversion de friches urbaines comme le montre le graphique 2.4.

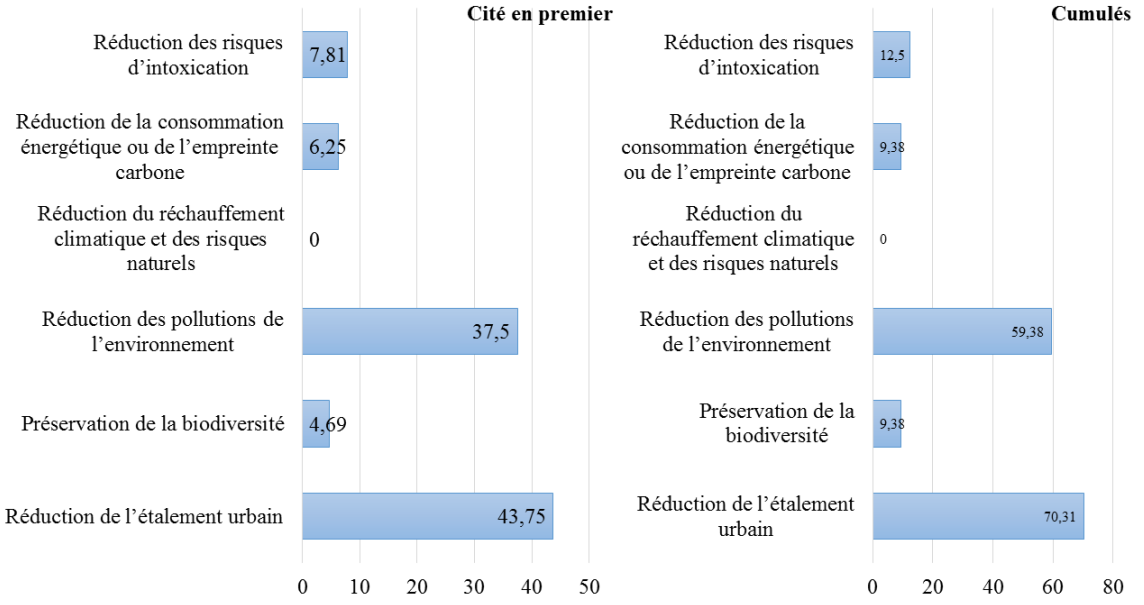


FIGURE 2.4 – Bénéfices environnementaux et de santé publique évoqués par les opérateurs techniques et fonciers

Ils sont évoqués respectivement par 43,75 % et 37,5 % des opérateurs techniques et fonciers

interrogés. Sur les réponses cumulées, la diminution de l'étalement urbain reste le bénéfice environnemental le plus important (70,31 %) pour les opérateurs techniques et fonciers.

Enfin, les bénéfices économiques ou financiers sont les moins évoqués par les opérateurs techniques et fonciers parmi l'ensemble des bénéfices potentiels découlant de la reconversion de friches urbaines. Ils sont évoqués par 10,53 % des opérateurs techniques et fonciers comme le montre le graphique 2.5. La rentabilité de l'investissement engagé est également importante : elle est citée par 14,17 % des opérateurs interrogés.

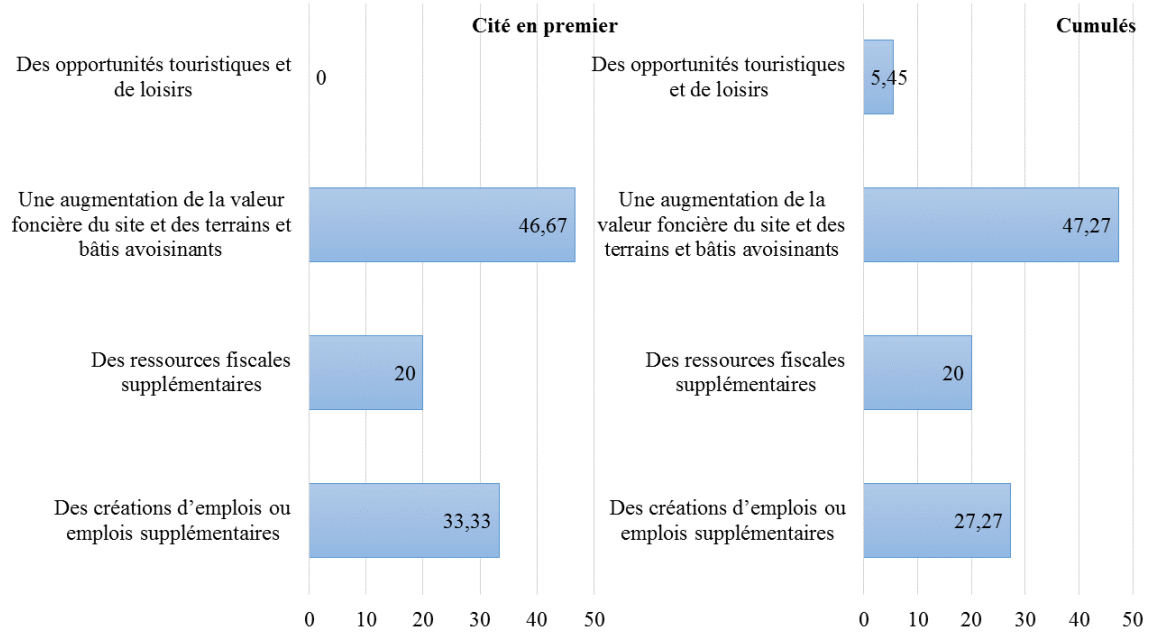


FIGURE 2.5 – Bénéfices économiques et financiers évoqués par les opérateurs techniques et fonciers

L'augmentation de la valeur foncière des terrains et bâtis avoisinants le site et la création d'emplois supplémentaires sont les deux principaux bénéfices économiques et financiers perçus par les opérateurs techniques et fonciers.

En termes de critères de réaménagement, le critère économique est cependant considéré comme relativement important. En effet, 18,42 % des opérateurs interrogés considère que le développement économique de la commune est important ; ce qui représente la même proportion que le critère environnemental comme le montre le graphique 2.6. De plus, 14,47 % mettent en avant le critère du coût et de la rentabilité de l'investissement engagé.

2.2.4 Les mécanismes participatifs mis en œuvre par les opérateurs techniques et fonciers

Un peu moins de la moitié des opérateurs techniques et fonciers interrogés (48,68 %) déclarent avoir mis en place des processus participatifs auprès des riverains et/ou des futurs usagers du site lors de la reconversion de friches urbaines comme le montre le tableau 2.18.

La mise en place de démarches participatives est pourtant citée comme faisant partie des facteurs de réussite à la mise en place de projets de reconversion de friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers. Cependant, rien n'indique quelles formes celles-ci doivent revêtir[7]. Ainsi, ce sont les réunions publiques d'information (38,94 %) et les consultations, au

[7]Cf. chapitre 5.

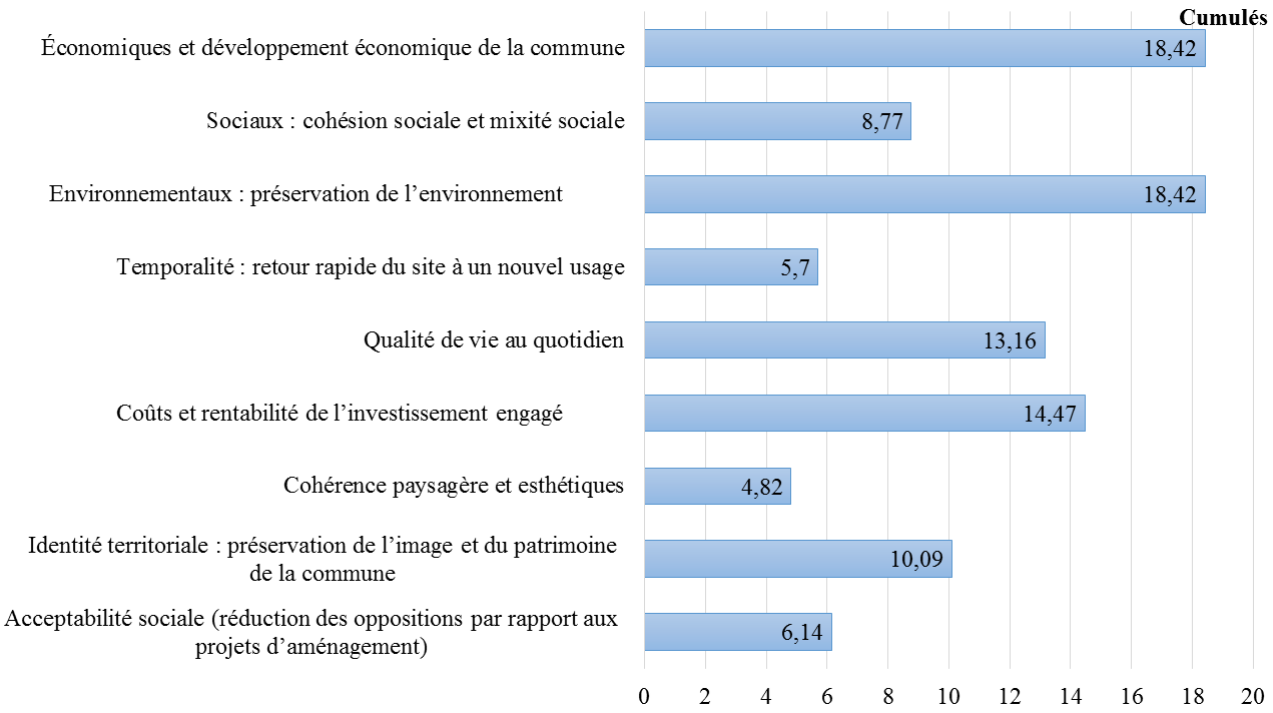


FIGURE 2.6 – Critères sur lesquels les projets de reconversion de friches urbaines doivent s'appuyer selon les opérateurs techniques et fonciers. Réponses cumulées.

A mis en œuvre des processus participatifs auprès des riverains et/ou futurs usagers du site lors de la reconversion de friches urbaines	**Eff.**	%
Non	39	51.32
Oui	37	48.68
Total	76	100
Modalité de la participation citée en premier		
Réunions d'information publique	15	40.54
Consultations, sondages ou enquêtes	0	0.00
Groupe de travail	22	59.46
Total	37	100.00

Tableau 2.18 – Statistiques descriptives relatives à la mise en œuvre de démarches participatives de la part des opérateurs techniques et fonciers interrogés dans le cadre de la reconversion de friches urbaines

moyen d'enquêtes ou de sondage (35,78 %), qui sont les deux modalités participatives les plus mobilisées par les opérateurs comme l'illustre la figure 2.7.

Il s'agit des niveaux de participation les plus faibles, selon la typologie établie par Sherry Phyllis ARNSTEIN (Arnstein, 1969). Ces modalités correspondent à un modèle de décision théorique de type Décider - Annoncer - Défendre ou Instituer - Délibérer - Éluder selon la typologie établie par Laurent MERMET (Mermet *et al.*, 2004). Dans le premier modèle, les porteurs de projet, après avoir décidé de façon unilatérale le projet, l'annoncent, pour des raisons financières, règlementaires, et administratives, et le défendent face aux partie prenantes. Le second modèle se rapproche également de cette conception. Il amène les porteurs de projet à imposer leurs points de vue, et leur décision en éludant dans les débats les objections ou réserves potentielles.

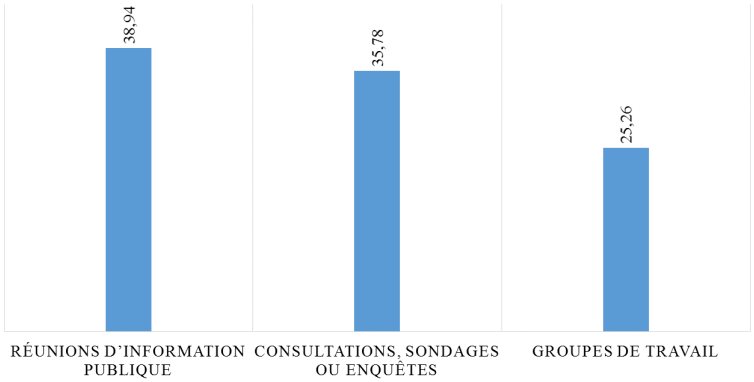


FIGURE 2.7 – Modalités des processus participatifs mis en œuvre par les opérateurs techniques et fonciers. réponses cumulées en %.

Les difficultés potentielles à la mise en œuvre d'une démarche participative plus approfondie peuvent expliquer pourquoi la participation de l'ensemble des parties prenantes peine à être effective comme le montre les tableaux 2.19 et 2.20.

Univers de référence 1			**Univers de référence 2**		
Références	**Eff.**	**Exemples**	**Références**	**Eff.**	**Exemples**
Sentiments	6	Confiance, peur, mécontentement, craintes	Problème	7	Difficultés, freins, problématique
Politique	6	Politique, représentativité, élus	Temps	5	Temps, temporalité, laps de temps
Communication	6	Réunion d'information, concertation	Homme politique	4	Élus
Cognition	6	Compréhension, capacité, compétence, connaissances	Insécurité	4	Risque, risques
Sécurité	5	Risque, sécurité	Ville	4	Villes, habitants
Temps	5	Durée, temporalité, temps, passé	Peur	4	Peur, peurs, craintes
Ville	4	Ville, habitants	Connaissance	3	Connaissance, compétence, compétences
Gens	3	Collectivité, personnes	Manque	3	Manque
Quantité	3	Longueur, laps de temps	Gens	3	Collectivité, personnes
Croissance	3	manque	Conversation	3	Concertation

Tableau 2.19 – Univers de références associés aux inconvénients et difficultés à la mise en œuvre de démarches participatives dans le cas de la reconversion de friches urbaines polluées pour les opérateurs techniques et fonciers

Thématique	**Verbatims**
Le manque de confiance	« Manque de confiance » « Associations de riverains méfiantes sur le devenir du site. »
La peur des élus	« Le processus fait encore peur aux élus qui souvent préfèrent la réunion d'information-concertation (moins chère et plus facile) plutôt qu'un réel processus de construction du projet. » « Culture des élus et des techniciens peu enclins au partage de pouvoir. » « Frilosité des élus à concerter. » « Souvent les élus sont moins ambitieux sur les acteurs. »
La médiation publique	« Difficultés de vulgariser les problématiques sans faire peur aux habitants. » « Confrontation du grand public à des problématiques urbaines et environnementales nécessitant des compétences précises. » « Difficulté à comprendre le sujet pollution pour des non-professionnels. » « D'une façon générale, les participants ne comprennent pas ou mal la complexité des procédures et la durée de la reconversion. »
Le problème de la représentativité	« Le manque de représentativité des participants aux groupes de concertation ; les futurs usagers ne sont pas forcément présents. » « La concertation ne regroupe souvent pas assez de personnes. » « Peu de participation des jeunes actifs. »
La nécessité de pré-requis pour une participation équilibrée	« Cela implique une compétence forte en management participatif pour tenir l'exercice. »
Le manque de temps	« Temps d'organisation des processus : une obligation d'information dans un laps de temps réduit. » « Temporalité et énergie déployée. » « Le temps consommé. » « Le processus participatif est chronophage. »

Tableau 2.20 – Inconvénients et difficultés perçues à la mise en œuvre de démarche participative

Une des première difficultés à la mise en place de démarches participatives évoquée par les opérateurs concerne la représentativité des participants. Une deuxième difficulté évoquée par les opérateurs réside dans le manque de confiance entre les différents participants. Une troisième difficulté mise en évidence par les opérateurs interrogés est liée à la peur des élus. Ces derniers peuvent voir dans la concertation une remise en cause de leur légitimité (Gaspard *et al.*, 2011). Ils appréhendent, en effet, une situation dans laquelle ils ne maîtrisent plus l'accès à la parole (Beuret et Cadoret, 2011).

En dépit de ces difficultés, ils considèrent que la mise en place de démarches participatives est à l'origine de nombreux bénéfices lors de la reconversion de friches urbaines potentiellement polluées.

Ces bénéfices sont synthétisés dans le tableau 2.21. Le premier atout mis en évidence par les opérateurs interrogés et l'acceptabilité des projets de réaménagement. Les démarches participatives permettent de gérer les situations d'opposition potentielles entre les parties prenantes du projet (Dziedzicki, 2003, Shepherd et Bowler, 1997, Torre *et al.*, 2010).

Univers de référence 1			**Univers de référence 2**		
Références	**Eff.**	**Exemples**	**Références**	**Eff.**	**Exemples**
Communication	18	Information, acceptation, concertation, parties prenantes, acteurs	Accord	9	Acceptation
Lieu	10	Site, collectivités territoriales	Lieu	7	Site
Ville	6	Habitants, urbanisme	Information	5	Information, données
Nation	5	Population	Ville	5	Habitants
Finance	4	Action, intérêt	Nation	5	Population
Cognition	4	Connaissance, idée, réflexion	Choix	3	Alternative, décision
Politique	3	Élus, développement durable, action politique	District	3	Territoire, collectivités territoriales
Quantité	3	Mesure, capacités	Programmation	3	Programme, programmation

Tableau 2.21 – Univers de références associés aux avantages découlant des démarches participations selon les opérateurs techniques et fonciers

De plus, l'implication des populations constitue une source supplémentaire précieuse d'information concernant les données sociodémographiques de catégories d'individus potentiellement affectés (Glucker *et al.*, 2013, Hartley et Wood, 2005). Par exemple, dans le cas de la reconversion de SSP, la participation permet de mettre en évidence des incertitudes concernant le passé du site, ou encore d'identifier un enjeu identitaire qui aurait pu être la source d'un conflit en ralentissant ou en empêchant la mise en place du projet (Hazebrouck *et al.*, 2008). La participation permet de confronter les informations dont disposent les décideurs locaux avec celles des populations locales. Cela procure une certaine validité externe à la décision choisie (Glucker *et al.*, 2013, Plottu et Plottu, 2009). Le tableau 2.22 synthétise les principaux discours des opérateurs sur les atouts des démarches participatives.

Thématique	**Verbatim**
Améliorer le niveau d'information sur le site	« Recueil d'information des personnes ayant fréquentées le site en activité. » « L'appropriation d'un projet d'aménagement s'effectue par une démarche co-construite des parties prenantes amenant leurs expertises : d'usages pour les habitants, techniques pour les professionnels. » « Meilleure connaissance du site et des attentes des riverains sur l'usage vécu et futur du site (mise en compatibilité des deux). » « Meilleure appropriation des enjeux du territoire. » « Une connaissance exhaustive du site. » « Des pistes de réflexions ou d'alternatives. » « D'éventuelles idées intéressantes sur le projet. » « Prise en compte des besoins réels des habitants. » « Définir un scénario en parfaite adéquation avec les besoins du territoire et les capacités des acteurs locaux. »
Sensibiliser à la reconversion de friches urbaine	« Faire passer des messages pédagogiques en faveur du développement durable » « Acceptation par la population de l'identité du site. » « Permettre une médiation avec la population pour faire comprendre les enjeux de la reconversion. » « Dans nos métiers il faut démontrer le bénéfice du remède par rapport au mal. »
Renforcer l'adhésion des habitants	« Une meilleure acceptabilité des riverains. » « Acceptation du projet par les riverains. » « Recueillit l'adhésion au travers de groupe de concertation est primordial. » « L'appropriation d'un projet d'aménagement s'effectue par une démarche co-construite des parties prenantes amenant leurs expertises : d'usages pour les habitants, techniques pour les professionnels. » « L'information permet une meilleure adhésion. » « Acceptation du projet par les riverains car transparence de l'information. » « Limiter le risque de recours contentieux. »

Tableau 2.22 – Avantages perçus à la mise en œuvre de démarche participative pour les opérateurs techniques et fonciers

2.3 Discussion

Les opérateurs techniques et fonciers perçoivent de nombreux bénéfices à la reconversion de friches urbaines. Les bénéfices sociaux, d'amélioration de la qualité de vie des riverains et futurs usagers, et les bénéfices environnementaux sont davantage évoqués que les bénéfices économiques ou financiers. Ils ont également conscience que pendant leur temps de veille, les friches urbaines constituent des réservoirs de biodiversité en ville. Cependant, la biodiversité découlant des friches urbaines est temporaire, et semble être difficile à mettre en œuvre de manière concrète et pérenne car la majorité des opérateurs techniques et fonciers considèrent que ces espaces ne doivent pas nécessairement être reconvertis en espaces verts de manière définitive (en les rendant par exemple inconstructibles). C'est également ce qu'avait montré une étude auprès de 23 propriétaires de soixante délaissés urbains en région Centre-Val-de-Loire en France (Brun, 2015).

Les opérateurs techniques et fonciers interrogés évoquent les friches urbaines comme étant un état transitoire pour lequel de nouveaux usages productifs doivent être mis en œuvre. Ils considèrent que la reconversion de friches urbaines doit s'appuyer sur des critères économiques comme le retour sur investissement du projet, et le développement futur de la commune. Ces critères correspondent à ceux qui avaient été mis en évidence dans d'autres enquêtes menées auprès des élus et des opérateurs fonciers engagés dans la reconversion de friches urbaines en Estonie (Tintěra *et al.*, 2014) et aux États-Unis (Brill, 2009). En effet, ils considèrent les friches urbaines comme un passif économique pénalisant la valeur foncière du site, le dynamisme économique local et l'attractivité du territoire. Pour ces raisons, ils préfèrent davantage les projets de reconversion à usage commercial, industriel, ou résidentiel (De Sousa, 2006b, Dixon, 2007, Renard-Grandmontagne, 2006). Cependant, ces préférences peuvent se heurter aux attentes des populations locales qui préfèrent davantage la mise en œuvre d'espaces verts ou d'infrastructures publiques dans la reconversion de friches urbaines (De Sousa, 2006a, Greenberg et Lewis, 2000, Loures, 2015, Paccagnan *et al.*, 2011).

Par ailleurs, les opérateurs techniques et fonciers interrogés ont conscience qu'une contamination des sols est probable lors des projets de reconversion de friches urbaines. Cela avait également été mis en évidence dans des études menées à l'étranger (Bartke, 2011, Dixon *et al.*, 2006, Shephard et Dixon, 2006).

Les coûts associés à la dépollution des friches urbaines constituent l'obstacle le plus important à leur reconversion. Une évaluation récente effectuée pour la France estime qu'ils varient entre 1 et 1,5 million d'euros par hectare (Cadière et Masselot, 2012). Ces coûts sont d'autant plus élevés que le degré réel de contamination des sols n'a pas été correctement évalué. Or, les documents d'urbanisme actuels, comme les SCoT et les PLU, ne tiennent pas suffisamment compte du risque de pollution du sol. La mise en place des SIS par l'intermédiaire de la loi ALUR devrait améliorer ce niveau d'information. En effet, ces derniers doivent désormais être annexés au PLU.

De plus, le choix des techniques de dépollution n'est également pas lisible pour les opérateurs techniques et fonciers. Les techniques de traitement hors site représentent la moitié des tonnages dépollués en France en 2010 (Cadière et Masselot, 2012). Or, ces procédés de gestion des terres polluées sont également les plus coûteux (Cadière et Masselot, 2012), sans que leur efficacité, sur le plan technique et économique, par rapport aux autres techniques de traitement possibles ne soit toujours prouvée (Archambault et Colombano, 2007, Colombano *et al.*, 2010). À titre d'exemple, la ventilation de la zone non saturée fait partie des techniques considérée comme étant les moins onéreuses, en coûtant entre 5 et 35 euros / tonne à efficacité et à délais de mise en œuvre similaires à ceux de l'excavation (Cadière et Masselot, 2012, Delalande, 2014). En outre, les coûts (hors taxes et hors coûts de transport) des techniques

de traitement hors site varient entre 45 et 135 euros / tonne, tandis qu'ils se situent entre 10 et 40 euros pour les techniques sur site et *in situ* en France en 2010 (Cadière et Masselot, 2012). En termes de communication publique, une clarification des techniques de traitement en fonction des polluants, des caractéristiques des sols à traiter, et des usages futurs doit être améliorée. Cela nécessite, par exemple, de davantage sensibiliser les acteurs aux outils déjà existants comme SelecDEPOL lors des manifestations professionnelles sur la gestion des SSP et des FUP.

Les résultats de notre enquête révèle une série de freins à la reconversion de friches urbaines. Toutefois, ces résultats présentent des limites liées à la présence d'un biais de sélection en raison d'un nombre relativement important de réponses émanant de la région Pays-de-la-Loire compte-tenu du nombre de friches urbaines polluées.

En outre, les classifications par univers de références à l'aide du logiciel Tropes ne permettent pas toujours de couvrir l'ensemble des termes utilisés dans le corpus : seuls les substantifs les plus significatifs du texte y apparaissent. La liste des mises en relation au sein d'un univers de référence aboutie parfois à des résultats peu lisibles. C'est particulièrement le cas de l'univers de référence 1 en raison de classe d'équivalence trop extensives. De plus, ces classifications dépendent du dictionnaire sémantique incorporé au logiciel Tropes. Ce dernier ne peut pas être modifié pour être adapté aux spécificités éventuelles du corpus analysé. Les rapprochements effectués peuvent donc sembler abstraits sans une connaissance précise au préalable du corpus étudié ; néanmoins indispensable quel que soit le logiciel d'analyse de contenu utilisé. C'est par exemple le cas de l'univers de référence du minéral comportant les réponses liées à la contamination à l'amiante et à son traitement comme le montrait par exemple le tableau 2.6 des univers de références associés aux représentations des friches urbaines par les opérateurs techniques et fonciers.

Cependant, nos résultats se rapprochent de ce qui avait été mis en évidence dans d'autres études menées à l'étranger. En effet, les coûts associés à la dépollution sont considérés comme un obstacle à la reconversion de friches urbaines polluées (Alberini *et al.*, 2005, Rosato *et al.*, 2010) ; et ce d'autant plus que les incitations financières sont jugées insuffisantes (Alberini *et al.*, 2005, Carson et Groves, 2007, Eckerd et Heidelberg, 2015, Endres et Friehe, 2015, Sherman, 2003, Siikamaki et Wernstedt, 2008, Thornton *et al.*, 2007).

En France, ces incitations restent ponctuelles, et soumises à certaines conditions concernant par exemple les techniques de traitement utilisées, la cohérence territoriale du projet, ou encore les aménagements futurs mis en place.

Dans la littérature, les dispositifs réglementaires et financiers amenant les opérateurs fonciers à s'engager dans un projet de reconversion de sites pollués ont été analysés à partir d'expériences à choix discrets (Alberini *et al.*, 2005), et au moyen d'entretiens (Dixon, 2007, Lange et McNeil, 2004, Wernstedt *et al.*, 2006a). La majorité de ces études considèrent que les opérateurs fonciers préfèrent un allègement de leur responsabilité au niveau légal plutôt que la mise en place de subventions financières visant à réduire la charge des coûts de dépollution et de réhabilitation (Alberini *et al.*, 2005, Wernstedt *et al.*, 2006a).

Dans le cas de notre étude, les résultats indiquent, au contraire, que les opérateurs techniques et fonciers souhaiteraient davantage de subventions financières (42 % des sondés), et un accompagnement dans les démarches administratives à respecter (21 %) plutôt qu'un assouplissement de la réglementation relative à la responsabilité environnementale et à l'application du principe du pollueur-payeur. Ces résultats s'expliquent, au moins en partie, par la perception positive qu'ont les opérateurs fonciers de la loi ALUR en matière de responsabilité environnementale.

Toutefois, la responsabilité légale en matière de passif environnemental engendre des coûts supplémentaires pour les opérateurs fonciers. En effet, l'article L. 556-1 du Code de l'environ-

nement, modifié par la loi ALUR, impose au maître d'ouvrage à l'initiative du changement d'usage de réaliser une étude du sol afin d'assurer la compatibilité de l'usage futur prévu. En outre, l'application du principe du tiers-demandeur peut également se heurter à un problème de solvabilité de la part du repreneur. Ainsi, le dernier exploitant du site, voire le propriétaire du site, reste débiteur de l'obligation de remise en état du site.

Il pourrait être intéressant dans de futures études de procéder à une évaluation *ex post* de l'impact des différentes dispositions de la loi ALUR sur la reconversion de friches urbaines polluées.

Par ailleurs, les études menées à l'étranger ne parviennent pas à conclure sur les incitations économiques à mettre en œuvre afin d'amorcer la reconversion de sites pollués par le secteur privé. Une récente étude menée aux États-Unis montre, en effet, qu'un assouplissement de la responsabilité de l'opérateur foncier au niveau réglementaire n'est pas nécessairement incitatif (Eckerd et Heidelberg, 2015). En effet, les dispositifs employés favoriseraient la reconversion de friches urbaines polluées pour lesquelles les incitations existantes n'auraient pas été indispensables voire nécessaires compte tenu de leur localisation stratégique dans le tissu urbain, de leurs usages futurs, et du faible niveau de contamination du sol (Eckerd et Heidelberg, 2015, Frantál *et al.*, 2013, Sherman, 2003).

En fonction des coûts de réhabilitation et de la valeur future d'usage du terrain trois catégories de friches urbaines peuvent être distinguées sur le plan théorique (Doležalová *et al.*, 2014, Ferber *et al.*, 2006). Les friches dont les coûts de réhabilitation sont faibles, et dont la valeur d'usage future est élevée, en raison de leur localisation stratégique dans le tissu urbain, et de la possibilité de modifier les usages du site, composent la catégorie A. Il s'agit par exemple de friches situées en centre-ville à proximité des infrastructures de transport. La reconversion de ce type de site est rentable, et ne nécessite aucune intervention de l'État. Le secteur privé peut prendre en charge l'intégralité des coûts afférents à ces sites car ils seront amplement compensés par les retours sur investissement obtenus dans le futur. Les sites ayant un potentiel de développement mais dont les coûts de réhabilitation sont trop importants constituent les friches de la catégorie B. Pour être reconverties, ces friches requièrent généralement un partenariat public-privé en raison des coûts de réhabilitation élevés. Enfin, les sites qui n'ont pas de potentiel de développement en raison de coûts de réhabilitation trop élevés compte-tenu de leur localisation et de leur usages futurs sont dans la catégorie C. Lorsqu'ils sont détenus par des propriétaires privés, ces sites sont conservés en l'état et ne sont pas reconvertis (Deshaies, 2006, Howland, 2000). Lorsqu'ils sont orphelins, c'est-à-dire lorsqu'aucun responsable solvable n'est identifié, la dépollution et la mise en sécurité de ces sites passe alors par l'État par l'intermédiaire de l'ADEME. Les sites devant faire l'objet d'incitations économiques doivent théoriquement se situer dans la catégorie B ou C. Or, les études menées à l'étranger montre que bien souvent ce n'est pas le cas (Eckerd et Heidelberg, 2015, Frantál *et al.*, 2013, Sherman, 2003). Les opérateurs fonciers privilégieraient la reconversion de sites pollués peu risqués, de la catégorie A, et pour lesquels les retours sur investissement peuvent être rapides (De Sousa *et al.*, 2009, Frantál *et al.*, 2013, Nappi-Choulet, 2006, Sherman, 2003). Pourtant, dans un contexte de restrictions budgétaires croissant nécessitant de plus en plus souvent l'intervention du secteur privé (Citron, 2017, Eckerd et Heidelberg, 2015, Gimat et Pollard, 2016), il serait intéressant d'analyser quels mécanismes financiers mettre en place (subventions directes ou exonérations fiscales) tout en tenant compte de l'effet de levier de l'incitation financière en fonction du type de friches urbaines à reconvertir d'une part, et d'autre part, du type de structure en charge de l'opération de reconversion.

En conclusion, il est crucial pour les opérateurs techniques et foncier d'anticiper correctement le degré réel de contamination du site. Pour cette raison, la plupart préfèrent attendre

quelques années afin d'obtenir des informations supplémentaires sur le site si nécessaire. Ce résultat confirme ce qui avait été mis en avant dans plusieurs papiers théoriques sur la régénération urbaine en situation d'incertitudes (Capozza et Li, 1994, Ingersoll Jr et Ross, 1992, Majd et Pindyck, 1987). En effet, ces incertitudes sont à l'origine de surcouts pouvant remettre en cause la rentabilité du projet, et donc la mise en œuvre du projet de reconversion. En outre, les pollutions résiduelles affectent les usages futurs du site. Or ces derniers peuvent ne pas correspondre aux attentes des populations locales, et être à l'origine de conflit sur l'usage du sol (Meyer et Van Landingham, 2000). La mise en place de démarche participative permettrait d'y remédier ; toutefois cela nécessite de respecter un certains nombre de pré-requis permettant de garantir l'efficacité de la démarche. En particulier, il apparait nécessaire de former, et d'informer l'ensemble des parties prenantes sur les contraintes relatives à la friche urbaine à reconvertir et du délai de livraison de ce genre de projet.

2.4 Conclusion

À partir d'une enquête exploratoire auprès de 76 opérateurs techniques et fonciers nous avons relevé une série d'obstacles à la reconversion de friches urbaines potentiellement polluées en France métropolitaine.

Ces obstacles sont liés à la charge financière et administrative de la remise en état des FUP. Plus précisément, ils correspondent aux coûts associés à la dépollution du site, et aux problèmes d'anticipation de ces derniers à l'origine d'aléas financiers pouvant remettre en cause l'équilibre financier, et donc la mise en œuvre du projet de reconversion.

Les coûts d'acquisition et de viabilisation du sol-support, mais aussi l'obtention des autorisations administratives et des moyens financiers permettant de reconvertir ce type d'espace sont tout autant d'obstacles à la reconversion de friches polluées évoqués par les opérateurs. Les difficultés administratives contribuent également à freiner la reconversion de ces espaces car elles impliquent un portage long dans le temps ; ce qui se traduit également par un coût financier supplémentaire.

Cette enquête nous a ainsi permis de valider les réflexions théoriques émises à partir de la revue de la littérature, et d'évaluer l'importance relative de ces blocages et des moyens pouvant être mis en œuvre pour y remédier. La figure 2.8 résume l'ensemble des résultats obtenus dans ce chapitre.

La mise en place de subventions financières est plébiscitée par la majorité de notre échantillon d'étude plutôt qu'un assouplissement réglementaire de l'application du principe du pollueur-payeur.

Sur le plan financier, les résultats de la littérature ne permettent cependant pas de conclure sur l'incitatif économique à mettre en œuvre afin de favoriser la reconversion de FUP. Ces mécanismes financiers doivent cependant tenir compte du type de friches urbaines à reconvertir selon sa localisation dans le tissu urbain et son degré de contamination, et de la structure en charge de l'opération. Ainsi, seules les friches hors-marché, pour lesquelles les coûts de dépollution sont supérieurs aux retours sur investissement pouvant être retiré doivent faire l'objet d'une subvention publique. En revanche, un partenariat public-privé peut être mis en place pour les friches urbaines pour lesquelles les coûts de dépollution s'avèrent élevés, mais qui présentent toutefois un fort potentiel de réaménagement en raison de leur localisation dans le tissu urbain. La mise en place de ce type de partenariat nécessite cependant que chacune des catégories de parties prenantes identifie les contraintes et les attentes des autres dans le cadre d'un processus participatif.

Au niveau opérationnel, les bases de données existantes mériteraient d'être davantage actualisées au moyen de système d'information géographique par exemple (Brill, 2009, Carlon

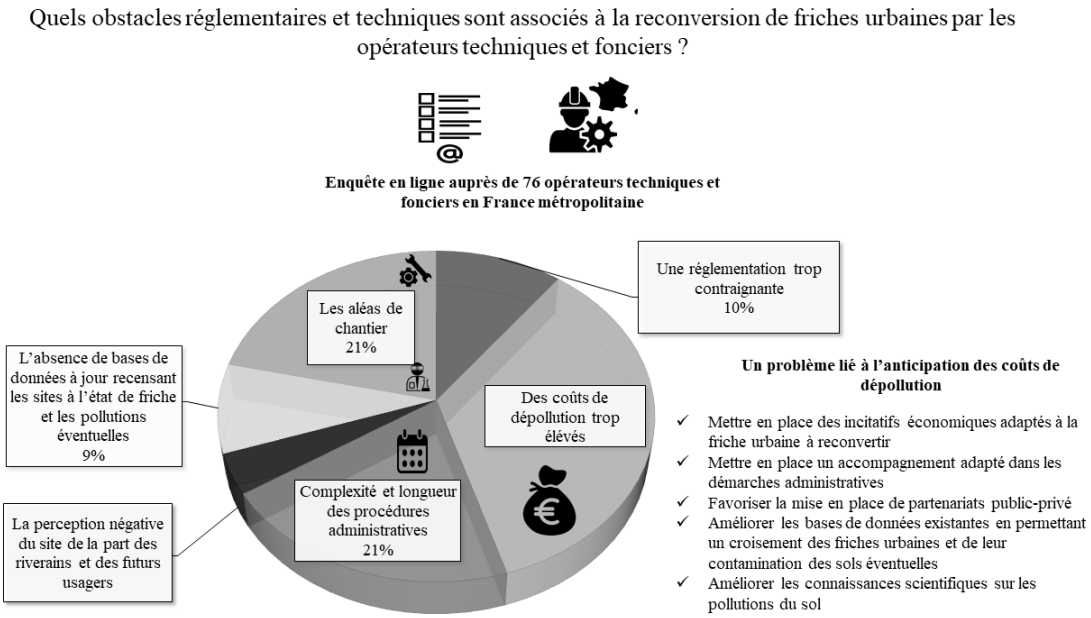


FIGURE 2.8 – Résumé des obstacles à la reconversion de friches urbaines polluées pour les opérateurs techniques et fonciers

et al., 2007, Chrysochoou *et al.*, 2012, Nogués et Arroyo, 2015). afin de répondre davantage aux besoins des opérateurs.

Conclusion de la première partie

Cette partie a pris comme angle d'analyse l'ensemble des acteurs intervenant dans la reconversion de friches urbaines, que ce soit en amont de la démarche de planification urbaine ou en aval lors de la mise en œuvre concrète du projet.

Elle donne principalement des éléments de réponses à notre première question de recherche :

Quels sont les obstacles réglementaires et techniques associés à la reconversion des friches urbaines en France ?

Elle fournit également partiellement des réponses à la quatrième question de recherche. En effet, elle précise les critères devant être pris en compte dans les projets de réaménagement de friches polluées à partir des réponses obtenues par une enquête menée auprès des opérateurs techniques, fonciers et collectivités territoriales interrogées. La figure 2.9 résume les éléments abordés dans cette première partie.

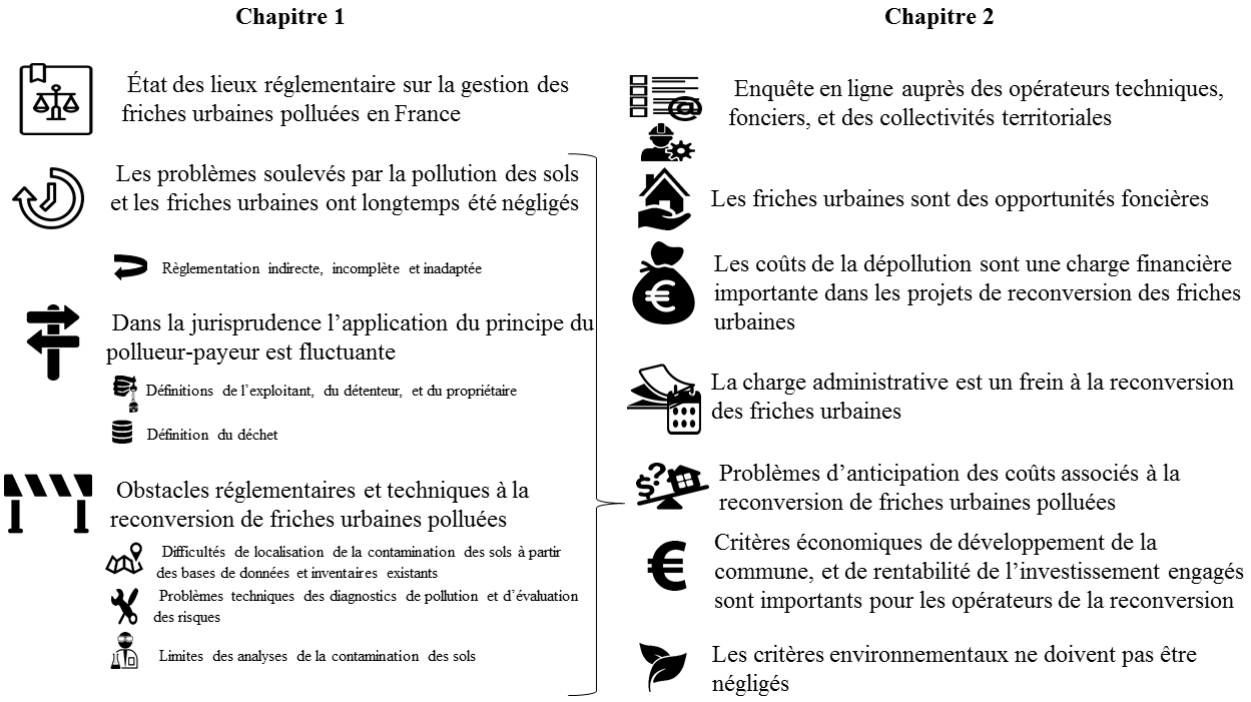


FIGURE 2.9 – Résumé graphique du contenu des deux chapitres de la première partie

Elle indique également un certains nombre de difficultés auxquelles ces parties prenantes sont confrontées lorsqu'elles doivent mettre en place une démarche participative dans le cadre d'un projet de reconversion de friches urbaines.

Les charges financières et administratives sont les deux principaux obstacles auxquels les acteurs de la reconversion de friches urbaines sont confrontés lors de la mise en œuvre des projets. En particulier, les coûts de dépollution pèsent lourdement sur le bilan financier des opérateurs. Les problèmes découlant de l'anticipation des coûts de dépollution sont en cause. Les obstacles techniques et réglementaires actuels ne permettent pas d'anticiper le degré effectif de contamination des sols. Les réglementations en vigueur sont indirectes, incomplètes et inadaptées. Elles sont à l'origine de surcoûts supplémentaires car elles entraînent un rallongement des délais dans la mise en œuvre des projets de reconversion de friches urbaines. La mise en

place de subventions financières, et un accompagnement dans les procédures administratives à respecter permettraient d'atténuer ces obstacles.

Cependant, les résultats de la littérature ne permettent à ce jour pas de conclure sur l'incitatif financier à mettre en place en fonction des caractéristiques de la structure en charge du projet de reconversion, et des caractéristiques de la friche urbaine en elle-même.

Les résultats obtenus par l'enquête auprès des acteurs de la reconversion de friches urbaines indiquent que se sont les critères économiques, et, dans une moindre mesure, environnementaux qui doivent être pris en compte dans la reconversion de friches urbaines polluées. Les différentes enquêtes menées à l'étranger le confirme (Brill, 2009, Tintěra *et al.*, 2014). Elles montrent également que les populations locales ont des attentes différentes en matière de reconversion de friches urbaines. En effet, ces dernières préfèrent en général des projets de réaménagement en espaces verts ou en infrastructures publiques (De Sousa, 2006a, Greenberg et Lewis, 2000, Loures, 2015, Paccagnan *et al.*, 2011). Ces attentes peuvent être à l'origine d'un blocage, voire d'un conflit, dans la mise en œuvre du projet de réaménagement de la friche. La mise en place de démarches participatives permettraient d'expliciter ces éventuels points de désaccord.

Or, les acteurs de la reconversion de friches urbaines rencontrent de nombreuses difficultés à mettre en place de telles démarches. En particulier, il conviendrait lors de ce type de démarche de sensibiliser les élus à la temporalité nécessaire à la mise en place du projet de reconversion de la friche urbaine. Cette temporalité diffère généralement de l'agenda électoral. Les populations locales devraient, quant à elles, avoir conscience que la pollution résiduelle d'une friche urbaine contraint les usages futurs pouvant être mis en œuvre. Ces points sont analysés dans la seconde partie de cette thèse à partir des résultats obtenus par deux enquêtes effectuées auprès de riverains impactés par la présence de FUP.

Deuxième partie

Appréhender l'ampleur des stigmates associés aux friches urbaines polluées auprès des riverains

Cette partie a comme angle d'analyse le point de vue des riverains impactés par la présence d'une friche urbaine polluée. Elle présente ainsi une analyse complémentaire à la partie précédente qui étudiait la reconversion des FUP du point de vue des opérateurs techniques et fonciers.

Cette partie donne des éléments de réponse à la question de recherche suivante :

Quelles sont les perceptions, représentations et préférences des populations locales en matière de projet de reconversion de friches urbaines ?

Dans un premier chapitre, nous abordons la question des perceptions, représentations, et préférences des riverains impactés par la présence d'une FUP sur leur commune de résidence à partir des résultats obtenus par une enquête transversale.

Dans un second chapitre, nous recourons à une expérience à choix discrets nous permettant d'identifier les préférences individuelles *ex ante* pour différents projets de réaménagement futurs pouvant être mis en œuvre sur cinq communes impactées par une FUP : Angers, Canet, Castelnau-le-Lez, La Possonnière, et Mauges-sur-Loire. Nous analysons également le niveau de connaissance des individus concernant la pollution du sol d'une part, et d'autre part, la friche urbaine située sur leur commune de résidence ou de travail.

Chapitre 3

Représentations, perceptions, préférences et attitudes des riverains impactés par des friches urbaines polluées en France

Ce chapitre donne des éléments de réponses à la question suivante :

Quelles sont les perceptions, représentations et préférences des populations locales en matière de projet de reconversion de friches urbaines ?

Nous commençons par présenter les deux modèles théoriques sur lesquels nous nous sommes appuyés pour établir un questionnaire d'enquête afin de répondre à cette question de recherche (3.1). Ces deux modèles sont respectivement la théorie du comportement planifié (TCP), et la théorie de la représentation sociale (TRS). Dans une deuxième section, nous rappelons les méthodes de récolte et d'analyse des données utilisées, et décrivons notre échantillon d'étude (3.2). Dans une troisième section, nous exposons les résultats obtenus par cette enquête (3.3). Nous les comparons et les discutons au regard de la littérature existante dans une quatrième section (3.4). Nous concluons sur les apports de ce chapitre dans une cinquième et dernière section (3.5).

3.1 Cadres théoriques mobilisés

L'étude de la représentation, de la perception, des attentes et des préférences des populations locales vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines a été effectuée à l'aide d'un questionnaire d'enquête. L'élaboration de ce questionnaire a été effectuée à l'aide de deux cadres théoriques : la TCP d'une part (3.1.1), et, d'autre part, la théorie de la représentation sociale (3.1.2). Nous présentons ces deux cadres théoriques et leur intérêt par rapport à notre objet d'étude dans les deux sous-sections qui suivent.

3.1.1 La théorie du comportement planifié

La théorie du comportement planifié (TCP) est une extension de la théorie de l'action raisonnée proposée initialement par Martin Fishbein et Icek Ajzen dans les années 1960 (3.1.1.1). La TCP offre un cadre théorique permettant d'expliquer les choix des agents économiques à partir de leurs intentions individuelles (3.1.1.2). Ces choix reposent sur une base analytique commune

aux théories de la décision en sciences économiques (3.1.1.3). Cependant, si plusieurs méta-analyses montrent que la TCP explique relativement bien les comportements individuels (Albarracin *et al.*, 2001, Hausenblas *et al.*, 1997), d'autres études montrent, cependant, qu'elle ne permet d'expliquer qu'une partie seulement de ces comportements (Armitage et Conner, 2001, McEachan *et al.*, 2011). La TCP présente, en effet, un certain nombre de limites (3.1.1.4). Les différents domaines d'application de la TCP sont nombreux et ont cherché à la prolonger en tenant compte des limites et des critiques qui lui ont été adressées (3.1.1.5). Nous nous sommes donc appuyés sur la TCP et ses récents développements pour élaborer notre questionnaire d'enquête (3.1.1.6).

3.1.1.1 De la théorie de l'action raisonnée à la théorie du comportement planifié

La théorie de l'action raisonnée (*theory of reasoned action*) a été développée initialement par Martin Fishbein et Icek Ajzen dans les années 1960 (Fishbein, 1963, 1967, 1979, Fishbein et Ajzen, 1974) à la suite de travaux en psychologie sociale cherchant à mettre en évidence les liens entre attitudes et comportements (Allport, 1935, Doob, 1947).

Les intentions individuelles constituent l'élément central de la théorie de l'action raisonnée. Elles sont définies comme « un indicateur de volonté à essayer, de l'effort que l'on est prêt à produire pour se comporter d'une façon particulière » (Ajzen, 1991, p. 182). Autrement dit, elles correspondent à la manière dont un individu va essayer d'atteindre un comportement dans un contexte donné.

Dans le cadre de la théorie de l'action raisonnée, les intentions comportementales dépendent de deux composantes. Elles sont, tout d'abord, déterminées par l'attitude de l'individu à l'égard de la réalisation d'un comportement donné (*attitude toward behavior*). Elles dépendent également de la norme subjective (*subjective norm*) associée à l'adoption, ou non, de ce comportement (Fishbein, 1979). L'attitude renvoie aux évaluations, positives ou négatives, effectuées par l'individu vis-à-vis d'un comportement ou d'un bien ou service donné (Ajzen, 1991, Fishbein et Ajzen, 1974). La norme subjective, quant à elle, traduit un facteur de pression sociale. Elle correspond à la manière dont un individu perçoit l'opinion des autres vis-à-vis d'un comportement ou d'un bien ou service donné (Ajzen, 1991, p. 188). En fonction de cette perception, l'individu pourra être plus ou moins enclin à se conformer à la norme sociale.

Les tests empiriques de la théorie de l'action raisonnée montrent que l'intention comportementale est bien un antécédent robuste des comportements individuels (Sheppard *et al.*, 1988).

Toutefois, cette théorie repose sur une hypothèse trop restrictive concernant le degré de contrôle individuel perçu (*perceived degree of control*). En effet, elle postule que les comportements dépendent des intentions d'agir de l'individu, et que ces dernières sont totalement contrôlées par l'individu. Or, il existe une multitude de facteurs pouvant empêcher les individus de concrétiser leurs intentions en comportements effectifs (Ajzen et Madden, 1986). Ces facteurs contraignants peuvent être internes à l'individu, comme par exemple ses compétences et ses connaissances, ou externes lorsqu'ils dépendent du comportement d'autres individus, ou encore de ressources, financières et temporelles par exemple. Pour tenir compte de cet écueil, le cadre théorique de l'action raisonnée a été élargi afin de saisir l'ensemble des comportements pour lesquels l'individu n'exerce pas, ou peu de contrôle sur les facteurs qui conditionnent leur adoption. Cette extension à donné lieu à la TCP (Ajzen, 1985, 1991).

3.1.1.2 Le cadre conceptuel de la théorie du comportement planifié

La TCP a été développée par Icek Ajzen dans les années 1980. Elle prolonge et généralise la théorie de l'action raisonnée en introduisant une troisième variable explicative des intentions et des comportements individuels : le degré de contrôle comportemental perçu (*perceived behavioral control*) par l'individu (Madden *et al.*, 1992). L'introduction de cette variable permet ainsi de

relâcher l'hypothèse du modèle de la théorie de l'action raisonnée selon laquelle l'individu exerce un contrôle parfait de ses intentions, et *in fine* de son comportement.

Le degré de contrôle perçu traduit le niveau de facilité ou de difficulté que représente la mise en œuvre effective d'un comportement pour un individu dans un contexte ou une situation donnée (Ajzen, 1991). Cette variable est supposée refléter la présence de facteurs pouvant influencer les comportements individuels, comme par exemple, les expériences individuelles passées, ou encore, les obstacles potentiels perçus par l'individu.

Ainsi, dans le cadre de la TCP, trois types de croyances sont distinguées : les croyances comportementales (*behavioral beliefs*), les croyances normatives (*normative beliefs*), et les croyances relatives au degré de contrôle (*control beliefs*). La figure 3.1 représente ces relations dans le cadre de la théorie de l'action raisonnée et du comportement planifié à partir des travaux de Madden *et al.* (1992).

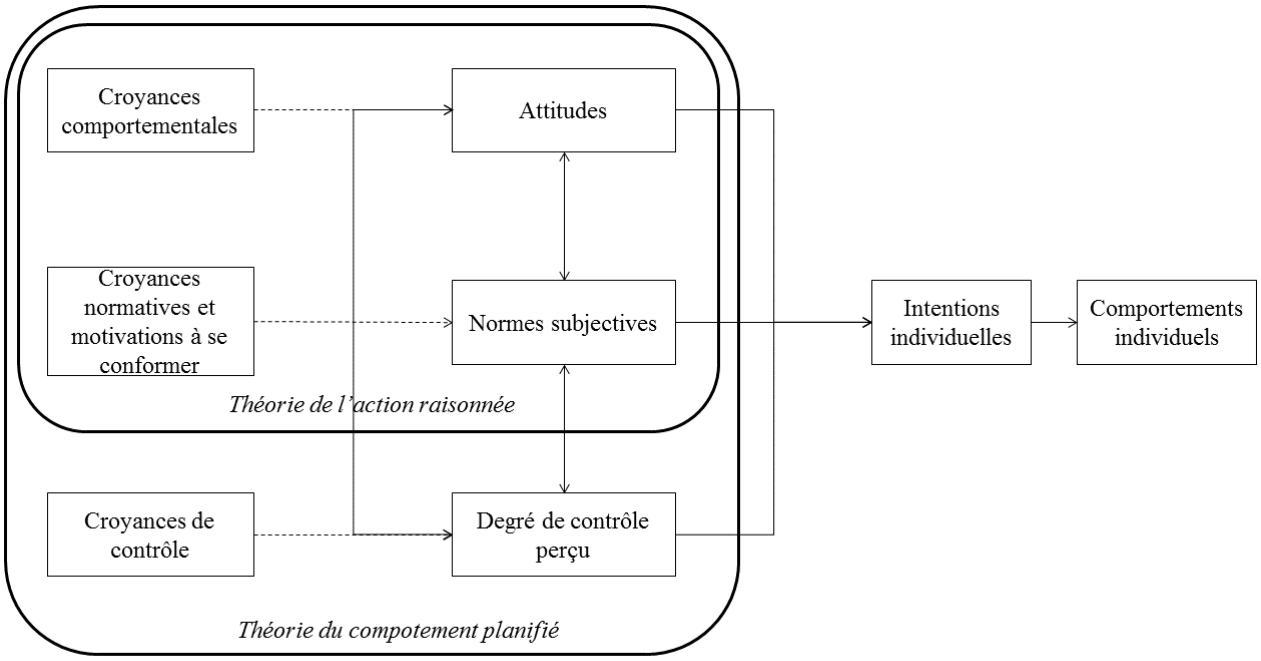


FIGURE 3.1 – Déterminants directs et indirects des intentions individuelles dans le cadre de la théorie de l'action raisonnée et du comportement planifié

Les flèches en pointillées indiquent que la relation entre les croyances et les intentions est indirecte.

Le graphique est établi à partir de (Madden *et al.*, 1992, p. 4).

3.1.1.3 Liens entre théorie du comportement planifié et sciences économiques

Les apports de la psychologie sociale à l'analyse économique sont nombreux. Ces deux disciplines ont en commun d'analyser les facteurs de décision individuelle ou collective (Petit, 2011). Dans ce cadre, la TCP constitue un modèle imbriqué permettant d'expliquer les comportements individuels en analysant les arbitrages effectués par l'individu. Ces arbitrages reposent sur une base analytique commune aux théories de la décision en économie. En effet, la TCP considère un individu rationnel dont les connaissances, les informations, et la capacité de traitement de ces informations sont limitées (Ajzen, 1991, Payne *et al.*, 1992, Simon, 1986).

Par ailleurs, les concepts d'attitude et d'intention mobilisés dans la théorie de l'action raisonnée, et dans la TCP, ont également des caractéristiques communes avec les concepts mobilisés

en sciences économiques (Litvine, 2008). En effet, dans la théorie de l'action raisonnée, l'attitude à l'égard d'un bien ou d'un comportement repose sur une évaluation effectuée à partir des croyances de l'individu concernant les caractéristiques d'un bien ou d'un comportement donné (Fishbein, 1963) ; ce qui se rapporte en économie à la notion d'utilité espérée (Weinstein, 1993). De plus, cette définition se rapproche également de la notion de préférences économiques. Ces dernières exprimeraient ainsi des attitudes individuelles mesurées sur une échelle monétaire pour un bien ou comportement donné (Kahneman *et al.*, 1999, 1993). Enfin, les dispositions à payer traduiraient les intentions comportementales de l'individu.

3.1.1.4 Les critiques faites à la théorie du comportement planifié

Les études empiriques ne permettent pas de conclure sur validité de la TCP pour prédire les comportements individuels. En effet, si des études montrent qu'elle possède un fort pouvoir explicatif et prédictif des décisions individuelles (Armitage et Conner, 2001), d'autres, au contraire, indiquent que cette dernière n'expliquerait que 20 à 30 % des comportements réellement observés (Armitage et Conner, 2001, McEachan *et al.*, 2011). La TCP fait ainsi l'objet de nombreuses critiques (Sniehotta *et al.*, 2014).

Deux critiques majeures vont à l'encontre de cette théorie. La première concerne le postulat de la rationalité des individus. La seconde porte sur la validité causale de la théorie pour expliquer les comportements individuels (Kuther, 2002).

Tout d'abord, l'hypothèse de rationalité sur laquelle repose la TCP est jugée trop forte car elle amène à exclure certains déterminants des processus comportementaux, comme par exemple, les facteurs inconscients (Sheeran *et al.*, 2013), l'impact des émotions (Conner *et al.*, 2013, Perugini et Bagozzi, 2001) ou des affects, comme les regrets par exemple (Kaiser, 2006, Sandberg et Conner, 2008, Sheeran et Orbell, 1999).

En outre, les résultats obtenus de l'application de la TCP dépendent de la stabilité des intentions dans le temps. Or, ces dernières peuvent être modifiées en fonction d'évènements nouveaux, ou d'informations supplémentaires. La dimension statique de la TCP ne permettrait ainsi pas d'expliquer certains comportements susceptibles d'être modifiés en fonction d'évènements ou d'informations nouvelles non prise en compte dans l'analyse initiale (McEachan *et al.*, 2011, Pavlou et Fygenson, 2006, Rowan *et al.*, 2017). De plus, d'autres variables peuvent expliquer les comportements individuels comme les habitudes (Bamberg *et al.*, 2003, De Bruijn *et al.*, 2009), mais aussi l'âge, le genre (Ahuja et Thatcher, 2005), l'ethnie, le statut socioéconomique, l'affiliation religieuse, l'opinion politique, ou encore les traits de personnalités par exemple (Abrahamse et Steg, 2009). Or, tous ces facteurs ne sont pas pris en compte dans le modèle initial de la TCP. Ils peuvent pourtant remettre en cause sa validité causale. Ainsi, cette dernière limite suppose d'étudier d'autres variables, comme par exemple les traits de personnalités, les affects ou les émotions ressenties par l'individu dans un contexte donné, afin d'améliorer les prédictions théoriques des comportements individuels (Buchan, 2005, Conner et Abraham, 2001, Peleg *et al.*, 2017, Perugini et Bagozzi, 2001, Picazo-Vela *et al.*, 2010, Rhodes *et al.*, 2004).C'est pourquoi, plusieurs extensions de la TCP ont été proposées afin d'enrichir le modèle initial (Ajzen, 2011, Conner, 2015, Conner et Armitage, 1998, Steg *et al.*, 2014).

3.1.1.5 Applications de la théorie du comportement planifié

La TCP s'applique à de nombreux domaines. À titre d'exemple, dans le domaine des transports, les applications récentes de la TCP portent sur le choix d'un mode de transport particulier (Bamberg *et al.*, 2003) comme le vélo (Frater *et al.*, 2017, Han *et al.*, 2017) ou les transports en commun (Chen et Chao, 2011, Heath et Gifford, 2002, Yazdanpanah et Hadji Hosseinlou, 2017). D'autres applications analysent la décision de commettre une infraction au code de la route : le non-respect des limitations de vitesse (Atombo *et al.*, 2017, Elliott *et al.*, 2003, Parker

et al., 1992), des passages à niveaux (Palat *et al.*, 2017), ou encore, l'utilisation du téléphone portable au volant (Bazargan-Hejazi *et al.*, 2017) par exemple. Dans le domaine de la santé, les applications de la TCP sont très nombreuses (Godin et Kok, 1996). Elles permettent notamment d'expliquer les comportements à l'égard du tabac ou de l'alcool (Norman *et al.*, 1999), notamment parmi les femmes enceintes (De Wilde *et al.*, 2017), et les adolescents (Hanson, 1997, Harakeh *et al.*, 2004, Hassandra *et al.*, 2011, Kuther, 2002, Spijkerman *et al.*, 2004). D'autres études analysent la décision d'effectuer certains dépistages (Cooke et French, 2008, Norman et Cooper, 2011, Wolff *et al.*, 2011), le respect de régimes alimentaires stricts pour la santé des patients (Wu *et al.*, 2017), ou encore l'observance de traitements (Low *et al.*, 2017, Peleg *et al.*, 2017, Rich *et al.*, 2015). Enfin, dans le domaine environnemental, la TCP explique l'adoption de comportements pro-environnementaux, comme le recyclage (Chan et Bishop, 2013, Cheung *et al.*, 1999, Cordano et Frieze, 2000, De Leeuw *et al.*, 2015, Greaves *et al.*, 2013, Kim *et al.*, 2013, Oreg, 2006, Scalco *et al.*, 2017, Zhang *et al.*, 2015) ou l'adoption de technologies moins polluantes (Cordano et Frieze, 2000, Shi *et al.*, 2017). Ces exemples, parmi d'autres, témoignent de la diversité des situations pour lesquelles la TCP peut être mobilisée afin d'expliquer les comportements individuels dans un contexte donné.

Dans le cas de sites pollués, l'utilisation de la TCP est assez rare. Dans la littérature, les études effectuées mobilisent le concept des intentions individuelles pour appréhender le degré d'appropriation ou de ré-appropriation à un site sans toutefois explicitement mobiliser la TCP.

Ainsi, López-Navarro *et al.* (2015) analysent l'intention de déménager des individus résidant à proximité du complexe industriel et pétrochimique du Serralo dans la province de Castellón en Espagne en fonction de leurs affects et de leur attachement territorial. Ils montrent en particulier l'impact de l'attachement territorial dans le choix de résidence des individus. Ainsi, les individus à proximité d'un site pollué et attachés à leur lieu de résidence sont moins enclins à déménager.

Klenosky *et al.* (2017) et Vogt *et al.* (2015), quant à eux, analysent les déterminants de la fréquentation de l'ancienne décharge de Fresh Kills à New-York (États-Unis) dans le cadre d'un projet de reconversion en espaces verts. Ils soulignent l'importance du degré d'information délivré aux individus et la proximité géographique dans les intentions de visiter cet espace. Ils mettent également en évidence l'impact de la méfiance à l'égard des institutions, et les inquiétudes sur la santé exprimés par les individus dans leurs décisions futures de se rendre, ou non, sur ce site. Mowen et Confer (2003) étudient également les déterminants de la fréquentation d'une ancienne décharge reconvertie en espaces verts à Cleveland dans l'Ohio (États-Unis). Ils montrent que l'accessibilité, l'existence de commodités, et la proximité géographique au site sont les déterminants les plus importants du choix de se rendre sur ce site pour les futurs usagers.

Toutefois, aucune de ces études ne précise le lien entre les stigmates associés à une FUP et les intentions comportementales correspondant à l'appropriation par les riverains et futurs usagers du site des nouveaux aménagements mis en place une fois le site reconverti. C'est pourquoi, nous avons développé et administré un questionnaire d'enquête étudiant les intentions comportementales à l'égard de la reconversion de friches urbaines.

3.1.1.6 Élaboration du questionnaire d'enquête

Dans le cadre de cette thèse, la TCP et ses récentes extensions nous permettent d'élaborer un questionnaire d'enquête afin d'étudier les intentions comportementales des riverains vis-à-vis des friches urbaines après reconversion (Ajzen, 2006). Nous intégrons ainsi l'impact potentiel des stigmates associés à l'espace en friche, et étudions le degré de réappropriation des nouveaux usages qui seraient mis en place une fois la friche dépolluée et réaménagée.

La construction d'un questionnaire établit à partir de la TCP n'est pas standardisée en raison des nombreuses extensions et des différents objectifs qui peuvent être recherchés. Il est cependant préconisé de suivre certaines étapes lors de l'élaboration du questionnaire (Ajzen, 2006, Francis *et al.*, 2004). Ces étapes permettent notamment d'identifier le comportement individuel étudié, la population d'étude, et les différentes questions et modalités de réponses possibles afin d'obtenir une mesure des différentes composantes influençant les intentions comportementales étudiées. Dans notre questionnaire d'enquête, ces dernières sont identifiées à partir de deux questions. La première porte sur l'intention d'utiliser des infrastructures sur une ancienne FUP. La seconde demande à l'individu s'il serait prêt à acheter, ou à louer une maison, ou un appartement, sur une ancienne FUP. À titre secondaire, une question vise également à analyser l'intention des riverains vis-à-vis de la mise en place de démarches participatives dans le cadre du réaménagement de FUP sur leur commune de résidence.

Nous postulons que les perceptions individuelles associées aux risques de pollution du sol d'une part, et aux friches urbaines d'autres part influencent les attitudes individuelles. Ces dernières dépendant également des représentations qu'en ont les individus à travers l'impact potentiel des stigmates associés au site.

La population d'étude est constituée des riverains impactés par la présence d'une FUP sur leur commune de résidence. L'identification de ces communes a été effectuée à partir de la base de données BASOL[1]. Un panéliste professionnel[2] a été chargé d'interroger les riverains résidant sur les communes concernées. Ces communes ont été identifiées par le panéliste à partir de leurs codes postaux.

De plus afin d'obtenir un échantillon représentatif au regard du phénomène étudié, une pondération sur le nombre d'individus interrogés par commune en fonction du nombre de FUP sur la commune a été mis en place. Des quotas sur le sexe et l'âge ont également été appliqués[3].

Le schéma 3.2 décrit l'élaboration du questionnaire utilisé et les liens avec la TCP. Le questionnaire est présenté en intégralité en annexe C.

[1]Les détails de l'identification des communes impactées par une FUP répertoriée dans BASOL, et de la passation de ce questionnaire sont précisés au chapitre liminaire de cette thèse ; voir 1.3.

[2]SSI – Survey Sampling International, LLC, 6 Research Drive, Shelton, CT, 06484, United States

[3]L'administration du questionnaire a été financée grâce au SRUM 2015 de l'Université de Montpellier et du Lameta.

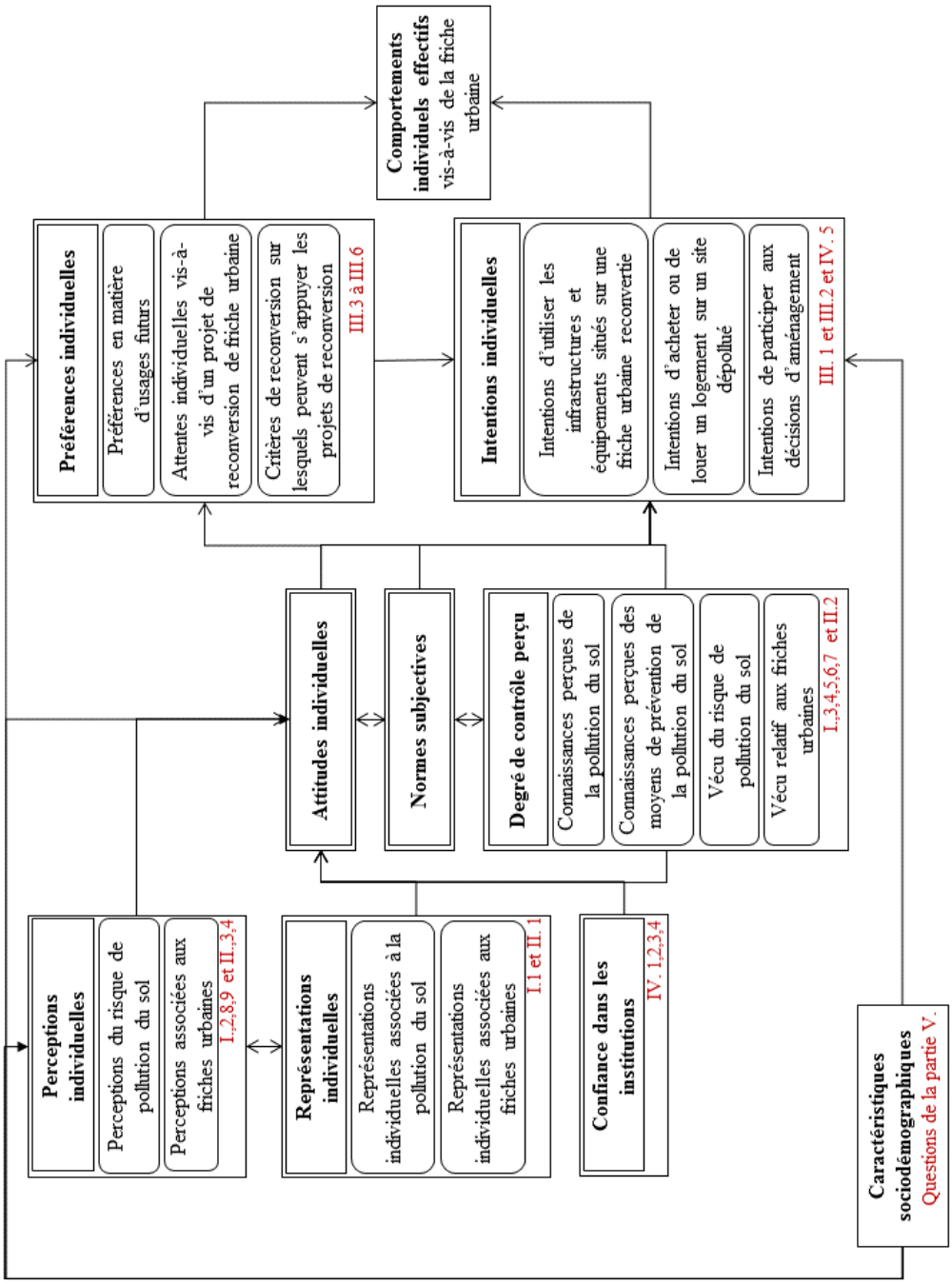


FIGURE 3.2 – Schéma conceptuel d'élaboration du questionnaire d'enquête auprès des riverains impactés par les friches urbaines polluées à partir de la théorie du comportement planifié et de ses extensions
Les éléments en rouge indiquent la partie et le numéro des questions qui s'y rapportent dans le questionnaire.

3.1.2 La théorie de la représentation sociale

Nous présentons dans cette section la TRS. Initialement développée dans les travaux de sociologie et de psychologie sociale (3.1.2.1), l'étude des représentations sociales est également présente dans les travaux des économistes ces dernières années. Nous pouvons évoquer, à titre d'exemple, les travaux sur les représentations de la fraude fiscale (Kirchler *et al.*, 2003), de la crise financière des *subprimes* (Jeziorski *et al.*, 2012, Roland-Lévy *et al.*, 2010), ou encore de l'euro (Meier et Kirchler, 1998). Plusieurs modèles coexistent pour analyser les représentations sociales (3.1.2.2), nous développons en particulier le modèle structural et la théorie du noyau central (3.1.2.3), car c'est sur ce modèle que repose notre analyse des représentations sociales des FUP. Nous exposons les outils permettant de recueillir et d'analyser les représentations sociales (3.1.2.4), et montrons l'intérêt d'appliquer cette approche dans le cas des friches urbaines (3.1.2.5).

3.1.2.1 Émergences de la théorie des représentations sociales et définitions

La théorie des représentations sociales (TRS) regroupe un ensemble de courants, à la croisée de la psychologie sociale et de la sociologie, visant à étudier le système de signification et d'interprétation qu'un individu, ou un groupe d'individus, exprime par rapport à son environnement (Kouira, 2014, Mannoni, 2016).

Initialement, les concepts de représentations, individuelles et collectives, ont émergé en sociologie, avec les travaux d'Émile Durkheim et de George Simmel sur la religion (Durkheim, 1895, Simmel, 1910), et en psychologie, avec les travaux de Jean Piaget sur les représentations du monde des enfants (Piaget, 1926). À partir du début des années 1960, la notion de représentations sociales connait un regain d'intérêt en psychologie sociale avec les travaux de Serge Moscovici (Moscovici, 1961) ; puis, dans les années 1970, avec ceux de Denise Jodelet, de Jean-Claude Abric, et de Claude Flament. Leurs travaux aboutissent au développement de modèles visant à conceptualiser et à préciser les notions de représentations et de représentations sociales en particulier.

Ainsi, on entend par représentation : « le résultat de l'acte de pensée par lequel un sujet se rapporte à un objet. [...] Ce dernier peut être plus ou moins matérialisé puisqu'il peut s'agir d'un bien, d'un service, d'un individu, mais aussi d'une idée, d'un évènement psychique, ou encore d'une théorie » (Jodelet, 2003, p. 36). Les représentations sociales, quant à elles, correspondent à des « savoirs communs ». Il s'agit d'une « forme de connaissance, socialement élaborée et partagée, ayant une visée pratique et concourant à la construction d'une réalité commune à un ensemble social » (Jodelet, 2003, p. 53). Elles correspondent à des « systèmes d'opinions, de connaissances, et de croyances propres à une culture, une catégorie ou un groupe social relatifs à des objets de l'environnement social » (Rateau et Lo Monaco, 2013, p. 3). Elles traduisent « la manière dont un groupe se pense dans ses rapports avec les objets qui l'affectent dans leur vie quotidienne » (Durkheim, 1895, p. 14). En effet, les représentations sociales permettent aux individus de maîtriser leur environnement. Elles facilitent également la communication entre les individus en leur procurant des codes pour désigner et classer différents aspects de leur environnement (Moscovici, 1961). Les représentations sociales donnent donc un aperçu structuré de l'idée qu'un individu, ou un groupe d'individu, a sur un sujet donné compte-tenu de ses croyances, et des informations et des connaissances, imparfaites et incomplètes, dont il dispose. Elles constituent un cadre d'interprétation du réel (Grize, 2003, p. 177), une grille de lecture et de compréhension de la réalité (Moliner, 1992).

Compte-tenu de ces définitions, une représentation doit remplir plusieurs propriétés selon Rateau et Lo Monaco (2013) :

- Elle doit être organisée. Les éléments qui composent une représentation sociale doivent

être structurés et entretenir des relations, d'équivalence, de réciprocité, d'antagonisme, ou de contradiction, par exemple, entre eux ;

- Elle doit être partagée au sein d'un même groupe ;
- Elle doit être produite de manière collective.

3.1.2.2 Les principaux modèles de représentations sociales

Il existe plusieurs modèles des représentations sociales : le modèle socio-génétique, le modèle socio-dynamique, et le modèle structural.

Le modèle socio-génétique postule que c'est l'apparition d'une situation nouvelle caractérisée par des incertitudes qui favorise l'émergence d'une représentation sociale. Il repose sur le processus d'objectivation et d'ancrage. L'objectivation fait référence à la manière dont un individu, ou un groupe d'individus, simplifie et schématise un objet de représentation. L'ancrage rend compte de la manière dont l'objet de représentation s'inscrit dans un système de pensée préexistant. Autrement dit, le processus d'ancrage amène à assimiler l'objet de représentation à des formes ou des catégories familières à l'individu, ou au groupe d'individus.

Le modèle socio-dynamique repose sur l'hypothèse que les représentations sociales ne peuvent s'envisager que dans une dynamique sociale qui place les individus en situation d'interaction. Dans ce modèle, les représentations sociales constituent à la fois des principes générateurs de prises de position, mais aussi des principes organisateurs des différences individuelles.

Enfin, le modèle structural enrichit le cadre théorique proposé par Serge Moscovici en s'appuyant sur le processus d'objectivation, et sur les processus de perception sociale (Abric, 2001, Flament, 2003). Ce modèle cherche à dégager les structures élémentaires autour desquelles se cristallisent les systèmes de représentation. Il offre ainsi la possibilité d'étudier les représentations sociales dans un cadre conceptualisé et structuré par l'intermédiaire de la théorie du noyau central développée par Jean-Claude Abric en 1976 (Abric et Vacherot, 1976), et prolongée par les travaux de Claude Flament avec l'analyse de similitude (Flament, 1981). En outre, le modèle structural permet d'analyser les représentations sociales stabilisées, et non comme un processus en formation, tout en prenant en compte des interactions entre l'individu et son contexte social. Nous détaillons plus particulièrement le modèle structural et la théorie du noyau central dans la section qui suit.

3.1.2.3 Le modèle structural et la théorie du noyau central

La théorie du noyau central décompose le contenu des représentations sociales en deux sous-systèmes en interaction : un système central, également appelé noyau central, et un système périphérique. C'est cette organisation qui différencie les représentations sociales.

Le noyau central est la base commune et consensuelle de la représentation sociale. Il reflète des éléments normatifs, directement issus du système de valeurs des individus, et des éléments fonctionnels associés aux caractéristiques et aux pratiques sociales. Le contenu du noyau est stable. Ainsi, toute modification du noyau central conduirait à une modification de la représentation sociale associée à l'objet d'étude. En outre, toute remise en cause du noyau central correspond à une crise de valeurs pour l'individu ou le groupe d'individus. De plus, le contenu du noyau ne se modifie pas en fonction du contexte. Cela représente un atout selon nous pour étudier les représentations sociales associées aux FUP.

Au sein du noyau central, on distingue les éléments activés, désactivés, et dormants ; correspondant aux zones muettes dans la terminologie de Christian Guimelli (Chokier et Moliner, 2006, Flament *et al.*, 2006).

Plusieurs variables concourent à ce qu'un élément soit activé dans le noyau central. Tout d'abord, la distance par rapport à l'objet représenté, c'est-à-dire le degré d'expérience qu'à l'individu avec cet objet, détermine le contenu du noyau. Ainsi, Abric et Tafani (1995) montrent que les individus éloignés du marché du travail ont des représentations sociales associées à l'entreprise qui reposent sur des éléments normatifs, tandis que les individus ayant déjà eu une expérience du marché du travail ont des représentations sociales basées sur des éléments fonctionnels.

La connaissance de l'objet représenté et les attitudes par rapport à ce dernier déterminent également quels éléments seront exprimés au sein du noyau central (Sales-Wuillemin *et al.*, 2004).

Le noyau central assure deux fonctions essentielles :

- une fonction génératrice : il est l'élément fondamental à partir duquel se créé ou se transforme une représentation sociale ;
- une fonction organisatrice : c'est l'élément unificateur et stabilisateur de la représentation.

Les représentations sociales se différencient pour chaque individu dans le système périphérique. Il s'agit de la partie vivante et flexible de la représentation sociale. Le système périphérique dépend du contexte immédiat, et des expériences de l'individu. Il protège les éléments du noyau central en assurant un rôle de pare-chocs de la représentation.

3.1.2.4 Les méthodes de collecte et d'analyse des représentations sociales

Les représentations sociales sont des entités tangibles. Ainsi, les méthodes de collecte de données utilisées dans l'étude des représentations sociales reposent sur l'analyse de la production verbale ou écrite des individus ou des groupes d'individus. Toutes ces méthodes postulent que la grammaire et le lexique utilisé par un individu, ou un groupe d'individu sont des vecteurs des représentations sociales (Harré, 2003). Ils traduisent les attitudes individuelles, et les comportements individuels (Doise, 2003).

Parmi ces méthodes, certaines sont spécifiques à l'étude des représentations sociales tandis que d'autres ne le sont pas.

Les méthodes permettant une étude des représentations sociales, sans pour autant être spécifiques à ce type d'étude sont les entretiens, les questionnaires d'enquêtes, les méthodes associatives, mais aussi l'utilisation de vignettes cliniques (également appelées méthodes de cas) et de situations de résolution de problèmes[4], ou encore l'analyse de documents comme l'étude d'archives, d'articles de presse, de témoignages ou autres compte-rendus (Moliner *et al.*, 2002). L'analyse de dessins ou d'images peut également servir à étudier la façon dont les représentations sociales s'expriment (Moliner *et al.*, 2002) en particulier chez les jeunes enfants (Barraza, 1999, Campbell *et al.*, 2010, Galli et Nigro, 1987).

Les méthodes de recueil spécifiques à l'étude des représentations sociales regroupent notamment les questionnaires d'identification du noyau central, les cartes associatives et les réseaux associatifs. Ces dernières peuvent être utilisées en complément des méthodes d'associations libres.

[4]Les vignettes cliniques et les situations de résolution des problèmes consistent à présenter à un individu ou un groupe d'individus une situation fictive, mais réaliste, de l'objet ou du problème étudié, et leur demande leur réaction, de façon individuelle ou collective, par rapport à cette situation. Ces méthodes sont particulièrement employées en psychologie clinique ou psychologie du travail afin d'étudier les comportement de personnels soignants ou de professionnels face à un problème donné (Moliner *et al.*, 2002).

Les questionnaires d'identification du noyau central reposent sur des méthodes d'associations libres nécessitant que les termes employés par les répondants soient hiérarchisés en fonction de leur rang d'apparition dans le discours, ou de leur importance pour l'individu.

Les cartes associatives visent à produire une arborescence de la représentation sociale à partir des associations libres effectuées à partir d'un mot inducteur. Elles consistent dans un premier temps à demander à un individu les différents termes ou idées qui lui viennent à l'esprit à partir d'un seul mot ou d'une seule phrase (induit) ; puis, dans un deuxième temps, à partir des réponses collectées d'effectuer le même travail d'associations à partir des réponses données. À titre d'exemple, cette technique a été utilisée pour étudier les liens entre le stress ressenti au travail par les infirmières et leurs causes possibles (Muncer *et al.*, 2001).

Les techniques d'association par réseau, quant à elles, procèdent de la même manière que les cartes associatives. Ainsi, à partir d'un mot inducteur, on demande à l'individu tous les termes qui lui viennent à l'esprit en tenant compte de son ordre d'apparition. Dans un deuxième temps, on lui demande d'indiquer la connotation, positive, négative ou neutre, associé aux termes produits.

Par ailleurs, plusieurs techniques de traitement, exploratoires et descriptives, des données relatives aux représentations sociales existent (Clemence *et al.*, 1992, Lo Monaco *et al.*, 2016). Les plus utilisées dans la littérature reposent sur l'analyse prototypique, et l'analyse de similitude (Clemence *et al.*, 1992, Lo Monaco *et al.*, 2016).

L'analyse prototypique, développée initialement par Pierre Vergès pour étudier les représentations associées à l'argent (Vergès, 1992, Vergès *et al.*, 1994), permet de mettre en évidence l'organisation du contenu de la représentation. Elle identifie ainsi les éléments composant le noyau central. Pour ce faire, il faut tenir compte simultanément de la fréquence du mot et de son rang d'apparition au sein de liste des termes proposés par l'individu. Le croisement de la fréquence et du rang permet d'établir une matrice dans laquelle sont regroupés l'ensemble des termes associés au mot de départ, ou à l'expression inductrice, en distinguant les éléments constitutifs du noyau central, des éléments constituant le système périphérique (Semin, 2003).

L'analyse prototypique postule que les mots les plus importants seront exprimés en premier par les individus. Cependant, cela n'est pas toujours vérifié. En effet, des idées peuvent émerger dans la pensée d'un individu après un temps de mise en confiance ou de réflexion (Abric, 2003). Ainsi, pour effectuer une analyse prototypique, il est préférable de demander aux individus les mots-clés associés à l'objet étudié par ordre d'importance afin de pouvoir procéder à leur classement.

L'analyse prototypique peut être complétée par le calcul d'indices, de polarité et de neutralité, permettant de déterminer le registre ou l'attitude par rapport à l'objet représenté (De Rosa, 2005). L'indice de polarité correspond à la différence entre le nombre de mots à connotations positives et le nombre de mots à connotations négatives sur le nombre total de mots. L'indice de neutralité est la différence entre le nombre de mots neutres avec le nombre de mots à connotations positives ou négatives. Ces deux indices permettent d'identifier si un élément exprimé par un individu sera considéré comme un critère favorable ou non.

L'analyse de similitude regroupe les termes sémantiquement proches par catégories. Cette technique repose sur la théorie des graphes : elle revient à éliminer les liens les plus faibles pour chaque clique constituant le graphe. Cette technique permet d'éviter les écueils engendrés par la catégorisation des termes effectuée par le chercheur, et donc ancrée dans la subjectivité (Roussiau et Bonardi, 2001). C'est cette approche qui a été mobilisée dans le cadre de cette thèse.

Enfin, il convient d'indiquer que les représentations sociales résultent à la fois des représentations mentales, c'est-à-dire de représentations internes à l'individu, comme par exemple un

souvenir, ou une intention (Sperber, 2003, p. 133), et des représentations collectives, provenant des interactions avec les autres individus.

Pour cette raison, l'étude des représentations sociales doit également prendre en compte à la fois les éléments liés au fonctionnement cognitif et psychique de l'individu, comme les éléments affectifs, ou historiques par exemple, mais aussi les éléments liés au fonctionnement du système social affectant la construction, et la dynamique de la représentation de l'individu (Doise, 1985), les éléments de contexte dans lequel les représentations sociales se produisent (Guimelli et Deschamps, 2000, Kronberger et Wagner, 2000). Le schéma 3.3 décrit ainsi la façon dont les représentations sociales sont analysées dans le cadre de cette thèse. Il précise notamment que l'étude des représentations sociales a été effectuée à partir d'une méthode d'associations libres en tenant compte d'éléments relatifs à la perception, à la connaissance et au vécu de l'objet étudié, et de caractéristiques d'ordres socidémographiques. Nous présentons dans la section qui suit l'intérêt d'une approche par les représentations sociales dans le cadre de cette thèse.

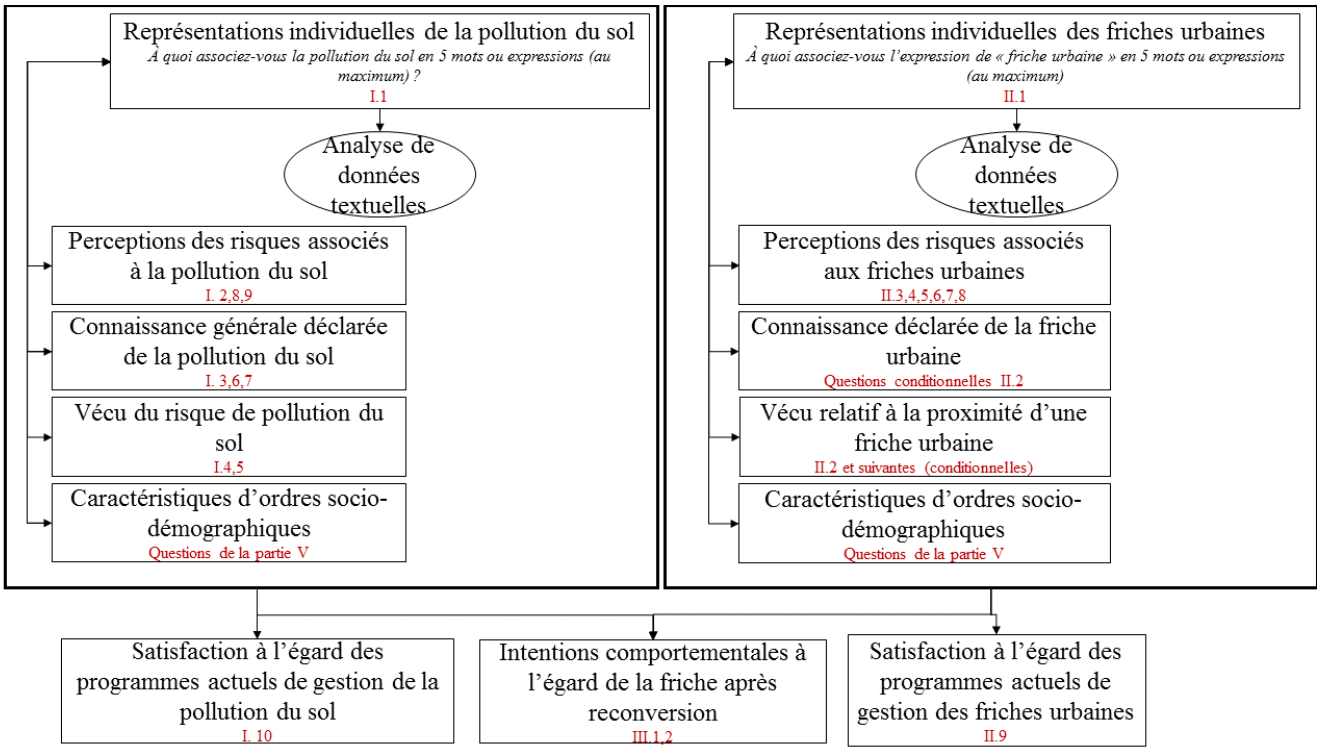


FIGURE 3.3 – Schéma conceptuel d'approche des représentations sociales de la pollution des sols et des friches urbaines

Les éléments en rouge indiquent la partie et le numéro des questions qui s'y rapportent dans le questionnaire.

3.1.2.5 Apports de l'approche théorique de la représentation sociale

En psychologie environnementale et en économie, l'approche par les représentations sociales est utilisée dans de nombreux domaines (Castro, 2006). Elle explique, au moins en partie, l'adoption de comportements pro-environnementaux (Grob, 1995, Weiss et Girandola, 2009, Zbinden *et al.*, 2011). Elle a ainsi été appliquée pour étudier le recours aux énergies renouvelables (Batel et Devine-Wright, 2015, Devine-Wright et Howes, 2010, Fischer *et al.*, 2012, Piermattéo *et al.*, 2016, Wright et Wright, 2006, Zbinden *et al.*, 2011), les motivations individuelles en faveur des économies d'énergie (Roussiau et Girandola, 2002, Souchet et Girandola, 2013), et le rôle de l'identité et de l'attachement territorial dans l'émergence d'attitudes de type NIMBY (Devine-Wright, 2009). La théorie des représentations sociales est également mobilisée pour comprendre

les pratiques des agriculteurs et leur rapport à la nature (Michel-Guillou, 2006, Zouhri *et al.*, 2016).

En économie, cette approche a notamment été utilisée pour étudier les représentations sociales associées à la fraude fiscale (Kirchler *et al.*, 2003), à la crise financière des *subprimes* (Jeziorski *et al.*, 2012, Lemoine *et al.*, 2016, Poeschl *et al.*, 2015, Roland-Lévy *et al.*, 2010), à l'euro (Meier et Kirchler, 1998, Meier-Pesti et Kirchler, 2003), ou encore de monnaies électroniques (Penz *et al.*, 2004). Elle a également été employée pour analyser les représentations sociales associées aux risques environnementaux (Joffe, 2003, Weiss *et al.*, 2011), ou encore la manière dont les chefs d'entreprises perçoivent la notion de développement durable (Del Corso *et al.*, 2015, Musson, 2012).

Dans les études urbaines, la TRS a été mobilisée pour appréhender la médiatisation des politiques de densification de la ville (Raynor *et al.*, 2017).

La TRS offre un cadre théorique nous permettant, dans le cadre de cette thèse, d'analyser la façon dont une FUP est appréhendée par un groupe d'individus. Au niveau collectif, l'étude des représentations sociales nous permet de vérifier l'existence de stigmates associés à la friche urbaine, et leurs impacts potentiels sur leurs intentions comportementales à l'égard de la friche après reconversion. Autrement dit, les représentations sociales des FUP nous donne des indications sur le degré de réappropriation futur des usages. Par la suite, cela permet de mettre en place des politiques de communications publiques adéquates.

Au niveau individuel, l'étude des représentations sociales nous permet également de comprendre les prises de position et opinions exprimées par les individus à l'égard des politiques de gestion des friches urbaines, et de la pollution du sol, mais aussi de leurs pratiques en fonction de leurs intentions de comportements déclarés. Le schéma 3.3 résume les principaux intérêts d'une étude des représentations sociales appliquées aux FUP.

3.2 Méthodes de récolte et d'analyse des données

Nous commençons par rappeler brièvement la méthode de récolte des données (3.2.1). Puis, nous décrivons les données obtenues (3.2.2), et nous présentons l'échantillon étudié (3.2.3). Nous terminons par une présentation des méthodes d'analyse de données effectuées sur ce questionnaire d'enquête (3.2.4).

3.2.1 Récolte des données

L'administration et la passation du questionnaire ont été effectuées en ligne par l'intermédiaire de Limesurvey™. Les données ont été récoltées en décembre 2015 ; date à laquelle le nombre de questionnaires attendus auprès du panéliste a été atteint.

Au total, 1 089 questionnaires ont été retournés. Même si toutes les questions étaient obligatoires, on observe des données manquantes. Les individus pouvaient, en effet, commencer le questionnaire et le sauvegarder pour le reprendre éventuellement plus tard. Ainsi, sur ces 1 089 questionnaires, 834 ont été retournés complets (soit 76.58 %). Des valeurs aberrantes ou des réponses incohérentes ont cependant été observées pour plusieurs observations.

Les réponses aberrantes et/ou incohérentes portaient sur : le nombre de friches urbaines situées à proximité du lieu d'habitation de l'individu interrogé ; le nombre d'enfants composant son foyer ; sa date de naissance ; l'année à laquelle l'individu déclare se souvenir personnellement d'un chantier de dépollution sur sa commune compte-tenu du nombre d'années de résidence sur cette commune et/ou de son âge ; la commune de résidence ; le nombre d'années de résidence sur la commune, et dans le logement habité compte-tenu de son âge ; et les codes postaux de sa commune de résidence. Les observations présentant plusieurs valeurs aberrantes et réponses

incohérentes ont été supprimées de l'analyse. Les erreurs relatives au code postal résultaient d'une confusion avec le numéro de département. Cela a ainsi été corrigé à partir du nom de la commune de résidence donnée par l'individu lorsque cela était possible.

Au total, 803 questionnaires complets et valides ont été collectés ; soit 73.73 % des questionnaires reçus. Les analyses présentées dans cette thèse portent donc sur ces 803 observations.

Toutefois, parmi ces 803 observations, certaines réponses données aux questions ouvertes n'ont pas pu être conservées pour les analyses. Il s'agit de réponses pour lesquelles l'individu interrogé n'a pas réussi à fournir un mot ou une expression clé à la question. Ces réponses correspondent à une suite incohérente de caractères ; ce qui permettait à l'individu de pouvoir passer à la question suivante. Ainsi, seules 723 réponses ont pu être analysées pour étudier les représentations sociales associées à la pollution du sol (soit 90,03 % de l'échantillon), et 539 pour les friches urbaines (soit 67,12 %). Le nombre de réponses non-valides est plus important pour la deuxième question ouverte car cette dernière se situait plus loin dans le questionnaire : l'attrition était donc plus importante.

3.2.2 Présentation des données

D'un point de vue théorique, le questionnaire repose sur la TCP et la TRS. Nous nous sommes également appuyés sur les éléments de la littérature pour l'élaborer.

Le questionnaire se compose de cinq parties. La première partie concerne la perception individuelle et la connaissance du risque de pollution du sol (3.2.2.1). La seconde partie traite des représentations individuelles associées aux friches urbaines, et de leurs perceptions par les individus (3.2.2.2). La troisième partie s'intéresse aux attentes et préférences individuelles vis-à-vis des projets de reconversion possibles (3.2.2.3). La quatrième partie porte sur la confiance dans les institutions et les modalités de participation souhaitées par les individus par rapport aux projets de réaménagement des friches (3.2.2.4). Enfin, la cinquième partie rassemble des questions additionnelles d'ordre sociodémographiques et des questions visant à identifier le niveau et les conditions de vie de l'individu interrogé (3.2.3).

Nous détaillons pour les différentes parties du questionnaire les données obtenues dans les paragraphes qui suivent. L'intégralité du questionnaire est présentée dans l'annexe C.

3.2.2.1 Module sur la pollution du sol

Le risque est indissociable de l'individu et de ses perceptions (Slovic *et al.*, 1982). En effet, le risque se définit comme un jugement individuel, subjectif, porté sur un évènement (Aven et Kristensen, 2005). Il s'agit d'une représentation individuelle fondée sur des probabilités subjectives qui dépendent de la manière dont un individu perçoit un évènement en situation d'incertitude (Slovic, 1987). C'est ce que l'on appelle le risque perçu ou pressenti. Il diffère d'un individu à un autre en fonction de plusieurs paramètres ou déterminants qui influencent les représentations et comportements individuels.

Dans le cadre d'une approche psychométrique du risque, la perception du risque dépend de plusieurs éléments que nous avons cherché à étudier dans ce module. Le tableau 3.1 résume les principales données obtenues.

Tout d'abord, elle dépend des représentations sociales associés à ce problème. Nous les avons analysées au moyen d'une question ouverte permettant à l'individu interrogé de développer des associations libres d'idées.

En outre, afin de mesurer la probabilité perçue, nous avons demandé aux individus d'évaluer ce risque sur une échelle de 1 à 10 en différenciant le niveau national et le niveau local (correspondant à la commune de résidence de la personne interrogée).

Par ailleurs, la perception du risque dépend également du niveau de connaissance de l'individu et de son vécu ou expérience relative au risque. Pour cette raison, des questions de

Variable	**Question associée**	**Type**	**N°**
Représentations de la pollution du sol	À quoi associez-vous la pollution du sol en 5 mots ou expressions (au maximum) ?	Question ouverte	I.1
Perception du risque de pollution du sol au niveau national	Sur une échelle de 1 à 10 à combien estimez-vous le risque de pollution du sol au niveau national	Échelle	I.2.a
Perception du risque de pollution du sol au niveau communal	Sur une échelle de 1 à 10 à combien estimez-vous le risque de pollution du sol au niveau de votre commune	Échelle	I.2.b
Connaissance national	Avez-vous eu connaissance de cas de pollution des sols en France ?	Question fermée binaire	I.3
Connaissance commune	Avez-vous eu connaissance de chantier de dépollution dans votre commune ?	Question fermée binaire	I.4
Vécu du risque	Êtes-vous ou avez vous été personnellement affecté par un problème de pollution du sol ? (*si oui, date, commune, code postal, intoxication*)	Question fermée binaire	I.5
Connaissance base de données	Connaissez-vous BASIAS ou BASOL	Question fermée binaire	I.6
Degré de contrôle perçu pollution du sol (moyens de prévention)	À partir de l'échelle de notation suivante, veuillez attribuer une note pour l'affirmation : « je connais les moyens pour prévenir la pollution des sols »	Échelle (façon Likert)	I.7
Intentions pollution 1	Si un arrêté préfectoral m'annonçait que ma commune est soumise à un problème de pollution du sol : je souhaiterais que l'on effectue des mesures dans mon logement pour savoir si les normes sont dépassées	Question fermée binaire	I.8.a
Intentions pollution 2	Si un arrêté préfectoral m'annonçait que ma commune est soumise à un problème de pollution du sol : si j'ai un jardin potager, j'arrêterai de consommer les fruits et légumes que je cultive	Question fermée binaire	I.8.b
Satisfaction pollution	Pensez-vous que les programmes de gestion de la pollution du sol soient satisfaisants	Question fermée binaire	I.9

Tableau 3.1 – Principales variables associées au module de la pollution du sol

connaissances déclaratives appréhendent le degré de connaissance des individus en matière de pollution des sols (connaissance de cas de pollution des sols en France ou de chantier de dépollution sur leur commune de résidence, et connaissance déclarée des bases de données publiques sur la pollution des sols). D'autres questions analysent le vécu individuel du risque de pollution. Le degré de contrôlabilité du risque, quant à lui, a été analysé en demandant à l'individu d'évaluer dans quelles mesures il estimait connaître les moyens de prévention de la pollution du sol. Des questions destinées à étudier les intentions comportementales en cas de pollution des sols ont été insérées. Elles visaient à étudier les changements comportementaux éventuels en cas de contamination des sols. Enfin, une dernière question détermine si l'individu se déclare être satisfait des programmes de gestion de la pollution des sols.

3.2.2.2 Module relatif aux friches urbaines

Le tableau 3.2 synthétise les principales données de ce module.

Variable	**Question associée**	**Type**	**N°**
Représentations des friches urbaines	À quoi associez-vous l'expression de « friche urbaine » en 5 mots ou expressions (au maximum) ?	Question ouverte	II.1
Conscience vécu friche	Avez-vous connaissance de l'existence d'une ou plusieurs friche(s) urbaine(s) à proximité de votre lieu d'habitation ? (*si oui, visibilité, fréquentation du site, type d'activités passées, durée abandon, analyse de la présence d'éléments identitaires, de rentabilité ou stratégique*)	Question binaire fermée	II.2
Perception risque friche individu	La présence d'espaces en friche, laissés à l'abandon, au sein du tissu urbain représente un danger pour moi	Échelle (façon Likert)	II.3.a
Perception du risque friche autres	La présence d'espaces en friche, laissés à l'abandon, au sein du tissu urbain représente un danger pour les autres	Échelle (façon Likert)	II.3.b
Valeur d'option	Avant d'aménager un site comme une friche urbaine, il peut être préférable d'attendre quelques années afin d'avoir des informations supplémentaires, et ne pas prendre ainsi de décisions irréversibles	Échelle (façon Likert)	II.3.c
Attitudes usages informels (artistiques)	En attendant la mise en place d'un projet de reconversion, l'appropriation temporaire, pendant quelques années, d'un site en friche par des associations artistiques ou culturelles est bénéfique	Échelle (façon Likert)	II.3.d
Attitudes usages temporaires formels	Les friches urbaines peuvent être utilisées en tant que jardins partagés et/ou lieu d'exposition si l'état des bâtis le permet, en attendant qu'un projet de reconversion (logements, commerces, etc.) voit le jour	Échelle (façon Likert)	II.3.e
Espaces verts définitifs	Il est préférable de reconvertir les friches urbaines en espaces verts, et de rendre inconstructible cet espace	Échelle (façon Likert)	II.3.f
Satisfaction gestion friche	Pendez-vous que les programmes actuels d'aménagement des friches urbaines soient satisfaisants	Question fermée binaire	II.4

Tableau 3.2 – Principales variables associées au module sur les friches urbaines

Ainsi, la deuxième partie du questionnaire débute également par une question ouverte d'associations libres d'idées afin d'analyser les représentations sociales associées aux friches urbaines.

Comme pour l'étude de la perception du risque, nous avons cherché à savoir si l'individu avait une certaine expérience du risque vécu. Pour ce faire, nous lui avons demandé d'indiquer s'il avait connaissance de l'existence d'une FUP à proximité de son lieu d'habitation. Lorsque cela était le cas, il lui était demandé d'en indiquer le nombre. Pour chaque friche urbaine déclarée par l'individu, celui-ci devait préciser si elle était visible depuis son lieu d'habitation, sa fréquentation éventuelle du site, sa localisation au sein du tissu urbain, le type d'activité qui y était exercé, la durée d'abandon des activités, et la présence d'éléments bâtis ou non devant être conservés selon lui pour des raisons culturelles, historiques, de qualité de vie au

quotidien sur le site, ou encore, pour des raisons économiques. Ces éléments correspondent aux enjeux identitaires, stratégiques, et de rentabilité auxquels la mise en œuvre d'un projet de réaménagement, comme une friche urbaine, peut être confronté (Plottu et Plottu, 2010b).

De plus, des échelles de Likert sont utilisées afin d'analyser la perception du risque posé par la présence de friches urbaines (du point de vue de l'individu interrogé, et du danger pressenti pour les autres), la valeur d'option, les préférences vis-à-vis des usages temporaires, comme la mise en place de jardins partagés, ou de lieux culturels, ou encore de projets de reconversion en espaces verts définitifs.

Enfin, la dernière question de ce module identifie la satisfaction déclarée par l'individu vis-à-vis des programmes de gestion des friches urbaines.

3.2.2.3 Module sur les préférences et attentes individuelles en matière de reconversion de friches urbaines

Variable	**Question associée**	**Type**	**N°**
Intentions friches 1	Accepteriez-vous d'utiliser les infrastructures et équipements situés sur un ancien site pollué, aujourd'hui dépollué et reconverti	Question fermée binaire	III.1
Intentions friches 2	Si vous deviez achetez un logement, achèteriez-vous ce logement sur un ancien site pollué, aujourd'hui dépollué et reconverti en logement	Question fermée binaire	III.2
Préférences usages	Dans le cadre d'un projet de réaménagement d'une friche urbaine au niveau de votre commune, veuillez choisir les trois types d'infrastructures par ordre de préférence que vous souhaiteriez avoir (3 réponses maximum à classer) *(si espaces verts, infrastructures culturelles, sportives, de santé publique, commerces ou logements choisis, précision plus détaillée)*	Question choix multiples ordonnés	III.3
Attentes communes	Au niveau de votre commune, qu'attendez-vous d'un projet d'aménagement visant à reconvertir une friche urbaine (3 réponses au maximum possibles à classer par ordre d'importance)	Question choix multiples ordonnés	III.4
Attentes national	Au niveau national, qu'attendez-vous d'un projet d'aménagement visant à reconvertir une friche urbaine (3 réponses au maximum possibles à classer par ordre d'importance)	Question choix multiples ordonnés	III.5

Tableau 3.3 – Principales variables associées au module sur les préférences et attentes en matière de reconversion de friches urbaines

La troisième partie du questionnaire étudie les intentions comportementales vis-à-vis de friches urbaines après reconversion afin d'analyser la présence éventuelle de l'effet de stigmates post-reconversion. Le tableau 3.3 résume les principales variables associées à ce module. Ce module étudie également les préférences individuelles déclarées en matière de projets de reconversion et de réaménagement du site. Pour ce faire, une première question demande quelles catégories d'usages sont privilégiés par l'individu au sein d'une liste pré-établie : espaces verts, installations ou infrastructures culturelles, sportives, de santé publique, commerces, logements,

parking ; puis de détailler les usages souhaités en fonction des catégories choisies par l'individu (type de logements ou de commerces à construire par exemple).

Les attentes des individus par rapport à la reconversion de friches urbaines, au niveau national et local, et les critères sur lesquels les projets de réaménagement doivent être établis sont également analysés.

3.2.2.4 Module sur la confiance dans les institutions et modalités de participation souhaitées

Le dernier module commence par étudier les degrés de confiance et de crédibilité accordés aux institutions vis-à-vis des informations délivrées sur la contamination des sols. Pour ce faire, la confiance, le niveau d'expertise perçu, et le degré d'implication de plusieurs institutions sont analysées au moyen d'échelles de type Likert. Ces trois éléments sont considérés dans la littérature comme étant les déterminants de la confiance (Maeda et Miyahara, 2003, Peters *et al.*, 1997, Steelman *et al.*, 2014).

Dans un second temps, le module analyse le souhait d'être impliqué dans les projets de réaménagement de friches urbaines, et les modalités selon lesquelles leur implication peut prendre la forme. Le tableau 3.4 présente les principales variables associées à cette quatrième partie du questionnaire.

Variable	**Question associée**	**Type**	**N°**
Degré de confiance	Indiquez le degré de confiance que vous accordez à ces différents acteurs institutionnels par rapport aux informations qu'ils délivrent sur la pollution du sol	Échelle (façon Likert)	IV.1
Degré d'expertise	Indiquez le degré d'expertise en matière de pollution du sol que vous accordez à ces différents acteurs institutionnels	Échelle (façon Likert)	IV.2
Degré d'implication	Indiquez le degré d'implication que ces différents acteurs institutionnels peuvent avoir à défendre vos intérêts par rapport aux problèmes liés à la pollution du sol	Échelle (façon Likert)	IV.3
Surestimation des risques experts	Les scientifiques et experts indépendants ont tendance à surestimer les risques potentiels de la pollution des sols	Échelle (façon Likert)	IV.4.a
Confiance processus participatifs	La participation des individus aux décisions et projets d'aménagement permet aux décideurs publics de justifier les décisions qu'ils ont déjà prise	Échelle (façon Likert)	IV.4.b
Souhait participation	Souhaiteriez-vous être impliqué dans les décisions et projets d'aménagement de votre commune ? (*si oui, modalités participatives attendues*)	Question fermée binaire	IV.5

Tableau 3.4 – Principales variables associées au module sur la confiance et la participation

3.2.3 Échantillon étudié

Les analyses portent sur les 803 questionnaires complets et valides.

Une pondération sur le nombre d'individus pouvant être interrogé par commune en fonction du nombre de FUP recensées sur BASOL a été effectuée. Les tableaux de la répartition de la

population interrogée par département compte-tenu du nombre de friches, présenté en annexe B.1, et celui du nombre d'individus interrogés par région le confirment. Ainsi, les six régions les plus impactées sont également celles pour lesquelles un nombre plus important d'individus a été interrogé comme le montre le tableau 3.5. Pour rappel, ces régions sont : Île-de-France, Hauts-de-France, Grand-Est, Auvergne-Rhône-Alpes, Nouvelle-Aquitaine, et Normandie.

Variables	**Eff.**	**%**
Régions		
Île-de-France	139	17.31
Hauts-de-France	122	15.19
Grand-Est	111	13.82
Auvergne-Rhône-Alpes	108	13.45
Nouvelle-Aquitaine	64	7.97
Normandie	47	5.85
Centre-Val-de-Loire	44	5.48
Occitanie	39	4.86
Bourgogne-Franche-Comté	35	4.36
Région-Sud-PACA + Corse	34	4.35
Pays-de-la-Loire	31	3.86
Bretagne	28	3.49
Localisation		
Paris	139	17.31
Province	664	82.69
Taille de la commune		
Moins de 100 000 habitants	637	79.33
Plus de 100 000 habitants	166	20.67
Nombre de friches urbaines sur la commune		
Entre une et deux friches	589	73.35
Entre trois et cinq	133	16.56
Plus de cinq	81	10.09
Total	**803**	**100.00**

Tableau 3.5 – Localisations géographiques de notre échantillon d'étude et nombre de friches urbaines polluées par commune (N = 803)

Le nombre de FUP sur la commune de résidence de l'individu interrogé témoigne également de cette pondération. En effet, 10,09 % des individus de notre échantillon résident sur une commune recensant plus de cinq friches polluées. La majorité des individus interrogés (76,35 %) résident sur une commune impactée par une ou deux FUP. Cela correspond à la répartition du nombre de FUP par commune. En effet, 67,37 % des communes listées dans BASOL en 2015 ont entre une et deux friches urbaines ; les communes ayant plus de cinq friches polluées sont moins fréquentes, et représentaient 9,61 % des communes recensées dans BASOL en 2015.

Enfin, un peu moins de 20 % de notre échantillon d'étude réside à Paris (*intra muros*) et 20,67 % de l'échantillon d'étude réside sur une commune de plus de 10 000 habitants.

La répartition de notre échantillon en fonction de leurs caractéristiques sociodémographiques est présentée dans le tableau 3.6.

Variables	**Eff.**	**%**
Genre		
Homme	383	47.70
Femme	420	52.30
Age moyen (écart-type)	44.12 (12.93)	
Age en classes		
Entre 19 et 24 ans	49	6.10
Entre 25 et 39 ans	256	31.88
Entre 40 et 59 ans	378	47.07
Entre 60 et 74 ans	120	14.94
Niveau d'éducation		
Sans diplôme ou brevet des collèges	39	4.86
CAP ou BEP	158	19.68
Baccalauréat	190	23.66
Bac + 2 (DUT, BTS, DEUG, etc.)	201	25.03
Bac + 3 ou plus	215	26.77
Statut d'activité		
Actifs	558	69.49
Inactifs	245	30.51
Catégories socioprofessionnelles (CSP)		
Agriculteurs exploitants	3	0.37
Artisans, commerçants, ou chef d'entreprise	19	2.37
Cadres, et professions intellectuelles supérieures	101	12.58
Professions intermédiaires	132	16.44
Employés	249	31.01
Ouvriers	54	6.72
Inactifs	245	30.51
- dont retraités	93	11.58
- dont étudiants	30	3.74
- dont demandeurs d'emplois	46	5.73
- autre inactifs (invalides, hommes/femmes au foyer, etc.)	76	9.46
Niveau de revenus		
Strictement inférieur à 750 €	48	5.98
$\geqslant$ 750 et 1 000 $\leqslant$ €	48	5.98
$>$ 1 000 et 1 500 $\leqslant$ €	128	15.94
$>$ 1 500 et 2 000 $\leqslant$ €	127	15.82
$>$ 2 000 et 3 000 $\leqslant$ €	197	24.53
$>$ 3 000 et 4 500 $\leqslant$ €	148	18.43
$>$ 4 500 €	59	7.35
Ne se prononce pas	48	5.98
Orientations politiques		
Extrême gauche	28	3.49
Gauche	165	20.55
Centre	91	11.33
Droite	116	14.45
Écologie	55	6.85
Extrême droite	74	9.22
Ne se prononce pas	274	34.12
Total	**803**	**100.00**

Tableau 3.6 – Principales caractéristiques sociodémographiques associées à notre échantillon d'étude (N = 803)

Afin d'obtenir un échantillon représentatif de la structure de la population française des quotas ont été mis en place sur le sexe et l'âge de l'individu. On constate ainsi que la proportion d'hommes et de femmes est relativement équilibrée, et est représentative de la population française en 2015 (Bellamy et Beaumel, 2016). C'est également le cas de la répartition par âge. On observe une majorité d'individu âgés entre 25 et 59 ans ; ce que reflète également le statut d'activité : 69,49 % des personnes interrogées sont des actifs.

La structure de la population en termes de catégories socioprofessionnelles est également semblable à celle observée dans la population française la même année (Institut National de la Statistique et des Études Économiques, 2016). Ainsi, la majorité des individus interrogés appartiennent à la catégorie des employés (31,01 %) et des professions intermédiaires (16,44 %).

Enfin, le tableau 3.7 décrit les principales caractéristiques de notre échantillon en termes de conditions et de niveau de vie.

Variables	**Eff.**	**%**
Statut marital		
Célibataire, divorcé(e), ou veuf(ve)	306	38.11
Marié(e), pacsé(s), en concubinage	497	61.89
A des enfants		
Non	335	41.72
Oui	648	58.28
- *si oui*, nombre moyen (écart-type)	1.99 (0.97)	
Statut par rapport au logement		
Propriétaire	387	48.19
Locataire	385	47.95
Hébergé à titre gracieux	31	3.86
Nombre moyen d'années de résidence dans le logement (écart-type)	11.16 (10.68)	
Nombre moyen d'années de résidence sur la commune	17.66 (15.36)	
Sentiment d'attachement à son quartier de résidence		
Oui	551	68.62
Non	252	31.38
Habite à proximité d'un espace vert		
Oui	600	74.72
Non	203	25.28
Logement équipé d'un jardin		
Oui	417	51.93
Non	386	48.07
Si oui, jardin potager	204	25.40
Membre d'une association environnementale		
Oui	18	2.24
Non	785	97.76
Membre d'une association de riverains		
Oui	42	5.23
Non	761	94.77
Total	**803**	**100.00**

Tableau 3.7 – Conditions et niveaux de vie associés à notre échantillon d'étude (N = 803)

Près de trois individus sur cinq interrogés sont mariés, pacsés ou en concubinage. La proportion d'individus ayant des enfants est proche de 60 %. Par ailleurs, on observe un équilibre entre le nombre d'individus propriétaires de leur logement, et ceux qui sont locataires. Les individus hébergés à titre gracieux sont majoritairement des étudiants. De plus, 68,62 % des individus

interrogés déclarent être attachés à leur quartier de résidence. Cette proportion est corrélée avec le nombre d'années de résidence sur la commune et dans le logement. En moyenne, les individus sont installés sur leur commune depuis un peu plus de 17 ans, et ils habitent depuis un peu plus de 11 ans le même logement. Près des trois-quarts résident à proximité d'un espace vert. Un peu plus de la moitié a un logement équipé d'un jardin ; parmi eux, environ un quart l'utilise en tant que jardin potager. Enfin, on constate que peu d'individus sont impliqués dans des associations environnementales (2,24 %) ou de riverains (5,23 %).

3.2.4 Méthodes d'analyses des données

Trois types de traitement et d'analyses des données ont été effectués dans le cadre de cette enquête. Tout d'abord, deux analyses de données textuelles ont été réalisées afin d'étudier les représentations sociales de la pollution des sols d'une part, et, d'autre part des friches urbaines. Des analyses statistiques sont venues étayer, et compléter les résultats de cette étude. Deux régressions logistiques ont été réalisées afin d'étudier les déterminants associés à l'insatisfaction des programmes de gestion de la pollution des sols d'une part, et, d'autre part, des friches urbaines. Nous détaillons dans cette section les deux analyses de données textuelles (3.2.4.1), et les deux modèles logistiques utilisés (3.2.4.2).

3.2.4.1 Analyse des données textuelles et représentations sociales

Nous rappelons que l'analyse de données textuelles est une méthode permettant d'analyser de façon objective le contenu de supports écrits (Garnier et Guérin-Pace, 2010, Lebart et Salem, 1994) en évitant les biais induits par la post-codification thématique.

De plus, il s'agit d'une méthode adaptée pour analyser et comprendre le contenu de représentations individuelles ou sociales (Abric, 2003, Beaudouin et Lahlou, 1993, Kalampalikis, 2005, Negura, 2006). En effet, l'étude des représentations sociales se prête particulièrement bien à une analyse de contenu dans la mesure où elle permet de rendre compte de la dynamique représentationnelle et cognitive d'un phénomène (Abric, 2003, Beaudouin et Lahlou, 1993, Kalampalikis, 2005, Negura, 2006). En outre, le vocabulaire et la grammaire utilisés par l'individu sont considérés comme des vecteurs de leurs représentations (Harré, 2003).

Par ailleurs, l'analyse textuelle est également utilisée pour étudier les émotions ressenties par les individus (Byron, 2008, Carli *et al.*, 2016, Mossholder *et al.*, 1995).

Ainsi, dans le cadre de cette thèse, l'utilisation de cette méthode nous parait pertinente pour analyser les représentations sociales associées à la pollution du sol et aux friches urbaines.

Pour ce faire, nous avons constitué deux corpus de texte. Le premier correspond aux réponses données à la question ouverte sur la pollution des sols. Le second correspond aux réponses données à la question ouverte sur les friches urbaines.

Pour chacun de ces corpus, nous avons identifié et codé[5] les termes co-occurrents[6] utilisés par les individus afin de ne pas introduire un biais dans les résultats en les considérant comme deux termes distincts.

Les termes co-occurrents suivants ont été considérés comme des expressions ou comme renvoyant à une seule et même entité dans le corpus relatif à la pollution des sols : activités humaines, activités industrielles, agriculture intensive, chewing-gum, culture intensive, eaux

[5]Il est également possible de modifier le dictionnaire des expressions du logiciel, et de rajouter manuellement les termes co-occurrents. Pour ce faire, il est conseillé de modifier le fichier .txt correspondant au dictionnaire des expressions dans le répertoire où est installé le logiciel IRaMuTeQ et de le sauvegarder sous un autre nom, afin de pouvoir réutiliser le dictionnaire initial si nécessaire.

[6]Le vocabulaire de l'analyse de contenu peut être consulté dans l'encadré G.1 en annexe.

usées, engrais chimiques, GES, mégots de cigarette, métaux lourds, nappes phréatiques, produits chimiques, produits phytosanitaires, produits pharmaceutiques, produits toxiques, produits dangereux, produits polluants, produits ménagers, pots d'échappement, réchauffement climatique, et station-service.

Nous avons procédé de la même manière pour le corpus relatif aux friches urbaines. Les termes considérés comme co-occurrents sont : herbes folles, non-construit, non-cultivé, non-entretenu, non-habité, milieu urbain, promoteur immobilier, terrain vague, usine désaffectée, zone urbaine, zone industrielle, et zone commerciale.

Nous avons également conservé les caractéristiques sociodémographiques de l'individu enquêté afin de pouvoir mettre en œuvre des analyses de spécificités ou des analyses factorielles de correspondances[7]

Par ailleurs, chaque corpus a été lemmatisé. Le tableau 3.8 présente les statistiques associées aux deux corpus de texte une fois lemmatisés.

	Corpus 1 Pollution du sol	Corpus 2 Friches urbaines
Nombre de réponses	723	539
Nombre de mots (occurrences)	2 687	2 177
Nombre moyen de mots utilisés	3,72	4,04
Nombre de formes actives (total)	2 123	1 537
Nombre de formes supplémentaires (total)	564	640
Nombre d'hapax	295	275
Nombre de formes	564	482
Nombre de formes actives (différentes)	498	402
Nombre de formes supplémentaires (différentes)	66	80

Tableau 3.8 – Description des deux corpus de textes analysés
Le nombre de mots, ou occurrences, est le nombre total de termes utilisés dans le corpus. Le nombre moyen de mots correspond au nombre de termes utilisés en moyenne par un individu pour répondre à la question posée. Les formes recoupent les termes utilisés plusieurs fois dans le corpus. Cf. encadré G.1 en annexe pour un aperçu du vocabulaire spécifique à l'analyse de contenu.

Dans le corpus relatif à la pollution du sol, les hapax représentent 10,98 % des occurrences (du total des mots utilisés) et 52,30 % des formes (de mots différents employés une ou plusieurs fois). Pour le corpus sur les friches urbaines, ils représentent 12,63 % des occurrences et 57,05 % des formes.

Par ailleurs, l'agrégation des formes actives et de formes supplémentaires correspond au nombre de formes graphiques recensées dans le corpus initial[8].

Enfin, pour chaque corpus, nous avons établi les statistiques descriptives des formes actives associées aux deux corpus que nous avons également illustrées par un nuage de mots décrivant les termes les plus utilisés en fonction de leur fréquence.

Nous avons complété ces résultats par une analyse prototypique. Cette dernière met en évidence les termes les plus saillants en croisant le rang d'apparition moyen des termes et leur

[7]On parle d'analyse de spécificités lorsque la variable prend deux modalités, et d'AFC lorsque la variable a trois modalités ou plus.

[8]Ainsi, par exemple pour retrouver le nombre de formes utilisées dans l'ensemble du corpus sur la pollution du sol, on additionne toutes les formes actives et toutes les formes supplémentaires ; soit 2 123 + 564 = 2 687. On peut procéder au même calcul pour identifier le nombre de formes actives différentes utilisées dans le texte : 498 + 66 = 564. Les hapax n'ont pas à être comptabilisés : ces termes peuvent aussi bien être des formes actives que des formes supplémentaires.

fréquence moyenne[9]. Cela nous a permis d'obtenir une description générale de la représentation sociale étudiée.

Par ailleurs, une classification hiérarchique descendante (CHD), et une analyse factorielle des correspondances (AFC) ont été mises en œuvre.

La CHD permet de mettre en évidence les formes utilisées dans le corpus en fonction de leur apparition dans une même unité de contexte. La méthode procède par itérations successives à partir d'une AFC multiple. Elle est effectuée à partir de la méthode développée par Max Reinet (Reinert, 1983). Elle procède de la façon suivante : elle découpe, tout d'abord, le corpus en segments de texte et le lemmatise, elle analyse ensuite la distribution des formes actives pour chaque segment, et elle termine par une classification des segments dans des catégories différentes selon les formes actives qui les composent. L'ordre dans lequel les formes apparaissent et les segments n'a pas d'importance ; seule les catégories sont importantes pour l'analyse du corpus.

L'AFC identifie les formes spécifiques par sous-catégorie en tenant compte du fait que les corpus de texte n'ont pas nécessairement tous la même taille. Elle identifie ainsi les formes sur-employées ou sous-employées à partir de fréquences théoriques (si le mot était utilisé de manière « banale »). Dans le cadre de cette thèse, nous avons en particulier cherché à mettre en évidence d'éventuelles différences régionales dans la manière d'évoquer la pollution des sols, ou les friches urbaines[10].

3.2.4.2 Régressions logistiques

En plus des analyses univariées et multivariées[11], nous effectuons deux régressions logistiques afin d'analyser les déterminants de l'insatisfaction individuelle à l'égard de la gestion de la pollution des sols (modèle 1), et de la gestion des friches urbaines (modèle 2) en France. En effet, les deux questions relatives à la satisfaction à l'égard des programmes de gestion de la pollution des sols[12], et à celle sur les programmes de gestion des friches urbaines[13], nous ont permis d'obtenir des variables binaires. Cela nous permet d'étudier les déterminants associés à la probabilité qu'un individu ne soit pas satisfait vis-à-vis de ces programmes à partir de deux modèles logit.

Ces modèles s'appliquent lorsque la variable dépendant est dichotomique (et ne prend que deux modalités possibles, exclusives l'une de l'autre). Dans les deux modèles, elle correspond aux deux modalités suivantes :

$$Y_i = \begin{cases} 1 & \text{si l'individu est insatisfait} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases} \tag{3.1}$$

Dans ces modèles, la variable expliquée est associée à la probabilité d'apparition de l'évènement conditionnellement aux variables exogènes X_i. Soit :

$$\text{Prob}(Y_i = 1|X_i) = F(X_i\beta) \tag{3.2}$$

On modélise donc la réalisation des évènements $Y_i = 1$ et $Y_i = 0$ de la manière suivante :

[9]Nous n'avons pas calculé d'indices de polarité et de neutralité car il n'était pas demandé aux enquêtés de préciser la façon dont ils percevaient les termes qu'ils ont utilisé. En outre, coder leurs réponses *a posteriori* aurait introduit un biais dans l'analyse et donc dans les résultats.

[10]Nous avons effectué des analyses de spécificités ou des AFC pour le sexe, l'âge, le diplôme, la catégorie socio-professionnelle, la conscience de l'existence d'une friche urbaine à proximité du lieu d'habitation, la perception du risque de pollution du sol, la connaissance d'un chantier de dépollution sur la commune, et le fait pour l'individu d'avoir été affecté par un problème de pollution du sol, mais les résultats ne sont pas significatifs.

[11]Cf. tableaux 3.18, 3.19, 3.21, 3.23 et C.1.

[12]Question n° 1.9 dans le questionnaire : cf. tableau 3.1 et le questionnaire en annexe C.

[13]Question n°2.4 présentée dans le tableau 3.2 et le questionnaire en annexe C.

$$\forall i = 1, ...N \begin{cases} \text{Prob}(Y_i = 1|X_i) = F(X_i\beta) \\ \text{Prob}(Y_i = 0|X_i) = 1 - F(X_i\beta) \end{cases} \tag{3.3}$$

Dans un modèle logit, la forme de la fonction de distribution F correspond à la distribution d'une loi logistique. Ainsi :

$$F(X_i\beta) = \frac{e^{X_i\beta}}{1 + e^{X_i\beta}} = \frac{1}{1 + e^{-X_i\beta}} \tag{3.4}$$

Une régression probit peut également être effectuée. Elle fournit les mêmes conclusions que la régression logit ; les coefficients d'une régression logit étant 1,6 fois plus élevés que les coefficients du modèle probit. La seule différence entre les modèles logit et probit réside dans la spécification de la fonction de distribution F. Dans un modèle probit, il s'agit d'une loi normale centrée réduite. Du coup, la loi logistique attribue une probabilité plus forte aux valeurs extrêmes que la loi normale.

Nous avons ainsi défini la variable dépendante du modèle 1 (contamination des sols) de la façon suivante :

$$Y_i = \begin{cases} 1 & \text{si l'individu est insatisfait vis-à-vis des programmes de gestion de la pollution des sols} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases} \tag{3.5}$$

Nous avons procédé de la même manière pour le modèle 2 (friches urbaines). La variable dépendante est ainsi :

$$Y_i = \begin{cases} 1 & \text{si l'individu est insatisfait vis-à-vis des programmes de gestion des friches urbaines} \\ 0 & \text{sinon} \end{cases} \tag{3.6}$$

Les variables des deux modèles ont été choisies en tenant compte des résultats obtenus dans la littérature, et notamment du modèle de régression logistique de Baumont et Guignard (2008) sur la satisfaction de l'action des pouvoirs publics dans le domaine des sites pollués et des pesticides en France en 2007.

Nous avons également appliqué une procédure de sélection des variables pas à pas (*stepwise*). Pour ce faire, nous avons, dans un premier temps, employé une méthode descendante (*backward elemination procedure*). Cette procédure consiste à éliminer successivement les variables non significativement liées à la variable dépendante Y en partant d'un modèle contenant toutes les variables pouvant expliquer le phénomène étudié. Un seuil de significativité de 10 % a été choisi afin de ne pas écarter des variables pouvant être faiblement significatives dans les modèles.

Dans un second temps, nous avons procédé avec une procédure ascendante (*forward selection procedure*). Cette procédure consiste à ajouter progressivement au modèle les variables significatives : l'apport de ces nouvelles variables étant testé à l'aide d'une statistique du score. Un seuil de 10 % a également été utilisé.

Dans un troisième, et dernier temps, nous avons alternativement ajouté et retiré des variables au modèle afin de vérifier si les variables initiales d'un modèle restent significatives à mesure que l'on en ajoute ou supprime. Dans le cas de cette méthode de sélection pas à pas mixte, nous avons utilisé un seuil de significativité de 10 % pour l'ajout d'une variable et de 20 % pour la suppression d'une variable. En écartant du modèle les variables non-significatives, on obtient d'un point de vue économétrique le meilleur modèle. Nous présentons dans le tableau 3.9 les résultats en termes de significativité des variables testées par la méthode de sélection pas à pas

mixte.

Variables	**Modèle 1** Insatisfaction à l'égard des programmes de gestion de la pollution des sols	**Modèle 2** Insatisfaction à l'égard des programmes de gestion des friches urbaines
Caractéristiques sociodémographiques		
Genre	NS	NS
Age	*	NS
Niveau d'éducation	*	NS
Statut d'activité	NS	NS
Revenu par unité de consommation	*	NS
Orientations politiques	NS	NS
Statut marital	NS	NS
A des enfants	NS	*
Statut par rapport au logement	NS	NS
Nombre d'année de résidence dans la commune	*	NS
Sentiment d'attachement à son quartier de résidence	NS	NS
Habite à proximité d'un espace vert	*	*
Variables de localisation géographique		
Régions	*	NS
Taille de la commune ($>$ 10 000 habitants ou $\leqslant$ 10 000 hts	NS	NS
Localisation (Paris ou province)	NS	NS
Variables relatives aux friches urbaines polluées		
Conscience de la présence d'une friche urbaine à proximité du lieu d'habitation	*	*
Nombre de friches urbaines dans la région	*	NS
Nombre de friches urbaines dans la commune	NS	*
Caractérisation de la friche urbaine (en cours d'évaluation ou traité)	NS	NS
Variables relatives à la pollution du sol		
Perception du risque de contamination des sols (national / commune)	*	NS
Indice de connaissance déclaré sur la contamination des sols	*	NS
Intentions individuelles à l'égard de la contamination des sols (mesure dans le logement)	NS	NS
Intentions individuelles à l'égard de la contamination des sols (consommation de fruits et légumes du jardin potager)	NS	NS
Variables relatives à la perception des friches urbaines		
Perception du risque engendrée par les friches urbaines (individuel / pour les autres)	NS	*
Importance accordée la valeur d'option	NS	NS
Perception des usages temporels	NS	NS
Perception de la reconversion des friches urbaines en espaces verts	NS	NS
Intentions d'utilisation d'infrastructures ou d'équipements sur une ancienne friche urbaine polluée	*	*
Intentions d'achat ou de location d'un logement sur une ancienne friche urbaine polluée	NS	NS
Variables relatives à la confiance et à la participation		
Confiance à l'égard de l'État	*	*
Confiance à l'égard de la commune	NS	NS
Confiance à l'égard des promoteurs ou aménageurs privés	NS	NS
Volonté d'être impliqué dans les projets de reconversion de friches urbaines	*	*
Membre d'une association de riverains	NS	NS
Membre d'une association environnementale	NS	*

Tableau 3.9 – Variables testées dans le cadre d'une sélection pas à pas mixte.
Une * implique une significativité de la variable dans le modèle ; NS implique que la variable n'est pas significiative.

L'indice de connaissance déclarée sur la contamination des sols a été construit en agrégeant les résultats observés pour les cinq variables[14] suivantes :

1. La connaissance de cas de pollution des sols en France ;

2. La connaissance de chantier de dépollution sur sa commune de résidence ;

3. La connaissance des bases de données nationales sur les sites et sols polluées (BASOL et BASIAS) ;

4. Le fait d'avoir personnellement été affecté par un problème de contamination des sols (expérience du risque) ;

5. Le niveau de connaissance perçu par l'individu des moyens existants pour prévenir ou remédier à la contamination des sols.

Le coefficient α de Cronbach associé à ces variables est égal à 0.4715. Cet indicateur statistique permet de mesurer sur une échelle de 0 à 1 la cohérence interne des questions posées lors d'un test. Il est utilisé pour évaluer dans quelles mesures un ensemble d'items contribue à appréhender une même dimension ; dans notre cas, la connaissance (déclarée) de la contamination des sols. Il se calcule à partir de la formule suivante :

$$\alpha = \frac{k}{k-1}(1 - \frac{\sum_{i=1}^{k} \sigma_{y_i}^2}{\sigma_X^2}) \tag{3.7}$$

Avec k le nombre d'items ; σ_X^2 la variance du score ; et $\sigma_{y_i}^2$ la variance associée à un item.

Une valeur généralement inférieure à 0.7 est considérée comme faible (Bland et Altman, 1997). Ce résultat peut cependant être nuancé dans la mesure où le nombre de modalités et de variables influencent la valeur du coefficient α de Cronbach. En effet, par construction, plus le nombre de variables et de modalités sont élevés, et plus le coefficient sera également élevé. Dans notre cas, nous disposons de cinq variables dichotomiques seulement ; ce qui expliquerait la valeur relativement faible de notre coefficient.

Le revenu par unité de consommation (RUC) a été approximé à partir des centres de classes de la variable du revenu, et de la composition du ménage à partir des réponses renseignées sur le statut marital, et le nombre d'enfants le cas échéant.

La caractérisation de la friche a été effectuée *a posteriori* en reprenant dans BASOL l'état technique du site de la friche urbaine sur la commune concernée (en cours d'évaluation ou en cours de traitement). Lorsque plusieurs friches urbaines à des stades différents étaient recensées sur BASOL dans une même commune, nous avons pris le mode de l'état technique du site pour la commune.

À partir de cette sélection des variables pas à pas, et de la littérature existante (Baumont et Guignard, 2008), nous expliquons l'insatisfaction à l'égard des programmes de gestion de la

[14]Ces variables ont été identifiées à partir d'une AFCM. Il s'agit d'une généralisation de l'AFC permettant d'étudier les associations entre aux moins deux variables qualitatives prenant plusieurs modalités. Elle permet d'examiner la validité structurelle des variables présélectionnées à partir d'une décomposition de l'inertie projetée des données sur des axes factoriels, et du calcul de la contribution des variables et des modalités de chaque variable aux axes factoriels. Le même poids a été attribué à chaque variable.

pollution des sols par le modèle suivant :

$$\begin{aligned} Pr(Y_i = 1|X_i) = & F(\beta_0 + \beta_1 \text{ perception du risque de contamination des sols au niveau national} \\ & + \beta_2 \text{ indice de connaissance sur la contamination des sols} \\ & + \beta_3 \text{ intentions d'utiliser des infrastructures sur une ancienne FUP} \\ & + \beta_4 \text{ confiance accordée à l'État} \\ & + \beta_5 \text{ participation aux projets de reconversion de friches urbaines} \\ & + \beta_6 \text{ régions compte-tenu du nombre de friches urbaines polluées} \\ & + \beta_7 \text{ conscience de la présence d'une FUP à proximité du lieu de résidence} \\ & + \beta_8 \text{ niveau de diplôme} \\ & + \beta_9 \text{ conscience de la présence d'une FUP compte-tenu du niveau de diplôme} \\ & + \beta_{10} \text{ sexe} \\ & + \beta_{11} \text{ age} \\ & + \beta_{12} \text{ age}^2 \\ & + \beta_{13} \text{ revenu par unité de consommation} \\ & + \beta_{14} \text{ revenu par unité de consommation}^2 \\ & + \beta_{15} \text{ proximité d'un espace vert} \end{aligned}$$

On explique l'insatisfaction à l'égard des programmes de gestion des friches urbaines à l'aide du modèle suivant :

$$\begin{aligned} Pr(Y_i = 1|X_i) = & F(\beta_0 + \beta_1 \text{ perception des friches urbaines} \\ & + \beta_2 \text{ intentions d'utiliser des infrastructures sur une ancienne FUP} \\ & + \beta_3 \text{ confiance accordée à l'État} \\ & + \beta_4 \text{ participation aux projets de reconversion de friches urbaines} \\ & + \beta_5 \text{ régions de résidence compte-tenu du nombre de FUP} \\ & + \beta_6 \text{ nombre de FUP sur la commune de résidence} \\ & + \beta_7 \text{ régions de résidence compte-tenu du nombre de FUP sur la commune} \\ & + \beta_8 \text{ sexe} \\ & + \beta_9 \text{ age} \\ & + \beta_{10} \text{ age}^2 \\ & + \beta_{11} \text{ revenu par unité de consommation} \\ & + \beta_{12} \text{ revenu par unité de consommation}^2 \\ & + \beta_{13} \text{ l'individu a des enfants} \\ & + \beta_{14} \text{ proximité d'un espace vert} \end{aligned}$$

Les résultats concernant les déterminants de l'insatisfaction à l'égard des programmes de gestion des FUP ont été complétés à partir d'une troisième régression logistique effectuée sur le sous-échantillon d'individus ayant conscience de vivre à proximité d'un site de ce type (N = 109). Les variables sélectionnées pour ce troisième modèle sont les suivantes :

- perception du risque associé à la présence d'une friche urbaine (individuel) ;

- intention d'utiliser des infrastructures ou des équipements sur une ancienne friche urbaine polluée ;
- confiance accordée à la commune ;
- volonté d'être impliqué dans les projets de réaménagement de friches urbaines ;
- nombre de friches urbaines polluées sur la commune de résidence ;
- nombre de friches urbaines polluées sur la commune de résidence^2 ;
- régions compte-tenu du nombre de friches urbaines ;
- visibilité de la friche urbaine depuis le lieu d'habitation de l'individu ;
- fréquentation de la friche urbaine depuis sa fermeture ;
- sexe ;
- age ;
- age^2 ;
- revenu par unité de consommation ;
- revenu par unité de consommation^2 ;
- temps de veille de la friche urbaine.

Les résultats obtenus par ces modèles sont présentés dans la section 3.3.3.

La figure 3.4 résume les méthodes d'analyses de données qui sont utilisées dans le cadre de ce chapitre[15].

3.3 Résultats

Nous commençons par exposer les résultats obtenus sur les représentations sociales associées aux FUP (3.3.1). Dans un second temps, nous montrons les statistiques descriptives associées aux différents modules composant le questionnaire (3.3.2). Dans un troisième et dernier temps, nous présentons les résultats obtenus des modèles de choix discrets concernant l'insatisfaction des programmes de gestion des FUP (3.3.3).

3.3.1 Représentations sociales associées aux friches urbaines polluées

Nous présentons, dans un premier temps, les résultats liés au corpus de réponses collectées à la question ouverte suivante : « à quoi associez-vous la pollution du sol en 5 mots ou expressions (au maximum) ? » (3.3.1.1). Puis, nous développons les résultats obtenus à partir des réponses données à la question ouverte suivante : « à quoi associez-vous l'expression de « friche urbaine » en 5 mots ou expressions (au maximum) ? » (3.3.1.2).

[15]Les analyses de données textuelles ont été réalisées à l'aide du logiciel IRaMuTeQ, et les analyses statistiques à l'aide du logiciel Stata 14.

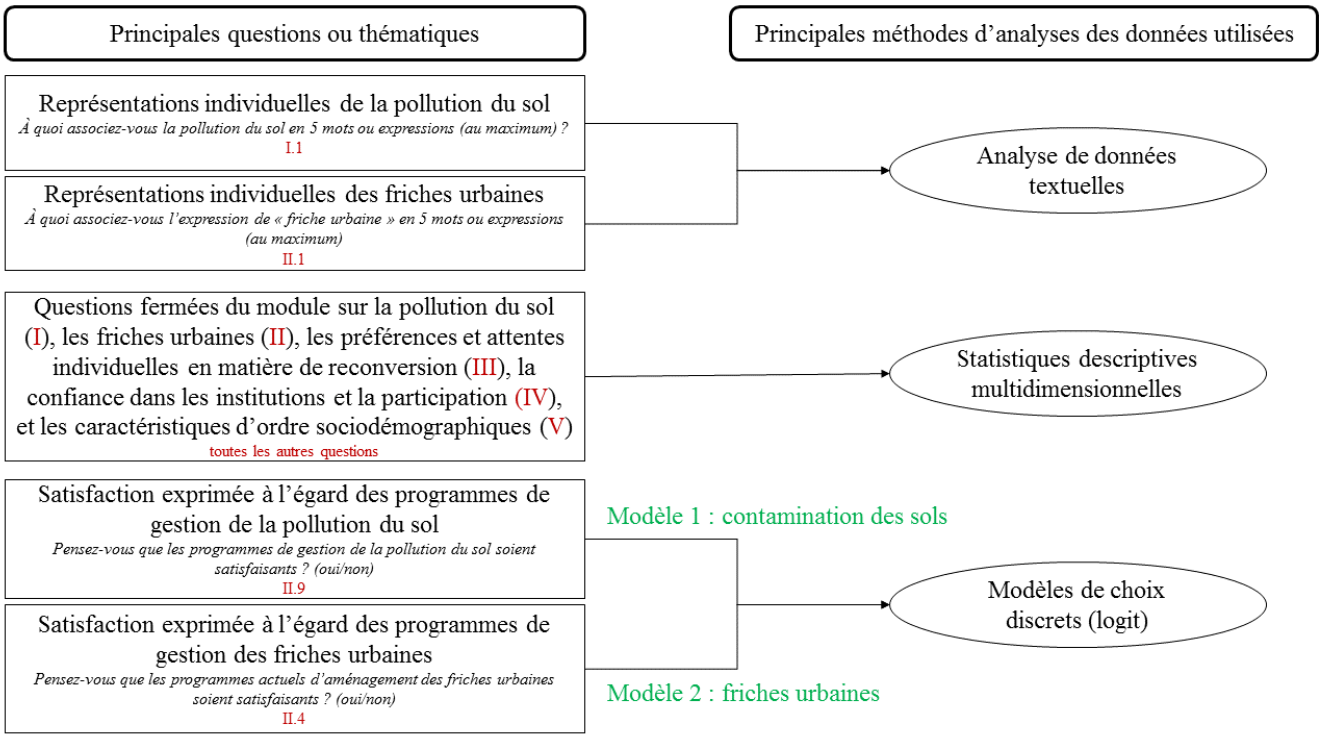


FIGURE 3.4 – Méthodes d'analyse de données utilisées pour l'enquête auprès des riverains impactées par une friche urbaine sur leur commune de résidence (N=803).

Les chiffres romains en rouge renvoient au numéro de la question au sein des différentes parties du questionnaires.

Les éléments en verts correspondent au nom auxquels renvoient les deux modèles logistiques.

3.3.1.1 Représentations associées à la pollution du sol : une méconnaissance du problème

Nous présentons les résultats des statistiques descriptives associées au corpus relatif aux représentations sociales de la contamination du sol ; puis, les résultats obtenus par l'analyse prototypique, et ceux de la CHD. Nous terminons par les résultats de l'AFC effectuée sur la variable région.

À partir des statistiques descriptives du tableau 3.10, et du nuage de mots 3.5, on constate que les termes « pesticides » (189), « déchet » (121), « voiture » (71), engrais (67), et agriculture (49) sont les noms communs les plus récurrents. Parmi, les adjectifs, les résultats montre que la contamination des sols est qualifiée par les termes « industriel » (24) et « chimique » (23). En outre, les individus évoquent la pollution par les déchets solides, et notamment par les déchets ménagers. On retrouve ainsi les mots suivants : « ordure » (13), « détritus » (11), « mégots » etc. Ils abordent la pollution des autres milieux, et notamment la contamination des eaux à travers les termes suivants : « nappes phréatiques » (18), « nitrate » (31), « eaux usées » (11) et « pluie acide » (10). Ils mentionnent également la pollution atmosphérique engendrée par la circulation routière avec l'utilisation des termes « essence » (11) et « gaz d'échappement » (10).

Ils citent les activités agricoles et industrielles comme étant les principales causes de pollution du sol. Les termes « pesticide », « engrais », « agriculture », « produits chimiques », « produits phytosanitaires », et « désherbant » font référence à une pollution des sols d'origine agricole, tandis que les mots « industrie » et « usine » renvoient davantage à la pollution d'origine industrielle. Enfin, la pollution des sols renvoie aux activités quotidiennes et notamment à l'utilisation de moyen de transports polluants : « voiture », « camion », « pétrole », et « hydrocarbure ».

Forme active	Eff.	Type	Forme active	Eff.	Type	Forme active	Eff.	Type
Pesticide	189	nom	Gaz	18	nom	Santé	11	nom
Déchet	121	nom	Désherbant	18	nom	Métaux lourds	11	nom
Voiture	71	nom	Rejet	17	nom	Homme	11	nom
Engrais	67	nom	Hydrocarbure	16	nom	Essence	11	nom
Agriculture	49	nom	Saleté	14	nom	Entreprise	11	nom
Usine	48	nom	Pétrole	14	nom	Eaux usées	11	nom
Produits chimiques	47	nom	Maladie	14	nom	Détritus	11	nom
Industrie	47	nom	Terre	13	nom	Traitement	10	nom
Pollution	43	nom	Ordure	13	nom	Nucléaire	10	adj
Eau	35	nom	Agriculture intensive	13	nom	Jeter	10	ver
Nitrate	31	nom	Pluie acide	12	nom	Huile	10	nom
Industriel	24	adj	Décharge	12	nom	Gaz d'échappement	10	nom
Chimique	23	adj	Chimie	12	nom	Environnement	10	nom
Sol	21	nom	Sauvage	11	adj	Dangereux	10	adj
Plastique	21	nom	Santé	11	nom			
Nappes phrastiques	18	nom	Sauvage	11	adj			

Tableau 3.10 – Statistiques descriptives des formes actives associées au corpus sur la pollution du sol (N = 723)

Termes dont l'effectif est supérieur ou égal à 10. La colonne type indique la catégorie grammaticale du terme associé. Le nom correspond à un nom commun, à des mots composés ou à des expressions. L'abréviation adj est pour adjectif, ver pour verbe.

FIGURE 3.5 – Nuage de mots associé à la pollution du sol (N = 723)

Sur les formes actives uniquement. Les mots horizontaux ou verticaux n'ont pas d'interprétation particulière. La taille des mots correspond à leur fréquence dans le corpus.

L'analyse prototypique nous permet de confirmer cette interprétation en distinguant les éléments relevant du noyau, ou cœur de la représentation sociale, des éléments périphériques. Le tableau 3.11 classifie ainsi les termes utilisés en quatre catégories en fonction de la moyenne

associée à leur fréquence et à leur rang d'apparition.

La case en haut à gauche est constituée par les éléments du noyau de la représentation sociale. Elle correspond aux éléments venant fréquemment et spontanément à l'esprit des individus lorsqu'ils évoquent la contamination des sols. Ainsi, le noyau correspondant à cette représentation sociale est constitué d'éléments se rapportant principalement à l'agriculture (pesticide, engrais, produits chimiques, nitrate, désherbant) et à l'industrie (usines, métaux lourds). La présence des termes « agriculture » et « industrie » le confirme.

Les éléments de la zone périphérique révèlent également l'importance des activités agricoles (agriculture intensive, lisiers, eaux, exploitations agricoles, produits phytosanitaires), mais également des activités humaines quotidiennes (détritus, mégots de cigarette, chewing-gum, détergent, plastique, déchet, déchet toxique) et en particulier de la pollution engendrée par les transports (hydrocarbures, diesel, essence, pétrole, poussière).

Fréquences	**Rang d'apparition**	
	Faible $\leqslant 2.03$)	Élevé (> 2.03)
Élevé ($\geqslant 8.37$)	Pesticide	Agricole
	Voiture	Industriel
	Usine	Agriculture intensive
	Engrais	Chimique
	Produits chimiques	Eaux
	Nitrate	Plastique
	Fumées	Hydrocarbures
	Désherbant	Humain
	Industrie	Pétrole
	Saleté	Déchet
	Métaux lourds	Essence
	Agriculture	Mégots de cigarette
	Eaux usées	Gaz
	Déchets	Exploitations agricoles
	Maladie	Lisiers
Faible (< 8.37)	Produits phytosanitaires	Manufacture
	Diesel	Pluies acides
	Engrais Chimique	Déchets industriels
	Terre	Environnent
	Destruction	Santé
	Détergent	Déchets ménagers
	Danger	Eaux contaminées
	Détritus	Réchauffement
	Pollution des eaux	Ordure
	Déchet toxique	Gasoil
	Chewing-gum	Dioxyde de carbone
	Poussière	Goudron
	Déchet	Huile

Tableau 3.11 – Résultats de l'analyse prototypique associée au corpus sur la pollution du sol (N = 723)

Les chiffres entre parenthèses correspondent respectivement au rang moyen d'apparition et à la fréquence moyenne du terme dans le corpus.

Afin d'approfondir notre analyse, nous avons effectué une CHD. La CHD met en évidence les formes employées dans le corpus en fonction de leur apparition dans une même unité de contexte. Autrement dit, les termes présents au sein d'une classe ne se retrouvent pas dans une autre classe sauf s'ils sont utilisés dans un contexte différent. La figure 3.6 présente le dendrogrammme des quatre classes issues de la CHD effectuée. 85,48 % des 723 réponses sont classées dans ces quatre catégories. Les pourcentages indiqués pour chaque catégorie représentent le pourcentage de termes du corpus que l'on retrouve dans une catégorie donnée. On constate ainsi que près

des deux-tiers des termes utilisés (62.6 %) renvoient aux polluants d'origine agricole (pesticide, engrais, produits chimiques, lisier, nitrate, désherbant) et à leurs conséquences éventuelles sur les différents milieux (acide, eau, air). La deuxième classe la plus importante dans ce corpus regroupe des termes sur la pollution engendrée par la circulation routière (voiture, bus, camion, transport) et les autres activités humaines (chauffage, pétrole, gaz). Les deux dernières catégories rassemblent des mots relatifs aux principales activités à l'origine d'une contamination des sols comme l'agriculture, l'industrie, et les activités humaines ; et aux conséquences que cette contamination peut avoir sur l'environnement et la santé principalement.

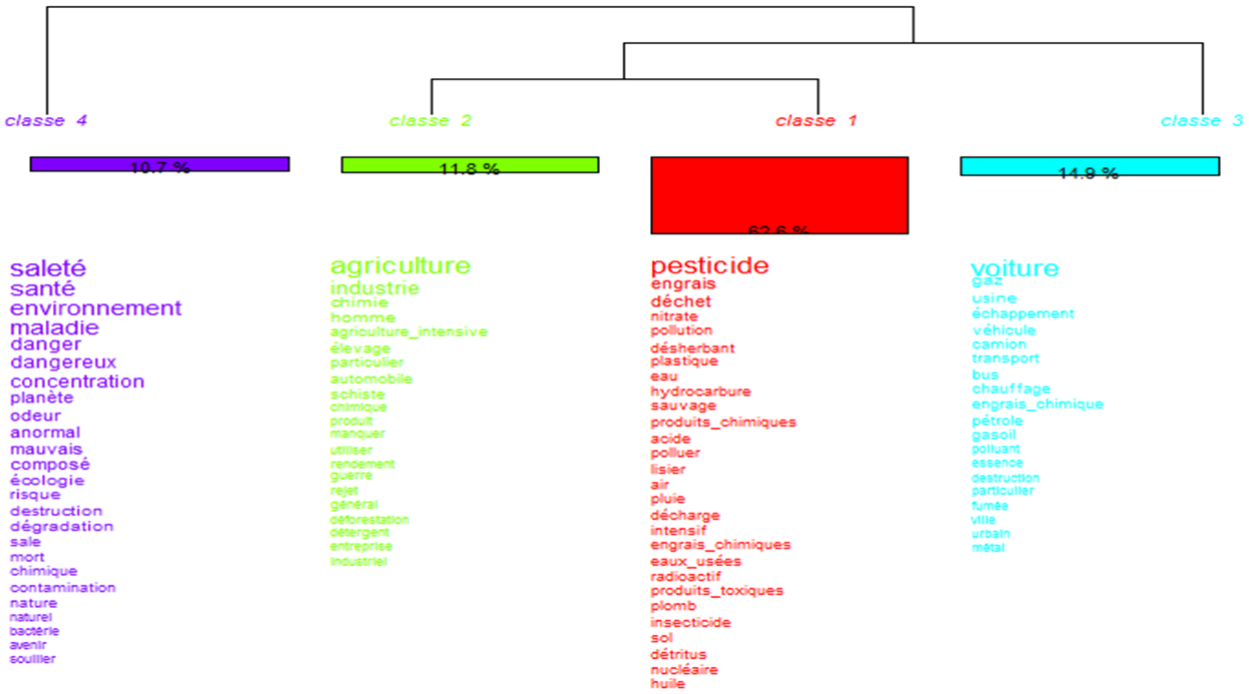


FIGURE 3.6 – Résultats de la classification hiérarchique descendante du corpus sur la pollution du sol (N = 723) Sur les formes actives uniquement. Sortie du logiciel : nous reproduisons les % correspondant à chaque classe dans le schéma 3.7 pour plus de clarté.

Chaque catégorie obtenue a été renommée en fonction des termes qu'elle regroupe et de l'interprétation des résultats effectués. Le schéma 3.7 illustre ainsi cette interprétation.

La classification d'un terme au sein d'une catégorie (ou classe) donnée s'effectue à partir d'un test du χ^2 avec un seuil de significativité de 3,84 (soit de 5 %). Le tableau 3.12 indique le degré de significativité des quinze premiers termes.

Ces résultats indiquent une méconnaissance générale de la pollution des sols. En effet, les individus l'associent à des éléments matériels qu'ils peuvent ressentir ou appréhender comme les déchets ou encore les fumées et les poussières. Cela les amène à faire un amalgame entre la contamination des sols et la contamination par les déchets, et en particulier par les déchets ménagers. Les individus évoquent par exemple les sacs plastiques et les détritus jonchant parfois les trottoirs, les ordures ménagères, les déjections canines ou encore les mégots de cigarette.

De plus, la pollution agricole et ses conséquences à travers l'utilisation de pesticides ou de désherbant est également majoritairement évoquée. Elle constitue le cœur de la représentation sociale de la contamination des sols avec les activités industrielles.

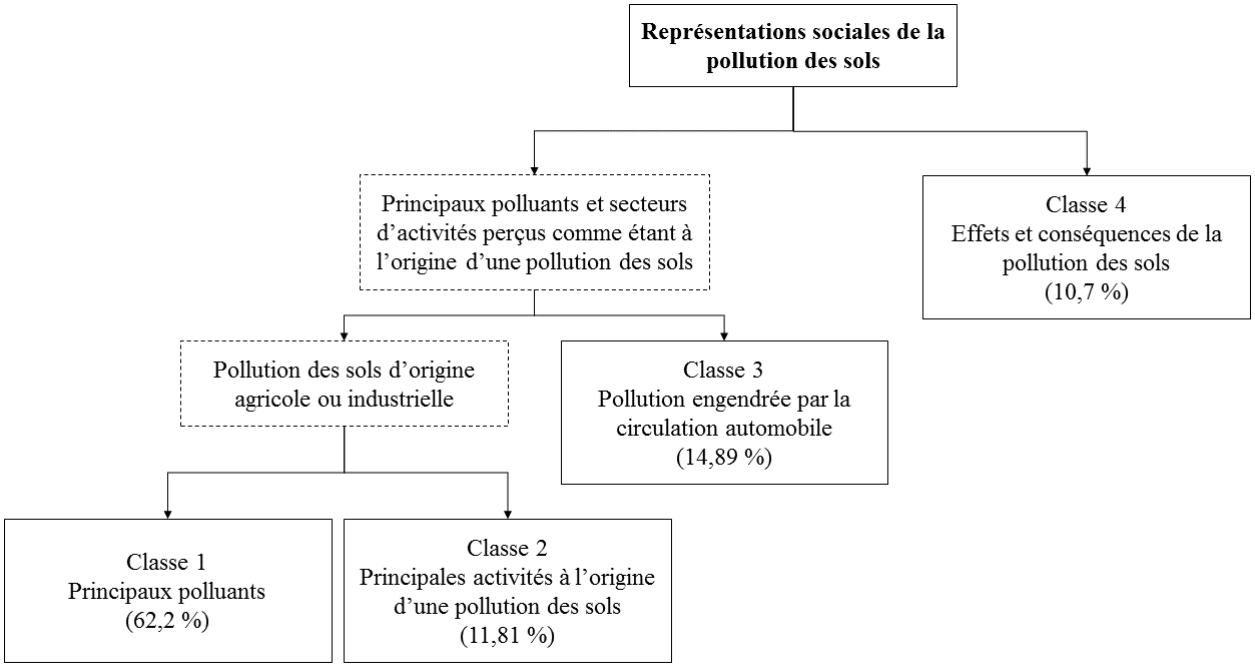


FIGURE 3.7 – Interprétation de la classification hiérarchique descendante du corpus sur la pollution des sols (N = 723)

Classe 1 (62,6 %)			Classe 2 (11,8%)			Classe 3 (14,9 %)			Classe 4 (10,7 %)		
Principaux polluants			Principales activités à l'origine d'une pollution des sols			Pollution engendrée par les transports			Effets et conséquences de la pollution des sols		
Forme active	χ^2	p	Forme active	χ^2	p	Forme active	χ^2	p	Forme active	χ^2	p
Pesticide	125,51	0,0001	Agriculture	249,05	0,0001	Voiture	325,28	0,0001	Saleté	119,8	0,0001
Engrais	37,24	0,0001	Industrie	147,38	0,0001	Gaz	57,87	0,0001	Santé	93,67	0,0001
Déchet	34,03	0,0001	Chimie	46,91	0,0001	Usine	56,83	<0,0001	Environnement	85,01	0,0001
Nitrate	13,34	0,00026	Homme	39,89	0,0001	Échappement	28,82	0,0001	Maladie	84,55	0,0001
Pollution	12,49	0,0004	Agriculture intensive	15,03	0,0001	Véhicule	28,82	0,0001	Danger	58,56	<0,0001
Désherbant	11,07	0,00087	Élevage	13,97	0,00018	Camion	28,82	0,0001	Dangereux	51,2	0,0001
Plastique	10,43	0,00123	Particulier	8,71	0,00316	Transport	23,02	0,0001	Concentration	50,67	0,0001
Eau	9,50	0,00205	Automobile	6,55	0,01048	Bus	23,02	0,0001	Planète	42,16	0,0001
Hydrocarbure	9,18	0,00245	Schiste	5,64	0,01759	Chauffage	17,24	0,0001	odeur	42,16	0,0001
Sauvage	6,68	0,00972	Chimique	2,26	NS (0,13276)	Engrais chimique	16,87	0,0001	Anormal	42,16	0,0001
Produits chimiques	6,26	0,01233				Pétrole	13,94	0,00018	Mauvais	41,79	0,0001
Acide	6,07	0,01233				Gasoil	8,1	0,00443	Composé	33,67	0,0001
Polluer	4,84	0,01377				Polluant	4,37	0,03654	Écologie	25,39	0,0001
Lisier	4,84	0,02784							Risque	25,21	0,0001
Air	4,84	0,02784							Destruction	19,91	0,0001

Tableau 3.12 – Résultats de la classification hiérarchique descendante associée au corpus sur la pollution des sols.
N = 723. NS pour non-significatif.

Or, la contamination par les pesticides représente 0,55 % des cas de contamination des sols recensés sur BASOL en 2017[16] (Antoni, 2013) ; ce qui est relativement minoritaire. En effet, la pollution des sols est majoritairement due aux hydrocarbures (dont les hydrocarbures aromatiques polycycliques), et aux solvants (halogénés et non halogénés). La pollution aux hydrocarbures représente un peu moins de 20 % des polluants recensés dans BASOL ; la pollution aux solvants près de 7 %.

Les hydrocarbures sont cités par les individus lorsqu'ils évoquent la contamination des sols. Cependant, ils considèrent la pollution aux particules fines, aux poussières, et fumées qu'engendre la circulation routière. Ils constatent ainsi davantage l'impact du trafic routier sur la pollution atmosphérique que sur la contamination des sols. En particulier, ils n'évoquent pas les modalités de transferts existantes de la contamination des sols par voie aérienne. La contamination des sols est directement incorporée à la pollution des eaux et à la pollution atmosphérique. Il est possible que ces termes reflètent les préoccupations liées aux particules fines et au *smog* en France en 2015.

En outre, lorsqu'ils font état des conséquences éventuelles de la contamination des sols, les individus mentionnent les impacts sur la santé et l'environnement sans les détailler plus précisément. Si les individus assignent bien le terme de « maladie » (14 occurrences) à la contamination des sols, ils ne semblent pas connaître les affections pouvant être induites par une exposition prolongée. Les modalités de transferts de la contamination des sols et de ses conséquences sur l'environnement et la santé restent donc confuses.

En termes de communication publique, un effort de sensibilisation des riverains, en particulier ceux qui sont à proximité de sites contaminés, doit donc être effectuée.

Par ailleurs, la pollution des sols n'affecte pas les régions de la même manière. Ainsi, la plupart des sites pollués sont localisés dans les anciennes régions minières, comme la région Grand-Est, Hauts-de-France, ou encore Auvergne-Rhône-Alpes. De plus, chaque région n'est pas impactée par les mêmes polluants, en raison notamment d'activités industrielles passées différentes. Pour cette raison, nous avons effectué une AFC par région afin d'identifier des différences dans la manière d'évoquer la pollution du sol en fonction de la région de résidence de l'individu interrogé. Le tableau 3.13 présente les résultats obtenus par l'AFC sur les régions. Plus la valeur absolue est élevée et plus le terme est spécifique de la modalité (donc ici de la région). Les signes indiquent si pour une région donnée, les individus ont davantage utilisé (dans le cas d'un signe positif), ou moins utilisé ce terme (si le signe est négatif) comparativement aux individus de l'échantillon.

[16] `http://basol.developpement-durable.gouv.fr/tableaux/home.htm` ; cette part a guère varié : les pesticides représentent 0.54 % des polluants recensés dans BASOL en 2018.

	Grand-Est	Nouv. Aquitaine	Bourg. Franche-Comté	Bret.	Centre-Val-de-Loire	Corse	Île-de-France	Occitan.	Norm.	Hauts-de-France	Rég. Sud PACA	PDL	Auv. Rhône-Alpes
Acide	-0,22	0,26	-0,18	-0,16	-0,27	0,00	-0,76	-0,25	-0,27	0,70	0,40	-0,14	1,41
Agriculture	-0,48	-0,32	0,51	-0,33	**1,16**	-0,02	-0,33	0,29	-0,37	-0,49	0,65	0,35	0,27
Agriculture intensive	-0,34	0,19	0,39	**1,12**	0,25	0,00	-0,18	0,28	0,26	-0,18	-0,29	-0,18	-0,36
Chimie	-0,30	0,21	**1,94**	0,45	0,28	0,00	-0,39	-0,29	-0,32	-0,38	0,34	0,50	-0,32
Chimique	0,42	0,60	0,21	-0,37	-0,23	-0,01	0,52	**1,48**	-0,62	0,30	-0,51	-0,31	-0,84
Dangereux	-0,22	0,76	1,25	1,33	-0,27	0,00	-0,29	-0,25	-0,27	-0,29	-0,22	-0,14	-0,24
Décharge	0,67	0,21	0,41	0,45	0,28	0,00	-0,39	-0,29	0,80	-0,90	-0,27	0,50	-0,32
Déchet	-0,28	-0,56	-1,43	-0,45	**0,98**	-0,05	0,55	-0,30	-0,25	**1,31**	-0,22	0,29	-0,97
Désherbant	-1,14	0,39	**1,50**	0,88	-0,15	-0,01	0,83	-0,44	-0,15	-0,35	-0,40	0,37	-0,59
Détritus	0,75	-0,38	0,44	-0,17	-0,30	0,00	-0,34	0,33	-0,30	0,27	-0,24	-0,15	0,72
Eau	-0,55	-0,62	-0,23	-0,56	0,45	-0,01	-0,79	**2,01**	0,82	0,51	0,28	-0,15	-0,35
Eaux usées	-0,70	-0,38	-0,19	**2,24**	0,30	0,00	-0,84	0,33	0,31	0,27	0,37	-0,15	0,33
Engrais	0,74	0,39	0,91	0,37	-0,67	-0,02	0,42	-0,98	-0,37	-0,43	-0,24	-0,42	0,33
Entreprise	-0,26	-0,38	-0,19	-0,17	-0,30	0,00	**1,08**	-0,27	0,31	1,10	-0,24	-0,15	-0,28
Environnement	**1,46**	-0,35	0,48	-0,16	-0,27	0,00	0,69	-0,25	-0,27	-0,75	-0,22	-0,14	0,38
Essence	0,35	0,23	-0,19	-0,17	0,30	0,00	-0,34	-0,27	**1,62**	-0,82	-0,24	0,54	0,33
Gaz	-0,26	-0,62	-0,32	0,32	-0,49	-0,01	-0,36	-0,44	-0,15	0,86	0,22	-0,25	**1,52**
Gaz d'échappement	-0,22	0,26	-0,18	-0,16	0,33	0,00	-0,76	0,37	-0,27	0,70	0,40	-0,14	0,38
Homme	-0,26	-0,38	-0,19	-0,17	-0,30	0,00	0,26	0,33	-0,30	0,61	**1,00**	-0,15	0,33
Huile	0,40	0,26	1,25	-0,16	-0,27	0,00	0,69	-0,25	0,34	-0,29	-0,22	-0,14	-0,66
Hydrocarbure	0,48	**0,93**	-0,27	-0,24	-0,41	-0,01	-1,14	0,71	0,22	-1,12	0,27	-0,20	1,33
Industrie	0,53	-0,54	0,54	-0,31	-0,35	-0,02	0,48	0,60	-1,28	-0,65	**1,10**	0,77	-0,47
Industriel	0,67	-0,35	0,20	-0,38	-0,25	-0,01	1,13	-0,21	0,77	-0,61	-0,18	-0,33	-0,49
Jeter	0,40	0,26	-0,18	-0,16	0,33	0,00	0,31	-0,25	-0,27	0,32	-0,22	-0,14	0,38
Maladie	0,97	-0,15	0,36	-0,22	-0,38	-0,01	-0,50	-0,34	-0,38	-0,21	0,29	-0,19	0,92
Métaux lourds	0,75	0,23	0,44	-0,17	-0,30	0,00	-0,84	0,33	0,31	0,61	0,37	-0,15	-0,72
Nappes phréatiques	-1,14	-0,62	-0,32	**1,63**	-0,15	-0,01	0,25	0,59	-0,48	-0,35	0,22	0,37	1,03
Nitrate	0,63	-0,24	0,91	-0,16	0,54	-0,01	-0,37	-0,31	0,55	-0,59	-0,27	**1,18**	-1,27
Nucléaire	0,40	0,26	-0,18	-0,16	0,33	0,00	0,69	0,37	-0,27	0,32	-0,22	-0,14	-0,66
Ordure	-0,34	0,19	-0,23	-0,21	0,74	0,00	-0,18	-0,32	0,26	0,47	0,31	-0,18	0,25

Pesticide	-0,75	0,58	-0,29	**0,92**	-0,41	-0,07	0,41	0,66	-0,39	-0,75	-0,60	**0,96**	0,40
Pétrole	-0,38	**1,07**	-0,25	-0,22	-0,38	-0,01	0,41	-0,34	-0,38	-0,21	0,29	0,45	0,51
Plastique	0,26	0,31	-0,37	-0,33	0,89	-0,01	-0,49	-0,52	-0,19	0,37	-0,47	-0,29	1,21
Pluie	0,67	-0,42	-0,21	-0,19	-0,33	0,00	-0,91	-0,29	0,28	0,23	0,34	-0,16	**1,76**
Pollution	-0,33	-0,46	-0,77	0,34	-0,60	-0,02	**1,51**	0,38	-0,28	0,44	0,44	-0,59	-0,37
Produits chimiques	-2,09	0,55	-0,36	0,30	0,83	-0,02	**1,57**	-0,28	0,51	-0,65	-0,51	0,37	-0,30
Rejet	-1,08	0,42	-0,30	0,33	0,56	-0,01	0,92	-0,42	1,12	-0,65	0,23	0,38	-0,54
Saleté	-0,38	-0,48	-0,25	0,40	0,23	-0,01	-0,50	-0,34	-0,38	**1,26**	0,29	-0,19	0,92
Santé	0,35	0,23	0,44	-0,17	-0,30	2,04	0,60	-0,27	0,31	-0,82	-0,24	-0,15	0,33
Sauvage	2,01	0,23	-0,19	-0,17	-0,30	0,00	-0,84	-0,27	**1,62**	-0,33	-0,24	-0,15	-0,28
Sol	0,26	0,68	-0,37	-0,33	-0,57	-0,01	-0,90	-0,17	-0,19	**1,45**	-0,14	0,87	-0,38
Terre	0,60	1,15	-0,23	-0,21	-0,35	0,00	-0,18	**1,52**	0,26	-0,97	-0,29	-0,18	-0,36
Traitement	-0,63	-0,35	0,48	-0,16	**2,71**	0,00	-0,76	-0,25	-0,27	0,32	**1,07**	-0,14	-0,24
Usine	0,50	-0,56	-0,38	0,29	0,48	-0,02	-0,48	-0,30	0,49	**0,68**	0,67	-0,66	-0,50
Voiture	0,32	0,55	0,27	-0,56	-0,72	-0,03	-0,99	0,47	0,39	0,52	0,33	0,44	0,28
	Grand-Est	Nouv. Aquitaine	Bourg. Franche-Comté	Bret.	Centre-Val-de-Loire	Corse	Île-de-France	Occitan.	Norm.	Hauts-de-France	Rég. Sud PACA	PDL	Auv. Rhône-Alpes

Tableau 3.13 – Résultats de l'analyse factorielles des correspondances associée au corpus sur la pollution du sol.

N = 723 - Nouv. Aquitaine : Nouvelle-Aquitaine, Bourg. Franche-Comté : Bourgogne-Franche-Comté , Bret. : Bretagne, Occitan. : Occitanie, Norm. : Normandie, Région-Sud-PACA (Provence Alpes Côte d'Azur), PDL : Pays-de-la-Loire, Auv. Rhône-Alpes : Auvergne-Rhône-Alpes.

Les résultats pour la Corse ne sont pas significatifs : une seule observation. Les termes en gras indiquent les mots les plus fréquemment utilisés en fonction de la région de résidence de l'individu interrogé

Les résultats de cette analyse indiquent qu'en Bretagne la contamination des sols est associée à l'agriculture intensive (1.12), aux pesticides (1.63), et à leurs impacts sur les eaux usées (2.24), et les nappes phréatiques (1.63). On observe ainsi la dégradation de la qualité des eaux engendrée par l'agriculture intensive et les tensions avec les usagers que cela entraîne.

En Pays-de-la-Loire, la contamination des sols est majoritairement liée à la présence de nitrates (1.18) et aux pesticides (0.96) par rapport aux autres régions. La Bretagne et les Pays-de-la-Loire sont les deux régions considérées comme les plus vulnérables à la contamination par les nitrates en raison de l'agriculture intensive selon la directive européenne 91/676/EEC du 12 décembre 1991 (DREAL Centre Val de Loire, 2017, Loyon, 2017). Ces résultats indiquent que les individus ont conscience des conséquences environnementales engendrées par l'agriculture intensive, et notamment l'utilisation des lisiers de porc (Loyon, 2017).

Les individus de la région Hauts-de-France utilisent davantage le mot usines (0.68) en comparaison des autres régions françaises. La pollution des sols pourrait s'expliquer en partie par la présence de FUP, et notamment d'usines à l'abandon, dans cette région (Antoni, 2013).

Enfin, en Île-de-France, les termes hydrocarbures ($|1.14|$) et voiture ($|0.99|$) sont en valeurs absolues plus élevés, et donc plus utilisés que dans les autres régions. Dans cette région, la contamination des sols est confondue avec la pollution atmosphérique.

3.3.1.2 Représentations associées aux friches urbaines

Nous avons effectué les mêmes analyses pour le corpus sur les friches urbaines.

Le tableau 3.14 décrit les termes les plus fréquemment employés par les individus pour évoquer les friches urbaines. Les friches urbaines sont des « terrains » (99) ou des « zones » (36) laissées à « l'abandon » » (106). L'expression « terrain vague » est également souvent employée (34). Il s'agit de terrains sur lesquels étaient implantées d'anciennes « usines » (29) aujourd'hui « désaffectées » (17).

Forme active	Effectif	Type	Forme active	Effectif	Type	Forme active	Effectif	Type
Abandon	106	nom	Espace	25	nom	Endroit	13	nom
Terrain	99	nom	Bâtiment	25	nom	Libre	12	adj
Laisser	63	ver	Sol	20	nom	Désaffecté	12	adj
Abandonner	49	ver	Terre	18	nom	Non-cultivé	11	nr
Ville	46	nom	Industriel	18	adj	Jardin	11	nom
Zone	36	nom	Usine désaffectée	17	nom	Décharge	11	nom
Terrain vague	34	nom	Déchet	17	nom	Construction	11	nom
Usine	29	nom	Jachère	15	nom			
Pollution	28	nom	Polluer	14	ver			
Ancien	28	adj	Herbe	13	nom			

Tableau 3.14 – Statistiques descriptives des formes actives associées au corpus sur les friches urbaines (N = 539)

Termes dont l'effectif est supérieur à 10. La colonne type indique la catégorie grammaticale du terme associé. Le nom correspond à un nom commun, à des mots composés, ou à des expressions. L'abréviation adj est pour adjectif.

Il est intéressant de remarquer que la pollution de ces sites est évoquée par les individus. En effet, il y a 28 occurrences pour le terme « pollution » et 14 pour le verbe. La présence de déchet est également citée par les individus (17 occurences).

Les résultats de ces statistiques descriptives indiquent également que ces espaces sont évoqués comme des lieux de nature, avec potentiellement un problème de végétation sauvage, non contrôlée avec, par exemple, l'emploi du terme « herbe » (13).

Enfin, les individus évoquent le sens étymologique du mot friche à travers la mise en jachère des terres : le mot « jachère » à 15 occurrences, et l'expression « non-cultivé » en a 11.

Le nuage de mots 3.8 illustre ces statistiques descriptives.

FIGURE 3.8 – Nuage de mots associé aux friches urbaines (N = 539)

Sur les formes actives uniquement. Les mots horizontaux ou verticaux n'ont pas d'interprétation particulière. La taille des mots correspond à leur fréquence dans le corpus.

L'analyse prototypique confirme ces résultats en distinguant ce qui relève du cœur de la représentation sociale des friches urbaines, de ce qui relève des systèmes périphériques. Les résultats de l'analyse prototypique sur le corpus associé aux friches urbaines sont présentés dans le tableau 3.15.

Au niveau du noyau central de la représentation sociale associée aux friches urbaines, on retrouve ainsi le fait qu'il s'agit de « terrains vagues » et de « zones abandonnées » sur lesquelles la végétation est incontrôlée avec la présence par exemple de l'expression « herbes folles ». La notion d'abandon résulte de la fermeture d'usine d'une part et de la mise en jachère des parcelles ; ce que confirment les termes regroupés dans les systèmes périphériques. En effet, l'utilisation des termes de « jardin », « espace libre », « zone non-construite », « désert » et « non-entretenu » font référence à la mise en jachère. En revanche, les termes « usine » et « désindustrialisation » renvoient explicitement aux fermetures d'usines. De plus, les mots de « pollution », « déchet » , « décharge », « ordure » et de « détritus » caractérisent l'état de ces sites. Ils traduisent un certain degré de contamination du site dont les individus ont conscience. Enfin, l'expression de friche urbaine fait référence de façon très marginale aux squats et aux habitats insalubres.

La CHD nous permet de préciser davantage ces résultats. 65,49 % des réponses données sont classifiées au sein de quatre catégories. La figure 3.9 présente le dendrogramme constituant les quatre classes obtenues de cette classification.

Le tableau 3.16 indique la significativité des différents termes associés à chaque classe. La première classe regroupe les termes faisant référence aux anciennes activités industrielles avec les termes « usine », « industriel », « ancien » et « industrie » par exemple. Elle regroupe également des termes faisant référence au caractère « désaffecté » de certains « bâtiments » ou « immeubles ». La deuxième classe fait référence aux problèmes de la gestion de déchet en milieu urbain en évoquant notamment les « décharges », les « saletés » et la « pollution ». La

Fréquences	**Rang d'apparition**	
	Faible ($\leqslant 1.64$)	Élevé (> 1.64)
Élevées ($\geqslant 5.15$)	Zone abandonnée Terrain vague Jachère Abandon Fermeture Déchet Ville Herbes folles	Pollution Usine Déchet Non-entretenu Décharge Ruine Ordure
Faible (< 5.15)	Jardin Espace-libre Des-industrialisation Friche Démolition Zone non-construite Désert Détritus Déforestation	Sale Non-cultivé Nature Environnent Sol Danger Maison Squat Végétation

Tableau 3.15 – Résultats de l'analyse prototypique du corpus sur les friches urbaines (N = 539)
Les chiffres entre parenthèses correspondent respectivement au rang moyen d'apparition et à la fréquence moyenne du terme dans le corpus.

FIGURE 3.9 – Dendrogramme associé à la classification hiérarchique descendante associée au corpus sur les friches urbaines (N = 539)
Sur les formes actives uniquement Sortie du logiciel : nous reproduisons les % correspondant à chaque classe au schéma 3.10 pour plus de clarté.

troisième classe correspond aux termes caractérisant ce type d'espace : « abandon » et « non-utilisé ». La quatrième et dernière classe fait référence aux espaces de nature auxquels ces friches correspondent ; en particulier dans le cas de parcelles agricoles laissées en jachère.

La figure 3.10 représente l'interprétation des résultats de la CHD effectuée sur ce corpus.

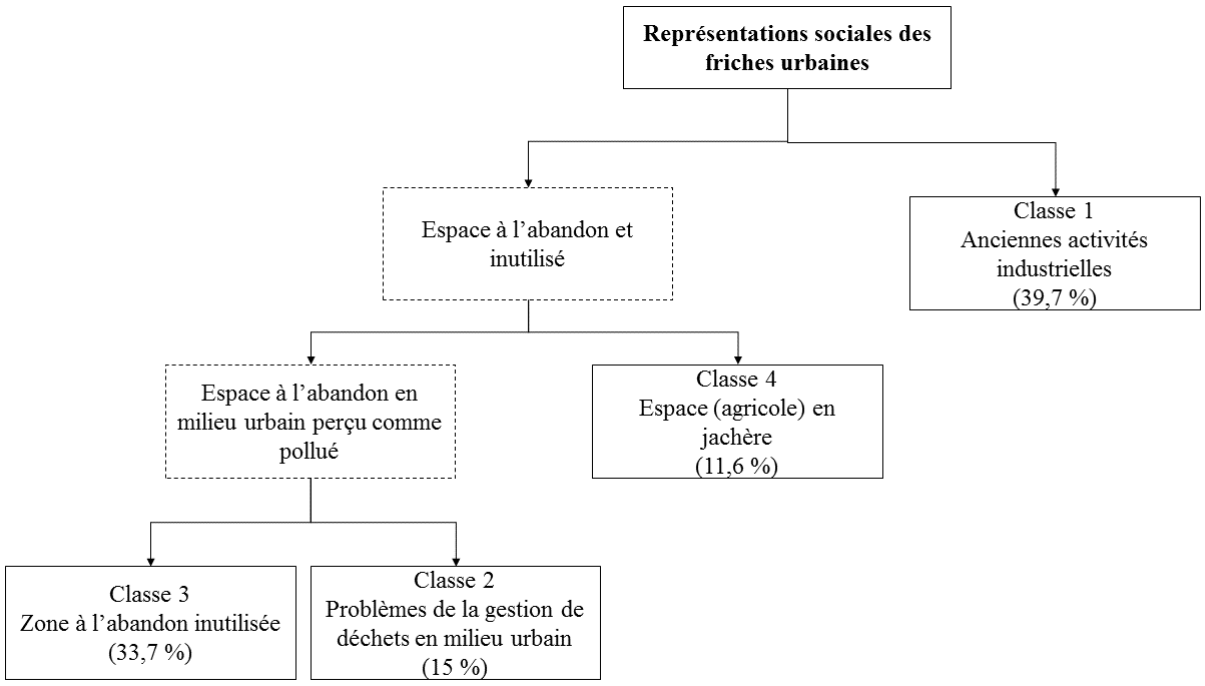


FIGURE 3.10 – Interprétation de la classification hiérarchique descendante du corpus des friches urbaines (N = 539)

L'AFC nous permet d'identifier d'éventuelles disparités régionales dans la façon d'évoquer les friches urbaines. Le tableau 3.17 présente les résultats issus de cette analyse.

On observe des disparités régionales dans les régions où la proportion de FUP est plus importante : Grand-Est, Auvergne-Rhône-Alpes, Hauts-de-France, et Nouvelle-Aquitaine (Antoni, 2013).

Ainsi, le mot « usine » et/ou l'expression « usine désaffectée » sont assez spécifiques de la région Grand-Est (2.51 et |0.52| respectivement), de la région Nouvelle-Aquitaine (|0.99| et 0.44), des Hauts-de-France (|0.80|) et de la région Auvergne-Rhône-Alpes (|0.61|). De plus, les termes « pollution » ou « polluer » sont également spécifiques à la région Nouvelle-Aquitaine (0.83), Hauts-de-France (|1.00|) et Auvergne-Rhône-Alpes (0.83) ; ce qui correspond bien aux régions les plus impactées par les SSP en France.

Enfin, l'utilisation des mots : « industriel » et « industrie », est spécifique à la région Hauts-de-France (1.38 et |0.72| respectivement) ; ce qui correspond au passé de cette région (Ogé, 2014).

Classe 1 (39,7%)			Classe 2 (15 %)			Classe 3 (33,7 %)			Classe 4 (11,6 %)		
Anciennes activités industrielles			Problème de la gestion de déchets en milieu urbain			Zone à l'abandon inutilisée			Espace agricole en jachère		
Forme active	χ^2	p	Forme active	χ^2	p	Forme active	χ^2	p	Forme active	χ^2	p
Abandonner	58,95	0,0001	Pollution	151,38	0,0001	Terrain	107,94	0,0001	Espace	114.47	0,0001
Usine	42,73	0,0001	Sol	59,79	0,0001	Abandon	84,27	0,0001	Nature	62.29	0,0001
Ancien	29,1	0,0001	Ville	32,66	0,0001	Laisser	82,57	0,0001	vert	46.45	0,0001
Bâtiment	28,82	0,0001	Repos	17,13	0,0001	Friche	16,1	0,0001	Libre	41.31	0,0001
Industriel	22,13	0,0001	Désert	17,13	0,0001	Milieu urbain	12,58	0,00038	Non-exploité	38.60	0,0001
Polluer	17,24	0,0001	Saleté	11,41	0,00073	Sauvage	10,6	0,00113	Champ	30.79	0,0001
Désaffecté	15,66	0,0001	Décharge	8,25	0,00408	Aller	5,95	0,01471	Non-entretenu	24.89	0,0001
Site	15,66	0,0001	Terre	7,85	0,00507	Non-utilisé	2 ,97	NS (0,08500)	Entretenir	5.81	0,01596
Immeuble	14,05	0,00017	Culture	7,85	0,00507				Non-cultivé	2.71	NS (0,09962)
Zone	13,72	0,00021	Non-cultivé	4,06	0,04402						
Industrie	10,9	0,00096									
Lieu	10,87	0,0023									
Non-construit	9,29	0,00513									
Endroit	7,83	0,00547									
Vieux	7,72	0,00547									

Tableau 3.16 – Résultats de la classification hiérarchique descendante associée au corpus sur les friches urbaines.
N = 539. NS pour non-significatif.

	Grand-Est	Nouv. Aquitaine	Bourg. Franche-Comté	Bret.	Centre-Val-de-Loire	Corse	Île-de-France	Occitan.	Norm.	Hauts-de-France	Rég. Sud PACA	PDL	Auv. Rhône-Alpes
Abandon	-0,72	0,60	0,88	0,64	-0,54	-0,11	-0,89	0,60	-0,54	0,49	-0,20	0,77	-0,25
Abandonner	-0,49	-0,56	-0,53	0,71	0,68	0,96	-0,56	-0,53	0,29	0,98	-0,24	-0,46	0,50
Ancien	0,27	0,83	0,40	-0,39	0,25	-0,03	0,51	0,82	-0,44	-0,44	0,25	0,34	-1,24
Bâtiment	-0,26	-0,36	-0,55	-0,35	-0,30	-0,03	-0,22	-0,19	0,54	-0,61	-0,32	0,38	**2,13**
Construction	0,34	0,71	0,37	-0,15	-0,32	-0,01	0,57	-0,24	-0,38	0,29	-0,14	-0,10	-0,31
Décharge	0,34	0,71	-0,24	-0,15	-0,32	-0,01	0,57	-0,24	-0,38	0,65	0,56	-0,10	-0,79
Déchet	0,38	-0,20	-0,37	0,38	-0,50	-0,02	-0,70	-0,37	0,88	0,61	**1,07**	-0,16	-0,29
Désaffecté	0,67	-0,41	-0,26	-0,17	-0,35	-0,01	-0,41	-0,26	**1,26**	0,25	-0,15	-0,11	0,57
Endroit	-0,83	-0,44	0,32	1,22	0,69	-0,01	0,82	0,89	-0,45	-0,93	-0,17	-0,12	0,22
Espace	-0,50	0,55	-0,19	-0,35	0,31	-0,03	0,99	-0,19	-0,87	-0,61	-0,32	**1,03**	0,49
Herbe	0,26	-0,44	0,32	1,22	0,23	-0,01	-0,20	-0,28	-0,45	-0,41	-0,17	0,62	0,51
Immeuble	0,84	-0,34	-0,22	-0,14	0,31	-0,01	-0,31	-0,22	0,77	-0,27	-0,13	0,72	-0,27
Industrie	0,39	-0,34	-0,22	-0,14	0,31	-0,01	-0,31	0,40	-0,34	-0,72	0,59	0,72	0,74
Industriel	0,34	-0,22	0,22	-0,25	-0,53	-0,02	-0,39	0,22	0,40	**1,38**	-0,23	-0,17	-0,33
Jachère	0,48	-0,16	**2,34**	-0,21	0,19	-0,02	-1,19	0,27	-0,52	0,40	-0,19	-0,14	-0,22
Jardin	-0,26	-0,37	-0,24	-0,15	-0,32	-0,01	**1,64**	0,37	-0,38	0,29	-0,14	-0,10	0,29
Laisser	0,31	-0,31	0,73	0,22	-0,40	-0,07	-0,41	-0,77	0,72	0,46	0,56	-0,21	-0,44
Libre	-0,30	-0,41	-0,26	-0,17	-0,35	-0,01	0,92	-0,26	**1,26**	0,57	-0,15	-0,11	-0,36
Milieu urbain	-0,22	-0,34	-0,22	-0,14	-0,29	-0,01	0,66	**1,99**	0,26	0,34	-0,13	-0,09	-0,72
Nature	0,39	0,27	-0,22	0,56	0,31	-0,01	-0,31	-0,22	0,77	-0,72	0,59	-0,09	-0,27
Non-cultivé	-0,26	0,71	-0,24	-0,15	**1,53**	-0,01	0,25	-0,24	-0,38	-0,31	-0,14	-0,10	0,29
Polluer	-0,39	-0,47	0,30	0,44	0,21	-0,01	-0,23	0,83	0,54	-1,00	-0,18	-0,13	0,83
Pollution	0,27	**0,83**	-0,22	0,66	-0,83	-0,03	0,30	-0,62	-0,44	0,38	0,25	-0,26	0,38
Ruine	0,39	0,27	1,09	-0,14	0,31	-0,01	-0,31	-0,22	-0,34	-0,27	0,59	-0,09	-0,27
Sauvage	0,84	0,78	-0,22	-0,14	-0,29	-0,01	-0,79	-0,22	0,26	0,34	-0,13	-0,09	0,34
Site	-0,22	0,27	-0,22	-0,14	0,31	-0,01	-0,79	0,40	0,77	0,34	-0,13	-0,09	0,34
Sol	0,91	-0,26	-0,44	0,32	-0,21	-0,02	-0,24	0,20	-0,26	0,45	-0,26	0,46	-0,40
Terrain	-0,56	-0,64	0,27	-0,79	0,51	0,66	0,33	1,01	-0,28	0,37	0,25	-0,44	0,37

Terrain abandonné	-0,57	-0,30	**1,17**	-0,13	0,34	-0,01	0,34	0,44	-0,31	-0,23	-0,12	-0,08	0,39
Terrain vague	0,78	-0,28	-0,30	-0,48	0,76	-0,04	0,30	-0,30	0,60	-0,66	-0,44	-0,32	0,39
Terre	-1,16	**0,84**	0,22	0,36	-0,17	-0,02	0,46	0,66	0,40	-0,33	1,03	-0,17	-1,30
Usine	**2,51**	-0,99	-0,64	0,64	0,54	-0,03	0,27	-0,24	-0,21	-0,80	0,69	-0,27	-0,80
Usine désaffectée	-0,52	0,44	0,24	0,38	-0,16	-0,02	-0,35	0,24	0,43	0,31	0,40	0,52	-0,61
Ville	-0,98	0,60	-0,48	0,37	0,45	-0,05	0,67	-1,03	-0,92	-0,55	0,41	0,60	**1,14**
Zone	0,44	0,56	0,27	-0,51	-0,24	-0,04	0,42	-0,33	0,28	0,53	-0,47	0,27	-0,75
	Grand-Est	Nouv. Aquitaine	Bourg. Franche-Comté	Bret.	Centre-Val-de-Loire	Corse	Île-de-France	Occitan.	Norm.	Hauts-de-France	Rég. Sud PACA	PDL	Auv. Rhône-Alpes

Tableau 3.17 – Résultats de l'analyse factorielles des correspondances associée au corpus sur les friches urbaines.

N = 723 - Nouv. Aquitaine : Nouvelle-Aquitaine, Bourg. Franche-Comté : Bourgogne-Franche-Comté , Bret. : Bretagne, Occitan. : Occitanie, Norm. : Normandie, Région-Sud-PACA , PDL : Pays-de-la-Loire, Auv. Rhône-Alpes : Auvergne-Rhône-Alpes.

3.3.2 Résultats des statistiques descriptives

Nous présentons tout d'abord les résultats relatifs à la perception et à la connaissance de la pollution du sol (3.3.2.1), puis celles du module sur les friches urbaines, en commençant par la façon dont ces dernières sont perçues, ressenties, et appréhendées par les individus (3.3.2.2), et en finissant par leurs préférences et leurs attentes vis-à-vis des projets de reconversion (3.3.2.3). Nous terminons par une présentation des résultats relatifs au degré de confiance et aux modalités de participation souhaitées dans le cadre d'opération de réaménagement du territoire (3.3.2.4).

3.3.2.1 Perceptions et connaissances de la pollution du sol

Le tableau 3.18 présente les statistiques descriptives associées au premier module du questionnaire ; il s'agit des statistiques descriptives sur les perceptions et les connaissances individuelles de la contamination des sols.

Les individus sont majoritairement insatisfaits des programmes de gestion de la contamination des sols (79.45 %). Cette insatisfaction est significativement associée à la perception du risque et aux connaissances individuelles relatives à la pollution du sol.

En moyenne, les individus perçoivent un risque de contamination des sols élevé. Sur une échelle de 1 à 10, cette perception s'élève à 6.86 en moyenne au niveau national, et à 6.03 au niveau de leur commune de résidence. Elle est significativement et positivement associée avec l'insatisfaction déclarée vis-à-vis des programmes de gestion des friches urbaines et de la contamination des sols.

Au niveau de la connaissance perçue, 62.15 % des individus interrogés estiment connaître faiblement voire pas les moyens existants de prévention de la contamination des sols ; ce qui représente un peu plus de la moitié de notre échantillon.

En outre, seuls deux individus sur cinq déclarent connaître un cas de contamination des sols en France. Ce pourcentage se réduit à 8.09 % lorsqu'il s'agit des chantiers de dépollution mis en œuvre ces dernières années sur leur commune de résidence. Cela relève d'une heuristique de disponibilité : les individus se remémorant plus rapidement les évènements les plus récents (mémoire du risque à court terme). En effet, dans 64.54 ;% des cas, ce chantier a eu lieu il y a tout au plus cinq ans. Toutefois, l'ensemble de notre échantillon réside sur une commune impactée par la présence d'au moins une FUP, et donc dans laquelle un chantier de dépollution est en cours ou a été effectué.

En majorité, les individus (96.39 %) déclarent ne pas avoir été affectés personnellement par la contamination des sols. Parmi les 3.61 % qui l'ont été, un peu moins d'un tiers pensent avoir été intoxiqué à la suite de cet évènement. Il résident majoritairement dans les régions Île-de-France et Hauts-de-France (20.69 % des individus concernés). Dans le premier cas, il s'agit d'une région caractérisée par une croissance urbaine extensive rapide, et où ce type de chantier est probablement récurrent. Dans le second cas, il s'agit d'une des régions qui abrite historiquement le plus grand nombre de SSP (Antoni, 2013).

Au-delà du niveau de connaissance perçu, les individus ont effectivement peu de connaissances sur la contamination des sols. Ainsi, les personnes sondées ne connaissent pas les bases de données publiques existantes, comme BASOL ou BASIAS, sur ce sujet : seuls 5.73 % des individus interrogés déclarent les connaître.

Ainsi, les niveaux de connaissances perçus et réels relatifs à la contamination des sols sont relativement faibles. Cette méconnaissance est associée à de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes actuels de gestion de la contamination des sols.

Variables	**Insatisfaction sur la contamination des sols** N = 638		**Insatisfaction relative à la gestion des friches urbaines** N = 639		**Total** N = 803	
	Eff.	%	Eff.	%	Eff.	%
Perception du risque de pollution du sol ; en moyenne (écart-type)						
- au niveau national	6.99 (1.46)***		6.90 (1.48)***		6.86 (1.55)	
- au niveau de la commune	6.17 (1.78)***		6.07 (1.78)***		6.03 (1.84)	
Connaissance de cas de pollution des sols au niveau national						
Oui	262	41.07*	259	40.53	317	39.48
Non	376	58.93*	380	59.47	486	60.52
Connaissance de chantiers de dépollution sur la commune						
Oui	50	7.84	45	7.04**	65	8.09
Non	588	92.16	594	92.96**	738	91.91
Si oui, le chantier a eu lieu il y a 5 ans ou moins					40	61.54
Si oui, le chantier a eu lieu il y a plus de 5 ans					25	38.46
L'individu a été affecté par un problème de pollution du sol						
Oui	11	6.67**	7	4.27	29	3.61
Non	154	93.33**	157	95.73	774	96.39
Si oui, pensez-vous avoir été intoxiqué à la suite de cet évènement ?						
Oui					9	31.03
Non					20	68.97
Si oui, région concernée						
Île-de-France					6	20.69
Hauts-de-France					6	20.69
Occitanie					4	13.79
Auvergne-Rhône-Alpes					3	10.34
Bourgogne-Franche-Comté					3	10.34
Centre					2	6.90
Sud-PACA					2	6.90
Bretagne					1	3.45
Grand-Est					1	3.45
Normandie					1	3.45
L'individu connaît BASOL ou BASIAS						
Oui	24	3.76***	26	4.07***	46	5.73
Non	614	96.24***	613	95.93***	757	94.27
L'individu connait les moyens de prévention de la pollution du sol						
Aucune connaissance	14	2.19**	14	2.19*	19	2.37
Très faible	162	25.39**	160	25.05*	203	25.28
Faible	232	36.36**	231	36.15*	277	34.50
Intermédiaire	172	26.96**	172	26.92*	220	27.40
Élevé	38	5.96**	42	6.57*	51	6.35
Très élevé	20	3.13**	20	3.13*	33	4.11
Si ma commune est soumise à un problème de pollution des sols...						
...je souhaiterais que l'on effectue des mesures dans mon logement						
Oui	489	76.65*	486	76.06	604	75.22
Non	149	23.35*	153	23.94	199	24.78
...j'arrêterai de consommer les fruits et légumes que je cultive						
Oui	437	68.50	440	68.86	549	68.37
Non	201	31.50	199	31.14	254	31.63
Insatisfaction à l'égard des programmes de gestion de la contamination des sols						
Oui					638	79.45
Non					165	20.55

Tableau 3.18 – Statistiques descriptives du module sur les perceptions et les connaissances de la pollution du sol

Le descriptif des variables est présenté dans le tableau 3.1.

Seuils de significativité : *** $p \leqslant 0.01$; ** $p \leqslant 0.05$; * $p \leqslant 0.1$

Comparaison entre les personnes déclarant être satisfaites et celles qui sont insatisfaites des différents programmes de gestion étudiés

Enfin, en cas de contamination des sols sur leur commune, les individus adopteraient un comportement de prudence en arrêtant par exemple pour 68.86 % d'entre eux de consommer des fruits et des légumes provenant de leur jardin potager. Toutefois, l'adoption de ce type de comportement doit également être mis en parallèle avoir le niveau de confiance accordé à l'institution ou à l'organisme qui les informera d'un tel problème.

3.3.2.2 Perceptions et connaissances des friches urbaines

Le tableau 3.19 présente les statistiques descriptives associées au second module relatif à la perception et à la connaissance des friches urbaines.

Les risques potentiels associés aux friches urbaines, en raison de la présence de déchets et/ou de la vétusté des bâtis, sont perçus par les individus interrogés. Un peu plus de la moitié des individus (50,32 %) considèrent que ce type d'espace laissé à l'abandon représente un danger pour eux-mêmes. Cette perception des risques est associée avec leur insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion de friches urbaines : 79,58 % des personnes interrogées se déclarent être insatisfaites.

Cette proportion est légèrement plus élevée lorsqu'ils estiment le danger résultant de la présence de ce type de site pour autrui (56,92 %). On constate ainsi que les individus opèrent une stratégie d'euphémisation du risque. Or, en mettant en place des heuristiques de jugement les amenant à ne pas percevoir la contamination de cet espace, les individus peuvent également ne pas s'apercevoir de la nécessité de dépolluer le site.

Dans notre échantillon, la perception du risque vis-à-vis des friches urbaines est significativement associée avec la durée de résidence sur la commune et à l'attachement déclaré au quartier.

En moyenne, les individus interrogés sont installés sur leur commune depuis un peu plus de 17 ans, et ils habitent depuis un peu plus de 11 ans le même logement. De plus, 68,62 % de notre échantillon déclare se sentir attaché à son quartier de résidence.

Ainsi, plus les individus résident depuis longtemps sur leur commune et moins ils perçoivent les risques potentiels que représentent les friches urbaines. De la même manière, plus les individus sont attachés à leur quartier de résidence, et moins ils perçoivent ces risques.

Ces éléments concourent également à expliquer pourquoi seuls 15,07 % des individus de notre échantillon ont conscience de la présence d'une friche urbaine à proximité de leur lieu d'habitation ; alors même qu'ils résident tous sur une commune impactée par ce type de site.

En outre, au sein de ce sous-échantillon, pour près de quatre individus sur cinq, cette friche n'est pas visible depuis leur lieu d'habitation. Cela augmente la probabilité de ne pas se rendre compte de l'existence de friches urbaines potentiellement polluées sur leur commune de résidence.

Par ailleurs, un peu moins de 70 % des personnes interrogées donnent de l'importance à la valeur de quasi-option. Elles préfèrent attendre si nécessaire quelques années afin d'obtenir davantage d'informations avant de prendre une décision irréversible pour réaménager la friche urbaine.

Ils sont également majoritairement favorables à la mise en place d'usages temporaires que se soit par l'occupation informelle du site par des associations culturelles ou artistiques (69,73 %), ou par la mise en place de jardins partagés (70,99 %) par exemple.

Les résultats relatifs à la description d'au moins une friche urbaine située à proximité du

Variables	**Insatisfaction sur la contamination des sols** N = 638		**Insatisfaction relative à la gestion des friches urbaines** N = 639		**Total** N = 803	
	Eff.	%	Eff.	%	Eff.	%
A conscience de l'existence d'au moins une friche urbaine à proximité de son lieu d'habitation						
Oui	105	16.46**	94	14.71	121	15.07
Non	533	83.54**	545	85.29	682	84.93
Si oui, nombre de friche en moyenne à proximité (écart-type)					1.90 (1.28)	
La présence d'espaces en friche, laissés à l'abandon, représente un danger pour moi						
Totalement opposé	19	2.98**	16	2.50**	24	2.99
Pas du tout d'accord	104	16.30**	97	15.18**	129	16.06
Plutôt pas d'accord	200	31.35**	199	31.14**	246	30.64
Plutôt d'accord	220	34.48**	225	35.24**	267	33.25
Tout à fait d'accord	62	9.72**	66	35.21**	85	10.59
Totalement d'accord	33	5.17**	36	5.63**	52	6.48
La présence d'espaces en friche, laissés à l'abandon, représente un danger pour les autres						
Totalement opposé	17	2.66	13	2.03*	20	2.49
Pas du tout d'accord	87	13.64	81	12.68*	109	13.57
Plutôt pas d'accord	177	27.74	172	26.92*	217	27.02
Plutôt d'accord	228	35.74	237	37.09*	280	34.87
Tout à fait d'accord	84	13.17	87	13.62*	116	14.45
Totalement d'accord	45	7.05	49	7.67*	61	7.60
Avant d'aménager une friche urbaine, il peut être préférable d'attendre quelques années pour avoir des informations supplémentaires						
Totalement opposé	13	2.04	11	1.72	14	1.74
Pas du tout d'accord	47	7.37	47	7.36	56	6.97
Plutôt pas d'accord	134	21.00	134	20.97	172	21.42
Plutôt d'accord	282	44.20	284	44.44	350	43.59
Tout à fait d'accord	98	15.36	96	15.02	126	15.69
Totalement d'accord	64	10.03	67	10.49	85	10.59
L'appropriation temporaire du site par des associations artistiques ou culturelles est bénéfique						
Totalement opposé	18	2.82	19	2.97	22	2.74
Pas du tout d'accord	48	7.52	46	7.20	60	7.47
Plutôt pas d'accord	130	20.38	132	20.66	161	20.05
Plutôt d'accord	280	43.89	274	42.88	343	42.71
Tout à fait d'accord	113	17.71	115	18.00	148	18.43
Totalement d'accord	49	7.68	53	8.29	69	8.59
L'utilisation temporaire du site en tant que jardins partagés ou lieux d'exposition est bénéfique						
Totalement opposé	21	3.29	22	3.44	24	2.99
Pas du tout d'accord	39	6.11	38	5.95	48	5.98
Plutôt pas d'accord	131	20.53	129	20.19	161	20.05
Plutôt d'accord	247	38.71	254	39.75	316	39.35
Tout à fait d'accord	129	20.22	126	19.72	160	19.93
Totalement d'accord	71	11.13	70	10.95	94	11.71
Il est préférable de reconvertir les friches urbaines en espaces verts et de les rendre inconstructibles						
Totalement opposé	12	1.88	12	1.88	14	1.74
Pas du tout d'accord	32	5.02	28	4.38	37	4.61
Plutôt pas d'accord	138	21.63	141	22.07	166	20.67
Plutôt d'accord	233	36.52	233	36.46	300	37.36
Tout à fait d'accord	128	20.06	127	19.87	168	20.92
Totalement d'accord	95	14.89	98	15.34	118	14.69

Tableau 3.19 – Statistiques descriptives du module sur les perceptions des friches urbaines
Le descriptif des variables est présenté dans le tableau 3.2.
Seuils de significativité : *** $p \leqslant 0.01$; ** $p \leqslant 0.05$; * $p \leqslant 0.1$
Comparaison entre les personnes déclarant être satisfaites et celles qui sont insatisfaites des différents programmes de gestion étudiés.

lieu d'habitation de l'individu montrent que la plupart des friches sont situées en périphérie urbaine (56,20 %) ou en centre-ville (37,19 %). Les friches situées en zones rurales sont moins nombreuses (23,14 %).

De plus, dans la majorité des cas, il s'agit d'anciennes friches industrielles (73,55 %), potentiellement polluées, ou d'anciennes friches ayant abrité des infrastructures publiques (21,49 %) comme des hôpitaux ou des écoles par exemple, comme le montre les résultats du tableau 3.20.

Au moins une friche est visible depuis le lieu d'habitation de l'individu		
Oui	25	20.66
Non	96	79.34
L'individu est allé visiter le site depuis sa clôture		
Oui	42	34.71
Non	79	65.29
Au moins une de ces friches est localisée		
En zone rurale	28	23.14
En périphérie urbaine	68	56.20
En centre-ville	45	37.19
La friche est à l'abandon depuis		
5 ans ou moins	50	41.32
Plus de 5 ans	71	58.68
Les activités principalement exercées sur ces friches sont		
Des activités industrielles	89	73.55
Des activités militaires	12	9.92
Des activités ferroviaires	22	18.18
Des activités portuaires	6	4.96
D'anciennes infrastructures publiques	26	21.49
Présence d'éléments identitaires à préserver		
Oui	17	14.05
Non	104	85.95
Présence d'éléments stratégiques à préserver		
Oui	18	14.88
Non	103	85.12
Présence d'éléments de rentabilité à préserver		
Oui	18	14.88
Non	103	85.12
Sur quels critères les projets de réaménagement devraient s'appuyer en priorité		
Critères environnementaux	66	54.55
Critères de cohérence paysagère, d'esthétique	19	15.70
Critères d'identité territoriale	19	15.70
Critères économiques	17	14.05
Critères sociaux	13	10.74
Critères de qualité de vie au quotidien sur le site	12	9.92
Critères de coûts et de rentabilité de l'investissement engagé	7	5.79
Critères d'acceptabilité sociale	1	0.83

Tableau 3.20 – Statistiques descriptives des friches urbaines situées à proximité du lieu d'habitation de l'individu (N = 121)

Pour les variables sur la localisation de la friche urbaine, des activités principalement exercées, et des critères à prendre en compte pour reconvertir ces espaces, l'effectif est supérieur à 121. En effet, les individus ayant conscience de l'existence d'une friche urbaine située à proximité de leur lieu de résidence pouvaient décrire jusqu'à trois friches au maximum. Les données ont été agrégées sur l'ensemble des friches urbaines décrites par les individus.

Enfin, les individus perçoivent des éléments à caractère historique, stratégique, ou de rentabilité devant être conservés dans les projets de réaménagement.

Toutefois, dans leurs réponses, les individus ne différencient pas ces trois types d'enjeux : ils considèrent, par exemple, que les éléments historiques sont également des éléments stratégiques

ou de rentabilité[17]. La présence de ce type d'enjeux à prendre en compte lors du processus de reconversion amène les individus à privilégier les critères environnementaux (54,55 %), de cohérence paysagère ou esthétique (15,70 %), ou encore d'identité territoriale (15,70 %).

3.3.2.3 Préférences et attentes en matière de reconversion de friches urbaines

Les individus souhaitent que les reconversions de friches urbaines contribuent à la préservation de la biodiversité que ce soit au niveau national (29,89 %) ou de leur commune de résidence (31.38 %) comme le montre les résultats du tableau 3.21. Ils s'attendent également à ce qu'elles améliorent leur qualité de vie au quotidien sur le site : au niveau national pour 13.08 % des individus, et pour 15.44 % au niveau de leur commune. On constate que ces attentes individuelles sont plus importantes pour les individus à l'échelle locale, celle de leur commune, qu'à une échelle plus globale.

D'une manière générale, nos résultats indiquent que les individus privilégient des critères à caractère environnemental : 62,64 % des attentes exprimées au niveau national, et 64,76 % des attentes exprimées par les individus au niveau de leur commune.

C'est pourquoi, la majorité des individus (63,76 %) préfèrent les projets de reconversion en espaces verts ; ce que montre le tableau 3.22. En deuxième choix, ils sont favorables à la mise en place d'usages culturels (22,04 %). La construction de commerces se situe en troisième choix (17, 31 %). Les infrastructures sanitaires (12,83 %), les logements (12,45 %) et la construction de parking (13,82 %) viennent en troisième et dernière position.

Dans le cas d'infrastructures sanitaires ou des installations commerciales, les individus privilégient les constructions revêtant un caractère public, ou semi-public, et/ou de proximité (préférences pour la construction de cabinet médical ou de commerces de proximité par exemple). Dans le cas d'infrastructures culturelles, les individus privilégient des usages récréatifs comme la construction de bibliothèque ou médiathèque (48,16 %) ou de cinéma (45.61 %).

En outre, en ce qui concerne plus particulièrement les espaces verts, 72,98 % des individus souhaitent que ces derniers soient mis en place de façon définitive en rendant par exemple inconstructible cet espace (cf. tableau 3.19).

Enfin, les intentions de réutilisation du site en fonction des futurs usages sont ambivalentes. En effet, moins de la moitié des individus interrogés accepteraient d'utiliser des infrastructures ou des équipements présents sur un ancien site pollué aujourd'hui dépollué (41.34 %), et seuls 39.48 % des individus occuperaient un logement sur un ancien site pollué.

Ces résultats peuvent s'expliquer par la perception des risques associés à la fois à la contamination des sols et aux friches urbaines, au manque de connaissances sur ce qu'est la contamination des sols et l'efficacité des techniques de traitement, et enfin, par un manque de confiance dans les institutions pouvant délivrer des informations sur la pollution du sol.

[17]Parmi les éléments à caractères identitaires ou historiques, on retrouve notamment des casernes construites à l'époque de Vauban, une façade de bâtiment, un mur datant de la Seconde Guerre Mondiale, d'anciennes maisons d'ouvriers, et une ancienne ganterie et tannerie. Ces éléments se retrouvent également en tant qu'éléments stratégiques ou de rentabilité.

Variables	**Insatisfaction sur la contamination des sols** N = 638		**Insatisfaction relative à la gestion des friches urbaines** N = 639		**Total** N = 803	
	Eff.	%	Eff.	%	Eff.	%
Attentes vis-à-vis d'un projet de reconversion au niveau national						
Amélioration de la cohésion sociale	50	7.84	52	8.14	62	7.72
Amélioration de la qualité de vie	79	12.38	74	11.58	105	13.05
Amélioration de l'image et de l'attractivité du territoire	20	3.13	24	3.76	27	3.36
Conservation et mise en valeur du patrimoine historique et culturel	19	2.98	22	3.44	25	3.11
Création d'emplois et ressources fiscales supplémentaires	52	8.15	49	76.56	64	7.97
Opportunités touristiques et de loisirs	11	1.72	10	1.56	16	1.99
Diminution de l'étalement urbain et des nuisances qu'il engendre	65	10.19	63	9.86	78	9.71
Préservation de la biodiversité	190	29.78	186	29.11	240	29.89
Réduction de la consommation énergétique	19	2.98	22	3.44	28	3.49
Réduction de la pollution	62	9.72	63	9.86	72	8.97
Réduction des risques naturels	71	11.73	74	11.58	85	10.59
Autre	-	-	-	-	1	0.12
Attentes générales vis-à-vis d'un projet de reconversion au niveau national						
Environnementales	407	63.79	408	63.85*	503	62.64
Économiques	63	9.87	59	9.23*	81	10.09
Sociales	129	20.22	126	19.72*	167	20.80
Patrimoniales et identitaires	39	6.11	46	7.20*	52	6.48
Attentes vis-à-vis d'un projet de reconversion au niveau communal						
Amélioration de la cohésion sociale	37	5.80	36	5.63	46	5.73
Amélioration de la qualité de vie	98	15.36	100	15.65	124	15.44
Amélioration de l'image et de l'attractivité du territoire	18	2.82	18	2.82	22	2.74
Conservation et mise en valeur du patrimoine historique et culturel	8	1.25	10	1.56	13	1.62
Création d'emplois et ressources fiscales supplémentaires	47	7.37	45	7.04	58	7.22
Opportunités touristiques et de loisirs	11	1.72	13	2.03	18	2.24
Diminution de l'étalement urbain et des nuisances qu'il engendre	62	9.72	68	10.64	83	10.34
Préservation de la biodiversité	208	32.60	196	30.67	252	31.38
Réduction de la consommation énergétique	29	4.55	30	4.69	37	4.61
Réduction de la pollution	49	7.68	51	7.98	61	7.60
Réduction des risques naturels	71	11.13	72	11.27	87	10.83
Autre	-	-	-	-	2	0.25
Attentes générales vis-à-vis d'un projet de reconversion au niveau de la commune						
Environnementales	419	65.67	417	65.29	520	64.76
Économiques	58	9.09	58	9.08	78	9.71
Sociales	135	21.16	136	21.28	170	21.17
Patrimoniales et identitaires	26	4.08	28	4.38	35	4.36

Tableau 3.21 – Statistiques descriptives relative aux attentes individuelles vis-à-vis des projets de reconversion de friches urbaines

Seuils de significativité : *** $p \leqslant 0.01$; ** $p \leqslant 0.05$; * $p \leqslant 0.1$

La catégorie « environnementale » regroupe les attentes en termes de diminution de la pollution, de réduction de la consommation d'énergie, de préservation de la biodiversité, de réduction de l'étalement urbain et de ses nuisances ; et de réduction des risques naturels ; la catégorie « économique » regroupe les créations d'emplois et ressources fiscales supplémentaires, les opportunités touristiques et de loisirs, et l'observation de la modalité autre qui s'y rapportait ; la catégorie « patrimoniales et identitaires » regroupe ce qui se rapporte à la conservation et à la mise en valeur du patrimoine historique et culturel existant, et à l'amélioration de l'image et/ou de l'attractivité du territoire ; la catégorie « sociales » regroupe les attentes en termes d'amélioration de la cohésion sociale et d'amélioration de la qualité de vie.

Variables	**Insatisfaction sur la contamination des sols** N = 638		**Insatisfaction relative à la gestion des friches urbaines** N = 639		**Total** N = 803	
	Eff.	%	Eff.	%	Eff.	%
L'individu utiliserait des infrastructures ou équipements sur un ancien site pollué aujourd'hui reconverti						
Oui	50	15.06***	349	54.62***	471	58.66
Non	282	84.94***	290	45.38***	332	41.34
L'individu louerait ou achèterait un logement sur un ancien site pollué, aujourd'hui reconverti						
Oui	236	36.99**	234	36.62***	317	39.48
Non	402	63.01**	405	63.38***	486	60.52
Infrastructures souhaitées dans le cadre du réaménagement d'une friche urbaine polluée - cité en premier						
Espaces verts	410	64.26	405	63.38	512	63.76
Infrastructures et installations culturelles	47	7.37	47	7.36	66	8.22
Infrastructures et installations sanitaires	23	3.61	23	3.61	30	3.74
Des commerces	37	5.80	41	6.42	51	6.35
Des logements	48	7.52	49	7.67	60	7.47
Des parkings	57	8.93	58	9.08	66	8.22
Infrastructures et installations sportives	16	2.51	16	2.51	18	2.24
Types d'espaces verts souhaités						
Jardins partagés					121	17.95
Jardins publics					395	58.61
Parcs pédagogiques					156	23.15
Autre					2	0.30
Types d'infrastructures ou d'installations culturelles						
Salle d'exposition					135	38.24
Théâtre					93	26.35
Cinéma					161	45.61
Bibliothèque					170	48.16
Types d'infrastructures ou d'installations sanitaires						
Cabinet médical					90	49.45
Hôpital public					89	48.90
Hôpital privé					31	17.03
Maison de retraite					56	30.77
Types d'infrastructures ou d'installations commerciales						
Commerces de proximité					163	55.25
Zone d'activité d'une dizaine d'entreprises					89	30.17
Zone d'activité d'une vingtaine d'entreprises					43	14.58
Types de logements						
Maisons individuelles avec jardin					144	54.96
Logements sociaux					104	39.69
Petits collectifs (moins de 10 logements)					110	41.98
Collectifs de taille moyenne (entre 10 et 50 logements)					35	13.36
Grands collectifs (plus de 50 logements)					11	4.20

Tableau 3.22 – Statistiques descriptives du module sur les préférences et intentions individuelles à l'égard des projets de reconversion de friches urbaines

Les variables de ce module de question sont présentées dans le tableau 3.3.

Les effectifs sont supérieurs au nombre d'individus interrogés car ces derniers pouvaient choisir plusieurs réponses pour les variables suivantes : types d'installations et d'infrastructures culturelles ; types d'installations et d'infrastructures sanitaires ; types de logements. Les réponses sur les types d'espaces verts et commerces choisis sont présentées pour les individus ayant choisir au moins une fois l'infrastructure concernée.

3.3.2.4 Confiances et modalités de participations souhaitées

En ce qui concerne la participation des individus dans les projets de reconversion de friches urbaines, un peu plus de la moitié d'entre eux (52,80 %) souhaitent être impliqués dans ce type de démarche comme l'indique le tableau 3.23 des résultats associés au module sur la participation attendue par les individus et les modalités de mise en œuvre de cette démarche.

Toutefois, ils limitent leur implication à de la consultation (70,28 %), voire à des réunions d'information publique (41,75 %) ; soit des niveaux de participation relativement faibles si l'on reprend la typologie établie par Sherry Arnstein (Arnstein, 1969). De plus, près de trois individus sur quatre considèrent les processus participatifs avec méfiance en jugeant qu'ils ne servent qu'à justifier des décisions déjà prises. Cela souligne donc l'importance de pré-requis indispensables, comme la transparence des décisions prises et l'organisation équilibrée des échanges entre les parties prenantes, lors de la mise en œuvre d'une démarche participative. En outre, 42.84 % des individus estiment que les experts et scientifiques tendent à surestimer les risques vis-à-vis de la contamination des sols.

La mise en place d'une démarche participative permettrait d'améliorer la compréhension des résultats scientifiques notamment des diagnostics de contamination des sols, et des contraintes sur la sensibilité des usages futurs découlant de la présence résiduelle de contaminants dans les sols.

Variables	**Insatisfaction sur la contamination des sols** N = 638		**Insatisfaction relative à la gestion des friches urbaines** N = 639		**Total** N = 803	
	Eff.	%	Eff.	%	Eff.	%
Avis de l'individus par rapport aux deux affirmations suivantes						
« Les experts scientifiques surestiment les risques »						
Totalement opposé	26	4.08	21	3.29**	30	3.74
Pas du tout d'accord	105	16.46	107	16.74**	128	15.94
Plutôt pas d'accord	251	39.34	254	39.75**	301	37.48
Plutôt d'accord	183	28.68	181	28.33**	245	30.51
Tout à fait d'accord	50	7.84	48	7.51**	61	7.60
Totalement d'accord	23	3.61	28	4.38**	38	4.73
« La participation ne sert qu'à justifier des décisions déjà prises »						
Totalement opposé	7	1.10	6	0.94	7	0.87
Pas du tout d'accord	29	4.55	27	4.23	30	3.74
Plutôt pas d'accord	139	21.79	144	22.54	167	20.80
Plutôt d'accord	304	47.65	300	46.95	384	47.82
Tout à fait d'accord	104	16.30	104	16.28	139	17.31
Totalement d'accord	55	8.62	58	9.08	76	9.46
L'individu souhaite être impliqué dans les décisions et projets d'aménagement de sa commune						
Oui	351	55.02**	350	54.77**	424	52.80
Non	287	44.98**	289	45.23**	379	47.20
Si oui, selon quelles modalités						
Réunion d'information	151	43.02	149	42.57	177	41.75
Consultation	247	70.37	250	71.43	298	70.28
Groupe de travail	142	40.46	146	41.71	166	39.15

Tableau 3.23 – Statistiques descriptives relatives au module sur la participation
Plusieurs réponses possibles concernant les modalités de participation souhaitées par les individus.

Cependant, la confiance varie en fonction des sources d'information (Lang et Hallman, 2005, Latré *et al.*, 2017, Maeda et Miyahara, 2003, Peters *et al.*, 1997). Celles-ci sont, en effet, différemment perçues par les individus en fonction de deux critères :

1. le degré d'expertise perçu ;

2. le degré d'implication ressenti.

La figure 3.11 illustre les différents niveaux de confiance, d'expertise et d'implication exprimés par l'individu vis-à-vis d'institutions, d'organismes ou de personnalités susceptibles de lui fournir des informations sur la contamination des sols. Elle résume les données présentées dans le tableau C.1 en annexe.

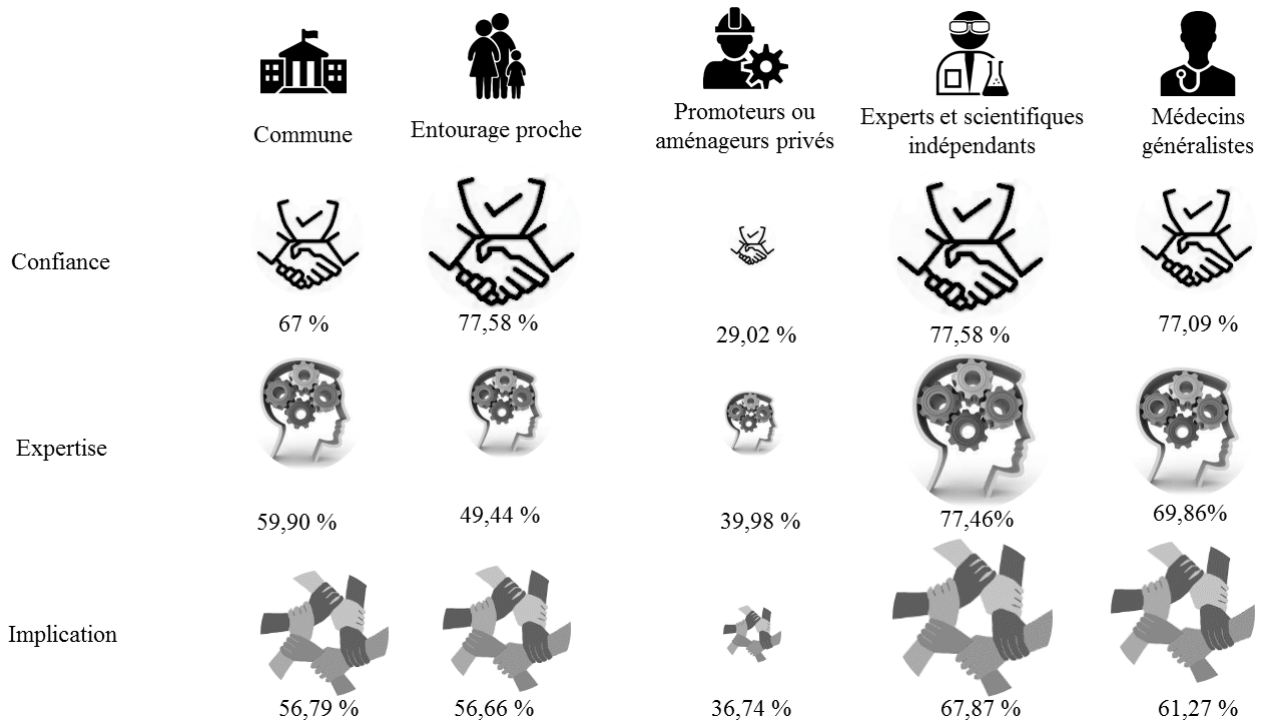


FIGURE 3.11 – Illustration des niveaux de confiance, d'expertise et de crédibilité accordés par les individus aux institutions et organismes intervenant dans la reconversion de friches urbaines
La taille des icônes est proportionnelle aux pourcentages des niveaux de confiance, d'expertise et d'implication exprimés par les individus. Les pourcentages indiqués correspondent aux regroupements des 5 modalités allant de « Tout à fait confiance » à « Plutôt confiance ».

Nos résultats indiquent que les individus font peu confiance aux décideurs publics. Ainsi, 53.31 % des individus déclarent un niveau de confiance nul ou faible vis-à-vis des informations sur la contamination des sols pouvant être délivrées par l'État. Un peu plus de 10 % des individus interrogés font, au contraire, confiance.

Cette défiance décroît à mesure que l'on se rapproche d'organismes de proximité. Ainsi, la part des individus ayant une confiance élevée voire très élevée vis-à-vis de l'intercommunalité s'élève à 12.2 %, et à 13.58 % au niveau de la commune. Toutefois, la confiance exprimée vis-à-vis de ces institutions reste relativement faible. Elle s'explique par des niveaux modérés d'expertise et d'implication perçue.

Les individus font majoritairement confiance aux experts et scientifiques indépendants. 45.33 % des individus ont un niveau de confiance élevé à l'égard de ces derniers en raison du haut niveau d'expertise et d'implication qu'ils leur accordent.

Les individus de notre échantillon ont également confiance dans les informations sur la contamination du sol pouvant être délivrées par leur médecin généraliste (28.15 %). L'implication ressentie en tant que patient compense le degré d'expertise perçu plus faible qu'ils peuvent avoir sur ces sujets.

Ils accordent également une confiance relativement importante aux associations environnementales. 36,11 % des individus ont un niveau de confiance élevé à l'égard de ces organismes.

En conclusion, les individus font confiance aux résultats délivrés par des experts et des scientifiques indépendants, des associations environnementales, ou leurs médecins généralistes.

Les promoteurs et aménageurs immobiliers sont les acteurs auxquels les individus font le moins confiance. 70.98 % des individus déclarent ne pas leur faire confiance. Cette défiance s'explique par de faibles niveaux d'expertise et d'implication perçus par les individus ; ces niveaux sont les plus faibles de toutes les institutions étudiées dans cette enquête.

La confiance témoignée à l'égard des médias est également faible : elle est inférieure à 10 %. Cette confiance relativement mitigée s'explique, au moins en partie, par l'intérêt commercial présumé par les individus des informations qu'ils délivrent.

Enfin, les informations communiquées par l'entourage proche sur la contamination du sol sont jugées relativement fiables, avec un niveau de confiance proche de de 25 %. Le fait que ces derniers partagent des intérêts communs influence le niveau de confiance. Ainsi, la manière dont les individus pensent que leur intérêt personnel est pris en considération par un groupe d'acteurs détermine la confiance qu'ils leur accordent tout autant que le niveau d'expertise perçue.

3.3.3 Insatisfactions à l'égard des programmes de gestion de friches urbaines polluées

Nous présentons dans cette section les résultats de nos régressions logistiques sur l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion de la pollution du sol en France (3.3.3.1), puis sur ceux relatifs à la gestion des friches urbaines (3.3.3.2).

3.3.3.1 Déterminants de l'insatisfaction des programmes de gestion de la pollution des sols

Les résultats du modèle logit sur les déterminants de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion de la contamination du sol sont présentés dans le tableau 3.24.

Nos résultats montrent que la probabilité d'être insatisfait des programmes de gestion de la pollution du sol est significativement et positivement associée à la perception du risque de pollution du sol (0.265***). Autrement dit, plus la perception de ce risque est élevée, et plus la probabilité que l'individu soit insatisfait des programmes de gestion de la contamination du sol augmente.

Cette insatisfaction est également positivement et significativement associée avec la conscience de vivre à proximité d'une FUP (1.533***). Autrement dit, plus l'individu sait qu'il réside sur une zone impactée par ce type de problème, plus la probabilité qu'il soit insatisfait vis-à-vis des programmes de gestion de la pollution du sol est élevée. Cette insatisfaction va de pair avec le niveau des connaissances de l'individu dans le domaine de la pollution du sol. Ainsi, moins l'individu possède de connaissances, et moins il est informé sur ce sujet, et plus il est probable qu'il soit insatisfait (-1.265**).

Le mécontentement exprimé à l'égard des programmes de gestion de la pollution du sol est positivement et significativement associé à l'intention d'utiliser des infrastructures ou équipements mis en place sur un ancien site pollué (0.692***). Il est également positivement et significativement associé avec le degré de confiance accordée à l'État (0.734***), et la volonté d'être impliqué dans les projets de réaménagement de friche urbaine (-0.600***). Autrement dit, plus les individus sont insatisfaits de la gestion de la contamination des sols, et moins il est

Variable	Coef.	Std. Err.	Intervalle de confiance	
			Borne min.	Borne max
Perception du risque de pollution du sol au niveau national	.2651251***	.0692556	.1293867	.4008636
Indice de connaissance sur la pollution du sol	-1.265629**	.5088908	-2.263037	-.2682219
Intentions d'utiliser des infrastructures sur une ancienne friche urbaine polluée				
Oui	Ref.			
Non	.6927278***	.2291831	.2435372	1.141918
Confiance accordée à l'État				
A confiance	Ref.			
N'a pas confiance	.7347887***	.1979979	.34672	1.122857
Participation aux projets de reconversion de friches urbaines				
Oui	Ref.			
Non	-.6004643***	.2205387	-1.032712	-.1682164
Régions # nombre de friches urbaines dans la région				
Bretagne	Ref.			
Pays-de-la-Loire	.5350297	.5941578	-.6294981	1.699558
Sud-PACA + Corse	.2818752	.6427935	-.9779768	1.541727
Occitanie	.2651883	.6213703	-.9526751	1.483052
Bourgogne-Franche-Comté	.0598462	.5853043	-1.087329	1.207022
Centre-Val-de-Loire	.9309301	.6293886	-.3026488	2.164509
Normandie	1.591315**	.6931941	.2326793	2.94995
Île-de-France	.9687453*	.5082087	-.0273255	1.964816
Nouvelle-Aquitaine	.4606001	.5457452	-.6090409	1.530241
Hauts-de-France	.9134833*	.4985207	-.0635994	1.890566
Grand-Est	1.046462**	.5304344	.0068298	2.086094
Auvergne-Rhône-Alpes	.8711963*	.5161621	-.1404628	1.882855
Conscience de la présence d'une friche urbaine polluée à proximité du lieu de résidence				
N'a pas conscience	Ref.			
A conscience	1.533933***	.4867982	.5798257	2.488039
Niveau de diplôme				
Inférieur ou égal au bac	-.9727754	.5869953	-2.123265	.1777143
Supérieur au bac				
Conscience de la friche# niveau de diplôme	.885036	.6083513	-.3073106	2.077383
Sexe				
Homme	Ref.			
Femme	-.2117366	.2011305	-.6059452	.182472
Age	.0070022	.0534681	-.0977933	.1117977
Age^2	7.70e-06	.0006143	-.0011963	.0012117
Revenu par unité de consommation	-.0002426	.0004383	-.0011016	.0006164
Revenu par unité de consommation^2	-4.01e-08	1.15e-07	-2.66e-07	1.86e-07
Proximité d'un espace vert				
Oui	Ref.			
Non	.4095865*	.234358	-.0497467	.8689198
Constante	.3601679	1.362943	-2.311151	3.031487
R^2 ajusté	0.025	AIC	724.4649	
% de concordance	80.66	BIC	844.7595	

Tableau 3.24 – Résultats de la régression logistique sur les déterminants de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion de la contamination des sols (N = 755)
Seuils de significativité : *** $p \leqslant 0.01$; ** $p \leqslant 0.05$; * $p \leqslant 0.1$

apparait probable que l'individu prenne part à une démarche participative.

Nos résultats indiquent également que la probabilité d'être insatisfait vis-à-vis de ces programmes est significativement associée avec la région compte-tenu du nombre de friches pol-

luées qui y sont recensés. Ainsi, si l'individu réside dans la région Grand-Est (1,046**), dans les Hauts-de-France (0,913*), en Auvergne-Rhône-Alpes (0,871*), en Île-de-France (0,968*), ou encore en Normandie (1,591*), la probabilité qu'il soit mécontent de la gestion de la pollution du sol est plus forte. Il s'agit des régions qui recensent le plus de FUP (Antoni, 2013).

Enfin, la probabilité d'être insatisfait vis-à-vis des programmes de gestion de la pollution du sol n'est pas significativement associée aux différentes caractéristiques sociodémographiques de notre échantillon (sexe, age, niveau de revenu et diplôme). La probabilité d'insatisfaction vis-à-vis de la pollution du sol est faiblement, mais significativement, associée avec l'absence d'espaces verts à proximité du lieu de résidence des individus (0,409*). Cela laisse supposer que les individus perçoivent un effet positif découlant de la présence d'espaces verts.

Notre modèle explique relativement bien les déterminants de l'insatisfaction individuelle des programmes de gestion de la pollution du sol en France. En effet, le pourcentage de concordance du modèle entre les situations estimées et celles observées est de 80.66 % ; ce qui est relativement élevé (Hosmer *et al.*, 2013).

3.3.3.2 Déterminants de l'insatisfaction des programmes de gestion des friches urbaines

Le tableau 3.25 présente les résultats de la régression logistique sur les déterminants de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion des friches urbaines en France. La probabilité d'être insatisfait augmente significativement avec la perception du risque associé aux friches urbaines (0,364*). En outre, plus l'individu est insatisfait et moins il utilisera des infrastructures ou des équipements présents sur une ancienne friche urbaine dépolluée (1,054***).

Le mécontentement vis-à-vis des programmes de gestion de friches urbaines est positivement et significativement associé avec la probabilité que l'individu n'ait pas confiance vis-à-vis des informations délivrées sur la pollution du sol par l'État (0,909***). En outre, plus l'individu est insatisfait de ces programmes et moins il est probable qu'il souhaite être impliqué dans les projets visant à reconvertir ce type d'espace (-0,680***).

Cette insatisfaction est également négativement associée avec le niveau de revenu et le fait d'avoir des enfants. La probabilité d'être insatisfait vis-à-vis de la gestion des friches urbaines diminue à mesure que le revenu augmente. Elle diminue également si l'individu à des enfants (-0.704***).

La région de résidence compte-tenu du nombre de friches n'est globalement pas significative. Elle est faiblement significative uniquement pour la région Occitanie (-1.190*). En revanche, la probabilité d'être insatisfait des programmes de gestion est significativement associée avec le nombre de friches urbaines polluées par commune au sein de ces différentes régions. Plus précisément, la probabilité d'être mécontent vis-à-vis de ces politiques est plus forte si l'individu habite dans les Hauts-de-France (1.767**) ou en Nouvelle-Aquitaine (2.354**). Il s'agit des régions les plus impactées par ce problème (Antoni, 2013).

Nous avons approfondi nos résultats, en identifiant les déterminants de l'insatisfaction exprimés à l'égard des programmes de gestion des friches urbaines auprès des individus ayant conscience de résider à proximité de ce type de site.

Variable	**Coef.**	**Std. Err.**	**Intervalle de confiance**	
			Borne min.	**Borne max**
Perception des friches urbaines				
Non dangereuses	Ref.			

Dangereuses	.3642598*	.1980283	-.0238684	.7523881
Intentions d'utiliser des infrastructures sur une ancienne friche polluée				
Oui	Ref.			
Non	1.054691***	.2330992	.5978247	1.511557
Confiance accordée à l'État				
A confiance	Ref.			
N'a pas confiance	.9093761***	.2046866	.5081976	1.310555
Participation aux projets de reconversion de friches urbaines				
Oui	Ref.			
Non	-.6808957***	.2141455	-1.100613	-.2611782
Régions				
Bretagne	Ref.			
Centre-Val-de-Loire	.2258152	.7907652	-1.324056	1.775687
Pays-de-la-Loire	.277202	.7131854	-1.120616	1.67502
Région-Sud-PACA	.4160183	.8754067	-1.299747	2.131784
Hauts-de-France	-.1255362	.6114753	-1.324006	1.072933
Auvergne-Rhône-Alpes	.0665347	.6237009	-1.155897	1.288966
Nouvelle-Aquitaine	-.5113653	.6556321	-1.796381	.77365
Bourgogne-Franche-Comté	-.8535239	.6628747	-2.152734	.4456866
Grand-Est	.4147677	.661757	-.8822522	1.711788
Occitanie	-1.190337*	.6851777	-2.53326	.1525868
Normandie	-.0776521	.7616471	-1.570453	1.415149
Île-de-France	.3577216	.6183628	-.8542472	1.56969
Nombre de friches urbaines polluées sur la commune				
Une à deux	Ref.			
Trois ou plus	-.5134395	.5481696	-1.587832	.5609532
Région compte-tenu du nombre de friches urbaines polluées sur la commune				
Bretagne	Ref.			
Île-de-France	-.1750681	.7546115	-1.654079	1.303943
Centre-Val-de-Loire	1.458341	1.291434	-1.072823	3.989504
Pays-de-la-Loire	-.8483198	1.376826	-3.546848	1.850209
Région-Sud-PACA + Corse	-.5488167	.9989218	-2.506667	1.409034
Hauts-de-France	1.767493**	.855444	.0908534	3.444132
Auvergne-Rhône-Alpes	.6486338	.7117591	-.7463883	2.043656
Nouvelle-Aquitaine	2.354163**	1.195375	.0112712	4.697054
Bourgogne-Franche-Comté	(empty)			
Grand-Est	.1053805	.8128841	-1.487843	1.698604
Occitanie	1.543877	1.675906	-1.740839	4.828594
Normandie	.3721382	.9257675	-1.442333	2.186609
Sexe				
Homme	Ref.			
Femme	-.090864	.1978097	-.4785639	.2968359
Age	.0436312	.0582421	-.0705213	.1577837
Age^2	-.0005013	.0006408	-.0017572	.0007546
Revenu par u.c	..0004746	.0003961	-.0003017	.001251
Revenu par u.c^2	-2.09e-07**	1.06e-07	-4.17e-07	-4.35e-10
A des enfants				
Non	Ref.			
Oui	-.704567***	.2591481	-1.212488	-.1966461
Proximité d'un espace vert				
Non	Ref.			
Oui	-.4507474*	.2396393	-.9204317	.0189369
Constante	.557432	1.318356	-2.026499	3.141363
R^2 ajusté : -0.021 ; % de concordance :79.95	AIC	732.6991	BIC	885.2933

Tableau 3.25 – Modèle logit des déterminants de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion des friches urbaines (N = 753)
Seuils de significativité : *** $p \leqslant 0.01$; ** $p \leqslant 0.05$; * $p \leqslant 0.1$

Le tableau 3.26 présente les résultats associés à cette régression logistique.

Variable	**Coef.**	**Std. Err.**	**Intervalle de confiance**	
			Borne min.	**Borne max**
Perception des friches urbaines				
Non dangereuses	Ref.			
Dangereuses	1.293352	.7626933	-.201499	2.788204
Intentions d'utiliser des infrastructures sur une ancienne friche polluée				
Oui	Ref.			
Non	2.585878*	1.270974	.0948146	5.076941
Confiance accordée à la commune				
Oui	Ref.			
Non	2.970268*	1.237265	.545272	5.395263
Participation aux projets de reconversion				
Oui	Ref.			
Non	-.2589324	.6819413	-1.595513	1.077648
Nombre de friches urbaines sur la commune	-.7956024*	.3736429	-1.527929	-.0632757
Nombre de friches urbaines sur la commune^2	.038501	.0212202	-.0030898	.0800918
Régions compte-tenu du nombre de friches urbaines				
Bretagne	Ref.			
Pays-de-la-Loire	-.2460806	1.842001	-3.856336	3.364175
Région-Sud-PACA + Corse	(empty)			
Occitanie	-1.169287	1.568356	-4.243208	1.904634
Bourgogne-Franche-Comté	-4.86988*	2.23206	-9.244637	-.4951228
Centre-Val-de-Loire	2.592638	1.921136	-1.172719	6.357995
Île-de-France	-1.03684	1.45341	-3.885471	1.811792
Nouvelle-Aquitaine	1.795164	2.064225	-2.250642	5.840971
Hauts-de-France	-.3053172	1.324875	-2.902024	2.29139
Grand-Est	1.553238	1.474914	-1.337539	4.444015
Auvergne-Rhône-Alpes	0 (omitted)			
Visibilité de la friche urbaine polluée depuis le lieu d'habitation				
Oui	.4657253	.9024361	-1.303017	2.234468
Non	Ref.			
A visité la friche urbaine polluée depuis sa fermeture				
Oui	Ref.			
Non	1.191654	.7633893	-.3045616	2.687869
Sexe				
Homme	Ref.			
Femme	.0309338	.7467841	-1.432736	1.494604
Age	.0249308	.2028582	-.372664	.4225255
Age^2	-.0011705	.0023617	-.0057993	.0034583
Revenu par u.c	.0000918	.0017001	-.0032402	.0034238
Revenu par u.c^2	2.48e-07	4.19e-07	-5.72e-07	1.07e-06
Durée du temps de veille de la friche				
$\leqslant$ 5 ans	Ref.			
$>$ à 5 ans	1.698185*	.860012	.0125929	3.383778
Constante	.2222919	4.311902	-8.228881	8.673464
R^2 ajusté	-0.180	AIC	121.3435	
% de concordance	84.40	BIC	185.9358	

Tableau 3.26 – Résultats de la régression logistique sur les déterminants de l'insatisfaction vis-à-vis des programmes de gestion de friches urbaines auprès des individus ayant conscience de la présence de ce type de site à proximité de leur habitation (N = 109)
Seuils de significativité : *** $p \leqslant 0.01$; ** $p \leqslant 0.05$; * $p \leqslant 0.1$

Les résultats de cette régression confirment l'impact du nombre de friches urbaines sur la

commune de résidence. De plus, ils mettent en évidence l'impact de la durée du temps de veille, c'est-à-dire de la période d'inutilisation du site, sur l'insatisfaction exprimée par les individus. Autrement dit, la probabilité d'être insatisfait augmente à mesure que le temps de veille augmente (1.698***).

Même si le nombre d'observations est relativement faible (109) ; le pourcentage de paires concordantes est cependant relativement élevé (84.40 %). Notre modèle est donc globalement valide.

3.4 Discussions

Nous commençons par confronter nos résultats avec ceux de la littérature se rapportant à la contamination des sols (3.4.1), et aux friches urbaines (3.4.2). Cela nous permet de comparer nos résultats avec les déterminants associés à la perception des risques environnementaux dans la littérature. Nous confrontons, dans un troisième temps, nos résultats concernant l'insatisfaction des individus vis-à-vis de l'action des pouvoirs publics dans la gestion de friches urbaines polluées (3.4.3). Nous terminons par une discussion sur la mise en œuvre d'une enquête déclarative en ligne et ses limites (3.4.4).

3.4.1 Une perception du risque élevée mais une méconnaissance de la contamination du sol

Nous comparons dans un premier temps nos résultats sur la perception du risque de contamination du sol (3.4.1.1). Dans un second temps, nous discutons nos résultats concernant la connaissance de ce risque et des conséquences, en termes de communication publique, que cela implique au regard de la confiance accordée aux différents organismes susceptibles de fournir des informations sur ce sujet (3.4.1.2).

3.4.1.1 La perception du risque de contamination du sol

Nos résultats sur la perception du risque de contamination des sols, au niveau national et local, sont similaires à ce que d'autres études mettent en évidence en France. Ainsi, les baromètres annuels de ces dernières années réalisés par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire[18] (IRSN) mettent également en évidence que ce risque est évoqué par six personnes sur dix en moyenne (El Jammal *et al.*, 2017, a,b, 2016). Il est évoqué par près de sept personnes sur dix dans le Baromètre Santé-Environnement[19] en 2007 (Baumont et Guignard, 2008).

Pourtant, ce risque ne fait pas partie des préoccupations environnementales majeures des Français. En effet, ce risque était classé en 5$^{\text{ème}}$ position dans le baromètre de l'IRSN de 2014 (El Jammal *et al.*, a), en 7ème position dans celui de 2015 et 2016 (El Jammal *et al.*, b, 2016). En 2017, ce risque est cité en 5ème position dans le baromètre de l'IRSN. Cette légère augmentation, par rapport aux deux années précédentes, résulterait d'un accroissement des inquiétudes concernant l'augmentation des surfaces artificialisées (El Jammal *et al.*, 2017).

[18]L'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire réalise chaque année une enquête sur la perception des risques et de la sécurité des Français depuis 1990. L'enquête est confiée à un institut de sondage spécialisé (BVA) qui se charge d'interroger à domicile des individus sélectionnés aléatoirement selon la méthode des quotas et des strates. Pour le baromètre 2017, 1 025 personnes âgées de 18 ans ou plus ont répondu à l'enquête entre le 23 novembre et le 12 décembre 2016.

[19]Le baromètre Santé-environnement est une enquête téléphonique réalisée en 2007 auprès de 6 007 individus aléatoirement sélectionnés, âgés de 18 à 75 ans, et résidant en France métropolitaine. Ce baromètre s'inscrit dans l'ensemble des baromètres santé créés depuis 1992.

Les risques environnementaux considérés comme étant les plus inquiétants ces dernières années en France sont le réchauffement climatique et la pollution atmosphérique (El Jammal *et al.*, a,b, 2016). En 2017, le réchauffement climatique est mentionné par 41.9 % des individus, et la pollution de l'air par 40.8 % selon les résultats du baromètre de l'IRSN (El Jammal *et al.*, 2017). Il s'agit de risques environnementaux dont les effets sont directement visibles et/ou perceptibles par les individus, comme par exemple la contamination de l'air ou des eaux, ou encore de risques dont la médiatisation est forte, comme avec le réchauffement climatique par exemple (Allan *et al.*, 2000, Boykoff et Boykoff, 2007, Carvalho, 2005, Li *et al.*, 2016, Sampei et Aoyagi-Usui, 2009).

On observe des résultats semblables dans d'autres enquêtes nationales, comme dans le module environnement de l'enquête de conjoncture auprès des ménages[20] de l'INSEE (Pautard, 2016), ou encore européennes, comme par exemple dans l'Eurobaromètre sur l'attitude des citoyens à l'égard de l'environnement (European Commission, 2014).

Par ailleurs, et à titre d'exemple, en Chine où la contamination des sols aux métaux lourds est une problématique majeure (Chen *et al.*, 2015, Li *et al.*, 2014), seuls 12,81 % des individus perçoivent ce risque (Li *et al.*, 2016). D'autres études montrent également que les individus ont tendance à se focaliser sur les aspects les plus sensoriels, et donc les plus visibles, de la pollution du sol (Attané *et al.*, 2010, Moffatt et Pless-Mulloli, 2003, Shusterman *et al.*, 1991). La perception du risque des enfants analysée par une enquête par photo-élicitation montre, par exemple, que les adolescents mexicains perçoivent les risques liés aux déchets, et à la pollution de l'air (Börner *et al.*, 2015). Cela explique également pourquoi, nos résultats indiquent ainsi une confusion entre la pollution du sol et celle des eaux ou de l'atmosphère.

Par ailleurs, on constate que le risque de pollution du sol est perçu comme plus faible au niveau de la commune de résidence qu'au niveau national.

Ce phénomène a également été mis en évidence dans d'autres études comparant les différences en termes de perception de risques environnementaux entre l'échelle mondiale, nationale, et locale (Ademe, 2015a, Kulözü, 2016). Ainsi, alors que le risque de contamination des sols est considéré comme réel au niveau national et local, Kulözü (2016) montre que ce risque n'est pas perçu par les 205 étudiants de licence de l'université d'Atatürk interrogés sur leur perception des risques environnementaux au niveau global, national, et local.

Enfin, des études menées auprès d'agriculteurs (Weiss *et al.*, 2006) et de jardiniers (Armstrong, 2000, Grenet *et al.*, 2016, Johnson *et al.*, 2016, Kim *et al.*, 2014) montrent également que ce risque est peu perçu. Par conséquent, ils ne mettent pas en place des pratiques plus respectueuses de l'environnement (Greiner *et al.*, 2009). Même, des acteurs de la prévention des risques environnementaux, comme les médecins généralistes, considèrent la pollution des eaux et de l'atmosphère comme étant les risques les plus préoccupants pour leurs patients et pour eux-mêmes. Ils négligent ainsi le risque de pollution du sol (Attané *et al.*, 2010, Ménard *et al.*, 2012). Par exemple, peu de praticiens évoquent les risques liés à la possibilité d'une contamination des aliments cultivés sur un site pollué (Attané *et al.*, 2010, Ménard *et al.*, 2012).

[20]L'enquête de conjoncture auprès des ménages (CAMME) est une enquête menée chaque mois par l'INSEE, depuis 1987, par téléphone auprès d'un échantillon de 1 800 individus environs résidant en France métropolitaine. Son objectif est de recueillir l'opinion des ménages sur la conjoncture économique générale, sur le situation financière personnelle, et leurs intentions d'épargne. Depuis 2008, le Commissariat Général au Développement Durable a mis en place un module de questions visant à aborder la manière dont les individus appréhendent les enjeux environnementaux (opinions déclarées), et leurs comportements pro-environnementaux (en matière de déplacement, d'habitat, et de consommation par exemple.).

3.4.1.2 La méconnaissance du risque de pollution du sol

Invisible et inodore, la contamination des sols est méconnue du grand public comme l'indique nos résultats. En effet, l'étude des représentations sociales associées à la contamination des sols montre une confusion entre la pollution des sols et les ordures ménagères. Ce constat rejoint également ce qui avait été précédemment mis en évidence dans une étude exploratoire menée en 2007 auprès de 141 individus répartis sur six communes de l'Hérault : Agde, Castelnau-le-Lez, Ceilhes-et-Rocozels, Fabrègues et Montellier (Angignard, 2006).

De plus, les individus ne cernent pas les différents enjeux relatifs à la contamination du sol. Ainsi, dans leur représentation de la pollution des sols, lorsque les individus évoquent les risques sur la santé humaine, ils citent des maladies graves comme les cancers. Cela correspond également à ce qui avait été mis en évidence dans l'étude d'Angignard (2006).

En termes de communication publique, un effort doit donc être effectué auprès des riverains résidant à proximité de friches urbaines polluées. En particulier, les campagnes d'information dispensées par les collectivités locales sur la contamination des sols mériteraient d'être améliorées. En effet, nos résultats indiquent que moins d'un individu sur dix a connaissance de la mise en place d'un chantier de dépollution sur une commune impacté par ce type de problème. Cette proportion était sensiblement la même il y a une dizaine d'années Angignard (2006), et seuls 7.6 % des individus déclarent connaître le niveau de contamination des sols de leur lieu d'habitation (Baumont et Guignard, 2008). Les résultats d'un questionnaire d'enquête effectué dans neufs villes chinoises (Beijing, Chongqing, Hangzhou, Shenyang, Wuhan, Lanzhou, Shaghai, Guanngzhou et Zhuzhou), auprès de 1 812 individus, témoignent également d'un manque d'information vis-à-vis de la pollution du sol, de ses moyens de prévention et traitement, et de la mise en place de démarches participatives visant à réhabiliter certains sites pollués (Li *et al.*, 2016).

Par ailleurs, les médecins généralistes estiment ne pas être suffisamment informés et formés dans le domaine de la santé environnementale[21] (Attané *et al.*, 2010, Bouchayer et Langewiesche, 2011, Foucaud *et al.*, 2013, Ménard *et al.*, 2012, Pauluis, 2007, Sauvant-Rochat *et al.*, 2017). Un effort de sensibilisation et de formation des médecins généralistes doit donc être effectué (Pauluis, 2007, Sauvant-Rochat *et al.*, 2017). D'autant plus que leur rôle dans la prévention des risques environnementaux ne cesse de s'accroître : les individus leur font confiance et s'adresseraient à eux en priorité en cas de problème de pollution du sol (Angignard, 2006, Ledrans *et al.*, 2005) ; ce que montre également nos résultats.

Enfin, nos résultats complètent la littérature existante en recueillant les réponses d'un échantillon représentatif de la population impactée au quotidien par une FUP ; ce qui n'est pas le cas dans l'étude d'Angignard (2006).

3.4.2 Les perceptions, connaissances et attentes des friches urbaines

Nous débutons par une mise en discussion de nos résultats vis-à-vis de la conscience et du vécu du risque relatif à la présence de sites pollués (3.4.2.1) ; ces éléments contribuent à influencer, au moins en partie, la perception du risque des individus (3.4.2.2), et leurs intentions de réutiliser les infrastructures et équipements construits sur un ancien site pollué (3.4.2.3).

[21] Les interactions entre l'environnement et la santé sont reconnus au niveau international par l'Organisation Mondiale de Santé depuis 1994, avec la Conférence d'Helsinki ; et elles sont intégrées dans la politique de santé en France depuis 2004 avec la publication du premier Plan National Santé-Environnement (PNSE1).

3.4.2.1 La conscience de vivre à proximité d'une friche urbaine polluée

Dans la littérature, l'exposition au risque est généralement approximée à partir de la distance géographique. En effet, on observe une corrélation positive entre le degré d'exposition au risque et sa perception. Plus précisément, les individus résidant à proximité d'un site potentiellement pollué ont conscience de vivre dans une zone pouvant mettre en danger leur santé, et/ou détériorer leur cadre de vie et l'environnement (Eiser *et al.*, 2009, Tonin et Turvani, 2011). Ainsi, 79 % des individus résidant à proximité des friches industrialo-portuaires de Porto-Marghera[22] ont conscience de vivre à proximité d'un site pollué potentiellement dangereux. Il en est de même pour les personnes habitant à proximité du parc industriel du Maptaphut en Thaïlande (Janmaimool et Watanabe, 2014), du complexe pétrochimique du Serallo dans la province de Castellón en Espagne (López-Navarro *et al.*, 2015), ou encore de zones polluées au radon au Royaume-Uni (Poortinga *et al.*, 2008).

Nos résultats montrent que les individus n'ont pas conscience de vivre à proximité d'une friche urbaine contaminée. Toutefois, si les individus résident bien sur une commune impactée par au moins une FUP, nous ne pouvions pas déterminer à quelle distance géographique ces sites se situaient depuis leur lieu d'habitation ; les individus ayant été ciblés à partir des codes postaux de leur commune de résidence[23].

En outre, pour la plupart des individus ayant conscience de la présence d'au moins une friche urbaine à proximité de leur lieu d'habitation, cette dernière n'est pas visible. Or, la visibilité dépend également de la topologie du site que nous ne pouvions pas identifier *a posteriori*.

La conscience de l'existence de friches urbaines, potentiellement polluées, impacte la perception du risque qu'elles représentent de deux manières ambivalentes. Elle amène à la fois les individus à surévaluer (Boardman *et al.*, 2008, Cutchin *et al.*, 2008, Eiser *et al.*, 2009, Grasmück et Scholz, 2005, Janmaimool et Watanabe, 2014, López-Navarro *et al.*, 2015, Poortinga *et al.*, 2008), ou au contraire, à sous-évaluer les risques pouvant découler de ces sites (Atari *et al.*, 2011, Baxter et Lee, 2004, Howe, 1988, Kunc *et al.*, 2014, Moffat *et al.*, 2000, Parkhill *et al.*, 2010, Shusterman *et al.*, 1991, Vandermoere, 2008b, Venables *et al.*, 2012, Wachinger *et al.*, 2013). Dans ce dernier cas, cela peut les amener à mettre en place des heuristiques de jugement les conduisant à ne pas percevoir la nécessité de dépolluer et de réhabiliter le site (Grasmück et Scholz, 2005, Kajenthira *et al.*, 2012).

Dans notre cas, la perception du risque est significativement associée au nombre d'années de résidence et à l'attachement territorial ; ce que confirment d'autres études menées à l'étranger (Bonaiuto *et al.*, 1996, Broto *et al.*, 2010, Dominicis *et al.*, 2015, Frantál, 2016, Rollero et Piccoli, 2010, Venables *et al.*, 2012, Wester-Herber, 2004). Ainsi, les personnes habitants depuis longtemps dans une zone dont les sols sont pollués ont une perception des risques plus faibles que les individus récemment installés (Grasmück et Scholz, 2005, Vandermoere, 2008a,b). L'attachement territorial explique, au moins en partie, le biais d'excès de confiance, également appelé biais d'optimisme irréaliste ou comparatif dans la littérature (Harris et Middleton, 1994, Langer, 1975, Pahl *et al.*, 2005), et que l'on observe dans nos résultats. Ainsi, les individus censés être concernés par les conséquences de la présence de friches urbaines polluées n'ont pas conscience d'être exposés à ce risque.

[22]La zone industrialo-portuaire de Porto-Marghera aux alentours de Venise représente 3500 Ha. Elle regroupe des terrains partiellement en friche. La pollution du sol y est importante : elle représente un danger quotidien pour les riverains. Pour ces raisons, le site fait partie de la *National Priority List* (NPL) en Italie qui recense tous les sites devant prioritairement être réhabilités. De nombreux articles sur les sites contaminés ont été écrits sur ce cas d'étude en particulier (Alberini *et al.*, 2012, 2006b, 2007a,b, Guarino et Sciarrillo, 2017, Mannino *et al.*, 2015, Tonin, 2014, Tonin et Turvani, 2014, Turvani *et al.*, 2010, 2009).

[23]Un ciblage à partir du nom des rues augmentait de façon exponentielle le coût de l'enquête.

3.4.2.2 La perception du risque découlant d'une friche urbaine potentiellement polluée

Les individus estiment que le risque découlant de la présence de friches urbaines est plus élevé pour autrui que pour eux-mêmes. Des résultats relativement similaires ont été observés dans une étude menée en Suisse. Les individus les plus éloignés du site industriel de Dornach (canton de Soleure), pollué aux métaux lourds, estiment que les risques potentiellement encourus par les personnes résidant à proximité du site sont plus importants que pour eux-mêmes (Grasmück et Scholz, 2005).

Par ailleurs, les individus perçoivent les risques potentiels découlant des friches urbaines en évoquant leur contamination par les déchets par exemple. Des conclusions similaires ont été observées dans une étude sur les perceptions des friches urbaines de Brno et Ostrava en République Tchèque (Kunc *et al.*, 2014). Ces auteurs mettent en évidence que les individus interrogés évoquent les problèmes de pollution atmosphérique en raison du passé minier des villes concernées.

Par ailleurs, nos résultats sur les représentations sociales des friches urbaines mettent également en évidence le sens étymologique du mot avec la mise en jachère des terres et aux terrains vagues laissés à l'abandon (en friche). Cela correspond à ce qui est mis en évidence dans les études sur les délaissés urbains. Ces études mettent en avant le lien entre la perception d'espaces verts informels et le caractère entretenu ou sauvage de ces espaces (Biasi, 2017, Brun *et al.*, 2017a,b, Hofmann *et al.*, 2012, Kim *et al.*, 2015, Lafortezza *et al.*, 2008, Rouay-Hendrickx, 1991, Vaseux, 2014, Wintz et Dersé, 2012). En effet, si de nombreuses études montrent que ce type d'espace est une source importante, et parfois méconnue par la population générale, de biodiversité en ville (Ademe, 2014a, Bonthoux *et al.*, 2014, Brun, 2015, Gardiner *et al.*, 2013, Harrison et Davies, 2002, Hunter, 2014, Kattwinkel *et al.*, 2011, Macadam et Bairner, 2012, Mathey et Rink, 2010, Mathey *et al.*, 2015, Maurel *et al.*, 2010, Muratet *et al.*, 2007, Scapino, 2016), les analyses de données textuelles et l'analyse prototypique effectuées sur notre corpus indiquent que les individus ne perçoivent pas les différents services écosystémiques pouvant découler de ce type d'espaces. Cependant, cela peut également s'expliquer par des objets d'études différents (Alker *et al.*, 2000, Demailly, 2014, Loures et Vaz, 2018).

Enfin, les individus perçoivent des éléments à caractère identitaire ou patrimonial dont la mémoire doit être conservée. C'est également ce que met en évidence Frantál (2016) en étudiant la perception du paysage des anciennes mines des communes de Horní Jiřetín et Litvínov en République Tchèque. Les valeurs de non-usage pouvant découler de la reconversion de friches urbaines sont donc prises en compte, au moins en partie, par les individus.

3.4.2.3 Les préférences et attentes individus vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines polluées

Tout d'abord, nos résultats démontrent que les individus accordent de l'importance à la valeur de quasi-option. Ce phénomène avait également été observé dans une étude visant à estimer au moyen d'un DCE la valeur d'option, et de quasi-option, accordée à des projets de réaménagement urbain (Strazzera *et al.*, 2010).

Cependant, la reconversion de friches urbaines est un processus long. Le temps de veille de ces espaces varie de quelques mois à plusieurs années. Il ne correspond pas nécessairement au calendrier électoral. Il est donc nécessaire de clarifier les enjeux en termes de temporalité auprès

des différentes parties prenantes dans le cadre d'une démarche participative.

Par ailleurs, ils sont favorables à la mise en place d'usages temporaires, sous forme de lieu d'exposition ou de jardins partagés, si l'état du site le permet. Cela correspond à ce qui a été mis en évidence dans d'autres études menées à Leipzig en Allemagne et aux États-Unis (Drake et Lawson, 2014, Németh et Langhorst, 2014).

En ce qui concerne leurs préférences, les individus optent majoritairement pour des projets de reconversion en espaces verts ou ceux visant à construire des infrastructures publiques. Ces résultats sont semblables à ceux d'études menées à l'étranger qui mettent en évidence que les individus sont favorables à la reconversion de friches urbaines en usages publics, et en particulier en espaces verts en Italie (Feldman et Hanahan, 1996, Li *et al.*, 2016, Paccagnan *et al.*, 2011, Tonin et Turvani, 2011, Turvani *et al.*, 2007, 2009), au Canada (De Sousa, 2003, 2006a), aux États-Unis (Greenberg et Lewis, 2000) et en Chine (Li *et al.*, 2016). En outre, ce type d'usages peut permettre la mise en œuvre de techniques de traitement par phytoremédiation qui sont bien acceptées par les populations locales (Kim, 2016, Vandermoere, 2008a, Vodouhe et Khasa, 2015, Weber *et al.*, 2001, Wolfe et Bjornstad, 2002).

Toutefois, ce type de projet ne correspond pas nécessairement à ceux des acteurs de la planification urbaine, et notamment à ceux des élus qui peuvent envisager des usages commerciaux ou résidentiels en raison des retombées économiques qu'ils génèrent pour leur commune comme le montre les résultats d'études effectuées à l'étranger (Brill, 2009, De Sousa, 2006b, Dixon, 2007, Renard-Grandmontagne, 2006, Tintěra *et al.*, 2014).

Enfin, les études concernant l'intention de visiter d'anciennes décharges reconverties en parcs urbains (Klenosky *et al.*, 2017, Mowen et Confer, 2003, Simis *et al.*, 2016) montrent qu'elle dépend de la connaissance du site, de la distance géographique, du niveau d'inquiétude concernant les impacts potentiels sur la santé, et de la confiance à l'égard des institutions. Nous retrouvons l'impact de la connaissance du site et de la confiance dans l'insatisfaction à l'égard de l'action des pouvoirs publics dans la gestion des friches urbaines polluées.

3.4.3 L'insatisfaction des programmes de gestion de friches urbaines polluées

Nous discutons des résultats obtenus à partir des régressions logistiques effectuées (3.4.3.1), puis de la confiance et des modalités de participation à mettre en place dans le cas de la reconversion de friches urbaines polluées (3.4.3.2).

3.4.3.1 L'insatisfaction à l'égard de l'action des pouvoirs publics

Les résultats obtenus par les régressions logistiques effectuées soulignent l'insatisfaction exprimée par les individus vis-à-vis de l'action des pouvoirs publics dans la gestion des friches urbaines polluées.

En France, des résultats similaires ont été observés dans une étude sur la satisfaction à l'égard des politiques de gestion de la pollution du sol et des pesticides (Baumont et Guignard, 2008). Dans leurs résultats, ces auteurs montrent que seuls 2,9 % des individus se disent être « très satisfaits », et 28,3 % « plutôt satisfaits » de l'action conduite par les pouvoirs publics sur les sites pollués. Ces proportions sont sensiblement les mêmes en ce qui concerne leur action dans le domaine des pesticides.

Nos conclusions sur l'insatisfaction vis-à-vis de la gestion des SSP sont similaires à ceux de la régression logistique de Baumont et Guignard (2008) concernant le degré d'information perçu,

la confiance accordée aux pouvoirs publics, et la perception du risque. Le manque d'information de la part des pouvoirs publics Chinois est également un facteur d'insatisfaction des politiques de gestion des sites pollués en Chine (Li *et al.*, 2016).

En revanche, nous n'obtenons pas d'effet significatif du sexe et du niveau de diplôme sur l'insatisfaction des individus vis-à-vis des programmes de gestion de la pollution du sol ; contrairement à Baumont et Guignard (2008). Leurs résultats indiquent que la probabilité d'être insatisfait de ces programmes est plus élevée si on est une femme qu'un homme, et si on est peu diplômé (niveau inférieur au bac), ou à l'inverse davantage diplômé (niveau de diplôme supérieur ou égal à bac + 5).

Les seuls effets significatifs que nous observons concernant les caractéristiques sociodémographiques de l'individu portent sur son niveau de revenu et la présence d'enfants dans le modèle sur l'insatisfaction des programmes de gestion des friches urbaines[24].

Nous montrons également un effet significatif de la région de résidence sur l'insatisfaction des programmes de gestion de la pollution du sol, et des friches urbaines. Nos résultats complètent donc ceux de Baumont et Guignard (2008) qui n'étudient pas dans leur modèle logistique l'impact de variables géographiques comme la région.

Par ailleurs, la probabilité d'être insatisfait vis-à-vis des programmes de gestion de friches urbaines polluées diminue si l'individu habite à proximité d'un espace vert. Cela s'expliquerait par la manière dont les individus les perçoivent. En effet, les bienfaits des espaces verts sur la santé mentale et le bien-être sont démontrés dans de nombreuses études dans la littérature (Abkar *et al.*, 2010, Alcock *et al.*, 2014, Carrus *et al.*, 2015, Gilchrist *et al.*, 2015, Lafortezza *et al.*, 2009, Lee et Maheswaran, 2011, Lottrup *et al.*, 2013, Pope *et al.*, 2015, Tyrväinen *et al.*, 2014, Van Dillen *et al.*, 2012, Velarde *et al.*, 2007, White *et al.*, 2013), en plus des bienfaits physiques (Bell *et al.*, 2008, Cohen-Cline *et al.*, 2015, Hillsdon *et al.*, 2006).

3.4.3.2 La confiance et les modalités de participation attendues

Nos résultats indiquent une défiance vis-à-vis des informations pouvant être délivrées par l'État sur la contamination des sols.

Les résultats les plus récents montrent que la crédibilité accordée par les individus aux informations sur les risques et problèmes que font peser une pollution du sol délivrées par les autorités publiques en France est faible. Ainsi, dans le baromètre 2017 de l'IRSN, 55 % des individus n'ont pas confiance vis-à-vis des informations délivrées par l'État (El Jammal *et al.*, 2017). Cette proportion d'individus est considérée comme stable, et est relativement faible dans les précédents baromètres de l'institut (El Jammal *et al.*, a,b, 2016).

Par ailleurs, cette défiance s'observe également pour d'autres problèmes environnementaux et/ou sanitaires comme par exemple pour la présence de radon dans les habitations, les pesticides, les nanoparticules, et les perturbateurs endrocriniens (El Jammal *et al.*, 2017). Cette défiance généralisée peut s'expliquer par l'existence de certains scandales sanitaires ayant affecté la crédibilité accordée aux institutions publiques.

Or, la confiance repose sur des éléments fragiles (Slovic, 1993). De plus, les individus tendent à accorder plus de poids aux évènements négatifs qu'aux évènements positifs (Ito *et al.*, 1998, Koren, 1991, Siegrist et Cvetkovich, 2001).

[24]Nous avons conservé les caractéristiques sociodémographiques, relatives au sexe et à l'âge notamment, car nous observions un impact significatif de ces dernières à l'étape de pré-sélection, et qu'une autre étude, à notre connaissance la seule sur ce sujet, mettait en évidence ce type d'effet (Baumont et Guignard, 2008).

Le dépouillement des données montre que les individus font le plus confiance aux experts et scientifiques indépendants. Les résultats des baromètres de l'IRSN de 2017 prouvent que les individus considèrent cette source d'information comme compétente, fiable, et indépendante selon le baromètre IRSN de 2017 (El Jammal *et al.*, 2017). Il s'agit également de l'institution à laquelle ils accordent le plus leur confiance selon une étude effectuée au Royaume-Uni (Eiser *et al.*, 2009, Richard Eiser *et al.*, 2007).

En outre, les individus font également confiance aux informations délivrées par les associations environnementales. Ce résultat est similaire à ce qui avait été mis en évidence dans les précédentes éditions du baromètre relatif à la perception des risques sanitaires[25] en France (Daudey, 2015, Jauneau *et al.*, 2016).

Le degré de confiance le plus faible est octroyé aux promoteurs et aménageurs du secteur privé. Cela avait été mis en évidence dans une étude comparant les niveaux de confiance attribués entre les experts scientifiques et les promoteurs immobiliers (Eiser *et al.*, 2009). C'est aussi ce que mettent en évidence Skouloudis *et al.* (2017) dans l'étude de la confiance vis-à-vis des informations pouvant être délivrées sur la contamination de l'Asope en Grèce.

Il ressort de nos résultats que les individus n'ont guère confiance aux informations délivrées par les institutions ou organismes intervenant dans les projets de reconversion de friches urbaines polluées. Il apparait donc important d'améliorer la confiance vis-à-vis de ces différents acteurs car les riverains situés à proximité de ce type de site souhaitent être impliqués. Cela avait également été mis en évidence aux États-Unis par Greenberg et Lewis (2000) pour la commune de Perth-Amboy dans le New-Jersey, et Feldman et Hanahan (1996) pour la commune de Saint-Louis dans le Missouri.

3.4.4 L'identification des friches urbaines polluées et la mise en œuvre d'une enquête en ligne

Nous avons élaboré un questionnaire d'enquête afin d'étudier la présence de stigmates découlant de friches urbaines polluées, et leur impact sur le degré d'appropriation future du site. Pour ce faire, notre questionnaire s'appuie sur la TCP. L'utilisation de cette théorie permet également de développer des grilles d'entretien dans le cas de groupes de discussion (Record *et al.*, 2018). Elle nous permet ainsi d'analyser les intentions individuelles concernant la reconversion de friches urbaines polluées.

Toutefois, la mise en place d'une enquête en ligne engendre certaines limites. En effet, certains groupes au sein des populations peuvent être sous-représentés s'ils ont un accès restreint à Internet (Bethlehem, 2010).

Ce biais d'auto-sélection a été réduit par la mise en place de la méthode des quotas permettant d'assurer la représentativité de l'échantillon.

De plus, l'objet d'étude de notre questionnaire a pu induire un intérêt plus manifeste pour certaines catégories de personnes (Bayart et Bonnel, 2010), dans notre cas plus sensibles aux thématiques environnementales ou de planification urbaine. C'est pourquoi, nous avons cherché

[25]Le baromètre de la perception des risques sanitaires est le résultat d'une enquête réalisée par le CRÉDOC (Centre de Recherche pour l'Étude et l'Observation des Conditions de vie) à la demande de l'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement, et du Travail). Cette enquête a été effectuée en face à face entre décembre 2014 et janvier 2015 auprès d'un échantillon représentatif de 2000 personnes, âgées de 18 ans ou plus, sélectionnées selon la méthode des quotas (région, taille d'agglomération, âge, sexe et PCS).

à contrôler ce problème en demandant en plus de la catégorie socio-professionnelle, la profession exercée par la personne interrogée, et son appartenance éventuelle à une association environnementale.

Enfin, cette technique reste soumise à un biais déclaratif lié au caractère hypothétique des questions.

Toutefois, en interrogeant les individus à proximité des friches urbaines polluées, ce biais est réduit. En effet, les réponses ont été collectées en fonction d'un certain vécu individuel relatif aux friches urbaines polluées, car tous les individus résidaient sur une commune concernée par ce type de problème.

3.5 Conclusion et apports du chapitre

La prise en compte des aspects comportementaux, en termes de représentations, mais aussi de perceptions et préférences et le degré de connaissances individuelles relatives à la FUP doivent permettre de concevoir et de développer des politiques de reconversion de friches urbaines permettant aux individus de se réapproprier le site et les nouveaux usages mis en place. Nous avons étudié ces aspects en développant un questionnaire qui s'appuie sur la TCP afin de mettre en évidence le degré d'appropriation futur du site en tenant compte des variables pouvant impacter la perception individuelle des risques associés aux friches urbaines polluées. Le schéma 3.12 présente les principaux déterminants de la perception des risques étudiés.

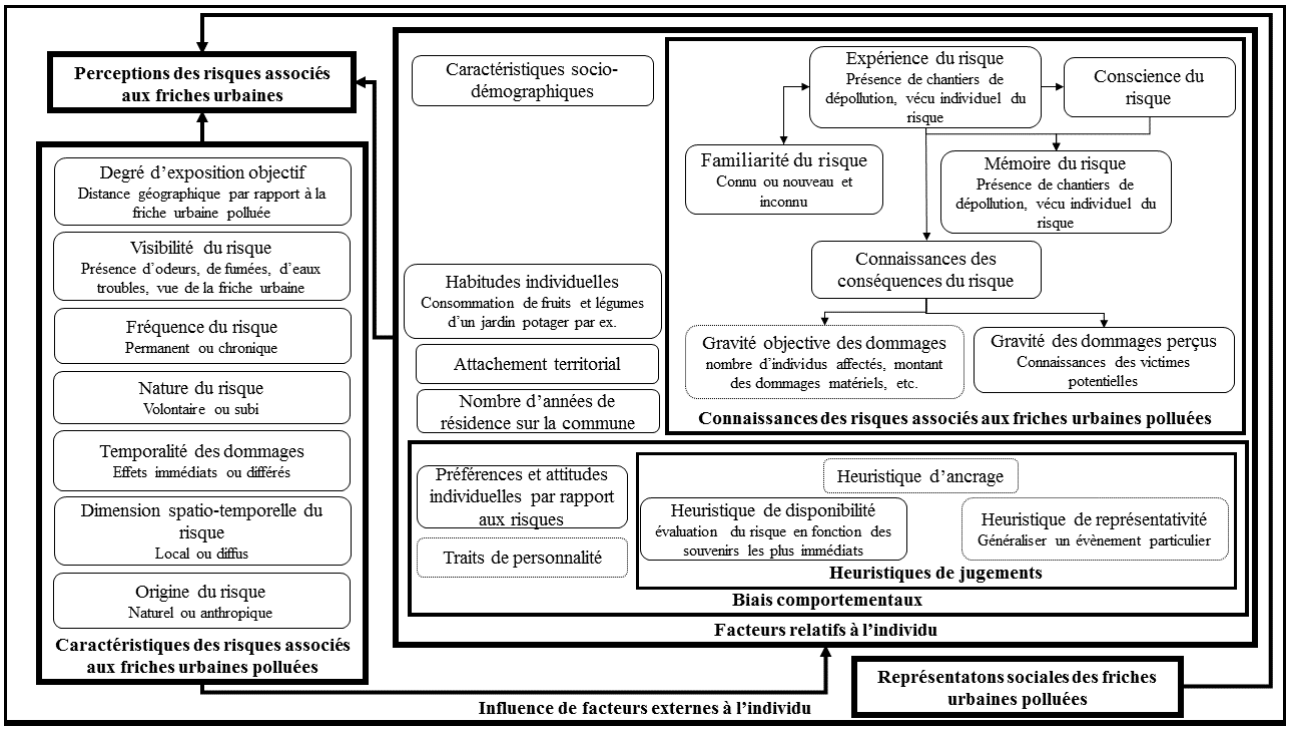


FIGURE 3.12 – Déterminants de la perception des risques associés aux friches urbaines polluées
Les éléments en pointillés indiquent des caractéristiques associées à la perception des risques que nous n'avons pas étudié dans notre questionnaire ou qui ne ressortent pas comme significatif.

Nous avons administré ce questionnaire en ligne auprès de riverains résidant sur une commune impactée par au moins une FUP en France. De plus, une pondération sur le nombre de friches urbaines polluées a été réalisée à partir des codes postaux des communes et de l'extraction des données de BASOL afin d'obtenir un échantillon représentatif de la population impactée par ce type de site. Des quotas sur le sexe et l'âge ont également été ajoutés afin

d'obtenir un échantillon représentatif de la population française. À ce jour, aucune donnée n'a été recueillie à partir d'un tel ciblage géographique.

Nous avons ainsi étudié les représentations sociales, les perceptions, les connaissances et les attentes vis-à-vis des friches urbaines polluées en France. La figure 3.13 résume la démarche poursuivie dans le cadre de cette enquête et les principaux résultats obtenus.

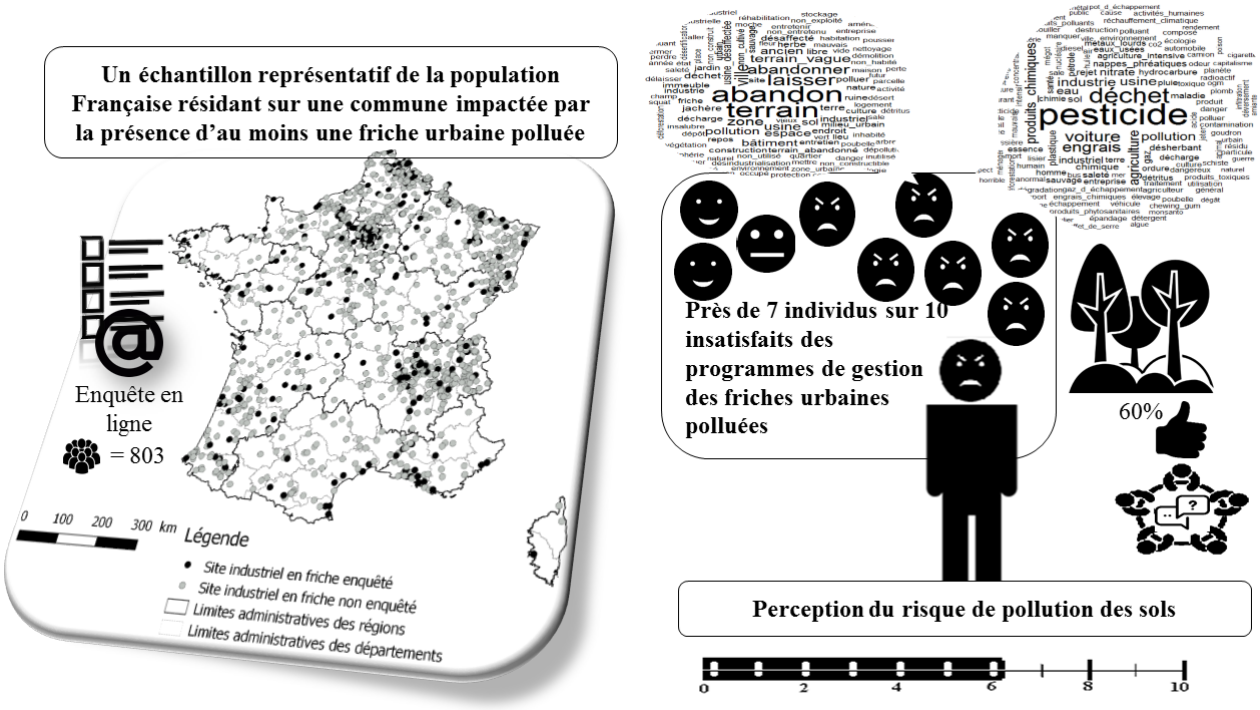


FIGURE 3.13 – Résumé graphique des apports et des principaux résultats de l'enquête auprès des riverains résidant sur une commune impactée par au moins une friche urbaine polluée

En termes de communication publique, un effort d'information doit être fait afin d'expliciter aux parties prenantes, et en particulier aux riverains à proximité de ces sites, les risques encourus en cas d'exposition prolongée à une contamination des sols, et l'objet des chantiers de dépollution mis en œuvre sur leur commune.

En outre, la mise en place de structures pluralistes associant les experts scientifiques, les décideurs publics, les industriels, les associations, permettrait de mieux identifier et réduire les risques associés à la pollution du sol, mais également de mieux diffuser et communiquer sur les risques potentiels (Lachapelle *et al.*, 2014, Montpetit et Lachapelle, 2015b, Zarcadoolas *et al.*, 2001). Cela permettra d'améliorer les intentions d'usages à l'égard de sites pollués reconvertis. Cela nous a amené à proposer dans la troisième partie de cette thèse une démarche participative visant à concilier l'ensemble des points de vue des parties prenantes dans le cas d'un projet de reconversion de friche urbaine.

Enfin, nos résultats nous permettent de mettre en évidence les attentes et les critères à prendre en compte sur le plan individuel dans la reconversion de friches urbaines polluées. Ces critères concernent la valorisation des usages futurs, la préservation d'éléments à caractère identitaire ou historique, et les bénéfices environnementaux et sociaux pouvant découler des projets de reconversion de friches urbaines polluées. Il s'agit des critères les plus saillants dans nos résultats. Afin d'affiner nos résultats, nous développons un DCE afin d'étudier les préférences individuelles pour différents scénarii de réaménagement de friches urbaines. Les résultats obtenus par cette méthode sont présentés dans le chapitre suivant.

Chapitre 4

Préférences et connaissances individuelles de friches urbaines polluées : un focus sur cinq communes Françaises

Ce chapitre complète les réponses données à la question de recherche suivante :

Quelles sont les perceptions, représentations et préférences des populations locales vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines ?

Dans le chapitre (3), à l'aide d'un questionnaire d'enquête auprès de 803 individus résidant sur une commune impactée par au moins une FUP, nous avons examiné les préférences et attentes individuelles concernant la reconversion de FUP. Les résultats obtenus par cette enquête ont mis en évidence les usages préférés par les individus, comme la construction d'infrastructures publiques ou d'espaces verts. Nous avons constaté leur souhait d'être impliqués dans les projets de reconversion. Des enjeux à caractère historique, patrimonial, ou identitaire, et dont la mémoire doit être préservée, ont également été identifiés.

Toutefois, les données récoltées ne nous permettent pas de mettre en exergue les différents arbitrages devant être effectués par les individus lors de la reconversion de ce type d'espace. Ces arbitrages concernent, par exemple, les usages futurs et les modalités participatives pouvant être mises en œuvre. En outre, aucun élément de coût ne permettait d'apprécier la robustesse de ces préférences.

Pour ces raisons, nous avons mis en place une seconde enquête constituée d'une expérience à choix discrets[1]. Cette méthode permet d'analyser la façon dont se structurent les préférences des riverains entre différents attributs, ou caractéristiques, définissant un projet de reconversion. Ainsi, nous pouvons estimer de façon *ex-ante*, les dispositions à payer des individus pour des projets dont les caractéristiques sont multidimensionnelles. Cela permet d'évaluer différentes stratégies de reconversion de FUP dans le cadre d'une démarche d'aide à la décision. C'est la raison pour laquelle, nous avons développé et administré ce type de questionnaire qui nous permet d'étudier plus précisément les arbitrages effectués par les individus entre les attributs qu'ils considèrent comme importants pour reconvertir une FUP.

Par ailleurs, dans le précédent chapitre, nous avons montré que la population générale méconnait les problèmes afférents à la contamination des sols et à la reconversion des FUP. Cependant,

[1]En référence à la différence entre variables discrètes et continues, ces choix sont discrets, dans la mesure où l'individu ne peut choisir qu'une seule alternative.

l'évaluation de leur connaissance repose sur des données déclarées dans le précédent chapitre. C'est pourquoi, afin de préciser davantage nos résultats, nous avons introduit un module de questions visant à étudier le niveau de connaissances effectif vis-à-vis d'une FUP située à proximité de leur lieu de résidence ou de travail. Des questions préliminaires ont été ajoutées afin de nous assurer que les personnes interrogées localisaient le site. Le questionnaire a ainsi été déployé sur cinq communes : Angers, Canet, Castelnau-le-Lez, La Possonnière, et Mauges-sur-Loire[2].

Ce chapitre s'organise de la façon suivante : nous introduisons la méthode des choix discrets et les applications qui ont été mises en œuvre dans le cas de SSP dans la section qui suit (4.1). Cela nous permet de préciser les objectifs que nous avons poursuivis dans notre questionnaire afin de compléter la littérature existante. Nous y précisons également la façon dont le design de l'expérience à choix discrets (DCE) a été élaboré. Nous montrons ainsi, dans une seconde section, comment les données ont été récoltées sur les cinq communes (4.2). Dans une troisième section nous présentons les résultats obtenus (4.3). Nous les discutons dans une quatrième section (4.4), et concluons sur l'apport de ce chapitre dans une dernière section (4.5).

4.1 La méthode des choix discrets

Nous commençons par rappeler les fondements théoriques et les objectifs des expériences à choix discrets (4.1.1). Leur mise en œuvre nécessite plusieurs étapes que nous détaillons dans un deuxième temps (4.1.2). Au cours de ces étapes, il est nécessaire de s'affranchir autant que possible des différents biais méthodologiques. Nous précisons ces biais potentiels, et montrons comment nous avons cherché à les réduire dans un troisième temps (4.1.3). Nous précisons les applications de cette méthode dans le domaine des sites pollués, et ce que nous avons proposé dans un dernier temps (4.1.4).

4.1.1 Fondements théoriques et objectifs de la méthode des choix discrets

La méthode des choix discrets repose sur plusieurs théories économiques conformes à la théorie Néoclassique : la théorie du consommateur, développée par John Kelvin Lancaster (4.1.1.1), et, la théorie de l'utilité aléatoire (4.1.1.2). Il s'agit ainsi d'une méthode des préférences révélées permettant une évaluation *ex ante* d'un bien ou d'un projet dont les caractéristiques sont multidimensionnelles (4.1.1.3).

4.1.1.1 La théorie du consommateur de Lancaster

Les modèles à choix discrets sont fondés sur la théorie du consommateur développée par Kelvin John Lancaster dans les années 1960. Cette théorie suppose que l'utilité individuelle retirée de la consommation d'un bien ou d'un service dépend des différents attributs, ou caractéristiques, qui le compose (Lancaster, 1966). On considère donc qu'un individu maximise son utilité, et que cette dernière dépend des caractéristiques du bien ou du projet étudié. Ces caractéristiques sont appelées des attributs. Ils prennent différentes modalités, ou niveaux, traduisant leurs états potentiels (Mangham *et al.*, 2009).

Ces attributs et leurs niveaux peuvent être source d'utilité (de satisfaction) ou de désutilité (insatisfaction) pour l'individu.

[2]La justification de ces communes et de ces FUP a été effectuée au chapitre liminaire, dans la section 1.3.1.

L'inclusion d'un attribut de coût, sous la forme d'un prix à payer, comme par exemple un coût de transport, un montant d'impôt à payer, ou sous la forme d'une durée, comme un temps de travail, permet d'identifier indirectement la disposition à payer individuelle pour un bien ou un service donné.

4.1.1.2 La théorie de l'utilité aléatoire

Les modèles à choix discrets s'inscrivent dans la lignée de la théorie de l'utilité aléatoire (Thurstone, 1927), et des modèles probabilistes qui en découlent (Domencich et McFadden, 1975, Manski, 1977, McFadden, 1974). Ces modèles postulent que les individus maximisent leur utilité. Toutefois, une partie de cette utilité n'est pas observable par l'analyste en raison d'informations imparfaites et incomplètes sur les agents économiques et leurs préférences (Holmes et Adamowicz, 2003). Par conséquent, les choix individuels ne peuvent pas être prédits avec certitudes. C'est pour cette raison, la fonction d'utilité individuelle se décompose en deux éléments.

Une première composante est dite déterministe (notée U_{ij}). Elle correspond aux éléments observables de la fonction d'utilité. Elle dépend des caractéristiques du bien ou du projet étudié, et des caractéristiques individuelles, comme les caractéristiques socio-démographiques par exemple.

La seconde composante est aléatoire. Elle représente les caractéristiques inobservables de certains attributs du bien, ou du projet à évaluer, et pouvant avoir un impact sur l'utilité individuelle, et des erreurs de spécification ou de mesure (notée ξ_{ij}) (Ben-Akiva et Lerman, 1985). Cette composante stochastique résulte également de l'hétérogénéité des agents économiques. Ces éléments inobservables ne permettent pas de déterminer l'ensemble des facteurs influençant la décision d'un individu (Hensher *et al.*, 2005). Ils sont aléatoires, indépendants et identiquement distribués (iid), et suivent une loi de probabilité de valeur extrême de type I ; le plus souvent une loi de Gumbel.

Ainsi, dans le cas d'une fonction linéaire et additive, l'utilité indirecte a la forme suivante :

$$V_{ij} = U_{ij} + \xi_{ij} \ \forall j = 1, ..., J \text{ et } \forall i = 1, ..., n \tag{4.1}$$

Par ailleurs, la composante observable de la fonction d'utilité indirecte de l'individu peut s'écrire comme étant :

$$U_{ij} = \beta X_{ij} \tag{4.2}$$

avec β le vecteur des paramètres à estimer ;
X_{ij} un vecteur des attributs observables de l'alternative j ;
et $j \in E$ un ensemble de choix possibles.

Cela revient à identifier la probabilité de choix d'un individu i (Train, 2003). Sachant que l'individu choisit l'alternative lui procurant le plus d'utilité, la probabilité pour un individu i de choisir l'alternative j plutôt que n'importe quelle autre alternative de son espace de choix E s'exprime comme la probabilité que l'utilité indirecte V_{ij} soit supérieure à l'utilité indirecte d'une autre alternative de son espace de choix. En posant h une autre alternative possible dans l'espace de choix de l'individu i, on a :

$$P_{ij} = P(V_{ij} + \xi_{ij} \geqslant V_{ih} + \xi_{ih}) \ \forall j \neq h \tag{4.3}$$
$$P_{ij} = P(V_{ij} - V_{ih} \geqslant \xi_{ih} - \xi_{ij}) \ \forall j \neq h \tag{4.4}$$

Différents modèles à choix discrets peuvent être envisagés en fonction des hypothèses sur la distribution du paramètre aléatoire ξ (McFadden *et al.*, 1973, Train, 2003), et du nombre d'alternatives à choisir par l'individu (Lancsar *et al.*, 2017). Dans le cas où l'individu est confronté

à deux alternatives, des modèles dichotomiques logit ou probit peuvent être employés. Si l'individu est confronté à plus de deux alternatives, des modèles de choix discrets multiples comme les modèles logit multinomiaux, ou encore le modèle logit emboîté (*nested logit*) peuvent être utilisés.

4.1.1.3 Objectifs des expériences à choix discrets

En décomposant le bien ou le projet étudié en plusieurs attributs, une expérience à choix discrets détermine l'influence de chacun de ces attributs sur le comportement de choix individuel. Elle permet ainsi d'analyser la façon dont se structurent les préférences des riverains entre les attributs caractérisant un bien ou un projet dans le cadre d'une évaluation *ex ante*. Par les arbitrages effectués entre les attributs, et à partir de la fonction d'utilité de l'individu, cette méthode détermine les taux marginaux de substitution. Cela permet d'estimer les consentements marginaux à payer pour ces différents attributs (Boxall *et al.*, 1996, Dachary-Bernard, 2004b). En ce sens, elle constitue un outil d'aide à la décision (Dachary-Bernard, 2004b).

Concrètement, les individus doivent sélectionner pour une série de choix, l'alternative qu'ils préfèrent. Dans notre cas, ces alternatives correspondent à des projets hypothétiques de réaménagement de FUP.

Les alternatives sont construites à partir de toutes les combinaisons des différents attributs considérés comme pertinents, et de leurs niveaux potentiels (Hanley *et al.*, 1998a). Cela détermine le plan de l'expérience à choix discrets. Plusieurs étapes sont nécessaires pour l'élaborer (Hensher *et al.*, 2005). Nous les précisons dans la section qui suit.

4.1.2 Principales étapes d'une expérience à choix discrets

Comme l'indique la figure 4.1, la mise en œuvre d'une expérience à choix discrets requiert trois étapes principalement. Il s'agit de la spécification du modèle (4.1.2.1), du choix d'un design expérimental (4.1.2.2), de la passation et de l'analyse des données (4.1.2.3).

4.1.2.1 Spécification du modèle

Chaque expérience à choix discrets est créée pour estimer un modèle particulier ; ce qui nécessite de bien spécifier le problème et les hypothèses à tester.

La fonction d'utilité et les modèles d'estimation pouvant être mobilisés doivent donc être précisés. Cela revient à identifier les déterminants de la fonction d'utilité individuelle, et les éventuels effets d'interaction entre ces paramètres ; tout en tenant compte qu'un paramètre additionnel représente un degré de liberté supplémentaire, et donc un plan d'expérience plus important.

Cette étape nécessite ainsi de répondre aux trois questions suivantes :

1. Quelles alternatives doivent être prises en compte ?
2. Quels attributs doivent définir ces alternatives ?
3. Quelles modalités peuvent définir ces attributs ?

La première question nécessite de définir les alternatives, de choisir ou non de les labéliser, et d'inclure éventuellement une situation de référence, dite de *statu quo*. Les deux autres questions déterminent les choix à effectuer concernant l'inclusion d'un attribut monétaire, et le nombre d'attributs et de niveaux.

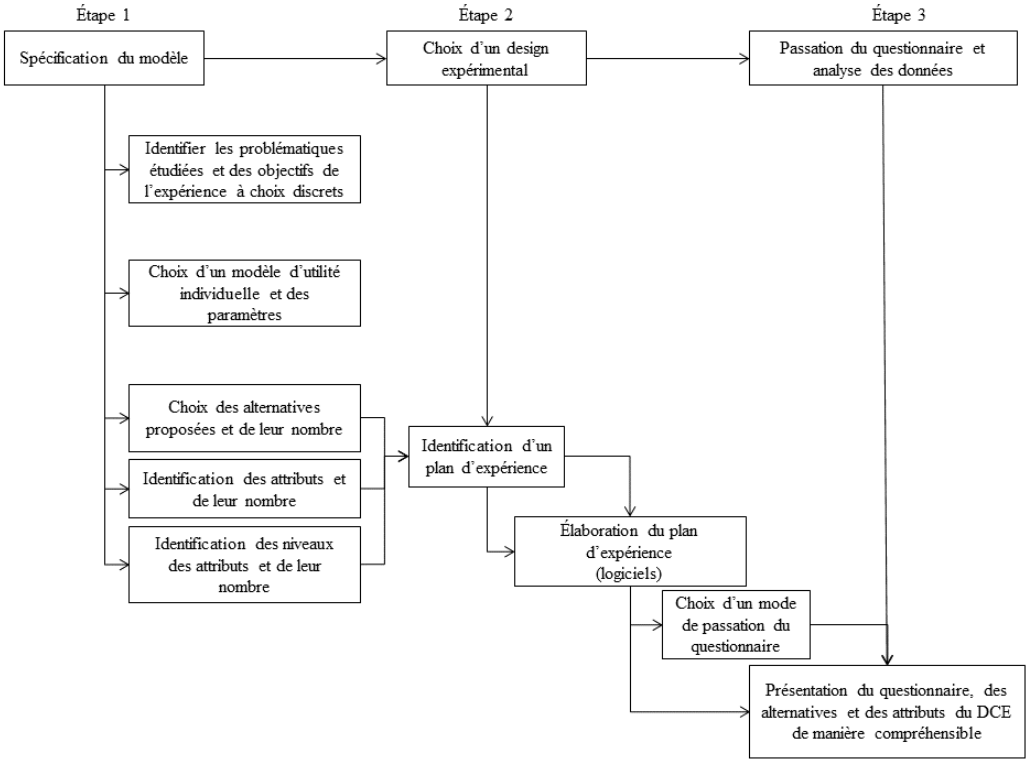


FIGURE 4.1 – Principales étapes pour conduire une expérience à choix discrets

Définir les alternatives de l'expérience à choix discrets

Selon Train (2003), les alternatives doivent avoir les trois propriétés suivantes :

1. Elles sont en nombre fini ;
2. Elles sont mutuellement exclusives ;
3. Elles sont exhaustives du problème étudié.

En général, afin de ne pas complexifier l'analyse par les personnes enquêtées, deux à trois alternatives sont retenues. Ces dernières peuvent être labélisées, et inclure, ou non, une situation de *statu quo*.

La labélisation des alternatives

La labélisation des alternatives consiste à leur donner un nom permettant de les définir. Ainsi, par exemple, pour différents modes de transport, il est possible de labéliser les alternatives en associant à chacune d'elles le nom du moyen de déplacement utilisé : par exemple, voiture, train, ou métro. Cela rend les choix plus compréhensibles. À l'inverse, on se réfèrera à alternative A ou alternative B par exemple. lorsque les alternatives ne sont pas labélisées. Si les alternatives ne diffèrent que par leurs attributs, il n'est pas possible de les labéliser. Dans ce cas, les individus disposent uniquement des informations sur les attributs et leurs descriptions (Louvière *et al.*, 2007). En fonction du nombre d'alternatives, l'effort cognitif sera alors d'autant plus important.

Dans notre cas, il n'est pas possible de labéliser les alternatives car ces dernières correspondent à des projets de réaménagement de friches urbaines. Les scénarii ne se différencient que par leurs attributs et leurs niveaux (ou modalités).

L'introduction du *statu quo*

En général, en économie de l'environnement, une situation de *statu quo* est introduite dans le questionnaire d'expérience à choix discrets (Adamowicz *et al.*, 1998). Cette situation sert de référence en permettant aux personnes interrogées de comparer les différents projets entre eux. En outre, l'introduction du *statu quo* est utile pour les situations ou le bien ou service étudié ne sera pas consommé avec certitude (Kjær, 2005).

Toutefois, laisser aux individus la possibilité de choisir cette situation de référence peut fausser les résultats. En effet, les individus peuvent être amenés à choisir cette option pour manifester leur opposition par rapport aux différents scénarii proposés s'ils pensent que la mise en œuvre de l'un deux peut leur porter préjudice (World Health Organization *et al.*, 2012). Ils peuvent également privilégier le *statu quo* si cette situation leur parait familière. En effet, choisir le *statu quo* requiert moins d'efforts cognitifs ; l'utilité pouvant y être associée est pourtant parfois plus faible (Salkeld *et al.*, 2000).

Il est ainsi possible de ne pas présenter aux individus cette situation. Cette procédure oblige alors les individus à choisir un scénario ne correspondant pas nécessairement à leurs préférences réelles.

Dans le cadre de notre expérience à choix discrets, l'introduction du *statu quo* se justifie : elle correspond au cas où aucun projet de reconversion n'est mis en œuvre.

Définir les attributs de l'expérience à choix discrets et leurs modalités

Les attributs doivent posséder les mêmes propriétés que les alternatives. Ils doivent ainsi être pertinents et couvrir tous les aspects du problème étudié, sans être toutefois redondants. Ils doivent également être décomposables afin de pouvoir définir des niveaux traduisant les différents états que peut revêtir un attribut.

La sélection des attributs s'effectue en général à partir d'une revue de la littérature du problème étudié. Elle est généralement associée à la consultation de comités d'experts, ou à des groupes de discussion auprès des populations ciblées par l'étude afin de garantir la compréhension des attributs et de leurs niveaux, et la validité du plan d'expérience qui en découle.

L'inclusion d'un attribut monétaire

L'attribut monétaire permet de prendre en compte la contrainte budgétaire du consommateur dans ses choix, et d'estimer indirectement des consentements marginaux à payer (ou à accepter) à partir des taux marginaux de substitution entre un niveau donné d'un attribut et le coût induit.

Une attention particulière doit être portée sur l'inclusion, ou non, d'un attribut de coût (Blamey *et al.*, 2002). En effet, ce dernier peut ne pas être inclus dans l'expérience à choix discrets si l'on ne cherche pas à estimer une disposition à payer (Bryan, 1998). Cette procédure permet ainsi d'éviter les problèmes d'oppositions par rapport au véhicule de paiement utilisé (Morrison *et al.*, 1997). Cela peut être le cas, par exemple, lorsqu'on demande aux individus de contribuer financièrement pour un bien public perçu comme étant gratuit (Appéré, 2004), ou lorsque des considérations éthiques ou morales sont en jeu (Mitchell et Carson, 1989).

Le nombre d'attributs et de niveaux

Les attributs et leurs niveaux doivent être exhaustifs et de taille minimale. En effet, le nombre de scénarii hypothétiques présentés aux individus dépend du nombre d'attributs et de niveaux. Si tous les facteurs varient simultanément, ce nombre correspond à (Louvière *et al.*, 2007) :

$$\text{Nombre de niveaux } x \text{ d'un attribut } ^{\text{Nombre d'attributs ayant } x \text{ niveaux}} \tag{4.5}$$

C'est pourquoi, un nombre raisonnable de scénarii à évaluer doit être proposé. Ainsi, la plupart des expériences à choix discrets se composent généralement de trois à quatre attributs prenant au maximum cinq modalités (Orme, 2002)[3].

En outre, le nombre de niveaux a une influence sur leur significativité (*attribute-effect*). Les individus accordent généralement plus d'importance aux attributs dont le nombre de modalités est élevé. Cela peut induire un biais dans la modélisation, et les résultats (Ratcliffe et Longworth, 2002, Ryan et Wordsworth, 2000).

Par ailleurs, attribuer le même nombre de niveaux à chaque attribut peut nuire au réalisme des alternatives proposées. L'étendue des niveaux des attributs, c'est-à-dire la différence entre la valeur maximale et minimale des différents niveaux d'un attribut détermine également les résultats pouvant être obtenus.

4.1.2.2 Choix d'un design expérimental

Une fois que les alternatives, les attributs, et les niveaux ont été définis, un plan d'expérience peut être généré. Le plan d'expérience est une matrice dans laquelle les lignes et les colonnes représentent différentes situations hypothétiques de choix[4]. Différents types de plans d'expérience existent. Le plan d'expérience choisi doit permettre d'inférer le niveau d'utilité de l'individu en un nombre minimum d'alternatives. Il doit respecter certaines propriétés.

Propriétés des plans d'expériences à choix discrets

Les plans d'expérience à choix discrets doivent satisfaire les propriétés suivantes :

- Orthogonalité. Il s'agit d'un des aspects les plus importants de la *D-efficiency*. Cette condition est remplie si l'apparition conjointe de deux niveaux de différents attributs apparaît dans les profils avec des fréquences égales au produit de leurs fréquences marginales. Autrement dit, la différence entre les niveaux de chaque attribut doit varier de manière indépendante sur les ensembles de choix afin d'éviter la multi-colinéarité (Hensher et Barnard, 1988, Kuhfeld *et al.*, 1994).

- Chevauchement minimal. Cette propriété se rapporte à la manière dont les alternatives sont jumelées. Les niveaux d'un attribut ne doivent pas être les mêmes dans un ensemble de choix, sinon on ne peut obtenir aucune information sur la valeur accordée par l'individu à un attribut donné (Huber et Zwerina, 1996).

[3]Toutefois, Bech *et al.* (2011) montrent que le nombre de scénarii proposé n'impacte pas nécessairement les résultats obtenus. En effet, dans leur DCE, le nombre maximal d'ensemble de choix que les individus avaient à traiter était de 17 ; nombre bien supérieur à ce qui est généralement recommandé dans la littérature.

[4]Cette matrice peut être présentée et organisée de deux manières. Dans le premier cas, chaque ligne représente une situation différente, et les colonnes représentent un attribut différent. À l'inverse, dans le second cas, les alternatives sont en colonnes et les attributs en ligne. La manière dont cette matrice est construite ne change en rien les résultats obtenus.

- Équilibre des niveaux. Les niveaux d'un attribut apparaissent avec la même fréquence afin que les individus puissent effectuer un arbitrage entre les niveaux (Huber et Zwerina, 1996).

- Équilibre des niveaux d'utilité. Un ensemble de choix sera considéré comme équilibré en termes d'utilité, si les utilités de chaque alternative pour chaque ensemble de choix sont approximativement les mêmes. Cette propriété nécessite au préalable de connaitre les préférences des individus.

Ces propriétés ne peuvent toutefois pas être atteintes simultanément. En effet, la propriété d'orthogonalité influence à la fois celle du chevauchement minimal, et celle d'équilibre des niveaux.

Les différents plans d'expériences

Plusieurs plans d'expériences existent. On distingue ainsi les designs factoriels complets des designs factoriels fractionnaires. Au sein de cette catégorie, on distingue les designs orthogonaux, efficients et bayésiens comme le montre le schéma 4.2.

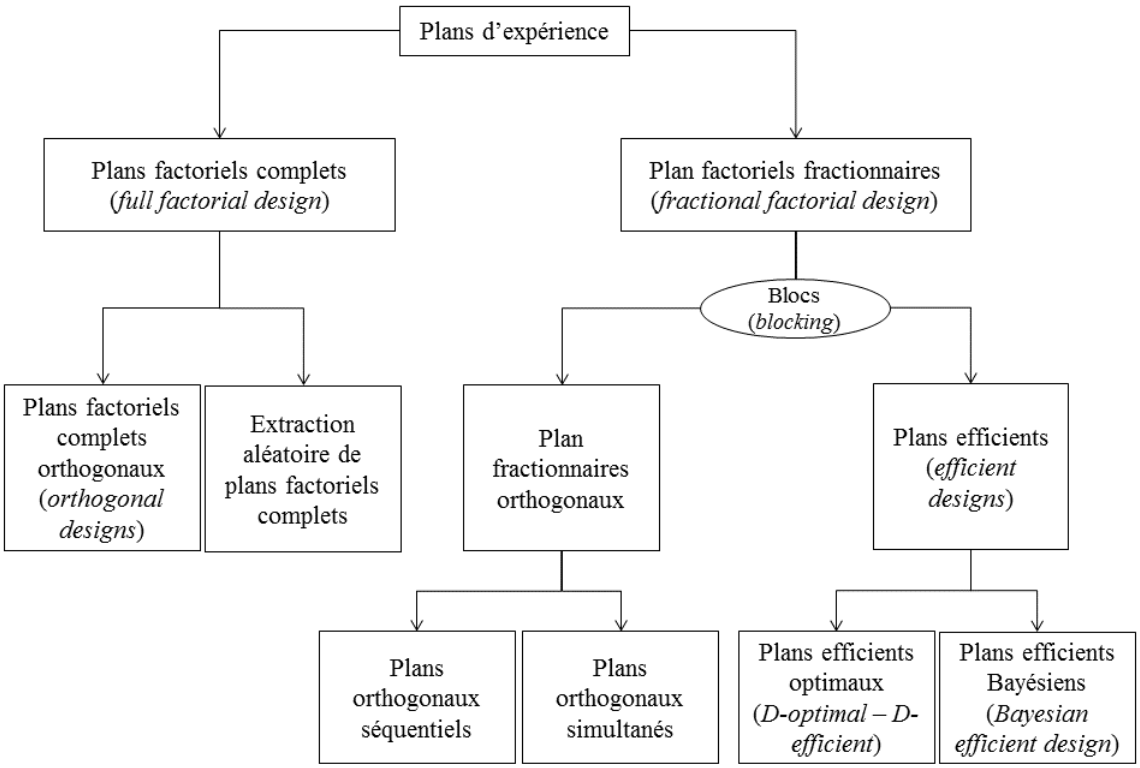


FIGURE 4.2 – Principaux plans d'expérience à choix discrets

Ces plans d'expérience peuvent être implémentés avec les logiciels SAS (Kuhfeld, 2010), Ngene (Choice Metrics, 2014), Biogeme ou encore par l'intermédiaire de procédures spécifiques sous Gauss, Stata, Matlab, ou R (Lancsar *et al.*, 2017). Dans cette thèse, nous avons utilisé le logiciel NGene.

Les plans d'expériences complets

Les plans d'expérience complets (*full factorial design*) considèrent toutes les combinaisons possibles des différents niveaux des attributs. Ils prennent en compte chaque situation de choix, dont le nombre est donné par l'équation (4.5). Ainsi, les plans d'expériences complets sont adaptés seulement si le nombre d'alternatives, d'attributs et de niveaux sont faibles ; ce qui est rarement le cas. En outre, plus il y a de choix, et moins l'individu sera en capacité (cognitive) de tous les traiter.

C'est pourquoi, il est possible de définir le nombre de ligne et donc de choix pouvant être proposés dans une expérience à choix discrets. Toutefois, dans le cas d'un design factoriel complet, cette procédure sélectionne de façon aléatoire les scénarii pouvant être proposés sur l'ensemble complet. Autrement dit, elle attribue à un individu donné les n premiers scénarii générés à partir du plan d'expérience complet. Or, cela biaise les résultats en amenant les individus à indiquer leurs préférences pour des scénarii non-représentatifs caractérisés par des niveaux d'attributs élevés ou faibles par exemple.

Cette procédure souffre de limites méthodologiques. Tout d'abord, elle ne respecte pas les propriétés d'orthogonalité et d'équilibre des attributs et des niveaux. De plus, elle ne permet pas de répliquer le design obtenu, car les scénarii sont sélectionnés de façon randomisée par le logiciel (Choice Metrics, 2014, p. 71). Cela pose un problème de reproductibilité du design, et donc des résultats.

Afin de réduire le nombre de choix proposés aux individus, des plans d'expériences factoriels fractionnaires (*fractional factorial design*) sont généralement employés (Kuhfeld, 2000, 2010, Mangham *et al.*, 2009). Dans ce cas, les individus font face à un sous-ensemble de situations du plan factoriel complet.

Ces plans d'expériences fractionnaires ne sont pas construits de manière aléatoire. Cependant, ce type de design entraine une perte d'efficacité statistique, mesurée par la *D-efficiency*, en raison d'un arbitrage devant être effectué entre le respect des propriétés d'orthogonalité, de chevauchement minimal, d'équilibre des niveaux des attributs, et de l'utilité.

Les plans d'expériences fractionnaires

Les plans d'expériences fractionnaires (*fractional factorial design*) sont des sous-ensembles des situations de choix générés par un plan factoriel complet[5]. Parmi eux, on distingue les plans fractionnaires orthogonaux et les plans efficients.

Les plans orthogonaux résultent d'une littérature passée importante sur les modèles économétriques linéaires pour lesquels la condition d'orthogonalité était importante afin d'éviter la multi-colinéarité et minimiser la variance des paramètres estimés.

Deux types de designs orthogonaux peuvent être générés par NGene : les designs séquentiels, et les designs simultanés. Les designs séquentiels ne sont générés que si la fonction d'utilité comporte les mêmes attributs ayant les mêmes niveaux[6]. Dans le premier cas, la propriété d'orthogonalité est valable uniquement au sein de chaque alternative ; dans le second, cette propriété est respectée entre chaque alternative.

Les plans efficients (*efficient design*), et les plans Bayésiens (*bayesian efficient design*) constituent deux autres type de plans d'expérience permettant de résoudre les problèmes engendrés par le non-respect de la condition d'orthogonalité dans le cas de designs fractionnaires.

[5]Pour les propriétés mathématiques des plans d'expérience factoriels voir par exemple Collombier (1996).

[6]Si ce n'est pas le cas, un design séquentiel différent peut être généré avec l'option ;orth = seq2 dans Ngene.

Les plans efficients permettent d'estimer des données dont les erreurs standards[7] sont les plus faibles possibles. L'efficience est obtenue par l'intermédiaire de la matrice de variance-covariance asymptotique[8] (Choice Metrics, 2014). Elle est mesurée par la *D-error*.

Le plan d'expérience ayant la *D-error* la plus faible est retenu.

Différentes *D-error* existent en fonction du niveau d'information sur les valeurs génériques des attributs et de leurs niveaux :

- D_z error (z pour *zero*) pour le cas où l'on ne dispose d'aucune information sur les paramètres (pas même le signe) ;
- D_p error (p pour *priors*) pour le cas où des informations sont disponibles, et que ces dernières sont suffisamment précises ;
- D_b error (b pour *bayesian*) lorsque l'information est disponible mais avec des incertitudes.

En plus de la *D-error*, il existe également d'autres mesures de l'efficience d'un plan d'expérience. Ainsi, par exemple, la *A-error* prend en compte non pas le déterminant, mais la trace de la matrice de variance-covariance asymptotique[9]. Cependant, en prenant en compte la variance des paramètres, seuls les paramètres qui ont des valeurs plus élevés seront reflétés dans le calcul, au détriment des autres paramètres. Il est donc conseillé de pondérer ces paramètres afin de refléter leur importance effective (Choice Metrics, 2014).

En outre, le design peut également être optimisé en fonction du nombre de réponses nécessaires pour les paramètres les plus difficiles à estimer. Ce critère proposé par Bliemer et Rose (2005) est appelé *S-optimality*. Il correspond à la taille minimale que l'échantillon doit avoir. Toutefois, il ne garantie pas que les paramètres estimés seront significatifs (Choice Metrics, 2014).

Les designs efficients sont généralement préférables aux designs orthogonaux (Choice Metrics, 2014), car ils utilisent les connaissances disponibles sur les paramètre estimés. Cependant, il y a une forte correspondance entre ces deux types de design. Si chaque paramètre est spécifique à une alternative, alors le design efficient revient en fait à un design orthogonal (Burgess et Street, 2005).

Enfin, en fonction des informations obtenues, et du degré d'incertitudes, des plans efficients bayésiens (*bayesian efficient designs*) peuvent être générés. Ce type de plans d'expérience permet d'introduire un degré d'incertitude concernant les informations préalables relatives aux attributs et à leurs niveaux (Choice Metrics, 2014, Yao *et al.*, 2015).

Une fois le plan d'expérience choisi et généré, le questionnaire peut être présenté aux individus.

4.1.2.3 Passation du questionnaire

Un certain nombre de pré-requis sont nécessaires afin de veiller à recueillir des données de qualité. Plus précisément, il est nécessaire de limiter le biais d'information[10] et les difficultés de

[7]Estimation de l'écart-type lié à l'erreur de mesure.

[8]La matrice de variance covariance asymptotique correspond à la matrice négative inverse de la matrice d'information espérée de Fisher qui est égale aux dérivées secondes de la fonction de log-vraisemblance.

[9]Elle correspond à la somme des éléments sur la diagonale de la matrice.

[10]On observe un biais d'information lorsque le classement des sujets de l'échantillon sur un statut étudié est erroné. Ce biais peut résulter d'une erreur de classement. Il s'agit d'une erreur lors du recueil de l'information

compréhension du questionnaire d'expérience à choix discrets. Une fois les données recueillies, les modèles d'analyse des données retenus dépendront de la question de recherche traitée et de contraintes liées à la quantité et à la qualité des données (Lancsar *et al.*, 2017).

Pré-requis à respecter dans la diffusion d'un questionnaire d'expérience à choix discrets

Au-delà du mode de passation, le questionnaire doit comporter un texte introductif expliquant son objectif et détaillant les alternatives, les attributs et leurs niveaux. L'objectif est de faciliter la compréhension de l'ensemble des choix qui sont proposés aux individus, et le contexte dans lequel ils s'inscrivent ; et ainsi limiter les biais d'information et les difficultés de compréhension du questionnaire (Morrison *et al.*, 1997). En effet, ce biais peut être particulièrement important si dans le questionnaire, les attributs et leurs modalités ne sont pas suffisamment et/ou correctement explicités aux individus ; d'autant plus qu'un DCE nécessite souvent d'importants efforts cognitifs en raison du caractère itératif des choix à effectuer (Hoyos, 2010). En outre, ces difficultés croissent à mesure que les termes utilisés pour décrire le contexte de l'étude sont complexes, et ne sont pas familiers aux individus. Ces difficultés peuvent amener les individus à fournir des réponses incohérentes. C'est pourquoi, des images et/ou des photographies permettant de décrire les alternatives d'un projet peuvent illustrer et faciliter la compréhension des choix à effectuer dans le questionnaire (Dachary-Bernard, 2007, Lafortezza *et al.*, 2008, Laing *et al.*, 2005, Mangham *et al.*, 2009).

Nous avons illustré de façon systématique chaque niveau des attributs qui compose notre DCE à l'aide de logos[11]. Ces derniers représentaient le poids de l'attribut dominant. Nous avons également retravaillé à l'aide du logiciel QGis des photographies aériennes des friches sur lesquelles portaient notre questionnaire[12]. Cela a permis aux individus de les localiser précisément. De plus, les individus pouvaient accéder aux descriptifs des attributs et de leurs niveaux tout au long du questionnaire d'expérience à choix discrets par l'intermédiaire d'une icône insérées dans chaque tableau de choix.

Par ailleurs, des questions additionnelles peuvent permettre de tester la cohérence des réponses (Rulleau et Dachary-Bernard, 2013). Il peut s'agir par exemple d'introduire un ensemble de choix pour lequel une alternative serait dominante sur toutes les autres, ou d'inclure deux fois un même ensemble de choix, et de vérifier s'il existe une différence dans les réponses apportées. Il est également possible de demander directement et tout simplement aux individus s'ils ont bien compris les alternatives, les attributs, et d'indiquer les difficultés éventuelles qu'ils ont rencontré. C'est cette dernière option que nous avons privilégié.

Enfin, un questionnaire socio-démographique peut également être ajouté à la fin de l'enquête pour analyser l'effet de certaines caractéristiques sur le choix des réponses ; ce que nous avons également fait.

provenant de l'outil de recueil utilisé et/ou du mode de recueil retenu. Ces erreurs peuvent être liées à des difficultés de compréhension, à un oubli involontaire (biais de mémorisation) ou délibéré (biais de prévarication lorsque l'on étudie certains sujets sensibles, ou biais de désirabilité sociale lorsque les questions se ramènent à des normes sociales).

[11] Cf. 4.7 pour un exemple.

[12] Cf. 4.5 pour un exemple.

Analyser les données

Une fois les données récoltées, ces dernières doivent être analysées. Chaque attribut doit être traité comme une variable ayant différents niveaux ; ces derniers doivent être codés afin d'estimer l'importance relative de chaque attribut. À partir du modèle de probabilité choisi, des estimations peuvent être effectuées afin d'identifier les dispositions à payer et les arbitrages effectués. Le plus souvent un modèle logit conditionnel est utilisé. D'autres modèles peuvent cependant être estimés (Lancsar *et al.*, 2017) ; en particulier si on relâche l'hypothèse d'indépendance des alternatives non pertinentes (IIA - *Independant and Irrelevant Alternatives*).

Cette dernière postule que l'ajout ou le retrait d'une alternative ne modifie pas le rapport des préférences pour les alternatives restantes (McFadden, 1974). Plusieurs régressions peuvent être effectuées, en incluant ou non certaines interactions, et en tenant également compte de l'hétérogénéité des agents économiques. Cela permet ainsi de s'assurer de la robustesse des résultats.

4.1.3 Principaux biais dans la mise en œuvre d'une expérience à choix discrets

Les biais de la méthode des choix discrets sont similaires à ceux des méthodes d'évaluations contingentes (Mitchell et Carson, 1989, Morrison *et al.*, 1997). La figure 4.3 résume ces biais et les moyens pouvant être utilisés pour y remédier.

Une première catégorie de biais peut résulter des erreurs de spécification du modèle ou des choix adoptés pour le design expérimental.

On observe ainsi un biais stratégique s'il existe des incitations amenant les individus à dénaturer leurs réponses en sous-estimant ou surestimant leur véritable disposition à payer. Les individus peuvent avoir intérêt à fausser leur réponse délibérément s'ils pensent qu'elles pourront leur porter préjudice (Carson *et al.*, 2001).

Une seconde catégorie de biais découle de la façon dont le questionnaire d'expérience à choix discrets est construit.

Les difficultés de compréhension et d'information découlent du caractère itératif des choix à effectuer. Elles peuvent se cumuler avec un effet d'échelle. Cela peut, par exemple, être le cas si un individu déclare la même disposition à payer pour dépolluer une petite parcelle et une plus grande surface. Les individus peuvent également évaluer différemment la totalité et la somme des parties définissant un bien (Hanley *et al.*, 1998b) ; c'est l'*embedding effect*. Cela peut résulter d'un biais d'inclusion résultant d'une confusion dans les quantités d'un bien ou attribut, ou entre échelles géographiques (*scope effect, scale effect*) (Morrison *et al.*, 1997).

Un effet d'ordre (*ordering effects*), et de contexte (*framing effect*) peuvent également accroître les réponses incohérentes. C'est par exemple le cas lorsque les individus méconnaissent les thématiques abordées dans le questionnaire.

Un biais de mesure peut également être observé lorsque les répondants associent à une même valeur des niveaux de bien-être personnel en réalité différents (Morrison *et al.*, 1997).

En outre, un biais de disponibilité est observé si les individus choisissent de façon disproportionnée les caractéristiques les plus saillantes ou celles dont ils se souviennent le plus facilement et le plus rapidement. Pour remédier à ces problèmes, les alternatives peuvent être présentées dans des ordres différents et/ou sur différents questionnaires. Dans notre cas, afin de remédier à ce biais, quatre versions du questionnaire ont été proposées de façon aléatoire aux individus.

Enfin, de nombreuses études montrent l'existence d'un biais hypothétique (Bertrand et Mullainathan, 2001, Broadbent *et al.*, 2010, Fifer *et al.*, 2014, Johansson-Stenman et Svedsäter,

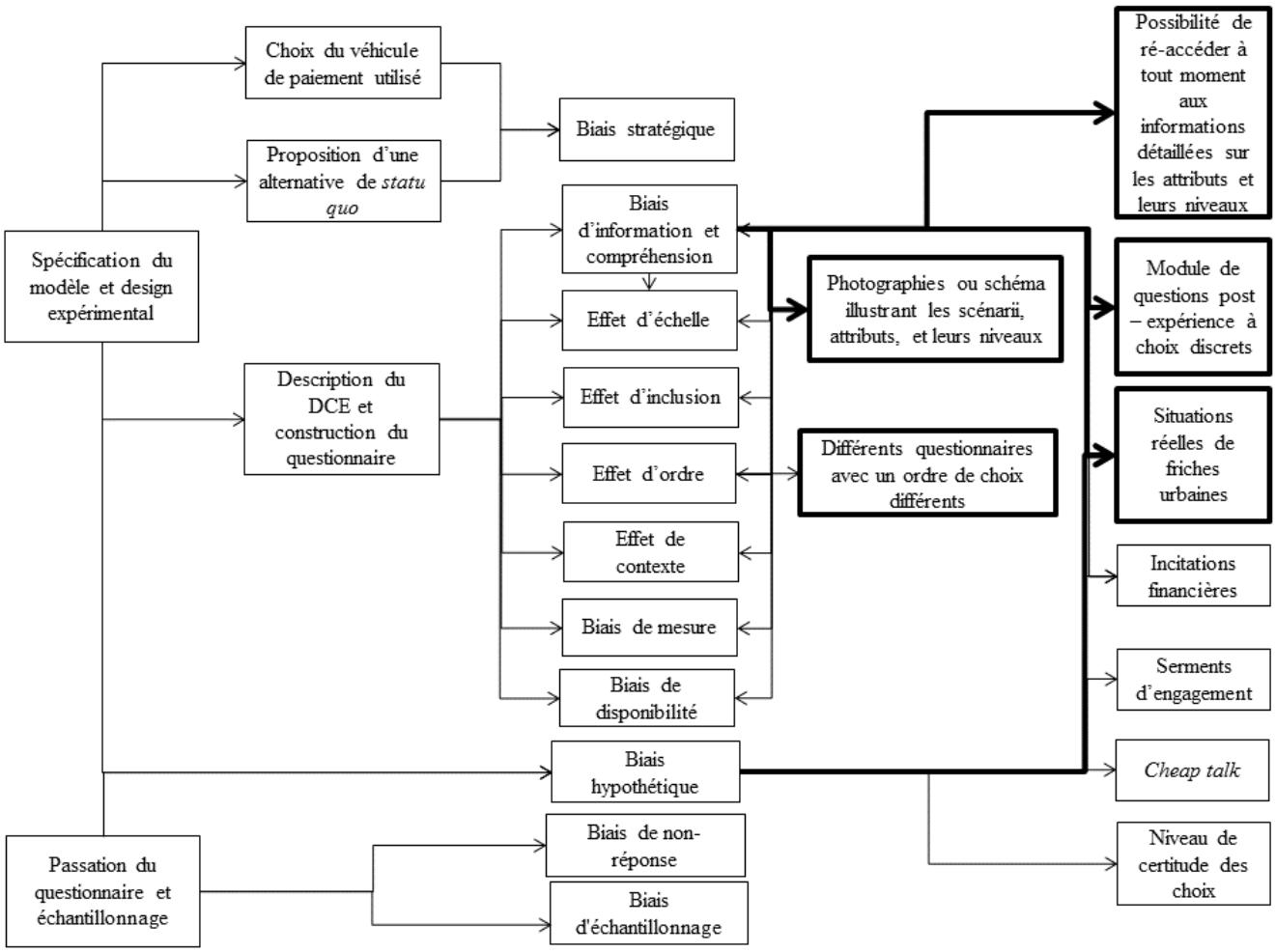


FIGURE 4.3 – Principaux biais et solutions possibles associés à la méthode des choix discrets
Les éléments en gras indiquent des solutions utilisées dans notre expérience à choix discrets.

2008) amenant les individus à surestimer, ou sous-estimer, leurs dispositions à payer dans le cadre d'expériences à choix discrets. En effet, les résultats obtenus ne correspondent pas toujours aux comportements réels, car les réponses fournies par les individus n'impactent pas leur niveau de bien-être. La mise en place d'incitations financières permettrait de remédier aux problèmes soulevés par le biais hypothétique en amenant les individus à révéler leurs véritables préférences (Michaud *et al.*, 2013, Moser *et al.*, 2014). Toutefois l'utilisation de ce mécanisme est controversée : elle peut introduire d'autres biais dans l'analyse en fonction du montant de l'incitation financière mise en œuvre et du contexte décrit dans l'expérience (Mellström et Johannesson, 2008, Mørkbak *et al.*, 2014). En outre, ce mécanisme incitatif n'est pas applicable dans le cadre de la reconversion de FUP. En effet, il suppose que les ensembles de choix existent sur un marché, et peuvent être potentiellement délivrés à la fin de l'expérience. Or, ce mécanisme ne peut pas aboutir à un achat réel dans notre cas. De plus, la mise en place d'une incitation financière forfaitaire afin de compenser les efforts cognitifs peut engendrer des distorsions en amenant les individus à rationaliser des choix qu'ils effectueraient de façon intuitive (Betsch et Haberstroh, 2001, Harrison, 2007). Pour cette raison, nous n'avons pas mis en œuvre d'incitations financières.

En dehors des incitations financières, d'autres techniques peuvent être mises en œuvre pour limiter ce biais. L'une d'elle consiste à demander aux individus d'indiquer sur une échelle de Likert le degré de certitude de leur réponse (Brouwer *et al.*, 2010, Hensher *et al.*, 2012, Olsen

et al., 2011). La mise en place de procédures particulières comme le *cheap talk*[13] ou les serments d'engagement[14] en font également partie. Cependant, la littérature ne permet pas de conclure quant à l'efficacité de ces techniques pour atténuer ce biais (Bosworth et Taylor, 2012, Tiziana *et al.*, 2013).

Dans le cas de notre étude, nous avons cherché à atténuer le caractère hypothétique en interrogeant directement les individus impactés par une friche urbaine située sur leur commune de résidence ou de travail.

Une deuxième catégorie de biais découle de la passation du questionnaire et de l'échantillonnage effectué. En effet, il existe toujours un biais d'auto-sélection dans la mesure où les individus ayant choisis de répondre au questionnaire peuvent avoir un profil ou des caractéristiques particulières. Les non-réponses peuvent également nuire à la représentativité de l'échantillon.

En amont de la réalisation sur le terrain de l'enquête, il est nécessaire de prévenir ces biais en incitant les sujets sélectionnés à participer à l'enquête, et en utilisant des outils de recueil simples afin de ne pas décourager les individus ayant accepté de répondre, et les inciter à remplir l'intégralité du questionnaire. Ces actions relèvent d'une stratégie de communication à déterminer et à spécifier dans le protocole d'enquête.

Ex post, différentes méthodes d'échantillonnage[15], de redressement, de pondération de l'échantillon, d'imputation des données manquantes existent pour palier à ces problèmes.

4.1.4 Application des DCE dans le cas de sites pollués ou fonciers dégradés

Les applications de la méthode des choix discrets sont nombreuses dans le domaine environnemental (Birol et Koundouri, 2008, Hanley *et al.*, 1998b, Hoyos, 2010, Loomis, 2005). Ces dernières années, cette méthode est davantage employée que les méthodes d'évaluations contingentes (Mahieu *et al.*, 2017, 2015). Toutefois, son utilisation reste relativement rare dans le domaine des sites pollués (Mahieu *et al.*, 2017).

Le tableau 4.1 présente brièvement les apports et limites de ces différentes études appliquées aux SSP. Il décrit également la zone d'étude, la taille de la population interrogée, les attributs et les niveaux utilisés, et l'absence ou non d'une situation de référence.

[13]Cette procédure consiste à donner des informations aux participants d'une évaluation contingente sur le biais hypothétique et les problèmes que cela peut engendrer concernant la validité des résultats (Cummings et Taylor, 1999).

[14]La procédure d'engagement sous serment incite les individus à prendre en compte les conséquences financières de leurs décisions (Jacquemet *et al.*, 2017).

[15]Les techniques d'échantillonnage probabiliste, basées sur des lois de probabilités, offrent des solutions pour obtenir un échantillon qui soit le plus représentatif possible. Elles regroupent : l'échantillonnage aléatoire simple, l'échantillonnage aléatoire stratifié, et l'échantillonnage par grappe. La méthode des quotas, quant à elle, permet de s'assurer de la représentativité de l'échantillon en lui affectant une structure similaire à celle de la population cible.

Références	Zone d'étude	N	Objectifs	Attributs et modalités	Nb de choix	SQ	Limites
(Alberini *et al.*, 2005)	Au niveau mondial. Enquête auprès de participants sélectionnés aléatoirement lors du Marché International des Professionnels de l'Immobilier (MIPIM) qui s'est déroulée à Cannes du 12 au 15/03/2002	293	Identification des mécanismes économiques et financiers attendus par les promoteurs immobiliers afin de promouvoir la reconversion de sites pollués.	7 attributs : pollution (présente ou non), normes de dépollution (à respecter ou non), présence d'un réseau de transport à moins de 20 km (ou absence), non-responsabilité pour tous les travaux de décontamination supplémentaires devant être effectués face à l'aléa de la pollution (ou non), temps d'approbation des procédures de reconversion (supérieur ou inférieur à 6 mois), présence ou absence d'une ville dans un rayon de 20 km, incitations financières publiques (en % de la valeur du projet : 20 ou 10).	4	F	Représentativité de l'échantillon - hétérogénéité des sites pollués et des règlementations entre les pays.
(Alberini *et al.*, 2006a)	Arsenal de Venise - Italie	311	Identification des préférences individuelles pour le réaménagement de la zone	6 attributs : usages ; usage des zones d'eau (création de 200 mouillages supplémentaires ou aucun) ; construction de nouveaux bâtiments (sur 25 % de la surface constructible ou aucun) ; accessibilité (facilité ou non) ; nombre d'emplois créés (150, 250 et 3650) ; et aux coûts (25, 50, 100, 150). L'attribut des usages a 4 modalités. Parmi les modalités de cet attribut, un usage est majoritaire : constructions navales, logements, ou hôtel, et d'autres sont minoritaires (musées, bureaux, recherche).	4	F	Représentativité de l'échantillon : enquête auprès des usagers de la librairie de la Fondation Eni Enrico Mattei : institut de recherche spécialisé sur les thématiques environnementales et énergétiques (forte proportion d'individus diplômés).
(Rosato *et al.*, 2010)	Arsenal de Venise - Italie	141	Identification des facteurs pouvant favoriser la régénération urbaine de la zone pour les promoteurs immobiliers	6 attributs : localisation (Marina ou chantier naval ou Santa Marta), usages (commercial ou industriel), accessibilité (en l'état ou amélioration), réglementation de la conservation de bâtis (requis, ou non-requis), droits de propriété (propriété complète, bail), et coût (400, 800, 1500, 2500, 4000)	4	T	Réserves concernant la généralisation des résultats à d'autres villes.

(Alberini *et al.*, 2012, Tonin *et al.*, 2012)	Porto Marghera, Venise - Italie	400	Estimation de la valeur statistique des cas de cancers évités auprès des riverains.	4 attributs : contamination (pollué ou non), nombre de cas de cancers évités dans les 10 prochaines années pour 100 000 (0, 20, 50, 100), réutilisation du site (aucune, uniquement industrielle, uniquement résidentielle, espaces verts et infrastructures récréatives), coût en € par ménage (50, 100, 500, 1 000, 2 000).	6	T	Réserves concernant la généralisation des résultats pour d'autres sites pollués en Italie, ou en Europe.
(Wernstedt *et al.*, 2006a,b)	États-Unis	313	Identifier les mécanismes économiques ou réglementaires pouvant être mis en œuvre afin de favoriser la reconversion de sites pollués.	5 attributs : remboursement des coûts de diagnostics (0 ou 100 000$), participation publique (requise, non-requise), assurance par rapport à ces coûts supplémentaires de décontamination (disponible, ou non), assurance contre les plaintes en responsabilité civile (disponible, ou non), subvention pour la reconversion du site (0, 125 000, 250 000, ou 500 000 $)	5	F	Représentativité de l'échantillon : mail auprès des membres de l'institut d'urbanisme ; entreprises qui n'ont pas nécessairement une expérience dans la reconversion de sites pollués.
Références	**Zone d'étude**	**N**	**Objectifs**	**Attributs et modalités**	**Nb de choix**	**SQ**	**Limites**

Tableau 4.1 – Revue de la littérature des applications d'expériences à choix discrets dans le cas de sites contaminés

N correspond au nombre de personnes interrogées dans l'étude. Nb de choix est le nombre de choix auquel un individu devait répondre. SQ se réfère au *statu quo*. T correspond à la présence d'une situation de *statu quo* ; F correspond à l'absence de *statu quo*. Les publications effectuées à partir des résultats de la même expérience à choix discrets ont été regroupés ensemble. Cette revue se limite aux seules applications d'expériences à choix discrets ; ne sont donc pas incluses des applications recourant à d'autres méthodes d'évaluation comme la méthode d'évaluation contingente.

La majorité des expériences à choix discrets dans le cas de sites contaminés concernent les dispositifs économiques pouvant être mis en œuvre auprès des promoteurs immobiliers, en particulier privés, afin de les encourager à réaménager ces fonciers dégradés (Alberini *et al.*, 2005, Rosato *et al.*, 2010, Wernstedt *et al.*, 2006a). D'autres études portent sur la disposition à payer pour réduire les nuisances environnementales et/ou sanitaires découlant des sites pollués (Alberini *et al.*, 2012, Tonin *et al.*, 2012). Une dernière application de cette méthode vise à identifier les préférences individuelles pour différents ré-aménagement possibles (Alberini *et al.*, 2012, 2006a, 2005, Tonin *et al.*, 2012).

Par ailleurs, la majorité de ces applications concernent la zone industrialo-portuaire de Porto Marghera à Venise en Italie (Alberini *et al.*, 2012, 2006a, Rosato *et al.*, 2010, Tonin *et al.*, 2012). À notre connaissance, aucune application de cette méthode dans le cas de sites pollués, et à fortiori de friches contaminées, n'a été effectuée en France.

Dans le cadre de cette thèse, notre expérience à choix discrets a pour objectif d'identifier les préférences individuelles vis-à-vis de différents scénarii hypothétiques de réaménagement. Elle se rapproche donc des objectifs de Alberini *et al.* (2006a), mais avec une application dans le cas Français ; ce qui n'a pas été effectué jusqu'à présent.

Nous détaillons dans la section qui suit la façon dont notre expérience à choix discrets a été mise en œuvre.

4.2 Matériel et méthodes de récolte des données

Cette section commence par présenter brièvement le choix des attributs et de leurs niveaux, et le plan d'expérience choisi (4.2.1). Nous détaillons les différents modules composant le questionnaire, et les passations effectuées (4.2.2), et décrivons l'échantillon d'étude obtenu (4.2.3). Nous terminons par une présentation succincte des méthodes d'analyse des données utilisées (4.2.4).

4.2.1 Élaboration de l'expérience à choix discrets

Comme nous l'avons vu dans la section 4.1, la méthode des choix discrets décompose le bien à évaluer en différents attributs, et identifie des niveaux, correspondant à des états, pouvant être pris par chaque attribut. Nous montrons ainsi comment ces attributs et leurs niveaux ont été identifiés (4.2.1.1). Nous les présentons succinctement (4.2.1.2), et mettons également en évidence le plan d'expérience choisi (4.2.1.3).

4.2.1.1 Identification des attributs

Cinq attributs susceptibles d'avoir un impact sur les préférences individuelles en matière de reconversion de friches urbaines ont été retenus. Ces attributs sont : les usages futurs ; les impacts fonciers ; le degré de participation ; le niveau de conservation du patrimoine ; et le coût au m^2 associé au projet. Ces attributs synthétisent les aspects considérés comme les plus importants pour les individus vis-à-vis des friches urbaines. De plus, ils tiennent compte des propriétés de non-redondance et d'exhaustivité.

La sélection des attributs s'est appuyée sur trois supports. Tout d'abord, nous nous sommes aidé de la littérature existante sur les expériences à choix discrets appliquées dans le cas de réaménagement de sites pollués à l'étranger. Nous nous sommes également appuyés sur les résultats obtenus dans nos précédentes enquêtes : une enquête administrée au niveau national

auprès de 803 riverains résidant sur une commune impactée par une friche urbaine polluée, et des groupes de discussion effectués sur la commune de La Possonnière. Enfin, la consultation des dossiers de demande d'aides financières à la dépollution adressées à l'ADEME nous a permis de confirmer nos attributs et de les préciser. Nous avons ainsi gagné en cohérence et en réalisme. La figure 4.4 schématise la façon dont nous avons sélectionné nos cinq attributs.

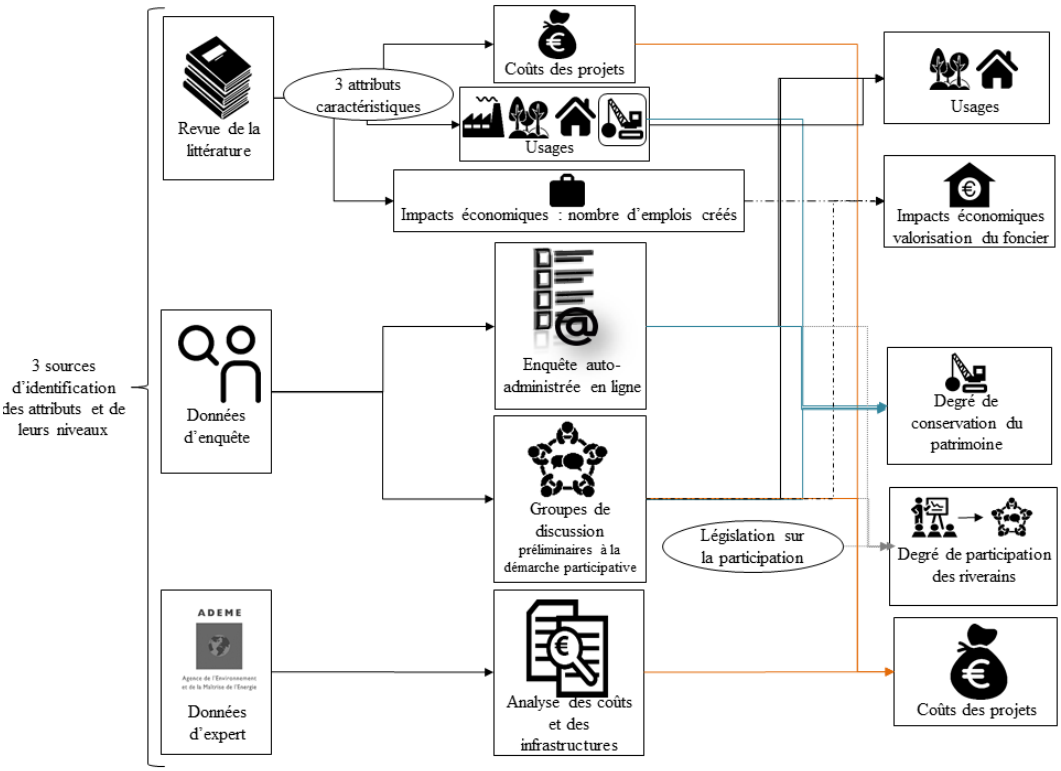


FIGURE 4.4 – Schéma de sélection des attributs de l'expérience à choix discrets

Premièrement, le choix de nos attributs repose sur une revue de la littérature des différentes études ayant appliquées la méthodes des choix discrets dans le cas de sites pollués à l'étranger. Il ressort de cette analyse quatre attributs caractéristiques : les usages futurs, la construction de nouveaux bâtis, les retombées économiques, et les coûts associés aux projets (Alberini *et al.*, 2012, 2006a, Rosato *et al.*, 2010, Tonin *et al.*, 2012).

Au niveau de l'attribut des usages, dans le DCE de Rosato *et al.* (2010), Tonin *et al.* (2012) et Alberini *et al.* (2012), ces usages sont exclusifs les uns des autres ; tandis que dans le DCE de Alberini *et al.* (2006a) plusieurs usages sont envisagés simultanément ; ce qui nous semble être plus réaliste, et a été confirmé par la suite en consultant les dossiers de l'ADEME. De plus, dans cette étude, le niveau de construction de nouveaux bâtis revêt deux modalités : il s'agit d'un pourcentage de constructions neuves sur une partie du site, ou de l'absence de nouvelles constructions. Dans le DCE de Tonin *et al.* (2012) et Alberini *et al.* (2012), en revanche, il s'agit d'un niveau particulier de l'attribut des usages caractérisé par l'absence de nouveaux aménagements.

Ces quatre DCE intègrent un attribut monétaire. Dans l'étude de Rosato *et al.* (2010) il s'agit d'un coût d'achat et de réaménagement au m^2 supporté par le promoteur immobilier. Il varie de 400 à 4000 €. Dans les trois autres études, c'est une augmentation de l'impôt sur le revenu à payer l'année suivante par les individus. Il varie de 25 à 150 €. Dans les travaux de Tonin *et al.* (2012) et Alberini *et al.* (2012), il a été établi à partir des coûts observés pour les

40 sites recensés dans la *National Priority List* en Italie[16].

Le DCE de Alberini *et al.* (2006a) est le plus complet au niveau des attributs puisqu'il intègre également les retombées économiques, à travers la création d'emplois, pouvant découler de la reconversion de la zone industrialo-portuaire de Porto Marghera. L'analyse de la revue de la littérature des bénéfices découlant de la reconversion de FUP montre la diversité des impacts économiques ; et en particulier sur la valeur foncière des terrains et bâtis avoisinants la friche après reconversion. C'est pourquoi, nous avons privilégié comme attribut la revalorisation foncière.

Par ailleurs, nous avons, par la suite, élargi notre revue de la littérature à l'ensemble des applications concernant des projets de réaménagement en milieu urbain. Cela nous a permis de mettre en évidence des attributs correspondants aux valeurs de non-usage, et à la valeur de quasi-option (Dachary-Bernard, 2004a, 2007, Rulleau *et al.*, 2009, 2010, Strazzera *et al.*, 2010). Par exemple, Alberini *et al.* (2003) montrent à partir d'un DCE auprès de 254 habitants l'importance des aspects esthétiques et culturels à prendre en compte pour réaménager un square situé à proximité de la Cathédrale Sainte-Anne à Belfast (Irlande). Ces aspects se retrouvent dans d'autres études analysant les dispositions à payer pour différents réaménagements récréatifs (Dachary-Bernard, 2004b, 2007, Rulleau *et al.*, 2009, 2010). Enfin, les individus accordent de l'importance à la valeur d'option, et de quasi-option. À titre d'exemple, Strazzera *et al.* (2010) l'étudie dans le cas de projets d'urbanisation de la plage de Cagliari en Sardaigne.

Deuxièmement, les résultats obtenus dans le cadre de l'enquête menée, au niveau national, auprès des riverains des communes impactées par la présence de FUP[17], et par les cinq groupes de discussion effectués sur la commune de La Possonnière[18] ont conforté nos choix concernant les attributs. Ils nous ont donné des précisions concernant les niveaux de l'attribut des usages. Ces résultats ont également montré l'importance accordée par les individus aux espaces verts et aux infrastructures publiques ; au degré de conservation du site à travers la valorisation d'enjeux identitaires, historiques, et patrimoniaux par exemple. Ils ont également montré que les individus souhaitent être impliqués dans les décisions visant à réaménager leur commune. Les niveaux de cet attribut doivent nous permettre de préciser les modalités participatives qu'ils attendent. Les cinq attributs que nous avons sélectionnés représentent ainsi les dimensions les plus importantes pour les citoyens concernant le réaménagement de friches urbaines.

Troisièmement, nous avons consulté les demandes de subventions adressées à l'ADEME en 2016 pour le financement des travaux de réaménagement de friches urbaines polluées. Nous avons également accédé aux données sur les infrastructures et les coûts associés aux projets de reconversion de friches urbaines de ces dix dernières années[19]. Ces données nous permettent de préciser ces deux attributs : usages et coûts. En effet, ces données témoignent de la diversité des infrastructures mises en place lors de la reconversion de friches urbaines. Pour cette raison, nous avons privilégié un attribut d'usages mixtes correspondant à un usage majoritaire, et à une combinaison d'autres usages considérés comme étant plus minoritaires. Les niveaux de l'attribut de coût correspondent à la moyenne et aux quartiles des coûts observés ; ces données sont présentées succinctement dans le tableau E.1 en annexe. Cela nous a permis de définir des attributs cohérents et réalistes concernant la situation actuelle en France des friches urbaines

[16]Le recensement des sites pollués en Italie est du ressort de chaque régions. Les 40 sites sont donc ceux qui étaient recensés en Vénétie à cette période.

[17]Cf. chapitre liminaire et chapitre 3.

[18]Cf. chapitre liminaire et chapitre 6.

[19]Nous remercions Florence Albert et Didier Margot du Service Friche Urbaine et Sites Pollués (SFUSP) de l'ADEME à Angers pour nous avoir permis d'accéder aux fichiers de données.

polluées.

4.2.1.2 Présentation des attributs et de leurs niveaux

Nous présentons dans cette section les niveaux des attributs utilisés dans le cadre de notre expérience à choix discrets ; ce qui est également résumé par le tableau 4.2.

Nom de l'attribut	**Description**	**Nombre de modalités**
Usages futurs	Espaces verts ; commerces ou immeubles de bureaux ; logements ; infrastructures publiques	4
Impacts fonciers	0 % ; 3 % ; 7 %, et 15 %	4
Modalités de participation	Information ; consultation ; groupe de travail	3
Niveau de conservation du patrimoine	Démolition ou restauration	2
Coût au m^2 en €	70 ; 100 ; 180 et 300	4

Tableau 4.2 – Description des attributs et de leurs niveaux

Le premier attribut, les usages futurs, correspond aux infrastructures pouvant être construites lors du réaménagement d'une friche urbaine. Quatre modalités ont été sélectionnées : les espaces verts, les commerces et/ou immeubles de bureaux, les logements, et les infrastructures publiques. Afin de tenir compte de la diversité des aménagements généralement mis en place lors de la reconversion de friches urbaines, chaque modalité reflète l'usage qui serait majoritairement choisi, sans toutefois exclure les autres types d'aménagement. Nous nous rapprochons ainsi de l'approche utilisée par Alberini *et al.* (2006a).

Le second attribut, l'impact sur le foncier, caractérise l'impact sur la valeur foncière des terrains et bâtis avoisinant la friche urbaine à reconvertir sur un voisinage de trois kilomètres. Cet attribut a quatre niveaux allant de 0 à 15 %. L'absence de revalorisation foncière correspond à la situation où la friche urbaine ne fait pas l'objet d'une réappropriation par les riverains à proximité du site en raison de la présence de stigmates après reconversion. Les niveaux de cet attribut résultent d'une littérature importante sur la revalorisation foncière pouvant découler de la reconversion de friche urbaine. La distance géographique choisie est une distance maximale utilisée dans d'autres études (Mastromonaco, 2014, Tonin *et al.*, 2012).

Le troisième attribut, le degré de participation, représente le niveau d'implication des riverains. Il comprend trois niveaux par ordre croissants d'implication des parties prenantes : l'information ; la consultation ; et la constitution de groupes de travail. Ces niveaux correspondent aux trois principales modalités participatives observées dans les typologies des processus participatifs dans la littérature (Arnstein, 1969, Green et Hunton-Clarke, 2003, Ross *et al.*, 2002). Ils résultent de notre problématique générale de recherche.

Le quatrième attribut reflète le niveau de conservation du patrimoine. Il prend deux niveaux. Le premier niveau consiste à restaurer le site tout en conservant certains éléments à caractère historique ou patrimonial, caractérisant les activités passées du site. Le second niveau reflète une situation où tous ces éléments sont supprimés et remplacés par de nouvelles constructions.

Enfin, le cinquième, et dernier, attribut est un attribut monétaire. Il s'agit du coût au m^2 du projet de réaménagement. Dans notre DCE, il est indirectement supporté par les riverains de la commune par l'intermédiaire des impôts locaux (taxe foncière et d'habitation). Il prend quatre niveaux allant de 70 à 360 €. Cet attribut correspond au véhicule de paiement nous permettant d'estimer par la suite les dispositions à payer individuelles pour les différents scénarii de réaménagement.

4.2.1.3 Plan d'expérience

Une fois les attributs et leurs niveaux identifiés, il est possible de générer le plan d'expérience. Un plan d'expérience complet ne pouvait pas être mis en œuvre. En effet, selon l'équation (4.5), la combinaison de tous les niveaux de chaque attribut aurait conduit à évaluer $4^6 \times 2^2 = 16\,384$ scénarii hypothétiques. Ces derniers ne peuvent pas être sélectionnés de façon aléatoires pour les raisons expliquées dans la section 4.1.2.2.

C'est pourquoi, nous avons adopté un processus fractionnaire des expériences consistant à combiner les différents attributs, et leurs niveaux afin de générer un plan d'expérience efficient (Kuhfeld, 2010). Ce type de design permet d'obtenir des estimations de paramètres plus précises que dans le cas de design orthogonaux (Huber et Zwerina, 1996, Rose et Bliemer, 2009, Rose *et al.*, 2008, Scarpa et Rose, 2008). En outre, afin de réduire le nombre de situations hypothétiques à évaluer par répondant, nous avons utilisé une procédure par bloc. Le design retenu contient ainsi 24 scénarii répartis en quatre blocs de six choix chacun, comprenant trois alternatives : le projet A, le projet B, et le *statu quo*. Quatre versions du questionnaire ont donc été créées. Autrement dit, les individus interrogés devaient choisir, de manière itérative six fois entre différents scénarii hypothétiques de réaménagement de FUP. La sélection d'une version du questionnaire s'effectuait de façon aléatoire. Nous avons veillé à obtenir un échantillon équilibré entre les différentes versions du questionnaire. Le tableau 4.3 récapitule les scénarii inclus dans chaque bloc.

Nous avons généré notre plan d'expérience à l'aide du logiciel Ngene (Choice Metrics, 2014) en minimisant la *D-error*, c'est à dire le déterminant de la matrice de variance-covariance asymptotique (Bliemer et Rose, 2005). Celle-ci est de 0.2362. La *A-error* correspondant à notre plan d'expérience, quant à elle, est de 0.3646. L'encadré G.4 en annexe décrit le code utilisé pour générer notre DCE.

Blocs	**Bloc 1**	**Bloc 2**	**Bloc 3**	**Bloc 4**
Numéro des scénarii	2	5	1	3
	4	7	11	6
	9	8	15	14
	12	10	19	20
	13	16	21	22
	18	17	24	23

Tableau 4.3 – Composition des blocs de l'expérience à choix discrets
Les blocs correspondent aux quatre versions du questionnaire d'expérience à choix discrets soumis aux individus.

Un pré-test du questionnaire a été effectué à Montpellier auprès de 24 individus désignés aléatoirement. Ces individus se trouvaient dans les conditions futures vis-à-vis de la friche à réaménager sur Castelnau-le-Lez. Les données collectées lors de ce pré-test ont été analysées à l'aide d'un modèle conditionnel logit. Les résultats obtenus nous ont permis de valider notre démarche.

4.2.2 Présentation du questionnaire et des données

L'objectif de notre questionnaire est double. D'une part, il s'agit d'étudier les préférences individuelles pour différents scénarii de reconversion de friches urbaines au moyen d'une expérience à choix discrets. D'autre part, il s'agit d'estimer leurs niveaux de connaissances en matière de pollution des sols, et de gestion du site, afin d'améliorer la communication publique. Il a été administré à l'aide de deux modes de recueil de données, et sur cinq communes différentes (4.2.2.1). Il se compose de quatre parties. La première partie correspond au questionnaire d'expérience à choix discrets (4.2.2.2). La deuxième partie vise à identifier le degré de connaissances individuelles par rapport à la pollution du sol (4.2.2.3). La troisième partie détermine le degré de connaissances individuelles par rapport à la friche urbaine sur laquelle a été administrée le questionnaire (4.2.2.4). La quatrième partie correspond à un questionnaire socio-démographique standard. L'intégralité du questionnaire est disponible dans l'annexe D.

4.2.2.1 Passation du questionnaire

Le questionnaire a été adapté pour analyser le niveau de connaissance et les préférences individuelles vis-à-vis de cinq FUP. Ces friches, et les communes sur lesquelles elles sont situées, sont :

1. La friche Thomson à Angers ;
2. La friche de l'usine de l'Alleud à La Possonnière ;
3. La friche des Tarares à Mauges-sur-Loire ;
4. La friche du projet de ZAC de Boullounac à Canet ;
5. La friche du Mas de Rochet à Castelnau-le-Lez.

Ces cinq friches urbaines respectent les critères d'identification des sites d'études, tels que nous les avons présenté à la section 1.3.1.

Pour chaque friche urbaine, des flyers ont été déposés dans les boîtes aux lettres des riverains, et affichés chez les commerçants des communes concernées. Le flyer leur précisait l'objectif de l'enquête, l'adresse de connexion à partir de laquelle ils pouvaient répondre au questionnaire, et nos coordonnées[20]. Préalablement, dans le cadre de cette thèse, les municipalités concernées avaient également été contactées pour les informer de notre démarche ; et éventuellement nous aider à diffuser le questionnaire.

Par ailleurs, deux modes de passation différents ont été utilisés : un mode de recueil auto-administré, et un recueil en face-à-face.

Dans le cas d'une passation en ligne, l'environnement, ou contexte dans lequel se trouve l'individu interrogé, favorise les réponses libres et franches en raison notamment de l'absence d'interlocuteur pouvant potentiellement induire un biais de désirabilité sociale (Kreuter *et al.*, 2008) ; ce qui n'est pas le cas lors d'une passation en face-à-face ou par téléphone. Les réponses données sont ainsi plus pertinentes et plus fiables. En effet, le répondant ne se trouve pas dans une situation potentiellement déstabilisante. De plus, les individus pouvaient répondre en plusieurs fois au questionnaire en fonction de leur disponibilité. En effet, l'enquête était paramétrée afin de permettre aux répondants de sauvegarder leurs réponses, et d'obtenir un identifiant et

[20] Cf. en annexe page A37 pour un exemple de flyer distribué aux riverains.

un mode de passe leur permettant de le reprendre plus tard. En outre, un contrôle des réponses a été mis en place en empêchant les retours en arrière entre chaque partie composant le questionnaire et en rendant chaque question obligatoire.

Toutefois, dans le cas d'une enquête en ligne, il peut être difficile d'interroger certaines populations plus âgées et/ou dont l'accès à internet est restreint(Bethlehem, 2010). Cela a été particulièrement le cas sur les communes rurales de Canet et Castelnau-le-Lez. Des passations papiers ont donc été effectuées pour ces deux communes.

Au total, 27 questionnaires papiers ont été complétés : 5 questionnaires concernaient la commune de Castelnau-le-Lez et 22 la commune de Canet. Sur cette commune, les passations ont été majoritairement effectuées en face-à-face de façon standardisées[21]. En effet, la population y est relativement plus âgée, et est peu connectée à internet comparativement aux autres communes[22].

Ce mode de passation est coûteux en termes de temps (Sax *et al.*, 2003). Cependant, il a l'avantage de permettre à l'enquêteur de fournir des informations supplémentaires à l'enquêté en cas de difficulté, ou d'incompréhension pour répondre à une question. Cela peut être le cas en raison de la difficulté cognitive posée par un questionnaire d'expérience à choix discrets. En outre, ce mode de passation nous permettait de personnaliser les en-têtes et les messages introductifs de notre enquête ; et ainsi d'attirer et d'engager plus facilement la population ciblée par l'enquête. C'est ce que nous avons fait en personnalisant les en-têtes et les intitulés en fonction de la commune de passation, et donc de la friche urbaine concernée par l'enquête.

Par ailleurs, des individus peuvent directement, comme par exemple les médecins dans le cas d'enquêtes en santé, ou indirectement, comme les commerçants au sein d'un village, être porteuses du message de l'enquête, et participer au recrutement des participants. Dans notre cas, des commerçants se sont portés volontaires pour diffuser notre questionnaire[23].

Enfin, il n'y a pas de différences significatives dans les réponses fournies par les individus entre les modes de passation en ligne et papier sur des sujets comme l'emploi, le logement, le cadre de vie, la santé, ou certains jugements portés sur le fonctionnement de la société (Croutte *et al.*, 2015). Pour cette raison, il nous a semblé judicieux de coupler ces deux modes de passation afin d'atteindre un échantillon plus importants d'individus, et d'obtenir des données de meilleure qualité.

Le questionnaire a été programmé sous Limesurvey™[24]. Il a été diffusé auprès des associations recensées sur les communes concernées par courriel. Pour chaque commune, les associations et commerçants dont les adresses courriels étaient disponibles ont été contactées à cette fin. Il a également été diffusé sur le réseau universitaire angevin. C'est pour cette raison que le nombre de réponses collectées pour cette friche urbaine est relativement important.

Par ailleurs, les participants des groupes de discussion effectués sur la commune de La Possonnière n'ont *a priori* pas répondu à notre enquête, car cela aurait potentiellement introduit un biais. Pour ce faire, nous avons ajouté des questions permettant de les identifier.

[21]Nous avons veillé à standardiser le protocole d'enquête, et la passation entre les différents enquêteurs. Cela a nécessité de définir, et d'expliciter les concepts pouvant poser problème aux enquêteurs en rédigeant un « guide de l'enquêteur ». L'objectif étant de garantir la neutralité et l'homogénéité des données récoltées. Par ailleurs, un « kit de survie » leur permettant de répondre aux questions ou problèmes pouvant survenir sur le terrain peut également être utile.

[22]Pour les caractéristiques sociodémographiques des résidents de ces communes, nous avons consulté les données de l'INSEE : `https://www.insee.fr/fr/statistiques/2011101?geo=COM-34051` pour Canet ; et : `https://www.insee.fr/fr/statistiques/2011101?geo=COM-34057` pour Castelnau-le-Lez .

[23]Nous remercions ainsi les commerçants des communes de Canet et de Castelnau-le-Lez qui ont bien voulu diffuser notre questionnaire à leur aimable clientèle.

[24]Nous remercions Jean-Marc Rousselle pour avoir pris le temps de programmer ce questionnaire sous ce logiciel.

C'est pourquoi, peu de réponses ont été collectées par rapport à cette friche.

La phase de recueil des données s'est déroulée entre avril et juin 2017. 338 questionnaires complets et exploitables ont été collectés. Cela représente un échantillon de 6 084 observations dans le cadre du DCE : les individus devant choisir six fois entre trois alternatives. Le tableau 4.4 décrit les types de questionnaires obtenus et les friches sur lesquelles les données ont été collectées.

Variables	**Eff.**	%
Type de passation		
Papier	27	7.99
En ligne	311	92.01
Version du questionnaire d'expérience à choix discrets		
Version 1	100	29.59
Version 2	74	21.89
Version 3	79	23.37
Version 4	85	25.15
Département		
Hérault	106	31.36
Maine-et-Loire	232	68.64
Commune - Friche polluée concernée		
Canet - Boullounac	40	11.83
Castelnau-le-Lez - Mas-de-Rochet	66	19.53
La Possonnière - Alleud	3	0.89
Mauges-sur-Loire - Tarares	17	5.03
Angers - Thomson	212	62.72
Type de friche urbaine		
En zone urbaine	278	82.25
En zone rurale	60	17.75
Temps moyen de réponse total (écart-type)	906.19 (520.58)	
Temps moyen mots introductifs	33.11508 (52.74062)	
Temps moyen expérience à choix discrets	339.91 (233.22)	
Temps moyen module pollution du sol	96.22071 (172.274)	
Temps moyen module friche urbaine	329.933 (291.0922)	
Temps moyen module socio-démographique	98.96357 (65.10899)	

Tableau 4.4 – Statistiques descriptives liées à la passation du questionnaire (N = 338)
Les friches « urbaines » sont celles situées sur les communes d'Angers et de Castelnau-le-Lez. Les friches « rurales » sont celles des communes de La Possonnière, de Mauges-sur-Loire, et de Canet. Il s'agit de communes où les densités de population et de bâtis observées sont relativement plus faibles que sur les trois autres communes étudiées. Le temps est exprimé en seconde.

Plus de 90 % des questionnaires ont été complétés en ligne. Chaque version du questionnaire était sélectionnée aléatoirement en ligne. Lors des passations papiers nous avons veillé à les alterner. Ainsi, chaque version du questionnaire a été administrée dans des proportions relativement similaires.

Par ailleurs, pour le mode de passation en ligne, le temps passé à remplir le questionnaire était enregistré : les individus ont mis en moyenne un peu plus de 15 minutes pour y répondre ; sur une durée escomptée de 20 minutes au maximum.

4.2.2.2 Questionnaire d'expérience à choix discrets

Le début du questionnaire d'expérience à choix discrets explique les différents tableaux de choix qui vont suivre. Il permet également de localiser géographiquement, à partir d'une vue

aérienne, la friche urbaine concernée par l'enquête. La figure 4.5 montre un extrait de cette présentation pour le cas de la friche de l'Alleud sur la commune de La-Possonnière dans le Maine-et-Loire.

FIGURE 4.5 – Extrait de la présentation de la friche urbaine concernée par le questionnaire d'enquête à choix discrets
Cas de la friche de l'usine de l'Alleud sur la commune de La Possonnière. Carte aérienne travaillée à l'aide du logiciel QGis.

Cette présentation du site, nous permettait également d'introduire les attributs de l'expérience à choix discrets.

Par la suite, la description des attributs était plus détaillée. En outre, des illustrations représentant les attributs et leurs niveaux ont également été insérées dans le design du questionnaire. Les individus pouvaient également accéder à nouveau à ces descriptifs au moment d'effectuer leur choix par l'intermédiaire d'une icône ajoutée à chaque ligne correspondant à un attribut. Par ces moyens, nous avons cherché à minimiser les risques d'incompréhension du questionnaire, et la perte d'attrition pouvant en découler. La figure 4.6 montre ainsi la description des deux premiers attributs et de leurs niveaux tels qu'ils apparaissaient dans la version en ligne.

Chaque scénario correspond à un projet de reconversion de friche urbaine particulier qui pourrait être effectivement mis en œuvre. Pour chaque ensemble de choix proposé, le répondant pouvait ainsi choisir entre trois projets : le projet A, le projet B ou le *statu quo*. La figure 4.7 illustre, à titre d'exemple, une situation hypothétique de choix.

Une fois les six choix effectués, un module de questions complémentaires suivait afin d'identifier les éventuelles difficultés de compréhension concernant la description des alternatives, et des attributs. L'individu devait indiquer quel(s) attribut(s) lui avait éventuellement posé des difficultés. Nous avons également identifié les préférences lexicographiques déclarées en demandant directement aux individus s'ils ont privilégié un ou plusieurs attributs en particulier (Rulleau et Dachary-Bernard, 2013).

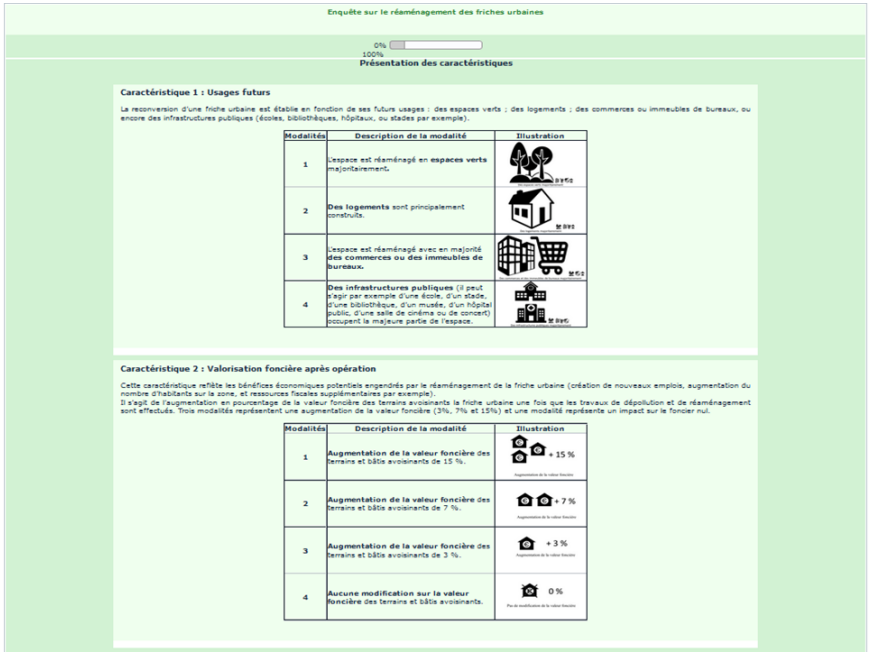


FIGURE 4.6 – Extrait de la présentation des attributs dans le cadre de l'enquête par choix discrets

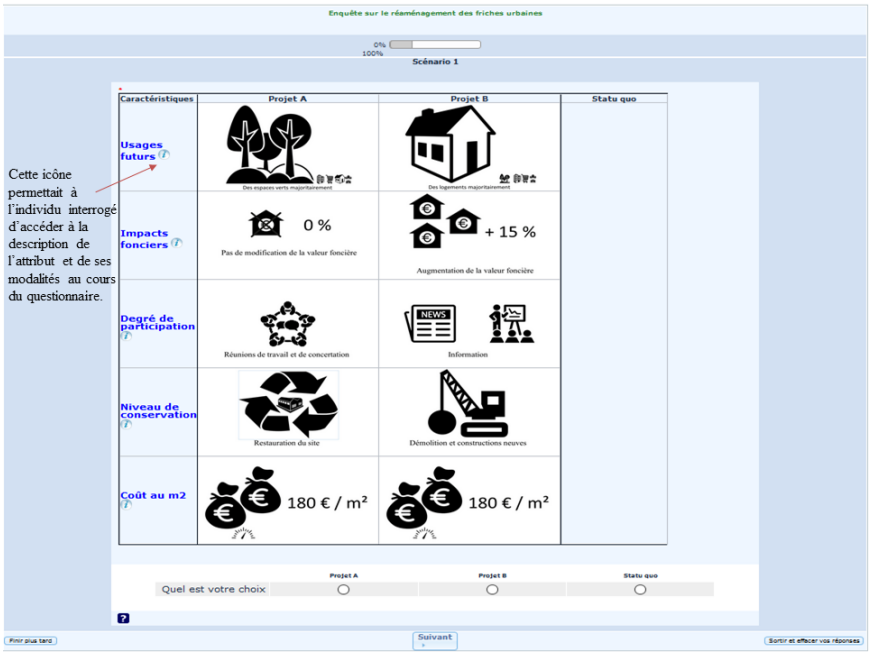


FIGURE 4.7 – Exemple d'une situation de choix de l'expérience à choix discrets
Extraite de la version 1 du questionnaire et correspondant au scénario 4.

A posteriori, nous avons identifié les individus ayant toujours choisi la même alternative. 5,95 % des données de notre échantillon déclare avoir procédé de cette façon. Ils ont choisi la situation de *statu quo* de façon très minoritaire (2 observations) ; ce qui indique l'absence d'opposition au véhicule de paiement utilisé. Les données du tableau 4.5 fournissent les principales statistiques descriptives associées à la passation de ce module. Un peu plus d'un quart des individus déclarent avoir eu des difficultés à le compléter.

Cependant, ces réponses résultent probablement davantage d'un manque de familiarité des individus avec cette technique d'enquête que de difficultés de compréhension des éléments constitutifs de l'expérience à choix discrets. En effet, parmi eux, seuls 13 individus, soit 3,84 %

Variables	**Eff.**	%
Temps moyen de réponse partie DCE	339.91 (233.22)	
A eu des difficulté à remplir le questionnaire		
Oui	91	26.92
Non	247	73.08
A trouvé la description des scénarii suffisamment claire et compréhensible		
Oui	297	87.87
Non	41	12.13
A trouvé la description des attributs suffisamment claire et compréhensible		
Oui	311	92.01
Non	27	7.99
dont difficulté avec l'attribut sur les usages futurs	27	100.00
dont difficulté avec l'attribut sur la revalorisation foncière	15	55.56
dont difficulté avec l'attribut sur l'implication des individus	7	25.93
dont difficulté avec l'attribut sur la conservation du patrimoine	7	25.93
dont difficulté avec l'attribut sur les coûts	9	33.33
A trouvé la description des scénarii et des caractéristiques suffisamment claire et compréhensible		
Oui	289	85.50
Non	49	14.50
A considéré comme important un attribut donné		
Oui	177	52.84
Non	158	47.16
Attribut sur les usages futurs	103	58.19
Attribut sur la revalorisation foncière	10	5.65
Attribut sur l'implication des individus	26	14.69
Attribut sur la conservation du patrimoine	40	22.60
Attribut sur les coûts	1	0.56
A toujours choisi le même scénario (projet A, B ou statu quo)		
Oui	20	5.95
Non	316	94.05
A toujours choisi le projet A	14	4.17
A toujours choisi le projet B	4	1.19
A toujours choisi le statu quo	2	0.60

Tableau 4.5 – Statistiques descriptives liées à la passation du module DCE (N = 338)
Le temps est exprimé en seconde.

de l'échantillon, a eu des difficultés pour comprendre les alternatives et les attributs.

En outre, lorsqu'ils sont interrogés sur la clarté des alternatives et des attributs, la part d'individus déclarant avoir eu des difficultés est relativement faible. 12,13 % des individus considèrent que les différentes alternatives proposées n'étaient pas suffisamment claires et compréhensibles ; 7,99 % considèrent que c'est le cas du descriptif des attributs.

Ces proportions s'expliquent également, en partie, par le temps de réponse relativement faible passé à répondre aux scénarii. Ainsi, en moyenne, les individus ayant répondu à notre enquête en ligne ont mis un peu plus de 5 minutes à effectuer leurs six choix. Ils ont passé un peu plus d'une minute en moyenne à lire le descriptif du site, et également un peu plus d'une minute à lire les explications des attributs ; les données du tableau 4.6 présentent les temps de réponse aux différents éléments constituant ce module. Compte-tenu de ces temps de réponses relativement faibles, nos résultats doivent donc être interprétés avec précaution.

Par ailleurs, nous remarquons qu'une forte proportion d'individus déclare avoir effectué leurs choix en fonction d'un attribut particulier. Le détail des attributs nous indique que les usages futurs, en particulier la construction d'espaces verts, ont été majoritairement privilégiés.

Enfin, les individus déclarant avoir eu des difficultés à répondre à ce module, se sont tous

positionnés sur une alternative. Le choix du *statu quo* ne résulte donc pas des difficultés de la part des individus à répondre au questionnaire.

Module concerné	**Temps moyen**	**Écart-type**	**Min**	**Max**
Information sur le site	63.46592	135.8591	3.96	2165.17
Information sur les attributs	69.62463	65.95023	4.66	561.65
1^{er} scénario	33.19428	80.87651	4.33	1356.29
$2^{ème}$ scénario	27.97842	53.54882	3.88	765.38
$3^{ème}$ scénario	30.08785	38.63328	3.63	411.85
$4^{ème}$ scénario	25.90232	24.2484	3.63	217.43
$5^{ème}$ scénario	25.57711	32.4397	2.89	486.15
$6^{ème}$ scénario	30.96659	66.64655	5.12	1128.43

Tableau 4.6 – Temps de réponse en ligne pour le module d'expérience à choix discrets (N = 311)
Le temps est exprimé en seconde.

4.2.2.3 Module sur la connaissance de la pollution des sols en France

La deuxième partie du questionnaire nous permet d'identifier le degré de connaissance relatif à la contamination du sol et aux sites pollués en France. Ce module se compose de six questions. Les deux premières questions de ce module visent à identifier la connaissance relative aux sites pollués tels qu'ils sont recensés dans BASOL. Pour ce faire, les individus devaient indiquer les deux régions qui comptabilisaient selon eux le plus de sites contaminés, et les trois principaux polluants qui y sont recensés. Deux questions concernaient la gestion des SSP. Une première question portait sur la gestion des sites orphelins par l'ADEME, et la seconde sur les bases de données publiques disponibles sur les SSP. Enfin, deux autres questions analysaient le niveau de connaissance des conséquences de la contamination des sols. Il s'agissait d'évaluer le degré de connaissance de la contamination sur l'Homme et sur l'environnement.

Différentes dimensions relatives à la contamination des sols ont ainsi été évaluées. Les réponses apportées à ces questions nous ont permis d'élaborer un indice composite de connaissance de la contamination des sols. Le tableau 4.7 synthétise les questions posées dans ce module.

4.2.2.4 Module sur la connaissance de la friche urbaine polluée

Le tableau 4.8 présente les questions posées dans la troisième partie du questionnaire. Ce module comprenait six questions sur la connaissance de la friche, et deux questions pouvant avoir une influence sur le niveau de connaissance de cette dernière.

Trois questions portent sur la connaissance de la pollution du site, en distinguant les friches répertoriées dans BASOL et celle de Castelnau-le-Lez qui ne l'était pas, et également le type de milieux impacté (sols et/ou eaux). Deux questions portent sur la gestion du site. Une première question identifie les connaissances des mesures de gestion mises en œuvre sur le site : enlèvement des déchets, surveillance des eaux, gardiennage, mise en sécurité et interdiction d'accès. Il s'agit des mesures de gestion présentées dans BASOL. Une autre question identifie si les individus savent si la friche est considérée, ou non, comme un site orphelin. La dernière question composant l'indice de connaissance de la friche traitait des activités passées.

La visibilité du site, depuis le lieu de travail et/ou d'habitation, et la distance d'éloignement par rapport au site ont été identifiées car ces éléments peuvent déterminer la connaissance de

N°	Connaissances évaluées	Question associée	Type
9	Sites pollués - répartition géographique	Selon vous quelles régions comptabilisent le plus de sites pollués ?	Fermée ordonnée
10	Sites pollués - polluants	Quel sont les trois principaux polluants que l'on retrouve sur les sites et sols pollués ?	Fermée ordonnée
11	Mode de contamination - Humain	Quels sont les modes de contamination sur l'Homme de la pollution du sol ?	Choix multiples
12	Gestion des sites pollués - sites orphelins	Connaissez-vous le nom de l'organisme chargé de la gestion des sites et sols pollués orphelins en France ? - Si oui, à préciser	Fermée binaire
13	Gestion et information publique - bases de données disponibles	Connaissez-vous le nom de la base de données sur les sites et sols pollués en France nécessitant une intervention de l'État à titre préventif ou curatif ? - Si oui, à préciser	Fermée binaire
14	Milieux affectés	Selon vous quel(s) milieu(x) peuvent être affectés par la pollution du sol ?	Choix multiples

Tableau 4.7 – Module de questions associé à la connaissance des sites pollués en France
Les numéros indiqués sont repris de la présentation du questionnaire en annexe.

N°	Connaissances évaluées	Question associée	Type
15	Distance géographique	À quelle distance en mètre habitez-vous approximativement de ce site	Ouverte numérique
16/17	Visibilité du site	Ce site est-il visible depuis votre lieu d'habitation / travail ?	Fermée binaire
18	Contamination du site - BASOL	Selon vous ce site est ...	Fermée unique
19	Contamination du sol	Ce site présente-t-il une pollution des sols ?	Fermée binaire
20	Contamination des eaux	Ce site présente-t-il une pollution des eaux ?	Fermée binaire
21	Gestion de la friche	Quelle(s) mesure(s) de gestion de ce site ont été prises ?	Fermée multiple
22	Friche orpheline	S'agit-il d'un site orphelin ?	Fermée binaire
23	Activités passées	Quel est le nom du dernier exploitant du site ?	Ouverte texte

Tableau 4.8 – Module de questions associé à la connaissance de la friche urbaine polluée
Les numéros indiqués sont repris de la présentation du questionnaire en annexe.

la friche urbaine.

4.2.3 Présentation de l'échantillon d'étude

Au total, 338 individus ont complété en intégralité le questionnaire. Le tableau 4.9 présente les caractéristiques sociodémographiques associées à notre échantillon d'étude.

Nous observons une proportion un peu plus élevée de femmes ayant complété le questionnaires (60 % environ). Les individus étaient âgés en moyenne de 37 ans. La part d'individus ayant un diplôme supérieur au bac est relativement importante : elle constitue 74,85 % de notre

Variables	**Eff.**	**%**
Sexe		
Homme	135	39.94
Femme	203	60.06
Age moyen (écart-type ; min ; max)	37.28 (16.76 ; 18 ; 88	
Age en classe		
Moins de 20 ans	19	5.62
Entre 20 et 59 ans	276	81.66
60 ans ou plus	43	12.72
Niveau de diplôme		
Inférieur ou égal au Bac	85	25.15
Supérieur au bac	253	74.85
Statut d'activité		
Actifs	157	46.45
Inactifs	181	53.55
dont étudiants	138	40.83
dont retraités	30	8.88
dont demandeurs d'emploi	10	2.96
dont autres personnes sans activité professionnelle	3	0.89
Catégories socioprofessionnelles		
Agriculteurs exploitants	3	0.89
Artisans, commerçants, ou chefs d'entreprises	17	5.03
Cadres et professions intellectuelles supérieures	87	25.74
Professions intermédiaires	13	3.85
Employés	33	9.76
Ouvriers	4	1.18
Inactifs	181	53.55
Statut matrimonial		
Marié, ou pacsé ou en couple	173	51.34
Célibataire, ou divorcé, ou veuf	164	48.66
A des enfants		
Oui	145	42.90
Non	193	57.10
Nombre moyen d'unité de consommation (écart-type ; min ; max)	1.72 (0.77 ; 1 ; 4)	
Revenu moyen par unité de consommation (écart-type ; min ; max)	916.80 (678.04 ; 150 ; 3750)	
Opinions politiques		
Extrême droite	3	0.92
Droite	22	6.75
Centre	41	12.58
Écologie	41	12.58
Gauche	94	28.83
Extrême gauche	23	7.06
Ne se prononce pas	102	31.29
Habite à proximité d'un espace vert		
Oui	269	79.59
Non	69	20.41
Logement équipé d'un jardin		
Oui	189	55.92
Non	149	44.08
Nombre moyen d'année de résidence dans la commune	12.2 (13.86 ; 0 ; 83)	

Tableau 4.9 – Caractéristiques socio-démographiques associées à notre échantillon (N = 338)

échantillon.

Par ailleurs, la part d'individus actifs s'élève à 46,45 %. La part d'étudiants est toutefois relativement importante. Elle s'élève au total à 40,83 % ; sur Angers, en particulier, elle est de

99,28 %. Cela est dû à la diffusion du questionnaire sur le réseau universitaire. C'est pour cette raison que le revenu déclaré est relativement faible. Nous avons établi le revenu par unité de consommation en recoupant le centre de classe des revenus déclarés avec le nombre d'unité de consommation déduit à partir du statut marital et de la présence d'enfants au sein du foyer.

Les résultats doivent donc être interprétés avec précaution car notre échantillon n'est ni représentatif de la population française ni représentatif des habitants des cinq communes sur lequel le questionnaire a été administré.

4.2.4 Méthode d'analyse des données

Différents modèles peuvent être employés pour déduire la disposition à payer individuelle. Nous présentons plus particulièrement le modèle logit conditionnel (4.2.4.1) car il s'agit du modèle que nous avons utilisé. Nous précisons également la façon dont nous avons établi le score de connaissances individuelles des FUP (4.2.4.2).

4.2.4.1 Le modèle logit conditionnel

Le modèle logit conditionnel est une extension du modèle logit multinomial. Il a été introduit par McFadden *et al.* (1973) pour analyser le choix d'un mode de transport. Il est très répandu pour analyser les données d'expérience à choix discrets (Hauber *et al.*, 2016, Hosmer *et al.*, 2013, McFadden *et al.*, 1973). Ce modèle est compatible avec la théorie de l'utilité aléatoire. En effet, il identifie la probabilité de choisir une alternative en fonction de ses attributs (cf. équation (4.2) et suivantes). En supposant que les ξ_{ij} sont indépendants et identiquement distribués selon une loi logistique, cette probabilité s'écrit dans le cadre du modèle logit conditionnel de la façon suivante :

$$P_{ij} = \frac{exp^{V(\beta, X_{ij})}}{\sum_h exp^{V(\beta, X_{ih})}} \tag{4.6}$$

Dans notre cas, le modèle logit conditionnel estime la probabilité de choisir un projet hypothétique de reconversion de friches urbaines en fonction de ses attributs.

Dans notre DCE, les individus pouvaient choisir entre trois alternatives : le projet A, le projet B et le *statu quo*. Chaque situation de choix se composant de trois alternatives, chaque ligne a donc été triplée. On a ainsi 18 observations par individus correspondant à six choix à effectuer composés de trois options chacun ; soit un échantillon de 6 084 observations. Nous estimons le modèle logit conditionnel à effets fixes suivant :

$$\begin{aligned} U_{ij} = & \beta_0 \\ & + \beta_{j1}\ usages \\ & + \beta_{j2}\ foncier \\ & + \beta_{j3}\ participation \\ & + \beta_{j4}\ patrimoine \\ & + \beta_{j5}\ co\hat{u}t \\ & + \xi_{ij} \end{aligned} \tag{4.7}$$

Pour un scénario donné, les niveaux des attributs ont été codés comme des variables indicatrices. Par exemple, l'attribut des usages est codé 1 si la modalité espace vert est présentée dans le scénario de choix ; 0 sinon. Les coefficients indiquent ainsi l'impact du niveau d'un attribut sur le choix d'un individu.

Les attributs sur l'impact foncier et les coûts ont été codés comme des variables continues. Ainsi, par exemple, le coût a les valeurs 70, 100, 180 et 360 ; ce qui correspond respectivement aux quatre niveaux de cet attribut.

Le modèle a été estimé à l'aide du logiciel Stata 14.

4.2.4.2 La construction d'un score de connaissance des friches urbaines polluées

Définition d'un indice composite

Les indices composites sont des mesures quantitatives ou qualitatives dérivées à partir d'une séries de données observées, factuelles, permettant de décrire la position relative d'un phénomène (OECD, 2008). Ils permettent de mesurer des concepts multidimensionnels ne pouvant être déterminés par l'utilisation d'un unique indicateur. Ils sont de plus en plus utilisés car ils permettent d'analyser les politiques publiques en identifiant les tendances observées pour un phénomène donné. Ils permettent de traiter des questions économiques, environnementales, et sociales par exemple, au niveau national, régional, et local. Ils peuvent donc analyser des phénomènes multidimensionnels et multi-échelle.

Étapes

La construction d'un indicateur composite peut amener à des erreurs d'interprétation importantes, et par conséquent, à des politiques publiques inadéquates si les éléments constitutifs de l'indice ne sont pas correctement définis et spécifiés (OECD, 2008). Le choix des variables composant l'indice doit donc être justifié sur le plan théorique et empirique (Chiappini, 2012, Klugman *et al.*, 2011). Pour ce faire, différentes étapes doivent être suivies (Nardo *et al.*, 2005, Saisana et Tarantola, 2002). Ces étapes sont schématisées dans la figure 4.8.

Une première étape consiste à définir l'indice composite en cohérence avec l'objectif, et le phénomène que celui-ci doit représenter. Les différentes dimensions du problème doivent donc être identifiées, et les variables les plus pertinentes pour le décrire choisies avec soin. Ces variables peuvent provenir d'organismes statistiques, de sources administratives, de données de sondage, ou encore d'enquête ou d'observations effectuées sur un domaine précis. Le tableau 4.10 indique sur quelles variables nous avons construit l'indice de connaissance de la pollution du sol ; le tableau 4.11 les variables et les réponses correctes pour le module de connaissances des friches.

Dimension	**Connaissances évaluées**	
Sites pollués	Répartition géographique	Auvergne-Rhône-Alpes - Grand-Est
	Polluants	Hydrocarbures - plomb - solvants
Gestion	Sites orphelins	ADEME
	Base de données	BASOL
Conséquences	Modalités de contamination	Ingestion directe ; contact cutané et inhalation
	Milieux impactés	Sols ; eaux ; air

Tableau 4.10 – Réponses attendues au module de connaissance sur la contamination des sols
Les réponses ont été codées comme partiellement justes lorsque l'individu avait cité une bonne région sur les deux possibles ; un contaminant dans la liste proposée ; un organisme ou une base de données se rapportant effectivement à la contamination ou à la gestion de la pollution des sols.

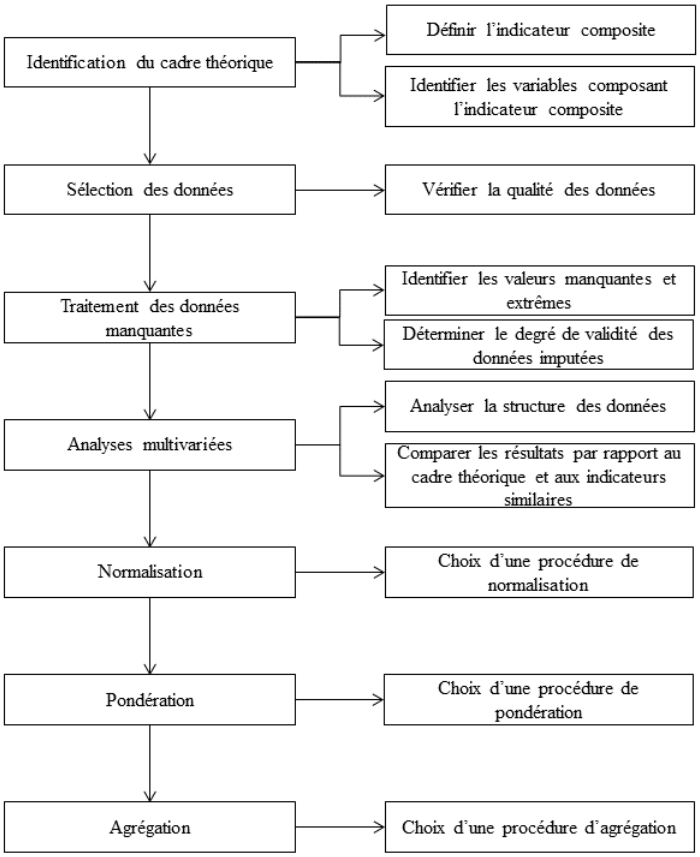


FIGURE 4.8 – Étapes à suivre pour la construction d'un indice composite

Connaissances évaluées	**Communes concernées**				
	Maine-et-Loire			**Hérault**	
	Angers	**La Poss.**	**Mauges**	**Canet**	**Castelnau**
Type de site					
Un site répertorié sur Basol	✓	✓	✓	✓	
Un site pollué					✓
Milieux impactés					
Pollution des sols	✓	✓	✓	✓	✓
Pollution des eaux	✓	✓	✓		
Mesures de gestion					
Mise en sécurité	✓	✓	✓	✓	✓
Enlèvement des déchets	✓	✓	✓	✓	✓
Gardiennage du site	✓				
Surveillance des eaux souterraines		✓			
Site orphelin	✓	✓			
Dernier exploitant	Thomson	SAITS	COBATEL	SUCREN	Pradier

Tableau 4.11 – Réponses attendues au module de connaissance de la friche urbaine
Respectivement, La Poss. : La Possonnières ; Mauges : Mauges-sur-Loire ; et Castelnau : Castelnau-le-Lez
Le nom du dernier exploitant est celui enregistré sur BASOL pour les sites qui y sont répertoriés, ou le nom du dernier exploitant tel qu'il apparait dans les documents remis par l'aménageur.
Toute les réponses pouvant faire références aux activités passées de la friche urbaine ont été acceptées. Ainsi, par exemple, les réponses comportant les termes Technicolor ou télévision pour le dernier exploitant de la friche d'Angers ont été codées comme justes.
Codage utilisé : 1 réponse juste ; 2 réponse fausse.

Des analyses multivariées (analyses en composantes principales et analyses factorielles, clusters par exemple) permettent d'analyser la structure générale des données, et de déceler les liens de corrélation entre les différents sous-indicateurs. Elle permet de justifier les pondérations et agrégation effectuées par la suite. Toutefois, les corrélations mises en évidence par ces analyses peuvent résulter d'un artefact statistique. Le coefficient α de Cronbach donne une mesure de cette corrélation. Il est mesuré à partir de la formule de l'équation 3.7.

Par ailleurs, avant d'être pondérées, les données doivent être normalisées. Cette étape unifie les unités de mesure des variables constituant l'indice en les ramenant à des unités de mesures équivalentes. Pour ce faire, différentes méthodes peuvent être employées comme le *ranking*, la normalisation à z-scores, la méthode centrée-réduite, et la distance à une référence. Cela permet par la suite de pondérer puis d'agréger les données. Nous avons normalisé les réponses de manière à obtenir des indices compris entre 0 et 1, et attribué à chaque élément un même poids.

4.3 Résultats

Dans cette section, nous présentons, tout d'abord, les résultats associés aux réponses concernant la connaissance de la pollution des sols et à la FUP (4.3.1). Puis, dans un second temps, nous exposons les résultats du DCE (4.3.2).

4.3.1 Connaissances individuelles des friches urbaines polluées

Nous commençons par présenter les statistiques descriptives associées au module sur la pollution des sols en France (4.3.1.1) ; puis celles se rapportant à la friche urbaine (4.3.1.2). Nous terminons par la présentation des différents indices de connaissance.

4.3.1.1 Connaissances individuelles vis-à-vis de la contamination des sols

Le tableau 4.12 synthétise les données du module sur la pollution du sol en France. Les individus évoquent en premier l'Île-de-France (37.28 %) et les Hauts-de-France (21.89 %) comme étant les régions comptabilisant le plus de SSP. Seuls 8.28 % des individus interrogés mentionnent la région Auvergne-Rhône-Alpes en premier et 16.27 % la région Grand-Est en second. Cela correspond aux données sur les SSP telles qu'elles apparaissent dans BASOL[25]. Ainsi, seuls 23.37 % des individus de notre échantillon connaissent au moins une des deux régions les plus impactées. Plus des trois-quarts des individus ne les connaissent pas.

Parmi les polluants, les pesticides (40.24 %) sont le plus fréquemment cités. Toutefois, les individus évoquent également les hydrocarbures (24.25 %) et le plomb (10.65 %). Il s'agit des principaux contaminants recensés dans BASOL (Antoni, 2013). Cependant, 13.91 % des individus classifient correctement le plomb ; et 4.73 % les solvants. La connaissance de l'importance relative des trois polluants est très faible (0.30 %). Seuls 34.91 % des individus mentionnent au moins un des trois principaux polluants.

Concernant la gestion des sites pollués, 7.10 % des individus déclarent connaître l'organisme en charge de la gestion de sites orphelins. Dans les faits, seuls 2.96 % de notre échantillon identifie l'ADEME ; 3.25 % citent un autre organisme public comme par exemple la DREAL, le BRGM, ou l'INERIS. La majorité des individus n'identifie donc pas l'intervention de l'ADEME dans la gestion des sites orphelins.

On observe également une proportion plus élevée d'individus déclarant connaître BASOL que d'individus identifiant réellement cette base de données. En effet, 8.28 % des individus

[25] `http://basol.developpement-durable.gouv.fr/tableaux/home.htm`

Dimension	Sujet	Réponses données / Connaissances	Eff.	%
Sites pollués	Répartition géographique	Île-de-France en premier	126	37.28
		Hauts-de-France	74	21.89
		Bretagne	37	10.95
		Auvergne-Rhône-Alpes	**28**	**8.28**
		Grand-Est	22	6.51
		Grand-Est en second	**55**	**16.27**
		Connaissance des deux régions	5	1.48
		Connaissance d'une région sur deux	74	21.89
		Connaissance d'aucune des deux régions	259	76.63
	Polluants	Pesticides en premier	136	40.24
		Hydrocarbures en premier	**82**	**24.26**
		Plomb en premier	36	10.65
		Hydrocarbures en premier	82	24.26
		Plomb en second	**47**	**13.91**
		Solvants en troisième	**16**	**4.73**
		Connaissance des trois polluants	1	0.30
		Connaissance d'au moins un polluant	118	34.91
		Aucun des trois polluants	219	64.79
Gestion	Sites orphelins	Connaissance déclarée	24	7.10
		ADEME	**10**	**2.96**
		Autre organisme public en charge de la gestion de la pollution du sol	11	3.25
		Ne sait pas	317	93.79
	Base de données	Connaissance déclarée	28	8.28
		BASOL	**22**	**6.51**
		Autre base de données liée à la pollution des sols	4	1.18
		Ne sait pas	312	92.31
Conséquences	Modalités de contamination à l'Homme	Ingestion	216	63.91
		Inhalation	262	77.51
		Cutané	181	53.55
		Trois modes de contamination cités	**94**	**27.81**
		Deux sur trois modes cités	133	39.35
	Milieux impactés	Sols	308	91.12
		Eaux souterraines	320	94.67
		Eaux superficielles	299	88.46
		Atmosphère	212	62.72
		Les 4 milieux sont cités	**187**	**53.33**
		Trois milieux sont cités	99	29.29
		Deux milieux sont cités	42	12.43
		Un seul milieu cité	10	2.96

Tableau 4.12 – Statistiques descriptives de la connaissance de la pollution du sol (N = 338)
En gras les proportions de bonnes réponses.

déclarent la connaître. Or, seulement 6.51 % de notre échantillon cite BASOL ; 1.18 % des individus identifient d'autres bases de données susceptibles de délivrer des informations sur la contamination des sols, comme par exemple BASIAS ou Géorisques. 92.31 % des individus ne mentionnent aucune de ces bases de donnés publiques.

Les modalités de contamination à l'Homme, quant à elles, sont assez bien identifiées. Ainsi 63.91 % des individus considèrent que la contamination des sols peut se transmettre suite à

l'ingestion de produits pollués (consommation de fruits et légumes sur un jardin présentant une pollution des sols par exemple). La majorité estime également que la contamination des sols se transmet par voie respiratoire (77.51 %). Les transmissions par voie cutanée sont citées par un peu plus de la moitié des individus (53.55 %). Toutefois, dans les faits, un peu plus d'un quart seulement de notre échantillon conçoivent ces trois modes de transmissions à l'Homme comme possibles (27.81 %).

Par ailleurs, les individus perçoivent l'ensemble des milieux pouvant être impactés par la contamination des sols. Ils mentionnent majoritairement les eaux souterraines (94.67 %) puis les sols (91.12 %) comme étant impactés. Ils citent ensuite les eaux superficielles (88.46 %) et l'atmosphère (62.72 %). Cependant, un peu plus de la moitié de notre échantillon seulement a conscience que l'ensemble des milieux (eaux, sols et air) peuvent être impactés (53.33 %).

4.3.1.2 Connaissances individuelles de la friche

Au niveau des connaissances individuelles spécifiques à la FUP, on constate qu'une minorité d'individus à conscience que la friche urbaine recensée sur leur commune est recensée sur BASOL. Ainsi, à Angers, seuls 8.02 % des individus considèrent la friche Thomson comme polluée. Cette proportion est plus élevée pour la friche de Mauges-sur-Loire (35.29 %), et la friche de Canet dans l'Hérault (20.00 %). Cette méconnaissance du type de friche urbaine est corrélée avec la méconnaissance de BASOL. D'une manière générale, les individus n'ont pas conscience que la friche urbaine était polluée (ou a présenté une contamination des sols à un moment donné). En effet, mis à part à Mauges-sur-Loire (64.7 %), pour toutes les autres communes ces proportions sont inférieures à 50 %. Cela rejoint les résultats mis en évidence au chapitre 3. Ainsi, toutes communes confondues, un peu plus d'un quart environ des individus considèrent que ces friches présentent une contamination des sols.

Concernant la contamination des eaux, un peu plus de la moitié de notre échantillon savait que la friche Thomson a Angers présentait ce type de contamination (53.30 %) ; un tiers dans le cas de la friche de l'Alleud à La Possonnière ; et 29.41 % pour celle des Tarares à Mauges-sur-Loire. La faible proportion d'individus (3 observations) interrogés pour la friche de l'Alleud à La Possonnière n'est pas significative. Elle amène, cependant, à s'interroger sur la connaissance des arrêtés municipaux pris depuis 2004 et qui sont encore d'actualité[26] pour limiter la consommation d'eau potable des puits à proximité de la friche. Toutefois, 66.67 % des individus interrogés sur cette commune savent qu'une surveillance des eaux souterraines a été mise en place.

[26] `https://www.ouest-france.fr/pays-de-la-loire/la-possonniere-49170/la-possonniere-quel-point-le-terrain-de-la-saits-est-il-pollue-5492012`.

Connaissances évaluées	Communes concernées				
	Maine-et-Loire			Hérault	
	Angers	**La Poss.**	**Mauges**	**Canet**	**Castelnau**
Type de site					
Un site à l'abandon	19.34	0	23.53	15.00	50.00
Un site à l'abandon potentiellement pollué	49.06	66.67	11.76	40.00	45.45
Un site à l'abandon dont la pollution est avérée	23.58	33.33	29.41	20.00	3.03
Un site à l'abandon polluée répertorié sur BASOL	**8.02**	**0**	**35.29**	**20.00**	1.52
Ne sait pas	-	-	-	5.00	-
Milieux impactés					
Pollution des sols					
Oui	**75.94**	**100.00**	**76.47**	**62.50**	**46.97**
Non	24.06	0.00	23.53	27.50	48.48
Pollution des eaux					
Oui	**53.30**	**33.33**	**29.41**	42.50	30.30
Non	46.70	66.67	70.59	**47.50**	**65.15**
Ne sait pas	-	-	-	10.00	4.55
Mesures de gestion					
Mise en sécurité					
Oui	**67.92**	**100.00**	**94.12**	**22.50**	**45.45**
Non	32.08	0.00	5.88	57.50	50.00
Ne sait pas	-	-	-	20.00	4.55
Enlèvement des déchets					
Oui	**41.04**	**33.33**	**70.59**	**30.00**	**40.91**
Non	58.96	66.67	29.41	50.00	54.55
Ne sait pas	-	-	-	20.00	4.55
Gardiennage du site					
Oui	**51.89**	0.00	5.88	7.50	27.27
Non	48.11	**100.00**	**94.12**	**72.50**	**68.18**
Ne sait pas	-	-	-	20.00	4.55
Surveillance des eaux souterraines					
Oui	21.70	**66.67**	23.53	7.50	4.55
Non	**78.30**	33.33	**76.47**	**72.50**	**90.91**
Ne sait pas	-	-	-	20.00	4.55
Site orphelin					
Oui	**43.87**	**66.67**	52.94	65.00	15.15
Non	56.13	33.33	**47.06**	**22.50**	**78.79**
Ne sait pas	-	-	-	12.50	6.06
Connaissance des activités passées					
Oui	**35.38**	**33.33**	**58.82**	**42.50**	**0.00**
Non	64.62	66.67	41.18	57.50	100.00

Tableau 4.13 – Statistiques descriptives de la connaissance de la friche urbaine
% des réponses obtenues par communes. En gras les bonnes réponses.
Les noms des activités ou de précédents exploitants du site ont été recensés parmi les bonnes réponses.
La Poss. fait référence à La Possonnière ; Mauges à Mauges-sur-Loire ; et Castelnau à Castelnau-le-Lez respectivement.
Pour la friche de Castelnau-Le-Lez la contamination du site a été avérée mais traitée au moment de la passation du questionnaire.

Par ailleurs, la mise en sécurité du site et l'enlèvement des déchets sont des mesures de gestion obligatoires. Elles ont donc été effectuées pour les cinq friches urbaines étudiées. Toutefois, on observe des disparités concernant les connaissances de ces mesures de gestion. Ainsi, si sur les communes rurales, comme à La Possonnière ou à Mauges-sur-Loire, la part d'individus qui connait ce type de mesure est importante (à 100 % et 94.12 % respectivement), celle-ci est faible pour les autres communes (67.92 % à Angers, 45.45 % à Castelnau-le-Lez et à 22.50 % à Canet). Ces proportions sont un peu plus faibles en ce qui concerne l'enlèvement des déchets. Parmi les autres mesures de gestion pouvant être mis en œuvre, un peu plus de la moitié de notre échantillon a connaissance du gardiennage effectué par la métropole.

En outre, 43.87 % de notre échantillon interrogé à Angers, et 66.67 % à La Possonnière sait que la friche est un site orphelin, et qui est donc géré par l'ADEME.

Enfin, on constate que plus de la moitié des individus ne connaissent pas les activités précédentes sur le site. Le tableau 4.13 synthétise les résultats sur la connaissance de la friche urbaine.

4.3.1.3 Connaissances générales associées aux friches urbaines polluées sur les cinq communes

La figure 4.9 synthétise l'ensemble des réponses données aux deux modules : sur la contamination des sols en France, et sur la friche urbaine. En identifiant les réponses correctes donnés par les individus, nous avons élaboré un score de connaissance pour chacun de ces modules. Nous avons agrégé ces résultats de façon à obtenir un indice général de la connaissance des friches urbaines contaminées sur ces cinq communes.

Nos résultats indiquent que les connaissances concernant la contamination des sols sont faibles ; avec un indice composite de 0.32. Les individus appréhendent mal les milieux pouvant être contaminés et les conséquences qu'une contamination des sols peut avoir sur leur santé. Ils ne connaissent également pas suffisamment les différentes bases de données qu'ils peuvent consulter pour obtenir des informations sur la pollution des sols. Cela explique pourquoi les personnes interrogées ne savent pas quelles sont les régions les plus concernées par ce problème, et quels sont les polluants les plus fréquemment rencontrés sur les sites pollués pouvant être situés à proximité de leur lieu de résidence ou de travail. En outre, ils n'identifient pas le rôle des différents organismes publics pouvant être en charge de la gestion des sites pollués.

Le score de connaissance des friches urbaines est, quant à lui, plus élevé (0.60). Les individus perçoivent davantage la contamination existante ou passé du site, et les mesures de gestion pouvant être mises en œuvre. D'une façon générale, on constate que les niveaux de connaissance de la friche sont plus élevés sur les communes rurales comme Mauges-sur-Loire ou La Possonnière. Cependant, en raison de la faiblesse du nombre d'individus interrogés sur ces deux communes, nos résultats ne sont pas généralisables.

L'indice global de connaissance est relativement faible : 0.46. Même si la façon dont les données ont été agrégées peut être critiquable, nos résultats attestent d'une méconnaissance des FUP sur ces cinq communes. Un effort de communication publique doit donc être effectué auprès des riverains, et en particulier sur les communes de plus de 10 000 habitants. Nous montrons dans le chapitre 6 comment cette information peut être améliorée dans le cadre de la mise en œuvre d'une démarche participative.

Cependant, l'α de Cronbach associé à notre score de connaissance est de 0.3227 pour le module sur la pollution du sol ; de 0.0527 pour le module sur la friche urbaine, et de 0.3800 pour le score global. Ces scores sont relativement faibles ; même si la valeur de l'α de Cronbach dépend du nombre d'items composant le score qui est relativement faible.

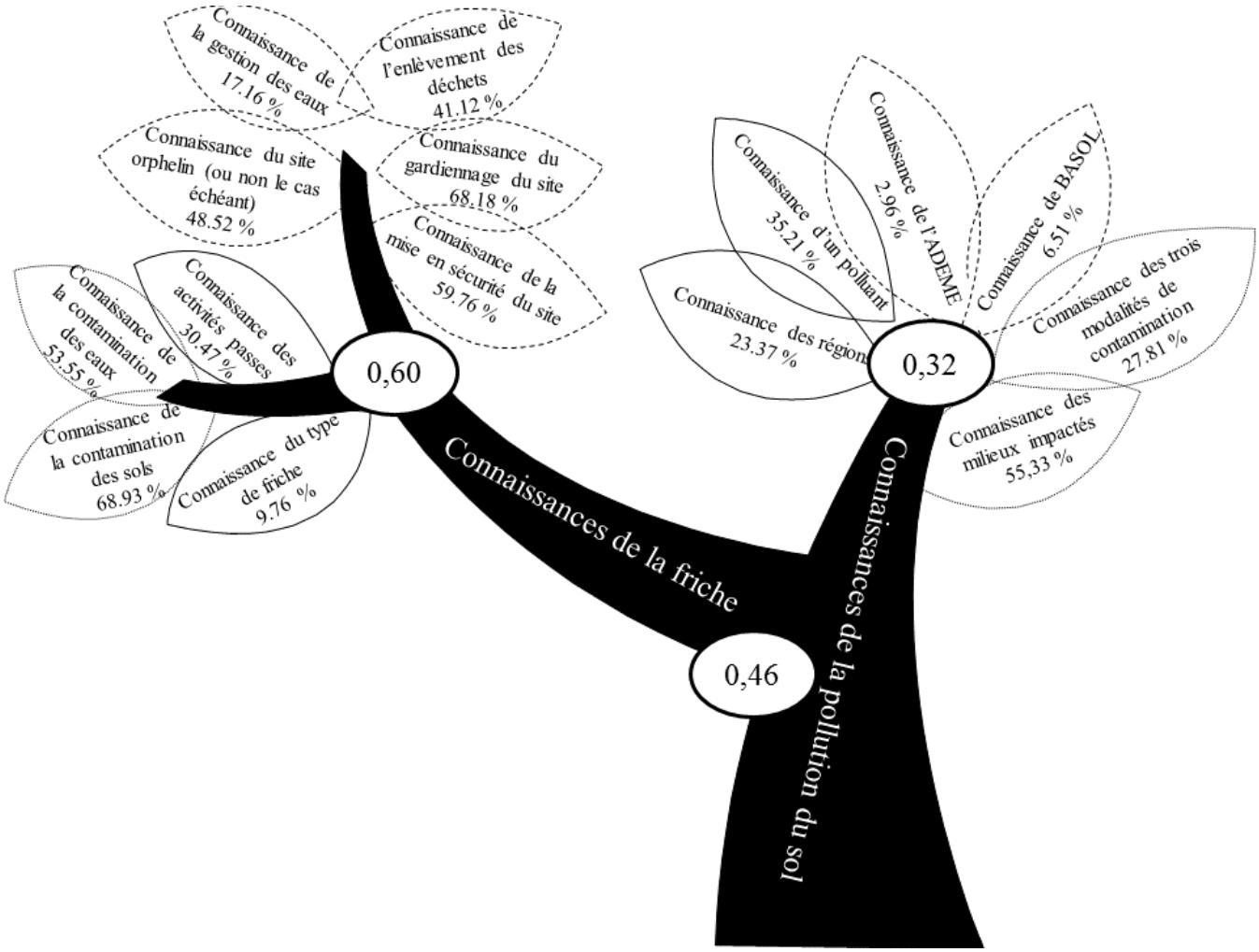


FIGURE 4.9 – Illustration graphique des résultats sur les connaissances individuelles concernant la friche urbaine polluée

En pointillés courts les connaissances relatives aux conséquences ou impacts de la contamination des sols ; en pointillés longs les connaissance relatives à la gestion de la pollution des sols ou de la friche ; en pointillés pleins les connaissances générales sur la pollution ou la friche.

4.3.2 Préférences pour la reconversion de friches urbaines polluées

Nous présentons tout d'abord les résultats obtenus à partir du modèle logit conditionnel (4.3.2.1) ; puis, les résultats des calculs des élasticités, des effets marginaux, et des dispositions à payer obtenues par ce modèle (4.3.2.2).

4.3.2.1 Résultat du modèle conditionnel logit

Le tableau 4.14 présente les résultats de la régression du logit conditionnel effectué à partir du modèle spécifié à l'équation (4.7).

Les variables explicatives introduites dans ce modèle sont significatives. Comme tout modèle dichotomique, les coefficients ne peuvent pas s'interpréter directement ; c'est le signe associé au coefficient qui peut être interprété. Dans un modèle à choix discrets, comme un modèle logit, un coefficient positif augmente la probabilité d'être dans une catégorie comparativement à la catégorie de référence.

On constate que la probabilité de choisir un projet de reconversion augmente si des espaces verts seront majoritairement construits (.4105928***). À l'inverse, elle décline si des logements (-.5562546***) ou des immeubles de bureaux, ou des commerces sont construits (-1.168982***).

Variables	**Coeff.**	**Std. Err.**	**Intervalles de confiance**	
			Borne inf.	**Borne max.**
Constante	.1576171	.0929549	-.0245711	.3398053
Usages futurs				
Espaces verts	.4105928***	.104382	.2060078	.6151778
Commerces	-1.168982***	.1208954	-1.405932	-.9320311
Logements	-.5562546***	.1241557	-.7995954	-.3129139
Infrastructures publiques	Ref.			
Foncier	.2017282***	.0283777	.1461089	.2573475
Foncier^2	-.0138848***	.0015982	-.0170172	-.0107525
Modalités participatives				
Information	.1070221	.0907335	-.0708123	.2848564
Consultation	.1875149*	.0868406	.0173105	.3577194
Groupe de travail	Ref.			
Aspects patrimoniaux				
Démolition / neuf	Ref.			
Restauration	.7572623***	.0947112	.5716318	.9428928
Coût	.01671***	.0022344	.0123306	.0210894
Cout^2	-.0000436***	5.25e-06	-.0000539	-.0000333
Qualité de l'ajustement statistique				
N	4 032			
Log L (complet)	-1956.392			
Log L (constante seulement)	-2214.977			
AIC	3934.785			
BIC	4004.107			
R^2 ajusté	0.110			
Pseudo R^2	0.1167			
Likelihood ratio test	517.169***			

Tableau 4.14 – Résultats du modèle logit conditionnel
Seuils de significativité : $*\ p < 0,1$; $**\ p < 0,05$; $***\ p < 0,01$

Cette probabilité augmente si des éléments patrimoniaux, historiques, ou identitaires sont conservés dans le futur projet de réaménagement plutôt que s'ils disparaissent (.7572623***). Le coût du projet exerce un effet négativement significatif sur la probabilité de choisir un projet de reconversion (-.0000436***). La significativité de cette variable au carré atteste de l'existence d'un effet de seuil. On observe cet effet également pour l'impact foncier : elle est positivement significative (.2017282***) jusqu'à un certain seuil. Enfin, en ce qui concerne les résultats sur les modalités de participation souhaitées, nous constatons que la probabilité de choisir un projet de reconversion est significativement associée à la consultation (.1875149*). Les individus choisissent davantage les projets pour lesquels leur degré d'implication est relativement faible.

Ce modèle est globalement valide (LRT = 517.169***) et le pseudo R^2 est de 0.116 ; ce qui atteste d'un pouvoir significatif du modèle relativement correct (Domencich et McFadden, 1975).

4.3.2.2 Calculs des effets marginaux, des élasticités et de la disposition à payer

Afin de donner une interprétation économique aux résultats du modèle, il est intéressant de calculer les probabilités de choix associés à une alternative, et leurs effets marginaux, dans le cas de variables qualitatives, ou leurs élasticités, dans le cas de variables quantitatives. Nous

avons calculé ces grandeurs à leur point moyen[27]. La probabilité de choisir une alternative j par rapport à une autre alternative h est donnée par la formule suivante :

$$Prob(Projet_j) = \frac{e^{V_j}}{e^{V_j} + e^{V_h}} \text{ Avec } V \text{ de la forme de l'équation (4.1)} \quad (4.8)$$

Au point moyen de l'échantillon la probabilité de choisir l'alternative A est de 0,68847832 ; celle de choisir l'alternative B de 0,276889368 ; et celle du *statu quo* est de 0,034632311. La probabilité de choisir l'alternative A est plus élevée ; celle du *statu quo* la plus faible.

Le tableau 4.15 indique les probabilités de choisir le projet A ou le projet B, et les probabilités croisées qui y sont associées aux points moyen de notre échantillon en fonction des modalités des attributs.

Variables	**Probabilité**	**Probabilités croisées**		**Probabilité**	**Probabilités croisées**	
	Projet A	**Projet B**	***Statu quo***	**Projet B**	**Projet A**	***Statu quo***
Usages futurs						
Espaces verts	0,6885	0,2769	0,0346	0,5017	0,4744	0,0239
Commerces	0,3129	0,6107	0,0764	0,1718	0,7885	0,0397
Logements	0,4567	0,4829	0,0604	0,2769	0,6885	0,0346
Infrastructures publiques	0,5945	0,3605	0,0451	0,4004	0,5709	0,0287
Foncier (+1%)	0,6888	0,2766	0,0346	0,2771	0,6882	0,0346
Foncier (- 1%)	0,6882	0,2772	0,0347	0,2766	0,6887	0,0346
Foncier^2 (+ 1 %)	0,6872	0,2780	0,0348	0,2757	0,6896	0,0347
Foncier^2 (-1%)	0,6897	0,2758	0,0345	0,2781	0,6873	0,0346
Modalités participatives						
Information	0,6885	0,2769	0,0346	0,2611	0,7035	0,0354
Consultation	0,7055	0,2618	0,0327	0,2769	0,6885	0,0346
Groupes de travail	0,6651	0,2977	0,0372	0,2410	0,7227	0,0364
Aspects patrimoniaux						
Démolition - reconstruction (à neuf)	0,6885	0,2769	0,0346	0,2769	0,6885	0,0346
Restauration	0,8249	0,1555	0,0194	0,4495	0,5241	0,0264
Coût (+1 %)	0,6947	0,2713	0,0339	0,2824	0,6833	0,0344
Coût (-1 %)	0,6822	0,2825	0,0353	0,2715	0,6936	0,0349
Coût^2 (+1%)	0,6856	0,2795	0,0350	0,2746	0,6907	0,0347
Coût^2 (-1%)	0,6914	0,2743	0,0343	0,2792	0,6863	0,0345

Tableau 4.15 – Probabilités de choix et probabilités croisées
Évalués aux points moyen respectivement du projet A et du projet B.

On constate que la probabilité de choisir un projet de reconversion est plus élevée lorsqu'elle est associée à la mise en place d'un espace vert. Elle est de 0,68 au point moyen de l'échantillon pour le projet A, et de 0,50 au point moyen de l'échantillon pour le projet B. Aux points moyens de l'échantillon, lorsqu'un espace vert est mis en place sur une alternative, il se traduit par une probabilité plus faible de choisir les autres projets. Par exemple, pour le projet A, lorsqu'un

[27]Pour le projet A ce point a les caractéristiques suivantes : espaces verts, foncier = 6,505917 ; information ; démolition-reconstruction à neuf ; et coût = 175,5178. Pour le projet B ces caractéristiques sont : espaces verts, foncier = 6,526627 ; consultation ; démolition-reconstruction à neuf ; coût = 162,7909. L'utilité associée au *statu quo* est nulle.

espace vert est mis en place, la probabilité de choisir le projet B est de 0,27 et celle de choisir le *statu quo* est de 0,03.

De plus, on constate que les probabilités associées aux usages futurs sont hiérarchisées. En effet, au points moyen du projet A, la probabilité est la plus élevée pour les espaces verts (0,68) viennent ensuite les infrastructures publiques (0,59), les logements (0,45) et les commerces et immeubles de bureaux (0,31). On constate également cette hiérarchisation des usages pour le projet B. Elle traduit une préférence plus forte pour les espaces verts et les infrastructures publiques que pour les logements et les commerces. Ainsi, les probabilités croisées indiquent que le choix d'un autre projet, ou du *statu quo* augmente dès lors que des commerces ou des logements sont construits. Par exemple, pour le projet A, la probabilité de choisir le *statu quo* lorsque des espaces verts sont construits est de 0,03 seulement ; mais, si des commerces sont mis en place, elle s'élève à 0,07.

Une valorisation foncière de 1 % est associée à une probabilité (légèrement) plus élevée de choisir une alternative. À l'inverse, une dévalorisation foncière de 1 % réduit la probabilité de la choisir.

Concernant les modalités de participation, nos résultats montrent que les individus auront tendance à privilégier les projets pour lesquels une consultation est mise en œuvre plutôt que les projets pour lesquels des groupes de travail, ou une information publique serait effectué. Par exemple, au point moyen de notre échantillon, la probabilité de choisir le projet A est de 0,70 si l'implication des parties prenantes s'effectue par l'intermédiaire d'une consultation ; elle est de 0,68 dans le cas d'une information par le biais d'une réunion publique par exemple ; elle est de 0,66 dans le cas de groupes de travail. On observe le même ordre dans les probabilités de choisir le projet B au point moyen de l'échantillon. La consultation à l'aide de sondages ou d'enquêtes est la modalité participative préférée.

La probabilité de choisir un projet de reconversion est plus élevée si des éléments à caractère historique, identitaire ou patrimoniaux sont préservés que si le projet prévoit de détruire les bâtiments et de les remplacer par des constructions neuves ne remémorant pas les activités passées. Au point moyen de l'échantillon cette probabilité est de 0,82 pour le projet A.

Enfin, une augmentation de 1 % du coût du projet de reconversion réduit la probabilité de choisir cette alternative. Une réduction de 1 % du coût du projet de reconversion augmente la probabilité de choisir un des deux projets de reconversion, et réduit la probabilité d'opter pour le *statu quo*.

À partir des résultats de notre modèle conditionnel logit, nous avons calculé le montant maximum de la disposition à payer associée aux différentes modalités des attributs du DCE. Ainsi, en partant de l'utilité indirecte associée au coût on a :

$$\frac{\partial V}{\partial \text{Coût}} = .01671 - 2 \times -.0000436 \simeq 191 \tag{4.9}$$

Cela nous permet de déterminer l'évolution de la probabilité de choisir une alternative en fonction du coût ; ce que montre les graphiques 4.10 pour les usages futurs, 4.11 pour les modalités participatives, 4.13 pour les aspects patrimoniaux, et 4.12 pour la valorisation foncière. Les niveaux de probabilité associés au choix du projet B sont plus faibles, car au point moyen cette probabilité est plus faible que celle du projet A.

Enfin, le calcul des effets marginaux, dans le cas de variables qualitatives, comme les usages futurs ou les modalités de participation, et d'élasticités, dans le cas de variables quantitatives, comme les coûts ou l'impact sur la valeur foncière, nous permet d'évaluer la sensibilité de la probabilité de choisir une alternative plutôt qu'une autre.

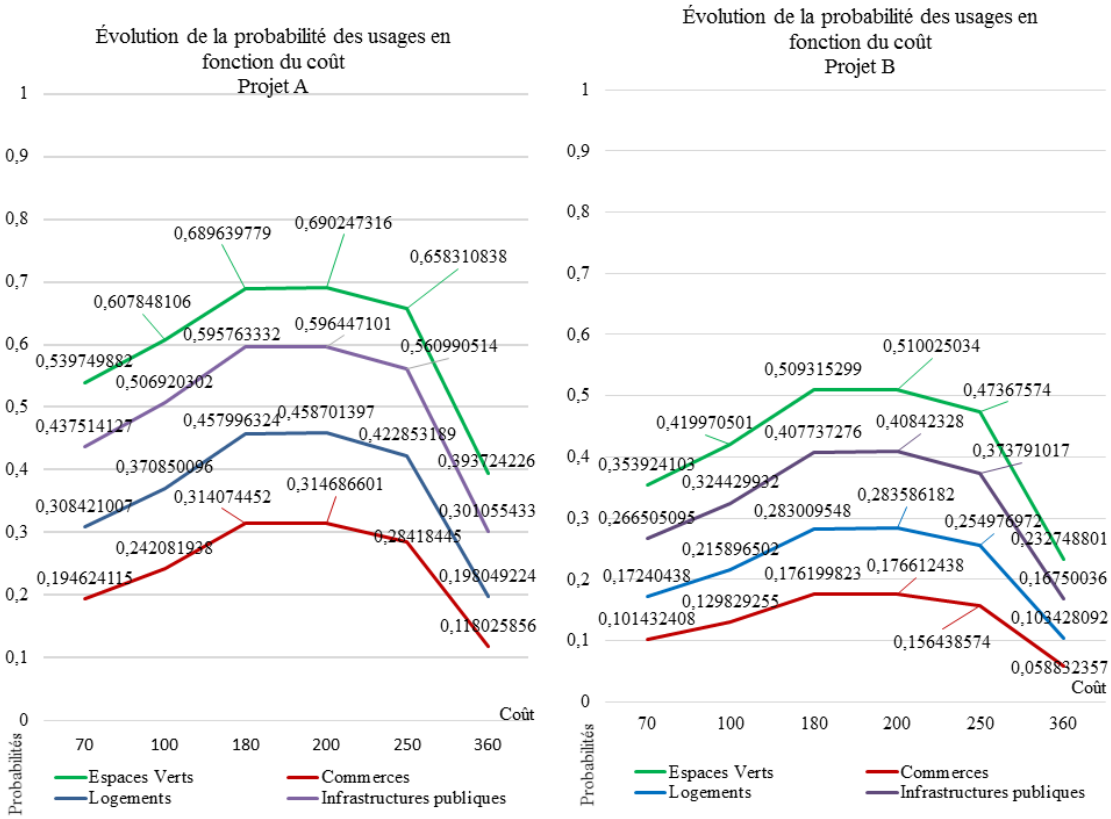


FIGURE 4.10 – Évolution de la probabilité de choix des usages en fonction du coût

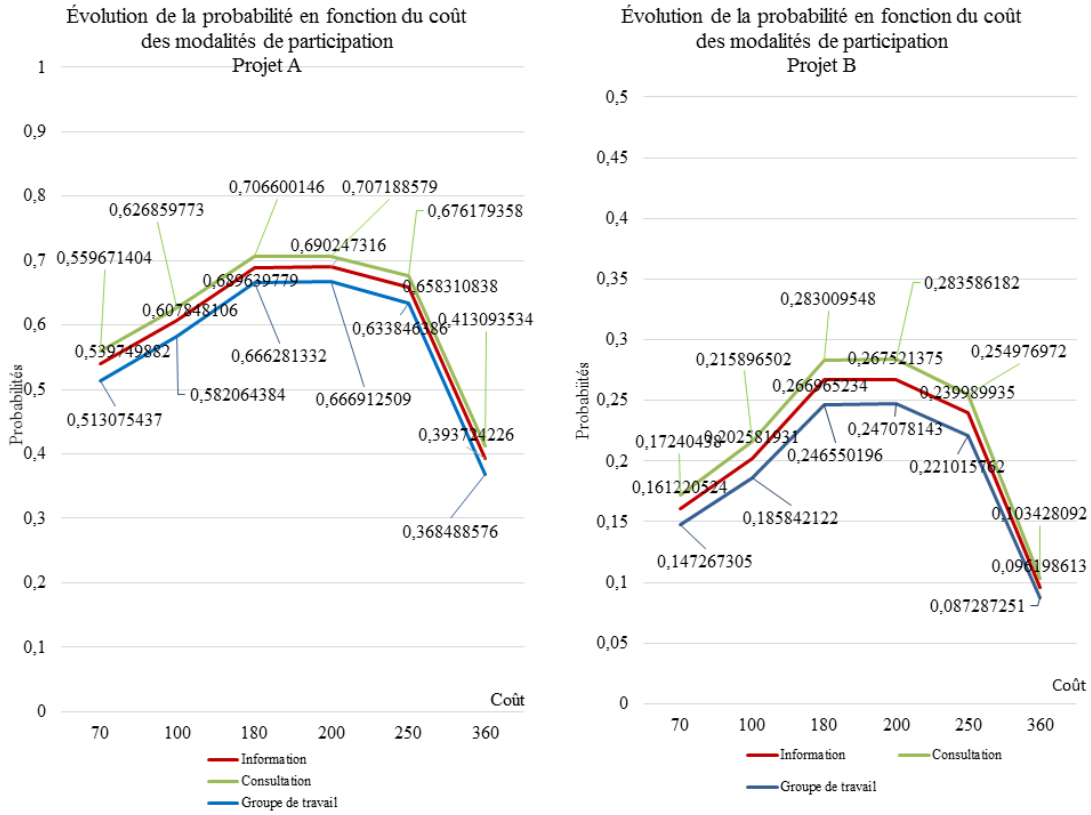


FIGURE 4.11 – Évolution de la probabilité de choix associée aux modalités participatives en fonction du coût

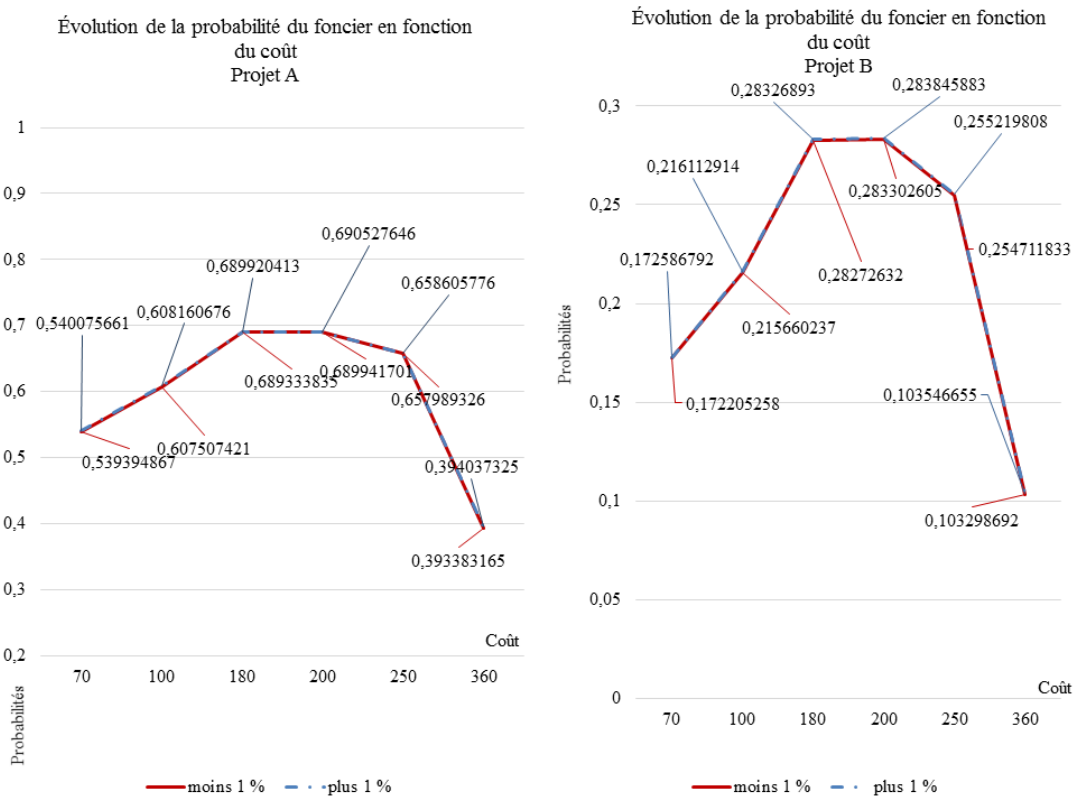


FIGURE 4.12 – Évolution de la probabilité de choix associée à une valorisation foncière en fonction du coût

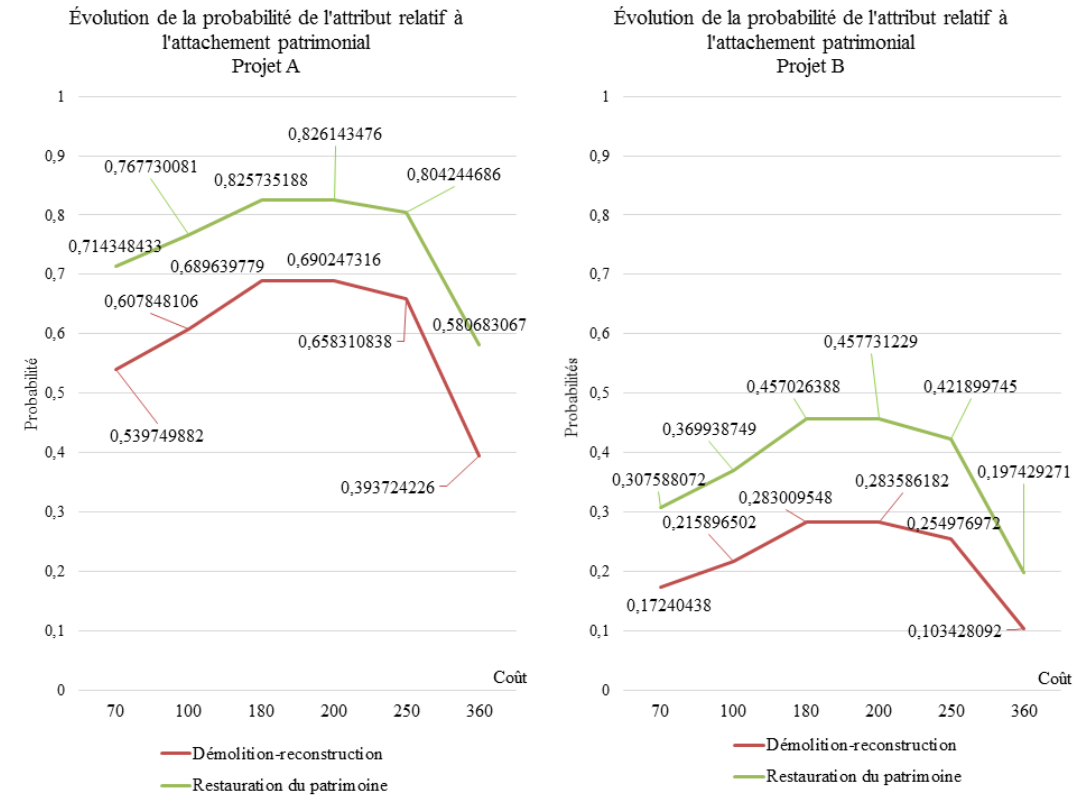


FIGURE 4.13 – Évolution de la probabilité de choix associée à l'attribut patrimonial en fonction du coût

Ces grandeurs sont calculées de la façon suivante :

$$\text{Effet marginal}_{Prob_j} = \frac{\partial Prob_j}{\partial x_i} \tag{4.10}$$

$$\text{Élasticités}_{Prob_j} = \frac{\frac{\partial Prob_j}{Prob_j}}{\frac{\partial x_i}{x_i}} = \frac{\partial Prob_j}{\partial x_i} \times \frac{x_i}{Prob_j} \tag{4.11}$$

Les tableaux 4.16 et 4.17 présentent, respectivement, les effets marginaux et les élasticités au point moyen de notre échantillon.Ils indiquent l'évolution de la probabilité de choisir une alternative (projet A ou B ou *statu quo*) par rapport à une modification de la modalité de référence dans le cas de variables qualitatives, ou une variation de 1 % dans le cas de variables quantitatives. Par exemple, la probabilité de choisir le projet A se réduit si des commerces sont construits (-54,5508) à la place d'espaces verts ; ce qui se traduit par une augmentation des effets marginaux croisés relatifs aux autres projets.

Variables	**Effets marginaux**	**Effets marginaux croisés**		**Effets marginaux**	**Effets marginaux croisés**	
	Projet A	**Projet B**	***Statu quo***	**Projet B**	**Projet A**	***Statu quo***
Usages futurs						
Espaces verts	Ref.			81,2008	-31,0929	-31,0929
Commerces	-54,5508	120,5600	120,5600	-37,9406	14,5280	14,5280
Logements	-33,6724	74,4177	74,4177	Ref.		
Infrastructures publiques	-13,6564	30,1813	30,1813	44,6160	-17,0841	-17,0841
Modalités participatives						
Information	Ref.			-5,7148	2,1883	2,1883
Consultation	2,4687	-5,4560	-5,4560	Ref.	Ref.	
Groupes de travail	-3,3993	7,5126	7,5126	-12,9784	4,9696	4,9696
Aspects patrimoniaux						
Démolition - reconstruction (à neuf)	Ref.				Ref.	
Restauration	19,8228	-43,8093	-43,8093	62,3400	-23,8709	-23,8709

Tableau 4.16 – Effets marginaux et effets marginaux croisés
Évalués aux points moyen respectivement du projet A et du projet B. Arrondi à 4 décimales près.

Variables	**Élasticités**	**Élasticités croisées**		**Élasticités**	**Élasticités croisées**	
	Projet A	**Projet B**	***Statu quo***	**Projet B**	**Projet A**	***Statu quo***
Foncier + 1 %	0,0408	-0,0903	-0,0903	0,0924	-0,0354	-0,0354
Foncier - 1 %	-0,0445	0,0984	0,0984	-0,1009	0,0386	0,0386
Coût + 1 %	0,0726	-0,1604	-0,1604	0,2879	0,2879	-0,1102
Coût - 1 %	-0,0810	0,1791	0,1791	-0,3041	-0,3041	0,1164

Tableau 4.17 – Élasticités et élasticités croisées
Évaluées aux points moyen respectivement du projet A et du projet B. Arrondi à 4 décimales près.

4.4 Discussion

Nous recensons plusieurs limites à nos résultats, et en particulier au niveau de l'expérience à choix discrets effectuée. Une première limite se rapporte aux difficultés qu'ont eu les individus à répondre à cette partie du questionnaire (4.4.1). Une seconde limite porte sur les temps de réponse individuels (4.4.2). Une dernière limite concerne le modèle d'estimation choisi et la construction du score de connaissance (4.4.3). Nous discutons de ces limites et des perspectives de travail futures pouvant être effectuées dans cette section.

4.4.1 Difficultés à remplir le questionnaire d'expérience à choix discrets

Nous avons identifié les individus ayant rencontré des difficultés à effectuer leurs choix. Pour ce faire, nous avons créé une première variable de comptage recensant le nombre d'individus ayant eu des difficultés à répondre aux questionnaire. Nous en avons créé une deuxième recensant le nombre d'individus qui ont considéré la description des scénarii comme insuffisamment claire et compréhensible. Cela nous a permis d'identifier les scénarii considérés comme difficiles par les individus. Le tableau 4.18 présente ces données.

N°	**Types de difficultés**			**Choix du *statu quo***
	A répondre au questionnaire	Description des scénarii	Description des attributs	
1	3.66	3.66	5.56	0
2	5.13	4.47	2.47	8.33
3	4.21	4.07	4.94	8.33
4	5.13	4.47	2.47	8.33
5	3.66	4.47	3.70	0
6	4.21	4.07	4.94	8.33
7	3.66	4.47	3.70	0
8	3.66	4.47	3.70	0
9	5.13	4.47	2.47	8.33
10	3.66	4.47	3.70	0
11	3.66	3.66	5.56	0
12	5.13	4.47	2.47	8.33
13	5.13	4.47	2.47	8.33
14	4.21	4.07	4.94	8.33
15	3.66	3.66	5.56	0
16	3.66	4.47	3.70	0
17	3.66	4.47	3.70	0
18	5.13	4.47	2.47	8.33
19	3.66	3.66	5.56	0
20	4.21	4.07	4.94	8.33
21	3.66	4.07	5.56	0
22	4.21	3.66	4.94	8.33
23	4.21	4.07	4.94	8.33
24	3.66	3.66	5.56	0

Tableau 4.18 – Difficultés et choix systématique de la situation de *statu quo* par scénarii en pourcentage
Rappel de la constitution des blocs :
Scénarii du bloc 1 : 2, 4, 9, 12, 13 et 18
Scénarii du bloc 2 : 5, 7, 8, 10, 16, 17
Scénarii du bloc 3 : 1, 11, 15, 19, 21, 24
Scénarii du bloc 4 : 3, 6, 14, 20, 22, 23

Tous les scénarii des différents blocs ont posé des difficultés de compréhension aux individus. La description des scénarii n'est pas considéré comme suffisamment claire et compréhensible, de façon majoritaire, pour tous les scénarii composant le bloc 1 et 2. La description des attributs était la même : les mêmes logos et descriptifs ayant été utilisés. Pourtant, ce sont les scénarii du bloc 3 qui ont été considérés comme les moins clairs et les moins compréhensibles comparativement aux autres. Dans ce bloc, le scénario n° 1 cumule les trois types de difficulté. Ce scénario apparait au tout début du questionnaire ; ce qui peut expliquer ces difficultés.

Nous avons également créé une variable de comptage pour identifier les scénarii pour lesquels le *statu quo* a été le plus choisi. Le choix systématique de ce dernier nous indique également que ceux sont les scénarii du bloc 1 et du bloc 4 qui sont concernés.

Variable	Obs	Moy.	Std. Dev.	Min	Max
Individus cumulant les 3 difficultés	12	1150.706	365.8833	641.55	1627.96
Autres individus	299	896.377	523.9023	199.62	4063.11

Tableau 4.19 – Temps de réponse des individus en fonction de leur difficulté à répondre au questionnaire d'expérience à choix discrets

Cependant, le choix du *statu quo* reste minoritaire dans le cadre de notre DCE. La proportion d'individus ayant considéré le questionnaire difficile, de même que le descriptif des scénarii et des attributs est également relativement faible (13 individus ; soit 3.84 %). Ces individus pourraient éventuellement être écartés de l'analyse. Toutefois, leur temps de réponse est plus élevé que le reste de l'échantillon, comme l'indique le tableau 4.19, même si le test de comparaison des moyennes indiquent que cette différence n'est pas significative.

4.4.2 Temps de réponse

Le temps de réponse consacré au questionnaire du DCE est relativement court comme le montre le données du tableau 4.20. Il est en moyenne d'un peu plus de cinq minutes pour l'intégralité du module. Il est d'une trentaine de secondes par choix en moyenne (cf. tableau 4.6). Cette durée de passation parait insuffisante compte-tenu des arbitrages à effectuer entre les différents scénarii.

Module concerné	**Temps moyen**	**Écart-type**	**Min**	**Max**
Temps introduction	33.11508	52.74062	6.4	694.19
Temps expérience à choix discrets	306.79712	498.20259	32.1	7092.35
Temps module pollution du sol	96.22071	172.274	11.08	2373.14
Temps module friche urbaine	329.933	291.0922	68.7	2869.31
Temps module socio-démographique	98.96357	65.10899	37.64	911.14
Temps remerciements	42.24766	104.7483	2.09	1060.5
Temps total	906.1903	520.5827	199.62	4063.11

Tableau 4.20 – Temps de réponse des différents modules - passation en ligne

Le temps de réponse est un élément permettant d'estimer le nombre et la qualité des données récoltées. Des études mettent ainsi en corrélation la durée du questionnaire avec le taux de réponse (Galesic et Bosnjak, 2009, Herzog et Bachman, 1981, Kaplowitz *et al.*, 2004, Yan et Tourangeau, 2008). De plus, le temps de réponse a un impact significatif sur la contribution à un bien public (Lohse *et al.*, 2017). De plus, les résultats de la littérature récente en économie expérimentale montrent, en général, que le temps de réponse a un impact positif sur

les comportements prosociaux Grimm et Mengel (2011), Lohse *et al.* (2017), Neo *et al.* (2013), Piovesan et Wengström (2009), Rand *et al.* (2012) ; à l'exception de Andersen *et al.* (2018). Les explications avancées reposent sur la théorie duale du système cognitif de pensée (Kahneman, 2012, Stanovich et West, 1998). Des éléments d'explication sont apportés par la théorie du double système de pensée (Kahneman, 2012, Stanovich et West, 1998) : plus les individus font appel à leur second système de pensée, c'est-à-dire à un raisonnement réfléchi, calculatoire, et logique, et plus la contribution à un bien public augmente (Lohse *et al.*, 2017). Dans notre cas, compte-tenu du faible temps de réponse pour chaque scénarii, la disposition à payer estimée relèverait davantage du premier système de pensée, c'est-à-dire d'un système intuitif ; et serait donc probablement plus faible que si les individus avaient pris davantage de temps pour comparer les différents scénarii. Il serait donc intéressant dans de futurs travaux d'approfondir l'impact du temps de réponse sur la disposition à payer des individus dans le cas d'un DCE.

4.4.3 Autres limites

Notre enquête repose sur des données déclarées. De nombreuses études montrent l'existence d'un biais hypothétique (Bertrand et Mullainathan, 2001, Broadbent *et al.*, 2010, Fifer *et al.*, 2014, Johansson-Stenman et Svedsäter, 2008) amenant les individus à surestimer ou sous-estimer leurs dispositions à payer dans le cadre d'expériences à choix discrets. En effet, les résultats obtenus ne correspondent pas toujours aux comportements réels, observables, car les réponses fournies par les individus n'impactent pas leur niveau de bien-être. Nous avons cherché à limiter ce biais en interrogeant un échantillon de la population d'étude directement concerné par un problème de FUP sur leur commune.

Le choix du modèle conditionnel logit est critiquable en raison de l'hypothèse d'indépendance des alternatives non pertinentes (*independance from irrelevant alternatives*. Cette propriété implique que le rapport des probabilités de choix entre deux alternatives est indépendant de l'introduction ou de la suppression d'une autre alternative. Il serait intéressant d'introduire les caractéristiques socio-démographiques, et les interactions dans notre modèle, et de recourir à d'autres modèles économétriques afin de conforter et affiner davantage nos résultats (Hole, 2007, Lancsar *et al.*, 2017).

Par ailleurs, nous avons identifié des questions factuelles pouvant être posées afin d'évaluer la connaissance des friches urbaines contaminées. Les réponses à plusieurs de nos questions étaient disponibles en ligne, et notamment sur BASOL. La méconnaissance des individus de cette base de données ne semble pas avoir introduit de biais dans nos résultats. Ces derniers attestant d'un niveau de connaissance faible sur ces thématiques. Toutefois, la façon dont nous avons pondéré les différentes variables du score peut être critiquable : le même poids ayant été donné pour chaque module. Il pourrait être intéressant de vérifier la robustesse de notre indice en combinant d'autres approches de sélection des variables, et de pondération comme cela a par exemple été effectué dans d'autres études (Sicsic *et al.*, 2014).

Enfin, les communes sur lesquelles ont été administré le questionnaire, et l'échantillon d'étude ne sont pas représentatifs de la population française et des friches urbaines ; même si les caractéristiques de ces friches urbaines diffèrent et reflètent la diversité des situations actuelles en France. Nos résultats ne peuvent donc pas être généralisés. Nous observons cependant une meilleure connaissance relative à la FUP sur les communes rurales[28]. Il serait intéressant d'étu-

[28]Selon l'INSEE, une commune rurale est une commune n'appartenant pas à une unité urbaine. Cette notion repose sur la continuité du bâti et le nombre d'habitants. Une unité urbaine est une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions)

dier la façon dont l'information concernant les mesures de gestion de la friche s'effectue sur ces cinq communes. Pour ce faire, il pourrait être intéressant de compléter notre étude par une analyse de la médiatisation de ces friches urbaines. En outre, cela nous permettrait d'identifier quels types d'informations sont rapportées par les médias, et dans quelles mesures ces dernières sont comprises par les riverains.

4.5 Conclusion et apports du chapitre

Deux questions sont posées dans ce chapitre. La première concerne le degré de connaissance des riverains des FUP. La deuxième porte sur leurs préférences pour différents réaménagement possibles de ce type de site. Pour ce faire, nous avons élaboré et administré un questionnaire d'enquête à destination des riverains. Nous l'avons administré sur cinq communes impactées par une FUP : Angers, Canet, Castelnau-le-Lez, La Possonnière, et Mauges-sur-Loire. Le choix de ces communes nous a permis de refléter la diversité des types de friches urbaines en France. Nous avons récoltés 338 réponses complètes.

Nous avons analysé la connaissance individuelles des friches urbaines à l'aide de deux modules de questions. Le premier porte sur la connaissance générale de la contamination des sols. Le second traite plus spécifiquement de la friche urbaine sur la commune concernée. Les résultats indiquent que les individus méconnaissent la pollution du sol et ses éventuelles conséquences. Au-delà de la connaissance des régions les plus impactées par une FUP, et des contaminants qui peuvent y être recensés, les individus méconnaissent les milieux pouvant être impactés. À peine plus de la moitié des individus interrogés dans notre échantillon estime que la contamination des sols peut également affecter les eaux superficielles et souterraines et l'atmosphère. Il n'est donc guère surprenant que moins d'un tiers des individus aient conscience que cette contamination peut les affecter aussi bien par ingestion, que par inhalation, ou par voie cutanée. Un effort d'information doit donc être effectué afin de sensibiliser les individus aux effets induits par ce type de pollution. Cet effort de communication publique doit être accentué en fonction des pratiques (exploration urbaine par exemple) et des usages des riverains locaux (jardinage par exemple).

Par ailleurs, les individus interrogés méconnaissent les modalités de gestion et de traitement de la pollution du sol mises en œuvre sur la friche polluée par laquelle ils sont impactés. Peu d'individus connaissent BASOL. Il s'agit pourtant d'une base de donnés publiques permettant d'obtenir des informations sur les SSP recensés sur leur commune. Les individus ne connaissent pas les modalités d'intervention de l'ADEME ; en particulier dans le cas de la gestion de sites orphelins. L'information concernant le rôle de l'ADEME, en particulier dans le cas de SSP, doit donc être améliorée. Les mesures de gestion du site, et l'ampleur de sa contamination doivent également être mieux identifiées par les individus. Ces dernières déterminent les usages pouvant être mis en œuvre dans le cadre du plan de gestion d'un SSP. Cela permettrait aux riverains de mieux comprendre le choix des aménagements mis en place, et la durée pour les réaliser. La mise en place d'une démarche participative permettrait d'améliorer le niveau d'information des riverains situés à proximité du site.

qui compte au moins 2 000 habitants. La Possonnière est définie commune une commune rurale du département du Maine-et-Loire. Depuis la fusion des communes (regroupement avec Saint-Florent-le-Vieil), Mauges-sur-Loire est considérée comme une commune urbaine isolée. Le site était situé sur la commune de Botz-en-Mauges qui comptabilisaient un peu plus de 800 habitants ; une proportion bien inférieure à La Possonnière. Les seuils utilisés pour caractériser une unité urbaine résultent de recommandations adoptées au niveau international. Ils ne sont pas toujours bien adaptés au contexte local. C'est pourquoi, nous considérons cette commune comme rurale. La liste des unités urbaines peut être consultée à cette adresse : `https://www.insee.fr/fr/information/2115018`

Élaboration de l'expérience à choix discrets

Identification des alternatives
- Non-labélisées
- Avec un *statu quo*

Identification des attributs
- Revue de la littérature
- Données d'enquêtes
- Dossiers de l'ADEME
- Illustrations systématiques des attributs reflétant leurs niveaux

Design de l'expérience - Procédure par bloc
- 4 versions du questionnaires
- Pré-testé en conditions réelles

Administration du questionnaire - Auprès des individus impactés au quotidien par une friche urbaine polluée
- Papier et en ligne

FIGURE 4.14 – Élaboration de l'expérience à choix discrets

Dans un deuxième temps, nous avons étudié les préférences individuelles pour différents scénarii de reconversion de friches urbaines. Pour ce faire, nous avons utilisé un plan d'expérience efficient à l'aide du logiciel Ngene. L'encadré 4.14 résume nos choix et la démarche poursuivie pour élaborer notre DCE.

Le choix de cette méthode nous a permis de disposer d'une flexibilité suffisante, sans être contraint par l'existant, à la différence de la méthode des prix hédonistes. Plus précisément, elle nous permet d'évaluer de façon *ex ante* des projets de reconversion de friches urbaines se rapprochant de conditions réelles, ou futures, de réaménagement.

Les résultats obtenus indiquent que les individus privilégient les projets ayant pour objectif d'aménager des espaces verts, et de maintenir ou de remémorer les activités pouvant témoigner du passé du site. Concernant, les modalités participatives, nos résultats montrent que si les individus souhaitent bien être impliqués dans les projets de réaménagement s'effectuant sur leur commune, la modalité privilégiée est la consultation. Nous montrons dans la partie qui suit comment mettre en place concrètement une démarche participative dans le cas de la reconversion d'une FUP.

Conclusion de la deuxième partie

Cette partie a donné des éléments de réponses concernant les représentations, perceptions, et préférences individuelles des riverains impactés par la présence de friches urbaines polluées sur leur commune de résidence ou d'habitation. Elle fournit également des réponses concernant le niveau de connaissances individuelles vis-à-vis de la contamination des sols, et de la gestion des friches urbaines polluées. La figure 4.15 résume les principaux aspects étudiés dans cette partie.

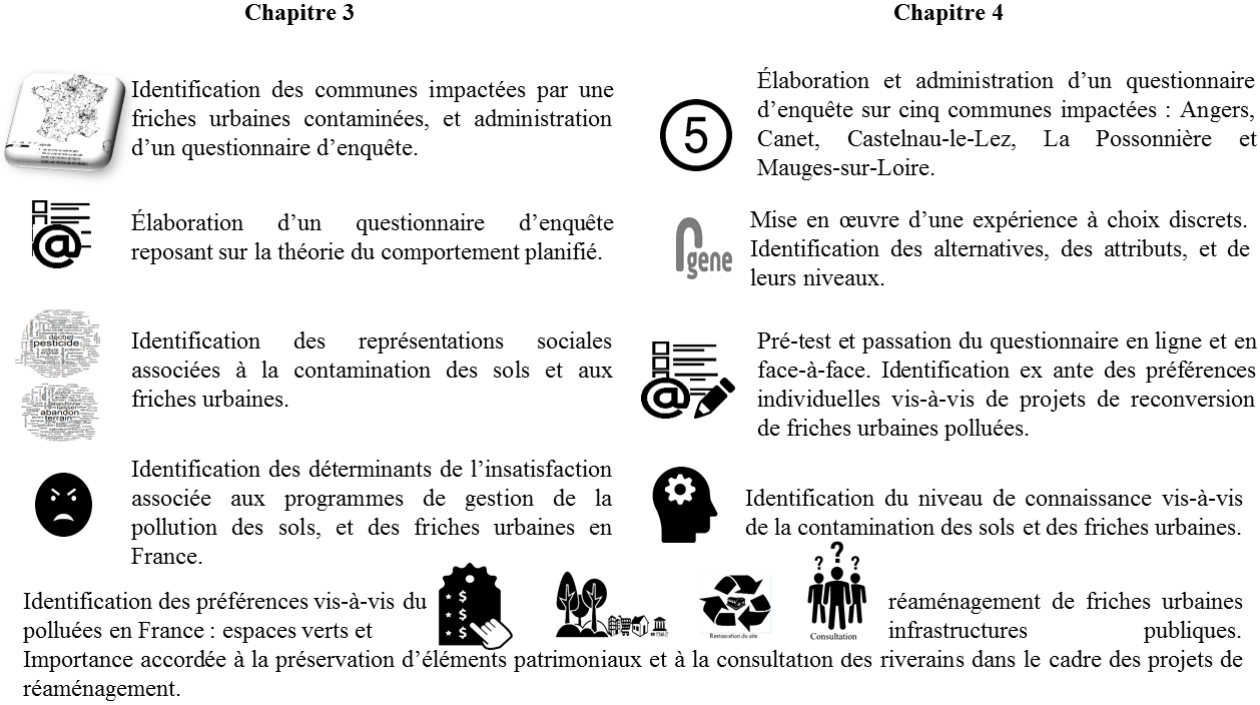


FIGURE 4.15 – Éléments étudiés dans la deuxième partie

Pour ce faire, deux enquêtes ont été élaborées et administrées auprès des riverains résidant sur une commune impactée par une friche urbaine polluée au minimum. En interrogeant les individus directement concernés et en élaborant un questionnaire d'enquête à partir de la théorie du comportement planifié nous avons minimisé le biais hypothétique.

Nos résultats indiquent qu'au niveau individuel, ce sont les projets de reconversion en espaces verts, ou dont les usages futurs seraient publics qui sont préférés. Ils indiquent également l'importance accordée à la préservation, ou à la restauration, d'éléments à caractère historique ou patrimonial dans les projets de reconversion pouvant être mis en œuvre. Ils soulignent également que les riverains souhaitent être impliqués dans les projets de reconversion au moyen d'une consultation. Nous analysons dans la partie qui suit comment cette implication peut être mise en œuvre dans le cadre d'une démarche participative. Cette dernière nous permet par la suite de comparer les préférences individuelles, aux préférences collectives identifiées au moyen de méthodes qualitatives comme les groupes de discussion.

Troisième partie

Promouvoir la participation dans le cadre de la reconversion de friches urbaines polluées en France

Cette partie porte sur la mise en œuvre d'une démarche participative appliquée dans le cadre de projets de reconversion de FUP. Cette démarche vise à améliorer les choix de gestion de ce type de foncier, et leur acceptabilité auprès des parties prenantes.

Elle se compose d'un premier chapitre de cadrage faisant un état des lieux réglementaire sur la participation du public dans les projets de reconversion de friches urbaines en France. Nous constatons que si la participation répond à un impératif légal, rien n'indique quelles formes peuvent prendre les démarches participatives. Il en résulte une multitude de pratiques possibles. Face à cette diversité, nous identifions les prérequis qui doivent être respectés afin qu'une telle démarche soit effective dans le cas de sites pollués. Plus précisément, nous montrons qu'il convient d'informer et de former les populations locales à ce type de démarche. Cela nécessite d'expliciter les dispositifs et les méthodes participatives employées auprès des parties prenantes. Nous montrons également qu'il est nécessaire de sensibiliser ces dernières aux difficultés et contraintes particulières que soulèvent la reconversion de FUP.

Une fois ces prérequis identifiés, nous précisons et justifions le choix d'une démarche participative multicritère d'aide à la décision dans le cas de la reconversion d'une FUP dans un second et dernier chapitre. Nous montrons comment cette dernière a été mise en œuvre dans le cas de la FUP de l'Alleud située sur la commune de La Possonnière, dans le département du Maine et Loire, en France. Une fois les parties prenantes définies et identifiées à partir d'une analyse historique et documentaire, nous appliquons les pré-requis précédemment identifiés dans le cadre de notre démarche participative. Cela nous permet de sensibiliser les riverains aux problématiques découlant de la contamination du sol, et ayant un impact sur les projets de ré-aménagement futurs. Les projets les plus consensuels sont également identifiés et explicités aux parties prenantes dans le cas de notre démarche.

Cette troisième partie donne ainsi des éléments de réponse à la quatrième question de recherche formulée dans cette thèse :

Sur quels critères et à partir de quels outils et méthodes d'aide à la décision est-il possible de fonder une démarche d'évaluation participative des projets de reconversion de friches urbaines ?

Chapitre 5

La participation dans le cas de la reconversion de friches urbaines polluées en France

L'entrée dans la société du risque avec la médiatisation de certains scandales sanitaires[1], environnementaux[2], mais aussi de conflits urbains[3], et les évolutions économiques et sociales de ces dernières années ont contribué à une démultiplication des parties prenantes (Barbier et Larrue, 2011, Décider ensemble et Horisis Conseil & Management, 2014), individus ou groupes d'individus impactés, directement ou non, et de façon positive ou négative, par une décision ou un projet (English *et al.*, 1993, Freeman, 1984). Ainsi, les évolutions sur la durée et la flexibilité du travail laissent davantage de temps aux individus souhaitant s'impliquer dans la vie publique locale (Gaspard *et al.*, 2011, Godard, 2007, Prouteau et Wolff, 2002, 2005). De plus, l'amélioration du niveau d'éducation et de formation, et l'utilisation croissante de nouveaux outils de communication permettent aux citoyens d'être davantage, et plus rapidement informés sur les sujets qui les concernent (Dahlgren *et al.*, 2012, Flichy, 2008, Vodoz, 2001).

Les dispositions réglementaires visant à introduire une démarche participative se sont considérablement accrus ces dernières années (5.1). Pour cette raison, différentes démarches participatives peuvent être mises en œuvre dans le cas de projets de réaménagement comme les friches urbaines (5.2). Si la nécessité de donner voix aux différentes parties prenantes, et de les informer est obligatoire au niveau légal, et répond également à une injonction de la part des parties prenantes (Harris Interactive *et al.*, 2017), le respect de ces procédures n'est pas suffisant à lui seul. En effet, rien n'indique quelles formes doivent prendre les processus participatifs. Il en résulte de nombreuses difficultés lors de la mise en place de telles démarches (5.3). Un certain nombre de conditions préalables et indispensables, doivent donc être réunies afin de pouvoir constater les bienfaits d'une démarche participative dans le cas de la reconversion de FUP, et la mettre ainsi concrètement en œuvre (5.4).

[1] En France, à titre d'exemple, il s'agit principalement, dans les années 1990, de l'affaire du sang contaminé, de la maladie de la vache folle (maladie de Creutzfeldt-Jakob), de l'hormone hypophysaire (connue sous le nom d'hormone de croissance) ; et plus récemment, à partir de 2010, du Médiator et de la Dépakine.

[2] À titre d'exemple, en France, il y a eu l'affaire de la décharge de Montchanin dans les années 1990, de l'usine Kodak à Vincennes à la fin des années 1990, et, en septembre 2017, des plaintes des parents d'élèves de l'école publique de Montreuil vis-à-vis des odeurs émises par la Société Nouvelle d'Eugénisation des Métaux.

[3] Il s'agit de désaccords sur la façon d'aménager un territoire (Villeneuve *et al.*, 2009) comme par exemple Notre-Dame-des-Landes en Loire-Atlantique, le barrage de Sivens dans le Tarn, et la ferme des milles vaches dans la Somme.

5.1 Les dispositions réglementaires en vigueur dans le cadre de la reconversion de friches urbaines

De nombreuses réglementations internationales et européennes ont vu le jour afin d'associer les citoyens aux décisions qui les concernent (5.1.1). En France, la participation dans le domaine environnemental est ainsi fondée sur des textes règlementaires qui étaient auparavant établis au niveau international ou européen. À cela s'ajoute des réglementations plus spécifiques à la gestion de SSP (5.1.2).

5.1.1 Réglementations relatives à la participation du public dans le domaine environnemental

La participation est un principe posé dans les textes internationaux (5.1.1.1) et européens (5.1.1.2). Toutefois, si le principe de la participation a le mérite d'être posé par ces textes, il n'est cependant pas juridiquement contraignant pour les États. Pour cette raison, les réglementations nationales rendent cette démarche obligatoire sur le plan juridique (5.1.1.3).

5.1.1.1 La participation au niveau international

Au niveau international, la concertation dans le domaine environnemental est principalement consacrée par deux textes règlementaires. Le premier est la déclaration des Nations Unies sur l'environnement et le développement qui s'est tenu du 3 au 14 juin 1992 à Rio (dite Déclaration de Rio), et le second est la Convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel, et l'accès à la justice en matière d'environnement (dite Convention d'Aarhus) signée le 25 juin 1998. Nous détaillons un peu plus précisément le contenu de ces deux textes dans les paragraphes qui suivent.

Dans la Déclaration de Rio, la participation du public apparait dans le dixième principe. Ce principe stipule que « la meilleure façon de traiter les questions d'environnement est d'assurer la participation de tous les citoyens concernés, au niveau qui convient. Au niveau national, chaque individu doit avoir dûment accès aux informations relatives à l'environnement que détiennent les autorités publiques, y compris aux informations relatives aux substances et activités dangereuses dans leurs collectivités, et avoir la possibilité de participer aux processus de prise de décision. Les États doivent faciliter et encourager la sensibilisation et la participation du public en mettant les informations à la disposition de celui-ci. Un accès effectif à des actions judiciaires et administratives, notamment des réparations et des recours, doit être assuré. »

Dans le cadre de la Convention d'Aarhus, la participation est inscrite aux articles 6 et 7. Ces articles encouragent l'accès à l'information des parties prenantes et soulignent son importance comme prérequis indispensable à toute démarche participative. Plus précisément, l'article 6 prévoit la participation du public aux décisions relatives à des activités particulières, potentiellement dangereuses sur l'environnement et/ou la santé humaine, définies dans l'annexe I.

Cette annexe recouvre différentes activités industrielles : les raffineries de pétrole ou de gaz, les centrales thermiques, les cokeries, et les centrales nucléaires dans le domaine de l'énergie par exemple ; mais aussi les infrastructures de production et de transformation des métaux, ou de minerais, les industries chimiques, ou encore les infrastructures de traitement des déchets et des eaux usées. L'article 7, quant à lui, prévoit la participation du public sur les plans et programmes environnementaux. Ainsi, l'ensemble des activités industrielles sont donc concernées.

Ces deux textes internationaux constituent les fondements de la participation du public dans le domaine environnemental en France. En effet, la Déclaration de Rio a été ratifiée en France le 20 juin 1994, et la Convention d'Aarhus, quant à elle, a été ratifiée avec le décret n° 2002-1187 le 12 septembre 2002.

Cependant, ils ne précisent pas les modalités de mise en œuvre de ces démarches de façon concrète. Les réglementations européennes complètent et précisent les principes énoncés par ces deux textes.

5.1.1.2 La participation au sein de l'Union-Européenne

Au sein de l'Union-Européenne, la participation dans le domaine environnemental est précisée dans différentes directives européennes.

Nous pouvons, tout d'abord, évoquer l'article 2 de la directive 2003/35/CE du 26 mai 2003. Cet article promeut la participation du public lors de l'élaboration de certains plans et programmes relatifs à l'environnement. Ces derniers ont été définis par le législateur européen par la directive 2001/42/CE relative à l'évaluation environnementale des plans et programmes. Il s'agit des « plans, schémas, programmes et autres documents de planification élaborés ou adoptés par l'État, les collectivités territoriales ou leurs groupements et les établissements publics en dépendant, ainsi que leurs modifications, dès lors qu'ils sont prévus par des dispositions législatives ou réglementaires, y compris ceux cofinancés par l'Union Européenne ». Cette notion a par la suite été reprise en droit français à l'article L. 122-4 du Code de l'Environnement depuis le 1er septembre 2016.

Nous pouvons également rappeler la directive 2003/4/CE du Parlement européen, et la directive du Conseil du 28 janvier 2003 qui transposent au niveau européen les règles définies dans la Convention d'Aarhus.

Plus récemment, ces règles ont été rappelée dans la directive 2014/52/UE du Parlement Européen et du Conseil du 16 avril 2014 modifiant la directive 2011/92/UE concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement. L'article 6 de la directive de 2014 prévoit d'assurer la participation effective du public concerné aux procédures de décision en leur délivrant, si nécessaire par des moyens électroniques, l'ensemble des informations environnementales.

Ces réglementations internationales et européennes ont le mérite de poser le principe de la participation du public dans le domaine environnemental. Cependant, elles se focalisent essentiellement sur le niveau informatif ; soit un niveau d'implication des parties prenantes relativement faible (Arnstein, 1969). En outre, aucun de ces textes est juridiquement contraignant. C'est pourquoi, les réglementations nationales ont rendu la participation obligatoire. Nous détaillons plus précisément, dans la section qui suit, la réglementation nationale française en matière de participation du public dans le domaine environnemental.

5.1.1.3 La réglementation française en matière de participation

En France, un des premiers textes réglementaires à initier une démarche participative dans le domaine environnemental est la loi n° 82-630 du 12 juillet 1983 relative à la démocratisation des enquêtes publiques et à la protection de l'environnement dite « loi Bouchardeau ». Elle s'applique pour tout aménagement, ouvrage et travaux ayant un impact sur l'environnement. Les articles 1 et 2 précisent les modalités de mises en œuvre de l'enquête publique incombant aux maîtres d'ouvrage[4]).

[4]L'article 1 précise ainsi que « la réalisation d'aménagements, d'ouvrages ou de travaux, exécutés par des personnes publiques ou privées, est précédée d'une enquête publique soumise aux prescriptions de la présente

Par la suite, la loi n° 85-729 du 18 juillet 1985 relative à la définition et à la mise en œuvre de principes d'aménagement institue également la mise en place d'une démarche participative. Elle rend la « concertation préalable à l'engagement de certaines opérations d'urbanisme » obligatoire (article L. 300-2 du code de l'urbanisme).

Cependant, ces premières formes de participation intervenaient souvent à la fin du projet : au moment où les décisions étaient déjà prises (Blatrix, 2001). Or, la procédure de participation doit être effectuée le plus en amont possible de l'élaboration du projet ou d'un programme. En effet, à un stade plus aval de la procédure, notamment après les dépôts de demande d'autorisation ou d'approbation par l'autorité compétente, les discussions risquent de porter sur des caractéristiques d'un projet déjà bien avancé dans son élaboration.

Pour cette raison, des mesures réglementaires visant à faire participer la société civile en amont des projets ayant une incidence sur l'environnement ont été instituées ces dernières années. Ces réglementations regroupent principalement :

- La circulaire du 15 décembre 1992 relative à la conduite des grands projets nationaux d'infrastructures dite « circulaire Bianco ». Elle préfigure la mise en place de la Commission Nationale du Débat Public (CNDP). Il s'agit d'un organisme chargé de veiller au respect de la participation du public au processus d'élaboration des projets d'aménagement ou d'équipement d'intérêt national ayant des enjeux socio-économiques et environnementaux importants, comme, par exemple, les infrastructures de transports, les installation énergétiques, ou encore certains équipements industriels.

- La circulaire du 14 janvier 1993 dite « circulaire Billardon » expérimente pour la première fois une CNDP dans le cadre de projets d'ouvrages de lignes à haute tension.

- La loi n° 95-101 du 2 février 1995, dite « Loi Barnier », relative au renforcement de la protection de l'environnement, amorce la mise en place d'une démarche de concertation dans le cadre de SSP (4ème alinéa paragraphe II de l'article L. 110-1) en institutionnalisant la CNDP.

- La loi n° 99-533 du 25 juin 1999 d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire dite « loi Voynet » ; elle crée les conseils de développement locaux.

- La loi n° 2002-276 du 27 février 2002 relative à la démocratie de proximité rend la CNDP indépendante, et instaure également la création de conseils de quartier (rendus obligatoires pour les communes de plus de 80 000 habitants).

- La loi constitutionnelle n° 2005-205 du 1er mars 2005 relative à la Charte de l'Environnement institue le principe de la participation des citoyens. En particulier, l'article 7 précise que « toute personne a le droit, dans les conditions et les limites définies par la loi, d'accéder aux informations relatives à l'environnement détenues par les autorités publiques et de participer à l'élaboration des décisions publiques ayant une incidence sur l'environnement ». Cette loi constitue un des fondements législatifs et réglementaires à la participation du public dans le domaine environnemental (Monédiaire, 2011).

loi, lorsqu'en raison de leur nature, de leur consistance ou du caractère des zones concernées, ces opérations sont susceptibles d'affecter l'environnement. ». Le second article, quant à lui, spécifie les objectifs liés à la mise en œuvre d'une enquête publique : « l'enquête mentionnée à l'article précédent a pour objet d'informer le public et de recueillir ses appréciations, suggestions et contre-propositions, postérieurement à l'étude d'impact lorsque celle-ci est requise, afin de permettre à l'autorité compétente de disposer de tous éléments nécessaires à son information. »

- La loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (loi Grenelle 1).

- La loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (dite loi ENE et plus connue sous le nom de « loi Grenelle 2 ») simplifie les procédures d'enquêtes publiques et développe les modalités d'organisation de la participation du public.

- Le décret n° 2016-491 du 21 avril 2016 et l'ordonnance n° 2016-488 relatifs à la consultation locale sur les projets susceptibles d'avoir une incidence sur l'environnement.

- L'ordonnance n° 2016-1060 du 3 août 2016 portant réforme des procédures destinées à assurer l'information et la participation du public à l'élaboration de certaines décisions susceptibles d'avoir une incidence sur l'environnement.

- Le décret n° 2017-626 du 25 avril 2017 relatif aux procédures destinées à assurer l'information et la participation du public à l'élaboration de certaines décisions susceptibles d'avoir une incidence sur l'environnement et modifiant diverses dispositions relatives à l'évaluation environnementale de certains projets, plans et programmes.

Sans être spécifique à la gestion de FUP, ces différentes réglementations instituent la participation dans le domaine environnemental au niveau juridique.

Ainsi, le code de l'urbanisme prévoit deux types de concertation : la concertation obligatoire prévue aux articles L. 103-2 à L. 103-6, et la concertation facultative prévue à l'article L. 300-2. Cette dernière n'affranchit cependant pas les maîtres d'ouvrage des dispositions du code de l'environnement depuis l'adoption de l'ordonnance n° 2016-1060. En effet, depuis la réforme d'août 2016 de modernisation et de renforcement de la participation du public, deux ordonnances ont été adoptées. La première, date du 21 avril 2016, et crée la consultation locale des électeurs. La seconde, du 3 août 2016, définit les objectifs de la participation et les droits du public dans le cadre de cette participation. Cette seconde ordonnance comporte des avancées importantes en termes de participation, car elle prévoit la création d'un droit d'initiative permettant au public de demander l'organisation d'un débat public ou d'une concertation préalable sur certains plans, programmes, et projets de réformes de politiques publiques ayant un impact environnemental.

Ces ordonnances ont donc renforcé le dispositif et le principe juridique de la participation du public. Ce dernier a également été formalisé en 2016 avec la charte de la participation du public. Elle énonce les valeurs et les principes définissant le socle d'un processus participatif vertueux à travers quatre articles[5].

D'autres textes complètent également la mise en place d'une démarche participative dans le cas du ré-aménagement de FUP. Ces textes relèvent de la législation sur la gestion des SSP en France.

5.1.2 La réglementation applicable dans le cas de la reconversion de friches urbaines polluées

Dans le domaine des SSP, il existe un ensemble de mesures juridiques qui rendent l'information (5.1.2.1) et la mise en place de démarches de concertation obligatoires (5.1.2.2).

[5] `https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Charte_participation_public.pdf`

5.1.2.1 L'information dans le domaine des sites et sols pollués

L'information dans le cas de SSP est inscrite dans les lois du Grenelle 1 et 2, et plus récemment dans le cadre de la loi ALUR.

Tout d'abord, l'article 43 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009, plus connue comme la « loi Grenelle 1 », prévoit de croiser les bases de données des localisations des établissements accueillant des populations sensibles avec la base de données BASIAS, l'inventaire historique des sites industriels et activités de services[6].

En outre, le cadre d'information et de concertation des ICPE est également institué par l'article 247 de la Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010, dite « Grenelle 2 ». Cet article créé les Commissions de Suivi de Sites (CSS) dont les modalités de fonctionnement sont précisées dans le décret n° 2012-189 du 7 février 2012, et dans la circulaire du 15 novembre 2012. Les CSS se substituent aux Commission Locales d'Information et de surveillance (CLIS) pour les installations de traitement des déchets, et aux Comités Locaux d'Information et de Concertation (CLIC) pour les autres ICPE (hors nucléaires) qui étaient mis en place par la loi n° 2003-699 du 30 juillet 2003 relative à la prévention des risques technologiques et naturels et à la réparation des dommages dite « loi Bachelot ». Les CSS constituent ainsi une instance unique d'information et de concertation dans le cas d'ICPE en France[7].

Plus récemment, la loi ALUR, adoptée le 24 mars 2014, renforce l'information dont peuvent disposer les parties prenantes par la création des secteurs d'information sur les sols (SIS). En effet, l'article 173 de la loi ALUR modifie l'article L. 125-6 du Code de l'Environnement en prévoyant que : « l'État élabore, au regard, des informations dont il dispose, des secteurs d'information sur les sols qui comprennent les terrains où la connaissance de la pollution des sols justifie, notamment en cas de changement d'usage, la réalisation d'études de sols et de mesures de gestion de la pollution pour préserver la sécurité, la santé ou la salubrité publique et l'environnement. ». Ces SIS seront annexés aux documents d'urbanisme (troisième alinéa). En outre, à partir de ces SIS, une carte des anciens sites industriels et activités de services (CASIAS) sera mise en œuvre à l'échelle cadastrale (quatrième alinéa).

Ces dispositifs doivent améliorer l'information dont peuvent disposer les parties prenantes en complément des bases de données déjà existantes, comme BASOL ou BASIAS.

5.1.2.2 L'obligation d'impliquer les parties prenantes dans le cas de la gestion des sites et sols pollués

Depuis la loi Barnier de 1995 qui initiait la concertation dans le cas des SSP, les textes règlementaires du 8 février 2007 (Ministère de l'environnement du Développement Durable et de l'Énergie, 2007), et ceux d'avril 2017 (Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2017a,b), sur la gestion des SSP appellent à l'implication active du public directement concerné par les investigations de site, les mesures de réhabilitation, ou encore celles visant à réduire l'exposition.

[6]L'article 43 précise que : « L'inventaire des sites potentiellement pollués en raison d'une activité passée et son croisement avec l'inventaire des points de captage d'eau et lieux d'accueil des populations sensibles seront achevés en 2010, afin d'identifier les actions prioritaires. Un plan d'action sur la réhabilitation des stations-service fermées et des sites orphelins sera établi au plus tard en 2009. Les techniques de dépollution par les plantes seront de préférence utilisées. Afin de lutter contre les effets nocifs sur l'environnement des sites illégaux de stockage et d'exploitation de déchets, l'État renforcera son action de lutte contre ces sites ainsi que les sanctions administratives et pénales prévues par le code de l'environnement. »

[7]En dehors des activités nucléaires qui relèvent d'un autre régime.

Cependant, ces textes ne fixent pas les modalités précises pour mettre en œuvre ces démarches participatives. Celles-ci peuvent résulter de l'application de différentes recommandations en fonction des objectifs poursuivis (Hazebrouck *et al.*, 2008, Rey-Valette *et al.*, 2011). Pour cette raison, des guides méthodologiques ou état de l'art ont été élaborés afin de faciliter la participation des citoyens dans la reconversion de FUP en France (Hazebrouck *et al.*, 2008), mais aussi à l'étranger (Government of Western Australia, 2014, RESCUE Consortium, 2005, Santé Canada, 2000, US EPA, 2016).

Or, les guides méthodologiques et les référentiels actuels restent peu appropriés et appliqués par les acteurs (Arvai *et al.*, 2001, Linkov *et al.*, 2005). Pour cette raison, une récente méta-évaluation montre la nécessité d'introduire des démarches participatives dans le cas de la reconversion de sites pollués (Pediaditi *et al.*, 2010) qui incluraient en particulier l'ensemble des parties prenantes impactées (Dias-Sardinha *et al.*, 2012, Pollard *et al.*, 2004).

La participation du public dans le domaine environnemental en France est aujourd'hui permise par un grand nombre de procédures et de dispositifs comme le montre la frise chronologique 5.1 des principales évolutions réglementaires mises en place depuis le début des années 1980.

Si la participation du public est inscrite depuis le début des années 1980 dans le droit national français, elle trouve également son origine dans de nombreux textes internationaux comme la déclaration de Rio ou la Convention d'Aarhus. La réforme de 2016 constitue une importante avancée dans le domaine de la participation du public en instituant un droit d'initiative permettant l'organisation d'un débat public ou d'une concertation préalable dans les projets ayant un impact environnemental.

Toutefois, si la participation du public dans le domaine environnemental est rendue obligatoire, rien n'indique explicitement à ce jour quelles formes celle-ci doit revêtir (Bacqué *et al.*, 2005, Gaspard *et al.*, 2011, Mesnil *et al.*, 2011).. Ainsi, les textes actuels sont majoritairement focalisés sur des objectifs de moyens pouvant être mobilisés afin d'améliorer l'information des parties prenantes. Par ailleurs, l'article L. 300-2 du Code de l'urbanisme laisse aux porteurs de projet la liberté de définir les modalités de mise en œuvre de la concertation dans le cadre d'aménagements en zone urbaine.

5.2 Du continuum de pratiques possibles aux modèles de décision théoriques

La participation revêt une diversité de pratiques possibles lors de la mise en œuvre d'un projet ayant une incidence sur l'environnement comme le réaménagement de friches urbaines (5.2.1). De cette diversité découle quatre types de modèles théoriques de décision (5.2.2).

5.2.1 Une diversité d'application

Un ensemble de pratiques participatives est possible. Dans la littérature, ces dernières sont regroupées dans des typologies indiquant le degré croissant d'implication des parties prenantes dans la construction, et la mise en œuvre des projets. À chaque pratique peut correspondre un modèle de décision théorique.

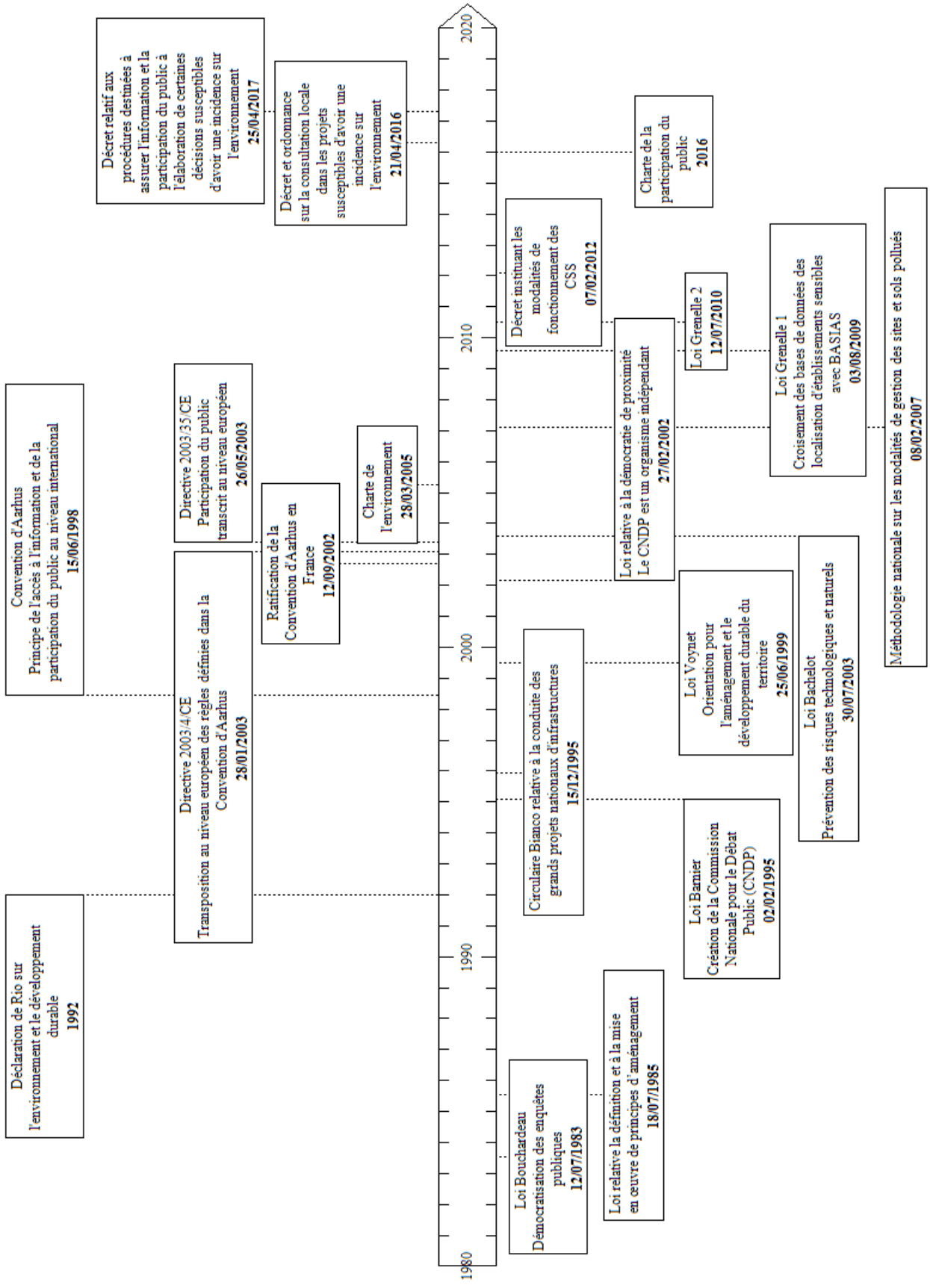


FIGURE 5.1 – Principales réglementations sur la participation du public applicables lors de la reconversion de friches urbaines polluées en France

Plusieurs procédures et processus, comme les réunions publiques, les charrettes participatives[8], les conférences de consensus, les sondages délibératifs[9], les groupes de discussions (Dale et English, 1999, English *et al.*, 1993, Slocum *et al.*, 2006), peuvent être employés. Une revue de la littérature sur les mécanismes participatifs utilisés au Royaume-Uni et aux États-Unis en recense ainsi plus d'une centaine (Rowe et Frewer, 2005).

Des typologies existent afin de clarifier l'ensemble de ces mécanismes (Arnstein, 1969, Green et Hunton-Clarke, 2003, Pretty, 1994, Rowe et Frewer, 2005).

La première typologie de processus participatifs à avoir été développée, et probablement la plus connue, est celle de la sociologue américaine Sherry Phyllis Arnstein à la fin des années 1960 (Arnstein, 1969).

Elle distingue six niveaux possibles de participation[10] (Arnstein, 1969).

1. L'information. Elle a pour objectif de porter à la connaissance de tous les différentes données et décisions relatives à un projet au moyen de stratégies de communication. Elle peut, par exemple, prendre la forme d'une réunion publique.

2. La consultation. Elle vise à recueillir l'avis de la population en laissant au maître d'ouvrage et au décideur la liberté de suivre ou non les avis émis. Elle peut prendre la forme d'enquêtes publiques par exemple.

3. La concertation. Il s'agit d'un processus de discussion organisé entre un ou plusieurs groupes de personnes, de représentants d'acteurs, qui échangent, négocient, et contribuent directement à l'élaboration d'un projet.

4. La participation. À la différence de la concertation, la participation vise à permettre l'implication de tous les usagers concernés qui en expriment le souhait à différentes étapes d'élaboration du projet ; elle ne se restreint pas uniquement aux habitants organisés en associations.

5. La coproduction. Elle permet aux habitants de participer à la réalisation des projets et à définir des solutions en collaboration avec les professionnels.

6. La codécision ou cogestion. Il s'agit d'un partage volontaire du pouvoir des élus avec les habitants.

7. L'autogestion ou autoconstruction consiste pour les habitants, utilisateurs, ou usagers, à décider directement eux-mêmes des projets, et à les réaliser.

Les classifications établies par la suite complètent l'ensemble de ces pratiques possibles en les adaptant aux objectifs poursuivis (Green et Hunton-Clarke, 2003, Ross *et al.*, 2002, Rowe et Frewer, 2005) et/ou au contexte dans lequel elles peuvent s'appliquer, comme par exemple, l'agriculture (Pretty, 1994) et l'aménagement du territoire (Raymond, 2009).

Ainsi par exemple, dans le domaine agricole, Pretty (1994) distingue sept niveaux de participation :

[8]Il s'agit d'un processus participatif conçu pour permettre à un groupe hétérogène d'individus de parvenir en quelques jours à un consensus (Slocum *et al.*, 2006, p. 33).

[9]Ils visent à obtenir une vision représentative de l'opinion publique sur un sujet donné afin de mieux guider le décideur public (Slocum *et al.*, 2006, p. 79).

[10]À noter que la typologie comporte initialement huit niveaux : la manipulation et l'éducation (*therapy*). Ces deux échelons ne permettent pas la participation des parties prenantes. Pour cette raison, ils ne sont pas davantage explicités.

1. La participation passive dans laquelle le public est informé de ce qui va se passer de manière unilatérale par le porteur de projet ou l'autorité publique.

2. La participation par la collecte d'informations afin de déterminer les attentes et les besoins des parties prenantes par l'intermédiaire de questionnaires ou d'enquêtes.

3. La participation par consultation qui permet aux parties prenantes d'émettre leurs avis et suggestions par rapport à un projet.

4. La participation en échange d'incitations matérielles.

5. La participation fonctionnelle où les individus se regroupent pour fixer certains objectifs par rapport au projet.

6. La participation interactive qui est un mécanisme de participation conjointe entre le public et le porteur de projet.

7. L'auto-mobilisation dans laquelle les individus de la sphère privée se mobilisent et prennent les décisions par rapport à un projet.

En ce qui concerne l'aménagement du territoire, Raymond (2009) distingue :

1. La sensibilisation du public ;

2. L'information ;

3. La consultation ;

4. La concertation définit comme étant la « préparation partiellement négociée d'une décision qui sera prise par une autorité administrative ou politique » ;

5. La co-construction de la décision ;

6. La gestion participative où « des représentants de la société civile participent aux instances de décisions et de suivi du projet aux côtés de représentants des autorités administratives ou politiques » ;

7. L'autogestion.

Les typologies des démarches participatives sont relativement nombreuses dans la littérature. Elles montrent toutes la diversité des processus participatifs.

En outre, elles présentent des similitudes entre elles. En effet, qu'elle que soit la typologie retenue, les mécanismes participatifs possibles peuvent être réduits à trois :

1. la communication-information ;

2. la consultation ;

3. la participation, entendue comme étant les procédures permettant la construction d'une vision commune du projet de reconversion de friche urbaine.

5.2.2 Les modèles de décisions théoriques sous-jacents

En fonction du porteur de projet, maîtres d'ouvrages, aménageurs, collectivités locales par exemple, et de la façon dont la démarche participative est menée, la décision finale sera mise en œuvre différemment. Pour décrire cette mise en œuvre, quatre modèles de décisions théoriques sont recensés par Armour (1999) et Mermet *et al.* (2004) :

1. le modèle Décider - Annoncer - Défendre (DAD),
2. le modèle Instituer - Délibérer - Éluder (IDE),
3. le modèle Proposer - Écouter - Requalifier (PER),
4. le modèle Concerter - Analyser - Choisir (CAC).

À chacun de ces modèles correspond un degré d'implication plus ou moins important pouvant être mis en correspondance avec les typologies précédentes.

On oppose généralement le modèle DAD au modèle CAC, car ces deux modèles reposent sur deux conceptions opposées.

Dans le modèle DAD, les porteurs de projet, après l'avoir décidé de façon unilatérale, l'annoncent, pour des raisons financières, réglementaires, et administratives, et le défendent face aux parties prenantes pouvant potentiellement le remettre en cause.

Le modèle DAD est ainsi considéré comme un processus technocratique, rationaliste, bureaucratisé, et autocratique (Armour, 1999). Il est technocratique, car il est dominé par les scientifiques et les ingénieurs. Il est rationaliste dans la mesure où la décision est principalement établie à partir de résultats scientifiques, et exclut de ce fait les résultats pouvant provenir d'autres sources d'information comme les populations locales. De plus, la nécessité de se conformer aux procédures administratives et aux normes d'efficacité managériale rend ce modèle bureaucratique. Enfin, étant donné que ce modèle abouti à l'imposition de la décision par le forçage du projet, ce modèle est autocratique.

Ce modèle peut être appliqué en réponse à des situations d'urgence ne nécessitant pas de consensus. Il souffre, toutefois, d'une limite majeure : il repose sur le fait qu'un décideur unique connait l'ensemble des enjeux et des objectifs découlant d'un projet. Or, les interactions parfois conflictuelles entre le porteur de projet et les habitants potentiellement affectés tendent à montrer que ce n'est pas le cas (Dziedzicki, 2015, Mermet *et al.*, 2004, Plottu, 2005). De plus, ce type de décision offre une faible adaptation et une faible ouverture démocratique.

À l'inverse dans le cadre du modèle CAC, le processus n'est plus structuré par l'offre, mais par la demande, c'est-à-dire par les parties prenantes.

Dans ce type de modèle de décision, on commence tout d'abord par la concertation de l'ensemble des parties prenantes ; ce qui leur permet d'analyser les contraintes et les enjeux possibles, afin de pouvoir se concerter pour choisir la solution la plus appropriée (Mermet *et al.*, 2004).

Ce modèle s'inspire des modèles de décision néerlandais. Il offre davantage de flexibilité et d'ouverture démocratique. Le processus CAC permet d'avoir une vision globale du problème et des solutions possibles. Il constitue un modèle de décision participatif considéré comme idéal (Dziedzicki, 2015).

Entre ces deux modèles théoriques, on distingue les modèles IDE et PER. Le modèle IDE se rapproche de la conception du modèle DAD. En effet, il amène les porteurs de projet à imposer

leurs points de vue, et leur décision en éludant dans les débats les objections ou réserves potentielles.

Le modèle PER, quant à lui, amorce le début d'un processus de décision participatif. Toutefois, le processus de décision reste dirigé par les porteurs de projet. Ces derniers agissent cependant en connaissance de cause en recueillant les avis, et donc les attentes des parties prenantes. Si celles-ci ne correspondent pas au projet initial, ils peuvent l'abandonner, ou faire les modifications nécessaires.

Pour conclure, ces typologies et ces modèles impliquent que les différentes formes de mécanismes participatifs constituent des catégories séparées les unes des autres (O'Faircheallaigh, 2010). En outre, le premier niveau, la communication-participation, est souvent considéré comme mineur dans le sens où il s'agit du niveau de participation le plus faible. Par opposition, les modèles de décision de type CAC, et les processus visant à une co-production de la décision sont considérés comme des idéaux à atteindre ; ce que résume la figure 5.2 qui représente les principales typologies et modèles de décisions sur la participation du public à partir de la revue de la littérature effectuée.

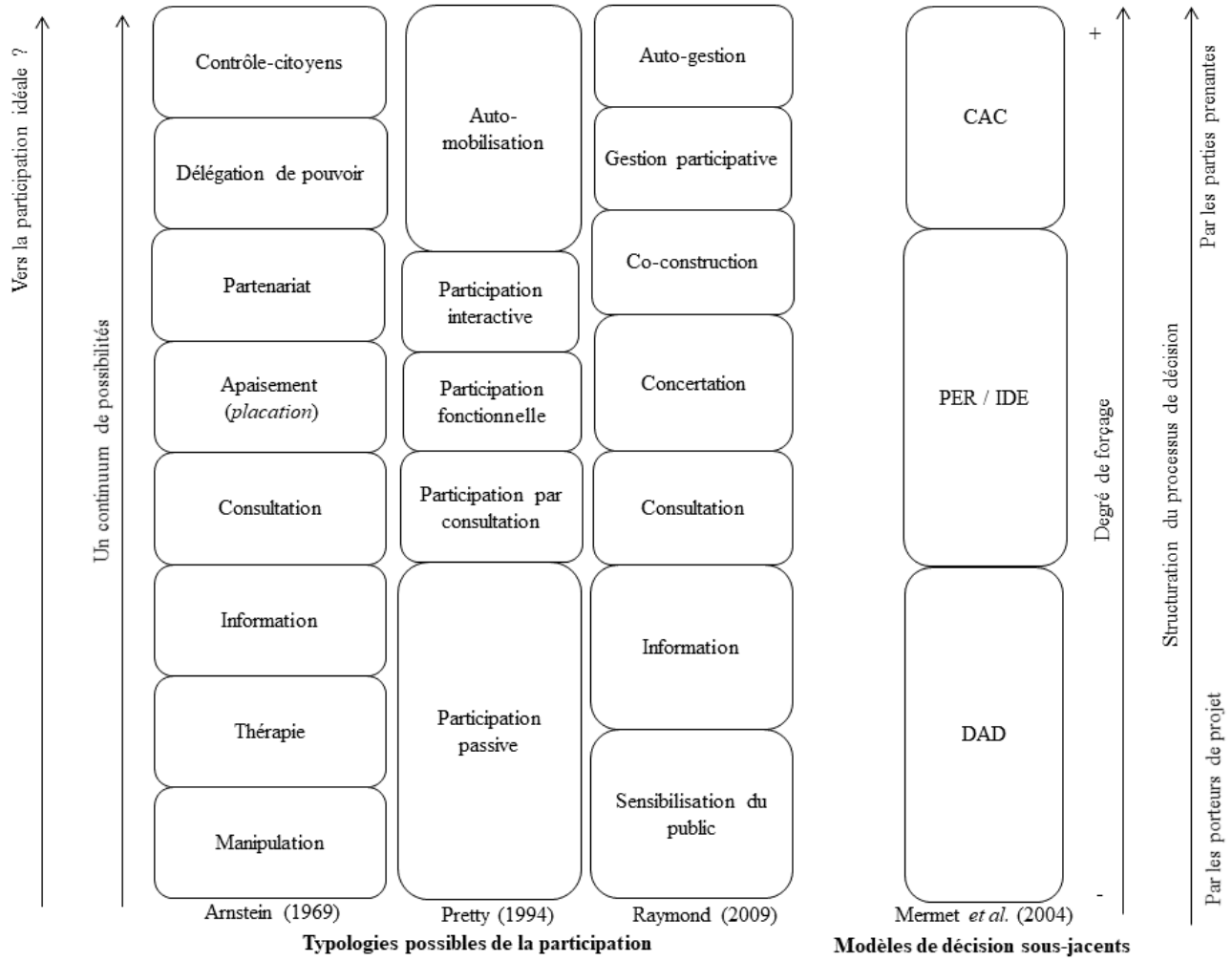


FIGURE 5.2 – Vers la participation idéale ?

Cependant, le premier niveau, l'information des parties prenantes, est pourtant fondamental en tant quel tel. En effet, sans ce premier niveau, il est impossible de bâtir solidement les autres niveaux d'implication. Cela nécessite d'accorder une attention particulière aux supports et aux langages mobilisés afin de diffuser une information accessible et compréhensible par

le plus grand nombre. L'utilisation de plateformes multimédias mobilisant les technologies de l'information et les réseaux sociaux par exemple facilitent la compréhension et la circulation des informations (Pereira *et al.*, 2003).

De plus, ces typologies supposent également que la participation idéale correspondrait au degré le plus élevé sur l'échelle d'Arnstein. Or, pour certains auteurs, il n'y a pas de forme participative idéale étant donné que l'implication des parties prenantes dépend des caractéristiques spécifiques à la nature du projet étudié (Runhaar et Driessen, 2007). Elles n'indiquent également rien sur les moyens permettant de mettre en œuvre, et de réussir un processus participatif. En effet, les questions de savoir qui doit participer, et selon quelles modalités restent débattues dans la littérature (Doelle et Sinclair, 2006, Glicken, 2000, Glucker *et al.*, 2013, Hartley et Wood, 2005, Stewart et Sinclair, 2007). C'est pourquoi, les porteurs de projet ont des difficultés à initier et mettre en œuvre les démarches participatives nécessaires et adéquates dans le cas de la reconversion de FUP (Hazebrouck *et al.*, 2008).

5.3 Obstacles, pre-requis et bienfaits attendus des démarches participatives

Nous détaillons dans cette section les principaux obstacles à la mise en œuvre d'une démarche participative (5.3.1). De ces obstacles découlent les prérequis à respecter (5.3.2.2) afin de pouvoir obtenir les bienfaits attendus d'une démarche participative (5.3.3).

5.3.1 Les obstacles à surmonter dans la mise en œuvre de démarches participatives

Nous mettons en évidence trois catégories d'obstacles à la mise en place de démarches participatives à partir de la revue de la littérature. Ces obstacles concernent la définition et l'obtention de l'intérêt général (5.3.1.1), la représentativité des participants (5.3.1.2), et la présence de jeux de pouvoirs ayant pour conséquence que les parties prenantes, en particulier les plus faibles, c'est-à-dire celles qui ne sont pas familiarisées avec les démarches participatives, ne parviennent pas à exprimer leur position (5.3.1.3).

5.3.1.1 La définition et l'obtention de l'intérêt général

La mise en place d'un processus participatif suppose que les individus abandonnent leurs intérêts personnels pour œuvrer vers un objectif commun. Or, un même acteur recouvre différents statuts. En fonction de ces derniers, les intérêts individuels et collectifs diffèrent (Claeys-Mekdade, 2001, Le Floch, 2011, Mill *et al.*, 2007). Il n'est donc pas évident que les parties prenantes adoptent un comportement participatif œuvrant pour l'intérêt commun. Ces attitudes individualistes sont souvent désignées, de manière réductrice, par l'acronyme NIMBY (*Not In My Back Yard*). Toutefois, derrière ces oppositions locales, il se cache une multitude de comportements, d'attitudes, et de perceptions individuelles (Ansolabehere et Konisky, 2009, Jacquet, 2012). Ainsi, les oppositions locales peuvent être le reflet d'un comportement conservateur c'est-à-dire d'une volonté individuelle de maintenir l'état initial (Buchecker *et al.*, 2003, Devine-Wright, 2013, Sauvée, 2004). À titre d'exemple, une étude sociologique sur la mise en place du projet de ligne à grande vitesse entre Paris et Rennes, réalisée en 2004, montre l'existence d'une catégorie d'individus opposés à un projet qui bouscule leurs repères et leurs habitudes (Sauvée, 2004, Sauvée, 2000). En effet, pour ces individus, le milieu environnant

constitue « un repère sécurisant, car familier, une garantie de stabilité et d'immuabilité dont les individus ont besoin » (Sauvée, 2004, p. 6).

Le sentiment d'appartenance territoriale contribue également à générer des oppositions locales (Buchecker *et al.*, 2003, Devine-Wright, 2009, 2013, Devine-Wright et Howes, 2010, Wester-Herber, 2004). L'analyse des attitudes individuelles à l'égard des installations éoliennes, par exemple, est assez révélatrice de l'influence que peut avoir le sentiment d'appartenance territoriale dans la genèse d'un conflit. En effet, les individus peuvent être favorables à ce type d'installations, bénéfiques au niveau de l'intérêt général, mais y être opposés dès lors qu'il s'agit d'en installer à proximité de leur lieu de résidence afin de préserver leur intérêt individuel (Devine-Wright, 2007). En outre, l'opposition locale de riverains par rapport à un projet peut également résulter de préoccupations en termes d'équité et de justice environnementale et donc d'une volonté de préserver l'intérêt général (Michaud *et al.*, 2008, Wolsink, 2007).

Par ailleurs, dans le cas de projets modifiant le paysage, l'identité territoriale peut constituer un frein à la participation en ostracisant les individus souhaitant initier un changement (Buchecker *et al.*, 2003).

5.3.1.2 La représentativité

Une deuxième difficulté à mettre en place des démarches participatives concerne la représentativité des participants (Laurian, 2004). Certaines catégories peuvent se retrouver exclues du processus participatif. En effet, plusieurs études montrent que les participants sont plus souvent des hommes (Palacios *et al.*, 2015, Raibaud, 2015), des retraités, et des individus appartenant aux cadres ou professions intellectuelles supérieures (Denier-Pasquier, 2006). Les personnes ayant des revenus modestes et/ou un niveau d'éducation faible sont souvent moins bien représentées.

De plus, la temporalité de la participation peut également amener à ne pas obtenir la représentativité souhaitée. En effet, les démarches participatives sont organisées dans des heures qui ne correspondent pas toujours aux disponibilités des différentes parties prenantes (Décider ensemble et Horisis Conseil & Management, 2014).

L'utilisation des outils informatiques, et notamment de sites internet recueillant l'avis des parties prenantes, permet en partie de remédier à ce problème en facilitant la prise de parole à tout moment et de manière anonyme. Cela permet également d'élargir les publics potentiels sous réserves que les individus possèdent un accès internet.

Toutefois, ces moyens ne se substituent pas aux échanges directs entre les parties prenantes qui peuvent permettre d'expliciter les enjeux de la démarche. Pour cette raison, il est parfois nécessaire d'aller à la rencontre des parties prenantes en tenant ces réunions dans les lieux qu'elles ont l'habitude de fréquenter : librairies, écoles, centres de soins, ou encore laveries par exemple.

5.3.1.3 Les jeux de pouvoir existants

Un troisième et dernier obstacle majeur à la mise en place de démarches participatives se rapporte aux jeux de pouvoir. En effet, la participation peut renforcer les positions et les intérêts individuels de certains acteurs (Beuret et Cadoret, 2014). C'est ce qui se produit par exemple lorsqu'un porteur de projet exploite de fortes asymétries de pouvoir et/ou d'information à son avantage pour surmonter les oppositions et imposer son projet sans apporter de réponses aux objections émises par les parties prenantes (Mermet *et al.*, 2004). La décision peut ainsi se retrouver dans les mains de porteurs de projets persistants à ignorer les rapports de force existants ; ce qui correspond aux modèles de décision DAD ou IDE.

De plus, l'adaptation du processus aux participants n'est pas suffisante car elle risque de reproduire les relations et rapports de force qui prévalaient auparavant (Lussier, 2013).

En outre, certains acteurs en position d'autorité peuvent mal réagir au fait que leurs prérogatives soient restreintes, ou remises en question par une approche participative qui force dans une certaine mesure le partage du pouvoir.

Enfin, la pression sociale jouée par les autres membres de la collectivité peut également amener les individus à ne pas prendre part aux décisions territoriales (Buchecker *et al.*, 2003).

La mise en place d'un processus participatif revêt donc deux formes potentiellement antagonistes. Elle peut être à la fois une aide à la décision en étant un lieu d'aide à l'élaboration des politiques publiques, mais aussi un processus de légitimation de la décision en facilitant l'acceptation de politiques déjà décidées par le porteur de projet. Cela se produit notamment lorsque le cadre des négociations est déterminé par le maître d'ouvrage ou l'autorité publique, et que l'implication des populations est limitée dans le temps.

Pour remédier à ces limites potentielles, un certain nombre de conditions préalables doivent être réunies. Nous les présentons dans la section qui suit.

5.3.2 Les prérequis nécessaires à la mise en place de démarches participatives

Il n'existe pas de recette « à priori » de la démarche participative idéale. Les méthodes et outils sont nombreux, et chaque démarche doit être envisagée en fonction du contexte et de l'environnement dans lequel elle s'insère. Cependant, les retours d'expériences existants et la revue de la littérature effectuée nous permettent de mettre en exergue des prérequis à respecter. Nous mettons en évidence plus particulièrement trois prérequis qui doivent être respectés lors de la mise en œuvre de démarches participatives. Ils correspondent à l'implication des parties prenantes en amont du projet de reconversion (5.3.2.1), à la sensibilisation et à la formation des parties prenantes à la démarche participative (5.3.2.2), et à la définition des règles du jeu associées au dispositif choisi (5.3.2.3).

5.3.2.1 Impliquer les parties prenantes en amont du projet en tenant compte de la temporalité du projet de reconversion

Les acteurs doivent être associés le plus en amont possible du projet, c'est-à-dire dès la phase de conception de la démarche ; avant les dépôts de demande d'autorisation ou d'approbation par l'autorité compétente. Dans le cas contraire, les discussions risquent de porter sur des caractéristiques d'un projet déjà bien établi. Ce prérequis est notamment souligné au niveau réglementaire à l'article 6 de la Convention d'Aarhus.

Par ailleurs, l'élaboration d'un projet comme la reconversion de friches urbaines s'inscrit dans un temps long, structuré par différentes étapes mettant en jeu de nombreux acteurs. Cela nécessite d'articuler le calendrier de la démarche participative aux calendriers opérationnels en fonction des différentes phases du projet, et de les mettre en adéquation, au niveau politique, avec les calendriers électoraux.

5.3.2.2 Former et informer les parties prenantes

Impliquer les parties prenantes en amont du projet nécessite d'informer les acteurs, notamment les catégories les plus faibles, comme les chômeurs ou les jeunes souvent exclues du débat, de la mise en œuvre d'une démarche participative (Klusáček *et al.*, 2018, Laurian, 2003, Plottu

et Plottu, 2009). Leur implication peut se faire par l'intermédiaire de rencontres bilatérales entre les parties prenantes, ou encore de réunions destinées à initier des liens entre les parties prenantes et les décideurs locaux ; ce qui permet également d'instaurer un climat de confiance.

Par ailleurs, ces réunions peuvent permettre de former et motiver les individus aux principes de la concertation en facilitant un équilibre dans la participation, et ainsi de les familiariser avec les différents enjeux du projet (Plottu et Plottu, 2009) en particulier si la situation est potentiellement conflictuelle (Faysse *et al.*, 2014, Loubier *et al.*, 2005). Pour ce faire, le rôle des médias et des réseaux sociaux est important. Ils améliorent, en effet, la prise de conscience des individus des problèmes locaux dans le cas de SSP par exemple (Laurian, 2003).

En formant et en sensibilisant les parties prenantes à la démarche, l'objectif est de favoriser leur inclusion, c'est-à-dire de permettre à tout habitant concerné par le projet de reconversion de pouvoir y participer s'il le souhaite. Cette inclusion renvoie à l'idée d'ouverture de la démarche, et vise à rechercher une certaine représentativité des différents intérêts en jeu.

L'inclusion nécessite l'égalité. En effet, il s'agit de s'assurer que les participants peuvent s'exprimer, et être écouté de façon égale. Dans un premier temps, il s'agit de garantir une accessibilité égale aux informations nécessaires pour prendre part à la démarche (Zarcadoolas *et al.*, 2001) ; puis dans un second temps de laisser la possibilité à chaque participant d'exprimer son point de vue.

5.3.2.3 Définir les règles du jeu

Les modalités du processus participatif, c'est-à-dire les règles du jeu, doivent être clairement définies. Cela nécessite d'expliciter les dispositifs et les méthodes de participation aux parties prenantes, et les résultats attendus (Décider ensemble et Horisis Conseil & Management, 2014, Faysse *et al.*, 2014, Loubier *et al.*, 2005, Plottu et Plottu, 2009). Pour ce faire, des chartes dédiées à un projet précis ou à un territoire en particulier peuvent être mises en place. Elles favorisent la création d'un climat de confiance.

De plus, la démarche participative doit être considérée par les décideurs publics comme faisant partie intégrante du processus. Ils peuvent ainsi faire en sorte que les réflexions qui émanent des dispositifs participatifs interfèrent directement sur la formulation d'éléments du projet, et que la conduite du projet s'effectue de façon structurée (Jacob et Ouvrard, 2009).

Le respect de ces différents prérequis amène les acteurs à élaborer une vision commune le plus en amont possible en explicitant les attentes et les valeurs des parties prenantes (Krueger *et al.*, 2001a), et en explicitant le contexte dans lequel s'insère le projet ; ce qui permet également de prévenir les situations de blocage ou de conflit (Plottu et Plottu, 2009).

5.3.3 Les bienfaits attendus des démarches participatives

En encourageant le partage des points de vue d'une diversité de parties prenantes, l'approche participative favorise la compréhension commune des enjeux ; ce qui facilite l'obtention d'un consensus.

Du côté des parties prenantes, elle initie une compréhension plus approfondie du projet dans lequel elles sont impliquées. En effet, elle permet le développement d'une multitude de compétences chez les participants notamment en évaluation et en gestion de projets par exemple.

Elle affine la capacité critique des acteurs : elle leur donne l'occasion de réfléchir et de donner du sens à leur action. Enfin, le processus encourage et appuie des acteurs qui ne se seraient pas engagés dans le développement communautaire. Il en résulte une amélioration des

capacités des parties prenantes (*empowerment*).

De plus, en combinant les sensibilités et en partageant les différents points de vue d'une multitude de parties prenantes, elle permet une meilleure prise en compte de la complexité du projet, et des collectes de données plus complètes car s'appuyant sur différentes sources de données et bases de comparaison. Cela favorise ainsi l'émergence d'une décision de meilleure qualité.

Par ailleurs, en collaborant, les relations entre les différentes parties prenantes s'améliorent. La démarche participative est donc un outil de clarification et d'explication pouvant faciliter la production de normes ou de valeurs partagées, et pouvant entraîner la modification des préférences des acteurs après la phase de délibération et discussion.

5.4 Conclusion du chapitre

La participation du public dans le domaine environnemental en France est inscrite depuis de nombreuses années dans le droit national et international. Elle est aujourd'hui facilitée en raison d'un nombre croissant d'instances et de procédures de discussion.

Cependant, il n'existe pas de processus clairs et bien établis pour impliquer les parties prenantes aux différentes étapes d'un projet de reconversion de friche urbaine. Il est difficile d'obtenir une représentation équilibrée des parties prenantes et d'éviter ainsi la sous-représentation de certaines d'entre elles (Laurian, 2004). Des prérequis sont nécessaires. Il convient en particulier d'instaurer, ou de restaurer, la confiance du public dans les processus participatifs. Il est également nécessaire d'informer, et de former les individus à ce type de démarche.

La figure 5.3 résume les principaux obstacles, les prérequis à mettre en œuvre, et les bienfaits attendus de la participation à partir de la revue de la littérature effectuée et des différents retours d'expériences étudiés. Ces prérequis ont été pris en compte, et mis en œuvre dans le cadre de la démarche participative que nous avons effectuée à La Possonnière. Nous présentons l'application de cette démarche, et les résultats obtenus dans le chapitre qui suit.

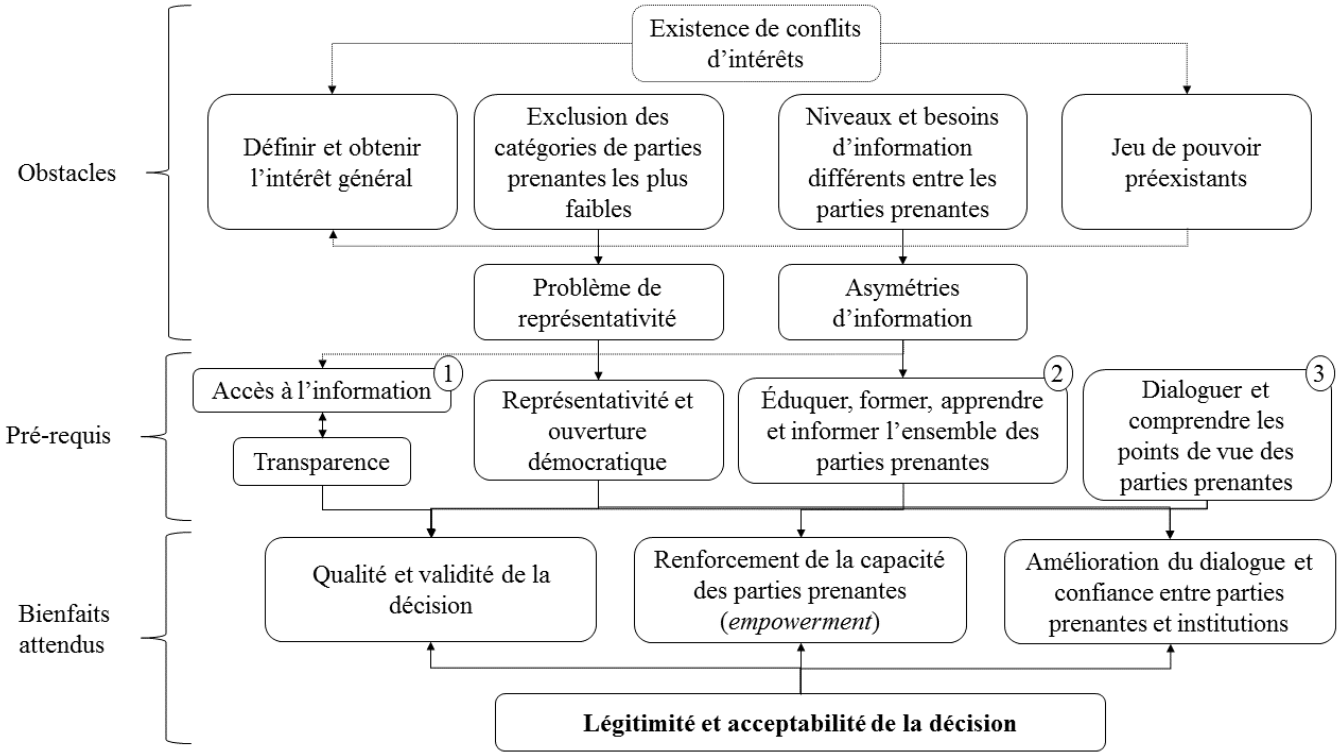


FIGURE 5.3 – Obstacles, bienfaits attendus, et prérequis indispensables à la mise en place d'une démarche participative Les numéros correspondent aux différentes étapes dans lesquelles ces prérequis ont été mis en œuvre dans le cadre de notre démarche participative. Les flèches pleines indiquent un effet direct ; les flèches en pointillées, des impacts indirects.

Chapitre 6

Application d'une démarche participative dans le cas de la reconversion d'une friche urbaine polluée

La mise en place effective d'une démarche participative dans le cadre de la reconversion de FUP est un véritable défi pour trois raisons principalement.

Premièrement, elle nécessite de prendre en compte, et d'évaluer l'impact simultané de plusieurs critères, notamment environnementaux, sociaux, et économiques (Carlon *et al.*, 2008, Kiker *et al.*, 2005). Ces critères peuvent parfois être antagonistes (Beyer et Lacoste, 2017, Boiral, 2004). C'est par exemple le cas lorsque des objectifs de protection de l'environnement ou de santé publique limitent le développement économique d'un ancien site pollué en contraignant les usages futurs. Ces objectifs sont également parfois difficilement mesurables, en particulier lorsqu'ils mettent en jeu des valeurs de non-usage comme des aspects esthétiques, ou à caractère identitaire ou patrimonial par exemple. Or, ces aspects sont parfois importants ; en particulier pour les populations locales. C'est le cas par exemple, des anciennes exploitations industrielles (Bliek et Gauthier, 2007, Bondaz *et al.*, 2012, Bretesché et Ponnet, 2013, Lusso, 2013) et uranifères (Bretesché, 2014, 2016, Bretesché et Ponnet, 2013) qui symbolisent un patrimoine culturel au niveau régional dont la mémoire doit être préservée.

Deuxièmement, les parties prenantes ont des intérêts différents, parfois opposés et conflictuels (Cappuyns et Kessen, 2014, Carlon *et al.*, 2008, Duijn *et al.*, 2016, Yu et Pei, 2018). Elles ont également des niveaux de connaissance et des perceptions et représentations relatifs aux sites et à ses contraintes pour le reconvertir divergentes (Rizzo *et al.*, 2015) ; ce qui influence leurs préférences individuelles.

Troisièmement, même si de nombreux guides et outils méthodologiques précisent la façon dont peut être conduite une démarche participative en France dans le cas de sites pollués (Hazebrouck *et al.*, 2008), ou de façon plus générale dans le cas de projets d'aménagement (Ademe et Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie - (MEDDE), 2010, Rey-Valette *et al.*, 2011), ces derniers restent peu appropriés et appliqués par les acteurs (Arvai *et al.*, 2001, Linkov *et al.*, 2005). En outre, ils ne permettent pas d'expliquer aux parties prenantes, en particulier la population générale, peu familiarisée aux problèmes de pollution des sols, tous les enjeux découlant de la reconversion d'un site pollué. De plus, ces référentiels se focalisent généralement sur la dimension économique, et en particulier du coût, à travers des analyses coûts-bénéfices, et ne prennent ainsi pas en compte les valeurs de non-usage exprimées par les individus comme les valeurs de legs, d'héritage ou d'existence (Arvai *et al.*, 2001, Hara, 2003, US EPA, 2005),. En outre, les connaissances profanes des populations locales sont

souvent négligées (Damart et Roy, 2009, Hazebrouck *et al.*, 2008, Montpetit et Lachapelle, 2015a).

Ainsi, au-delà des prérequis nécessaires à toutes démarches participatives[1], ces trois types d'obstacles nous amène à nous poser, dans ce chapitre, la problématique suivante qui correspond à notre quatrième question de recherche : *quels instruments et quelles méthodes peuvent être mis en œuvre au cours d'un processus participatif afin d'améliorer la reconversion de friches urbaines polluées ?*

La démarche participative mise en oeuvre s'appuie sur le Modèle pour l'Opérationnalité de l'Évaluation Démocratique (*Model for the Operationalization of Democratic Evaluation*) développé par Floc'Hlay et Plottu (1998).

Ce modèle est fondé sur trois phases (Floc'Hlay et Plottu, 1998, Plottu et Plottu, 2010a). La première phase est la mise en place d'un processus d'autonomisation (*empowerment*) des parties prenantes. Cette phase doit leur permettre d'appréhender l'ensemble des enjeux et contraintes vis-à-vis du projet. Elle doit également leur faire prendre conscience de l'existence d'intérêts communs afin d'exposer leur point de vue dans le cadre d'une phase de discussion et de négociation dans un second temps. Dans une troisième et dernière phase, une évaluation multicritère est effectuée afin de mettre en évidence l'existence de consensus, ou à défaut les points de désaccords potentiels, dans le cadre d'une démarche d'aide à la décision[2]. Cette démarche permet de concilier à la fois la multidimensionnalité des enjeux et des contraintes, mais aussi la diversité des préférences exprimées par les parties prenantes (Plottu et Plottu, 2010b).

Plusieurs applications du MODE ont été effectuées, en sciences de l'éducation (Wood *et al.*, 2009), en paysage (Plottu et Plottu, 2012), et en géographie sociale (De Marchi *et al.*, 2005) par exemple. En outre, le MODE est considéré comme une méthode de référence en sciences sociales (Stern, 2005). À ce jour, aucune application du MODE n'a été faite dans le domaine des sites pollués, et à fortiori des FUP.

En tenant compte des prérequis nécessaires à la mise en place d'une démarche participative, identifiés dans le précédent chapitre, et des étapes auxquelles ils peuvent être suivis dans un cadre participatif, nous montrons comment une telle démarche a été appliquée. Nous nous sommes appuyés sur un problème de reconversion de FUP en France à partir d'une étude de cas effectuée sur la commune de La Possonnière.

Ce chapitre s'organise de la façon suivante : nous montrons dans la section qui suit la nécessité de mettre en place une démarche participative fondée sur une démarche d'AMCD dans le cas de la reconversion de FUP (6.1). Nous expliquons comment les différentes étapes du MODE ont été appliquées dans une deuxième section (6.2). Nous montrons les résultats obtenus dans une troisième section (6.3). Nous les discutons dans une avant-dernière section (6.4). Enfin, nous concluons sur l'application de cette démarche dans une dernière section (6.5).

[1] Cf. chapitre 5.

[2] Bernard ROY définit l'aide à la décision comme étant « l'activité de celui qui [chargé d'étude], prenant appui sur des modèles clairement explicités mais non nécessairement complètement formalisés, aide à obtenir des éléments de réponses aux questions que se pose un intervenant [décideur] dans un processus de décision » (Roy et Bouyssou, 1993, p. 21). Sébastien DAMART en donne une définition fonctionnelle. « L'aide à la décision permet de trouver une occasion de rationalité en valeur et en finalité des comportements spécifiques et sous-jacents aux procédures [...], de donner un éclairage, à l'ambition limitée, sur la complexité, [...], d'explorer et de communiquer une ou plusieurs représentations de la réalité, [...] et d'aider un acteur à donner du sens aux évènements sur la base des représentations qu'il a de la réalité et que les modèles mobilisés lui ont permis d'expliciter. »(Damart, 2003, p. 67).

6.1 Démarches participatives multicritères dans le cas des sites pollués

Cette section commence par une brève présentation des méthodes multicritère d'aide à la décision (AMCD). Parmi elles, nous justifions le choix des méthodes d'ÉLimination Et Choix Traduisant la REalité (ELECTRE). Nous présentons les applications recourant à l'AMCD qui ont été effectuées dans la littérature dans le cas de FUP (6.1.2). Cette revue de la littérature montre la nécessité de mettre en place une démarche participative dans laquelle l'AMCD nous permet d'intégrer l'ensemble des valeurs exprimées par les parties prenantes tout en structurant le processus participatif.

6.1.1 Aperçu des méthodes d'aide multicritère à la décision

Les méthodes d'AMCD regroupent un ensemble de techniques adaptées pour répondre à des problématiques de choix nécessitant de prendre en compte de multiples facteurs exprimés et mesurés dans des unités différentes : économiques, écologiques, culturels, sociaux, et techniques par exemple (Cinelli *et al.*, 2014). Leur objectif commun est d'aider le décideur public à mieux appréhender une réalité complexe et potentiellement conflictuelle ou contradictoire[3].

Nous commençons par rappeler brièvement la manière dont ces méthodes sont apparues (6.1.1.1), et les principaux concepts utiles en AMCD (6.1.1.2). Puis, nous présentons les méthodes de surclassement (6.1.1.3), et notamment la méthode ELECTRE I car c'est cette dernière qui a été privilégiée dans cette thèse (6.1.1.4).

6.1.1.1 L'émergence des méthodes d'aide multicritère à la décision

Les théories du choix social ont eu une forte influence sur le développement de l'AMCD (Köksalan *et al.*, 2011). En effet, les travaux précurseurs du XVIIIe de Marie Jean Antoine Nicolas de Caritat, plus connu sous le nom de marquis de Condorcet, et les travaux de Jean-Charles de Borda montrent les difficultés résultant de l'agrégation de préférences dans le cas de système de vote.

À la même époque, les travaux initiés par Jérémy Bentham et John Stuart Mill développent la notion d'utilité totale à partir de l'agrégation des intérêts individuels. Ces travaux seront repris par la suite à travers la recherche de l'optimum économique.

Le développement de l'AMCD s'est produit à partir des années 1950. Il s'est notamment nourri des travaux sur l'optimalité économique de mathématiciens comme William Karush, Harold William Kuhn, et Albert Tucker, et des travaux en recherche opérationnelle d'Abrahm Charnes, William Cooper, et Robert Ferguson.

Ces travaux traitent de problèmes où les objectifs et contraintes sont multiples. Un premier modèle multicritère de négociation est ainsi développé par Bruno Contini et Stanley Zionts en 1968 sur la base de ces modèles mathématiques d'optimisation (Contini et Zionts, 1968).

Outre-atlantique, à la même époque, les travaux initiés par Bernard Roy et Michel Simmonard montrent que la recherche de la solution optimale ne peut pas toujours être poursuivie sur le terrain (David et Damart, 2011, Roy et Simmonard, 1961). Leurs travaux marquent le début de ce qui constituera l'École Européenne d'AMCD (Roy et Vanderpooten, 1996, Zopounidis, 1996), et également du développement des méthodes ELECTRE dont les

[3] « L'analyse multicritère est une approche constructiviste visant à fournir des outils permettant de progresser dans la résolution d'un problème où plusieurs points de vue, souvent contradictoires, doivent être pris en compte. » (Vincke, 1998).

premières applications ont été faites dès les années 1960 (David et Damart, 2011).

D'un point de vue théorique et méthodologique, l'École Européenne diffère de la théorie multi-attribut développée par l'École Américaine à travers notamment les travaux du mathématicien Thomas Saaty sur l'analyse hiérarchique des procédés (*Analytic Hierarchy Process*)[4]. Cette dernière se base sur une agrégation de performance nécessitant l'identification de fonction d'utilité et de pondération pour chaque attribut pouvant être assemblé, et synthétisé dans un critère unique (Dyer, 2005, Keeney et Raiffa, 1976).

Ces deux Écoles partagent toutefois les concepts d'alternatives, de critères et de pondération. Elles se distinguent dans leur philosophie et leur manière d'agréger les critères : agrégation complète (transitive) dans le cas de l'École Américaine, et agrégation partielle pour l'École Européenne (Ben Mena, 2000, Vincke, 1998).

6.1.1.2 Présentation des concepts utilisés en aide multicritère à la décision

Formellement, une évaluation multicritère est définie par trois éléments :

1. un ensemble d'actions ou d'alternatives potentielles, notées $A_j = \{a_1, a_2, ..., a_j\}$. Une action potentielle est « une action réelle ou fictive provisoirement jugée réaliste par un acteur au moins ou présumée telle par l'homme d'étude en vue de l'aide à la décision » (Roy et Bouyssou, 1993, p. 27).

2. un ensemble cohérent de critères permettant de décrire les actions ou alternatives potentielles ; notés $C_i = \{c_1, c_2, ..., c_i, ..., c_n\}$. Un critère « vise à résumer, à l'aide d'une fonction, les évaluations d'une action sur diverses dimensions pouvant se rattacher à un même axe de signification, ce dernier étant la traduction opérationnelle d'un point de vue au sens usuel du terme » (Roy et Bouyssou, 1993, p. 46). On distingue deux types de critères : les critères à maximiser, ou critères de gains, et les critères à minimiser ou critères de coûts. Ces critères dépendent des préférences du décideur. Il existe également des quasi-critères lorsqu'on établit un seuil d'indifférence tel qu'en dessous de ce seuil, le décideur ne sache pas faire la différence entre deux actions ou alternatives potentielles.

3. un ensemble de poids décrivant l'information concernant l'importance relative des critères C_i en fonction des alternatives A_j. Ces critères sont notés $W_k = \{w_1, w_2, ...w_k, ..., w_p\}$.

Quelles que soient les méthodes d'AMCD utilisées, elles ont toutes en commun de synthétiser l'information, et de l'organiser dans une matrice, ou tableau, de performance. Cette matrice contient l'évaluation de chaque alternative A_j pour un critère donné C_i. Elle résume le résultat de l'analyse des conséquences associées à chaque action potentielle sur chaque critère (Roy et Bouyssou, 1993, p. 60).

Par ailleurs, la description des actions s'effectue à l'aide d'échelles. Ces dernières sont établies à partir de la théorie mathématique du mesurage. Cette dernière permet la description, la classification, et l'évaluation de grandeur physique ou perceptuelle. Autrement dit, une échelle associe donc un symbole, une valeur, un rang, ou un objet à l'attribut d'un objet.

[4]Cette méthode structure le problème de décision de façon hiérarchisée en définissant l'objectif à atteindre, les alternatives, et les critères, et autant de sous-critères que nécessaire pour définir le problème de décision à résoudre. Une fois cette hiérarchie construite, le décideur évalue les éléments du problème, et identifie une matrice de comparaison par paire fondée sur la notion d'intensité de préférence. Cette méthode donnera notamment lieu à des développements comme l'ANP (*Analytical Network Process*) qui est une généralisation de l'AHP (Saaty, 1977).

Les principaux types d'échelle sont les échelles nominales[5], ordinales[6], d'intervalles[7], de ratios[8], ou absolues[9] (Stevens *et al.*, 1946). Ces différentes catégories d'échelles sont imbriquées comme le montre la figure 6.1. En effet, une échelle absolue est à la fois absolue de ratio, mais aussi d'intervalle, ordinale, et enfin nominale. Autrement dit, toutes les échelles peuvent être nominales.

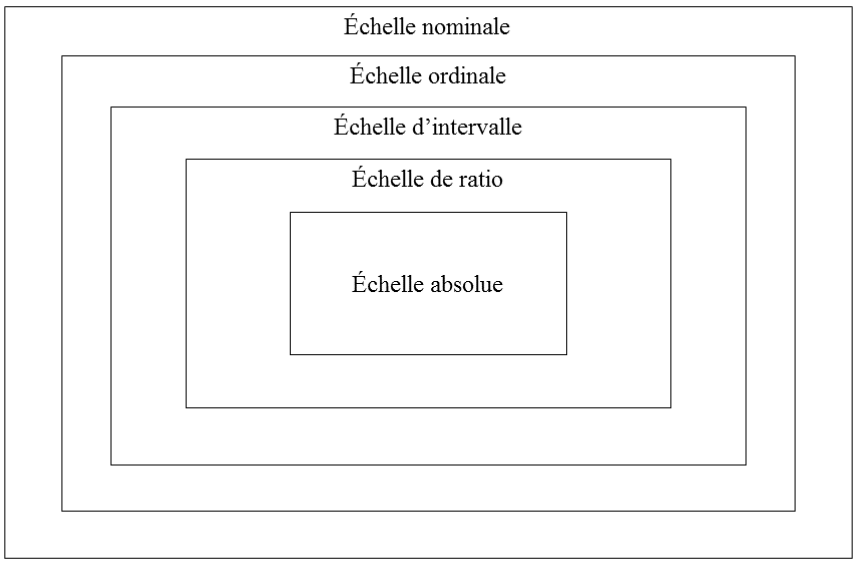


FIGURE 6.1 – Principales échelles adaptées de (Stevens *et al.*, 1946)

Ces échelles ne font pas l'objet de la même méthode d'agrégation. C'est ce qui distingue l'ensemble des méthodes multicritères, et en particulier les approches de type MAUT (*Multiple Attribute Utility Theory*), introduites par (Keeney et Raiffa, 1976), et les méthodes à utilités additives (Jacquet-Lagreze et Siskos, 1982), dont les méthodes AHP développées par Thomas SAATY ou encore MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*) initiées par Carlos A BANA E COSTA font parties par exemple ; des méthodes de surclassement (*outranking*) de type ELECTRE développées par Bernard ROY (Roy, 1991), ou PROMETHEE (*Preference Ranking Organisation MeThod for Enrichment Evaluations*) fondées par Jean-Pierre BRANS et Bertrand MARESCHAL. C'est ce qui différencie notamment l'approche américaine et européenne d'AMCD.

Nous présentons dans la section qui suit les principes généraux des méthodes de surclassement, car il s'agit du type de méthode qui a été privilégié dans cette thèse.

[5]Il s'agit d'échelles descriptives utilisées pour nommer ou décrire des objets comme, par exemple, la couleur ou la classification d'espèces animales.

[6]Il s'agit d'échelle permettant d'ordonner ou de classer des objets.

[7]Elles permettent d'ordonner ou de classer des objets pour lesquels on ajoute une caractéristique de distance ; il s'agit par exemple d'échelles de températures exprimées en degrés Celsius.

[8]Elles correspondent à des échelles d'intervalles auxquelles on rajoute la caractéristique d'origine.

[9]Il s'agit d'échelles de ratio permettant une seule et unique représentation possible d'un objet.

6.1.1.3 Présentation des méthodes de surclassement

Les méthodes de surclassement[10] comparent les alternatives prises deux à deux pour chaque critère exprimé dans des unités différentes : les critères peuvent être à la fois qualitatifs et quantitatifs. C'est pourquoi, elles ne nécessitent pas de normaliser les critères dans des unités abstraites (ou de les monétariser) ; ce qui évite ainsi les limites des approches mono-critère.

Les méthodes de surclassement possèdent trois propriétés qui les différencient des méthodes fondées sur l'optimum de Pareto :

- elles ne sont pas compensatoires ;
- l'incomparabilité est acceptée ;
- elles ne sont ni transitives ni complètes.

Ces méthodes traitent et analyses ainsi des critères ou des objectifs potentiellement conflictuels. Elles permettent de créer une structure d'aide à la décision même si l'information est limitée ou incomplète (Bouyssou *et al.*, 2000, Figueira *et al.*, 2004, Vincke, 1998).

En outre, elles suivent la règle de Condorcet selon laquelle « une action en surclasse une autre, si elle est au moins aussi bonne que l'autre, relativement à une majorité de critères, sans être trop nettement plus mauvaise que cette autre relativement aux autres critères ».

Une relation de surclassement est une relation binaire S définie par un ensemble d'alternatives A_j. Cette relation correspond à une relation de préférence, stricte ou faible, ou d'indifférence, et d'incomparabilité. Ainsi, une relation de surclassement $A_1 S A_2$ (ou $A_1 \succeq A_2$) est valide si une majorité de critères C_i se dégage en faveur de l'action surclassante. En d'autres termes, l'alternative A_1 surclasse l'alternative A_2 si la performance de A_1 sur un critère donné $C_i \; \forall j = 1, ..., m$ est supérieure ou égale à celle obtenue pour A_2.

Graphiquement, les relations de surclassement sont représentées par des flèches. L'alternative A_1 surclasse l'alternative A_2 s'il y a une flèche entre les deux alternatives. Les deux alternatives sont indifférentes si la flèche va dans les deux sens. Si les alternatives sont incomparables alors il n'y a aucune flèche qui les relie. Le tableau 6.2 décrit les principales relations de surclassement et les représentations graphiques qui y sont associées.

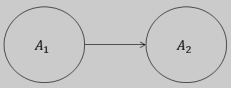
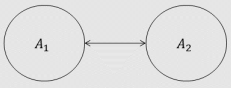
Relations de surclassement	Graphiques
$A_1 \succcurlyeq A_2$ $(ou\ A_1 \succ A_2)$; A_1 est préféré à A_2	
$A_1 = A_2$; A_1 est indifférent à A_2	
$A_1 \neq A_2$; A_1 est incomparable à A_2	

Figure 6.2 – Types de relation de surclassement et représentations graphiques. Les relations de préférence stricte et de préférence faible sont représentées sur un même graphique.

[10]Elles regroupent un ensemble de méthodes ; citons notamment les méthodes ELECTRE, PROMETHEE, ORESTE, MELCHIOR, TACTIC, et MAPPAC. Pour une revue des méthodes ELECTRE et de leurs applications, on peut se référer à Maystre *et al.* (1994) par exemple. Pour une revue des méthodes de surclassement, on peut consulter Pirlot (1997) par exemple.

Enfin, la construction d'une relation de surclassement est basée sur deux concepts majeurs : l'indice de concordance, et l'indice de discordance. Leur construction varie en fonction des méthodes mobilisées. Nous justifions le choix d'une méthode ELECTRE, et présentons la façon dont ces indices se construisent par la suite.

6.1.1.4 Présentation et justification du choix de la méthode ELECTRE I

Les méthodes de surclassement, comme ELECTRE et PROMETHEE, ont été appliquées à de nombreuses reprises dans le domaine environnemental (Behzadian *et al.*, 2010, De Vicente *et al.*, 2002, Huang *et al.*, 2011, Salminen *et al.*, 1998). Le choix d'une méthode de surclassement par rapport à une autre s'effectue tout d'abord en fonction de la problématique à traiter.

Les méthodes ELECTRE sont adaptées pour traiter jusqu'à quatre types de problématiques (Roy et Bouyssou, 1993, p. 30) :

- Une problématique de choix ($P.\alpha$). Elle vise à sélectionner la meilleure alternative parmi un ensemble de possibilités ; sans s'imposer toutefois d'aboutir à la mise en évidence d'une solution réputée optimale. Il s'agira par exemple d'identifier différents scénarii d'aménagements possibles, de recruter un candidat pour un poste, ou de localiser une unité de production. Elle comprend les méthodes ELECTRE I, Is, et Iv.

- Une problématique de tri ($P.\beta$). Il s'agit de différencier l'ensemble des actions potentielles en un certain nombre de classes préalablement définies. Trier des dossiers de candidatures en différentes catégories ou des demandes de financement relève de ce type de problématique. Elle regroupe l'ensemble des méthodes ELECTRE tri.

- Une problématique de classement ($P.\gamma$). Elle vise à classer, et à ordonner dans un ordre décroissant ou de façon qualitative un ensemble d'alternatives. Elle correspond aux méthodes ELECTRE II, III, et Iv.

- Une problématique descriptive ($P.\delta$). Elle éclaire le processus de décision en décrivant dans un langage approprié les actions et leurs conséquences. Cette problématique peut constituer une fin en soi ; mais c'est également une étape pour chacune des trois autres types de problématiques.

Par la suite, ces problématiques ont été élargies avec la typologie de Costa (1996). Il complète la typologie des problématiques définies par Bernard Roy avec les problématiques d'évaluation absolue, d'évaluation relative, d'acceptation et de rejet, du choix, et du rangement. Il précise également la problématique de tri en distinguant la problématique du tri nominal, du tri borné, et du tri par élément type.

Les méthodes PROMETHEE, quant à elles, visent à ranger différentes alternatives en fonction d'un indice de préférence identifié à partir des poids et de la note attribuée à chaque critère définissant une alternative. Elles répondent donc à une problématique de classement.

Dans le cadre de notre étude, nous avons privilégié la méthode ELECTRE I pour trois raisons.

Premièrement, elle permet de sélectionner les bonnes alternatives sur un ensemble d'alternatives potentielles ; ce qui est notre cas, puisqu'il s'agit d'identifier le, ou les projets, de reconversion les plus consensuels, ou à défaut, les points de désaccord et de blocage (Roy et Słowiński, 2013). Il s'agit d'une problématique de choix (($P.\alpha$)) selon la classification établie par Roy et Bouyssou (1993).

Deuxièmement, c'est une méthode transparente, et facile à mettre en œuvre sur le terrain (Figueira *et al.*, 2013). Elle intègre l'information donnée par les individus sur les critères, et leur pondération en modélisant leur système de valeur tout en permettant de leur expliquer le résultat obtenu par cette méthode ; ce qui nous permet de gagner en transparence.

Troisièmement, elle peut être intégrée dans une démarche plus large comme, par exemple, une démarche participative (Govindan et Jepsen, 2016, Valette *et al.*, 2007). Elle permet à la fois de structurer le processus participatif, en modélisant les systèmes de valeurs individuels, pour parvenir à identifier, et à expliciter les solutions les plus consensuelles. De plus, en servant de langage commun, elle facilite les échanges entre les différentes catégories de parties prenantes.

Par conséquent, nous postulons que l'utilisation de la méthode ELECTRE I avec un processus participatif adéquat fournit une approche intégrée de gestion de FUP.

6.1.2 Applications des méthodes d'aide multicritère à la décision dans le cas de sites pollués

L'AMCD est très utilisée dans le domaine de l'environnement (Behzadian *et al.*, 2010, De Vicente *et al.*, 2002, Huang *et al.*, 2011, Kiker *et al.*, 2005, Mendoza et Martins, 2006, Salminen *et al.*, 1998). Elle permet, en effet, d'analyser des problèmes pour lesquels les critères à prendre en compte sont exprimés dans des unités différentes. Nous présentons dans cette section les principales utilisations des méthodes d'AMCD appliquées aux SSP à partir d'une revue de la littérature.

Dans le cas de sites pollués, de plus en plus de guides méthodologiques et outils recourent à l'AMCD. Le tableau 6.1 présente les principaux articles qui ont mobilisé des outils d'AMCD dans le cas de FUP ou de SSP et classent leurs principaux objectifs de recherche en cinq catégories.

Une première catégorie d'études vise à identifier les sites pollués à réaménager en priorité compte-tenu de leur impact potentiel sur le plan économique, environnemental, ou social, par exemple, afin d'identifier les stratégies optimales d'allocation de fonds financiers pour les reconvertir (Aktas *et al.*, 2017, Alexandrescu *et al.*, 2017, Alvarez-Guerra *et al.*, 2009, Bartke *et al.*, 2016, Cheng *et al.*, 2011, Chrysochoou *et al.*, 2012, Nogués et Arroyo, 2015, Pizzol *et al.*, 2016, Thomas, 2002a,b, Wang *et al.*, 2014).

Une seconde catégorie d'articles évalue la durabilité des projets de reconversion de sites pollués à partir des trois piliers du développement durable (Burinskienė *et al.*, 2017, Laprise *et al.*, 2015, Morio *et al.*, 2013, Riera Pérez et Rey, 2013, Rosén *et al.*, 2015). Parmi ces évaluations effectuées, les risques pouvant découler de SSP font l'objet d'une catégorie à part dans notre tableau.

Les autres applications de l'AMCD concernent les choix des techniques de dépollution à mettre en place compte-tenu de leurs avantages et inconvénients respectifs, notamment en termes de durée, de cout, et d'impact environnementaux, et également des contraintes spécifiques à chaque site (Alvarez-Guerra *et al.*, 2010, Janikowski *et al.*, 2000, Linkov *et al.*, 2006, 2005, Onwubuya *et al.*, 2009, Stezar *et al.*, 2013, Yatsalo *et al.*, 2007).

Enfin, nous recensons deux études seulement appliquant les méthodes d'AMCD dans le cas de la reconversion d'anciens sites miniers auprès de panel d'experts (Mateus *et al.*, 2016, Morio *et al.*, 2013). Ces applications peuvent servir *in fine* à élaborer une démarche participative auprès de l'ensemble des parties prenantes.

Références	Objet de l'étude	Zone d'étude
Identifier les sites et sols polluer à réaménager en priorité en évaluant leurs impacts économiques, environnementaux, et sociaux		
(Aktas *et al.*, 2017)	Classement des sites en couplant un SIG et des critères du LEED (Leadership en design énergétique et environnemental) pour 279 friches urbaines	Bridgeport, Connecticut - États-Unis
(Alexandrescu *et al.*, 2017)	Retours d'expériences sur le projet de recherche TIMBRE (*Tailored Improvement of Brownfield Regeneration in Europe*) visant à faciliter la reconversion de friches urbaines par le développement d'outils d'aide à la décision	République Tchèque, Pologne, Allemagne et Roumanie
(Alvarez-Guerra *et al.*, 2009)	Plusieurs méthodes de classement sont utilisées : somme pondérée, ELECTRE II, Evamix et Régime. Analyse de robustesse des solutions mises en évidence	Baie de Santander, Espagne
(Bartke *et al.*, 2016)	Application de la méthodologie développée dans le cadre du projet TIMBRE sur 132 friches industrielles	Roumanie
(Cheng *et al.*, 2011)	Identifier les sites à réhabiliter en priorité par une méthode de classement	District de Futian - Shenzen - Chine
(Chrysochoou *et al.*, 2012)	Utilisation d'un SIG et d'un outil d'aide à la décision intégrant les impacts environnementaux et socio-économiques sur 47 friches industrielles	New Haven, Connecticut, États-Unis
(Nogués et Arroyo, 2015)	Utilisation d'un SIG et d'une démarche d'AMCD	Espagne
(Pizzol *et al.*, 2016)	Résultats du projet de recherche TIMBRE appliquant de l'AMCD	Moravie du Sud - République Tchèque
(Thomas, 2002b)	Méthode MAUT pondérée	Michigan - États-Unis
(Thomas, 2002a)	Méthodes SmartPlaces® (couplant un SIG et de l'AMCD)	Comté de Jackson, Michigan - États-Unis
(Wang *et al.*, 2014)	Couplage d'un SIG et d'une AMCD	Hong-Kong
Évaluer la durabilité des projets de reconversion		
(Burinskienė *et al.*, 2017)	Combinaison de SIG et d'une méthode Delphi pour évaluer le niveau de cohérence des critères et les utiliser dans des scénarii de réaménagement de friches urbaines	Vilnius - Lithuanie

(Laprise *et al.*, 2015, Rey, 2013)	Présentation d'une approche d'AMCD basée sur un système d'indicateurs pour évaluer la contribution du projet au développement durable. Une application de la méthode a été effectuée dans le cadre de la construction de l'écoparc de Neuchâtel	Neuchâtel - Suisse
(Morio *et al.*, 2013)	Développement et application d'un cadre d'AMCD pour évaluer différentes stratégies de reconversion de friches urbaines	Potsdam - Allemagne
(Riera Pérez et Rey, 2013)	Démonstration de l'intérêt d'une approche de type AMCD pour comparer différents scénarii de renouvellement urbain	Lausanne - Suisse
(Rosén *et al.*, 2015)	Développement d'une méthode de sélection de choix de réhabilitation durables (SCORE) à partir d'AMCD	
Identifier la technique de dépollution la plus adaptée		
(Alvarez-Guerra *et al.*, 2010)	Analyses d'acceptabilité multicritères stochastiques	Baie de Santander - Espagne
(Hokkanen *et al.*, 2000)	Identification des techniques de dépollution appropriées à partir d'une méthode d'aide à la décision multicritère stochastique (SMAA - 2)	Helsinki - Finlande
(Linkov *et al.*, 2006, 2005)	Cadre d'analyse pour la décision du choix d'une technique de remédiation à partir d'une revue de la littérature des applications d'AMCD	
(Onwubuya *et al.*, 2009)	Revue de la littérature des outils d'AMCD pour le choix de technique de dépollution	
(Carlon *et al.*, 2007, Pizzol *et al.*, 2009)	Développement d'un outil couplant SIG et AMCD nommé DESYRE (*DEcision Support sYstem for the REqualification of contaminated sites*)	
(Robinson *et al.*, 2003)	Développement d'un outil d'aide à la décision pour sélectionner les techniques de phytoremédiation (Phyto-DSS)	Nouvelle-Zélande
(Stezar *et al.*, 2013)	Comparaison de deux outils d'AMCD : DESYRE et SADA	Roumanie
(Yatsalo *et al.*, 2007)	Comparaisons des solutions de traitement de la pollution du sol mises en évidence par l'intermédiaire de trois outils d'AMCD sur trois sites contaminés. Quelle que soit la méthode d'AMCD utilisée, les solutions sont les mêmes.	New-York, New-Jersey et New-Hampshire - États-Unis
Évaluation des risques		
(Zabeo *et al.*, 2011)	Évaluation de la vulnérabilité à partir d'un panel d'experts et analyse d'acceptabilité multicritère stochastique (SMAA)	Haute Silésie - Pologne

Identifier des options de réaménagement du site dans un cadre participatif		
(Mateus *et al.*, 2016)	Applications de procédures MACBETH pour évaluer et sélectionner des projets de réaménagement d'un ancien site minier à partir de jugements d'experts	São Domingo - Portugal
(Sardinha *et al.*, 2013, 2010)	Présentation du projet de recherche REHMINE visant à mettre en place une démarche d'évaluation participative dans le cas de la reconversion d'un ancien site minier au Portugal	São Domingo - Portugal

Tableau 6.1 – Revue de la littérature des différents outils d'aide à la décision dans le cas de friches urbaines polluées
MACBETH : *Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique* ; SMAA : *Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis* ; SIG : Système d'information géographique ; TIMBRE renvoit à un projet de recherche international associant des laboratoires allemands, polonais, roumais et tchèques (*Tailored Improvement of Brownfield Regeneration in Europe*).

Morio *et al.* (2013) proposent un cadre d'aide à la décision permettant d'identifier les usages optimaux pour réaménager des FUP. Leur cadre d'analyse permet de tenir compte des coûts et des critères environnementaux, économiques et sociaux associés à une démarche d'aménagement durable du site. En identifiant sur le plan cadastral les différents enjeux associés à la reconversion de ce type de foncier, leur approche est spécifique et permet d'améliorer la transparence du processus de décision. Toutefois, les différents scénarii optimaux de reconversion des sites ne sont pas déterminés dans le cadre d'une démarche participative associant l'ensemble des parties prenantes (Wigfall et Griswold, 1999), et notamment les riverains et futurs usagers impactés.

Mateus *et al.* (2016) mènent un processus participatif à partir d'une approche d'aide multicritère MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Category Based Evaluation Technique*). Leur objectif est d'évaluer, et de sélectionner les projets de réaménagement pouvant être effectués sur l'ancienne mine de São Domingo au Portugal. Pour ce faire, les auteurs mobilisent les compétences de dix experts choisis en fonction de leurs échelle spatiale d'intervention (du local au national) et de leurs connaissances spécifiques du site vis-à-vis des enjeux environnementaux, sociaux, et économiques. Ces experts sont réunis dans le cadre d'une conférence d'une journée leur permettant de discuter des différents enjeux relatifs à la reconversion du site. Une fois ces enjeux identifiés, et ainsi les critères définis, leurs poids respectifs ont été collectés au moyen d'une procédure de vote en ligne.

Cependant, ces deux applications se limitent à des évaluations à dire d'experts. Elles n'incluent de ce fait pas l'ensemble des parties prenantes concernées comme les riverains impactés par la friche urbaine. Or, ces derniers ont des connaissances concernant le site à réaménager (Hazebrouck *et al.*, 2008). Ils peuvent par exemple connaitre les éléments à caractère patrimoniaux ou historiques devant être préservés. En outre, la prise en compte de leurs points de vue permet d'estimer l'ampleur des stigmates éventuels associés au site, et d'évaluer dans quelles mesures les usages futurs seront effectivement appropriés.

La littérature concernant la mise en place de processus participatifs appliqués dans le cadre de la reconversion de FUP est donc insuffisante (Bartke et Schwarze, 2015, Thomas, 2003). En effet, une récente méta-évaluation montre la nécessité d'introduire des démarches participatives dans le cas de la reconversion de sites pollués (Pediaditi *et al.*, 2010) qui incluraient en particulier l'ensemble des parties prenantes impactées par le projet de reconversion (Dias-Sardinha *et al.*, 2012, Pollard *et al.*, 2004). C'est ce que nous nous proposons d'effectuer dans le cas de la friche de l'Alleud à La Possonnière.

6.2 Mise en œuvre de la démarche

Cette section présente brièvement[11] le site d'étude sur lequel la démarche participative d'AMCD a été mise en œuvre (6.2.1). Puis, nous montrons comment les parties prenantes ont été identifiées et prises en compte dans le cadre de cette étude (6.2.2), et expliquons comment les différentes étapes de notre démarche ont été mises en œuvre dans le cadre de notre démarche participative (6.2.3).

6.2.1 Site d'étude : la friche de l'Alleud à La Possonnière

Nous précisons la localisation géographique (6.2.1.1), le contexte historique et environnemental (6.2.1.2), et les raisons qui nous ont amené à privilégier ce site dans le cadre de notre démarche participative (6.2.1.3).

[11]Pour une présentation plus détaillée du site voir au chapitre liminaire de cette thèse la section 1.3.3.

6.2.1.1 Localisation géographique

La démarche proposée a été appliquée sur la friche de l'usine de l'Alleud sur la commune de La Possonnière en région Pays-de-la-Loire. Cette commune se situe à une vingtaine de kilomètres d'Angers dans le département du Maine-et-Loire.

Le site d'étude couvre une superficie totale de deux hectares, dont environ les deux-tiers sont bâtis. La friche est bordée par la voie de chemin de fer au nord, et des habitations au sud, à l'est et à l'ouest du site comme le montre la figure 6.3.

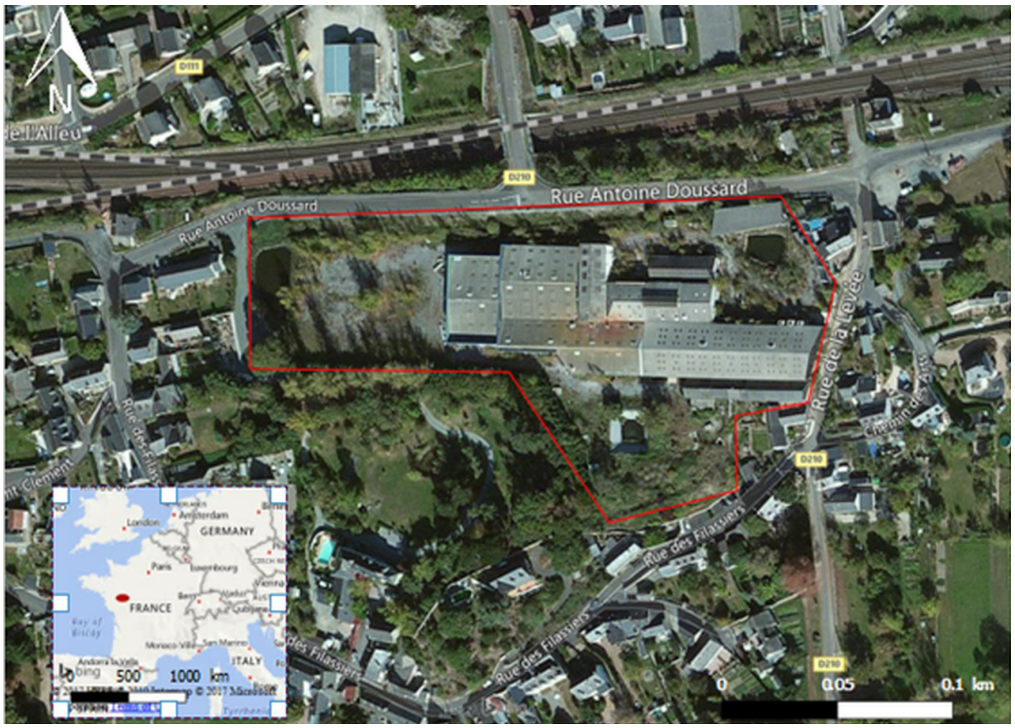


FIGURE 6.3 – Localisation de l'ancienne usine de l'Alleud à La Possonnière (Maine-et-Loire)

6.2.1.2 Contexte historique et environnemental

Le site était occupé initialement par des parcelles agricoles. Au cours de la Première Guerre Mondiale, une fonderie a été installée afin de soutenir l'effort de guerre. Ces activités se sont poursuivies jusqu'en 1926. Dans les années 1930 et jusque dans les années 1950, une laiterie s'installe sur une partie du site. Pendant une dizaine d'années, le site est resté inoccupé. Depuis les années 1960 et jusqu'en 2004, le site a connu des activités de traitement de surface.

Ces activités ont été à l'origine d'une importante pollution du sol. Pour cette raison, le site est répertorié sur BASOL[12]. En effet, les évaluations des risques effectuées mettaient en évidence une contamination des sols en métaux lourds (cadmium et chrome VI), et une pollution des eaux souterraines aux solvants halogénés : trichloroéthane (jusqu'à 29000 μg/l), trichloréthylène (jusqu'à 1036 μg/l) (Ademe, 2015b). Pour cette raison, un décret préfectoral émis en 2004 a interdit la consommation d'eau des puits. Ce décret a été réactualisé, car les diagnostics effectués en 2016 mettent en évidence des concentrations en composés organiques volatils supérieures à celles qui avaient été observées lors des précédentes études environnementales. Ainsi, une zone d'interdiction stricte de l'usage des eaux souterraines a été mise en place depuis 2017.

Comme le dernier exploitant a été mis en liquidation judiciaire, et en faillite, en 2004, le site a été déclaré orphelin.

[12] `http://basol.developpement-durable.gouv.fr/fiche.php?page=6&index_sp=49.0017`

Depuis 2014, l'ADEME assure le suivi semestriel des eaux souterraines (Ademe, 2015b). Un dossier de servitudes d'utilité publique sur les secteurs impactés par la pollution (sur site et hors site) doit être mis en place par l'ADEME afin de garantir la sécurité des riverains et des futurs propriétaires du site.

Cependant, la pollution résiduelle des sols représente une réelle contrainte car le réaménagement des friches contaminées dépend de la sensibilité des usages futurs (Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2017a). C'est pourquoi, le PLU empêche les usages de type industriel du site dans le futur.

6.2.1.3 Justification du site d'étude

Ce site d'étude était opportun pour mettre en place notre démarche participative pour plusieurs raisons.

Tout d'abord comme le dernier exploitant du site a été mis en liquidation judiciaire en 2004, le site a été déclaré orphelin, et est depuis placé sous la responsabilité d'un mandataire judiciaire désigné liquidateur. Les coûts de dépollution sont pris en charge par l'ADEME. Les tensions et incompréhensions entre les élus et les riverains vis-à-vis de ce site se sont donc apaisées avec le temps. La mise en place d'une démarche participative est donc envisageable.

En outre, il n'y a pas à l'heure actuelle de projets de réaménagement du site qui soit en cours de réflexion. En particulier, au moment de la mise en œuvre de notre démarche, aucun projet de réaménagement était en cours de réflexion par la municipalité ou par un autre repreneur éventuel.

Enfin, notre démarche avait l'appui du Conseil municipal et des habitants de la commune qui souhaitent trouver une solution pour réaménager ce site dans le futur. Les conditions étaient donc réunies pour pouvoir mettre en place un processus participatif.

6.2.2 Identification des parties prenantes

Afin d'identifier les parties prenantes impactées, il a été nécessaire d'effectuer une analyse historique du site. Pour ce faire, nous avons exploité les données issues des archives de presse (sur Europresse) ainsi que les différents documents dont disposaient l'ADEME et la municipalité.

En outre, un entretien a également été effectué auprès du maire de la commune. Cet entretien a duré environ une heure.

Ces démarches nous ont permis de comprendre le contexte dans lequel la friche urbaine s'insère, et les différents enjeux et contraintes que son réaménagement soulève. Elles nous ont également permis d'identifier les catégories de parties prenantes devant être prises en compte dans le cadre de notre démarche.

Quatre catégories de parties prenantes ont été identifiées à partir de cette première étape : les anciens salariés du site, les riverains, et parmi eux les membres de l'Association des Riverains de l'Usine de l'Alleud (ARUA), et les élus.

L'ARUA est une association locale dédiée à la préservation de l'environnement et de la qualité de vie des individus résidant à proximité du site pollué. Cette association a été créée en 2000, et est actuellement composée d'une dizaine d'adhérents.

Les anciens salariés sont des riverains ayant travaillé pour la SAPEMO ou la SAITS, c'est-à-dire les deux derniers exploitants du site. Les anciens salariés sont supposés connaître le site, ses infrastructures, et son histoire. Ils ont été inclus dans notre démarche afin de vérifier, et d'analyser le cas échéant, l'existence de valeurs patrimoniales associées à la friche urbaine devant être préservées ou restaurées.

Les riverains regroupent l'ensemble des personnes résidant sur la commune de La Possonnière qui ne sont pas d'anciens salariés de l'usine ou membre de l'ARUA.

La catégorie des élus regroupe trois personnes : le maire de la commune, et deux conseillers municipaux. Il s'agit de décideurs publics locaux.

Ces quatre catégories de parties prenantes sont pertinentes compte-tenu de leur rôle potentiel dans le processus de décision, ou de leurs connaissances ou intérêts vis-à-vis du site au moment de notre démarche.

6.2.3 Présentation de la démarche participative

D'une manière générale, la mise en place de la démarche participative a suivi les trois étapes définie dans le MODE développé par Floc'Hlay et Plottu (1998). La figure 6.4 retrace l'ensemble des étapes poursuivies dans le cadre de notre démarche.

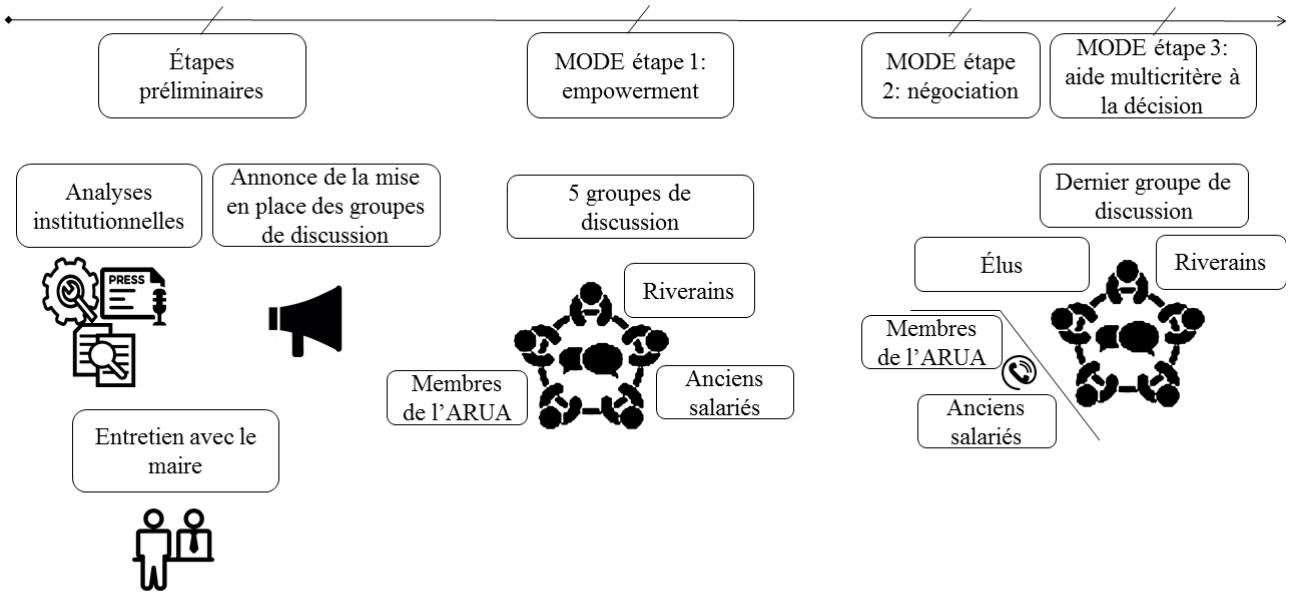


FIGURE 6.4 – Étapes du processus participatif appliqué sur la friche de l'Alleud (La Possonnière)

6.2.3.1 Étapes préliminaires et mise en place du processus d'autonomisation des parties prenantes

La première étape indispensable à la mise en œuvre d'une démarche participative nécessite d'informer, de former, et de motiver les parties prenantes. Cette phase consiste à faire prendre conscience aux parties prenantes de l'existence d'intérêts communs afin de réaménager le site. Cela nécessite de les informer sur les enjeux de la démarche, mais aussi sur le site, et ses contraintes éventuelles en termes de réaménagement.

C'est également une phase d'apprentissage des démarches participatives pour les parties prenantes, en particulier pour les groupes d'intérêts les plus faibles, souvent désorganisés, sans position commune, et peu habitués à prendre part à ce type de démarche (Floc'Hlay et Plottu, 1998, Gamboa, 2006).

Cette étape a été mise en œuvre par le biais de groupes de discussion (Krueger *et al.*, 2001b, Morgan, 1996). Ces groupes de discussion ont été constitués de manière relativement homogène en regroupant les différentes catégories de parties prenantes précédemment identifiées : les anciens salariés de l'usine, les riverains, et les membres de l'ARUA à l'exception des élus.

Ces derniers ont été exclus de ces premiers groupes de discussion dans la mesure où ils possédaient déjà toutes les informations nécessaires concernant le site, et qu'un entretien approfondi avec le maire avait déjà été effectué. Leur exclusion visait à instaurer un climat de confiance, et à favoriser la liberté des échanges entre les participants afin qu'ils révèlent leurs véritables motivations. De plus, cela permet d'instaurer un artifice d'égalité en atténuant, au moins temporairement, les asymétries de pouvoir et d'information entre les élus et la population locale. En effet, ces groupes de discussion ont également été l'occasion de préciser, lorsque cela était nécessaire, les enjeux associés au site, et en particulier son statut de site orphelin, ou encore les résultats des études de diagnostic sur la contamination des sols et leurs conséquences économiques, financières et environnementales sur les potentiels usages futurs du site, et ce quel que soit son repreneur.

Les individus ont été informés de la mise en place de ces groupes de discussion, environ un mois avant qu'ils aient lieu, par l'intermédiaire d'un courrier distribué dans les boîtes aux lettres de la commune, d'appels téléphoniques, de courriels, mais aussi d'une annonce imprimée dans le bulletin municipal (Le Posson). L'information a également été relayée par les associations locales, certains commerçants, et par l'intermédiaire des panneaux d'affichage municipaux.

Au cours de ces groupes de discussion, les participants ont été invités à échanger leurs impressions vis-à-vis de la friche urbaine afin de construire une vision commune du site. L'objectif de notre démarche, et de leur participation leur a été rappelé. Un ensemble de questions ouvertes, de relances, et de documents (cartes et photographies du site) ont été préparées dans le cadre de la grille d'entretien.

Cette grille d'entretien[13] visait, dans une première partie, à appréhender leur perception du site, et notamment des risques potentiels pouvant y être associés. Dans une seconde partie, il s'agissait d'étudier leur degré de connaissance des activités passées du site et de ses contraintes, notamment en termes d'usages futurs. La troisième partie analyse leurs préférences pour différents scénarii fictifs et hypothétiques de réaménagement. La quatrième, et dernière partie, traite de leurs attentes vis-à-vis des projets de réaménagement qui pourraient voir le jour. Elle permet d'identifier les critères sur lesquels le réaménagement de la friche industrielle pourra s'effectuer. À la fin de chacun des groupes de discussion, nous remercions les participants et leur expliquions les prochaines étapes de la démarche. En particulier, nous avons récolté leur disponibilité afin de mettre en place les deux étapes suivantes du MODE.

Cinq groupes de discussions ont été entrepris à l'automne 2016 regroupant au total 27 individus. Ce nombre est satisfaisant car en règle générale entre 4 et 6 entretiens de groupes suffisent pour obtenir les informations nécessaires ; au-delà l'apport d'une nouvelle information est souvent marginal (Morgan, 1996).

Un premier groupe de discussion regroupait les membres de l'ARUA ; un deuxième les anciens salariés ; et les trois autres groupes de discussions les riverains de la commune. En moyenne, ces groupes de discussion ont rassemblé 5,4 participants, et ont duré environ une heure. Ils se sont déroulés dans la salle des associations de la commune.

Le tableau 6.2 décrit la répartition des parties prenantes de ces cinq groupes de discussion, et leurs principales caractéristiques sociodémographiques. On constate que la proportion d'hommes et de femmes est relativement équilibrée. L'âge moyen des participants est de 64 ans, avec une forte proportion d'inactifs (59.26 %). Les parties prenantes directement impactées représentent un peu plus de la moitié de notre échantillon (51.85 %) même si la friche industrielle n'est pas visible de leur logement pour la plupart d'entre eux (64.29 %) à cause de la présence

[13] Cf. annexe F.

de la ligne de chemin de fer et du dénivellement du terrain qui masque le site.

Variables	**Eff.**	**%**
Catégories de parties prenantes		
Membres de l'ARUA	5	18.52
Anciens salariés	3	11.11
Riverains (non adhérent à l'ARUA et n'ayant pas travaillé sur le site)	19	70.37
Genre		
Homme	16	59.26
Femme	11	40.74
Age moyen (écart-type) - min ; max	64 (2.00) - 40 ; 80	
Statut par rapport à l'emploi		
Actifs	11	40.74
Inactifs	16	59.26
Résidents du quartier de l'Alleud		
Non	13	48.15
Oui	14	51.85
Parmi eux, visibilité de la friche de leur logement		
Non	9	64.29
Oui	5	35.71
Total	27	100.00

Tableau 6.2 – Caractéristiques socio-démocraphiques des participants des groupes de discussion

Ces groupes de discussion nous ont permis d'identifier des scénarii de réaménagement du site, correspondant aux actions potentielles, établis sur des critères hypothétiques, mais réalistes et couvrant l'ensemble des points de vue exprimés par les parties prenantes.

De plus, cette première phase les a préparés au processus de négociation en permettant d'organiser une confrontation équilibrée des points de vue exprimés par les individus.

6.2.3.2 La phase de négociation et d'aide multicritère à la décision

La deuxième phase regroupait l'ensemble des parties prenantes, y compris les élus. Elle a été effectuée au moyen d'un dernier groupe de discussion composé de six riverains ayant pris part aux précédents échanges, et de trois élus : le maire et deux conseillers municipaux.

Ce groupe de discussion final nous a permis de rappeler les éléments mis en évidence dans le cadre de l'ensemble des cinq groupes de discussion précédents, et ainsi de valider les alternatives et les critères obtenus.

Cela nous a permis d'élaborer la matrice de performance. Cette dernière a été construite à partir des informations techniques et financières relatives à la reconversion de FUP provenant de l'ADEME et des critères et alternatives proposés par les participants dans le cadre des premiers groupes de discussion.

La matrice de performance obtenue a été présentée et expliquée aux participants afin de pouvoir mettre en œuvre l'AMCD dans le cadre de la troisième et dernière phase.

Les pondérations ont été obtenues pour chacune des catégories d'intervenants identifiées. Elles ont été obtenues à partir d'une approche interactive demandant aux membres des groupes de discussion de se mettre d'accord sur l'importance à accorder à chaque critère.

La réunion s'est terminée par une discussion sur les solutions consensuelles mises en évidence à l'aide de la méthode ELECTRE I.

La figure 6.5 décrit l'ensemble du processus d'aide multicritère mobilisé.

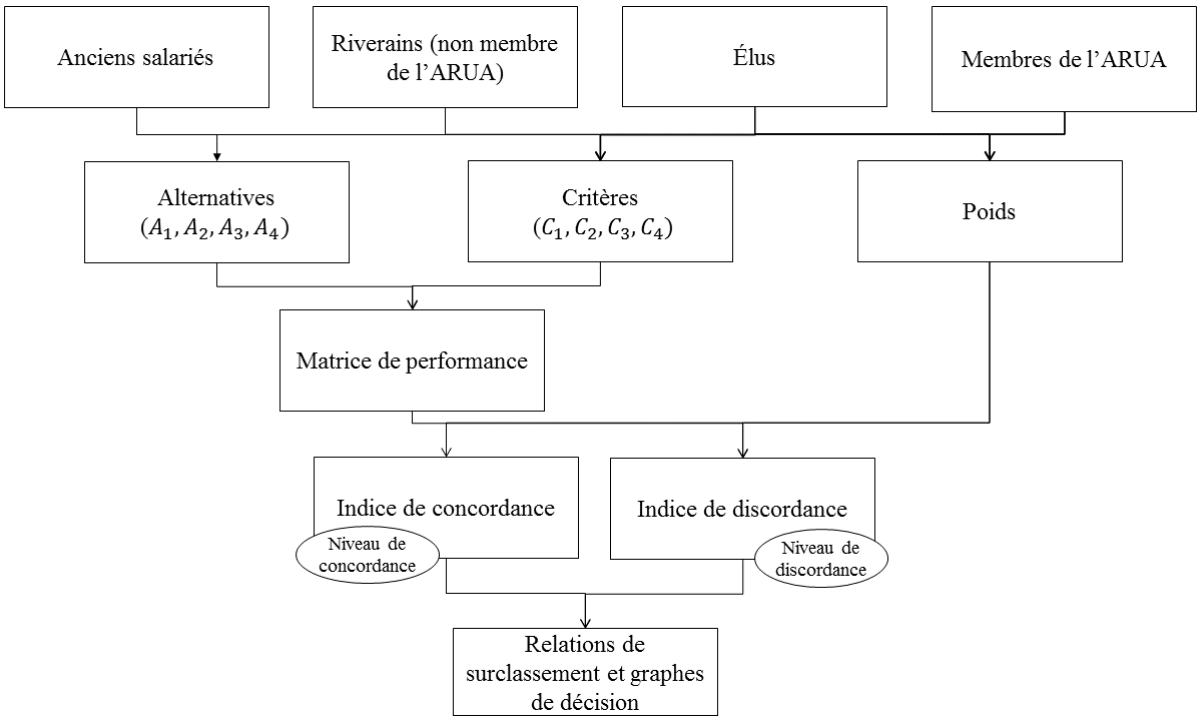


FIGURE 6.5 – Description du processus participatif d'aide multicritère à la décision mis en œuvre dans le cas de la friche de l'Alleud (La Possonnière)

6.3 Résultats

Nous présentons les résultats obtenus aux cours des différentes étapes de notre démarche participative. Il s'agit, tout d'abord, des résultats sur les perceptions et la connaissance du site, et les attentes évoquées par les participants dans le cadre des groupes de discussion lors des deux premières phases du MODE (6.3.1). L'identification des alternatives, des critères, et de leur poids ont également été obtenus par l'intermédiaire des groupes de discussions des deux premières phases (6.3.2). Différents niveaux de concordance et de discordance ont été testés afin de vérifier la stabilité des relations de surclassement obtenues et des projets consensuels mis en évidence en mobilisant l'AMCD (6.3.3).

6.3.1 Perceptions, connaissances et attentes des parties prenantes

La retranscription des échanges des cinq groupes de discussion effectués, nous a permis d'effectuer une analyse de contenu et une CHD à l'aide du logiciel IRaMuTeQ afin d'étudier les perceptions individuelles des participants vis-à-vis du site. La figure 6.6 montre les résultats obtenus par la classification hiérarchique descendante, et la figure 6.7 le nuage de mot associé en fonction de la fréquence des termes utilisés par les participants[14].

On constate que les individus perçoivent cette friche comme étant polluée (mots de la classe 2 de la classification effectuée, 15 % des termes classifiés). Ils considèrent également qu'il s'agissait d'un lieu de vie important pour la commune (termes de la troisième classe, 33.7 %). En effet, l'usine faisait travailler tout le quartier de l'Alleud ; certains commerces, comme le « café de l'industrie » ont disparu lorsque les activités de l'usine ont cessé.

En outre, pour les participants interrogés, il s'agit actuellement d'un site fermé et pour lequel l'État a une part importante d'irresponsabilité, mais où l'espoir demeure (mots de la classe 1,

[14]Ces analyses ont également été effectuées pour chaque groupe de discussion. Cependant, les résultats obtenus ne sont pas significatifs en raison du nombre relativement faible de participants dans chaque groupe de discussion compte-tenu de la thématique à analyser. Ils ne sont donc pas reproduits ici.

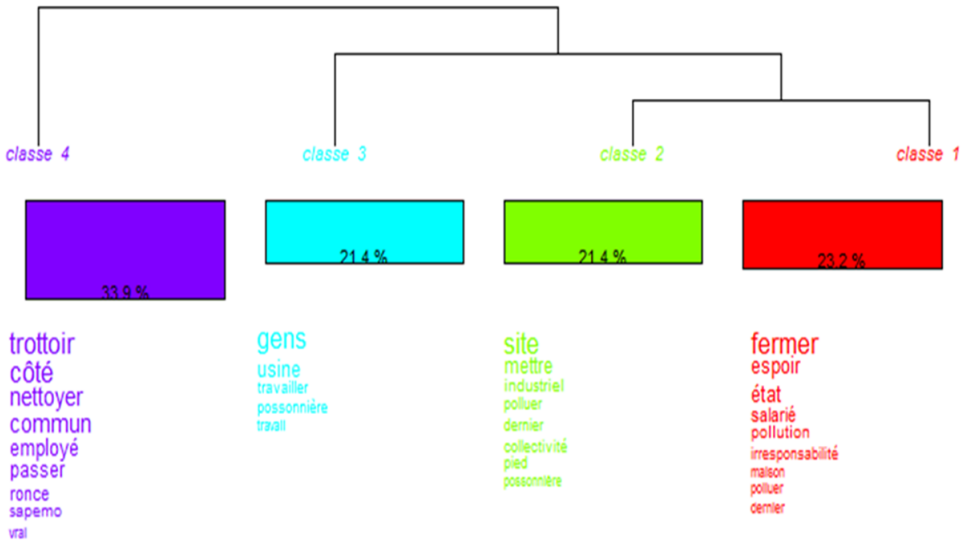


FIGURE 6.6 – Résultats de la classification hiérarchique descendante sur les perceptions individuelles relatives au site

FIGURE 6.7 – Nuage de mots sur les perceptions individuelles relatives au site de l'Alleud

39.7 %).

De façon plus marginale, les individus évoquent la végétation incontrôlée du site qui envahie parfois le trottoir, et détériore ainsi leur cadre de vie (mots de la quatrième classe, 11.6 %).

D'une manière générale, les participants avaient une bonne connaissance des différentes activités passées ; y compris des exploitants qui se sont succédés lorsqu'il s'agissait d'une usine de traitement de surface. La frise chronologique 6.8 résume les principales activités passées du site mentionnées par les participants.

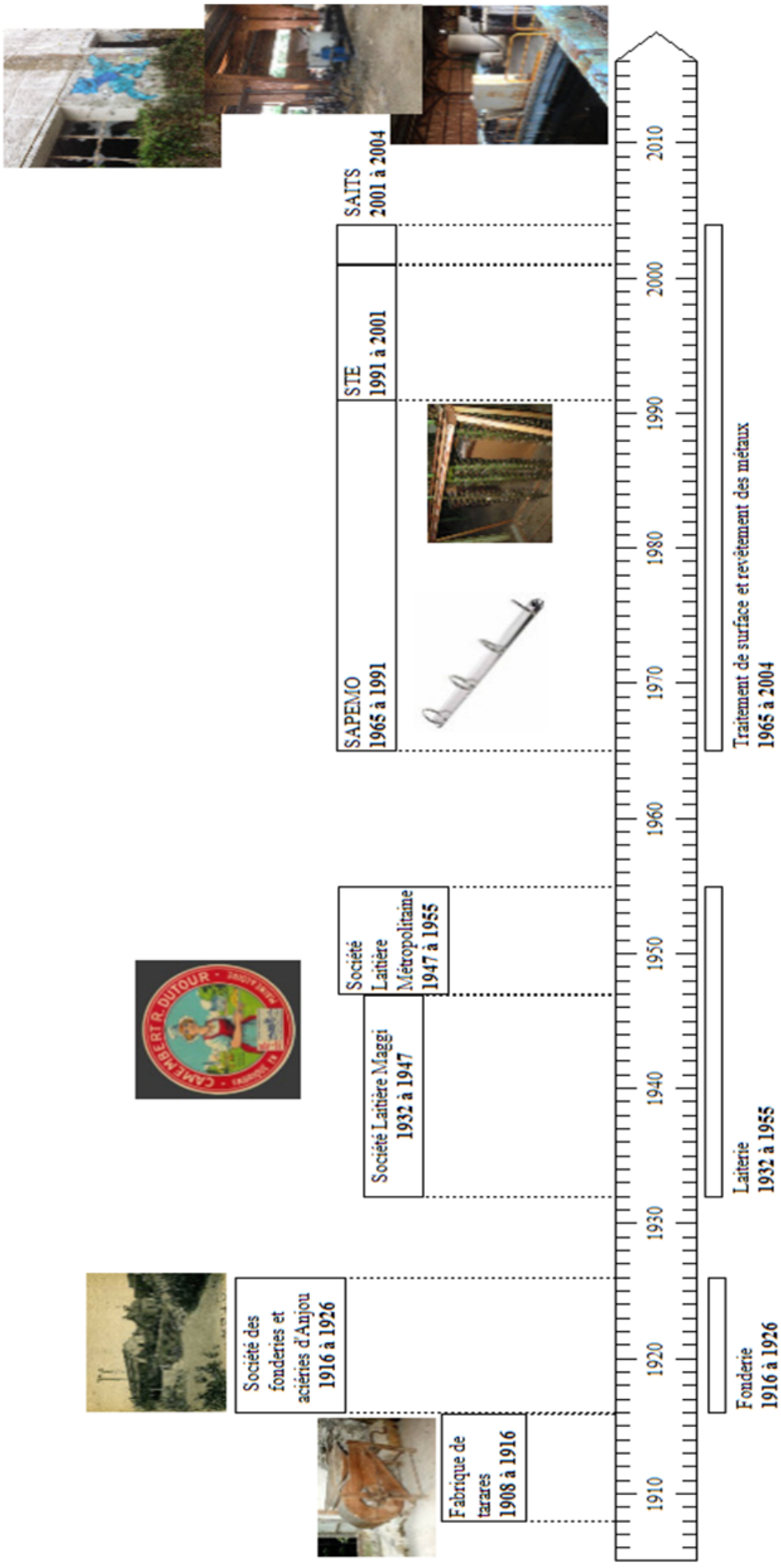


FIGURE 6.8 – Frise chronologique des principales activités passées sur le site de l'Alleud (La Possonnière). SAPEMO : Société d'Application Pratique des Éléments Mult-O ; STE : société de traitement électrolytique ; SAITS : Société Armoricaine d'Investissement - Traitement de Surface.

Au cours des cinq groupes de discussion effectués, les participants ont envisagé de nombreux projets : manège à cheval, parc de loisirs, piste de karting, entrepôt pour des sociétés de camion ou les pompiers locaux, musée, etc. Certains de ces projets ne pourront pas voir le jour car ils nécessitent d'excaver les sols ; ce qui présenterait un risque sanitaire et environnemental trop important à l'heure actuelle. En outre, nous rappelons que le PLU restreint les usages de type industriel.

Pour cette raison, parmi l'ensemble des projets évoqués, trois d'entre eux ont été pris en considération. Ces projets sont pertinents compte-tenu des contraintes de réaménagement du site. Ils sont également faisables compte-tenu du niveau de contamination et des futurs usages possibles par le PLU actuel, et des servitudes d'usage pouvant être mises en place dans le futur.

Ces projets sont : les logements et bureaux (A_1), les espaces verts (A_2), les lieux d'entrepôt et petits commerces (A_3). La situation dite de *statu quo*, dans laquelle le site reste à l'état de friche, constitue une quatrième et dernière alternative (A_4). Cette option correspond à l'expérience actuelle des participants ; celle où aucun projet de reconversion n'est mis en œuvre.

Ces quatre alternatives ont été validées par les participants, y compris les élus locaux qui connaissent les contraintes techniques et financières du site.

Enfin, un ensemble de critères a également été mis en évidence au cours de ces groupes de discussion. Ces critères reflètent toutes les préoccupations exprimées par les participants vis-à-vis du problème de décision.

Ces critères sont également exhaustifs, cohérents, et non-redondants (Roy et Bouyssou, 1993). Au total, quatre critères ont été identifiés comme importants par les parties prenantes : le coût de réaménagement de la friche industrielle (C_1), les retombées économiques (C_2), l'acceptabilité sociale du projet (C_3), et les amélioration de l'environnement et de la qualité de vie au quotidien sur le site (C_4). Ces critères ont également été validés par les participants de nos groupes de discussion. Le tableau 6.3 présente ces critères. La figure 6.9 décrit les liens entre les alternatives et les critères. Ils sont repris par la suite pour établir la matrice de performance.

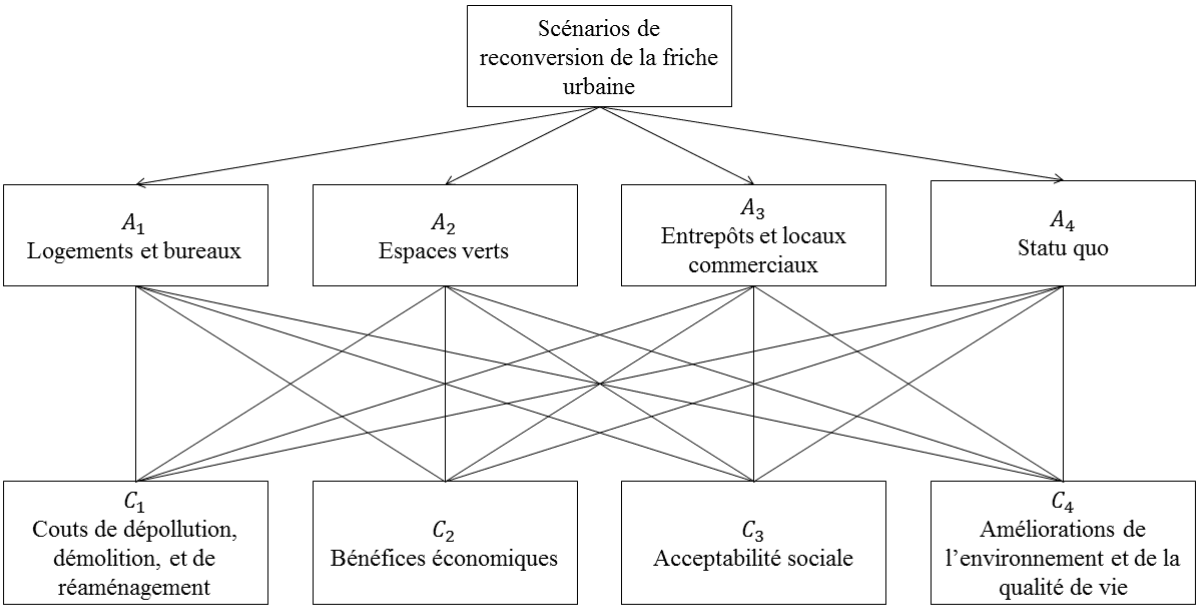


FIGURE 6.9 – Description des alternatives et des critères du processus d'AMCD

Critère	Unité	Objectif	Principe de construction du critère	Description
Coûts	Critère objectif exprimé en euro et converti sur une échelle de 1 à 10 à partir du système de pondération	Min	Coûts (à partir des dossiers de l'ADEME sur les coûts associés à la reconversion de friches urbaines polluées et de la revue de la littérature)	Il inclut les coûts de dépollution, démolition et reconstruction.
Bénéfices économiques	Critère objectif exprimé en euro et converti sur une échelle de 1 à 10 à partir du système de pondération	Max	À partir des taxes foncières, d'habitation, et de la revue de la littérature	Ils expriment les bénéfice économiques tels que la création d'emplois, l'augmentation des ressources fiscales, et de la valeur foncière des propriétés avoisinants le site
Acceptabilité sociale	Jugement qualitatif sur une échelle de 1 à 10	Max	Point de vue argumenté des participants	Il traduit la nécessité que la majorité des parties prenantes soient d'accord avec la décision qui sera prise.
Environnement et qualité de vie	Jugement qualitatif sur une échelle de 1 à 10	Max	Point de vue argumenté des participants	Il correspond à l'amélioration de l'environnement (réduction des principales sources de contamination) et de la qualité de vie (réduction de la pollution sonore, et des externalités négatives comme l'augmentation de la végétation).

Tableau 6.3 – Description des critères

6.3.2 Construction de la matrice de performance et pondération

Les alternatives et les critères obtenus nous ont permis d'élaborer la matrice de performance. Cette dernière a été construite en tenant compte des informations techniques relatives aux différents projets de reconversion de friches urbaines menés en France ces dernières années et de leurs coûts à partir des données provenant de l'ADEME (Cadière et Masselot, 2012).

Le tableau 6.4 présente la matrice de performance pour les quatre alternatives, $A = \{A_1, A_2, A_3, A_4\}$ et les quatre critères, $C = \{C_1, C_2, C_3, C_4\}$, identifiés et pris en compte par les participants.

Ces alternatives correspondent respectivement aux logements et bureaux (A_1), aux espaces verts (A_2), aux entrepôts et commerces (A_3), et à la situation de statu quo (A_4). Les critères correspondent respectivement aux coûts de réaménagement (C_1), aux retombées économiques (C_2), à l'acceptabilité sociale (C_3), et aux améliorations environnementales et de la qualité de vie au quotidien des habitants (C_4).

	Alternatives				**Pondération**			
Critères	**Logements et bureaux**	**Espaces verts**	**Entrepôts et commerces**	**Statu quo**	**Riverains**	**Membre de l'ARUA**	**Anciens salariés**	**Élus**
Coûts de dépollution et de réaménagement (1 à 10 - min)	3	6	4	8	2	1	2	2
Bénéfices économiques (1 à 10 - max)	7	3	6	1	2	3	2	1
Acceptabilité sociale (1 à 10 - max)	6	8	5	3	1	4	3	2
Environnementaux et de qualité de vie (1 à 10 - max)	6	8	4	3	5	2	3	5

Tableau 6.4 – Tableau de performance et pondération par catégorie de parties prenantes

Les critères ont été exprimés sur une échelle de 1 à 10 afin de faciliter leur traitement par les participants. Les retombées économiques et les coûts ont ainsi été convertis sur une échelle de 1 à 10 en utilisant les déciles des coûts de réaménagement de FUP à partir des dossiers consultés à l'ADEME et de la revue de la littérature effectuée.

Les pondérations, également présentées dans le tableau 6.4, ont été obtenues par catégories de parties prenantes. Autrement dit, les individus constituant une catégorie de parties prenantes donnée devaient attribuer une note à chaque critère. Pour ce faire, ils devaient répartir dix jetons qui leur avaient été distribués sur l'ensemble des critères. Ainsi, plus le poids associé à un critère est élevé, et plus celui-ci est considéré comme important, utile, et préférable pour la catégorie de parties prenantes interrogée. Cette technique de pondération permet d'établir un lien en fonction de l'importance respective des critères. L'échelle de notation du tableau 6.5 montre le lien entre la pondération et l'importance accordé à un critère pour chaque catégorie de parties prenantes.

Dans le cadre de notre démarche, les poids sont donc assimilables à des coefficients d'importance résultant d'une procédure de vote (Mousseau, 1995).

Extrêmement important/utile	Très important/utile	Très important/utile	Important/utile	Important/utile	Pas important/utile	Pas important/utile	Très inutile	Très inutile	Parfaitement inutile
++	+	-	+	-	-	+	-	+	–
10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Tableau 6.5 – Échelle de notation des critères

6.3.3 Mise en évidence des projets consensuels par l'aide multicritère à la décision

Une fois la matrice de performance construite, présentée, comprise et validée par les parties prenantes, et les pondérations obtenues, il était possible d'appliquer la méthode ELECTRE I. Cette dernière a été mobilisée sur le terrain à l'aide du logiciel et de la plateforme Diviz (Meyer et Bigaret, 2012). Diviz permet de construire, d'exécuter, et de partager des procédures d'AMCD en ligne (Bigaret et Meyer, 2015a). L'utilisation de ce logiciel nous a permis de calculer les indices de concordance et de discordance associés à nos données[15].

Les indices de concordance et de discordance sont calculés pour chaque paire d'alternatives compte-tenu d'un certain niveau de concordance ou de discordance.

Le seuil de concordance exprime la concordance minimale exigée d'une hypothèse, et le seuil de discordance le maximum de discordance que l'on tolérera d'une hypothèse. Les alternatives possibles sont ainsi sélectionnées dès lors qu'elles remplissent ces deux conditions.

Les indices de concordances sont établis en additionnant les poids (w_j) des critères vérifiant la relation de surclassement sur la somme totale des poids. Soit :

$$I_c = \frac{\sum w_k \text{ si } w_k(a_i) \geqslant w_k(a_j)}{\sum w_k} \tag{6.1}$$

Les indices de concordance varient entre 0 et 1. S'il n'existe aucun critère pour lequel l'alternative A_i $\forall i = 1, ..., m$ surclasse une autre alternative, l'indice est nul. Au contraire, il est égal à 1 si l'alternative A_1 surclasse l'alternative A_2, par exemple, pour tous les critères.

Ainsi, par exemple, l'indice de concordance des espaces verts (A_2) comparé à la construction de logements et de bureaux (A_1) est de 0.8 pour les riverains car l'alternative A_2 surclasse l'alternative A_1 pour le critère des coûts de dépollution et de réaménagement (+ 0.2), l'acceptabilité sociale (+ 0.1) et l'amélioration de l'environnement et de la qualité de vie au quotidien sur le site (+ 0.5). Le tableau 6.6 présente les indices de concordance pour chaque catégorie de parties prenantes.

[15]Pour une présentation plus détaillée du logiciel et de l'utilisation qui en a été faite dans cette thèse voir en annexe G.3.1.

Projets	**Logements et bureaux**	**Espaces verts**	**Entrepôts et commerces**	**Statu quo**	**Logements et bureaux**	**Espaces verts**	**Entrepôts et commerces**	**Statu quo**	**Logements et bureaux**	**Espaces verts**	**Entrepôts et commerces**	**Statu quo**	**Logements et bureaux**	**Espaces verts**	**Entrepôts et commerces**	**Statu quo**
Logements et bureaux	-	0.8	0.2	0.2	-	0.7	0.1	0.1	-	0.8	0.2	0.2	-	0.9	0.2	0.2
Espaces verts	0.2	-	0.2	0.2	0.3	-	0.3	0.1	0.2	-	0.2	0.2	0.1	-	0.1	0.2
Entrepôts et commerces	0.8	0.8	-	0.2	0.9	0.7	-	0.1	0.8	0.8	-	0.2	0.8	0.9	-	0.2
Statu quo	0.8	0.8	0.8	-	0.9	0.9	0.9	-	0.8	0.8	0.8	-	0.8	0.8	0.8	-
Type de parties prenantes	**Riverains**				**ARUA**				**Anciens salariés**				**Élus**			

Tableau 6.6 – Indices de concordances par catégorie de parties prenantes

Le calcul d'un indice de discordance correspond à la différence maximale existante entre les performances des alternatives pour un critère donné divisé par la longueur de la plus grande échelle ; soit :

$$I_d = \frac{\text{Maximum de l'écart de notes}}{\text{Longueur de la plus grande échelle}} \tag{6.2}$$

Cette division permet d'obtenir ainsi un indice qui varie également entre 0 et 1 (Schärlig, 1996).

Le tableau 6.7 présente les indices de discordance associés à nos alternatives. Ainsi, par exemple, pour calculer l'indice de discordance entre l'alternative A_3 (entrepôts et commerces) et l'alternative A_2 (espaces verts), on constate que l'hypothèse de surclassement n'est pas vérifiée pour les critères C_1, C_3, et C_4. L'écart est maximal pour le dernier critère ; pour C_1 on a 6 - 4 = 2 ; pour $C3$ on a 8 - 5 = 3 ; et pour C_4 on a 8 - 4 = 4. Lorsque l'on divise par la longueur de la plus grande échelle (égale à 10), on obtient un indice de discordance égal à 0,4.

Projets	**Logements et bureaux**	**Espaces verts**	**Entrepôts et commerces**	**Statu quo**
Logements et bureaux	-	0.3	0.2	0.6
Espaces verts	0.3	-	0.4	0.5
Entrepôts et commerces	0.1	0.3	-	0.5
Statu quo	0.5	0.2	0.4	-

Tableau 6.7 – Indices de discordances associés aux projets

Une fois que les alternatives possibles ont été sélectionnées, ces dernières sont représentées sur un graphe de décision décrivant les relations de surclassement.

Par ailleurs, il est également nécessaire de tester différents seuils de concordance et de discordance afin de vérifier la robustesse des alternatives mises en évidence. Cela nous permet de voir quelles relations de surclassements apparaissent dès lors que l'on diminue les exigences par rapport aux seuils de concordance, ou au contraire, disparaissent dès lors que l'on relève les seuils de concordance. Ainsi, cela nous permet de mettre en évidence les projets susceptibles d'engendrer le consensus le plus large possible. Lorsqu'après avoir fait varier les seuils de concordance et de discordance, la solution initiale reste ancrée dans le noyau, alors cela signifie qu'elle a de bonnes chances de constituer une solution. La figure 6.10 montre les résultats de cette analyse de sensibilité.

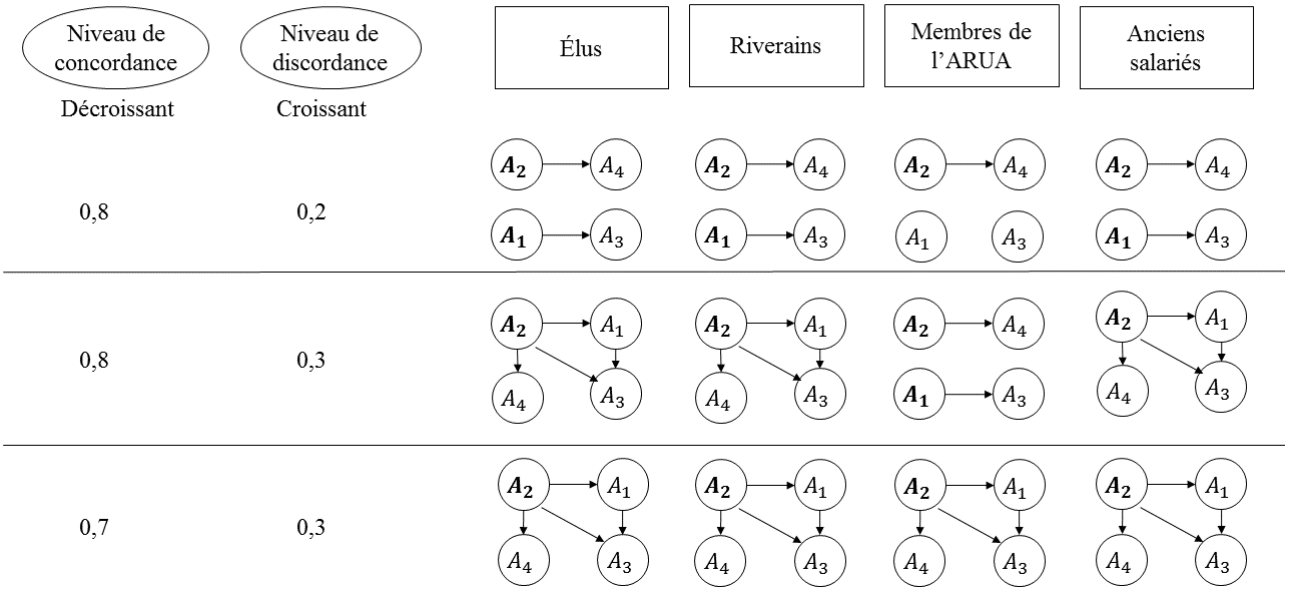


FIGURE 6.10 – Résultats obtenus par la méthode ELECTRE I

Pour chaque catégorie de parties prenantes, nous avons progressivement augmenté le niveau de concordance requis (de 0,7 à 0,8) et diminué le seuil de discordance (de 0,3 à 0,2).

On constate que le *statu quo* (A_4) est une alternative qui est surclassée dans la plupart des cas par toutes les autres alternatives quelle que soit la catégorie de parties prenantes considérées. Cela témoigne de la volonté des habitants de la commune de redonner de nouveaux usages à ce site.

En outre, on observe également que le projet de réaménagement du site sous forme d'entrepôts (A_3) est surclassé par le projet de réaménagement consistant à construire des logements et des immeubles de bureaux (A_1).

Enfin, on constate que quels que soient les seuils de concordance et de discordance choisis, le projet de reconversion de la friche urbaine en espaces verts (A_2) est le plus consensuel. Il s'agit de la solution la plus acceptable, et acceptée par l'ensemble des parties prenantes. Ce projet avait déjà été évoqué lors des premiers groupes de discussion.

La mise en évidence de ce résultat a permis d'amorcer des échanges entre les participants concernant le devenir du site. Sachant qu'une partie du site ne pourra pas être reconvertie, il est envisageable pour les parties prenantes interrogées de mettre en place des espaces verts avec un traitement de la pollution du sol par phytoremédiation et un parcours pédagogique expliquant le traitement mis en œuvre.

Les échanges qui ont suivi ont également porté sur la construction éventuelle de quelques

logements sur la partie du site qui serait la moins polluée. Ces projets restent à l'étude à l'heure actuelle en attendant les résultats des dernières campagnes de diagnostics effectués en 2017, et d'un repreneur du site.

Enfin, deux critères ressortent comme étant fondamental pour reconvertir une FUP. Il s'agit du critère environnemental et d'amélioration de la qualité de vie au quotidien sur le site, et du critère se rapportant à l'acceptabilité sociale. Ces deux critères sont évoqués par l'ensemble des parties prenantes.

6.4 Discussion

Les études les plus récentes qui ont cherché à mettre en place un processus participatif se sont effectuées majoritairement dans le cas de la reconversion de sites miniers (Mateus *et al.*, 2016, Meech *et al.*, 2006).

Ainsi, Mateus *et al.* (2016) mobilisent les outils de l'aide multicritère MACBETH dans le cadre d'une démarche participative auprès d'un panel d'experts afin d'identifier les critères sur lesquels la réhabilitation de la mine à ciel ouvert de São Domingo au Portugal peut s'effectuer.

Meech *et al.* (2006) mettent en place des charrettes participatives entre les décideurs publics locaux, régionaux, et fédéraux dans le cadre de la réhabilitation des mines Britannia, situées à proximité de Vancouver au Canada. Ce dispositif participatif leur permet d'obtenir une liste de critères que les projets de réhabilitation doivent respecter afin de reconvertir cet espace dans une logique de développement durable. Le degré d'importance de ces critères est identifié à partir d'un vote coloré. Cette technique permet de visualiser les éléments consensuels ou de désaccord entre les participants qui expriment l'importance accordée à un critère à partir d'une palette de couleurs.

Zarcadoolas *et al.* (2001) montrent à partir d'une étude de cas comment des experts environnementaux se sont associés à un groupe de résidents situés à proximité de deux friches industrielles sur la commune de Providence (Rhode Island, États-Unis) afin d'élaborer un guide d'information sur les problèmes sanitaires découlant de la présence de friches urbaines. Pour ce faire, ils mettent en place quatre groupes de discussion réunissant au maximum dix résidants des quartiers d'Olneyville et d'Harford. Leur expérience souligne la nécessité d'utiliser un niveaux de langage et des graphiques appropriés à la population ciblée ; en particulier lorsque celle-ci ne dispose d'aucune connaissance au préalable sur les polluants chimiques et leurs impacts potentiels sur la santé. Cependant, leur étude de cas n'aboutit pas à la mise en place d'une démarche participative visant à reconvertir ces deux friches urbaines.

En France, une bibliothèque de documents et de retours d'expériences visant à favoriser le dialogue et l'information des populations locales dans la gestion et l'évaluation des sites pollués a été mise en place par l'intermédiaire du site Comrisk[16]. L'implication des populations locales reste cependant à un niveau informatif.

Afin d'aller plus loin dans la mise en œuvre d'un processus participatif pouvant être appliqué dans le cas de sites pollués à reconvertir, nous avons développée une démarche d'AMCD participative incluant l'ensemble des parties prenantes (Wigfall et Griswold, 1999). Notre démarche complète ainsi les résultats obtenus par ces précédentes études en donnant un cadre plus large à la participation.

Notre démarche complètent ainsi les résultats obtenus par ces études. Si les critères, et projets mis en évidence sont semblables à ce qui est mis en évidence dans ces travaux, ces dernières sont obtenues par des panels d'experts. Nous avons, au contraire, choisi d'inclure l'ensemble des parties prenantes dans le cadre d'une recherche-action afin de sensibiliser les populations

[16] `https://comrisk.fr/`

locales aux problématiques découlant des FUP (i), améliorer leurs niveaux de connaissance (ii), et faire émerger des solutions pouvant favoriser la reconversion de ce type de focier (iii).

Par ailleurs, l'utilisation d'une approche de surclassement, avec la méthode ELECTRE I, nous a permis de traiter un ensemble disparate de critères. Dans notre, cas l'AMCD nous a servi à structurer la démarche participative mise en œuvre (Figueira *et al.*, 2013, Roy et Bouyssou, 1993, Valette *et al.*, 2007). Le recours à la méthode ELECTRE I nous a permis d'expliquer les résultats obtenus par le logiciel aux parties prenantes, et ainsi de gagner en transparence et en clarté.

Le recours aux groupes de discussions nous a également permis d'expliciter la façon dont les pondérations ont été obtenues ; et ainsi d'améliorer la qualité de la démarche en favorisant la confiance et la compréhension du dispositif (Eiser *et al.*, 2007, Xenarios et Tziritis, 2007). En effet, chaque étape du processus, et les résultats obtenus ont été expliqués aux parties prenantes. Cela a contribué à améliorer la transparence du processus participatif qui est un élément fondamental pour toute démarche participative (Eiser *et al.*, 2007, Klusáček *et al.*, 2018, Laurian, 2003).

De plus, la méthode ELECTRE I a été relativement facile à mettre en œuvre sur le terrain auprès des participants. Même si la nature subjective des critères peut être discutée, ces derniers reflètent la réalité sociale et l'expérience quotidienne vécue par les participants vis-à-vis du site.

Cette démarche montre que les individus sont capables de raisonner en terme d'utilité collective (Sagoff, 1986, 1998). Même si aux premiers abords, les participants percevaient ce site comme étant un site pollué, la mise en place de notre démarche, leur a permis de prendre conscience d'intérêts communs vis-à-vis de la reconversion du site, et ainsi de travailler de manière collective pour trouver une solution.

Nos résultats indiquent que ce sont les critères environnementaux et de qualité de vie au quotidien sur le site qui doivent être pris en compte en priorité. Ce résultat est stable quelle que soit la catégorie de parties prenantes interrogées. Des études par questionnaire avaient également mis en évidence ce phénomène (De Sousa, 2006a, Kunc *et al.*, 2014, Turvani *et al.*, 2010). En outre, le projet de reconversion en espaces verts est le plus consensuel. Cela correspond à ce qui avait été mis en évidence dans le cadre de cette thèse au moyen d'enquêtes[17] ; et donc aux préférences individuelles.

Enfin, au niveau de la constitution des groupes de discussion, ces derniers ont été constitués de façon relativement homogène, et en nombre suffisant (Morgan, 1996). De plus, ils se sont déroulés dans un cadre relativement informel, et facile d'accès pour les participants.

La mise en place de groupes de discussion séparés entre catégories de parties prenantes nous a permis de préparer et d'organiser une confrontation équilibrée des échanges lors de la phase de négociation et de confrontation des points de vue. Ce type de groupes de discussion est généralement mis en œuvre lorsque la situation est potentiellement conflictuelle entre les parties prenantes et/ou quand le niveau de connaissance des participants, et leurs expérience des dispositifs participatifs est limitée (Daniell *et al.*, 2011, Faysse *et al.*, 2014, Imache *et al.*, 2009). Dans ce cas, cela facilite également l'apprentissage social des démarches participatives. Dans notre contexte d'étude, ils se justifiaient pour ces deux dernières raisons.

[17] Cf. chapitre 3 et 4.

6.5 Conclusion et apports de la démarche

L'application de notre démarche témoigne de l'utilité, si ce n'est de la nécessité, de mettre en place une approche structurée de la participation dans le cas de la reconversion de FUP.

Nous avons proposé et mis en place un processus participatif afin de faciliter l'aide à la décision dans le cas de la reconversion de FUP. Cette démarche repose sur l'identification des parties prenantes et du contexte environnemental, social, et économique dans lequel la friche urbaine s'insère (Kontogianni *et al.*, 2001).

La mise en œuvre de notre démarche a permis aux parties prenantes de prendre conscience d'intérêts communs, et de les faire œuvrer collectivement vers la recherche d'une solution consensuelle. En outre, elle concilie les connaissances et les différents points de vues formulés par les parties prenantes.

Cette démarche a également permis de faire remonter les besoins locaux des riverains. En effet, notre dispositif a constitué un vecteur permettant de nourrir et de soutenir la demande émanant des habitants s'interrogeant sur le devenir du site. Par leur connaissance de l'environnement et des usages passés, les habitants permettent de mieux prendre en compte le contexte local dans lequel s'insère le projet envisagé. Du côté des décideurs publics, ce type de démarche leur permet d'identifier les besoins réels des habitants de la commune.

En outre, la participation des riverains, leur a permis d'être initiés aux problématiques portant sur la planification urbaine et la contamination des sols. Cela a permis une meilleure compréhension des contraintes et des enjeux relatifs au site. Ils se sont également familiarisés avec la prise de parole dans le cadre d'une arène publique ; ce qui a contribué à un apprentissage de la démocratie participative.

D'une manière générale, leur participation donne lieu à une meilleure acceptabilité des usages futurs, et donc de leur appropriation ; et atténue ainsi l'impact potentiel des stigmates.

Les résultats obtenus permettront d'alimenter et de capitaliser les retours d'expériences sur la mise en œuvre de démarche participatives ; et ainsi de faciliter la prise de décision des maîtres d'ouvrage et des décideurs publics en améliorant la qualité de la démarche et acceptabilité de la part des parties prenantes des projets envisagés. Ils peuvent servir au repreneur à terme au moment de reconvertir ce site.

En conclusion, la façon dont la démarche a été mise en œuvre, la nature des résultats obtenus, et leur acceptabilité par les parties prenantes nous permettent de valider notre démarche méthodologique.

Conclusion de la troisième partie

La figure 6.11 décrit les éléments abordés dans les chapitres de cette partie.

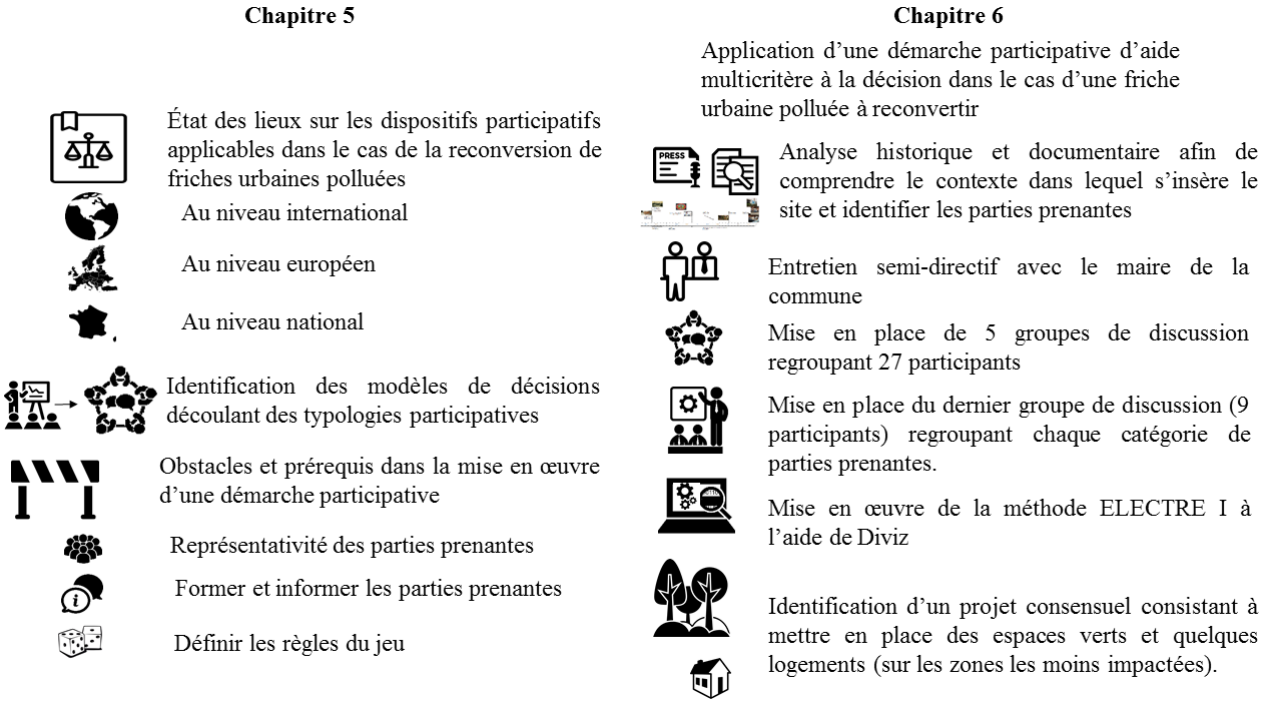


FIGURE 6.11 – Contenu de la troisième partie

Cette partie a indiqué comment une démarche participative d'aide multicritère à la décision pouvait être mise en œuvre. Nous avons tout d'abord effectué une analyse des dispositifs réglementaires applicables dans le cas du réaménagement de FUP. Si la participation est obligatoire, rien n'indique comment elle peut être concrètement mise en œuvre. Par conséquent, les opérateurs publics et fonciers témoignent de nombreuses difficultés pour mettre en place ce type de démarche[18].

Pour cette raison, nous avons également procédé, à partir d'une revue de la littérature et des retours d'expériences existants, à l'identification des prérequis nécessaires pour implémenter une telle démarche. En tenant compte de ces prérequis, nous avons mis en oeuvre une démarche participative d'aide multicritère à la décision auprès des parties prenantes impactées par une FUP sur la commune de La Possonnière.

Dans un premier temps, nous avons identifié les parties prenantes impactées par cette friche à partir d'études documentaires et historiques. Un entretien approfondi auprès du maire de la commune a également été effectué afin de compléter les informations dont nous disposions. Quatre catégories de parties prenantes ont ainsi été identifiées et contactées pour prendre part à notre démarche : les riverains, les anciens salariés de l'usine, les membres d'une association environnementale locale, et les élus locaux.

Cinq groupes de discussion ont été menés auprès de chaque catégorie de parties prenantes afin de recueillir leurs perceptions du site, leurs attentes, et les critères à partir desquels elles estiment que la reconversion du site doit se faire. Ces groupes de discussion les ont sensibilisés à la démarche participative. Ils ont également permis de les informer des contraintes relatives au réaménagement du site tout en leur faisant prendre conscience d'intérêts communs. Ces groupes de discussion ont rassemblé 27 participants. Pendant cette phase, nous avons choisi

[18]Cf. chapitre 2.

de ne pas inclure les élus, car leur présence aurait pu introduire un biais lors des échanges en raison d'asymétries d'informations et de pouvoirs.

Les groupes de discussion ont également mis en évidence une pluralité de discours sur les aspects identitaires et patrimoniaux pouvant se rattacher à une FUP. Les anciens salariés du site et riverains ayant travaillé grâce à la présence de l'usine évoquent le site sous « le mode de l'épopée » ; tandis que les riverains, et notamment les membres de l'ARUA dénoncent davantage les pollutions occasionnées par l'usine. Ils dénoncent également l'irresponsabilité de l'État dans la gestion de ce site pollué. Ces deux modes de discours ont été identifiées dans le cas d'un ancien site minier par Bretesché (2016).

Par ailleurs, ils conditionnent les aménagements futurs envisagés sur le site. En effet, les aménagements évoqués par les riverains, lors du dernier groupe de discussion, visent à une remise en état du site où la nature pourrait reprendre ses droits, ou à une réutilisation non industrielle du site. Ces nouveaux usages cherchent à effacer les traces visibles de l'ancienne exploitation.

Le dernier groupe de discussion a rassemblé l'ensemble des parties prenantes. Il a permis de valider les projets et les critères proposés par les participants lors de la première phase ; et ainsi de construire la matrice de performance associée. Les critères identifiés par les parties prenantes sont l'acceptabilité sociale du projet, les retombées économiques, l'amélioration de la qualité de vie au quotidien sur le site, avec notamment la réduction des dégradations et nuisances environnementales, et le coût associé à la mise en œuvre du projet. On retrouve ainsi deux critères qui avaient été identifiés dans le cadre de l'expérience à choix discrets au niveau individuel. Une fois la matrice de performance présentée et validée par les membres du groupe de discussion nous avons mis en œuvre l'aide multicritère à la décision. Cette dernière a été effectuée par une méthode de surclassement (ELECTRE I) à l'aide du logiciel Diviz. Le choix de cette méthode de suclassement nous a permis de conserver un cadre participatif en explicitant les résultats tout au long du processus. Ainsi, les projets les plus consensuels, et les points de désaccords éventuels ont été mis en discussion par les parties prenantes. La mise en place d'espaces verts est le projet le plus consensuel. Cela rejoint les préférences individuelles révélées dans le cadre de la première enquête.

Conclusion

Cette thèse contribue à l'étude de la reconversion des friches urbaines polluées en France. Son objectif a été d'analyser les obstacles existants et les leviers pouvant être mis en œuvre afin de promouvoir leur reconversion et leur réaménagement en France, car elle est à l'origine de nombreux bénéfices environnementaux, économiques, sociaux et de santé publique. Nous avons organisé cette réflexion par l'intermédiaire des trois questions de recherche suivantes :

1. Quels sont les obstacles réglementaires et techniques des opérateurs fonciers lors de la mise en œuvre des projets reconversion de friches urbaines polluées ?

2. Quelles sont les perceptions, représentations et préférences des populations locales en matière de projets de reconversion de friches urbaines polluées ?

3. Sur quels critères et à partir de quels outils et méthodes d'aide à la décision est-il possible de fonder une démarche d'évaluation participative des projets de reconversion de friches urbaines polluées ?

Pour ce faire, nous avons, tout d'abord, analysé l'impact des stigmates associés aux FUP auprès des opérateurs fonciers, puis des riverains impactés par ce type de site au niveau individuel. Puis, nous avons examiné leurs préférences collectives à partir d'une démarche participative d'AMCD. En effet, nous avons postulé qu'une démarche de gestion intégrée des territoires nécessite de prendre en compte les perceptions, représentations, et comportements des différentes parties prenantes associées à un projet de reconversion de FUP. Cela va dans le sens d'une co-construction des projets de réaménagement, et vers une meilleure acceptabilité de ces derniers. C'est sur ce chaînage concertation-aide à la décision que la thèse a analysé la mise en œuvre des projets de reconversion de FUP, et leur insertion dans la prise de décision. Sur le plan opérationnel, les résultats apportés par cette thèse alimentent les retours d'expérience des acteurs techniques et fonciers afin de faciliter leur prise des décision dans la gestion de FUP. Ils améliorent également l'acceptabilité, par l'ensemble des parties prenantes, des projets de reconversion en montrant comment une démarche participative peut être mise en œuvre, et comment les stigmates associés à une FUP peuvent être atténués, ou pris en considération, lors de la mise en œuvre de ces projets. Cette thèse contribue également à la littérature économique relatives aux problèmes de la reconversion de FUP. Elle mobilise une approche originale conciliant des méthodes interrogeant les comportements et les préférences individuelles, et en les confrontant aux préférences collectives à l'aide d'outils participatifs. Une des originalités de notre démarche est d'avoir constitué des échantillons d'individus réellement impactés par ce type de site. Cette thèse se situe ainsi au croisement des nombreux courants de l'économie écologique, de l'économie comportementale, et des approches d'évaluations délibératives.

Nous synthétisons les principaux apports, académiques et opérationnels, et les travaux futurs pouvant être effectués dans les paragraphes qui suivent.

Dans une première partie, nous nous sommes intéressés aux contraintes auxquelles les opérateurs techniques et fonciers doivent faire face lorsqu'ils reconvertissent une FUP. L'analyse de

la réglementation des SSP et les résultats de notre enquête, effectuée auprès de 76 opérateurs techniques et fonciers, indiquent que les bases actuelles de données, et en particulier BASOL, souffrent de profondes lacunes. En effet, à ce jour, elles ne permettent pas de localiser précisément les FUP et de connaître les niveaux réels de contamination des sites. Dans BASOL, les nombreuses données manquantes nous ont effectivement posé des difficultés pour identifier les FUP en France. Un effort de consolidation et d'harmonisation de ces bases de données doit donc être effectué. De plus, comme ces données sont peut mises à jour, il serait intéressant de les associer à un système d'information géographique. Cela permettrait aux opérateurs fonciers de mieux identifier au niveau national les FUP et donc d'optimiser les efforts de reconversion.

La mise en place des SIS, par l'intermédiaire de la loi ALUR, devrait favoriser la reconversion des FUP. Nos résultats indiquent que cette loi est bien perçue parmi les opérateurs techniques et fonciers. Toutefois, elle est relativement récente, et de ce fait nous manquons de recul. En termes de politiques publiques, il pourrait être intéressant d'analyser l'impact de la mise en œuvre de cette loi sur le nombre de FUP reconverties ; d'autant plus que les juristes émettent des réserves quant à l'allègement de la responsabilité, par le biais du tiers-payeur, et la localisation des SSP, par le biais des SIS, qu'elle aurait. Par exemple, le transfert de responsabilité, induit par le tiers-payeur, n'est pas définitif : l'exploitant ou le propriétaire du site restant responsable en cas de défaillance de ce dernier. Dans l'ensemble, les résultats de notre enquête montrent que les opérateurs techniques et fonciers ne sont pas réfractaires à la reconversion de FUP. Ils sont bien conscients qu'une contamination des sols est présente. Toutefois, selon eux, il conviendrait d'alléger les procédures administratives et réglementaires à respecter pour faciliter la mise en œuvre des projets de reconversion. L'accès aux aides financières dont ils auraient besoin pour dépolluer ces sites devrait également être amélioré. En effet, les aides financières, sous la forme de subventions ou de crédit d'impôt, sont plébiscitées par la majorité d'entre eux. Dans un contexte de raréfaction des ressources budgétaires croissant, il serait donc intéressant d'étudier comment l'allocation de ces subventions peut être optimisée à l'échelle d'un territoire en fonction des caractéristiques spécifiques des FUP (superficie, usages futurs, contaminants). Cette enquête comporte toutefois quelques limites liées notamment à la taille de l'échantillon et à l'hétérogénéité des acteurs interrogés : publics et privés. Ainsi, cette étude pourrait être approfondie par une analyse qualitative. La mise en place d'entretiens approfondis auprès des EPF ou des municipalités impactées par une FUP permettrait, par exemple, de mieux identifier les difficultés rencontrées par chacun de ces acteurs lors de la reconversion de FUP, et ainsi de mieux cibler les incitatifs économiques à mettre en œuvre. À ce jour, il s'agit, toutefois, de la seule enquête examinant les obstacles à la reconversion de FUP auprès des opérateurs techniques et fonciers en France.

Dans une deuxième partie, nous nous sommes intéressés à l'impact des stigmates associés à la présence de FUP auprès des riverains résidant sur une commune impactée par ce type de site.

L'identification des municipalités impactées s'est effectuée à partir d'une extraction des données de BASOL. Cette dernière nous a permis de dresser un état des lieux des FUP en France ; ce qui n'avait pas été effectué auparavant.

Afin de limiter le biais hypothétique des enquêtes déclarées, nous avons élaboré un premier questionnaire reposant sur la théorie du comportement planifié, et que nous avons administré aux riverains résidant sur les communes précédemment identifiées. Au total, 803 réponses complètes et valides ont été collectées sur 503 communes impactées par la présence d'une FUP ; soit, près de la moitié des communes françaises concernées par ce type de problème.

Les représentations associées aux friches urbaines et à la pollution du sol ont été examinées par des analyses de contenu. Ces dernières s'appuient sur l'approche structurale des représentations sociales. Dans l'ensemble, ces résultats montrent que les individus perçoivent les FUP

comme dangereuses en raison notamment de leur contamination. En outre, ils indiquent un différentiel dans la perception des risques des FUP en fonction de l'échelle territoriale. En effet, cette perception est plus faible au niveau local qu'au niveau national. Cela s'explique par un biais d'excès de confiance, également appelé biais d'optimisme irréaliste, et par l'attachement territorial déclaré par les individus.

Nos résultats mettent en évidence une méconnaissance de la contamination des sols. Outre les polluants, les individus ne connaissent pas les modalités de transferts de la contamination des sols dans le réseau trophique. Un effort de communication publique doit donc être effectué auprès des riverains impactés par une FUP afin de les informer des risques potentiellement encourus en fonction de leurs pratiques. Cela pourrait s'effectuer, par exemple, par l'intermédiaire d'ateliers de sensibilisation dans le cas de jardins partagés au sein des communes. Cet effort de communication requiert également de la part des experts et des scientifiques un effort de vulgarisation des résultats de leurs recherches. Cela permettrait aux populations locales de mieux comprendre les enjeux découlant de FUP. En effet, leur méconnaissance est à l'origine de nombreuses insatisfactions vis-à-vis des programmes actuels de gestion ; ce que nous avons montré à l'aide de deux régressions logistiques. Par ailleurs, dans de futurs travaux académiques, il serait intéressant d'étudier le niveau de connaissance relatif à la contamination des sols auprès des médecins généralistes. En effet, nos résultats indiquent que les riverains s'adresseraient majoritairement à eux pour obtenir des informations relatives à la contamination des sols sur leur commune. En outre, la perception et la représentation des FUP dépendent aussi de la façon dont elle est médiatisée. Ainsi, il sera intéressant d'étudier la médiatisation des FUP et d'analyser dans quelles mesures cette dernière impacte les représentations et les connaissances individuelles.

Nos résultats montrent que les individus valorisent davantage les projets de reconversion de FUP en espaces verts ou en infrastructures publiques. Si ces résultats sont conformes à ce qui a été mis en évidence dans d'autres études, notamment à l'échelle européenne, ils n'en sont pas moins inédits dans le contexte Français des FUP. Comme les résultats obtenus par cette première enquête ne permettaient pas d'identifier la disposition à payer pour différents projets de reconversion de FUP, nous avons mis en œuvre un questionnaire d'expérience à choix discrets afin de mieux compléter ces résultats. Un plan d'expérience efficient a été mis en œuvre sous NGene. Le design final contenait 24 scénarii répartis en 4 blocs de 6 choix. Quatre versions du questionnaire ont donc été créées ; chacune se composant de 6 choix pour lesquels les individus devaient se prononcer en faveur du projet A, du projet B, ou du *statu quo*. Les résultats obtenus par cette expérience à choix discrets nous ont permis d'identifier les caractéristiques considérées comme étant les plus importantes par les individus lors de la reconversion de FUP. Ils indiquent que les individus accordent de l'importance aux usages futurs, à l'impact sur la valeur foncière, à la préservation d'éléments à caractère patrimonial, et aux coûts associés au projet de réaménagement. Concernant les modalités participatives pouvant être mises en œuvre, nos résultats montrent que les individus souhaitent être impliqués dans les projets de réaménagement de FUP. Ils privilégient cependant la consultation aux groupes de travail ; ce qui correspond à un niveau intermédiaire sur l'échelle des dispositifs participatifs existants.

Dans la troisième partie, nous nous sommes focalisés sur la mise en œuvre d'une démarche participative applicable lors de la reconversion de FUP. L'objectif était d'améliorer les choix de gestion concertée de ce foncier. Nous avons mis en évidence l'ensemble des prérequis nécessaires à une démarche participative dans ce cadre. À partir de ces derniers, nous avons appliqué une démarche participative d'AMCD en mobilisant des groupes de discussion sur la commune de La Possonnière. Ces derniers nous ont permis de mettre en évidence une pluralité de discours vis-à-vis de la FUP. En effet, les anciens salariés évoquaient le site sous « le mode de l'épopée » ;

tandis que les riverains dénonçaient l'irresponsabilité de l'État dans la gestion de ce site pollué.

La mise en œuvre de notre démarche participative a permis aux parties prenantes de prendre conscience d'intérêts communs, et de les faire œuvrer collectivement vers la recherche d'une solution consensuelle. Elle a également fait remonter les besoins des riverains vis-à-vis de cette friche, et de son impact sur leur qualité de vie au quotidien. Les critères considérés comme importants par les parties prenantes sont : l'acceptabilité sociale du projet, ses retombées économiques, et l'amélioration de leur qualité de vie, avec notamment la réduction des dégradations environnementales, et le coût associé à la mise en œuvre du projet. On retrouve dans l'ensemble des critères qui avaient été identifiés dans le cadre de l'expérience à choix discrets au niveau individuel. En outre, la mise en place d'espaces verts est le projet le plus consensuel ; cela rejoint les préférences individuelles révélées dans le cadre de la première enquête.

L'utilisation de la méthode ELECTRE I nous a permis de gagner en clarté et en transparence en expliquant les solutions mises en évidence par le logiciel dans ce cadre participatif. En effet, cette méthode est facile à mettre en œuvre sur le terrain. Dans de futures études, il pourrait être intéressant d'utiliser d'autres approches multicritères en définissant, par exemple, des seuils d'indifférence, de préférence, ou de véto correspondant à l'impossibilité de mettre en œuvre un projet de reconversion compte-tenu des contraintes de contamination des sols ou d'aménagements (servitudes d'utilité publique, PLU). D'une manière générale, nos résultats attestent de l'utilité, si ce n'est de la nécessité, de mettre en place une approche participative structurée. Face à une diversité de parties prenantes dont les intérêts sont potentiellement conflictuels, nos résultats prouvent également que ce type de démarche est tout à fait réalisable.

Annexes

Annexe A

Questionnaire soumis aux acteurs institutionnels et opérateurs techniques ou fonciers

Cette annexe présente le questionnaire[1] administré auprès des acteurs travaillant sur le volet technique et/ou foncier à reconvertir les FUP en France. Ce questionnaire s'adressait notamment aux entreprises de décontamination des sols, aux bureaux d'études et de conseils en urbanisme ou en paysage, aux entreprises de maîtrise d'ouvrage ou de maîtrise d'œuvre, et aux collectivités territoriales, comme par exemple, les municipalités, les communautés de communes, et les syndicats mixtes de pays par exemple. 76 réponses complètes ont été collectées au moyen de ce questionnaire.

Un pré-test du questionnaire a été effectué en face-à-face au Salon des Maires et des Collectivités Locales le 31 mai 2016 grâce au soutien financier du projet POLLUSOLS[2] auprès de 15 représentants de communes, collectivités locales, entreprises immobilières, et prestataires de services de prévention et de gestion des risques.

La passation du questionnaire a par la suite été effectuée en ligne sous Limesurvey™ en utilisant une méthode d'échantillonnage par réseau.

Les réponses obtenues au moyen de ce questionnaire sont traitées dans le chapitre 2 de cette thèse.

[1] L'élaboration de ce questionnaire a bénéficié des conseils de Béatrice PLOTTU (SMART LERECO, Agrocampus Ouest).

[2] `http://www.osuna.univ-nantes.fr/pollusols`

Légende :
Indications éventuellement données aux répondants
Indique une question conditionnelle
Codage des réponses

Introduction

Ce questionnaire s'adresse aux acteurs opérationnels engagés dans des projets de reconversion de friches urbaines (communes, établissements publics fonciers, aménageurs, promoteurs immobiliers, urbanistes, etc.). Il est à la base d'un travail de thèse en sciences économiques, financé par l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) et la région Pays de la Loire. Il faut compter environ 15 minutes pour répondre au questionnaire. Aucune connaissance particulière n'est nécessaire pour y répondre. Il n'y a pas de bonnes ou de mauvaises réponses. Les réponses apportées à ce travail seront traitées de manière confidentielle et anonyme. Si vous avez des questions, vous pouvez me contacter au 02 41 22 55 82 ou par courriel : marjorie.tendero@agrocampus-ouest.fr
Si vous connaissez d'autres organismes impliqués dans la reconversion de friches urbaines, n'hésitez pas à leur transmettre le lien pour répondre à ce questionnaire. Je vous remercie par avance pour votre participation.

Logos des partenaires Agrocampus Ouest, Région Pays de la Loire, ADEME et POLLUSOLS.

Toutes les questions sont obligatoires

I. L'opérateur foncier et son activité

I.1. Intervenez-vous dans la reconversion de friche urbaine en tant que
Une seule réponse

☐ Acteur du secteur public	1
☐ Acteur du secteur privé	2
☐ Par un partenariat public-privé	3
☐ Autre, précisez :	4 - texte

I.2. Intervenez-vous dans la reconversion de friche urbaine en tant que :
Plusieurs réponses possibles

☐ Établissement Public Foncier	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Aménageur, promoteur, constructeur	2 "oui" ; 2 "non"
☐ Société de dépollution	3 "oui" ; 2 "non"
☐ Bureau d'étude ou de conseil en urbanisme ou paysage	4 "oui" ; 2 "non"
☐ Collectivité territoriale	5 "oui" ; 2 "non"
☐ Autre, précisez :	1 "oui" - texte ; 2 "non"

Si I.2 = "Aménageur, promoteur, constructeur" ou "Société de dépollution" ou "Bureau d'étude ou de conseil en urbanisme ou paysage"

I.3 Quel est votre chiffre d'affaire annuel (ou celui de la filiale à laquelle vous appartenez ; arrondi à l'entier supérieur)
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace — nombre

Si I.2 = "Aménageur, promoteur, constructeur" ou "Société de dépollution" ou "Bureau d'étude ou de conseil en urbanisme ou paysage"

I.4 De combien de salariés se compose votre infrastructure ?

Une seule réponse

☐ Aucun	1
☐ Moins de 10 salariés	2
☐ Entre 10 et 49 salariés	3
☐ Entre 50 et 199 salariés	4
☐ Entre 200 et 499 salariés	5
☐ Plus de 500 salariés	6

Si I.2 = "Aménageur, promoteur, constructeur" ou "Société de dépollution" ou "Bureau d'étude ou de conseil en urbanisme ou paysage"

I.5 En quelle année a été créé votre structure ? année

Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace

I.6 Dans quel(s) département(s) exercez-vous vos activités ?

Plusieurs réponses possibles

☐ France entière	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 01 - Ain	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 02 - Aisne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 03 - Allier	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 04 - Alpes-de-Haute-Provence	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 05 - Hautes-Alpes	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 06 - Alpes-Maritimes	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 07 - Ardèche	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 08 - Ardennes	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 09 - Ariège	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 10 - Aube	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 11 - Aude	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 12 - Aveyron	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 13 - Bouches-du-Rhône	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 14 - Calvados	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 15 - Cantal	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 16 - Charente	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 17 - Charente-Maritime	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 18 - Cher	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 19 - Corrèze	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 2A - Corse-du-Sud	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 2B - Haute-Corse	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 21 - Côte-d'Or	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 22 - Côtes-d'Armor	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 23 - Creuse	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 24 - Dordogne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 25 - Doubs	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 26 - Drôme	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 27 - Eure	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 28 - Eure-et-Loir	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 29 - Finistère	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 30 - Gard	1 "oui" ; 2 "non"

☐ 31 - Haute-Garonne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 32 - Gers	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 33 - Gironde	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 34 - Hérault	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 35 - Ille-et-Vilaine	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 36 - Indre	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 37 - Indre-et-Loire	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 38 - Isère	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 39 - Jura	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 40 - Landes	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 41 - Loir-et-Cher	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 42 - Loire	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 43 - Haute-Loire	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 44 - Loire-Atlantique	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 45 - Loiret	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 46 - Lot	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 47 - Lot-et-Garonne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 48 - Lozère	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 49 - Maine-et-Loire	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 50 - Manche	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 51 - Marne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 52 - Haute-Marne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 53 - Mayenne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 54 - Meurthe-et-Moselle	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 55 - Meuse	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 56 - Morbihan	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 57 - Moselle	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 58 - Nièvre	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 59 - Nord	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 60 - Oise	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 61 - Orne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 62 - Pas-de-Calais	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 63 -Puy-de-Dôme	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 64 - Pyrénées-Atlantiques	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 65 - Hautes-Pyrénées	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 66 - Pyrénées-Orientales	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 67 - Bas-Rhin	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 68 - Haut-Rhin	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 69 - Rhône	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 70 - Haute-Saône	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 71 - Saône-et-Loire	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 72 - Sarthe	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 73 - Savoie	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 74 - Haute-Savoie	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 75 - Paris	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 76 - Seine-Maritime	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 77 - Seine-et-Marne	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 78 - Yvelines	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 79 - Deux-Sèvres	1 "oui" ; 2 "non"
☐ 80 - Somme	1 "oui" ; 2 "non"

☐ 81 - Tarn 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 82 - Tarn-et-Garonne 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 83 - Var 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 84 - Vaucluse 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 85 - Vendée 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 86 - Vienne 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 87 - Haute-Vienne 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 88 - Vosges 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 89 - Yonne 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 90 - Territoire de Belfort 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 91 - Essonne 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 92 - Hauts-de-Seine 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 93 - Seine-Saint-Denis 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 94 - Val-de-Marne 1 "oui" ; 2 "non"
☐ 95 - Val-d'Oise 1 "oui" ; 2 "non"
☐ DOM-TOM 1 "oui" ; 2 "non"

II. I. L'opérateur foncier vis-à-vis des friches urbaines

II.1 À quoi associez-vous vous l'expression de "friche urbaine" en quelques mots ou expressions clés ? texte
Uniquement du texte peut être saisi

II.2 À partir de l'échelle suivante (1 exprimant un désaccord total, et 10 un accord absolu), veuillez indiquer votre position pour chacune des propositions suivantes
Une seule réponse par proposition

Totalement d'accord	Tout à fait d'accord +	Tout à fait d'accord -	Plutôt d'accord +	Plutôt d'accord -	Plutôt pas d'accord -	Plutôt pas d'accord +	Pas du tout d'accord -	Pas du tout d'accord +	Totalement opposé
10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

de 1 à 10 pour chaque proposition en fonction des réponses

II.2.a Les friches urbaines représentent un danger pour les riverains à proximité

II.2.b Avant d'aménager une friche urbaine, il peut être préférable d'attendre quelques années afin d'avoir des informations supplémentaires et ne pas prendre des décisions irréversibles

II.2.c Il est préférable de reconvertir les friches urbaines en espaces verts et de rendre inconstructible cet espace

II.2.d La pollution du sol est un obstacle à la reconversion des friches urbaines

II.2.e Les friches urbaines sont des réservoirs de biodiversité en ville

II.3 Pensez-vous que les programmes actuels de gestion des friches urbaines soient satisfaisants ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

II.4 Qu'est-ce qui selon vous pourrait être amélioré dans la gestion actuelle des friches urbaines en France texte
Uniquement du texte peut être saisi

II.5 Les friches urbaines sur lesquelles vous intervenez sont-elles généralement situées à proximité d'infrastructures de transport ?
Une seule réponse

☐ Oui 1
☐ Non 2

II.6 Les friches urbaines sur lesquelles vous intervenez sont majoritairement :

Une à deux réponses au maximum

☐ Des friches avec d'anciennes activités industrielles 1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des friches avec d'anciennes activités portuaires 1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des friches avec d'anciennes activités militaires 1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des friches avec d'anciennes activités ferroviaires 1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des friches avec d'anciennes activités publiques (hôpitaux, écoles, etc.) 1 "oui" ; 2 "non"

III. L'opérateur foncier et la reconversion de friches urbaines polluées

III.1 Êtes-vous déjà intervenu sur des friches urbaines présentant une pollution des sols ?
Une seule réponse

☐ Oui 1
☐ Non 2

Si III.1 = 1 "Oui"

III.2 Dans le cadre de votre activité, la reconversion de friche urbaine polluée s'effectue :
Une seule réponse

☐ Plutôt régulièrement et/ou c'est le coeur de mérier de l'infrastructure 1
☐ Plutôt ponctuellement ou rarement 2

Si III.1 = 1 "Oui"

III.3 Au cours de la dernière année, quel est le nombre de projets de reconversion de friches urbaines polluées sur lesquels vous avez travaillé ? nombre
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace

Si III.1 = 1 "Oui"

III.4 Dans le cadre de projet(s) de reconversion de friche(s) urbaine(s) polluée(s), avez-vous déjà bénéficié de subventions publiques ?
Une seule réponse

☐ Oui 1
☐ Non 2

Si III.1 = 1 ; "Oui" et III.4 = 1 ;"Oui"

III.5 De quel(s) organisme(s) ? texte
Uniquement du texte peut être saisi

Si III.1 = 1 ; "Oui" et III.4 = 1 ;"Oui"

III.6 Pour quel(s) type(s) de dépenses ?

Plusieurs réponses possibles — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Financement des études et évaluation des impacts et des risques — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Financement des travaux de dépollution et de mise en sécurité du site — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Enlèvement et traitement des déchets — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Surveillance des milieux — 1 "oui" - texte ; 2 "non"

☐ Autre, précisez :

Si III.1 = 1 ; "Oui"

III.7 Quel(s) obstacle(s), inconvénients ou difficultés rencontrez-vous pour reconvertir des friches urbaines polluées ?

Uniquement du texte peut être saisi — texte

III.8 Parmi les éléments suivants, selon vous lesquels constituent un frein à la reconversion des friches urbaines polluées ?

Une à deux réponses au maximum

☐ Une réglementation trop contraignante — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Des coûts de dépollution trop élevés — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Des procédures administratives trop complexes et trop longues — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Le passé du site perçu de façon négative par les riverains et/ou futurs usagers du site — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ L'absence de base de données à jour recensant les sites à l'état de friche et leur pollutions éventuelles — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Les aléas de chantier (découverte d'un nouveau spot de pollution, présence d'une espèce protégée, etc.) remettant en cause le projet d'aménagement initial — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Autre, précisez : — 1 "oui" - texte ; 2 "non"

III.9 Quel(s) mécanisme(s) favoriserai(en)t selon vous la mise en oeuvre de projets de reconversion de friches urbaines polluées ?

Une à deux réponses au maximum

☐ Un assouplissement de la réglementation relative à la responsabilité et à l'application du principe du pollueur-payeur — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ La mise en place de bases de données croisant pollution du sol et sites à l'état de friche — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ La mise en place d'incitations financières (subvention ou crédit d'impôt) — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Une réduction des délais administratifs — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Un accompagnement dans les procédures administratives à effectuer pour reconvertir un site pollué — 1 "oui" ; 2 "non"

☐ Autre, précisez : — 1 "oui" - texte ; 2 "non"

III.10 À partir de l'échelle suivante (1 exprimant un désaccord total, et 10 un accord absolu), veuillez indiquer votre position pour chacune des propositions suivantes :

Une seule réponse par proposition

Totalement d'accord	Tout à fait d'accord +	Tout à fait d'accord -	Plutôt d'accord +	Plutôt d'accord -	Plutôt pas d'accord -	Plutôt pas d'accord +	Pas du tout d'accord -	Pas du tout d'accord +	Totalement opposé
10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

de 1 à 10 pour chaque proposition en fonction des réponses

III.10.a La mise en place des secteurs d'information sur les sols (SIS) permettra de mieux anticiper les risques de pollution du sol

III.10.b La loi ALUR permet de clarifier les responsabilités en matière de pollution du sol

III.11 Dans le cadre des projets de réaménagement des friches urbaines polluées sur lesquelles vous êtes intervenu, quels usages ont majoritairement été mis en place ?

Une à deux réponses au maximum

☐ Des espaces verts (jardins publics, jardins partagés, etc.)	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des infrastructures culturelles (bibliothèques, salles d'exposition, etc.)	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des infrastructures sportives (stades, terrains de sport, etc.)	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des infrastructures sanitaires (maisons de santé, hôpitaux, etc.)	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des commerces	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des logements	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des parkings	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Autre, précisez :	1 "oui" - texte ; 2 "non"

III.12 En tant qu'opérateur foncier, selon vous, quels bénéfices découlent de la reconversion de friches urbaines polluées pour les futurs usagers du site et les riverains à proximité ?

Classement à effectuer parmi les 3 bénéfices suivants

Pour chacune des options classées

Des bénéfices environnementaux ou de santé publique	1
Des bénéfices économiques	2
Des bénéfices sociaux ou de qualité de vie	3

Si III.12 = 1, "des bénéfices environnementaux" est classé rang 1 ou 2

III.13 Pourriez-vous préciser plus particulièrement les bénéfices environnementaux ou de santé publique attendus ?

Une à deux réponses au maximum

☐ Réduction de l'étalement urbain	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Préservation de la biodiversité	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Réduction des pollutions de l'environnement	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Réduction du réchauffement climatique et/ou des risques naturels	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Réduction de la consommation énergétique et/ou de l'empreinte carbone	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Réduction des risques d'intoxication	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Autre, précisez :	1 "oui" - texte ; 2 "non"

Si III.12 = 2, "des bénéfices économiques" est classé rang 1 ou 2

III.14 Pourriez-vous préciser plus particulièrement les bénéfices économiques ou financiers attendus ?

Une à deux réponses au maximum

☐ Des créations d'emplois ou des emplois supplémentaires	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des ressources fiscales supplémentaires	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Une augmentation de la valeur foncière du site et des terrains et bâtis avoisinants	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Des opportunités touristiques et de loisirs	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Autre, précisez :	1 "oui" - texte ; 2 "non"

Si III.12 = 3, "des bénéfices sociaux ou de qualité de vie" est classé rang 1 ou 2

III.15 Pourriez-vous préciser plus particulièrement les bénéfices sociaux ou de qualité de vue attendus ?

Une à deux réponses au maximum

☐ Une amélioration de la cohésion sociale	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Une réduction du nombre de délits	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Une mise en valeur du patrimoine historique et culturel existant	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Une amélioration de l'image et/ou de l'attractivité du site	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Une offre de logements sociaux supplémentaires	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Une augmentation de l'offre de services publics	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Une augmentation du nombre d'espaces verts	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Autre, précisez :	1 "oui" - texte ; 2 "non"

III.16 En tant que professionnel, quels sont les 3 critères, par ordre d'importance, sur lesquels doivent s'appuyer les projets de reconversion de friches urbaines ?

Trois réponses ordonnées au maximum

Pour chacun des choix effectués

☐ Des critères environnementaux : préservation de l'environnement, conformité par rapport aux principes du développement durable, etc.	1
☐ Des critères de cohérence paysagère et esthétiques	2
☐ Des critères d'identité territoriale : préservation de l'image et du patrimoine de la commune	3
☐ Des critères économiques et de développement de la commune	4
☐ Des critères sociaux : cohésion et mixité sociale	5
☐ Des critères de qualité de vie au quotidien sur le site	6
☐ Des critères de coûts et de rentabilité de l'investissement engagé	7
☐ Des critères de temporalité : retour rapide du site à un nouvel usage	8
☐ Des critères d'acceptabilité sociale, réduction des oppositions par rapport au projet d'aménagement du site	9

III.17 Sur une échelle de 1 à 10 (1 étant le niveau le plus faible et 10 le niveau le plus élevé), à combien estimez-vous le risque de pollution du sol en France ?

Uniquement un nombre entier peut être entré dans cet espace — nombre

III.18 Utilisez-vous BASIAS ?

Une seule réponse

☐ Oui	1
☐ Non	2

Si III.18 = 1 , "oui"

III.19 À quelle fréquence ?

Une seule réponse

☐ Quotidiennement	1
☐ Hebdomadairement	2
☐ Mensuellement	3
☐ Trimestriellement	4
☐ Annuellement	5

III.20 Utilisez-vous BASOL ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si III.20 = 1 , "oui"
III.21 À quelle fréquence ?
Une seule réponse
☐ Quotidiennement 1
☐ Hebdomadairement 2
☐ Mensuellement 3
☐ Trimestriellement 4
☐ Annuellement 5

III.22 En dehors de Basol et Basias, utilisez-vous d'autres bases de données publiques pour vous procurer des informations sur la pollution du sol ou la présence de friches urbaines ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si III.22 = 1 , "oui"
III.23 Laquelle ? texte
Uniquement du texte peut être saisi

IV. Les modalités de participation mises en place par l'opérateur foncier dans le cadre de la reconversion de friches urbaines

IV.1 Dans le cadre des projets de reconversion, mettez-vous en place des processus participatifs auprès des riverains et/ou futurs usagers du site ?
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si IV.1 = 1 ; "oui"
IV.2 Selon quelle(s) modalité(s) par ordre d'importance ?
Pour chacune des modalités choisies
☐ Réunions d'information publiques 1
☐ Consultations, sondages, ou enquêtes 2
☐ Groupes de concertation ou groupe de travail réunissant riverains, experts, opérateurs fonciers et collectivités territoriales par exemple 3

Si IV.1 = 1 ; "oui"
IV.3 En vous appuyant sur votre expérience dans la mise en oeuvre de processus participatifs dans le cas de la reconversion de friches urbaines, quels avantages ou bénéfices en avez-vous retiré ? texte
Uniquement du texte peut être saisi

Si IV.1 = 1 ; "oui"

IV.4 En vous appuyant sur votre expérience dans la mise en oeuvre de processus participatifs dans le cas de la reconversion de friches urbaines, à quels inconvénients ou limites avez-vous été confronté ? texte

Uniquement du texte peut être saisi

Fin du questionnaire

Commentaires, suggestions, remarques concernant ce questionnaire ? texte

Uniquement du texte peut être saisi

Merci pour votre participation, n'hésitez pas à faire suivre le lien de ce questionnaire à votre réseau [Rappel du lien].

Annexe B

Répartition des friches urbaines polluées et pourcentage d'individus enquêtés au niveau national

Le tableau B.1 ci-dessous présente la répartition départementale du nombre de FUP à partir des données extraites de BASOL le 27 octobre 2015, et le nombre de questionnaires récoltés en décembre 2015 auprès de 803 individus résidant sur une commune impactée par ce type de site.

Ce tableau complète les explications données au chapitre liminaire (cf. page 55) et au chapitre 3. Il montre l'échantillonnage géographique effectué en fonction du nombre de FUP par commune dans l'administration du questionnaire d'enquête au niveau national. Les départements qui concentrent le plus de FUP sont ainsi ceux sur lesquels nous avons également obtenu un nombre plus élevé de réponses.

	Au niveau national		**Dans le cadre de l'enquête**	
Nom du département	**Eff.**	**%**	**Eff.**	**%**
Aube	16	0.75	0	0
Ain	25	1.17	9	1.12
Aisne	24	1.13	9	1.12
Allier	7	0.33	0	0
Alpes-Maritimes	6	0.28	13	1.62
Alpes-de-Haute-Provence	5	0.23	1	0.12
Ardenne	*41*	*1.92*	*9*	*1.12*
Ardèche	9	0.42	4	0.50
Ariège	9	0.42	2	0.25
Aude	5	0.23	5	0.62
Aveyron	7	0.33	1	0.12
Bas-Rhin	*48*	*2.25*	*19*	*2.37*
Bouches-du-Rhône	*35*	*1.64*	*11*	*1.37*
Calvados	12	0.56	9	1.12
Cantal	2	0.09	1	0.12
Charente	6	0.28	0	0
Charente-Maritime	10	0.47	8	1.00
Cher	*30*	*1.41*	*8*	*1.00*
Corrèze	6	0.28	3	0.37
Corse	1	0.05	1	0.12
Creuse	3	0.14	2	0.25
Côte-d'Or	5	0.23	0	0
Côtes-d'Armor	3	0.14	3	0.37
Deux-Sèvres	4	0.19	0	0
Dordogne	9	0.42	6	0.24
Doubs	22	1.03	5	0.62

Nom du département	Au niveau national		Dans le cadre de l'enquête	
	Eff.	**%**	**Eff.**	**%**
Drôme	14	0.66	3	0.37
Essonne	18	0.84	16	1.99
Eure	*34*	*1.59*	*7*	*0.87*
Eure-et-Loir	*30*	*1.41*	*6*	*0.75*
Finistère	8	0.38	21	2.62
Gard	8	0.38	2	0.25
Gers	1	0.05	0	0
Gironde	*71*	*3.33*	*16*	*1.99*
Haut-Rhin	*41*	*1.92*	*8*	*1.00*
Haute-Garonne	16	0.75	8	1.00
Haute-Loire	7	0.33	1	0.12
Haute-Marne	8	0.38	3	0.37
Haute-Pyrénées	2	0.09	1	0.12
Haute-Savoie	*40*	*1.88*	*7*	*0.87*
Haute-Saône	6	0.28	5	0.62
Haute-Vienne	10	0.47	5	0.62
Hautes-Alpes	1	0.05	1	0.12
Hauts-de-Seine	23	1.08	27	3.36
Hérault	10	0.47	10	1.25
Ille-et-Vilaine	4	0.19	1	0.12
Indre	7	0.33	4	0.50
Indre-et-Loire	14	0.66	11	1.37
Isère	*102*	*4.78*	*19*	*2.37*
Jura	8	0.38	5	0.62
Landes	17	0.80	5	0.62
Loir-et-Cher	13	0.61	8	1.00
Loire	*80*	*3.75*	*22*	*2.74*
Loire-Atlantique	26	1.22	18	2.24
Loiret	26	1.22	7	0.87
Lot-et-Garonne	16	0.75	0	0
Maine-et-Loire	3	0.14	1	0.12
Manche	4	0.19	2	0.25
Marne	20	0.94	19	2.37
Mayenne	9	0.42	5	0.62
Meurthe-et-Moselle	*53*	*2.48*	*19*	*2.37*
Meuse	12	0.56	4	0.50
Morbihan	3	0.14	3	0.37
Moselle	*101*	*4.74*	*14*	*1.74*
Nièvre	7	0.33	1	0.12
Nord	*202*	*9.47*	*64*	*7.97*
Oise	*46*	*2.16*	*15*	*1.87*
Orne	10	0.47	2	0.25
Paris	7	0.33	5	0.62
Pas-de-Calais	*74*	*3.47*	*24*	*2.99*
Puy-de-Dôme	6	0.28	4	0.50
Pyrénées-Atlantiques	*39*	*1.83*	*12*	*1.49*
Pyrénées-Orientales	6	0.28	10	1.25
Rhône	*102*	*4.78*	*31*	*3.86*
Sarthe	5	0.23	7	0.87
Savoie	*49*	*2.30*	*7*	*0.87*
Saône-et-Loire	10	0.47	7	0.87
Seine-Maritime	*91*	*4.27*	*27*	*3.36*
Seine-Saint-Denis	*29*	*1.36*	*30*	*3.74*
Seine-et-Marne	27	1.27	10	1.25
Somme	*28*	*1.31*	*10*	*1.25*
Tarn	8	0.38	0	0
Tarn-et-Garonne	2	0.09	0	0

Nom du département	**Eff.**	**%**	**Eff.**	**%**
Territoire de Belfort	12	0.56	6	0.75
Val-d'Oise	18	0.84	7	0.87
Val-de-Marne	*28*	*1.31*	*23*	*2.86*
Var	6	0.28	3	0.37
Vaucluse	15	0.70	5	0.62
Vendée	2	0.09	0	0
Vienne	6	0.28	3	0.37
Vosges	*38*	*1.78*	*13*	*1.62*
Yonne	13	0.61	6	0.75
Yvelines	*29*	*1.36*	*21*	*2.62*
Total	2,133	100.00	803	100.00

Tableau B.1 – Croisement de la répartition départementale des friches urbaines polluées en France métropolitaine à partir des données de BASOL en 2015 avec les données récoltées dans le cadre de l'enquête effectuée auprès des riverains impactés par une friche urbaine polluée sur leur commune de résidence

En italique les départements sur lesquels nous avons récolté le plus de réponses et comptabilisant le plus de friches urbaines polluées (départements du quatrième quartile).

Annexe C

Questionnaire administré aux riverains résidant sur une commune impactée par au moins une friche urbaine polluée en France

Cette annexe présente le questionnaire[1] soumis aux riverains résidant sur une commune impactée par au moins une FUP en France. 803 réponses complètes ont été obtenues.

La passation de ce questionnaire a été confiée à un panéliste professionnel[2] chargé d'assurer la représentativité de l'échantillon par la méthode des quotas pour les variables suivantes : sexe, âge, et nombre de friches urbaines sur la commune (à partir des codes postaux). Les statistiques descriptives du tableau B.1 montre le ciblage géographique effectué en fonction du nombre de FUP ; celles du tableau C.1 indiquent les résultats relatifs à la confiance vis-à-vis des différentes institutions pouvant délivrer des informations sur la contamination des sols.

Les réponses obtenues par ce questionnaire sont traitées dans le chapitre 3 de cette thèse.

[1]Ce questionnaire a été élaboré avec l'aide de Cécile BAZART - LAMETA, Université de Montpellier ; Béatrice PLOTTU - SMART-LERECO, Agrocampus Ouest. Il a également bénéficié des conseils d'Hélène REY-VALETTE (LAMETA, Université de Montpellier) et de Bénédicte RULLEAU (Unité ETBX, IRSTEA). Il a été mis en ligne sous Limesurvey™ par Jean-Marc ROUSSELLE (INRA). Enfin, l'administration de ce questionnaire a bénéficié du soutien financier du SRUM 2015 du Lameta et de l'Université de Montpellier.

[2]SSI – Survey Sampling International, LLC, 6 Research Drive, Shelton, CT, 06484, United States.

Légende :
Indications éventuellement données aux répondants
Indique une question conditionnelle
Codage des réponses

Introduction

Ce questionnaire porte sur la perception et la représentation individuelle des friches urbaines. Il est à la base d'un travail de thèse en sciences économiques mené actuellement au sein du laboratoire GRANEM (Groupement de Recherche ANgevin en Économie et Management) en co-tutelle avec le laboratoire du LAMETA (LAboratoire Montpellierain d'Économie Théorique et Appliquée).

Il faut compter environ 20 minutes pour répondre sérieusement au questionnaire en sachant que vous pourrez interrompre le questionnaire à tout moment, et enregistrer vos réponses pour le compléter plus tard si besoin. Le questionnaire se compose de plusieurs parties et se termine sur un questionnaire socio démographique.

Aucune connaissance particulière n'est nécessaire pour répondre. Il n'y a pas de bonnes ou de mauvaises réponses et les réponses apportées à ce travail seront traitées de manière confidentielle et anonyme. (Si vous avez des questions, vous pouvez me contacter au 02 41 22 55 82 ou par mail marjorie.tendero@agrocampus-ouest.fr).

Merci par avance pour votre participation

Logos des partenaires : LAMETA, Université de Montpellier , ADEME, Région Pays de la Loire et GRANEM

Toutes les questions sont obligatoires

I. Perceptions et connaissances du risque de pollution du sol

I.1 À quoi associez-vous la pollution du sol en 5 mots ou expressions (au maximum) ? texte
Uniquement du texte peut être saisi (zone de texte longue limitée à 65 536 caractères sous Limesurvey)

I.2 Sur une échelle de 1 à 10 à combien estimez-vous le risque de pollution du sol :
I.2.A Au niveau national ? nombre
Uniquement un nombre entier peut être entré dans cet espace
I.2.B Au niveau de votre commune ? nombre
Uniquement un nombre entier peut être entré dans cet espace

I.3 Avez-vous eu connaissance de cas de pollution des sols en France ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

I.4 Avez-vous eu connaissance de chantiers de dépollution dans votre commune ?
Une seule réponse

☐ Oui 1
☐ Non 2

Si I.4 = 1 , "oui"
I.4.A En quelle année ? année
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace

I.5. Êtes-vous ou avez-vous été personnellement affecté par un problème de pollution du sol ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si I.5 = 1 , "oui"
I.5.A Était-ce
Une seule réponse 1
☐ Il y a moins d'un an 2
☐ Entre 1 et 5 ans (inclus) 3
☐ Entre 6 et 10 ans (inclus) 4
☐ Plus de 10 ans

Si I.5 = 1 , "oui"
I.5.B Précisez la commune concernée : texte
Uniquement du texte peut être saisi

Si I.5 = 1 , "oui"
I.5.C Précisez le code postal nombre
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace

Si I.5 = 1 , "oui"

I.5.D Pensez-vous avoir été intoxiqué ou malade à la suite de cet évènement ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

I.6 Connaissez-vous BASOL ou BASIAS ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

I.7 À partir de l'échelle de notation suivante, veuillez attribuer une note pour l'affirmation suivante : "je connais les moyens pour prévenir la pollution des sols"
Une seule réponse

Totalement d'accord	Tout à fait d'accord +	Tout à fait d'accord -	Plutôt d'accord +	Plutôt d'accord -	Plutôt pas d'accord -	Plutôt pas d'accord +	Pas du tout d'accord -	Pas du tout d'accord +	Totalement opposé
10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

de 1 à 10 pour chaque proposition en fonction des réponses

I.8 Si un arrêté préfectoral m'annonçait que ma commune est soumise à un problème de pollution du sol,
A. Je souhaiterais que l'on effectue des mesures dans mon logement pour savoir si les normes sont dépassées
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

B. Si j'ai un jardin potager, j'arrêterai de consommer les fruits et légumes que je cultive
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

I.9 Pensez-vous que les programmes de gestion de la pollution du sol soient satisfaisants ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

II. Représentations et perceptions des friches urbaines

II.1. À quoi associez-vous l'expression de « friche urbaine » en 5 mots ou expressions (au maximum).? texte
Uniquement du texte peut être saisi (zone de texte longue limitée à 65 536 caractères sous Limesurvey)

II.2 Avez-vous connaissance de l'existence d'une ou plusieurs friche(s) urbaine(s) à proximité de votre lieu d'habitation ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si II.2 = 1 ; "oui"
II.2.a. Combien de friches urbaines connaissez-vous à proximité de votre lieu d'habitation ? nombre
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3
II.2.b. Est-elle visible de votre maison ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3
II.2.c Êtes-vous allé visiter ce site depuis sa clôture ?

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3

II.2.d Est-elle située :

Une seule réponse

☐ En zone rurale 1

☐ En périphérie urbaine 2

☐ En centre-ville 3

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3

II.2.e Depuis combien d'années cet espace est-il à l'abandon ?

Une seule réponse

☐ Moins d'un an 1

☐ Entre 1 et 5 ans (inclus) 2

☐ Entre 6 et 10 ans (inclus) 3

☐ Plus de 10 ans 4

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3

II.2.f Quel type d'activité était principalement exercé sur le site ?

Une seule réponse

☐ Des activités industrilles (anciennes industries métallurgiques, pétrochimiques, sidérurgiques, textiles, agroalimentaires) 1

☐ Des activités militaires (anciennes casernes, stands de tir, baraquements, armureries, bureaux administratifs ou immeubles du Ministère de la Défense) 2

☐ Des activités ferroviaires (anciennes gares, voies ferrées, hangars) 3

☐ Des activités portuaires (anciens chantiers navals, quais hangars) 4

☐ Des infrastructures publiques (hôpitaux, écoles, lycées, théâtres, stades, etc.) 5

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3

II.2. g Selon vous, existe-t-il des éléments bâtis ou non bâtis du site qui doivent être préservés **pour des raisons culturelles** ou historiques ?

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3 et II.2.g = 1 ; "oui"

II.2.g.a Lesquelles ?

Uniquement du texte peut être saisi texte

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3

II.2.h Selon vous, existe-t-il des éléments bâtis ou non bâtis du site qui doivent être préservés pour **leur potentialité en termes de développement futur de la commune** ?

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3 et II.2.h = 1 ; "oui"

II.2.h.a Lesquelles ?

Uniquement du texte peut être saisi texte

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3

II.2.i Selon vous, existe-t-il des éléments bâtis ou non bâtis du site qui doivent être préservés **pour bien vivre sur le site au quotidien** (aspects esthétiques, récréatifs, etc.) ?

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3 et II.2.i = 1 ; "oui"

II.2.i.a Lesquelles ?

Uniquement du texte peut être saisi texte

Si II.2 = 1 ; "oui" et II.2.a ≤ 3

II.2.k Dans le cadre d'un projet de réaménagement qui viserait à réaménager cet espace laissé vacant, selon vous, sur quels critères doit s'appuyer le projet :

Trois réponses au maximum

☐ Critères environnementaux : préservation de l'environnement, conformité par rapport aux principes du développement durable 1

☐ Critères de cohérence paysagère, d'esthétique. 2

☐ Critères d'identité territoriale : préserver l'image, et le patrimoine de la commune 3

☐ Critères économiques : développement économique de la commune à court ou moyen terme 4

☐ Critères sociaux : cohésion et mixité sociale, réduction des inégalités 5

☐ Critères de qualité de vie au quotidien sur le site 6

☐ Critères de coûts (impact sur les impôts) et de rentabilité de l'investissement engagé 7

☐ Critères d'acceptabilité sociale, de réduction des oppositions par rapport au projet 8

☐ Autre, précisez. 9 - texte

II.3 . À partir de l'échelle de notation suivante, veuillez attribuer une note pour chaque affirmation suivante :

Une seule réponse par proposition

Totalement d'accord +	Tout à fait d'accord +	Tout à fait d'accord -	Plutôt d'accord +	Plutôt d'accord -	Plutôt pas d'accord -	Plutôt pas d'accord +	Pas du tout d'accord -	Pas du tout d'accord +	Totalement opposé
10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

de 1 à 10 pour chaque proposition en fonction des réponses

II.3.a La présence d'espaces en friche, laissés à l'abandon, au sein du tissu urbain représente un danger pour moi.

II.3.b La présence d'espaces en friche, laissés à l'abandon, au sein du tissu urbain représente un danger pour les autres.

II.3.c Avant d'aménager un site comme une friche urbaine, il peut être préférable d'attendre quelques années afin d'avoir des informations supplémentaires et ne pas prendre ainsi des décisions irréversibles.
II.3.d En attendant la mise en place d'un projet de reconversion, l'appropriation temporaire, pendant quelques années, d'un site en friche par des associations artistiques ou culturelles est bénéfique.
II.3.e Les friches urbaines peuvent être utilisées en tant que jardins partagés et/ou lieu d'exposition si l'état des bâtis le permet en attendant qu'un projet de reconversion (logements, commerces, etc.) voit le jour.
II.3.f Il est préférable de reconvertir les friches urbaines en espaces verts, et de rendre inconstructible cet espace.

II.4 Pensez-vous que les programmes actuels d'aménagement des friches urbaines soient satisfaisants ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

III. Préférences individuelles pour un projet de reconversion

III.1 Accepteriez-vous d'utiliser les infrastructures et équipements situés sur un ancien site pollué, aujourd'hui dépollué et reconverti ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

III.2 Si vous deviez acheter un logement, achèteriez-vous ce logement sur un ancien site pollué, aujourd'hui dépollué et reconverti en logement :
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

III.3 Dans le cadre d'un projet d'aménagement d'une friche urbaine au niveau de votre commune, veuillez choisir les 3 types d'infrastructures par ordre de préférence que vous souhaiteriez avoir :
Trois réponses ordonnées
Pour chacune des réponses
☐ Des espaces verts 1
☐ Des infrastructures et installations culturelles 2
☐ Des infrastructures et installations sanitaires 3
☐ Des commerces 4
☐ Des logements 5
☐ Des parkings 6
☐ Des installations et infrastructures sportives 7
☐ Autre, précisez : 8 - texte

Si III.3 = 1 ; "espaces verts"
III.3.a Veuillez préciser le type d'espace vert souhaité :

Une seule réponse

☐ Jardin public 1
☐ Jardin partagé 2
☐ Parc pédagogique 3
☐ Autre, précisez : 4 - texte

Si III.3 = 2 ; "des infrastructures et installations culturelles"

III.3.b Veuillez préciser les infrastructures et installations culturelles souhaitées

Deux réponses maximum

☐ Salle d'exposition 1
☐ Théâtre 2
☐ Cinéma 3
☐ Bibliothèque 4
☐ Autre : précisez : 5 - texte

Si III.3 = 3 ; "des infrastructures et installations sanitaires"

III.3.c Veuillez préciser les infrastructures et installations sanitaires souhaitées

Deux réponses maximum

☐ Cabinet médical 1
☐ Hôpital public 2
☐ Hôpital privé 3
☐ Maison de retraite 4
☐ Autre : précisez : 5 - texte

Si III.3 = 4 ; "des commerces"

III.3.d Veuillez préciser le type d'installations commerciale souhaité

Une seule réponse

☐ Des commerces de proximité 1
☐ Une zone d'activité artisanale ou commerciale de taille moyenne (une dizaine d'entreprise au maximum) 2
☐ Une zone d'activité artisanale ou commerciale 3

Si III.3 = 5 ; "des logements"

III.3.e Veuillez préciser quels types de logement vous souhaiteriez avoir

Deux réponses maximum

☐ Des maisons individuelles avec jardin 1
☐ Des logements sociaux 2
☐ De petits immeubles collectifs (moins de 10 logements) 3
☐ Des immeubles collectifs de taille moyenne (entre 10 et 49 logements) 4
☐ Un ensemble collectif de logement (plus de 50 logements) 5
☐ Autre, précisez : 6 - texte

Si III.3 = 7 ; "des infrastructures et installations sportives"

III.3.d Veuillez préciser le type d'installations souhaité

Une seule réponse

☐ Un stade 1
☐ Des terrains et équipements de sport de proximité en extérieur 2
☐ Des terrains et équipements de sport de proximité en intérieur 3

☐ Autre, précisez : 4 - texte

III.4 Au niveau de votre **commune**, qu'attendez-vous d'un projet d'aménagement visant à reconvertir une friche urbaine ?
Trois réponses ordonnées
Pour chacune des réponses données

☐ Préservation de la biodiversité 1
☐ Diminution de l'étalement urbain et des coûts et nuisances qui y sont associées (embouteillage par exemple). 2
☐ Réduction des risques naturels 3
☐ Amélioration de la cohésion sociale 4
☐ Amélioration de la qualité de vie des individus 5
☐ Réduction des pollutions de l'environnement et/ou régulation du climat 6
☐ Création d'emplois et/ou ressources fiscales supplémentaires 7
☐ Réduction de la consommation énergétique et/ou de l'empreinte carbone 8
☐ Conservation et mise en valeur du patrimoine historique et culturel existant 9
☐ Amélioration de l'image et/ou de l'attractivité du territoire 10
☐ Des opportunités touristiques et de loisirs 11
☐ Autres, précisez : 12 - texte

III.5 Au niveau **national**, qu'attendez-vous d'un projet d'aménagement visant à reconvertir une friche urbaine ?
Trois réponses ordonnées
Pour chacune des réponses données

☐ Préservation de la biodiversité 1
☐ Diminution de l'étalement urbain et des coûts et nuisances qui y sont associées (embouteillage par exemple). 2
☐ Réduction des risques naturels 3
☐ Amélioration de la cohésion sociale 4
☐ Amélioration de la qualité de vie des individus 5
☐ Réduction des pollutions de l'environnement et/ou régulation du climat 6
☐ Création d'emplois et/ou ressources fiscales supplémentaires 7
☐ Réduction de la consommation énergétique et/ou de l'empreinte carbone 8
☐ Conservation et mise en valeur du patrimoine historique et culturel existant 9
☐ Amélioration de l'image et/ou de l'attractivité du territoire 10
☐ Des opportunités touristiques et de loisirs 11
☐ Autres, précisez : 12 - texte

IV. Participation et confiance dans les institutions

IV.1 À partir de l'échelle de notation suivante, veuillez attribuer une note pour chaque acteur institutionnel indiquant le degré de confiance que vous leur accordez par rapport aux informations qu'ils délivrent sur la pollution du sol
Une seule réponse par acteur institutionnel

Tout à fait confiance +	Tout à fait confiance	Tout à fait confiance -	Plutôt confiance +	Plutôt confiance -	Plutôt pas confiance -	Plutôt pas confiance +	Pas du tout confiance -	Pas du tout confiance	Pas du tout confiance +
10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

de 1 à 10 pour chaque proposition en fonction des réponses

— État :
— Promoteurs ou aménageurs privés
— Médias
— Entourage proche (famille, amis)
— Commune
— Intercommunalité
— Scientifiques, experts indépendants
— Associations environnementales
— Médecins généralistes

IV.2 À partir de l'échelle de notation suivante, veuillez attribuer une note pour chacun des acteurs institutionnels suivants indiquant le degré d'expertise en matière de pollution du sol et des risques qui y sont associés que vous leur accordez :

Une seule réponse par acteur institutionnel

Niveau d'expertise très élevé ou élevé +	Niveau d'expertise élevé	Niveau d'expertise élevé -	Niveau d'expertise modéré +	Niveau d'expertise modéré	Niveau d'expertise modéré -	Niveau d'expertise faible -	Niveau d'expertise faible	Niveau d'expertise faible +	Niveau d'expertise très faible ou nul
10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

de 1 à 10 pour chaque proposition en fonction des réponses
— État
— Commune
— Entourage proche (famille, amis)
— Promoteurs ou aménageurs privés
— Scientifiques, experts indépendants
— Médecins généralistes

IV.3 À partir de l'échelle de notation suivante, veuillez attribuer une note pour chacun des acteurs institutionnels suivants indiquant selon vous le degré d'implication qu'ils peuvent avoir à défendre vos intérêts par rapport aux problèmes liés à la pollution du sol :
Une seule réponse par acteur institutionnel

Totalement ou très impliqué +	Très impliqué	Très impliqué -	Impliqué +	Impliqué	Impliqué -	Faiblement impliqué -	Faiblement impliqué	Faiblement impliqué +	Très faiblement ou pas du tout impliqué
10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

de 1 à 10 pour chaque proposition en fonction des réponses
— État
— Commune
— Entourage proche (famille, amis)
— Promoteurs ou aménageurs privés
— Scientifiques, experts indépendants
— Médecins généralistes

IV.4 À partir de l'échelle de notation suivante, veuillez attribuer une note pour chaque affirmation suivante

Une seule réponse par proposition

Totalement d'accord	Tout à fait d'accord +	Tout à fait d'accord -	Plutôt d'accord +		Plutôt d'accord -	Plutôt pas d'accord -		Plutôt pas d'accord +	Pas du tout d'accord -	Pas du tout d'accord +	Totalement opposé
10	9	8	7	6		5	4		3	2	1

de 1 à 10 pour chaque proposition en fonction des réponses

— Les scientifiques et les experts indépendants ont tendance à surestimer les risques potentiels de la pollution du sol

— La participation des individus aux décisions et projet d'aménagement (par l'intermédiaire de réunions publiques par exemple) permet aux décideurs publics de justifier les décisions qu'ils ont déjà prises.

IV.5 Souhaiteriez-vous être impliqué dans les décisions et projets d'aménagement de votre commune ?

Une seule réponse par proposition

☐ Oui 1

☐ Non 2

Si IV.5 = 1 ; "oui"

IV.5.a Par quels moyens souhaiteriez-vous être impliqué aux projets et décisions d'aménagement concernant votre commune ?

Plusieurs réponses possibles

☐ Réunions d'information publiques visant à informer les individus du projet et de son avancement 1

☐ Consultations, sondages ou enquêtes visant à recueillir votre avis à titre consultatif 2

☐ Groupes de travail composés d'individus, d'experts, des opérateurs fonciers et du maire travaillant ensemble afin de proposer un projet commun 3

☐ Autre, précisez : 4 - texte

V. Caractéristiques sociodémographiques

Vos caractéristiques sociodémographiques

V.1. Êtes-vous

Une seule réponse

☐ Un homme 1

☐ Une femme 2

V.2 Indiquez votre année de naissance

Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace nombre

V.3. Quel est le niveau de diplôme le plus élevé que vous avez obtenu ?

Une seule réponse

☐ Sans diplôme ou brevet des collèges 1

☐ CAP, BEP 2

☐ Baccalauréat (général, technologique et professionnel) 3
☐ Bac + 2 (DUT, BTS, DEUG, écoles de formations sanitaires ou sociales) 4
☐ Bac + 3 ou plus (licence, maîtrise, DEA, DESS, master, doctorat, diplôme de grande école). 5

V.4 À quelle catégorie socio-professionnelle appartenez-vous ?
Une seule réponse
☐ Agriculteurs exploitants 1
☐ Artisans, commerçants, ou chef d'entreprise 2
☐ Cadres, et professions intellectuelles supérieures 3
☐ Professions intermédiaires 4
☐ Employés 5
☐ Ouvriers 6
☐ Retraités 7
☐ Demandeurs d'emploi 8
☐ Étudiants 9
☐ Sans activité professionnelle. 10

Si V4 = 1 ou 2 ou 3 ou 4 ou 5 ou 6
V.4.a Quelle est votre profession ?
Uniquement du texte peut être saisi texte

Si V4 = 7 ou 8
V.4.b Quelle est la dernière profession que vous avez exercée ? texte
Uniquement du texte peut être saisi

V.5 Êtes-vous
Une seule réponse
☐ Marié(e) ou pacsé(e) ou en concubinage 1
☐ Célibataire ou divorcé(e) ou veuf(ve) 2

V.6. Avez-vous des enfants ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si V.6 = 1 ; "oui"
V.6.a Combien ?
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace nombre

V.7 Indiquez le niveau de vos ressources financières mensuelles totales
(y compris les loyers perçus, et les allocations familiales dont vous bénéficiez)
Une seule réponse
☐ < 750 € 1
☐ Entre 750 et 1000 € 2
☐ Entre 1001 et 1500 € 3
☐ Entre 1501 et 2000 € 4
☐ Entre 2001 et 3000 € 5

☐ Entre 3001 et 4500 € 6
☐ Plus de 4500 € 7
☐ Ne se prononce pas 8

V.8 Au niveau politique, ou vous situez-vous :
Une seule réponse - question facultative
☐ Extrême droite 1
☐ Droite 2
☐ Centre 3
☐ Écologie 4
☐ Gauche 5
☐ Extrême gauche 6
☐ Ne se prononce pas. 7

Les caractéristiques de votre commune de résidence et de votre logement

V.9. Dans quelle commune résidez-vous ?
Uniquement du texte peut être saisi texte

V.10 Précisez le code postal de la commune où vous résidez svp
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace nombre

V.11 Depuis combien d'années résidez-vous dans cette commune ?
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace année

V.12 Êtes-vous très attaché à votre quartier ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

V.13 Habitez-vous à proximité d'un espace vert ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

V.14 Êtes-vous :
Une seule réponse
☐ Propriétaire 1
☐ Locataire 2
☐ Hébergé à titre gracieux 3

V.15 Depuis combien d'année résidez-vous dans ce logement ?
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace année

V.16 Votre logement est-il composé d'un jardin ?
Une seule réponse
☐ Oui 1

☐ Non 2

Si V.16 = 1 ; "oui"

V.16.a Avez-vous un jardin potager ?

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

Vos loisirs

V.17 Pratiquez-vous une ou plusieurs activités sportives au moins une fois par semaine ?

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

Si V.17 = 1 ; "oui"

V.17.a Laquelle / lesquelles ?

Uniquement du texte peut être saisi texte

V.18 Êtes-vous membre d'un jardin partagé

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

V.19 Êtes-vous membre d'une ou plusieurs association(s) environnementale(s) ?

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

Si V.19 = 1 ; "oui"

V.19.a Laquelle / lesquelles ?

Uniquement du texte peut être saisi texte

V.20 Êtes-vous membre d'une ou plusieurs association(s) de riverains et/ou de quartier ?

Une seule réponse

☐ Oui 1

☐ Non 2

Fin du questionnaire

Commentaires, suggestions, remarques concernant ce questionnaire ? texte

Uniquement du texte peut être saisi

Merci pour votre participation.

Tableau C.1 – Statistiques descriptives du module sur la confiance et les modalités participatives attendues

Correspondant aux réponses collectées pour les questions IV.1 à IV.4 du questionnaire administré aux riverains résidant sur une commune impactée par au moins une friche urbaine polluée en France.
Seuils de significativité : *** $p \leqslant 0.01$; ** $p \leqslant 0.05$; * $p \leqslant 0.1$

Variables	**Insatisfaction sur la contamination des sols** N = 638		**Insatisfaction relative à la gestion des friches urbaines** N = 639		**Total** N = 803	
	Eff.	%	Eff.	%	Eff.	%
Niveau de confiance						
État						
Aucune confiance	56	8.78***	51	7.98***	63	7.85
Très faible	95	14.89***	94	14.71***	107	13.33
Faible	218	34.17***	221	34.59***	258	32.13
Moyen	206	32.29***	207	32.39***	283	35.24
Élevé	53	8.31***	53	8.29***	70	8.72
Très élevé	10	1.57***	13	2.03***	22	2.74
Promoteurs ou aménageurs privés						
Aucune confiance	104	16.30	99	15.49**	115	14.32
Très faible	136	21.32	128	20.03**	152	18.93
Faible	235	36.83	238	37.25**	303	37.73
Moyen	129	20.22	132	20.66**	173	21.54
Élevé	31	4.86	35	5.48**	47	5.85
Très élevé	3	0.47	7	1.10**	13	1.62
Médias						
Aucune confiance	54	8.46	53	8.29	60	7.47
Très faible	89	13.95	86	13.46	105	13.08
Faible	246	38.56	250	39.12	300	37.36
Moyen	217	34.01	205	32.08	280	34.87
Élevé	28	4.39	37	5.79	41	5.11
Très élevé	4	0.63	8	1.25	17	2.12
Entourage proche (famille, amis)						
Aucune confiance	12	1.88	11	1.72	12	1.49
Très faible	23	3.61	23	3.60	28	3.49
Faible	115	18.03	118	18.47	140	17.43
Moyen	329	51.57	327	51.17	410	51.06
Élevé	124	19.44	121	18.94	160	19.93
Très élevé	35	5.49	39	6.10	53	6.60
Commune						
Aucune confiance	13	2.04	12	1.88	13	1.62
Très faible	33	5.17	36	5.63	39	4.86
Faible	186	29.15	181	28.33	213	26.53
Moyen	331	51.88	334	52.27	429	53.42
Élevé	64	10.03	64	10.02	88	10.96
Très élevé	11	1.72	12	1.88	21	2.62
Intercommunalité						
Aucune confiance	26	4.08	22	3.44	26	3.24
Très faible	42	6.58	47	7.36	50	6.23
Faible	211	33.07	210	32.86	246	30.64
Moyen	294	46.08	296	46.32	383	47.70
Élevé	58	9.09	54	8.45	80	9.96
Très élevé	7	1.10	10	1.56	18	2.24
Scientifiques et experts indépendants						
Aucune confiance	12	1.88	11	1.72	12	1.49
Très faible	21	3.29	20	3.13	23	2.86
Faible	117	18.34	121	18.94	145	18.06
Moyen	303	47.49	300	46.95	371	42.20

Élevé	146	47.49	142	22.22	191	23.79
Très élevé	39	6.11	45	7.04	61	7.60
Associations environnementales						
Aucune confiance	17	2.66	14	2.19	18	2.24
Très faible	26	4.08	28	4.38	32	3.99
Faible	112	17.55	112	17.53	133	16.56
Moyen	266	41.69	263	41.16	330	41.10
Élevé	173	27.12	175	27.39	228	28.39
Très élevé	44	6.90	47	7.36	62	7.72
Médecins généralistes						
Aucune confiance	7	1.10	7	1.10	8	1.00
Très faible	25	3.92	27	4.23	33	4.11
Faible	118	18.50	120	18.78	143	17.81
Moyen	320	50.16	317	49.61	393	48.94
Élevé	137	21.47	134	20.97	180	22.42
Très élevé	31	4.86	34	5.32	46	5.73
Niveau d'expertise						
État						
Nul	34	5.33***	34	5.32***	41	5.11
Très faible	83	13.01***	82	12.83***	93	11.58
Faible	188	29.47***	185	28.95***	216	26.90
Modéré	233	36.52***	233	36.46***	306	38.11
Élevé	84	13.17***	85	13.30***	115	14.32
Très élevé	16	2.51***	20	3.13***	32	3.99
Commune						
Nul	19	2.98	18	2.82	21	2.62
Très faible	58	9.09	61	9.55	65	8.09
Faible	205	32.13	197	30.83	236	29.39
Modéré	278	43.57	286	44.76	362	45.08
Élevé	69	10.82	66	10.33	99	12.33
Très élevé	9	1.41	11	1.72	20	2.49
Entourage proche (famille, amis)						
Nul	28	4.39	26	4.07**	31	3.86
Très faible	89	13.95	91	14.24**	105	13.08
Faible	227	35.58	226	35.37**	270	33.62
Modéré	214	33.54	216	33.80**	283	35.24
Élevé	69	10.82	67	10.49**	93	11.58
Très élevé	11	1.72	13	2.03**	21	2.62
Promoteurs ou aménageurs privés						
Nul	51	7.99***	51	7.98**	57	7.10
Très faible	116	18.18***	109	17.06**	133	16.56
Faible	241	37.77***	243	38.03**	292	36.36
Modéré	184	28.84***	184	28.79**	247	30.76
Élevé	38	5.96***	42	6.57**	56	6.97
Très élevé	8	1.25***	10	1.56**	18	2.24
Scientifiques et experts indépendants						
Nul	9	1.41	9	1.41	10	1.25
Très faible	21	3.29	21	3.29	22	2.74
Faible	127	19.91	123	19.25	149	18.56
Modéré	200	31.35	205	32.08	258	32.13
Élevé	212	33.23	201	31.46	264	32.88
Très élevé	69	10.82	80	12.52	100	12.45
Médecins généralistes						
Nul	16	2.51	16	2.50	18	2.24
Très faible	33	5.17	35	5.48	41	5.11
Faible	153	23.98	154	24.10	183	22.79
Modéré	295	46.24	293	45.85	369	45.95
Élevé	115	18.03	112	17.53	153	19.05
Très élevé	26	4.08	29	4.54	39	4.86

Niveau d'implication perçu						
État						
Nul	45	7.05***	46	7.20**	52	6.48
Très faible	95	14.89***	97	15.18**	114	14.20
Faible	230	36.05***	227	35.52**	279	34.74
Modéré	182	28.53***	182	28.48**	240	29.89
Élevé	57	8.93***	57	8.92**	73	9.09
Très élevé	29	4.55***	30	4.69**	45	5.60
Commune						
Nul	21	3.29	21	3.29	24	2.99
Très faible	60	9.40	59	9.23	70	8.72
Faible	209	32.76	212	33.18	253	31.51
Modéré	231	36.21	233	36.46	293	36.49
Élevé	92	14.42	89	13.93	122	15.19
Très élevé	25	3.92	25	3.91	41	5.11
Entourage proche (famille, amis)						
Nul	25	3.92	22	3.44**	29	3.61
Très faible	58	9.09	56	8.76**	68	8.47
Faible	216	33.86	214	33.49**	251	31.26
Modéré	212	33.23	214	33.49**	280	34.87
Élevé	105	16.46	108	16.90**	136	16.94
Très élevé	22	3.45	25	3.91**	39	4.86
Promoteurs ou aménageurs privés						
Nul	77	12.07***	74	11.58**	84	10.46
Très faible	135	21.16***	127	19.87**	160	19.93
Faible	217	34.01***	219	34.27**	264	32.88
Modéré	157	24.61***	156	24.41**	210	26.15
Élevé	41	6.43***	46	7.20**	60	7.47
Très élevé	11	1.72***	17	2.66**	25	3.11
Scientifiques et experts indépendants						
Nul	11	1.72	10	1.56	13	1.62
Très faible	41	6.43	44	6.89	47	5.85
Faible	171	26.80	166	25.98	198	24.66
Modéré	227	35.58	229	35.84	297	36.99
Élevé	145	22.73	138	21.60	184	22.91
Très élevé	43	6.74	52	8.14	64	7.97
Médecins généralistes						
Nul	16	2.51	14	2.19	18	2.24
Très faible	62	9.72	65	10.17	69	8.59
Faible	189	29.62	186	29.11	224	27.90
Modéré	236	36.99	239	37.40	312	38.85
Élevé	108	16.93	103	16.12	139	17.31
Très élevé	27	4.23	32	5.01	41	5.11

Annexe D

Questionnaire administré sur cinq communes impactées par une friche urbaine polluée

Cette annexe présente le questionnaire[1] d'enquête administré sur les communes d'Angers, Canet, Castelnau-le-Lez, La Possonnière et Mauges-sur-Loire. Ces communes étaient impactées par une FUP au moment de la passation du questionnaire. 338 réponses complètes ont été récoltées au moyen de ce questionnaire. La passation a été effectuée en ligne et en face-à-face pour la commune de Canet[2].

Un flyer spécifique a été mis en place pour chaque friche urbaine afin d'informer les riverains de notre enquête. Par soucis de concision, nous ne présentons que le flyer utilisé pour la friche du Mas de Rochet à Castelnau-le-Lez. Ce flyer précisait au *recto* les objectifs de notre enquête, la population d'étude ciblée, l'adresse de l'hyperlien du questionnaire et nos coordonnées ; au *verso*, il rappelait l'hyperlien permettant d'accéder au questionnaire et montrait une vue aérienne du site et des rues alentours afin de faciliter sa localisation[3]. Le mode de passation en ligne incluait également une vue aérienne de la friche et de ses environs. Les informations sur les attributs et leurs niveaux étaient rappelées pour chacun des six choix à effectuer à partir d'une icône d'information en forme de point d'interrogation. Toujours par soucis de concision, nous ne présentons qu'une seule version du questionnaire en ligne et adaptée pour la friche urbaine du Mas de Rochet à Castelnau-le-Lez. Nous y incluons les captures écrans pour expliciter la présentation du site, la description des attributs, et les plans d'expériences proposés.

Ce questionnaire incluait une expérience à choix discrets. Cette dernière comprenait 24 scénarii répartis sur 4 versions de 6 choix chacun. La sélection d'une version du questionnaire s'effectuait de façon aléatoire sous Limesurvey™. Lors des passations papiers, nous avons veillé à ce que l'équilibre entre ces 4 versions soit respecté.

Les réponses obtenues par ce questionnaire sont traitées dans le chapitre 4 de cette thèse.

[1]Ce questionnaire a été élaboré avec l'aide de Cécile BAZART(LAMETA, Université de Montpellier) et Thierry BLAYAC (LAMETA, Université de Montpellier). Il a aussi bénéficié des conseils de Bénédicte RULLEAU (Unité ETBX, IRSTEA) et Hélène REY-VALETTE (LAMETA, Université de Montpellier). Il a été mis en ligne sous Limesurvey™ par Jean-Marc ROUSSELLE (INRA). Un soutien logistique et financier a été apporté par l'ADEME, l'Agrocampus-Ouest, le LAMETA, l'Université de Montpellier, le MOMA, et le SMART-LERECO.

[2]Les passations en face-à-face ont été effectuées avec l'aide de : Kassim ABDOU - stagiaire au LAMETA, Université de Montpellier ; Cécile BAZART ; Nicole LAUTRÉDOU-AUDOUY - LAMETA, Université de Montpellier ; Karine PELLIER - LAMETA, Université de Montpellier. Ces personnes m'ont également aidé à distribuer des flyers informant les habitants de Canet et de Castelnau-le-Lez de la mise en place de cette enquête en ligne. Sur les communes du Maine et Loire, Fabião MIRANDA-PIRES, stagiaire à l'Agrocampus-Ouest, m'a aidé dans la distribution des flyers.

[3]Les photographies aériennes de chaque site ont été élaborées à l'aide du logiciel QGis.

Enquête sur la friche du Mas de Rochet Castelnau-le-Lez

Pourquoi ?

Cette enquête s'inscrit dans le cadre de mon travail de **thèse en sciences économiques** menée au sein du laboratoire LAMETA (**Université de Montpellier**) et du SMART-LERECO car de plus en plus de communes sont concernées par le réaménagement des friches urbaines. Je m'appelle **Marjorie Tendero** et j'effectue ce travail avec Cécile Bazart et Thierry Blayac du LAMETA (Université de Montpellier).

Votre participation volontaire est **essentielle** à la qualité des résultats de l'enquête.

Qui peut participer ?

- ✓ Vous devez être **âgé d'au moins 18 ans**
- ✓ Vous devez avoir une **connexion internet**

Comment ça marche ?

1. Je participe

Je réponds en ligne au questionnaire:

http://www.supagro.fr/friches/.

Mes réponses sont anonymes, confidentielles, et traitées à des fins de recherche.

Je fais suivre le lien de l'enquête à mon réseau si je le souhaite :

http://www.supagro.fr/friches/.

afin de faciliter le recueil d'un échantillon représentatif.

@ Contacts :

Pour toute question sur l'enquête, vous pouvez contacter Marjorie TENDERO
Tel : 04 34 43 24 93 ou 02 41 22 55 82
Courriel : marjorie.tendero@agrocampus-ouest.fr

http://www.supagro.fr/friches/

Légende :
Indications éventuellement données aux répondants
Indique une question conditionnelle
Codage des réponses

Préambule (passation papier)

N° version	de 1 à 4
N° identifiant	nombre
Date passation	date
Lieu passation	Canet ou Castelnau le Lez

Introduction (passation papier - réadapté en fonction des personnes ayant aidé à la passation)

Bonjour, nous sommes une équipe de chercheurs du LAMETA rattachés à l'Université de Montpellier. Dans le cadre de la thèse en sciences économiques de Marjorie Tendero, ici présente,nous menons une étude sur le site de [nom du site]. Il vous prendra vingt minutes de votre temps, accepteriez-vous d'y répondre ?

Introduction (passation en ligne)

Ce questionnaire vise à étudier vos préférences en matière de reconversion de friches urbaines. Pour y répondre, vous devez être âgé d'au moins 18 ans. Ce travail s'inscrit dans le cadre d'une thèse en sciences économiques menée actuellement au sein du laboratoire SMART-LERECO (Structure et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires – Laboratoire d'Étude et de Recherche en ÉCOnomie) en cotutelle avec le laboratoire du LAMETA (Laboratoire Montpelliérain d'Économie Théorique et Appliquée). Ce travail est effectué conjointement avec des chercheurs du LAMETA : Cécile Bazart et Thierry Blayac. Il faut compter environ 20 minutes pour répondre au questionnaire. À tout moment vous pouvez interrompre le questionnaire, et enregistrer vos réponses pour le compléter plus tard si besoin. Aucune connaissance particulière n'est nécessaire pour y répondre. Il n'y a pas de bonnes ou de mauvaises réponses. Vos réponses resteront anonymes et seront traitées uniquement à des fins de recherche.

Si vous avez des questions, vous pouvez me contacter au 02 41 22 55 82 ou par courriel : marjorie.tendero@agrocampus-ouest.fr

Première partie

P.1 Quel est votre département de résidence ?
Une seule réponse

☐ Hérault (34)	34
☐ Maine et Loire (49)	49

Si P.1 = 34
P.2.A Quelle est votre commune de résidence ?
Une seule réponse

☐ Canet	1
☐ Castelnau-le-Lez	2
☐ Montpellier	3
☐ Autre, préciser	4 - texte

Si P.1 = 49

P.2.B Quelle est votre commune de résidence ?

Une seule réponse

☐ Angers	1
☐ La Possonnière	2
☐ Mauges-sur-Loire (Botz-en-Mauges)	3
☐ Autre, préciser	4 - texte

Si P.1 = 34

P.3.A Sur quelle commune travaillez-vous (ou étudiez-vous si étudiant en formation) ?

Une seule réponse

☐ Canet	1
☐ Castelnau-le-Lez	2
☐ Montpellier	3
☐ Autre, préciser	4 - texte

Si P.1 = 49

P.3.B Sur quelle commune travaillez-vous (ou étudiez-vous si étudiant en formation) ?

Une seule réponse

☐ Angers	1
☐ La Possonnière	2
☐ Mauges-sur-Loire (Botz-en-Mauges)	3
☐ Autre, préciser	4 - texte

Si (P.2.A = 4 & P.3.A = 4) ou (P.2.A = 3 & P.3.A = 4) ou (P.2.A = 3 & P.3.A = 3)

P.4.A Par quelle friche urbaine seriez-vous éventuellement concerné ?

Une seule réponse

☐ Le site du Mas de Rochet à Castelnau-le-Lez (Avenue Georges Frêche) commune en périphérie de Montpellier	1
☐ Le site de la ZAC de Boullounac à Canet (34800 – Chemin des Grenadiers)	2
☐ Aucune	3

fin du questionnaire si P.4.A = 4 ; "aucune"

Si (P.2.B = 4 & P.3.B = 4) ou (P.2.B = 3 & P.3.B = 4) ou (P.2.B = 3 & P.3.B = 3)

P.4.B Par quelle friche urbaine seriez-vous éventuellement concerné ?

Une seule réponse

☐ Le site des tarares à Mauges-sur-Loire (Botz-en-Mauge – Rue de la Croix de Pierre)	1
☐ Le site de l'usine de l'Alleud à La Possonnière (Rue Antoine Doussart)	2
☐ Le site de la friche Thomson à Angers (Avenue Gaston Birgé)	3
☐ Aucune	4

fin du questionnaire si P.4.B = 4 ; "aucune"

Si P.4.B = 2 ; "le site de l'usine de l'Alleud"

P.4.B.1 Avez-vous participé à des groupes de discussion concernant le site de l'Alleud entre le 10 octobre 2016 et le 17 novembre 2016 sur votre commune ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2
fin du questionnaire si P.4.B.1 = 1 ; "oui"

Informations données aux répondants (passation en ligne)
Nous allons vous présenter 6 scénarios de reconversion possibles de la friche urbaine :
Si commune de résidence ou de travail est Montpellier ou Castelnau-le-Lez (question P.2.A ou P.3.A) ou concerné par la friche du Mas de Rochet à Castelnau-le-Lez (question P.4.A)

• du Mas de Rochet située Avenue Georges Frêche à Castelnau-le-Lez (34170), commune en périphérie de Montpellier

Si commune de résidence ou de travail est Canet (question P.2.A ou P.3.A) ou concerné par la friche Boullounac à Canet (question P.4.A)

• de la ZAC de Boullounac à Canet (34800 – Chemin des Grenadiers)

Si commune de résidence ou de travail est Mauges sur Loire (question P.2.B ou P.3.B) ou concerné par la friche des Tarares à Mauges sur Loire (question P.4.B)

• du site des Tarares à Mauges-sur-Loire (ancienne commune de Botz-en-Mauges (49110) – Rue de la Croix de Pierre)

Si commune de résidence ou de travail est La Possonnière (question P.2.B ou P.3.B) ou concerné par la friche de l'Alleud à La Possonnière (question P.4.B)

• du site de l'usine de l'Alleud à La Possonnière (49170) avenue Antoine Doussard

Si commune de résidence ou de travail est Angers (question P.2.B ou P.3.B) ou concerné par la friche Thomson à Angers (question P.4.B)

• du site de la friche Thomson à Angers (Avenue Gaston Birgé)

Chaque scénario de reconversion est défini par les caractéristiques suivantes :

1. Les usages futurs : espaces verts ; logements ; commerces ou immeubles de bureau ; ou infrastructures publiques (écoles, stades, etc. en fonction des besoins de la commune).

2. L'impact éventuel sur la valeur foncière des terrains et bâtis avoisinants la friche urbaine sur un voisinage de 3 kilomètres. Cet impact peut être nul ou s'accompagner d'une augmentation de 3 % ; 7 %; ou de 15 %.

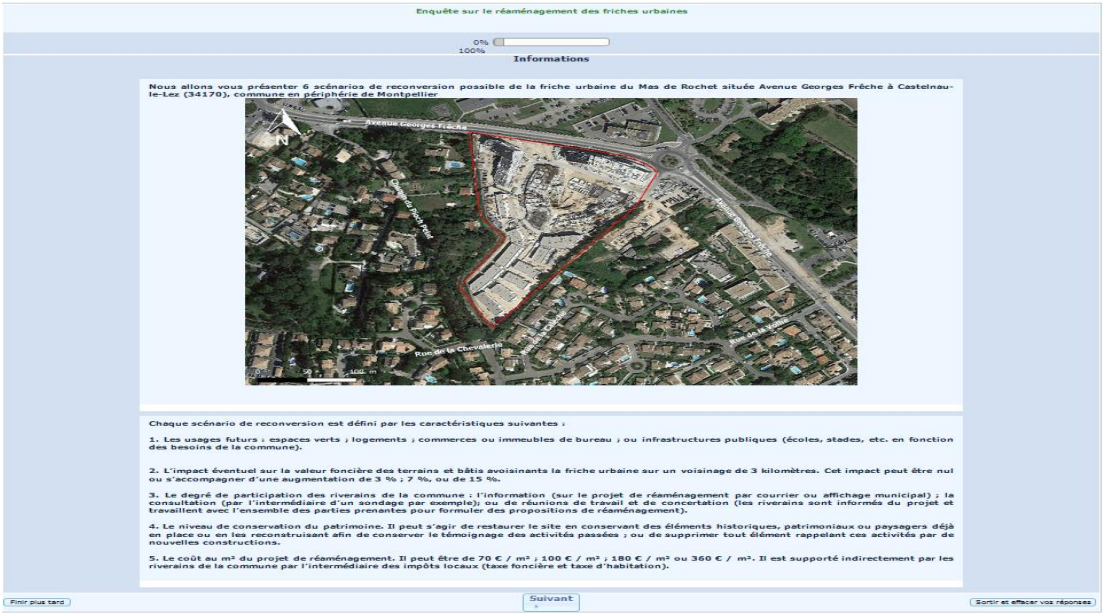
3. Le degré de participation des riverains de la commune : l'information (sur le projet de réaménagement par courrier ou affichage municipal) ; la consultation (par l'intermédiaire d'un sondage par exemple); ou de réunions de travail et de concertation (les riverains sont informés du projet et travaillent avec l'ensemble des parties prenantes pour formuler des propositions de réaménagement).

4. Le niveau de conservation du patrimoine. Il peut s'agir de restaurer le site en conservant des éléments historiques, patrimoniaux ou paysagers déjà en place ou en les reconstruisant afin de conserver le témoignage des activités passées ; ou de supprimer tout élément rappelant ces activités par de nouvelles constructions.

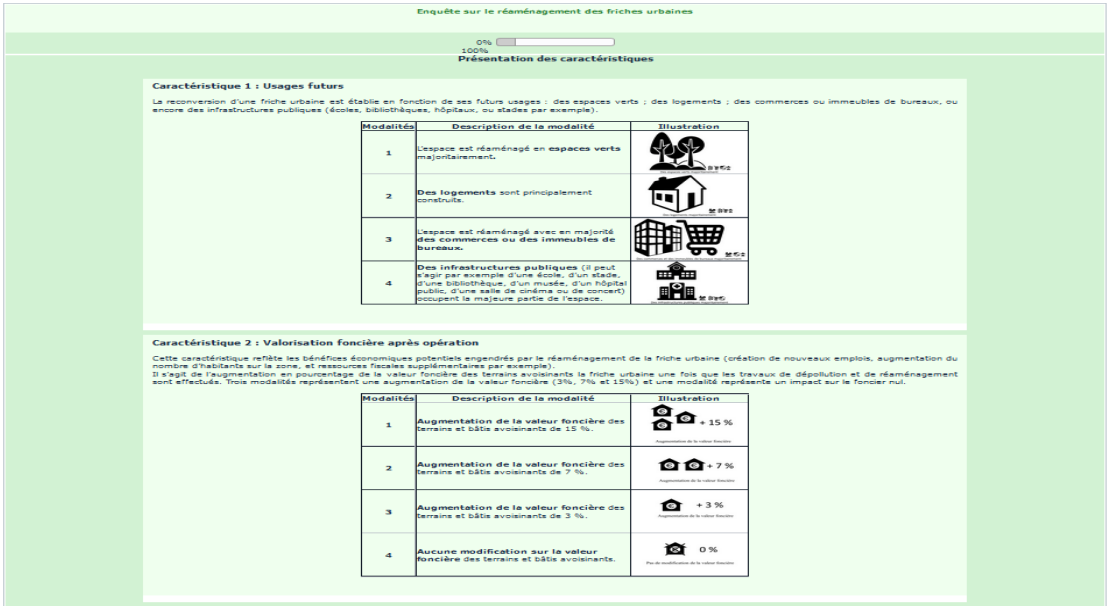
5. Le coût au m² du projet de réaménagement. Il peut être de 70 € / m² ; 100 € / m² ; 180 € / m² ou 360 € / m². Il est supporté indirectement par les riverains de la commune par l'intermédiaire des impôts locaux (taxe foncière et taxe d'habitation).

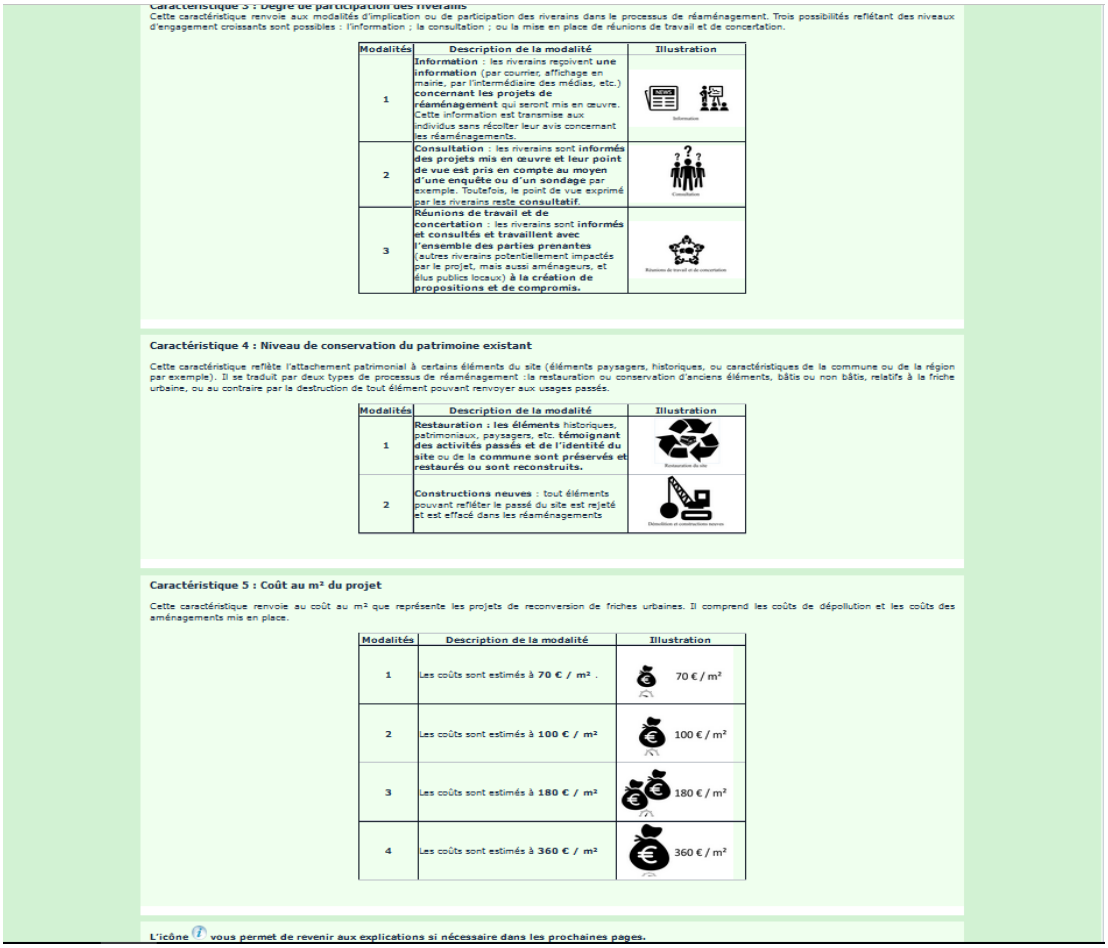
Captures écran du questionnaire de l'expérience à choix discrets (passation en ligne)

Présentation des attributs et de la friche (exemple de la friche urbaine du Mas de Rochet à Castelnau-le-Lez



Présentation des attributs et de leurs niveaux (passation en ligne)





Caractéristique 3 : Degré de participation des riverains

Cette caractéristique renvoie aux modalités d'implication ou de participation des riverains dans le processus de réaménagement. Trois possibilités reflétant des niveaux d'engagement croissants sont possibles : l'information ; la consultation ; ou la mise en place de réunions de travail et de concertation.

Modalités	Description de la modalité	Illustration
1	**Information** : les riverains reçoivent **une information** (par courrier, affichage en mairie, par l'intermédiaire des médias, etc.) **concernant les projets de réaménagement** qui seront mis en œuvre. Cette information est transmise aux individus sans récolter leur avis concernant les réaménagements.	
2	**Consultation** : les riverains sont **informés des projets mis en œuvre et leur point de vue est pris en compte au moyen d'une enquête ou d'un sondage** par exemple. Toutefois, le point de vue exprimé par les riverains reste **consultatif**.	
3	**Réunions de travail et de concertation** : les riverains sont **informés et consultés et travaillent avec l'ensemble des parties prenantes** (autres riverains potentiellement impactés par le projet, mais aussi aménageurs, et élus publics locaux) **à la création de propositions et de compromis.**	

Caractéristique 4 : Niveau de conservation du patrimoine existant

Cette caractéristique reflète l'attachement patrimonial à certains éléments du site (éléments paysagers, historiques, ou caractéristiques de la commune ou de la région par exemple). Il se traduit par deux types de processus de réaménagement :la restauration ou conservation d'anciens éléments, bâtis ou non bâtis, relatifs à la friche urbaine, ou au contraire par la destruction de tout élément pouvant renvoyer aux usages passés.

Modalités	Description de la modalité	Illustration
1	**Restauration : les éléments** historiques, patrimoniaux, paysagers, etc. **témoignant des activités passés et de l'identité du site** ou de la **commune sont préservés et restaurés ou sont reconstruits.**	
2	**Constructions neuves** : tout éléments pouvant refléter le passé du site est rejeté et est effacé dans les réaménagements	

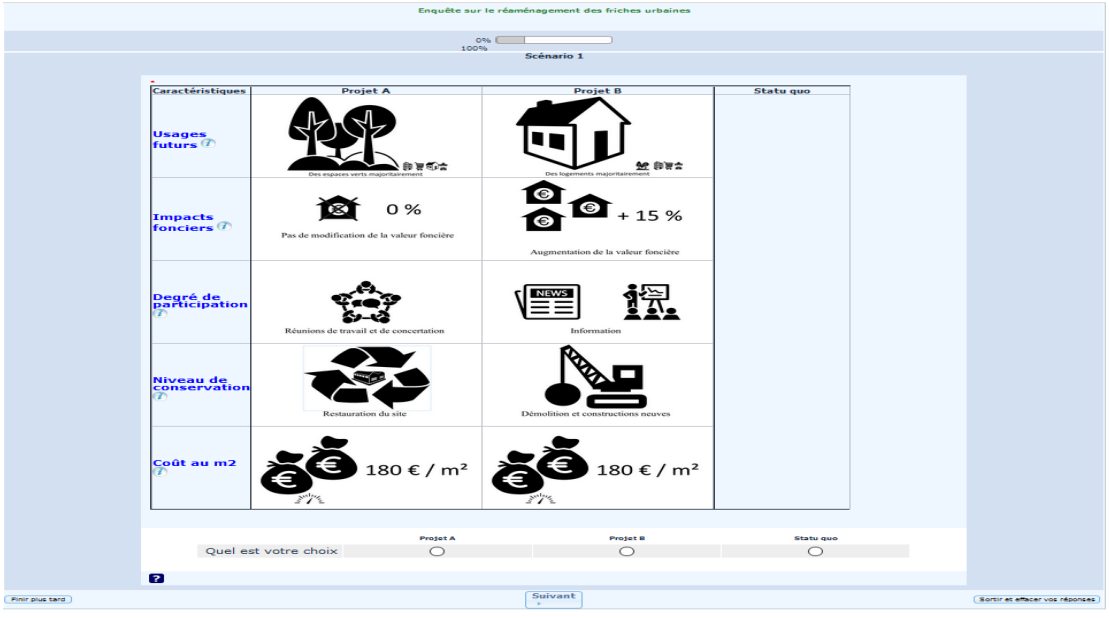
Caractéristique 5 : Coût au m² du projet

Cette caractéristique renvoie au coût au m² que représente les projets de reconversion de friches urbaines. Il comprend les coûts de dépollution et les coûts des aménagements mis en place.

Modalités	Description de la modalité	Illustration
1	Les coûts sont estimés à **70 € / m²** .	70 € / m²
2	Les coûts sont estimés à **100 € / m²**	100 € / m²
3	Les coûts sont estimés à **180 € / m²**	180 € / m²
4	Les coûts sont estimés à **360 € / m²**	360 € / m²

L'icône vous permet de revenir aux explications si nécessaire dans les prochaines pages.

Exemple de scénario proposé (passation en ligne)



P.5 Avez-vous eu des difficultés à remplir le questionnaire ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

P.6 Avez-vous trouvé la description des scénarios suffisamment claire et compréhensible ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

P.7 Avez-vous trouvé la description des caractéristiques suffisamment claire et compréhensible ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si P.7 = 2 ; "non"
P.7.a Quelle(s) caractéristique(s) vous a posé des difficultés ?
Plusieurs réponses possibles
☐ Les usages futurs 1 "oui" ; 2 "non"
☐ La valorisation foncière 1 "oui" ; 2 "non"
☐ L'implication des riverains 1 "oui" ; 2 "non"
☐ Le niveau de conservation du patrimoine 1 "oui" ; 2 "non"
☐ Le coût au m² des projets de reconversion 1 "oui" ; 2 "non"

Si P.7 = 2 ; "non"
P.7.b Pourriez-vous expliquer pourquoi ?
Uniquement du texte texte

P.8 Une des caractéristiques vous a-t-elle semblé importante et avez-vous choisi exclusivement des scénarios permettant de la maintenir ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si P.8 = 1 ; "oui"
P.8.a Quelles sont les caractéristiques que vous avez privilégiées ?
Plusieurs réponses possibles
☐ Les usages futurs 1 "oui" ; 2 "non"
☐ La valorisation foncière 1 "oui" ; 2 "non"
☐ L'implication des riverains 1 "oui" ; 2 "non"
☐ Le niveau de conservation du patrimoine 1 "oui" ; 2 "non"
☐ Le coût au m² du projet de reconversion 1 "oui" ; 2 "non"

Si P.8 = 1 ; "oui"
P.8.b Pourquoi avez-vous choisi de maintenir une ou plusieurs de ces caractéristiques ?

Uniquement du texte texte

Deuxième partie

P.9 Selon vous quelles régions comptabilisent le plus de sites et sols pollués ?
Deux réponses ordonnées
Pour chacune des réponses données

☐ Auvergne Rhône-Alpes	1
☐ Bourgogne Franche Comté	2
☐ Bretagne	3
☐ Centre Val de Loire	4
☐ Corse	5
☐ DOM-TOM	6
☐ Grand Est	7
☐ Hauts de France	8
☐ Ile de France	9
☐ Normandie	10
☐ Nouvelle Aquitaine	11
☐ Occitanie	12
☐ PACA	13
☐ Pays de la Loire	14

P.10 Quels sont les trois principaux polluants que l'on retrouve sur les sites et sols pollués recensés en France ?
Trois réponses ordonnées
Pour chacune des réponses données

☐ Ammonium	1
☐ Baryum	2
☐ Cadmium	3
☐ Chrome	4
☐ Cuivre	5
☐ Hydrocarbures	6
☐ Mercure	7
☐ Nickel	8
☐ Pesticides	9
☐ Sélénium	10
☐ Solvants halogénés ou non	11
☐ Zinc	12
☐ Arsenic	13
☐ BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xlènes)	14
☐ Chlorures	15
☐ Cobalt	16
☐ Cyanures	17
☐ Molybdène	18
☐ PCB-PCT (polychlorobiphénles et polychloroterphényles)	19
☐ Plomb	20
☐ Substances radioactives	21
☐ TCE (Trichloréthylène)	22

P.11 Quels sont les modes de contamination sur l'Homme de la pollution du sol ?
Plusieurs réponses possibles

☐ Ingestion directe	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Contact cutané	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Inhalation	1 "oui" ; 2 "non"

P.12 Connaissez-vous le nom de l'organisme chargé de la gestion des sites et sols pollués orphelins en France ?
Une seule réponse

☐ Oui	1
☐ Non	2

Si P.12 = 1 "oui"
P.12.A Quel est le nom de cet organisme ?
Uniquement du texte — 1 si "ademe" ; 2 sinon

P.13 Connaissez-vous le nom de la base de données sur les sites et sols pollués en France nécessitant une intervention de l'État à titre préventif ou curatif ?
Une seule réponse

☐ Oui	1
☐ Non	2

Si P.13 = 1 ; "oui"
P.13.A Quel est le nom de cette base de donnée ?
Uniquement du texte — 1 si "basol" ; 2 sinon

P.14 Selon vous quel(s) milieu(x) peuvent être affectés par la pollution du sol ?
Plusieurs réponses possibles

☐ Le sol	1 "oui" ; 2 "non"
☐ Les eaux souterraines (nappe phréatique)	2 "oui" ; 2 "non"
☐ Les eaux superficielles (ruisseau, lac, mer, océan par exemple)	3 "oui" ; 2 "non"
☐ L'air	1 "oui" ; 2 "non"

Troisième partie

P.15 À quelle distance en mètre habitez-vous approximativement de ce site ?
Uniquement des nombres — nombre

P.16 Ce site est-il visible depuis votre lieu d'habitation ?
Une seule réponse

☐ Oui	1
☐ Non	2

P.17 Ce site est-il visible depuis votre lieu de travail ?
Une seule réponse

☐ Oui 1
☐ Non 2

P.18 Selon vous ce site est :
Une seule réponse
☐ Un site à l'abandon 1
☐ Un site à l'abandon potentiellement pollué 2
☐ Un site à l'abandon dont la pollution est avérée 3
☐ Un site à l'abandon pollué répertorié sur BASOL 4

P.19 Ce site présente-t-il une pollution des sols ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

P.20 Ce site présente-t-il une pollution des eaux?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

P.21 Quelle(s) mesure(s) de gestion de ce site ont été prises ?
Plusieurs réponses possibles
☐ Mise en sécurité du site 1
☐ Enlèvement des déchets 2
☐ Gardiennage du site 3
☐ Surveillance des eaux souterraines 4

P.22 S'agit-il d'un site orphelin ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

P.23 Quel est le nom du dernier exploitant du site ?
Uniquement du texte texte

Quatrième partie

P.24 Êtes-vous
Une seule réponse
☐ Un homme 1
☐ Une femme 2

P.25 Indiquez votre année de naissance
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace nombre

P.26 Quel est le niveau de diplôme le plus élevé que vous avez obtenu ?
Une seule réponse
☐ Sans diplôme ou brevet des collèges 1
☐ CAP, BEP 2

☐ Baccalauréat (général, technologique et professionnel) 3
☐ Bac + 2 (DUT, BTS, DEUG, écoles de formations sanitaires ou sociales) 4
☐ Bac + 3 ou plus (licence, maîtrise, DEA, DESS, master, doctorat, diplôme de grande école). 5

P.27 À quelle catégorie socio-professionnelle appartenez-vous ?
Une seule réponse
☐ Agriculteurs exploitants 1
☐ Artisans, commerçants, ou chef d'entreprise 2
☐ Cadres, et professions intellectuelles supérieures 3
☐ Professions intermédiaires 4
☐ Employés 5
☐ Ouvriers 6
☐ Retraités 7
☐ Demandeurs d'emploi 8
☐ Étudiants 9
☐ Sans activité professionnelle. 10

Si P.27 = 1 ou 2 ou 3 ou 4 ou 5 ou 6
P.27.a Quelle est votre profession ?
Uniquement du texte peut être saisi texte

Si P.27 = 7 ou 8
P.27.b Quelle est la dernière profession que vous avez exercée ? texte
Uniquement du texte peut être saisi

P.28 Êtes-vous
Une seule réponse
☐ Marié(e) ou pacsé(e) ou en concubinage 1
☐ Célibataire ou divorcé(e) ou veuf(ve) 2

P.28. Avez-vous des enfants ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

Si P.28 = 1 ; "oui"
P.28.a Combien ?
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace nombre

P.29 Indiquez le niveau de vos ressources financières mensuelles totales
(y compris les loyers perçus, et les allocations familiales dont vous
Une seule réponse
☐ < 750 € 1
☐ Entre 750 et € 2
☐ Entre 1001 et 1500 € 3
☐ Entre 1501 et 2000 € 4
☐ Entre 2001 et 3000 € 5
☐ Entre 3001 et 4500 € 6

☐ Plus de 4500 € 7
☐ Ne se prononce pas 8

P.30 Au niveau politique, ou vous situez-vous :
Une seule réponse - question facultative
☐ Extrême droite 1
☐ Droite 2
☐ Centre 3
☐ Écologie 4
☐ Gauche 5
☐ Extrême gauche 6
☐ Ne se prononce pas. 7

P.31 Êtes-vous :
Une seule réponse
☐ Propriétaire 1
☐ Locataire 2
☐ Hébergé à titre gracieux 3

P.32 Habitez-vous à proximité d'un espace vert ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

P.33 Votre logement est-il composé d'un jardin ?
Une seule réponse
☐ Oui 1
☐ Non 2

P.34 Depuis combien d'année résidez-vous dans ce logement ?
Uniquement des nombres peuvent être entrés dans cet espace année

Fin du questionnaire
Commentaires, suggestions, remarques concernant ce questionnaire ? texte
Uniquement du texte peut être saisi
Merci pour votre participation.

Annexe E

Identification des niveaux de l'attribut de coût à partir de la consultation des dossiers de l'ADEME

Le tableau E.1 synthétise les éléments relatifs aux coûts de traitement de la contamination des sols et du réaménagement des sites à partir des demandes d'aide déposées auprès de l'ADEME en 2016. Afin de préserver l'anonymat de ces demandes, nous avons omis la variable département. En agrégeant l'ensemble des coûts, la médiane s'élève à 231 € environ. Sur les coûts de décontamination, le premier quartile est à 128 € ; la médiane à 165 € ; et le troisième quartile est à 292 € environ.

Identifiant	Surface en m^2	Coût de la dépollution	Coût de l'aménagement	Coût de la dépollution au m^2	Coût de l'aménagement au m^2	Coût total	Coût total au m^2
1	46 000	672575	2850000	14,62	61,96	3522575	76,58
2	34 000	2965600		87,22	0,00	2965600	87,22
3	160 000	2270000	24250000	14,19	151,56	26520000	165,75
5	140 000	974393		6,96	0,00	974393	6,96
6	36 000	957830	3663000	26,61	101,75	4620830	128,36
7	28 000	1145000		40,89	0,00	1145000	40,89
8	13 377	835531,6		62,46	0,00	835531,6	62,46
10	19 000	1994800		104,99	0,00	1994800	104,99
11	2 900	340357		117,36	0,00	340357	117,36
12	32 000	5215085	10530000	162,97	329,06	15745085	492,03
13	4 040	658361		162,96	0,00	658361	162,96
15	65 000	3282060	15745000	50,49	242,23	19027060	292,72
Moyenne		1775966	11407600	70,97	177,31	6529132	144,86

Tableau E.1 – Éléments sur les coûts associés à la dépollution et à l'aménagement de friches urbaines polluées
À partir des dossiers consultées à l'ADEME (2016). Un espace vide ou un 0 indique que le site faisait l'objet d'un traitement de la dépollution du sol mais pas de travaux de réaménagement dans l'immédiat.

Annexe F

Grilles des entretiens de groupe effectués à La Possonnière et documents complémentaires à ce site d'étude

Cette annexe présente les deux grilles d'entretiens[1] utilisées pour les groupes de discussion effectués sur la commune de La Possonnière au cours des mois d'octobre et novembre 2016. Nous y présentons également les documents mobilisés pendant ces échanges.

Nous rappelons que cette démarche s'est effectuée en trois phases comme le schématise la figure F.1. Au cours de la première phase, les groupes de discussion ont rassemblé les riverains, les anciens salariés de l'usine, et les membres de l'ARUA[2]. Lors de la deuxième phase, correspondant également au dernier groupe de discussion effectué, les élus ont pris part à la démarche. Dans une troisième et dernière phase, nous avons effectué une synthèse restituant les résultats obtenus que nous avons adressé aux participants des différents groupes de discussion sous la forme d'un rapport de vulgarisation scientifique.

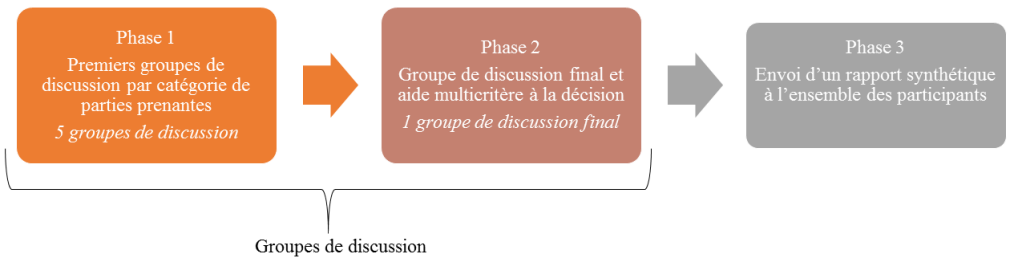


FIGURE F.1 – Principales étapes associées à la démarche participative

Les morceaux en italique indiquent les relances éventuelles ou les documents pouvant être distribués afin de susciter les échanges entre les participants. Ces documents comprenaient des photographies du site (cf. F.2 et F.3), une copie d'une carte postale montrant la fonderie en 1916, (cf. F.4), des vues aériennes du site (cf. F.5), et une sélection d'articles de presse (cf. F.1).

[1] L'élaboration de la première grille d'entretien utilisée pour les groupes de discussion de la première phase a bénéficié des conseils de Béatrice PLOTTU (SMART-LERECO, Agrocampus-Ouest). Les déplacements sur la commune ont été financés dans le cadre de notre participation au projet régional POLLUSOLS.

[2] Association des Riverains de l'Usine de l'Alleud.

FIGURE F.2 – Photographies de l'intérieur des bâtiments de la friche de l'Alleud
La photographie de gauche représente l'intérieur des locaux de l'ancienne laiterie. La photographie du milieu montre une partie du hall et des cuves de l'ancienne usine de traitement de surface. La photographie de droite montre une vue d'ensemble de l'ancien hall de l'usine.
Auteur : Marjorie TENDERO
Date : 15/12/2015.

FIGURE F.3 – Photographies de la friche de l'Alleud
Les photographies de gauche et du milieu montrent des tags situés sur un des murs de l'ancienne laiterie, et au niveau de l'entrée de l'ancienne usine respectivement. Ils témoignent d'une occupation informelle du site. La photographie de gauche illustre la croissance incontrôlée de la végétation sur le site et la présence de déchets.
Auteur : Marjorie TENDERO
Date : 15/12/2015.

FIGURE F.4 – Copie d'une carte postale montrant l'ancienne fonderie du site de l'Alleud en 1916

Source : Association Histoires des Coteaux de Loire et de Maine (HCLM), La Possonnière.

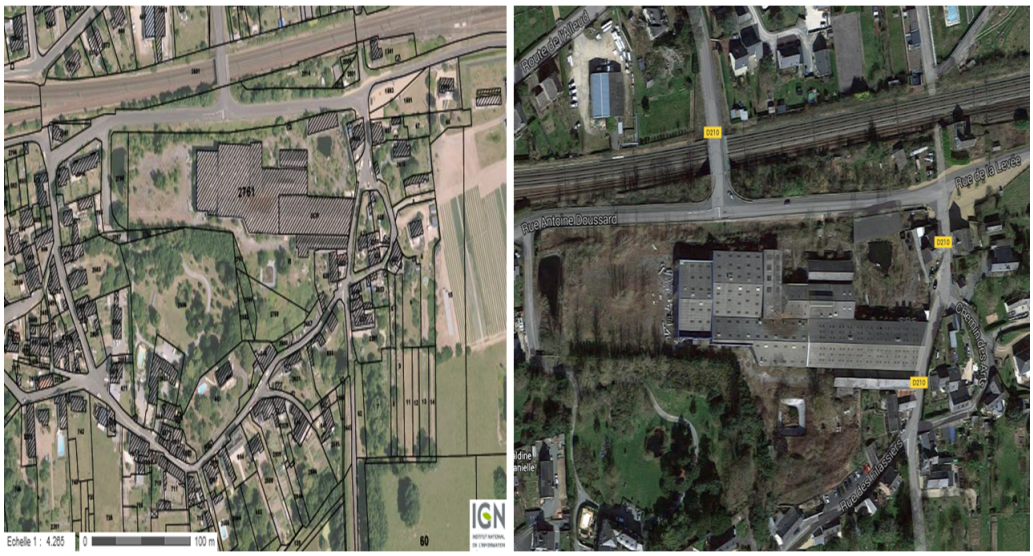


FIGURE F.5 – Vues aériennes de l'usine de l'Alleud.

L'image de gauche montre une vue aérienne des parcelles cadastrales du site et de celles qui y sont attenantes à partir de la consultation des données Géoportail. La photographie de droite est une vue aérienne du site extraite de Google™.

Type	Titre	Date	Référence
Article de presse	« Jour J » à l'Alleud de La Possonnière	27/09/1965	(Ouest France, 1965)
Article de presse	À la SAPEMO de La Possonnière : une nouvelle chaîne automatique et le lancement de la galvanoplastie	27/06/1972	(Etienne, 1972)
Article de presse	Le groupe breton SAI placé en redressement judiciaire	26/01/2004	(Du Guerny, 2004)
Article de presse	Usine : les riverains craignent une pollution des eaux souterraines	12/02/2004	(Ouest France, 2004c)
Article de presse	Inquiétude pour l'entreprise SAITS	18/02/2004	(Betgé-Brezetz, 2004)
Article de presse	Analyse des eaux à La Possonnière	19/02/2004	(Ouest France, 2004a)
Article de presse	La SAI liquidée, 118 emplois menacés	13/05/2004	(Tanneau, 2004)
Article de presse	Deux usines de traitement des métaux de la SAITS liquidées	19/05/2004	(Perennou, 2004)
Article de presse	La pollution persistance inquiète les riverains de l'usine de l'Alleud	17/11/2004	(Ouest France, 2004b)
Article de presse	L'ARUA attend une dépollution rapide du site	11/04/2005	(Ouest France, 2005a)
Article de presse	L'usine de l'Alleud inquiète toujours les riverains	19/10/2005	(Ouest France, 2005b)
Article de presse	L'usine non dépolluée, les voisins inquiets	14/12/2005	(Vallée, 2005)
Article de presse	Un an après sa fermeture, une usine angevine continue à faire planer une menace sur l'environnement	15/12/2005	(La Nouvelle République du Centre-Ouest, 2005)
Article de presse	Quel avenir pour le site industriel pollué de la SAITS ?	29/09/2013	(Ouest France, 2013)
Article de presse	Campagne d'analyse de la pollution des puits	07/05/2007	(Ouest France, 2007)
Article du journal municipal	Friche industrielle de la SAITS : un espace sous surveillance	juin 2016	(Le Posson, 2016)
Mémoire de master	*Regenerating roots*	2008	(Ménard, 2008)
Article du bulletin de l'association HCLM	1933/1955. La société laitière Maggi à La Possonnière (1ère partie)	2009	(Clavreul, 2009)
Article du bulletin de l'association HCLM	1933/1955. La société laitière Maggi à La Possonnière (2ème partie). Du lait angevin pour les consommateurs de la région parisienne	2010	(Clavreul, 2010)
Article du bulletin de l'association HCLM	Deux sites de première importance pendant la Grande Guerre : la gare et la fonderie	2014	(Clavreul, 2014)
Rapport technique	Surveillance quadriennale de la qualité des eaux souterraines et dossier de servitudes - Site SAITS à La Possonnière (49)	2015	(Ademe, 2015b)

Tableau F.1 – Liste des ressources documentaires utilisées

L'ensemble des documents ci-dessous ont été mobilisés pour élaborer notre démarche participative. Pendant les groupes de discussion seuls l'article du journal municipal de juin 2016, et les articles de presse datés du 13/05/2004, 19/05/2004, 11/04/2005, 15/12/2005 t 07/05/2007 ont été utilisés.

Le sigle HCLM correspond à : Histoire des Coteaux de Loire et de Maine. Il s'agit d'une association ayant pour objectif de valoriser le patrimoine historique de la région Pays-de-la-Loire.

Grille d'entretien des groupes de discussion de la première phase

Étapes	Durée estimée	Introduction
	10 min	*Présentation et objectifs*
Présentation	"Bonjour à tous, merci à vous d'être venus, je suis Marjorie Tendero, étudiante en thèse en sciences économiques à l'Agrocampus Ouest à Angers, et je travaille sur la reconversion des friches urbaines. [Précision ADEME et Région Pays de la Loire ; présentation des personnes accompagnatrices].	
Objectifs du groupe de discussion, règles du jeu	Dans le cadre de ma thèse, je m'intéresse au site de la SAPEMO situé dans le quartier de l'Alleud. Nous avons prévu d'échanger sur le site avec l'ensemble des parties prenantes : les riverains, les anciens salaries de l'usine, les membres de l'ARUA, et les élus. Aujourd'hui il s'agit de la première réunion à laquelle vous prenez part. Nous allons discuter des caractéristiques de l'Alleud, de la friche et des différents usages qui pourraient être mis en place dans le cadre d'un projet de reconversion hypothétique du site. À l'heure actuelle, aucun réaménagement du site n'est prévu. L'objectif de cette première rencontre est de vous amener à échanger entre vous sur le site. Nos interventions doivent éventuellement permettre de recentrer les échanges si nécessaires. Il n'y a pas de bonnes ou de mauvaises réponses. Chacun est libre d'exprimer son point de vue ; ne vous coupez pas la parole afin que chacun puisse entendre le point de vue de l'autre.	
Accord pour l'enregistrement	La démarche que nous mettons en place, et les données que nous recueillerons serviront exclusivement à des fins de recherche. Vos propos resteront confidentiels et anonymes. Toutefois, nous aurons besoin de retranscrire les échanges. Pour ce faire, si vous êtes tous d'accord nous enregistrerons la discussion afin de pouvoir assurer une retranscription fidèle de vos propos, et pouvoir ainsi les analyser plus facilement par la suite. Nous n'utiliserons pas votre nom et votre prénom dans nos rapports, et détruirons l'enregistrement une fois l'entretien retranscrit. Est-ce que l'un d'entre vous s'oppose à l'enregistrement ?	
	Lancer l'enregistrement si tous les participants sont d'accord – sinon prise de note intensive	
Tour de table	Par ailleurs face à vous se trouve un numéro, ce numéro correspond à votre identifiant et nous permettra d'assurer l'anonymat des documents que vous nous remplirez. Il est important que vous reportiez ce numéro sur les différents documents comme la **fiche de présentation** qui va vous être distribuée.	
	Distribuer la fiche de présentation – et la ramasser une fois remplie (vérifier le report de l'identifiant sinon le rajouter) – et rassembler les feuilles (trombone) dans la pochette dédiée.	
	Pendant que certains remplissent cette fiche, je vous propose d'effectuer un petit tour de table au cours duquel chacun se présente aux autres en indiquant son nom et son prénom, et s'il ou elle le souhaite, elle peut préciser son âge, le nombre d'année de résidence sur la commune, et s'il réside dans le quartier de l'Alleud ou pas.	

n°	Durée estimée	Perceptions et connaissance du site
	10 min	*Distribuer la feuille « perceptions SAPEMO »*
1	Pour commencer je vous propose de réfléchir quelques minutes et d'indiquer sur la feuille qui vous est distribuée ce que vous évoque le site de la SAPEMO en tant que riverain ou en tant qu'ancien salarié. Quels mots ou expressions vous viennent spontanément à l'esprit lorsque vous entendez parler de ce site ? Je vous remercie d'écrire lisiblement svp sur ce document afin que l'on puisse vous relire. Si vous avez terminé, je vous propose que chacun lise ce qu'il a marqué afin que les autres puissent réagir s'ils le souhaitent.	
Si méconnaissance de la pollution, faire circuler un article de presse relatif à la pollution des eaux, aux actions menées par l'ARUA – et repréciser éventuellement les polluants *Ramasser les feuilles « perceptions SAPEMO » , les rassembler et les ranger*		
2	Savez-vous quelles activités ont été exercées sur le site ?	
Faire circuler la photographie de l'ancienne fonderie et éventuellement un article relatif à la fermeture de l'usine en cas d'absence de réponse.		
n°	**Durée estimée**	**Construction de la carte d'évaluation logico-hiérarchique**
	10 min	*Distribuer la carte*
3	Sur cette carte est représenté sur le plan cadastral le site de la SAPEMO. Vous pouvez voir la voie SNCF au Nord, et l'ensemble des habitations qui bordent le site. Pourriez-vous rayer ou barrer sur cette carte les éléments bâtis ou non bâtis qui devraient être supprimés ? Il s'agirait d'éléments à raser, à démolir dans le cadre d'un projet de réaménagement.	
Faire le tour de table pour voir quels éléments devraient être supprimés.		
4	À l'inverse, existent-ils des éléments qui devraient être conservés ou améliorés ? Pour quelles raisons selon vous ? Pourriez-vous entourer les éléments qui devraient être conservés ou améliorés sur la carte ?	
n°	**Durée estimée**	**Préférences pour la reconversion du site et identification des critères sur lesquels le projet de reconversion pourrait s'appuyer**
	20 min	*Distribuer la carte*
5	[Plan A] Je vous propose de poursuivre notre réflexion sur les aménagements futurs possibles. Vous avez indiqué certains éléments à supprimer ou au contraire à conserver, avez-vous déjà imaginé des projets de réaménagement ? Si oui quels ont été ces projets et quels atouts ou contraintes ces projets pourraient-ils engendrer pour la commune ?	
Si blocage proposer différentes pistes de reconversion possible et demander aux personnes ce qu'elles en pensent.		

5	[Plan B – si aucune idée] Je vous propose de voir ensemble 3 différents projets de reconversion futurs possibles qui pourraient être mis en œuvre compte-tenu des contraintes du site. *Montrer au fur et à mesure les illustrations des scénarios (si aucun commentaire n'est fait).* *Diapo 1* Dans le premier scénario, le site est reconverti en espaces verts avec des panneaux solaires photovoltaïques et la dépollution du site s'effectue par des plantes (phytoremédiation). La dépollution est plus lente et moins coûteuse. Que pensez-vous de ce projet ? *Diapo 2* Dans le second scénario, le site est reconverti en logements et commerces sans parking en sous-sol. Les coûts de dépollution sont plus élevés, mais la réutilisation du site est plus rapide. Que pensez-vous de ce projet ? *Diapo 3* Un autre projet consisterait à remettre en place un usage industriel ou artisanal sur le site. Les coûts de dépollution y sont les plus élevés et la réutilisation du site est encore plus rapide que dans le précédent cas. Que pensez-vous de ce projet ? *La figure suivante* [*Diapo 4*] résume les différents projets en termes de délai de mise en œuvre et de coûts qui y seraient associés. Que pensez-vous de ces projets ? Quels atouts ou contraintes ces projets pourraient-ils avoir ?
6	Je vous propose maintenant d'aborder les critères sur lesquels les projets de reconversion, quels qu'ils soient, devraient reposer. Pourriez-vous réfléchir aux critères sur lesquels le réaménagement du site doit reposer, et les noter lisiblement sur le post-it. *Donner éventuellement des idées* : Il peut s'agir par exemple de la temporalité, de l'acceptabilité sociale. Demander aux participants de lire les critères identifiés et de mettre le post-it au centre de la table. Rassembler les critères qui se recoupent. Les écrire sur une feuille A3.

Durée estimée	**Résultats préliminaires**
5 min	Résumé les échanges – présenter les points de convergence / divergence

Durée estimée	**Remerciements, et suite à donner**
5 min	

	La réunion à laquelle vous avez pris part est menée plusieurs fois sur différents créneaux horaires avec d'autres riverains de votre commune. *Distribuer la « fiche restitution »* Je vous invite à remplir cette fiche afin d'indiquer vos disponibilités si vous le pouvez, pour prendre part à une seconde et dernière réunion. Il s'agira d'une réunion de restitution des échanges qui auront été effectués avec les autres parties prenantes, et de mise en discussion des différents résultats. Veillez à nous laisser un numéro de téléphone et/ou une adresse e-mail afin que l'on puisse vous recontacter pour vous tenir informé des résultats et de la date de cette prochaine réunion. Je vous remercie pour votre participation.

Grille d'entretien du groupe de discussion de la dernière phase

Étapes	Durée estimée	Introduction
	5 min	**Présentation et objectifs**
1	**Présentation des objectifs de la réunion**	
	Bonjour à vous tous, et merci à vous d'être venus. Lors de la précédente réunion à laquelle vous avez pris part vous avez eu l'occasion d'échanger sur la façon dont vous perceviez le site de l'usine de l'Alleud, de proposer des projets de réaménagement et d'identifier des critères sur lesquels ces différents projets pouvaient découler : il pouvait s'agir de critères économiques, comme les coûts, ou de critères environnementaux ou de santé publique. Je vous propose d'effectuer un bref tour de table afin que chacun se présente, puis je vous présenterai la synthèse des résultats obtenus lors des réunions. Pendant cette présentation, n'hésitez pas si vous le souhaitez à faire des remarques et à échanger sur le sujet.	
2	**Résultats sur la perception du site**	
	10 min	Brève présentation de l'analyse de discours utilisé pour traiter les retranscriptions des réunions. Ce site est donc considéré comme un site industriel pollué potentiellement dangereux pour lequel l'État a une part importante d'irresponsabilité. Il s'agissait également d'un lieu de travail et d'activité important dans le passé de la commune. À l'heure actuelle, c'est un site à l'abandon sur lequel la nature reprend ses droits et où la végétation est parfois jugée trop envahissante par les riverains.
3	**Résultats sur les activités passées**	
	7 min	À la fin du XIXe siècle, le site de l'Alleud était une parcelle agricole sur laquelle une fabrique de tarares[1] a été mise en place. Lors de la Première Guerre Mondiale, le site a connu une première activité de type industriel avec l'installation d'une fonderie. Il ne s'agit toutefois pas du seul type d'activité du site car dans les années 1930 et jusqu'en 1955, une laiterie a été installée sur le site. Depuis 1965, le site a connu des activités de traitement de surface avec différents exploitants qui se sont succédés : la SAPEMO, la STE, puis la SAI-TS.
4	**Synthèse des projets de réaménagement**	
	7 min	Vous avez imaginé plusieurs projets de réaménagement de la friche : manèges à chevaux, piste de karts, … Certains sont cependant récurrents. Il s'agit d'un espace vert avec éventuellement la mise en place de panneaux solaires photovoltaïques et/ou d'un parcours pédagogique visant à sensibiliser les passants sur les techniques de dépollution par phyto-remédiation ; de logements avec des commerces sur tout ou une partie du site ; d'une zone artisanale ou de stockage.
5	**Synthèse des critères**	

[1] Un tarare est une machine agricole pour vanner le blé.

	7 min	Vous avez identifié *X* critères sur lesquels ces projets peuvent être mis en œuvre. Le premier est un critère de coût comprenant les coûts associés à la dépollution, à la démolition de tout ou partie des éléments bâtis, et les coûts pour viabiliser et réaménager le site. Le second correspond à un critère de plus-value économique du projet traduisant le bénéfice financier que pourrait retirer la municipalité par le réaménagement du site, ou tout au moins, l'atténuation des coûts retirés de la mise en place de nouveaux usages. Un troisième critère qui est revenu dans toutes les réunions est celui de l'acceptabilité sociale ou adhésion de l'ensemble de la population de la commune. Enfin, le respect de l'environnement et l'amélioration du cadre de vie qui en découle vous ont également semblé importants.
6	**Validation des critères**	
	10 min	Est-ce que ces *X* critères vous semble bien résumer les échanges qui ont eu lieu au cours de la réunion à laquelle vous avez participé ? Souhaitez-vous ajouter d'autres critères ? En enlever ? Les modifier ?
7	**Pondération**	
	10 min	Vous avez donc identifié 4 critères sur lesquels un réaménagement de la friche pourrait être mis en œuvre. [*Rappel si besoin des critères*] Vous disposez chacun de 10 jetons. Vous devez placer ces 10 jetons en fonction de l'importance que vous accordez à chaque critère. Chaque critère correspond à une enveloppe [*Joindre ou montrer les enveloppes sur la table*]. Vous êtes placés par groupe : un groupe de riverains, un groupe d'élus, etc. vous devez donc vous concerter avec les membres de votre groupe sur la façon de répartir ces jetons. En revanche, vous ne devez pas parler pendant cette étape à d'autres membres en dehors de votre groupe. Vous pouvez choisir de ne mettre aucun jeton dans une enveloppe, mais vous devez placer l'ensemble de ces 10 jetons. Vous ne pouvez pas donner de jeton à un autre groupe.
8	**Dépouillement des enveloppes et analyse multicritère (Electre I)**	
	10 min	Explication de la procédure d'agrégation et de pondération entre les critères (transparence du processus de décision)
9	**Discussion sur les projets pouvant être mis en œuvre avec l'ensemble des participants**	
	10 min	[*Ex post* : projets avec des usages mixtes : espaces verts, parcours pédagogique, et logements]
10	**Conclusion et remerciements**	
	10 min	Merci à vous tous ! Un rapport synthétique vous sera remis, ainsi qu'aux personnes ayant pris part aux précédentes réunions mais qui n'ont pas pu se joindre à nous ce soir, par mail dans les prochains jours. N'hésitez pas à le diffuser aux personnes qui seraient intéressées. Si elles le souhaitent elles peuvent me contacter par téléphone ou par mail. […] Merci encore.

Les habitants de la commune ont été informés de la mise en place de ces groupes de discussion, de leurs objectifs, et des dates et lieux possibles : par courrier distribué dans leur boîte aux lettres ; courriels envoyés auprès des associations et des commerces locaux, qui ont par la suite également relayé l'information ; affichage municipal, comme en témoigne, par exemple, la photographie F.6 ; et une annonce dans le bulletin municipal et sur le site internet de la mairie.

FIGURE F.6 – Affichage municipal des réunions d'information effectuées
Auteur : Marjorie TENDERO
Date : 03/10/2016

Les réunions ont eu lieu dans la salle des associations[3] de la commune de La Possonnière[4].

Les entretiens ont été retranscrits car tous les participants ont donné leur accord pour l'enregistrement des échanges[5]. L'intégralité des retranscriptions est disponible sur demande.

Les résultats obtenus par ces entretiens sont présentés au chapitre 6 de cette thèse.

[3]31 Rue de la Mairie, 49170 La Possonnière.

[4]Nous tenons à remercier la commune de La Possonnière, M. Jacques GENEVOIS, M. Benoît RIGAUDEAU, et le personnel de Mairie de La Possonnière pour nous avoir permis de travailler sur ce site dans les meilleures conditions possibles, et nous avoir facilité la mise en place des différentes réunions. Nous remercions également les riverains ayant accepté de prendre part à ces réunions.

[5]Deux étudiantes de l'Agrocampus Ouest d'Angers nous ont accompagné pour prendre des notes en cas d'éventuel désaccord des participants.

Annexe G

Présentation des principaux logiciels utilisés

Cette annexe présente brièvement les principaux logiciels utilisés dans cette thèse : IRaMuTeQ et Tropes, deux logiciels d'analyse de contenu (G.1), NGene, un logiciel de création de design d'expériences à choix discrets (G.2), et Diviz, un logiciel pour l'aide multicritère à la décision (G.3).

G.1 Présentation et comparaison de deux logiciels d'analyse de contenu : IRaMuTeQ et Tropes

Cette section présente brièvement le logiciel d'analyse de contenu IRaMuTeQ (G.1.1). Il a été utilisé pour analyser les réponses aux questions ouvertes présentes dans les enquêtes mobilisées dans le cadre de cette thèse (et dont les résultats sont présentés aux chapitres 2 et 3), et pour retranscrire les entretiens de groupe menés à La Possonnière (et dont les résultats sont présentés au chapitre 6). Nous comparons également les fonctionnalités de ce logiciel avec celles du logiciel Tropes, un autre logiciel d'analyse de contenu, utilisé en complément pour analyser les résultats présentés dans le second chapitre de cette thèse (G.1.2).

Par ailleurs, comme l'analyse de contenu utilise des termes spécifiques, nous les définissons dans l'encadré G.1.

G.1.1 Qu'est-ce qu'IRaMuTeQ ?

IRaMuTeQ, acronyme pour Interface de R pour les analyses Multidimensionnelles de Textes et de Questionnaires[1], est un logiciel libre, développé par Pierre RATINAUD au sein du LERASS (Laboratoire d'Études et de Recherche Appliquées en Sciences Sociales), et distribué sous les termes de la licence GNU GPL (v2) (Baril et Garnier, 2015, Ratinaud et Déjean, 2009).

IRaMuTeQ est basé sur R et le langage Python, et il implémente la méthode ALCESTE (Analyse des Lexèmes Co-occurrents dans les Énoncés Simples d'un Texte) développé par Max REINERT afin d'étudier le contenu d'un texte (Marpsat, 2010, Reinert, 1986).

IRaMuTeQ effectue différentes analyses de données textuelles (G.1.1.1) des données écrites[2] dès lors que ces dernières suivent certaines règles de formatage (G.1.1.2).

[1] Aucune analyse ne peut être effectuée sous IRaMuTeQ sans avoir installé au préalable le logiciel R.

[2] Ces données peuvent être des retranscriptions d'entretiens, des textes écrits comme les articles de presse ou de blogs par exemple, ou encore des réponses données à des questions ouvertes par exemple.

Le vocabulaire de l'analyse de contenu

ALCESTE : est l'acronyme pour Analyse des Lexèmes Cooccurrents dans les Énoncés Simples d'un Texte. Il désigne également un logiciel d'analyse de données textuelles développé par Max REINERT en 1979, et diffusé par la société IMAGE. Ce logiciel permet d'effectuer les mêmes analyses qu'IRaMuTeQ ; à l'exception, à notre connaissance, et à ce jour, des analyses prototypiques.
Caractères délimiteurs : les espaces et les signes de ponctuation permettant d'identifier les formes.
Co-occurrence : présence simultanée de deux ou plusieurs mots.
Formes : occurrences identiques au sein d'un corpus de texte ; occurrences composées strictement de la même chaîne de caractères non-délimiteurs.
Formes actives : les éléments du langage comme les adjectifs, les noms communs, les verbes, les adjectifs et les expressions ou mots-composés analysés pour leur signification sémantique.
Formes non-reconnues : formes correspondant à des mots qui ne sont pas recensés dans le dictionnaire incorporé au logiciel IRaMuTeQ.
Formes supplémentaires : elles regroupent les mots-outils comme les articles définis et indéfinis, les prépositions, les pronoms, les conjonctions, les déterminants, les adverbes, ou encore les onomatopées.
Hapax : mots utilisés une seule et unique fois dans le corpus, et dont la fréquence est donc égale à un. Ils donnent une approximation de la richesse du vocabulaire utilisée par un individu.
IRaMuTeQ : est un acronyme pour Interface de R pour les analyses Multidimensionnelles de Textes et de Questionnaires. Il désigne un logiciel libre développé par Pierre RATINAUD en 2009.
Lemmatisation : elle réduit les mots à leur forme canonique. Cette procédure permet ainsi de regrouper les mots ayant la même racine. Les verbes sont ainsi ramenés à leur infinitif, les substantifs et les adjectifs à la forme masculin singulier, et les formes élidées à leur forme sans élision. Elle ne modifie pas la nature du mot. Elle conduit à réduire le nombre de mots (appelées formes graphiques) dans le corpus analysé.
Occurrence : suite de caractères non-délimiteurs bornée à ses extrémités par deux caractères délimiteurs de forme (les espaces et les signes de ponctuation par exemple). Le nombre d'occurrences correspond au nombre de mots total dans un corpus
Segment de texte : suite d'occurrences consécutives non séparées par un séparateur de séquence.
Séparateur de texte : correspond aux signes de ponctuation faibles que l'on retrouve à l'intérieur d'une phrase (virgule, point-virgule, etc.), et aux signes de ponctuation forte qui terminent les phrases.
Tropes : logiciel libre d'analyse sémantique de textes créé en 1994 par Pierre MOLETTE et Agnès LANDRÉ.
Univers de référence : pour le logiciel Tropes, ils correspondent aux principaux thèmes utilisés dans le texte. Ils regroupent des mots contenus dans des classes d'équivalents sémantiques afin de permettre au logiciel d'établir une classification du texte. Tropes distingue deux niveaux d'univers de références, appelés univers de référence 1 et univers de référence 2 respectivement. Le premier correspond au contexte général et global des réponses ; le second correspond au contexte détaillé.

FIGURE G.1 – Le vocabulaire de l'analyse de contenu

G.1.1.1 Quels types d'analyses peut-on effectuer avec IRaMuTeQ ?

IRaMuTeQ effectue les analyses suivantes :

1. Analyse lexicographiques sous la forme d'un bilan lexical et de statistiques descriptives des textes. Le bilan lexical identifie au sein du corpus le nombre de textes, le nombre d'occurrences, et le nombre de segments de texte. Ce bilan différencie les occurrences en fonction de leur forme : formes actives, formes supplémentaires, ou hapax. Les statistiques descriptives permettent, quant à elle, d'obtenir la fréquence des mots utilisés dans le corpus de texte analysé. Cette dernière peut être illustrée par un nuage de mots.

2. Analyse de similitude. Elle met en évidence l'ensemble des relations entre les mots utilisés dans un même contexte ; ce qui permet d'identifier la structure du corpus. La représentation graphique de l'analyse de similitude se fonde sur la théorie des graphes (Degenne et Vergès, 1973, Flament, 1981). Un graphe connexe sans cycle représente l'ensemble du réseau des mots les plus fréquemment utilisés dans un même contexte (*i.e.* dans un même segment de texte). Plus la ligne entre deux mots est épaisse, et plus les deux mots sont utilisés ensemble. Seules les relations les plus fortes et les plus significatives sont conservées. Comme pour un nuage de mots, les termes utilisés sont représentés en fonction de leur fréquence dans la représentation graphique de l'analyse de similitude.

3. Classification hiérarchique descendante (CHD). Elle est basée sur la méthode développée par Max REINERT, également connue sous le nom de méthode ALCESTE de classification (Reinert, 1983). Les données sont triées et classifiées en fonction de la fréquence de leur forme réduite. L'objectif d'une telle classification est de construire des catégories exclusives de mots. Autrement dit, les mots apparaissant dans une même catégorie ont peu de vraisemblance d'être employés dans une autre catégorie (sauf s'ils sont utilisés dans des contextes extrêmement différents). Un mot est associé à une catégorie en fonction d'un test de significativité du χ^2. Un dendrogramme montre l'ensemble des catégories constituées et leurs relations éventuelles.

4. Analyse de spécificité et analyse factorielle des correspondances (AFC). Elles visent à analyser les textes en fonction de variables pouvant les caractériser. Cela permet ainsi d'identifier des différences de langage entre des groupes d'individus. On effectue une analyse de spécificité lorsque la variable comporte deux modalités (le sexe de l'individu par exemple) ; au-delà de trois modalités, c'est une AFC. Dans le cadre de cette thèse, une AFC a été effectuée pour analyser les disparités régionales associées aux représentations sociales de la pollution du sol et des friches urbaines[3].

5. Analyse prototypique. C'est un outil permettant de décrire les représentations sociales. Elle procède par un croisement entre la fréquence d'un mot et son rang moyen d'apparition ou d'importance. Les mots ou expressions employés dans le cadre d'évocations libres sont alors classés en fonction de leur rang d'apparition (ou d'importance) et de leur fréquence. En se référant à l'approche structurale des représentations sociales (Abric, 2001, 2003, Pianelli *et al.*, 2010, Roussiau et Bonardi, 2001, Vergès, 1994), l'analyse prototypique distingue les éléments du noyau central, du système périphérique, et les éléments contrastés. Les éléments du noyau central se caractérisent par une fréquence d'apparition forte et un rang d'apparition faible (c'est-à-dire évoqué en premier, ou dans les premiers termes ; un seuil d'infériorité par rapport à la moyenne du rang d'apparition est généralement choisi). Les éléments du système périphérique sont des mots dont la fréquence

[3]Nous avons effectué plusieurs AFC et analyse de spécificité en tenant compte de caractéristiques sociodémographiques, du sentiment d'attachement territorial, de la perception, de la connaissance et du vécu du risque d'une contamination des sols, mais ces résultats n'étaient pas significatifs.

d'apparition est faible mais dont le rang moyen est élevé (seconde périphérie), ou des mots dont la fréquence d'apparition et le rang d'apparition sont élevés (première périphérie). Les éléments contrastés regroupent des éléments pour lesquels à la fois la fréquence et le rang d'apparition sont faibles (inférieurs à la moyenne). Les éléments contrastés peuvent regrouper des termes utilisés par un groupe spécifique d'individus par exemple.

G.1.1.2 Comment formater les données sous IRaMuTeQ ?

Formatage des textes

IRaMuTeQ traite uniquement les corpus au format texte brut (.txt). Une première ligne doit être laissée vide. Par la suite, le corpus est introduit par quatre étoiles (****) suivies d'un espace, et d'une étoile avec le nom de la variable et d'une de ses modalités (Baril et Garnier, 2015). Les variables supplémentaires se rajoutent en respectant le même format, soit : $*\text{nom de la variable}_{\text{modalité } x \text{ de la variable}}$.

Par ailleurs, les corpus de texte peuvent être formatés avec ou sans thématique (monothématique) en fonction des besoins de l'analyse et des données. Dans le cadre de cette thèse nous avons utilisé les deux. Les questions ouvertes des questionnaires ont été analysées en construisant un corpus monothématique (cf. G.2) tandis que les groupes de discussion l'ont été à l'aide d'un corpus thématique (G.3).

Aperçu d'un corpus monothématique sous IRaMuTeQ

Dans un corpus monothématique, l'ensemble des réponses données par un même individu sont regroupées ensemble. Dans le cas de réponses données à une question ouverte, par exemple, cela ne pose pas de problème particulier : une ligne correspond aux identifiants et variables caractérisant l'individu, et une seconde à la réponse donnée par l'individu. Dans le cas de la retranscription d'entretiens, cette procédure peut être plus problématique car elle va conduire à rapprocher des termes ou des propos qui ont été dits par un individu dans des contextes et des moments différents (Peyrat-Guillard *et al.*, 2014, Pélissier, 2016).

Extrait du formatage du corpus monothématique

$**** *sexe_f *age_{2539} *reg_{npc}$
pollution / indifférence / saleté / inhabitable / mesure
$**** *sexe_f *age_{4059} *reg_{rha}$
zone, fermeture d'usine
$**** *sexe_h *age_{2539} *reg_{idf}$
terrain abandonné friche agricole
$**** *sexe_f *age_{4059} *reg_{idf}$
jardin
$**** *sexe_f *age_{1924} *reg_{npc}$
déchet

FIGURE G.2 – Extrait d'un corpus sans thématique.
Il s'agit des cinq premières lignes du corpus correspondant aux cinq premières réponses données à la question ouverte : « à quoi associez-vous l'expression de friche urbaine en 5 mots ou expressions (au maximum) ? » de l'enquête effectuée auprès des 803 riverains résidant sur une commune impactée par une friche urbaine. Le corpus qui y est associé est de 2 177 mots.

Aperçu d'un corpus thématique sous IRaMuTeQ

Un formatage thématique permet d'analyser les thèmes récurrents dans le corpus (Clarke et Braun, 2014).

Nous avons supprimé les commentaires du modérateur afin d'éviter de reproduire dans les résultats la grille d'entretien utilisée. Nous avons, par ailleurs, partitionné le corpus par groupe de discussion et par personne prenant la parole (comme dans une pièce de théâtre). Cela nous permet de retracer l'ensemble des échanges et des interactions entre les participants en fonction de la thématique abordée.

Extrait du formatage du corpus thématique

$**** *type_{ARUA} * sexe_h * age_{60etplus} * Alleud_{oui} * visible_{oui}$
$- *ARUA_5$
Le manège à cheval
$**** *type_{ARUA} * sexe_h * age_{60etplus} * Alleud_{oui} * visible_{oui}$
$- *ARUA_1$
Oh ben y-a de tout. Tu peux même faire un terrain de basket avec aménagement ah oui
$**** *type_{ARUA} * sexe_h * age_{60etplus} * Alleud_{oui} * visible_{oui}$
$- *ARUA_4$
Et je plaisante mais quelque part quelqu'un qui chercherait un manège avec des chevaux, il y a de quoi faire là
$**** *type_{ARUA} * sexe_h * age_{60etplus} * Alleud_{oui} * visible_{oui}$
$- *ARUA_5$
Tu vas te retrouver avec des problèmes de sanitaires aussi parce que $**** *type_{ARUA} *sexe_h *age_{60etplus} *Alleud_{oui} *visible_{oui}$
$- *ARUA_4$
Ah mais faut refaire tout !
$**** *type_{riverains} * sexe_h * age_{60etplus} * Alleud_{oui} * visible_oui$
$... - *Riverains_1$
C'est un parc, c'est un parc qui soit le témoin du passé industriel de cette usine, mais qui soit aussi, qu'en venant visiter ce parc, on pourrait voir comment on peut traiter une pollution, je veux dire, oui, il y a une pollution dans le sol, mais en venant en famille visiter ce lieu, on voit les friches du passé industriel, des éoliennes, des panneaux enfin... peu importe tout ce qui est écolo...

FIGURE G.3 – Extrait du corpus thématique

Il s'agit d'une partie de la retranscription du premier groupe de discussion effectué avec les membres de l'ARUA, et de la fin des échanges du dernier groupe de discussion effectué avec les riverains de la commune. L'ensemble de ces données nous a permis de mettre en évidence les projets les plus récurrents ; les résultats obtenus à l'aide de ce corpus sont présentés au chapitre 6 de cette thèse.

Formatage des matrices pour l'analyse prototypique sous IRaMuTeQ

L'analyse prototypique s'effectue par le biais de l'analyse de matrice sous IRaMuTeQ. Elle nécessite un formatage différent de celui des analyses textuelles.

Les données doivent être présentées dans un tableur (de préférence au format CSV) en mettant en colonne les mots et le rang d'apparition ou d'importance qui y est associé. Le tableau G.1 présente un extrait du formatage des données utilisée pour l'analyse prototypique de la pollution du sol (première question du questionnaire d'enquête soumis aux riverains résidant sur une commune impactée par une friche urbaine polluée).

G.1.2 Comparaison de deux logiciels d'analyse de contenu : IRaMuTeQ et Tropes

Il peut être intéressant de croiser les résultats obtenus par deux logiciels d'analyse de contenu afin de s'assurer de la robustesse des résultats (Peyrat-Guillard, 2006, Vander Putten et Nolen, 2010). C'est pour cette raison que nous avons également utilisé le logiciel Tropes. Il s'agit d'un

Identifiant	Mots	Rang
0001	pollution	1
0001	indifférence	2
0001	saleté	3
0001	inhabitable	4
0001	mesure	5
0002	zone	1
0002	fermeture d'usine	2

Tableau G.1 – Extrait du formatage des données pour l'analyse prototypique.
Extrait des premières lignes correspondant aux deux premières observations sur les associations libres vis-à-vis de la pollution du sol. Ce corpus comptabilisait 2 687 mots.

autre logiciel d'analyse de contenu créé en 1994 par Pierre Molette et Agnès Landré. Le tableau G.2 compare la façon dont ces deux logiciels analysent les textes, leurs fonctionnalités, et leurs avantages et contraintes dans le cas des analyses effectuées dans cette thèse.

Logiciels / **Procédures**	**IRaMuTeQ**	**Tropes**
Découpage du texte	Segments de texte	Propositions canoniques
Style du texte		✓
Mise en scène		✓
Propositions remarquables		✓
Épisodes et rafales		✓
Classifications	Classification hiérarchique descendante	Univers de références
Scénario		✓
Statistiques descriptives	✓	✓
Nuage de mots	✓	
Analyse de similitude	✓	Indirecte uniquement par mot avec les graphes en aire ou étoilé
Analyse de spécificité et analyse factorielle des correspondances	✓	
Analyse prototypique	✓	
Principaux atouts	Richesse des analyses et des résultats	Formatage des corpus non contraignante - Adapté pour analyser des textes littéraires (style narratif, mise en scène)
Principaux inconvénients	Formatage des corpus longs	Lemmatisation et classification automatisés aboutissent parfois à des résultats peu lisibles

Tableau G.2 – Comparaison des fonctionnalités d'IRaMuTeQ et de Tropes

Tropes est un logiciel d'analyse sémantique. Il est donc parfaitement adapté pour des textes littéraires. En effet, il permet de mettre en évidence le style narratif du texte[4], sa mise en

[4]Tropes distingue quatre catégories de style : argumentatif, narratif, énonciation ou descriptif.

scène[5], et les catégories grammaticales les plus fréquentes[6]. Il peut analyser le comportement des acteurs en différenciant parmi les termes ceux qui sont actés et ceux qui sont actants[7].

Au-delà de ces analyses, Tropes disposent de trois outils d'analyses qui nous ont permis d'appréhender, par une approche sémantique, les réponses obtenues aux questions ouvertes dans nos trois questionnaires d'enquêtes : l'étude des propositions remarquables, des relations, et des univers de référence.

Les propositions remarquables complètent les statistiques descriptives pouvant être effectuées à l'aide d'IRaMuTeQ. Elles décrivent les thèmes et les personnages principaux, et les évènements nécessaires à la progression du texte par l'intermédiaire des épisodes et des rafales. Les rafales sont des occurrences dont la « concentration est remarquable dans une partie limitée du texte » (Molette et Landre, 2013, p. 16). Les épisodes sont constitués de rafales formant un paquet de sens. Ils permettent de repérer dans le corpus des ruptures thématiques, des passages où le récit se dénoue, ou encore le développement d'un nouveau thème par exemple.

En outre, Tropes peut mettre en évidence les relations entre un mot particulier et les autres à l'aide de graphes. Cela permet de vérifier l'interprétation découlant d'une analyse de similitude sous IRaMuTeQ.

Enfin, les univers de référence classifient les termes en fonction de leur équivalence sémantique et de leur fréquence. Ces classifications ne couvrent pas toujours l'ensemble des termes utilisés dans le corpus : seuls les substantifs les plus significatifs du texte y apparaissent. Cela permet cependant de mieux appréhender le contexte dans lequel le texte s'insère.

Pour effectuer ces analyses, Tropes scinde le texte en propositions canoniques (sujet - verbe - complément), lemmatise les termes, et procède à des classifications à partir d'un dictionnaire des équivalents sémantiques. Ce dernier est régulièrement mis à jour. Cependant, il est impossible pour l'utilisateur du logiciel de le modifier si besoin. Il est également impossible de modifier la lemmatisation effectuée si celle-ci n'est pas correcte. Pour cette raison, les classifications par univers de références sont parfois peu lisibles, voire abstraites.

Dans cette thèse, l'étude des propositions remarquables, des relations, des catégories grammaticales, et des univers de référence en particulier, nous ont permis de compléter les résultats obtenus à l'aide du logiciel IRaMuTeQ en réduisant la part de subjectivité dans les interprétations des résultats. À titre d'exemple, le tableau G.3 montre les univers de références associées à la pollution du sol qui nous ont servi à compléter l'interprétation du corpus effectuée dans le cadre du chapitre 3.

Tropes peut analyser des documents sauvegardés sous différents formats et ne nécessite pas un formatage rigoureux des textes à condition que l'on se limite à une analyse globale du corpus. C'est un atout indéniable du logiciel, à notre sens, car le formatage[8] du corpus est par conséquent non seulement plus rapide mais aussi plus facile.

Toutefois, pour analyser les réponses données aux questions ouvertes, ou un corpus com-

[5]Ce logiciel distingue quatre mises en scène : dynamique-action, ancrée dans le réel, prise en charge par le sujet, prise en charge à l'aide du pronom personne « je ».

[6]Il distingue ainsi les verbes factifs, statifs, déclaratifs ou performatifs ; les adjectifs objectifs, subjectifs ou numériques ; les pronoms personnels ; les connecteurs de condition, de cause, de but, d'addition, de disjonction, d'opposition, de comparaison, de temps, et de lieu ; les modalisations de temps, de lieu, de manière, de doute, d'affirmation, de négation ou d'intensité.

[7]Les actants étant les propositions placées avant le verbe et qui sont souvent sujet de ce dernier ; les actés sont les groupes de mots placés après le verbe.

[8]Le seul formatage nécessaire est la liaison de certains groupes de mots si l'on souhaite que ces derniers soient considérés comme un unique terme. Ces liaisons s'effectuent de la même manière que sous IRaMuTeQ, c'est-à-dire en utilisant un tiret du bas pour lier les mots.

Références	Eff.	Exemples de termes associés
Chimie	164	Nitrate, gaz, sulfate, hydrocarbures
Agriculture	158	Engrais, culture intensive, désherbant
Déchet	139	Déchets, déchets industriels, détritus, ordures
Industrie	110	Industrie, usines
Transport	100	Voitures, transports urbains, avions
Écologie	76	Pluie acide, pollution, écologie
Eau	55	Nappes phréatiques, rivières, eaux
Énergie	55	Essence, carburants, pétrole
Santé	43	Allergies, maladies, médicaments
Substance	38	huiles, plastique, goudron
Métal	23	Métaux lourds, plomb, mercure

Tableau G.3 – Univers de référence associé au corpus sur la pollution du sol

prenant différentes variables, il est nécessaire d'utiliser des délimiteurs ; ce qui est équivalent à l'utilisation de ligne étoilée pour formater les corpus dans IRaMuTeQ. Le gain de temps n'est alors plus probant, et compte-tenu de nos objectifs d'analyses, en termes de représentations sociales, l'utilisation de ce logiciel n'est pas pertinente. C'est pourquoi, nous avons employé ce logiciel de façon complémentaire pour nos résultats du chapitre 3 et 6. Seul les résultats du chapitre 2 pour lequel nous n'avions pas utilisé de variables complémentaires ont été analysé uniquement à l'aide de Tropes.

Ainsi, les résultats obtenus à l'aide du logiciel Tropes sont présentés au chapitre 2 de cette thèse. Ceux obtenus avec le logiciel IRaMuTEQ sont présentés dans le chapitre 3 et 6 de cette thèse.

Note : tout au long de cette thèse, les analyses ont été effectuées avec IRaMuTeQ version 0.7 alpha 2 (Baril et Garnier, 2015) et avec Tropes (Zoom VF 8.4) (Molette et Landre, 2013).

G.2 Code NGene de l'expérience à choix discrets

Cette annexe présente le logiciel NGene, et le code utilisé pour élaborer les scénarii de l'expérience à choix discrets dont les résultats sont présentés dans le chapitre 4 de cette thèse.

G.2.1 Qu'est-ce que NGene ?

NGene est un logiciel développé par la société Choice Metrics permettant la construction informatisée de plans d'expériences et de questionnaires à choix discrets (Choice Metrics, 2014). Ce logiciel peut être utilisé pour créer des plans d'expérience orthogonaux ou efficients.

G.2.2 Comment utiliser NGene ?

Les instructions sous NGene ont la même structure. Cette dernière doit comporter au moins les trois propriétés suivantes : le nombre d'alternatives, le nombre de situation de choix à générer, et le modèle de choix décrivant la fonction d'utilité pour chacune des alternatives.

Nous présentons dans les pages qui suivent le code NGene utilisé pour élaborer le design et le questionnaire de l'expérience à choix discrets du chapitre 4.

```
Design
;alts = alt1, alt2, alt3
;rows = 24
;block = 4
;eff =(mnl,d)
;model :
U(alt1) = b1 + b2.dummy[0|0|0]*A[1,2,3,4] + b3[0]*B[1,2,3,4] + b4.dummy[0|0]*C[1,2,3] + b5.dummy[0]*D[1,2] +
b6[0.5]*E[1,2,3,4]/
U(alt2) = b1 + b2*A + b3*B + b4*C + b5*D + b6*E
;formatTitle = 'Block <blocknumber> Scenario <scenarionumber>'
;formatTableDimensions = 4, 7
;formatTable :
1,1 = '' /
1,2 = 'Usages futurs' /
1,3 = 'Impacts fonciers' /
1,4 = 'Degré de participation' /
1,5 = 'Niveau de conservation du patrimoine' /
1,6 = 'Coût au m2' /
1,7 = 'Choix& :' /
2,1 = 'Projet A' /
2,2 = '<alt1.a>' /
2,3 = '<alt1.b>' /
2,4 = '<alt1.c>' /
2,5 = '<alt1.d>' /
2,6 = '<alt1.e>' /
2,7 = ''/
3,1 = 'Projet B' /
3,2 = '<alt2.a>' /
3,3 = '<alt2.b>' /
3,4 = '<alt2.c>' /
3,5 = '<alt2.d>' /
3,6 = '<alt2.e>' /
3,7 = ''/
4,1 = 'Statu quo' /
4,2 = '<alt3.a>' /
4,3 = '<alt3.b>' /
4,4 = '<alt3.c>' /
4,5 = '<alt3.d>' /
4,6 = '<alt3.e>' /
4,7 = ''/
;formatTableStyle :
1,1 = 'default' /
1,2 = 'headingattribute' /
1,3 = 'headingattribute' /
1,4 = 'headingattribute' /
1,5 = 'headingattribute' /
1,6 = 'headingattribute' /
1,7 = '' /
2,1 = 'heading1' /
2,2 = 'body1' /
2,3 = 'body1' /
2,4 = 'body1' /
2,5 = 'body1' /
2,6 = 'body1' /
2,7 = 'choice1' /
3,1 = 'heading2' /
3,2 = 'body2' /
3,3 = 'body2' /
3,4 = 'body2' /
3,5 = 'body2' /
3,6 = 'body2' /
3,7 = 'choice2' /
4,1 = 'heading3' /
4,2 = 'body3' /
4,3 = 'body3' /
4,4 = 'body3' /
4,5 = 'body3' /
4,6 = 'body3' /
4,7 = 'choice3'/
;formatStyleSheet = Default.css
;formatAttributes :
alt1.a(1 = Espaces verts majoritairement, 2=Des commerces ou des bureaux majoritairement, 3=Des logements majoritairement,
4=Des infrastructures publiques majoritairement) /
alt1.b(1 = 0 %, 2 = 3 %, 3 = 7 %, 4 = 15 %) /
alt1.c(1 = Information, 2 = Consultation, 3 = Groupe de travail) /
alt1.d(1 = Démolition et constructions neuves, 2 = Restauration du site) /
alt1.e(1 = 70 €,2 = 100 €, 3 = 180 €, 4 = 360 €) /
```

```
alt2.a(1 = Espaces verts majoritairement, 2=Des commerces ou des bureaux majoritairement, 3=Des logements majoritairement,
4=Des infrastructures publiques majoritairement) /
alt2.b(1 = 0 %, 2 = 3 %, 3 = 7 %, 4 = 15 %) /
alt2.c(1 = Information, 2 = Consultation, 3 = Groupe de travail) /
alt2.d(1 = Démolition et constructions neuves, 2 = Restauration du site) /
alt2.e(1 = 70 €,2 = 100 €, 3 = 180 €, 4 = 360 €)
$
```

FIGURE G.4 – Code NGene utilisé pour le design de notre expérience à choix discrets

Note : dans le cadre de cette thèse nous avons utilisé Ngene 1.1.2 (Choice Metrics, 2014).

G.3 Présentation de Diviz

Cette annexe présente succinctement le logiciel Diviz (G.3.1) et explique l'application qui en a été faite dans le cadre de cette thèse (G.3.2).

G.3.1 Qu'est-ce que Diviz ?

Diviz est une plateforme et un logiciel permettant de construire, d'exécuter, et de partager des procédures d'AMCD (Bigaret et Meyer, 2015a) en utilisant un format unique, et structuré de données : le standard XMCDA (Bigaret et Meyer, 2015b).

Il a été élaboré par les membres du consortium Decision-Deck[9] dans le but de proposer des solutions d'AMCD opérationnelles à travers le développement d'un logiciel et de plateformes libres (d2, d3, d4) utilisant un même format de données comme l'illustre la figure G.5. Cela permet ainsi d'effectuer des analyses de robustesse en comparant les résultats obtenus au moyen de différentes procédures multicritères pour un même problème. Auparavant, cela n'était généralement pas possible car la plupart des logiciels et procédures existants utilisaient des interfaces et un format de données spécifiques (Cho, 2003).

Sébastien BIGARET et Patrick MEYER, au sein du laboratoire des « Sciences et Techniques de l'Information, de la Communication et de la Connaissance » (STICC) du département « Logiques des Usages Sciences Sociales et de l'Information » (LUSSI) de l'École des Mines-Telecom Bretagne sont à l'origine du premier prototype de Diviz en 2008 (Meyer et Bigaret, 2012), et maintiennent à jour le logiciel à partir des contributions effectuées par l'ensemble des membres du projet. Ainsi depuis 2008, de nombreuses versions du logiciel ont été développées afin de corriger certains bugs et prendre en compte les développements les plus récents en AMCD (prise en compte des effets d'interactions par exemple). La version de Diviz utilisée dans cette thèse (dans le cadre du chapitre 6) est la version 1.15.1 Ghosts & Goblins du 2 décembre 2015.

G.3.2 Comment utiliser Diviz ?

Diviz fonctionne comme un écosystème comme le montre la figure G.6. Il réunit dans un même environnement des algorithmes disponibles sous la forme de services web[10] permettant de calculer les relations de surclassement dans le cadre des méthodes ELECTRE Iv, ELECTRE

[9] Il s'agit d'un regroupement collaboratif, majoritairement européen de chercheurs, de praticiens, et d'enseignants utilisant l'AMCD. Ce consortium s'est constitué au début des années 2000 (Decision Deck Consortium, 2009, Mayag *et al.*, 2011). Il regroupe notamment l'École Centrale de Paris, Telecom Bretagne, l'Université Paris-Dauphine, l'Université du Luxembourg, l'Université de Mons, la Poznañ University of Technology, l'Universitat Rovira i Virgili et l'Université de Coimbra. `http://www.decision-deck.org/project/`

[10] Une connexion internet est donc nécessaire afin de pouvoir construire et exécuter les différentes librairies de calcul.

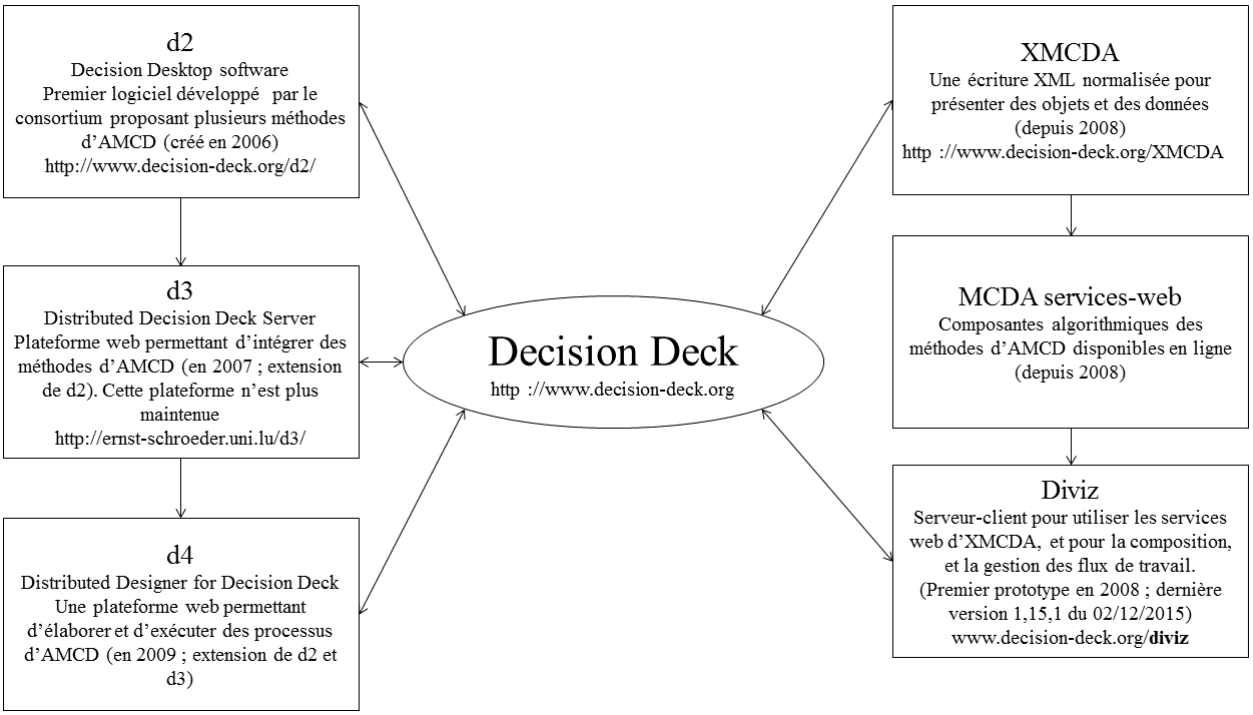


FIGURE G.5 – Composants principaux développés dans le cadre du consortium Decision-Deck

II, et ELECTRE III ; les indices de concordance et de discordance pour l'ensemble des méthodes ELECTRE (Cailloux, 2010). Il permet également de visualiser et d'exporter les données.

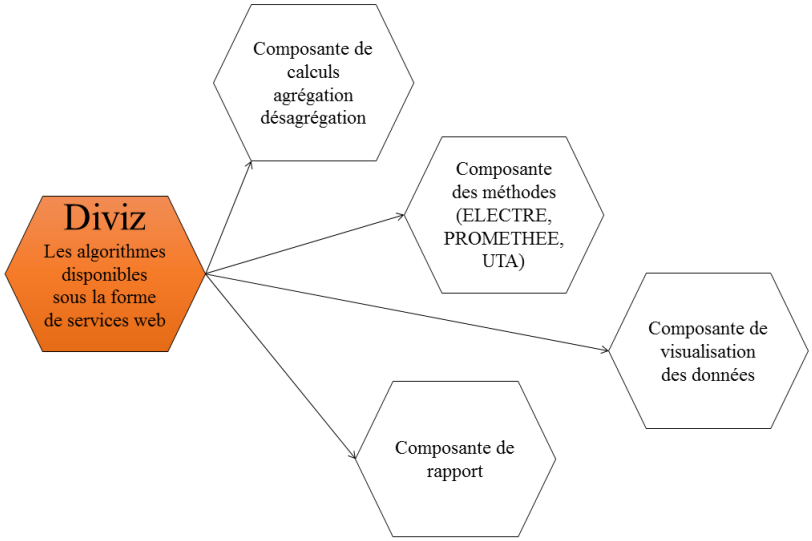


FIGURE G.6 – Principales composantes de Diviz

L'espace de travail de Diviz se structure en trois parties :

- Une liste des flux de travail d'algorithmes ouverts et enregistrés (panneau de gauche) ;
- Un panneau central présentant le *workflow* sélectionné (panneau du milieu). Il peut s'agir du panneau de création permettant de modifier le *workflow* ou le panneau des résultats. Si des procédures sont exécutées, les sorties des différents éléments du *workflow* sont enregistrées dans des onglets pouvant être affichés en bas de l'écran ;

- La liste des services web XMCDA disponible (panneau de droite)

La construction d'un *workflow* s'effectue à l'aide d'une interface graphique dans laquelle chaque procédure de calcul est représentée par une boite qui peut être connectée à des données ou à d'autres éléments de calcul. Les procédures de calcul nécessaires doivent être choisies dans la liste des programmes disponibles (volet de droite) et être glissées-déposées dans l'espace de travail central. Ces librairies permettent d'utiliser l'ensemble des procédures classiques en AMCD[11]. Un *workflow* ne peut être exécuté que lorsque celui-ci est complet, c'est-à-dire lorsque tous les fichiers et boîtes représentants une procédure de calcul sont reliés entre eux. Les *workflows* peuvent être exportés avec ou sans les données, sous la forme d'archive, pour pouvoir être par la suite partagés avec d'autres utilisateurs du logiciel ; ce qui peut permettre par exemple d'améliorer les procédures mises en œuvre, ou d'effectuer des comparaisons ou des tests de robustesse.

La construction d'un *workflow* nécessite au préalable d'avoir rédigé les fichiers des données du problème d'AMCD au format XMCDA. Ces fichiers correspondent aux alternatives, aux critères, à leurs pondérations par les différentes parties prenantes, et au tableau de performances retenu pour l'analyse[12].

Le langage XMCDA utilise une syntaxe de type XML (*Extensible Markup Language*) ; ce qui permet de rendre inter-opérables les algorithmes et procédures mises en œuvre quel que soit le logiciel utilisé par la suite. Cela facilite les comparaisons et tests de robustesse des analyses obtenues par l'AMCD, puisque les données peuvent être exportées et réimportées dans n'importe quel logiciel d'AMCD utilisant la norme XML. De plus, grâce à des outils de transformation comme XLST (*Extensible Stylesheet Language Family Transformation*), les fichiers de type XMCDA peuvent être traduits sous d'autres formats (en HTML par exemple), et être ainsi visualisés dans n'importe quel navigateur web. Un manuel d'utilisation (Ros, 2011) détaille la syntaxe pour chacune des procédures disponibles en reprenant un problème classique d'AMCD : le choix d'une voiture de sport (Bouyssou *et al.*, 2000).

Nous présentons dans l'encadré G.7 la syntaxe XMCDA des alternatives du problème d'AMCD correspondant au chapitre 6 de cette thèse, et l'ensemble du *workflow* de la méthode ELECTRE I dans la figure G.8 page A75.

```
<?xml version="1.0"?>
-<xmcda :XMCDA xmlns :xsi="http ://www.w3.org/2001/XMLSchema-instance" xmlns :xmcda="http ://www.decision-deck.org/2009/XMCDA-2.0.0">
-<projectReference>
<comment> Description des alternatives : 3 projets de reconversion </comment>
</projectReference>
-<alternatives>
<alternative name="Projet 1 : Espaces verts" id="p1"/>
<alternative name="Projet 2 : logements et commerces" id="p2"/>
<alternative name="Projet 3 : lieu de stockage" id="p3"/>
</alternatives>
</xmcda :XMCDA>
```

FIGURE G.7 – Code XMCDA des alternatives

[11]Par exemple les procédures UTA (utilité additive) (Jacquet-Lagreze et Siskos, 1982), PROMETHEE et ELECTRE (Cailloux, 2010) ; mais aussi des techniques plus récentes comme par exemple l'AMCD par élicitation des capacités avec les intégrales de Choquet (Grabisch *et al.*, 2008).

[12]Il existe certaines procédures permettant de traduire certains objets en langage XMCDA ; par exemple la commande "csvToXMCDAperfomanceTable" permet de traduire une table des performances au format CSV en langage XMCDA.

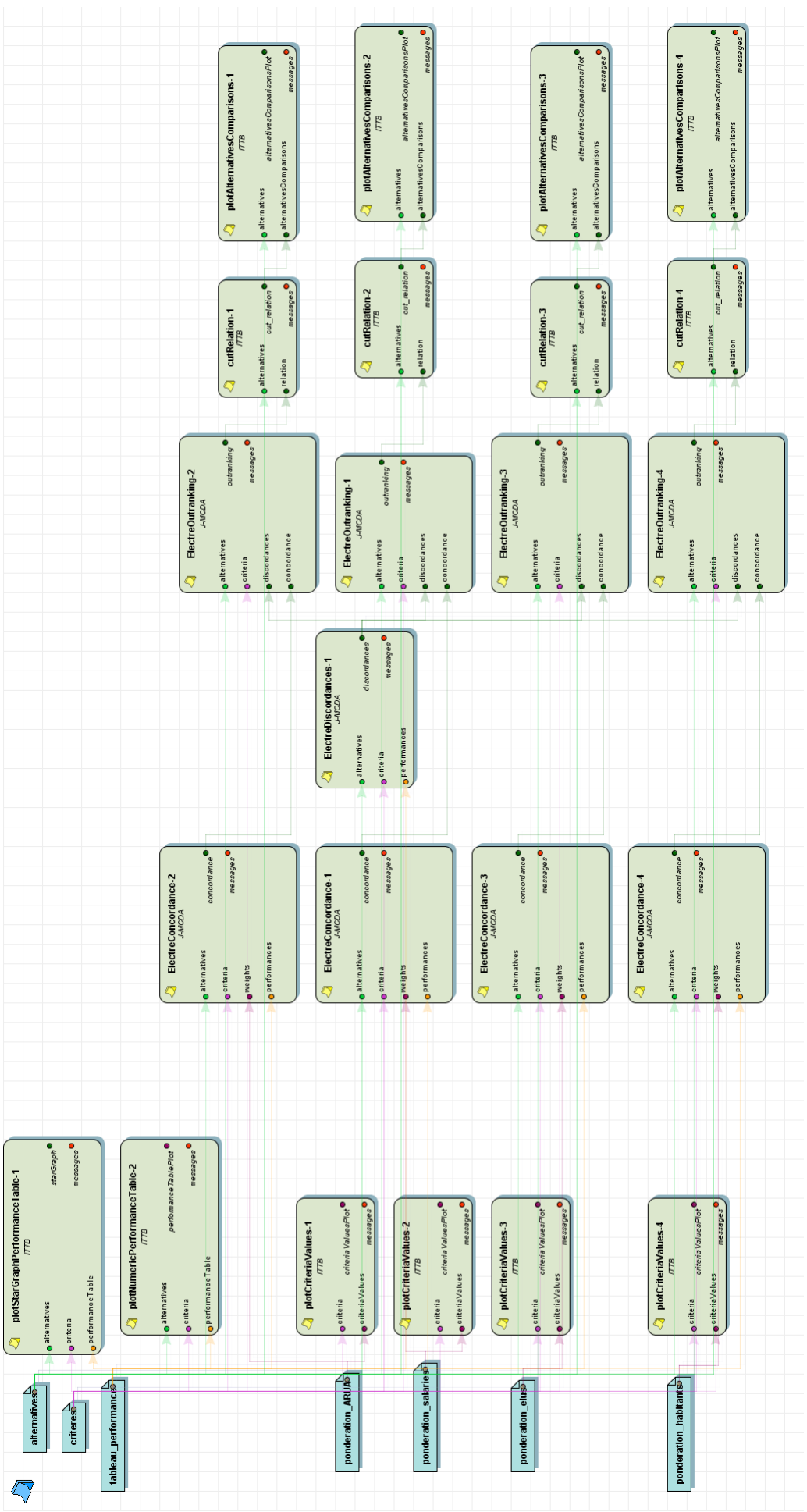


FIGURE G.8 – Workflow général de la procédure d'aide multicritère mise en œuvre au chapitre 6
Les fichiers de données sont représentés par les boîtes en bleu. Ils sont reliés à l'aide de connecteurs à des éléments de calcul ou des algorithmes de traitement de l'information qui sont représentés par des boîtes grises.

Note : nous avons utilisé la version 1.15.1 Ghosts & Goblins du 2 décembre 2015 dans le cadre de cette thèse.

Bibliographie

Abkar, M., Kamal, M., Mariapan, M., Maulan, S. et Sheybani, M. (2010). The role of urban green spaces in mood change. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 4(10):5352–5361.

Abrahams, P. W. (2002). Soils : their implications to human health. *Science of the Total Environment*, 291(1):1–32.

Abrahamse, W. et Steg, L. (2009). How do socio-demographic and psychological factors relate to households' direct and indirect energy use and savings ? *Journal of Economic Psychology*, 30(5):711–720.

Abric, J.-C. (2001). L'approche structurale des représentations sociales : développements récents. *Psychologie et Société*, 4(2):81–104.

Abric, J.-C. (2003). *Méthodes d'étude des représentations sociales*. Erès.

Abric, J.-C. et Tafani, É. (1995). Nature et fonctionnement du noyau central d'une représentation sociale : la représentation de l'entreprise. *Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale*, 28:22–31.

Abric, J.-C. et Vacherot, G. (1976). Méthodologie et étude expérimentale des représentations sociales : tâche, partenaire et comportement en situation de jeu. *Bulletin de Psychologie*, 29(14-15):735–746.

Accordino, J. et Johnson, G. T. (2000). Addressing the vacant and abandoned property problem. *Journal of Urban Affairs*, 22(3):301–315.

Adamowicz, W., Asafu-Adjaye, J., Boxall, P. et Phillips, W. E. (1991). Components of the economic value of wildlife : an Alberta case study. *Canadian Field-Naturalist*, 105(3):423–429.

Adamowicz, W., Boxall, P., Williams, M. et Louviere, J. (1998). Stated preference approaches for measuring passive use values : Choice experiments and contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics*, 80(1):64–75.

Adelaja, S., Shaw, J., Beyea, W. et McKeown, J. C. (2010). Renewable energy potential on brownfield sites : A case study of Michigan. *Energy Policy*, 38(11):7021–7030.

Ademe (2001). *Les pratiques de gestion des sites pollués en France*. Connaître pour Agir. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) édition.

Ademe (2011). *La gestion intégrée des sols, des eaux souterraines et des sédiments pollués - Feuille de route stratégique*. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie).

Ademe (2014a). *Biodiversité et reconversion des friches urbaines polluées*. Connaître pour Agir. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie).

Ademe (2014b). *Friches urbaines polluées & développement durable*. Connaître pour Agir. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) et BURGEAP.

Ademe (2015a). Les Français et l'environnement. *ADEME & Vous - Stratégie & Études*, 44.

Ademe (2015b). Surveillance quadriennale de la qualité des eaux souterraines et dossier de servitudes - site SAITS à La Possonnière (49). *Rapport technique de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie)*.

Ademe et Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie - (MEDDE) (2010). *Guide de l'aménageur de l'ADEME*. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) et Ministère en charge de l'environnement.

Ademe et QuelleVille ? (2015). *Estimation du gisement foncier des friches urbaines potentiellement polluées - Note de synthèse*. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) - Bureau d'étude Quelle Ville ?

Afif, R. et Houlle, D. (2014). *Dechets, pollutions, santé*. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie), 7ème édition.

Ahuja, M. K. et Thatcher, J. B. (2005). Moving beyond intentions and toward the theory of trying : effects of work environment and gender on post-adoption information technology use. *MIS Quarterly*, 29(3):427–459.

Ajzen, I. (1985). From intentions to actions : A theory of planned behavior. *In Action control*, pages 11–39. Springer.

Ajzen, I. (1991). The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50(2):179–211.

Ajzen, I. (2006). Constructing a theory of planned behavior questionnaire. *Technical Report*.

Ajzen, I. (2011). The theory of planned behaviour : Reactions and reflections. *Psychology & Health*, 26(9):1113–1127.

Ajzen, I. et Madden, T. (1986). Prediction of goal-directed behavior : Attitudes, intentions and perceived behavioral control. *Journal of Experimental Social Psychology*, 22(5):453–474.

Aktas, C. B., Bartholomew, P. et Church, S. (2017). Application of GIS to prioritize brownfield sites for green building construction based on LEED criteria. *Journal of Urban Planning and Development*, 143(3):04017004.

Albarracin, D., Johnson, B. T., Fishbein, M. et Muellerleile, P. A. (2001). Theories of reasoned action and planned behavior as models of condom use : a meta-analysis. *Psychological bulletin*, 127(1):142.

Alberini, A. (2007). Determinants and effects on property values of participation in voluntary cleanup programs (VCPs) : The case of Colorado. *Contemporary Economic Policy*, 25(3):415–432.

Alberini, A., Ščasný, M., Guignet, D. et Tonin, S. (2012). Cancer values of prevented fatalities (VPFs), one size does not fit all : The benefits of contaminated site cleanups in Italy. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 62(7):783–798.

Alberini, A., Longo, A. et Riganti, P. (2006a). Using surveys to compare the public's and decisionmakers' preferences for urban regeneration : the venice arsenale. *Nota di lavoro*, (137.2006).

Alberini, A., Longo, A., Tonin, S., Trombetta, F. et Turvani, M. (2005). The role of liability, regulation and economic incentives in brownfield remediation and redevelopment : Evidence from surveys of developers. *Regional Science and Urban Economics*, 35(4):327–351.

Alberini, A., Longo, A., Tonin, S., Trombetta, F. et Turvani, M. (2006b). *Valuing complex natural resource systems : the Case of the Lagoon of Venice*. The Fondazione Eni Enrico Mattei - Series on Economics Environment and Sustainable Development. Edward Elgar Publishing Ltd.

Alberini, A., Riganti, P. et Longo, A. (2003). Can people value the aesthetic and use services of urban sites ? Evidence from a survey of Belfast residents. *Journal of Cultural Economics*, 27(3):193–213.

Alberini, A., Tonin, S. et Turvani, M. (2007a). Willingness to pay for contaminated site cleanup policies : Evidence from a conjoint choice study in Italy. *Revue d'Économie Politique*, 117(5):727–749.

Alberini, A., Tonin, S., Turvani, M. et Chiabai, A. (2007b). Paying for permanence : Public preferences for contaminated site cleanup. *Journal of Risk and Uncertainty*, 34(2):155–178.

Alcock, I., White, M. P., Wheeler, B. W., Fleming, L. E. et Depledge, M. H. (2014). Longitudinal effects on mental health of moving to greener and less green urban areas. *Environmental Science & Technology*, 48(2):1247–1255.

Alexandrescu, F., Klusáček, P., Bartke, S., Osman, R., Frantál, B., Martinát, S., Kunc, J., Pizzol, L., Zabeo, A., Giubilato, E. *et al.* (2017). Actor networks and the construction of applicable knowledge : the case of the TIMBRE brownfield prioritization tool. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 19(5):1323–1334.

Alker, S., Joy, V., Roberts, P. et Smith, N. (2000). The definition of brownfield. *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(1):49–69.

Alker, S. et Stone, C. (2005). Tourism and leisure development on brownfield sites : an opportunity to enhance urban sustainability. *Tourism and Hospitality Planning & Development*, 2(1):27–38.

Allan, S., Adam, B., Carter, C. et Beck, U. (2000). *Environmental risks and the media*. Psychology Press. Routledge.

Allport, G. W. (1935). Attitudes. *In A Handbook of Social Psychology*, pages 798–844. Clark University Press édition.

Alvarez-Guerra, M., Canis, L., Voulvoulis, N., Viguri, J. R. et Linkov, I. (2010). Prioritization of sediment management alternatives using stochastic multicriteria acceptability analysis. *Science of the Total Environment*, 408(20):4354–4367.

Alvarez-Guerra, M., Viguri, J. R. et Voulvoulis, N. (2009). A multicriteria-based methodology for site prioritisation in sediment management. *Environment International*, 35(6):920–930.

Ambrosino, C. et Andres, L. (2008). Friches en ville : du temps de veille aux politiques de l'espace. *Espaces et sociétés*, (3):37–51.

Amekudzi, A. et Fomunung, I. (2004). Integrating brownfields redevelopment with transportation planning. *Journal of Urban Planning and Development*, 130(4):204–212.

Andersen, S., Gneezy, U., Kajackaite, A. et Marx, J. (2018). Allowing for reflection time does not change behavior in dictator and cheating games. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 145:24–33.

Andres, L. (2006). Les espaces en marge et en déshérence dans la ville d'aujourd'hui : des trajectoires d'évolution à l'épreuve des politiques urbaines et de la population locale. *In Colloque Territoires et action sociale. Chaire de travail social du CNAM, ED ETE (Entreprise Travail Emploi) et le LISE (UMR n°6209).*

Angignard, M. (2006). *Enquête sur la perception des sols pollués et de leurs conséquences sanitaires : étude qualitative.* Mémoire de stage de Master - Université de Montpellier.

Ansolabehere, S. et Konisky, D. M. (2009). Public attitudes toward construction of new power plants. *Public Opinion Quarterly*, 73(3):566–577.

Antea Group (2012a). *Projet d'aménagement de l'ancien site Cobatel à Botz en Mauges. Diagnostic environnemental complémentaire - Rapport technique.* Numéro A64923/B.

Antea Group (2012b). *Projet d'aménagement de l'ancien site Cobatel à Botz en Mauges. Plan de gestion - Rapport technique.* Numéro A65691/B.

Antoni, V. (2011). L'artificialisation des sols s'opère aux dépens des terres agricoles. *Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) - Observation et Statiques - Le point sur*, (75).

Antoni, V. (2013). BASOL : un panorama des sites et sols pollués, ou potentiellement pollués, nécessitant une action des pouvoirs publics. *Études & documents - Commissariat Général au développement durable (CGDD) - Observations et statistiques*, (97).

Appéré, G. (2002). *Analyse économique des comportements face à un risque sanitaire : le cas de la pêche récréative de coquillages.* Thèse de doctorat en sciences économiques de l'université de bretagne occidentale.

Appéré, G. (2004). L'évaluation des actifs à usage récréatif : la méthode contingente des coûts de transport. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 1:81–106.

Archambault, A. et Colombano, S. (2007). État des lieux sur les pratiques françaises de traitement des sols et des eaux souterraines et mise en perspective européenne. *Rapport final du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières)*, RP-55890-FR.

Armitage, C. J. et Conner, M. (2001). Efficacy of the theory of planned behaviour : a meta-analytic review. *British Journal of Social Psychology*, 40(4):471–499.

Armour, A. (1999). La modernisation des processus démocratiques de prise de décision : du conflit à la coopération dans les implantations d'équipements. *Espaces et Sociétés*, 2(97-98):133–154.

Armstrong, D. (2000). A survey of community gardens in upstate New-York : implications for health promotion and community development. *Health & Place*, 6(4):319–327.

Arnstein, S. R. (1969). A ladder of citizen participation. *Journal of the American Institute of planners*, 35(4):216–224.

Arrow, K. J. et Fisher, A. C. (1974). Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. *The Quarterly Journal of Economics*, 88(2):312–319.

Arvai, J. L., Gregory, R. et McDaniels, T. L. (2001). Testing a structured decision approach : Value-focused thinking for deliberative risk communication. *Risk Analysis*, 21(6):1065–1076.

Atari, D. O., Luginaah, I. et Baxter, J. (2011). "This is the mess that we are living in" : residents everyday life experiences of living in a stigmatized community. *GeoJournal*, 76(5):483–500.

Atkinson, G., Doick, K., Burningham, K. et France, C. (2014). Brownfield regeneration to greenspace : delivery of project objectives for social and environmental gain. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(3):586–594.

Atombo, C., Wu, C., Zhang, H. et Wemegah, T. D. (2017). Perceived enjoyment, concentration, intention and speed violation behavior : using flow theory and theory of planned behavior. *Traffic injury prevention*, 18(7):694–702.

Attané, A., Bouchayer, F., Matteï, J.-C., Langewiesche, K. et Gruénais, M.-E. (2010). Attitudes et connaissances des médecins généralistes face aux risques environnementaux. *In* Vernazza-Licht, N., Gruénais, M.-r. et Bley, D., éditeurs : *Sociétés, Environnements, Santé*, Objectifs Suds, pages 147–170. IRD Edition.

Aubé, M., Larochelle, C. et Ayotte, P. (2011). Differential effects of a complex organochlorine mixture on the proliferation of breast cancer cell lines. *Environmental research*, 111(3):337–347.

Audric, S. et Canonéro, B. (2016). Montpellier Méditerranée Métropole : une métropole toujours attractive. *INSEE Analyses Occitanie*.

Aven, T. et Kristensen, V. (2005). Perspectives on risk : Review and discussion of the basis for establishing a unified and holistic approach. *Reliability Engineering & System Safety*, 90(1):1–14.

Ayalon, O., Becker, N. et Shani, E. (2006). Economic aspects of the rehabilitation of the hiriya landfill. *Waste Management*, 26(11):1313–1323.

Baccaïni, B., Sémécurbe, F. et Thomas, G. (2007). Les déplacements domicile-travail amplifiés par la périurbanisation. *INSEE première*, 1129:1–4.

Bacqué, M.-H., Rey, H. et Sintomer, Y. (2005). *Gestion de proximité et démocratie participative une perspective comparative*. Collection Recherches. La Découverte édition.

Baibergenova, A., Kudyakov, R., Zdeb, M. et Carpenter, D. (2003). Low birth weight and residential proximity to PCB-contaminated waste sites. *Environmental Health Perspectives*, 111(10):1352–1357.

Baing, A. S. (2010). Containing urban sprawl ? comparing brownfield reuse policies in England and Germany. *International Planning Studies*, 15(1):25–35.

Balbontin, C., Ortúzar, J. d. D. et Swait, J. (2015). A joint best–worst scaling and stated choice model considering observed and unobserved heterogeneity : An application to residential location choice. *Journal of Choice Modelling*, 16:1–14.

Balzano, L. et Billmann, C. (2014). Les apports de la loi ALUR dans le domaine des sites et sols pollués. *Revue de Droit de l'Immobilier*, 36(9):432–440.

Bamberg, S., Ajzen, I. et Schmidt, P. (2003). Choice of travel mode in the theory of planned behavior : The roles of past behavior, habit, and reasoned action. *Basic and Applied Social Psychology*, 25(3):175–187.

Bambra, C., Cairns, J. M., Kasim, A., Smith, J., Robertson, S., Copeland, A. et Johnson, K. (2015). This divided land : An examination of regional inequalities in exposure to brownfield land and the association with morbidity and mortality in England. *Health & Place*, 34:257–269.

Bambra, C., Robertson, S., Kasim, A., Smith, J., Cairns-Nagi, J. M., Copeland, A., Finlay, N. et Johnson, K. (2014). Healthy land ? an examination of the area-level association between brownfield land and morbidity and mortality in England. *Environment and Planning A*, 46(2):433–454.

Barbier, R. et Larrue, C. (2011). Démocratie environnementale et territoires : un bilan d'étape. *Participations*, 1(1):67.

Baril, l. et Garnier, B. (2015). Utilisation d'un outil de statistiques textuelles : IRaMuteQ 0.7 alpha 2. Interface de R pour les analyses multidimensionnelles de textes et de questionnaires. *Rapport*.

Barraza, L. (1999). Children's drawings about the environment. *Environmental Education Research*, 5(1):49–66.

Barriuso, E., Calvet, R., Schiavon, M. et Soulas, G. (1996). Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Rapport d'étude de l'Association Française d'Étude des Sols*, pages 279–296.

Bart, I. L. (2010). Urban sprawl and climate change : a statistical exploration of cause and effect, with policy options for the EU. *Land Use Policy*, 27(2):283–292.

Bartke, S. (2011). Valuation of market uncertainties for contaminated land. *International Journal of Strategic Property Management*, (4):356–378.

Bartke, S., Martinát, S., Klusáček, P., Pizzol, L., Alexandrescu, F., Frantál, B., Critto, A. et Zabeo, A. (2016). Targeted selection of brownfields from portfolios for sustainable regeneration : User experiences from five cases testing the TIMBRE brownfield prioritization tool. *Journal of environmental management*, 184:94–107.

Bartke, S. et Schwarze, R. (2015). No perfect tools : Trade-offs of sustainability principles and user requirements in designing support tools for land-use decisions between greenfields and brownfields. *Journal of Environmental Management*, 153:11–24.

Bartsch, C. et Deane, R. (2002). *Brownfields : State of the States. An End-of-Session Review of Initiatives and Program Impacts in the 50 States*. Northeast-Midwest Institute, 5ème édition.

Batel, S. et Devine-Wright, P. (2015). Towards a better understanding of people's responses to renewable energy technologies : Insights from social representations theory. *Public Understanding of Science*, 24(3):311–325.

Baumont, G. et Guignard, R. (2008). Pollution des sols. *In Baromètre Santé Environnent 2007*, pages 89–104. INPES (Institut National de Prévention et d'Education pour la Santé).

Baxter, J. et Lee, D. (2004). Understanding expressed low concern and latent concern near a hazardous waste treatment facility. *Journal of Risk Research*, 7(7):705–729.

Bayart, C. et Bonnel, P. (2010). L'impact du mode d'enquête sur la mesure des comportements de mobilité. *Économie et statistique*, (437):47–70.

Bazargan-Hejazi, S., Teruya, S., Pan, D., Lin, J., Gordon, D., Krochalk, P. C. et Bazargan, M. (2017). The theory of planned behavior (TPB) and texting while driving behavior in college students. *Traffic Injury Prevention*, 18(1):56–62.

Beames, A., Broekx, S., Schneidewind, U., Landuyt, D., van der Meulen, M., Heijungs, R. et Seuntjens, P. (2018). Amenity proximity analysis for sustainable brownfield redevelopment planning. *Landscape and Urban Planning*, 171:68–79.

Beaudouin, V. et Lahlou, S. (1993). L'analyse lexicale : outil d'exploration des représentations. *Cahier de Recherche*, C(48):25–92.

Bech, M., Kjaer, T. et Lauridsen, J. (2011). Does the number of choice sets matter ? results from a web survey applying a discrete choice experiment. *Health Economics*, 20(3):273–286.

Behzadian, M., Kazemzadeh, R., Albadvi, A. et Aghdasi, M. (2010). PROMETHEE : A comprehensive literature review on methodologies and applications. *European Journal of Operational Research*, 200(1):198–215.

Bell, J. F., Wilson, J. S. et Liu, G. C. (2008). Neighborhood greenness and 2-year changes in body mass index of children and youth. *American Journal of Preventive Medicine*, 35(6):547–553.

Bellamy, V. et Beaumel, C. (2016). Bilan démographique 2015 : le nombre de décès au plus haut depuis l'après-guerre. Insee *Première*, (1581).

Bellec, P., Lavarde, P., Lefebvre, L. et Madignier, M.-L. (2015). *Propositions pour un cadre national de gestion durable des sols*. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie et Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la forêt.

Ben-Akiva, M. et Lerman, S. (1985). *Discrete Choice Analysis : Theory and Application to Travel Demand*. Numéro 9 de Series in Transportation Studies. Massachusetts Institute of Technology Press.

Ben Mena, S. (2000). Introduction aux méthodes multicritères d'aide à la décision. *Biotechnologie Agronomie Société et Environnement*, 4(2):83–93.

Berger, K. (2017). D'une friche industrielle à un site touristique. *In Recueil des interventions Reconvertir les friches polluées - Journées techniques nationales de l'Ademe*. ADEME - Agence de l'Environnement et de la Mâitrise de l'Énergie.

Berry, M. et Bove, F. (1997). Birth weight reduction associated with residence near a hazardous waste landfill. *Environmental Health Perspectives*, 105(8):856–861.

Bert, V., Douay, F., Faure, O. et Cadière, F. (2017). *Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués. Nouveaux résultats de recherche et de démonstration.* ADEME - Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'énergie édition.

Bertrand, M. et Mullainathan, S. (2001). Do people mean what they say ? implications for subjective survey data. *MIT Economics Working Paper*, (01-04).

Betgé-Brezetz, C. (2004). Inquiétude pour l'entreprise SAITS. *Ouest-France du 18/02/2004*.

Bethlehem, J. (2010). Selection bias in web surveys. *International Statistical Review*, 78(2): 161–188.

Betsch, T. et Haberstroh, S. (2001). Financial inventives do not pave the road to good experimentation. *Behavioral and Brain Sciences*, 24(3):404–404.

Beuret, J.-E. et Cadoret, A. (2011). *Retour d'expériences sur la concertation vue par les acteurs environnementaux et les élus locaux.* Rapport final. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie).

Beuret, J.-E. et Cadoret, A. (2014). De l'analyse des conflits à l'étude des systèmes conflictuels : l'exemple des conflits environnementaux et territoriaux dans les trois plus grands ports maritimes français (Marseille-Fos, Le Havre et Dunkerque). *Géographie, économie, société*, 16(2):207–231.

Beyer, A. et Lacoste, R. (2017). La transition écologique des territoires urbano-portuaires. Les enseignements de la démarche de reconnexion énergétique engagée entre la ville et le port de Strasbourg. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (5):857–879.

Biasi, A. D. (2017). Transforming vacant lots : Investigating an alternative approach to reducing fear of crime. *Journal of Environmental Psychology*, 50:125–137.

Bible, D., Hsieh, C., Joiner, G. et Volentine, D. (2002). Environmental effects on residential property values resulting from the contamination effects of a Creosote plant site. *Property Management*, 20(5):383–391.

Bigaret, S. et Meyer, P. (2015a). Illustrating the MCDA process with the Diviz workbench. *In Evaluation and Decision Models with Multiple Criteria. Case studies*, International Handbooks on Information Systems, pages 619–637. Springer édition.

Bigaret, S. et Meyer, P. (2015b). XMCDA : An XML-based encoding standard for MCDA data. *In Evaluation and Decision Models with Multiple Criteria. Case studies.*, International Handbooks on Information Systems, pages 591–617. Springer.

Bird, D. K. (2009). The use of questionnaires for acquiring information on public perception of natural hazards and risk mitigation-a review of current knowledge and practice. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9(4):1307.

Birol, E. et Koundouri, P. (2008). *Choice experiments informing environmental policy : a European perspective.* Edward Elgar Publishing.

Blamey, R. K., Bennett, J., Louviere, J., Morrison, M. D. et Rolfe, J. C. (2002). Attribute causality in environmental choice modelling. *Environmental and Resource Economics*, 23(2):167–186.

Bland, J. M. et Altman, D. G. (1997). Statistics notes : Cronbach's alpha. *The BMJ*, 314(7080):572.

Blatrix, C. (2001). Utilité publique et démocratie participative pour une approche pragmatique du débat public. *Aménagement et Nature*, (140):53–62.

Bliek, D. et Gauthier, P. (2007). Mobilising urban heritage to landscapes : Lessons counter the commodification of brownfield from Montréal's Lachine Canal. *Canadian Journal of Urban Research*, 16(1):39–58.

Bliemer, M. et Rose, J. (2005). Efficiency and sample size requirements for stated choices studies. *Woking paper*, (ITLS-WP-05-08).

Boardman, J. D., Downey, L., Jackson, J. S., Merrill, J. B., Saint Onge, J. M. et Williams, D. R. (2008). Proximate industrial activity and psychological distress. *Population and Environment*, 30(1):3–25.

Boiral, O. (2004). Environnement et économie : une relation équivoque. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 5(2).

Boivin, J.-P. (1998). Les bienheureux responsables de l'obligation de remise en état : un cercle qui s'élargit. *Bulletin du droit de l'environnement*, 98(2):24–36.

Boivin, J.-P. et Defradas, F. (2013). *Sites et sols pollués. Outils juridiques, méthodologiques et financiers*. Guides juridiques. Éditions du Moniteur, 2ème édition.

Bolasco, S. (1993). Choix de lemmatisation en vue des reconstructions syntagmatiques du texte par l'analyse des correspondances. *In Actes des Secondes Journées Internationales d'Analyse Statistique de Données Textuelles*, pages 399–410.

Bonaiuto, M., Breakwell, G. M. et Cano, I. (1996). Identity processes and environmental threat : the effects of nationalism and local identity upon perception of beach pollution. *Journal of Community & Applied Social Psychology*, 6(3):157–175.

Bond, S. (2001). Stigma assessment : the case of a remediated contaminated site. *Journal of Property Investment & Finance*, 19(2):188–212.

Bondaz, J., Isnart, C. et Leblon, A. (2012). Au-delà du consensus patrimonial : Résistances et usages contestataires du patrimoine. *Civilisations*, (61):9–22.

Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S. et Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities ? A review. *Landscape and Urban Planning*, 132:79–88.

Bosworth, R. et Taylor, L. O. (2012). Hypothetical bias in choice experiments : Is cheap talk effective at eliminating bias on the intensive and extensive margins of choice ? *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, 12(1).

Bouagal, F. (2012). La dépense de réhabilitation des sites et sols pollués en France. *Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) - Observation et Statiques - Le point sur*, (142).

Bouchayer, F. et Langewiesche, K. (2011). Les médecins face aux risques sanitaires environnementaux : attitudes, savoirs, territoires. *Rapport pour le Programme Interdisciplinaire de Recherche Ville Environnement*, 0001559.

Bouyssou, D., Marchant, T., Pirlot, M., Perny, P., Tsoukiàs, A. et Vincke, P. (2000). Comparing on the basis of several attributes : The example of multiple criteria decision analysis. *In Evaluation and Decision Models. A Critical Perspective*, numéro 32 de International Series in Operations Research & Management Science, pages 91–152. Springer.

Boxall, P. C., Adamowicz, W. L., Swait, J., Williams, M. et Louviere, J. (1996). A comparison of stated preference methods for environmental valuation. *Ecological Economics*, 18(3):243–253.

Boyd, J., Harrington, W. et Macauley, M. K. (1996). The effects of environmental liability on industrial real estate development. *The Journal of Real Estate Finance and Economics*, 12(1):37–58.

Boykoff, M. T. et Boykoff, J. M. (2007). Climate change and journalistic norms : A case-study of US mass-media coverage. *Geoforum*, 38(6):1190–1204.

Boyle, K. J., Kuminoff, N. V., Zhang, C., Devanney, M. et Bell, K. P. (2010). Does a property-specific environmental health risk create a "neighborhood" housing price stigma ? Arsenic in private well water. *Water Resources Research*, 46(3).

Brent, W., Knodel, J. et Werasit, S. (1993). Focus groups and surveys as complementary research methods a case example. *In* Morgan, D., éditeur : *Successful Focus Groups Advancing the State of the Art*, volume 156 de *Sage Focus Editions*, pages 118–136. Sage Focus Editions.

Bretesché, S. (2014). L'héritage patrimonial de l'uranium : de la trace à la mémoire disputée. *L'Homme et la Société*, 192(2):113.

Bretesché, S. (2016). Le risque environnemental à l'épreuve de la pluralité des récits. *Management & Avenir*, 83(1):189.

Bretesché, S. et Ponnet, M. (2013). Le risque environnemental entre oubli et gestion du passé : le cas d'une ancienne mine d'uranium Française. *Annales des Mines - Gérer & Comprendre*, 111(1):15–24.

Brill, C. (2009). Using GIS to contrast perceived versus preferred priorities for brownfield redevelopment in Worcester, Massachusetts. *URISA Journal*, 21(2):49–57.

Börner, S., Albino, J. C. T., Caraveo, L. M. N. et Tejeda, A. C. C. (2015). Exploring Mexican adolescents' perceptions of environmental health risks : a photographic approach to risk analysis. *Ciência & Saúde Coletiva*, 20(5):1617–1627.

Broadbent, C., Grandy, J. et Berrens, R. (2010). Testing for hypothetical bias in a choice experiment using a local public good : Riparian forest restoration. *International Journal of Ecological Economics and Statistics*, 19:1–19.

Brody, S. D., Gunn, J., Peacock, W. et Highfield, W. E. (2011). Examining the influence of development patterns on flood damages along the Gulf of Mexico. *Journal of Planning Education and Research*, 31(4):438–448.

Brombal, D., Wang, H., Pizzol, L., Critto, A., Giubilato, E. et Guo, G. (2015). Soil environmental management systems for contaminated sites in China and the EU. *Land Use Policy*, 48:286–298.

Brookshire, D. S., Eubanks, L. S. et Randall, A. (1983). Estimating option prices and existence values for wildlife resources. *Land Economics*, 59(1):1–15.

Broto, V. C., Burningham, K., Carter, C. et Elghali, L. (2010). Stigma and attachment : Performance of identity in an environmentally degraded place. *Society & Natural Resources*, 23(10):952–968.

Brouwer, R., Dekker, T., Rolfe, J. et Windle, J. (2010). Choice certainty and consistency in repeated choice experiments. *Environmental and Resource Economics*, 46(1):93–109.

Brueckner, J. K. et Largey, A. G. (2008). Social interaction and urban sprawl. *Journal of Urban Economics*, 64(1):18–34.

Brun, M. (2015). *Biodiversité végétale et délaissés dans l'aménagement urbain. Contribution potentielle des délaissés urbains aux continuités écologiques*. Thèse de doctorat en aménagement de l'espace et urbanisme de l'Université de Tours.

Brun, M., Di Pietro, F. et Bonthoux, S. (2017a). Residents' perceptions and valuations of urban wastelands are influenced by vegetation structure. *Urban Forestry & Urban Greening*, In Press.

Brun, M., Vaseux, L., Martouzet, D. et Di Pietro, F. (2017b). Usages et représentations des délaissés urbains, supports de services écosystémiques culturels en ville. *Environnement Urbain/Urban Environment*, (Volume 11).

Bryan, S. (1998). The use of magnetic resonance imaging for the investigation of knee injuries : A discrete choice conjoint analysis exercice. *Health Economics*, 7:595–604.

Buchan, H. F. (2005). Ethical decision making in the public accounting profession : An extension of Ajzen's theory of planned behavior. *Journal of Business Ethics*, 61(2):165–181.

Buchecker, M., Hunziker, M. et Kienast, F. (2003). Participatory landscape development : Overcoming social barriers to public involvement. *Landscape and Urban Planning*, 64(1):29–46.

Buckeridge, D., Glazier, R., Harvey, B., Escobar, M., Amrhein, C. et Frank, J. (2002). Effect of motor vehicle emissions on respiratory health in an urban area. *Environmental Health Perspectives*, 110(3):293–300.

Burgess, L. et Street, D. J. (2005). Optimal designs for choice experiments with asymmetric attributes. *Journal of Statistical Planning and Inference*, 134(1):288–301.

Burinskienė, M., Bielinskas, V., Podviezko, A., Gurskienė, V. et Maliene, V. (2017). Evaluating the significance of criteria contributing to decision-making on brownfield land redevelopment strategies in urban areas. *Sustainability*, 9(5):759.

Bush, J., Moffatt, S. et Dunn, C. (2001). 'Even the birds round here cough' : stigma, air pollution and health in Teesside. *Health & place*, 7(1):47–56.

Byron, K. (2008). Carrying too heavy a load ? The communication and miscommunication of emotion by email. *Academy of Management Review*, 33(2):309–327.

Cadière, F. et Masselot, G. (2012). Taux d'utilisation et coûts des différentes techniques et filières de traitements des sols et eaux souterraines pollués en France. Synthèse des données 2010. *Rapport technnique de l'ADEME - Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Énergie*.

Cailloux, O. (2010). ELECTRE and PROMETHEE MCDA methods as reusable software components. *In 25th Mini-EURO Conference on Uncertainty and Robustness in Planning and Decision Making (URPDM 2010)*.

Callier, L. et Koch-Mathian, J. Y. (2010). Inventaire historique de sites industriels (IHR / IHU) et BASIAS : bilan des actions 2010. *Étude réalisée dans le cadre des projets de service public du BRGM 2010 : 10POLB03 BRGM - Bureau de Recherches Géologiques et Minières*, (BRGM/RP-59335-FR):88.

Camagni, R., Gibelli, M. C. et Rigamonti, P. (2002a). Forme urbaine et mobilité : les coûts collectifs des différents types d'extension urbaine dans l'agglomération Milanaise. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (1):105–139.

Camagni, R., Gibelli, M. C. et Rigamonti, P. (2002b). Urban mobility and urban form : the social and environmental costs of different patterns of urban expansion. *Ecological Economics*, 40(2):199–216.

Campbell, C., Skovdal, M., Mupambireyi, Z. et Gregson, S. (2010). Exploring children's stigmatisation of AIDS-affected children in Zimbabwe through drawings and stories. *Social Science & Medicine*, 71(5):975–985.

Campbell, D. et Erdem, S. (2015). Position bias in best-worst scaling surveys : A case study on trust in institutions. *American Journal of Agricultural Economics*, 97(2):526–545.

Campbell, J. (2012). *New Urbanism and Brownfields Redevelopment : Complications and Public Health Benefits of Brownfield Reuse as a Community Garden*. Public health thesis - Georgia State University.

Cao, X. J., Mokhtarian, P. L. et Handy, S. L. (2009). The relationship between the built environment and nonwork travel : A case study of Northern California. *Transportation Research Part A : Policy and Practice*, 43(5):548–559.

Capozza, D. et Li, Y. (1994). The intensity and timing of investment : the case of land. *The American Economic Review*, 84(4):889–904.

Cappuyns, V. et Kessen, B. (2014). Combining life cycle analysis, human health and financial risk assessment for the evaluation of contaminated site remediation. *Journal of Environmental Planning and Management*, 57(7):1101–1121.

Carli, R., Paniccia, R. M., Guivagnoli, F., Carbone, A. et Bucci, F. (2016). Emotional textual analysis. *In* Jason, L. et Glenwick, D., éditeurs : *Hadbook of Methodological Approaches to Community-Based Research : Qualitative, Quantitative, and Mixed Methods*, pages 111–117. Oxford University Press.

Carlon, C., Critto, A., Ramieri, E. et Marcomini, A. (2007). DESYRE : Decision support system for the rehabilitation of contaminated megasites. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(2):211.

Carlon, C., Hope, B. et Quercia, F. (2008). Contaminated land : a multi-dimensional problem. *In Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites*, pages 1–23. Springer US.

Caron, A. et Torre, A. (2006). Vers une analyse des dimensions négatives de la proximité. *Développement Durable & Territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, Dossier 7.

Carré, F., Caudeville, J., Bonnard, R., Bert, V., Boucard, P. et Ramel, M. (2017). Soil contamination and human health : A major challenge for global soil security. *In Global Soil Security*, pages 275–295. Springer.

Carrus, G., Scopelliti, M., Lafortezza, R., Colangelo, G., Ferrini, F., Salbitano, F., Agrimi, M., Portoghesi, L., Semenzato, P. et Sanesi, G. (2015). Go greener, feel better ? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 134:221–228.

Carruthers, J. I. et Ulfarsson, G. F. (2003). Urban sprawl and the cost of public services. *Environment and Planning B*, 30(4):503–522.

Carson, R. T., Flores, N. et Meade, N. (2001). Contingent valuation : Controversies and evidence. *Environmental and Resource Economics*, 19(2):173–210.

Carson, R. T. et Groves, T. (2007). Incentive and informational properties of preference questions. *Environmental and Resource Economics*, 37(1):181–210.

Carvalho, A. (2005). Representing the politics of the greenhouse effect : Discursive strategies in the British media. *Critical Discourse Studies*, 2(1):1–29.

Castro, P. (2006). Applying social psychology to the study of environmental concern and environmental worldviews : Contributions from the social representations approach. *Journal of Community & Applied Social Psychology*, 16(4):247–266.

Caudeville, J., Ioannidou, D., Boulvert, E. et Bonnard, R. (2017). Cumulative risk assessment in the Lorraine region : A framework to characterize environmental health inequalities. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3):291.

Caudeville, J. et Rican, S. (2016). Socio-environmental inequality in France : spatial associations between social deprivation and proximity to potentially hazardous sites. *Environnement Risques Santé*, (1):39–47.

Chakrapani, C. et Hernandez, T. (2012). *Brownfield Redevelopmen and the Triple Bottom Line Approach*. Centre for the Study of Commercial Activity - Ryerson University - Toronto - Canada.

Chaline, C. (1999). *La régénération urbaine*. Presses Universitaires de France, que sais-je ? édition.

Chan, L. et Bishop, B. (2013). A moral basis for recycling : Extending the theory of planned behaviour. *Journal of Environmental Psychology*, 36:96–102.

Chan, N. (2001). Stigma and its assessment methods. *Pacific Rim Property Research Journal*, 7(2):126–146.

Chan, N. (2002). Stigma assessment : a multi-criteria decision-making approach. *Pacific Rim Property Research Journal*, 8(1):29–47.

Chang, H. F. et Sigman, H. (2007). The effect of joint and several liability under superfund on brownfields. *International Review of Law and Economics*, 27(4):363–384.

Chapman, R. et Staelin, R. (1982). Exploiting rank ordered choice set data within the stocastic utility model. *Journal of Marketin Research*, 19(3):288–301.

Chattopadhyay, S., Braden, J. B. et Patunru, A. (2005). Benefits of hazardous waste cleanup : New evidence from survey and market-based property value approaches. *Contemporary Economic Policy*, 23(3):357–375.

Chen, C.-F. et Chao, W.-H. (2011). Habitual or reasoned ? using the theory of planned behavior, technology acceptance model, and habit to examine switching intentions toward public transit. *Transportation Research Part F : Traffic Psychology and Behaviour*, 14(2):128–137.

Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y. et Wang, J. (2015). Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of The Total Environment*, 512-513:143–153.

Chen, X., Liu, M., Ma, J., Liu, X., Liu, D., Chen, Y., Li, Y. et Qadeer, A. (2017). Health risk assessment of soil heavy metals in housing units built on brownfields in a city in China. *Journal of Soils and Sediments*, 17(6):1741–1750.

Cheng, F., Geertman, S., Kuffer, M. et Zhan, Q. (2011). An integrative methodology to improve brownfield redevelopment planning in Chinese cities : A case study of Futian, Shenzhen. *Computers, Environment and Urban Systems*, 35(5):388–398.

Cheung, K. L., Wijnen, B. F., Hollin, I. L., Janssen, E. M., Bridges, J. F., Evers, S. M. et Hiligsmann, M. (2016). Using best–worst scaling to investigate preferences in health care. *Pharmacoeconomics*, 34(12):1195–1209.

Cheung, S. F., Chan, D. K.-S. et Wong, Z. S.-Y. (1999). Reexamining the theory of planned behavior in understanding wastepaper recycling. *Environment and behavior*, 31(5):587–612.

Cheverry, C. et Gascuel-Odoux, C. (2002). Les français et leurs sols : essai de prospective à l'horizon 2030. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 47:5–14.

Chiappini, R. (2012). Les indices composites sont-ils de bonnes mesures de la compétitivité des pays ? *Working Paper*, (05):48.

Chilton, K., Schwarz, P. et Godwin, K. (2013). Verifying the social, environmental, and economic promise of brownfield programs. *Final Report - Research, and Technical Assistant Grants and Cooperative Agreements Program*, (BFRES-04-02).

Cho, K. T. (2003). Multicriteria decision methods : An attempt to evaluate and unify. *Mathematical and Computer Modelling*, 37(9):1099–1119.

Choice Metrics (2014). Ngene 1.1.2 user manual & reference guide.

Chokier, N. et Moliner, P. (2006). La zone "muette" des représentations sociales, pression normative et/ou comparaison sociale ? *Bulletin de Psychologie*, 483(3):281–286.

Chrysochoou, M., Brown, K., Dahal, G., Granda-Carvajal, C., Segerson, K., Garrick, N. et Bagtzoglou, A. (2012). A GIS and indexing scheme to screen brownfields for area-wide redevelopment planning. *Landscape and Urban Planning*, 105(3):187–198.

Chrysochoou, M., Garrick, N., Segerson, K., Bagtzoglou, A., Dahal, G., Brown, K. et Granda-Carvajal, C. (2011). *Reversing Urban Sprawl : A Reclaimability Index Approach for Reviving Downtown Bronwfields*. Center for Transportation and Livable Systems (CTLS).

Cinelli, M., Coles, S. R. et Kirwan, K. (2014). Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecological Indicators*, 46:138–148.

Citeau, L., Bispo, A., Bardy, M. et King, D. (2008). *Gestion durable des sols*. Edition Quae.

Citron, P. (2016). *Les promoteurs immobiliers dans les projets urbains. Enjeux, mécanismes et conséquences d'une production urbaine intégrée en zone dense*. Thèse de doctorat en géographie.

Citron, P. (2017). Produire la ville grâce aux opérateurs immobiliers : quel modèle pour l'aménagement privé en zone dense ? *Métropoles*, (20).

Claeys-Mekdade, C. (2001). Qu'est ce qu'une "population concernée" ? L'exemple Camarguais. *Géocarrefour*, 76(3):217–223.

Clarke, V. et Braun, V. (2014). Thematic analysis. *In Encyclopedia of critical psychology*, pages 1947–1952. Springer.

Clavreul, M. (2009). 1933/1955. La société laitière Maggi à La Possonnière (1ère partie). *Bulletin de l'association Histoires des Coteaux de Loire et de Maine*, (47):30–36.

Clavreul, M. (2010). 1933/1955. La société laitière Maggi à La Possonnière (2ème partie). du lait angevin pour les consommateurs de la région parisienne. *Bulletin de l'association Histoires des Coteaux de Loire et de Maine*, (48):16–27.

Clavreul, M. (2014). Deux sites de première importance pendant la Grande Guerre : la gare et la fonderie. *Bulletin de l'association Histoires des Coteaux de Loire et de Maine*, (56):39–43.

Clemence, A., Doise, W. et Lorenzi-Cioldi, F. (1992). *Représentations sociales et analyse de données*. Vies Sociales. Presses Universitaires de Grenoble.

Cochez, N., Durieux, E. et Levy, D. (2015). Vulnérabilité énergétique : loin des pôles urbains, chauffage et carburant pèsent fortement dans les budgets des ménages. *Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) - Observation et Statiques - Le point sur*, (197).

Cohen-Cline, H., Turkheimer, E. et Duncan, G. E. (2015). Access to green space, physical activity and mental health : a twin study. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 69(6):523–529.

Collombier, D. (1996). *Plans d'expérience factoriels. construction et propriétés des fractions de plans*. Science & Business Media. Springer.

Colombano, S., Saada, A., Guérin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Béranger, S., Hube, D., Blanc, C., Zornig, C. et Girardeau, I. (2010). Quelles techniques pour quels traitements ? Analyses coûts-bénéfices. *Rapport final du BRGM - Bureau de Recherches Géologiques et Minières*, (BRGM-RP-58609-FR).

Coltman, T. R., Devinney, T. et Keating, B. (2011). Best–worst scaling approach to predict customer choice for 3pl services. *Journal of Business Logistics*, 32(2):139–152.

Combes, P.-P., Duranton, G. et Gobillon, L. (2011). Le prix des terrains en France : la localisation, encore la localisation, toujours la localisation. *Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) - Observation et Statiques - Le point sur*, (74):4–p.

Commissariat Général au Développement Durable (2017). *Chiffres clés de l'environnement - Édition 2016*.

Concepción, E. D., Obrist, M. K., Moretti, M., Altermatt, F., Baur, B. et Nobis, M. P. (2016). Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds : not only built-up area matters. *Urban ecosystems*, 19(1):225.

Conner, M. (2015). Extending not retiring the theory of planned behaviour : a commentary on Sniehotta, Presseau and Araújo-Soares. *Health Psychology Review*, 9(2):141–145.

Conner, M. et Abraham, C. (2001). Conscientiousness and the theory of planned behavior : Toward a more complete model of the antecedents of intentions and behavior. *Personality and Social Psychology Bulletin*, 27(11):1547–1561.

Conner, M. et Armitage, C. J. (1998). Extending the theory of planned behavior : A review and avenues for further research. *Journal of Applied Social Psychology*, 28(15):1429–1464.

Conner, M., Godin, G., Sheeran, P. et Germain, M. (2013). Some feelings are more important : Cognitive attitudes, affective attitudes, anticipated affect, and blood donation. *Health Psychology*, 32(3):264–272.

Contini, B. et Zionts, S. (1968). Restricted bargaining for organizations with multiple objectives. *Econometrica*, 36(2):397.

Cooke, R. et French, D. P. (2008). How well do the theory of reasoned action and theory of planned behaviour predict intentions and attendance at screening programmes ? a meta-analysis. *Psychology and Health*, 23(7):745–765.

Cordano, M. et Frieze, I. H. (2000). Pollution reduction preferences of U.S. environmental managers : Applying Ajzen's theory of planned behavior. *Academy of Management Journal*, 43(4):627–641.

Costa, C. A. B. E. (1996). Les problématiques de l'aide à la décision : vers l'enrichissement de la trilogie choix-tri-rangement. *RAIRO-Operations Research*, 30(2):191–216.

Costas, K., Knorr, R. S. et Condon, S. K. (2002). A case–control study of childhood leukemia in Woburn, Massachusetts : the relationship between leukemia incidence and exposure to public drinking water. *Science of The Total Environment*, 300(1):23–35.

Cozens, P., Hillier, D. et Prescott, G. (1999). The sustainable and the criminogenic : the case of new-build housing projects in Britain. *Property Management*, 17(3):252–261.

Cozens, P. M. (2002). Sustainable urban development and crime prevention through environmental design for the British city. Towards an effective urban environmentalism for the 21st century. *Cities*, 19(2):129–137.

Craveiro, D., Sardinha, I. et Milheiras, S. (2013). Industrial heritage tourism as the trigger for local development of a post-mining area in the Southeast of Portugal : perception fo the locals and the visitors. *In* Figueiredo, E. et Raschi, A., éditeurs : *Fertile Links ? Connections Between Tourism Activities, Socioeconomic Contexts and Local Development*, volume 148, pages 71–92. Firenze University Press édition.

Creswell, J. W. (2013). *Research design : Qualitative, quantitative, and mixed methods approaches*. Sage publications.

Croutte, P., Daudey, E., Hoibian, S., Legleye, D. et Charrance, G. (2015). Une approche de l'effet du passage sur Internet d'une enquête en population générale. *Cahier de la Recherche du* Credoc, (C323).

Csapó, J., Habil, D., Pintér, R. et Aubert, A. (2016). Chances for tourism development and function change in the rural settlements with brownfields of Hungary. *E-review of Tourism Research*, 2.

Cummings, R. G. et Taylor, L. O. (1999). Unbiased value estimates for environmental goods : A cheap talk design for the contingent valuation method. *American Economic Review*, 89(3):649–665.

Cutchin, M. P., Martin, K. R., Owen, S. V. et Goodwin, J. S. (2008). Concern about petrochemical health risk before and after a refinery explosion. *Risk Analysis*, 28(3):589–601.

Da Cunha, A. (2011). Les écoquartiers, un laboratoire pour la ville durable : entre modernisations écologiques et justice urbaine. *Espaces et Sociétés*, 144-145(1):193.

Dachary-Bernard, J. (2004a). *Approche multi-attributs pour une évaluation économique du paysage*. Thèse de doctorat en sciences économique - Université de Bordeaux.

Dachary-Bernard, J. (2004b). Une évaluation économique du paysage : une application de la méthode des choix multi-attributs aux Monts d'Arrée. *Économie et statistique*, (373):p–57.

Dachary-Bernard, J. (2007). La méthode des choix multi-attributs appliquée aux Monts d'Arrée. *Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales*, 84:133–166.

Dahlgren, P., Nominé, J.-F., Nickinson, R. *et al.* (2012). Web et participation politique : quelles promesses et quels pièges ? *Questions de communication*, (1):13–24.

Dale, L., Murdoch, J. C., Thayer, M. A. et Waddell, P. A. (1999). Do property values rebound from environmental stigmas ? evidence from dallas. *Land Economics*, pages 311–326.

Dale, V. H. et English, M. R. (1999). *Tools to aid environmental decision making*. Springer Science & Business Media.

Damart, S. (2003). *Une étude de la contribution des outils d'aide à la décision aux démarches de concertation. Le cas des décisions publiques de transport.* Thèse de doctorat, Université Paris Dauphine-Paris IX.

Damart, S. et Roy, B. (2009). The uses of cost–benefit analysis in public transportation decision-making in France. *Transport Policy*, 16(4):200–212.

Damigos, D. (2006). An overview of environmental valuation methods for the mining industry. *Journal of Cleaner Production*, 14(3):234–247.

Damigos, D. (2012). Monetizing the impacts of climate change on the greek mining sector. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 17(8):865–878.

Damigos, D. et Kaliampakos, D. (2003a). Assessing the benefits of reclaiming urban quarries : a CVM analysis. *Landscape and Urban Planning*, 64(4):249–258.

Damigos, D. et Kaliampakos, D. (2003b). Environmental economics and the mining industry : Monetary benefits of an abandoned quarry rehabilitation in Greece. *Environmental Geology*, 44(3):356–362.

Damigos, D., Menegaki, M. et Kaliampakos, D. (2016). Monetizing the social benefits of landfill mining : Evidence from a contingent valuation survey in a rural area in Greece. *Waste Management*, 51:119–129.

Daniell, K. A., Costa, M. A. M., Ferrand, N., Kingsborough, A. B., Coad, P. et Ribarova, I. S. (2011). Aiding multi-level decision-making processes for climate change mitigation and adaptation. *Regional Environmental Change*, 11(2):243–258.

Daudey, É. (2015). Baromètre de la perception des risques sanitaires 2013 - Les Français moins inquiets qu'en 2011. *Rapport du CREDOC*, 321.

David, A. et Damart, S. (2011). Bernard Roy et l'aide multicritère à la décision. *Revue Française de Gestion*, 5(214):5–28.

Davies, A. M. et Laing, R. (2002). Designing choice experiments using focus groups : Results fron an Aberdeen case study. *Forum : Qualitative Social Research Sozialforschung*, 3(3).

Davis, A. Y., Pijanowski, B. C., Robinson, K. et Engel, B. (2010). The environmental and economic costs of sprawling parking lots in the United States. *Land Use Policy*, 27(2):255–261.

Décider ensemble et Horisis Conseil & Management (2014). Projets industriels : quelle place pour la concertation ? *Rapport final*.

De Bruijn, G.-J., Kremers, S. P., Singh, A., Van den Putte, B. et Van Mechelen, W. (2009). Adult active transportation : adding habit strength to the theory of planned behavior. *American Journal of Preventive Medicine*, 36(3):189–194.

De Leeuw, A., Valois, P., Ajzen, I. et Schmidt, P. (2015). Using the theory of planned behavior to identify key beliefs underlying pro-environmental behavior in high-school students : Implications for educational interventions. *Journal of Environmental Psychology*, 42:128–138.

De Magistris, T., Gracia, A. et Albisu, L.-M. (2014). Wine consumers' preferences in Spain : an analysis using the best-worst scaling approach. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 12(3):529–541.

De Marchi, M., Donert, K. et Charzyński, P. (2005). Developing geographical professional abilities : experiences in egypt and brazil. *In Changing Horizons in Geography Education*, pages 314–319.

De Ridder, K., Lefebre, F., Adriaensen, S., Arnold, U., Beckroege, W., Bronner, C., Damsgaard, O., Dostal, I., Dufek, J., Hirsch, J., IntPanis, L., Kotek, Z., Ramadier, T., Thierry, A., Vermoote, S., Wania, A. et Weber, C. (2008a). Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part II : Development and evaluation of an urban growth scenario. *Atmospheric Environment*, 42(30):7070–7077.

De Ridder, K., Lefebre, F., Adriaensen, S., Arnold, U., Beckroege, W., Bronner, C., Damsgaard, O., Dostal, I., Dufek, J., Hirsch, J., IntPanis, L., Kotek, Z., Ramadier, T., Thierry, A., Vermoote, S., Wania, A. et Weber, C. (2008b). Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part I : Reproducing the base state. *Atmospheric Environment*, 42(30):7059–7069.

De Rosa, A. (2005). Le « réseau d'associations ». Une technique pour détecter la structure, les contenus, les indices de polarité, de neutralité et de stéréotypie du champ sémantique liés aux représentations sociales. *In Méthodes d'étude des représentations sociales*. Erès.

De Sousa, C. A. (2002). Measuring the public costs and benefits of brownfield versus greenfield development in the Greater Toronto area. *Environment and Planning B : Planning and Design*, 29(2):251–280.

De Sousa, C. A. (2003). Turning brownfields into green space in the city of Toronto. *Landscape and Urban Planning*, 62(4):181–198.

De Sousa, C. A. (2005). Policy performance and brownfield redevelopment in Milwaukee, Wisconsin. *The Professional Geographer*, 57(2):312–327.

De Sousa, C. A. (2006a). Unearthing the benefits of brownfield to green space projects : An examination of project use and quality of life impacts. *Local Environment*, 11(5):577–600.

De Sousa, C. A. (2006b). Urban brownfields redevelopment in Canada : the role of local government. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien*, 50(3):392–407.

De Sousa, C. A., Wu, C. et Westphal, L. M. (2009). Assessing the effect of publicly assisted brownfield redevelopment on surrounding property values. *Economic Development Quarterly*, 23(2):95–110.

De Vicente, M. A., López, J. J. M., Jiménez, F. J. B. et Bassa, J. M. (2002). La decisión multicriterio y la valoración de activos medioambientales. *Ambiente y desarrollo sostenible= Ambiente e desenvolvimento sustentável*, pages 427–440.

De Wilde, K., Maes, L., Boudrez, H., Tency, I., Temmerman, M. et Clays, E. (2017). Analysis of smoking cessation beliefs in pregnant smokers and ex-smokers using the theory of planned behavior. *Journal of Public Health*, 25(3):267–274.

Decision Deck Consortium (2009). Strategic manifesto for the Decision Deck project. *In 4th Decision Deck Workshop*.

Degenne, A. et Vergès, P. (1973). Introduction à l'analyse de similitude. *Revue Française de Sociologie*, XIV:471–512.

Del Corso, J.-P., Kephaliacos, C. et Plumecocq, G. (2015). Legitimizing farmers' new knowledge, learning and practices through communicative action : Application of an agro-environmental policy. *Ecological Economics*, 117:86–96.

Delalande, C. (2014). SelecDEPOL : un outil interactif de pré-sélection des techniques de dépollution. *In Journées techniques nationales 25 et 26 mars 2014*. ADEME.

Delavigne, V. (2004). Présentation d'alceste. *Texto*, 9(4):324–329.

Demailly, K. E. (2014). *Jardiner les vacants. Fabrique, gouvernance et dynamiques sociales des vacants urbains jardinés du Nord-Est de l'Île-de-France*. Thèse de doctorat en géographie - université Paris 1 Panthéon-Sorbonne.

Denier-Pasquier, F. (2006). La mise en oeuvre du principe de participation. *In Du développement durable au principe de participation*. Centre national de la fronction publique territoriale (CNFPT), délégation régionale Pays de la Loire édition.

Desaigues, B. et Point, P. (1990). Les méthodes de détermination d'indicateurs de valeur ayant la dimension de prix pour les composantes du patrimoine naturel. *Revue économique*, 41(2):269.

Deshaies, M. (2006). Réhabilitation, reconversion et renouvellement des espaces industriels et urbains dégradés. *Revue géographique de l'Est*, 46(3):2–6.

Devine-Wright, P. (2007). Reconsidering public attitudes and public acceptance of renewable energy technologies : a critical review. *Working Paper - University of Manchester*, (1.4).

Devine-Wright, P. (2009). Rethinking NIMBYism : The role of place attachment and place identity in explaining place-protective action. *Journal of Community & Applied Social Psychology*, 19(6):426–441.

Devine-Wright, P. (2013). Explaining "NIMBY" objections to a power line : The role of personal, place attachment and project-related factors. *Environment and Behavior*, 45(6): 761–781.

Devine-Wright, P. et Howes, Y. (2010). Disruption to place attachment and the protection of restorative environments : A wind energy case study. *Journal of Environmental Psychology*, 30(3):271–280.

Dias-Sardinha, I., Primdahl, J., Kraveiro, D. et Kristensen, L. (2012). Participatory processes for strategic spatial planning on two rural regions : the case of São Domingos mine, Alentejo, Portugal and the case of Lihme, Jutland, Denmark. *In* Paniagua, n., Bryant, R. et Kizos, T., éditeurs : *The Political Ecology of Depopulation : Inequality, Landscape and People*, numéro 18 de CEDDAR Book Series, pages 151–172. CEDDAR - Centro de Estudios sobre la Despoblación y Desarrollo de Áreas Rurales édition.

Dixon, K. A. (2000). Reclaiming brownfields : From corporate liability to community asset. *Working Paper - University of Massachusetts - Amherst*, (10).

Dixon, T. (2007). The property development industry and sustainable urban brownfield regeneration in England : An analysis of case studies in Thames Gateway and Greater Manchester. *Urban Studies*, 44(12):2379–2400.

Dixon, T., Pocock, Y. et Waters, M. (2006). An analysis of the UK development industry's role in brownfield regeneration. *Journal of Property Investment & Finance*, 24(6):521–541.

Doelle, M. et Sinclair, A. J. (2006). Time for a new approach to public participation in EA : Promoting cooperation and consensus for sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 26(2):185–205.

Doise, W. (1985). Les représentations sociales : définition d'un concept. *Connexions*, 45:243–253.

Doise, W. (2003). *Attitudes et représentations sociales*, page 240. Presses Universitaires de France, 7 édition.

Doležalová, L., Hadlač, M., Kadlecová, M., Martinát, S. et Polednik, M. (2014). Redevelopment potential of brownfields : ABC classification and its practical application. *E+ M Ekonomie a management*, (2):34.

Dolk, H. et Vrijheid, M. (2003). The impact of environmental pollution on congenital anomalies. *British Medical Bulletin*, 68(1):25–45.

Domencich, T. A. et McFadden, D. (1975). *Urban travel demand - A behavioral analysis*. North-Holland Publishing.

Dominicis, S. D., Fornara, F., Cancellieri, U. G., Twigger-Ross, C. et Bonaiuto, M. (2015). We are at risk, and so what ? Place attachment, environmental risk perceptions and preventive coping behaviours. *Journal of Environmental Psychology*, 43:66–78.

Donald, B., Glasmeier, A., Gray, M. et Lobao, L. (2014). Austerity in the city : economic crisis and urban service decline ? *Cambridge Journal of Regions, Economy, and Society*, 7(1):3–15.

Donaldson, R. et Lord, R. (2018). Can brownfield land be reused for ground source heating to alleviate fuel poverty ? *Renewable Energy*, 116:344–355.

Doob, L. W. (1947). The behavior of attitudes. *Psychological Review*, 54(3):135–156.

Drake, L. et Lawson, L. J. (2014). Validating verdancy or vacancy ? The relationship of community gardens and vacant lands in the U.S. *Cities*, 40:133–142.

DREAL Centre Val de Loire (2017). *Révision 2016 des zones vulnérables à la pollution par les nitrates d'origine agricole*. Direction Régionale de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement Centre Val de Loire.

DREAL Poitou Charente (2011). *La gestion des sites et sols pollués un enjeu dans l'aménagement du territoire*. Préfet de la Région Poitou-Charentes.

Du Guerny, S. (2004). Le groupe breton SAI placé en redressement judiciaire. *Les Échos du 26/01/2004*.

Duijn, M., van Buuren, A., Sparrevik, M., Slob, A., Ellen, G. J. et Oen, A. (2016). Getting caught up in the game : managing non-formal dynamics in the remediation of contaminated sediments in Oslo Harbor. *Journal of Environmental Planning and Management*, 59(5):927–947.

Dumbrell, N. P., Kragt, M. E. et Gibson, F. L. (2016). What carbon farming activities are farmers likely to adopt ? A best-worst scaling survey. *Land Use Policy*, 54:29–37.

Durand, C., Sauthier, N., Schwoebel, V. et Dor, F. (2010). Étude CASSIOPÉE : cadmium et arsenic dans les sols. impact observé sur une population exposée, Aveyron, France, 2008. *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique*, 58:S59.

Durkheim, É. (1895). *Les règles de la méthode sociologique*. Flammarion, 2010 édition.

Dyer, J. S. (2005). Maut — multiattribute utility theory. *In International Series in Operations Research & Management Science*, pages 265–292. Springer-Verlag.

Dziedzicki, J.-M. (2003). La gestion des conflits d'aménagement entre participation du public et médiation. *Annuaire des collectivités locales*, 23(1):635–646.

Dziedzicki, J.-M. (2015). Quelles réponses aux conflits d'aménagement ? De la participation publique à la concertation. *Participations*, 13(3):145.

Eckerd, A. et Heidelberg, R. L. (2015). Public incentives, market motivations, and contaminated properties : New public management and brownfield liability reform. *Public Administration Review*, 75(2):252–261.

Edelstein, M. R. (1988). *Contaminated communities : The social and psychological impacts of residential toxic exposure.* Westview Press.

Edwards, J. et i Coit, J. C. L. (1996). Mines and quarries : industrial heritage tourism. *Annals of Tourism Research*, 23(2):341–363.

Eid, J., Overman, H. G., Puga, D. et Turner, M. A. (2008). Fat city : Questioning the relationship between urban sprawl and obesity. *Journal of Urban Economics*, 63(2):385–404.

Eiser, J. R., Stafford, T., Henneberry, J. et Catney, P. (2007). Communicating risk on contaminated sites : how best to engage with local residents. *Sustainable Urban Brownfield Regeneration : Integrated Management bulletin*, SUB 6.

Eiser, J. R., Stafford, T., Henneberry, J. et Catney, P. (2009). "Trust me, I'm a scientist (not a developer) ? Perceived expertise and motives as predictors of trust in assessment of risk from contaminated land. *Risk Analysis*, 29(2):288–297.

El Jammal, M.-H., Charron, S., Mur, E., Schuler, M. et Tchernia, J.-F. (2017). *Baromètre IRSN 2017. La perception des risques et de la sécurité par les Français. Résultats d'ensemble.* IRSN (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire).

El Jammal, M.-H., Mur, E., Rollinger, F., Schuler, M. et Tchernia, J.-F. *Baromètre IRSN 2014 : la perception des risques et de la sécurité par les Français. Résultats d'ensemble.* IRSN (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire).

El Jammal, M.-H., Mur, E., Rollinger, F., Schuler, M. et Tchernia, J.-F. *Baromètre IRSN 2015. La perception des risques et de la sécurité par les Français. Résultats d'ensemble.* IRSN (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire).

El Jammal, M.-H., Mur, E., Rollinger, F., Schuler, M. et Tchernia, J.-F. (2016). *Baromètre IRSN 2016. La perception des risques et de la sécurité par les Français. Résultats d'ensemble.* IRSN (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire).

Elliot-Jones, M. (1996). "Stigma" in light of recent cases. *Natural Resources & Environment*, 10(4):56–59.

Elliott, M. A., Armitage, C. J. et Baughan, C. J. (2003). Drivers' compliance with speed limits : an application of the theory of planned behavior. *Journal of Applied Psychology*, 88(5):964.

Endres, A. et Friehe, T. (2015). The compensation regime in liability law : Incentives to curb environmental harm, ex ante and ex post. *Environmental and Resource Economics*, 62(1):105–123.

English, M. R., Gibson, A. K., Feldman, D. L. et Tonn, B. E. (1993). Stakeholder involvement : Open processes for reaching decisions about the future uses of contaminated sites.

Erdem, S., Rigby, D. et Wossink, A. (2012). Using best–worst scaling to explore perceptions of relative responsibility for ensuring food safety. *Food Policy*, 37(6):661–670.

Etienne, J. (1972). À la SAPEMO de la possonnière, une nouvelle chaîne automatique et le lancement de la galvanoplastie. *Le Courrier de l'Ouest du 27/06/1972*, page 5.

European Commission (2014). Attitudes of european citizens towards the environment. *Eurobarometer*, (Eurobarometer 416 / Wave EB81.3).

European Environment Agency (1998). *Europe's Environment : The Second Assessment : an Overview*, volume 42 de *State of the environment report n°2/1998*. Office for official publications of the European communities, EC PHARE Programme and TACIS (Program) édition.

Evans, J. R. et Mathur, A. (2005). The value of online surveys. *Internet research*, 15(2):195–219.

Ewing, R., Brownson, R. C. et Berrigan, D. (2006). Relationship between urban sprawl and weight of United States youth. *American journal of preventive medicine*, 31(6):464–474.

Ewing, R., Hamidi, S. et Grace, J. B. (2016). Urban sprawl as a risk factor in motor vehicle crashes. *Urban Studies*, 53(2):247–266.

Ewing, R., Meakins, G., Hamidi, S. et Nelson, A. C. (2014). Relationship between urban sprawl and physical activity, obesity, and morbidity–update and refinement. *Health & Place*, 26:118–126.

Ewing, R. et Rong, F. (2008). The impact of urban form on U.S. residential energy use. *Housing Policy Debate*, 19(1):1–30.

Ewing, R., Schieber, R. A. et Zegeer, C. V. (2003). Urban sprawl as a risk factor in motor vehicle occupant and pedestrian fatalities. *American Journal of Public Health*, 93(9):1541–1545.

Eysenbach, G. (2002). How do consumers search for and appraise health information on the world wide web ? qualitative study using focus groups, usability tests, and in-depth interviews. *BMJ*, 324(7337):573–577.

Fagnoni, E. (2004). Amnéville, de la cité industrielle à la cité touristique : quel devenir pour les territoires urbains en déprise ? *Mondes en Développement*, (1):51–66.

Fallery, B. et Rodhain, F. (2007). Quatre approches pour l'analyse de données textuelles :lexicale, linguistique, cognitive, thématique. *In XVIème Conférence de l'Association Internationale de Management Stratégique*.

Faysse, N., Rinaudo, J.-D., Bento, S., Richard-Ferroudji, A., Errahj, M., Varanda, M., Imache, A., Dionnet, M., Rollin, D., Garin, P. *et al.* (2014). Participatory analysis for adaptation to climate change in Mediterranean agricultural systems : possible choices in process design. *Regional Environmental Change*, 14(1):57–70.

Feldman, D. L. et Hanahan, R. A. (1996). Public perceptions of a radioactively contaminated site : concerns, remediation preferences, and desired involvement. *Environmental Health Perspectives*, 104(12):1344.

Feller, C., Marsily, G. d., Mougin, C., Peres, G., Poss, R. et Winiarski, T. (2016). *Le sol : une merveille sous nos pieds*. Belin édition.

Fenneteau, H. (2015). *Enquête : entretien et questionnaire*. Dunod.

Ferber, U., Grimski, D., Millar, K. et Nathanail, P. (2006). Sustainable brownfield regeneration : CABERNET network report.

Ferguson, C., Darmendrail, D. et Menger, P. (2005). Évaluation des risques issus des sites pollués : réglementation et pratiques dans 16 pays Européens. *Rapport final du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières)*, RP-53716-FR.

Fifer, S., Rose, J. et Greaves, S. (2014). Hypothetical bias in stated choice experiments : Is it a problem ? And if so, how do we deal with it ? *Transportation Research Part A : Policy and Practice*, 61:164–177.

Figueira, J., Greco, S. et Ehrgott, M., éditeurs (2004). *Multiple Criteria Decision Analysis : State of the Art Surveys*. Springer's International Series. Springer.

Figueira, J. R., Greco, S., Roy, B. et Słowiński, R. (2013). An overview of ELECTRE methods and their recent extensions. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 20(1):61–85.

Finn, A. et Louviere, J. J. (1992). Determining the appropriate response to evidence of public concern : The case of food safety. *Journal of Public Policy & Marketing*, 11(2):12–25.

Fischer, A., Peters, V., Neebe, M., Vávra, J., Kriel, A., Lapka, M. et Megyesi, B. (2012). Climate change ? No, wise resource use is the issue : social representations of energy, climate change and the future. *Environmental Policy and Governance*, 22(3):161–176.

Fishbein, M. (1963). An investigation of the relationships between beliefs about an object and the attitude toward that object. *Human Relations*, 16(3):233–239.

Fishbein, M. (1967). *Readings in Attitude Theory and Measurement*. John Wiley & Sons.

Fishbein, M. (1979). A theory of reasoned action : some applications and implications. *Nebraska Symposium on Motivation*, 27:65–116.

Fishbein, M. et Ajzen, I. (1974). Attitudes towards objects as predictors of single and multiple behavioral criteria. *Psychological review*, 81(1):59.

Fiske, S. T., Gilbert, D. T. et Lindzey, G. (2010). *Handbook of social psychology*, volume 2. John Wiley & Sons.

Flament, C. (1981). L'analyse de similitude : une technique pour les recherches sur les représentations. *Cahiers de Psychologie Cognitive*, 1(4):375–395.

Flament, C. (2003). *Structure et dynamique des représentations sociales*, page 224. Presses Universitaires de France, 7 édition.

Flament, C., Guimelli, C. et Abric, J.-C. (2006). Effets de masquage dans l'expression d'une représentation sociale. *Les cahiers Internationaux de Psychologie Sociale*, Numéro 69(1):15.

Flichy, P. (2008). Internet et le débat démocratique. *Réseaux*, (4):159–185.

Floc'Hlay, B. et Plottu, É. (1998). Democratic evaluation : From empowerment evaluation to public decision-making. *Evaluation*, 4(3):261–277.

Flower, P. et Ragas, W. (1994). The effects of refineries on neighborhood property values. *Journal of Real Estate Research*, 9(3):319–338.

Flynn, T. et Marley, A. (2014). Best-worst scaling : Theory and methods - chapter 8. *In* Hess, S. et Daly, A., éditeurs : *Handbook of Choice Modelling*, numéro Elgar Original Reference, pages 178–201. Edward Elgar Publishing Ltd.

Fontes-Rousseau, C. et Jean, R. (2015). Utilisation du territoire. l'artificialisation des terres de 2006 à 2014 : pour deux tiers sur des espaces agricoles. *Agreste Primeur*, (326).

Foucaud, J., Balcou-Debussche, M., Gautier, A. et Debussche, X. (2013). Training in therapeutic patient education of french primary care physicians : practices and perceived needs. *Education Thérapeutique du Patient - Therapeutic Patient Education*, 5(1):123–130.

Francis, J., Eccles, M. P., Johnston, M., Walker, A., Grimshaw, J. M., Foy, R., Kaner, E. F., Smith, L. et Bonetti, D. (2004). *Constructing questionnaires based on the theory of planned behaviour : A manual for health services researchers*. Centre for Health Services Research, University of Newcastle upon Tyne.

Frank, L. D., Andresen, M. A. et Schmid, T. L. (2004). Obesity relationships with community design, physical activity, and time spent in cars. *American Journal of Preventive Medicine*, 27(2):87–96.

Frank, L. D., Sallis, J. F., Conway, T. L., Chapman, J. E., Saelens, B. E. et Bachman, W. (2006). Many pathways from land use to health : Associations between neighborhood walkability and active transportation, body mass index, and air quality. *Journal of the American Planning Association*, 72(1):75–87.

Frantál, B. (2016). Living on coal : Mined-out identity, community displacement and forming of anti-coal resistance in the Most region, Czech Republic. *Resources Policy*, 49:385–393.

Frantál, B., Kunc, J., Nováková, E., Klusáček, P., Martinát, S. et Osman, R. (2013). Location matters ! exploring brownfields regeneration in a spatial context (a case study of the South Moravian Region, Czech Republic). *Moravian Geographical Reports*, 21(2).

Frater, J., Kuijer, R. et Kingham, S. (2017). Why adolescents don't bicycle to school : Does the prototype/willingness model augment the theory of planned behaviour to explain intentions ? *Transportation research part F : traffic psychology and behaviour*, 46:250–259.

Freeman, E. R. (1984). *Strategic management : a stakeholder approach*. Cambridge University Press, 2010 édition.

Fregolent, L. et Tonin, S. (2016). Local public spending and urban sprawl : Analysis of this relationship in the Veneto region of Italy. *Journal of Urban Planning and Development*, 142(3):05016001.

Frumkin, H. (2002). Urban sprawl and public health. *Public health reports*, 117(3):201–217.

Galesic, M. et Bosnjak, M. (2009). Effects of questionnaire length on participation and indicators of response quality in a web survey. *Public opinion quarterly*, 73(2):349–360.

Galli, I. et Nigro, G. (1987). The social representation of radioactivity among Italian children. *Information (International Social Science Council)*, 26(3):535–549.

Gamboa, G. (2006). Social multi-criteria evaluation of different development scenarios of the Aysén region, Chile. *Ecological Economics*, 59(1):157–170.

Gamper-Rabindran, S., Mastromonaco, R. et Timmins, C. (2011). Valuing the benefits of superfund site remediation : Three approaches to measuring localized externalities.

Gamper Rabindran, S. et Timmins, C. (2013). Does cleanup of hazardous waste sites raise housing values ? evidence of spatially localized benefits. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65(3):345–360.

Gany, F. M., Herrera, A. P., Avallone, M. et Changrani, J. (2006). Attitudes, knowledge, and health-seeking behaviors of five immigrant minority communities in the prevention and screening of cancer : A focus group approach. *Ethnicity & Health*, 11(1):19–39.

Gardiner, M. M., Burkman, C. E. et Prajzner, S. P. (2013). The value of urban vacant land to support arthropod biodiversity and ecosystem services. *Environmental Entomology*, 42(6):1123–1136.

Garnier, B. et Guérin-Pace, F. (2010). *Appliquer les méthodes de la statistique textuelle*. Les collections du CEPED (Centre Population et Développement). CEPED.

Gaspard, A., Jésus, F. et Tappero, D. (2011). *La concertation en environnement*. Numéro 7325 de Éclairage des sciences humaines et repères pratiques. ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) édition.

Geoffrion, P. (2010). Le groupe de discussion. *In* Gauthier, B., éditeur : *Recherche Sociale. De la problématique à la collecte des données*, pages 391–414. Presses de l'Université du Québec, 5ème édition.

Ghiglione, R., Molette, P., Landré, A. et Bromberg, M. (1998). *L'analyse automatique des contenus*. Dunod.

Gilbert, A. et Hall, E. (2014). The true cost of brownfield land : Rethinking investment approaches. *Journal of Urban Regeneration and Renewal*, 8(1):79–85.

Gilchrist, K., Brown, C. et Montarzino, A. (2015). Workplace settings and wellbeing : Greenspace use and views contribute to employee wellbeing at peri-urban business sites. *Landscape and Urban Planning*, 138:32–40.

Gilderbloom, J. I., Meares, W. L. et Riggs, W. (2014). How brownfield sites kill places and people : an examination of neighborhood housing values, foreclosures, and lifespan. *Journal of Urbanism : International Research on Placemaking and Urban Sustainability*, pages 1–18.

Gimat, M. et Pollard, J. (2016). Un tournant discret : la production de logements sociaux par les promoteurs immobiliers. *Géographie, Économie, Société*, 18(2):257–282.

GIS Sol (2011). *L'état des sols de France*. GIS Sol - Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, chromatiques édition.

Gleizes Le Roy, C. et Sol, V. (2008). Cadre réglementaire de la pollution des sols. *Techniques de l'ingénieur*, G 2520.

Glicken, J. (2000). Getting stakeholder participation 'right' : a discussion of participatory processes and possible pitfalls. *Environmental Science & Policy*, 3(6):305–310.

Glucker, A. N., Driessen, P. P., Kolhoff, A. et Runhaar, H. A. (2013). Public participation in environmental impact assessment : why, who and how ? *Environmental Impact Assessment Review*, 43:104–111.

Gneezy, U. et Imas, A. (2016). Lab in the field : Measuring preferences in the wild. *CESifo Working Paper - Center for Economic Studies & Ifo Institute (CESifo)*, (5953).

Godard, F. (2007). Vie publique et vie privée : de nouveaux régimes temporels. *Réseaux*, (1):29–65.

Godin, G. et Kok, G. (1996). The theory of planned behavior : a review of its applications to health-related behaviors. *American journal of health promotion*, 11(2):87–98.

Goffman, E. (1963). *Stigma : Notes on the management of spoiled identity*. Simon and Schuster, 2009 édition.

Goffman, E. et Kihm, A. (1975). *Stigmate : les usages sociaux des handicaps*. Les éd. de minuit.

Goncharov, A., Pavuk, M., Foushee, H. et Carpenter, D. O. (2010). Blood pressure in relation to concentrations of PCB congeners and chlorinated pesticides. *Environmental Health Perspectives*, 119(3):319–325.

Goodman, L. A. (1961). Snowball sampling. *The annals of mathematical statistics*, pages 148–170.

Government of Western Australia (2014). *Assessment and Management of Contaminated Sites Contaminated Sites Guideline*. Guidelines.

Govindan, K. et Jepsen, M. B. (2016). ELECTRE : A comprehensive literature review on methodologies and applications. *European Journal of Operational Research*, 250(1):1–29.

Grabisch, M., Kojadinovic, I. et Meyer, P. (2008). A review of methods for capacity identification in choquet integral based multi-attribute utility theory. *European Journal of Operational Research*, 186(2):766–785.

Gramaglia, C. (2015). Dwelling in polluted places. How issues about health risks are raised, avoided or kept silent in two southern French towns. *Ecological Risks and Disasters-New Experiences in China and Europe*.

Grasmück, D. et Scholz, R. W. (2005). Risk perception of heavy metal soil contamination by high-exposed and low-exposed inhabitants : The role of knowledge and emotional concerns. *Risk Analysis*, 25(3):611–622.

Gray, P. et Hautbois, L. (2011). Le zonage en aires urbaines 2010 : en Pays de la Loire, les villes tissent leur toile toujours plus loin. *Etude INSEE*.

Greaves, M., Zibarras, L. D. et Stride, C. (2013). Using the theory of planned behavior to explore environmental behavioral intentions in the workplace. *Journal of Environmental Psychology*, 34:109–120.

Green, A. O. et Hunton-Clarke, L. (2003). A typology of stakeholder participation for company environmental decision-making. *Business Strategy and the Environment*, 12(5):292–299.

Greenberg, M. et Lewis, M. J. (2000). Brownfields redevelopment, preferences and public involvement : a case study of an ethnically mixed neighbourhood. *Urban Studies*, 37(13):2501–2514.

Greenberg, M. et Schneider, D. (1994). Hazardous waste site remediation, neighborhood change, and neighborhood quality. *Environmental Health Perspectives*, 102(6):542–547.

Gregory, R., Slovic, P. et Flynn, J. (1996). Risk perceptions, stigma, and health policy. *Health & Place*, 2(4):213–220.

Greiner, R., Bliemer, M. et Ballweg, J. (2014). Design considerations of a choice experiment to estimate likely participation by north Australian pastoralists in contractual biodiversity conservation. *Journal of Choice Modelling*, 10:34–45.

Greiner, R., Patterson, L. et Miller, O. (2009). Motivations, risk perceptions and adoption of conservation practices by farmers. *Agricultural Systems*, 99(2-3):86–104.

Grenet, M., Rémy, l., Canavèse, M. et Berthier, N. (2016). Des jardiniers à l'épreuve du sol urbain. l'exemple de jardins collectifs en France. *Projets de Paysage. Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, (13).

Grimm, V. et Mengel, F. (2011). Let me sleep on it : Delay reduces rejection rates in ultimatum games. *Economics Letters*, 111(2):113–115.

Grize, J.-B. (2003). *Logique naturelle et représentations sociales*, page 170. Presses Universitaires de France, 7 édition.

Grob, A. (1995). A structural model of environmental attitudes and behaviour. *Journal of environmental psychology*, 15(3):209–220.

Groothuis, P. A., Van Houtven, G. et Whitehead, J. C. (1998). Using contingent valuation to measure the compensation required to gain community acceptance of a LULU : the case of a hazardous waste disposal facility. *Public Finance Review*, 26(3):231–249.

Groupillier, C. et Facelina, C. (2014). La loi ALUR : âge de raison du droit des sols pollués ? *Droit de l'environnement*, 223.

Guarino, C. et Sciarrillo, R. (2017). The effectiveness and efficiency of phytoremediation of a multicontaminated industrial site : Porto Marghera (Venice Lagoon, Italy). *Chemosphere*, 183:371–379.

Guillemette, F., Luckerhoff, J. et Baribeau, C. (2010). Entretiens de groupe : concepts, usages et ancrages. *Recherches qualitatives*, 29(1).

Guillerme, A., Galinie, H. et Barles, S. (1999). Urban soil history. *In Comptes rendus de l'académie d'agriculture de France*.

Guimelli, C. et Deschamps, J.-C. (2000). Effet de contexte sur la production d'associations verbales : le cas des représentations sociales des gitans. *Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale*, 47(48):44–54.

Guntermann, K. L. (1995). Sanitary landfills, stigma and industrial land values. *Journal of Real Estate Research*, 10(5):531–542.

Halleux, J.-M. et Lambotte, J.-M. (2008). Reconstruire la ville sur la ville. le recyclage et le renouvellement des espaces dégradés. *Territoire (s) wallon (s)*, (2):7–22.

Hamin, E. M. et Gurran, N. (2009). Urban form and climate change : Balancing adaptation and mitigation in the US and Australia. *Habitat International*, 33(3):238–245.

Hamm, G. F. et Walzer, N. (2007). Returns from redeveloping brownfields : Preliminary estimates. *Community Development*, 38(2):87–98.

Han, H., Meng, B. et Kim, W. (2017). Emerging bicycle tourism and the theory of planned behavior. *Journal of Sustainable Tourism*, 25(2):292–309.

Haninger, K., Ma, L. et Timmins, C. (2017). The value of brownfield remediation. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 4(1):197–241.

Hanley, N., MacMillan, D., Wright, R. E., Bullock, C., Simpson, I., Parsisson, D. et Crabtree, B. (1998a). Contingent valuation versus choice experiments : Estimating the benefits of environmentally sensitive areas in Scotland. *Journal of Agricultural Economics*, 49(1):1–15.

Hanley, N., Wright, R. et Adamowicz, V. (1998b). Using choice experiments to value the environment. *Environmental and Resource Economics*, 11(3):413–428.

Hanson, M. J. S. (1997). The theory of planned behavior applied to cigarette smoking in African-American, Puerto-Rican, and non-Hispanic white teenage females. *Nursing research*, 46(3):155–162.

Hara, D. (2003). Market failures and the optimal use of brownfield redevelopment policy instruments. *In Presentation to National Brownfields Redevelopment Strategy session, 37th Annual Meeting of the Canadian Economics Association*. Citeseer.

Harakeh, Z., Scholte, R. H., Vermulst, A. A., de Vries, H. et Engels, R. C. (2004). Parental factors and adolescents' smoking behavior : an extension of the theory of planned behavior. *Preventive medicine*, 39(5):951–961.

Harbottle, M. J. et Al-Tabbaa, A. (2007). Uncovering the true impacts of remediation. *Subr :im bulletin*, (2).

Harfst, J. (2015). Utilizing the past : Valorizing post-mining potential in Central Europe. *The Extractive Industries and Society*, 2(2):217–224.

Harré, R. (2003). Grammaire et lexiques, vecteurs des représentations sociales. *In Les représentations sociales*, volume 7, chapitre 5, pages 149–169. Presses Universitaires de France.

Harris, P. et Middleton, W. (1994). The illusion of control and optimism about health : On being less at risk but no more in control than others. *British Journal of Social Psychology*, 33(4):369–386.

Harris Interactive, Res Republica et Institut de la concertation et de la participation citoyenne (2017). *Baromètre de la concertation et de la décision publique*. 4ème édition.

Harrison, C. et Davies, G. (2002). Conserving biodiversity that matters : practitioners' perspectives on brownfield development and urban nature conservation in London. *Journal of Environmental Management*, 65(1):95–108.

Harrison, G. W. (2007). Making choice studies incentive compatible. *In* Kanninen, B. J., éditeur : *Valuing Environmental Amenities Using Stated Choice Studies*, volume 8, pages 67–110. Springer Netherlands.

Harrison, R. M. (2003). Hazardous waste landfill sites and congenital anomalies. *Occupational and Environmental Medicine*, 60(2):79–80.

Hartley, N. et Wood, C. (2005). Public participation in environmental impact assessment—implementing the Aarhus Convention. *Environmental Impact Assessment Review*, 25(4):319–340.

Hassandra, M., Vlachopoulos, S. P., Kosmidou, E., Hatzigeorgiadis, A., Goudas, M. et Theodorakis, Y. (2011). Predicting students' intention to smoke by theory of planned behaviour variables and parental influences across school grade levels. *Psychology & Health*, 26(9):1241–1258.

Hauber, A. B., González, J. M., Groothuis-Oudshoorn, C. G., Prior, T., Marshall, D. A., Cunningham, C., IJzerman, M. J. et Bridges, J. F. (2016). Statistical methods for the analysis of discrete choice experiments : A report of the ISPOR conjoint analysis good research practices task force. *Value in Health*, 19(4):300–315.

Hausenblas, H. A., Carron, A. V. et Mack, D. E. (1997). Application of the theories of reasoned action and planned behavior to exercise behavior : A meta-analysis. *Journal of Sport and Exercise Psychology*, 19(1):36–51.

Hazebrouck, B., Baumont, C. et Legout, C. (2008). *Guide pour l'implication des populations dans l'évaluation et la gestion d'un site ou sol pollué*. ADEME, INERIS. Published : En collaboration avec la Cire Ile de France et pour le compte de l'ADEME.

Heath, Y. et Gifford, R. (2002). Extending the theory of planned behavior : Predicting the use of public transportation. *Journal of Applied Social Psychology*, 32(10):2154–2189.

Henry, C. (1974). Investment decisions under uncerainty : the irreversibilite effect. *The American Economic Review*, 64(6):1006–1012.

Hensher, D. A. et Barnard, P. O. (1988). The orthogonality issue in stated choice designs. *In* Fischer, M. M., Nijkamp, P. et Papageorgiou, Y. Y., éditeurs : *Spatial Choices Processes*, volume 21 de *Studies in Regional Science and Urban Economics*, pages 265–278. Elsevier, 2013 édition.

Hensher, D. A., Rose, J. M. et Beck, M. J. (2012). Are there specific design elements of choice experiments and types of people that influence choice response certainty ? *Journal of Choice Modelling*, 5(1):77–97.

Hensher, D. A., Rose, J. M. et Greene, W. (2005). *Applied Choice Analysis - A Primer*. Cambridge University Press, 2005 édition.

Herzog, A. R. et Bachman, J. G. (1981). Effects of questionnaire length on response quality. *Public opinion quarterly*, 45(4):549–559.

Hillsdon, M., Panter, J., Foster, C. et Jones, A. (2006). The relationship between access and quality of urban green space with population physical activity. *Public Health*, 120(12): 1127–1132.

Ho, C. S. et Fong, W. K. (2007). Planning for low carbon cities - the case of Iskandar development region, Malaysia. *In Toward Establishing Sustainable Planning and Governance.*

Hoehn, J. P. (1991). Valuing the multidimensional impacts of environmental policy : Theory and methods. *American Journal of Agricultural Economics*, 73(2):289.

Hofmann, M., Westermann, J. R., Kowarik, I. et van der Meer, E. (2012). Perceptions of parks and urban derelict land by landscape planners and residents. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3):303–312.

Hokkanen, J., Lahdelma, R. et Salminen, P. (2000). Multicriteria decision support in a technology competition for cleaning polluted soil in Helsinki. *Journal of Environmental Management*, 60(4):339–348.

Holcomb, B. (1993). Revisioning place : de-and re-constructing the image of the industrial city. *In* Oxford, P. P., éditeur : *Selling places : The city as cultural capital, past and present*, pages 133–144. Pergamon Press Oxford.

Hole, A. R. (2007). A comparison of approaches to estimating confidence intervals for willingness to pay measures. *Health Economics*, 16(8):827–840.

Holmes, T. P. et Adamowicz, W. L. (2003). Attribute-based methods. *In A Primer on Nonmarket Valuation*, pages 171–219. Springer Netherlands.

Hosmer, D. W., Lemeshow, S. et Sturdivant, R. X. (2013). *Applied Logistic Regression*. John Wiley and Sons Ltd.

Hou, D., Song, Y., Zhang, J., Hou, M., O'Connor, D. et Harclerode, M. (2018). Climate change mitigation potential of contaminated land redevelopment : A city-level assessment method. *Journal of Cleaner Production*, 171:1396–1406.

Houillon, V. et Thomsin, L. (2001). Définitions du rural et de l'urbain dans quelques pays Européens. *Espace, Populations, Sociétés*, 19(1):195–200.

Houser Pugh, S. (2008). *Hedonic Price Analysis for Residential Property in Proximity to Remediated Brownfields : Atlanta and Savannah case studies*. Master thesis - University of Georgia.

Howe, H. L. (1988). A comparison of actual and perceived residential proximity to toxic waste sites. *Archives of Environmental Health : An International Journal*, 43(6):415–419.

Howland, M. (2000). The impact of contamination on the Canton/ Southeast Baltimore land market. *Journal of the American Planning Association*, 66(4):411–420.

Howland, M. (2007). Employment effects of brownfield redevelopment : What do we know from the literature ? *Journal of Planning Literature*, 22(2):91–107.

Hoyos, D. (2010). The state of the art of environmental valuation with discrete choice experiments. *Ecological Economics*, 69(8):1595–1603.

Huang, I. B., Keisler, J. et Linkov, I. (2011). Multi-criteria decision analysis in environmental sciences : Ten years of applications and trends. *Science of The Total Environment*, 409(19):3578–3594.

Huber, J. et Zwerina, K. (1996). The importance of utility balance in efficient choice designs. *Journal of Marketing Research*, 33(3):307.

Hunter, P. (2014). Brown is the new green : Brownfield sites often harbour a surprisingly large amount of biodiversity. *EMBO reports*, 15(12):1238–1242.

Ihlanfeldt, K. R. et Taylor, L. O. (2004). Externality effects of small-scale hazardous waste sites : evidence from urban commercial property markets. *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(1):117–139.

Imache, A., Dionnet, M., Bouarfa, S., Jamin, J.-Y., Hartani, T., Kuper, M. et Le Goulven, P. (2009). Scénariologie participative : une démarche d'apprentissage social pour appréhender l'avenir de l'agriculture irriguée dans la Mitidja (Algérie). *Cahiers Agricultures*, 18(5):417–423.

Ingersoll Jr, J. E. et Ross, S. A. (1992). Waiting to invest : Investment and uncertainty. *Journal of Business*, pages 1–29.

Institut National de la Statistique et des Études Économiques (2016). *Tableaux de l'économie Française*. Insee References, institut national de la statistique et des Études Économiques (INSEE) édition.

Institut National de la Statistique et des Études Économiques (2017). *Les acteurs économiques et l'environnement*. Institut National de la Statistique et des Études Économiques (INSEE), INSEE références édition.

Irwin, A., Simmons, P. et Walker, G. (1999). Faulty environments and risk reasoning : the local understanding of industrial hazards. *Environment and planning A*, 31(7):1311–1326.

Ito, T. A., Larsen, J. T., Smith, N. K. et Cacioppo, J. T. (1998). Negative information weighs more heavily on the brain : The negativity bias in evaluative categorizations. *Journal of Personality and Social Psychology*, 75(4):887–900.

IUSS et FAO (2015). Vienna Soil Declaration : soil matters for humans and ecosystems. *In Celebration of the International Year of Soils 2015*. International Union of Soil Science (IUSS), Food and Agriculture Organization (FAO), International Atomic Energy Agency (IAEA).

Jackson, J. et Garb, Y. (2002). Facilitating brownfield redevelopment in Central Europe : overview and proposals. *Report of the New York : Institute of Transportation and Development Policy*.

Jackson, L. E. (2003a). The relationship of urban design to human health and condition. *Landscape and Urban Planning*, 64(4):191–200.

Jackson, T. O. (2003b). Appraisal standards and contaminated property valuation. *Appraisal Journal*, 71(2):127–127.

Jackson, T. O. (2009). Environmental contamination and industrial real estate prices. *Journal of Real Estate Research*, 23(1):179–200.

Jacob, S. et Ouvrard, L. (2009). *Comprendre et entreprendre une évaluation participative. Guide de Synthèse*. Perfeval édition.

Jacquemet, N., James, A., Luchini, S. et Shogren, J. F. (2017). Referenda under oath. *Environmental and Resource Economics*, 67(3):479–504.

Jacquet, J. B. (2012). Landowner attitudes toward natural gas and wind farm development in Northern Pennsylvania. *Energy Policy*, 50:677–688.

Jacquet-Lagreze, E. et Siskos, J. (1982). Assessing a set of additive utility functions for multicriteria decision-making, the UTA method. *European Journal of Operational Research*, 10(2):151–164.

Janikowski, R., Kucharski, R. et Sas-Nowosielska, A. (2000). Multi-criteria and multi-perspective analysis of contaminated land management methods. *Environmental monitoring and assessment*, 60(2):89–102.

Janmaimool, P. et Watanabe, T. (2014). Evaluating determinants of environmental risk perception for risk management in contaminated sites. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(6):6291–6313.

Jarrett, R. (1993). Focus group interviewing with low-income, minority populations a research experience. *In* Morgan, D., éditeur : *Successful Focus Groups Advancing the State of the Art*, pages 184–201. SAGE focus editions édition.

Jauneau, P., Daudey, É. et Hoibian, S. (2016). Baromètre de la perception des risques sanitaires 2015 - les risques sanitaires préoccupent moins. *Rapport du CREDOC*, (323).

Jenkins, R., Kopits, E. et Simpson, D. (2006). Measuring the social benefits of EPA land cleanup and reuse programs. *US EPA National Center for Environmental Economics, Working Paper*, pages 06–03.

Jeziorski, A., Legardez, A. et Valente, D. (2012). Taking into account knowledge representations about the crisis, uncertainty and risk in the teaching perspective : A comparative study of European students in economics programmes. *JSSE-Journal of Social Science Education*, 12(2):31–41.

Jodelet, D. (2003). *Les représentations sociales*. Sociologie d'aujourd'hui. Presses Universitaires de France, sociologie d'aujourd'hui édition.

Joffe, H. (2003). Risk : From perception to social representation. *British Journal of Social Psychology*, 42(1):55–73.

Johansson-Stenman, O. et Svedsäter, H. (2008). Measuring hypothetical bias in choice experiments : The importance of cognitive consistency. *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, 8(1):1935–1682.

Johnson, D. L. et Bretsch, J. K. (2002). Soil lead and children's blood lead levels in Syracuse, New-York, USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 24(4):375–385.

Johnson, S., Cardona, D., Davis, J., Gramling, B., Hamilton, C., Hoffmann, R., Ruis, S., Soldat, D., Ventura, S. et Yan, K. (2016). Using community-based participatory research to explore backyard gardening practices and soil lead concentrations in urban neighborhoods. *Progress in Community Health Partnerships : Research, Education, and Action*, 10(1):9–17.

Jones, A., Jones, D., Edwards-Jones, G. et Cross, P. (2013). Informing decision making in agricultural greenhouse gas mitigation policy : A best–worst scaling survey of expert and farmer opinion in the sheep industry. *Environmental Science & Policy*, 29:46–56.

Journet, M. (2013). *Méthodologie pour l'identification des friches d'activité dans le Nord-Pas-de-Calais*. Numéro 120300305. Rapport final du Centre d'Etudes Techniques de l'Equipement (CETE) Nord-Picardie.

Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68(1):167–182.

Kahneman, D. (2012). *Thinking, Fast and Slow*. Flammarion - Collection Essais.

Kahneman, D., Ritov, I., Schkade, D., Sherman, S. J. et Varian, H. R. (1999). Economic preferences or attitude expressions ? An analysis of dollar responses to public issues. *In* Fischhoff, B. et Manski, C. F., éditeurs : *Elicitation of Preferences*, pages 203–242. Springer Netherlands.

Kahneman, D., Ritov, l., Jacowitz, K. E. et Grant, P. (1993). Stated willingness to pay for public goods : A psychological perspective. *Psychological Science*, 4(5):310–315.

Kaiser, F. G. (2006). A moral extension of the theory of planned behavior : Norms and anticipated feelings of regret in conservationism. *Personality and Individual Differences*, 41(1):71–81.

Kajenthira, A., Holmes, J. et Mc Donnell, R. (2012). The role of qualitative risk assessment in environmental management : A kazakhstani case study. *Science of the Total Environment*, 420:24–32.

Kalampalikis, N. (2005). L'apport de la méthode Alceste dans l'analyse des représentations sociales. *In* Abric, J.-C., éditeur : *Méthodes d'étude des représentations sociales*, Hors collection, pages 147–163. ERES.

Kaplowitz, M. D., Hadlock, T. D. et Levine, R. (2004). A comparison of web and mail survey response rates. *Public Opinion Quarterly*, 68(1):94–101.

Kaplowitz, M. D. et Hoehn, J. P. (2001). Do focus groups and individual interviews reveal the same information for natural resource valuation ? *Ecological Economics*, 36(2):237–247.

Karathodorou, N., Graham, D. J. et Noland, R. B. (2010). Estimating the effect of urban density on fuel demand. *Energy Economics*, 32(1):86–92.

Kattwinkel, M., Biedermann, R. et Kleyer, M. (2011). Temporary conservation for urban biodiversity. *Biological Conservation*, 144(9):2335–2343.

Kaufman, D. A. et Cloutier, N. R. (2006). The impact of small brownfields and greenspaces on residential property values. *The Journal of Real Estate Finance and Economics*, 33(1):19–30.

Kazimierczak, J. (2012). The influence of the revitalization of former industrial urban areas on new urban and tourism spaces : case studies of Manchester and Lyon. *Tourism*, 22(1).

Keeney, R. L. et Raiffa, H. (1976). *Decisions with multiple objectives : preferences and value tradeoffs*. Cambridge University Press, 1993 édition.

Kesternich, M., Reif, C. et Rübbelke, D. (2017). Recent trends in behavioral environmental economics. *Environmental and Resource Economics*, 67:403–411.

Ketkar, K. (1992). Hazardous waste sites and property values in the state of New Jersey. *Applied Economics*, 24(6):647–659.

Khalifa, K. (2002). Méthodes d'évaluation économiques des dommages de l'environnement. *Techniques de l'ingénieur*, 1(G 1010).

Kiel, K. A. (1995). Measuring the impact of the discovery and cleaning of identified hazardous waste sites on house values. *Land Economics*, pages 428–435.

Kiel, K. A. et Williams, M. (2007). The impact of superfund sites on local property values : Are all sites the same ? *Journal of Urban Economics*, 61(1):170–192.

Kiel, K. A. et Zabel, J. (2001). Estimating the economic benefits of cleaning up Superfund sites : The case of Woburn, Massachussetts. *The Journal of Real Estate Finance and Economics*, 22(2):163–184.

Kiker, G. A., Bridges, T. S., Varghese, A., Seager, T. P. et Linkov, I. (2005). Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1(2):95–108.

Kim, B. F., Poulsen, M. N., Margulies, J. D., Dix, K. L., Palmer, A. M. et Nachman, K. E. (2014). Urban community gardeners' knowledge and perceptions of soil contaminant risks. *PloS One*, 9(2):e87913.

Kim, E. J. (2016). Phytoremediation for lightly toxic sites : Hazard perception and acceptance of remediation alternatives. *Human and Ecological Risk Assessment : An International Journal*, pages 1–13.

Kim, E. J. et Miller, P. (2017). Residents' perception of local brownfields in rail corridor area in the city of Roanoke : the effect of people's preconception and health concerns factors. *Journal of Environmental Planning and Management*, 60(5):862–882.

Kim, G., Miller, P. A. et Nowak, D. J. (2015). Assessing urban vacant land ecosystem services : Urban vacant land as green infrastructure in the City of Roanoke, Virginia. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(3):519–526.

Kim, Y. J., Njite, D. et Hancer, M. (2013). Anticipated emotion in consumers' intentions to select eco-friendly restaurants : Augmenting the theory of planned behavior. *International Journal of Hospitality Management*, 34:255–262.

Kinnard, W. N. et Worzala, E. M. (1999). How North American appraisers value contaminated property and associated stigma. *Appraisal Journal*, 67:269–279.

Kirchler, E., Maciejovsky, B. et Schneider, F. (2003). Everyday representations of tax avoidance, tax evasion, and tax flight : Do legal differences matter ? *Journal of Economic Psychology*, 24(4):535–553.

Kitzinger, J. (1994). The methodology of focus groups : the importance of interaction between research participants. *Sociology of Health & Illness*, 16(1):103–121.

Kitzinger, J., Marková, I. et Kalampalikis, N. (2004). Qu'est-ce que les focus groups ? *Bulletin de Psychologie*, 57(3):237–243.

Kjær, T. (2005). A review of the discrete choice experiment with emphasis on its application in health care.

Klenosky, D. B., Snyder, S. A., Vogt, C. A. et Campbell, L. K. (2017). If we transform the landfill, will they come ? Predicting visitation to Freshkills Park in New York City. *Landscape and Urban Planning*, 167:315–324.

Klugman, J., Rodríguez, F. et Choi, H.-J. (2011). The HDI 2010 : new controversies, old critiques. *The Journal of Economic Inequality*, 9(2):249–288.

Klusáček, P., Alexandrescu, F., Osman, R., Malỳ, J., Kunc, J., Dvořák, P., Frantál, B., Havlíček, M., Krejčí, T., Martinát, S., Hana, S. et Jakub, T. (2018). Good governance as a strategic choice in brownfield regeneration : Regional dynamics from the czech republic. *Land Use Policy*, 73:29–39.

Koch, F., Bilke, L., Helbig, C. et Schlink, U. (2018). Compact or cool ? the impact of brownfield redevelopment on inner-city micro climate. *Sustainable Cities and Society*, 38:31–41.

Kohlhase, J. E. (1991). The impact of toxic waste sites on housing values. *Journal of Urban Economics*, 30(1):1–26.

Köksalan, M., Wallenius, J. et Zionts, S. (2011). *Multiple criteria decision making : from early history to the 21st century*. World Scientific.

Kontogianni, A., Skourtos, M. S., Langford, I. H., Bateman, I. J. et Georgiou, S. (2001). Integrating stakeholder analysis in non-market valuation of environmental assets. *Ecological Economics*, 37(1):123–138.

Koren, G. (1991). Bias against negative studies in newspaper reports of medical research. *JAMA : The Journal of the American Medical Association*, 266(13):1824.

Kouira, A. (2014). La représentation sociale : un concept au carrefour de la psychologie sociale et de la sociologie. *Revue Sciences Humaines*, 41:31–42.

Kreuter, F., Presser, S. et Tourangeau, R. (2008). Social desirability bias in CATI, IVR, and web surveys : The effects of mode and question sensitivity. *Public Opinion Quarterly*, 72(5):847–865.

Kronberger, N. et Wagner, W. (2000). Keywords in context : statistical analysis of text features. *In Qualitative Researching with Text, Image and Sound. A practical Handbook for Social Research*, pages 299–317.

Krucien, N., Watson, V. et Ryan, M. (2016). Is best-worst scaling suitable for health state valuation ? A comparison with discrete choice experiments. *Health Economics*.

Krueger, R., Tuler, S. et Webler, T. (2001a). What is a good public participation process ? Five perspectives from the public. *Environmental Management*, 27(3):435–450.

Krueger, R. A., Casey, M. A., Donner, J., Kirsch, S. et Maack, J. N. (2001b). *Designing and conducting focus group interviews*. Numéro 31. University of Minnesota.

Kudyakov, R., Baibergenova, A., Zdeb, M. et Carpenter, D. O. (2004). Respiratory disease in relation to patient residence near to hazardous waste sites. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 18(3):249–257.

Kuhfeld, W. (2000). *Multinomial Logit, Discrete Choice Modelling–An Introduction to Designing Choice Experiments, and Collecting, Processing, and Analysing Choice Data with the* SAS *System. Technical Support Document,* SAS *Institute Inc.* SAS Institute Inc.

Kuhfeld, W. (2010). *Marketing Research Methods in SAS. Experimental Design, Choice, Conjoint, and Graphical Techniques*. Numéro MR62010.

Kuhfeld, W., Tobias, R. D. et Garratt, M. (1994). Efficient experimental design with marketing research applications. *Journal of Marketing Research*, pages 545–557.

Kulözü, N. (2016). Youths' perception and knowledge towards environmental problems in a developing country : in the case of Atatürk University, Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(12):12482–12490.

Kunc, J., Martinát, S., Tonev, P. et Frantál, B. (2014). Destiny of urban brownfields : Spatial patterns and perceived consequences of post-socialistic deindustrialization. *Transylvanian Review of Administrative Sciences*, 41:109–128.

Kunreuther, H. et Slovic, P. (1999). Coping with stigma : Challenges & opportunities. *Risk*, 10(3):269–280.

Kuther, T. L. (2002). Rational decision perspectives on alcohol consumption by youth : Revising the theory of planned behavior. *Addictive behaviors*, 27(1):35–47.

La Nouvelle République du Centre-Ouest (2005). Un an après sa fermeture, une usine Angevine continue à faire planer une menace sur l'environnement. *La Nouvelle République du Centre-Ouest du 15/12/2015*.

Lachapelle, E., Montpetit, r. et Gauvin, J.-P. (2014). Public perceptions of expert credibility on policy issues : The role of expert framing and political worldviews : Expert framing and political worldviews. *Policy Studies Journal*, 42(4):674–697.

Lafortezza, R., Carrus, G., Sanesi, G. et Davies, C. (2009). Benefits and well-being perceived by people visiting green spaces in periods of heat stress. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(2):97–108.

Lafortezza, R., Corry, R. C., Sanesi, G. et Brown, R. D. (2008). Visual preference and ecological assessments for designed alternative brownfield rehabilitations. *Journal of Environmental Management*, 89(3):257–269.

Lagerkvist, C. J. (2013). Consumer preferences for food labelling attributes : Comparing direct ranking and best–worst scaling for measurement of attribute importance, preference intensity and attribute dominance. *Food Quality and Preference*, 29(2):77–88.

Laing, R., Davies, A. et Scott, S. (2005). Combining visualization with choice experimentation in the built environment. *Visualisation for landscape and environmental planning : technology and applications.*, pages 212–219.

Lambotte, J.-M., Brück, L. et Halleux, J.-M. (2008). Étalement urbain et services collectifs : Les surcoûts d'infrastructures liés a l'eau. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (1):21–42.

Lancaster, K. J. (1966). A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, 74(2):132–157.

Lancsar, E., Fiebig, D. G. et Hole, A. R. (2017). Discrete choice experiments : A guide to model specification, estimation and software. *PharmacoEconomics*, 35(7):697–716.

Landel, O., Angotti, P., Doyen, Y., Pommier, P. et Robert, P.-C. (2010). *Les friches, coeur du renouveau urbain. Les communautés urbaines urbaines face aux friches : état des lieux et cadre pour agir*. CAUE (Conseil d'Architecture, d'Urbanisme et d'Environnement) du Nord.

Lang, J. T. et Hallman, W. K. (2005). Who does the public trust ? The case of genetically modified food in the United States. *Risk Analysis*, 25(5):1241–1252.

Lange, D. et McNeil, S. (2004). Clean it and they will come ? Defining successful brownfield development. *Journal of Urban Planning and Development*, 130(2):101–108.

Langer, E. J. (1975). The illusion of control. *Journal of Personality and Social Psychology*, 32(2):311.

Laprise, M., Lufkin, S. et Rey, E. (2015). An indicator system for the assessment of sustainability integrated into the project dynamics of regeneration of disused urban areas. *Building and Environment*.

Laroche, B., Thorette, J. et Lacassin, J.-C. (2006). L'artificialisation des sols : pressions urbaines et inventaire des sols. *Étude et Gestion des Sols*, 13(3):223–235.

Latré, E., Perko, T. et Thijssen, P. (2017). Does it matter who communicates ? The effect of source labels in nuclear pre-crisis communication in televised news. *Journal of Contingencies and Crisis Management*.

Laurent, A. et Fondrillon, M. (2010). Mesurer la ville par l'évaluation et la caractérisation du sol urbain : l'exemple de Tours. *Revue archéologique du Centre de la France*, 49:307–343.

Laurian, L. (2003). A prerequisite for participation : Environmental knowledge and what residents know about local toxic sites. *Journal of Planning Education and Research*, 22(3): 257–269.

Laurian, L. (2004). Public participation in environmental decision making : Findings from communities facing toxic waste cleanup. *Journal of the American Planning Association*, 70(1):53–65.

Le Floch, S. (2011). Le riverain, le citoyen, et l'habitant : trois figures de la participation dans la turbulence éolienne. *Natures Sciences Sociétés*, 19(4):344–354.

Le Posson (2016). Friche industrielle de la SAITS : un espace sous surveillance. *Le Posson*.

Lebart, L. et Salem, A. (1994). *Statistique textuelle*. Dunod.

Lecompte, Y., Maitrallet, L., Verhage, R. et Gerber, C. (2010). Pratiques européennes de reconversion des friches urbaines - synthèse finale. *Rapport - ADEME - Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Association des études foncières, Université Lyon II Lumière*.

Ledrans, M., Bretin, P., Gourier-Frery, C., Lecoffre, C., Le Moal, J. et Salines, G. (2005). Surveillance et information sur les risques environnementaux : le rôle du praticien. *La Revue du Praticien*, 55(18):2016–2025.

Lee, A. C. K. et Maheswaran, R. (2011). The health benefits of urban green spaces : a review of the evidence. *Journal of Public Health*, 33(2):212–222.

Lei-lei, L. (2002). De-industrialization and development of industrial heritage tourism : the actual process and development model of Ruhr in Germany. *World Regional Studies*, 3:008.

Lejeune, M.-A. (2014). L'outsider de la loi ALUR : le volet sites et sols pollués. *Le Bulletin de Cheuvreux - Notaires*, pages 51–54.

Lemaire, B. (2008). Limites de la lemmatisation pour l'extraction de significations. *In 9ème Journées Internationales d'Analyse Statistique des Données Textuelles*, pages 725–732.

Lemoine, J., Darriet, E., Kmiec, R. et Roland-Lévy, C. (2016). Financial threat during the economic crisis : Connections with the social representation of the economic crisis and the willingness to act. *International Review of Social Psychology*, 29(1).

Leonard, N. (2014). Utilizing Michigan brownfield policies to incentivize community-based urban agriculture in Detroit. *Michigan Journal of Environmental and Administrative Law*, 3(2).

Letombe, G. et Zuindeau, B. (2001). L'impact des friches industrielles sur les valeurs immobilières : une application de la méthode des prix hédoniques à l'arrondissement de Lens (Nord Pas de Calais). *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, octobre(4):605.

Letombe, G. et Zuindeau, B. (2005). Impact d'un établissement industriel polluant sur les valeurs immobilières de proximité : le cas de Metaleurop-Nord. *Économie Appliquée*, 4:161–191.

Letombe, G. et Zuindeau, B. (2006). Gestion des externalités environnementales dans le bassin minier du Nord-Pas de Calais : une approche en termes de proximité. *Développement Durable & Territoires. Économie, Géographie, Politique, Droit, Sociologie*, Dossier 7.

Levy, D. et Le Jeannic, T. (2011). Un habitant de pôle urbain émet deux fois moins de CO_2 que la moyenne pour se rendre à son lieu de travail ou d'études. *INSEE Première*, (1357).

Leyden, K. M. (2003). Social capital and the built environment : the importance of walkable neighborhoods. *American journal of public health*, 93(9):1546–1551.

Li, X., Jiao, W., Xiao, R., Chen, W. et Bai, Y. (2016). Regional variations of public perception on contaminated industrial sites in China and its influencing factors. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(4):410.

Li, Z., Ma, Z., Van der Kuijp, T. J., Yuan, Z. et Huang, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China : Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 468-469:843–853.

Liang, Y.-q., Li, J.-w., Li, J. et Valimaki, S. K. (2008). Impact of urbanization on plant diversity : A case study in built-up areas of Beijing. *Forestry Studies in China*, 10(3):179–188.

Lichtfouse, E. (1997). Soil, a sponge for pollutants. *Analusis*, 25(8):M16–M23.

Lienhoop, N. et Messner, F. (2009). The economic value of allocating water to post-mining lakes in East Germany. *Water Resources Management*, 23(5):965–980.

Link, B. G. et Phelan, J. C. (2001). Conceptualizing stigma. *Annual review of Sociology*, 27(1):363–385.

Linkov, I., Satterstrom, F. K., Kiker, G., Seager, T. P., Bridges, T., Gardner, K. H., Rogers, S. H., Belluck, D. A. et Meyer, A. (2006). Multicriteria decision analysis : A comprehensive decision approach for management of contaminated sediments. *Risk Analysis*, 26(1):61–78.

Linkov, I., Varghese, A., Jamil, S., Seager, T., Kiker, G. et Bridges, T. (2005). Multicriteria decision analysis : a framework for structuring remedial decisions at contaminated sites. *In Comparative risk assessment and environmental decision making*, pages 15–54. Springer.

Linn, J. (2013). The effect of voluntary brownfields programs on nearby property values : Evidence from Illinois. *Journal of Urban Economics*, 78:1–18.

Lipman Frizzell & Mitchell LLC (2002). *State of Maryland : Heritage Structure Rehabilitation Tax Credits : Economic & Fiscal Impacts*, volume 22. Baltimore : Preservation Maryland.

Litt, J. S. (2002). Uncovering the historic environmental hazards of urban brownfields. *Journal of Urban Health : Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 79(4):464–481.

Litt, J. S., Tran, N. et Burke, T. (2002). Examining urban brownfields through the public health macroscope. *Environmental Health Perspectives*, 110(2):183–193.

Litvine, D. (2008). *Révélation des préférences individuelles et incitation au choix de l'électricité verte : une analyse de la décision du consommateur*. Thèse de doctorat en sciences économiques de l'Université de Montpellier 1.

Lo Monaco, G., Piermattéo, A., Rateau, P. et Tavani, J. L. (2016). Methods for studying the structure of social representations : a critical review and agenda for future research. *Journal for the Theory of Social Behaviour*.

Lohse, J., Goeschl, T. et Diederich, J. H. (2017). Giving is a question of time : Response times and contributions to an environmental public good. *Environmental and Resource Economics*, 67(3):455–477.

Longo, A. et Alberini, A. (2006). What are the effects of contamination risks on commercial and industrial properties ? evidence from Baltimore, Maryland. *Journal of Environmental Planning and Management*, 49(5):713–737.

Loomis, J. (2005). *Valuing environmental and natural resources : the econometrics of non-market valuation*. Oxford University Press.

Lopez, R. (2004). Urban sprawl and risk for being overweight or obese. *American Journal of Public Health*, 94(9):1574.

Lottrup, L., Grahn, P. et Stigsdotter, U. (2013). Workplace greenery and perceived level of stress : Benefits of access to a green outdoor environment at the workplace. *Landscape and Urban Planning*, 110:5–11.

Loubier, S., Rinaudo, J.-D., Garin, P. et Boutet, A. (2005). Preparing public participation at the catchment level : Comparison of three methodologies applied to the Herault river basin. *Water Science and Technology*, 52(12):33–41.

Loureiro, M. L. et Dominguez Arcos, F. (2012). Applying best–worst scaling in a stated preference analysis of forest management programs. *Journal of Forest Economics*, 18(4):381–394.

Loureiro, M. L. et Rahmani, D. (2016). The incidence of calorie labeling on fast food choices : A comparison between stated preferences and actual choices. *Economics & Human Biology*, 22:82–93.

Loures, L. (2015). Post-industrial landscapes as drivers for urban redevelopment : Public versus expert perspectives towards the benefits and barriers of the reuse of post-industrial sites in urban areas. *Habitat International*, 45:72–81.

Loures, L. et Vaz, E. (2018). Exploring expert perception towards brownfield redevelopment benefits according to their typology. *Habitat International*, 72:66–76.

Louviere, J. J., Flynn, T. N. et Carson, R. T. (2010). Discrete choice experiments are not conjoint analysis. *Journal of Choice Modelling*, 3(3):57–72.

Louviere, J. J. et Woodworth, G. G. (1991). Best-worst scaling : A model for the largest difference judgments. *University of Alberta : Working Paper*.

Louvière, J. J., Hensher, D. A. et Swait, J. D. (2007). *Stated Choice Methods : Analysis and Application*. Cambridge University Press, 2007 édition.

Low, J. K., Crawford, K., Manias, E., Williams, A. *et al.* (2017). The potential of a patient-centred video to support medication adherence in kidney transplantation : A three-phase sequential intervention research. *Transplant Journal of Australasia*, 26(1):12.

Loyon, L. (2017). Overview of manure treatment in France. *Waste Management*, 61:516–520.

López-Navarro, M. n., Llorens-Monzonís, J. et Tortosa-Edo, V. (2015). Residents' behaviour as a function of cognitive appraisals and affective responses toward a petrochemical industrial complex. *Journal of Cleaner Production*.

Lussier, L. (2013). Adapter le processus ou adapter les participants ? Une réflexion sur les processus de participation à partir du projet Lomba do Futuro (Porto Alegre). *Anais : Encontros Nacionais da ANPUR*, 13.

Lusso, B. (2013). Patrimonialisation et greffes culturelles sur des friches issues de l'industrie minière. regards croisés sur l'ancien bassin minier du Nord-Pas de Calais (France) et la vallée de l'Emscher (Allemagne). *EchoGéo*, (26).

Lybarger, J. A., Lee, R., Vogt, D. P., Perhac, R. M., Spengler, R. F. et Brown, D. R. (1998). Medical costs and lost productivity from health conditions at volatile organic compound-contaminated Superfund sites. *Environmental Research*, 79(1):9–19.

Macadam, C. et Bairner, S. (2012). Urban biodiversity : Successes and challanges : Brownfields : oases of urban biodiversity. *The Glasgow Naturalist*, 25(4).

Madden, T. J., Ellen, P. S. et Ajzen, I. (1992). A comparison of the theory of planned behavior and the theory of reasoned action. *Personality and social psychology Bulletin*, 18(1):3–9.

Maeda, Y. et Miyahara, M. (2003). Determinants of trust in industry, government, and citizen's groups in Japan. *Risk Analysis*, 23(2):303–310.

Magill, R. (1993). Focus groups, program evaluation, and the poor. *Journal of Sociology and Social Welfare*, 20(1):103–114.

Mah, A. (2009). Devastation but also home : Place attachment in areas of industrial decline. *Home Cultures*, 6(3):287–310.

Mahieu, P.-A., Andersson, H., Beaumais, O., dit Sourd, R. C., Hess, S. et Wolff, F.-C. (2017). Stated preferences : a unique database composed of 1657 recent published articles in journals related to agriculture, environment, or health. *Review of Agricultural, Food and Environmental Studies*, 98(3):201–220.

Mahieu, P.-A., Crastes, R., Kriström, B. et Riera, P. (2015). Non-market valuation in France. an overview of the research activity introduction. *Revue d'Économie Politique*, 125(2):171.

Mahzouni, A. (2017). Urban brownfield redevelopment and energy transition pathways : A review of planning policies and practices in Freiburg. *Journal of Cleaner Production*.

Majd, S. et Pindyck, R. S. (1987). Time to build, option value, and investment decisions. *Journal of Financial Economics*, 18(1):7–27.

Major, B. et O'brien, L. T. (2005). The social psychology of stigma. *Annual Reviews of Psycholy*, 56:393–421.

Mäler, K.-G. et Vincent, J. (2005). *Handbook of environmental economics - Valuing Environmental Changes*, volume 2 de *Handbooks in Economic 20*. Elsevier, North-Holland édition.

Malhotra, N. (2011). Design d'étude exploratoire : l'étude qualitative. *In Études marketing*, Éco-Gestion, pages 91–123. Pearson France, 6 ème édition édition.

Mangham, L. J., Hanson, K. et McPake, B. (2009). How to do (or not to do) ... designing a discrete choice experiment for application in a low-income country. *Health Policy and Planning*, 24(2):151–158.

Mannino, I., Ninka, E., Turvani, M. et Chertow, M. (2015). The decline of eco-industrial development in Porto Marghera, Italy. *Journal of Cleaner Production*.

Mannoni, P. (2016). *Les représentations sociales*, volume 3329. Presses Universitaires de France, Que-sais-je ? édition.

Manski, C. F. (1977). The structure of random utility models. *Theory and Decision*, 8(3):229–254.

Marella, G. et Raga, R. (2014). Use of the contingent valuation method in the assessment of a landfill mining project. *Waste management*, 34(7):1199–1205.

Marková, I. (2004). Langage et communication en psychologie sociale : dialoguer dans les focus groups. *Bulletin de Psychologie*, 57(3):231–236.

Marley, A. et Pihlens, D. (2012). Models of best–worst choice and ranking among multiattribute options (profiles). *Journal of Mathematical Psychology*, 56(1):24–34.

Marpsat, M. (2010). La méthode ALCESTE. *Sociologie*, 1(1).

Martinát, S., Krejčí, T., Klusáček, P., Dohnal, T. et Kunc, J. (2014). Brownfield and tourism : contributions and barriers from the point of view of tourists. *In Public Recreation and Landscape Protection - with man hand in hand ?*, pages 59–65.

Mashayekh, Y., Hendrickson, C. T. et Matthews, H. S. (2012). Role of brownfield developments in reducing household vehicle travel. *Journal of Urban Planning and Development*, 138(3):206–214.

Mashayekh, Y., Hendrickson, C. T. et Matthews, H. S. (2015). Leed-certified residential brownfield development as a travel and greenhouse gas emission reduction strategy. *Journal of Urban Planning and Development*, 141(2):04014022.

Mastromonaco, R. A. (2014). Hazardous waste hits Hollywood : Superfund and housing prices in Los Angeles. *Environmental and Resource Economics*, 59(2):207–230.

Mateus, R. J. G., Bana e Costa, J. C. et Matos, P. V. (2016). Supporting multicriteria group decisions with MACBETH tools : Selection of sustainable brownfield redevelopment actions. *Group Decision and Negotiation*.

Mathey, J. et Rink, D. (2010). Urban wastelands - A chance for biodiversities in cities ? Ecological aspects, social perceptions and acceptance of wilderness by residents. *In Urban biodoversity and design*, numéro 7 de Conservation science and practice, pages 406–424. Müller Norvert, Werner Peter & Kelcey John, Wiley-Blackwell édition.

Mathey, J., Rössler, S., Banse, J., Lehmann, I. et Bräuer, A. (2015). Brownfields as an element of green infrastructure for implementing ecosystem services into urban areas. *Journal of Urban Planning and Development*, 141(3).

Matthies, E., Höger, R. et Guski, R. (2000). Living on polluted soil determinants of stress symptoms. *Environment and Behavior*, 32(2):270–286.

Maurel, N., Salmon, S., Ponge, J.-F., Machon, N., Moret, J. et Muratet, A. (2010). Does the invasive species reynoutria japonica have an impact on soil and flora in urban wastelands ? *Biological Invasions*, 12(6):1709–1719.

Mayag, B., Cailloux, O. et Mousseau, V. (2011). MCDA tools and risk analysis : The decision deck project. *In Advances in Safety, Reliability and Risk Management*, pages 2324–2330.

Maystre, L. Y., Pictet, J. et Simos, J. (1994). *Méthodes multicritères ELECTRE : description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. OCLC : 628592526.

McCallion, K. F. (1991). A survey of approaches to assessing damages to contaminated private property. *Fordham Environmental Law Review*, 3(2):125–140.

McClelland, G. H., Schulze, W. D. et Hurd, B. (1990). The effect of risk beliefs on property values : A case study of a hazardous waste site. *Risk Analysis*, 10(4):485–497.

McCluskey, J. J. et Rausser, G. C. (2003a). Hazardous waste sites and housing appreciation rates. *Journal of Environmental Economics and Management*, 45(2):166–176.

McCluskey, J. J. et Rausser, G. C. (2003b). Stigmatized asset value : Is it temporary or long-term ? *Review of Economics and Statistics*, 85(2):276–285.

McEachan, R. R. C., Conner, M., Taylor, N. J. et Lawton, R. J. (2011). Prospective prediction of health-related behaviours with the theory of planned behaviour : A meta-analysis. *Health Psychology Review*, 5(2):97–144.

McEachan, R. R. C., Conner, M., Taylor, N. J. et Lawton, R. J. (2011). Prospective prediction of health-related behaviours with the theory of planned behaviour : a meta-analysis. *Health Psychology Review*, 5(2):97–144.

McFadden, D. (1974). The measurement of urban travel demand. *Journal of Public Economics*, 3(4):303–328.

McFadden, D. *et al.* (1973). *Conditional logit analysis of qualitative choice behavior*. Institute of Urban and Regional Development, University of California.

McGee, T. K. (1999). Private responses and individual action : Community responses to chronic environmental lead contamination. *Environment and Behavior*, 31(1):66–83.

Meech, J. A., McPhie, M., Clausen, K., Simpson, Y., Lang, B., Campbell, E., Johnstone, S. et Condon, P. (2006). Transformation of a derelict mine site into a sustainable community : the Britannia project. *Journal of Cleaner Production*, 14(3):349–365.

Mehdipour, A. et Nia, H. R. (2013). The role of brownfield development in sustainable urban regeneration. *Journal of Sustainable Development Studies*, 4(2).

Meier, K. et Kirchler, E. (1998). Social representations of the euro in Austria. *Journal of Economic Psychology*, 19(6):755–774.

Meier-Pesti, K. et Kirchler, E. (2003). Attitudes towards the euro by national identity and relative national status. *Journal of Economic Psychology*, 24(3):293–299.

Mellström, C. et Johannesson, M. (2008). Crowding out in blood donation : Was titmuss right ? *Journal of the European Economic Association*, 6(4):845–863.

Mendes, I., Sardinha, I. et Milheiras, S. (2014). Methodological issues for estimating the total value of the rehabilitation of mining fields : the case of São Domingos mine. *International Journal of Latest Trends in Finance and Economic Sciences*, 3(4):18.

Mendoza, G. A. et Martins, H. (2006). Multi-criteria decision analysis in natural resource management : a critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest ecology and management*, 230(1):1–22.

Mermet, L., Dubien, I., Emerit, A. et Laurans, Y. (2004). Les porteurs de projets face à leurs opposants : six critères pour évaluer la concertation en aménagement. *Politiques et management public*, 22(1):1–22.

Mesnil, C., Sautière, A., Lasfargues, M. et Solda, J. (2011). Analyse des pratiques de la concertation en France. *Rapport final de l'association Décider Ensemble*.

Messer, K. D., Schulze, W. D., Hackett, K. F., Cameron, T. A. et McClelland, G. H. (2006). Can stigma explain large property value losses ? The psychology and economics of Superfund. *Environmental and Resource Economics*, 33(3):299–324.

Mesthrige, J. W., Wong, J. K. et Yuk, L. N. (2018). Conversion or redevelopment ? effects of revitalization of old industrial buildings on property values. *Habitat International*, 73:53–64.

Meyer, P. et Bigaret, S. (2012). Diviz : A software for modeling, processing and sharing algorithmic workflows in MCDA. *Intelligent Decision Technologies*, 6(4):283–296.

Meyer, P. B. et Lyons, T. S. (2000). Lessons from private sector brownfield redevelopers : Planning public support for urban regeneration. *Journal of the American Planning Association*, 66(1):46–57.

Meyer, P. B. et Van Landingham, W. (2000). Reclamation and economics regeneration of brownfield redevelopment. *Reviews of economic development*, Literature and Pratice(1).

Michaud, C., Llerena, D. et Joly, I. (2013). Willingness to pay for environmental attributes of non-food agricultural products : a real choice experiment. *European Review of Agricultural Economics*, 40(2):313–329.

Michaud, K., Carlisle, J. E. et Smith, E. R. (2008). Nimbyism vs. environmentalism in attitudes toward energy development. *Environmental Politics*, 17(1):20–39.

Michel, C., Theulière, M. et Missègue, N. (2010). Les inégalités de revenus entre les DOM et la Métropole. *Insee Première*, (1279).

Michel-Guillou, E. (2006). Représentations sociales et pratiques sociales : l'exemple de l'engagement pro-environnemental en agriculture. *Revue Européenne de Psychologie Appliquée/European Review of Applied Psychology*, 56(3):157–165.

Mill, G., van Rensburg, T. M., Hynes, S. et Dooley, C. (2007). Preferences for multiple use forest management in Ireland : Citizen and consumer perpectives. *Ecological Economics*, 60(3):642–653.

Millot, M. (2003). L'extension urbaine a-t-elle une influence sur l'insécurité routière ? l'exemple du pays Salonais. *Les Cahiers Scientifiques du Transport*, (43):85–118.

Ministère de de la Transition écologique et solidaire (2017). *Guide méthodologique à l'attention des collectivités relatif aux secteurs d'information sur les sols (SIS) et à la carte des anciens sites industriels et activités de services (CASIAS)*. Direction Générale de la prévention des risques - Bureau du sol et du sous-sol.

Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer (2017a). *Introduction à la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués*. Direction générale de la prévention des risques - bureau du sol et du sous-sol édition.

Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer (2017b). *Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués*. Direction générale de la prévention des risques - bureau du sol et du sous-sol édition.

Ministère de l'environnement du Développement Durable et de l'Énergie (2007). Note du 8 février 2007 - sites et sols pollués - modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués - annexe 2.

Mitchell, R. C. et Carson, R. T. (1989). *Using Surveys to Value Public Goods : The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future ; Distributed worldwide by the Johns Hopkins University Press.

Mitra, A. (1994). Use of focus groups in the design of recreation needs assessment questionnaires. *Evaluation and Program Planning*, 17(2):133–140.

Ménard, C., Léon, C. et Benmarhnia, T. (2012). Médecins généralistes et santé environnement. *Evolutions*, 26.

Ménard, M. (2008). *Regenerating Roots*. Mémoire de master en architecture - Anhalt University of applied sciences.

Moffat, S., Mulloli, T. P., Bhopal, R., Foy, C. et Phillimore, P. (2000). An exploration of awareness bias in two environmental epidemiology studies. *Epidemiology*, 11(2):199–208.

Moffatt, S. et Pless-Mulloli, T. (2003). "It wasn't the plague we expected." parents' perceptions of the health and environmental impact of opencast coal mining. *Social Science & Medicine*, 57(3):437–451.

Molette, P. et Landre, A. (2013). *Tropes Version 8.4. Manuel de référence*.

Moliner, P. (1992). *La représentation sociale comme grille de lecture : étude expérimentale de sa structure et aperçu sur ses processus de transformation*. Thèse de doctorat en psychologie - université aix-marseille.

Moliner, P., Rateau, P. et Cohen-Scali, V. (2002). *Les représentations sociales : pratique des études de terrain*. Presses Universitaires de Rennes.

Monédiaire, G. (2011). La participation du public organisée par le droit : des principes prometteurs, une mise en œuvre circonspecte. *Participations*, (1):134–155.

MONTPETIT, É. et LACHAPELLE, E. (2015a). Information, values and expert decision-making : the case of soil decontamination. *Policy Sciences*, 48(4).

MONTPETIT, r. et LACHAPELLE, E. (2015b). Can policy actors learn from academic scientists ? *Environmental Politics*, 24(5):661–680.

MOREL, J. L., CHENU, C. et LORENZ, K. (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15(8):1659–1666.

MORGAN, D. L. (1996). Focus groups. *Annual Review of Sociology*, 22:129–152.

MORGAN, D. L. et KRUEGER, R. A. (1993). When to use focus groups and why. *In Successful Focus Groups Advancing the State of the Art*, pages 3–19. SAGE focus editions édition.

MORIO, M., SCHÄDLER, S. et FINKEL, M. (2013). Applying a multi-criteria genetic algorithm framework for brownfield reuse optimization : Improving redevelopment options based on stakeholder preferences. *Journal of Environmental Management*, 130:331–346.

MORRISON, M., BLAMEY, R., BENNETT, J. et LOUVIERE, J. (1997). A comparison of stated preference techniques for estimating environmental values. *In 41st Conference of Australian Agricultural and Resource Economics Societ*, volume 136495.

MOSCOVICI, S. (1961). *La psychanalyse, son image et son public : étude sur la représentation sociale de la psychanalyse*. Presses Universitaires de France.

MOSER, R., RAFFAELLI, R. et NOTARO, S. (2014). Testing hypothetical bias with a real choice experiment using respondents' own money. *European Review of Agricultural Economics*, 41(1):25–46.

MOSSHOLDER, K. W., SETTOON, R. P., HARRIS, S. G. et ARMENAKIS, A. A. (1995). Measuring emotion in open-ended survey responses : An application of textual data analysis. *Journal of Management*, 21(2):335–355.

MOUSSEAU, V. (1995). Eliciting information concerning the relative importance of criteria. *In* PARDALOS, P. M., SISKOS, Y. et ZOPOUNIDIS, C., éditeurs : *Advances in Multicriteria Analysis*, volume 5, pages 17–43. Springer US. DOI : 10.1007/978-1-4757-2383-0_3.

MOWEN, A. J. et CONFER, J. J. (2003). The relationship between perceptions, distance, and socio-demographic characteristics upon public use of an urban park" in-fill.". *Journal of Park & Recreation Administration*, 21(3).

MØRKBAK, M. R., OLSEN, S. B. et CAMPBELL, D. (2014). Behavioral implications of providing real incentives in stated choice experiments. *Journal of Economic Psychology*, 45:102–116.

MUNCER, S., TAYLOR, S., GREEN, D. et MCMANUS, I. (2001). Nurses' representations of the perceived causes of work-related stress : a network drawing approach. *Work & Stress*, 15(1):40–52.

MUNDY, B. (1992). Stigma and value. *The Appraisal Journal*, LX(1):7–13.

MURATET, A., MACHON, N., JIGUET, F., MORET, J. et PORCHER, E. (2007). The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris area, France. *Ecosystems*, 10(4):661–671.

Murphy, M. (1996). Brownfields sites : Removing lender concerns as a barrier to redevelopment. *Banking LJ*, 113:440.

Musson, A. (2012). The build-up of local sustainable development politics : A case study of company leaders in France. *Ecological Economics*, 82:75–87.

Nagengast, A., Hendrickson, C. et Lange, D. (2011). Commuting from US brownfield and greenfield residential development neighborhoods. *Journal of Urban Planning and Development*, 137(3):298–304.

Nappi-Choulet, I. (2006). The role and behaviour of commercial property investors and developers in French urban regeneration : The experience of the Paris region. *Urban Studies*, 43(9):1511–1535.

Nardo, M., Saisana, M. et Tarantola, S. (2005). Tools for composite indicator.

National Research Council (2008). *Public participation in environmental assessment and decision making*. National Acad. Press, national research council édition.

Navratil, J., Krejci, T., Martinat, S., Pasqualetti, M. J., Klusacek, P., Frantal, B. et Tochackova, K. (2017). Brownfields do not "only live twice" : The possibilities for heritage preservation and the enlargement of leisure time activities in Brno, the Czech Republic. *Cities*.

Negura, L. (2006). L'analyse de contenu dans l'étude des représentations sociales. *SociologieS*, Théories et recherches.

Neo, W. S., Yu, M., Weber, R. A. et Gonzalez, C. (2013). The effects of time delay in reciprocity games. *Journal of Economic Psychology*, 34:20–35.

Neuman, L. W. (2010). *Social research methods : Qualitative and quantitative approaches*. Pearson, 2010 édition.

Neustein, R. A. et Bell, R. (1998). Diminishing diminution : A trend in environmental stigma. *Environmental Claims Journal*, 11(1):47–59.

Németh, J. et Langhorst, J. (2014). Rethinking urban transformation : Temporary uses for vacant land. *Cities*, 40:143–150.

NOAA Coastal Services Center (2009). *Introduction to conducting Focus Groups*.

Nogués, S. et Arroyo, N. L. (2015). Alternative approach to prioritization of brownfield reclamation attending to urban development potentialities : Case study in a depressed industrial district in Northern Spain. *Journal of Urban Planning and Development*, 142(1):05015002.

Noonan, D. S., Krupka, D. J. et Baden, B. M. (2007). Neighborhood dynamics and price effects of Superfund site clean-up. *Journal of Regional Science*, 47(4):665–692.

Norman, P., Conner, M. et Bell, R. (1999). The theory of planned behavior and smoking cessation. *Health psychology*, 18(1):89.

Norman, P. et Cooper, Y. (2011). The theory of planned behaviour and breast self-examination : Assessing the impact of past behaviour, context stability and habit strength. *Psychology & Health*, 26(9):1156–1172.

Noury, A. (2004). Le réaménagement des friches urbaines. *Les cahiers du GRIDAUH (Groupement de Recherche sur les Institutions et le Droit de l'Aménagement de l'Urbanisme et de l'Habitat)*, (10):169–190.

O'Brien, K. (1993). Improving survey questionnaires through focus groups. *In* Morgan, D., éditeur : *Successful Focus Groups Advancing the State of the Art*, volume 156 de *Sage Focus Editions,*, pages 105–117. Sage Focus Editions,.

OECD (2008). *Handbook on constructing composite indicators : methodology and user guide*. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).

O'Faircheallaigh, C. (2010). Public participation and environmental impact assessment : Purposes, implications, and lessons for public policy making. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(1):19–27.

Ogé, F. (2014). *Élements pouvant servir à l'histoire et à la géographie industrielle de la Région Lorraine du début du XIXe siècle à nos jours*. Étude méthodologique. PRODIC, CNRS.

Oguamanam, M. (2010). Spatial analysis of the environment's influence on pediatric asthma in Baltimore City using a geographic information system. *Celebrating 19 years of student research and scholarship*, pages 180–193.

Oliver, L., Ferber, U., Grimski, D., Millar, K. et Nathanail, P. (2005). The scale and nature of European brownfields. *In CABERNET International Conference on Managing U rban Land*. CABERNET International Conference on managing urban land.

Oliver, M. (1997). Soil and human health : a review. *European Journal of Soil Science*, 48(4):573–592.

Olsen, S. B., Lundhede, T. H., Jacobsen, J. B. et Thorsen, B. J. (2011). Tough and easy choices : Testing the influence of utility difference on stated certainty-in-choice in choice experiments. *Environmental and Resource Economics*, 49(4):491–510.

Onwubuya, K., Cundy, A., Puschenreiter, M., Kumpiene, J., Bone, B., Greaves, J., Teasdale, P., Mench, M., Tlustos, P., Mikhalovsky, S., Waite, S., Friesl-Hanl, W., Marschner, B. et Müller, I. (2009). Developing decision support tools for the selection of "gentle" remediation approaches. *Science of The Total Environment*, 407(24):6132–6142.

Oreg, S. (2006). Predicting proenvironmental behavior cross-nationally : Values, the theory of planned behavior, and value-belief-norm theory. *Environment and Behavior*, 38(4):462–483.

Origo, N., Wicherek, S. et Hotyat, M. (2012). Réhabilitation des sites pollués par phytoremédiation. *VertigO*, 12(2).

Orme, B. K. (2002). Formulating attributes and levels in conjoint analysis.

Orr, M., Bove, F., Kaye, W. et Stone, M. (2002). Elevated birth defects in racial or ethnic minority children of women living near hazardous waste sites. *International journal of hygiene and environmental health*, 205(1-2):19–27.

Otsuka, N., Dixon, T. et Abe, H. (2010). Cities in recession : urban regeneration in Manchester (England) and Osaka (Japan) and the case of 'hardcore'brownfield sites.

Ouest France (1965). Jour J à l'Alleud de La Possonnière. Inauguration de la nouvelle usine. *Ouest France du 27/09/1965*.

Ouest France (2004a). Analyse des eaux à La Possonnière. *Ouest France du 19/02/2004*.

Ouest France (2004b). La pollution persistance inquiète les riverains de l'usine de l'Alleud. *Ouest France du 17/11/2004*.

Ouest France (2004c). Usine : les riverains craignent une pollution des eaux souterraines. *Ouest France du 12/02/2004*.

Ouest France (2005a). L'ARUA attend une dépollution rapide du site. *Ouest France du 11/04/2005*.

Ouest France (2005b). L'usine de l'Alleud inquiète toujours les riverains. *Ouest France du 19/10/2005*.

Ouest France (2007). Campagne d'analyse de la pollution des puits. *Ouest France du 07/05/2007*.

Ouest France (2013). Quel avenir pour le site industriel pollué de la SAITS ? *Ouest France du 29/09/2013*.

Pacaux, M. et Decocq, C. (2010). Friches industrielles et pollutions historiques. *Rapport de la mission d'information et d'évaluation de Lille Métropole*, (Rapport de la mission d'information et d'évaluation de Lille Métropole).

Paccagnan, V., Turvani, M., Tonin, S. et Alberini, A. (2011). Population preferences towards alternative reuse policies for derelict and contaminated sites : Results from a survey of the Italian public. *In 9th International Conference of the European Society for Ecological Economics - Istanbul*.

Pahl, S., Harris, P., Todd, H. A. et Rutter, D. (2005). Comparative optimism for environmental risks. *Journal of Environmental Psychology*, 25(1):1–11.

Palacios, J. M., Gurrutxaga, I. A., Menzada, A. S., Lara, Z. R., Bach, J.-N. *et al.* (2015). La participation entravée des femmes. Le cas des processus d'innovation démocratique au Pays Basque. *Participations*, (2):31–56.

Palat, B., Paran, F. et Delhomme, P. (2017). Applying an extended theory of planned behavior to predicting violations at automated railroad crossings. *Accident Analysis & Prevention*, 98:174–184.

Paleari, S. (2017). Is the European Union protecting soil ? A critical analysis of community environmental policy and law. *Land Use Policy*, 64:163–173.

Panagos, P., Van Liedekerke, M., Yigini, Y. et Montanarella, L. (2013). Contaminated sites in Europe : review of the current situation based on data collected through a European network. *Journal of Environmental and Public Health*, 2013.

Parker, D., Manstead, A. S., Stradling, S. G., Reason, J. T. et Baxter, J. S. (1992). Intention to commit driving violations : An application of the theory of planned behavior. *Journal of Applied Psychology*, 77(1):94.

Parkhill, K. A., Pidgeon, N. F., Henwood, K. L., Simmons, P. et Venables, D. (2010). From the familiar to the extraordinary : local residents' perceptions of risk when living with nuclear power in the UK. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 35(1):29–58.

Pascu, G. (2015). *Le patrimoine industriel-minier : facteur de développement territorial : Complexité et enjeux en Roumanie, en comparaison avec la France et la Grande-Bretagne*. Thèse de doctorat en architecture et histoire de temps modernes et contemporains - école nationale supérieure des mines des Saint-étienne, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.

Patchin, P. J. (1991). Contaminated properties : stigma revisited. *The Appraisal Journal*, 59(2):167–172.

Paull, E. (2008). The environmental and economic impacts of brownfields redevelopment. *Working Draft for Distribution - Northeast-Midwest Institute - Center for Policy initiatives*.

Paull, E. (2009). *Energy Benefits of Urban Infill, Brownfields, and Sustainable Urban Redevelopment*. Northeast-Midwest Institute - Center for Policy initiatives.

Pauluis, J. (2007). Role du médecin généraliste dans les maladies liées a l'environnement. *Louvain médical*, 126(10):177.

Pautard, É. (2016). Opinions et pratiques environnementales des français en 2015. *Chiffres & Statistiques - Commissariat Général du Développement Durable*, (750).

Pavlou, P. A. et Fygenson, M. (2006). Understanding and predicting electronic commerce adoption : An extension of the theory of planned behavior. *MIS quarterly*, pages 115–143.

Payá-Pérez, A., Peláez-Sànchez, S. et Van Liedekerke, M. (2015). Remediated sites and brownfields. sucess stories in Europe. *Report of the European Information and Observation Network's National Reference Centres for Soil (EIONED NRC Soil - European Commission*.

Payne, J. W., Bettman, J. R. et Johnson, E. J. (1992). Behavioral decision research : A constructive processing perspective. *Annual Review of Psychology*, 43(1):87–131.

Pêcheux, M., Léon, J., Bonnafous, S. et Marandin, J.-M. (1982). Présentation de l'analyse automatique du discours (AAD69) : théories, procédures, résultats, perspectives. *Mots*, 4(1):95–123.

Pearce, D., Atkinson, G. et Mourato, S. (2006). *Analyse coûts-bénéfices et environnement. Développements récents*. Edition OCDE. OCDE édition.

Pearsall, H. (2009). Linking the stressors and stressing the linkages : Human–environment vulnerability and brownfield redevelopment in New-York City. *Environmental Hazards*, 8(2): 117–132.

Pediaditi, K., Doick, K. J. et Moffat, A. J. (2010). Monitoring and evaluation practice for brownfield, regeneration to greenspace initiatives. *Landscape and Urban Planning*, 97(1):22–36.

Peleg, S., Vilchinsky, N., Fisher, W. A., Khaskia, A. et Mosseri, M. (2017). Personality makes a difference : Attachment orientation moderates theory of planned behavior prediction of cardiac medication adherence. *Journal of personality*.

Penz, E., Meier-Pesti, K. et Kirchler, E. (2004). "It's practical, but no more controllable" : Social representations of the electronic purse in Austria. *Journal of Economic Psychology*, 25(6):771–787.

Pereira, Â. G., Rinaudo, J.-D., Jeffrey, P., Blasques, J., Quintana, S. C., Courtois, N., Funtowicz, S. et Petit, V. (2003). ICT tools to support public participation in water resources governance & planning : Experiences from the design and testing of a multi-media platform. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 5(03):395–420.

Perennou, Y. (2004). Deux usines de traitement des métaux de la SAITS liquidées. *Les Échos du 19/05/2004*.

Perez, J. et Lang, C. (2014). Anticiper le risque de pollution des sols dans les documents d'urbanisme et dans le cadre de projet d'aménagement. *In Journées Techniques Nationales Reconversion des friches urbaines polluées*. ADEME Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.

Perugini, M. et Bagozzi, R. P. (2001). The role of desires and anticipated emotions in goal-directed behaviours : Broadening and deepening the theory of planned behaviour. *British Journal of Social Psychology*, 40(1):79–98.

Peters, E. M., Burraston, B. et Mertz, C. (2004). An emotion-based model of risk perception and stigma susceptibility : Cognitive appraisals of emotion, affective reactivity, worldviews, and risk perceptions in the generation of technological stigma. *Risk analysis*, 24(5):1349–1367.

Peters, R. G., Covello, V. T. et McCallum, D. B. (1997). The determinants of trust and credibility in environmental risk communication : An empirical study. *Risk Analysis*, 17(1):43–54.

Petit, E. (2011). L'apport de la psychologie sociale à l'analyse économique. *Revue d'Économie Politique*, 121(6):797.

Peyrat-Guillard, D. (2006). Alceste et Wordmapper : l'apport complémentaire de deux logiciels pour analyser un même corpus d'entretiens. *In Colloque Journées internationales d'Analyse statistique des Données Textuelles, avril, Université de Franche-Comté*.

Peyrat-Guillard, D., Miltgen Lancelot, C. et Welcomer, S. (2014). Analysing conversational data with computer-aided content analysis : the importance of data partitioning. *In 12th international conference on textual data statistical analysis*.

Piaget, J. (1926). *La représentation du monde chez l'enfant*. Presses universitaires de France, 2013 édition.

Pianelli, C., Abric, J.-C. et Saad, F. (2010). Rôle des représentations sociales préexistantes dans les processus d'ancrage et de structuration d'une nouvelle représentation. *Les Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale*, Numéro 86(2):241.

Picazo-Vela, S., Chou, S. Y., Melcher, A. J. et Pearson, J. M. (2010). Why provide an online review ? An extended theory of planned behavior and the role of big-five personality traits. *Computers in Human Behavior*, 26(4):685–696.

Piermattéo, A., Lo Monaco, G. et Girandola, F. (2016). When commitment can be overturned : Anticipating recycling program dropouts through social representations. *Environment and Behavior*, 48(10):1270–1291.

Piovesan, M. et Wengström, E. (2009). Fast or fair ? A study of response times. *Economics Letters*, 105(2):193–196.

Pirlot, M. (1997). A common framework for describing some outranking methods. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 6(2):86–92.

Pizzol, L., Critto, A. et Marcomini, A. (2009). A spatial decision support system for the risk-based management of contaminated sites : the DESYRE DSS. *In Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites*, pages 1–22. Springer.

Pizzol, L., Zabeo, A., Klusáček, P., Giubilato, E., Critto, A., Frantál, B., Martinát, S., Kunc, J., Osman, R. et Bartke, S. (2016). TIMBRE brownfield prioritization tool to support effective brownfield regeneration. *Journal of Environmental Management*, 166:178–192.

Plantinga, A. J. et Bernell, S. (2007). The association between urban sprawl and obesity : is it two-way street ? *Journal of Regional Science*, 47(5):857–879.

Pélissier, D. (2016). Pourquoi et comment utiliser la lexicométrie pour l'analyse de focus groups ? *Présence numérique des organisations*, Billets de blog.

Plottu, B. (2005). Comment concilier débat public et décision rationnelle ? Vers une méthode d'évaluation démocratique. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (3):355–372.

Plottu, B. et Plottu, É. (2009). Contraintes et vertus de l'évaluation participative. *Revue Française de Gestion*, (2):31–58.

Plottu, B. et Plottu, É. (2010a). Modèle pour l'opérationnalité de l'évaluation démocratique (MODE) : quelques précisions et enrichissements. *In Communication à la conférence OPDE - Aide à la décision et à la gouvernance*.

Plottu, É. et Plottu, B. (2010b). Multidimensionnalité des enjeux du paysage : de l'évaluation à la décision. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, mai(2):293.

Plottu, É. et Plottu, B. (2012). Total landscape values : a multi-dimensional approach. *Journal of Environmental Planning and Management*, 55(6):797–811.

Poeschl, G., Valentim, J. P. et da Silva, B. P. (2015). The thousand shades of the financial and economic crisis : A study of the social representations of the crisis in Portugal. *The Spanish Journal of Psychology*, 18.

Point, P. (1998). La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique. *Économie publique*, 1:13–46.

Polak, M., Mishkov, L. et Williams, C. C. (2015). Designing focus groups and experiments to evaluate policy approaches and measures for tackling undeclared work. *Working Paper - University of Sheffield*, (6).

Pollard, J. (2007). Les grands promoteurs immobiliers Français. *Flux*, (3):94–108.

Pollard, J. (2009). *Acteurs économiques et régulation politique : les promoteurs immobiliers au centre des politiques du logement dans les régions de Paris et de Madrid*. hèse de doctorat en science politique. sociologie politique et politiques publiques - hèse de doctorat en science politique. sociologie politique et politiques publiques.

Pollard, S., Brookes, A., Earl, N., Lowe, J., Kearney, T. et Nathanail, C. (2004). Integrating decision tools for the sustainable management of land contamination. *Science of The Total Environment*, 325(1):15–28.

Poortinga, W., Cox, P. et Pidgeon, N. F. (2008). The perceived health risks of indoor radon gas and overhead powerlines : A comparative multilevel approach. *Risk Analysis*, 28(1):235–248.

Pope, D., Tisdall, R., Middleton, J., Verma, A., van Ameijden, E., Birt, C. et Bruce, N. (2015). Quality of and access to green space in relation to psychological distress : Results from a population-based cross-sectional study as part of the EURO-URHIS 2 project. *The European Journal of Public Health*, pages 35–38.

Potoglou, D., Burge, P., Flynn, T., Netten, A., Malley, J., Forder, J. et Brazier, J. E. (2011). Best–worst scaling vs. discrete choice experiments : An empirical comparison using social care data. *Social Science & Medicine*, 72(10):1717–1727.

Pouyanné, P. et Pelinsky, P. (1992). Friches industrielles et pollution des sols. *Revue des Ingénieurs des Travaux Publics de l'État*, 108:56–58.

Pretty, J. (1994). Alternative systems of inquiry for a sustainable agriculture. *IDS Bulletin*, 25(2):37–49.

Prouteau, L. et Wolff, F.-C. (2002). La participation associative au regard des temps sociaux. *Économie et statistique*, 352(1):57–80.

Prouteau, L. et Wolff, F.-C. (2005). Participation associative des salariés et temps de domicile-travail. *Travail et Emploi*, (101):59–70.

Rahardyan, B., Matsuto, T., Kakuta, Y. et Tanaka, N. (2004). Resident's concerns and attitudes towards solid waste management facilities. *Waste Management*, 24(5):437–451.

Raibaud, Y. (2015). La participation des citoyens au projet urbain : une affaire d'hommes ! *Participations*, (2):57–81.

Rand, D. G., Greene, J. D. et Nowak, M. A. (2012). Spontaneous giving and calculated greed. *Nature*, 489(7416):427.

Ratcliffe, J. et Longworth, L. (2002). Investigating the structural reliability of a discrete choice experiment within health technology assessment. *International Journal of Technology Assessment in Health Care*, 18(1):139–144.

Rateau, P. et Lo Monaco, G. (2013). La théorie des représentations sociales : orientations conceptuelles, champs d'applications et méthodes. *Revista CES Psicología*, 6(1):1–21.

Ratinaud, P. et Déjean, S. (2009). IRaMuTeQ : implémentation de la méthode ALCESTE d'analyse de texte dans un logiciel libre. *Modélisation Appliquée aux Sciences Humaines et Sociales MASHS*, pages 8–9.

Raymond, R. (2009). La « société civile », ce « nouvel » acteur de l'aménagement des territoires. *L'Information Géographique*, 73(2):10.

Raynor, K., Matthews, T. et Mayere, S. (2017). Shaping urban consolidation debates : Social representations in brisbane newspaper media. *Urban Studies*, 54(6):1519–1536.

Record, R. A., Harrington, N. G., Helme, D. W. et Savage, M. W. (2018). Using the theory of planned behavior to guide focus group development of messages aimed at increasing compliance with a tobacco-free policy. *American Journal of Health Promotion*, 32(1):0890117116687467.

Reinert, M. (1983). Une méthode de classification descendante hiérarchique : application à l'analyse lexicale par contexte. *Les Cahiers de l'Analyse des Données*, 8(2):187–198.

Reinert, M. (1986). Un logiciel d'analyse lexicale : ALCESTE. *Les Cahiers de l'Analyse des Données*, 11(4):471–481.

Ren, W., Geng, Y., Ma, Z., Sun, L., Xue, B. et Fujita, T. (2015). Reconsidering brownfield redevelopment strategy inChina's old industrial zone : a health risk assessment of heavy metal contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4):2765–2775.

Renard-Grandmontagne, C. (2006). Le bassin sidérurgique de Longwy : nouvelle reconversion, nouveaux acteurs. *Revue Géographique de l'Est*, 46(3).

RESCUE Consortium (2005). *Best practice guidance for sustainable brownfield regeneration.* Regeneration of uropean sites in cities and urban environments (RESCUE).

Rey, E. (2013). *Régénération des friches urbaines et développement durable : vers une évaluation intégrée à la dynamique du projet.* Presses Universitaires de Louvain.

Rey-Valette, H., Pinto, M., Guillemot, S., Cunnac, M., Mathé, S., Barbe, r., Ollagnon, M.-m., Delorme, G., Laurent, A., Suita, L.-A., Bertrand, J., Dieudonné, C., Morvan, R., Champrigaud, A., Maurel, P., Chia, E., Guihéneuf, P.-Y., Michel, L., Nougaredes, B., Soulard, C.-T. et Jarrige, F. (2011). *Guide pour la mise en œuvre de la gouvernance en appui au développement durable des territoires.* Les Focus. Projet PSDR (Pour et Sur le Developpement Régional) 3 -Gouvinnov, Languedoc-Roussillon.

Rhodes, R. E., Courneya, K. S. et Jones, L. W. (2004). Personality and social cognitive influences on exercise behavior : adding the activity trait to the theory of planned behavior. *Psychology of Sport and Exercise*, 5(3):243–254.

Rich, A., Brandes, K., Mullan, B. et Hagger, M. S. (2015). Theory of planned behavior and adherence in chronic illness : a meta-analysis. *Journal of Behavioral Medicine*, 38(4):673–688.

Richard, M., Voisin, D., Vandaele, D., Quirion, P. et Delcroix, J. (2011). *Étalement urbain et changements climatiques : État des lieux et propositions.* Réseau Action Climat France.

Richard Eiser, J., Stafford, T., Henneberry, J. et Catney, P. (2007). Risk perception and trust in the context of urban brownfields. *Environmental Hazards*, 7(2):150–156.

Ricour, J. (2001). Diagnostic de la qualité du sous-sol : principes et incertitudes. *Techniques de l'ingénieur*, G2570.

Riera Pérez, M. G. et Rey, E. (2013). A multi-criteria approach to compare urban renewal scenarios for an existing neighborhood. Case study in Lausanne (Switzerland). *Building and Environment*, 65:58–70.

Rizzo, E., Pesce, M., Pizzol, L., Alexandrescu, F. M., Giubilato, E., Critto, A., Marcomini, A. et Bartke, S. (2015). Brownfield regeneration in Europe : Identifying stakeholder perceptions, concerns, attitudes and information needs. *Land Use Policy*, 48:437–453.

Roberts, R. K., Douglas, P. V. et Park, W. M. (1991). Estimating external costs of municipal landfill siting through contingent valuation analysis : a case study. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 23(2):155–166.

Robinson, B., Green, S., Mills, T., Clothier, B., Fung, L., Hurst, S., Snow, V., McIvor, I., Sivakumaran, S., van den Dijssel, C. *et al.* (2003). Assessment of phytoremediation as best management practice for degraded environments. *Environmental Management using Soil–Plant Systems, Occasional Report*, (16):39–49.

Rochet, M. (2001). Gestion des sites pollués : les enjeux. *In Gérer un site pollué : mode d'emploi - Journées techniques*.

Roddewig, R. (1996). Stigma, environmental risk and property value : 10 critical inquiries. *The Appraisal Journal*, pages 375–387.

Rodrigues, A. (2015). Maine-et-loire : une croissance démographique assez marquée. *INSEE Flash Pays-de-la-Loire*, (34).

Roland-Lévy, C., Pappalardo Boumelki, F.-E. et Guillet, E. (2010). Representation of the financial crisis. *The Journal of Socio-Economics*, 39(2):142–149.

Rollero, C. et Piccoli, N. D. (2010). Place attachment, identification and environment perception : An empirical study. *Journal of Environmental Psychology*, 30(2):198–205.

Ros, J. C. (2011). *Introduction to Decision Deck-Diviz : examples and user guide*. Departament d'Enginyeria Informàtica i Matemàtiques Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Universitat Rovira i Virgili.

Rosato, P., Alberini, A., Zanatta, V. et Breil, M. (2010). Redeveloping derelict and underused historic city areas : evidence from a survey of real estate developers. *Journal of Environmental Planning and Management*, 53(2):257–281.

Rose, J. M. et Bliemer, M. C. (2009). Constructing efficient stated choice experimental designs. *Transport Reviews*, 29(5):587–617.

Rose, J. M., Bliemer, M. C., Hensher, D. A. et Collins, A. T. (2008). Designing efficient stated choice experiments in the presence of reference alternatives. *Transportation Research Part B : Methodological*, 42(4):395–406.

Rosén, L., Back, P. E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M. et Döberl, G. (2015). SCORE : A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Science of The Total Environment*, 511:621–638.

Ross, C. L., de Nie, K. L., Dannenberg, A. L., Beck, L. F., Marcus, M. J. et Barringer, J. (2012). Health impact assessment of the Atlanta BeltLine. *American journal of preventive medicine*, 42(3):203–213.

Ross, H., Buchy, M. et Proctor, W. (2002). Laying down the ladder : A typology of public participation in Australian natural resource management. *Australasian Journal of Environmental Management*, 9(4):205–217.

Rouay-Hendrickx, P. (1991). La perception de la friche : étude méthodologique / the perception of wasteland : a methodological study. *Revue de Géographie de Lyon*, 66(1):27–37.

Roudier, P. (2005). Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués - fiches de synthèse. *Techniques de l'ingénieur*, C 5(582).

Roussiau, N. et Bonardi, C. (2001). *Les représentations sociales : état des lieux et perspectives*, volume 237. Mardaga.

Roussiau, N. et Girandola, F. (2002). Utilisation des technologies comportementales dans les économies d'énergie et dans la protection de l'environnement. *In* Bonardi, C., Girandola, F., Roussiau, N. et Soubiale, C., éditeurs : *Psychologie sociale appliquée : Environnement, santé et qualité de vie*, pages 39–57. In Press Paris, France.

Rowan, A. A., McDermott, M. S. et Allen, M. S. (2017). Intention stability assessed using residual change scores moderates the intention-behaviour association : a prospective cohort study. *Psychology, Health & Medicine*, 22(10):1256–1261.

Rowe, G. et Frewer, L. (2005). A typology of public engagement mechanisms. *Science, Technology & Human Values*, 30(2):251–290.

Roy, B. (1991). The outranking approach and the foundations of ELECTRE methods. *Theory and Decision*, 31(1):49–73.

Roy, B. et Bouyssou, D. (1993). *Aide Multicritère à la Décision : Méthodes et Cas. 1993*. Economica, Paris.

Roy, B. et Simmonard, M. (1961). Nouvelle méthode permettant d"explorer un ensemble de possibilités et de déterminer un optimum. *Revue Française de Recherche Opérationnelle*, 18(1):15–54.

Roy, B. et Słowiński, R. (2013). Questions guiding the choice of a multicriteria decision aiding method. *EURO Journal on Decision Processes*, 1(1):69–97.

Roy, B. et Vanderpooten, D. (1996). The European school of MCDA : Emergence, basic features and current works. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 5(1):22–38.

Ruelle, C., Halleux, J.-M. et Teller, J. (2013). Landscape quality and brownfield regeneration : a community investigation approach inspired by landscape preference studies. *Landscape Research*, 38(1):75–99.

Rulleau, B. et Dachary-Bernard, J. (2013). Identification et analyse des préférences lexicographiques en évaluation économique. *Économie et Statistique*, 460(1):129–144.

Rulleau, B., Dehez, J. et Point, P. (2009). Approche multidimensionnelle de la valeur économique des loisirs de nature, suivi d'un commentaire de Dominique Ami et Olivier Chanel. *Economie et statistique*, 421(1):29–51.

Rulleau, B., Dehez, J. et Point, P. (2010). Une approche multi-attributs de la demande de loisirs sur les espaces naturels : l'exemple de la forêt publique. *Revue Française d'Économie*, 25(1):175–211.

Rulleau, B. et Mahieu, P.-A. (2012). An overview of the landscape valuation studies conducted in france. *Document de travail du LEMNA*, EA 4272(3).

Runhaar, H. et Driessen, P. P. (2007). What makes strategic environmental assessment successful environmental assessment ? The role of context in the contribution of SEA to decision-making. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 25(1):2–14.

Ryan, M. et Wordsworth, S. (2000). Sensitivity of willingness to pay estimates to the level of attributes in discrete choice experiments. *Scottish Journal of Political Economy*, 47(5):504–524.

Saaty, T. L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15(3):234–281.

Sagoff, M. (1986). Value and preferences. *Ethics*, 96(2):301–316.

Sagoff, M. (1988). Some problems with environmental economics. *Environmental Ethics*, 10(1):55–74.

Sagoff, M. (1998). Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods. *Ecological Economics*, 24(2):213–230.

Saisana, M. et Tarantola, S. (2002). State-of-the-art report on current methodologies and practices for composite indicator development.

Šajn, R., Aliu, M., Stafilov, T. et Alijagić, J. (2013). Heavy metal contamination of topsoil around a lead and zinc smelter in Kosovska Mitrovica/Mitrovicë, Kosovo/Kosovë. *Journal of Geochemical Exploration*, 134:1–16.

Saldivar-Tanaka, L. et Krasny, M. E. (2004). Culturing community development, neighborhood open space, and civic agriculture : The case of Latino community gardens in New-York city. *Agriculture And Human Values*, 21(4):399–412.

Sales-Wuillemin, E., Stewart, I. et Dautun, M. (2004). Effet de l'activation d'une représentation sociale par l'attitude : étude expérimentale. *Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale*, 61:43–56.

Salkeld, G., Ryan, M. et Short, L. (2000). The veil of experience : do consumers prefer what they know best ? *Health Economics*, 9(3):267–270.

Salminen, P., Hokkanen, J. et Lahdelma, R. (1998). Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems. *European Journal of Operational Research*, 104(3): 485–496.

Sampei, Y. et Aoyagi-Usui, M. (2009). Mass-media coverage, its influence on public awareness of climate-change issues, and implications for Japan's national campaign to reduce greenhouse gas emissions. *Global Environmental Change*, 19(2):203–212.

Sampson, R. J. et Raudenbush, S. W. (2005). Neighborhood stigma and the perception of disorder. *Focus*, 24(1):7–11.

Sandberg, T. et Conner, M. (2008). Anticipated regret as an additional predictor in the theory of planned behaviour : A meta-analysis. *British Journal of Social Psychology*, 47(4): 589–606.

Santé Canada (2000). *Politiques et boîte à outils concernant la participation du public à la prise de décision*, volume H39-549/2000F.

Sardinha, I., Craveiro, D. et Milheiras, S. (2013). A sustainability framework for redevelopment of rural brownfields : stakeholder participation at São Domingos mine, Portugal. *Journal of Cleaner Production*, 57:200–208.

Sardinha, I. D., Carolino, J., Mendes, I. et Matos, P. V. (2010). The REHMINE research project : the threefold value of são domingos abandoned mine rehabilitation in southern portugal. *In* Brebbia, C. A., éditeur : *Risk Analysis VII : Simulation and Hazard Mitigation & Bronwfields V : Prevention, Assessment, Rehabilitaton and Development of Brownfield Sites*, pages 27–38. WIP press édition.

Sauthier, N., Durand, C. et Schwoebel, V. (2008). Evaluation de l'exposition des sols pollués au plomb, au cadmium et à l'arsenic en Aveyron - Étude CASSIOPÉE (cadmium et arsenic dans les sols et impact observé sur une population exposée). *Rapport de l'Institut de Veille Sanitaire (INVS)*.

Sauvant-Rochat, M. P., Marie, C. et Venditelli, F. (2017). La santé environnementale en France. *Revue de médecine périnatale*, 9(3):165–170.

Sauvée, S. (2004). La mobilisation riveraine contre le projet de TGV-Ouest. Le NIMBY en mayenne. *Strates. Matériaux pour la recherche en sciences sociales*, 11.

Sauvée, S. (2000). *Mobilisation contre les infrastructures d'intérêt général : Cas du projet de TGV-Ouest*. Editions L'Harmattan.

Savchenko, O. et Braden, J. B. (2013). Economic value of sustainable brownfield redevelopment. *Working Paper - University of Illinois - Regional Economics Applications Laboratory*.

Sax, L. J., Gilmartin, S. K. et Bryant, A. N. (2003). Assessing response rates and nonresponse bias in web and paper surveys. *Research in Higher Education*, 44(4):409–432.

Scalco, A., Ceschi, A., Shiboub, I., Sartori, R., Frayret, J.-M. et Dickert, S. (2017). The implementation of the theory of planned behavior in an agent-based model for waste recycling : A review and a proposal. *In Understanding Complex Systems*, pages 77–97. Springer International Publishing.

Scapino, J. (2016). *De la friche urbaine à la biodiversité : ethnologie d'une reconquête. La petite ceinture de Paris*. Thèse de doctorat en anthropologie de l'environnement.

Scarpa, R. et Rose, J. M. (2008). Design efficiency for non-market valuation with choice modelling : how to measure it, what to report and why. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52(3):253–282.

Schärlig, A. (1996). *Pratiquer Electre et Prométhée . Un complément à décider sur plusieurs critères*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.

Schulze Bäing, A. S. et Wong, C. (2012). Brownfield residential development : What happens to the most deprived neighbourhoods in England ? *Urban Studies*, 49(14):2989–3008.

Schwarz, P. M., Gill, G. L., Hanning, A. et Cox, C. A. (2017). Estimating the effects of brownfields and brownfield remediation on property values in a new south city. *Contemporary Economic Policy*, 35(1):143–164.

Semin, G. R. (2003). 11. prototypes et représentations sociales. *In Les représentations sociales*, volume 7, pages 259–271. Presses Universitaires de France.

Sergeev, A. V. et Carpenter, D. O. (2005). Hospitalization rates for coronary heart disease in relation to residence near areas contaminated with persistent organic pollutants and other pollutants. *Environmental Health Perspectives*, 113(6):756–761.

Severin, F., Schmidtke, J., Mühlbacher, A. et Rogowski, W. H. (2013). Eliciting preferences for priority setting in genetic testing : a pilot study comparing best-worst scaling and discrete-choice experiments. *European Journal of Human Genetics*, 21(11):1202.

Sheeran, P., Gollwitzer, P. M. et Bargh, J. A. (2013). Nonconscious processes and health. *Health Psychology*, 32(5):460–473.

Sheeran, P. et Orbell, S. (1999). Augmenting the theory of planned behavior : Roles for anticipated regret and descriptive norms. *Journal of Applied Social Psychology*, 29(10):2107–2142.

Shephard, J. et Dixon, T. (2006). The role of the UK development industry in brownfield regeneration. *Sustainable Urban Brownfield Regeneration : Integrated Management bulletin*, SUB 1.

Shepherd, A. et Bowler, C. (1997). Beyond the requirements : Improving public participation in EIA. *Journal of Environmental Planning and Management*, 40(6):725–738.

Sheppard, B. H., Hartwick, J. et Warshaw, P. R. (1988). The theory of reasoned action : A meta-analysis of past research with recommendations for modifications and future research. *Journal of Consumer Research*, 15(3):325–343.

Sherman, S. (2003). Government tax and financial incentives in brownfields redevelopment : inside the developer's pro forma. *New York University Environmental Law Journal*, 11(2): 317–371.

Shi, H., Fan, J. et Zhao, D. (2017). Predicting household PM2.5-reduction behavior in Chinese urban areas : An integrative model of theory of planned behavior and norm activation theory. *Journal of Cleaner Production*, 145:64–73.

Shim, G.-E., Rhee, S.-M., Ahn, K.-H. et Chung, S.-B. (2006). The relationship between the characteristics of transportation energy consumption and urban form. *The Annals of Regional Science*, 40(2):351–367.

Short, J. R., Benton, L. M., Luce, W. B. et Walton, J. (1993). Reconstructing the image of an industrial city. *Annals of the Association of American Geographers*, 83(2):207–224.

Shusterman, D., Lipscomb, J., Neutra, R. et Satin, K. (1991). Symptom prevalence and odor-worry interaction near hazardous waste sites. *Environmental Health Perspectives*, 94:25–30.

Sicsic, J., Le Vaillant, M. et Franc, C. (2014). Building a composite score of general practitioners' intrinsic motivation : a comparison of methods. *International Journal for Quality in Health Care*, 26(2):167–173.

Siegrist, M. et Cvetkovich, G. (2001). Better negative than positive ? evidence of a bias for negative information about possible health dangers. *Risk Analysis*, 21(1):199–206.

Siikamaki, J. et Wernstedt, K. (2008). Turning brownfields into greenspaces : Examining incentives and barriers to revitalization. *Journal of Health Politics, Policy and Law*, 33(3): 559–593.

Simis, M., Awang, A. et Arifin, K. (2016). From ex-landfill to public park : Impact on local community's quality of life and living environment. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 222:763–771.

Simmel, G. (1910). How is society possible ? *American Journal of Sociology*, 16(3):372–391.

Simon, H. A. (1986). Rationality in psychology and economics. *Journal of Business*, 59(4): S209–S224.

Simons, R. A., Saginor, J., Karam, A. et Hlengani, B. (2008). Use of contingent valuation analysis in a developing country : Market perceptions of contamination on Johannesburg's mine dumps. *International Real Estate Review*, 11(2):75–104.

Skouloudis, A., Jones, N., Roumeliotis, S., Issac, D., Greig, A. et Evangelinos, K. (2017). Industrial pollution, spatial stigma and economic decline : the case of asopos river basin through the lens of local small business owners. *Journal of Environmental Planning and Management*, 60(9):1575–1600.

Slocum, N., Elliott, J., Heesterbeek, S. et Lukensmeyer, C. J. (2006). *Méthodes participatives : un guide pour l'utilisateur*. Fondation Roi Baudouin.

Slovic, P. (1987). Perception of risk. *Science*, 236(4799):280–285.

Slovic, P. (1993). Perceived risk, trust, and democracy. *Risk Analysis*, 13(6):675–682.

Slovic, P., Fischhoff, B. et Lichtenstein, S. (1982). Why study risk perception ? *Risk analysis*, 2(2):83–93.

Slovic, P., Flynn, J. et Gregory, R. (1994). Stigma happens : Social problems in the siting of nuclear waste facilities. *Risk Analysis*, 14(5):773–777.

Slovic, P., Gregory, R. et Flynn, J. (1995). Technological stigma. *American Scientist*, 83:220–223.

Slovic, P., Layman, M., Kraus, N., Flynn, J., Chalmers, J. et Gesell, G. (1991). Perceived risk, stigma, and potential economic impacts of a high-level nuclear waste repository in Nevada. *Risk Analysis*, 11(4):683–693.

Sniehotta, F. F., Presseau, J. et Araújo-Soares, V. (2014). Time to retire the theory of planned behaviour. *Health Psychology Review*, 8(1):1–7.

Socotec (2009). *Synthèse de l'étude historique - rapport technique*. Numéro E14Q/09/121.

Souchet, L. et Girandola, F. (2013). Double foot-in-the-door, social representations, and environment : application for energy savings. *Journal of Applied Social Psychology*, 43(2):306–315.

Sperber, D. (2003). *L'étude anthropologique des représentations : problèmes et perspectives*, chapitre 7, pages 133–148. Presses Universitaires de France, 7 édition.

Spijkerman, R., van den Eijnden, R. J., Vitale, S. et Engels, R. C. (2004). Explaining adolescents' smoking and drinking behavior : The concept of smoker and drinker prototypes in relation to variables of the theory of planned behavior. *Addictive behaviors*, 29(8):1615–1622.

Staffolani, S. (2008). *La conservation du sol en droit Français*. Thèse de doctorat en droit public - université de limoges.

Stanovich, K. E. et West, R. F. (1998). Individual differences in rational thought. *Journal of Experimental Psychology : general*, 127(2):161–188.

Stasakova, G. et Kulla, M. (2016). Sights of industrial heritage and their importance for developing tourism in Slovakia. *Geographia Cassoviensis*, 10(2):159–174.

Steelman, T. A., McCaffrey, S. M., Velez, A.-L. K. et Briefel, J. A. (2014). What information do people use, trust, and find useful during a disaster ? Evidence from five large wildfires. *Natural Hazards*, 76(1):615–634.

Steg, L., Bolderdijk, J. W., Keizer, K. et Perlaviciute, G. (2014). An integrated framework for encouraging pro-environmental behaviour : The role of values, situational factors and goals. *Journal of Environmental Psychology*, 38:104–115.

Steichen, P. et Lafeuille, C. (2015). La politique de réutilisation du foncier des friches industrielles stimulée par la loi ALUR - Un nouvel encadrement des rapports contractuels portant sur les friches industrielles. *Revue Juridique de l'Environnement*, (2):266–283.

Steichen, P., Lebreton, J. et Jegouzo, Y. (2014). La réforme du droit des sites et sols pollués, commentaire de l'article 173 de la loi ALUR du 24 mars 2014. *Etude du GRIDAUH (Groupement de Recherche sur les Insitutions et le Droit de l'Aménagement, de l'Urbanisme, et d l'Habitat) du 24/09/2014.*

Stern, E. (2005). *Evaluation Research Methods (Editor and introductory essay for a 4 volume collection in'Benchmark Series in Social Research Methods').* Sage.

Stevens, S. S. *et al.* (1946). On the theory of scales of measurement. *Science*, 103(2684):677–680.

Stevenson, M., Thompson, J., de Sá, T. H., Ewing, R., Mohan, D., McClure, R., Roberts, I., Tiwari, G., Giles-Corti, B., Sun, X. *et al.* (2016). Land use, transport, and population health : estimating the health benefits of compact cities. *The Lancet*, 388(10062): 2925–2935.

Stewart, J. et Sinclair, J. (2007). Meaningful public participation in environmental assessment : Perspectives from canadian participants, proponents, and government. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 9(2):161–183.

Stezar, I., Pizzol, L., Critto, A., Ozunu, A. et Marcomini, A. (2013). Comparison of risk-based decision-support systems for brownfield site rehabilitation : DESYRE and SADA applied to a Romanian case study. *Journal of Environmental Management*, 131:383–393.

Stone, B., Hess, J. et Frumkin, H. (2010). Urban form and extreme heat events : are sprawling cities more vulnerable to climate change than compact cities. *Environmental Health Perspectives*, 118(10):1425–1428.

Strazzera, E., Cherchi, E. et Ferrini, S. (2010). Assessment of regeneration projects in urban areas of environmental interest : a stated choice approach to estimate use and quasi-option values. *Environment and Planning A*, 42:452–468.

Sturm, R. et Cohen, D. (2004). Suburban sprawl and physical and mental health. *Public Health*, 118(7):488–496.

Sunstein, C. R. (2000). Deliberative trouble ? Why groups go to extremes. *The Yale Law Journal*, 110(1):71–119.

Sunstein, C. R. (2002). The law of group polarization. *Journal of Political Philosophy*, 10(2):175–195.

Tanneau, M. (2004). La SAI liquidée, 122 emplois menacés. *Ouest France du 13/05/2004.*

Tardivon, P., Delaunay, A. et Besson, A. (2017). *Contamination par les métaux lourds d'habitants proches d'anciens sites miniers du Gard - Études environnementales sur l'état des sols et nécessité d'assurer un suivi médical*. Inspection Générale des Affaires Sociales (IGAS).

Taylor, L. (2016). Cleaning up brownfield sites not only benefits the environment–it also increases nearby property values. *USApp–American Politics and Policy Blog*.

Tecsol (2015). *Centrale photovoltaïque au sol. Les Tarares. Esquisse de l'étude de faisabilité*. Numéro 2015-037.

Thayer, M., Albers, H. et Rahmatian, M. (1992). The benefits of reducing exposure to waste disposal sites : A hedonic housing value approach. *Journal of Real Estate Research*, 7(3):265–282.

Thomas, M. R. (2002a). A gis-based decision support system for brownfield redevelopment. *Landscape and Urban Planning*, 58(1):7–23.

Thomas, M. R. (2002b). A weighted, multi-attribute, site prioritization and selection process for brownfield redevelopment. *Environmental Practice*, 4(2):95–106.

Thomas, M. R. (2003). Brownfield redevelopment : Information issues and the affected public. *Environmental Practice*, 5(1).

Thornton, G., Franz, M., Edwards, D., Pahlen, G. et Nathanail, P. (2007). The challenge of sustainability : incentives for brownfield regeneration in Europe. *Environmental science & policy*, 10(2):116–134.

Thurstone, L. L. (1927). A law of comparative judgment. *Psychological review*, 34(4):273.

Tintěra, J., Ruus, A., Tohvri, E. et Kotval, Z. (2014). Urban brownfields in Estonia : scope, consequences and redevelopment barriers as perceived by local governments. *Moravian Geographical Reports*, 22(4):25–38.

Tiziana, D. M., Azucena, G. et Rodolfo, M. N. (2013). On the use of honesty priming tasks to mitigate hypothetical bias in choice experiments. *American Journal of Agricultural Economics*, 95(5):1136–1154.

Tobias, S., Conen, F., Duss, A., Wenzel, L., Buser, C. et Alewell, C. (2017). Combating land degradation : the potential of soil reconversion. *In EGU General Assembly Conference Abstracts*, volume 19, page 2780.

Tonin, S. (2009). *Measuring the socio-economic benefits of bronwfields remediation. The value of mortality risk reduction*. Verlag Dr. Müller.

Tonin, S. (2014). Assessing the impact of the remedial actions taken at a contaminated Italian site : an ex-post valuation analysis. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13(2):121–137.

Tonin, S., Alberini, A. et Turvani, M. (2012). The value of reducing cancer risks at contaminated sites : are more knowledgeable people willing to pay more ? *Risk Analysis*, 32(7):1157–1182.

Tonin, S. et Turvani, M. (2011). Interest, knowledge, and attitudes towards green brownfield reuse. *9th International Conference for the European Society for Ecological Economics*.

Tonin, S. et Turvani, M. (2014). Redeveloping industrial land : are contamination and remediation schemes affecting the price of industrial real estate properties ? *Journal of Environmental Planning and Management*, 57(7):1043–1065.

Torre, A. (2009). Retour sur la notion de proximité géographique. *Géographie, Économie, Société*, 11(1):63–75.

Torre, A. (2010). Jalons pour une analyse dynamique des proximités. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (3):409–437.

Torre, A., Melot, R., Bossuet, L., Cadoret, A., Caron, A., Darly, S., Jeanneaux, P., Kirat, T. et Pham, H. V. (2010). Comment évaluer et mesurer la conflictualité liée aux usages de l'espace ? éléments de méthode et de repérage. *VertigO-La revue électronique en sciences de l'environnement*, 10(1).

Train, K. (2003). *Discrete Choice Methods with Simulation*. Cambridge University Press.

Travers, M. (2007). *Méthode des prix hédoniques et évaluation des actifs environnementaux : application au cas du littoral*. Thèses de doctorat en sciences économiques - Université de Bretagne Occidentale.

Travers, M. (2008). Modification simultanée de plusieurs caractéristiques d'un bien hédonique : une nouvelle méthode de calcul de la variation de bien être des ménages. *In Journées de l'ADRES (Association pour le Développement de la Recherche en Économie et en Statistique)*.

Travers, M., Bonnet, E., Chevé, M. et Appéré, G. (2009). Risques industriels et zone naturelle estuarienne une analyse hédoniste spatiale. *Économie & Prévision*, 4(190):135–158.

Turner I, D. W. (2010). Qualitative interview design : A practical guide for novice investigators. *The Qualitative Report*, 15(3):754–760.

Turvani, M., Chiabai, A., Alberini, A. et Tonin, S. (2007). Public policies for contaminated site cleanup : The opinions of the Italian public. *FEEM Working Paper*, 11.

Turvani, M., Tonin, S. et Alberini, A. (2010). Stakeholder preferences for contaminated land clean-up and redevelopment programmes in Italy. *Journal of Urban Regeneration and Renewal*, 3(3):315–323.

Turvani, M., Tonin, S., Alberini, A. et Chiabai, A. (2009). Public policies for contaminated site cleanup : evidence from a survey of the Italian public. *International Journal of Environmental Technology and Management*, 11(1):68–87.

Twigger-Ross, C. et Uzzell, D. (1996). Place and identity process. *Journal of Environmental Psychology*, 16(3):205–220.

Tyrväinen, L., Ojala, A., Korpela, K., Lanki, T., Tsunetsugu, Y. et Kagawa, T. (2014). The influence of urban green environments on stress relief measures : A field experiment. *Journal of Environmental Psychology*, 38:1–9.

US Conference of Mayors (2001). *Clean air - brownfields report*.

US EPA (2005). Superfund benefits analysis. *Partial draft prepared for the US Environmental Protection Agency Office of Superfun Remediation Technology Innovation*, page 236.

US EPA (2011a). Air and water quality impacts of brownfields redevelopment : A study of five communities.

US EPA (2011b). *Beneficial Effects of the Superfund Program*. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation.

US EPA (2016). *Superfund Community Involvement Handbook*.

US EPA - Environmental Protection Agency (2007). Measuring the air quality and transportation impacts of infill development. *Report of the US Environmental Protection Agency - US Epa*, (EPA 231-R-07-001).

Valegeas, F. (2014). Un « nouvel art de vivre ensemble » : quelles expérimentations sociales dans les quartiers dits durables ? L'exemple du quartier Beauregard à Rennes. *Revue Géographique de l'Est*, 51(3).

Valette, H. R., Damart, S. et Roussel, S. (2007). A multicriteria participation-based methodology for selecting sustainable development indicators : an incentive tool for concerted decision making beyond the diagnosis framework. *International Journal of Sustainable Development*, 10(1/2):122.

Vallée, J.-F. (2005). L'usine non dépolluée, les voisins inquiets. *Ouest France du 14/02/2005*.

Van Dillen, S. M. E., de Vries, S., Groenewegen, P. P. et Spreeuwenberg, P. (2012). Greenspace in urban neighbourhoods and residents' health : adding quality to quantity. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 66(6):1–5.

Van Liedekerke, M., Prokop, G., Rabl-Berger, S., Kibblewhite, M. et Louwagie, G. (2014). Progress in the management of contaminated sites in Europe. *European Commission Report Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability*, (EUR 26376 EN):68.

Van Metre, P. C., Mahler, B. J. et Furlong, E. T. (2000). Urban sprawl leaves its PAH signature. *Environmental Science & Technology*, 34(19):4064–4070.

Vander Putten, J. et Nolen, A. L. (2010). Comparing results from constant comparative and computer software methods : A reflection about qualitative data analysis. *Journal of Ethnographic and Qualitative Research*, 5:99–112.

Vandermoere, F. (2008a). Hazard perception, risk perception, and the need for decontamination by residents exposed to soil pollution : the role of sustainability and the limits of expert knowledge. *Risk analysis*, 28(2):387–398.

Vandermoere, F. (2008b). Psychosocial health of residents exposed to soil pollution in a Flemish neighbourhood. *Social Science & Medicine*, 66(7):1646–1657.

Vaseux, L. (2014). Représentations construites par les habitants des friches en milieu urbain. les cas d'étude de Tours (37) et de Blois (41). Projet de fin d'étude - Université François Rabelais - Polytech Tours.

Velarde, M., Fry, G. et Tveit, M. (2007). Health effects of viewing landscapes – landscape types in environmental psychology. *Urban Forestry & Urban Greening*, 6(4):199–212.

Venables, D., Pidgeon, N. F., Parkhill, K. A., Henwood, K. L. et Simmons, P. (2012). Living with nuclear power : Sense of place, proximity, and risk perceptions in local host communities. *Journal of Environmental Psychology*, 32(4):371–383.

Venkatachalam, L. (2008). Behavioral economics for environmental policy. *Ecological Economics*, 67(4):640–645.

Vergès, P. (1994). Approche du noyau central : propriétés quantitatives et structurales. *Structures et transformations des représentations sociales*, 277:233–53.

Vergne, A. (2014). Dépollution des sols : adapter les filières de traitement aux contraintes économiques. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, (369):37–44.

Vergès, P. (1992). L'évocation de l'argent : une méthode pour la définition du noyau central d'une représentation. *Bulletin de Psychologie*, 45(405):203–209.

Vergès, P., Tyszka, T. et Vergès, P. (1994). Noyau central, saillance et propriétés structurales. *Papers on Social Representations*, 3(1):3–12.

Viale, C. (2013). Gestion pratique des déchets d'activités économiques. *Techniques de l'ingénieur*, G 2250.

Villeneuve, P., Trudelle, C., Pelletier, M. et Thériault, M. (2009). Les conflits urbains : une approche analytique. *Environnement urbain/Urban environment*, 3:d–1.

Vincke, P. (1998). *L'aide Multicritère à la décision*. Statistique et Mathématiques Appliquées. Ellipses Marketing, Édition de l'université de bruxelles édition.

Vodouhe, F. G. et Khasa, D. P. (2015). Local community perceptions of mine site restoration using phytoremediation in Abitibi-Temiscamingue (Quebec). *International Journal of Phytoremediation*, 17(10):962–972.

Vodoz, L. (2001). *NTIC et territoires : enjeux territoriaux des nouvelles technologies de l'information et de la communication*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.

Vogt, C. A., Klenosky, D. B., Snyder, S. A. et Campbell, L. K. (2015). Resident support for a landfill-to-park transformation. *Journal of Park and Recreation Administration*, 33(4).

Vottero, F. (2013). La réhabilitation des sites et des sols pollués. prévisions pour 2014 et perspectives à moyen terme. Analyse du paysage concurrentiel. *Rapport d'étude - Cabinet Xerfi*, (3SCO20):277.

Vrijheid, M., Dolk, H., Armstrong, B., Abramsky, L., Bianchi, F., Fazarinc, I., Garne, E., Ide, R., Nelen, V., Robert, E., Scott, J., Stone, D. et Tenconi, R. (2002). Chromosomal congenital anomalies and residence near hazardous waste landfill sites. *The Lancet*, 359(9303):320–322.

Wachinger, G., Renn, O., Begg, C. et Kuhlicke, C. (2013). The risk perception paradox-implications for governance and communication of natural hazards : The risk perception paradox. *Risk Analysis*, 33(6):1049–1065.

Wang, H., Shen, Q. et Tang, B.-s. (2014). Gis-based framework for supporting land use planning in urban renewal : Case study in Hong Kong. *Journal of Urban Planning and Development*, 141(3):05014015.

Wang, J. (2011). The health impacts of brownfields in Charlotte, NC : A spatial approach. *In Geospatial Analysis of Environmental Health*, pages 171–189. Springer.

Wcisło, E., Ioven, D., Kucharski, R. et Szdzuj, J. (2002). Human health risk assessment case study : an abandoned metal smelter site in Poland. *Chemosphere*, 47(5):507–515.

Weber, B. (1997). The valuation of contaminated land. *Journal of Real Estate Research*, 14(3):379–398.

Weber, O., Scholz, R. W., Bühlmann, R. et Grasmück, D. (2001). Risk perception of heavy metal soil contamination and attitudes toward decontamination strategies. *Risk analysis*, 21(5):967–967.

Weil, R. R., Brady, N. C. et Weil, R. R. (2016). *The nature and properties of soils*. Pearson.

Weingaertner, C. et Barber, A. R. (2010). Urban regeneration and socio-economic sustainability : a role for established small food outlets. *European Planning Studies*, 18(10):1653–1674.

Weinstein, N. D. (1993). Testing four competing theories of health-protective behavior. *Health psychology*, 12(4):324.

Weiss, K. et Girandola, F. (2009). Qualité environnementale et comportements écocitoyens. *In Introduction à la psychologie positive*, pages 243–255.

Weiss, K., Girandola, F. et Colbeau-Justin, L. (2011). Protection behaviors with regard to natural hazards : From resistance to commitment. *Pratiques psychologies*, 17(3):251–262.

Weiss, K., Moser, G. et Germann, C. (2006). Perception de l'environnement, conceptions du métier et pratiques culturales des agriculteurs face au développement durable. *Revue Européenne de Psychologie Appliquée/European Review of Applied Psychology*, 56(2):73–81.

Wernstedt, K., Meyer, P. B. et Alberini, A. (2006a). Attracting private investment to contaminated properties : The value of public interventions. *Journal of Policy Analysis and Management*, 25(2):247–369.

Wernstedt, K., Meyer, P. B., Alberini, A. et Heberle, L. (2006b). Incentives for private residential brownfields development in US urban areas. *Journal of Environmental Planning and Management*, 49(1):101–119.

Wester-Herber, M. (2004). Underlying concerns in land-use conflicts—the role of place-identity in risk perception. *Environmental Science & Policy*, 7(2):109–116.

Westphal, L., Levengood, J., Wali, A., Soucek, D. et Stotz, D. (2004). Brownfield redevelopment : A hidden opportunity for conservation biology. *In Policies for Managing Urban Growth and Landscape Change : a Key to Conservation in the 21st Century*, volume NC 265.

White, M. P., Alcock, I., Wheeler, B. W. et Depledge, M. H. (2013). Would you be happier living in a greener urban area ? a fixed-effects analysis of panel data. *Psychological Science*, 24(6):920–928.

Whitty, J. A., Ratcliffe, J., Chen, G. et Schuffham (2013). A comparison of discrete choice and best worst scaling methods to assess australian public preferences for the funding of new health technologies. *In International Choice Modelling Conference*.

Whitty, J. A., Ratcliffe, J., Chen, G. et Scuffham, P. A. (2014a). Australian public preferences for the funding of new health technologies : a comparison of discrete choice and profile case best-worst scaling methods. *Medical Decision Making*, 34(5):638–654.

Whitty, J. A., Walker, R., Golenko, X. et Ratcliffe, J. (2014b). A think aloud study comparing the validity and acceptability of discrete choice and best worst scaling methods. *PLoS One*, 9(4):e90635.

Wiesztort, L. (2011). La réinsertion de la nature en ville et le développement durable. Études de cas dans l'ancien bassin minier du Nord-Pas-de-Calais.

Wigfall, L. B. et Griswold, W. (1999). Community participation in brownfield redevelopment. *Proceedings of the 1999 Conference on Hazardous Waste Research*.

Wintz, M. et Dersé, F. (2012). La perception des friches dans les vosges du nord : entre nature abandonnée et nature « déjà-là ». *Annales scientifiques de la réserve de biosphère transfrontalière du Nord-Pfälzerwald*, 16:214–235.

Wolfe, A. K. et Bjornstad, D. J. (2002). Why would anyone object ? An exploration of social aspects of phytoremediation acceptability. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21(5):429–438.

Wolff, K., Nordin, K., Brun, W., Berglund, G. et Kvale, G. (2011). Affective and cognitive attitudes, uncertainty avoidance and intention to obtain genetic testing : An extension of the theory of planned behaviour. *Psychology & Health*, 26(9):1143–1155.

Wolsink, M. (2007). Wind power implementation : The nature of public attitudes : Equity and fairness instead of 'backyard motives'. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(6): 1188–1207.

Wolsink, M. (2010). Contested environmental policy infrastructure : Socio-political acceptance of renewable energy, water, and waste facilities. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(5):302–311.

Woo, A. et Lee, S. (2016). Illuminating the impacts of brownfield redevelopments on neighboring housing prices : Case of Cuyahoga County, Ohio in the US. *Environment and Planning A*, 48(6):1107–1132.

Wood, N. B., Lawrenz, F. et Haroldson, R. (2009). A judicial presentation of evidence of a student culture of "dealing". *Journal of Research in Science Teaching*, 46(4):421–441.

Wooldridge, J. M. (2010). *Econometric analysis of cross section and panel data*. MIT press.

World Health Organization, Klingman, N., Van Lerberghe, W. et Tulenko, K. (2012). How to conduct a discrete choice experiment for health workforce recruitment and retention in remote and rural areas : a user guide with cases studies.

Wright, P. D. et Wright, H. D. (2006). Social representations of intermittency and the shaping of public support for wind energy in the UK. *International Journal of Global Energy Issues*, 25(3/4):243.

Wu, J.-R., Lennie, T. A., Dunbar, S. B., Pressler, S. J. et Moser, D. K. (2017). Does the theory of planned behavior predict dietary sodium intake in patients with heart failure ? *Western journal of nursing research*, 39(4):568–581.

Xenarios, S. et Tziritis, I. (2007). Improving pluralism in multi criteria decision aid approach through focus group technique and content analysis. *Ecological Economics*, 62(3):692–703.

Xie, F., Pullenayegum, E., Gaebel, K., Oppe, M. et Krabbe, P. F. (2014). Eliciting preferences to the EQ-5D-5Lhealth states : discrete choice experiment or multiprofile case of best–worst scaling ? *The European Journal of Health Economics*, 15(3):281–288.

Yan, T. et Tourangeau, R. (2008). Fast times and easy questions : the effects of age, experience and question complexity on web survey response times. *Applied Cognitive Psychology*, 22(1):51–68.

Yao, R. T., Scarpa, R., Rose, J. M. et Turner, J. A. (2015). Experimental design criteria and their behavioural efficiency : An evaluation in the field. *Environmental and Resource Economics*, 62(3):433–455.

Yatsalo, B. I., Kiker, G. A., Kim, J., Bridges, T. S., Seager, T. P., Gardner, K., Satterstrom, F. K. et Linkov, I. (2007). Application of multicriteria decision analysis tools to two contaminated sediment case studies. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(2):223.

Yazdanpanah, M. et Hadji Hosseinlou, M. (2017). The role of personality traits through habit and intention on determining future preferences of public transport use. *Behavioral Sciences*, 7(1):8.

Yount, K. R. et Meyer, P. B. (1994). Bankers, developers, and new investment in brownfield sites : Environmental concerns and the social psychology of risk. *Economic Development Quarterly*, 8(4):338–344.

Yu, J. et Pei, L.-L. (2018). Investigation of a brownfield conflict considering the strength of preferences. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(2):393.

Zabel, J. E. et Guignet, D. (2012). A hedonic analysis of the impact of LUST sites on house prices. *Resource and Energy Economics*, 34(4):549–564.

Zabeo, A., Pizzol, L., Agostini, P., Critto, A., Giove, S. et Marcomini, A. (2011). Regional risk assessment for contaminated sites part 1 : Vulnerability assessment by multicriteria decision analysis. *Environment International*, 37(8):1295–1306.

Zarcadoolas, C., Timm, E. et Bibeault, L. (2001). Brownfields : A case study in partnering with residents to develop an easy-to-read print guide. *Journal of Environmental Health*, 64(1):15.

Zbinden, A., Souchet, L., Girandola, F. et Bourg, G. (2011). Communication engageante et représentations sociales : une application en faveur de la protection de l'environnement et du recyclage. *Pratiques Psychologiques*, 17(3):285–299.

Zhang, D., Huang, G., Yin, X. et Gong, Q. (2015). Residents' waste separation behaviors at the source : Using SEM with the theory of planned behavior in Guangzhou, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(8):9475–9491.

Zhang, Y., Wu, Y., Zong, L. et Feng, X. (2008). Health risk assessment : case study of a brownfield contaminated by pops at Changzhou. *Environmental Science & Technology*, 7:039.

Zhao, P. (2010). Sustainable urban expansion and transportation in a growing megacity : Consequences of urban sprawl for mobility on the urban fringe of Beijing. *Habitat International*, 34(2):236–243.

Zhao, P. et Lü, B. (2011). Managing urban growth to reduce motorised travel in Beijing : one method of creating a low-carbon city. *Journal of Environmental Planning and Management*, 54(7):959–977.

Zhao, P., Lü, B. et de Roo, G. (2010). Urban expansion and transportation : the impact of urban form on commuting patterns on the city fringe of Beijing. *Environment and Planning A*, 42(10):2467–2486.

Zmirou, D., Deloraine, A., Saviuc, P., Tillier, C., Boucharlat, A. et Maury, N. (1994). Short-term health effects of an industrial toxic waste landfill : A retrospective follow-up study in Montchanin, France. *Archives of Environmental Health : An International Journal*, 49(4):228–238.

Zopounidis, C. (1996). The European school of Mcda : Some recent trends. *In Multicriteria Analysis*, pages 608–616.

Zouhri, B., Garros-Levasseur, E., Weiss, K. et Valette, A. (2016). Quand les agriculteurs et les étudiants pensent l'objet pesticide : analyse discursive des représentations sociales. *Pratiques Psychologiques*, 22(3):221–237.

Glossaire

Aide multicritère à la décision : ensemble de techniques permettant d'appréhender des problématiques de choix nécessitant la prise en compte de multiples facteurs (économiques, écologiques, culturels, sociaux, et techniques par exemple).

Artificialisation des sols : processus de transformation de surfaces retirées de leur état naturel, et dont la fonction change sous l'effet des activités humaines. Il s'agit d'un processus dont les conséquences sont délétères pour l'environnement.

Analyse de contenu : ensemble de techniques quantitatives et qualitatives permettant une analyse systématique des communications écrites et orales.

BASIAS : Base de données publiques créée en 1998 identifiant les Anciens Sites Industriels et Activités de Service. Les sites répertoriés dans BASOL sont transférés dans BASIAS après décontamination. Cette base de données ne renseigne donc pas sur la pollution du sol.

BASOL : Base de données publique créée en 1994 sur les sites et sols pollués ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif. En renseignant sur l'état du site, elle permet d'identifier les sites industriels en friche des sites industriels en activité ou réutilisés.

Biais : Différence entre ce qui est mesuré à partir des données de l'échantillon et la valeur exacte dans la population.

Disposition à payer : Montant maximum qu'un individu est prêt à payer pour obtenir un nombre donné d'unité de bien ou de service et/ou un niveau de qualité associé à ce bien ou ce service.

Expérience à choix discrets : méthode d'identification des préférences déclarées des consommateurs permettant d'appréhender les différentes caractéristiques d'un bien ou d'un service (*discrete choice experiment* (DCE) en anglais).

Friche urbaine polluée : espaces vacants à la suite de l'arrêt d'une activité économique, situés généralement en milieu urbain, et dont la contamination des sols résultant des activités passées est avérée.

Groupes de discussion : méthode de recueil qualitative des données consistant à partir d'entretiens, semi-directifs ou non, et encadrés par un modérateur à collecter des informations sur un sujet ou un thème prédéfini (appelés également entretiens de groupe et *focus groups* en anglais).

Imperméabilisation des sols : recouvrement du sol par un matériau artificiel et imperméable comme l'asphalte ou le béton.

Installation Classée pour la Protection de l'Environnement (ICPE) : exploitation industrielle ou agricole susceptible de créer des pollutions ou des nuisances pour la sécurité et la santé des riverains. Une nomenclature liste les activités relevant de la législation des ICPE dans le Code de l'Environnement (livre I et livre V). À titre d'exemple les anciennes carrières, les stations-services, ou

encore les élevages canins ou porcins sont des ICPE.

Interprétation de l'État des Milieux : document et démarche de gestion d'un site pollué mis en place afin de s'assurer que l'état des milieux soit compatible avec les usages déjà existants.

Parties prenantes : individus ou groupes d'individus, directement ou indirectement, et de façon positive ou négative, impactés par la mise en œuvre d'un projet de réaménagement comme une friche urbaine.

Perception du risque : évaluation individuelle et subjective de la probabilité d'occurrence d'un évènement en situation d'incertitude. Elle dépend d'une multitude de déterminants spécifiques au risque (sa fréquence, sa temporalité, l'ampleur de ses conséquences par exemple), à l'individu (comme par exemple, son degré de connaissance du risque et de ses conséquences, ou certains traits de sa personnalité) et à son environnement (aspects socio-culturels par exemple).

Plan de gestion : document et démarche de planification d'un site pollué visant à étudier différents scénarii de gestion du site, et à identifier la stratégie de gestion à appliquer en vue de le réhabiliter.

Pollution du sol : concentration anormalement élevée de composés chimiques dans les sols. Elle peut être d'origine anthropique lorsqu'elle résulte des activités humaines, ou d'origine géogénique lorsqu'elle est naturelle.

Reconversion : en architecture, la reconversion vise à redonner à un espace une nouvelle valeur d'usage en permettant si l'état des bâtis le permet une restauration ou une rénovation des éléments identitaires ou patrimoniaux. En architecture, ce terme se différencie de la réutilisation où les éléments à caractères identitaires ou patrimoniaux n'ont pas un caractère déterminant dans le processus de réaménagement de l'espace.

Régénération urbaine : la régénération ou restructuration ou rénovation urbaine désigne de façon générale le réaménagement d'un quartier ou d'un territoire délaissé en urbanisme. En architecture, on considère que la rénovation est une remise à neuf (en faisant table rase du passé). Pour l'Agence Nationale pour la Rénovation Urbaine (ANRU) ce terme désigne la restructuration de quartier sur le plan de la mixité sociale.

Réhabilitation : elle vise à améliorer l'état d'un bâtiment dégradé par le temps et l'usage afin qu'il puisse conserver son usage initial. Ce processus s'accompagne de mises en conformité par rapport aux normes en vigueur (relative à la sécurité, l'hygiène, ou l'environnement par exemple) ; ce qui n'est pas le cas de la restauration qui vise à rendre son aspect d'origine à un bâtiment dégradé au risque potentiellement que de nouveaux usages ne puissent pas être mis en place s'ils ne respectent pas les normes en vigueur.

Représentations sociales : interprétation socialement élaborée et partagée d'un objet concret ou abstrait. Elles découlent des représentations mentales de l'individu, c'est-à-dire de représentations internes à l'individu, comme par exemple un souvenir ou une interprétation personnelle, et de représentations collectives provenant des interactions et échanges avec les autres individus.

Risque : évènement dont l'occurrence et les conséquences sont incertaines.

Schéma conceptuel : caractérisation graphique des relations entre les sources potentielles de pollution, les voies de transferts possibles sur les milieux, et les mesures de protection et de prévention à mettre en place.

Site et sol pollué : Appellation utilisée par le Ministère de la Transition Écologique et Solidaire

pour désigner un « site présentant un risque pérenne, réel ou potentiel, pour la santé humaine ou l'environnement du fait d'une pollution de l'un ou l'autre des milieux, résultant de l'activité actuelle ou ancienne ».

Stigmate : notion initialement employée en sociologie par Émile Durkheim (1858-1917) pour désigner un attribut, physique ou symbolique, considéré par construction sociale comme singulier. Cette notion a été par la suite appliquée à différents domaines et contextes (environnementaux et technologiques par exemple). Dans le cas de friches urbaines, il s'agit d'un ensemble de facteurs plus ou moins tangibles dont l'impact est considéré comme négatif et qui peuvent persister plusieurs années après la reconversion du site.

Théories de la représentation sociale : ensemble de courants à la croisée de la sociologie et de la psychologie sociale visant à étudier le système de signification et d'interprétation qu'un individu ou un groupe d'individus exprime par rapport à son environnement.

Théorie du comportement planifié : développée par Icek AJZEN dans les années 1980, elle vise à expliquer les choix des agents économiques à partir de leurs intentions individuelles. Cette théorie introduit le degré de contrôle perçu, traduisant le niveau de facilité ou de difficulté que représente l'adoption effective d'un comportement dans une situation donnée, et prolonge ainsi la théorie de l'action raisonnée.

Valeur Économique Totale : cadre théorique d'analyse économique développé dans les années 1980 permettant de représenter et de différencier en fonction de son degré de tangibilité l'ensemble des flux de valeurs, d'usage et de non-usage, présents et futurs, d'un bien ou d'un service.

Table des matières

Liste des abréviations, sigles et acronymes utilisés vii

Sommaire ix

Liste des tableaux x

Table des illustrations xiv

Introduction 1
1.1 Les bénéfices découlant de la reconversion de friches urbaines polluées 2
1.1.1 Les bénéfices environnementaux 2
1.1.2 Les bénéfices en termes de santé publique 3
1.1.3 Les bénéfices économiques 4
1.1.4 Les bénéfices sociaux 7
1.2 Les stigmates associés aux friches urbaines polluées 12
1.2.1 Le concept de stigmate 12
1.2.1.1 Du concept de stigmate en sociologie et en médecine 12
1.2.1.2 Aux stigmates environnementaux 13
1.2.2 Impacts des stigmates pour les opérateurs techniques et fonciers 13
1.2.3 Impact des stigmates pour les riverains à proximité de friches urbaines polluées 18
1.3 Problématiques et structure de la thèse 21

Chapitre liminaire 27
1.1 Une entrée par la contamination des sols : les friches urbaines polluées en France 27
1.1.1 Délimitation géographique 27
1.1.2 Définition de notre objet d'étude 28
1.2 Friches urbaines polluées en France : identification et éléments de caractérisation à partir des données de BASOL 28
1.2.1 Identifier les friches urbaines polluées en France métropolitaine 29
1.2.2 Extraction des données à partir de BASOL 31
1.2.3 Éléments caractéristiques des friches urbaines polluées en France métropolitaine 32
1.2.3.1 Disparités géographiques dans la répartition des friches urbaines polluées en France 32
1.2.3.2 État technique et principales activités recensées sur les friches urbaines polluées 36
1.2.3.3 Limites de l'extraction des données de BASOL 37
1.3 Présentation des sites d'études 39
1.3.1 Critères d'identification des sites d'études 39
1.3.2 La friche Thomson à Angers 41

1.3.2.1 Localisation géographique . . . 41
1.3.2.2 Historique . . . 41
1.3.2.3 Diagnostics effectués et état de la pollution . . . 42
1.3.2.4 État actuel et devenir du site . . . 43
1.3.3 La friche de l'usine de l'Alleud à La Possonnière . . . 44
1.3.3.1 Localisation géographique . . . 44
1.3.3.2 Historique . . . 44
1.3.3.3 Diagnostics effectués et état de la pollution . . . 45
1.3.3.4 État actuel et devenir du site . . . 46
1.3.4 La friche des Tarares à Mauges-sur-Loire . . . 46
1.3.4.1 Localisation géographique . . . 46
1.3.4.2 Historique . . . 46
1.3.4.3 Diagnostics effectués et état de la pollution . . . 47
1.3.4.4 État actuel et devenir du site . . . 48
1.3.5 La friche du Boullounac à Canet . . . 48
1.3.5.1 Localisation géographique . . . 48
1.3.5.2 Historique . . . 49
1.3.5.3 Diagnostics effectués et état de la pollution . . . 49
1.3.5.4 État actuel et devenir du site . . . 50
1.3.6 La friche du Mas-de-Rochet à Castelnau-le-Lez . . . 50
1.3.6.1 Localisation géographique . . . 50
1.3.6.2 Historique . . . 50
1.3.6.3 Diagnostics effectués et état de la pollution . . . 51
1.3.6.4 État actuel et devenir du site . . . 51
1.4 Démarches de récolte et d'analyses des données . . . 55
1.4.1 Méthodes de recueil des données . . . 55
1.4.1.1 L'enquête par questionnaire . . . 55
1.4.1.2 Les groupes de discussion . . . 58
1.4.2 Méthodes d'analyses de données . . . 62
1.4.2.1 L'analyse de contenu . . . 63
1.4.2.2 Analyses statistiques et méthodes d'évaluation . . . 66
1.4.3 Synthèse sur les démarches de récolte et d'analyses de données . . . 69

I Gestion des sites et sols pollués en France : vers une amélioration pour les opérateurs techniques et fonciers ? 73

1 Gestion des friches urbaines polluées en France : vers une amélioration de la réglementation ? 77
1.1 Un problème longtemps négligé et mal maîtrisé . . . 77
1.1.1 Un problème longtemps ignoré . . . 78
1.1.2 Une réglementation en deux temps . . . 79
1.2 Une application fluctuante du principe du pollueur-payeur . . . 82
1.2.1 L'exemple de la définition du déchet et de ses applications dans le contexte des SSP . . . 82
1.2.2 L'exemple de la notion d'exploitant, de propriétaire et de détenteur . . . 83
1.2.3 Apports de ces deux exemples : une responsabilité qui reste engagée . . . 84
1.3 Des barrières techniques et métholodologiques . . . 86
1.3.1 Les limites des inventaires historiques et des bases de données . . . 86
1.3.2 Les limites des études de vulnérabilité et évaluation d'impact . . . 87

1.3.3 Les techniques de dépollution : des choix peu lisibles . . . 89
1.4 Quels effets de la loi ALUR ? . . . 89
1.4.1 Les nouvelles dispositions réglementaires . . . 89
1.4.1.1 Une information sur les sites et sols pollués améliorée . . . 90
1.4.1.2 L'intervention d'un tiers responsable . . . 90
1.4.1.3 Une hiérarchisation des responsables . . . 91
1.4.2 Quelles dérives potentielles ? . . . 91
1.4.2.1 Au niveau des informations disponibles sur les SSP . . . 91
1.4.2.2 Au niveau du transfert de responsabilité . . . 92
1.4.2.3 Au niveau de la hiérarchisation des responsables potentiels . . . 92
1.5 Apports du chapitre . . . 92

2 Obstacles à la reconversion des friches urbaines en France : le point de vue des opérateurs techniques et fonciers 97
2.1 Matériel et méthodes . . . 98
2.1.1 Collecte des données . . . 98
2.1.2 Élaboration et passation du questionnaire . . . 99
2.1.3 Méthodes d'analyses des données . . . 100
2.1.4 Description de l'échantillon d'étude . . . 100
2.1.4.1 Couverture géographique de notre échantillon d'étude . . . 100
2.1.4.2 Types d'intervention et de structures interrogés . . . 101
2.1.4.3 Caractéristiques des friches urbaines . . . 103
2.2 Résultats . . . 104
2.2.1 Représentations et perceptions des friches urbaines des opérateurs techniques et fonciers . . . 104
2.2.2 Obstacles et leviers à la reconversion de friches urbaines polluées . . . 109
2.2.3 Bénéfices perçus par les opérateurs techniques et fonciers . . . 118
2.2.4 Les mécanismes participatifs mis en œuvre par les opérateurs techniques et fonciers . . . 120
2.3 Discussion . . . 126
2.4 Conclusion . . . 129
Conclusion de la première partie . . . 131

II Appréhender l'ampleur des stigmates associés aux friches urbaines polluées auprès des riverains 133

3 Représentations, perceptions, préférences et attitudes des riverains impactés par des friches urbaines polluées en France 137
3.1 Cadres théoriques mobilisés . . . 137
3.1.1 La théorie du comportement planifié . . . 137
3.1.1.1 De la théorie de l'action raisonnée à la théorie du comportement planifié . . . 138
3.1.1.2 Le cadre conceptuel de la théorie du comportement planifié . . . 138
3.1.1.3 Liens entre théorie du comportement planifié et sciences économiques . . . 139
3.1.1.4 Les critiques faites à la théorie du comportement planifié . . . 140
3.1.1.5 Applications de la théorie du comportement planifié . . . 140
3.1.1.6 Élaboration du questionnaire d'enquête . . . 141
3.1.2 La théorie de la représentation sociale . . . 144
3.1.2.1 Émergences de la théorie des représentations sociales et définitions 144

3.1.2.2 Les principaux modèles de représentations sociales 145
3.1.2.3 Le modèle structural et la théorie du noyau central 145
3.1.2.4 Les méthodes de collecte et d'analyse des représentations sociales 146
3.1.2.5 Apports de l'approche théorique de la représentation sociale . . 148
3.2 Méthodes de récolte et d'analyse des données 149
3.2.1 Récolte des données 149
3.2.2 Présentation des données 150
3.2.2.1 Module sur la pollution du sol 150
3.2.2.2 Module relatif aux friches urbaines 151
3.2.2.3 Module sur les préférences et attentes individuelles en matière de reconversion de friches urbaines 153
3.2.2.4 Module sur la confiance dans les institutions et modalités de participation souhaitées 154
3.2.3 Échantillon étudié 154
3.2.4 Méthodes d'analyses des données 158
3.2.4.1 Analyse des données textuelles et représentations sociales 158
3.2.4.2 Régressions logistiques 160
3.3 Résultats 166
3.3.1 Représentations sociales associées aux friches urbaines polluées 166
3.3.1.1 Représentations associées à la pollution du sol : une méconnaissance du problème 167
3.3.1.2 Représentations associées aux friches urbaines 176
3.3.2 Résultats des statistiques descriptives 183
3.3.2.1 Perceptions et connaissances de la pollution du sol 183
3.3.2.2 Perceptions et connaissances des friches urbaines 185
3.3.2.3 Préférences et attentes en matière de reconversion de friches urbaines 188
3.3.2.4 Confiances et modalités de participations souhaitées 191
3.3.3 Insatisfactions à l'égard des programmes de gestion de friches urbaines polluées 193
3.3.3.1 Déterminants de l'insatisfaction des programmes de gestion de la pollution des sols 193
3.3.3.2 Déterminants de l'insatisfaction des programmes de gestion des friches urbaines 195
3.4 Discussions 198
3.4.1 Une perception du risque élevée mais une méconnaissance de la contamination du sol 198
3.4.1.1 La perception du risque de contamination du sol 198
3.4.1.2 La méconnaissance du risque de pollution du sol 200
3.4.2 Les perceptions, connaissances et attentes des friches urbaines 200
3.4.2.1 La conscience de vivre à proximité d'une friche urbaine polluée 201
3.4.2.2 La perception du risque découlant d'une friche urbaine potentiellement polluée 202
3.4.2.3 Les préférences et attentes individus vis-à-vis de la reconversion de friches urbaines polluées 202
3.4.3 L'insatisfaction des programmes de gestion de friches urbaines polluées . 203
3.4.3.1 L'insatisfaction à l'égard de l'action des pouvoirs publics 203
3.4.3.2 La confiance et les modalités de participation attendues 204
3.4.4 L'identification des friches urbaines polluées et la mise en œuvre d'une enquête en ligne 205

3.5 Conclusion et apports du chapitre . . . 206

4 Préférences et connaissances individuelles de friches urbaines polluées : un focus sur cinq communes Françaises 209

4.1 La méthode des choix discrets . . . 210
4.1.1 Fondements théoriques et objectifs de la méthode des choix discrets . . . 210
4.1.1.1 La théorie du consommateur de Lancaster . . . 210
4.1.1.2 La théorie de l'utilité aléatoire . . . 211
4.1.1.3 Objectifs des expériences à choix discrets . . . 212
4.1.2 Principales étapes d'une expérience à choix discrets . . . 212
4.1.2.1 Spécification du modèle . . . 212
Définir les alternatives de l'expérience à choix discrets . . . 213
La labélisation des alternatives . . . 213
L'introduction du *statu quo* . . . 214
Définir les attributs de l'expérience à choix discrets et leurs modalités 214
L'inclusion d'un attribut monétaire . . . 214
Le nombre d'attributs et de niveaux . . . 215
4.1.2.2 Choix d'un design expérimental . . . 215
Propriétés des plans d'expériences à choix discrets . . . 215
Les différents plans d'expériences . . . 216
Les plans d'expériences complets . . . 217
Les plans d'expériences fractionnaires . . . 217
4.1.2.3 Passation du questionnaire . . . 218
Pré-requis à respecter dans la diffusion d'un questionnaire d'expérience à choix discrets . . . 219
Analyser les données . . . 220
4.1.3 Principaux biais dans la mise en œuvre d'une expérience à choix discrets 220
4.1.4 Application des DCE dans le cas de sites pollués ou fonciers dégradés . . . 222
4.2 Matériel et méthodes de récolte des données . . . 225
4.2.1 Élaboration de l'expérience à choix discrets . . . 225
4.2.1.1 Identification des attributs . . . 225
4.2.1.2 Présentation des attributs et de leurs niveaux . . . 228
4.2.1.3 Plan d'expérience . . . 229
4.2.2 Présentation du questionnaire et des données . . . 230
4.2.2.1 Passation du questionnaire . . . 230
4.2.2.2 Questionnaire d'expérience à choix discrets . . . 232
4.2.2.3 Module sur la connaissance de la pollution des sols en France . 236
4.2.2.4 Module sur la connaissance de la friche urbaine polluée . . . 236
4.2.3 Présentation de l'échantillon d'étude . . . 237
4.2.4 Méthode d'analyse des données . . . 239
4.2.4.1 Le modèle logit conditionnel . . . 239
4.2.4.2 La construction d'un score de connaissance des friches urbaines polluées . . . 240
Définition d'un indice composite . . . 240
Étapes . . . 240
4.3 Résultats . . . 242
4.3.1 Connaissances individuelles des friches urbaines polluées . . . 242
4.3.1.1 Connaissances individuelles vis-à-vis de la contamination des sols 242
4.3.1.2 Connaissances individuelles de la friche . . . 244

4.3.1.3 Connaissances générales associées aux friches urbaines polluées sur les cinq communes . . . 246
4.3.2 Préférences pour la reconversion de friches urbaines polluées . . . 247
4.3.2.1 Résultat du modèle conditionnel logit . . . 247
4.3.2.2 Calculs des effets marginaux, des élasticités et de la disposition à payer . . . 248
4.4 Discussion . . . 254
4.4.1 Difficultés à remplir le questionnaire d'expérience à choix discrets . . . 254
4.4.2 Temps de réponse . . . 255
4.4.3 Autres limites . . . 256
4.5 Conclusion et apports du chapitre . . . 257
Conclusion de la deuxième partie . . . 259

III Promouvoir la participation dans le cadre de la reconversion de friches urbaines polluées en France 261

5 La participation dans le cas de la reconversion de friches urbaines polluées en France 265
5.1 Les dispositions réglementaires en vigueur dans le cadre de la reconversion de friches urbaines . . . 266
5.1.1 Réglementations relatives à la participation du public dans le domaine environnemental . . . 266
5.1.1.1 La participation au niveau international . . . 266
5.1.1.2 La participation au sein de l'Union-Européenne . . . 267
5.1.1.3 La réglementation française en matière de participation . . . 267
5.1.2 La réglementation applicable dans le cas de la reconversion de friches urbaines polluées . . . 269
5.1.2.1 L'information dans le domaine des sites et sols pollués . . . 270
5.1.2.2 L'obligation d'impliquer les parties prenantes dans le cas de la gestion des sites et sols pollués . . . 270
5.2 Du continuum de pratiques possibles aux modèles de décision théoriques . . . 271
5.2.1 Une diversité d'application . . . 271
5.2.2 Les modèles de décisions théoriques sous-jacents . . . 275
5.3 Obstacles, pre-requis et bienfaits attendus des démarches participatives . . . 277
5.3.1 Les obstacles à surmonter dans la mise en œuvre de démarches participatives 277
5.3.1.1 La définition et l'obtention de l'intérêt général . . . 277
5.3.1.2 La représentativité . . . 278
5.3.1.3 Les jeux de pouvoir existants . . . 278
5.3.2 Les prérequis nécessaires à la mise en place de démarches participatives . 279
5.3.2.1 Impliquer les parties prenantes en amont du projet en tenant compte de la temporalité du projet de reconversion . . . 279
5.3.2.2 Former et informer les parties prenantes . . . 279
5.3.2.3 Définir les règles du jeu . . . 280
5.3.3 Les bienfaits attendus des démarches participatives . . . 280
5.4 Conclusion du chapitre . . . 281

6 Application d'une démarche participative dans le cas de la reconversion d'une friche urbaine polluée 283
6.1 Démarches participatives multicritères dans le cas des sites pollués . . . 285
6.1.1 Aperçu des méthodes d'aide multicritère à la décision . . . 285

6.1.1.1 L'émergence des méthodes d'aide multicritère à la décision . . . 285
6.1.1.2 Présentation des concepts utilisés en aide multicritère à la décision 286
6.1.1.3 Présentation des méthodes de surclassement 288
6.1.1.4 Présentation et justification du choix de la méthode ELECTRE I 289
6.1.2 Applications des méthodes d'aide multicritère à la décision dans le cas de sites pollués 290
6.2 Mise en œuvre de la démarche 294
6.2.1 Site d'étude : la friche de l'Alleud à La Possonnière 294
6.2.1.1 Localisation géographique 295
6.2.1.2 Contexte historique et environnemental 295
6.2.1.3 Justification du site d'étude 296
6.2.2 Identification des parties prenantes 296
6.2.3 Présentation de la démarche participative 297
6.2.3.1 Étapes préliminaires et mise en place du processus d'autonomisation des parties prenantes 297
6.2.3.2 La phase de négociation et d'aide multicritère à la décision . . . 299
6.3 Résultats 300
6.3.1 Perceptions, connaissances et attentes des parties prenantes 300
6.3.2 Construction de la matrice de performance et pondération 305
6.3.3 Mise en évidence des projets consensuels par l'aide multicritère à la décision 306
6.4 Discussion 309
6.5 Conclusion et apports de la démarche 311
Conclusion de la troisième partie 312

Conclusion **315**

Annexes **A3**

A Questionnaire soumis aux acteurs institutionnels et opérateurs techniques ou fonciers **A3**

B Répartition des friches urbaines polluées et pourcentage d'individus enquêtés au niveau national **A15**

C Questionnaire administré aux riverains résidant sur une commune impactée par au moins une friche urbaine polluée en France **A19**

D Questionnaire administré sur cinq communes impactées par une friche urbaine polluée **A37**

E Identification des niveaux de l'attribut de coût à partir de la consultation des dossiers de l'ADEME **A51**

F Grilles des entretiens de groupe effectués à La Possonnière et documents complémentaires à ce site d'étude **A53**

G Présentation des principaux logiciels utilisés **A63**
G.1 Présentation et comparaison de deux logiciels d'analyse de contenu : IRaMuTeQ et Tropes A63
G.1.1 Qu'est-ce qu'IRaMuTeQ ? A63
G.1.1.1 Quels types d'analyses peut-on effectuer avec IRaMuTeQ ? . . . A65

G.1.1.2 Comment formater les données sous IRaMuTeQ ? A66
Formatage des textes A66
Aperçu d'un corpus monothématique sous IRaMuTeQ A66
Aperçu d'un corpus thématique sous IRaMuTeQ A67
Formatage des matrices pour l'analyse prototypique sous IRaMuTeQA67
G.1.2 Comparaison de deux logiciels d'analyse de contenu : IRaMuTeQ et TropesA67
G.2 Code NGene de l'expérience à choix discrets A70
G.2.1 Qu'est-ce que NGene ? A70
G.2.2 Comment utiliser NGene ? A70
G.3 Présentation de Diviz A72
G.3.1 Qu'est-ce que Diviz ? A72
G.3.2 Comment utiliser Diviz ? A72

Bibliographie **319**

Glossaire **389**

Table des matières **392**

Reconversion et aménagement durable des friches urbaines polluées : élaboration d'une méthode participative d'évaluation et d'aide multicritère à la décision

Mots-clés : aide multicritère à la décision ; analyse de contenu ; friches urbaines ; groupes de discussion ; modèle de choix discrets ; participation ; théorie du comportement planifié ; théorie de la représentation sociale.

Résumé : La reconversion des friches urbaines est une priorité pour préserver les sols. Ce sont souvent des sites pollués ; ce qui engendre de nombreux obstacles pour les reconvertir. Les bénéfices découlant de la reconversion sont sous-estimés tandis que les coûts sont surestimés par les opérateurs techniques et fonciers. L'impact de la stigmatisation du site amène les riverains à ne pas s'approprier les nouveaux usages. Le choix de ces usages peut être à l'origine de conflits entre les parties prenantes. Cette thèse s'intéresse à la reconversion des friches polluées en tenant compte à la fois de la multidimensionnalité des parties prenantes, de leurs préférences, et de leurs perceptions. Nous étudions les obstacles et les leviers pouvant être mobilisés pour promouvoir leur reconversion à partir d'une enquête auprès de 76 opérateurs techniques et fonciers dans une première partie. Dans la seconde, nous analysons l'importance des stigmates associés aux friches polluées auprès des riverains et futurs usagers. Une première enquête, menée au niveau national (803 observations) analyse leurs perceptions, représentations et préférences vis-à-vis de ces sites. Ces dernières sont précisées à l'aide d'une expérience à choix discrets (338 observations) administrée sur cinq communes impactées par ce type de site. Dans une troisième partie, nous appliquons une démarche d'aide multicritère à la décision participative dans le cas d'une friche urbaine polluée. Elle identifie les projets les plus consensuels en regroupant l'ensemble des parties prenantes. Ils correspondent aux préférences individuelles identifiées dans les précédents chapitres.

Sustainable contaminated brownfield redevelopment: implementation of a participatory multicriteria decision aid support system

Keywords: multicriteria decision aid ; content analysis ; brownfields ; focus groups ; discrete choice models ; participation ; theory of planned behavior ; social representation theory

Abstract: Brownfield redevelopment is a key priority to preserve soils. Brownfields are often contaminated yet. Therefore, it creates numerous obstacles to reuse them. Firstly, brownfields redevelopment's benefits are underestimated whereas costs are overestimated by developers. Secondly, brownfields are plagued with the stigma effect. This effect persists even after remediation process (e.g., individuals may not use facilities on a former contaminated brownfield). Thirdly, new uses can cause conflicts between the stakeholders. As such, this thesis deals with contaminated brownfield redevelopment taking into account both the multidimensionality of stakeholders, their preferences and their perceptions. developers. In a first part, we study barriers to brownfield redevelopment and how to tackle them using a survey among 76 French developers. In a second part, we analyse the importance of the stigma associated with contaminated brownfields. A first survey (803 observations), conducted at national level, investigates individuals' perceptions, representations and preferences regarding brownfield redevelopment. A second survey (338 observations), conducted among five municipalities impacted by such sites, specifies their preferences using a discrete choice experiment. In the third part, we apply a participatory multicriteria decision aid. It determines the most consensual projects in the case of a contaminated site. They correspond to individuals' preferences that were previously analysed.